



Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft

Masterarbeit

Auswirkungen der thermischen
Behandlung von Böden auf die Mobilität
von Schwermetallen

Iris Berrer, BSc

September 2022



EIDESSTATTLICHE 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 08.09.2022

Unterschrift Verfasserin
Iris, Berrer
Matrikelnummer: 01600883

Vorgelegt von:

Iris Berrer, BSc

m01600883

Betreuer:

Prof. Dipl.-Min. Dr.rer.nat. Daniel Vollprecht

Theresa Sattler, MSc

DANKSAGUNG

Für das Verfassen einer Masterarbeit benötigt man nicht nur die eigene Kompetenz, sondern eine Vielzahl an helfenden Köpfen, zahlreichen Antworten auf offene Fragen und unterstützenden Gesten.

Das Projekt „InnoBLA“ wurde durch die Antragsteller GM Remediation Systems GmbH, S-PEC e.U. und die Montanuniversität Leoben sowie durch die Förderung durch die Kommunalkredit Public Consulting ermöglicht.

Ein großer Dank gilt meinem Betreuer Herrn Prof. Dipl.-Min. Dr.rer.nat. Daniel Vollprecht für die umfassende Unterstützung, die zahlreichen fachlichen Hilfestellungen sowie der immerzu raschen Rückmeldung bei Fragen. Danke, dass du dir auch immer die Zeit für jedes noch so kleine Detail genommen hast. Ebenso kann ich mich in diesem Zuge für die spannenden Vorlesungen mit einem immensen Wissenstransfer bedanken, welchem ich noch als Studentin an der Montanuniversität Leoben in Genuss kommen durfte.

Ebenso bedanken möchte ich mich bei meiner Betreuerin Frau Theresa Sattler, MSc für die organisatorischen Hilfestellungen sowie die fachliche Einführung in das Projekt InnoBLA. Danke Theresa für deine Ruhe und den Zuspruch während des Verfassens dieser Arbeit.

Danke auch an alle an diesem Projekt beteiligten Personen vom Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft der Montanuniversität Leoben. Danke an Frau Tanja Trieb und Frau Bettina Stocker-Reicher vom Sekretariat für das Lösen von Softwareproblemen und allgemeinen Fragen. Danke an Manuel Riedl für das Opfern eines Wochenendes sowie die gesamte Zeit zur Auswertung der Eluatkonzentrationen. Danke an Florian Feucht für das gemeinsame Benutzen des Software PCs und Verhinderung von Terminkollisionen.

Das größte Dankeschön möchte ich an meine Familie, Freunde und Studienkollegen richten, die während des gesamten Studiums immer hinter mir gestanden sind und viel Geduld für mich aufbringen konnten. Danke!

Kurzfassung

Auswirkungen der thermischen Behandlung von Böden auf die Mobilität von Schwermetallen

Schwermetalle sind neben Chlorkohlenwasserstoffen und Mineralölen eine der häufigsten Verunreinigungen in Altlasten. Mittels In-situ-Immobilisierung kann eine erfolgreiche Sicherung und Sanierung von Schwermetallbelastungen erreicht werden. In co-kontaminierten Altlasten können semivolatile und volatile organische Stoffe mittels physikalischer Verfahren, wie z.B. der thermisch unterstützten Bodenluftabsaugung, entfernt werden. Schwermetalle bleiben jedoch weiterhin im behandelten Boden. Die Temperaturbelastung beeinflusst die chemische und mineralogische Zusammensetzung sowie die Struktur des Untergrundes. Es kommt dabei auch zur Änderung des pH-Wertes und des Wasserhaushaltes sowie der mikrobiellen Tätigkeit. Durch diesen Temperatureinfluss können Schwermetalle jedoch auch erneut mobilisiert werden, was möglicherweise dem Sanierungserfolg entgegenwirkt und bisher noch nicht genauer erforscht wurde.

Diese Arbeit beschäftigt sich mit dem Temperatureinfluss auf die Veränderung der Mobilität von spezifischen Schwermetallen in fünf verschiedenen Bodenproben, die einer thermischen Behandlung bei 105 °C, 300 °C und 500 °C zugeführt worden waren. Die Proben wurden anschließend pH-abhängigen Elutionsversuchen (EN 14429) bei Raumtemperatur unterzogen und die Auswirkung der vorigen Behandlung untersucht. Die maximal auslaugbare Konzentration eines Elements in einem Versuch wurde als verfügbare Konzentration für die Modellierung der mobilitätskontrollierenden Mechanismen dem Simulationsprogramm LeachXS™ mit der Datenbank ORCHESTRA verwendet. Dabei handelt es sich entweder um das Löslichkeitsgleichgewicht einer schwermetallhaltigen Mineralphase oder um das Adsorptionsgleichgewicht an einer Mineraloberfläche. Elementarverteilungskarten aus Mikrosondenuntersuchungen ermöglichten einen Ergebnisvergleich, indem sie die mineralogische Bindungsform der Schwermetalle aufzeigen.

Die pH-abhängigen Auslaugversuche zeigen für Cu, Pb, Cd and Zn ein amphoterer Verhalten, d.h. eine minimale Mobilisierung im mittleren pH-Bereich. Das Minimum verschiebt sich mit zunehmender Behandlungstemperatur zu höheren pH-Werten und geringeren Eluatkonzentrationen, es kommt also zu einer Immobilisierung. Die Modellierungen zeigen, dass Adsorptionsprozesse für Cd den ausschließlichen und für Cu, Pb und Zn einen wesentlichen freisetzungskontrollierenden Mechanismus darstellen. Zusätzlich treten bei den letztgenannten Elementen laut Modellierung im alkalischen Bereich Oxide und Hydroxide auf, deren geringere Löslichkeit in thermisch behandelten Proben eine Ursache der Immobilisierung sein könnte. Die Mikrosondenuntersuchungen zeigen Pb in Form von Phosphaten, Silikaten und Sulfaten, die jedoch laut Modell eine höhere Löslichkeit aufweisen, so dass es anschließend zur Adsorption und Ausfällung von Sekundärphasen kommt.

Chrom zeigt ein von den anderen Schwermetallen teilweise abweichendes Verhalten. Zwar ist in unbehandelte und gering erhitzte Proben auch ein amphoterer Verhalten feststellbar, bei einer Behandlung von 300 °C und mehr ist die Freisetzung aber konstant hoch, es kommt somit durch die thermische Behandlung zu einer Mobilisierung. Die Mobilität von Chrom wird ausschließlich durch Adsorptionsprozesse kontrolliert. Da sich das Gleichgewicht zwischen Cr(III) und Cr(VI) mit zunehmender Temperatur zum Cr(VI) verschiebt, welches als Anion vorliegt, kann die höhere Mobilität auf diese Oxidationsreaktion zurückzuführen sein. Die Mikrosondenuntersuchungen zeigen die Bindung von Chrom in Chromit, FeCr_2O_4 , der sich dann laut Modellierung partiell lösen müsste, bevor das Chrom wieder durch Adsorption fixiert wird.

Abstract

Effects of thermal treatment of soil on the mobility of heavy metals

Along with chlorinated hydrocarbons and mineral oils, heavy metals are one of the most common pollution in contaminated sites. In-situ immobilisation is a way for a successful remediation of heavy metals in soils. Co-contaminations with semi-volatile and volatile organic substances are often treated with thermal processes such as Thermal Conductive Heating. Heavy metals are still present in the treated soil. The temperature load influences the chemical and mineralogical composition as well as the structure of the soil. There is also a change in the pH value, water balance and microbial activity. Due to this influence, heavy metals can be mobilised again, which, counteracts the remediation success and has not yet been researched in detail.

This work deals with the temperature effect on the change in mobility of specific heavy metals in five different soil samples that had been subjected to thermal treatment at 105 °C, 300 °C and 500 °C. The samples were then subjected to pH-dependent elution tests (EN 14429) at room temperature and the effect of the previous treatment was investigated. The maximum leachable concentration of an element in an experiment was used as the available concentration for modelling the mobility-controlling mechanisms to the simulation programme LeachXS™ with the ORCHESTRA database. This is either the solubility equilibrium of a mineral phase containing heavy metals or the adsorption equilibrium at a mineral surface. Elemental distribution maps from microprobe investigations enabled a comparison of results by showing the mineralogical bonding form of the heavy metals.

The pH-dependent leaching tests show an amphoteric behaviour for Cu, Pb, Cd and Zn, i.e. a minimum mobilisation in the middle pH range. The minimum shifts with increasing treatment temperature to higher pH values and lower eluate concentrations, i.e. immobilisation occurs. The modelling shows that adsorption processes are the exclusive release-controlling mechanism for Cd and a major release-controlling mechanism for Cu, Pb and Zn. In addition, according to the modelling, oxides and hydroxides occur for the latter elements in the alkaline range, whose lower solubility in thermally treated samples could be a cause of immobilisation. The microprobe investigations show Pb in the form of phosphates, silicates and sulphates, which, however, according to the model have a higher solubility, so that adsorption and precipitation of secondary phases subsequently occur. Chromium shows a partly different behaviour from the other heavy metals. Although a more amphoteric behaviour can be observed in untreated and slightly heated samples, the release is constantly high at a treatment of 300 °C and more, thus a mobilisation occurs due to the thermal treatment. The mobility of chromium is controlled exclusively by adsorption processes. Since the equilibrium between Cr(III) and Cr(VI) shifts with increasing temperature towards Cr(VI), which is present as an anion, the higher mobility may be due to this oxidation reaction. The microprobe investigations show the binding of chromium in chromite, FeCr_2O_4 , which, according to modelling, should then partially dissolve before the chromium is fixed again by adsorption.

Inhaltsverzeichnis

	Seite
1 ZIEL DER ARBEIT	3
2 EINLEITUNG	4
2.1 Von der Altlast bis zur Sanierung.....	4
2.2 Mobilität von Schwermetallen	6
2.2.1 Einflussparameter: pH-Wert.....	7
2.2.2 Einflussparameter: Spezifische Oberfläche und Adsorbens	7
2.2.3 Einflussparameter: Temperatur.....	8
2.2.4 Weitere Einflussparameter	8
2.3 Modellierung in LeachXS™ zur Vorhersage von Phasen in Böden	9
2.3.1 Eh-pH-Diagramme	13
3 MATERIAL UND METHODEN	16
3.1 Projektbeschreibung InnoBLA	16
3.2 Beschreibung der Probennahmestandorte	17
3.2.1 Altstandort K29 BBU Miniumfabrik Saag.....	17
3.2.2 Altablagerung N82 Glanzstoff – Traisenau.....	17
3.2.3 Altstandort und Altablagerung ST30 Lederfabrik Schmidt	18
3.2.4 Altablagerung ST32 Halde Schrems	19
3.2.5 Probe Poschacher	19
3.3 Versuchsschema und Methoden zur Probenauswertung.....	19
3.3.1 pH-abhängiges Elutionsverfahren	20
3.3.2 Modellierung in LeachXS™	21
3.3.3 Elektronenmikrosonden-Analytik.....	22
4 ERGEBNISSE.....	23
4.1 K29 BBU Miniumfabrik Saag	26
4.1.1 Eluatkonzentrationen K29.....	26
4.1.2 Modellierungsergebnisse K29.....	28
4.1.3 Mikrosondenergebnisse K29.....	43
4.2 N82 Glanzstoff – Traisenau	47
4.2.1 Eluatkonzentrationen N82.....	47
4.2.2 Modellierungsergebnisse N82.....	49
4.2.3 Mikrosondenergebnisse N82	62
4.3 ST30 Lederfabrik Schmidt	65

4.3.1	Eluatkonzentrationen ST30.....	65
4.3.2	Modellierungsergebnisse ST30.....	67
4.3.3	Mikrosondenergebnisse ST30	80
4.4	ST32 Halde Schrems.....	84
4.4.1	Eluatkonzentrationen ST32.....	84
4.4.2	Modellierungsergebnisse ST32.....	86
4.4.3	Mikrosondenergebnisse ST32	99
4.5	Poschacher.....	102
4.5.1	Eluatkonzentrationen Poschacher.....	102
4.5.2	Modellierungsergebnisse Poschacher.....	104
4.5.3	Mikrosondenergebnisse Poschacher	117
5	DISKUSSION UND INTERPRETATION.....	120
6	ZUSAMMENFASSUNG	123
7	VERZEICHNISSE	126
7.1	Abkürzungsverzeichnis	126
7.2	Tabellenverzeichnis	127
7.3	Abbildungsverzeichnis	128
7.4	Literaturverzeichnis.....	132

1 Ziel der Arbeit

Die thermisch unterstützte Bodenluftabsaugung zur Entfernung volatiler und semivolatiler Schadstoffe aus belasteten Bodenschichten ist ein bereits in den 1990er Jahren entwickeltes Sanierungsverfahren. Dazu werden elektrisch betriebene Wärmequellen vertikal in die Bodenzone eingebaut, die durch thermische Konduktion den gesättigten Bereich auf Temperaturen um 100 °C und den ungesättigten Bereich auch auf Temperaturen darüber (250 °C bis 350 °C) erwärmen.

Das Aufheizen der Böden durch Heizlanzen für die thermisch unterstützte Bodenluftabsaugung wirkt sich vermutlich auf die Mobilität von Schwermetallen und organischen Schadstoffen aus. Fünf Böden unterschiedlicher Bodenarten und -typen von Altlasten, die sowohl organische Kontaminationen als auch Schwermetalle enthalten, wurden beprobt und charakterisiert. Anschließend wurden pH-abhängige Auslaugversuche durchgeführt, wobei ein Modell über die Auswirkungen der thermischen Behandlung von organisch und anorganisch belasteten Böden auf die Schwermetallmobilität mittels der Software LeachXSTM durchgeführt werden soll. Grundlage für die Modellierungen bilden Daten aus pH-abhängigen Elutionsversuchen.

2 Einleitung

Diese Arbeit befasst sich mit der temperaturabhängigen Mobilität von Schwermetallen in Böden, bevorzugt in Altlasten. Grundsätzlich handelt es sich dabei um eine Weiterführung der Erkenntnisse von Kern (2021). In diesem Kapitel werden die wichtigsten Grundsätze der Literatur zusammengefasst dargestellt. Zur Vermeidung thematischer Wiederholungen können detaillierte Informationen in Kern (2021) nachgelesen werden.

2.1 Von der Altlast bis zur Sanierung

Als Altlasten werden nach dem Altlastensanierungsgesetz Altablagerungen und Altstandorte sowie durch diese kontaminierten Böden und Grundwässer bezeichnet, welche eine erhebliche Gefahr für Gesundheit und/oder die Umwelt darstellen. Das Verfahren zur Ermittlung einer Altlast wird durch eine primäre Meldung und Erstabschätzung eingeleitet und umfasst einen langwierigen Prüfprozess. Ist eine Altablagerung oder ein Altstandort als Altlast ausgewiesen, so sind diese einer Sicherung oder Sanierung zu unterziehen (ALSAG 1989).

Den aktuell 331 in der Altlastenatlasverordnung ausgewiesenen Altlasten können folgende Hauptkontaminationen mit Mehrfachnennung zugewiesen werden (siehe Abbildung 1).

Hauptkontaminationen von Altlasten

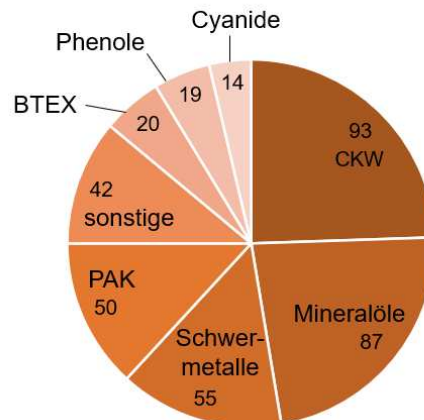


Abbildung 1: Hauptkontaminationen von Altlasten (Granzin und Valtl 2021).

Schwermetalle kommen dabei als dritthäufigste Verunreinigung in Altlasten vor und repräsentieren einen wesentlichen Anteil der zu behandelnden Ablagerungen.

Schwermetalle zählen zu einer Gruppe technisch und biologisch bedeutsamer Spurenelemente. Chemisch können Elemente mit einer Dichte von mehr als 5 g/cm^3 als Schwermetalle abgegrenzt werden (Alloway 1999). Schwermetalle gehören zu den Metallen und besitzen somit gute Leitfähigkeit für elektrischen Strom und Wärme (Zehl 2005). Von Verunreinigung kann gesprochen werden, wenn in dem betrachteten Umweltmedium eine erhöhte Konzentration von Schwermetallen auftritt. Jegliche weiteren Definitionen beschreiben

bereits die Wechselwirkung der Elemente mit der Umgebung, wie z.B. den Einfluss auf die Gesundheit. Die Bezeichnungen toxische Metalle, Schadstoff sowie Verschmutzung sind mit negativen Aspekten behaftet, wohingegen Mikronährstoffe die Schwermetalle in essentielle Elemente kategorisieren (Alloway 1999).

Mittels verschiedener Technologien sind eine Sanierung oder Sicherung der Dekontaminationen im Untergrund möglich. Abhängig von Kosten, Art des Schadstoffs und Zeitmanagement können biologische, chemische, physikalische Verfahren sowie permeable Wände und In-Situ-Immobilisierungen einzeln oder in Kombination eingesetzt werden. Einen Überblick der Verfahren mit einem Auszug der Einsatzmöglichkeiten abhängig von der Art der Kontaminationen gibt Abbildung 2 (Dörrie und Längert-Mühlegger 2010).

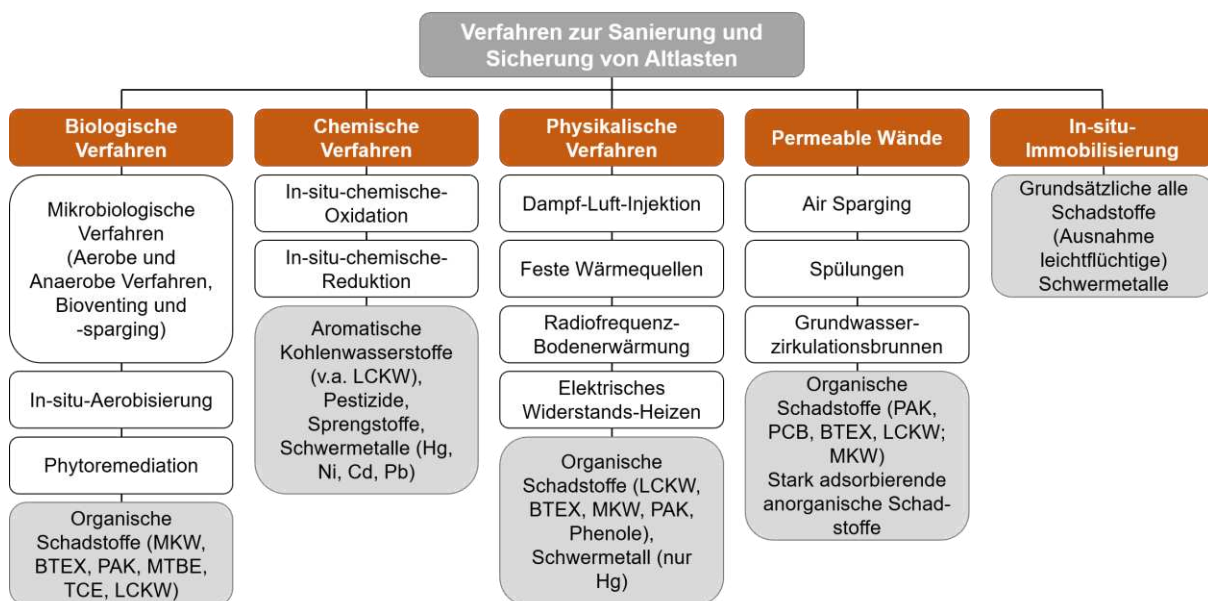


Abbildung 2: Verfahren zur Sanierung und Sicherung von Altlasten und deren Kontaminationen (Dörrie und Längert-Mühlegger 2010)

Das Sicherungsverfahren der Immobilisierung findet bei Schwermetallverunreinigungen oftmals Anwendung. Dabei wird die Mobilität und die Auslaugbarkeit der Schwermetalle durch Verfestigung mit einem hydraulischen Bindemittel verringert. Die Injektion von Fällungsreagenzien ermöglicht die Fixierung löslicher Schadstoffe (Püttmer 2003). Im Gegensatz zur Immobilisierung führen thermische Verfahren bei einer Schwermetallkontamination – mit Ausnahme von Quecksilber – aufgrund der fehlenden Abbaubar- und Flüchtigkeit zu keinem Sanierungserfolg. Werden jedoch co-kontaminierte Altlasten betrachtet, so können organische Verunreinigungen mittels thermischen Einflusses gut saniert werden. Die Schwermetalle werden dabei nicht entfernt. Die Temperaturbelastung beeinflusst die chemische und mineralogische Zusammensetzung sowie die Struktur des Bodens. Es kommt ebenso zu einer Änderung des pH-Wertes, des Wasserhaushaltes und der mikrobiellen Tätigkeit. Durch diesen Einfluss können Schwermetalle erneut mobilisiert werden, was dem Sanierungserfolg entgegenwirkt und bisher noch nicht genauer erforscht wurde (O'Brien et al. 2018).

Im nächsten Abschnitt sind die Mobilität von Schwermetallen sowie deren Einflüsse näher betrachtet und zusammengefasst. Ergänzend dazu werden Studien analysiert, welche sich bereits mit pH-abhängigen Elutionsversuche und deren Modellerstellung in LeachXS™ befasst haben.

2.2 Mobilität von Schwermetallen

Die Wechselwirkungen zwischen den Umweltmedien sind ausschlaggebend für den Verbleib sowie für die Verweildauer von Stoffen. Transferprozesse, welche in Abbildung 3 übersichtlich abgebildet sind, sind maßgebende Faktoren für die substanzspezifische Verteilung zwischen den Umweltkompartimenten Wasser, Boden, Luft und Biota (Fuchs et al. 2018).

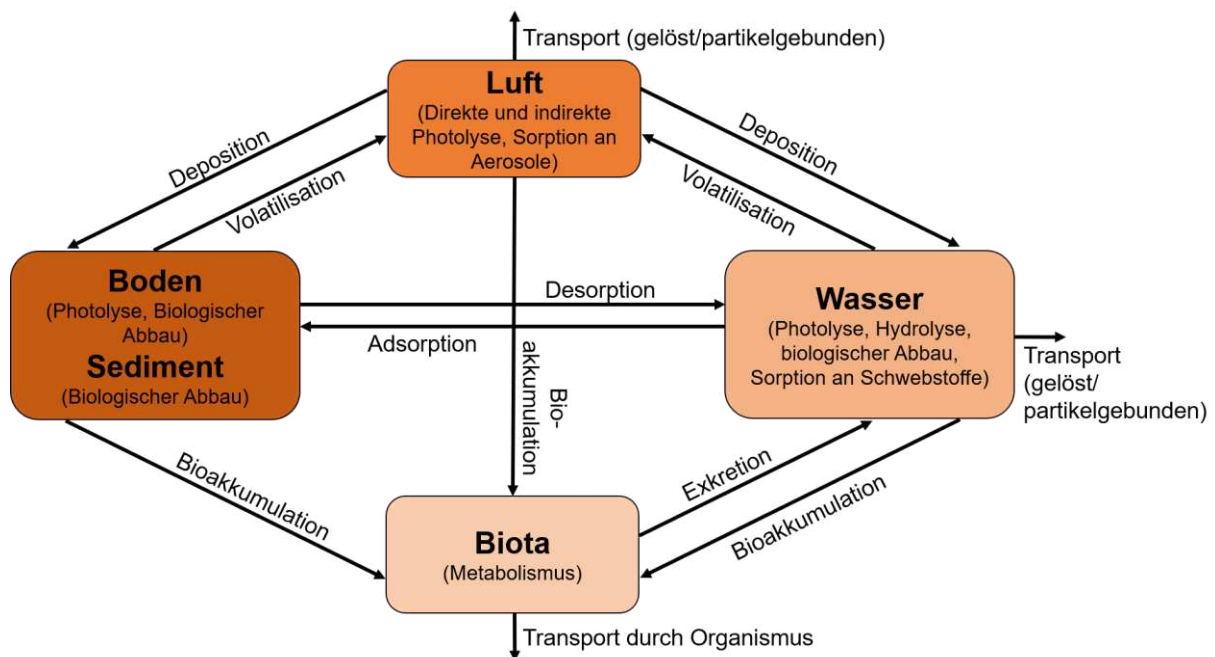


Abbildung 3: Wechselwirkung zwischen Umweltmedien (Fuchs et al. 2018)

Die Mobilität von Schwermetallen wird sehr stark von den Sorptionsprozessen zwischen Wasser und Boden beeinflusst. Während des Transports kommt es zu einer starken Partikelbindung. Es treten bei dieser Stoffgruppe weder Abbaureaktionen noch Volatilität zwischen Wasser und Luft auf (Fuchs et al. 2018). Der Metabolismus kann ebenso vernachlässigt werden, da die Wirkung der Schadstoffkonzentrationen von Schwermetallen nicht Teil dieser Untersuchung ist.

Der Eintrag von Schwermetallen in den Boden ist meist anthropogenen Ursprungs, kann jedoch stellenweise auch geologisch verursacht sein. Zu potenziellen Eintragsquellen zählen unter anderem das Ausbringen von Klärschlämmen, die Deponierung von Abfällen aus der Metall- oder Chemieindustrie sowie von Niederschlägen transportierte Schadstoffe (Zehl 2005).

Die jeweils vorliegende Bindungsform und die physikalisch-chemischen Eigenschaften beeinflussen die ökologische Wirksamkeit von Schwermetallen. Allgemein betrachtet können die Schwermetalle als freie Metallkationen, anorganisch und organisch gebundene Chelatkomplexe oder adsorbiert an hochmolekulare Huminstoffe sowie hochdispergierte Kolloiden auftreten (Zehl 2005).

Zwischen den Phasen der Schwermetalle kommt es einerseits zu Adsorptions-Desorptions-Prozessen und andererseits wird die Metallreaktivität durch Redoxreaktionen beeinflusst (Kluge 2010). Umfassend sind für die Schwermetallmobilität der pH-Wert, die spezifische Oberfläche des Adsorbens, das Redoxpotential sowie der Gehalt an Ton, an organischen und anorganischen Liganden sowie an Komplexbildnern verantwortlich (Zehl 2005; Kluge 2010). Die Einflussfaktoren der Schwermetallmobilität werden in den Kapiteln 2.2.1 bis 2.2.4 vorgestellt.

2.2.1 Einflussparameter: pH-Wert

Der pH-Wert, auch Bodenacidität genannt, hat die stärkste Wirkung auf die Löslichkeit der Schwermetalle. Laut Alloway (1999) sind Schwermetalle unter sauren Bedingungen am mobilsten und verringert eine Erhöhung des pH-Wertes ihre Auslaugbarkeit. Abhängig von der Art des Schwermetalls unterscheidet sich die Mobilität. Z.B. lösen sich Cadmium und Zink bereits bei einem pH-Wert von < 7 , hingegen werden Blei-, Kobalt- und Chromionen erst bei einem pH-Wert < 5 freigesetzt (Zehl 2005).

2.2.2 Einflussparameter: Spezifische Oberfläche und Adsorbens

Schwermetalle bzw. deren Kationen können an verschiedenste Stoffe im Boden adsorbiert werden. Wichtige Vertreter der Adsorbentien sind dabei Tonminerale, Metalloxide und -hydroxide sowie organische Substanzen, wie Huminsäuren. Bei Tonmineralen werden freie Metallkationen in das Kristallgitter eingebaut. Aluminium-, Eisen- und Manganverbindungen weisen eine hohe Adsorptionskapazität bei steigenden pH-Werten auf und binden Schwermetalle an der Oberfläche. Bei Huminstoffen kommt es hingegen zur Bildung von löslichen Komplexen oder schwerlöslichen organischen Schwermetallverbindungen im neutralen Bereich. Die Gesamtheit der austauschbaren Kationen in Böden steigt im Allgemeinen mit zunehmender spezifischer Oberfläche und Zunahme des pH-Werts (Zehl 2005).

Tonminerale

Tonminerale, die durch Gesteinsverwitterung geformt werden, besitzen große spezifische Oberflächen, welche permanent negativ geladen sind. Sie können so Kationen von Schwermetallen in den Zwischenschichten einbinden (Alloway 1999). Die vorhergehenden Umwandlungsprozesse von Tonmineralen sind sehr komplex und können anhand von Stabilitätsdiagrammen vorhergesagt werden (Scheffer und Schachtschabel 2018).

Höhere Ladungen der Metallkationen sowie ein größerer Ionenradius führen zu stärkeren elektrostatischen Kräften, wodurch die Metalle besser an Tonminerale adsorbiert werden können (Scheffer und Schachtschabel 2018).

Oxide und Hydroxide

Oxide und Hydroxide sind wesentliche Bestandteile des Bodens und haben dabei eine ähnliche Funktion wie die Tonminerale. Beispielsweise können Eisen-, Mangan- und Aluminiumoxide bei ihrer Ausfällung positiv geladene Schwermetallionen adsorbieren. Durch diese Bindung wird die Mobilität der Schwermetalle verringert. Die Adsorptionsfähigkeit der Oxide und Hydroxide ist grundsätzlich vom pH-Wert abhängig (Scheffer und Schachtschabel 2018).

Organische Substanzen/Huminstoffe

Zu den organischen Substanzen im Boden zählen feste sowie gelöste abgestorbene mikrobielle, pflanzliche und tierische Stoffe. Der Abbau einer festen Substanz durch Mikroorganismen setzt diese in der Bodenlösung frei. Vertreter dieser Gruppe sind Humin- und Fulvosäuren. Werden Huminstoffe an der Oberfläche von Bodenpartikeln adsorbiert, so stellt sich eine negative Ladung ein. Ein hoher Gehalt an organischen Substanzen kann eine verstärkte Mobilisierung von Metallanionen bzw. gegensätzlich die Bindung von deren Kationen hervorrufen (Scheffer und Schachtschabel 2018).

2.2.3 Einflussparameter: Temperatur

Laut O'Brien et al. (2018) stand die Temperatur als Einflussfaktor der Schwermetallmobilität noch kaum im Fokus von Untersuchungen. Dennoch kamen sie zur Erkenntnis, dass eine Temperaturerhöhung auf über 300 °C zur Decarboxylierung von Huminstoffen führt. Die organische Substanz nimmt ab (O'Brien et al. 2018). Ergänzend nimmt der Kohlenstoffgehalt des Bodens ab und es bilden sich vermehrt Emissionen an Kohlenstoffdioxid (Biswas et al. 2018). Der Abbau der organischen Substanzen könnte der Auslöser der erneuten Mobilisierung von Al, Fe und Cu sein (Roh et al. 2000). Mit der Abnahme der organischen Substanz kommt es ebenso zur Verflüchtigung von Stickstoff (O'Brien et al. 2018).

Tonminerale hingegen bleiben bis 400 °C stabil, einige Arten sogar bis zu 700 °C und höheren Temperaturen (O'Brien et al. 2018). Roh et al. (2000) stellten fest, dass bei 600 °C kaum mehr eine Tonstruktur vorhanden war, da diese zerstört oder verschmolzen war. Die veränderte mineralogische und chemische Zusammensetzung sowie Korngröße führten zu einer erhöhten Mobilität der Schwermetalle (Roh et al. 2000).

2.2.4 Weitere Einflussparameter

Neben dem pH-Wertes, der spezifischen Oberfläche des Adsorbens und der Temperatur, welche eine wichtige Rolle in der Modellierung von LeachXS™ spielen, gibt es noch weitere Einflussfaktoren, die ebenso die Mobilität der Schwermetalle beeinflussen.

Redoxpotential

Das Redoxpotential wird von der vorhandenen Sauerstoffkonzentration, genauer gesagt von der Aktivität freier Elektronen, festgelegt. Davon abhängig ist die vorliegende Metallbindungsform. In Oberböden wird Sauerstoff von Mikroorganismen verbraucht, wodurch in diesem Bereich vermehrt oxidische Verbindungen in Sulfide und Carbonate umgewandelt werden. Calmano et al. (1992) stellten ebenso fest, dass eine höhere Mobilität unter oxidierenden Bedingungen, also hohem Redoxpotential, erreicht wird. Tritt im Boden ein ständiges Wechseln von oxidierenden auf reduzierende Bedingungen und wieder retour auf, so kann beobachtet werden, dass der pH-Wert mit zunehmenden Redoxzyklen immer mehr sinkt. Folglich führt dies zu Änderungen der Metallbindungsformen (Calmano et al. 1992).

Einflussparameter: Salinität

Laut Hahn (2014) führt ein zunehmend gelöster Salzgehalt im Boden zur Desorption und folglich zur Erhöhung der Mobilität von Schwermetallen. Die Kationenkonzentrationen von K, Na, Ca, und Mg steigen. Im Gegensatz zu fest gebundenen Schwermetallen werden vermehrt unspezifisch gebundene Metalle, wie Cd, Zn und Ni, desorbiert (Hahn 2014).

Anorganische Liganden

Anorganische Verbindungen wie beispielsweise Carbonate, Chloride, Sulfate und Phosphate können mit Schwermetallen lösliche sowie unlösliche Komplexe bilden (Scheffer und Schachtschabel 2018).

Kern (2021) wies vor allem auf den Einfluss von Phosphaten in Böden auf die Schwermetalle hin. Einerseits kann Phosphat aus den Mineralen freigesetzt werden und senkt dadurch den pH-Wert, andererseits erschwert es die Sorption von Cu und Cd, indem es selbst die spezifische Oberfläche einnimmt (Caporale und Violante 2016). Widersprüchlich kann es ebenso in einigen Fällen bei Erhöhung der Phosphatkonzentration zur Verringerung der Auslaugbarkeit von Cd und Ni kommen, wiederum bei Co tritt das Gegenteil ein (Olaniran et al. 2013).

Einflussparameter: Kationenaustauschkapazität

Unter der effektiven Kationenaustauschkapazität wird die gesamte im Boden durch variable und permanente Oberflächenladungen austauschbar adsorbierte Ladungsmenge an Kationen verstanden. Die Einheit wird kurz als Menge an adsorbierten Kationen je Kilogramm Boden definiert. Die im sauren pH-Bereich auftretende Kationenaustauschkapazität liegt unter jener der im neutralen und basischen. Die Bodenzusammensetzung sowie die Korngrößenverteilung haben ebenso Einfluss auf die Kationenaustauschkapazität (Scheffer und Schachtschabel 2018).

2.3 Modellierung in LeachXS™ zur Vorhersage von Phasen in Böden

Die Modellierungssoftware LeachXS™ mit ORCHESTRA als geochemischer Spezifikations-Code bietet eine neue Art der Aufteilung zwischen mineralischen und sorptiven Phasen. Die Software enthält Adsorptionsmodelle für oxidische und organische Oberflächen sowie festen

Phasen (van der Sloot und van Zomeren 2012). Das Programm basiert auf Freisetzung von Schadstoffen aus Auslaugungsversuchen, einschließlich Chargen-, Säulen- und Tankversuchen sowie pH-statischen Auslaugungstests. LeachXS™ kann auf Böden, Schlämme, Sedimente, Verbrennungsrückstände, Siedlungsabfälle, Industrie- und gefährliche Abfälle, Bergbauabfälle, Bau- und Abbruchabfälle, behandelte oder stabilisierte Abfälle und zahlreiche andere Abfälle und Materialien angewendet werden (G-MAC und Hjelmar 2014).

Es existieren eine Vielzahl an Modellierungsprogrammen, welche auf unterschiedliche Datenbanken basieren. Je nach auszuwertender Sparte kann der entsprechende Spezifikations-Code gewählt werden. Die Datenbank MINTEQA2 bezieht sich auf mineralische Schlackenphasen (Meima und Comans 1997). CEMDATA07.1 wiederum beinhaltet Mineralien zur Modellierung von Zementabfällen (Martens et al. 2010).

Zur Veranschaulichung der verschiedenen Einsatzmöglichkeiten, werden im nächsten Schritt Studien angeführt, welche bereits eine Auswertung mit LeachXS™ inkludierten. Durch den erprobten Einsatz können auch Grenzen dieser Methode aufgezeigt werden.

Studie: Freisetungsverhalten sulfidischer Bergbauabfälle

Van der Sloot und van Zomeren (2012) untersuchten in einem pH-abhängigen Auslaugungstest das Freisetungsverhalten verschiedener sulfidischer Bergbauabfälle. Die Studie führte zur Erkenntnis, dass einerseits die Modellierung in LeachXS™ eine große Herausforderung und Komplexität der chemischen Reaktionen sowie verschiedener Phasen darstellt. Andererseits ist die Modellbetrachtung des geochemischen Reaktionstransports der einzige Weg, eine Bewertung der langfristigen Freisetzung von Abfällen zu erlangen. Der Vergleich des Freisetungsverhaltens von Abraumhalden und taubem Gestein mittels LeachXS™-Modellierung zeigt eine größere Übereinstimmung des Freisetungsverhaltens als dies auf Grundlage von Einzelschritttests oder kinetischer Tests zur Bewertung der Versauerung möglich wäre (van der Sloot und van Zomeren 2012).

Für die Ermittlung der Konzentrationen an Eisen- und Aluminiumoxiden sowie der reaktiven organischen Substanz wiesen Van der Sloot und van Zomeren (2012) auf folgende Methoden hin:

- Die Bestimmung der amorphen und kristallinen Eisenhydroxide der Abfallmischung erfolgte durch eine Dithionit-Extraktion (van der Sloot und van Zomeren 2012). Dieses kalibrierte chemische Extraktionsschema bietet die Möglichkeit die Menge an reaktiven Fe(III)-Mineralen zu ermitteln. Im Vergleich zu Ascorbat und Oxalat können mit Dithionit amorphe und kristalline Fe(III)-Minerale einschließlich Magnetit ausgelaugt werden (Kostka und Luther III 1994). Die Konzentration an Aluminiumoxiden wurde hingegen durch eine Oxalat Extraktion geschätzt. Für den endgültigen Wert der HFO (hydrous ferrous oxides, deutsch: wasserhaltige Eisenhydroxide) des Modells wurden die extrahierten Mengen an Eisen und Aluminium addiert (van der Sloot und van Zomeren 2012).
- Für die Menge der Huminsäure existiert bisher noch kein Bestimmungsschema. Die reaktive Komponente wurde mit 20 % des gesamten gelösten organischen

Kohlenstoffes angenommen, was etwa den Daten einer Studie mit Bauxitrückständen entspricht (van der Sloot und van Zomeren 2012).

Studie: Chemisches Verhalten von stabilisierten Zinkkontaminationen in Böden

Die Stabilisierung hat sich als relativ nachhaltige und wirtschaftliche Methode zur Bewältigung kontaminierter Böden erwiesen. Diese Technologie wurde in den letzten drei Jahrzehnten häufig eingesetzt, insbesondere für die Eindämmung von Schwermetallen. Da die Schadstoffe jedoch nicht entfernt werden, muss die langfristige Wirksamkeit der Technik validiert werden (John et al. 2014).

John et al. (2014) untersuchten in einer Studie zementstabilisierten, zinkkontaminierten Kaolin-Ton, der 1 % Huminsäure enthält. Ziel der Forschung war es, die langfristige Wirkung der Stabilisierung von kontaminierten Böden zu erkennen. Die zeit- und pH-abhängige Porenwasserauslaugung wurde mit LeachXS™ bewertet. Die Ergebnisse zeigten, dass Zink unter den vorherrschenden chemischen Bedingungen in der Matrix der Abfallform enthalten war. Die Anwesenheit von Huminsäure erhöhte die anfängliche Verfügbarkeit von Zink, jedoch nahm anschließend die Immobilisierung von Zink mit der Hydratation zu. Die potenziell löslichkeitssteuernden Phasen sind Zinksilikat, Franklinit, Kalziumzinkat, organischer Kohlenstoff und in geringerem Maße HFO. Die erwartete amphotere Auslaugung von Zink wurde nicht beobachtet, was auf die Komplexierung von Zink als unlösliche Silikate zurückzuführen sein könnte.

Die Erkenntnisse dieser Studie, welche einen Ansatz zur chemischen Charakterisierung von zementbehandelten Kaolinmischungen geben, können auf andere Sanierungskonzepte ausgeweitet werden. Es ist jedoch anzumerken, dass die thermodynamische Datenbank von LeachXS™ noch Lücken aufweist und dadurch eine leistungsorientierte Auswertung erschwert. Die Ergänzung der geochemischen Spezifikationsmodelle ermöglicht eine vollständige Bewertung der Auslaugung. Für das umfassende Verständnis und für eine langfristige Planung von Sanierungskonzepten sind jedoch Kenntnisse über die Mechanismen der Freisetzung von Schwermetallen, die Mineralogie, Expositionsbedingungen im Feld und extrinsische Parameter wie hydrologische Zustände, Redox- und Verwitterungsbedingungen erforderlich (John et al. 2014).

Studie: Einfluss von Bodenverbesserungsmitteln auf die Mobilität von Elementen

Carter et al. (2009) setzten die Kombination aus pH-abhängigen Auslaugungstests und der geochemischen Modellierung in LeachXS™ für die Untersuchung von Haupt-, Neben- und Spurenelementen von Böden ein, welche mit Bodenverbesserungsmitteln wie Rotkalk und Alkaloam behandelt wurden. Gegenstand war dabei die Bewertung des Phosphorrückhaltevermögens, der Freisetzung von Nicht-Nährstoffbestandteilen, der Verringerung des Säuregehalts des Bodens sowie der Rückhaltung organischer Stoffe (Carter et al. 2009).

Gegenstand der Untersuchung war ein Boden, welcher aus 45 % Silicium und hohen Anteilen an Quarz bestand. Zusätzlich besaß die untersuchte Substanz schlechte Wasser- und

Phosphorrückhalteeigenschaften. In dieser Bodenzusammensetzung war die Mobilität der Elemente Mn, Pb, Cu, Zn, Fe, Al, Cr, Ca, Mg und Ni stark durch die Adsorption an reaktive Organik im Boden gesteuert. Im alkalischen pH-Bereich wurde die Löslichkeit dieser Metalle durch Humin- und Fulvosäuren kontrolliert. Der neutrale Bereich assoziiert mit den unlöslichen organischen Substanzen. Im sauren Milieu wurden diese Metalle laut Modell als freivorliegende Ionen in Lösung vorhergesagt. Die Mobilität von Phosphor und Silicium hingegen wird von Eisen- und Aluminiumhydroxid-Phasen bzw. Quarz gesteuert. Durch die Zugabe von Alkaloam und Rotkalk in den Boden konnte das Phosphorrückhaltevermögen um den Faktor 3 bis 10 verbessert werden. Die Adsorption an Eisen- und Aluminiumhydroxiden stieg ebenfalls (Carter et al. 2009).

Studie: Geochemische Modellierung zementhaltiger Abfälle mittels analoger Software und Datenbank

Neben LeachXS™ bieten weitere Simulationsprogramme mit den dazugehörigen Datenbanken die Möglichkeit einer geochemischen Modellierung. So konnten Martens et al. (2010) mit PHREEQC-2 sowie der thermodynamischen Datenbank CEMDATA07.1 Extraktionstests von Zementabfallproben auswerten. Im Allgemeinen inkludiert das Programm ähnliche Phasen wie LeachXS™. CEMDATA07.1 eignet sich vor allem für die Feststoffsimulation von Portlandzementsystemen. Im Gegensatz zu den vorhandenen Zementhydraten beinhaltet das Programm jedoch keine thermodynamischen Daten zur Auswertung von Blei. In die Datenbank wurden fünf Bleiminerale sowie die wässrige Bleispezies manuell aufgenommen (Martens et al. 2010).

Durch die Studie konnten konzeptionelle Modelle erstellt werden, welche die Prozesse der Ausfällung, Auflösung, Adsorption und Bildung fester Phasen kombinieren. Die Auslaugungsergebnisse der wichtigsten Elemente aus Zement (Ca, Mg, und Al) sowie des Schadstoffs Blei stimmten im Allgemeinen gut mit den simulierten Diagrammen überein. Martens et al. (2010) wiesen lediglich auf eine Ausnahme bei Magnesium hin. Das Magnesium-Modell führte zu keiner thermodynamischen Übereinstimmung mit den gemessenen Daten (Martens et al. 2010).

Studie: Auswirkung von wiederholtem Komposteintrag auf die Mobilität von toxischen Spurenelementen in kontaminierten Böden

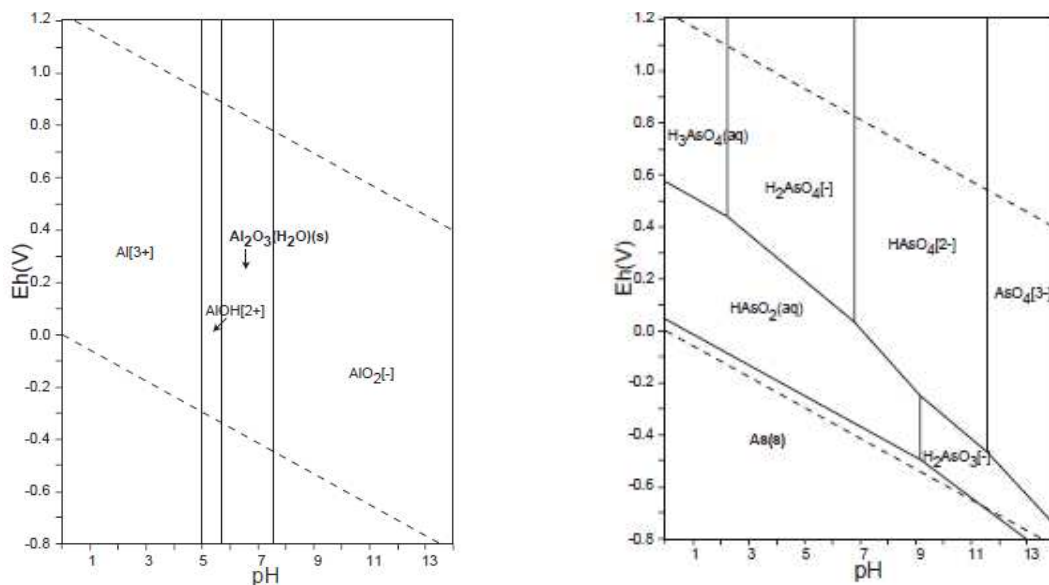
Fang et al. (2018) konnten durch einen dreijährigen Feldversuch und nachfolgende Labortests die Umweltauswirkungen von wiederholtem Komposteintrag in kontaminierte Böden untersuchen. Das Ergebnis der Studie zeigte, dass die Zugabe von Kompost die Mobilität der toxischen Spurenelemente As, Cd, Cr, Cu, Ni und Pb im neutralen und alkalischen pH-Bereich fördern kann. Die erhöhte Auslaugung kann aufgrund der zunehmenden organischen Substanz im Boden zurückgeführt werden (Fang et al. 2018).

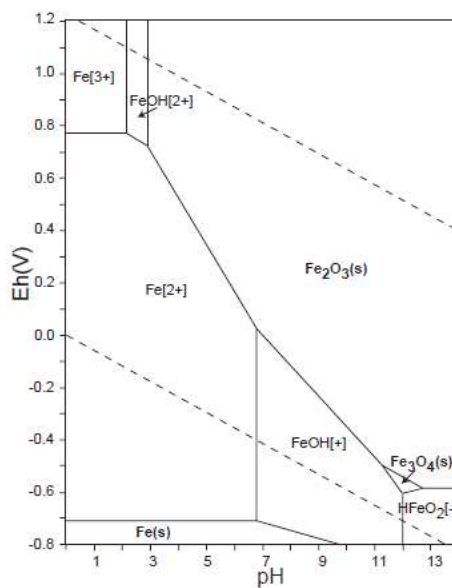
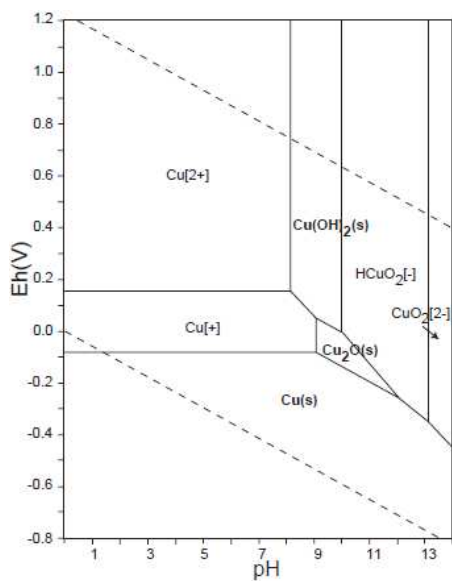
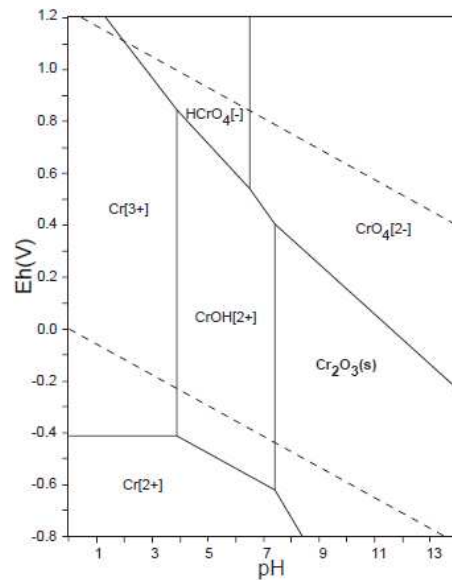
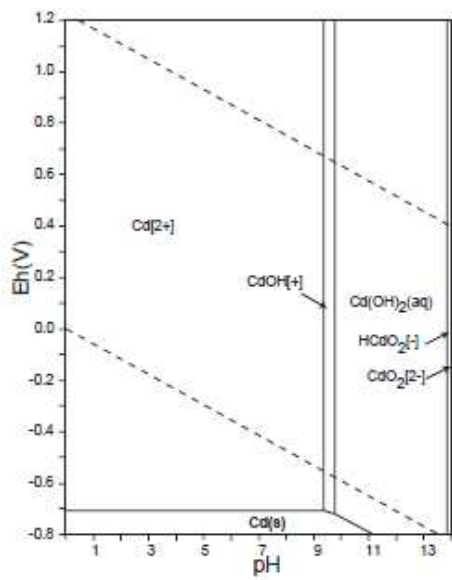
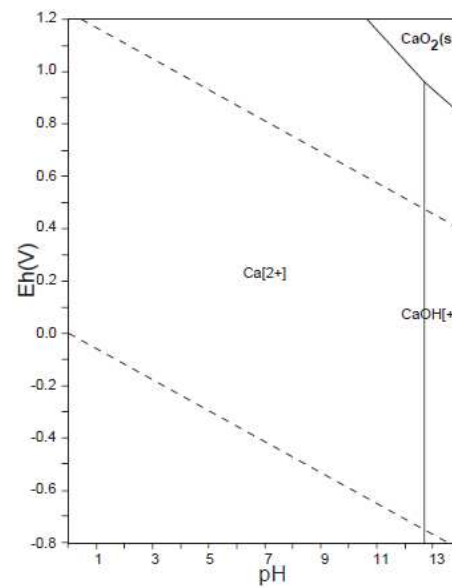
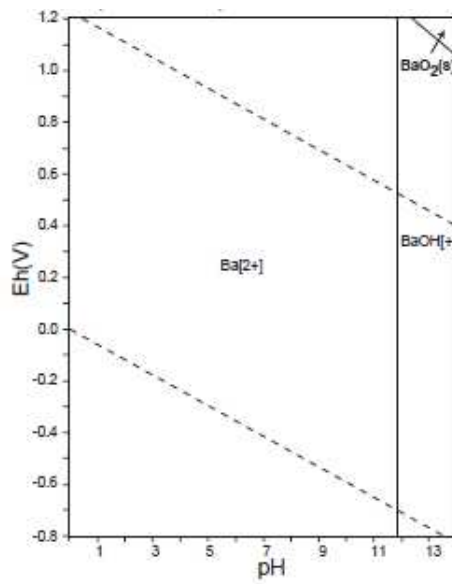
Die Modellierungsergebnisse, welche auf Datenbasis von ORCHESTRA in LeachXS™ erstellt wurden, stimmten mit den Trends der vorhandenen Versuchskurven überein. Die Simulation von Cd ergab eine höhere Löslichkeit als der gemessene Wert im Referenzboden. Diese Abweichung kann auf die Unsicherheit der angenommen mineralischen Phasen im Modell

sowie den geringen Eluatkonzentrationen von Cd zurückgeführt werden. Trotz der fehlenden eindeutigen Modellbeschreibung weisen Fang et al. (2018) darauf hin, dass die Simulation in LeachXS™ eine nützliche Deskription für das Auslaugungsverhalten der toxischen Spurenelemente liefert. Ferner müssen bei der Auswertung der Ergebnisse weitere Einflussgrößen, wie der zyklische Zeiteinfluss des Pflanzenwachstums und der unregelmäßige Wasserkontakt durch Niederschlag und Bewässerung, herangezogen werden. In den Labortests, welche die Input-Daten zur Simulation liefern, konnten diese Faktoren nicht angemessen berücksichtigt werden (Fang et al. 2018).

2.3.1 Eh-pH-Diagramme

Eh-pH-Diagramme (Abbildung 4) dienen zum praktischen Verständnis des geochemischen Verhaltens von Elementen. In einem Eh-pH-Diagramm werden die vorherrschenden wässrigen und stabilen festen Phasen auf einer Ebene, welche durch die Eh- und pH-Achse definiert ist, dargestellt. Auf der Abszisse kann der pH-Wert und auf der Ordinate das Normalpotential in Volt abgelesen werden. Die wässrige Spezies gibt Informationen über Sorptions- und Kolloidphänomene sowie über die Oberflächeneigenschaften der Materialien. Der Bereich der festen Stabilität ist mit der Sättigungsbedingung verbunden (Takeno 2005).





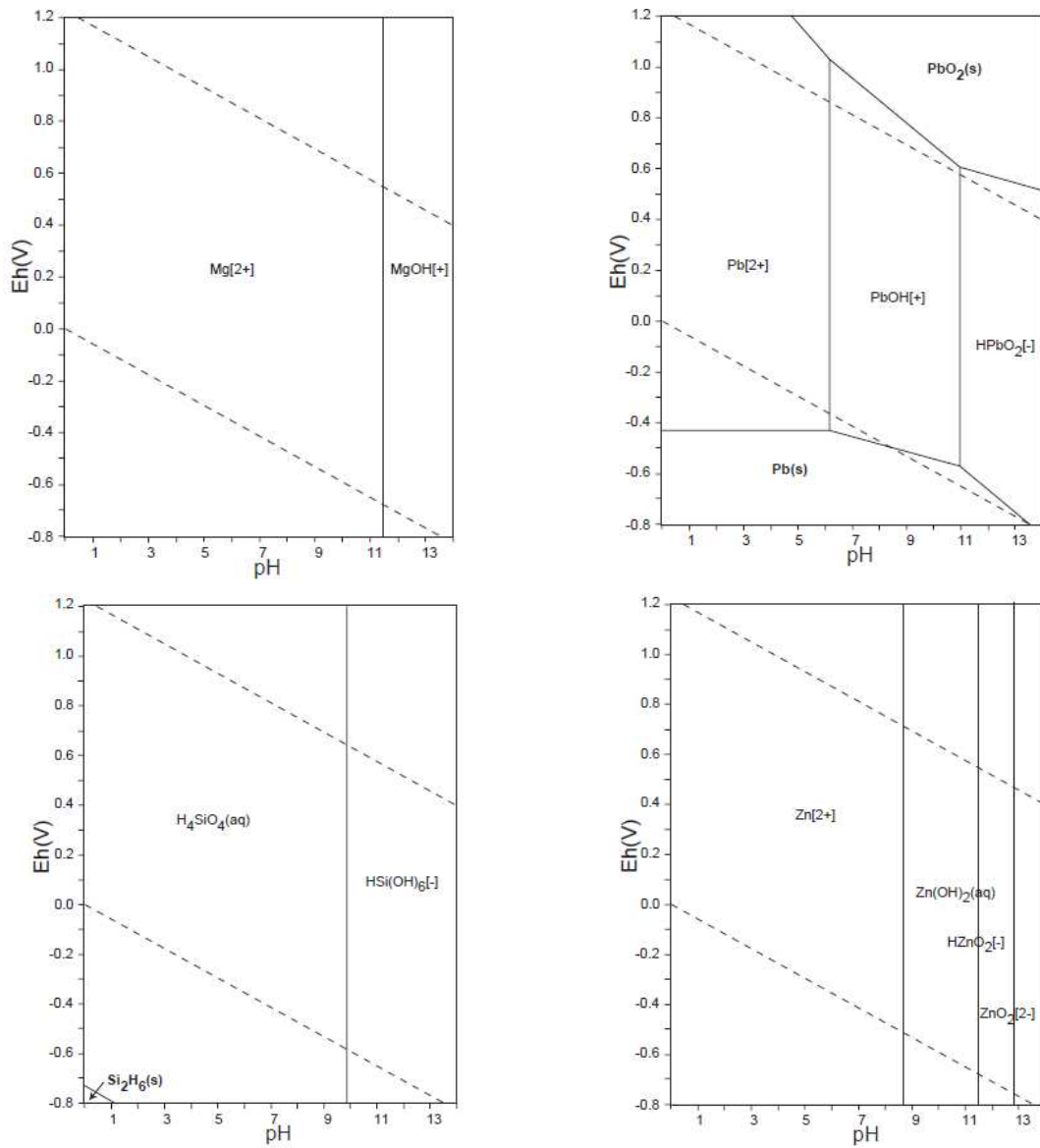


Abbildung 4: Eh-pH-Diagramme der Elemente Al, As, Ba, Ca, Cd, Cu, Cr, Fe, Mg, Pb, Si und Zn (Takeno 2005)

3 Material und Methoden

Dieses Kapitel beschäftigt sich mit den untersuchten Materialien sowie den angewandten Methoden.

Im ersten Teil wird das Projekt InnoBLA, dem diese Arbeit zugeteilt ist, vorgestellt. Im Weiteren können Details zu den Proben bzw. deren Herkunft und Altlasten nachgelesen werden. Abschließend wird auf die Vorgehensweise der Auswertung der Proben und die Modellierung in LeachXS™ und die Mikrosondenanalytik eingegangen.

3.1 Projektbeschreibung InnoBLA

Das Projekt „Innovationen für die thermisch unterstützte Bodenluftabsaugung“, kurz InnoBLA, zielt auf die Verbesserung der Wirtschaftlichkeit der Aufheizung bei elektrisch beheizten Wärmequellen als Sanierungstechnologie ab. Im Fokus stehen dabei, wie in Abbildung 5 dargestellt, die technische Optimierung, die Kombination von TCH (Thermal Conductive Heating) mit der Luftinjektion, die Neuentwicklung des Heizlanzeinbaus sowie das Monitoring von Schwermetallen. Aus diesen Ergebnissen soll schlussendlich ein Planungstool für zukünftige TCH-Sanierungen entwickelt werden (GM Remediation Systems GmbH et al. 2020).

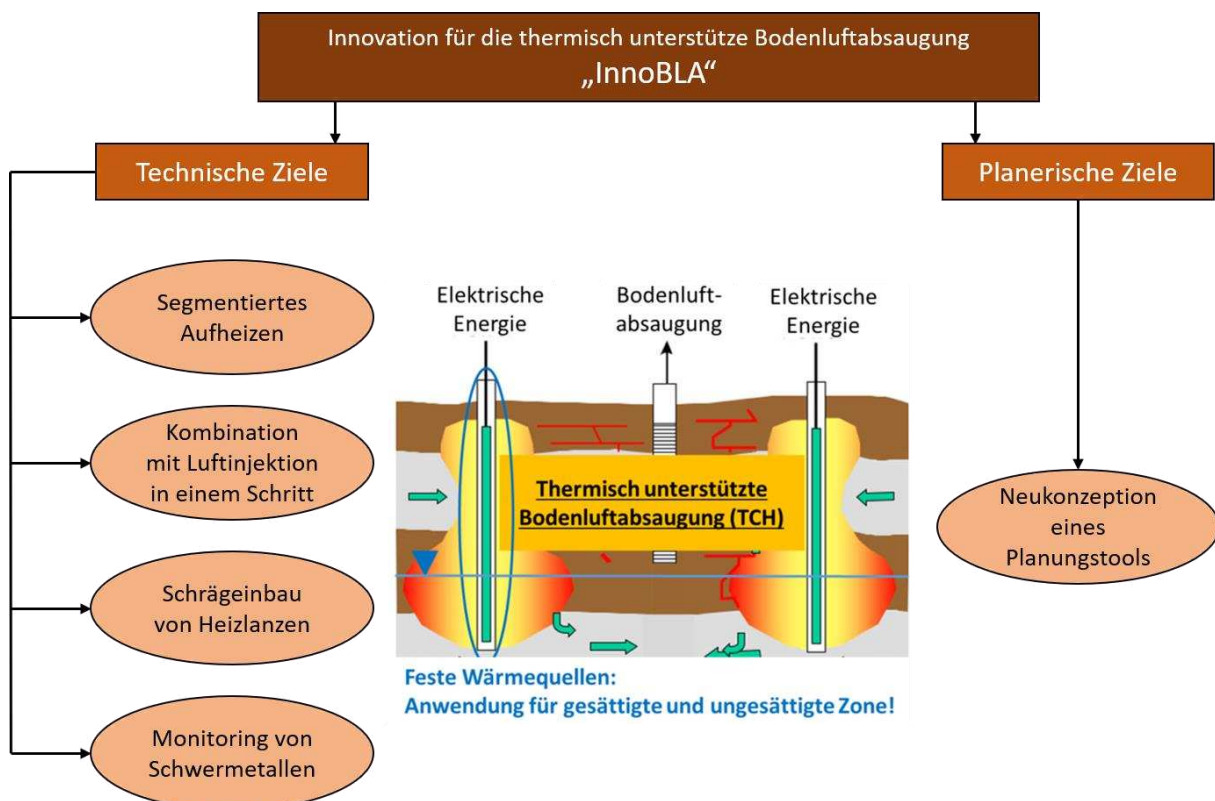


Abbildung 5: Projektschema Innovation für die thermisch unterstützte Bodenluftabsaugung "InnoBLA" (GM Remediation Systems GmbH et al. 2020)

3.2 Beschreibung der Probennahmestandorte

Wie in Kern (2021) beschrieben, stehen unterschiedliche Altstandorte und -ablagerungen zur Probenahme zur Verfügung. Die Zugänglichkeit, d.h. ob die Fläche bebaut ist oder nicht, und der Stand der Sanierung sind wesentliche Faktoren der Auswahl. Schlussendlich konnten die Genehmigungen zur Probenahme von vier Altlasten erlangt werden. Eine externe Probe der Firma Poschacher steht ebenso zur Verfügung. Im nachstehenden Abschnitt ist eine kurze Beschreibung der Probennahmestandorte mit deren Hauptkontaminationen angeführt. Eine detaillierte Beschreibung ist in Kern (2021) nachzulesen.

3.2.1 Altstandort K29 BBU Miniumfabrik Saag

In Saag war bis 1991 eine Glätte- und Miniumfabrik angesiedelt, welche sechs Schmelzöfen betrieb. Eine Bleikontamination wurde bereits nach Schließung der Produktionsstätte nachgewiesen und ein Teilbereich 1994 saniert. Erneute Untersuchungen, deren Ergebnisse in Tabelle 1 ersichtlich sind, ergaben erhöhte Konzentrationen an Arsen in den verschiedenen Bereichen der Altlast. Trotz der Sanierung einiger Areale ergaben die Untersuchungen von 2008 bis 2014 erneut zu hohe Konzentrationen an Blei in den verschiedenen Altlastbereichen (Dörrie 2012).

Tabelle 1: Arsen- und Blei-Gehalte in den Teilbereichen der Altlast K29 BBU Miniumfabrik Saag (Kern 2021)

Arsen	Min [mg/kg]	Max [mg/kg]	Median [mg/kg]	RW nach ÖNORM 2088-1 [mg/kg]
Gartenbereich	31	45	37,5	20
Wiesenbereich	14	180	47,0	20
Uferbereich	19	28	24,0	20
Mischwald	21	140	46,5	20
Blei	Min [mg/kg]	Max [mg/kg]	Median [mg/kg]	RW nach ÖNORM 2088-1 [mg/kg]
Gartenbereich	480	3.600	1.400	100
Wiesenbereich	130	15.000	1.700	100
Uferbereich	290	56.000	16.000	100
Mischwald	52	12.000	705	100

3.2.2 Altablagerung N82 Glanzstoff – Traisenau

Auf der Altablagerung N82 Glanzstoff – Traisenau wurden bis 1990 Abfälle wie Kalk- und Klärschlämme, Viskosereste und diverse Stoffe aus einem Barackenlager vom Zweiten Weltkrieg deponiert. Eingeteilt wird dieser Standort dabei in zwei Bereiche. Westlich sind die Reste des Barackenlagers, wie Glas, Metalle, Beton- und Ziegelabbruch vorzufinden. Im östlichen Teil war die Kläranlage angesiedelt (Valtl 2016).

Bereits in den 1990er Jahren konnten erhöhte Konzentrationen an Zink, Sulfat und Kohlenwasserstoffen festgestellt werden. Weitere Gesamtgehaltsuntersuchungen wurden angefordert. Deren Ergebnisse (siehe Tabelle 2) zeigten dabei, dass vermehrt im östlichen Bereich der Prüfwert an Zn, Cu, Pb, Hg und Kohlenwasserstoffen überschritten wurde. Die Altlast ist der Priorität 3 zugeteilt und bisher noch nicht saniert (Valtl 2016).

Tabelle 2: Ergebnisse der Gesamtgehaltsuntersuchungen von Feststoffproben der Altlast N82 Glanzstoff – Traisenau (Valtl 2016).

	Min [mg/kg]	Max [mg/kg]	Anteil der Messungen über dem PW [%]	PW nach ÖNORM 2088-1 [mg/kg]
As	2,0	169	17,1 %	50
Cd	< 0,3	41	31,7 %	2
Pb	13,0	6.860	80,5 %	100
Cu	9,8	46.200	73,2 %	100
Hg	< 0,2	15	58,5 %	1
Zn	43,6	29.500	65,9 %	500
KW-Index	44,9	34.500	92,7 %	100

3.2.3 Altstandort und Altablagerung ST30 Lederfabrik Schmidt

Bei der Altlast ST30 handelt es sich um eine ehemalige Gerberei. Zwischenzeitlich war auch eine Kunststofftürenproduktion mit Schwer- und Mittelöllager angesiedelt. In einem Teilbereich befindet sich eine Ablagerung von Holz-, Leder- und Kunststoffabfällen sowie Baurestmassen. Im Bereich der Altablagerung treten erhöhte Chromkonzentrationen auf. Das geringe Mobilisierungspotential des Schwermetalls führt dazu, dass die Kontamination keine erhebliche Gefährdung für das Grundwasser darstellt. Zusätzlich zur Schwermetallkontamination können erhöhte Werte an Kohlenwasserstoffen im Boden nachgewiesen werden. Die Altlast wurde in die Priorität 3 kategorisiert. Das Ergebnis der Gesamtgehaltsuntersuchungen ist in Tabelle 3 angeführt (Döberl 2012).

Tabelle 3: Ergebnisse der Gesamtgehaltsuntersuchungen von Feststoffproben der Altlast ST30 Lederfabrik Schmidt (Döberl 2012).

	Min [mg/kg]	Max [mg/kg]	Median [mg/kg]	RW nach ÖNORM 2088-2 [mg/kg]
Cd	< 0,50	13	0,26	2
Hg	< 0,05	2,6	0,24	1
Cr	11,00	16.600	690	100
Cu	< 5,00	850	35	100
KW-Index	< 20,00	4.700	88	100
PAK-15	< 0,50	6,0	0,64	4

3.2.4 Altablagerung ST32 Halde Schrems

Die Altablagerung ST32 besteht aus einem heterogen aufgebauten Haldenkörper aus Abraummaterial im Ortsteil Schrems bei Frohnleiten. Die Deponierung inkludiert dabei die Schlacken des lokalen Blei- und Silberbergbaus aus dem 19. Jahrhundert. Aktuell ist die Fläche teils mit Wohnsiedlungen bebaut (Döberl 2019).

Bodenuntersuchungen und deren RFA-Auswertung führten zu erhöhten Konzentrationen an Blei und Zink. Eine zusätzliche Gesamtgehaltsbestimmung inkludiert weitere Schwermetalle im Oberboden des Standortes (siehe Tabelle 4). Aufgrund der hohen Schwermetallbelastung führte die Risikoabschätzung zur Priorität 1. Aktuell ist die Altlast ST32 noch nicht saniert (Döberl 2019).

Tabelle 4: Ergebnisse der Gesamtgehaltsuntersuchungen von Feststoffproben der Altlast ST32 Halde Schrems (Döberl 2019)

	Min [mg/kg]	Max [mg/kg]	Median [mg/kg]	RW nach ÖNORM 2088-2 [mg/kg]
Cd	0,41	25	3,2	2
As	9,60	71	19	50
Hg	0,26	40	1,5	10
Cr	6,90	120	37	75
Cu	24,00	420	76	500
Ni	11,00	84	42	-
Pb	119,00	20.368	2.018	500
Co	7,20	59	23	-
Zn	94,00	6.334	1016	-
Mo	0,24	2,20	1,10	-

3.2.5 Probe Poschacher

Die Zusammensetzung und Herkunft der Probe der Firma Poschacher ist nicht bekannt. Im Zuge der Untersuchungen und Auswertungen sollen deren Schwermetallgehalte und Auffälligkeiten der Phasenzusammensetzung ermittelt werden.

3.3 Versuchsschema und Methoden zur Probenauswertung

Der gesamte Probenahmeprozess, die nachfolgende Behandlung sowie die Messmethoden erfolgten gemäß Kern (2021). Eine kurze Zusammenfassung daraus soll einen Überblick geben, um die nachfolgende Ergebnisauswertung transparent zu gestalten.

Je vier Proben pro Altlast wurden verschiedenen Behandlungsverfahren unterzogen und anschließend auf diverse Parameter geprüft. Grundsätzlich kann für alle Altlasten bzw. deren Proben das Versuchsschema aus Abbildung 6 angewendet werden.

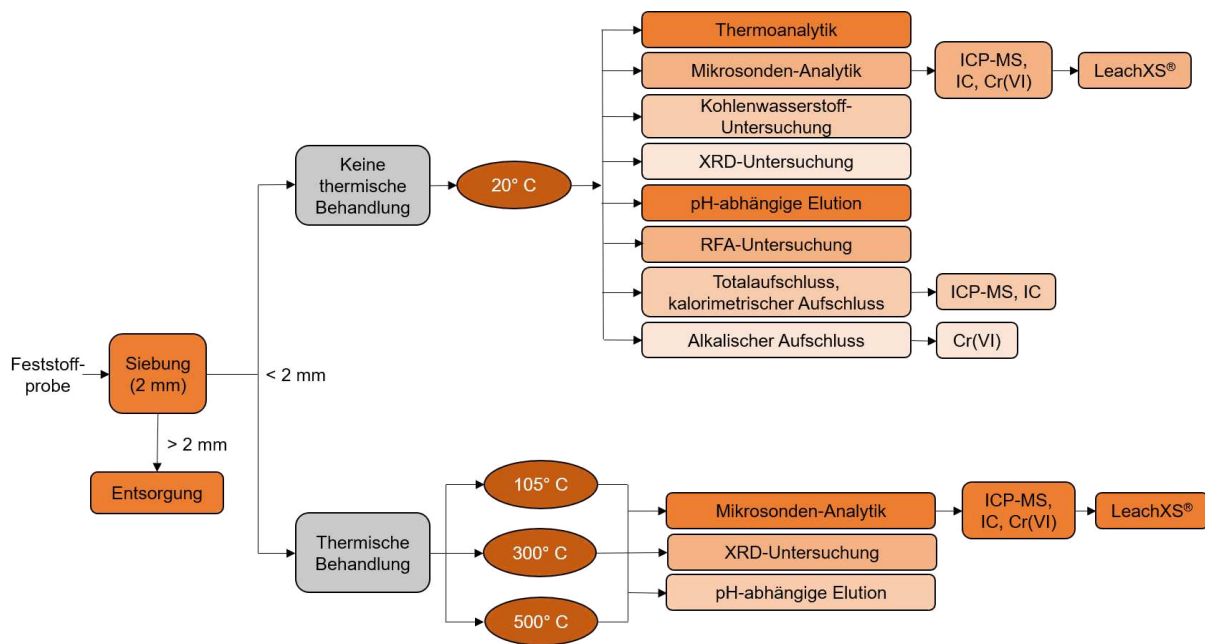


Abbildung 6: Analysenschema

Vor der thermischen Behandlung wurden die Feststoffproben gesiebt um eine Korngröße < 2 mm für die nachfolgenden Schritte zu erhalten. Eine Probe wurde ohne thermischen Einfluss mehreren Analytikmethoden unterzogen. Im Trockenschrank konnte die Behandlung der zweiten Probe bei 105 °C erfolgen. Die übrigen beiden Präparate wurden auf je 300 °C bzw. auf 500 °C in einem Muffelofen erhitzt.

Im Rahmen dieser Arbeit wurden die Ergebnisse der pH-abhängigen Elution, anschließender Modellierung in LeachXS™ sowie der Mikrosonden-Analytik näher betrachtet. Die gewonnenen Daten aus den Elutionsversuchen wurden mit einem ICP-MS- oder IC-Screening gewonnen. Zur weiteren Verarbeitung wurden diese in das Programm LeachXS™ eingespielt. Dabei konnte für jedes beliebige Element ein pH-abhängiges Modell erstellt werden. Im Allgemeinen standen dabei die Hauptkontaminationen der Altlasten im Fokus.

3.3.1 pH-abhängiges Elutionsverfahren

Im Labor des Lehrstuhls AVAW der MUL wurde ein pH-abhängiges Elutionsverfahren durchgeführt. Die thermisch unbehandelten sowie behandelten Proben wurden für 48 Stunden in einem Überkopfschüttler eluiert. Das Feststoff-Flüssig-Verhältnis lag dabei bei 1:10. Die Reinstwassereluate wurden mit 1 %-iger Salpetersäure behandelt. Natronlauge diente zur Einstellung der restlichen acht pH-Werte. Insgesamt wurde pro Probe und Altlast ein Reinstwassereluat sowie acht Eluate mit den pH-Werten 2,0; 3,5; 5,0; 6,5; 8,0; 9,5; 10,0 und 12,5 erstellt (Kern 2021).

Die Messung der Eluate erfolgte einerseits mittels semi-quantitativen ICP-MS-Screening (Agilent 7500ce, Octopole Reaction System) für die Kationen und andererseits wurden die Anionen mittels semi-quantitativen IC-Screening (DIONEX, ICS-2000 Ion Chromatography System) ermittelt. Zu den gemessenen Kationen zählten Ag, Al, As, Ba, Be, Ca, Cd, Co, Cr,

Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, Pd, Sb, Se, Si, Sn, Sr, Tl, V, W, Zn. Die Anionen setzen sich aus Fluorid, Chlorid, Sulfat und Phosphat zusammen (Kern 2021).

3.3.2 Modellierung in LeachXS™

Die Software LeachXS™ dient zur hydrogeochemischen Modellierung. Der Modellierungsprozess reicht vom Erstellen einer Importdatei, Einspielen dieser bis hin zur Auswertung der einzelnen Schwermetalle im Programm. Zur Simulation greift LeachXS™ auf die Datenbank ORCHESTRA zu. Der Vorgang wird nachstehend dargestellt.

Erstellung einer Importdatei für LeachXS™

Für die Dateneingabe sind pH-Wert, Probeneinwaage, Flüssigkeitszugabe sowie die ermittelten Kationen- und Anionenkonzentrationen aus den Elutionsversuchen erforderlich. Die Ionenkonzentrationen stehen aus den Laborberichten in mg/kg Trockensubstanz zur Verfügung und werden in µm/l für die Importdatei umgerechnet. Liegen die ermittelten Messwerte unter der Nachweisgrenze, so wird der halbe Wert dieser angesetzt. Das Extraktionsvolumen beträgt 1000 ml und die Trockenmasse der Probeneinwaage entspricht 100 g.

Einspielen der Importdatei in LeachXS™

Die Importdatei kann mit folgenden Schritten in das Programm LeachXS™ eingespielt werden: „Import or Add New Data“ → „Historic Batch, Mass Transport, or Total Content Data“ → Auswahl der Importdatei → „A copy of the current database“ → „OK“ → Zuweisung zu bereits bestehendem oder neuem Projekt.

Modellierungsprozess in LeachXS™

Nach dem Erfolgreichen Einspielen der Importdatei kann die Modellierung der Proben gestartet werden. Die Schritte „Advanced Modeling“ → „Equilibrium and Transport Modeling Scenarios“ → „pH Dependence Leaching Test“ → „Start Modeling“ führen zur Modellierungsplattform. Die relevanten Menüpunkte gliedern sich dabei in „Model Input“, „Run“ und „Model Results“.

Die gewünschte Probe muss in der Sparte „Model Input“ einerseits unter „Select from Test...“ und andererseits unter „Lab Test“ → „Chemical“ → „LeachXS™ Editor“ → „Available Content Options“ aus der Datenbank ausgewählt werden. Im „LeachXS™ Editor“ wird unter der „Primary Entity“ PO₄³⁻ die Komponente PO₄ ausgewählt. Zusätzlich kann in diesem Schritt die Menge an Huminsäuren und Eisenhydroxiden während der Modellierung geändert werden. Im Unterpunkt „Extra L/S Simulation“ → „Chemical“ → „LeachXS™ Editor“ wird das Verhältnis von Extraktionsvolumen zu Trockenmasse auf 10 l/kg angepasst. Die Bestätigung einer Datenänderung im „LeachXS™ Editor“ erfolgt im Allgemeinen mit dem grünen Häkchen links oben.

Der Menüpunkt „Run“ → „Interactive Mode“ → „Chemistry“ führt zur anschließenden Auswahl der chemischen Phasen und Reaktionen. In der Sparte „Reactions“ werden zu Beginn alle im System vorhandenen Einträge ausgewählt. Diese werden schrittweise im Laufe der

Modellierung sowie einzeln, je nach Probe und Schwermetall, exkludiert. Im Bereich „Adsorptions models“ können „Clay“ (Tonminerale), „Ha“ (Huminsäuren) und „Hfo“ (Eisenhydroxide) dem Modell zugefügt werden. Nach der Bestätigung des „Interactive Mode“ wird der „Batch Mode“ gestartet. Dieser muss bei richtiger Anwendung zum Ergebnis „Calculation was successful“ führen.

Unter „Model Results“ können die erzeugten Ergebnisse der Modellierung abgerufen werden. Mit der Auswahl der Probe in „Samples to Compare“ werden die Konzentrationen mit dem Material verglichen. Die Schritte „Scenario Components“ → „Lab Test“ → „All phases“ sowie „Compared to Material“ führen zur anschließenden Ergebnisdarstellung. Das gewünschte Schwermetall wird mittels Häkchen ausgewählt. Die graphische Darstellung der Modellierungen ist im weiteren Schritt „Graphs“ möglich. Das Speichern der Exportdateien wird mittels „Export all“ → „Export“ durchgeführt und kann als PNG- und Excel-Datei abgerufen werden.

Das Zu- und Abführen der Phasen im „Interactive Mode“ wird so lange wiederholt, bis die Kurve in der Darstellung „Compared to Material“ sich am besten den Messpunkten annähert. Im Optimalfall durchquert der Verlauf alle gemessenen Eluatergebnisse. Das Diagramm „All phases“ zeigt, in welcher Bindungsform das Schwermetall vorliegt. Im dem jeweiligen Vergleich mit dem Eh-pH-Diagramm können diese Phasen abgeglichen und realistisch angepasst werden.

3.3.3 Elektronenmikrosonden-Analytik

Die Elektronenmikrosonden-Analytik ermöglichte die 400-fache Vergrößerung schwermetallhaltiger Phasenbereiche. Anhand dieser Methodik wurden Elementarverteilungskarten mit einer Größe von 200 x 200 µm von ausgewählten Elementen erstellt. Zur Herstellung einer leitfähigen Oberfläche wurden die Bodenproben in einem Sputter (Coater EmiTech K950X) mit Graphit bedampft. SEM-EDX-Spektren wurden zur Suche von schwermetallhaltigen Phasen eingesetzt. Die Messungen erfolgten bei 30 nA und 15 kV am Lehrstuhl Rohstoffmineralogie der MUL mittels der Elektronenmikrosonde (Superprobe JEOL JXA 8200). Die Mikrosonden-Analytik wertete als Ergebnis Elementarverteilungskarten der Elemente Al, As, Ba, C, Ca, Cd, Cl, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, O, P, Pb, S, Si, Ti und Zn aus (Kern 2021).

4 Ergebnisse

In diesem Kapitel sind zu Beginn die Verläufe der Eluatkonzentrationen aller Proben angeführt. Im nächsten Schritt sind die Ergebnisse der Modellierungen aus LeachXS™ und der Mikrosondenuntersuchung anhand von Elementarverteilungskarten dargestellt. Diese werden vorerst einzeln ausgewertet. Für den Abgleich der vorliegenden Bindungsform der Schwermetalle mit dem thermodynamischen Gleichgewicht kann das jeweilige Eh-pH-Diagramm aus Abbildung 4 herangezogen werden. Im Fokus der Ergebnisauswertung stehen die zuvor festgestellten erhöhten Schwermetallkontaminationen der Altlasten bzw. deren Hauptverunreinigungen. Unabhängig von den beobachteten Kontaminationen der Altlasten werden bei jeder Probe die Elemente Al, Ca, Cd, Cu, Fe, Mg, Pb, Si und Zn ausgewertet.

Eluatkonzentrationen

Die ermittelten pH-abhängigen Eluatkonzentrationen können mittels Diagrammen für jedes Element dargestellt werden. Auf der Abszisse ist der pH-Wert von 1 bis 14 aufgetragen. Die Ordinate beinhaltet die gelöste Konzentration in Milligramm pro Liter. Die pH-abhängigen Eluatkonzentrationen liefern das Inputmaterial für die nachfolgende Modellierung in LeachXS™.

Modellierung in LeachXS™

Bei der Modellierung wurde für jedes Element sowie jede Probe die Konzentration an Eisenhydroxiden und CO_3^{2-} angepasst. Die verwendeten Werte können der nachstehenden Tabelle 5 entnommen werden.

Tabelle 5: Eingestellte Konzentrationen der Modellierung an Eisenhydroxiden und CO_3^{2-}

Eisenhydroxidkonzentration					
	K29	N82	ST30	ST32	Poschacher
Einheit	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
Al	0	0	0	0	0
As	25	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.
Ba	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	30.000
Ca	3.000	3.000	3.000	3.000	3.000
Cd	500	1.000	500	20.000	500
Cr	n.m.	n.m.	1.500	n.m.	n.m.
Cu	50	100	100	300	30
Fe	0	0	0	0	0
Mg	150.000	250.000	40.000	80.000	20.000
Mn	200.000	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.
Pb	50	50	5.000	30	30
Si	0	0	0	0	0
Zn	3.000	10.000	30.000	30.000	5.000
CO ₃ ²⁻ -Konzentration					
	K29	N82	ST30	ST32	Poschacher
Einheit	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
Ca	3.000	10.000 (20 °C, 105 °C) 17.500 (300 °C, 500 °C)	2.500	6.000	1.000

n.m. = nicht modelliert

Bei manchen Schwermetallen konnte keine vollständige Modellierung durchgeführt werden. Stellenweise kam es zu Softwareproblemen oder Phasen, deren Anwesenheit im System eine im Vergleich zu den Messwerten zu geringe Schadstoffmobilität zur Folge hätte, konnten nicht entfernt werden. Die Ergebnisse stellen lediglich eine Annäherung an reale Verläufe der Mobilität von Schwermetallen in Böden dar.

Diverse Studien weisen auf eine hohe Abhängigkeit der Mobilität der Schwermetalle aufgrund der Adsorption an organische Substanzen hin (Carter et al. 2009; van der Sloot und van Zomeren 2012). Die Modellierung zeigte jedoch, dass Huminstoffe im Modell nicht die Annäherung der Kurve an die gemessenen Konzentrationen verbessern (Abbildung 7). Abgesehen von der fehlenden Kurvenanpassung, ist die Phase der reaktiven organischen Substanz nur bis maximal 300 °C beständig (O'Brien et al. 2018).

Mittels Abbildung 7 erfolgt die Erklärung der in LeachXS™ erstellten Diagramme. Als Beispiel stellt die Grafik „Poschacher – Cd Profil at 500 °C“ die Phasenauswertung des jeweiligen Elements bei bestimmter Temperatur und Probe dar. Auf der Abszisse ist der pH-Wert aufgetragen und die Ordinate zeigt die vorliegende Konzentration in Milligramm pro Liter. Die modellierten Phasen können aus der Legende entnommen werden. Das rechtsangeordnete Diagramm „Poschacher – pH dependent concentration of Cd at 500 °C“ enthält dieselben Parameter. Es veranschaulicht den Vergleich zwischen der vom Modell erstellen Kurve in blau strichliert mit den gemessenen Werten, welche als rote Punkte gekennzeichnet sind. Die rote durchgehende Linie entspricht der Nachweisgrenze.

Alle Modelle basieren auf einem Flüssigkeits- zu Feststoff-Verhältnis (L/S-Verhältnis) von 10 Liter pro Kilogramm. Zur Vereinfachung der Lesbarkeit der Diagramme wird von einer exponentiellen Notation der Konzentrationen abgesehen.

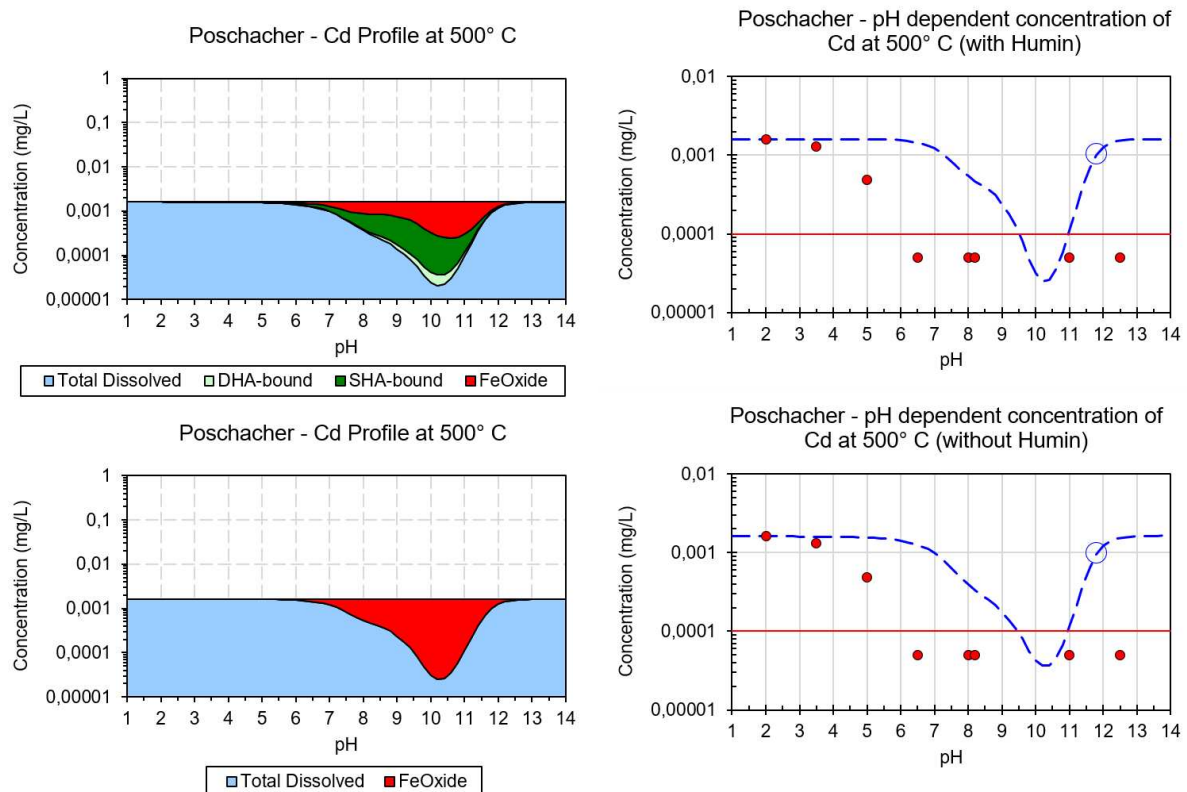


Abbildung 7: Modellierungsbeispiel Poschacher Cadmium 500 °C mit und ohne Huminstoffe (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

Elementarverteilungskarten der Mikrosondenuntersuchung

Mittels der Elektromikrosonden-Analytik wurden Elementarverteilungskarten erstellt und ausgewertet. Die Proben wurden in Harz, welches aus Kohlenstoff aufgebaut ist, eingelagert. Die Bereiche mit hoher C-Konzentration müssen daher bei der Auswertung vernachlässigt werden. Zu beachten ist zusätzlich, dass das Vorhandensein oder auch Fehlen von Elementen in thermisch behandelten Bodenproben stark von der Probenahme beeinflusst ist. Die Veränderung über die steigende Temperatur und deren Zusammenhänge können nur begrenzt interpretiert werden.

Eine Auswertung der Elementarverteilungskarten erfolgte bereits in der Masterarbeit Kern (2021) und deren Feststellungen werden miteinbezogen. Der erneute Vergleich zielt zur Erkenntnis temperaturabhängiger Veränderungen der Schwermetalle aufgrund der thermischen Erhitzung ab. Für den Vergleich mit den Modellen aus LeachXS™ sind dabei C, O, P, S, Al, Ca, Cd, Cu, Fe, Mg, Si und Zn sowie die Hauptkontamination jeder Altlast von Bedeutung.

4.1 K29 BBU Miniumfabrik Saag

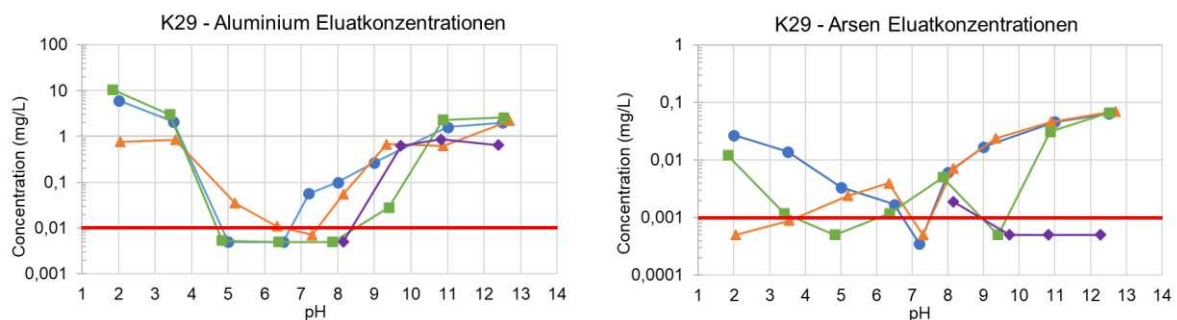
Der Altstandort der BBU Miniumfabrik Saag ist mit Blei- und Arsenkontaminationen verunreinigt. Ebenso betrachtet werden Al, Ca, Cd, Cu, Fe, Mg, Si und Zn.

4.1.1 Eluatkonzentrationen K29

Die pH-abhängigen Eluatkonzentrationen der Altlast K29 sind in Abbildung 8 ersichtlich. Bei der Probe 500 °C konnten die Eluatkonzentrationen nicht vollständig gemessen werden. Es liegen Werte ab dem pH-Wert 8,2 vor.

Ca und Mg weisen die höchsten gelösten Konzentrationen auf. Bei Mg werden bis zu 1.000 mg/l und bei Ca 400 mg/l freigesetzt. Bei Al, Fe, Mn, Pb, und Si konnten Höchstwerte zwischen 1 und 10 mg/l gemessen werden. Die Konzentrationen von As, Cd, Cu, und Zn liegen unter 1 mg/l.

Bei Al lässt sich eine Löslichkeitsabnahme mit steigender Temperatur im pH-Bereich 7 bis 9 erkennen. As, Cu und Si zeigen ab 500 °C einen Rückgang der Mobilität im alkalischen Bereich. Die 300 °C-Kurve bei Cu zeigt im sauren Milieu eine wesentlich höhere Löslichkeit als im Vergleich zu 20 °C und 105 °C. Da jedoch keine Messwerte bei 500 °C vorliegen, kann nicht angenommen werden, dass die Auslaugbarkeit mit der thermischen Behandlung zunimmt. Ferner kann es auf die zufällige Probenahme zurückzuführen sein. D.h. es kann allgemein in der 300 °C-Probe eine höhere lösliche Cu-Konzentration vorhanden sein als in den anderen. Bei Fe, Mn und Pb wird eine Immobilisierung im alkalischen Bereich mit zunehmender Temperatur verzeichnet. Die Löslichkeit von Ca und Mg steigt mit der Temperaturzunahme. Im stark alkalischen Bereich verzeichnen diese Elemente einen Rückgang der Mobilität. Beim Zn-Verlauf kann kein eindeutiger Trend erkannt werden. Es scheint so, als ob bei Zn und Cd bis zu einem pH-Wert von 7 die Auslaugbarkeit bei 300 °C zunimmt.



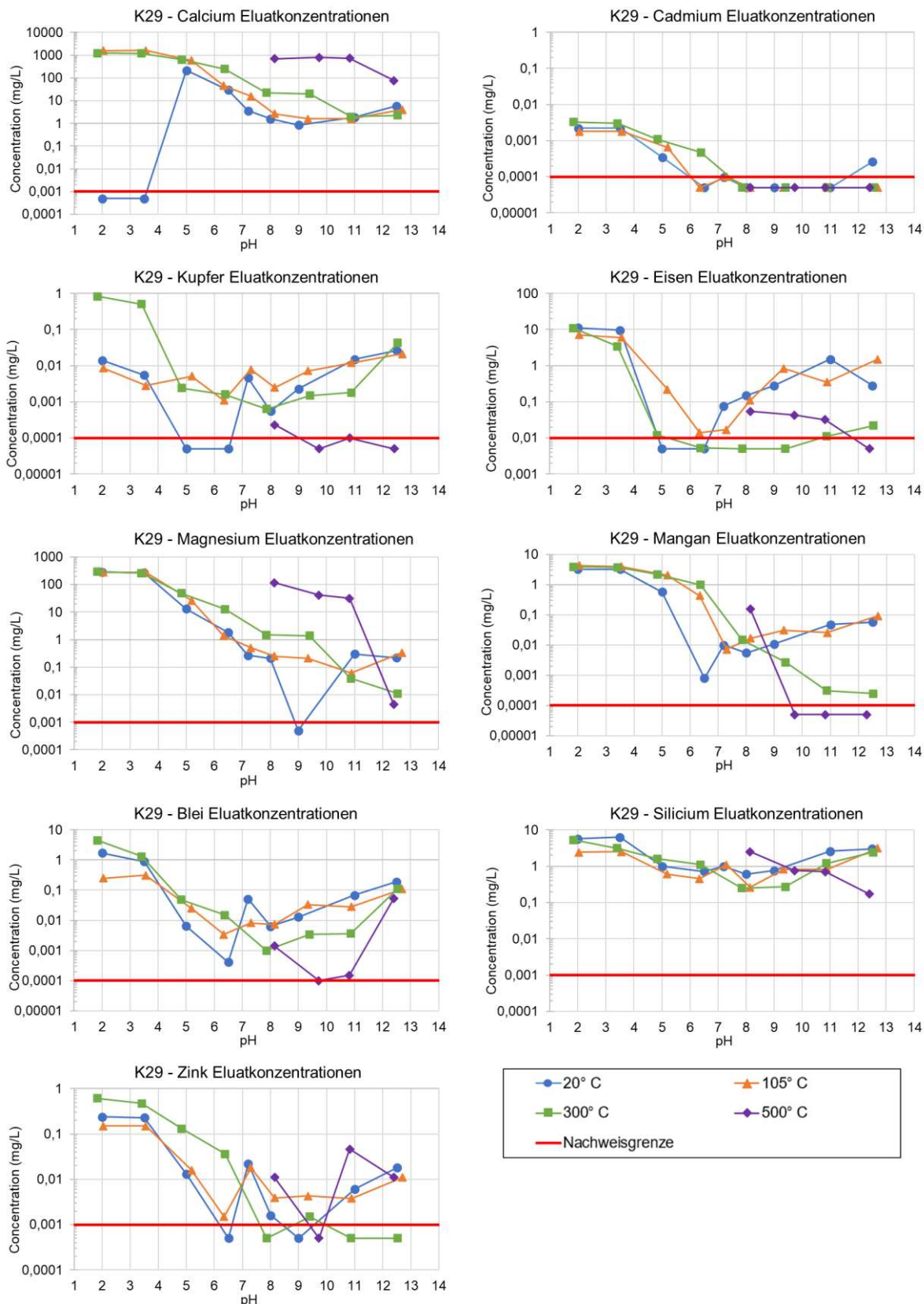


Abbildung 8: Eluatkonzentrationen K29 Al, As, Ca, Cd, Cu, Fe, Mg, Mn, Pb und Si

4.1.2 Modellierungsergebnisse K29

Für die Altlast K29 konnten die Anionen- und Kationenkonzentrationen der mit 500 °C behandelten Probe anhand der Elutionsversuche nicht vollständig ausgewertet werden. Es liegen nur die Ergebnisse ab einem pH-Wert 8,2 vor. Für den Ergebnisvergleich, welcher zwar nur begrenzt möglich ist, wurde trotz der fehlenden Daten eine Modellierung in LeachXS™ durchgeführt. Es ist zu beachten, dass sich die vorgeschlagenen Phasen der Software nur auf diesen Teilinput beziehen. Eine Verallgemeinerung über den gesamten pH-Bereich kann nicht angenommen werden.

Aluminium (Abbildung 9)

Aluminium löst sich vermehrt im sauren sowie alkalischen Bereich. Eine geringere Mobilität ist im pH-Bereich 5 bis 8 zu beobachten. Dabei treten Konzentrationen bis unter die Nachweisgrenze von 0,01 mg/l auf. Im alkalischen Bereich verändert sich die Löslichkeit des Elements nicht durch den thermischen Einfluss. Die Auslaugbarkeit von Al liegt bei einem Wert von etwa 1 mg/l.

In den Modellen wird Boehmit bzw. bei 300 °C Gibbsit als Hauptphase vorgeschlagen. Bei diesen Mineralen handelt es sich um die Klasse der Aluminiumoxide und -hydroxide. Im pH-Bereich 4,5 bis 6 liegt Aluminium in silikatischer Form als Kaolinit oder Nontronit vor.

Arsen (Abbildung 10)

Eine Gemeinsamkeit, der Messwerte der Temperaturen bis 300 °C, ist die maximale Löslichkeit, welche im alkalischen Bereich bei einem pH-Wert von 12,5 liegt und nicht ganz 0,1 mg/l beträgt. Die gemessenen Werte bei 20 °C zeigen eine Abnahme der Mobilität im neutralen Bereich. Im Gegensatz dazu führt die Kurve von 105 °C zu einer linearen Steigung der Löslichkeit mit zunehmendem pH-Wert. Bei 300 °C kann ein ähnliches Bild, wie bereits bei 20 °C beschrieben, betrachtet werden. Diese zwei Temperaturen unterscheiden sich beim pH-Wert der geringsten Mobilität von Arsen. Bei 20 °C liegt diese bei 6,5 und bei 300 °C bei 4,8. Die Betrachtung der Messwerte bei 500 °C vermittelt den Anschein, dass die Löslichkeit mit den zunehmenden Temperaturen im alkalischen Bereich sinkt.

Bei 20 °C wird durch die Modellierung eine Annäherung an die tatsächlichen Messwerte erzielt. Alle weiteren Modelle entsprechen nicht den gemessenen Verläufen. Das Programm ermittelt für alle Temperaturen eine höhere Löslichkeit von Arsen im sauren Bereich. Der Eisenhydroxidgehalt wurde mit 25 mg/kg eingestellt. Die bei 105 °C und 300 °C vorgeschlagenen Phasen, lassen eine Korrelation von Arsen mit Calcium vermuten.

Calcium (Abbildung 11)

Die maximale Löslichkeit von Calcium ist im sauren Bereich gegeben und beträgt rund 100 mg/l. Ein Einfluss der Behandlungstemperatur ist nicht erkennbar. Im alkalischen Bereich steigt hingegen die Mobilität mit der Behandlungstemperatur.

Für die Modellierung wurde ein Gehalt an Eisenhydroxiden, die als Adsorbens fungieren, von 3.000 mg/kg sowie eine CO₃²⁻-Konzentration von 3.000 mg/kg angenommen. Calcium liegt bei

allen Temperaturen adsorbiert an Eisenhydroxiden oder in gebundener Form als Calcit vor. Die Zunahme der Mobilität von Calcium im alkalischen Bereich nach der thermischen Behandlung lässt sich auf die Erhöhung der Löslichkeit des Calcits zurückführen. Da das Löslichkeitsprodukt aus Ca-Ionen und Karbonat-Ionen eine Konstante ist, bedeutet eine höhere Aktivität an Ca-Ionen eine geringere Aktivität an Karbonat-Ionen. Wenn durch die thermische Behandlung CO₂ freigesetzt wurde, sinkt die im Boden gebundene Menge an Kohlenstoff und damit möglicherweise auch die verfügbare Konzentration an Carbonat.

Cadmium (Abbildung 12)

Die gewonnenen Cadmiumkonzentrationen aus den Elutionsversuchen zeigen, dass die maximale Löslichkeit im sauren Bereich gegeben ist. Die Werte liegen dabei bei 20 °C, 105 °C und 300 °C zwischen 0,002 und 0,003 mg/l. Die Mobilität nimmt ab einem pH-Wert von 5 ab. Im alkalischen Bereich zeigt sich die geringste Auslaugbarkeit und die Konzentrationen liegen bei allen Temperaturen unter der Nachweisgrenze. Eine Veränderung der Löslichkeit aufgrund des thermischen Einflusses kann nicht erkannt werden.

Ein Abgleich mit dem Eh-pH-Diagramm aus Abbildung 4 zeigt, dass Cadmium im sauren Bereich nur gelöst vorliegen kann. Der Vergleich der Modelle mit den gemessenen Konzentrationen veranschaulicht, dass die modellierte Verteilung zwischen gelöstem und adsorbiertem Cadmium nicht den tatsächlichen Werten entspricht. Laut den Modellen sollte sich mehr Cadmium lösen. Das thermodynamische Gleichgewicht konnte durch den Modellierungsprozess bei allen vier Temperaturen nicht erreicht werden.

Kupfer (Abbildung 13)

Die Kupfermobilität im alkalischen Milieu sinkt mit Zunahme der Behandlungstemperatur. Bei der Probe 105 °C fällt auf, dass die Löslichkeit über den gesamten pH-Bereich relativ konstant verläuft. Im Gegensatz dazu ist bei 20 °C und 300 °C im neutralen Bereich eine geringere Auslaugbarkeit vorhanden.

Durch die hydrogeochemische Modellierung wird die Sorption an Eisenhydroxid als freisetzungsbestimmender Mechanismus vorhergesagt. Der Eisenhydroxidgehalt wurde mit 50 mg/l angesetzt. Laut Modell sollte die Adsorption im alkalischen Bereich maximal sein, während im sauren Bereich keine Adsorption auftritt. Die experimentellen Daten zeigen ebenfalls die geringsten Eluatkonzentrationen im alkalischen Bereich, d.h. unter der Nachweisgrenze von 0,1 µg/kg. Ebenso zeigen die experimentellen Daten unabhängig von der Behandlungstemperatur im sauren Bereich Eluatkonzentrationen von 2 bis 3 µg/kg. Während diese Beobachtung mit den modellierten Ergebnissen prinzipiell übereinstimmt, weichen die genauen Verläufe der Auslaugbarkeit zwischen Modell und Experiment deutlich voneinander ab. Dies kann so interpretiert werden, dass im Experiment kein thermodynamisches Gleichgewicht erreicht werden konnte.

Eisen (Abbildung 14)

Die maximale Auslaugbarkeit liegt bei Eisen im sauren Bereich. Bis 300 °C bleibt diese konstant bei rund 10 mg/l. Eine Änderung dieser bei 500 °C kann nicht beurteilt werden. Mit

Zunahme der Temperatur auf 300 °C und 500 °C sinkt die Mobilität von Eisen im alkalischen Bereich.

Die Modellkurven erreichen im alkalischen Bereich das thermodynamische Gleichgewicht mit den gemessenen Konzentrationen. Ab einem pH-Wert von 7 bei 20 °C und 105 °C sowie ab einem pH-Wert von 5 bei 300 °C sollte laut LeachXS™ weniger Eisen in Lösung sein. Bei den vorgeschlagenen Phasen handelt es sich um Eisenhydroxide und -hydroxide. Bei 300 °C wird die Bildung einer Eisenchloridphase vorhergesagt. Die modellierten Phasen im Gleichgewicht mit der bei 500 °C behandelten Probe sind aufgrund der fehlenden Messwerte im sauren Bereich nicht plausibel.

Magnesium (Abbildung 15)

Die Messwerte von Magnesium lassen darauf schließen, dass die maximale Auslaugbarkeit unabhängig vom Temperatureinfluss ist. Bis 300 °C liegt diese bei 200 mg/l bei einem pH-Wert von 2 vor. Im Gegensatz dazu ist eine steigende Löslichkeit mit zunehmender Temperatur im neutralen bis alkalischen Bereich ersichtlich.

Mit der auftretenden Phase der Eisenhydroxide kann die tatsächliche Menge an freigesetztem Magnesium nur beschränkt dargestellt werden. Die angesetzte Eisenhydroxidkonzentration von 150.000 mg/kg führt zu einer höheren Löslichkeit vor allem im neutralen Bereich in den Modellen. Eine Erhöhung der Konzentration führt zu keiner Berichtigung der Kurven. Bei 300 °C führen Magnesiumhydroxide und -oxide, als Brucit auftretend, zu einer vorteilhafteren Anpassung des Modells an die realen Elutionswerte.

Mangan (Abbildung 16)

Die maximale Löslichkeit von Mangan liegt im sauren Bereich. Es verzeichnet sich eine konstante Mobilität von 3,5 mg/l bis 6 mg/l bei 20 °C bis 300 °C. Bei 20 °C und 105 °C sinkt die Auslaugbarkeit im neutralen Bereich und steigt mit zunehmendem pH-Wert wieder an. Eine Betrachtung der gemessenen Werte bei 300 °C und 500 °C führt zu einer sinkenden Mobilität im sauren Bereich.

Mangan liegt laut Modell adsorbiert an Eisenhydroxide vor. Die Eisenhydroxidkonzentration entspricht 150.000 mg/kg. Die Modellierungen ergeben bei allen Temperaturen ein ähnliches Phasenbild. Das thermodynamische Gleichgewicht kann durch LeachXS™ im alkalischen bis neutralen Bereich hergestellt werden. Im alkalischen Milieu sollte sich anhand des Simulationsprogramms erneut ein Anstieg der Mobilität verzeichnen. Die tatsächlichen Werte zeigen jedoch eine geringere Löslichkeit.

Blei (Abbildung 17)

Die Betrachtung der maximal gelösten Menge an Blei lässt vermuten, dass diese mit zunehmender Temperatur steigt. Die absolute Auslaugbarkeit nimmt bei einem pH-Wert von 2 von 20 °C auf 300 °C von 2 mg/l auf 5 mg/l zu. Im alkalischen Bereich sinkt die Mobilität mit dem steigenden thermischen Einfluss.

Der eingestellte Eisenhydroxidgehalt in LeachXS™ beträgt für alle Temperaturen 50 mg/l. Die Modelle weisen, vor allem bei 300 °C, eine gute Annäherung an die Messwerte vor. Bei allen Temperaturen treten ähnliche Phasen auf. Plattnerit, β -PbO₂ zählt ebenso wie Pb(OH)₂ zur Gruppe der Hydroxide und Oxide.

Silicium (Abbildung 18)

Der Verlauf von Silicium spiegelt bei den Temperaturen 20 °C, 105 °C und 300 °C einen sehr ähnlichen Verlauf wider. Die Löslichkeit steigt weder, noch sinkt sie mit zunehmender Behandlungstemperatur. Es verzeichnet sich nur bei 500 °C eine geringere Auslaugbarkeit bei einem pH-Wert von 12,5.

In den Modellen werden im Vergleich zu anderen Elementen eine Vielzahl von Phasen vorgeschlagen. Der Modellverlauf weicht jedoch im gesamten pH-Bereich von den tatsächlichen Messwerten ab. Vor allem im alkalischen Bereich kann das thermodynamische Gleichgewicht nicht erreicht werden. LeachXS™ sieht eine geringere Auslaugbarkeit vor.

Zink (Abbildung 19)

Bis 300 °C vermitteln die Messwerte den Anschein, dass die Auslaugbarkeit im alkalischen Bereich abnimmt. Die Ergebnisse bei 500 °C widerlegen jedoch eine Verallgemeinerung. Die maximale Löslichkeit liegt bei 300 °C mit 0,7 mg/l höher als bei 20 °C und 105 °C.

Im Modellierungsprozess wurde eine Eisenhydroxidkonzentration von 3.000 mg/kg angesetzt. Mit dieser Phase, sowie auch mit Ca-Zincat und Zincit, kann jedoch der Verlauf der Konzentrationen nicht mit den Modellen beschrieben werden.

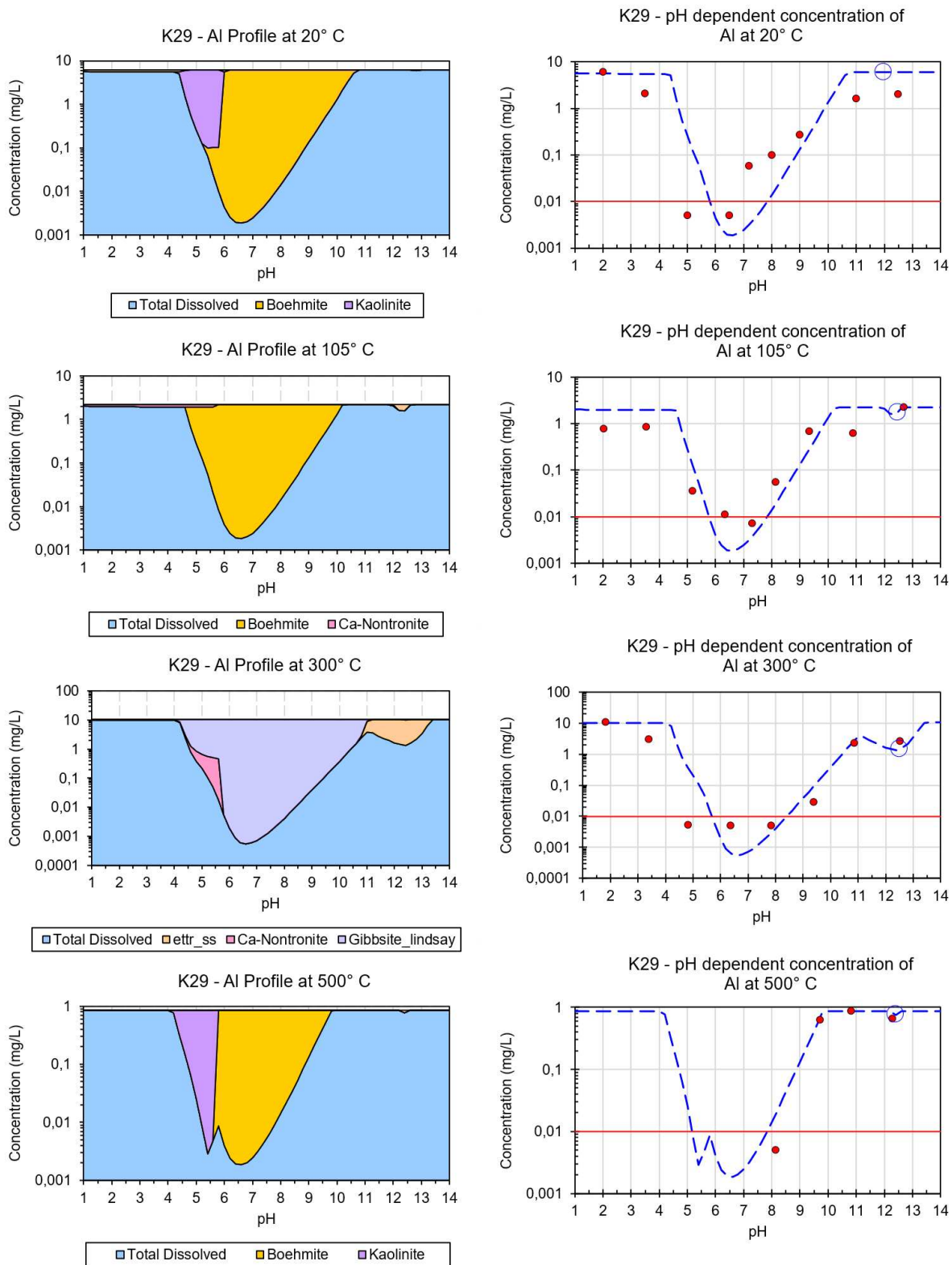


Abbildung 9: Modellierung K29 Aluminium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

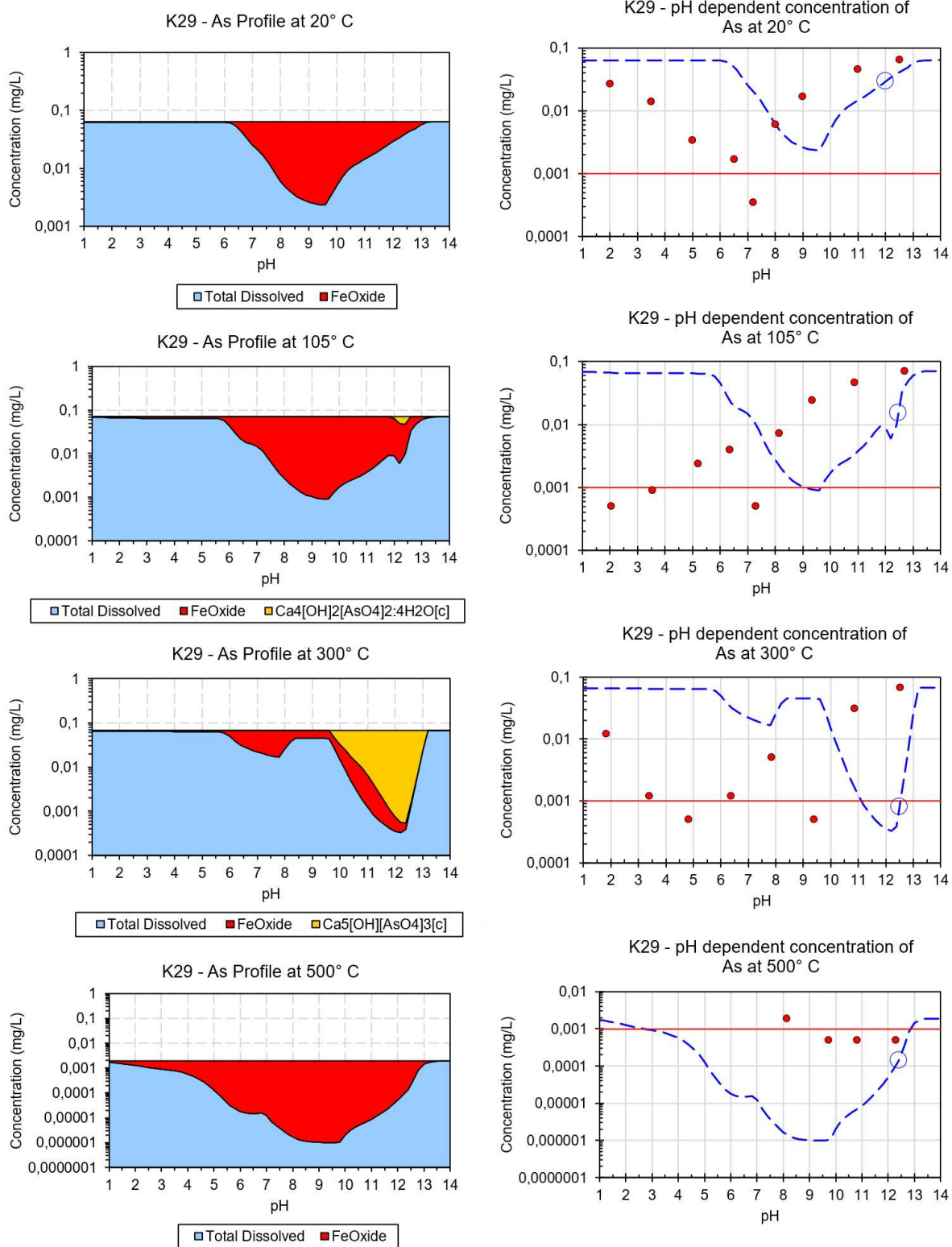


Abbildung 10: Modellierung K29 Arsen (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

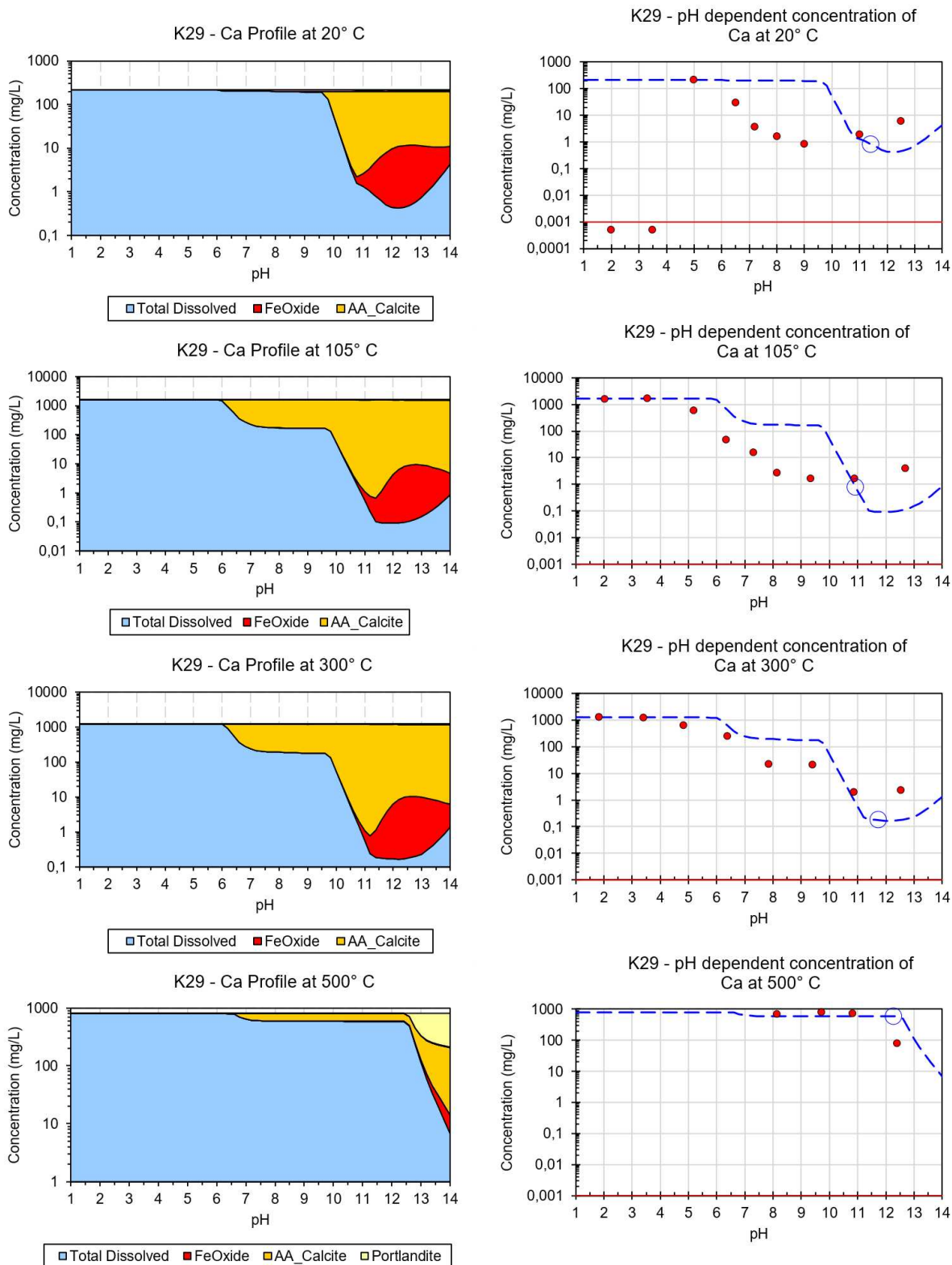


Abbildung 11: Modellierung K29 Calcium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

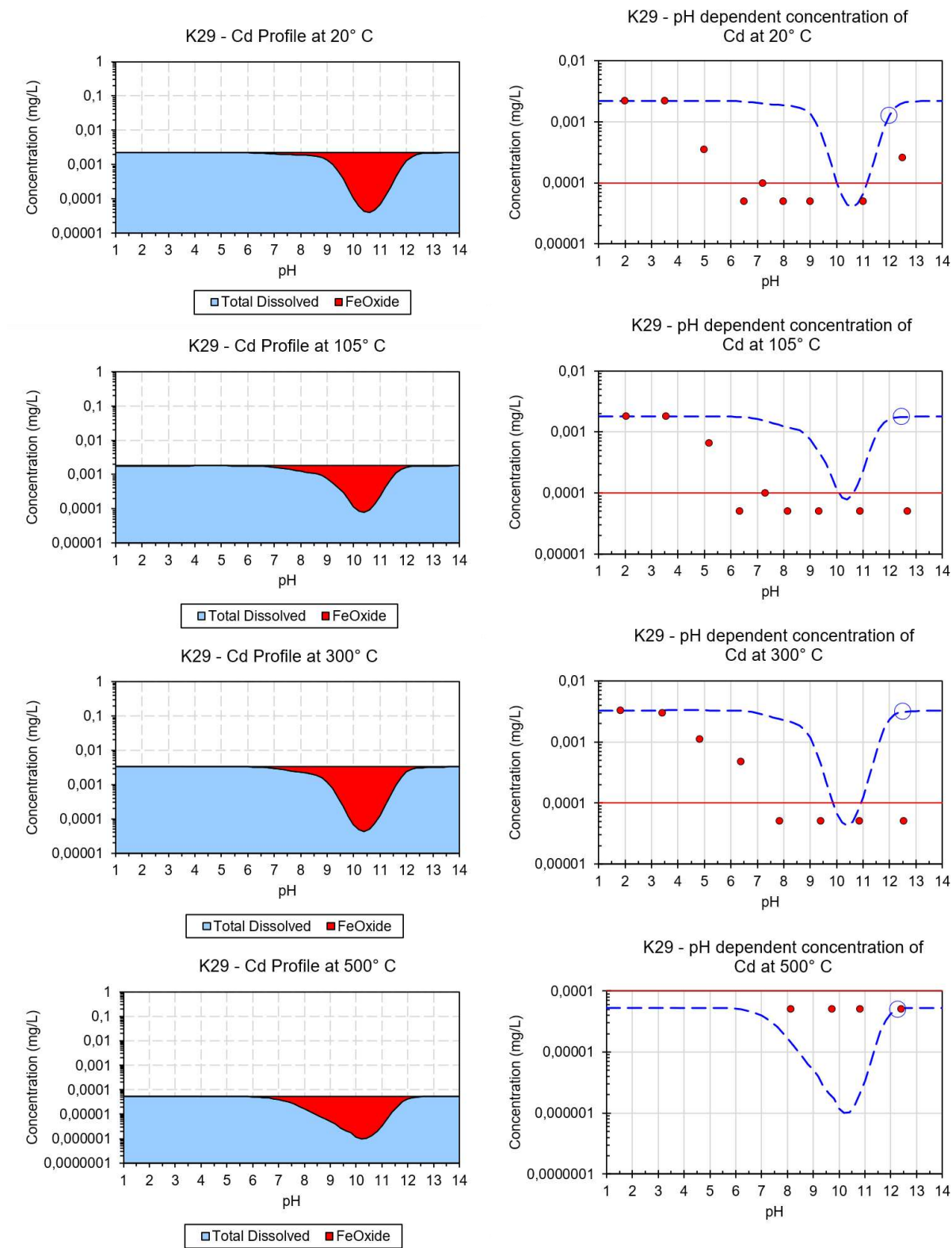


Abbildung 12: Modellierung K29 Cadmium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

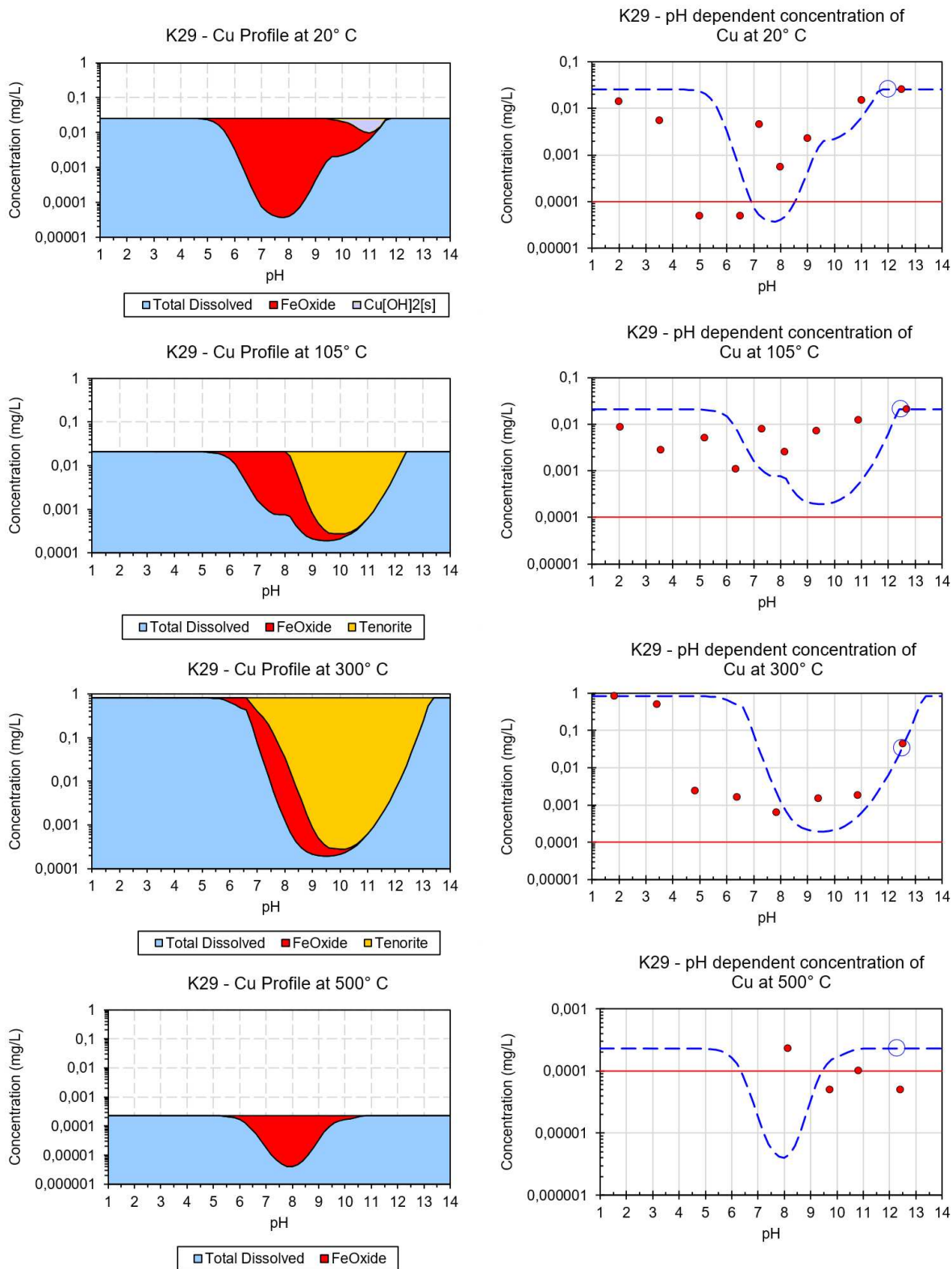


Abbildung 13: Modellierung K29 Kupfer (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

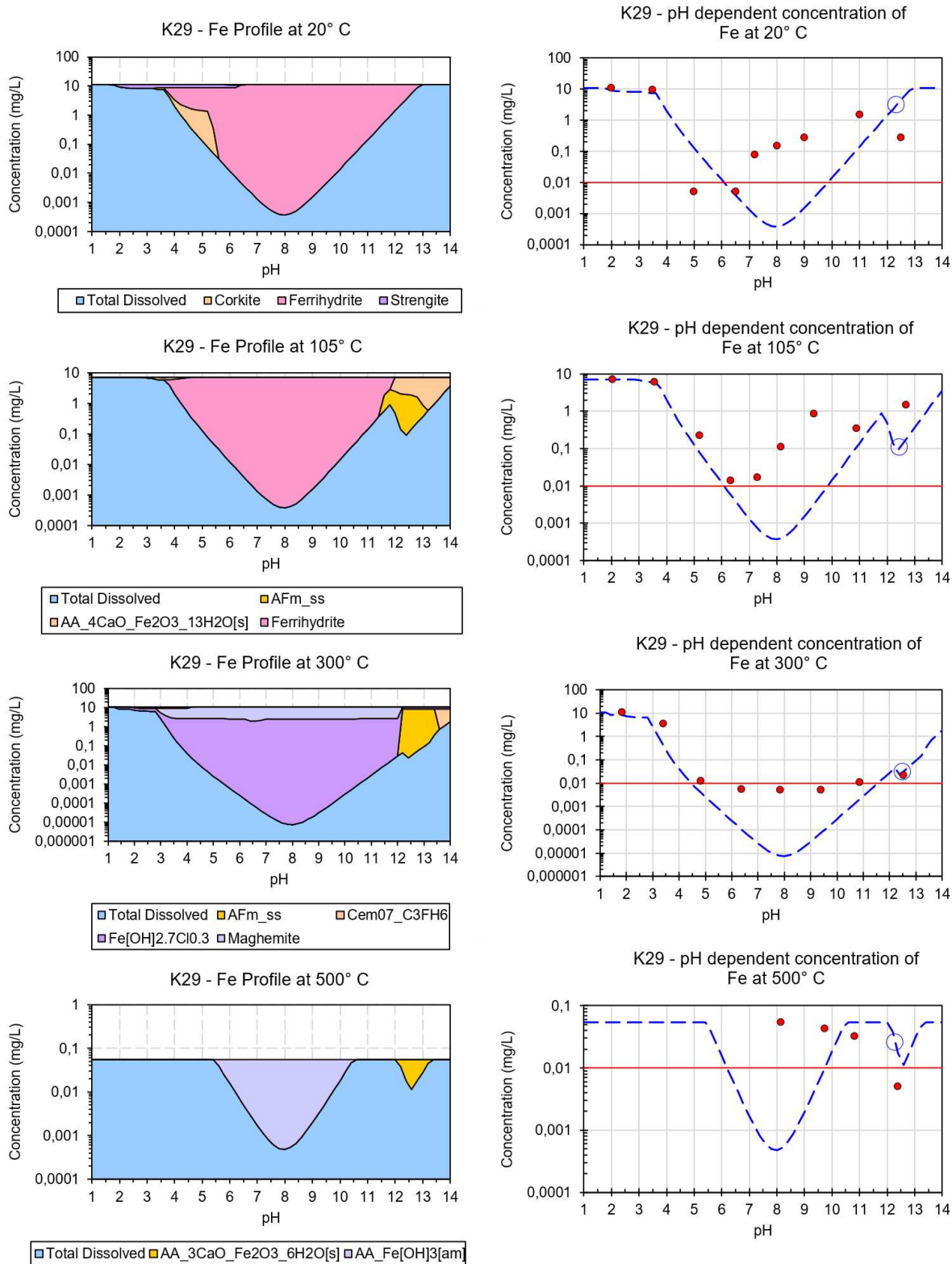


Abbildung 14: Modellierung K29 Eisen (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

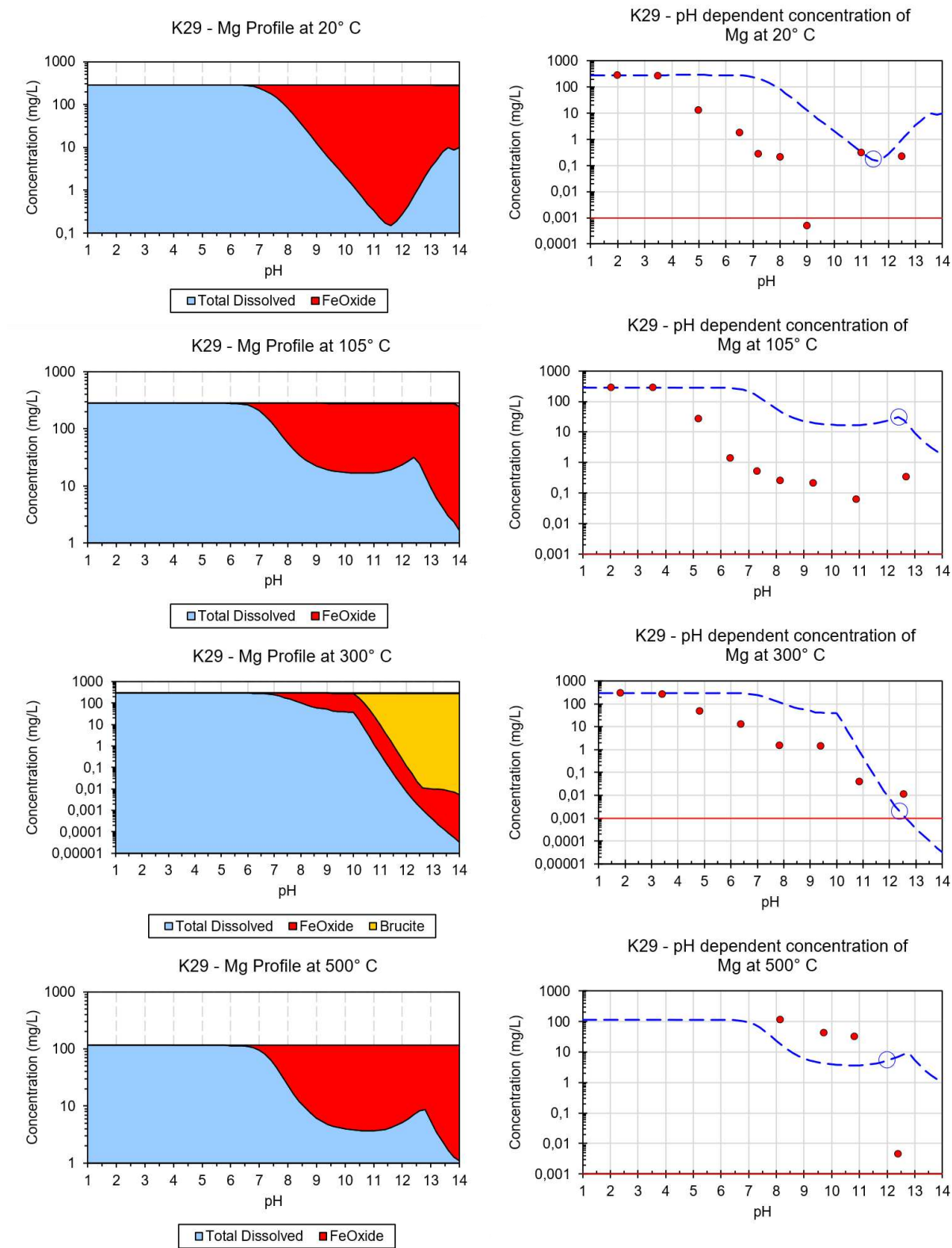


Abbildung 15: Modellierung K29 Magnesium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

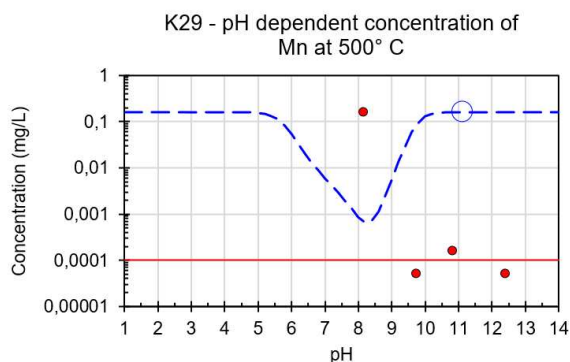
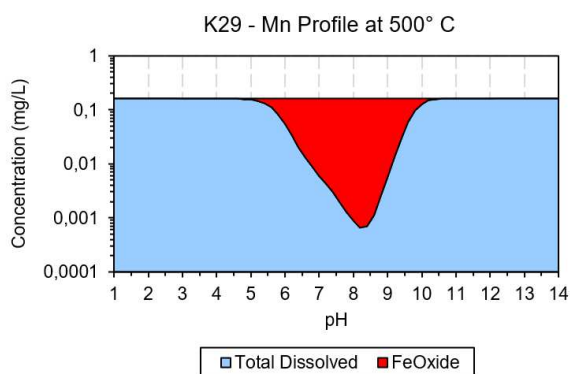
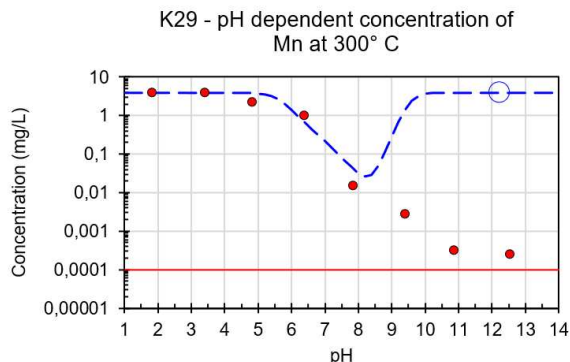
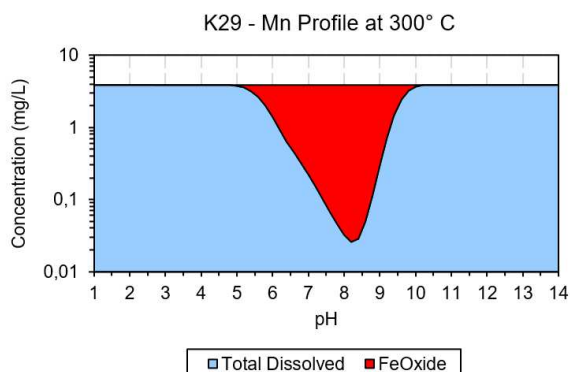
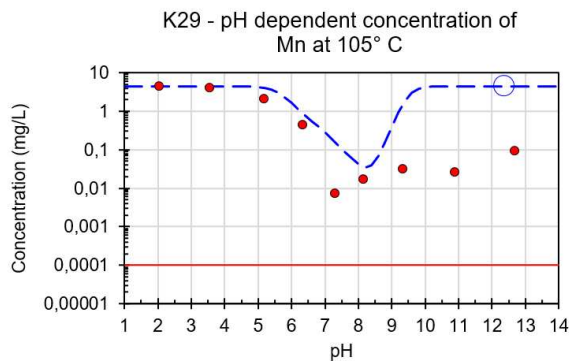
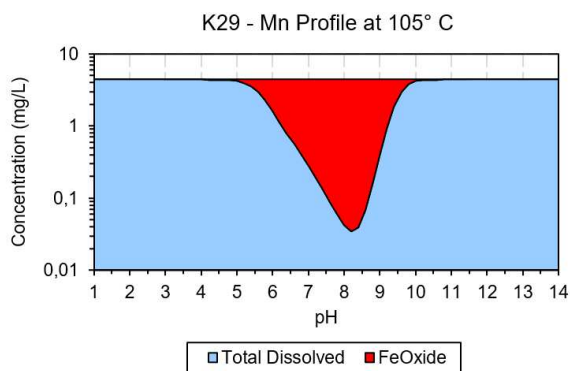
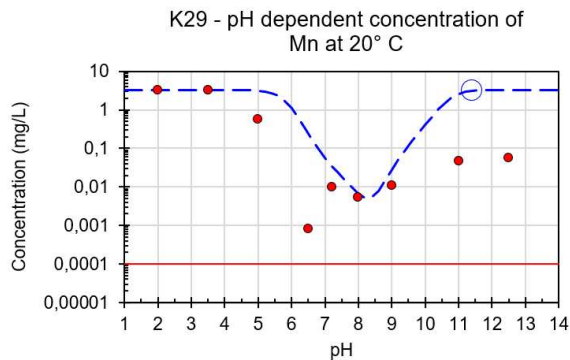
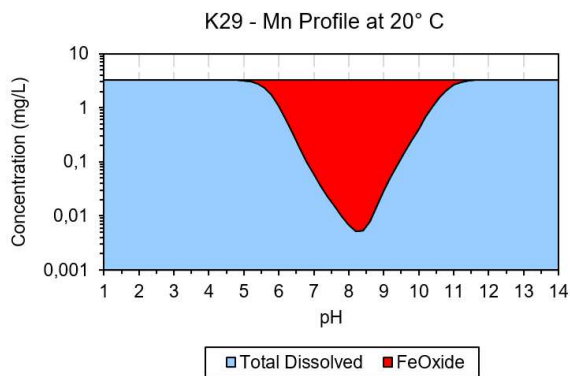


Abbildung 16: Modellierung K29 Mangan (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

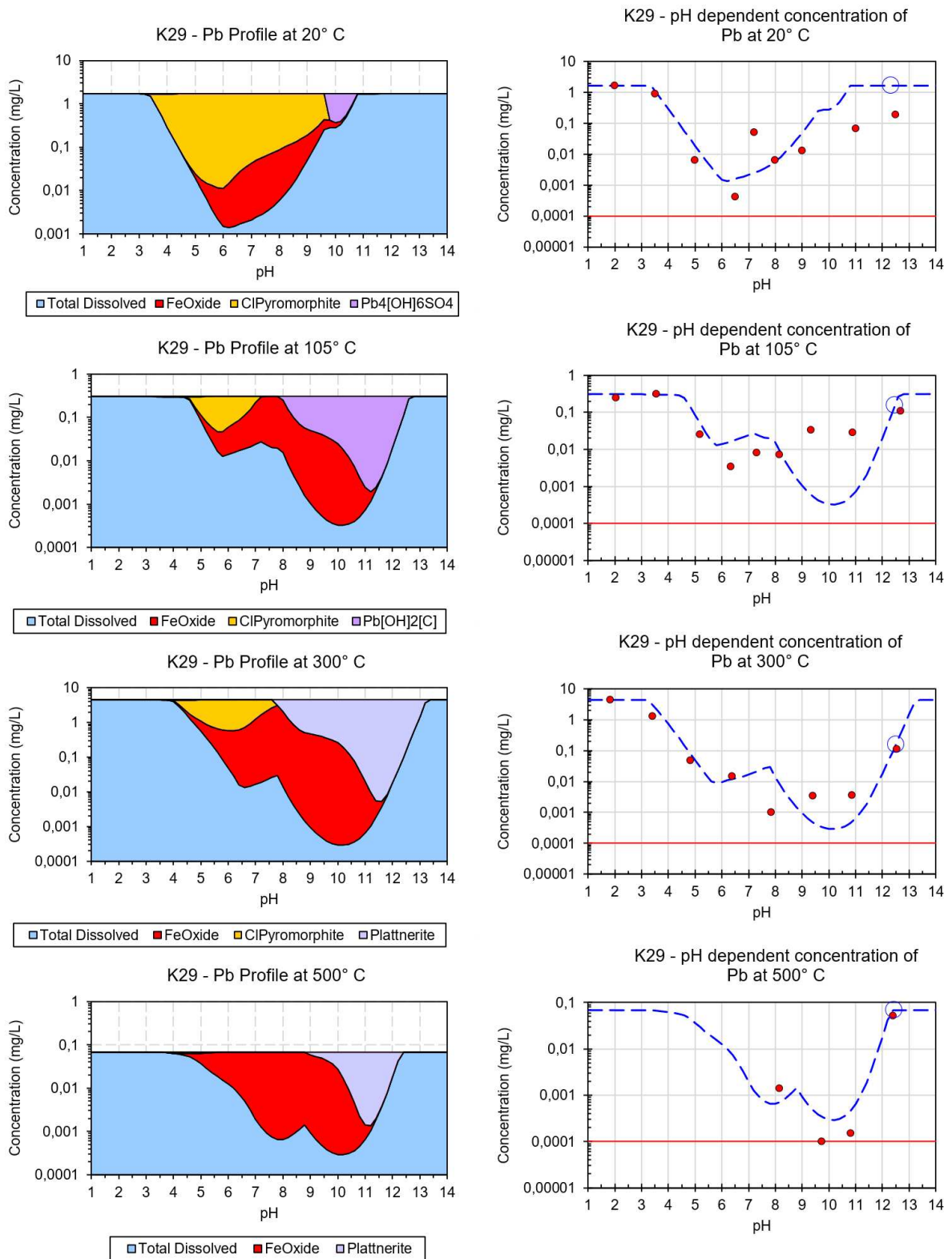


Abbildung 17: Modellierung K29 Blei (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

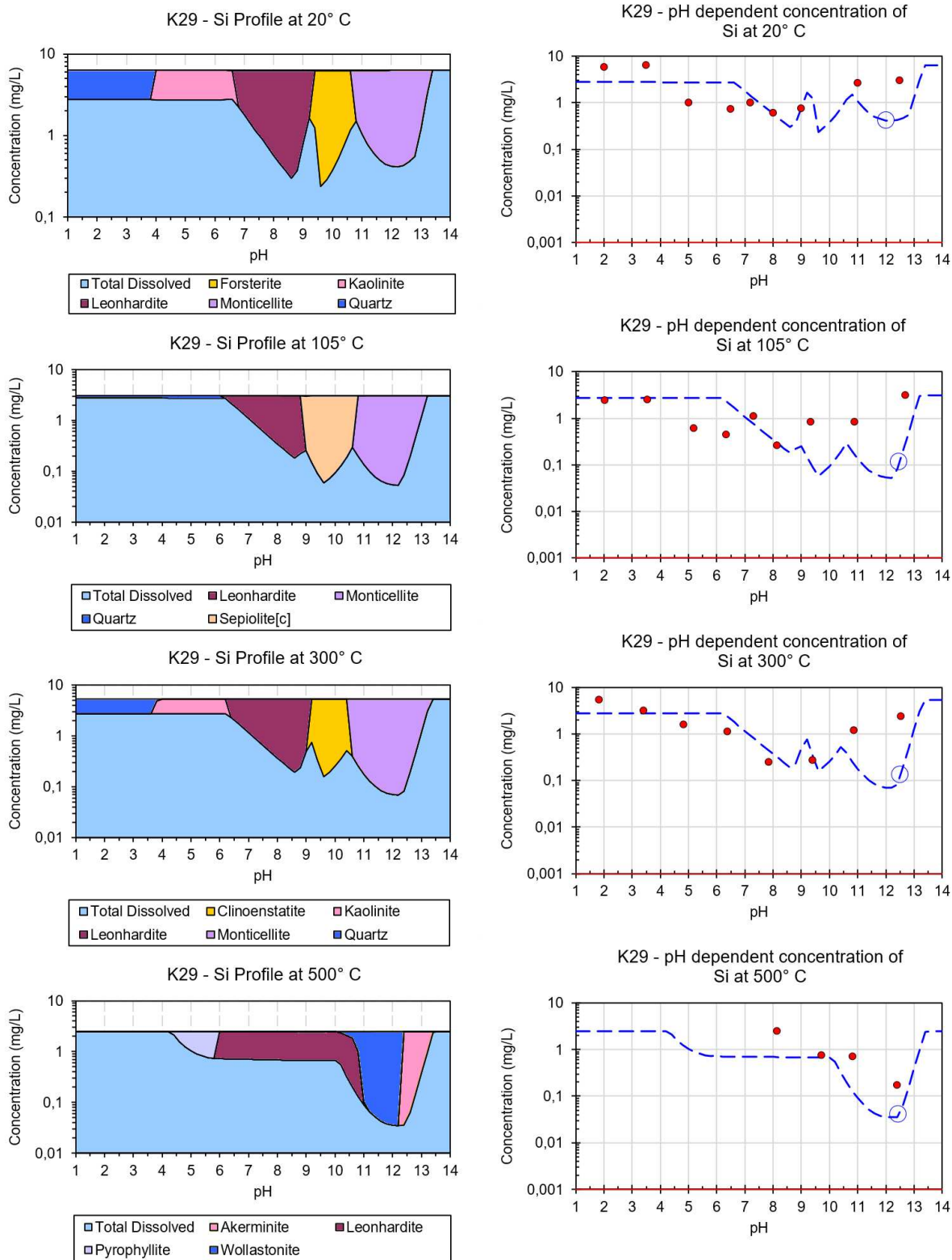


Abbildung 18: Modellierung K29 Silicium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

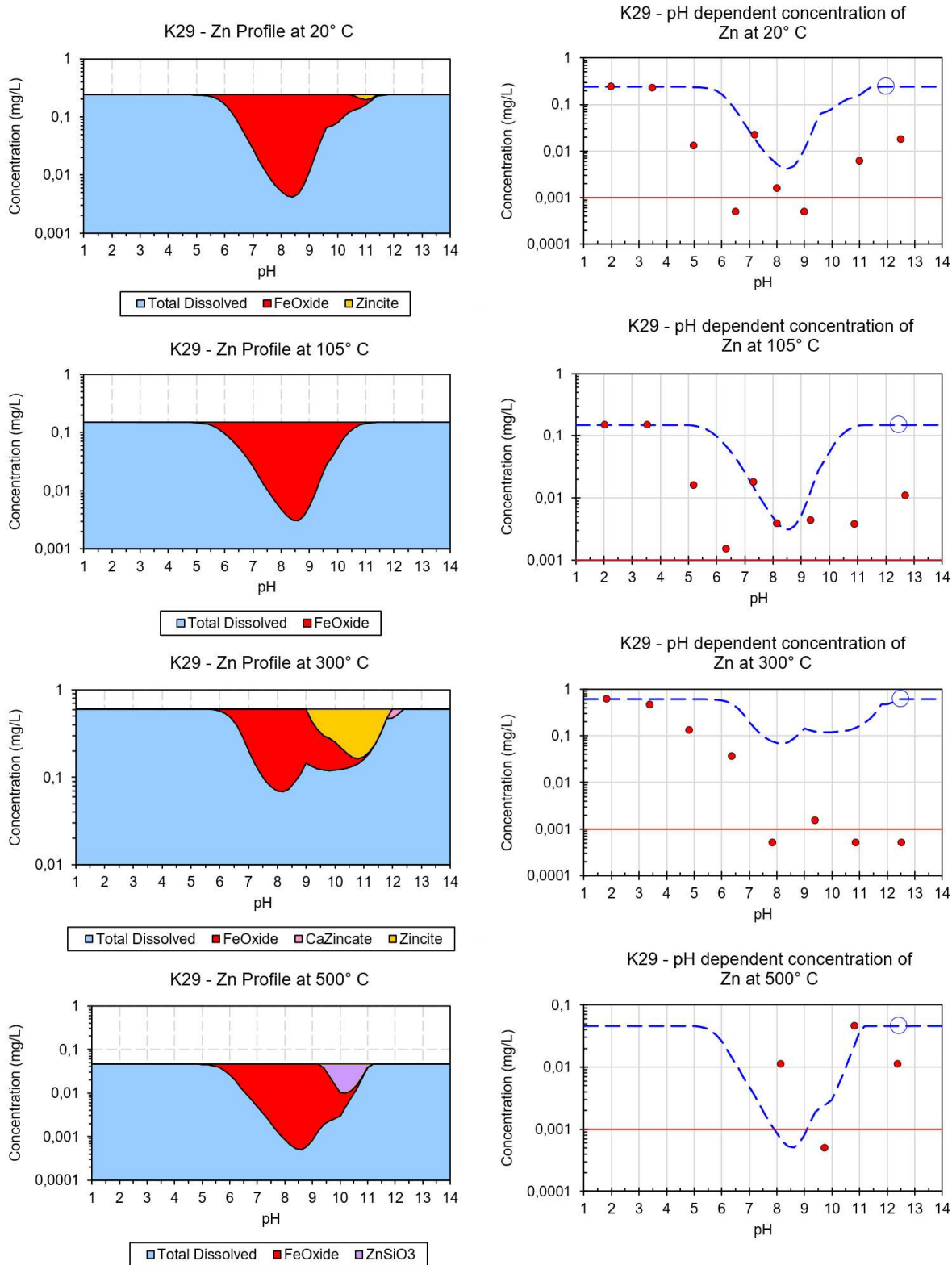


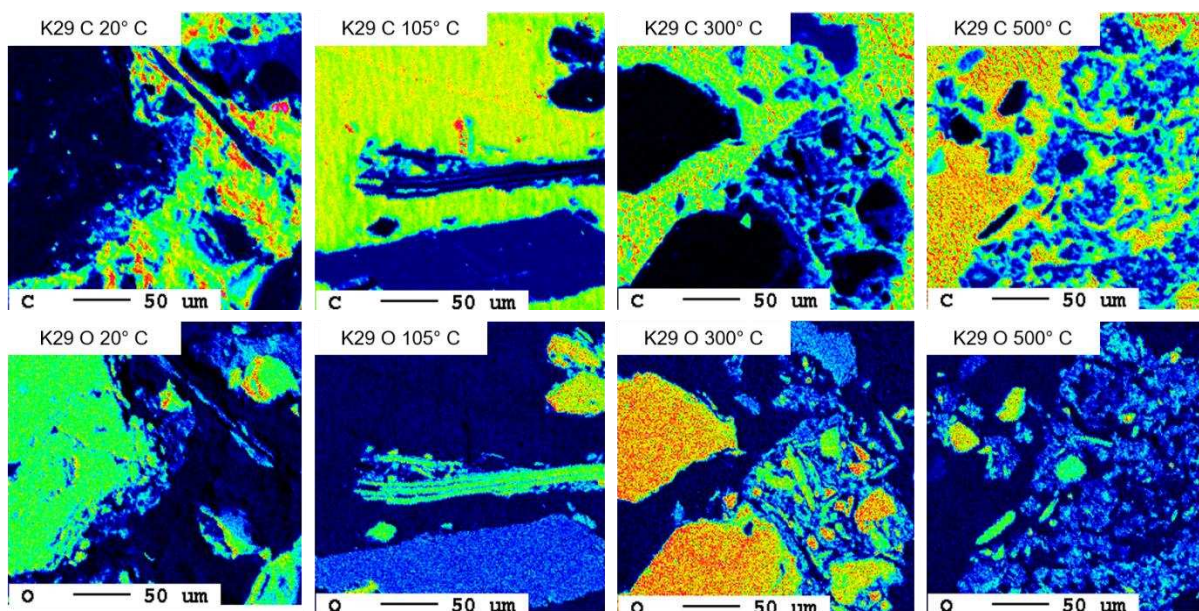
Abbildung 19: Modellierung K29 Zink (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

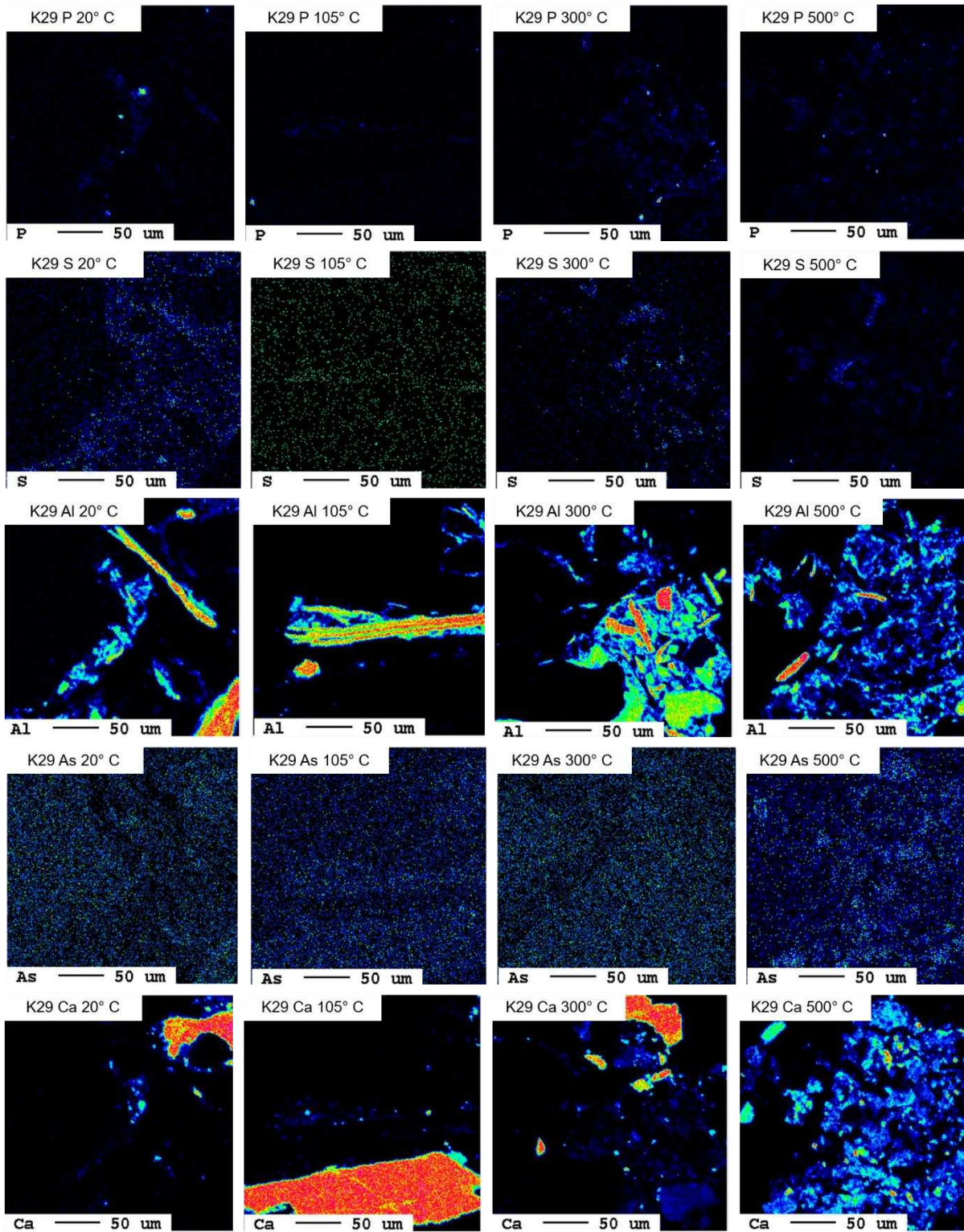
4.1.3 Mikrosondenergebnisse K29

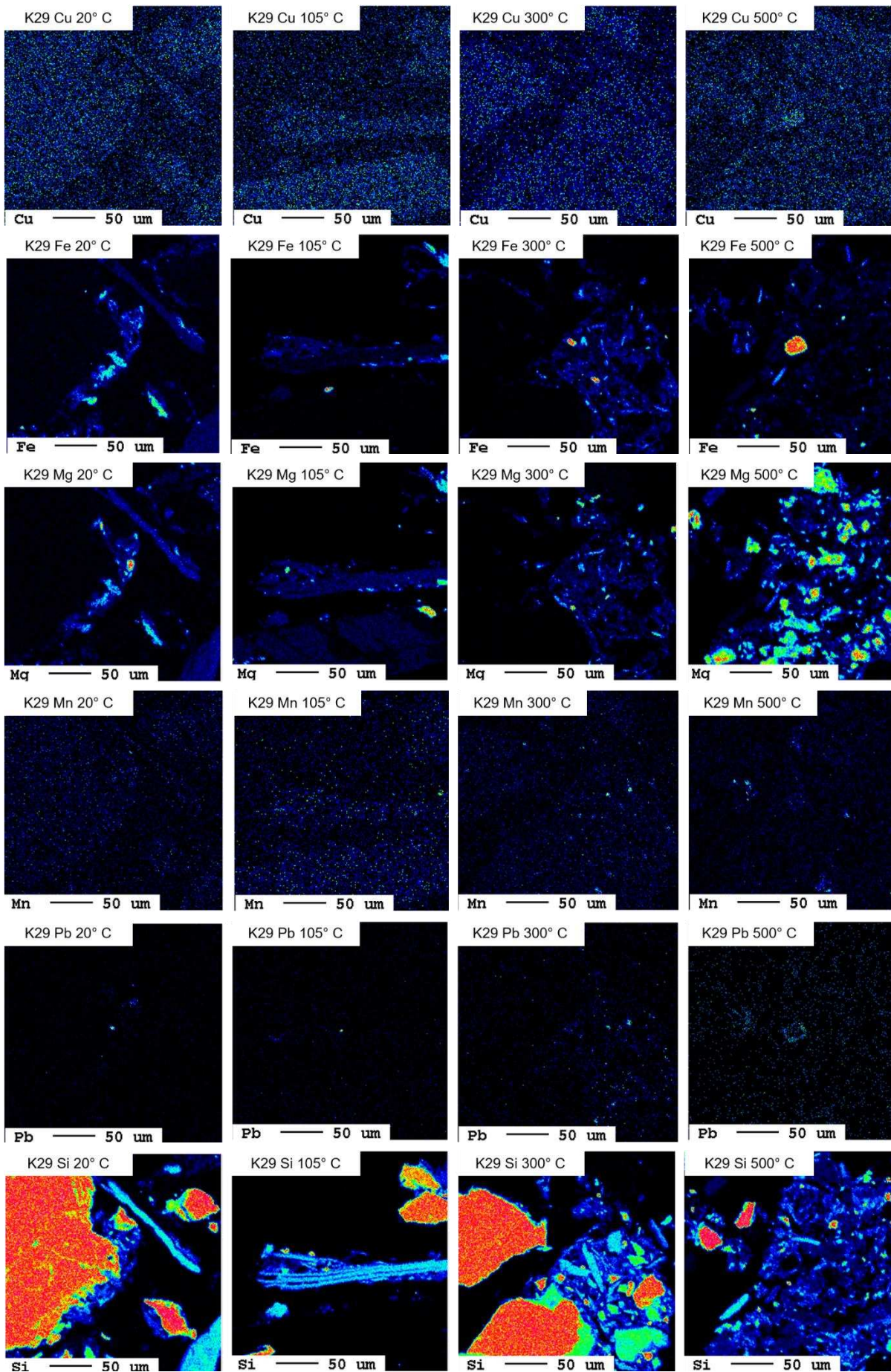
Die Mikrosondenergebnisse der K29 beziehen sich auf die Elementarverteilungskarten aus Abbildung 20.

Die Probe der K29 bei 20 °C weist einen kleinen Pb-Bereich auf, welcher vor allem aus Quarz (Si und O) aufgebaut ist. Eine Korrelation konnte mit P, teils Ca und Cl festgestellt werden. Es lässt vermuten, dass es sich dabei um Phosphohedyphan handelt. Diese Form bleibt bis 105 °C bestehen. Zusätzlich korreliert bei 105 °C Si, Fe, Al und O mit einem weiteren Pb-Korn. Kern (2021) weist darauf hin, dass eine SEM-EDX-Spektrum Aufnahme einer Pb-Phase keine Korrelation mit Cl und P aufweist. Vielmehr konnte eine Übereinstimmung mit Manganhydroxid beobachtet werden. Bei Manganhydroxid kann es sich um einen Oberflächenfilm handeln, welcher auf der Primärphase Phosphohedyphan vorliegt. Die Elementarverteilung von 300 °C weist auf keine Pb-Bereiche hin. Die erkannten Cu-Phasen korrelieren mit Zn. In einer zusätzlichen zweiten Mikrosondenaufzeichnung wurde ein Zusammenhang mit Si und O, sowie wieder Zn erkannt. Eine weitere Temperaturerhöhung auf 500 °C verändert nicht die Elementarverteilung. Pb tritt stellengleich mit Ca und P auf. Das EDX-Spektrum zeigt kein Mn, was wiederum dem Manganhydroxidfilm widerspricht (Kern 2021).

Die Betrachtung von Cu über die Temperaturen lässt vermuten, dass die Konzentration relativ konstant bleibt. Zink hingegen ist bis 300 °C vorhanden, bei 500 °C scheint es nicht mehr vorzuliegen. Bei Pb wird eine Zunahme der Konzentrationen über die steigende Temperatur verzeichnet.







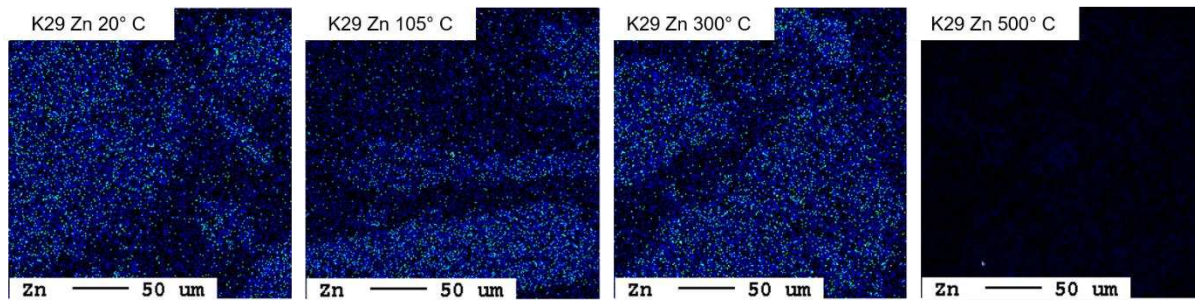


Abbildung 20: Elementarverteilungskarten K29 von C, O, P, S, Al, As, Ca, Cu, Fe, Mg, Mn, Pb, Si, und Zn (Zunahme der Intensität in folgender Reihenfolge: schwarz – blau – türkis - grün – gelb – orange – rot – pink – weiß)

4.2 N82 Glanzstoff – Traisenau

Im Fokus der Ergebnisauswertung der Altlast N82 standen die Hauptkontaminationen Zink, Kupfer und Blei. Für Al, Ca, Cd, Fe, Mg, Si und Zn wurden ebenso Modelle in LeachXS™ erstellt.

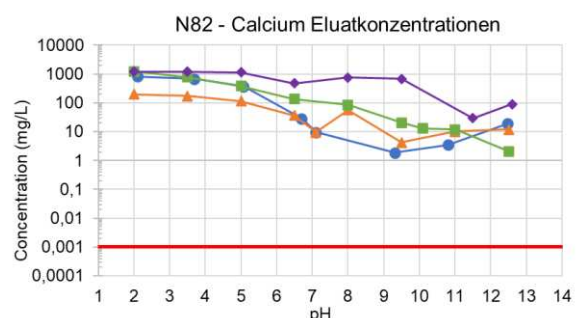
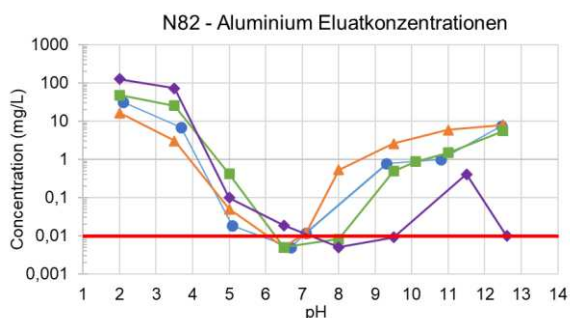
4.2.1 Eluatkonzentrationen N82

Die pH-abhängigen Eluatkonzentrationen der Altlast N82 sind in Abbildung 21 ersichtlich.

Die höchste gelöste Menge weisen Ca und Mg, mit bis zu 2.000 mg/l und 500 mg/l, auf. Die Höchstkonzentrationen der Elemente Al, Cu, Fe, Pb, Si und Zn pendeln sich etwa im Bereich 10 bis 100 mg/l ein. Cd weist die geringste Löslichkeit auf.

Bei der Betrachtung der Diagramme fällt auf, dass die Messwerte der 105 °C-Linie niedriger sind als jene der restlichen Temperaturen. Dieser Effekt zeigt sich vor allem im sauren Bereich. Im alkalischen Milieu folgen die Messwerte wieder dem allgemeinen Trend. Durch diese Erkenntnis kann ein Fehler der Probenahme oder Auswertung ausgeschlossen werden. Vielmehr wahrscheinlich ist, dass in der Probe 105 °C weniger an Schwermetallen vorhanden war.

Bei Al, Ca, Mg und Si liegen die maximalen Auslaugbarkeiten bei 500 °C bei einem pH-Wert von 2 höher als jene der restlichen Temperaturen. Bei Al, Cd, Cu, Fe, Si, und Zn lässt sich eine abnehmende Mobilität im alkalischen Bereich mit zunehmender Temperatur feststellen. Die Löslichkeit von Pb entwickelt sich ebenso, jedoch weisen die Konzentrationen bei einem pH-Wert von 12,5 einen Anstieg bei hohen Temperaturen auf. Bei Ca hingegen steigt die Löslichkeit der Ionen mit der Zunahme der Temperatur über den gesamten pH-Bereich. Der Verlauf von Mg zeigt bis zum pH-Wert 9,5 den gleichen Trend. Im stark alkalischen Bereich fällt die Auslaugbarkeit von Mg bei 300 °C und 500 °C.



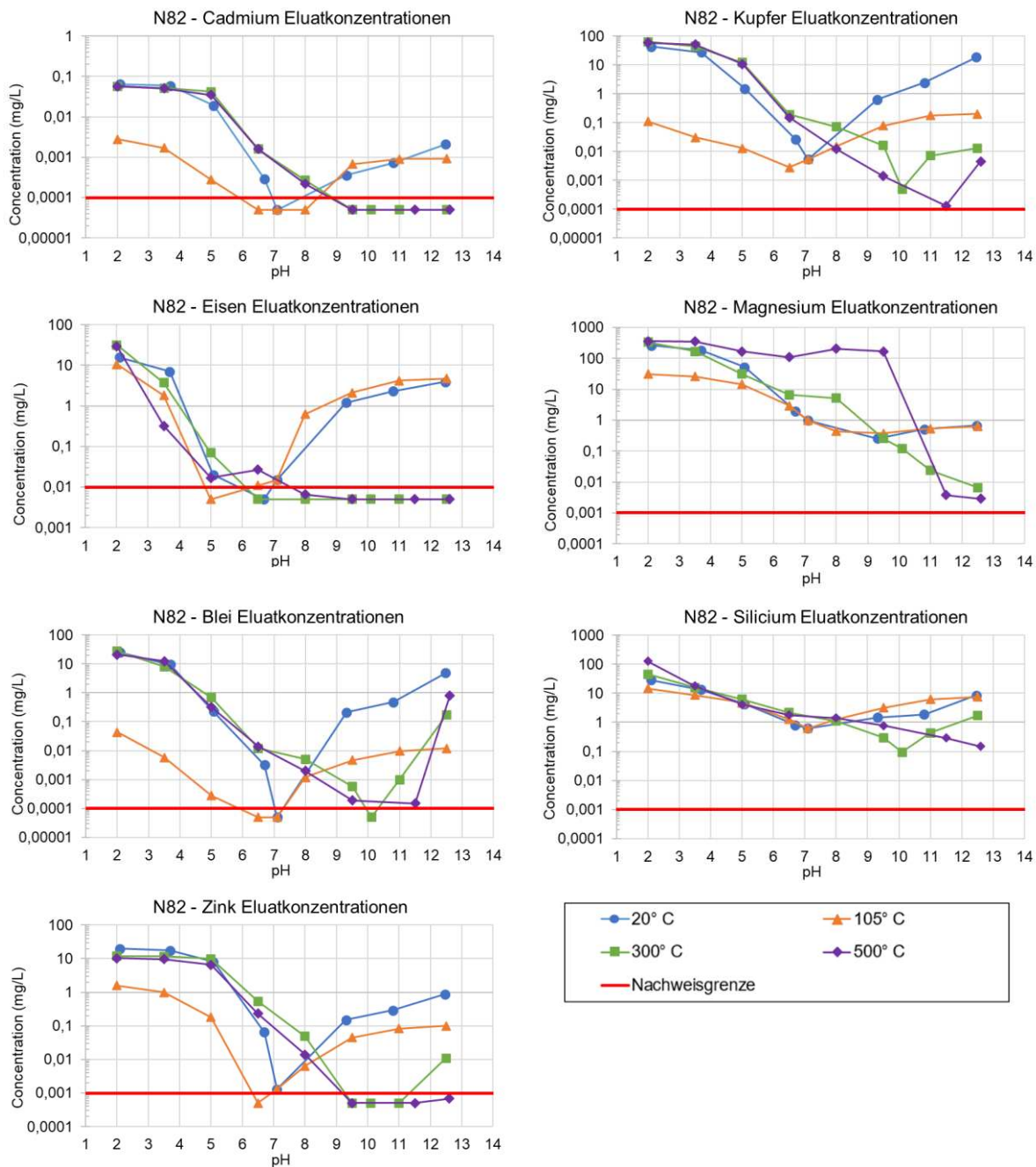


Abbildung 21: Eluatkonzentrationen N82 Al, Ca, Cd, Cu, Fe, Mg, Pb, Si und Zn

4.2.2 Modellierungsergebnisse N82

Die Anionen- und Kationenkonzentrationen aus den Elutionsversuchen lagen bei dieser Altlast für alle vier Temperaturen vor, weshalb eine gänzliche Ergebnisauswertung möglich ist.

Bei der Modellierung wurden die variablen Konzentrationen an Eisenhydroxide und CO_3^{2-} für jedes Element einzeln angepasst.

Aluminium (Abbildung 22)

Die maximale Löslichkeit im sauren Bereich von Aluminium steigt über den zunehmenden Temperatureinfluss von 15 mg/l auf über 100 mg/l an. Die geringste Auslaugbarkeit liegt bis 300 °C bei einem pH-Wert von 6,5 vor. Im alkalischen Bereich steigt die Mobilität zwar wieder, jedoch verzeichnet sich mit vermehrter thermischer Behandlung eine geringere Zunahme dieser.

Die erzeugten Modelle ergeben für alle Temperaturen ähnliche Phasen sowie Verläufe. Boehmit, ein Aluminiumhydroxid, nimmt bei allen Modellen den größten Abschnitt ein. Im pH-Bereich 3,5 bis 6 wird Aluminium als Kaolinit und Alunit vorhergesagt. Bei 500 °C kann eine Erhöhung der Löslichkeit, wie durch das Modell vorhergesagt, nicht bestätigt werden. Der Verlauf der Modelle von 20 °C, 105 °C und 300 °C zeigt eine Anpassung mit den gemessenen Eluaten von Aluminium.

Calcium (Abbildung 23)

Bei Calcium liegt die maximale Löslichkeit im sauren Bereich vor und ergibt für alle Temperaturen, ausgenommen 105 °C, eine Konzentration von etwa 1.000 mg/l. Die geringe Mobilität bei 105 °C kann aufgrund der zufälligen Probenahme beeinflusst sein. Die gemessenen Calciumkonzentrationen führen zu einem abnehmenden Trend der Mobilität im alkalischen Bereich. Zu erkennen ist jedoch, dass mit Erhöhung der Behandlungstemperatur auch die Auslaugbarkeit in diesem pH-Milieu steigt.

Die Anpassung der Konzentration von CO_3^{2-} führt zur Berichtigung der Calcitphase und folglich der Modellkurve. Die CO_3^{2-} -Konzentration entspricht bei 20 °C und 105 °C 10.000 mg/kg. Um eine Annäherung an die Messpunkte zu ermöglichen, wurde diese bei 300 °C und 500 °C auf 17.500 mg/kg erhöht. Es liegen bei allen Modellen Eisenhydroxidkonzentrationen von 3.000 mg/kg vor.

Cadmium (Abbildung 24)

Die maximale Auslaugbarkeit von Cadmium führt zu keinem erkennbaren Trend. Es ergeben sich dabei Werte zwischen 0,02 mg/l und 0,07 mg/l. Zu erkennen ist, dass die Mobilität von Cadmium vor allem im sauren Bereich gegeben ist. Bei 20 °C und 105 °C zeichnet eine starke Bindung an Eisenhydroxiden bei einem pH-Wert von 7 ab. Mit der Zunahme der Temperatur auf 300 °C bzw. 500 °C liegen die gemessenen Konzentrationen im alkalischen Bereich unter der Nachweisgrenze. Die Mobilität nimmt somit ab.

Für die Modellierung wurde ein Eisenhydroxidgehalt von 1.000 mg/kg angesetzt. Bei der Betrachtung der Modelle und den Verläufen der gemessenen Konzentrationen kann kein Zusammenhang bestätigt werden. Darüber hinaus beurteilt das Modell bei einem pH-Wert von 10,5 die geringste Mobilität von Cadmium. Diese tritt bei 20 °C bei einem pH-Wert von 7 auf und bei 105 °C zwischen 6,5 und 8. Die erzeugten Modelle spiegeln kein aussagekräftiges Ergebnis wider.

Kupfer (Abbildung 25)

Die maximale Löslichkeit von Kupfer ist bei 20 °C im sauren Bereich mit 50 mg/l gegeben. Bei 105 °C verzeichnet sich diese im alkalischen Milieu bei einem pH-Wert von 12,5 mit 0,2 mg/l. Bei 300 °C und 500 °C tritt diese wiederum bei einem pH-Wert von 2 mit 80 mg/l auf. Die Tendenz zeigt, dass die Auslaugbarkeit bei den niedrigen Temperaturen bis zu einem pH-Wert von 6,5 bzw. 7 sinkt und anschließend wieder steigt. Ab einer Temperatur von 300 °C sinkt die Mobilität von Kupfer im alkalischen Bereich.

Die Modelle weisen Kupferadsorption an Eisenhydroxidphasen auf, welche bei 105 °C als einzige Phase vorliegen. Die eingestellte Eisenhydroxidkonzentration in LeachXS™ entspricht 100 mg/kg. Der Vergleich der Modelle von 20 °C und 105 °C mit den gemessenen Kupferkonzentrationen ergibt keine exakte Übereinstimmung. Parallelen ergeben sich jedoch bei 300 °C und 500 °C. Bei den hohen Temperaturen verkleinert sich der Bereich der Eisenhydroxidphasen und Cu(OH)₂ bzw. Tenorit dominieren in der Modellierung. Tenorit ist ein Kupfer(II)-oxid.

Eisen (Abbildung 26)

Die Betrachtung der Messwerte von Eisen ergeben, dass die maximale Auslaugbarkeit bei einem pH-Wert von 2 zwischen 10 mg/l und 30 mg/l liegt. Bei 20 °C und 105 °C verzeichnet sich eine Abnahme der Mobilität bis zum pH-Wert von 7 und steigt anschließend wieder. Bei 300 °C und 500 °C kann diese Beobachtung nicht verzeichnet werden. Es ist ein abnehmender Trend bis zum pH-Wert 6,5 zu erkennen. Die weiteren Messwerte liegen unter der Nachweisgrenze.

Die vorliegenden Phasen und Verläufe der Modelle führen zu keinen nachvollziehbaren Ergebnissen. Die Modelle ermitteln im alkalischen Bereich einerseits bei 20 °C und 105 °C eine geringere Mobilität und andererseits bei 300 °C und 500 °C eine stärkere Ausprägung dieser. Die thermodynamischen Gleichgewichte wurden nicht erreicht. Demnach können vor allem im alkalischen Bereich die vorliegenden Phasen nicht bestätigt werden.

Magnesium (Abbildung 27)

Magnesium verzeichnet im sauren Bereich die größte Auslaugbarkeit. Diese pendelt sich, mit Ausnahme von 105 °C, zwischen Werte von 150 mg/l bis 300 mg/l ein. Die gemessenen Werte von 20 °C und 105 °C nehmen ab einem pH-Wert von 5 ab und pendeln sich anschließend auf eine Löslichkeit von 0,5 mg/l bis 0,8 mg/l ein. Die Erhöhung der Behandlungstemperatur auf 300 °C zeigt einen linearen abnehmenden Trend über die Zunahme des pH-Werts auf eine Auslaugbarkeit von 0,008 mg/l. Die Betrachtung der Messwerte von 500 °C ergibt eine

Löslichkeitszunahme bis zum pH-Wert 9,5. Im stark alkalischen Bereich nähern sich diese der Nachweisgrenze an.

Der Eisenhydroxidgehalt wurde bei der Modellierung an 250.000 mg/kg angepasst. Die Diagramme von 20 °C und 105 °C ergeben eine annähernde Übereinstimmung zwischen Modell und tatsächlichen Messwerten. Im Gegensatz führt das Modell von 500 °C zum Vorliegen des Elements in einem Magnesiumoxid.

Blei (Abbildung 28)

Für die Modellierung von Blei wurde ein Eisenhydroxidgehalt von 50 mg/kg verwendet. Ein Zusammenhang der vier Temperaturen lässt sich bei der maximalen Löslichkeit erkennen, die je bei einem pH-Wert von 2 gegeben ist und mit Ausnahme von 105 °C bei 20 bis 30 mg/l liegt. Die geringste Mobilität von Blei ergibt sich bei 20 °C und 105 °C bei einem pH-Wert von 7. Im Gegensatz dazu verschiebt sich diese bei der höheren thermischen Behandlung auf 10 (300 °C) und 9,5 bis 11,5 (500 °C).

Die Modellkurven von 300 °C und 500 °C entsprechen dem thermodynamischen Gleichgewicht. Bei den dabei vorkommenden Phasen, Plattnerit und Cl-Pyromorphit, handelt es sich um Blei(IV)-Oxide und -phosphate. Bei 20 °C und 105 °C treten ebenso im kleineren Maßstab Cl-Pyromorphit auf. Bei 20 °C lässt sich Minium erkennen, ebenso ein Bleioxid, und bei 105 °C treten Phosphate als Plumbogummit auf. Es kommt zu keiner akkuraten Annäherung dieser Modelle an die gemessenen Werte, wie sie bei 300 °C und 500 °C zu beobachten ist.

Silicium (Abbildung 29)

Die Löslichkeit von Silicium ist im Vergleich zu anderen Elementen über den gesamten pH-Bereich gegeben und liegt nicht unter 0,1 mg/l. Die maximale Mobilität steigt mit dem thermischen Einfluss bei 500 °C auf über 100 mg/l an. Im sauren Bereich ist die Löslichkeit am höchsten. Bei 500 °C kann ein abnehmender linearer Trend der Löslichkeit betrachtet werden. Bei 20 °C und 105 °C ist die geringste Löslichkeit bei einem pH-Wert von 7 gegeben und steigt im alkalischen Bereich wieder an. Bei 300 °C verzeichnet sich dieser Tiefpunkt bei einem pH-Wert von 10.

Die modellierten Siliciumphasen weisen keine vollständige Löslichkeit, wie es aufgrund der Messwerte zu erwarten wäre, im sauren Bereich auf. Silicium liegt in allen Modellen in verschiedensten Phasen vor. Das thermodynamische Gleichgewicht konnte nicht erreicht werden und die Phasenbereiche führen zu sprunghaften Diagrammen. Das Modell von 105 °C ergibt das plausibelste Ergebnis.

Zink (Abbildung 30)

Der Abgleich der Diagramme zeigt, dass die maximale Löslichkeit bei allen vier Temperaturen bei einem pH-Wert von 2 gegeben ist. Die gelöste Menge liegt dabei, mit Ausnahme von 105 °C, zwischen 10 mg/l und 20 mg/l. Die geringste Mobilität von Zink zeigt sich bei 20 °C und 105 °C bei einem pH-Wert von 6,5 und 7 nahezu der Nachweisgrenze und steigt

anschließend wieder an. Im Vergleich dazu ist die Auslaugbarkeit bei den höheren Temperaturen an diesem Punkt höher und liegt erst ab einem pH-Wert von 9,5 unter der Nachweisgrenze. Eine Löslichkeit von Kupfer ist bei 300 °C und 500 °C im alkalischen Bereich nicht mehr gegeben.

Die Modelle weisen Eisenhydroxide mit einer Konzentration von 10.000 mg/kg, Ca-Zincat und Zincit auf. Die Kurven bei 20 °C und 105 °C zeigen im sauren sowie alkalischen Bereich eine Annäherung an die tatsächlichen Messwerte. Der neutrale Bereich ist nicht abgedeckt. Das thermodynamische Gleichgewicht wurde bei 300 °C und 500 °C im alkalischen Milieu nicht erreicht.

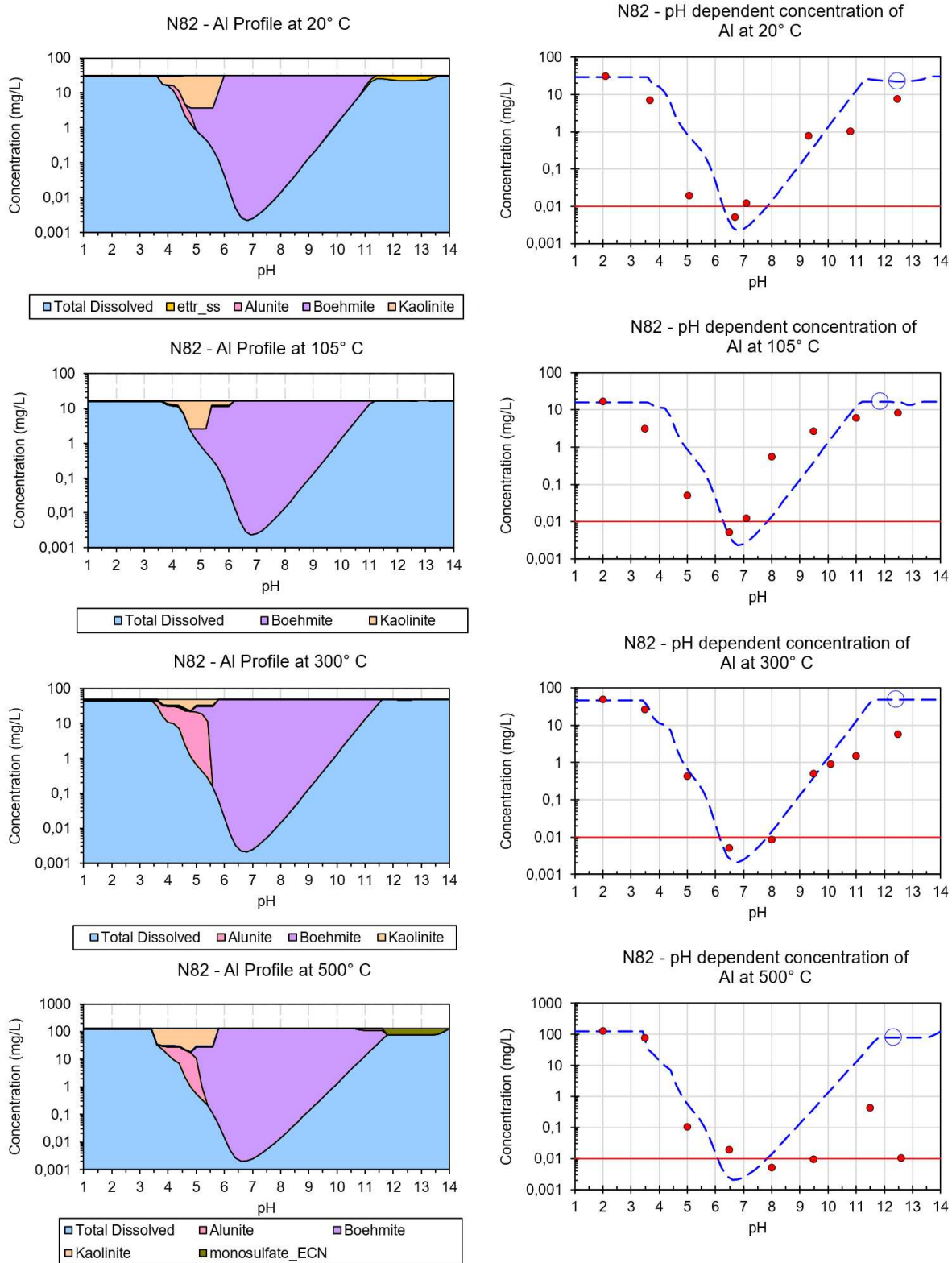


Abbildung 22: Modellierung N82 Aluminium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

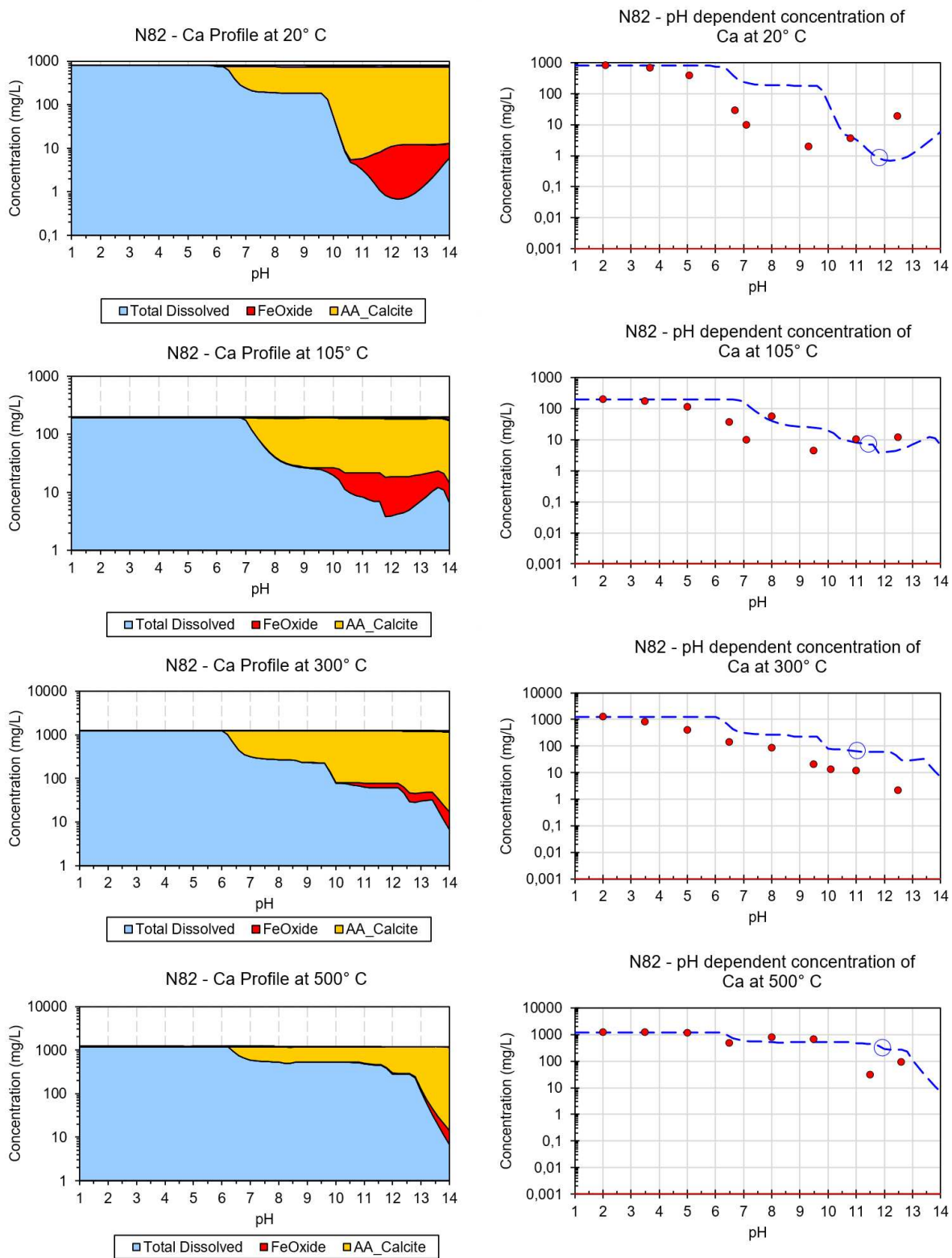


Abbildung 23: Modellierung N82 Calcium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

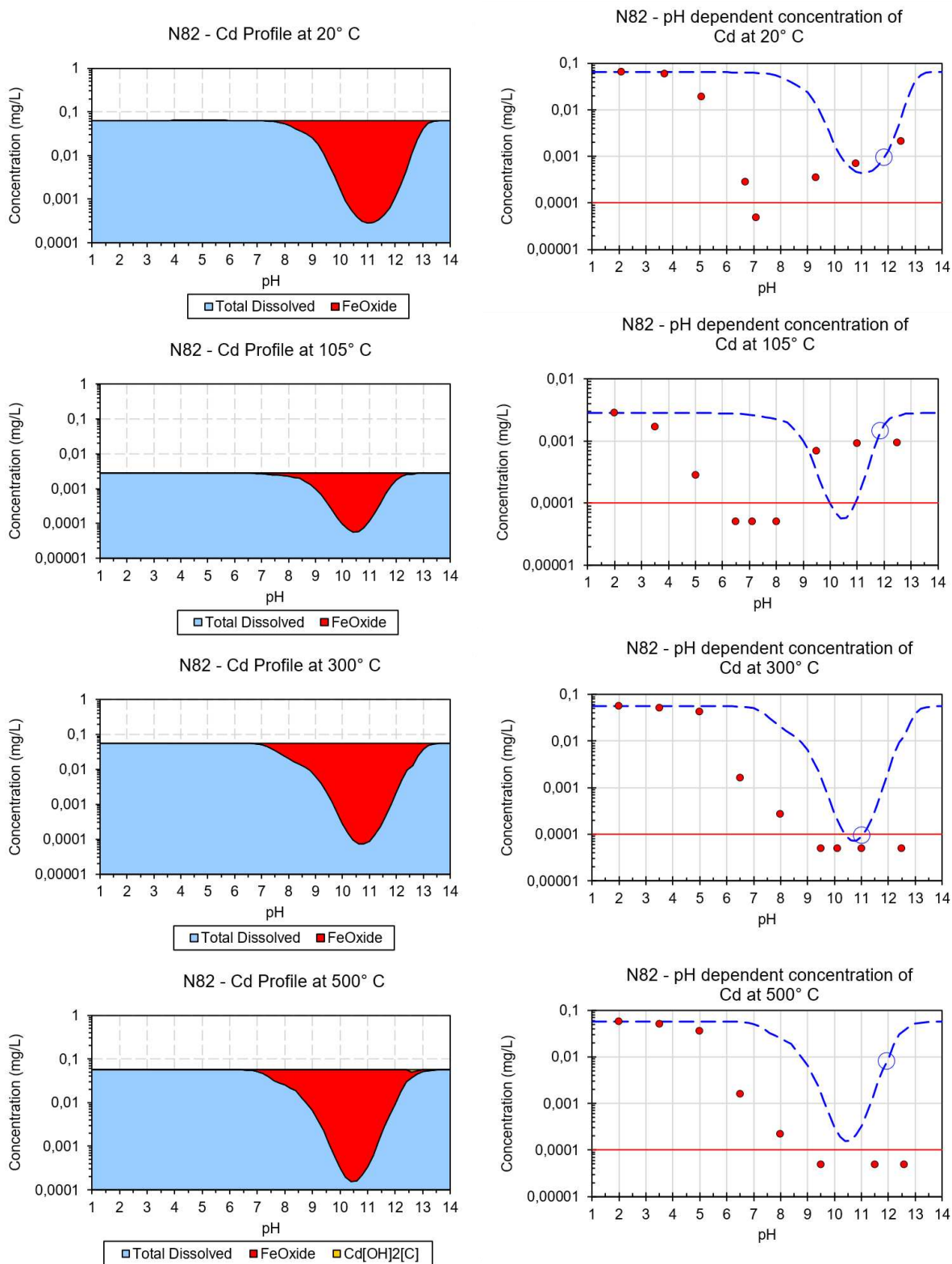


Abbildung 24: Modellierung N82 Cadmium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

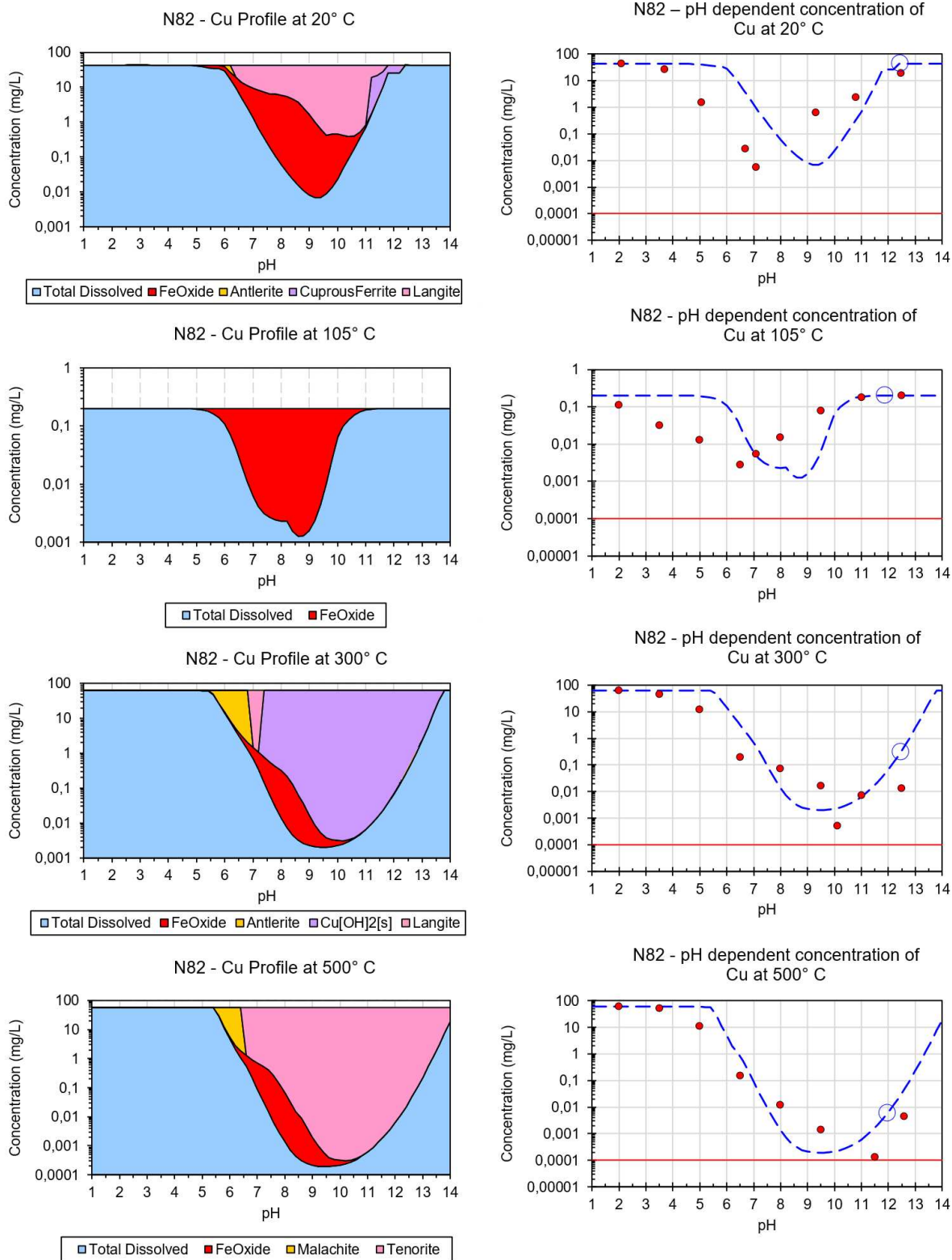


Abbildung 25: Modellierung N82 Kupfer (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

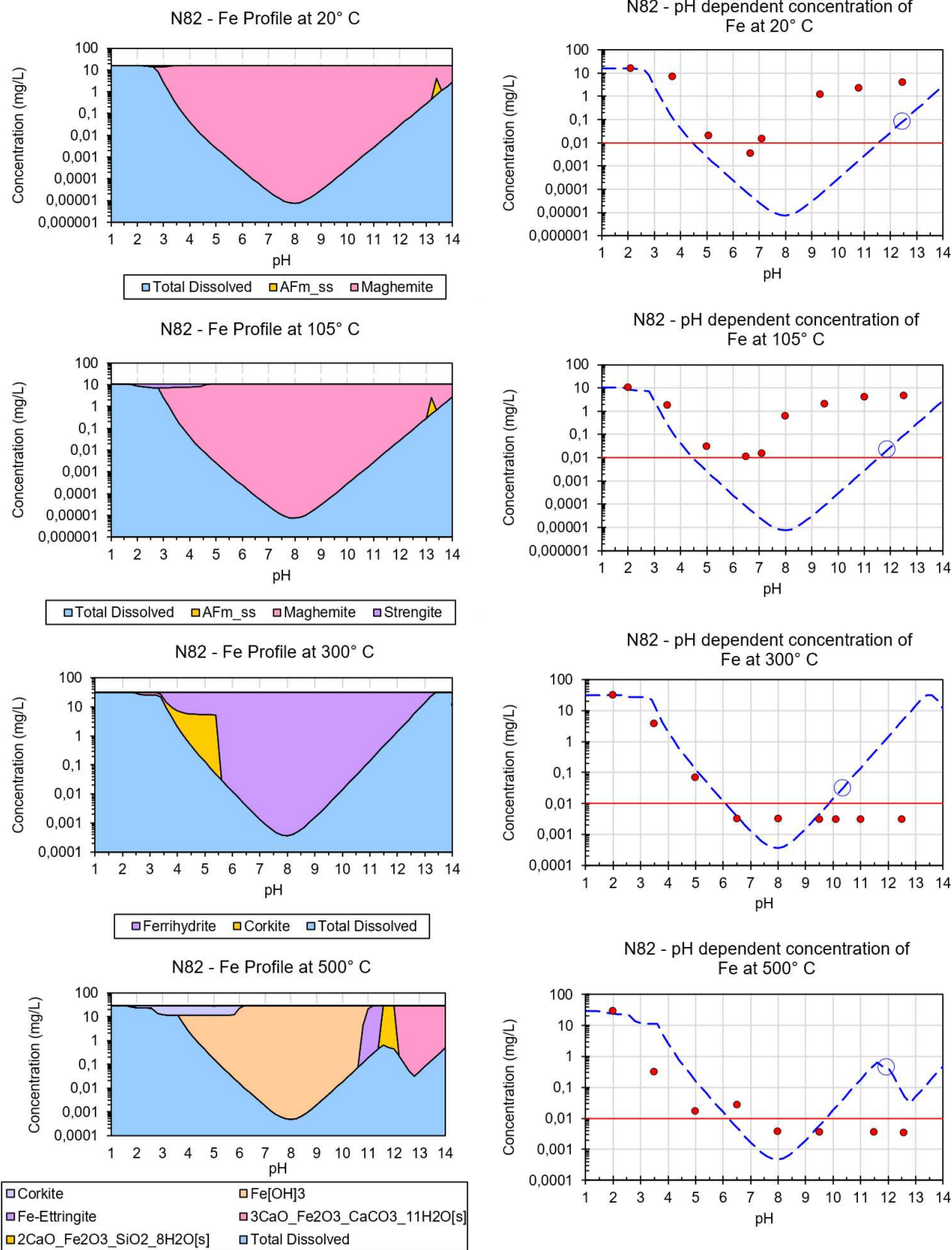


Abbildung 26: Modellierung N82 Eisen (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

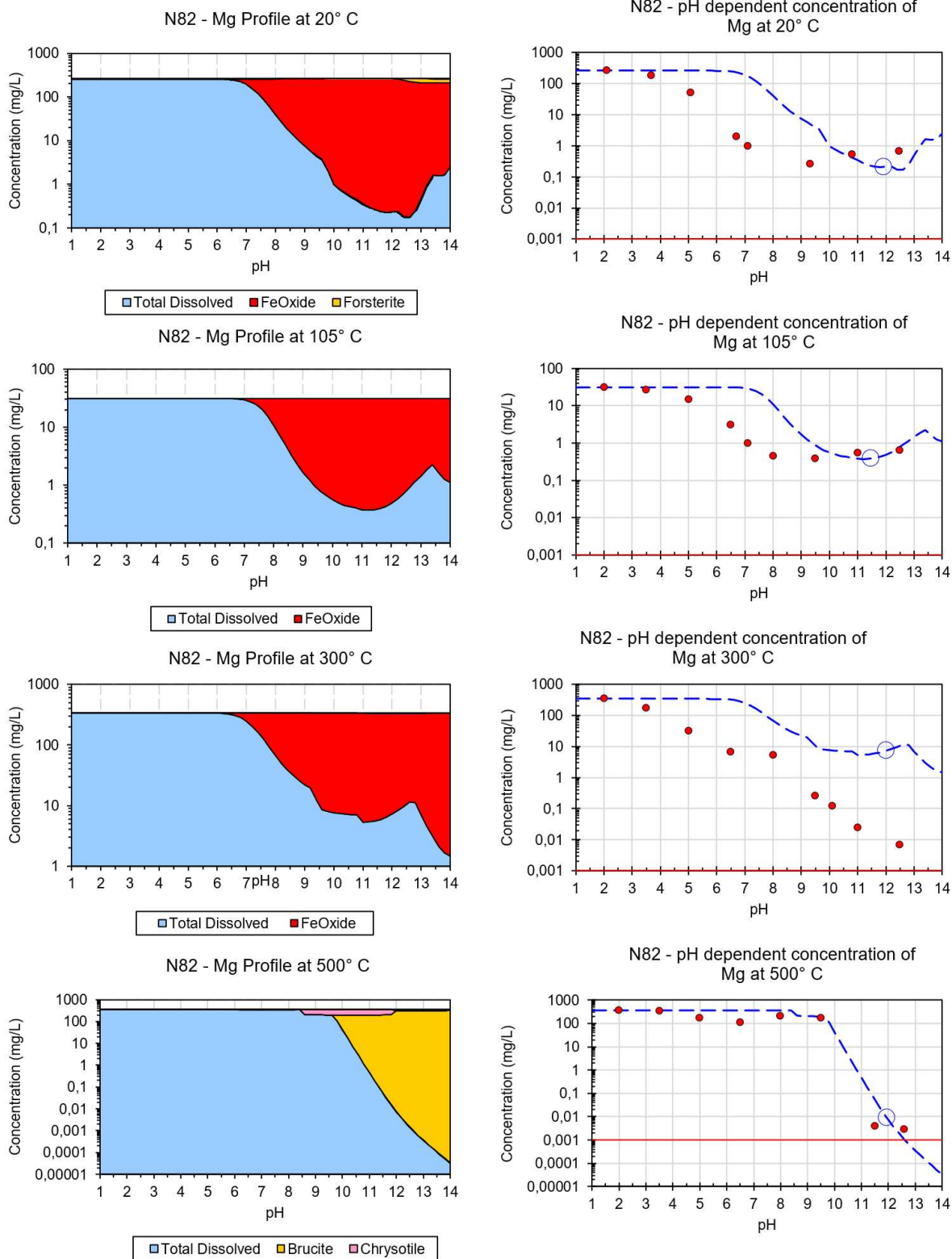


Abbildung 27: Modellierung N82 Magnesium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

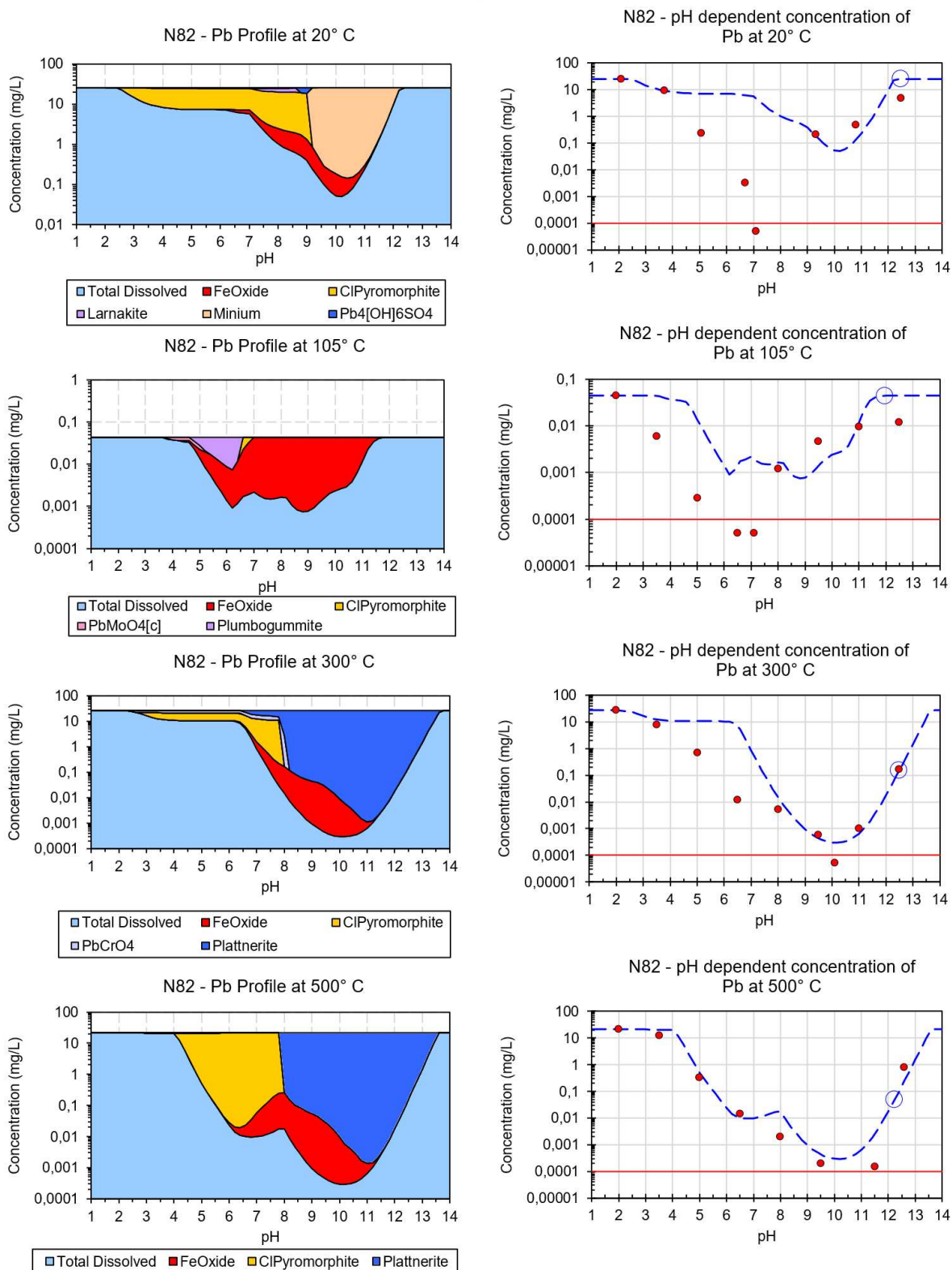


Abbildung 28: Modellierung N82 Blei (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

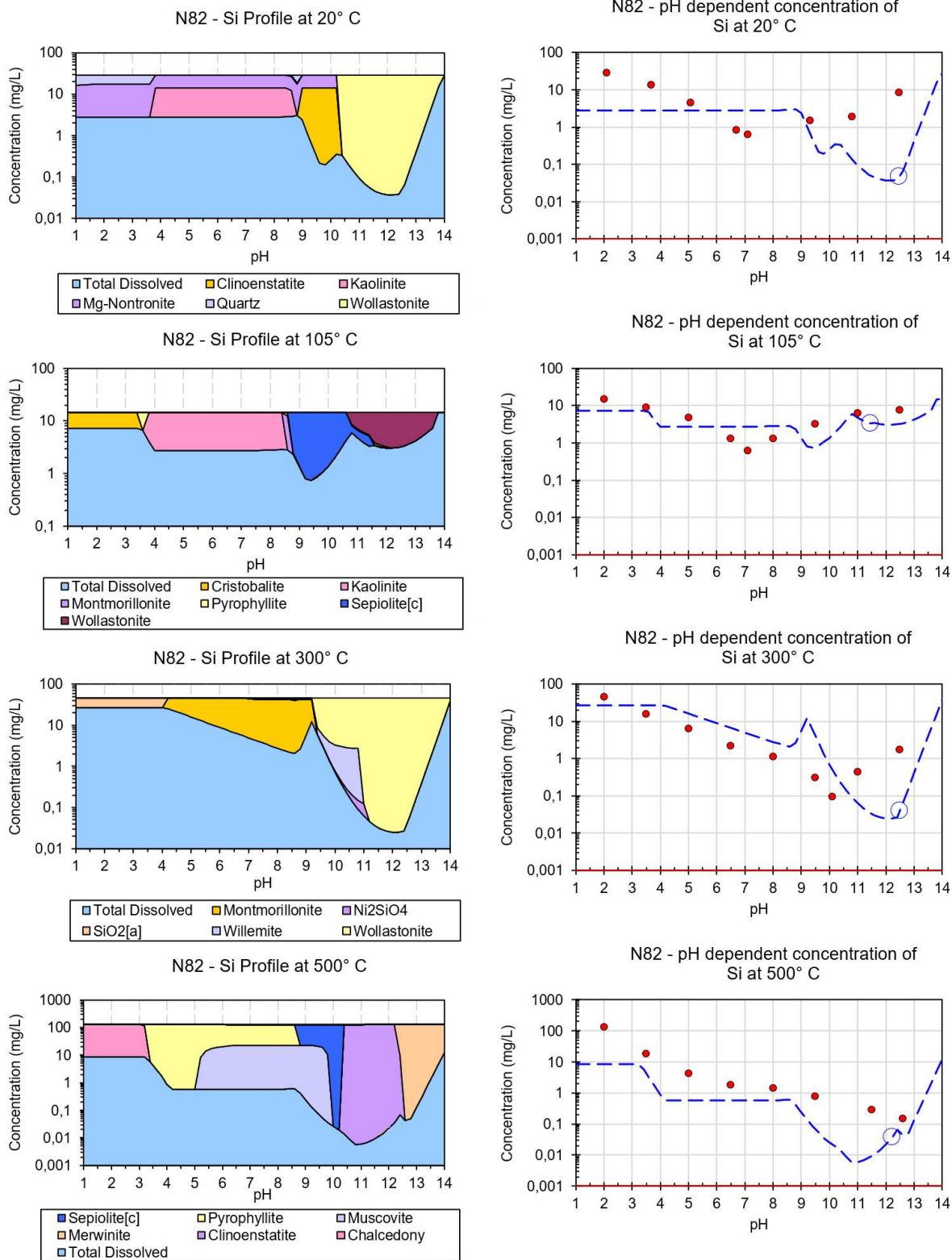


Abbildung 29: Modellierung N82 Silicium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

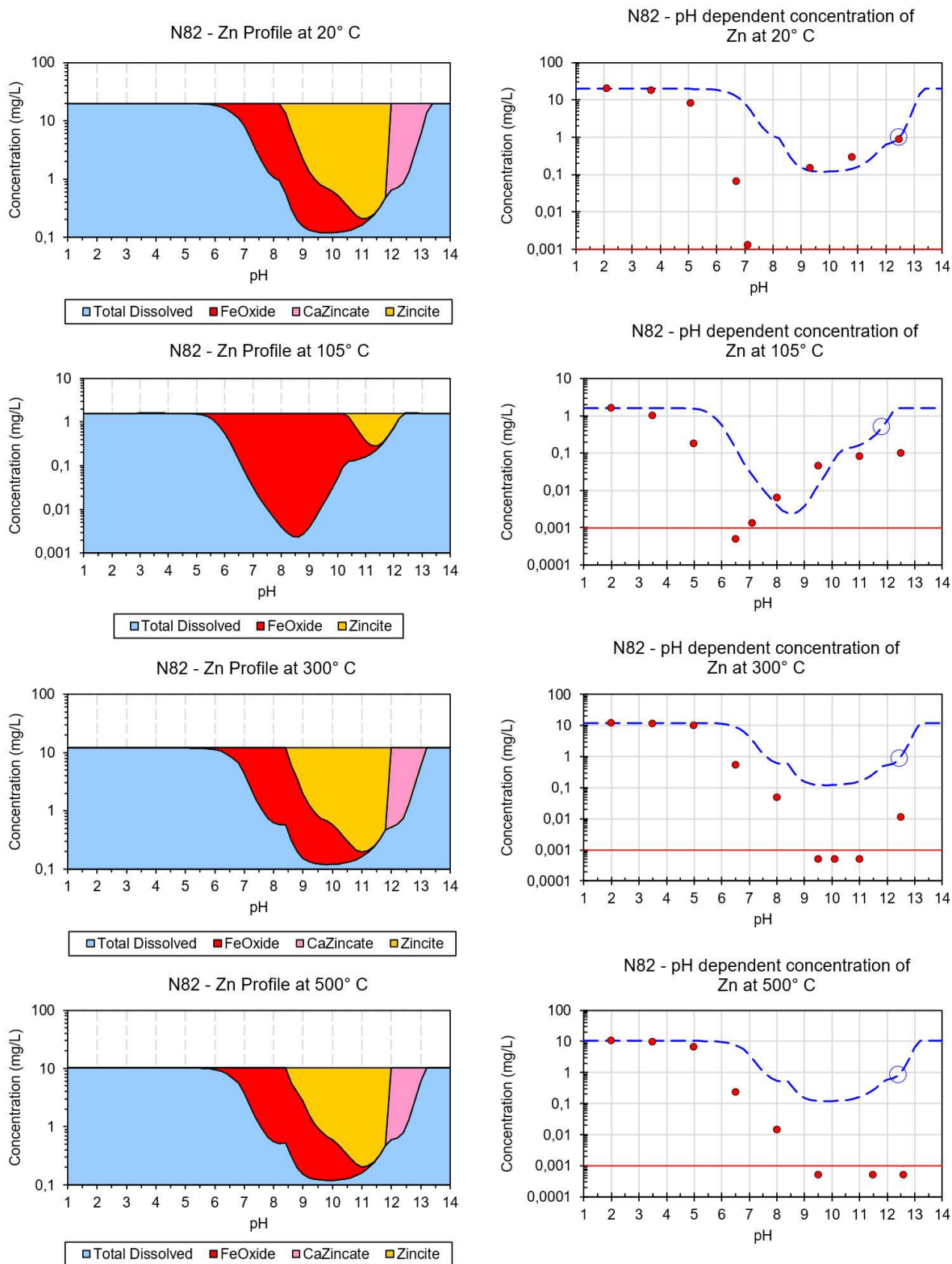


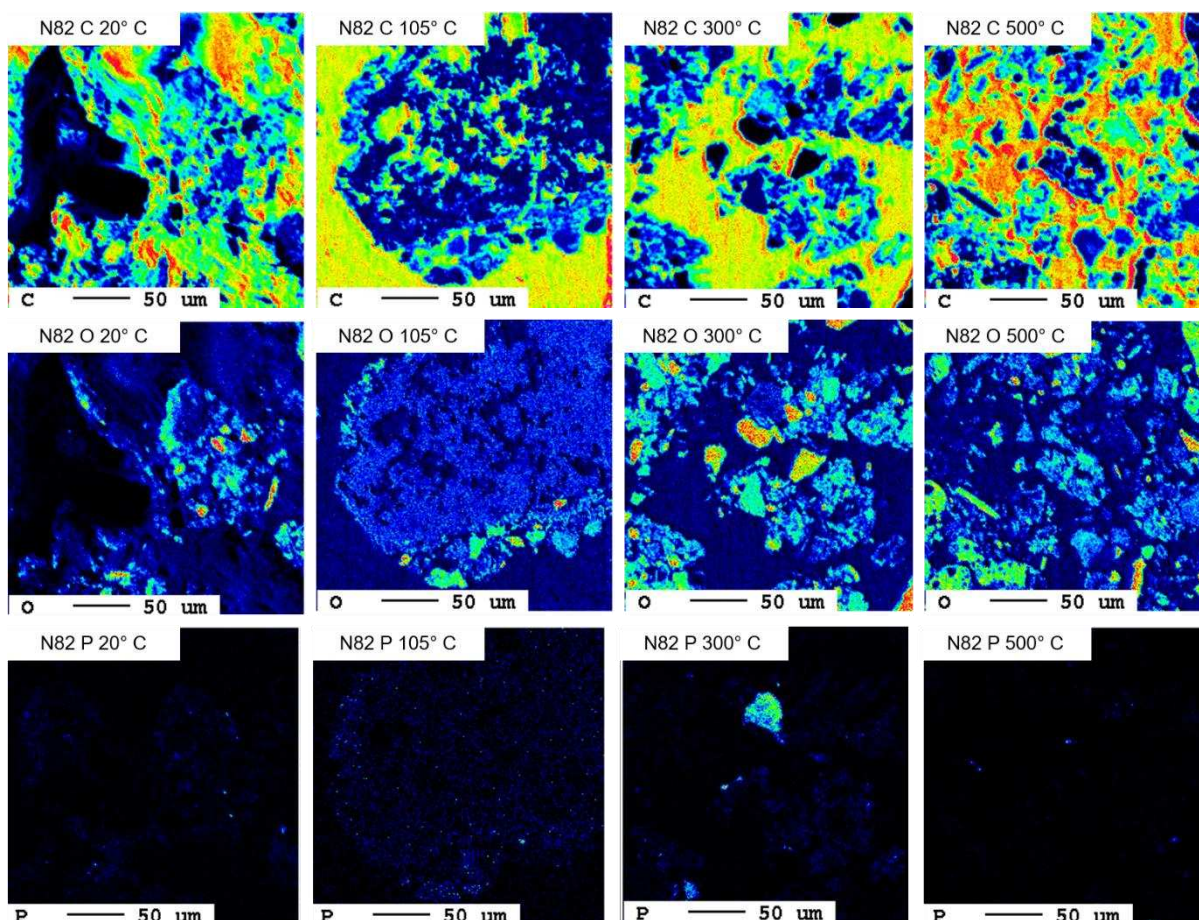
Abbildung 30: Modellierung N82 Zink (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

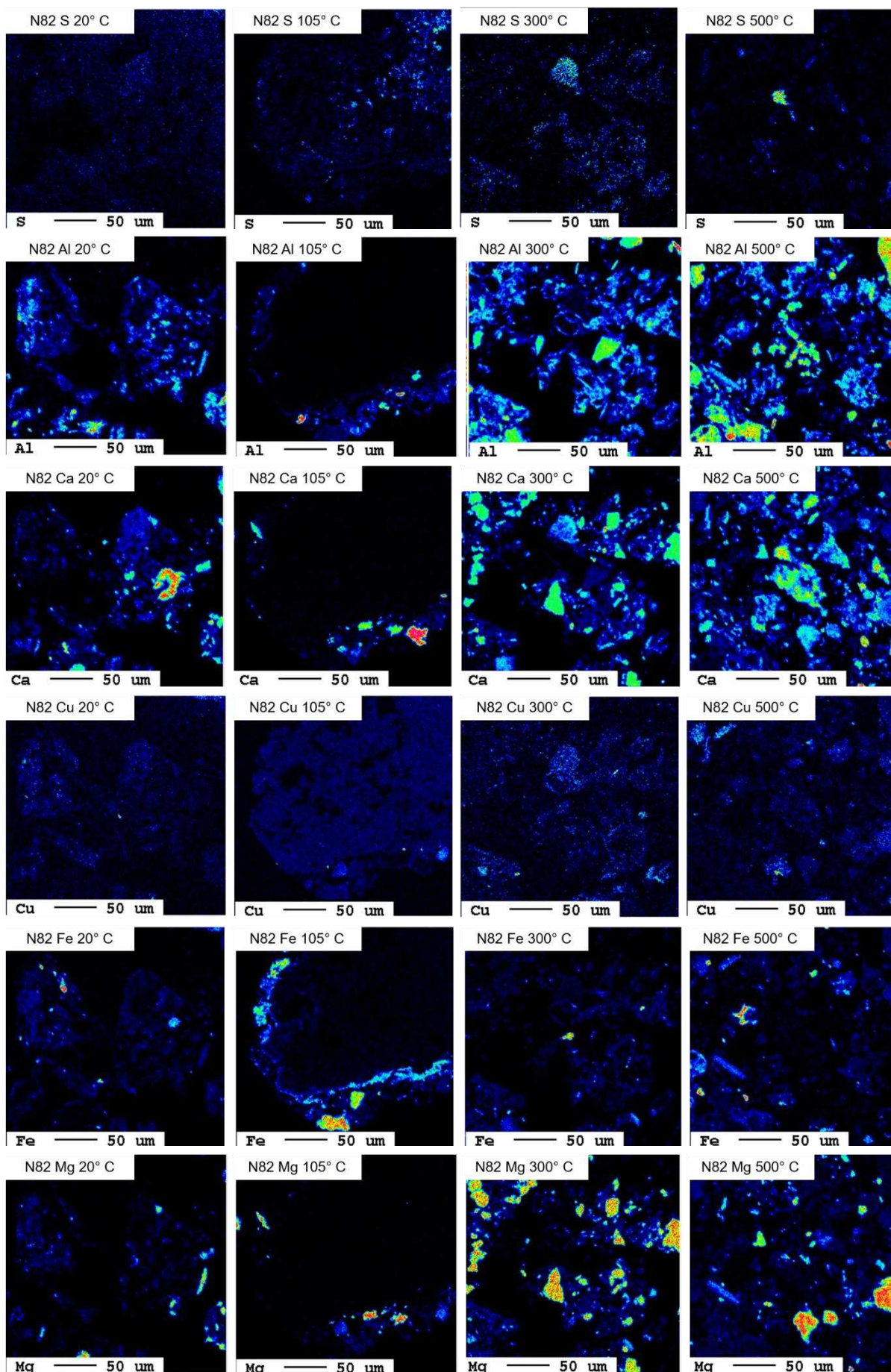
4.2.3 Mikrosondenergebnisse N82

Die Elementarverteilungskarten in Abbildung 31 zeigen bei 20 °C einen konzentrierten Pb-Bereich, welcher mit O, Al, Si und teils Zn korreliert. Zn sowie Pb können dabei in Form von Silikaten auftreten. Bei 105 °C wurde ein großes Pb-Partikel aufgenommen. Der Zusammenhang mit S und O in Teilbereichen lässt dabei auf ein Bleisulfat vermuten. Kern (2021) weist ebenso auf das Vorhandensein von Bleicarbonat hin. An den Pb-freien Korngrenzen konnten Konzentrationen an Al, Fe, Ca, Mg, Si und O festgestellt werden. Dabei kann es sich um Al-, Fe- und Si-Oxide handeln. Zusätzlich wird darauf vermerkt, dass sich durch die thermische Behandlung auf 105 °C das zuvor vorliegende Bleisilikat in Bleisulfat, Bleizinksulfat und Bleicarbonat zersetzt hat (Kern 2021).

Bei 300 °C tritt ein Korn mit Korrelationen von P, S, Cu, Zn, Si und kleinen Konzentrationen an Pb auf. Si ist dabei hochkonzentriert im Korn und Zn nur an den Korngrenzen vorliegend. Dabei kann es sich um Phosphate, Sulfate und Silikate handeln.

Bei 500 °C kann bei Pb wiederum, wie schon bei 20 °C ein Zusammenhang mit Al, Si und O erkannt werden und liegt vermutlich in silikatischer Bindung vor. Die Konzentrationen an Pb zeigen sich entgegengesetzt zu jenen von Ca (Kern 2021).





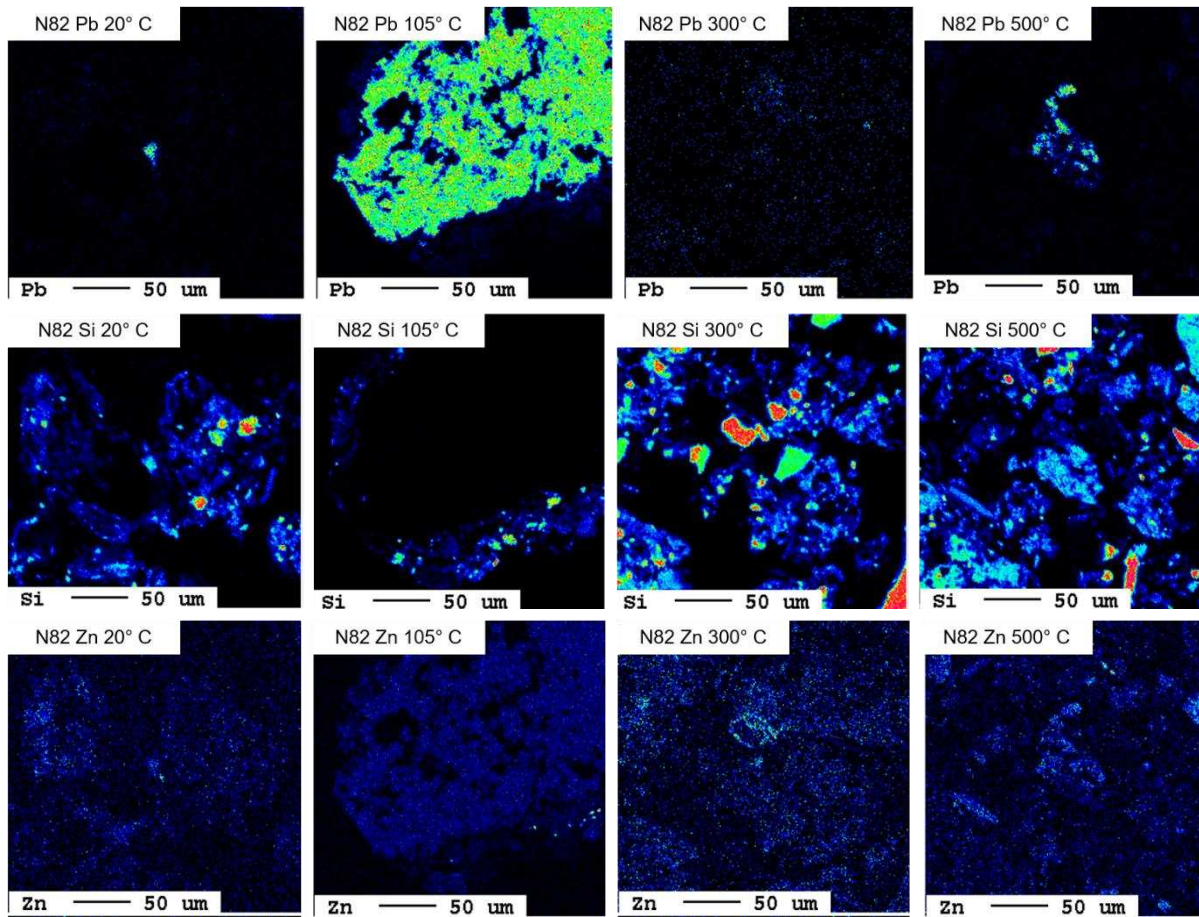


Abbildung 31: Elementarverteilungskarten N82 von C, O, P, S, Al, Ca, Fe, Mg, Pb, Si, Zn (Zunahme der Intensität in folgender Reihenfolge: schwarz – blau – türkis - grün – gelb – orange – rot – pink – weiß)

4.3 ST30 Lederfabrik Schmidt

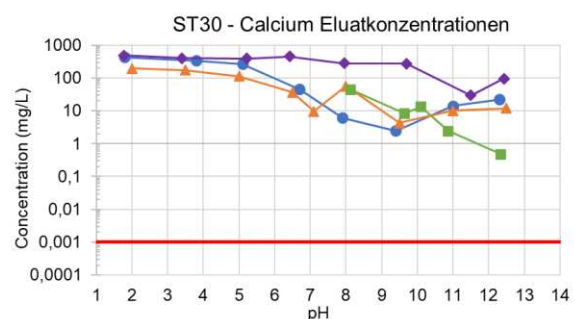
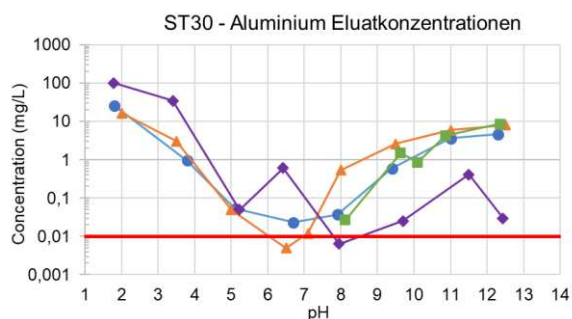
Bei der Altlast ST30 liegt Chrom als Hauptkontamination vor. Kupfer und Cadmium überschreiten ebenso die Richtwerte laut ÖNORM 2088-2. Gegenstand der Auswertung sind zusätzlich die Elemente Al, Ca, Fe, Mg, Pb, Si und Zn.

4.3.1 Eluatkonzentrationen ST30

Bei der Probe ST30 300 °C liegen nur die Löslichkeitskonzentrationen ab dem pH-Wert 8,2 vor. Die Diagramme der Eluatkonzentrationen sind in Abbildung 32 angeführt.

In den Proben liegen die Al, Ca, Mg und Si mit den höchsten Konzentrationen vor. Fe verzeichnet gelöste Ionen bis zu 40 mg/l. Cr, Pb und Zn weisen eine maximale Auslaugbarkeit bis zwischen 1 mg/l und 5 mg/l auf. Die Cu- und Cd-Konzentrationen ergeben die geringsten maximalen Löslichkeiten.

Bei Al, Cr, Cu, Mg und Pb kann ein Anstieg der maximalen Verfügbarkeit bei 500 °C bei einem pH-Wert von 1,8 verzeichnet werden. Bei Al nimmt die Löslichkeit ab einem pH-Wert von 6,5 mit der thermischen Behandlung auf 500 °C ab. Die Elemente Cd, Cu, Fe, Mg, Pb, und Zn zeigen eine Abnahme der Mobilität im alkalischen Bereich mit der steigenden Temperatur auf 300 °C und 500 °C. Die gelöste Ca-Konzentration steigt mit der Temperaturbehandlung auf 500 °C über den gesamten pH-Bereich. Die Werte nähern sich der maximalen Auslaugbarkeit. Cr verzeichnet ebenso eine höhere Mobilität bei den hohen Temperaturen. Im stark alkalischen Milieu sinkt die Löslichkeit bei 500 °C auf jenen Wert der gemessenen 20 °C-Konzentration. Si zeigt eine lineare Abnahme der Mobilität mit Zunahme des pH-Wertes. Die 500 °C-Kurve zeigt dabei die größte Verringerung. Bei Mg ist eine Mobilisierung mit zunehmender Temperatur bis zum pH-Wert 9,5 zu erkennen. Im stark alkalischen Bereich liegen die Konzentrationen von 300 °C und 500 °C unter jenen der geringeren Temperaturen. Bei den Elementen Al, Cd, Fe, Pb, Zn kann bei allen Temperaturen eine Immobilisierung im neutralen Bereich erkannt werden. Außerhalb dieses Bereichs verzeichnet sich eine höhere Menge an gelösten Ionen.



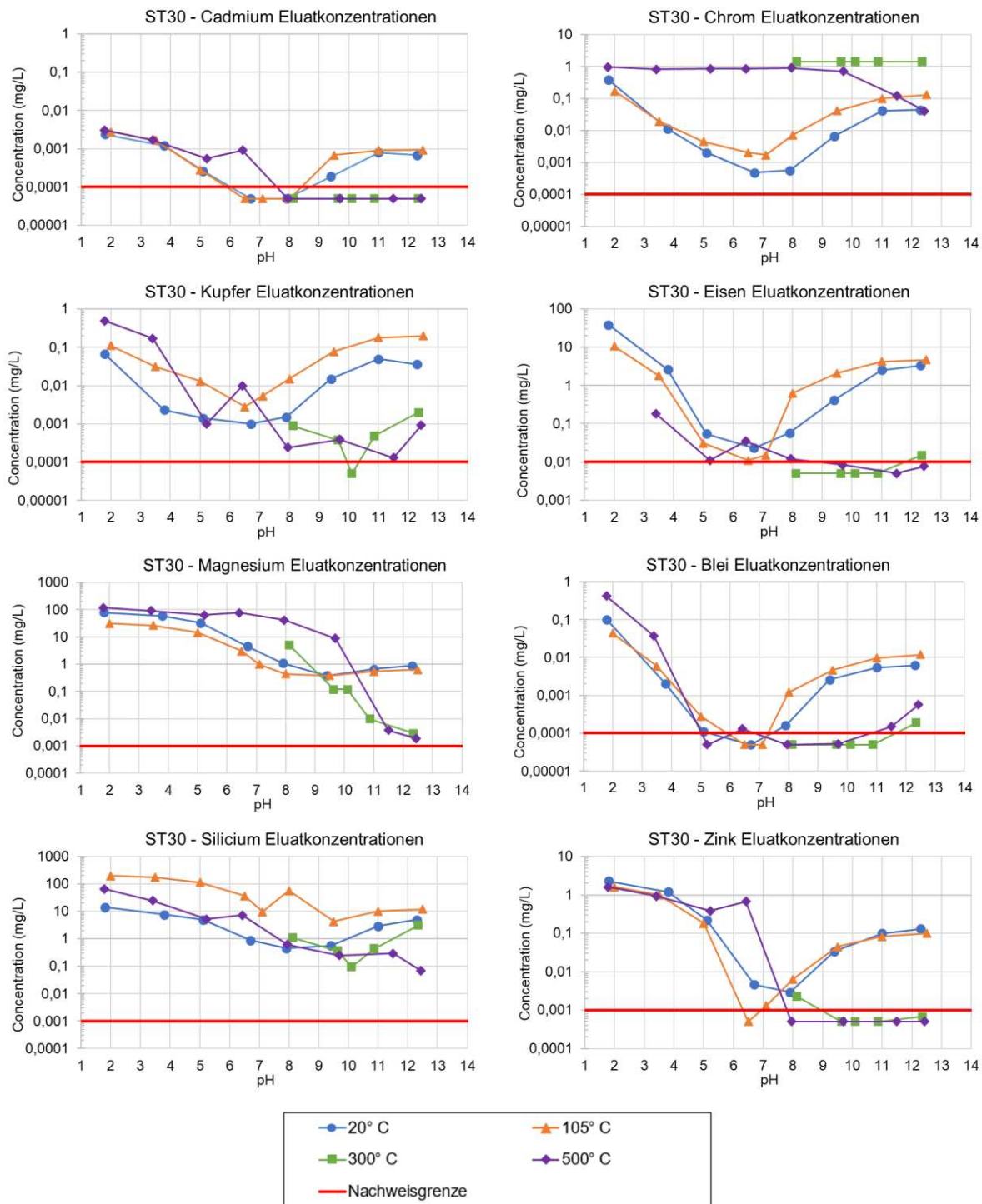


Abbildung 32: Eluatkonzentrationen ST30 Al, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, Mg, Pb, Si und Zn

4.3.2 Modellierungsergebnisse ST30

Für die Altlast ST30 liegen bei der Probe 300 °C die Eluatkonzentrationen ab dem pH-Wert 8,1 vor. Aufgrund der teilhaften Input-Daten können die erstellten Modelle nur begrenzt in die Ergebnisauswertung miteinbezogen werden. Vor allem bei den Elementen Cd, Fe und Pb ist keine wahrheitsgetreue Simulation möglich, da die Konzentrationen unter der Nachweisgrenze liegen. Bei den restlichen Temperaturen 20 °C, 105 °C und 500 °C sind alle Laborwerte vorhanden.

Aluminium (Abbildung 33)

Eine höhere maximale Löslichkeit ist bei Aluminium bei 500 °C als bei den niedrigeren Temperaturen gegeben. Bei 500 °C fällt ebenso die geringere Mobilität im alkalischen Bereich auf.

Die Phasenmodellverläufe bei 20 °C und 105 °C stimmen relativ mit den gemessenen Konzentrationen überein. Dieses thermodynamische Gleichgewicht kann zusätzlich bei 300 °C im alkalischen Bereich beobachtet werden. Bei der höchsten Temperaturbehandlung hingegen ist keine Korrelation ab pH-Wert 8,1 zwischen Modell und den tatsächlichen Werten gegeben. Die vorgeschlagenen Hauptphasen ergeben bei allen Temperaturen ein ähnliches Bild. Sie sind aus Aluminiumoxiden und -hydroxiden aufgebaut.

Calcium (Abbildung 34)

Die maximale Mobilität von Calcium liegt im sauren Bereich vor. Mit der Zunahme der Temperatur auf 500 °C können mehr Calciumionen im alkalischen Milieu mobilisiert werden.

Das Phasenbild ergibt vorliegenden Calcit und die Adsorption an Eisenhydroxide. Der Bereich der CSH_1.8 beinhaltet Minerale der Calciumsilikate. Bei 500 °C veranschlagt die Simulation zusätzlich Ettringit. Die Konzentration an CO_3^{2-} beträgt 2.500 mg/kg. Der Eisenhydroxidgehalt liegt bei 3.000 mg/kg.

Cadmium (Abbildung 35)

Cadmium wird durch die Temperaturbehandlung ab 300 °C im alkalischen Bereich immobilisiert und die Konzentrationen liegen dabei unter der Nachweisgrenze. Bei 20 °C und 105 °C zeigen die gemessenen Eluate die geringste Auslaugbarkeit im pH-Bereich 6,5 bis 8.

Laut Modell liegt Cadmium adsorbiert an Eisenhydroxide vor. Der Gehalt der Eisenhydroxidkonzentration wurde mit 500 mg/kg angesetzt. Die erstellten Modelle zeigen keine Parallele mit den tatsächlichen Messwerten. Die geringste Mobilität sollte nach dem Simulationsmodell bei einem pH-Wert von 10,2 auftreten.

Chrom (Abbildung 36)

Die Löslichkeit von Chrom zeigt bei 20 °C und 105 °C ein Minimum bei einem pH-Wert 6,5 bis 7. Die Temperaturbehandlung auf 500 °C erhöht die Mobilität des Elements über den gesamten sauren und neutralen Bereich.

LeachXS™ veranschlagt mit der Eisenhydroxidkonzentration von 1.500 mg/kg bei 20 °C und 105 °C einen Modellverlauf, welcher mit den tatsächlichen Eluaten Übereinstimmungen zeigt. Im alkalischen Bereich sollte jedoch laut Simulation mehr Cadmium in Lösung gehen.

Kupfer (Abbildung 37)

Die maximale Löslichkeit von Kupfer liegt bei 500 °C höher als bei den Proben der niedrigen Temperaturen. Parallel kann bei dieser Temperatur eine abnehmende Mobilität im alkalischen Bereich beobachtet werden.

Kupfer liegt adsorbiert an Eisenhydroxiden mit der Konzentration von 100 mg/kg vor. Die Modellverläufe ergeben Abweichungen zu den realen Messwerten. Die Simulation veranschlagt eine minimale Löslichkeit bei pH-Wert 8. Die tatsächlichen Konzentrationen bei 20 °C und 105 °C weist diese hingegen im schwach sauren bis neutralen Bereich auf.

Eisen (Abbildung 38)

Die Löslichkeit von Eisen wird durch eine Temperaturbehandlung ab 300 °C im alkalischen Bereich verringert. Sie sinkt bis unter die Nachweisgrenze. Bei 20 °C und 105 °C kann ein Minimum der Auslaugbarkeit bei einem pH-Wert von 6,5 beobachtet werden.

Die Phasenmodelle erzeugen im sauren Bereich ein thermodynamisches Gleichgewicht mit den gemessenen Konzentrationen. Der Verlauf der Simulation bei 20 °C und 105 °C zeigt einen ähnlichen Trend zu den Laborwerten, jedoch wird eine geringere Löslichkeit im alkalischen Milieu vorgeschlagen.

Magnesium (Abbildung 39)

Durch die Temperaturbehandlung auf 500 °C wird mehr Magnesium im neutralen Bereich mobilisiert. Die Löslichkeit im alkalischen Milieu hingegen sinkt.

Die Eisenhydroxide in LeachXS™ weisen eine Konzentration von 40.000 mg/kg auf. Bei 500 °C beinhaltet das Modell zusätzlich Brucit im Phasendiagramm, welche eine Annäherung an die tatsächlichen Messwerte ermöglichen. Der Verlauf der Modelle bei 20 °C und 105 °C weist einen ähnlichen Trend zu den Labordaten auf. Im neutralen Bereich veranschlagt die Simulation eine höhere Mobilität von Magnesium.

Blei (Abbildung 40)

Bei Blei lässt sich eine Abnahme der Löslichkeit im alkalischen Bereich mit zunehmender Temperaturbehandlung erkennen. Im sauren Milieu ist die Mobilität vom Temperatureinfluss unabhängig.

In den Modellen 20°C und 500° zeigt sich eine hohe Abhängigkeit der Adsorption von Blei an Eisenhydroxide. Bei 105 °C zeigte die Eisenhydroxidphase keine Verbesserung der Simulation. Die Eisenhydroxidkonzentration beträgt 5.000 mg/kg. Die Kurvenverläufe der Modelle zeigen nur teilweise eine Annäherung an die tatsächlichen Messwerte. Demnach scheint bei 500 °C die Adsorption an Eisenhydroxide in der Realität höher zu sein, da die

Löslichkeit geringer ist als im Modell. Bei 20 °C wiederum sind im alkalischen Bereich mehr Blei-Ionen in Lösung als die Simulation ergibt.

Silicium (Abbildung 41)

Bei den gelösten Konzentrationen von Silicium lässt sich keine durchgehende Tendenz über die Zunahme der Temperatur erkennen. Bei 500 °C nimmt die Mobilität im alkalischen Bereich ab.

Die Simulation entwirft Modelle mit einer Vielzahl an Phasen. Die tatsächlichen Konzentrationsverläufe können mit der Modellierung angenähert werden. Es scheint so, als geht Zink von 20 °C und 105 °C als Wollastonit mit der Zunahme der Temperatur in Diopsid über.

Zink (Abbildung 42)

Die maximale Löslichkeit von Zink liegt unabhängig von der Temperatur, mit Ausnahme von 300 °C, bei rund 2 mg/l im bei einem pH-Wert von 1,8 vor. Mit zunehmender Temperaturbehandlung sinkt die Mobilität von Zink im alkalischen Bereich.

Die angesetzte Eisenhydroxidkonzentration liegt bei 30.000 mg/kg. Vorwiegend ist Zink an Eisenhydroxide adsorbiert. Im alkalischen Bereich weist das Modell Zink in Form von Zincit und Ca-Zinkat auf. Die Simulationen der Temperaturen 20 °C und 105 °C entsprechen annähernd den Verläufen der tatsächlichen Konzentrationen. Bei 500 °C zeigt sich der grundsätzliche Trend, jedoch liegt laut LeachXS™ eine höhere Löslichkeit von Zink vor. Aufgrund fehlender Messwerte im sauren Bereich kann die Modellierung von 300 °C nicht in die Auswertung miteinbezogen werden.

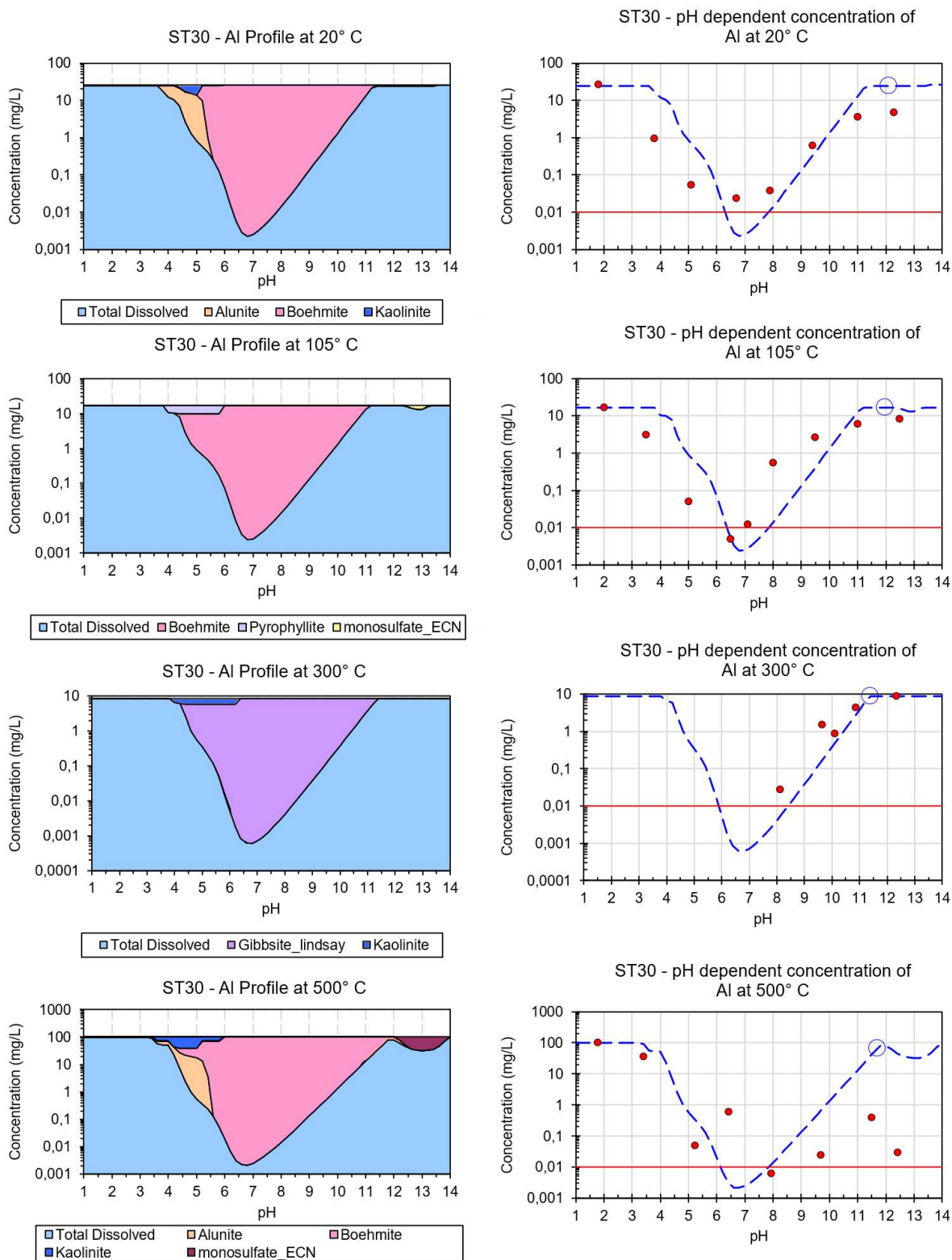


Abbildung 33: Modellierung ST30 Aluminium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

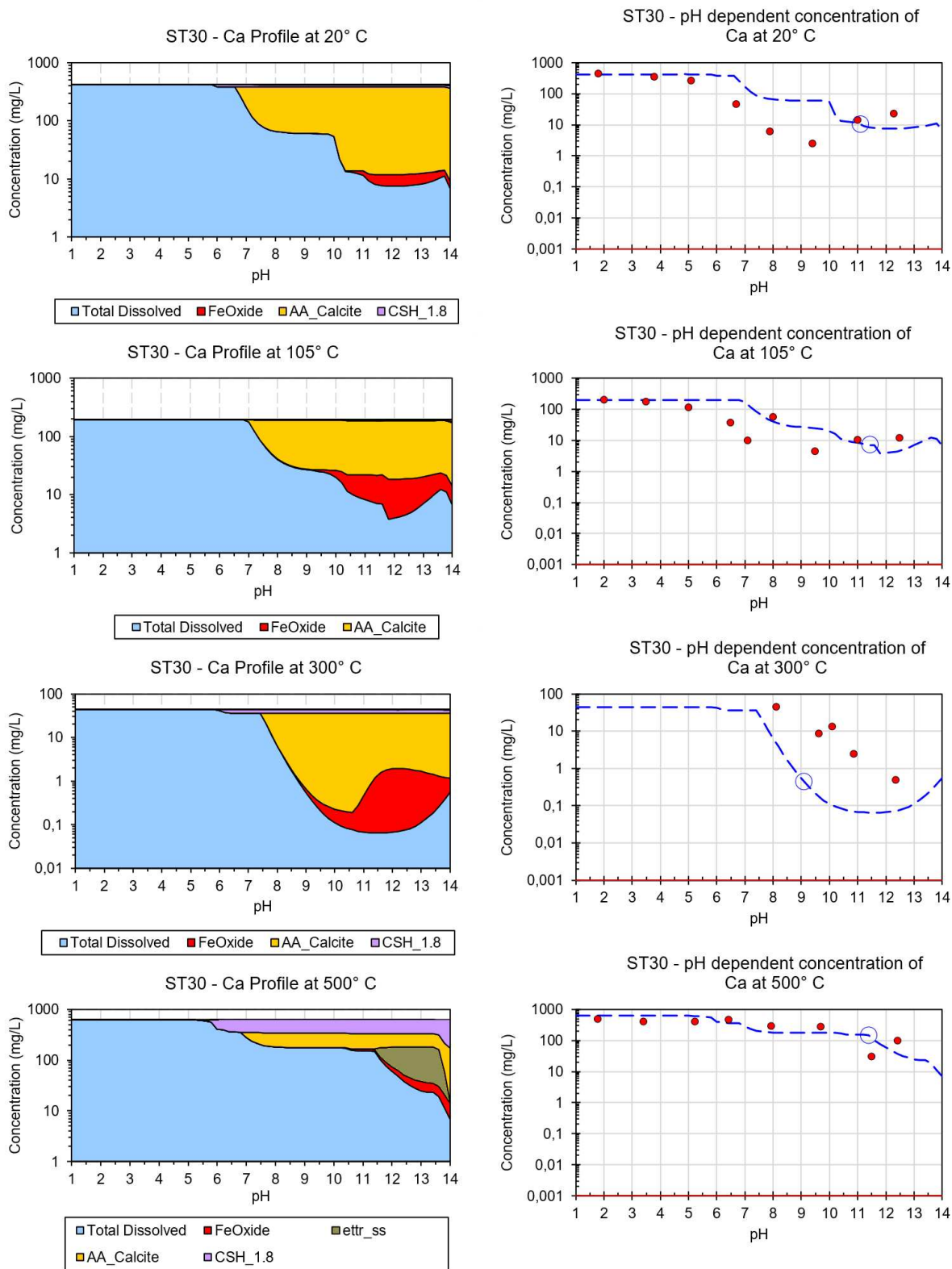


Abbildung 34: Modellierung ST30 Calcium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

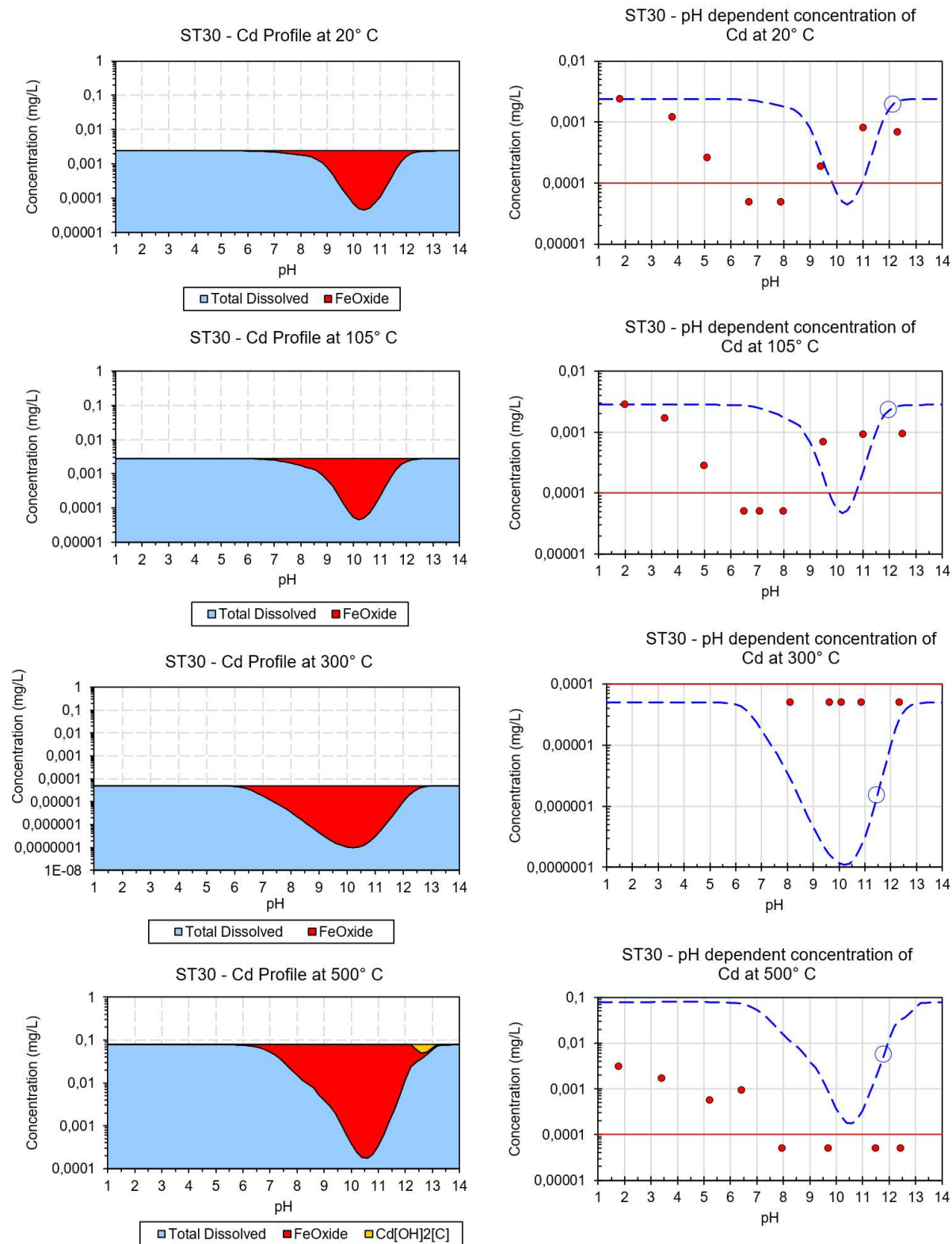


Abbildung 35: Modellierung ST30 Cadmium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

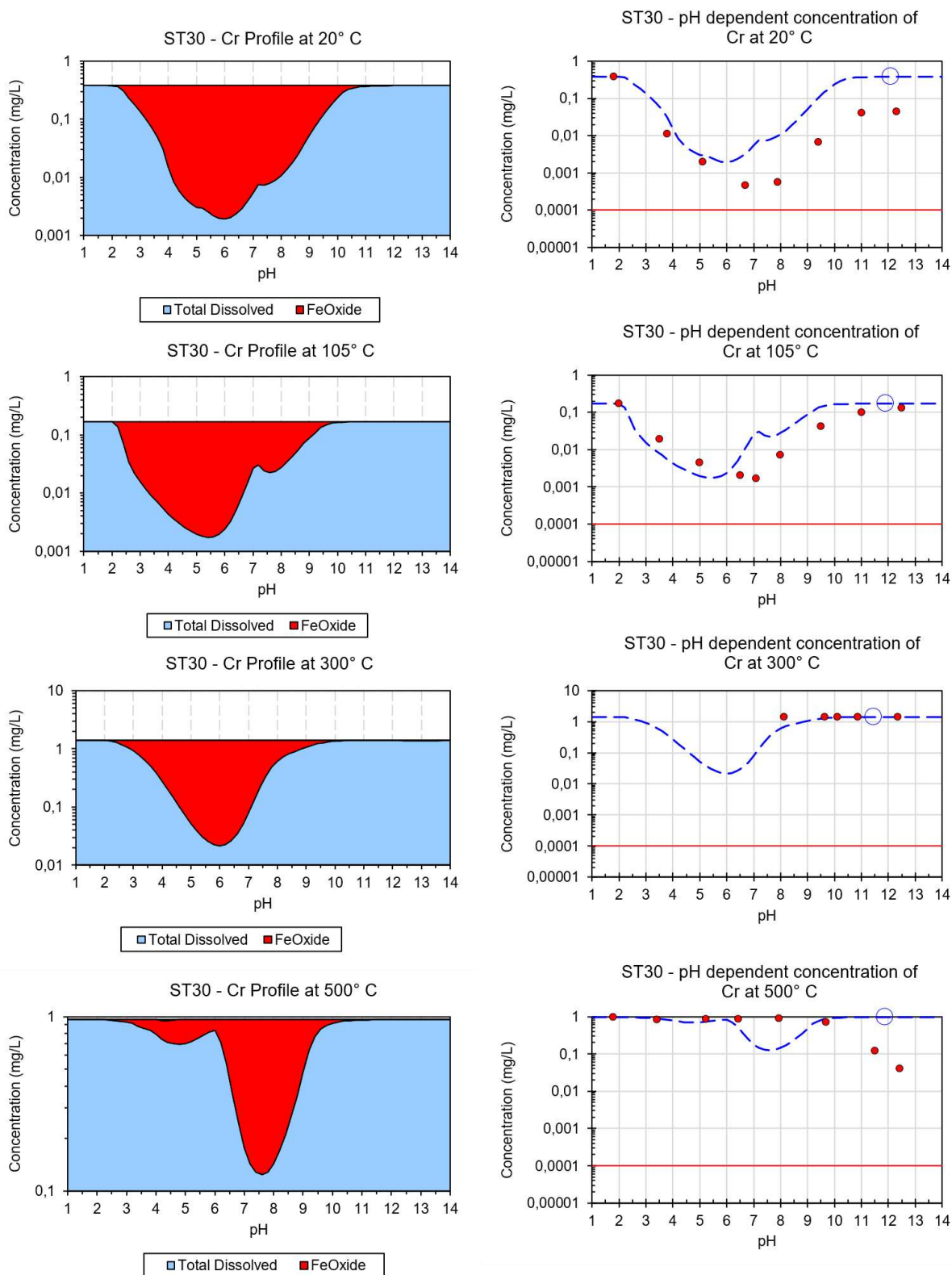


Abbildung 36: Modellierung ST30 Chrom (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

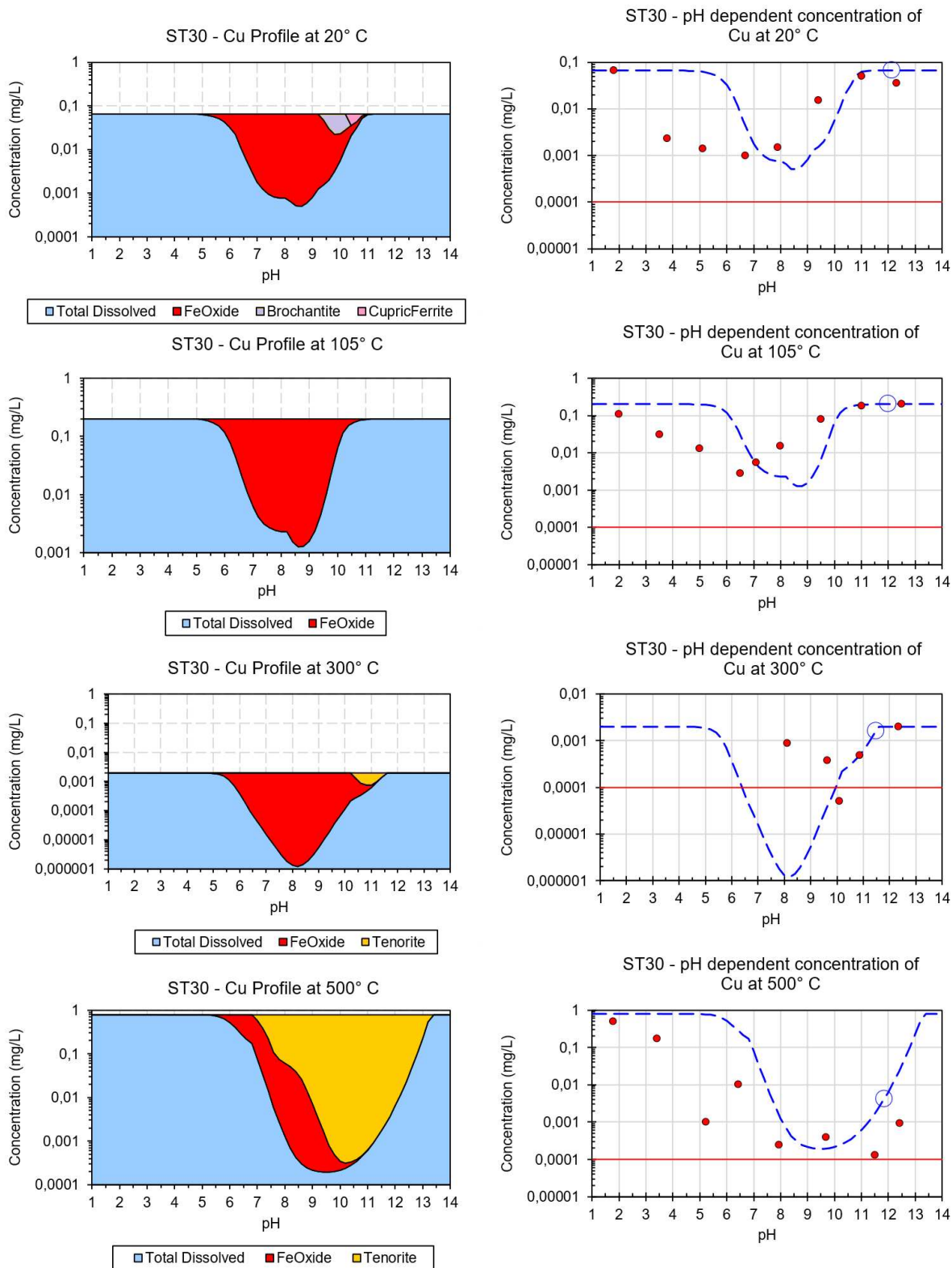


Abbildung 37: Modellierung ST30 Kupfer (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

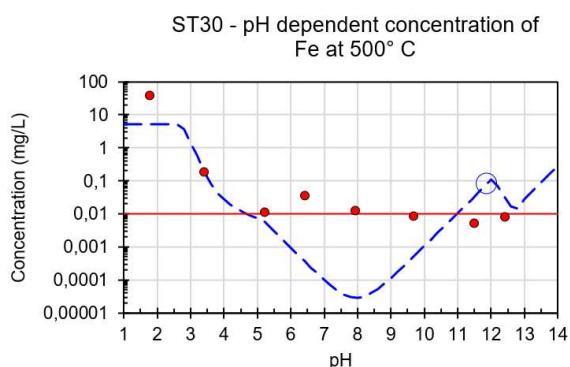
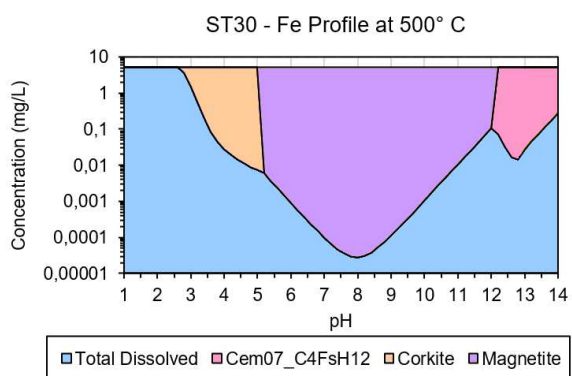
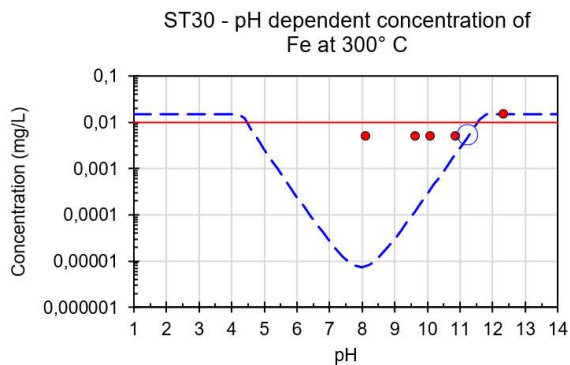
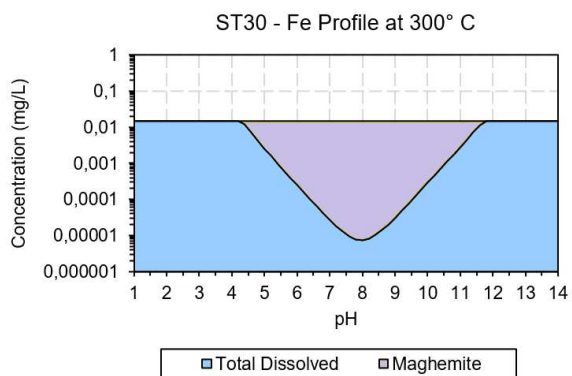
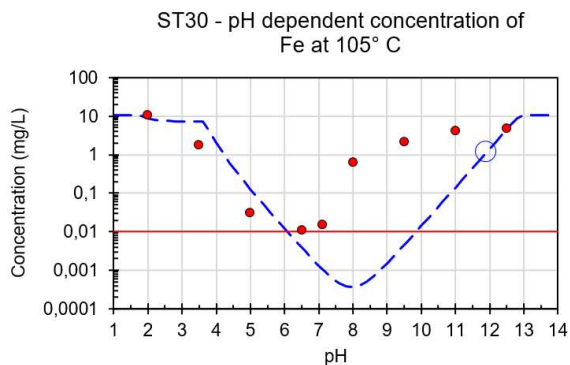
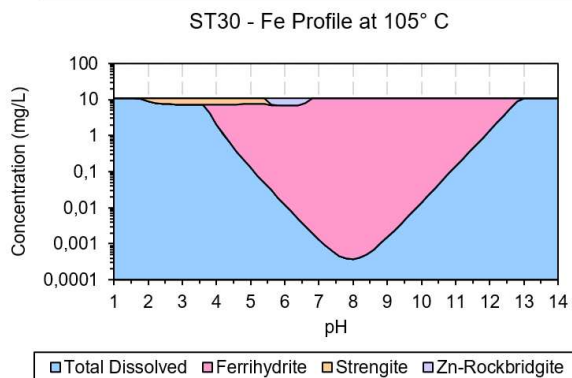
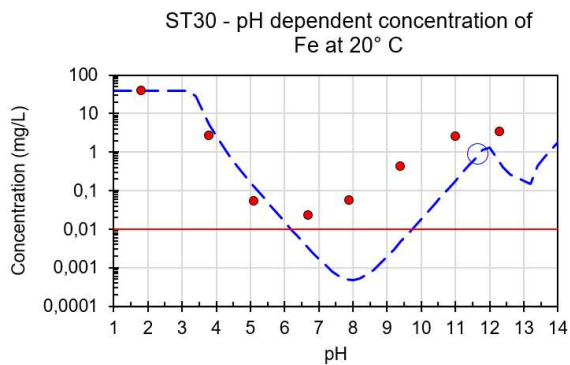
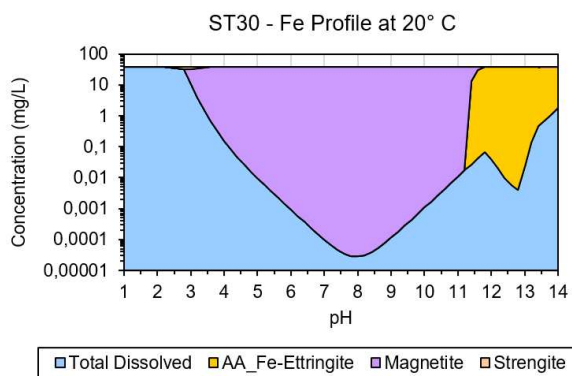


Abbildung 38: Modellierung ST30 Eisen (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

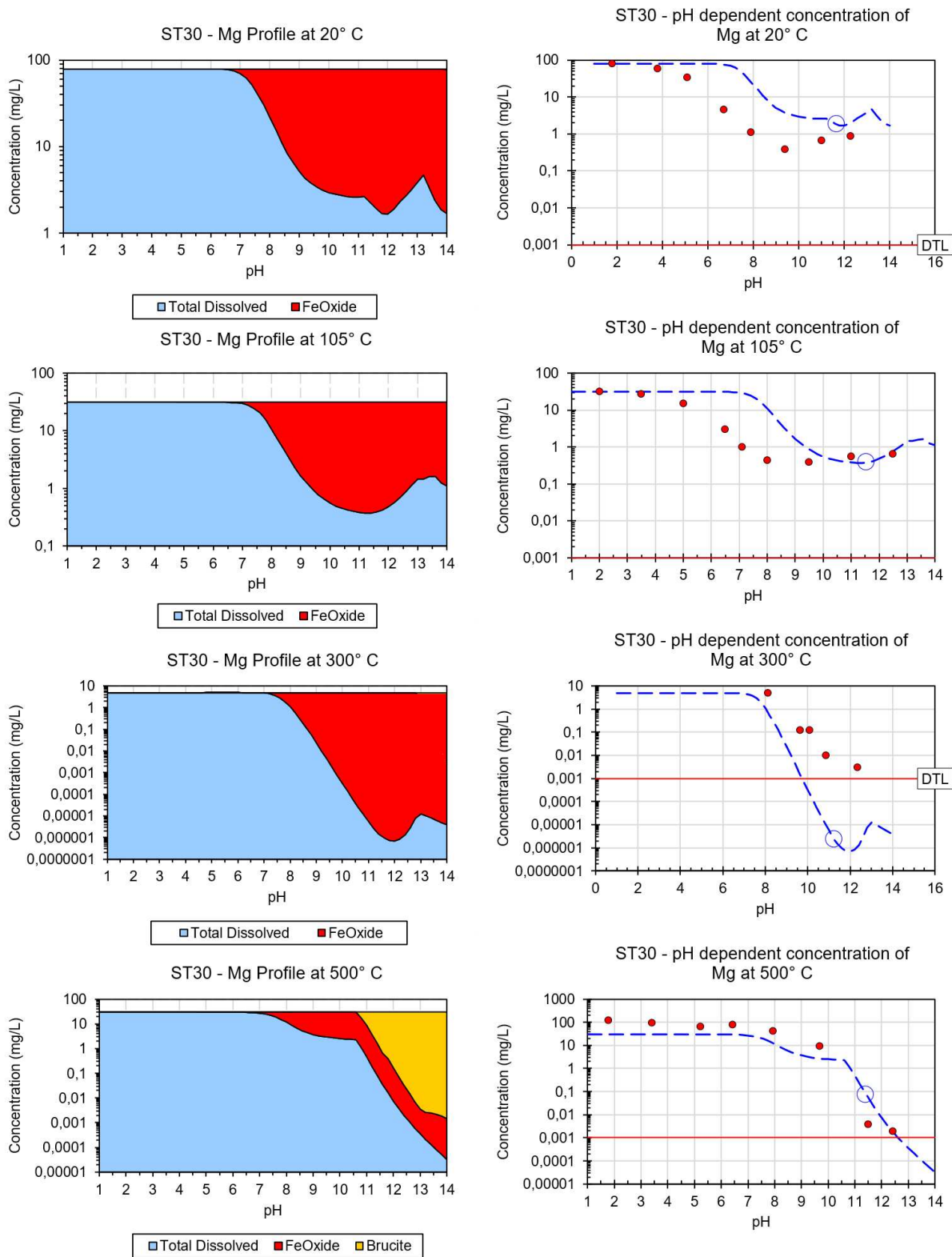


Abbildung 39: Modellierung ST30 Magnesium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

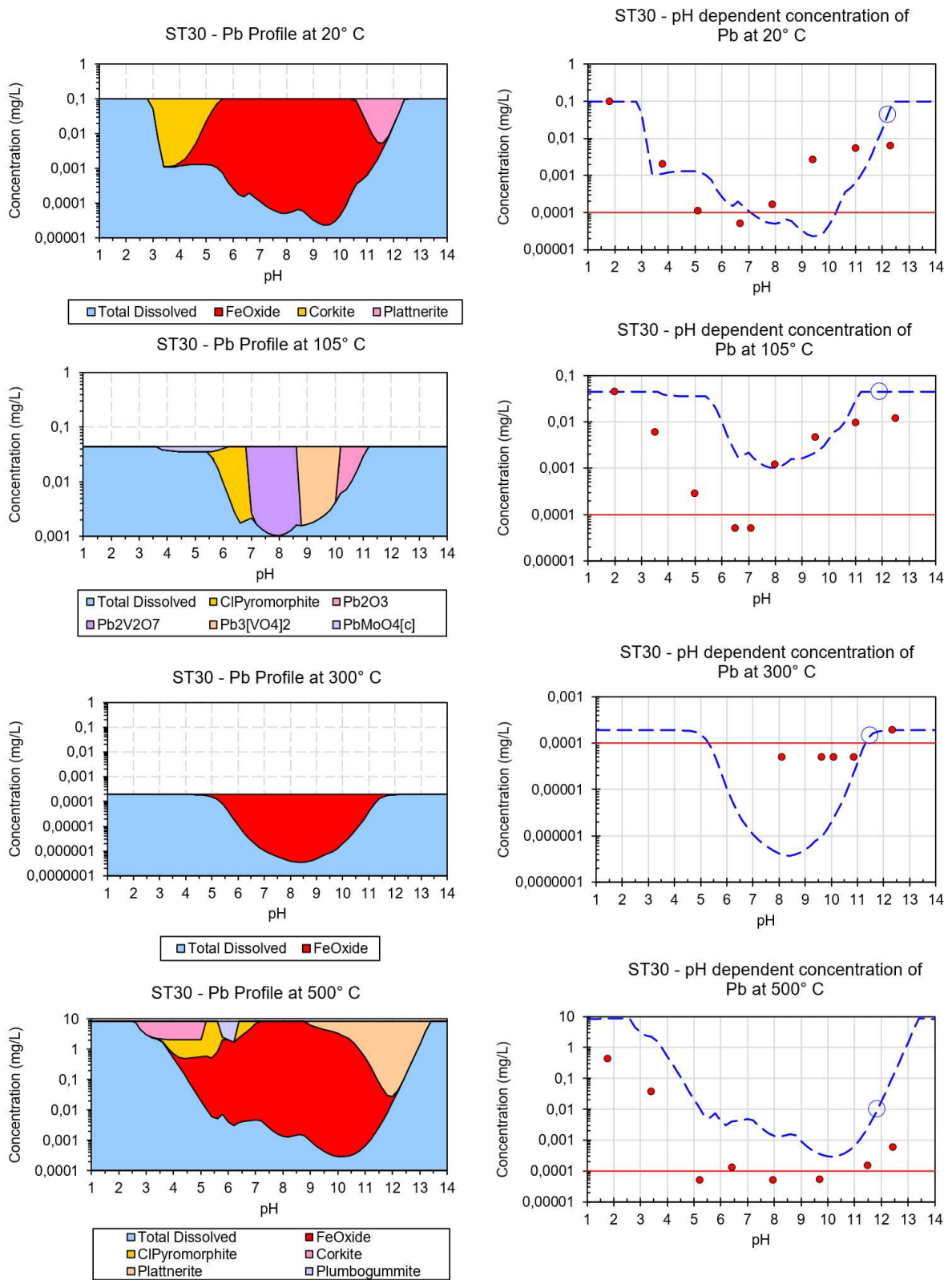


Abbildung 40: Modellierung ST30 Blei (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

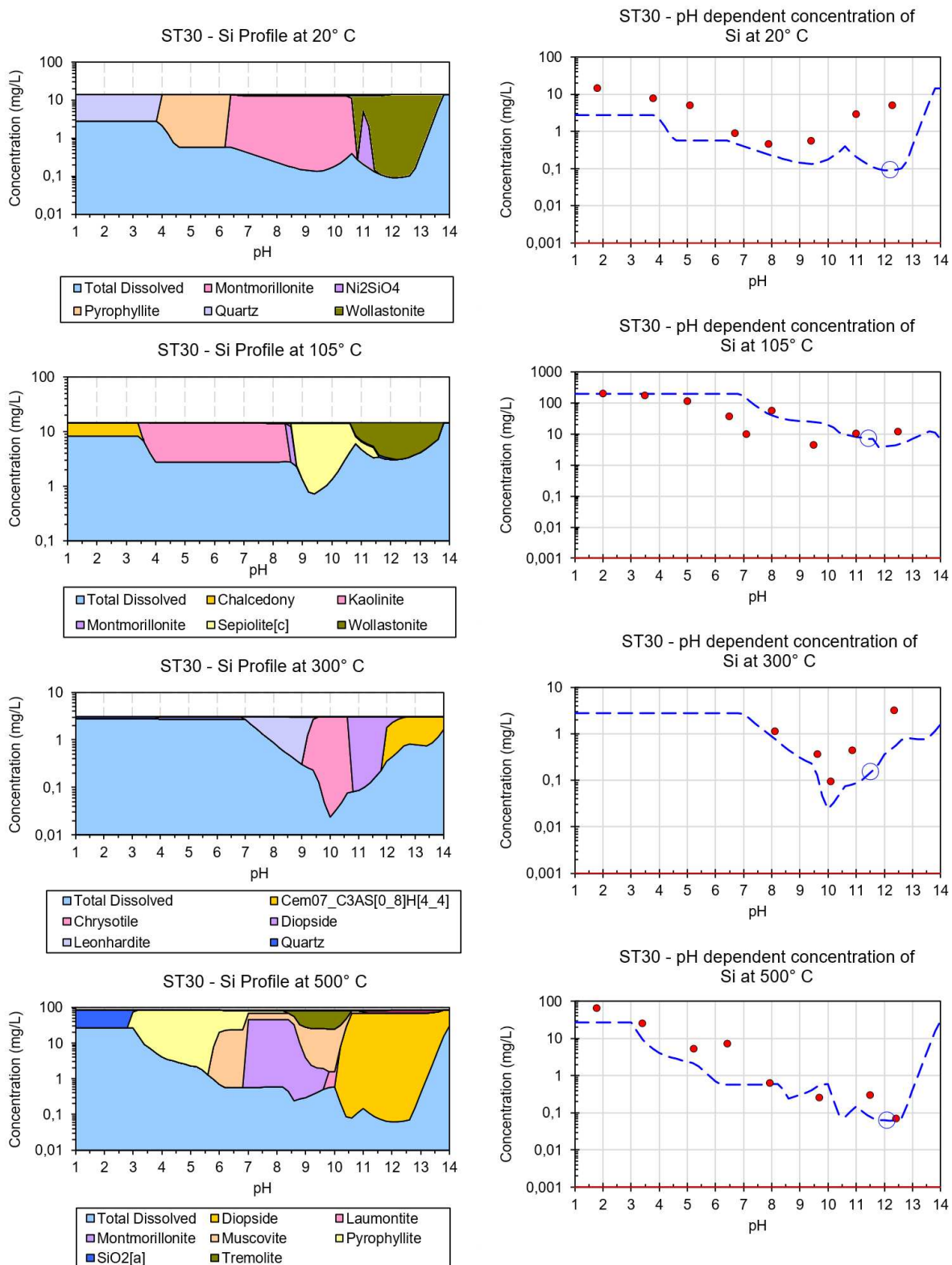


Abbildung 41: Modellierung ST30 Silicium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

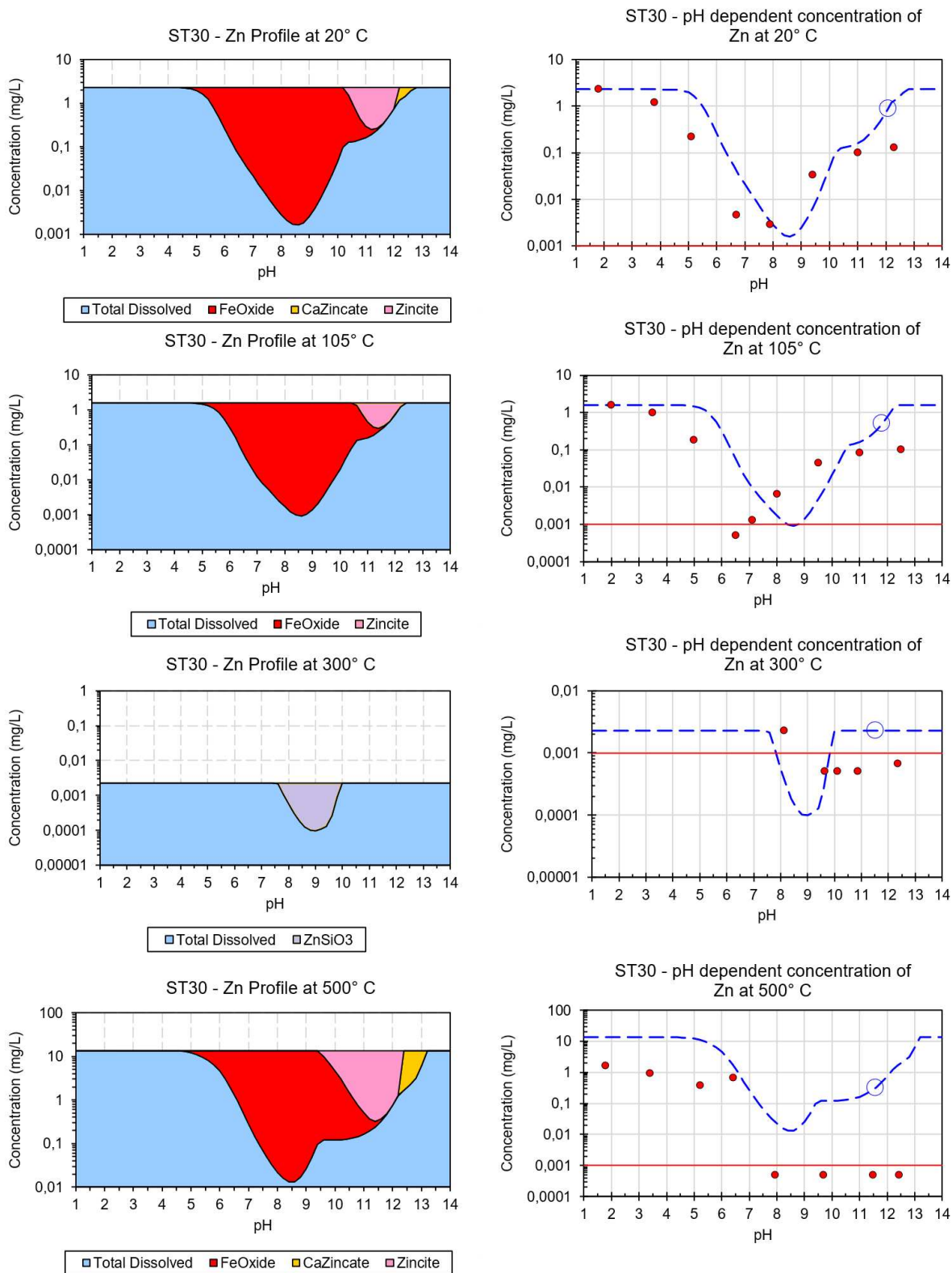


Abbildung 42: Modellierung ST30 Zink (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

4.3.3 Mikrosondenergebnisse ST30

Die Mikrosondenergebnisse der ST30 können den Elementarverteilungskarten aus Abbildung 43 entnommen werden.

Bei der Probe ST30 20 °C war bei einer bereits durchgeführten Untersuchung ein relativ regelmäßig geformter, sich über 10 µm erstreckender, Cr-reicher Partikel feststellbar. Die Elementarverteilungskarten zeigen zusätzlich in diesem Partikel eine erhöhte Konzentration an Fe, O und Cu. Zwei eingeschlossene Kristalle mit Fe und Cr an dieser Stelle, könnten auf Chromit FeCr_2O_4 hindeuten. Im unteren Bereich des Cr-Korns sind Bereiche mit erhöhter Cu-Konzentration ersichtlich. Dabei kann es sich um eine Verwitterung von Chromat zu Fe-Cr-Hydroxid handeln und Cu wird adsorbiert. Al, K und Si befinden sich in Cr-freien Bereichen in unmittelbarer Umgebung (Kern 2021).

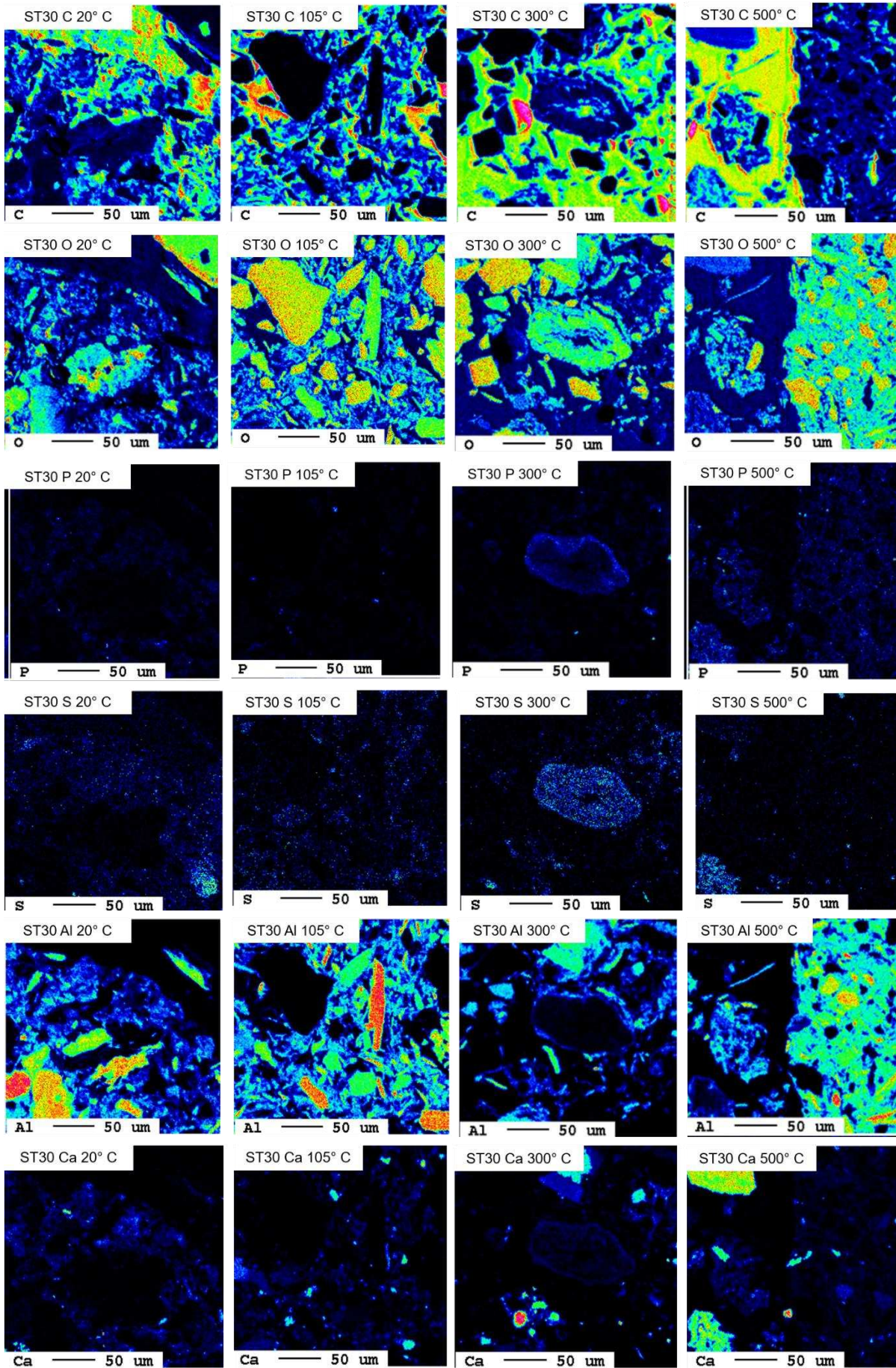
Im Vergleich hingegen mit den weiteren Temperaturen, sind keine so stark ausgeprägten Cr-Partikel ersichtlich. Bei 105 °C tritt in den Elementarverteilungskarten kein Cr auf. Die nächste Temperaturstufe von 300 °C zeigt ein großes Fe-Partikel mit vereinzelt Cr-Verteilungen im Inneren und vermehrt an den Korngrenzen. Es sind zusätzlich weitere Zusammenhänge mit Zn, Ba, Cu, S, P und am Rande Al erkennbar. Die Probe bei 500 °C beinhaltet ein kleines Fe-Korn von etwa 15 µm mit einem Cr-Kern. Das Korn wird von Mg umschlossen.

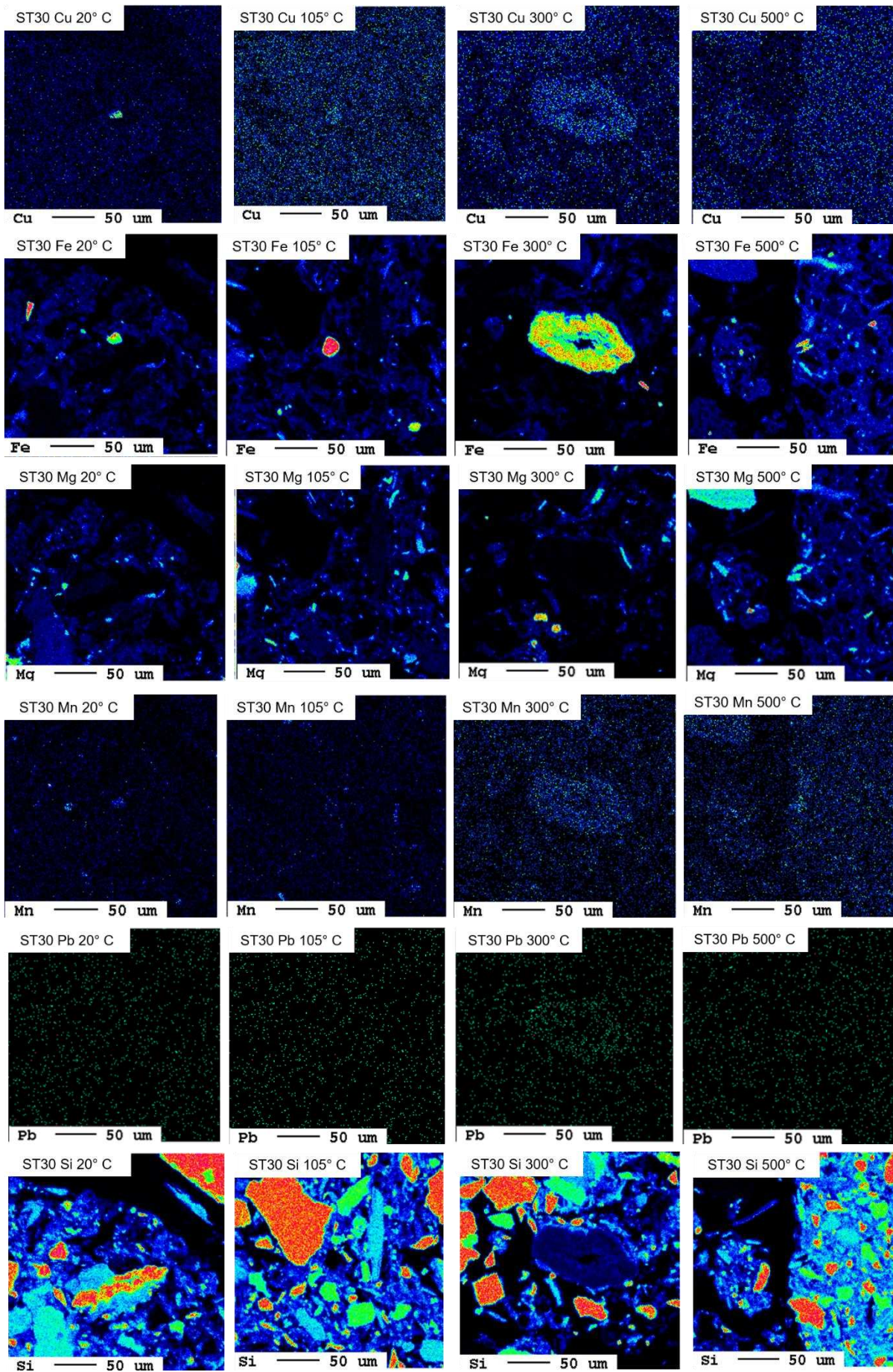
Es treten bei allen Temperaturen vermehrt Si, Al und K, sowohl in C- als auch O-Phasen, auf. Dabei bilden sich Silicium-, Aluminium- und Kaliumoxide. Diese Elemente befinden sich nicht in Fe- oder Cr-Partikeln.

Bei der Probe mit 105 °C ist ein Fe-Partikel auffallend, welcher Spuren von Cu und Zn beinhaltet. Diese Bindung der positiv geladenen Ionen im Eisenhydroxid ist in der Probe mit 300 °C vermehrt zu beobachten. Die Probe ST30 300 °C weist ein großes Fe-Partikel mit den Abmaßen von ca. 100 x 75 µm auf. Der Eisengehalt ist vor allem im Inneren sehr hoch. An den Korngrenzen lagern sich vermehrt P, S und Cr an. Im Weiteren sind im Inneren des Partikels Cu, Zn, Mn und Pb auffindbar. Es kann von gebundenen Schwermetallkationen in einem Eisenhydroxid ausgegangen werden.

Der zunehmende Konzentrationsverlauf von Mn über die steigende Temperatur ist in Abbildung 43 ersichtlich. Manganhydroxid wird beim Erhitzen zersetzt, bleibt in anderer Form zurück und bildet einen Mangan-Hydroxid-Film auf Partikel. Dieser Film ist an den Körnern bei den Proben mit 300 °C und 500 °C erkennbar.

Die Zn-Konzentrationen der Proben in Abbildung 43 zeigt ebenso Veränderungen aufgrund des thermischen Einflusses. Zn ist in allen Bereichen angelagert, nur bei der Probe mit 300 °C ist die Konzentration im Fe-Partikel verstärkt und in der Umgebung viel geringer als bei niedrigeren und höheren Temperaturen.





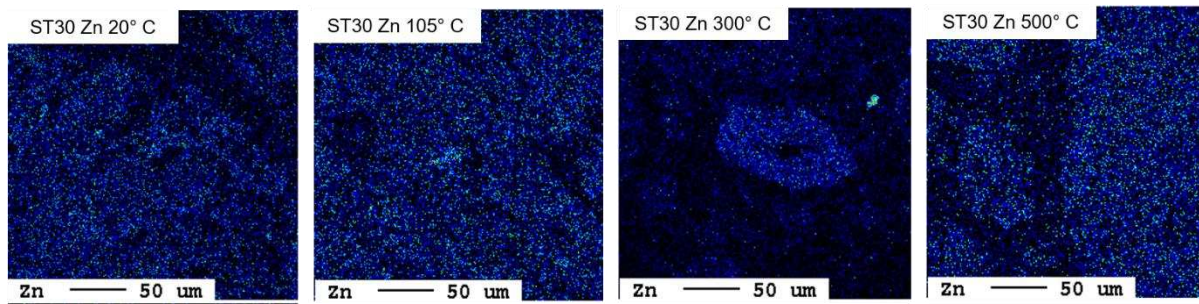


Abbildung 43: Elementarverteilungskarten ST30 von C, O, P, S, Al, Ca, Fe, Mg, Mn, Pb, Si, Zn (Zunahme der Intensität in folgender Reihenfolge: schwarz – blau – türkis - grün – gelb – orange – rot – pink – weiß)

4.4 ST32 Halde Schrems

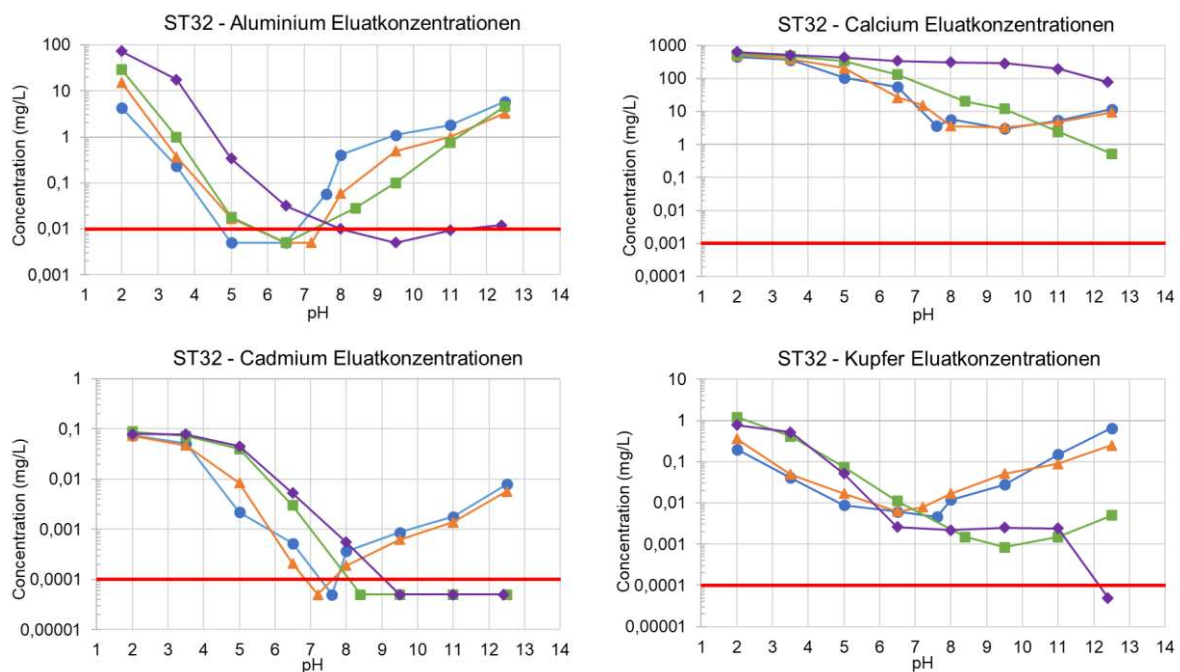
Aufgrund der erkannten Kontaminationen an Pb und Zn in der Altlast, stehen diese Schwermetalle im Fokus der Ergebnisauswertung. Zusätzlich werden die Elemente Al, Ca, Cd, Cu, Fe, Mg und Si genauer betrachtet.

4.4.1 Eluatkonzentrationen ST32

Die Verläufe der Eluatkonzentrationen der Altlast ST32 können der Abbildung 44 entnommen werden.

Ca liegt mit einer maximalen Auslaugbarkeit bis 800 mg/l vor. Al, Mg, Pb, Si und Zn weisen Höchstwerte zwischen 20 mg/l und 90 mg/l auf. Die maximale gelöste Menge an Cu beträgt 2 mg/l. Die höchsten Cd-Werte aller Temperaturen liegen bei 0,06 mg/l bis 0,09 mg/l.

Bei Al, Fe, Mg und Si kann ein Anstieg der maximalen Löslichkeit mit Zunahme der Temperatur beobachtet werden. Ebenso höhere Mengen an gelösten Ionen mit der thermischen Behandlung werden bei Al, Cd, Mg und Zn bis zum neutralen Bereich verzeichnet. Ab 500 °C wird Al im alkalischen Milieu immobilisiert. Der thermische Einfluss ab 300 °C führt zu einer geringen Auslaugbarkeit ebenso im basischen Milieu von Cd, Cu, Fe, Pb und Zn. Die Mg-Konzentrationen von 300 °C und 500 °C liegen bis zum pH-Wert 9,5 über jenen der niedrigen Temperaturen. Im stark alkalischen Bereich führt die Temperaturbehandlung bei Mg zur Immobilisierung. Ca verzeichnet einen gegensätzlichen Trend. Das Element wird durch die thermische Behandlung auf 500 °C über dem gesamten pH-Bereich mobiler. Die Konzentrationen von Si entwickeln sich fallend. Die größte negative Steigung über den zunehmenden pH-Wert verzeichnet die 500 °C-Kurve.



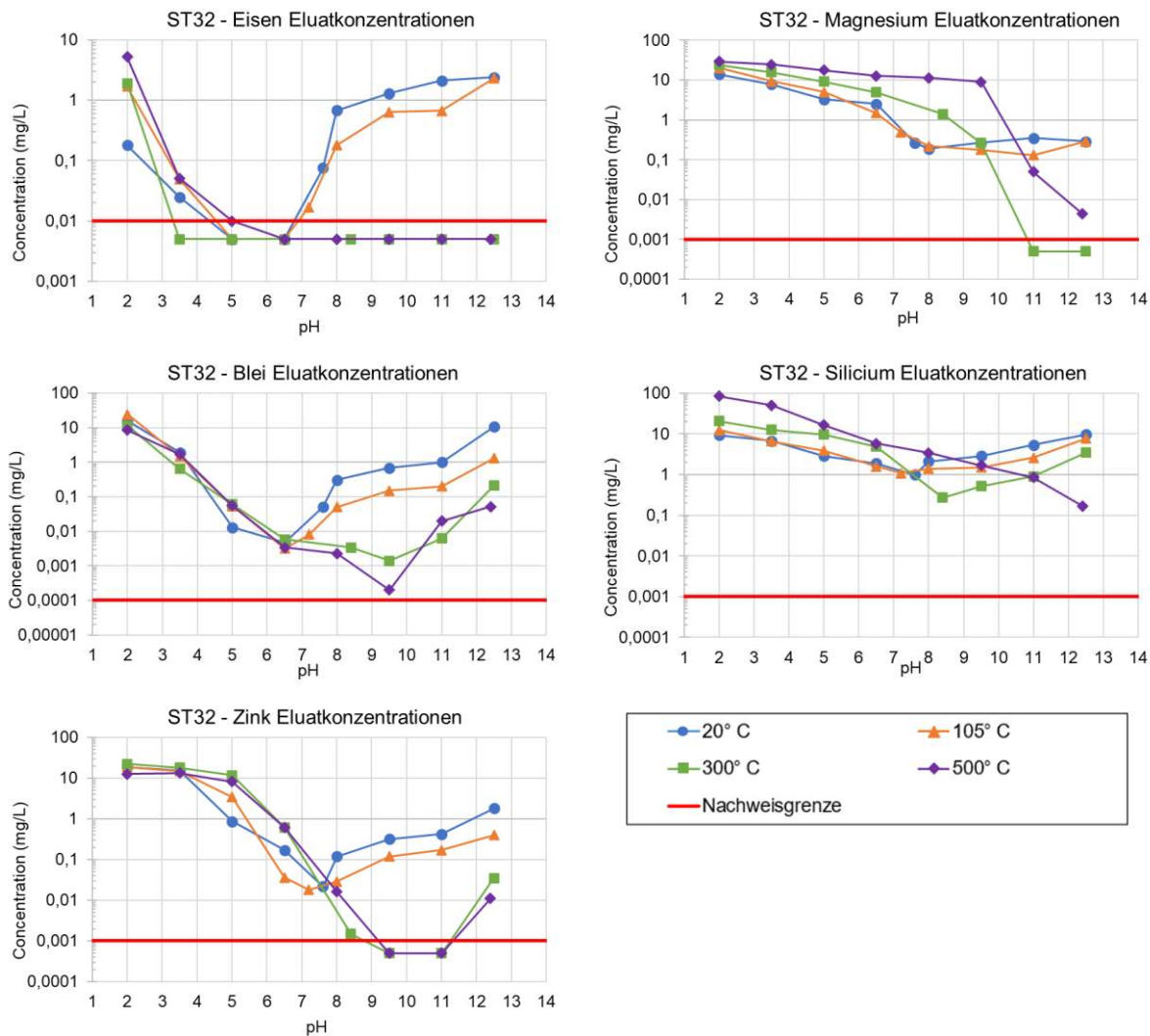


Abbildung 44: Eluatkonzentrationen ST32 Al, Ca, Cd, Cu, Fe, Mg, Pb, Si und Zn

4.4.2 Modellierungsergebnisse ST32

Die Anionen- und Kationenkonzentrationen aus den Elutionsversuchen lagen bei dieser Altlast für alle vier Temperaturen vor, weshalb eine gänzliche Ergebnisauswertung möglich ist.

Bei der Modellierung wurden die variablen Werte für jedes Element einzeln angepasst. Tonmineralphasen und Huminsäuren traten vereinzelt in den Modellen auf, führten jedoch zu keiner Verbesserung. Für die Eisenhydroxide wurden Werte zwischen 30 mg/kg und 80.000 mg/kg verwendet. Bei Calcium wurde ebenso die Konzentration an CO_3^{2-} angepasst.

Aluminium (Abbildung 45)

Die maximale Löslichkeit von Aluminium steigt einerseits mit zunehmendem thermischen Einfluss von 7 mg/l auf 80 mg/l und die Mobilität nimmt im sauren Milieu zu. Andererseits sinkt die Auslaugbarkeit im alkalischen Bereich mit Erhöhung der Temperatur. Die erstellten Modelle weisen alle einen sehr analogen Verlauf auf. Laut Modell sollte die Löslichkeit der 500 °C-Kurve ebenso wieder im alkalischen Bereich, wie bei den restlichen Temperaturen, ansteigen. Bei 500 °C liegen jedoch die gemessenen Al-Konzentrationen ab einem pH-Wert von 8 nur mehr nahezu bei der Nachweisgrenze von 0,01 mg/l. Die Konzentrationen der Proben 20 °C, 105 °C und 300 °C besitzen die geringste Mobilität bei einem pH-Wert von 6,5 bis 7,5.

Die größten Phasen der Modelle stellen Boehmit, Gibbsit und Diaspor dar. Bei diesen Mineralien handelt es sich jeweils um ein Aluminiumhydroxid bzw. -oxid. Die Phase Ettringit (ettr_ss) bei 300 °C kann vernachlässigt werden. Einerseits tritt diese laut Modell im alkalischen Bereich auf und führt dabei zu keiner Berichtigung der Kurve, andererseits nimmt sie nur einen geringen Teil des Diagramms ein. Diese Reaktion konnte beim Modellierungsprozess nicht entfernt werden, da es ansonsten zu einer Fehlermeldung des Programms kam.

Calcium (Abbildung 46)

Die maximale Löslichkeit von Calcium liegt im sauren Bereich zwischen 400 mg/l und 600 mg/l und nimmt mit zunehmender Temperatur zu. Ebenso kann beobachtet werden, dass mit Erhöhung der thermischen Behandlung, die Auslaugbarkeit bis zu einem pH-Wert von 6,5 ansteigt. Damit zeigt sich, dass sich eine Temperaturerhöhung zu Gunsten der Mobilität von Calcium auswirkt.

Im alkalischen Milieu liegt Calcium an Eisenhydroxiden adsorbiert sowie in Form von Calcit vor. Der Eisenhydroxidgehalt ist mit 3.000 mg/kg angesetzt. Aufgrund der CO_2 -Auflösung in Wasser und folglich der Übergang in die Luft, wurde der Wert an CO_3^{2-} auf 6.000 mg/kg angepasst. Die Konzentration an CO_3^{2-} beeinflusst die Menge der vorliegenden Calcit-Phase.

Durch die Modellherstellung konnte das thermodynamische Gleichgewicht sowie die Annäherung an die Messpunkte konzipiert werden.

Cadmium (Abbildung 47)

Die größte eluierte Menge an Cadmium verzeichnet sich bei einem pH-Wert von 2 und entspricht bei den vier Versuchen zwischen 0,7 mg/l und 0,9 mg/l. Die niedrigsten freigesetzten Mengen treten bei 20 °C und 105 °C bei einem pH-Wert zwischen 7 und 8 auf. Bei diesen Proben steigt der pH-Wert im alkalischen Bereich. Im Gegensatz dazu verzeichnet sich die geringste Cadmiumlöslichkeit bei 300 °C und 500 °C ab einem pH-Wert von 8,5 bzw. 9,5. Ebenso lässt sich beobachten, dass bei zunehmender thermischer Behandlung die freigesetzte Menge an Cadmium im alkalischen Bereich nicht mehr ansteigt. Die maximale sowie generelle Auslaugbarkeit im sauren Bereich steigt mit der Temperatur.

Die erstellten Modelle zeigen einerseits Verschiebungen des Verlaufs im Vergleich zu den Messwerten der geringen Temperaturen in Richtung höherem pH-Wert. Andererseits sollte die Löslichkeit bei erhöhter thermischer Behandlung mit zunehmendem pH-Wert wieder steigen.

Im Allgemeinen liegt Cadmium adsorbiert an Eisenhydroxiden vor und die vier Modelle widerspiegeln einen ähnlichen Verlauf. Der Wert an Eisenhydroxiden ist mit 20.000 mg/kg angesetzt.

Kupfer (Abbildung 48)

Laut dem Eh-pH-Diagramm in Abbildung 4 kann Kupfer im sauren Bereich als Cu^{2+} -Ion vorliegen. Bei höheren pH-Werten tritt das Metall in Form eines Oxides oder Hydroxides auf. Der Vergleich der vier Temperaturen zeigt, dass Kupfer bei 20 °C und 105 °C vermehrt im sauren Bereich gebunden ist und die Auslaugbarkeit niedriger ist als im alkalischen. Ab 300 °C hingegen, lässt sich erkennen, dass sich dieser Trend in die Gegenrichtung entwickelt. Bei 300 °C und 500 °C nimmt die Mobilität von Kupfer mit steigendem pH-Wert ab. Im sauren Milieu liegen die Ionen in freier Lösung vor.

Der Vergleich der vier Temperaturen veranschaulicht, dass der Verlauf der modellierten Kurven zu den Messpunkten abweicht. Umfassend stellt sich heraus, dass im Elutionsversuch kein thermodynamisches Gleichgewicht erzielt wurde. Laut Modell sollte sich vor allem im niedrigen pH-Wert-Bereich viel mehr Cu lösen. Es kann von einer sehr langsamen Auflösung im Elutionsverfahren ausgegangen werden. Zu erwarten ist trotzdem, dass bis zu 1 mg/l Cu bei den Temperaturen 300 °C und 500 °C mobilisiert werden können.

Die Phasendiagramme aller vier Modelle beinhalten Eisenhydroxide mit einem Gehalt von 300 mg/kg. Die modellierten Ergebnisse von 20 °C und 105 °C zeigen, dass Kupfer an Eisenhydroxide gebunden ist und in Form von Brochantit auftritt. Bei Brochantit handelt es sich um ein Kupfersulfat. Der Abgleich mit dem Eh-pH-Diagramm, zeigt ebenso dieses Kupfer(II)-Oxid im pH-Bereich von 7 bis 14. Bei der Temperaturerhöhung auf 300 °C und 500 °C geht das Kupfer über in ein Kupferhydroxid.

Eisen (Abbildung 49)

Die Löslichkeit von Eisen nimmt mit zunehmender thermischer Behandlung ab. Bei 20 °C und 105 °C steigt die Auslaugbarkeit ab einem pH-Wert von 8 erneut an. Bei 300 °C und 500 °C

kann diese Beobachtung nicht verzeichnet werden. Die Messwerte sinken ab einem pH-Wert von 2 und liegen anschließend unter der Nachweisgrenze.

Die Kurvenverläufe von 20 °C und 105 °C weisen einen ähnlichen Verlauf zwischen den Modellen und den Messwerten auf. Das Modell würde allerdings eine geringere Auslaugbarkeit von Eisen im pH-Bereich von 4 bis 6,5 vorhersagen. Die Tatsache, dass die Messwerte hier unter der Nachweisgrenze liegen, führt dazu, dass die Ergebnisse der Modellierung durchaus plausibel sind.

Die vorliegenden Phasen und Verläufe der Modelle von 300 °C und 500 °C führen hingegen zu keinem nachvollziehbaren Ergebnis. Darüber hinaus, kann nicht bestätigt werden, dass Eisen in gebundener Form in Magnetit vorliegt.

Magnesium (Abbildung 50)

Magnesium kann im gesamten sauren Bereich des Bodens, wie im Eh-pH-Diagramm aus Abbildung 4 erkenntlich, nicht adsorbiert werden und liegt als Mg^{2+} in Lösung vor. Die Diagramme zeigen die anschließende Adsorption ab dem pH-Wert 7 an Eisenhydroxide mit 80.000 mg/kg.

Laut Modellierung soll Magnesium bis zu einem pH-Wert von 7 bei allen Temperaturen die maximale Löslichkeit aufweisen und erst im alkalischen Bereich abnehmen. Die Messpunkte führen jedoch zur Erkenntnis, dass die Löslichkeit bereits im sauren Milieu geringer wird. Damit kann zusammengefasst werden, dass die Mobilität von Magnesium mit steigender Temperatur verringert wird.

Der Knick der modellierten Verläufe bei dem pH-Wert von etwa 13 kann vernachlässigt werden, da der letzte Messpunkt bei pH 12 ermittelt wurde.

Blei (Abbildung 51)

Für die Modellierung von Blei wurde ein Eisenhydroxidgehalt von 30 mg/kg verwendet. Ein Zusammenhang der vier Temperaturen lässt sich bei der maximalen Löslichkeit erkennen, die je bei einem pH-Wert von 2 gegeben ist. Diese sinkt bei Zunahme der Temperatur von etwa 25 mg/kg auf 9 mg/kg. Die geringste Mobilität von Blei ergibt sich bei 20 °C und 105 °C bei einem pH-Wert von 6,5. Im Gegensatz dazu verschiebt sich diese bei der höheren thermischen Behandlung auf 9,5.

Die Modellkurven von 300 °C und 500 °C entsprechen dem thermodynamischen Gleichgewicht. Bei den dabei vorkommenden Phasen, Plattnerit und Cl-Pyromorphit handelt es sich um Blei(IV)-Oxid bzw. -posphat. Bei 20 °C und 105 °C ist eine Vielzahl von Phasen gegeben. Es kommt zu keiner akkuraten Annäherung der Modelle an die gemessenen Werte, wie sie bei 300 °C und 500 °C zu beobachten ist.

Silicium (Abbildung 52)

Die Löslichkeit von Silicium bewegt sich in allen Diagrammen vermehrt zwischen 1 mg/l und 30 mg/l und unterschreitet nie einen Wert von 0,1 mg/l. Im Vergleich zu anderen Schwermetallen verzeichnet dieses Element allgemein eine hohe Auslaugbarkeit.

Die Mobilität nimmt im neutralen Bereich bei 20 °C, 105 °C und 300 °C leicht ab. Im sauren und alkalischen Bereich steigt diese. Die Ergebnisse der 500 °C Kurve zeigen jedoch eine abnehmende Löslichkeit mit zunehmendem pH-Wert. Eine weitere Auswirkung aufgrund der Temperatur lässt sich nicht erkennen.

Die modellierten Phasendiagramme von Silicium weisen keine reine Löslichkeit, wie es den Messwerten zu erwarten wäre, im sauren bzw. alkalischen Bereich auf. Das zugeordnete Wollastonit führt nur bei 500 °C zu einem plausiblen Ergebnis.

Zink (Abbildung 53)

Der Abgleich der vier modellierten Diagramme mit unterschiedlicher Behandlungstemperatur zeigt, dass Zink jeweils in denselben Phasen vorliegt. Diese unterteilen sich in Eisenhydroxide, Kalziumzinkat (CaZnO_2) und Zinkit (ZnO).

Im gesamten sauren Bereich können, laut Eh-pH-Diagramm (Abbildung 4) nur freie Zn^{2+} -Ionen auftreten. Die Modellierungsergebnisse widerspiegeln dies über alle Temperaturen. Die Adsorption an Eisenhydroxide, mit 30.000 mg/kg, tritt ab einem pH-Wert von 5 auf und erreicht ein Maximum bei einem pH-Wert von 8,5. Nach Erhöhung der Behandlungstemperatur auf 300 °C bzw. 500 °C ist Zink schwerer löslich. Laut Modell sollten sich bei 300 °C bei den pH-Werten 9,5 und 11 etwa 0,1 mg/l lösen. Die gemessenen Werte liegen unter der Nachweisgrenze von 0,001 mg/l. Dies gilt ebenso für die Eluatkonzentration nach der 500 °C Behandlung. Das thermodynamische Gleichgewicht wurde bei 300 °C und 500 °C im alkalischen Bereich nicht erreicht.

Die freigesetzte Menge an Zink nimmt mit zunehmender Temperatur im alkalischen Bereich ab. Im sauren Milieu liegt diese unabhängig vom thermischen Einfluss bei 16 mg/l bis 21 mg/l.

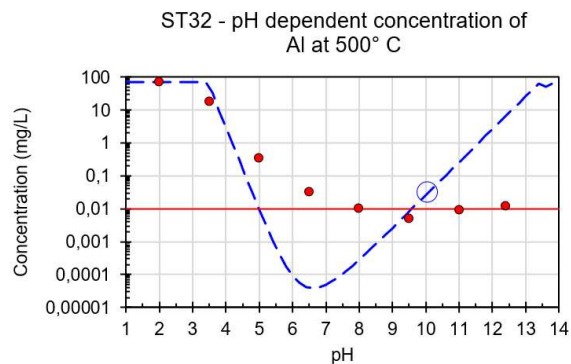
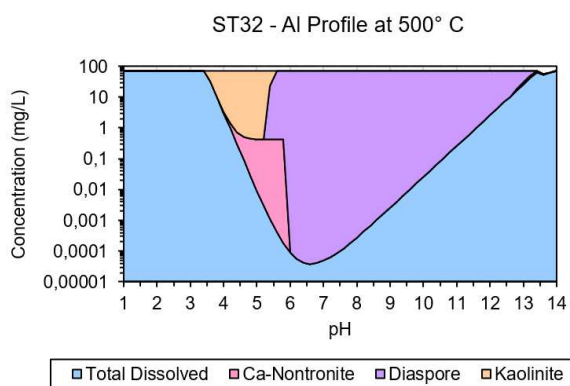
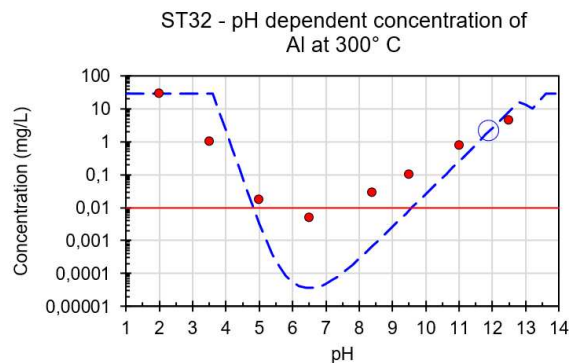
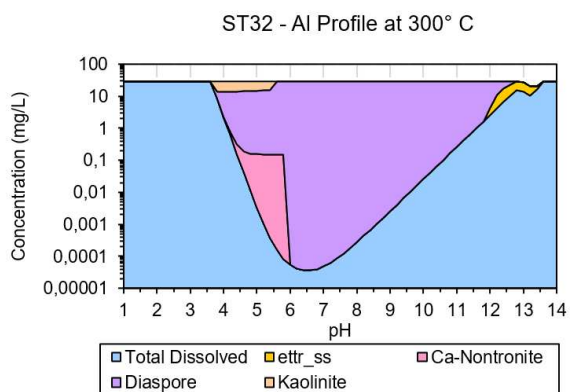
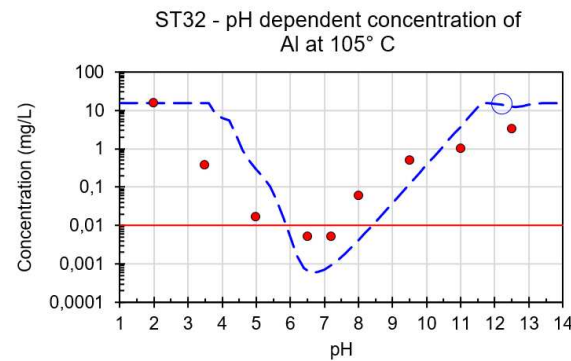
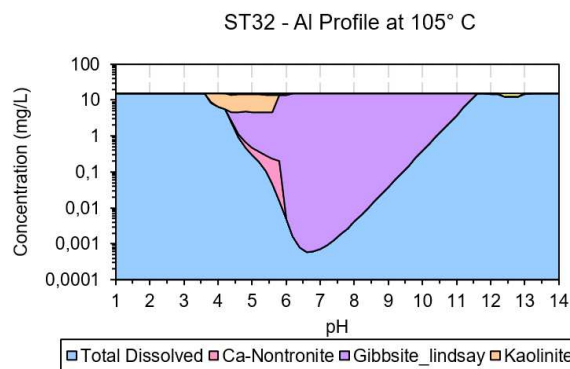
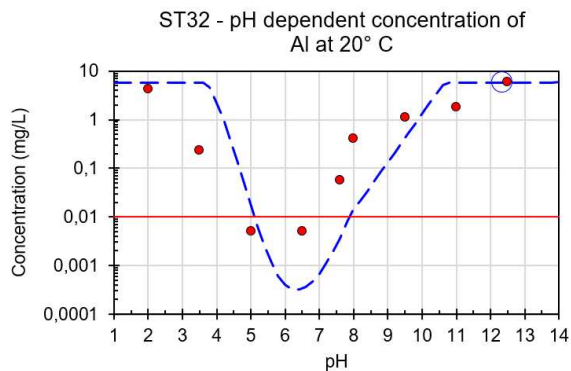
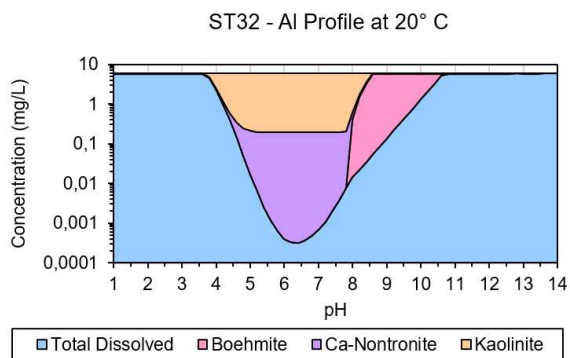


Abbildung 45: Modellierung ST32 Aluminium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

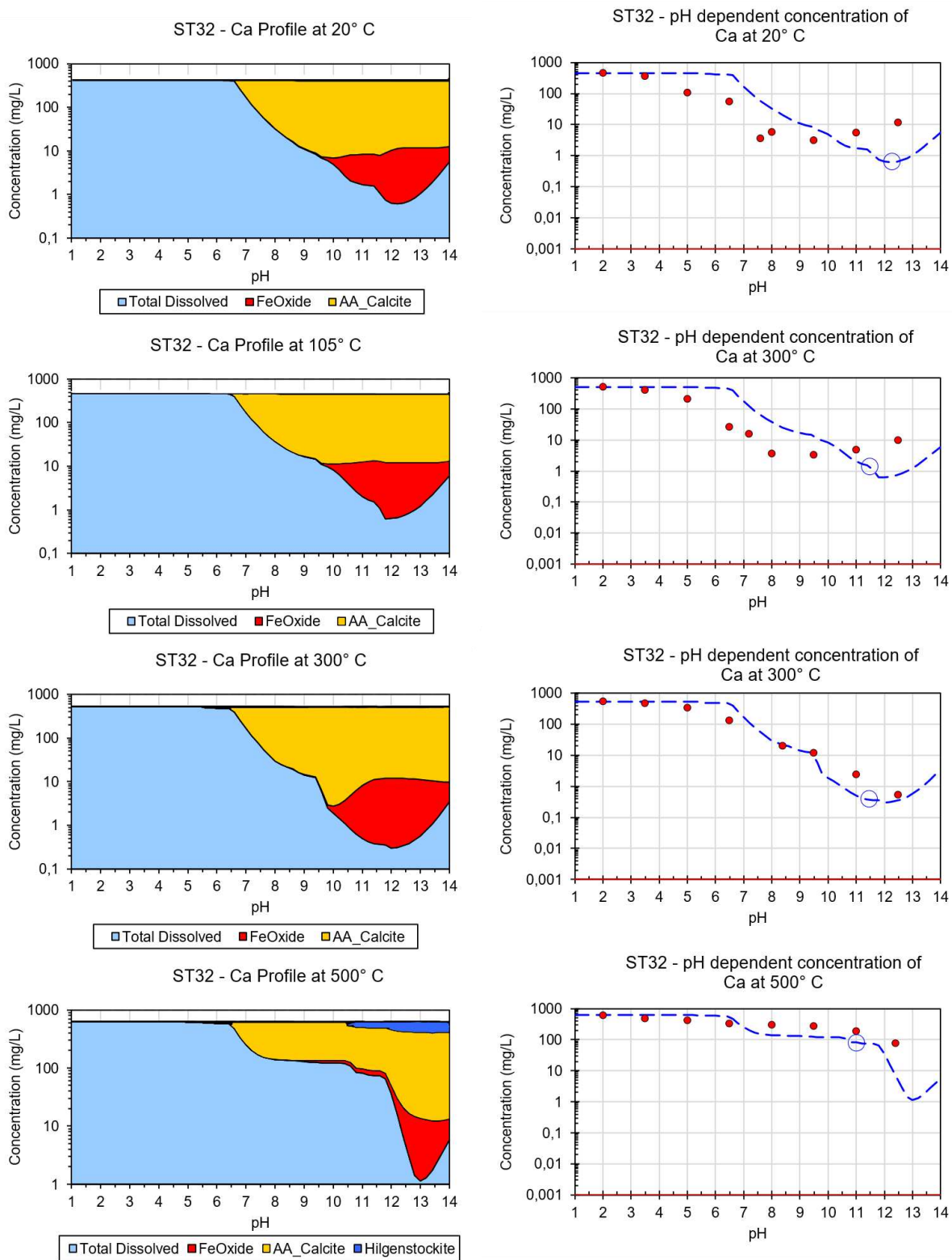


Abbildung 46: Modellierung ST32 Calcium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

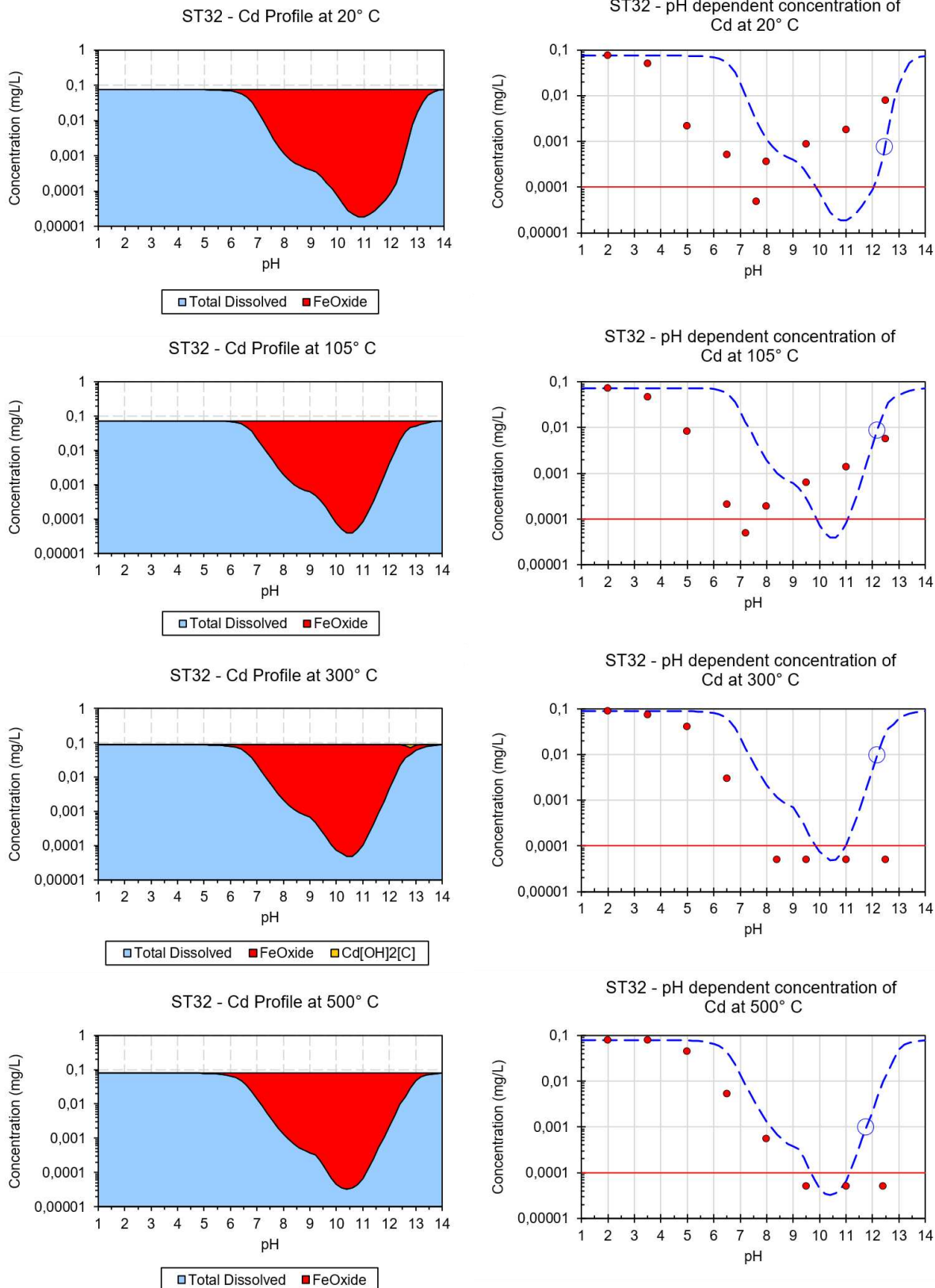


Abbildung 47: Modellierung ST32 Cadmium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

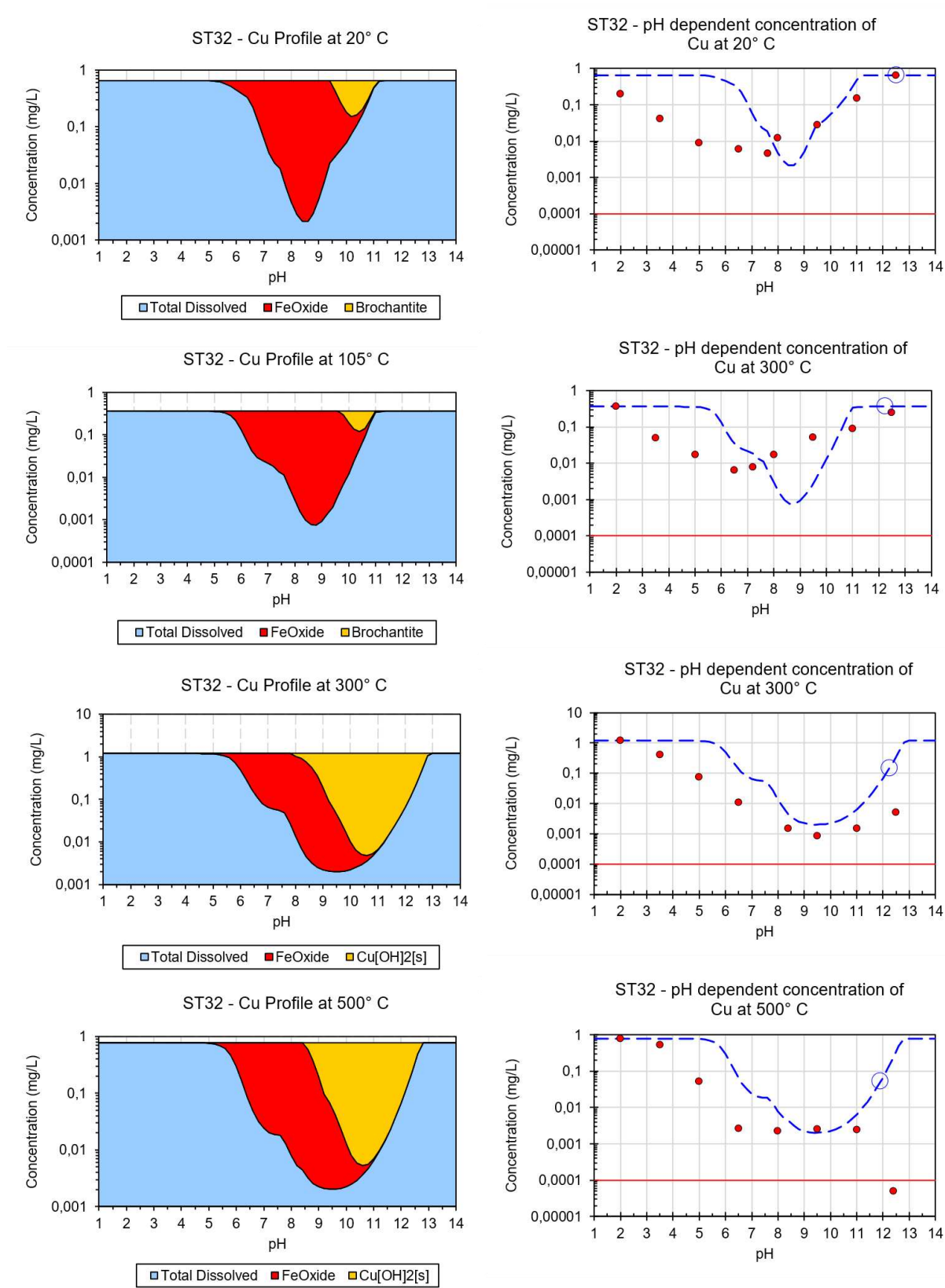


Abbildung 48: Modellierung ST32 Kupfer (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

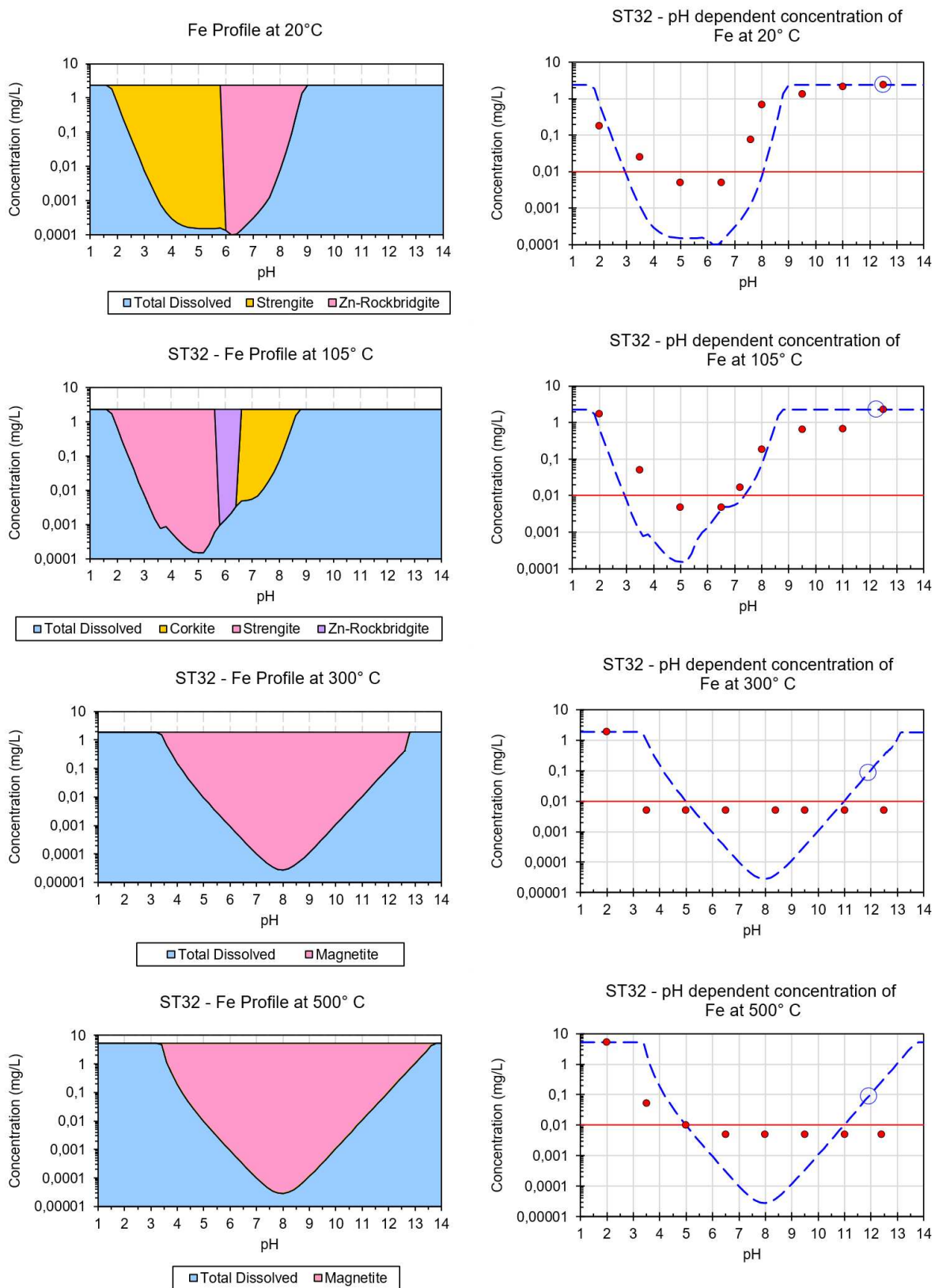


Abbildung 49: Modellierung ST32 Eisen (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

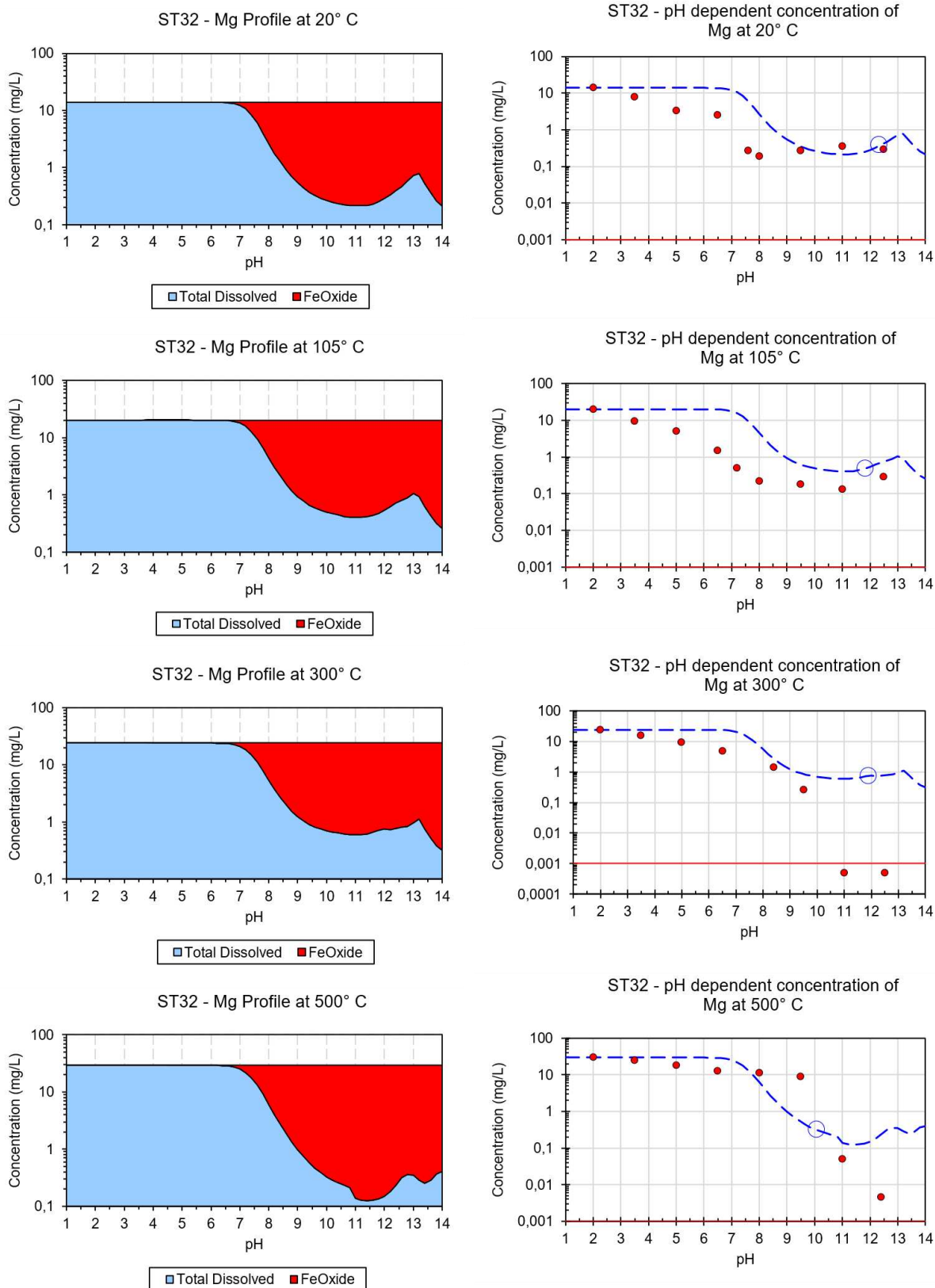


Abbildung 50: Modellierung ST32 Magnesium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

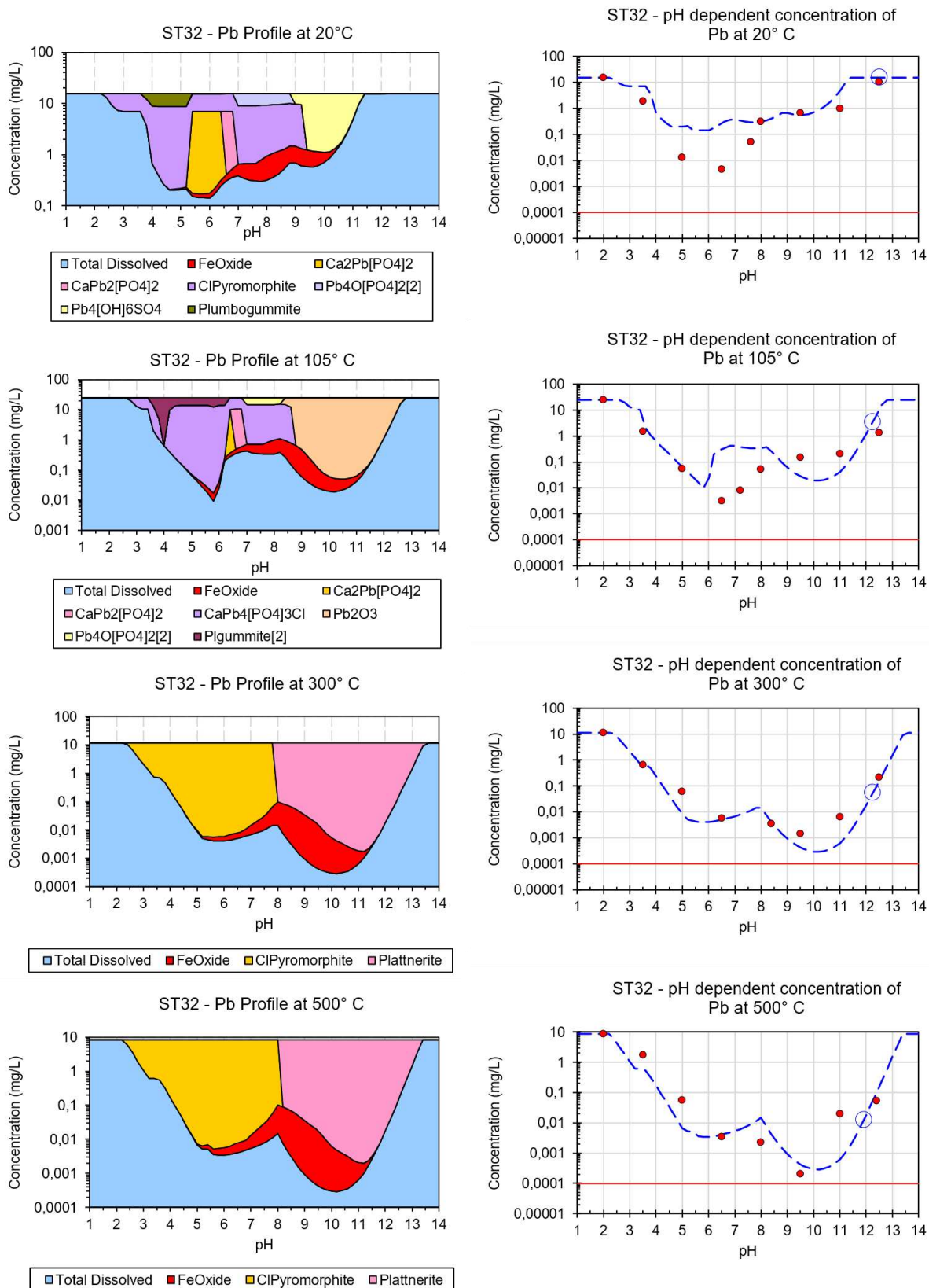


Abbildung 51: Modellierung ST32 Blei (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

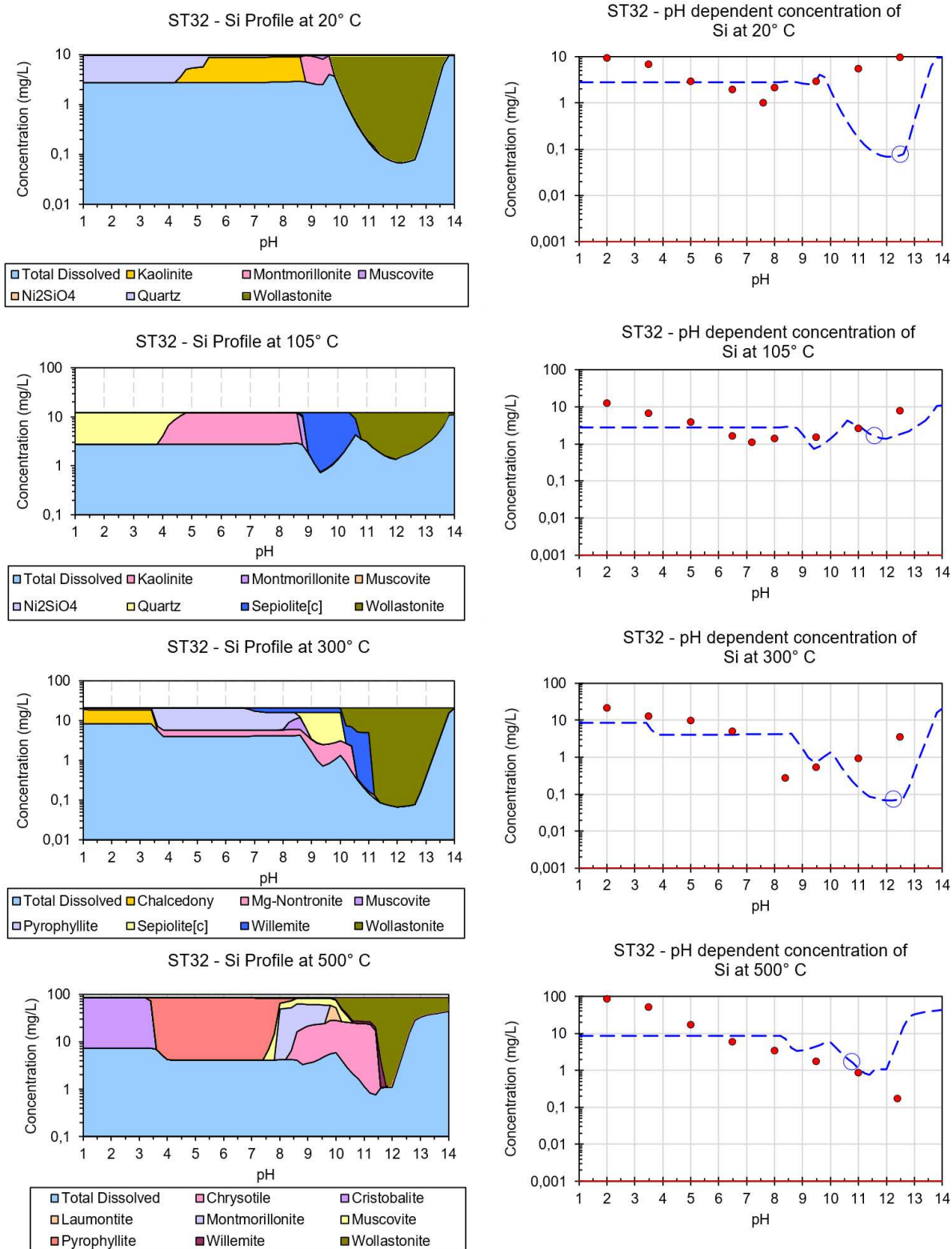


Abbildung 52: Modellierung ST32 Silicium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

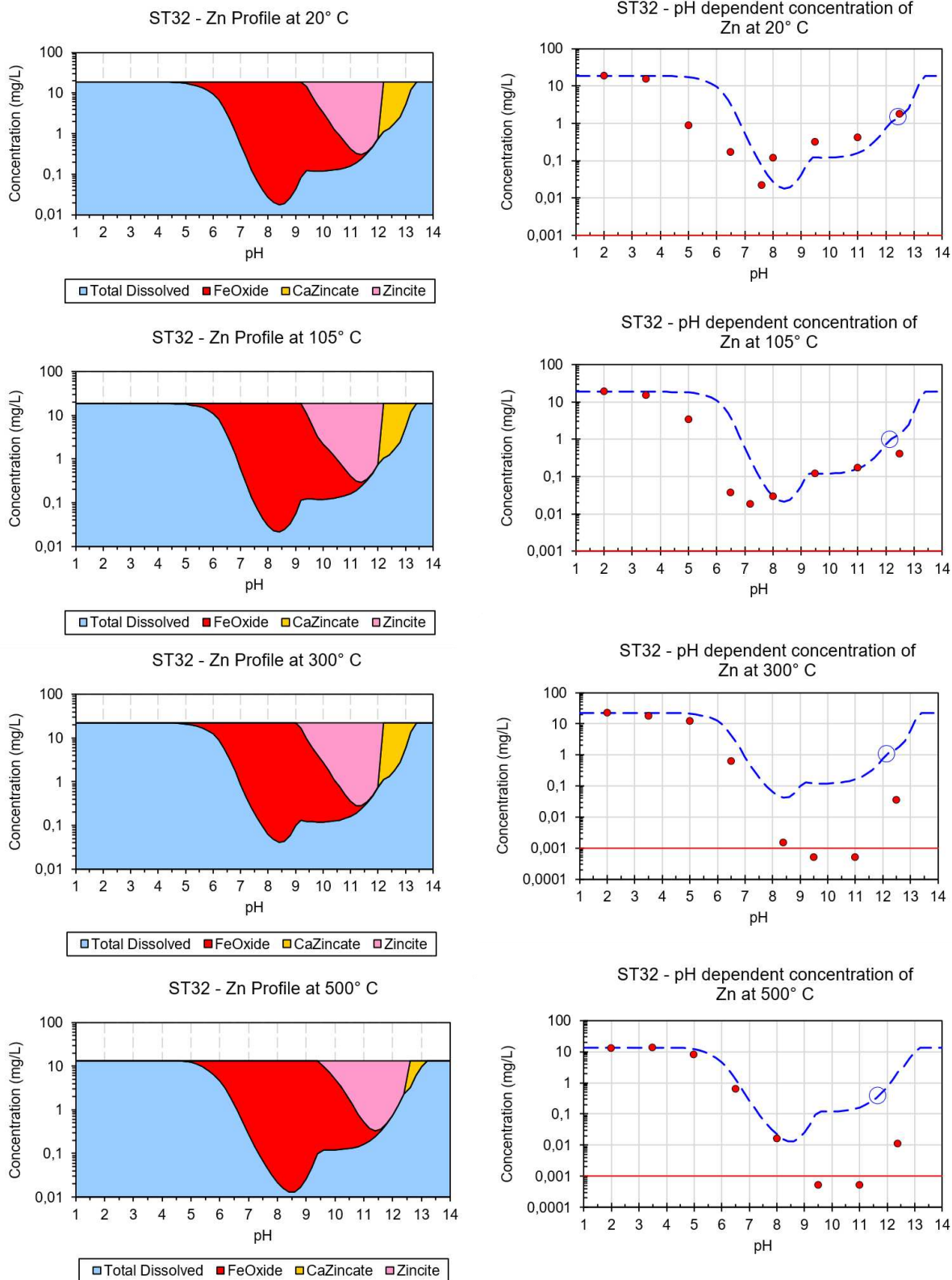
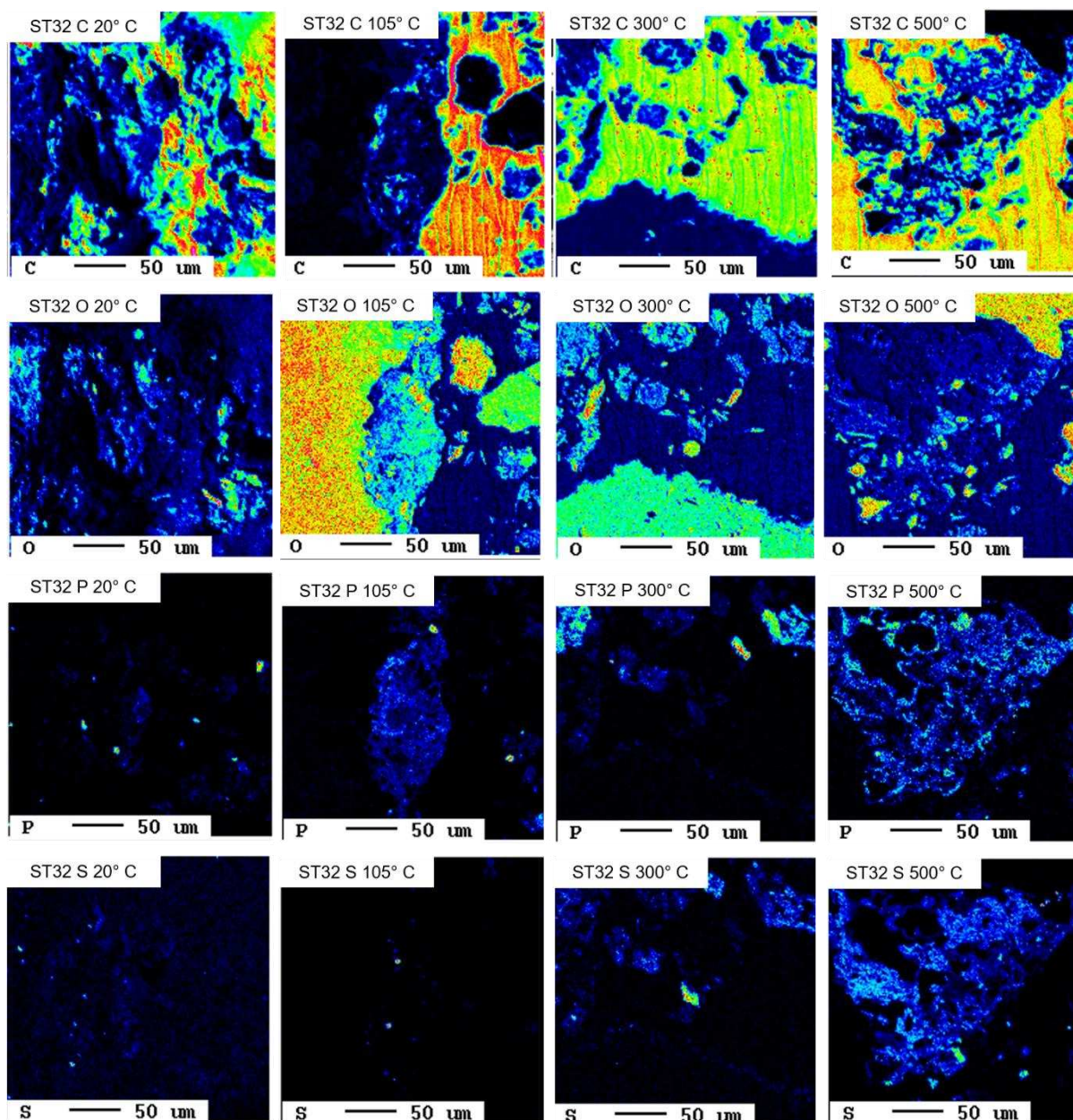
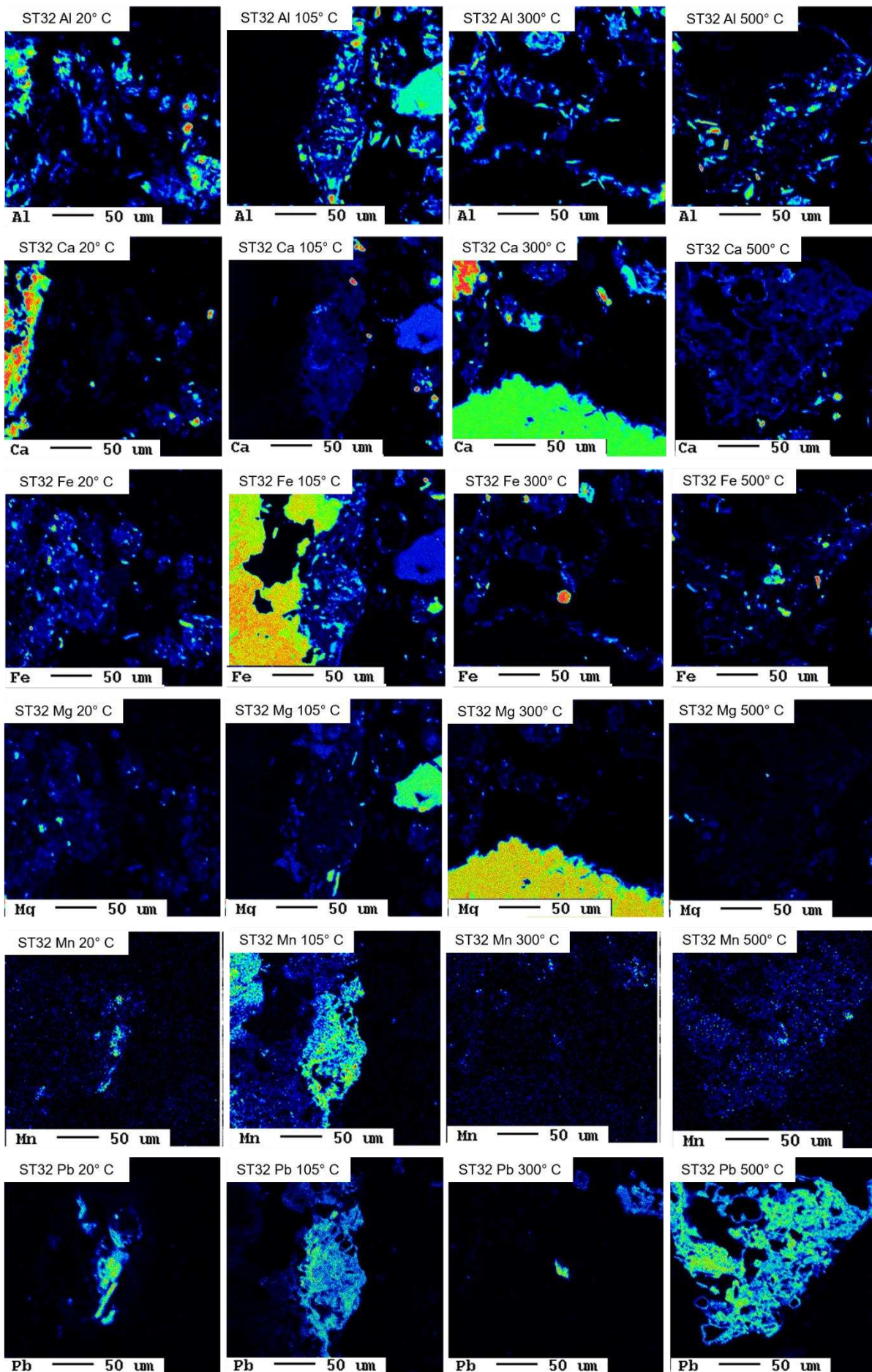


Abbildung 53: Modellierung ST32 Zink (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

4.4.3 Mikrosondenergebnisse ST32

Die Mikrosondenergebnisse der ST32 (siehe Abbildung 54) weisen in allen Temperaturbereichen große Stellen an Pb-Kontaminationen vor. Bei 20 °C korrelieren diese mit Mn, Al, O und P. Ebenso ist dieser Trend für Zn erkennbar, jedoch liegen erhöhte Werte an jenen Stellen vor, wo Pb geringe Konzentrationen aufweist. Bei 105 °C lässt sich ein Zusammenhang der Elementarverteilung von Pb mit Mn, Zn, Al, O und P erkennen. Es kann davon ausgegangen werden, dass Pb als Calciumbleiphosphat mit Zn-Einlagerungen vorliegt. Die Erhöhung auf 300 °C zeigt, dass sich dieses Calciumbleiphosphat zersetzt hat und nun Bleisulfid bildet. Es ist eine verstärkte Korrelation mit S, Fe und O zu erkennen. Die Ergebnisse der Probe mit der thermischen Behandlung bei 500 °C weist wieder Ähnlichkeiten mit jeder der 20 °C und 105 °C auf (Kern 2021).





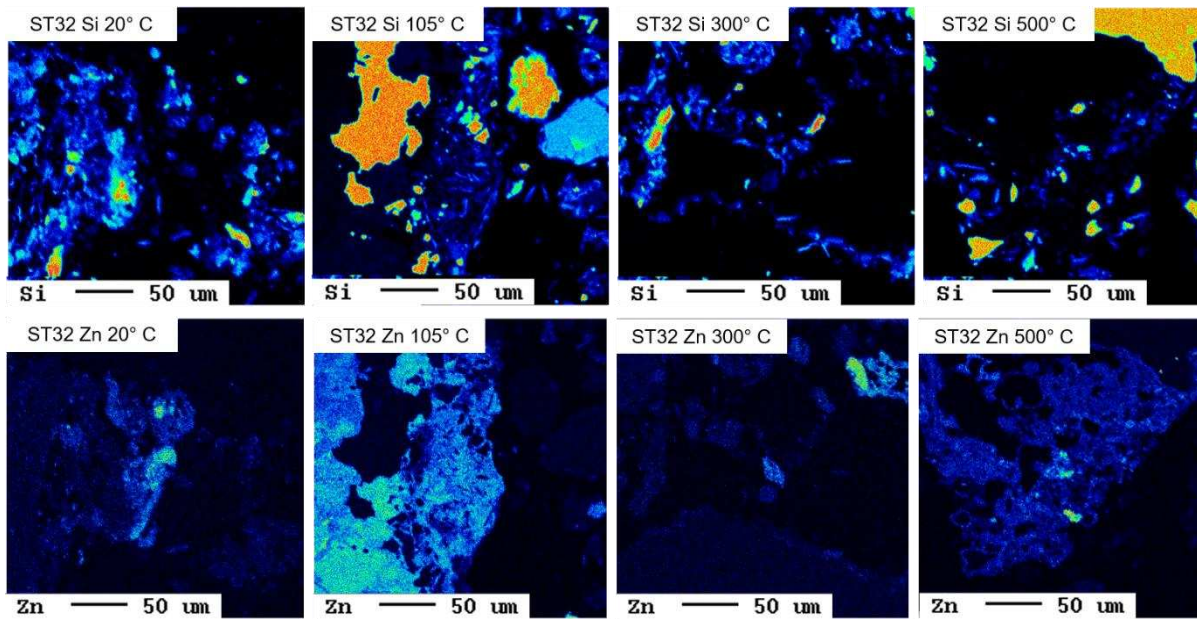


Abbildung 54: Elementarverteilungskarten ST32 von C, O, P, S, Al, Ca, Fe, Mg, Mn, Pb, Si, Zn (Zunahme der Intensität in folgender Reihenfolge: schwarz – blau – türkis - grün – gelb – orange – rot – pink – weiß)

4.5 Poschacher

Die Zusammensetzung von der Probe Poschacher war bis zur Untersuchung noch unbekannt. Die Mikrosondenergebnisse weisen auf Ba-Bereiche hin. Aufgrund dieser Erkenntnis wird zusätzlich zu Al, Ca, Cd, Cu, Fe, Mg, Pb, Si und Zn auch Ba in LeachXS™ modelliert.

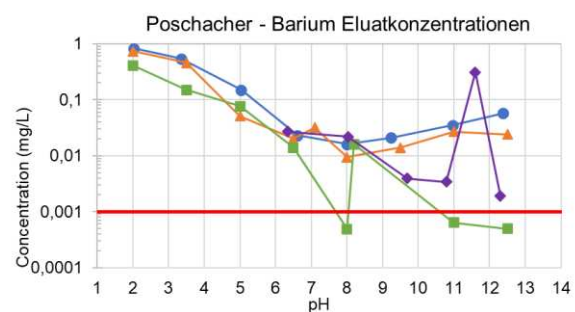
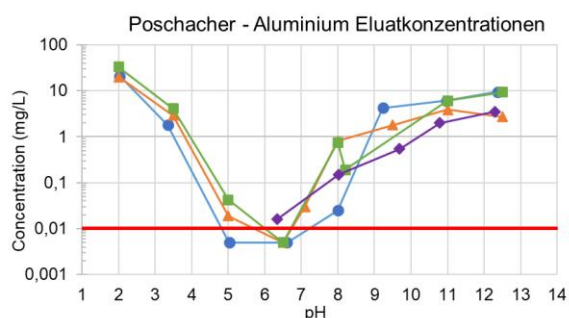
4.5.1 Eluatkonzentrationen Poschacher

Die 500 °C-Probe von Poschacher konnte nur teils, ab einem pH-Wert von 6,2, im Labor ausgewertet werden. Die Verläufe der Eluatkonzentrationen sind in Abbildung 55 angeführt.

Die maximale gelöste Menge an Ionen beträgt bei Ca 100 mg/l. Bei Al, Mg und Si liegen die Höchstwerte zwischen 20 mg/l und 50 mg/l. Die maximale Auslaugbarkeit von Fe weist einen Wert von 8 mg/l auf. Die Elemente Ba, Cd, Cu, Pb und Zn liegen in geringeren Konzentrationen vor.

Ein Anstieg der maximalen Mobilität im sauren Bereich kann aufgrund der fehlenden Daten bei 500 °C weniger erkannt werden, als bei den anderen Altlasten. Eine geringe Zunahme kann bei Al, Fe, Si und Zn beobachtet werden.

Die Löslichkeiten von Ba, Cu, Fe, Mg, Pb und Zn nehmen mit steigendem Temperatureinfluss im alkalischen Bereich ab. Al zeigt kaum eine Veränderung aufgrund der thermischen Behandlung. Bei Al ist eine erhöhte Immobilität bei einem pH-Wert von 6,5 bei allen Temperaturen ersichtlich. Die Auslaugbarkeit von Ca steigt mit Erhöhung der Temperatur auf 500 °C im alkalischen Milieu. Die Cd-Konzentrationen liegen ab einem pH-Wert von 5 bis 6,5 unter der Nachweisgrenze. Eine Aussage über eine Trendveränderung ist nicht möglich. Zn weist im Vergleich zu den anderen Elementen keinen Bereich einer starken Immobilisierung auf. Die Konzentrationen der 500 °C-Kurve liegen im alkalischen Bereich unter jenen der Temperaturen.



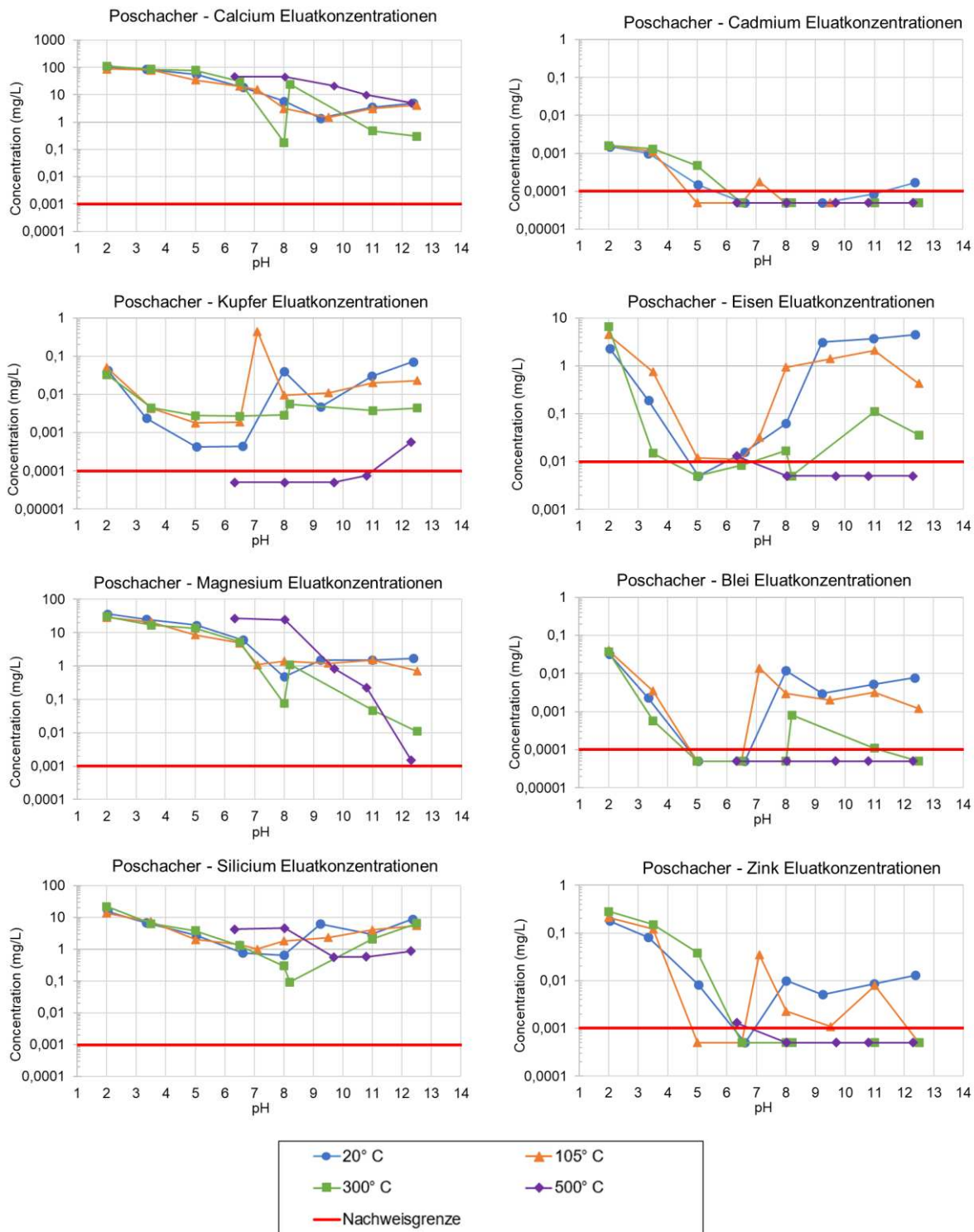


Abbildung 55: Eluatkonzentrationen Poschacher Al, Ba, Ca, Cd, Cu, Fe, Mg, Pb, Si und Zn

4.5.2 Modellierungsergebnisse Poschacher

Für die Probe der Firma Poschacher konnten die Anionen- und Kationenkonzentrationen der mit 500 °C behandelten Probe anhand der Elutionsversuche nicht vollständig ausgewertet werden. Es liegen nur die Ergebnisse ab einem pH-Wert 6,5 vor. Für den Ergebnisvergleich, welcher zwar nur begrenzt möglich ist, wurde trotz der fehlenden Daten eine Modellierung in LeachXS™ durchgeführt. Es ist zu beachten, dass sich die vorgeschlagenen Phasen der Software nur auf diesen Teilinput beziehen.

Aluminium (Abbildung 56)

Aluminium löst sich vermehrt im sauren sowie alkalischen Bereich. Eine geringere Mobilität ist im neutralen pH-Bereich zu beobachten. Die maximale Löslichkeit, welche bei einem pH-Wert von 2 vorliegt, bleibt bis 300 °C annähernd konstant. Eine Veränderung aufgrund der thermischen Behandlung wird bei den Diagrammen nicht erkannt.

Die Modelle aller Temperaturen weisen ähnliche Phasen auf. Als Hauptphase wird Boehmit von LeachXS™ vorgeschlagen.

Barium (Abbildung 57)

Bei Barium lässt sich eine leichte Abnahme der Löslichkeit im alkalischen Bereich mit der Temperaturzunahme erkennen. Die Modelle ergeben keine Übereinstimmung mit den tatsächlichen Konzentrationsverläufen. Laut Simulationsprogramm sollte das Element bis zu einem pH-Wert von 10 in Lösung vorliegen. Die Eisenhydroxidkonzentration für die Modellierungen ist mit 30.000 mg/kg angesetzt.

Calcium (Abbildung 58)

Die Betrachtung des alkalischen Bereichs zeigt, dass die Mobilität von Calcium mit der thermischen Behandlung steigt.

Für die Modellierung wurde ein Eisenhydroxidgehalt von 3.000 mg/kg sowie eine CO₃²⁻-Konzentration von 1.000 mg/kg angenommen. Calcium liegt bei allen Temperaturen adsorbiert an Eisenhydroxiden oder in gebundener Form als Calcit, welches zur Gruppe der Carbonate und Nitrate zählt, vor.

Cadmium (Abbildung 59)

Die Löslichkeit von Cadmium nimmt mit der Temperatur im alkalischen Bereich ab. Bereits bei 105 °C liegen die Konzentrationen bereits unter der Nachweisgrenze.

Die erstellten Modelle basieren auf Eisenhydroxidwerten von 500 mg/kg. Der Modellvergleich mit den tatsächlichen gelösten Cadmiumkonzentrationen weist auf kein thermodynamisches Gleichgewicht hin. Im pH-Bereich 4 bis 9 sowie 11 bis 14 sollte laut LeachXS™ mehr Cadmium in Lösung gehen.

Kupfer (Abbildung 60)

Die Kupfermobilität im alkalischen Milieu sinkt mit Zunahme der Temperaturbehandlung. Die Betrachtung der vorgeschlagenen mit den tatsächlichen Kurvenverläufen weist kaum Übereinstimmungen auf. Der Eisenhydroxidgehalt wurde mit 30 mg/l angesetzt. Durch die Modellierung konnte bei allen Temperaturen kein thermodynamisches Gleichgewicht erreicht werden. Laut LeachXS™ sollte im sauren Bereich mehr Kupfer in Lösung gehen.

Eisen (Abbildung 61)

Die maximale Auslaugbarkeit liegt bei Eisen im sauren Bereich. Bis 300 °C bleibt diese konstant bei rund 10 mg/l. Eine Änderung dieser bei 500 °C kann nicht beurteilt werden. Mit Zunahme der Temperatur auf 300 °C und 500 °C sinkt die Mobilität von Eisen im alkalischen Bereich.

Das thermodynamische Gleichgewicht kann durch die Modelle nicht erreicht werden. Vorrangig im neutralen bis alkalischen Bereich ermittelt das Programm eine geringere Mobilität von Eisen. Eisen sollte in diesem Bereich in Form von Magnetit und Maghemit im Boden vorliegen.

Magnesium (Abbildung 62)

Die Auslaugbarkeit von Magnesium nimmt mit steigendem Temperatureinfluss im alkalischen Bereich ab. Die maximale Löslichkeit verhält sich hingegen unabhängig von einer thermischen Behandlung.

Mit der auftretenden Phase der Eisenhydroxide kann die tatsächliche Menge an freigesetztem Magnesium nur beschränkt dargestellt werden. Bei 500 °C durchläuft das Modell die Messpunkte im sauren Bereich. Die angesetzte Eisenhydroxidkonzentration von 20.000 mg/kg führt zu einer höheren Löslichkeit vor allem im neutralen Bereich in den Modellen. Eine Erhöhung der Konzentration führt zu keiner Berichtigung der Kurven. Bei 500 °C führen Magnesiumhydroxide und -oxide, als Brucit auftretend, zu einer vorteilhafteren Anpassung des Modells an die realen Elutionswerte.

Blei (Abbildung 63)

Im alkalischen Bereich sinkt die Mobilität mit dem steigenden thermischen Einfluss. Bei 500 °C liegt die gelöste Menge an Blei unter der Nachweisgrenze. Die größte Mobilität tritt im sauren Bereich auf.

Der eingestellte Eisenhydroxidgehalt in LeachXS™ beträgt für alle Temperaturen 30 mg/l. Die tatsächlichen Messkurven stimmen nicht mit den modellierten Werten überein. Im sauren Bereich wird eine höhere Löslichkeit von Blei erwartet. Ebenso soll die Mobilität im stark alkalischen Milieu wieder steigen. Die Realität zeigt jedoch, dass bei zunehmender Temperatur die gelöste Menge abnimmt.

Silicium (Abbildung 64)

Silicium widerspiegelt bei den Temperaturen 20 °C, 105 °C und 300 °C jeweils einen sehr ähnlichen Verlauf. Die Löslichkeit steigt weder noch sinkt sie mit zunehmender Temperatur.

Es verzeichnet sich nur bei 500 °C eine geringere Auslaugbarkeit bei den pH-Werten 9,5; 10,7 und 12,3.

In den Modellen werden im Vergleich zu anderen Elementen eine Vielzahl von Phasen vorgeschlagen. Die Phasen der einzelnen Temperaturen stimmen miteinander überein. Der Modellverlauf weicht jedoch im gesamten pH-Bereich von den tatsächlichen Messwerten ab. Vor allem im alkalischen Bereich bei 20 °C kann das thermodynamische Gleichgewicht nicht erreicht werden. LeachXS™ sieht eine geringere Auslaugbarkeit vor.

Zink (Abbildung 65)

Die Auslaugbarkeit von Zink nimmt im alkalischen Bereich mit zunehmender Temperatur ab. Bis 105 °C liegt die geringste Mobilität von Zink im pH-Bereich von 5 bis 6,5 und steigt anschließend wieder an.

Im Modellierungsprozess wurde eine Eisenhydroxidkonzentration von 5.000 mg/kg angesetzt. Mit dieser Phase kann der Verlauf der Konzentrationen nicht ausreichend mit den Modellen beschrieben werden.

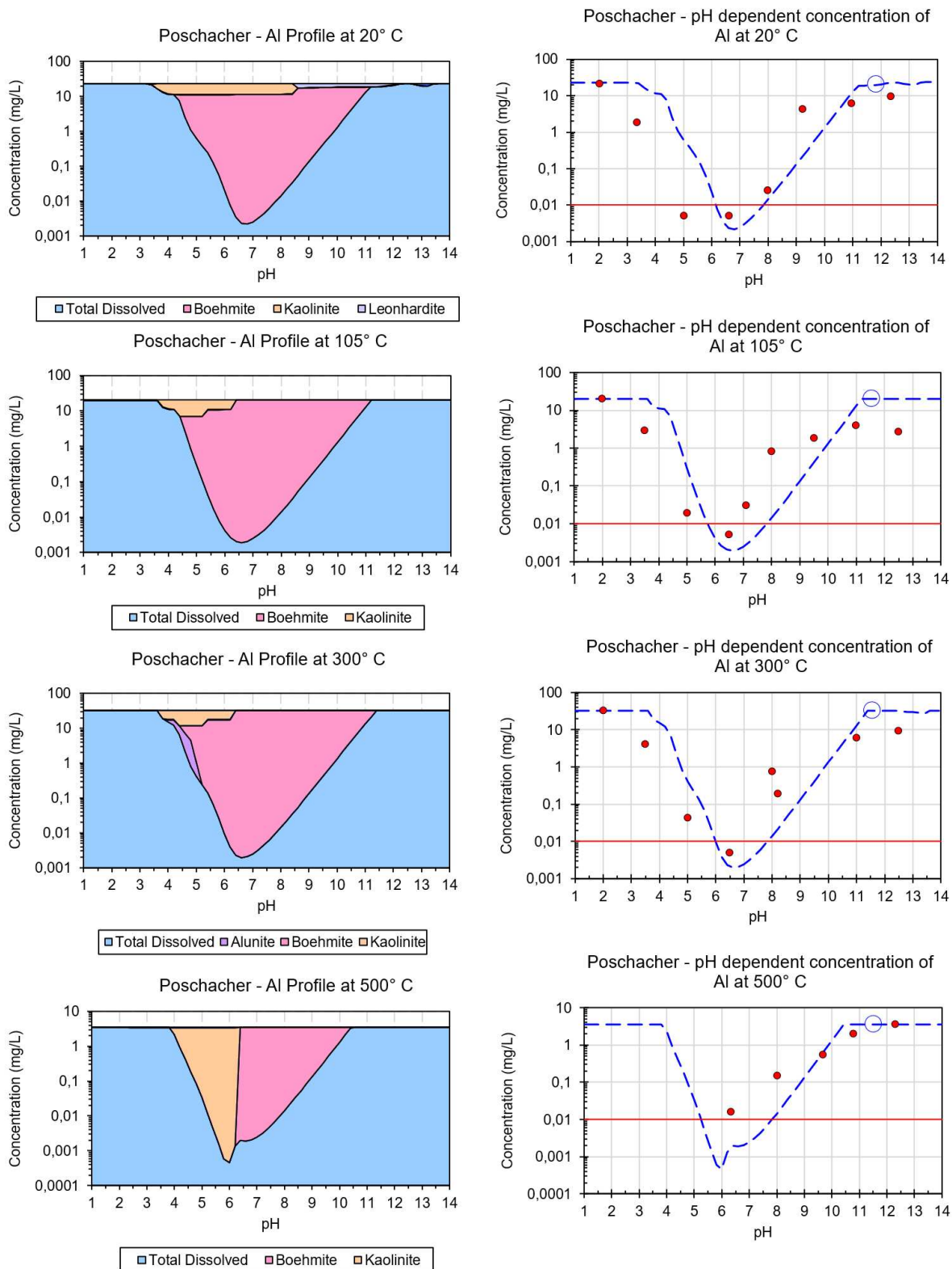


Abbildung 56: Modellierung Poschacher Aluminium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

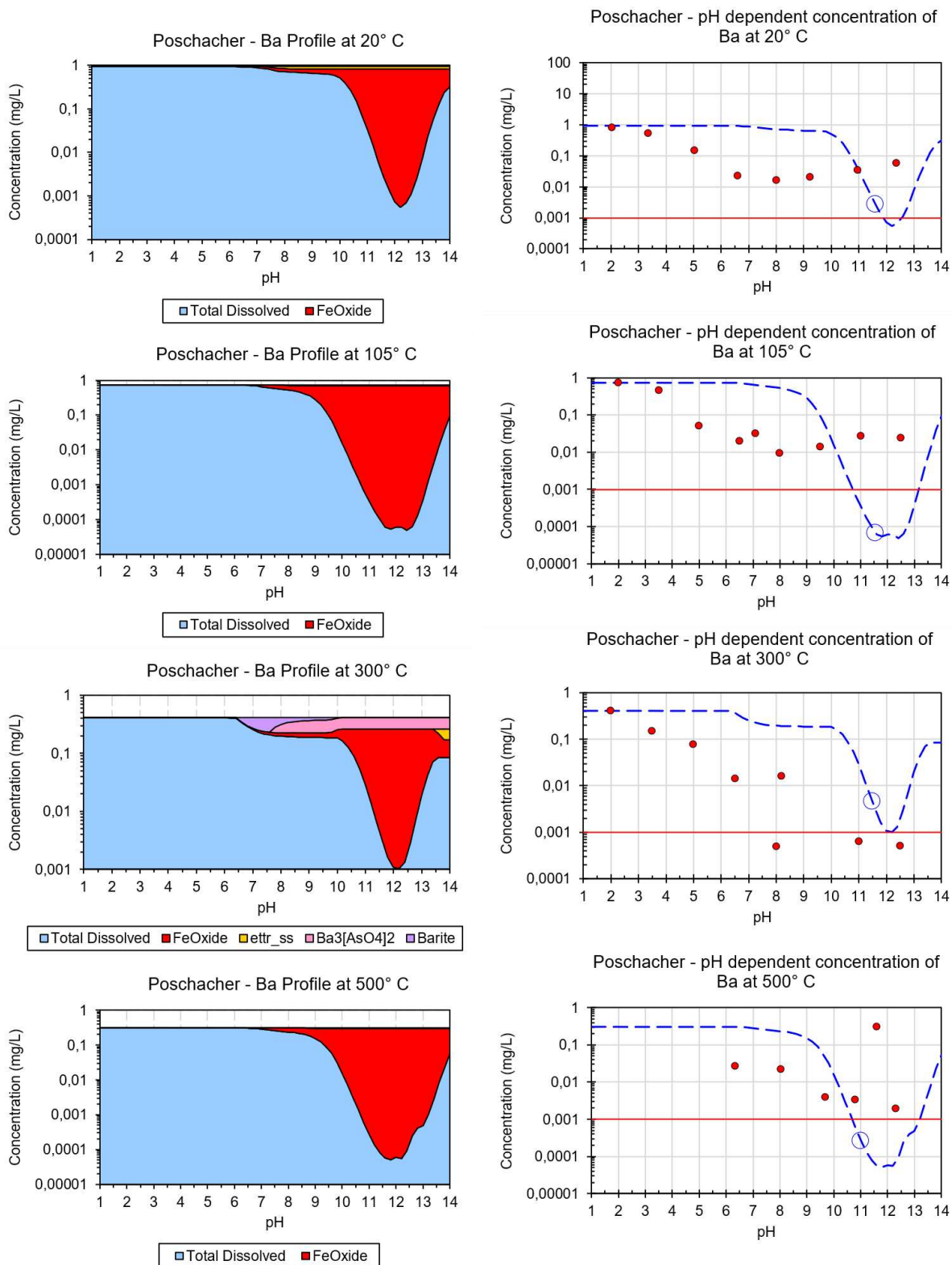


Abbildung 57: Modellierung Poschacher Barium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

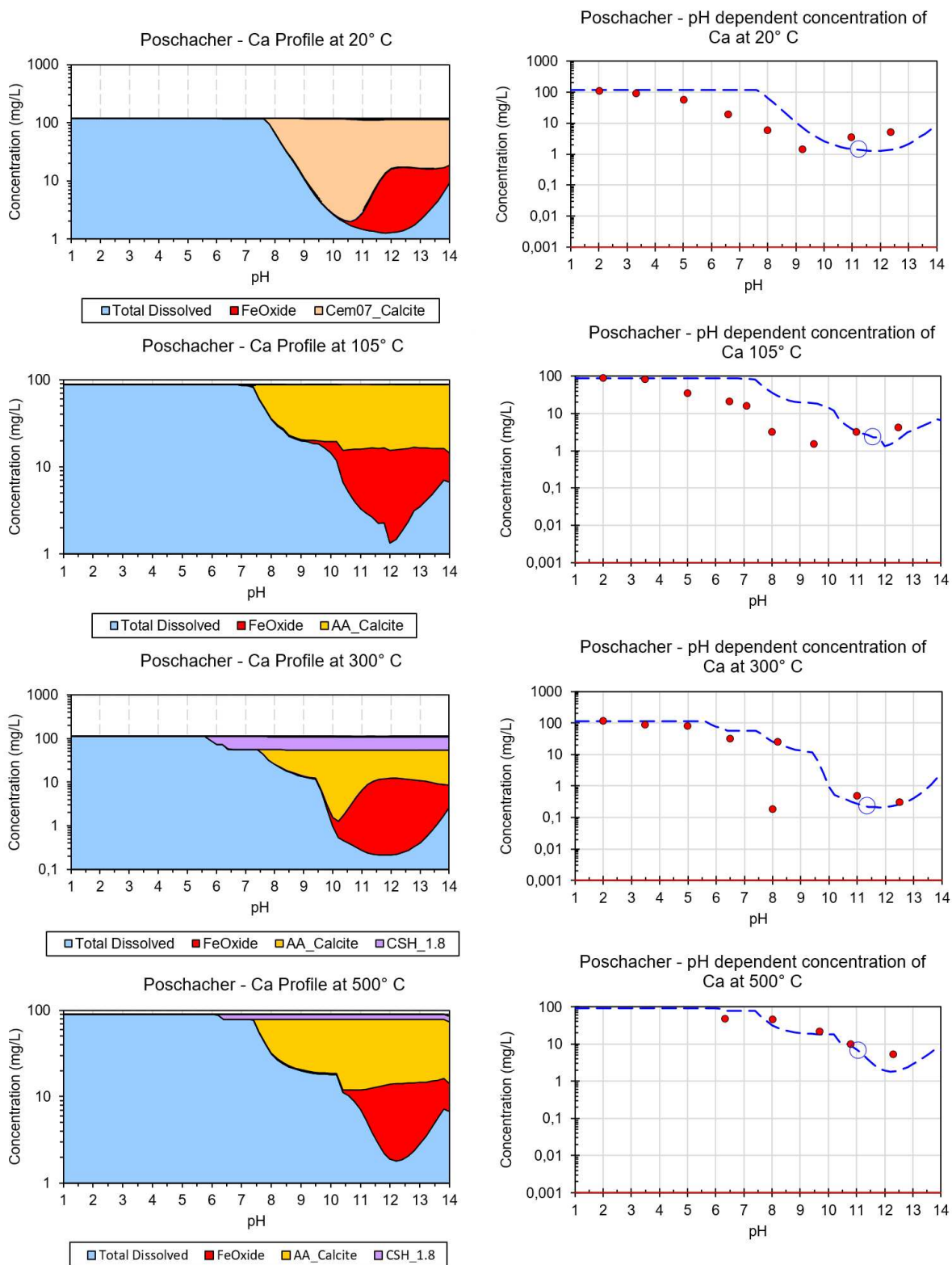


Abbildung 58: Modellierung Poschacher Calcium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

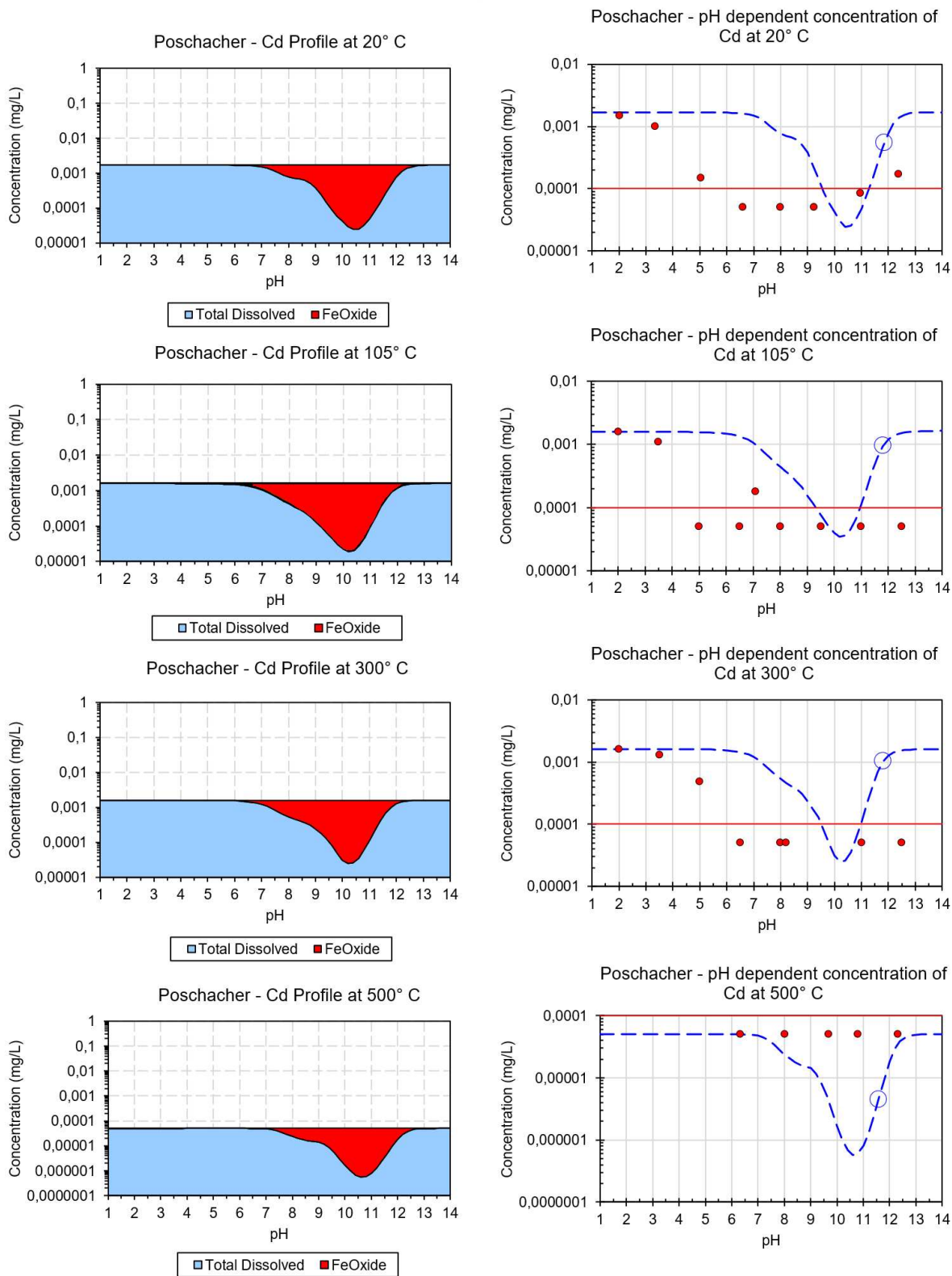


Abbildung 59: Modellierung Poschacher Cadmium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

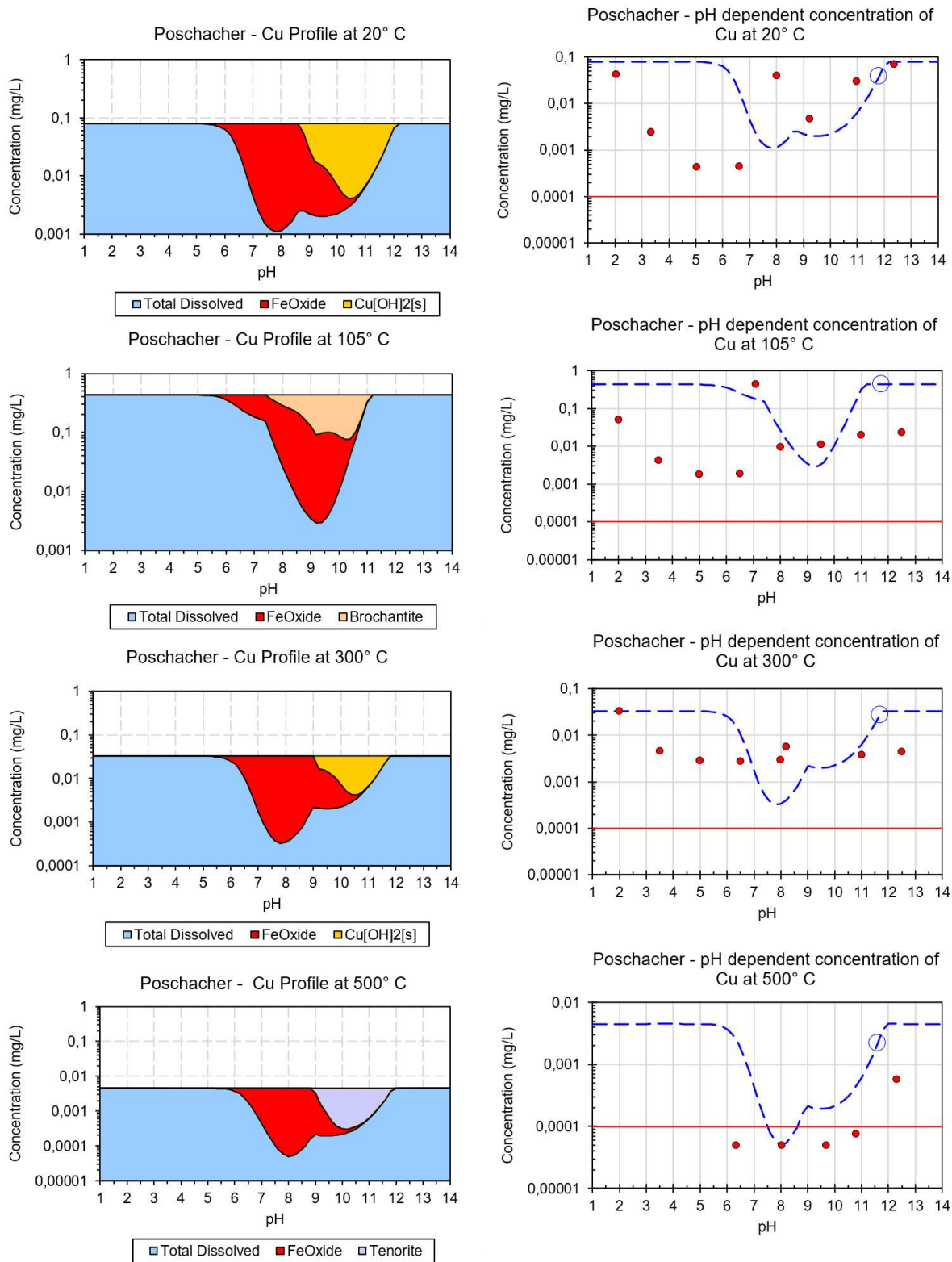


Abbildung 60: Modellierung Poschacher Kupfer (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

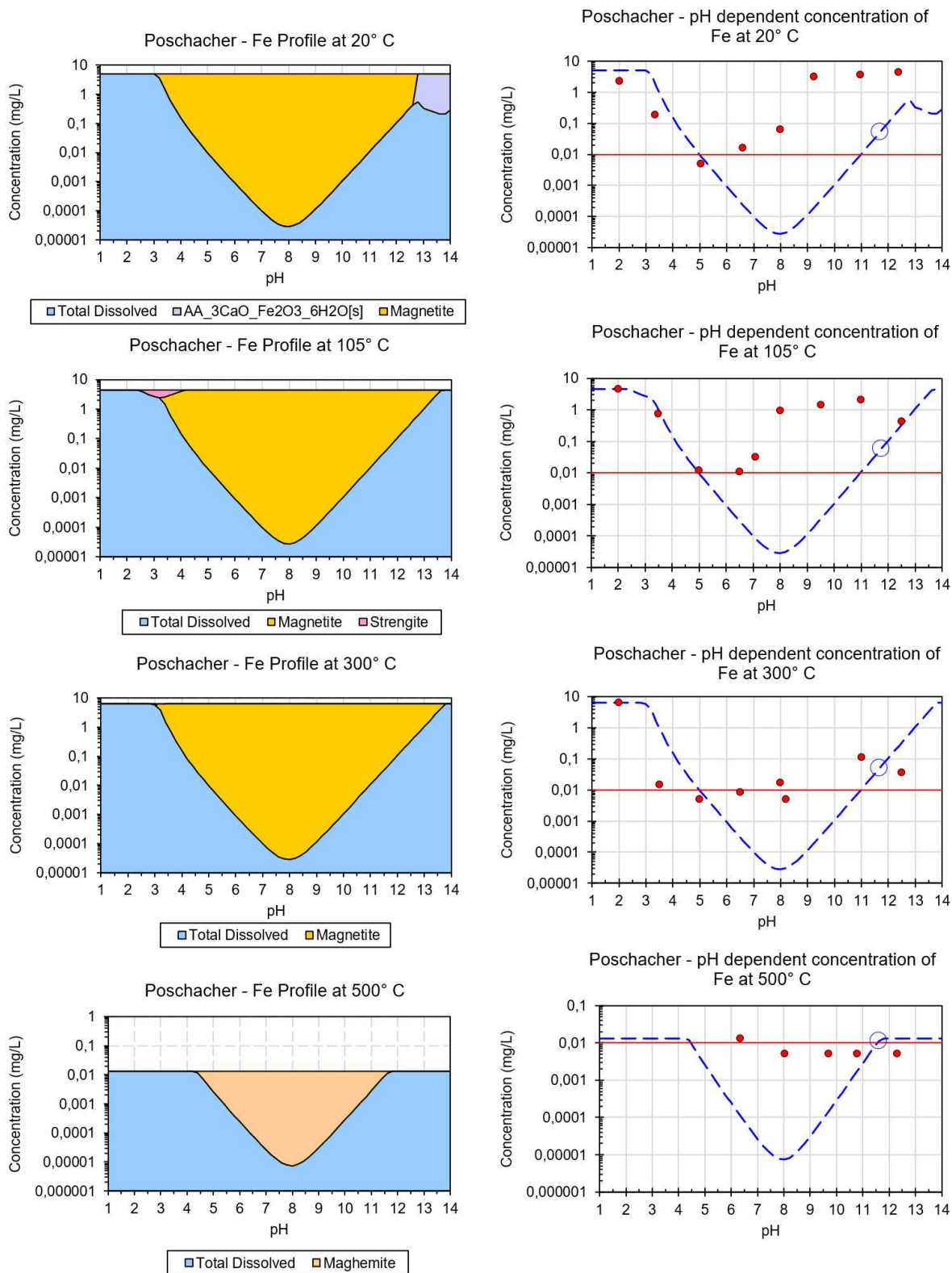


Abbildung 61: Modellierung Poschacher Eisen (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

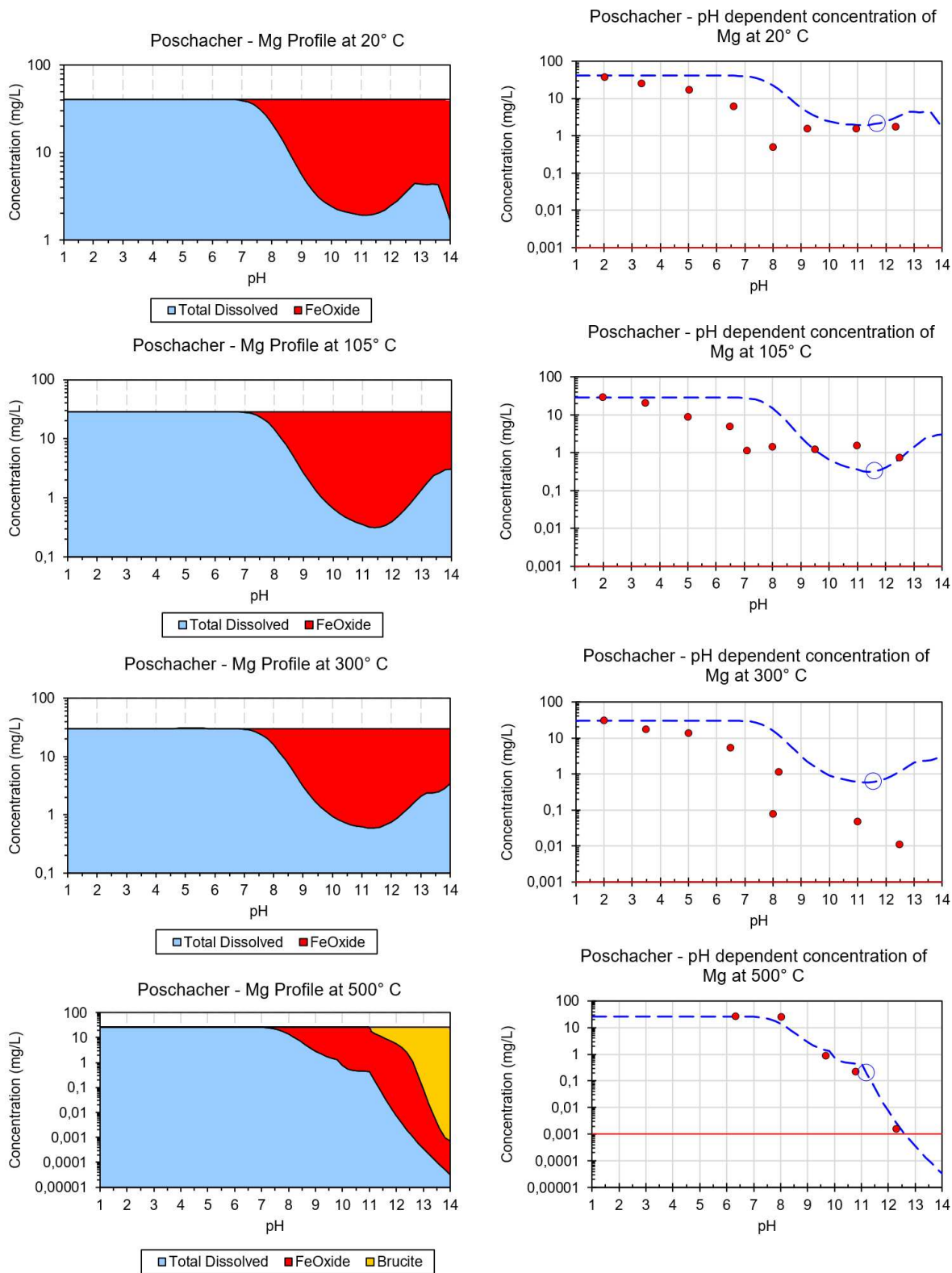


Abbildung 62: Modellierung Poschacher Magnesium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

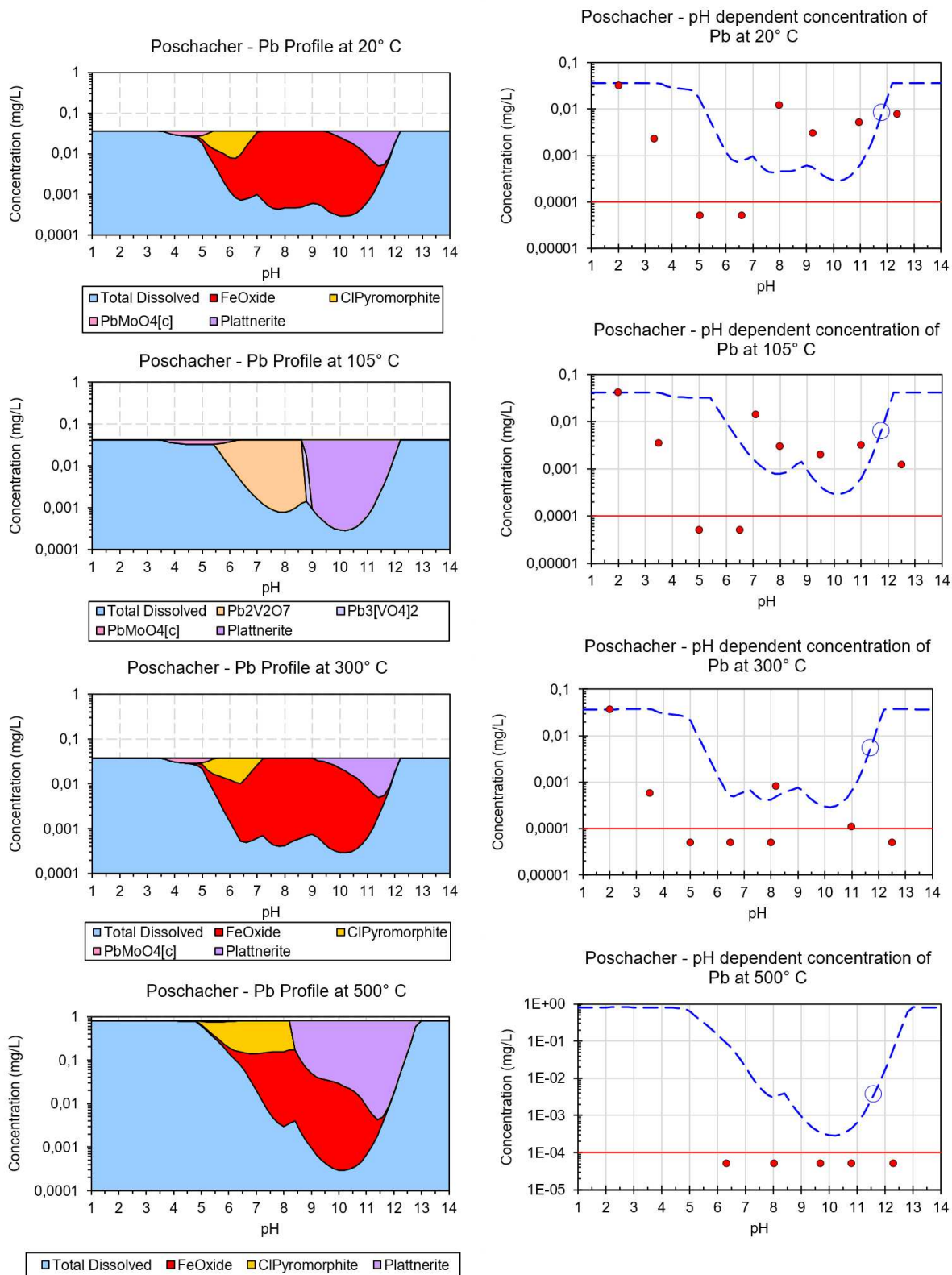


Abbildung 63: Modellierung Poschacher Blei (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

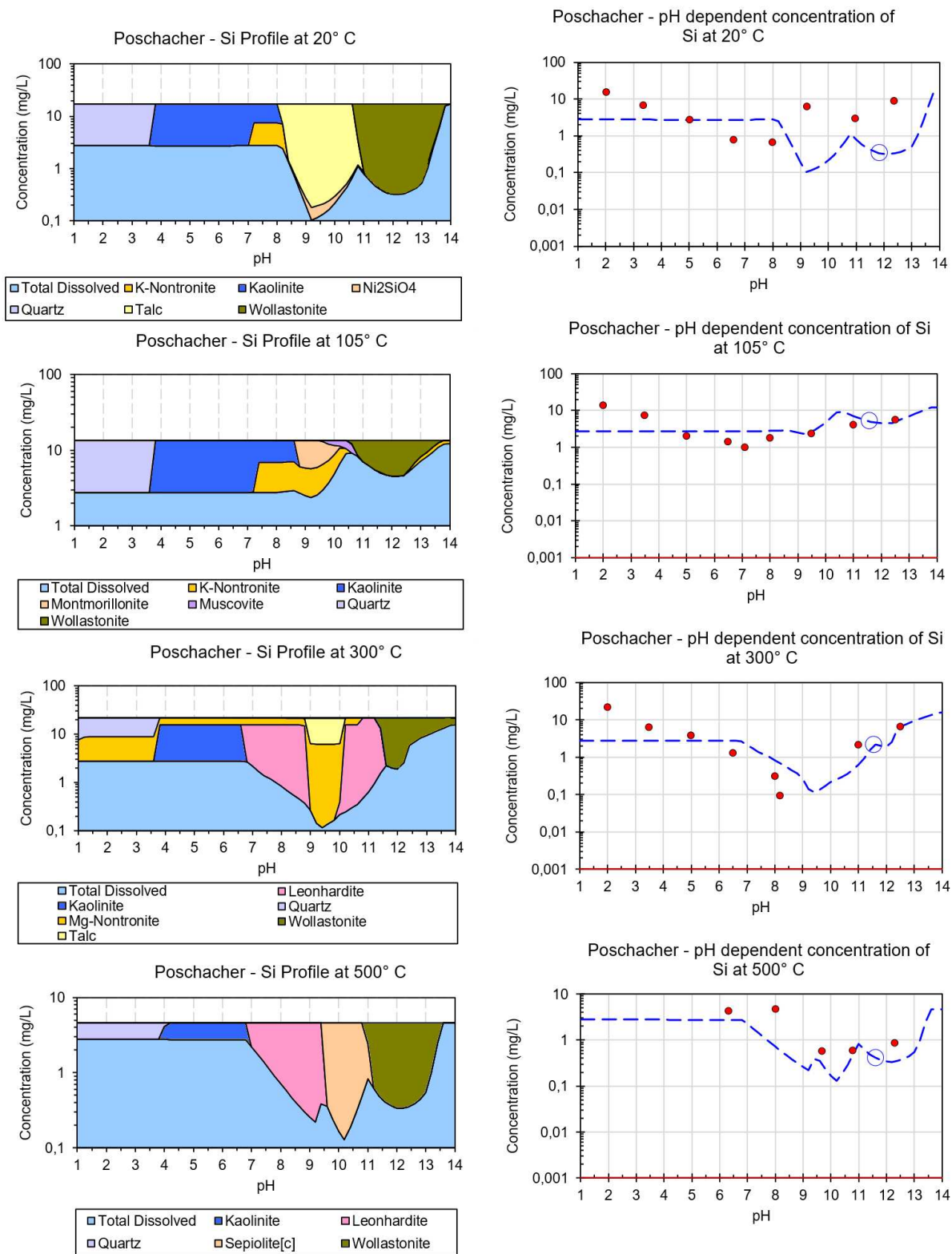


Abbildung 64: Modellierung Poschacher Silicium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

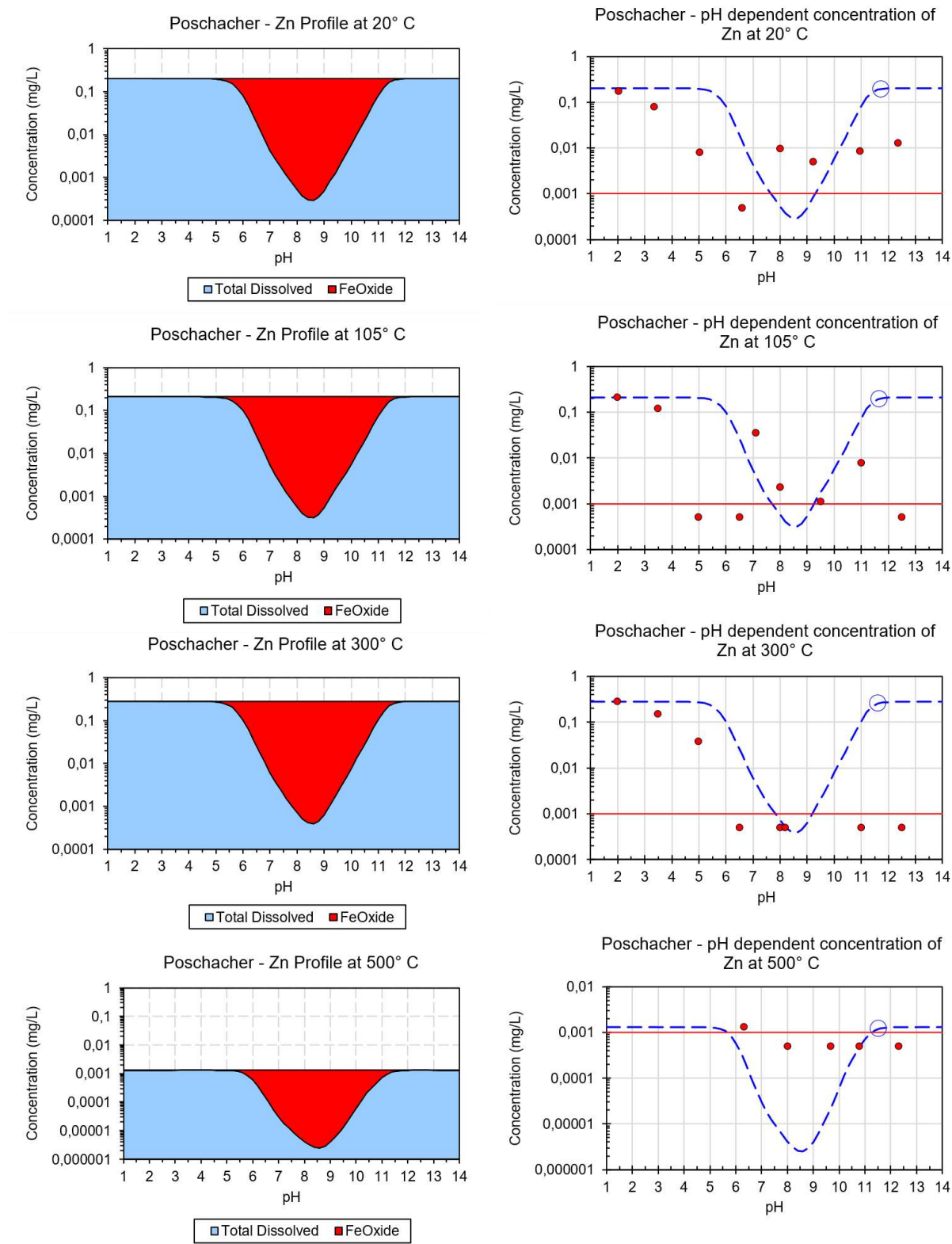
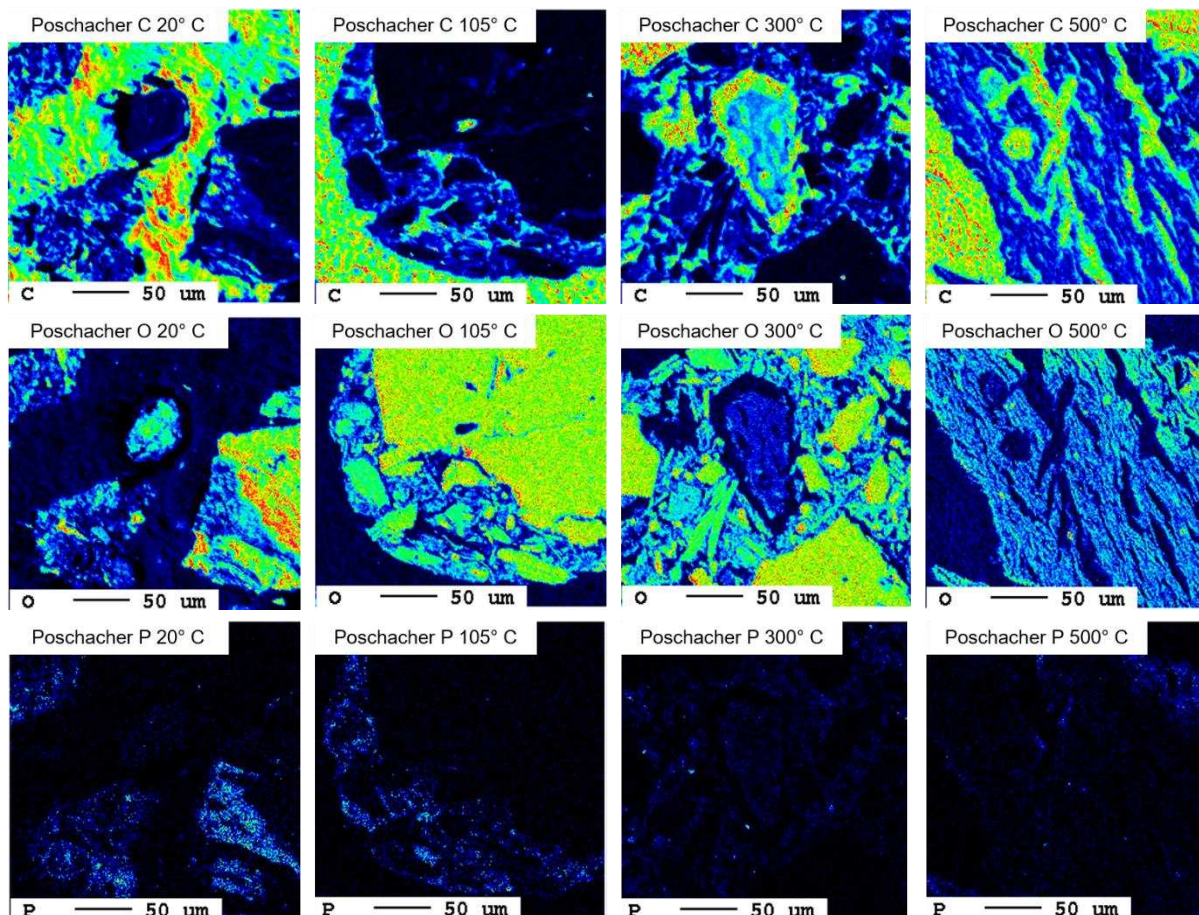
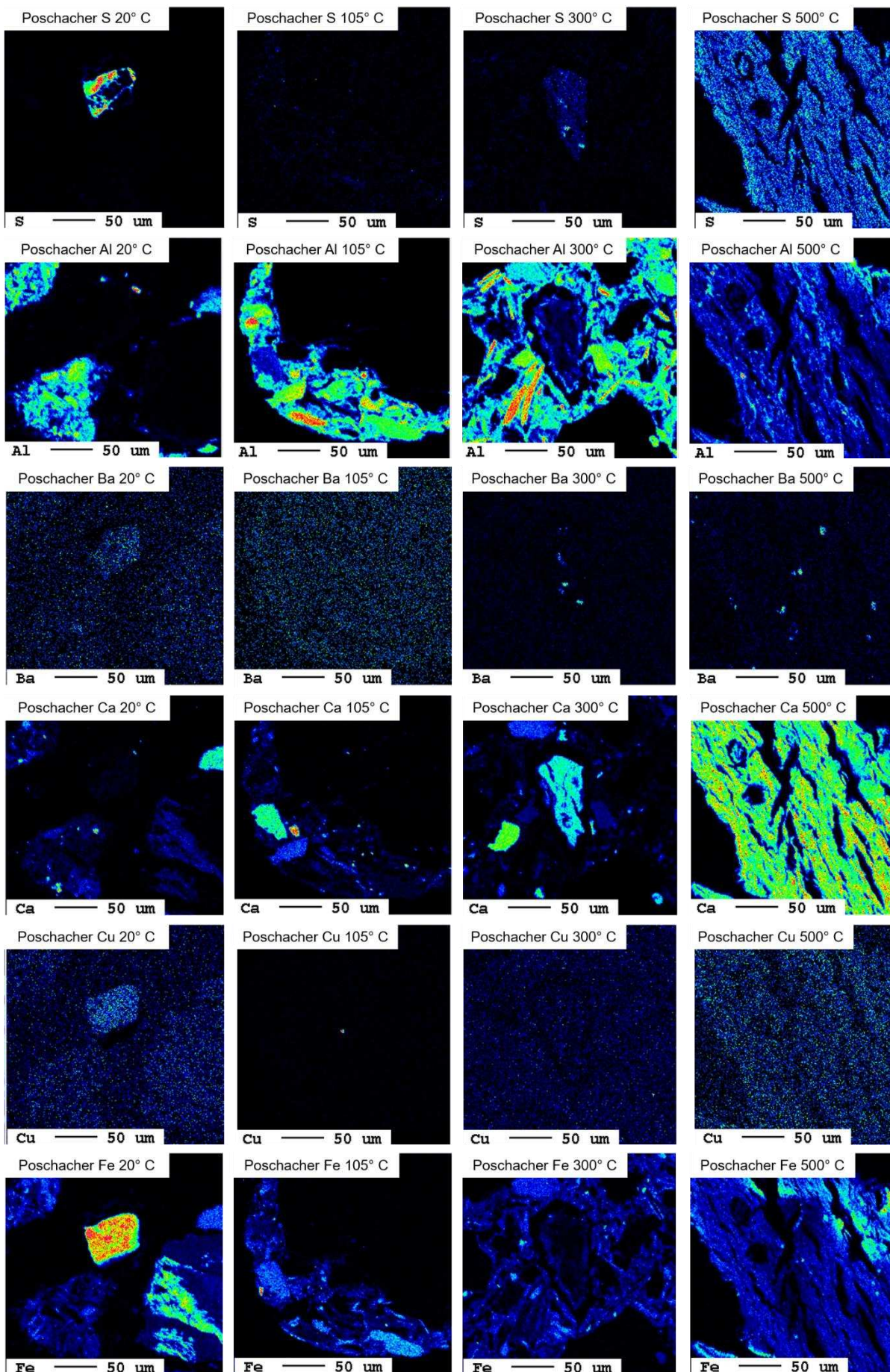


Abbildung 65: Modellierung Poschacher Zink (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)

4.5.3 Mikrosondenergebnisse Poschacher

Die Mikrosondenuntersuchung der Probe Poschacher, in Abbildung 66 dargestellt, weist kaum Schwermetallkonzentration vor und die Aufnahmen wurden teilweise wiederholt, um Bereiche mit erhöhten Konzentrationen zu finden. Aufgrund der nur exemplarischen Untersuchung können diese Ergebnisse nicht verallgemeinert werden. Bei 20 °C tritt ein unregelmäßiger Pb-Bereich auf. Im Gegensatz zu den anderen Altlastenproben konnte hier eine Korrelation mit Zn, O, Cu, As, S und Fe festgestellt werden. Die großen Fe- und O-Bereiche lassen darauf vermuten, dass die Schwermetalle adsorbiert an Eisenhydroxide vorliegen. Die Elementarverteilungskarte von Ba wies erhöhte Bereiche auf. Die thermische Behandlung auf 105 °C führt einem Si- und O-Bereich, welcher als Quarz identifiziert wird. In diesem Quarzkorn sind Zn und Cu eingelagert. Bei 300 °C liegt ein kleines Ba-Korn mit Korrelation mit S vor, welches von Al und Si umgeben wird. Der Zusammenhang von Ba mit S konnte ebenso bei 500 °C festgestellt werden. Dabei kann es sich um Bariumsulfat handeln (Kern 2021).





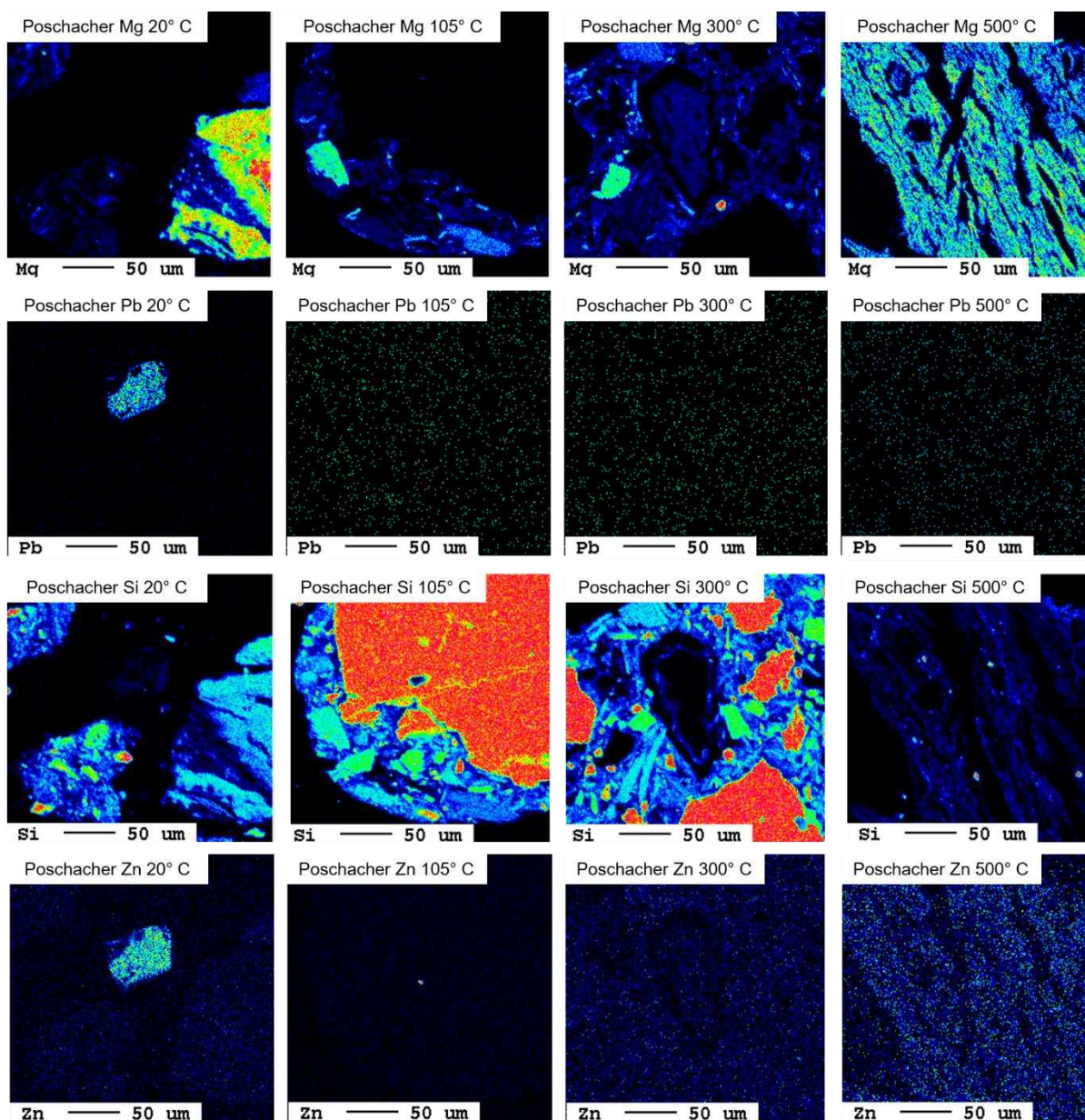


Abbildung 66: Elementarverteilungskarten Poschacher C, O, P, S, Al, Ba, Ca, Fe, Mg, Mn, Pb, Si, Zn (Zunahme der Intensität in folgender Reihenfolge: schwarz – blau – türkis - grün – gelb – orange – rot – pink – weiß)

5 Diskussion und Interpretation

Im vorhergehenden Abschnitt 4 sind die Auswertungen aller Proben sowie der untersuchten Schwermetalle angeführt. Nun erfolgt in Kapitel 5 die Interpretation der Ergebnisse. Diese konzentriert sich dabei auf die Hauptkontaminationen der Altlasten. Ein Vergleich der Eluatkonzentrationen, der Modelle und der Elementarverteilungen von As, Ba, Cd, Cr, Cu, Pb und Zn bilden den Inhalt dieser Diskussion.

Blei

Blei liegt in drei von fünf Proben, in K29, N82 und ST32, als Verunreinigung vor. Für die restlichen zwei Präparate wurde die Bleikonzentration untersucht.

Der Verlauf der pH-abhängigen Eluatkonzentration von Blei der Probe K29 aus Abbildung 8 liefert den allgemeinen Trend des Elements. Die Ausfällung von Blei ist im sauren Bereich höher als im übrigen pH-Bereich. Im mittleren pH-Bereich ist die Ausfällung am geringsten.

Die erhöhte Löslichkeit von Blei im sauren Bereich wird im Allgemeinen durch Oberflächenkomplexbildungsmodelle beschrieben. Im Wasser suspendierte Metalloxide adsorbieren Ionen aus der umgebenden Wasserphase. Die Oberfläche der Metalloxide reagiert dabei amphoter mit H^+ und OH^- . Blei ist in Lösung als zweiwertiges Kation (Pb^{2+}) vorliegend. Im sauren pH-Bereich ist die Oberfläche des Eisenhydroxids aufgrund der H^+ -Ionen positiv geladen und führt somit zu keiner weiteren Kationenbindung. Blei bleibt somit in Lösung (Müller 1989).

Durch die Modelle in LeachXS™ wird das amphotere Verhalten bestätigt. Die Modellierung der Probe K29 aus Abbildung 17 zeigt ebenso die erhöhte Löslichkeit im sauren Bereich sowie die zunehmende Immobilisierung mit steigendem pH-Wert. Die Phasen der Modelle ergeben, dass sowohl Adsorptions- als auch Löslichkeitsprozesse die Bindungsform von Blei steuern.

In den Bleimodellen der Altlast ST32 (siehe Abbildung 51) und der Altlast N82 (siehe Abbildung 28) bilden sich durch die thermische Behandlung ab 300 °C im sauren Bereich Cl-Pyromorphit und im alkalischen Bereich Plattnerit. Dadurch wird erkannt, dass bei niedrigen pH-Werten die Bindung von Blei durch Phosphate bestimmt ist. Im alkalischen Milieu ist die Bildung von Oxiden für die Immobilisierung verantwortlich.

Insgesamt zeigt sich beim Schwermetall Blei, dass sich eine thermische Behandlung weder positiv noch negativ auf die Mobilität in Böden auswirkt.

Kupfer

Die Kupferkonzentrationen der Altlast N82 (siehe Abbildung 21) ergeben bei drei von vier Messreihen höhere Löslichkeit im sauren Bereich. Auch im alkalischen Milieu zeigt sich ein ähnlicher Trend wie bei Blei. Kupfer ist ebenso wie Blei ein zweiwertig positiv geladenes Kation.

Die Modelle aus der Abbildung 25 bestätigen das amphotere Verhalten von Kupfer in Lösungen. Im alkalischen Bereich zeigt sich, dass die Oxidbildung von z.B. Tenorit der Grund für die geringere Löslichkeit bei steigender Temperatur ist.

Wie in den Elementarverteilungskarten in Abbildung 31 ersichtlich, zeigt sich ein Zusammenhang von Kupfer und Sauerstoff. Bei 105 °C ist ein CuO-Korn erkennbar, welches an den Korngrenzen Eisenkonzentrationen aufweist. Durch diese Korrelation kann die Adsorption an Eisenhydroxid nachvollzogen werden. Durch die Mikrosondenergebnisse lassen sich die im Modell vorgeschlagenen Kupferoxidphasen bestätigen. Mögliche Kupferoxidbildung aufgrund steigender Temperatur lässt sich jedoch anhand der Elementarverteilungskarten nicht nachweisen.

Zink

Die Altlasten N82 und ST32 weisen Zinkkontaminationen auf. Die pH-abhängigen Eluatkonzentrationen aus der Abbildung 21 und Abbildung 44 zeigen ähnlich wie bei Blei und Kupfer den Effekt der erhöhten Löslichkeit im sauren Bereich und anschließender Immobilisierung im neutralen Milieu. Im alkalischen Bereich ergibt sich eine Abnahme der Mobilität mit zunehmender Temperatur. Bei 20 °C ist die alkalische Freisetzung von Zink am höchsten. Die pH-abhängigen Eluatkonzentrationen über 300 °C lassen sich mit den Phasen Zincit und Ca-Zincat nicht ausreichend beschreiben. Für die Modellierung im alkalischen Bereich fehlen in der Datenbank zusätzliche Mineralien der Gruppe der geschichteten Doppelhydroxide, welche eine geringere Löslichkeit als Zincit und Zincat aufweisen.

Arsen

Die Altlast K29 weist erhöhte Arsenwerte auf. Die Ergebnisse der Eluatkonzentrationen aus Abbildung 8 ergeben keinen Löslichkeitstrend. Die schwankenden Konzentrationen werden auf eine Inhomogenität der Proben zurückgeführt. Auch das Modell aus Abbildung 10 liefert kein plausibles Ergebnis. Es kann dennoch von Adsorptions- sowie Löslichkeitsprozessen, ausgegangen werden, welche Einfluss auf die Bindung des Elementes nehmen. In den Elementarverteilungskarten der Mikrosondenuntersuchung aus Abbildung 20 ist Arsen ungleich und diffus verteilt. Dieses Ergebnis wird vermutlich durch die Zufälligkeit der Stichproben verursacht.

Barium

Die Bariumkonzentrationen der Probe Poschacher aus Abbildung 55 zeigen keinen eindeutigen Trend als Funktion des pH-Wertes. In den Modellen aus Abbildung 57 werden vom Programm ausschließlich Adsorptionsprozesse für das Löslichkeitsverhalten von Barium vorgeschlagen. Auch in den Elementarverteilungen der Abbildung 66 wurde kein Temperatureinfluss auf die Mobilität von Barium festgestellt.

Cadmium

Bei der Altlast ST30 folgt aufgrund der bekannten Kontamination eine Untersuchung des Verhaltens von Cadmium. Die Verläufe der Eluatkonzentrationen aus Abbildung 32 deuten auf eine Gemeinsamkeit mit den Elementen Cu, Pb und Zn hin. Eine hohe Löslichkeit ist im sauren Bereich gegeben, hingegen dominiert im neutralen Bereich eine Immobilisierung und wird anschließend im alkalischen Milieu ein Anstieg der Auslaugbarkeit verzeichnet.

Der Abgleich mit den Modellen aus Abbildung 35 weist bei 500 °C auf einen Hydroxidteil hin, welche für eine geringe Löslichkeit verantwortlich ist. Wie auch bei den Elementen Cu, Pb und Zn spielt die Adsorption eine wichtige Rolle in Bezug auf die Mobilität des Schwermetalls. Unklar bleiben jedoch noch die genauen ausschlaggebenden Mechanismen.

Chrom

Bei der Analyse der Chromkonzentrationen der ST30 aus Abbildung 32 zeigt sich ein gegensätzlicher Verlauf im Vergleich zu Cu, Pb und Zn. Der Unterschied wird dabei auf die vorliegende Form des Ions zurückgeführt. Chrom tritt als Anion in wässriger Lösung auf, wohingegen andere Hauptkontaminationen der Altlasten als Kationen festgestellt werden.

Bei einer Temperatur von 500 °C und einem pH-Wert von 7 wird mehr Chrom mobilisiert. In Böden liegt Chrom als ubiquitäres Element vor. Abhängig vom pH-Wert und den Redoxbedingungen tritt es als Cr^{3+} , $\text{Cr}(\text{OH})_3$ oder auch als $\text{Cr}_2\text{O}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$ auf. Chrom(III) besitzt eine relative Reaktionsträgheit in wässrigen Lösungen und wird stark an Eisenhydroxide adsorbiert (Hippler aus Kamen 2001). Chrom(VI)-Komplexe werden als hoch toxische Verbindungen eingestuft. Burton et al. (2019) untersuchten in ihrer Studie das Erhitzungsverhalten von Chrom(III) in Böden. Bereits eine mäßige Erwärmung der Proben auf 200 °C bis 400 °C führten zu einer Oxidation von 40 % des ursprünglichen Chrom(III) zu einer Chrom(VI)-Bildung. Ein großer Teil von Chrom(VI) lag dennoch in einer leicht mobilen Form vor (Burton et al. 2019).

Die Modelle aus Abbildung 36 bestätigen die in der Studie von Hippler aus Kamen (2001) erwähnte Adsorption von Chrom an Eisenhydroxide. Durch die Erhöhung der Temperatur wird eine größere Menge an Chrom mobilisiert. Dabei ist zusätzlich von der Bildung des toxischen Chrom(VI) auszugehen. Eine thermische Behandlung wirkt sich also negativ auf die Mobilität von Chrom in Böden aus.

6 Zusammenfassung

Wie festgestellt, sind Schwermetalle einer der häufigsten Verunreinigungen in Altlasten. Eine erfolgreiche Sanierung und Sicherung von mit Schwermetallen kontaminierten Böden kann bereits mittels In-situ-Immobilisierung durchgeführt werden (Dörrie und Längert-Mühlegger 2010). Im Gegensatz zur In-situ-Immobilisierung führen thermische Verfahren bei einer Schwermetallkontamination aufgrund der fehlenden Abbaubar- und Flüchtigkeit zu keinem Sanierungserfolg. Werden jedoch co-kontaminierte Altlasten betrachtet, so können organische Verunreinigungen mittels thermischen Einflusses gut saniert werden. Die Schwermetalle werden nicht entfernt. Die Temperaturbelastung wirkt sich auf die chemische und mineralogische Zusammensetzung des Bodens aus und führt zu einer Veränderung der Einflussparameter der Mobilität von Bodenstoffen (O'Brien et al. 2018).

Das dieser Arbeit übergeordnete Projekt „Innovationen für die thermisch unterstützte Bodenluftabsaugung“ (InnoBLA) befasst sich mit der Verbesserung der Wirtschaftlichkeit der Aufheizung bei der Verwendung elektrisch beheizten Wärmequellen als Sanierungstechnologie. Dieses Projekt zielt auf die technische Optimierung, auf Kombination von TCH mit Luftinjektion, auf eine Neuentwicklung des Einbaus der Heizlanzen sowie auf einem Schwermetallmonitoring ab (GM Remediation Systems GmbH et al. 2020).

Das Aufheizen der Böden durch Heizlanzen für die thermisch unterstützte Bodenluftabsaugung wirkt sich auf die Mobilität von Schwermetallen und organischen Schadstoffen aus. Fünf Böden unterschiedlicher Bodenart und -typs von Altlasten, die sowohl organische Kontaminationen als auch Schwermetalle enthalten, wurden beprobt und charakterisiert. Anschließend wurden pH-abhängige Auslaugversuche durchgeführt, wobei ein Modell über die Auswirkungen der thermischen Behandlung von organisch und anorganisch belasteten Böden auf die Schwermetallmobilität mittels der Software LeachXS™ erstellt wurde. Grundlage für die Modellierungen bildeten Daten aus pH-abhängigen Elutionsversuchen.

Das Simulationsprogramm LeachXS™ bezieht die Datenbasis zur Modellierung aus dem Spezifikations-Code ORCHESTRA. Dessen Datengrundlage geht aus pH-abhängigen Auslaugversuchen von Schadstoffen hervor. Mit LeachXS™ können Böden, Schlämme, und Abfälle diverser Arten untersucht werden. Als Output liefert das Programm Phasenmodelle, welche die Bindungsform des untersuchten Elements wiedergeben.

Einige Studien erprobten bereits die Einsatzmöglichkeiten von LeachXS™. Van der Sloot und van Zomeren (2012) kamen zur Erkenntnis, dass einerseits die Modellierung im Programm eine große Herausforderung von Komplexität der chemischen Reaktionen sowie der verschiedenen Phasen darstellt. Andererseits ist die Modellbetrachtung des geochemischen Reaktionstransports der einzige Weg, eine Bewertung der langfristigen Freisetzung von Abfällen zu erlangen (van der Sloot und van Zomeren 2012). Zusätzlich anzumerken ist, dass die thermodynamische Datenbank noch Lücken (z.B. fehlende Mineralien) aufweist und eine leistungsorientierte Auswertung erschwert (John et al. 2014). Die angeführten

Forschungsarbeiten setzten das Simulationsprogramm für die Langzeitauswirkungen ein, befassten sich aber nicht mit der Veränderung aufgrund des Temperatureinflusses.

Im Fokus der Arbeit standen die Hauptkontaminationen der Proben. Der Altstandort K29 wies Pb- und As-Verunreinigungen auf. Bei der Altablagerung N82 wurden erhöhte Konzentrationen an Cu, Pb und Zn festgestellt. Cr, Cd und Cu waren in der Altlast ST30 in erhöhten Mengen entdeckt worden. Die vierte Altlast ST32 beinhaltet Pb- und Zn-Kontaminationen. Die Probe der Firma Poschacher wurde auf Ba untersucht. Unabhängig von der Hauptverunreinigung wurden in jedem Präparat die Elemente Al, Ca, Cd, Cu, Fe, Mg, Pb, Si und Zn näher betrachtet.

Datengrundlage bildeten die pH-abhängigen Elutionsversuche thermisch unbehandelter und behandelter Bodenproben. Drei von vier Proben je Altlast wurden auf 105 °C, 300 °C sowie 500 °C erhitzt. Die Betrachtung der maximal freigesetzten Konzentrationen umfasst die allgemeinen Hauptelemente Al, Ca, Fe, Mg und Si des Bodens. In wesentlich geringeren Mengen liegen die Schwermetalle vor. Bei Pb konnten bei den Altlasten K29, N82 und ST32 erhöhte Werte an gelösten Ionen festgestellt werden. Zn und Cu treten bei N82 ebenso verstärkt auf. Das Ultrapurenelement Cd lieferte die geringsten Messwerte und zeigte auch bei der von diesem Element kontaminierten Altlast ST30 keine erhöhte Löslichkeit.

Für die weitere Modellierung in LeachXS™ wurden die pH-abhängigen Eluatkonzentrationen in das Simulationsprogramm eingespielt. Die ausgegebenen Modelle wurden so verändert, dass diese die beste Kurvenanpassung an die tatsächlich gemessenen Daten ergaben. Vor allem bei den Ultrapurenelementen As, Cd, Cu, Mn und Zn konnte keine eindeutige Übereinstimmung modelliert werden. Bei diesen Schwermetallen wurde eine Abhängigkeit zufolge der Adsorption an Eisenhydroxide erkannt. Die Abweichung zwischen Experiment und Modell kann so interpretiert werden, dass im Elutionsversuch kein thermodynamisches Gleichgewicht erreicht wurde. LeachXS™ schlägt eine höhere Löslichkeit der Elemente vor. Al, Ca und Mg lieferten plausible Ergebnisse. Die Fe-Modelle erlangten bis zur Temperatur von 105 °C Übereinstimmungen mit den pH-abhängigen Eluatkonzentrationen.

Unabhängig von den Eluatkonzentrationen wurden die Proben jeder Altlast einer Mikrosondenuntersuchung zugeführt. Die daraus erzeugten Elementarverteilungskarten konnten mit den Modellierungsergebnissen abgeglichen werden. Eine Übereinstimmung wurde bei den Fe-Korrelationen an Korngrenzen mit den adsorbierten Metallen As, Ba, Ca, Cd, Cr, Cu, Mg, Pb und Zn ermittelt.

Auf Basis der drei Ergebnisdarstellungen, welche sich aus den Eluatkonzentrationen, den Modellen und den Elementarverteilungskarten zusammensetzten, wurde eine Gesamtbeurteilung der Hauptkontaminationen der Altlasten von As, Ba, Cd, Cr, Cu, Pb und Zn durchgeführt. Das amphotere Verhalten der positiv geladenen Metalle, mit Ausnahme von Cr, zeigte sich im Allgemeinen mit der hohen Löslichkeit im sauren Bereich. Der weitere Verlauf der Eluatkonzentrationen führte zu einem Minimum im neutralen Bereich und einem anschließenden Anstieg der Löslichkeit mit zunehmenden pH-Werten. Ca, Cd, Pb und Zn verzeichneten als Vertreter der zweiwertigen Kationen eine verstärkte Immobilisierung im

alkalischen Bereich bei Temperaturerhöhung. Für die Bindung waren dabei oxidische Mineralformen mit ihrer geringen Löslichkeit verantwortlich. Die Bildung von Phosphaten aufgrund des steigenden Temperatureinflusses konnte bei Pb im sauren bis neutralen Bereich beobachtet werden. Die Phasen der Modelle ergaben, dass sowohl Adsorptions- als auch Löslichkeitsprozesse die Bindungsform der Elemente steuern. Bei Cu zeigte sich eine Korrelation mit O in den Elementarverteilungskarten aus Abbildung 31 anhand eines CuO-Korns, welches von Fe umgeben war. Dadurch bestätigte sich die Adsorption an Eisenhydroxide. Die mögliche Kupferoxidbildung aufgrund der steigenden Temperatur konnte jedoch anhand der Mikrosondenuntersuchung nicht bestätigt werden. Insgesamt zeigte sich bei den Schwermetallen As, Ba, Cd, Cu, Pb und Zn, dass die thermische Behandlung weder einen positiven noch negativen Einfluss auf die Mobilität in Böden mit sich zieht.

Die Analyse der Cr-Konzentrationen der ST30 aus Abbildung 32 ergab einen gegensätzlichen Trend im Vergleich zu den zweiwertigen Kationen. Cr tritt im Allgemeinen als Anion auf. Das Metall liegt bei niedrigen Temperaturen als Cr(III) vor. Eine Temperaturerhöhung führt zur Umwandlung in einen mobilen Cr(VI)-Komplex, welcher toxische Eigenschaften besitzt (Burton et al. 2019). Die Löslichkeit von Cr stieg im gesamten pH-Bereich mit der Temperaturbehandlung von 500 °C. Diese Erkenntnis führt zu einer negativen Auswirkung der Mobilität von Cr in thermisch behandelten Böden.

Es konnte durch die Analyse der pH-abhängigen Eluatkonzentrationen der Temperatureinfluss auf die Veränderung der Mobilität von Schwermetallen festgestellt werden. Die Modellierung in LeachXS™ lieferte dabei wichtige Erkenntnisse über die vorliegenden Mineralien und wirkenden Mechanismen wie den Adsorptionsprozessen. Der Abgleich mit den Elementarverteilungskarten führte zur Bestätigung auftretender Phasenbereiche der Modellierungen. Durch die zusätzliche Einbeziehung aller Faktoren, welche die Mineralogie, Freisetzungsmechanismen der Stoffe, Redox- und Expositionsbedingungen im Feld inkludieren, stellt die Modellierung in LeachXS™ als ein erfolgreich anwendbares Instrument zur umfassenden Bewertung der Mobilität von Schwermetallen dar.

7 Verzeichnisse

7.1 Abkürzungsverzeichnis

°C	Grad Celsius
Ag	Silber
Al	Aluminium
As	Arsen
AVAW	Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft
Ba	Barium
BBU	Bleiberger Bergwerks-Union
Be	Beryllium
bzw.	beziehungsweise
C	Kohlenstoff
Ca	Calcium
ca.	circa
Cd	Cadmium
CKW	Chlorierte Kohlenwasserstoffe
Co	Kobalt
Cr	Chrom
Cu	Kupfer
d.h.	das heißt
etc.	et cetera
Fe	Eisen
HFO	Wasserhaltige Eisenhydroxide
Hg	Quecksilber
IC	Ionenaustauschchromatographie
ICP-MS	Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma
III, VI	Wertigkeit von Elementen
InnoBLA	Innovation für die thermisch unterstützte Bodenluftabsaugung
K	Kalium
L/S-Verhältnis	Flüssig-Feststoff-Verhältnis
LCKW	Leichtflüchtige Chlorierte Kohlenwasserstoffe
Li	Lithium
Max	Maximum
Mg	Magnesium
Min	Minimum
Mn	Mangan
Mo	Molybdän
MTBE	Methyl-tertiär-butylether
MUL	Montanuniversität Leoben
n.m.	nicht modelliert

Na	Natrium
Ni	Nickel
O	Sauerstoff
P	Phosphor
PAK	Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe
Pb	Blei
PCB	Polychlorierte Biphenyle
Pd	Palladium
PW	Prüfwert
RFA	Röntgenfluoreszenzspektrometrie
RW	Richtwert
S	Schwefel
Sb	Antimon
Se	Selen
SEM-EDX	Energiedispersive Röntgenspektroskopie
Si	Silicium
Sn	Zinn
Sr	Strontium
Tl	Thallium
TCE	Trichlorethen
TCH	Thermal Conduction Heating
v.a.	vor allem
V	Vanadium
W	Wolfram
z.B.	zum Beispiel
Zn	Zink

7.2 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Arsen- und Blei-Gehalte in den Teilbereichen der Altlast K29 BBU Miniumfabrik Saag (Kern 2021).....	17
Tabelle 2: Ergebnisse der Gesamtgehaltsuntersuchungen von Feststoffproben der Altlast N82 Glanzstoff – Traisenau (Valtl 2016).....	18
Tabelle 3: Ergebnisse der Gesamtgehaltsuntersuchungen von Feststoffproben der Altlast ST30 Lederfabrik Schmidt (Döberl 2012).	18
Tabelle 4: Ergebnisse der Gesamtgehaltsuntersuchungen von Feststoffproben der Altlast ST32 Halde Schrems (Döberl 2019).....	19
Tabelle 5: Eingestellte Konzentrationen der Modellierung an Eisenhydroxiden und CO_3^{2-}	23

7.3 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Hauptkontaminationen von Altlasten (Granzin und Valtl 2021).....	4
Abbildung 2: Verfahren zur Sanierung und Sicherung von Altlasten und deren Kontaminationen (Dörrie und Längert-Mühlegger 2010).....	5
Abbildung 3: Wechselwirkung zwischen Umweltmedien (Fuchs et al. 2018)	6
Abbildung 4: Eh-pH-Diagramme der Elemente Al, As, Ba, Ca, Cd, Cu, Cr, Fe, Mg, Pb, Si und Zn (Takeno 2005).....	15
Abbildung 5: Projektschema Innovation für die thermisch unterstützte Bodenluftabsaugung "InnoBLA" (GM Remediation Systems GmbH et al. 2020).....	16
Abbildung 6: Analysenschema	20
Abbildung 7: Modellierungsbeispiel Poschacher Cadmium 500 °C mit und ohne Huminstoffe (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze).....	25
Abbildung 8: Eluatkonzentrationen K29 Al, As, Ca, Cd, Cu, Fe, Mg, Mn, Pb und Si	27
Abbildung 9: Modellierung K29 Aluminium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)	32
Abbildung 10: Modellierung K29 Arsen (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)	33
Abbildung 11: Modellierung K29 Calcium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)	34
Abbildung 12: Modellierung K29 Cadmium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)	35
Abbildung 13: Modellierung K29 Kupfer (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)	36
Abbildung 14: Modellierung K29 Eisen (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)	37
Abbildung 15: Modellierung K29 Magnesium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)	38
Abbildung 16: Modellierung K29 Mangan (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)	39
Abbildung 17: Modellierung K29 Blei (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze).....	40
Abbildung 18: Modellierung K29 Silicium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)	41
Abbildung 19: Modellierung K29 Zink (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze).....	42

Abbildung 20: Elementarverteilungskarten K29 von C, O, P, S, Al, As, Ca, Cu, Fe, Mg, Mn, Pb, Si, und Zn (Zunahme der Intensität in folgender Reihenfolge: schwarz – blau – türkis - grün – gelb – orange – rot – pink – weiß)	46
Abbildung 21: Eluatkonzentrationen N82 Al, Ca, Cd, Cu, Fe, Mg, Pb, Si und Zn	48
Abbildung 22: Modellierung N82 Aluminium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)	53
Abbildung 23: Modellierung N82 Calcium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)	54
Abbildung 24: Modellierung N82 Cadmium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)	55
Abbildung 25: Modellierung N82 Kupfer (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)	56
Abbildung 26: Modellierung N82 Eisen (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)	57
Abbildung 27: Modellierung N82 Magnesium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)	58
Abbildung 28: Modellierung N82 Blei (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)	59
Abbildung 29: Modellierung N82 Silicium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)	60
Abbildung 30: Modellierung N82 Zink (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)	61
Abbildung 31: Elementarverteilungskarten N82 von C, O, P, S, Al, Ca, Fe, Mg, Pb, Si, Zn (Zunahme der Intensität in folgender Reihenfolge: schwarz – blau – türkis - grün – gelb – orange – rot – pink – weiß)	64
Abbildung 32: Eluatkonzentrationen ST30 Al, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, Mg, Pb, Si und Zn	66
Abbildung 33: Modellierung ST30 Aluminium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)	70
Abbildung 34: Modellierung ST30 Calcium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)	71
Abbildung 35: Modellierung ST30 Cadmium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)	72
Abbildung 36: Modellierung ST30 Chrom (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)	73
Abbildung 37: Modellierung ST30 Kupfer (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)	74

Abbildung 38: Modellierung ST30 Eisen (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)	75
Abbildung 39: Modellierung ST30 Magnesium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)	76
Abbildung 40: Modellierung ST30 Blei (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze).....	77
Abbildung 41: Modellierung ST30 Silicium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)	78
Abbildung 42: Modellierung ST30 Zink (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)	79
Abbildung 43: Elementarverteilungskarten ST30 von C, O, P, S, Al, Ca, Fe, Mg, Mn, Pb, Si, Zn (Zunahme der Intensität in folgender Reihenfolge: schwarz – blau – türkis - grün – gelb – orange – rot – pink – weiß)	83
Abbildung 44: Eluatkonzentrationen ST32 Al, Ca, Cd, Cu, Fe, Mg, Pb, Si und Zn	85
Abbildung 45: Modellierung ST32 Aluminium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)	90
Abbildung 46: Modellierung ST32 Calcium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)	91
Abbildung 47: Modellierung ST32 Cadmium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)	92
Abbildung 48: Modellierung ST32 Kupfer (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)	93
Abbildung 49: Modellierung ST32 Eisen (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)	94
Abbildung 50: Modellierung ST32 Magnesium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)	95
Abbildung 51: Modellierung ST32 Blei (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze).....	96
Abbildung 52: Modellierung ST32 Silicium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)	97
Abbildung 53: Modellierung ST32 Zink (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)	98
Abbildung 54: Elementarverteilungskarten ST32 von C, O, P, S, Al, Ca, Fe, Mg, Mn, Pb, Si, Zn (Zunahme der Intensität in folgender Reihenfolge: schwarz – blau – türkis - grün – gelb – orange – rot – pink – weiß)	101
Abbildung 55: Eluatkonzentrationen Poschacher Al, Ba, Ca, Cd, Cu, Fe, Mg, Pb, Si und Zn	103

Abbildung 56: Modellierung Poschacher Aluminium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)	107
Abbildung 57: Modellierung Poschacher Barium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)	108
Abbildung 58: Modellierung Poschacher Calcium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)	109
Abbildung 59: Modellierung Poschacher Cadmium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)	110
Abbildung 60: Modellierung Poschacher Kupfer (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)	111
Abbildung 61: Modellierung Poschacher Eisen (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)	112
Abbildung 62: Modellierung Poschacher Magnesium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)	113
Abbildung 63: Modellierung Poschacher Blei (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)	114
Abbildung 64: Modellierung Poschacher Silicium (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)	115
Abbildung 65: Modellierung Poschacher Zink (rote Punkte: gemessene Werte, blau strichlierte Linie: Modellverlauf, rote durchgehende Linie: Nachweisgrenze)	116
Abbildung 66: Elementarverteilungskarten Poschacher C, O, P, S, Al, Ba, Ca, Fe, Mg, Mn, Pb, Si, Zn (Zunahme der Intensität in folgender Reihenfolge: schwarz – blau – türkis – grün – gelb – orange – rot – pink – weiß)	119

7.4 Literaturverzeichnis

Alloway, Brian J. (1999): Schwermetalle in Böden - Analytik, Konzentration, Wechselwirkungen.

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

Biswas, Bhabananda; Qi, Fangjie; Biswas, Jayanta; Wijayawardena, Ayanka; Khan, Muhammad; Naidu, Ravi (2018): The Fate of Chemical Pollutants with Soil Properties and Processes in the Climate Change Paradigm—A Review, S. 51.

Burton, Edward D.; Choppala, Girish; Vithana, Chamindra L.; Karimian, Niloofar; Hockmann, Kerstin; Johnston, Scott G. (2019): Chromium(VI) formation via heating of Cr(III)-Fe(III)-(oxy)hydroxides: A pathway for fire-induced soil pollution, S. 440–444.

Calmano, Wolfgang; Hong, Jihua; Förstner, Ulrich (1992): Einfluß von pH-Wert und Redoxpotential auf die Bindung und Mobilisierung von Schwermetallen in kontaminierten Standorten.

Caporale, Antonio G.; Violante, Antonio (2016): Chemical Processes Affecting the Mobility of Heavy Metals and Metalloids in Soil Environments, S. 15–27.

Carter, C. M.; van der Sloot, H. A.; Cooling, D. (2009): pH-dependent extraction of soil and soil amendments to understand the factors controlling element mobility. In: *European Journal of Soil Science*, S. 622–637.

Döberl, Gernot (2012): Altstandort und Altablagerung "Lederfabrik Schmidt".

Döberl, Gernot (2019): Altablagerung "Halde Schrems" - Gefährdungsabschätzung und Prioritätenklassifizierung.

Dörrie, T.; Längert-Mühlegger, H. (2010): Technologiequickscan In-situ-Sanierungstechnologien.

Dörrie, Timo (2012): Altstandort "BBU Miniumfabrik Saag" Gefährdungsabschätzung und Prioritätenklassifizierung.

Fang, Wen; Wei, Yonghong; Liu, Jianguo; Kosson, David S.; van der Sloot, Hans A.; Zhang, Peng (2018): Leaching characteristic of toxic trace elements in soils amended by sewage sludge compost: A comparison of field and laboratory.

Fuchs, Stephan; Rothvoß, Shari; Toshovski, Snezhina (2018): Ubiquitäre Schadstoffe – Eintragsinventare, Umweltverhalten und Eintragsmodellierung.

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

G-MAC; Hjelmar, Ole (2014): Leaching Expert System - LeachXS: A database/expert Decision Support System (DSS) coupled with geochemical modelling.

Granzin, S.; Valtl, M. (2021): Verdachtsflächenkataster und Altlastenatlas.

- Hahn, Jens (2014): Schwermetall-Status und Schwermetallmobilität in Auenböden und Stauseesedimenten unter besonderer Berücksichtigung von Durchfeuchtungs- und Wasserstandsänderungen.
- Hippler aus Kamen, Michael (2001): Bestimmung von Chrom und seinen Spezies in Böden.
- John, U. E.; Jefferson, I.; Boardman, D. I.; Ghataora, G. S.; Hills, C. D. (2014): Chemical performance of stabilized/solidified zinc-contaminated soil, S. 45–55.
- Kern, Julia (2021): Mobilität von Schwermetallen bei der thermisch unterstützten Bodenluftabsaugung.
- Kluge, Björn (2010): Schwermetallbelastung der Böden und Sickerwasserkonzentrationen entlang der AVUS Berlin.
- Kostka, Joel; Luther III, George (1994): Partitioning and speciation of solid phase iron in saltmarsh sediments.
- Martens, E.; Jacques, D.; van Gerven, T.; Wang, L.; Mallants, D. (2010): Geochemical modeling of leaching of Ca, Mg, Al, and Pb from cementitious waste forms.
- Meima, Jeannet; Comans, Rob (1997): The leaching of trace elements from municipal solid waste ininerator bottom ash at different stages of weathering.
- Müller, Beat (1989): Über die Adsorption von Metallionen an Oberflächen aquatischer Partikel.
- O'Brien, Peter L.; DeSutter, Thomas M.; Casey, Francis X. M.; Khan, Eakalak; Wick, Abbey F. (2018): Thermal remediation alters soil properties - a review.
- Olaniran, Ademola O.; Balgobind, Adhika; Pillay, Balakrishna (2013): Bioavailability of heavy metals in soil: impact on microbial biodegradation of organic compounds and possible improvement strategies.
- Püttmer, Stefanie (2003): Entfernung von Schwermetallen aus kontaminierten Böden und anschließende Aufarbeitung der anfallenden Extraktionslösungen.
- Roh, Y.; Edwards, N. T.; Lee, S. Y.; Stiles, A.; Armes, J.; Foss, J. (2000): Thermal-Treated Soil for Mercury Removal: Soil and Phytotoxicity Tests.
- Scheffer und Schachtschabel (2018): Lehrbuch der Bodenkunde.
- Takeno, Naoto (2005): Atlas of Eh-pH-Diagrams.
- Valtl, Michael (2016): Altablagerung "Glanzstoff - Traisenau" Gefährdungsabschätzung und Prioritätenklassifizierung.
- van der Sloot, Hans Albert; van Zomeren, Andre (2012): Characterisation Leaching Tests and Associated Geochemical Speciation Modelling to Assess Long Term Release Behaviour from Extractive Wastes.
- Zehl, Katharina (2005): Schwermetalle in Sedimenten und Böden unter besonderer Berücksichtigung der Mobilität und deren Beeinflussung durch Sauerstoff.