

TEXTE

142/2019

Evaluierung von Ausmaß und Ursachen einer Schadstofffreisetzung aus Urnen in Bestattungswäldern

Abschlussbericht

TEXTE 142/2019

Ressortforschungsplan des Bundesministerium für
Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit

Forschungskennzahl 3716 71 212 0

FB000225

Evaluierung von Ausmaß und Ursachen einer Schadstofffreisetzung aus Urnen in Bestattungswäldern

Abschlussbericht

von

Dr. Johannes Haas,

PD Dr. Helmer Schack-Kirchner und

Prof. Dr. Friederike Lang


Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Professur für
Bodenökologie


Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
info@umweltbundesamt.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

 [/umweltbundesamt.de](https://www.facebook.com/umweltbundesamt.de)

 [/umweltbundesamt](https://twitter.com/umweltbundesamt)

Durchführung der Studie:

Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Professur für Bodenökologie
Bertoldstraße 17
79098 Freiburg

Abschlussdatum:

März 2019

Redaktion:

Fachgebiet II 2.6 Maßnahmen des Bodenschutzes
Dr. Evelyn Giese

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, November 2019

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung: Evaluierung von Ausmaß und Ursachen einer Schadstofffreisetzung aus Urnen in Bestattungswäldern

Totenaschen enthalten Schwermetalle, welche mit den Urnen in die Unterböden von Bestattungswäldern eingebracht werden. Die vorliegende Studie ging der Frage nach, ob von diesen Stoffen eine Gefahr für das Grundwasser und die Böden der Waldökosysteme ausgeht. Eine besondere Aufmerksamkeit lag dabei auf hochgiftigen Chrom(VI)-Verbindungen, welche durch den Verbrennungsprozess in den Kremationsöfen in die Totenaschen eingetragen werden. Aufgrund der in Deutschland geltenden Gesetzeslage zur Totenruhe ist eine Analyse realer Kremationsaschen nicht zulässig. Aus diesem Grund wurde in der vorliegenden Studie eine modellbasierte Datengrundlage über die stoffliche Zusammensetzung von Totenaschen erarbeitet. Auf der Grundlage dieser Informationen wurden die Schwermetalleinträge in Bestattungswäldern aus Urnen und aus atmosphärischer Deposition abgeschätzt und in Bezug zu den geltenden Vorsorgewerte der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV, 1999) bewertet. Weiterhin wurden Untersuchungen über das Verhalten von aschebürtigen Chrom(VI)-Verbindungen in den Unterböden von Bestattungswäldern durchgeführt um die Einflussfaktoren auf die Mobilität dieser Verbindungen zu identifizieren. Darüber hinaus wurde ein dreidimensionaler Modellierungsansatz erprobt um das Freisetzungsverhalten von problematischen Schwermetallverbindungen aus punktförmigen Quellen in Böden zu beschreiben und zu analysieren. Als Ergebnis der im Rahmen dieser Studie durchgeführten Untersuchungen wurden Handlungsempfehlungen für eine sichere Bewirtschaftung von Bestattungswäldern abgeleitet.

Abstract: Evaluation of the extent and causes of pollutant release from urns in urn burial forests

Cremains contain heavy metals, which are introduced with the urns into the subsoils of urn burial forests. The study investigates whether these substances pose a threat to groundwater and soils in forest ecosystems. Particular attention is paid to highly toxic chromium(VI) compounds, which are introduced into the ashes of the deceased during the combustion process in the cremation furnace. Due to the legal situation in Germany, an analysis of real cremation ashes is not permitted. For this reason, a model-based data basis on the chemical composition of cremains was developed in the present study. On the basis of this information, the heavy metal loads in burial forests from urns and atmospheric deposition were estimated and evaluated in relation to the applicable precautionary values of the German soil regulation Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV, 1999). In addition, investigations were carried out on the behavior of ash-containing chromium(VI) compounds in the subsoils of urn burial forests in order to identify the factors influencing the mobility of these compounds. In addition, a three-dimensional modelling approach was tested to describe and analyze the release behavior of problematic heavy metal compounds from point shaped sources in soils. As a result of the investigations carried out within the scope of this study, recommendations for the safe operation of funeral forests were derived.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	9
Tabellenverzeichnis	10
Abkürzungsverzeichnis.....	13
Zusammenfassung.....	14
Summary	17
1 Einleitung und Zielstellung	19
1.1 Schwermetalle in Kremationsaschen.....	19
1.2 Schwermetalle in Böden.....	20
1.3 Chrom: Formen und Verhalten in Böden	20
1.4 Ziele des Forschungsvorhabens.....	22
2 Methodik und Versuchsdesign	23
2.1 Literaturrecherche (Teil A)	23
2.2 Untersuchungen an Modellaschen aus der Verbrennung leerer Särge (Teil B)	23
2.2.1 Erzeugung von Modellaschen aus experimentellen Verbrennungen leerer Särge.....	23
2.2.2 Probenvorbereitung.....	24
2.2.3 Schwermetall- und Nährstoffgehalte der Modellaschen	24
2.3 Verhalten von Chrom im Unterboden von Bestattungswäldern (Teil C)	25
2.3.1 Bestimmung der leicht mobilisierbaren Chromfraktion aus Modellasche-Boden- Mischungen im 1:2 Extrakt (0,01 mol/l CaCl ₂) in Batchversuchen.....	25
2.3.2 Einfluss gelöster organischer Substanz auf die Mobilität und Speziierung von Chrom in Batchversuchen.....	26
2.3.3 Einfluss des pH-Wertes des Bodens auf die Mobilisierung bzw. Freisetzung von Chrom in kleinmaßstäblichen Perkolationsversuchen	26
2.3.4 Einfluss des Redoxpotentials der Bodenlösung auf die Mobilität und Speziierung von Chrom aus Modellaschen	26
2.3.5 Langzeituntersuchungen zur Freisetzung von Chrom aus Modellaschen in Laborlysimetern	27
2.4 Freisetzung von Schwermetallen und Nährstoffen aus biologisch abbaubaren Urnen (Teil D).....	28
2.5 Modellrechnung zum Stoffeintrag aus Urnen in Bestattungswäldern (Teil E)	28
2.5.1 Schwermetalleintrag aus Urnen in Bestattungswäldern.....	28
2.5.2 Nährstoffeintrag aus Urnen in Bestattungswäldern	30
2.6 Stofftransportmodellierung (Teil F)	31
3 Ergebnisse und Diskussion.....	33

3.1	Literaturrecherche (Teil A)	33
3.1.1	Direkt in Kremationsaschen gemessene Schadstoffe	33
3.1.2	Abschätzung der Einträge von Schwermetallen und Nährstoffen in Kremationsaschen durch den menschlichen Körper.....	33
3.1.3	Einträge von Schwermetallen in Kremationsasche während des Kremationsvorganges.....	35
3.1.4	Teil A - Zwischenfazit.....	35
3.2	Untersuchungen an Modellaschen aus der Verbrennung leerer Särge (Teil B)	36
3.2.1	Probenmengen	36
3.2.2	Schwermetallfrachten der Modellaschen	37
3.2.3	Nährstofffrachten der Modellaschen.....	39
3.2.4	Chrom in Modellaschen.....	40
3.2.5	Abschätzung prozessbedingter Chromeinträge.....	45
3.2.6	Teil B - Zwischenfazit.....	47
3.3	Verhalten von Chrom im Unterboden von Bestattungswäldern (Teil C)	47
3.3.1	Bestimmung der leicht mobilisierbaren Chromfraktion in der Bodenlösung aus Modellasche-Boden-Mischungen im 1:2 Extrakt (0,01 mol/l CaCl ₂) in Batchversuchen.....	47
3.3.2	Einfluss gelöster organischer Substanz auf die Mobilität und Spezierung von Chrom in Batchversuchen.....	49
3.3.3	Einfluss des pH-Wertes des Bodens auf die Mobilisierung bzw. Freisetzung von Chrom in kleinmaßstäblichen Perkolationsversuchen	50
3.3.4	Einfluss des Redoxpotentials der Bodenlösung auf die Mobilität und Spezierung von Chrom aus Modellaschen	52
3.3.5	Langzeituntersuchungen zur Freisetzung von Chrom aus Modellaschen in Laborlysimetern	56
3.3.6	Teil C - Zwischenfazit.....	58
3.4	Freisetzung von Schwermetallen aus biologisch abbaubaren Urnen (Teil D)	59
3.5	Modellrechnung zum Stoffeintrag aus Urnen in Bestattungswäldern (Teil E)	60
3.5.1	Schwermetalleintrag aus Urnen in Bestattungswäldern.....	60
3.5.2	Nährstoffeintrag aus Urnen in Bestattungswäldern	64
3.6	Stofftransportmodellierung (Teil F)	66
4	Handlungsempfehlungen für den sicheren Betrieb von Bestattungswäldern	71
5	Lösungsansätze und Minderungsstrategien	72
6	Offene Fragen und weiterer Forschungsbedarf.....	73
7	Quellenverzeichnis.....	74

A	Weiterführende Auswertungen und Darstellung	78
A.1	Methodik und Versuchsdesign	78
A.2	Untersuchungen an Modellaschen aus der Verbrennung leerer Särge.....	80
A.3	Verhalten von Chrom im Unterboden von Bestattungswäldern	81
A.3.1	Bestimmung der leicht mobilisierbaren Chromfraktion aus Modellasche-Boden- Mischungen im 1:2 Extrakt (0,01 mol/l CaCl ₂) in Batchversuchen	81
A.3.2	Einfluss gelöster organischer Substanz auf die Mobilität und Spezierung von Chrom in Batchversuchen.....	83
A.3.3	Langzeituntersuchungen zur Freisetzung von Chrom aus Modellaschen in Laborlysimetern	84
B	Daten	85
B.1	Modellaschen: Schwermetalle und Nährstoffe	85
B.2	Chrom: Versuche und Experimente	89

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Schema: Schwermetalle in Kremationsaschen	19
Abbildung 2:	Räumliche Verteilungsannahme zur Abschätzung der Schwermetalleinträge in Böden von Bestattungswäldern	29
Abbildung 3:	Räumliche Verteilungsannahme für die dreidimensionale Stofftransportmodellierung	32
Abbildung 4:	Probenmenge der Modellaschen	37
Abbildung 5:	Schwermetallfrachten der Modellaschen	38
Abbildung 6:	Nährstofffrachten der Modellaschen	40
Abbildung 7:	Chromgehalt der Modellaschen	41
Abbildung 8:	Gesamtchromfrachten der Modellaschen	43
Abbildung 9:	Leicht lösliche Chromfraktion in 1:50 Gleichgewichtsextrakten (Modellasche:0,01 mol/l CaCl ₂ -Lösung)	45
Abbildung 10:	Prozessbedingte Chromeinträge in Abhängigkeit der verwendeten Ofentechnik	46
Abbildung 11:	Batchversuche zur Bestimmung der leicht löslichen Chromfraktion in der Bodenlösung	48
Abbildung 12:	Einfluss von gelöster organischer Substanz (DOM) auf die Mobilität und Speziation von Chrom	50
Abbildung 13:	Perkolationsversuch zur Freisetzung von Chrom aus Modellaschen in Unterbodensubstraten mit basischem pH- Wert (pH>7)	51
Abbildung 14:	Perkolationsversuch zur Freisetzung von Chrom aus Modellaschen in Unterbodensubstraten mit saurem pH-Wert (pH<7)	52
Abbildung 15:	Einfluss des Redoxpotentials auf die Freisetzung von Chrom aus Modellaschen in basischen Unterböden (pH>7)	54
Abbildung 16:	Einfluss des Redoxpotentials auf die Freisetzung von Chrom aus Modellaschen in sauren Unterböden (pH<7)	55
Abbildung 17:	Langzeituntersuchungen zur Freisetzung von Chrom aus Modellaschen in Laborlysimetern, Summenkurven	57
Abbildung 18:	Langzeituntersuchungen zur Freisetzung von Chrom aus Modellaschen in Laborlysimetern, Eluatkonzentrationen	58
Abbildung 19:	Stofftransportmodellierung, Zeitpunkt: 0 Tage	67
Abbildung 20:	Stofftransportmodellierung, Zeitpunkt: 7 Tage	67
Abbildung 21:	Stofftransportmodellierung, Zeitpunkt: 172 Tage	68
Abbildung 22:	Stofftransportmodellierung, Zeitpunkt: 365 Tage	68
Abbildung 23:	Stofftransportmodellierung, Zeitpunkt: 1825 Tage (5 Jahre) ..	69
Abbildung 24:	Stofftransportmodellierung, Zeitpunkt: 3650 Tage (10 Jahre)	69
Abbildung 25:	Stofftransportmodellierung, Zeitpunkt: 14600 Tage (40 Jahre)	70

Abbildung 26:	Stofftransportmodellierung, Austrag gelöster Chrom(VI)- Verbindungen	70
Abbildung 27:	Perkolationsanlage nach Hildebrand (1994), schematische Darstellung.....	78
Abbildung 28:	Laborlysimeter, schematische Darstellung.....	79
Abbildung 29:	Zusammenhang zwischen Chrom- und Nickelfrachten der Modellaschen.....	80
Abbildung 30:	Verschleiß chromhaltiger Metallbauteile in Etagenöfen.....	80
Abbildung 31:	Batchversuche zur Bestimmung der leicht löslichen Chromfraktion (Gesamt) in der Bodenlösung, detaillierte Darstellung nach Krematorien	81
Abbildung 32:	Batchversuche zur Bestimmung der leicht löslichen Cr(VI) - Fraktion in der Bodenlösung, detaillierte Darstellung nach Krematorien.....	82
Abbildung 33:	Batchversuche zur Bestimmung des Einflusses von DOM auf die Mobilität und Speziierung von Chrom.....	83
Abbildung 34:	Langzeituntersuchungen zur Freisetzung von Chrom aus Modellaschen in Laborlysimetern, pH-Werte.....	84

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Vorsorgewerte für Metalle (BBodSchV, 1999, Anhang 2, Nr. 4.1)	20
Tabelle 2:	Übersicht der Krematorien und der verwendeten Ofentechnik zur Gewinnung der Modellaschen	24
Tabelle 3:	Übersicht über die verwendeten Unterbodensubstrate und Ihrer sorptionsrelevanten und mobilitätsbestimmenden Eigenschaften.....	25
Tabelle 4:	Sorptionsrelevante Bodeneigenschaften des für die Stofftransportmodellierung verwendeten Modellbodens	32
Tabelle 5:	Geometrische und chemische Modellparameter der urnenförmigen Stoffquellen	32
Tabelle 6:	In Kremationsaschen gemessene Schwermetallgehalte	33
Tabelle 7:	Schwermetallfrachten im menschlichen Körper.....	34
Tabelle 8:	Nährstofffrachten im menschlichen Körper	34
Tabelle 9:	Probenmengen der Modellaschen.....	36
Tabelle 10:	Schwermetallfrachten der Modellaschen	38
Tabelle 11:	Nährstofffrachten der Modellaschen.....	39
Tabelle 12:	Chromgehalt der Modellaschen.....	41
Tabelle 13:	Gesamtchromfrachten der Modellaschen.....	42
Tabelle 14:	Leicht lösliche Chromfraktion (Gesamt) in 1:50 Gleichgewichtsextrakten (Modellasche:0,01 mol/l CaCl ₂ - Lösung)	44

Tabelle 15:	Leicht lösliche Chrom (VI)-fraktion in 1:50 Gleichgewichtsextrakten (Modellasche:0,01 mol/l CaCl ₂ - Lösung)	44
Tabelle 16:	Prozessbedingte Chromeinträge in Abhängigkeit der verwendeten Ofentechnik.....	46
Tabelle 17:	Batchversuche zur Bestimmung der leicht löslichen Chromfraktion in der Bodenlösung.....	48
Tabelle 18:	Einfluss von gelöster organischer Substanz (DOM) auf die Mobilität und Speziierung von Chrom.....	49
Tabelle 19:	Einfluss des pH-Wertes auf die Freisetzung von Chrom aus Modellaschen in verschiedenen Unterbodensubstraten	51
Tabelle 20:	Einfluss des Redoxpotentials auf die Freisetzung von Chrom aus Modellaschen in verschiedenen Unterbodensubstraten..	53
Tabelle 21:	Berechnung der Schwermetalleinträge in Bestattungswäldern durch Urnen.....	61
Tabelle 22:	Schwermetalleintrag in Bestattungswälder in 99 Jahren durch atmosphärische Deposition (AD _(SM99))	61
Tabelle 23:	Schwermetalleintrag in Bestattungswälder durch Urnen und atmosphärische Deposition für die Laufzeit von 99 Jahren (m _(SM99))	62
Tabelle 24:	Erhöhung der Schwermetallgehalte in Böden von Bestattungswäldern durch Urnen und atmosphärische Deposition.....	63
Tabelle 25:	Schwermetall-Hintergrundwerte von Böden in Deutschland..	64
Tabelle 26:	Berechnung der Nährstoffeinträge in Bestattungswäldern durch Urnen.....	65
Tabelle 27:	Batchversuche zur Bestimmung der leicht löslichen Chromfraktion (Gesamt) in der Bodenlösung, detaillierte Darstellung nach Krematorien	81
Tabelle 28:	Batchversuche zur Bestimmung der leicht löslichen Cr(VI) - Fraktion in der Bodenlösung, detaillierte Darstellung nach Krematorien.....	82
Tabelle 29:	Batchversuche zur Bestimmung des Einflusses von DOM auf die Mobilität und Speziierung von Chrom.....	83
Tabelle 30:	Daten: Schwermetallgehalte Modellaschen.....	85
Tabelle 31:	Daten: Nährstoffgehalte Modellaschen	87
Tabelle 32:	Daten: Chromgehalte der verwendeten Unterbodensubstrate	89
Tabelle 33:	Daten: Chromgehalte in Gleichgewichtsextrakten	89
Tabelle 34:	Daten: Leicht lösliche Chromfraktionen in Gleichgewichtsextrakten	91
Tabelle 35:	Daten: Chromkonzentrationen (Gesamt) der Bodenlösung in Batchversuchen.....	93

Tabelle 36:	Daten: In Bodenlösung gelöste Chromfraktionen (Gesamt) in Batchversuchen.....	95
Tabelle 37:	Daten: Chrom(VI)-Konzentrationen der Bodenlösung in Batchversuchen.....	97
Tabelle 38:	Daten: In Bodenlösung gelöste Chrom(VI)-Fraktionen in Batchversuchen.....	99
Tabelle 39:	Daten: Chromgehalte in DOC-Batchversuchen.....	101
Tabelle 40:	Daten: Leicht lösliche Chromfraktionen in DOC- Batchversuchen.....	103
Tabelle 41:	Daten: Langzeitversuche Lysimeter, Sand basisch (pH>7)	105
Tabelle 42:	Daten: Langzeitversuche Lysimeter, Schluff basisch (pH>7) .	107
Tabelle 43:	Daten: Langzeitversuche Lysimeter, Sand saurer (pH<7).....	109
Tabelle 44:	Daten: Langzeitversuche Lysimeter, pH-Werte der Eluate, Sand (pH<7).....	111
Tabelle 45:	Daten: Langzeitversuche Lysimeter, pH-Werte der Eluate, Sand (pH>7).....	113
Tabelle 46:	Daten: Langzeitversuche Lysimeter, pH-Werte der Eluate, Schluff (pH>7)	115

Abkürzungsverzeichnis

BBodSchV	Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung
Cr(III)	Chromverbindungen in der stabilen Oxidationsstufen +3
Cr(VI)	Chromverbindungen in der stabilen Oxidationsstufen +6
DIN-EN	Einheitlicher Standard erarbeitet durch das Deutsche Institut für Normung, EN- Europäische Norm
DOC	Dissolved Organic Carbon
DOM	Dissolved Organic Matter
ICP-AES	Atomemissionsspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma
GGE	Gleichgewichtsextrakt
LABO	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz
K_f	Adsorptionskoeffizient nach Freundlich
OC	Organic Carbon
SE	Standard Error
StGb	Strafgesetzbuch der Bundesrepublik Deutschland

Zusammenfassung

In Bestattungswäldern werden die Aschen von Verstorbenen in biologisch abbaubaren Urnen in Unterböden im Bereich des Wurzelwerkes von Bäumen beigesetzt. Humanaschen enthalten dabei Schwermetalle in unterschiedlichen Mengen, welche sowohl durch den Körper der verstorbenen Person als auch über den Prozess der Kremation in Kremationsöfen eingebracht werden können. Neben kationischen Schwermetallen wie Blei, Cadmium, Kupfer, Zink und Nickel enthalten die Aschen auch verfahrensbedingte anionische Chrom(VI)-Verbindungen. Diese sind hochgiftig, sehr gut wasserlöslich und weisen ein anderes Verhalten im Boden auf als kationische Schwermetallverbindungen. Den Chrom(VI)-Verbindungen gilt deshalb eine besondere Aufmerksamkeit. Ziel dieses Forschungsvorhaben war es, der Frage nachzugehen, ob von Baumbestattungen in biologisch abbaubaren Urnen Gefahren für die Böden und das Grundwasser in Bestattungswäldern ausgehen können. Ein weiteres Ziel bestand in der Ableitung von Handlungsempfehlungen für eine sichere Bewirtschaftung von Bestattungswäldern auf der Grundlage physikalisch-chemischer Eigenschaften von Böden.

Aufgrund der in Deutschland gültigen Rechtslage ist eine Analyse von Totenaschen nicht zulässig (wg. §168 StGB Störung der Totenruhe), weshalb es über die stoffliche Zusammensetzung keine zufriedenstellende Datengrundlage gibt. In dem vorliegenden Projekt wurde vor diesem Hintergrund ein modellhafter dualer Ansatz entwickelt, um die stofflichen Einträge in Bestattungswäldern abschätzen und bewerten zu können. Für die Bemessung der über den Leichnam in die Aschen eingebrachten Schwermetalle und Nährstoffe wurde eine Literaturanalyse zu Stofffrachten des menschlichen Körpers durchgeführt, woraus Spannweiten der maximalen Einträge in Totenaschen abgeleitet wurden. Die prozessbedingten Schwermetallfrachten wurden experimentell durch die Verbrennung von leeren Särgen in Krematorien mit Öfen verschiedener Bauart ermittelt. Insgesamt wurden 25 Modellaschen erzeugt, die stoffliche Zusammensetzung bestimmt und ihre Quellstärke an problematischen Chrom(VI)-Verbindungen analysiert. Die erzeugten Modellproben wiesen variable Schwermetallmengen auf, wobei in allen Proben verfahrensbedingte Chrom(VI)-Verbindungen nachgewiesen wurden. Die höchsten Chromfrachten wurden in Modellaschen aus Kremationsöfen des Bautyps Flachbettöfen gemessen. Diese wiesen durchschnittlich 80 % höhere Chrommengen auf als in Etagenöfen erzeugte Proben.

Um die Mobilität bzw. die Gefahr einer Kontamination des Grundwassers durch hochgiftige und wasserlösliche Chromverbindungen aus Urnen in den Unterböden von Bestattungswäldern beurteilen zu können, wurden Laborversuche zur Identifikation bodenkundlicher Schlüsselfaktoren durchgeführt. Die Experimente wurden dabei unter Einsatz der chromhaltigen Modellaschen an vier verschiedenen Unterbodensubstraten von Waldstandorten durchgeführt, welche sich hinsichtlich ihrer bindungsrelevanten Eigenschaften Textur und pH-Wert unterscheiden. Es wurden Untersuchungen hinsichtlich des Einflusses der Bodenreaktion, des Redoxpotentials der Bodenlösung und des Einflusses gelöster organischer Substanz durchgeführt. Darüber hinaus wurden über den Zeitraum von 10 Monaten realitätsnahe Versuche an Laborlysimetern durchgeführt. Die Untersuchungen haben gezeigt, dass der pH-Wert des Bodens die maßgeblich entscheidende Bodeneigenschaft bezüglich der Verlagerbarkeit von Chrom aus Modellaschen ist. In Böden mit einer neutralen bis basischen Bodenreaktion wiesen die mit den Modellaschen in die Versuche eingebrachten Chrom(VI)-Verbindungen eine hohe Mobilität auf und konnten im Boden verlagert werden. In Böden mit einer schwach sauren bis sauren Bodenreaktion wurde Chrom an Oxiden- und Hydroxiden im Boden gebunden wodurch keine Verlagerung stattfand. Zusätzlich wurde ein Einfluss der Bodentextur auf die Bindung problematischer Verbindungen festgestellt. Feinkörnige Böden konnten aufgrund der

längeren Verweilzeit des Sickerwassers und höherer Sorptionskapazität mehr Chrom binden als grobkörnige, sandige Böden.

Für Untersuchungen zum Einfluss des Redoxpotentials der Bodenlösung wurde ein Anstieg des Grundwassers und damit das Verhalten von Chrom(VI) in einem wassergesättigten Boden mit abnehmenden Sauerstoffgehalten in der Bodenlösung simuliert. Die Versuche ergaben, dass im Zuge der Absenkung der Redoxspannung Chrom(VI)-Verbindungen in Böden zu schwer wasserlöslichen Chrom(III)-Verbindungen reduziert werden, wodurch eine Immobilisierung stattfindet. Es zeigte sich jedoch auch, dass die mit einem Sauerstoffverbrauch in der Bodenlösung verbundene Absenkung des Redoxpotentials verhältnismäßig langsam abläuft, wodurch Chrom(VI)-Verbindungen über lange Zeit in Lösung und damit verlagerbar bleiben. Weiterhin wurde festgestellt, dass auch nach Erreichen einer zur Reduktion ausreichenden Redoxspannung immer noch signifikante Mengen problematischer Chrom(VI)-Verbindungen in der Bodenlösung vorliegen. Dies deutet auf eine relativ langsame Reaktionskinetik hin. Die Ergebnisse der Versuche zum Einfluss von gelöster organischer Substanz (DOM) deuten an, dass diese die Mobilität von Chrom aus Modellaschen in Böden erhöhen. Folglich können hohe DOM-Gehalte in der Bodenlösung zu einer verstärkten Freisetzung von Chrom(VI)-Verbindungen aus Aschen führen.

Aus den Ergebnissen der Untersuchungen zum Verhalten von Chrom(VI) in Böden konnten folgenden Schlussfolgerungen abgeleitet werden: Standorte mit einer neutralen bis basischen Bodenreaktion erscheinen für die Beisetzung biologisch abbaubarer Urnen ungeeignet, da auf diesen eine Kontamination des Grundwassers mit anionischen Chrom(VI)-Verbindungen nicht auszuschließen ist. Auf Standorten mit einer stark sauren Bodenreaktion ist mit einer Freisetzung kationischer Schwermetalle zu rechnen, sodass Baumbestattungen nur auf Standorten mit einem Boden-pH-Wert zwischen 4 und 6,5 unproblematisch erscheinen. Darüber hinaus haben die Untersuchungen gezeigt, dass ein Kontakt von Kremationsaschen mit Grundwasser aufgrund der sehr guten Wasserlöslichkeit und verhältnismäßig langen Mobilität von Chrom(VI) unter reduzierenden Bedingungen vermieden werden sollte. Um Kontaminationen des Bodens und des Grundwassers auszuschließen, sollten Beisetzungen biologisch abbaubarer Urnen nur auf Standorten erfolgen, die einen Mindestabstand von einem Meter zum mittleren höchsten Grundwasserstand aufweisen.

Die aus der Literatur abgeleiteten Schwermetallfrachten menschlicher Körper und die experimentell erhobenen Daten zu prozessbedingten Schadstoffeinträgen in Kremationsaschen wurden verwendet, um Schwermetalleinträge aus Urnen in Bestattungswäldern unter konservativen Modellannahmen abzuschätzen. Dabei wurden die Belastungen aus Urnen und atmosphärischer Deposition für vier Belegungsszenarien mit verschiedenen Urnenbeisetzungsdichten berechnet und daraus resultierende Veränderungen der Bodenschwermetallgehalte prognostiziert. Diese Ergebnisse wurden zusammen mit aktuellen Hintergrundwerten von Waldböden in Deutschland im Bezug zu den Vorsorgewerten der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV, 1999) bewertet. Die Berechnungen zeigen, dass von Schwermetalleinträgen aus Urnen in der Regel keine Überschreitung der Vorsorgewerte der BBodSchV zu erwarten sind. Nur auf Standorten mit bereits erhöhten Schwermetallhintergrundgehalten besteht die Besorgnis des Entstehens einer schädlichen Bodenveränderung durch aschebürtige Schwermetalle. Aus diesem Grunde sollte für die Auswahl geeigneter Standorte zur Beisetzung biologisch abbaubarer Urnen eine Analyse der Schwermetallhintergrundbelastung erfolgen.

Da Urnen punktförmige Stoffquellen in Böden darstellen, werden die mit Totenaschen eingebrachten Stoffe heterogen verteilt. Dies lässt sich über einfache Verteilungsberechnungen nur näherungsweise darstellen. Aus diesem Grund wurde ein dreidimensionaler

Modellierungsansatz für die Freisetzung von Chrom(VI)-Verbindungen aus punktförmigen Stoffquellen mit dem Programm HYDRUS 3-D PROFESSIONAL erprobt. Hierbei zeigte sich, dass sich mit dem Modell Stoffausbreitungen und Stofffreisetzungen vor dem Hintergrund variabler bodenhydraulischer und bodenchemischer Szenarien abbilden lassen und dies folglich ein vielversprechendes Instrument zur Risikoabschätzung stofflicher Punktbelastungen darstellt. Eine konkrete Anwendung im Hinblick auf die Freisetzung von Schwermetallen aus biologisch abbaubaren Urnen sollte einzelfallbezogen unter Verwendung standortsspezifischer Modellparameter erfolgen.

Summary

In urn burial forests, the ashes of the deceased are buried in biodegradable urns in the rooting zone of trees. Human ashes contain heavy metals in different quantities, which are introduced through the body of the deceased person as well as through the cremation process in cremation furnaces. In addition to cationic heavy metals such as lead, cadmium, copper, zinc and nickel, the ashes contain process-related anionic chromium(VI) compounds. These are highly toxic, very soluble in water and exhibit a different behavior in the soil than cationic heavy metal compounds. Special attention should be paid to these. The aim of this research project was to investigate whether tree burials in biodegradable urns can pose a threat to the soil and groundwater in urn burial forests. A further objective was to derive recommendations for the safe operation of urn burial forests on the basis of soil properties.

Due to the legal situation in Germany an analysis of human ashes is not permitted, which is why there is no sufficient data basis on the chemical composition. Against this background, in the present project a model dual approach was developed in order to estimate and evaluate the chemical inputs in burial forests. To assess the heavy metals and nutrients introduced to the ashes by the body, a literature analysis of the loads of the human body was carried out, from which ranges of the maximum inputs into the ashes were derived. The process-related heavy metal charges were determined experimentally by burning empty coffins in crematoria with furnaces of various designs. A total of 25 model ashes were produced, their material composition determined and their source strength of problematic chromium(VI) compounds were analyzed. The model samples produced showed variable quantities of heavy metals, with all of the samples containing process-related chromium(VI) compounds. The highest chromium loads were measured in ashes from cremation furnaces of the flat bed type. These showed on average 80 % higher chromium quantities than samples produced in multi-deck furnaces.

In order to assess the mobility and the risk of contamination of groundwater by highly toxic and water-soluble chromium compounds from urns in the subsoils of urn burial forests, laboratory tests were carried out to identify key soil factors. The experiments were carried out using chromium-containing model ashes on four different subsoil substrates of forest sites, which differ in their retention-relevant properties texture and pH-value. Investigations were carried out regarding the influence of soil reaction (pH-value), the redox potential of soil solution and the influence of dissolved organic matter. In addition, long-term experiments over a period of 10 months were carried out using laboratory lysimeters. The investigations have shown that the pH-value of the soil is the decisive soil property with regard to the displaceability of chromium from model ashes. In soils with a neutral to alkaline soil reaction, the chromium(VI) compounds introduced into the experiments with the model ashes showed a high mobility and could be displaced in the soil. In soils with a slightly acidic to acidic soil reaction, chromium was bound to oxides and hydroxides in the soil, so that no relocation took place. In addition, an influence of soil texture on the binding of problematic compounds was determined. Due to the longer retention time of the percolating water and higher sorption capacity, fine-grained soils were able to bind more chromium than coarse-grained, sandy soils.

In order to investigate the influence of the redox potential of the soil solution, a groundwater rise and thus the behavior of chromium(VI) in a water-saturated soil with decreasing oxygen contents in the soil solution was simulated. The experiments showed that in course of lowering the redox potential, chromium(VI) compounds in soils are reduced to poorly water-soluble chromium(III) compounds, resulting in immobilization. However, it was also found that reduction of the redox potential associated with oxygen consumption in the soil solution is relatively slow, which means that chromium(VI) compounds remain in solution for a long time

and can therefore be displaced. Furthermore, it was found that even after reaching a redox potential sufficient for reduction, significant amounts of problematic chromium(VI) compounds are still present in the soil solution. This indicates relatively slow reaction kinetics. The results of the experiments on the influence of dissolved organic carbon (DOC) indicate that they increase the mobility of chromium from model ashes in soils. Consequently, high DOC contents in the soil solution may lead to an increased release of chromium(VI) compounds from ashes.

The following conclusions were drawn from the results of the investigations on the behavior of chromium(VI) in soils: Sites with a neutral to alkaline soil reaction appear inappropriate for the burial of biodegradable urns, as contamination of groundwater with anionic chromium(VI) compounds cannot be precluded. On sites with a strongly acidic soil reaction, a release of cationic heavy metals is to be expected, therefore tree burials only appear unproblematic on sites with a soil pH value between 6.5 and 4. Furthermore, the investigations have shown that the contact of cremation ashes with groundwater should be avoided due to the very high water solubility and relatively long mobility of chromium(VI) under reducing conditions. In order to exclude soil and groundwater contamination, biodegradable urns should only be buried at sites with a distance of at least one meter to the mean highest groundwater level.

The heavy metal loads of human bodies derived from scientific literature and experimentally determined process-related pollutant inputs in cremation ashes were used to estimate heavy metal inputs from urns in burial forests under conservative model assumptions. The impact from urns and atmospheric deposition was calculated for four occupancy scenarios with different burial densities and subsequent changes of the soil heavy metal content were predicted. These results combined with current background values of forest soils in Germany were evaluated in relation to the precautionary values of the Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV, 1999). The calculations have shown that heavy metal inputs from urns are not expected to exceed the precautionary values of the BBodSchV. Only in exceptional cases on sites with already high heavy metal preload concerns of a harmful soil change by ash-borne heavy metals could arise. Therefore, for the selection of suitable sites for the burial of biodegradable urns, an analysis of the heavy metal preload should be carried out.

Urnas are punctual sources of substances in soils, so the pollutants introduced with human ashes are distributed heterogeneously. This phenomenon can only be approximately illustrated by simple distribution calculations. For this reason, a three-dimensional modelling approach for the release of chromium(VI) compounds from point sources was tested with the program Hydrus 3-D Professional. The model was shown to be able to map substance dispersal and release against the background of variable soil hydraulic and soil chemical scenarios and thus to be a promising instrument for the risk assessment of point contamination. A concrete application with regard to the release of heavy metals from biodegradable urns should be carried out individually using site-specific model parameters.

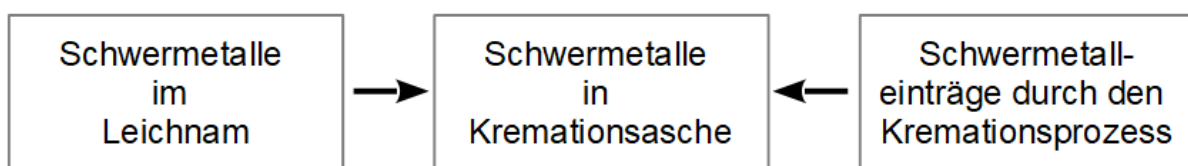
1 Einleitung und Zielstellung

Baumbestattungen stellen eine alternative Bestattungsform dar, welche sich seit einigen Jahren einer steigenden Beliebtheit erfreut. Im Jahr 2013 ließen sich 5 % der Verstorbenen (ca. 45000) in Bestattungswäldern bestatten, ca. 50 % mehr als noch im Jahr 2009 (Aeternitas e.V. Verbraucherinitiative Bestattungskultur, 2014). Unter Bestattungswäldern werden naturnahe, als Friedhöfe ausgewiesene Wälder verstanden, in denen die Aschen von Verstorbenen in kompostierbaren Urnen in den Unterboden im Bereich des Wurzelwerkes von Bäumen eingebracht werden. Derzeit existieren in Deutschland ca. 200 Bestattungswälder unterschiedlicher Träger, mit steigender Tendenz. Die Form der Baumbestattung in naturnahen Wäldern wird seit einiger Zeit kontrovers diskutiert, da mit der Verbringung von Totenaschen in den Unterboden von Waldböden ein Eintrag von Schwermetallen verbunden ist. Kritiker von Bestattungswäldern geben zu bedenken, dass durch eine Verlagerung von Schwermetallen aus den Aschen in die Böden und das Grundwasser eine Gefahr für Menschen und die Waldökosysteme besteht. Über die konkrete Belastung von Kremationsaschen mit Schadstoffen gibt es jedoch aufgrund der rechtlichen Bestimmungen (§168 StGB „Störung der Totenruhe“) in Deutschland keine zuverlässigen Informationen.

1.1 Schwermetalle in Kremationsaschen

Menschen nehmen im Laufe ihres Lebens Schwermetalle wie Blei, Cadmium, Kupfer, Zink, Nickel, Chrom und Quecksilber auf. Einige Schwermetalle wie Chrom, Kupfer und Zink sind als essentielle Spurenelemente lebensnotwendig, allerdings können Sie bereits in leicht erhöhter Konzentration eine schädigende Wirkung auf den menschlichen Organismus haben. Schwermetalle werden meist über die Nahrung oder die Atemluft aufgenommen. Die Menge an Schwermetallen, die ein Mensch im Laufe seines Lebens in sich aufnimmt, variiert stark und ist von zahlreichen Lebensumständen, wie dem Ernährungsverhalten, dem Wohnort und der ausgeübten beruflichen Tätigkeit abhängig. Im Menschen werden Schwermetalle zum Teil im Körpergewebe gespeichert und reichern sich nach dem Tod im Zuge des Kremationsvorganges in der Asche des Verstorbenen an (siehe Abbildung 1). Zusätzlich zu den im Leichnam enthaltenen Verbindungen können durch den Prozess der Kremation in Kremationsöfen Schwermetalle in die Totenasche eingetragen werden. Als Quellen dieser prozessbedingten Schwermetalleinträge werden hitzebeständige chrom- und nickelhaltige Metallbauteile sowie die Materialien zur Wärmeisolation der Öfen diskutiert. Eine gesonderte Aufmerksamkeit in der Diskussion um Schwermetalle in Kremationsaschen liegt dabei auf besonders gesundheits- und umweltrelevanten Chrom(VI)-Verbindungen, welche im Zuge des Kremationsprozesses entstehen können und ein anderes Verhalten im Boden zeigen als die meisten anderen Schwermetallverbindungen. Eine Belastung von Kremationsaschen mit stark gesundheitsgefährdendem Quecksilber gilt hingegen als unwahrscheinlich, da Quecksilber aufgrund des niedrigen Siedepunktes während des Kremationsvorganges als gasförmige Emission über das Rauchgas abgeführt wird.

Abbildung 1: Schema: Schwermetalle in Kremationsaschen



Quelle: Eigene Darstellung, Professur für Bodenökologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

1.2 Schwermetalle in Böden

Böden vermögen Schwermetalle in unterschiedlichem Ausmaß zu binden. Die Bindung kann dabei durch Adsorption an Tonmineralen, Oxiden und Hydroxiden, organischer Bodensubstanz und durch chemischer Fällung bzw. Reaktion mit bodeneigenen Stoffen erfolgen. Die Bindung von Schwermetallen ist stark vom pH-Wert der Bodenlösung abhängig, wobei die Bindung im Allgemeinen im schwach sauren bis neutralen Milieu deutlich intensiver ist als bei stark saurer Bodenreaktion. Aus diesem Grund ist davon auszugehen, dass von Bodenbelastungen mit den Schwermetallen Nickel, Zink, Kupfer, Blei und Chrom(III)-Verbindungen in Böden bei pH-Werten zwischen 4 und 8 keine bzw. nur eine sehr geringe Gefahr der Verlagerung in das Grundwasser ausgehen. In der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung Anhang 2, Nr. 4.1 (BBodSchV, 1999) werden für die Schwermetalle Cadmium, Blei, Zink, Nickel, Kupfer, Chrom (Gesamt) Vorsorgewerte zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen festgesetzt (Tabelle 1).

Tabelle 1: Vorsorgewerte für Metalle (BBodSchV, 1999, Anhang 2, Nr. 4.1)

Schwermetalle	Vorsorgewerte Sand/ Lehm u. Schluff/ Ton [mg/kg]
Zink (Zn)	60/150/200
Blei (Pb)	40/70/100
Kupfer (Cu)	20/40/60
Cadmium (Cd)	0,4/1/1,5
Nickel (Ni)	15/50/70
Chrom (Cr)	30/60/100

1.3 Chrom: Formen und Verhalten in Böden

In der Umwelt tritt Chrom hauptsächlich in den stabilen Oxidationsstufen +3 (Chrom(III)) und +6 (Chrom(VI)) auf, wobei sich die Formen hinsichtlich ihrer Toxizität, Löslichkeit, und Mobilität und der damit einhergehenden Bioverfügbarkeit stark voneinander unterscheiden.

Chrom in der Oxidationsstufe +3 ist die stabilste Chromspezies in der Umwelt und kommt als Bestandteil von ca. 40 Mineralen häufig in Böden und Gesteinen vor (McGrath, 1999). Im menschlichen Körper werden Chrom(III)-Verbindungen als essentielles Spurenelement für den Fett- und Glukosestoffwechsel benötigt und sind daher in geringen Konzentrationen als ungiftig angesehen. Erst ab sehr hohen Konzentrationen ist eine schädigende Wirkung auf den menschlichen Körper zu erwarten.

In der Bodenlösung liegt Chrom(III) bei Werten unter pH 3,8 überwiegend als $\text{Cr}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$ bzw. Cr^{3+} vor. Mit steigenden pH-Werten kommt es zur Bildung verschiedener starker Hydroxo-Komplexe wobei CrOH^{2+} bei pH-Werten zwischen 3,8 und 6,3 die dominierende Spezies darstellt und somit am häufigsten in Böden zu erwarten ist (Kotaš and Stasicka, 2000; Rai et al., 1989; Rai and Zachara, 1986). Aufgrund ihrer kationischen Spezies werden Chrom(III)-Verbindungen in den meisten Böden an Tonmineralen sowie Eisen- und Manganoxiden adsorbiert wobei die Mobilität von Chrom(III) stark vom pH-Wert der Böden und der Bodenlösung abhängig ist (Adriano, 2001; Bartlett and Kimble, 1976a; Griffin et al., 1977). So steigt die Adsorption von kationischem Chrom(III) mit zunehmendem pH-Wert im Bereich von 4 bis 6 an. Im schwach sauren bis alkalischen pH-Bereich zwischen 6 und 12 wird Chrom(III) als schwer lösliches

Chromhydroxid ($\text{Cr}(\text{OH})_3$) ausgefällt. Bedingt durch Adsorption und Ausfällung bleibt Chrom in der Oxidationsstufe +3 in den meisten Böden immobil. Erst bei pH-Werten von unter 4 steigt die Löslichkeit von Chrom(III) in Böden an (Fendorf et al., 1994; Fendorf and Sparks, 1994; Rai et al., 1989; Rai and Zachara, 1986). Darüber hinaus kann Chrom(III) durch Komplexbildung mit organischer Substanz immobilisiert werden.

Chrom in der Oxidationsstufe +6 ist unter natürlichen Bedingungen in der Umwelt nur sehr selten zu finden. Diese Verbindungen sind überwiegend anthropogenen Ursprungs und werden häufig über atmosphärische Deposition, Abfälle und Abwässer in die Umwelt eingebracht. Chrom(VI)-Verbindungen sind zumeist krebserzeugend, erbgutverändernd und fortpflanzungsgefährdend und können Allergien, Asthma und Ekzeme verursachen. Darüber hinaus haben sie eine stark giftige Wirkung auf Wasserorganismen, können in Pflanzen zu einem gehemmten Wachstum von Wurzeln und Sprossen, sowie zum Absterben von Pflanzenteilen führen. Im Gegensatz zu dreiwertigen Chromverbindungen sind sechswertige Chromverbindungen meist sehr gut wasserlöslich, wodurch eine hohe Bioverfügbarkeit und Mobilität gegeben ist.

Sechswertiges Chrom existiert in der Natur nur in Form von Oxoverbindungen. In wässriger Lösung kommt Chrom(VI) in Abwesenheit von Komplexbildnern als Chromsäure (H_2CrO_4), Hydrogenchromat (HCrO_4^-), Chromat (CrO_4^{2-}) und Dichromat ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$) vor (Kotaš and Stasicka, 2000; Palmer et al., 1987). H_2CrO_4 tritt dabei nur unter extrem sauren Bedingungen bei $\text{pH} < 1$ als dominierende Spezies auf. Zwischen pH-Werten von 1 und 6,5 stellt HCrO_4^- die dominierende Spezies dar. Bei pH-Werten über 6,5 dominiert CrO_4^{2-} , weshalb Chrom(VI) in stark sauren bis schwach sauren Böden meistens als HCrO_4^- und in neutralen bis alkalischen Böden als CrO_4^{2-} zu finden ist. Aufgrund ihrer anionischen Spezies können alle Chrom(VI)-Verbindungen in sauren Böden an verschiedenen Fe(III)- und Al(III)-Oxiden adsorbiert werden, was auf eine zunehmende Protonierung der Oberflächen von Bodenkolloiden und Cr(VI)-Spezies mit abnehmendem pH-Wert zurückgeführt werden kann (Bartlett and Kimble, 1976b; Rai et al., 1989; Rai and Zachara, 1986). Im schwach sauren und alkalischen Bereich wird Cr(VI) nicht bzw. kaum adsorbiert, wodurch es in Böden mit einem pH-Wert $> 6,5$ eine hohe Mobilität besitzt (Anderson et al., 1994; Rai et al., 1989).

Aufgrund der während des Kremationsprozesses im Kremationsofen herrschenden hohen Temperaturen von ca. 900° Celsius und Sauerstoffüberschuss, ist davon auszugehen, dass in Kremationsaschen enthaltenes Chrom hauptsächlich in der hochgiftigen und mobilen Oxidationsstufe +6 vorliegt.

Über die Mobilität von Chrom(VI) aus stark alkalischen Kremationsaschen in Unterböden von Bestattungswäldern existieren keine Informationen.

1.4 Ziele des Forschungsvorhabens

In dem vorliegenden Forschungsvorhaben wurde der Frage nachgegangen ob von Baumbestattungen in biologisch abbaubaren Urnen eine Gefahr für die Böden und das Grundwasser in Bestattungswäldern ausgeht. Dabei lagen der Arbeit folgende Zielstellungen zugrunde:

1. Erarbeitung einer Datengrundlage über die stoffliche Zusammensetzung von Kremationsaschen.
2. Abschätzung und Bewertung von Schwermetalleinträgen in Bestattungswäldern.
3. Bewertung der Gefährdung für Böden und Grundwasser in Bestattungswäldern durch Chrom aus Totenaschen in Abhängigkeit der vorherrschenden Bodeneigenschaften.
4. Erarbeitung von Handlungsempfehlungen für den sicheren Betrieb von Bestattungswäldern auf Basis bodenkundlicher Untersuchungen.

2 Methodik und Versuchsdesign

2.1 Literaturrecherche (Teil A)

In einem ersten Schritt wurde eine Literaturrecherche zur Ermittlung der Quellstärke relevanter Schwermetalle und Nährstoffe von Kremationsaschen durchgeführt. Hierbei wurden folgende Themenkomplexe bearbeitet:

- a) Direkt in Kremationsaschen gemessene Schwermetall- und Nährstoffgehalte.
- b) Einträge von Schwermetallen und Nährstoffen in Kremationsaschen durch den menschlichen Körper.
- c) Abschätzung der Einträge von Schwermetallen in die Kremationsasche während des Kremationsvorganges.

Aufgrund der in Deutschland durch die gültige Rechtslage limitierten Möglichkeiten zur direkten Untersuchung von Kremationsaschen (§168 StGB „Störung der Totenruhe“) wurde festgestellt, dass die Datengrundlage in der Literatur bezüglich des Themenkomplexes a nicht ausreichend ist, um eine abschließende Beurteilung der tatsächlichen Quellstärke der Aschen vorzunehmen. Aus diesem Grund wurden zusätzliche Daten über Schwermetallfrachten im menschlichen Körper (Themenkomplex b) erhoben. Hierfür wurde eine Spannweite an Körperlasten relevanter Schwermetalle erarbeitet, welche maximal in die Aschen der Verstorbenen übergehen können. Da aus den genannten rechtlichen Gründen ebenfalls festgestellt wurde, dass auch für den Themenkomplex c die Datengrundlage für eine abschließende Beurteilung unzureichend ist, wurde ein Konzept zur Untersuchung prozessgebundener Schadstoffeinträge in Kremationsaschen entwickelt.

2.2 Untersuchungen an Modellaschen aus der Verbrennung leerer Särge (Teil B)

2.2.1 Erzeugung von Modellaschen aus experimentellen Verbrennungen leerer Särge

Um die durch den Kremationsvorgang in die Totenasche eingetragenen Schwermetallfrachten abbilden zu können, wurden Verbrennungen von leeren Holzsärgen in verschiedenen Krematorien mit Kremationsöfen unterschiedlicher Bauart durchgeführt. Hierfür konnten drei Betreiber von Krematorien mit insgesamt fünf Kremationsanlagen (3 Etagenöfen und 2 Flachbettöfen) zur Mitarbeit an dem Projekt gewonnen werden (Tabelle 2). Es wurden pro Kremationsofen fünf leere Kiefernsäрге (sog. „Verbrenner“) mit einem Gewicht von je ca. 30 kg verbrannt, wobei sich die Prozessdauer und die Prozesstemperaturen der Testverbrennungen an denen realen Kremierungen orientierten. Die Särge wurden mit Stroh sowie einem synthetischen Abdeckmaterial ausgeschlagen um, abzüglich des zu kremierenden Leichnams, möglichst realistische Bedingungen zu simulieren. Die dabei erhaltenen 25 Modellaschen wurden von den Projektpartnern in Kunststoffbehälter gefüllt und zur Analyse an das bodenökologische Labor der Universität Freiburg gesendet. Dort wurden die Modellaschen bezüglich ihrer Quellstärke für Schwermetalle charakterisiert.

Tabelle 2: Übersicht der Krematorien und der verwendeten Ofentechnik zur Gewinnung der Modellaschen

	Ofentechnik	Erzeugte Modellaschen
Krematorium 1	Etagenofen	5
Krematorium 2	Etagenofen	5
Krematorium 3	Etagenofen	5
Krematorium 4	Flachbettofen	5
Krematorium 5	Flachbettofen	5

2.2.2 Probenvorbereitung

Im Labor wurden mit einem Magneten sämtliche metallischen Komponenten der Särge aus den Modellaschen entfernt und die Menge der Proben bestimmt. Im Anschluss wurden die Modellaschen mit einem Keramikmörser zerkleinert um eine ähnliche Partikelgröße einer realen Kremationsasche zu erhalten. Ein Teil der Modellaschen wurde in einer Scheibenschwingmühle mit schwermetallfreiem Achatmahlwerk für weiterführende Analysen fein vermahlen.

2.2.3 Schwermetall- und Nährstoffgehalte der Modellaschen

Die Gesamtgehalte an Schwermetallen und Nährstoffen wurden nach Aufschluss der Aschen mit Königswasser (DIN EN 13346:2001-04) bestimmt. Weiterhin wurden Gleichgewichtsextrakte mit 0,01mol/l CaCl₂-Lösung im Verhältnis 1:50 (Modellasche: Lösung) hergestellt um die leicht löslichen bzw. leicht mobilisierbaren Schwermetallanteile zu ermitteln. Die Proben wurden 24 Stunden über Kopf geschüttelt und mikrofiltriert (45 µm) um nur gelöste Schwermetalle zu erfassen. Die Messungen der Elementkonzentrationen in den Extrakten und Aufschlüssen erfolgte mittels Atomemissionsspektrometrie in induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-AES). Aufgrund der zu erwartenden Belastung der Aschen mit Chrom wurde eine Differenzierung der Chromspezies zwischen Chrom(III) und Chrom(VI) vorgenommen. Die vorliegende Spezies hat sowohl Implikationen auf das Transportverhalten von Chrom im Boden sowie für die Beurteilung der Toxizität. Die Bestimmung der Chrom-Spezies erfolgte in den Extrakten nach Abtrennung von Chrom(III) durch photometrische Messung von Chrom(VI) gemäß DIN 38405-24:05.87.

2.3 Verhalten von Chrom im Unterboden von Bestattungswäldern (Teil C)

Um die Variabilität der Waldböden in Deutschland in den sorptionsrelevanten und mobilitätsbestimmenden Bodeneigenschaften Textur und Boden pH-Wert abzubilden, wurden vier Bodensubstrate von Waldstandorten aus Baden-Württemberg ausgewählt und beprobt. Das Bodenmaterial für die Experimente zum Verhalten von Chrom im Unterboden von Bestattungswäldern wurde dabei aus einer Tiefe von 0,5 m bis 0,8 m entnommen, was der Beisetzungstiefe von Urnen in Bestattungswäldern entspricht. Die vier Unterbodensubstrate wiesen dabei folgende Eigenschaften auf:

Tabelle 3: Übersicht über die verwendeten Unterbodensubstrate und Ihrer sorptionsrelevanten und mobilitätsbestimmenden Eigenschaften

Unterbodensubstrat	pH-Wert	Bodenart (gemäß Bodenkundlicher Kartieranleitung 5. Auflage) (Sand/Schluff/Ton)	OC-Gehalt [%]
Hauptbodenart Sand, basisch (pH>7)	7,8	Ss (97/2/1)	0,08
Hauptbodenart Sand, sauer (pH<7)	4,7	Su4 (56/34/10)	0,97
Hauptbodenart Schluff, basisch (pH>7)	7,5	Uu (9/83/8)	0,21
Hauptbodenart Lehm, sauer (pH<7)	4,1	Ls2 (49/32/19)	0,72

Die Hintergrundwerte der Unterbodensubstrate wurden nach Aufschluss mit Königswasser (DIN EN 13346:2001-04) bestimmt.

2.3.1 Bestimmung der leicht mobilisierbaren Chromfraktion aus Modellasche-Boden-Mischungen im 1:2 Extrakt (0,01 mol/l CaCl₂) in Batchversuchen

Der Boden mit seinen physikochemischen Eigenschaften kann Ascheinhaltsstoffe sowohl immobilisieren (z.B. durch Sorption an Mineraloberflächen oder organischer Bodensubstanz) als auch mobilisieren (z.B. durch den Einfluss des Boden pH-Wertes). Für Adsorptions- und Freisetzungsversuche von aschebürtigen Chromverbindungen wurde den Modellaschen Unterbodenmaterial (siehe Tabelle 3) in einem Masse-Verhältnis von 1:10 hinzugefügt (Modellasche: Unterboden). Diese Beimischung wurde durchgeführt, um ein Material zu erhalten, das dem Randbereich der Ablagestelle der Urnen entspricht. Diese Modellasche-Unterboden-Mischung war bei den Untersuchungen von Mobilisierung bzw. Immobilisierung von Ascheinhaltsstoffen zu bevorzugen, da diese Prozesse nicht im Aschekörper, sondern im Übergangsbereich von Aschekörper zu Unterboden bestimmt werden sollten. Zur Abschätzung der Chromkonzentration in der Bodenlösung wurden 1:2 Extrakte mit Modellasche-Unterboden-Mischungen im Batch-Versuch durchgeführt. Als Extraktionsmittel der leicht löslichen und mobilen Chromfraktion wurde eine 0,01 mol/l CaCl₂-Lösung verwendet, da diese eine ähnliche Ionenstärke und Salzkonzentration wie die Bodenlösung in vielen Böden aufweist (Földi et al., 2013; Houba et al., 2000) und somit geeignet ist, die Lösungsprozesse von Chrom aus Kremationsaschen in Unterböden von Bestattungswäldern abzubilden. Es wurden 12,5 Gramm der Modellasche-Boden-Mischungen eingewogen und mit 50 ml Extraktionslösung versetzt. Die Proben wurden 24 Stunden über Kopf geschüttelt und mikrofiltriert (45 µm) um die gelösten

Chromfraktionen zu erfassen. Die Chromgehalte in den Extrakten wurden mittels ICP-AES bestimmt. Für die Unterscheidung der Chromformen III und VI wurde das photometrische Verfahren nach DIN 38405-24:05.87 angewendet.

2.3.2 Einfluss gelöster organischer Substanz auf die Mobilität und Spezierung von Chrom in Batchversuchen

Gelöste organische Substanz (DOM= **D**issolved **O**rganic **M**atter) kann die Spezierung und Mobilität von Chrom in Böden beeinflussen (Rékási and Filep, 2015; Stollenwerk and Grove, 1985). Aus diesem Grund wurde in Batchversuchen der Einfluss von DOM auf die Mobilisierbarkeit und Spezierung von Chrom aus Modellaschen untersucht. Hierfür wurden Extrakte im Verhältnis 1:50 (Modelläsche- DOM-Lösung) hergestellt und die Chromkonzentration nach Mikrofiltration mittels ICP-AES gemessen. Die vorliegenden Chromformen wurden photometrisch nach DIN 38405-24:05.87 im Extrakt bestimmt. Für die Versuche wurde eine konzentrierte DOM-Lösung (140 mg DOC/l) verwendet um mögliche Effekte gelöster organischer Substanz besser identifizieren zu können.

2.3.3 Einfluss des pH-Wertes des Bodens auf die Mobilisierung bzw. Freisetzung von Chrom in kleinmaßstäblichen Perkolationsversuchen

Es wurden jeweils drei Edelstahlzylinder mit einem Volumen von 400 cm³ mit Unterbodensubstrat befüllt (siehe Tabelle 3), wobei in den Zylindern eine Lagerungsdichte von 1,2 g/cm³ eingestellt wurde. Anschließend wurde dem Boden jeweils zwei Gramm Modellasche in einer dünnen Schicht aufgebracht. Die Proben wurden über einen Zeitraum von 30 Tagen mit insgesamt 2,9 Litern 0,01 mol/l CaCl₂-Lösung in einer Perkolationsanlage nach Hildebrand (1994) beregnet, was einer äquivalenten Niederschlagsmenge von ca. 700 mm entspricht. Als Perkolationslösung wurde 0,01 mol/l CaCl₂-Lösung verwendet, da diese eine ähnliche Ionenstärke und Salzkonzentration wie die Bodenlösung in vielen Böden aufweist (Földi et al., 2013; Houba et al., 2000) und somit geeignet ist, die Freisetzungprozesse von Chrom aus Kremationsaschen in den Unterböden von Bestattungswäldern abzubilden. Zur Kontrolle wurden je zwei Stechzylinder pro Unterbodensubstrat ohne Aschebeigabe der gleichen Behandlung unterzogen. Die gewonnenen Eluate wurden hinsichtlich ihrer Gesamtchromgehalte mittels ICP-AES untersucht. Eine Bestimmung der vorliegenden Chromformen wurde photometrisch nach DIN 38405-24:05.87 durchgeführt.

2.3.4 Einfluss des Redoxpotentials der Bodenlösung auf die Mobilität und Spezierung von Chrom aus Modellaschen

Reduzierende Bedingungen im Boden können die Spezierung von Chrom und somit dessen Mobilität beeinflussen (Deng and Stone, 1996; Kim, 2009). Waldstandorte, in denen der Grundwasserspiegel oberhalb des Bestattungshorizontes von Urnen liegt, werden für eine Nutzung als Bestattungswald generell als ungeeignet angesehen. Dem vorliegenden Versuch lag deshalb die Annahme zugrunde, dass in Folge einer Erhöhung des Grundwasserniveaus ein Kontakt der Urne mit dem Grundwasser erfolgt. Es wurde untersucht, inwiefern eine Absenkung des Redoxpotentials in Folge stagnierender Grundwasserbedingungen die Spezierung und somit die Mobilität von Chrom beeinflusst. Hierfür wurden jeweils 10 Stechzylinder mit einem Volumen von 400 cm³ mit Unterbodensubstraten „Schluff basisch“ und „Lehm sauer“ (Tabelle 3) befüllt, wobei eine Lagerungsdichte von 1,2 g/cm³ in den Zylindern eingestellt wurde. Dem Bodenmaterial wurden jeweils 2 Gramm Modellasche homogen beigemischt. Die Stechzylinder wurden anschließend mit entgaster 0,01 mol/l CaCl₂-Lösung überstaut um den Anstieg des Grundwasserniveaus zu simulieren. Das Redoxpotential in der Bodenlösung wurde mit Hilfe

einer Platinelektrode sowie einer Referenzelektrode kontinuierlich gemessen. Um die Chromkonzentration in der Lösung vor und nach dem Absinken des Redoxpotentials vergleichen zu können, wurden pro Bodenvariante jeweils fünf Zylinder 6 Stunden nach Zugabe der Lösung beprobt. Eine Beprobung der verbleibenden Bodenzylinder mit niedriger Redoxspannung erfolgte 192 Stunden nach Zugabe der Lösung. Zum Zeitpunkt der Probennahme war das Redoxpotential in den Zylindern mit „Schluff basisch“ auf 174 mV sowie auf 247 mV in den Zylindern mit „Lehm sauer“ abgesunken. Die gewonnenen Proben der Bodenlösung wurden hinsichtlich ihrer Chromkonzentration mittels ICP-AES untersucht. Eine Differenzierung der vorliegenden Chromformen wurde photometrisch nach DIN 38405-24:05.87 durchgeführt. Für die Durchführung dieser Versuche wurde eine Perkulationsanlage nach Hildebrand (1994) verwendet und zur Einstellung reduzierender Bedingungen modifiziert.

2.3.5 Langzeituntersuchungen zur Freisetzung von Chrom aus Modellaschen in Laborlysimetern

Um die Mobilität und Retention von Chrom aus Kremationsaschen in Unterböden von Bestattungswäldern unter möglichst realitätsnahen Bedingungen untersuchen zu können, wurden Perkulationsversuche mit Laborlysimetern über einen Zeitraum von 10 Monaten durchgeführt (siehe Abbildung 28). Es wurden jeweils drei Lysimeter mit den Bodensubstraten Sand basisch, Schluff basisch und Sand sauer befüllt, wobei eine Lagerungsdichte von $1,2 \text{ g/cm}^3$ eingestellt wurde. In jede Bodensäule wurden 40 Gramm einer Modellasche mit einem Chromgehalt von 32 mg/g in einem Beutel aus Gaze eingebracht. Den Aschen wurden jeweils 5 Gramm biologisch abbaubares Urnenmaterial beigelegt, um die Verhältnisse im Umfeld einer sich zersetzenden Urne zu simulieren. Die künstlichen Bodensäulen wurden über den Zeitraum von 10 Monaten mit insgesamt 12,7 Litern $0,01 \text{ mol/l CaCl}_2$ -Lösung beregnet, was ca. 60 % der mittleren Niederschlagsmenge (740 mm/a, DWD) in Deutschland entspricht. Für die Beregnung der Bodensäulen wurde eine $0,01 \text{ mol/l CaCl}_2$ -Lösung verwendet, da diese eine ähnliche Ionenstärke und Salzkonzentration wie die Bodenlösung in vielen Böden aufweist und somit geeignet ist, die Freisetzungsprozesse von Chrom aus Kremationsaschen in den Unterböden von Bestattungswäldern abzubilden. Die Chromkonzentrationen in den gewonnenen Eluaten wurden mittels ICP-AES bestimmt. Für eine Differenzierung hinsichtlich der relevanten Chromformen III und VI wurde das photometrische Verfahren nach DIN 38405-24:05.87 angewendet. Weiterhin wurde der pH-Wert der Eluate bestimmt.

2.4 Freisetzung von Schwermetallen und Nährstoffen aus biologisch abbaubaren Urnen (Teil D)

Von den Herstellern biologisch abbaubarer Urnen wurden Informationen zum Abbau und der chemischen Zusammensetzung der verwendeten Materialien eingeholt. Darüber hinaus wurden in einem Laborversuch Untersuchungen zur diffusiven Freisetzung von Chrom aus biologisch abbaubaren Urnen durchgeführt. Für die Versuche wurden drei Aschekapseln aus dem Werkstoff ARBOFORM® (TECNARO GmbH) mit 0,3 kg Holzasche (pH=12,3) befüllt. Den Holzaschen wurden 0,5 Liter Chrom(VI)-haltige Lösung mit der Konzentration 0,5 mg/l hinzugefügt. Die Aschekapseln wurden in ein Glasgefäß mit destilliertem Wasser gestellt und der Chromgehalt in der Lösung um die Urne wiederholt gemessen um die Freisetzung aus der Urne zu bestimmen.

2.5 Modellrechnung zum Stoffeintrag aus Urnen in Bestattungswäldern (Teil E)

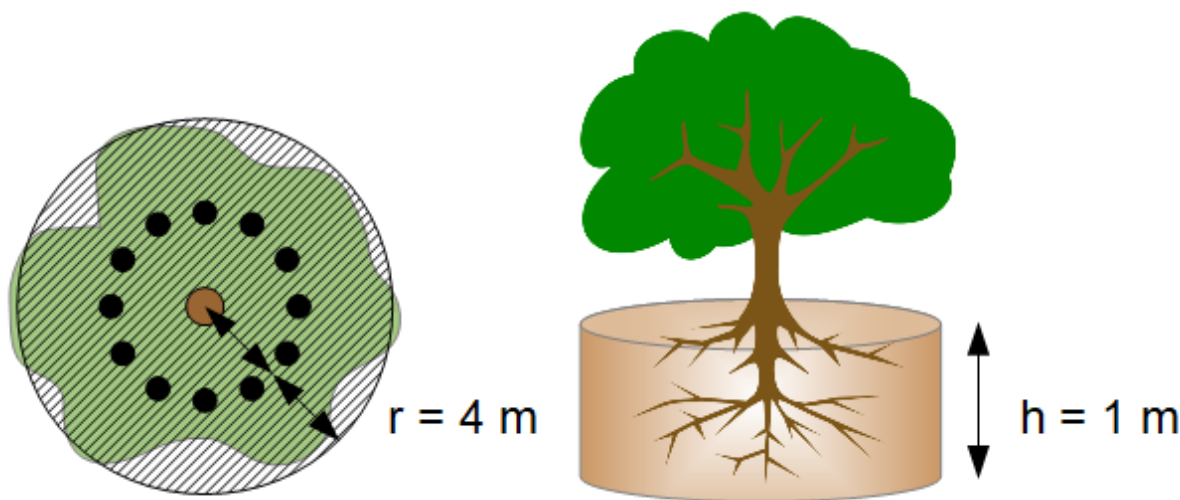
2.5.1 Schwermetalleintrag aus Urnen in Bestattungswäldern

Es wurde eine Abschätzung der Stoffeinträge durch Urnen in Bestattungswäldern mit Hilfe einer Modellrechnung vorgenommen. Die Einordnung der Ergebnisse in Bezug auf die Vorsorgewerte der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV, Anhang 2, Nr. 4.1) für den Pfad Boden – Grundwasser erfolgte nach Berechnung der voraussichtlichen Veränderung der Schwermetallgehalte im Boden durch atmosphärische Deposition (Umweltbundesamt, 2008) und durch den prognostizierten Eintrag durch Kremationsasche vor dem Vergleich bekannter Schwermetall-Hintergrundwerte (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz LABO, 2017). Für die atmosphärischen Schwermetallfrachten wurde zwischen der Bestandsdeposition für Nadel- und Laubwälder unterschieden, da unterschiedliche Mechanismen im Kronenraum der Bäume die Höhe der Einträge maßgeblich bestimmen. Die Schwermetalleinträge durch Urnen wurden aufgrund der unterschiedlichen Belegungspraxen in Bestattungswäldern für vier verschiedene Belegungsszenarien berechnet.

- Szenarium 1: 10 Urnen pro Baum, keine Doppelbelegung → 10 Urnen
- Szenarium 2: 10 Urnen pro Baum, Ruhezeit 20 Jahre, Laufzeit 99 Jahre → 50 Urnen
- Szenarium 3: 12 Urnen pro Baum, Ruhezeit 20 Jahre, Laufzeit 99 Jahre → 60 Urnen
- Szenarium 4: 20 Urnen pro Baum, Ruhezeit 20 Jahre, Laufzeit 99 Jahre → 100 Urnen

Als räumliche Grundlage der Berechnungen wurde die Fläche um einen Bestattungsbaum mit einem Radius von 4 Metern festgelegt, was der doppelten Entfernung zwischen Baum und den Ablagestellen der Urnen entspricht (siehe Abbildung 2). Es wurde eine homogene Verteilung der Aschen und der darin enthaltenen Schwermetalle im Solum mit einer Bodentiefe von 1 Meter und einer Lagerungsdichte von 1 g/cm^3 angenommen, was einem Bodenvolumen von $50,3 \text{ m}^3$ mit einer Bodenmasse von 50300 kg entspricht.

Abbildung 2: Räumliche Verteilungsannahme zur Abschätzung der Schwermetalleinträge in Böden von Bestattungswäldern



Quelle: Eigene Darstellung, Professur für Bodenökologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

Der Berechnung der Schwermetallfrachten pro Urne wurde im Sinne einer konservativen Schätzung die Annahme zu Grunde gelegt, dass 90 % der im menschlichen Körper enthaltenen Schwermetalle in die Rostasche und somit in die Urne übergehen (Smit, 1996). Als Berechnungsgrundlage wurden die aus der Literatur ermittelten maximalen Körperfrachten verwendet (siehe Tabelle 7). Darüber hinaus wurden den Schwermetallfrachten des Leichnams die experimentell erhobenen Stoffeinträge durch den Sarg, sowie den Prozess der Kremation hinzugerechnet.

Schwermetallmenge pro Urne:

$$m_{(SM)} [g] = (0,9 * m_{(SM_Mensch_max)} [g]) + m_{(SM_Prozess+Sarg)} [g]$$

$m_{(SM)}$ Schwermetallmenge pro Urne in Gramm

0,9 Faktor 0,9 (90 %) für den Übergang von Schwermetallen aus dem Leichnam in die Rostasche (Smit, 1996)

$m_{(SM_Mensch_max)}$ Schwermetallfracht im menschlichen Körper in Gramm, höchste Angabe gemäß Tabelle 7

$m_{(SM_Prozess+Sarg)}$ Schwermetallmenge, welche durch den Prozess der Kremation und den Sarg in die Aschen eingetragen wird in Gramm (Tabelle 10)

Schwermetalleintrag in Böden:

$$m_{(SM99)} [g] = (m_{(SM)} [g] * n) + AD_{(SM99)} [g]$$

$m_{(SM99)}$ Schwermetalleintrag in Gramm pro Bezugsfläche ($50,3 \text{ m}^2$) für die Laufzeit von 99 Jahren

$m_{(SM)}$ Schwermetallmenge pro Urne in Gramm

n Anzahl der Urnen pro Bezugsfläche ($50,3 \text{ m}^2$) für die Laufzeit von 99 Jahren

$AD_{(SM99)}$ Atmosphärische Schwermetalldeposition in Gramm pro Bezugsfläche ($50,3 \text{ m}^2$) für die Laufzeit von 99 Jahren

Voraussichtliche Veränderung der Schwermetallgehalte im Boden:

$$\Delta_{(SM)}[\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}] = m_{(SM99)} [\text{mg}]/50\,300 [\text{kg}]$$

$\Delta_{(SM)}$	Veränderung der Schwermetallgehalte in Milligramm pro Kilogramm Boden
$m_{(SM99)}$	Schwermetalleinträge aus Atmosphärischer Deposition und Totenasche für die Laufzeit von 99 Jahren
50 300	Masse Boden pro Bezugsfläche (50,3 m ²) in Kilogramm

2.5.2 Nährstoffeintrag aus Urnen in Bestattungswäldern

Totenaschen enthalten anorganische Pflanzennährstoffe, welche mit den Urnen in die Unterböden von Wäldern eingebracht werden und möglicherweise den Nährstoffhaushalt der Standorte verändern können. In Anlehnung an die Berechnung der Schwermetallfrachten (Kapitel 2.5) wurden für die vier Belegungsszenarien in Bestattungswäldern die Nährstoffeinträge auf die Bezugsfläche eines Bestattungsbaumes von 50,3 m² wie folgt berechnet.

Calcium- und Phosphormenge pro Urne:

$$m_{(\text{Nährstoff})} [\text{g}] = (m_{(\text{Nährstoff_Mensch_max})} [\text{g}]) + m_{(\text{Nährstoff_Prozess+Sarg})} [\text{g}]$$

$m_{(\text{Nährstoff})}$	Nährstoffmenge pro Urne in Gramm
$m_{(\text{Nährstoff_Mensch_max})}$	Nährstofffracht im menschlichen Körper in Gramm, höchste Angabe gemäß Tabelle 8
$m_{(\text{Nährstoff_Prozess+Sarg})}$	Nährstoffmenge, welche durch den Prozess der Kremation und den Sarg in die Aschen eingetragen wird in Gramm

Nährstoffmenge pro Urne (Kalium, Natrium und Magnesium):

$$m_{(\text{Nährstoff})} [\text{g}] = (0,9 \cdot m_{(\text{Nährstoff_Mensch_max})} [\text{g}]) + m_{(\text{Nährstoff_Prozess+Sarg})} [\text{g}]$$

$m_{(\text{Nährstoff})}$	Nährstoffmenge pro Urne in Gramm
0,9	Faktor 0,9 (90 %) für den Übergang von Kalium, Natrium und Magnesium aus dem Leichnam in die Rostasche (Smit, 1996)
$m_{(\text{Nährstoff_Mensch_max})}$	Nährstofffracht im menschlichen Körper in Gramm, höchste Angabe gemäß Tabelle 8
$m_{(\text{Nährstoff_Prozess+Sarg})}$	Nährstoffmenge, welche durch den Prozess der Kremation und den Sarg in die Aschen eingetragen wird in Gramm

Nährstoffeintrag in Böden:

$$m_{(\text{Nährstoff99})} [\text{g}] = (m_{(\text{Nährstoff})} [\text{g}] \cdot n)$$

$m_{(\text{Nährstoff99})}$	Nährstoffeintrag in Gramm pro Bezugsfläche (50,3 m ²) für die Laufzeit von 99 Jahren
$m_{(\text{Nährstoff})}$	Nährstoffmenge pro Urne in Gramm
n	Anzahl der Urnen pro Bezugsfläche (50,3 m ²) für die Laufzeit von 99 Jahren

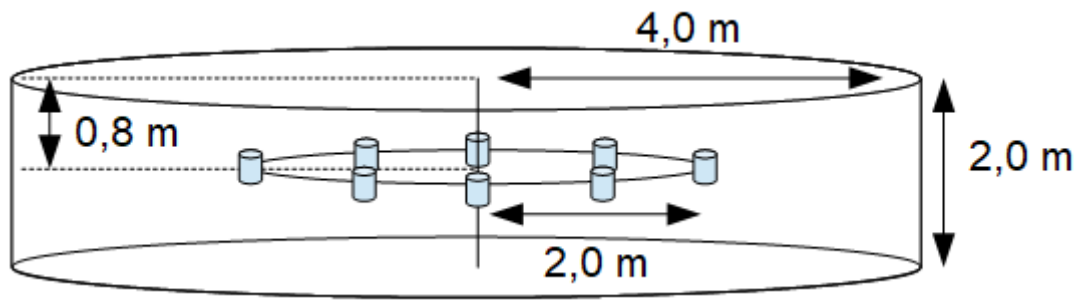
Die Berechnungen wurden mit der Annahme durchgeführt, dass die im Körpern enthaltenen Nährstoffe Calcium und Phosphor zu 100 % in die Totenasche übergehen, da diese hauptsächlich durch das Skelett des Körpers repräsentiert werden und somit kein signifikanter Übergang in die Flugasche zu erwarten ist (Smit, 1996). Für die Nährstoffe Natrium, Kalium und Magnesium wurde ein Stoffübergang in die Rostasche von 90 % zugrunde gelegt. Als Berechnungsgrundlage wurden im Sinne eines „Worst-Case“-Szenarios die höchsten in der Literatur ermittelten Körperfrachten gemäß Tabelle 8 verwendet. Die Elemente Schwefel und Stickstoff finden in den Berechnungen keine Berücksichtigung, da diese während der Verbrennung nahezu vollständig in die Rauchgase übergehen und somit nicht in die Böden von Bestattungswäldern eingebracht werden (Smit, 1996).

2.6 Stofftransportmodellierung (Teil F)

Die unter Kapitel 2.5 beschriebenen Modellberechnungen haben die Schwäche, dass punktförmigen Stoffquellen durch die Wahl einer relativ großen Bezugsfläche bzw. Bezugsvolumens nur in unzureichendem Maße Rechnung getragen werden kann. Durch den punktuellen Eintrag werden die Inhaltsstoffe der Urnen sehr heterogen im Waldboden verteilt, was dazu führt, dass die Bereiche im unmittelbaren Umfeld und unter den Urnen eine höhere Belastung erfahren als die Bereiche zwischen den Bestattungsbäumen und zwischen den Urnen. Um dieses räumliche Problem der Ungleichverteilung der Schadstoffe zu adressieren, wurde eine dreidimensionale Stofftransportmodellierung mit der Software HYDRUS 3D- PROFESSIONAL durchgeführt. Die räumliche Anordnung der Urnen im Bodenraum, bodenhydraulische Eigenschaften und Adsorptionskoeffizienten wurden dabei als Modellparameter in das Modell integriert und erlauben damit eine Szenarienberechnung im Hinblick auf Boden, Topografie und Witterung. Beispielhaft wurde die Verlagerung von Chrom(VI)-Verbindungen aus Kremationsaschen für einen Boden mit einem mittleren Adsorptionsvermögen über einen Zeitraum von 40 Jahren modelliert, um das Potential dreidimensionaler Stofftransportmodellierungen aufzuzeigen. Die räumlichen Modellparameter wurden an die Modellrechnung über den Eintrag von Schwermetallen aus Urnen in Bestattungswäldern (Kapitel 2.5) angelehnt. Als räumliche Bezugsgrundlage der dreidimensionalen Modellierung wurde die Fläche um einen Bestattungsbaum mit einem Radius von 4 Metern festgelegt, was der doppelten Entfernung zwischen Baum und den Ablagestellen der Urnen entspricht (siehe Abbildung 3). Die Höhe des Modellkörpers beträgt 2 Meter. Es wurden 8 Stoffquellen mit einer Höhe von 20 cm und einem Durchmesser von 14 cm in einer für Urnenbestattungen üblichen Tiefe von 80 cm gleichmäßig auf einem Kreis mit einem Durchmesser von 4 Metern verteilt.

Aufgrund der hohen Komplexität der Berechnungen wurden die Stoffquellen ohne Urnenkapseln als Barriere zwischen Asche und Boden implementiert, sodass ein sofortiger Kontakt mit dem Boden gegeben ist. Die für eine Modellierung der Stoffflüsse relevanten Eigenschaften des Bodens wurden in Anlehnung an Choppala et al. (2013) modifiziert und in Tabelle 4 dargestellt. Die geometrischen und chemischen Eigenschaften der in dem Modell simulierten Stoffquellen wurden den Modellaschen im Kapitel 2.2 nachempfunden und sind in Tabelle 5 dargestellt. Es wurde ein kontinuierlicher Niederschlag mit einer jährlichen Niederschlagsmenge von 700 mm festgelegt. Evapotranspirationsverluste wurden nicht berücksichtigt, sodass der Jahresniederschlag der Sickerwassermenge entspricht. In den Berechnungen wurden keine Stoffumwandlungsprozesse und Zerfallsraten von Chrom(VI)-Verbindungen im Boden implementiert. Eine Auswaschung von Chromverbindungen aus dem Modellzylinder ist nur in vertikaler Richtung möglich.

Abbildung 3: Räumliche Verteilungsannahme für die dreidimensionale Stofftransportmodellierung



Quelle: Eigene Darstellung, Professur für Bodenökologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

Tabelle 4: Sorptionsrelevante Bodeneigenschaften des für die Stofftransportmodellierung verwendeten Modellbodens

Die Modellparameter Tongehalt, pH-Wert, OC-Gehalt und Freundlich Adsorptionsisotherme abgeleitet aus Choppala et al. (2013)

Bodeneigenschaft	Modellboden
Lagerungsdichte [g/cm ³]	1,2
Textur (Sand, Schluff, Ton)	40,40,20
pH-Wert	4,1
OC-Gehalt [%]	0,4
Cr(VI) Adsorptionskoeffizient nach Freundlich K_f [L kg ⁻¹] (n)	1,43 (0,37)

Tabelle 5: Geometrische und chemische Modellparameter der urnenförmigen Stoffquellen

Parameter	Modellboden
Geometrie (Durchmesser/ Höhe) [cm]	14/20
Volumen [cm ³]	3079
Lagerungsdichte [g/cm ³]	0,8
Masse [g]	2463
Ionengleichgewicht in der Asche [mg/l]	1,23
Chrom(VI)-Gehalt [mg/kg]	16,24

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Literaturrecherche (Teil A)

3.1.1 Direkt in Kremationsaschen gemessene Schadstoffe

Über die elementare Zusammensetzung von Totenaschen existieren nur wenige Informationen. In die Auswertung dieses Berichtes konnten deshalb lediglich zwei Publikationen mit Informationen über den Schadstoffgehalt von Kremationsaschen einbezogen werden (Brooks et al., 2006; Smit, 1996). Die verfügbaren Daten zeigen, dass die Elementgehalte der untersuchten Kremationsaschen sowohl zwischen den verschiedenen Publikationen, als auch zwischen den untersuchten Proben innerhalb einer Studie stark variieren. Die Ergebnisse der Untersuchungen von Brooks et al. (2006) an Kremationsaschen von 54 Menschen aus den USA zeigen deutlich höhere Blei-, und Cadmiumgehalte im Vergleich zu den Untersuchungen von Smit (1996) an Aschen von 5 Verstorbenen aus den Niederlanden. Die Proben dieser Studie weisen hingegen deutlich höhere Gehalte an Nickel und Chrom auf.

Neben den genannten Veröffentlichungen existiert eine deutschsprachige Publikation von Breuer (2006) über den Schadstoffgehalt von Kremationsaschen. Aufgrund der derzeit in Deutschland gültigen Rechtslage und dem Verbot der Analyse von Kremationsaschen wurden darin allerdings keine Angaben über die Herkunft der untersuchten Proben gemacht. Aus diesem Grund wurden die Ergebnisse nicht in die Auswertung der vorliegenden Arbeit einbezogen.

Tabelle 6: In Kremationsaschen gemessene Schwermetallgehalte

(n.e. = nicht erhoben)

Element	(Smit, 1996) [mg/kg] (n=5) (SD)	(Brooks et al., 2006) [mg/kg] (n=54) (SD)
Zink (Zn)	516,2 (390,3)	n.e.
Blei (Pb)	3,5 (1,2)	43,0 (99,7)
Kupfer (Cu)	312,8 (253,3)	92,2 (187,2)
Cadmium (Cd)	0,6 (0,8)	4,2 (0,7)
Nickel (Ni)	75,1 (54,1)	10,9 (16,0)
Chrom (Cr)	74,9 (62,4)	18,2 (31,7)

3.1.2 Abschätzung der Einträge von Schwermetallen und Nährstoffen in Kremationsaschen durch den menschlichen Körper

In Tabelle 7 wurden aus der Literatur abgeleitete Spannweiten durchschnittlicher Schwermetallfrachten im menschlichen Körper dargestellt. Hierbei wurde auf Angabe überdurchschnittlich starker Belastungen verzichtet. Die Untersuchungen von Smit (1996) zeigen, dass in Abhängigkeit der Temperatur zu Beginn des Kremationsvorganges zwischen 35 % und 90 % der im menschlichen Körper enthaltenen Schwermetalle in die Rostasche übergehen und somit mit der Urne in die Böden von Friedhöfen und Bestattungswäldern verbracht werden. Die Autoren haben berechnet, dass bei einem Kaltstartbetrieb von Flachbettöfen mehr als 90 % der im menschlichen Körper enthaltenen Schwermetalle in die

Rostasche übergehen. Im Warmstartbetrieb werden zwischen 35 % und 65 % der im Leichnam enthaltenen Schwermetalle in der Rostasche und somit in der Urne übertragen. Von den verbleibenden 65 % bis 35 % der Schwermetalle beim Warmstartbetrieb und <10 % der Schwermetalle im Kaltstartbetrieb gehen laut der Studie ca. 1,5 % in die während der Verbrennung entstehenden Rauchgase über. Der verbleibende Rest ist in Form der Flugasche gebunden.

Tabelle 7: Schwermetallfrachten im menschlichen Körper

Element	Körperfracht [mg]
Zink (Zn)	1000-3000
Blei (Cd)	80-174
Kupfer (Cu)	56-150
Cadmium (Cd)	13-50
Nickel (Ni)	0,5-15
Chrom (Cr)	1,7-18

Quellen: (Barry, 1975; Barry and Mossman, 1970; Bennett, 1984, 1982; Bowen, 1966; Drasch et al., 1985; Drasch, 1983; Drasch and Ott, 1988; Ellis et al., 1979; Emsley, 2001; Khurshid and Qureshi, 1984; Lide, 2012; Saltzman et al., 1990; Schroeder et al., 1970, 1967, 1966, 1962a, 1962b, 1961; Schroeder and Balassa, 1961; Schroeder and Nason, 1971; Schroeder and Tipton, 1968; Tsuchiya et al., 1976)

Neben Schwermetallen enthalten Kremationsaschen unterschiedliche Mengen anorganischer Nährstoffe, welche aus dem Körper in die Asche übergehen. Durchschnittliche Mengen der im menschlichen Körper enthaltenen Nährstoffe sind in Tabelle 8 angegeben. Nach Untersuchungen von Forbes et al. (1956, 1953) werden ca. 87 % der Masse von Kremationsaschen durch das Skelett der verstorbenen Person repräsentiert, wobei 99,6 % des im Menschen enthaltenen Calciums und 88,7 % des Phosphors im Skelett gespeichert sind und somit zu großen Teilen in die Aschen der Menschen übergehen (Bergslien et al., 2008; Smit, 1996). Weiterhin werden ca. 45 % des im Menschen enthaltenen Natriums in den Knochen gespeichert und damit ebenfalls in die Asche übertragen.

Tabelle 8: Nährstofffrachten im menschlichen Körper

Element	Körperfracht [g]
Calcium (Ca)	420-1360
Phosphor (P)	280-970
Natrium (Na)	90-200
Kalium (K)	70-140
Magnesium (Mg)	18-40

Quellen: (Khurshid and Qureshi, 1984; Lide, 2012; Römpf, 1989)

3.1.3 Einträge von Schwermetallen in Kremationsasche während des Kremationsvorganges

Die Untersuchungen von Smit (1996) haben gezeigt, dass Kremationsaschen signifikante Mengen Chrom und Nickel enthalten können, welche sich nicht durch Elementfrachten des Leichnams erklären lassen. Die Elementmengen lagen in den von Smit (1996) untersuchten Aschen für Chrom bis zum 13-fachen und für Nickel bis zum 7,4-fachen über dem für die Leichname berechneten Frachten. Als Ursache für diese positiven Stoffbilanzen führen die Autoren der Studie Abnutzungen an feuerfesten und hitzebeständigen, chrom- und nickelhaltigen Stählen in den Kremationsöfen an. Während dem Kremationsprozess können darüber hinaus korundhaltige Feuerfeststoffe in den Kremationsöfen (Kern and Soldann, 2017) und Kleidungsstücke aus chromgegerbtem Leder weitere Quelle für Chrom darstellen. Bei den von Smit (1996) untersuchten Kremationsöfen handelte es sich um sogenannte Flachbettöfen. In modernen Krematorien kommen heute oft Etagenöfen mit einem grundlegend verschiedenen Aufbau und Funktionsprinzip zum Einsatz, sodass die Ergebnisse der Studie nur bedingt übertragbar sind. Neben der Untersuchung von Smit (1996) wurden keine weiteren Veröffentlichungen mit quantitativen Informationen über prozessbedingte Schwermetalleinträge in Kremationsasche gefunden.

3.1.4 Teil A - Zwischenfazit

Die Recherchen haben erwartungsgemäß ergeben, dass die Datengrundlage der Literatur zu Schwermetall- und Nährstofffrachten von Kremationsaschen und zu Schwermetalleinträgen während des Kremationsprozesses unzureichend ist. Eine Bewertung der Gefährdungssituation in Bestattungswäldern kann daher nicht abgeleitet werden. Die Daten der verfügbaren Untersuchungen zeigen, dass sich die Schwermetallgehalte der Aschen stark voneinander unterscheiden, was vor dem Hintergrund der Einzigartigkeit der chemischen Zusammensetzung von menschlichen Individuen nachvollziehbar ist.

Um die mit dem Leichnam in die Aschen eingetragenen Frachten abschätzen zu können, wurden wissenschaftliche Publikationen bezüglich der im menschlichen Körper enthaltenen Schwermetall- und Nährstoffmengen ausgewertet und Spannweiten üblicher Stofffrachten abgeleitet. Dabei wurde auf die Angabe übermäßig starker Belastungen verzichtet. Nach den Untersuchungen von Smit (1996) werden das Ausmaß des Schwermetalltransfer aus dem Leichnam in die Rostasche maßgeblich über die Temperaturverläufe während der Kremation gesteuert. Im extremsten Fall wurde ein Übergang von 90 % der Körperschwermetallfrachten in die Totenasche beobachtet. Für die Abschätzung der Schwermetalleinträge in Bestattungswäldern (Kapitel 3.5) wurde dieser Wert den Berechnungen im Sinne eines „worst case“ Szenarios zu Grunde gelegt.

3.2 Untersuchungen an Modellaschen aus der Verbrennung leerer Särge (Teil B)

3.2.1 Probenmengen

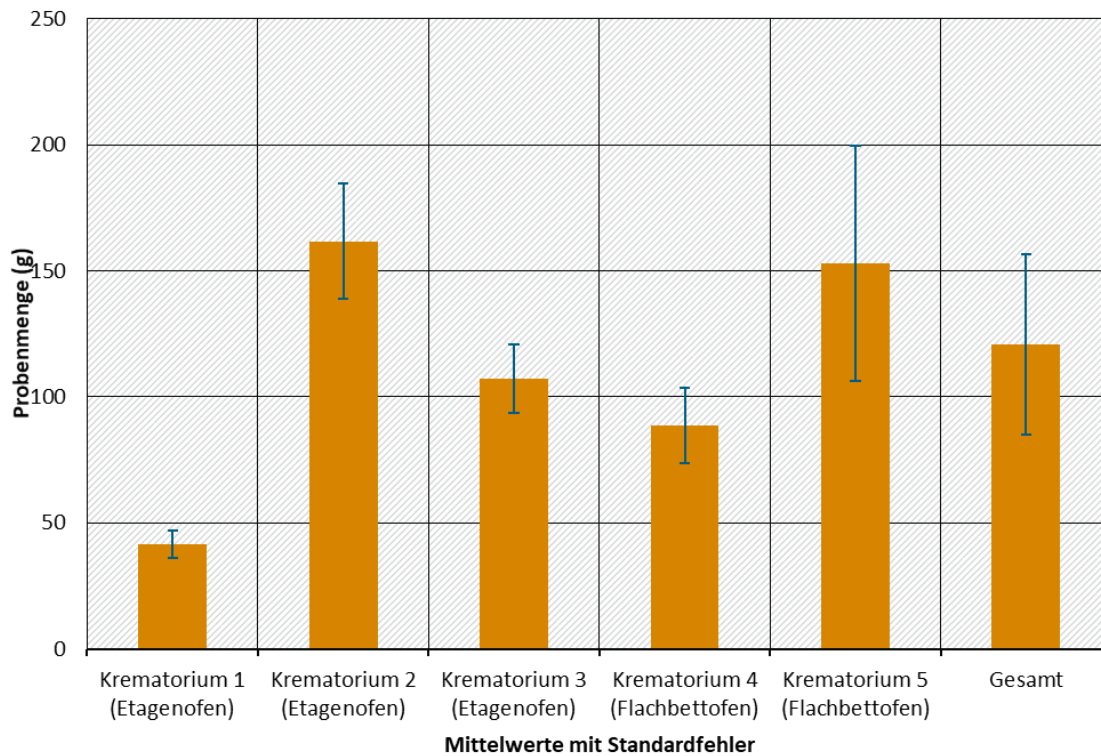
Die Menge der von den Projektpartnern zugesendeten Modellaschen aus experimentellen Testverbrennungen leerer Särge variierte sowohl zwischen den einzelnen Krematorien als auch zwischen den Modellaschen eines Krematoriums stark. Teilweise lassen sich die unterschiedlichen Probengewichte dadurch erklären, dass einige der Modellaschen deutlich sichtbare Knochenfragmente in unterschiedlichen Mengen enthielten. Diese stammten mutmaßlich aus Kremierungen, die zuvor in den getesteten Öfen stattgefunden haben müssen und wobei wohl kleine Reste der Totenasche in den Anlagen verblieben sind. Die Gewichte der Modellaschen nach Abtrennen der metallischen Bestandteile sind in Abbildung 4 und in Tabelle 9 dargestellt.

Tabelle 9: Probenmengen der Modellaschen

	Modellasche 1 [g]	Modellasche 2 [g]	Modellasche 3 [g]	Modellasche 4 [g]	Modellasche 5 [g]	Mittelwert [g] (SE)
Krematorium 1 (Etagenofen)	47	48	55	37	20	41,4 (5,4)
Krematorium 2 (Etagenofen)	252	151	104	125	176	161,6 (22,9)
Krematorium 3 (Etagenofen)	119	68	97	93	159	107,2 (13,6)
Krematorium 4 (Flachbettofen)	66	93	82	52	150	88,6 (15,1)
Krematorium 5 (Flachbettofen)	208	80	395	153	190	153,0 (46,8)
Gesamt	-	-	-	-	-	120,8 (35,8)

Abbildung 4: Probenmenge der Modellaschen

Mittelwerte der Gewichte der Modellaschen, (n=5), (Gesamt: n=25)



Quelle: Eigene Darstellung, Professur für Bodenökologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

3.2.2 Schwermetallfrachten der Modellaschen

Die Schwermetallgesamtfrachten der Modellaschen nach Königswasseraufschluss (DIN EN 13346:2001-04) sind in Tabelle 10 und Abbildung 5 dargestellt. Hierfür wurden die Schwermetallgehalte der Modellaschen (Königswasser DIN EN 13346:2001-04) mit den Probengewichten nach Abtrennung metallischer Komponenten multipliziert. Die Werte umfassen sowohl Schwermetalle die durch den Holzсар in die Aschen eingebracht wurden, als auch durch den Prozess der Kremation in die Aschen eingebrachte Verbindungen. Alle Modellaschen enthielten Chrom, Zink, Kupfer und Nickel. Blei wurde in den Modellaschen des Krematoriums 2 nicht nachgewiesen. Die Cadmiumgehalte lagen in allen Proben unterhalb der Bestimmungsgrenze des angewendeten Analyseverfahrens. Die Schwermetalle Zink, Kupfer und Blei werden hauptsächlich über das Holz des Sarges in die Asche eingetragen, was sich in einer starken Streuung der Frachten sowohl zwischen den Krematorien als auch zwischen den Proben eines Krematoriums erkennen lässt und vermutlich auf variierende Elementgehalte des Kiefernholzes zurückzuführen ist. Chrom und Nickel werden hauptsächlich durch den Verbrennungsprozess in die Aschen eingetragen wobei chrom- und nickelhaltige Stahlbauteile in den Kremationsöfen als Hauptquelle für die Aschefrachten der beiden Elemente vermutet werden. Diese Vermutung wird durch den engen Zusammenhang der beiden Schwermetallfrachten zwischen den Proben der verschiedenen Krematorien gestützt. (Abbildung 29).

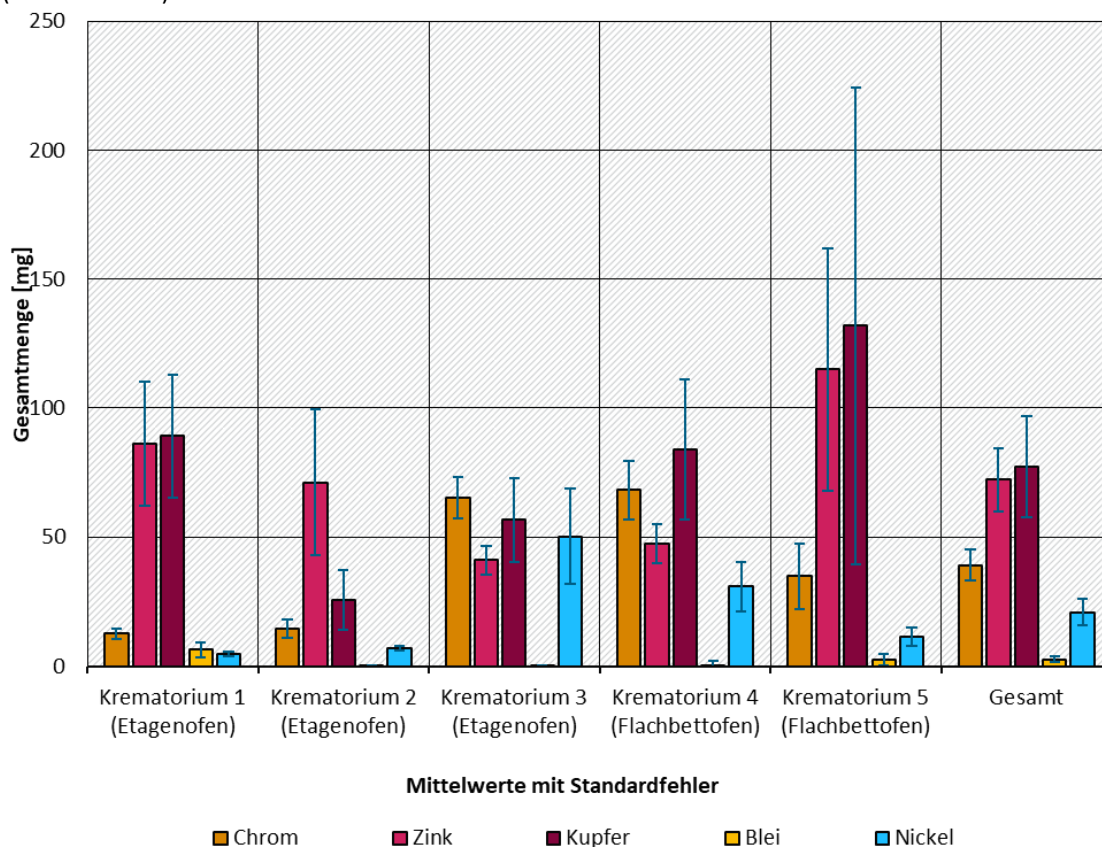
Tabelle 10: Schwermetallfrachten der Modellaschen

Mittelwerte der Schwermetallfrachten der Modellaschen, (Königswasser DIN EN 13346:2001-04), (n=5), (Gesamt: n=25), (u.NG. = unter der Nachweisgrenze), (SE = standard error)

Modellaschen	Chrom [mg] (SE)	Zink [mg] (SE)	Cadmium [mg] (SE)	Kupfer [mg] (SE)	Blei [mg] (SE)	Nickel [mg] (SE)
Krematorium 1 (Etagenofen)	12,5 (2,1)	86,4 (24,1)	u.NG.	89,2 (23,8)	6,4 (2,8)	4,7 (0,8)
Krematorium 2 (Etagenofen)	14,5 (3,7)	71,1 (28,3)	u.NG.	25,5 (11,5)	0,0 (0,0)	6,9 (0,9)
Krematorium 3 (Etagenofen)	65,2 (8,0)	41,1 (5,6)	u.NG.	56,6 (16,3)	0,1 (0,1)	50,2 (18,5)
Krematorium 4 (Flachbettofen)	68,2 (11,4)	47,4 (7,5)	u.NG.	84,0 (27,2)	0,1 (2,1)	30,7 (9,6)
Krematorium 5 (Flachbettofen)	34,8 (12,8)	114,9 (47,1)	u.NG.	131,9 (92,6)	2,4 (2,2)	11,5 (3,5)
Gesamt	39,1 (6,0)	72,2 (12,1)	-	77,4 (19,5)	2,6 (1,0)	20,8 (5,1)

Abbildung 5: Schwermetallfrachten der Modellaschen

Mittelwerte der Schwermetallfrachten der Modellaschen, (Königswasser DIN EN 13346:2001-04), (n=5), (Gesamt: n=25)



Quelle: Eigene Darstellung, Professur für Bodenökologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

3.2.3 Nährstofffrachten der Modellaschen

Die Nährstoffgesamtfrachten der Modellaschen nach Königswasseraufschluss (DIN EN 13346:2001-04) sind in Tabelle 11 und Abbildung 6 dargestellt. Hierfür wurden die Schwermetallgehalte (Königswasser DIN EN 13346:2001-04) mit den Probengewichten der Modellaschen nach Abtrennung metallischer Komponenten multipliziert. Es wird deutlich, dass die Nährstofffrachten der Aschen sowohl zwischen den Krematorien als auch zwischen den Proben der einzelnen Standorte deutliche Unterschiede aufweisen. Die Unterschiede der Calcium-, Phosphor und Natriumfrachten lassen sich durch unterschiedlich starke Beimengung von Knochenfragmenten in den Modellaschen erklären. Es wird deutlich, dass die Modellaschen aus Flachbettöfen mehr Knochen enthalten haben müssen. Aufgrund der händisch durchzuführenden Ascheentnahme mit Hilfe eines Aschegahens konnten offensichtlich mehr Rückstände vorangegangener Kremationen in den Öfen verbleiben und somit in die Modellaschen gelangen. Neben Knochenbeimengungen können unterschiedliche Elementfrachten der Särge und Abrieb von Schamottesteinen in den Öfen Ursachen für die variablen Nährstofffrachten der Modellaschen sein.

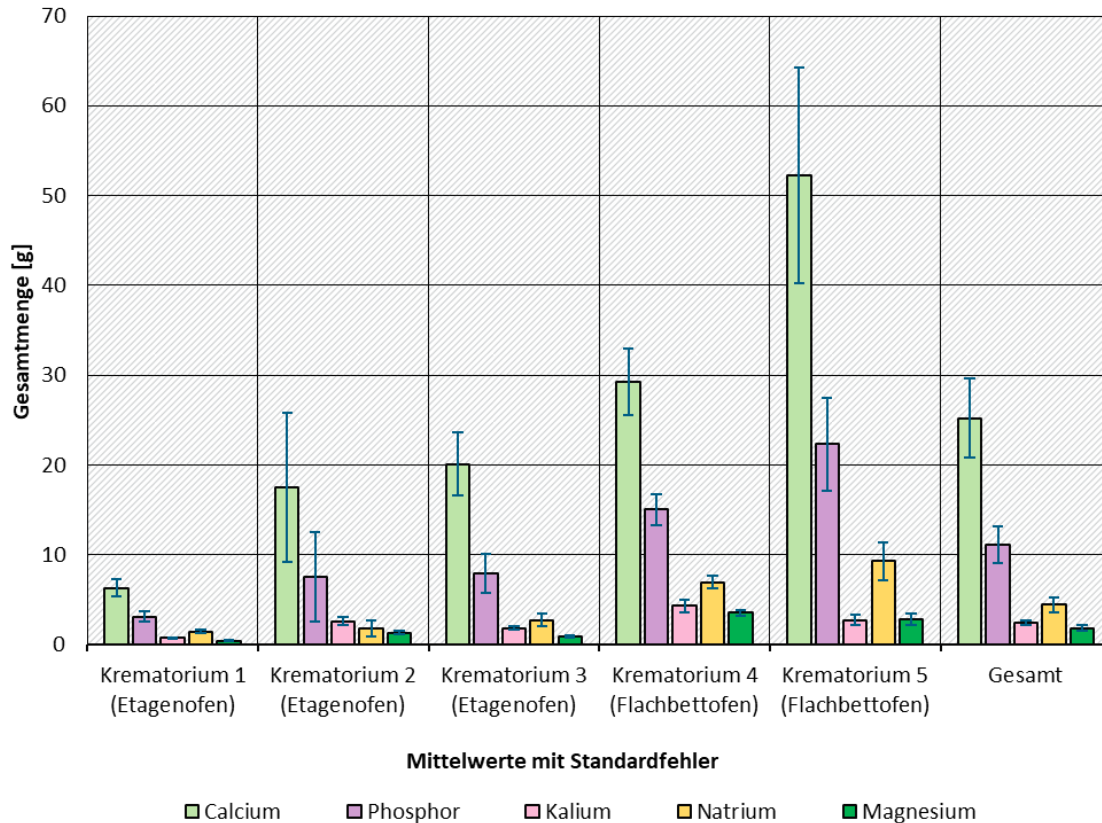
Tabelle 11: Nährstofffrachten der Modellaschen

Mittelwerte der Nährstofffrachten der Modellaschen, (Königswasser DIN EN 13346:2001-04), (n=5), (Gesamt: n=25), (SE = standard error)

Modellaschen	Calcium [g] (SE)	Phosphor [g] (SE)	Kalium [g] (SE)	Natrium [g] (SE)	Magnesium [g] (SE)
Krematorium 1 (Etagenofen)	6,3 (1,0)	3,1 (0,6)	0,7 (0,09)	1,4 (0,2)	0,4 (0,05)
Krematorium 2 (Etagenofen)	17,5 (8,3)	7,5 (5,0)	2,6 (0,4)	1,8 (0,9)	1,3 (0,2)
Krematorium 3 (Etagenofen)	20,1 (3,5)	7,9 (2,2)	1,8 (0,2)	2,7 (0,7)	0,9 (0,1)
Krematorium 4 (Flachbettöfen)	29,2 (3,7)	15 (1,7)	4,3 (0,7)	6,9 (0,7)	3,5 (0,3)
Krematorium 5 (Flachbettöfen)	52,2 (12,0)	22,3 (5,2)	2,7 (0,6)	9,3 (2,1)	2,8 (0,6)
Gesamt	25,2 (4,4)	11,1 (2,1)	2,4 (0,3)	4,4 (0,8)	1,8 (0,3)

Abbildung 6: Nährstofffrachten der Modellaschen

Mittelwerte der Nährstofffrachten der Modellaschen, (Königswasser DIN EN 13346:2001-04), (n=5), (Gesamt: n=25)



Quelle: Eigene Darstellung, Professur für Bodenökologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

3.2.4 Chrom in Modellaschen

Die höchsten Chromgehalte wurden in Modellaschen der Krematorien 3 und 4 gemessen, die geringsten in Proben von Krematorium 2 (Tabelle 12, Abbildung 7). Die Chromgehalte der Modellaschen wiesen sowohl zwischen den verschiedenen getesteten Kremationsöfen als auch zwischen den Aschen eines Ofens eine große Streuung auf (Abbildung 7). Für die Unterschiede der verschiedenen Kremationsanlagen sind höchstwahrscheinlich die verwendeten Materialien zur Wärmeisolierung und die Menge der verbauten chromhaltigen Stahllegierungen verantwortlich. Darüber hinaus ist anzunehmen, dass der Zustand und das Alter der verwendeten Metallbauteile einen Einfluss auf die Höhe der prozessbedingten Stoffeinträge haben können (Abbildung 30).

Über die Ursachen der Streuung zwischen den verschiedenen Proben eines Ofens können nur Vermutungen angestellt werden. Von den Anlagebetreibern zur Verfügung gestellte Protokolle zum Temperaturverlauf und Sauerstoffgehalt im Ofen während des Kremationsvorganges zeigten keine Auffälligkeiten.

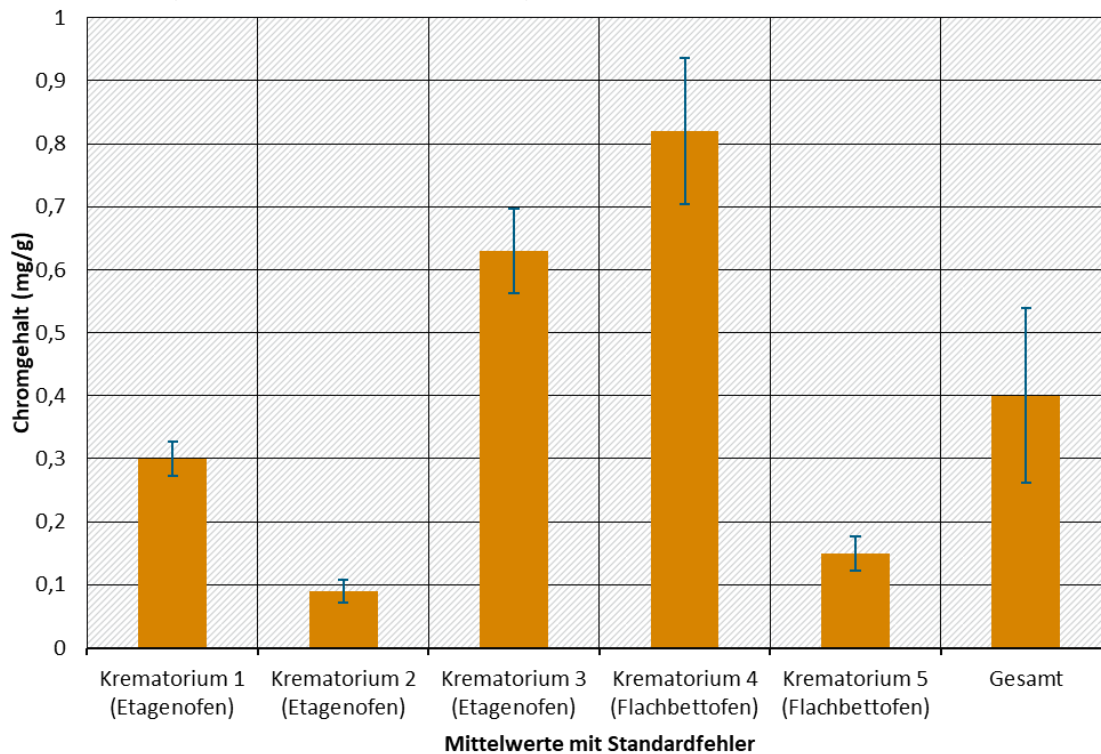
Tabelle 12: Chromgehalt der Modellaschen

Chromgehalte der Modellaschen, (Königswasser DIN EN 13346:2001-04), (Mittelwerte: n=5), (Gesamt: n=25), (SE = standard error)

Krematorium	Modellasje 1 [mg/g]	Modellasje 2 [mg/g]	Modellasje 3 [mg/g]	Modellasje 4 [mg/g]	Modellasje 5 [mg/g]	Mittelwert [mg] (SE)
Krematorium 1 (Etagenofen)	0,42	0,29	0,30	0,20	0,34	0,30 (0,03)
Krematorium 2 (Etagenofen)	0,12	0,06	0,14	0,12	0,03	0,09 (0,02)
Krematorium 3 (Etagenofen)	0,45	0,59	0,85	0,76	0,50	0,63 (0,07)
Krematorium 4 (Flachbettoven)	0,58	0,57	1,11	1,15	0,66	0,82 (0,12)
Krematorium 5 (Flachbettoven)	0,22	0,09	0,22	0,09	0,12	0,15 (0,03)
Gesamt	-	-	-	-	-	0,40 (0,14)

Abbildung 7: Chromgehalt der Modellaschen

Mittlere Chromgehalte der Modellaschen, (Königswasser DIN EN 13346:2001-04) (n=5), (Gesamt: n=25)



Quelle: Eigene Darstellung, Professur für Bodenökologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

In Tabelle 13 und in Abbildung 8 sind die in den Modellaschen enthaltenen Gesamtchrommengen in detaillierter Form dargestellt. Hierfür wurden die Chromgehalte (Königswasser DIN EN 13346:2001-04) (Tabelle 12) mit den Probengewichten der Modellaschen nach Abtrennung metallischer Komponenten multipliziert (Tabelle 9). Die Modellaschen der Krematorien 3 und 4 weisen die höchsten Gesamtchromfrachten mit durchschnittlich 65 mg bzw. 68 mg auf. Die Modellaschen mit den geringsten Chromfrachten von durchschnittlich 13 mg wurden im Krematorium 1 produziert. Die größten Streuungen innerhalb eines Kremationsofens weisen die Aschen der Krematorien 4 und 5 auf. Während die Aschen des Krematoriums 4 sowohl hohe Streuungen bezüglich der Chromgehalte und der erhaltenen Aschemengen aufweisen, ist die hohe Variabilität der eingetragenen Chrommengen bei Krematorium 5 hauptsächlich auf die unterschiedlichen Probengewichte zurückzuführen. Die durchschnittliche Chromfracht der Modellaschen betrug 39 mg.

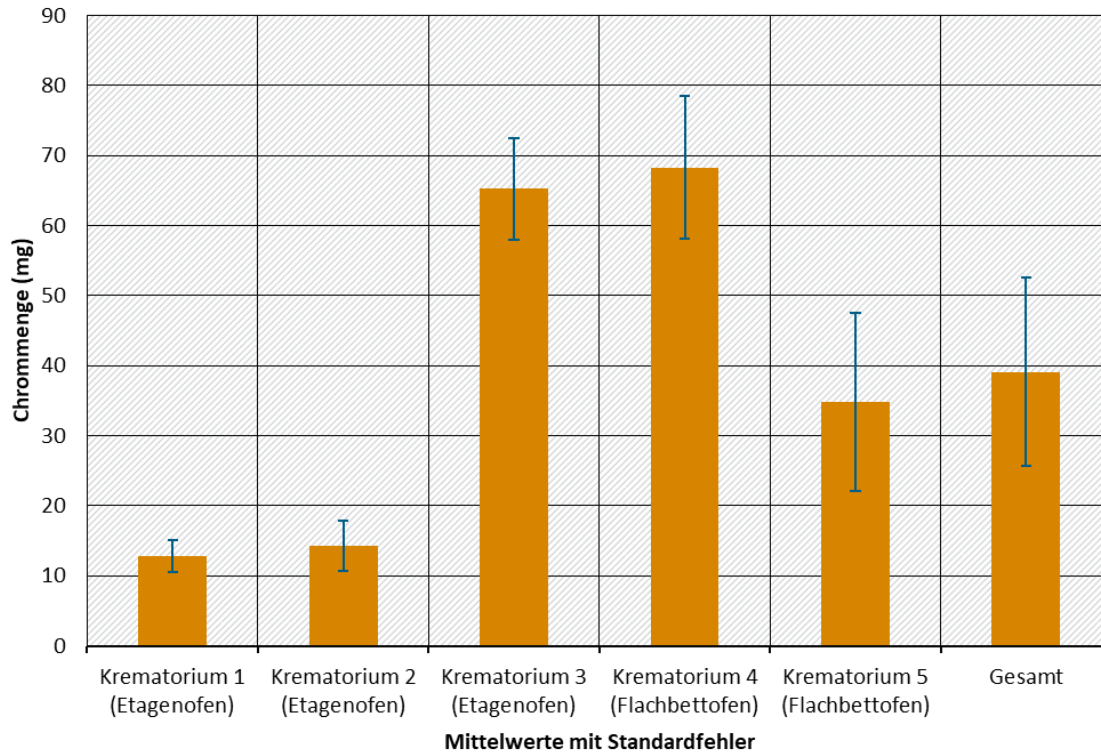
Tabelle 13: Gesamtchromfrachten der Modellaschen

Durchschnittlich Chromfrachten in Modellaschen, (Königswasser DIN EN 13346:2001-04), (Mittelwerte: n=5), (Gesamt: n=25), (SE = standard error)

Krematorium	Modellasche 1 [mg]	Modellasche 2 [mg]	Modellasche 3 [mg]	Modellasche 4 [mg]	Modellasche 5 [mg]	Mittelwert [mg] (SE)
Krematorium 1 (Etagenofen)	17,4	14,1	17,0	7,3	6,9	12,5 (2,3)
Krematorium 2 (Etagenofen)	29,3	8,5	14,5	15,1	5,2	14,5 (3,5)
Krematorium 3 (Etagenofen)	53,4	40,4	82,2	70,4	79,8	65,2 (7,2)
Krematorium 4 (Flachbettofen)	38,5	53,4	91,2	59,9	98,3	68,3 (10,2)
Krematorium 5 (Flachbettofen)	45,0	7,1	85,8	13,0	23,2	34,8 (12,8)
Gesamt	-	-	-	-	-	39,1 (13,5)

Abbildung 8: Gesamtchromfrachten der Modellaschen

Mittlere Chromfrachten in Modellaschen, (Königswasser DIN EN 13346:2001-04), (n=5), (Gesamt: n=25)



Quelle: Eigene Darstellung, Professur für Bodenökologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

In Tabelle 14, Tabelle 15 und Abbildung 9 sind die im Gleichgewichtsextrakt (Modellasche : 0,01 mol/l CaCl_2 im Verhältnis 1:50) extrahierbare leicht löslichen Chromfraktion, sowie der Chrom(VI)- Anteil für alle Modellaschen und Krematorien dargestellt. Der prozentuale Anteil des aus den Modellaschen löslichen Chroms weist sowohl zwischen den Proben der verschiedenen Krematorien, als auch zwischen den Proben eines Ofens erhebliche Schwankungen auf. Diese Unterschiede lassen sich teilweise über die stark unterschiedlichen Chromgehalte der Modellaschen erklären. Möglicherweise können darüber hinaus, durch Knochenbeimischungen und dem damit veränderten Chemismus einiger Aschen, unterschiedliche Lösungsverhalten der Chromverbindungen aus Modellaschen in den untersuchten Gleichgewichtsextrakten erklärt werden.

Für die Gesamtheit aller Modellaschen lassen sich durchschnittlich ca. 17 % des eingebrachten Chroms im Gleichgewichtsextrakt extrahieren. Das leicht lösliche Chrom liegt dabei vollständig als Chrom(VI)-Verbindungen vor.

Tabelle 14: Leicht lösliche Chromfraktion (Gesamt) in 1:50 Gleichgewichtsextrakten (Modellasche:0,01 mol/l CaCl₂-Lösung)

Von der eingebrachten Gesamtchrommenge extrahierbarer Chromanteil [%] in 1:50 Gleichgewichtsextrakten (Asche:0,01 mol/l CaCl₂-Lösung), Referenz: Königswasseraufschluss DIN EN 13346:2001-04, (Mittelwert: n=5), (Gesamt: n=25), (SE = standard error)

Krematorium	Modellasche 1	Modellasche 2	Modellasche 3	Modellasche 4	Modellasche 5	Mittelwert (SE)
Krematorium 1 (Etagenofen)	40,8	38,9	34,8	35,1	25,3	35,0 (2,4)
Krematorium 2 (Etagenofen)	27,9	12,7	14,5	11,7	10,2	15,4 (2,9)
Krematorium 3 (Etagenofen)	31,4	31,6	7,5	10,6	12,3	18,7 (4,7)
Krematorium 4 (Flachbettöfen)	8,4	6,6	11,7	5,0	7,0	7,7 (1,0)
Krematorium 5 (Flachbettöfen)	14,3	9,1	14,0	2,3	3,7	8,7 (2,2)
Gesamt	-	-	-	-	-	17,1 (2,4)

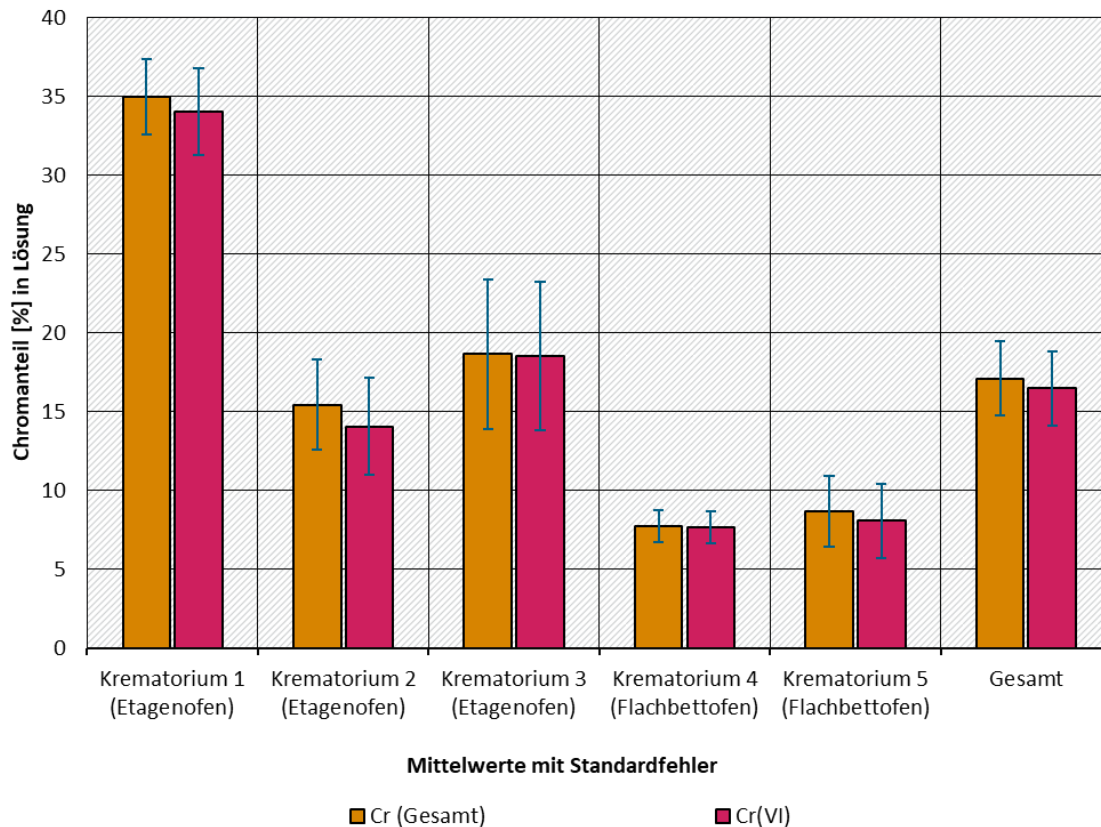
Tabelle 15: Leicht lösliche Chrom (VI)-fraktion in 1:50 Gleichgewichtsextrakten (Modellasche:0,01 mol/l CaCl₂-Lösung)

Von der eingebrachten Gesamtchrommenge extrahierbarer Chromanteil [%] in 1:50 Gleichgewichtsextrakten (Asche:0,01 mol/l CaCl₂-Lösung), Referenz: Königswasseraufschluss DIN EN 13346:2001-04, (Mittelwert: n=5), (Gesamt: n=25), (SE = standard error)

Krematorium	Modellasche 1	Modellasche 2	Modellasche 3	Modellasche 4	Modellasche 5	Mittelwert (SE)
Krematorium 1 (Etagenofen)	39,0	38,2	36,7	34,1	22,3	34,0 (2,7)
Krematorium 2 (Etagenofen)	26,5	12,9	14,1	11,3	5,6	14,1 (3,1)
Krematorium 3 (Etagenofen)	31,3	31,1	7,5	10,7	11,9	18,5 (4,7)
Krematorium 4 (Flachbettöfen)	8,2	6,6	11,7	4,8	6,9	7,6 (1,0)
Krematorium 5 (Flachbettöfen)	14,1	8,3	13,6	1,3	3,0	8,0 (2,4)
Gesamt	-	-	-	-	-	16,5 (2,4)

Abbildung 9: Leicht lösliche Chromfraktion in 1:50 Gleichgewichtsextrakten (Modellasche:0,01 mol/l CaCl₂-Lösung)

Extrahierbarer Chromanteil [%] von der Gesamtchrommenge in 1:50 Gleichgewichtsextrakten (Asche:0,01 mol/l CaCl₂-Lösung), Referenz: Königswasseraufschluss DIN EN 13346:2001-04, (n=5), (Gesamt: n=25)



Quelle: Eigene Darstellung, Professur für Bodenökologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

3.2.5 Abschätzung prozessbedingter Chromeinträge

Die in Abbildung 8 und in Tabelle 13 dargestellten Werte repräsentieren sowohl die prozessbedingten Chromeinträge der verwendeten Kremationstechnik als auch die stofflichen Einträge der verbrannten Särge. Da Chromeinträge durch die Särge von verschiedenen Faktoren, wie beispielsweise den Wuchsbedingungen bzw. -orten der Bäume abhängig sind, ist eine eindeutige Bestimmung der prozessbedingten Einträge nur schwer möglich. Untersuchungen von Niederberger et al. (2002) zum Schwermetallgehalt von Holzaschen ergaben Gehalte von durchschnittlich 0,06 mg Chrom pro Gramm Asche. Unter Verwendung dieser Berechnungsgrundlage wurde der durch den Kremationsprozess bedingte mittlere Chromeintrag mit ca. 0,34 mg pro Gramm Asche berechnet, was für die durchschnittliche Masse der Modellaschen einer absoluten Menge von ca. 32 mg Chrom entspricht. Für die weiterführenden Berechnungen zur Abschätzung der Schwermetalleinträge in Bestattungswäldern in Kapitel 3.5 wurde davon ausgegangen, dass die prozessbedingten Stoffeinträge durch die Verbrennung leerer Särge vollständig abgebildet werden konnten und somit den Einträgen unter realen Kremationsbedingungen entsprechen.

In Abbildung 10 werden die prozessbedingten Chromeinträge der Modellaschen in Abhängigkeit der verwendeten Ofentechnik dargestellt. Demnach wurden in Flachbettöfen mit

durchschnittlich 43 mg Chrom ca. 80 % mehr Chromverbindungen in die Modellaschen eingetragen als in Etagenöfen mit durchschnittlich 25 mg.

Aufgrund der in Etagenöfen bauartbedingt stärkeren Verwendung chrom- und nickelhaltiger Edelstähle stellen diese Zahlen ein überraschendes Ergebnis dar. Eine mögliche Erklärung für diese Befunde können höhere Chromgehalte in den verbauten Feuerfestmaterialien der Flachbettöfen sein. Darüber hinaus erscheint es möglich, dass durch den manuellen Abzug der Aschen mit Edelstahlwerkzeugen vom Boden des Ofens ein Abrieb der Schamotte und der verwendeten Werkzeuge einen stärkeren Chromaustrag aus Flachbettöfen bedingen.

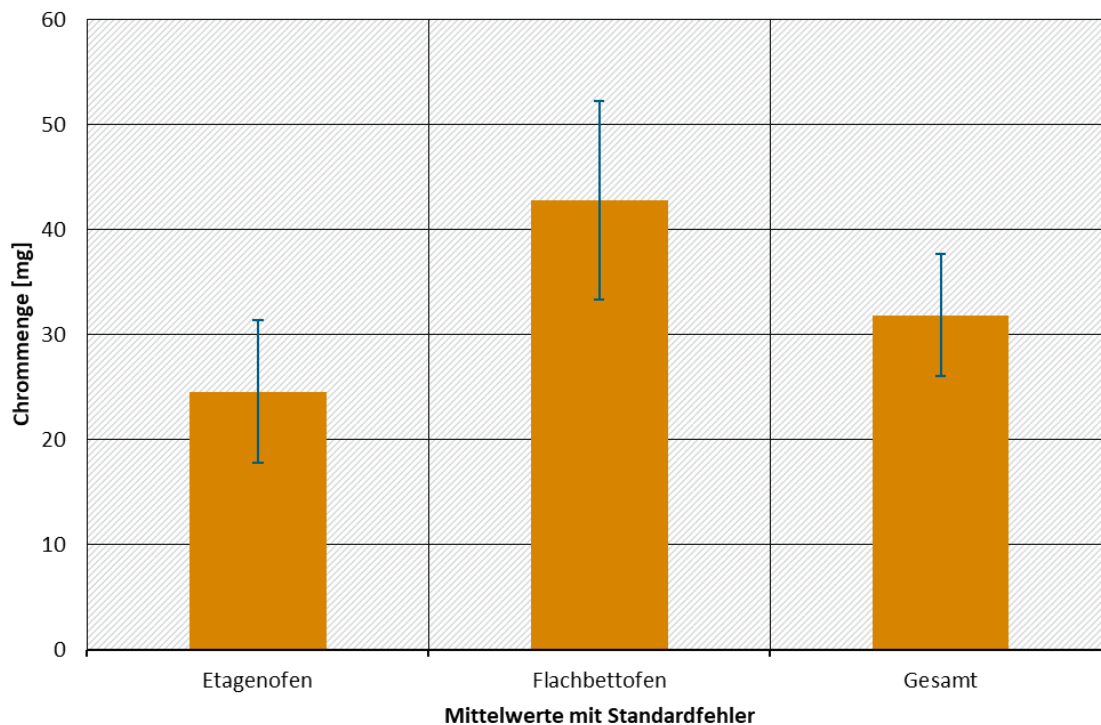
Tabelle 16: Prozessbedingte Chromeinträge in Abhängigkeit der verwendeten Ofentechnik

Absolute Chromeinträge in Modellaschen in Abhängigkeit der verwendeten Ofentechnik (Gesamtchrommenge - Chromeintrag (Sarg), Etagenöfen: n=15, Flachbettöfen: n=10, Gesamt: n=25), (SE = standard error)

Ofenbauart	Chromeinträge [mg] (SE)
Etagenöfen	24,6 (6,8)
Flachbettöfen	42,8 (9,5)
Gesamt	31,8 (5,8)

Abbildung 10: Prozessbedingte Chromeinträge in Abhängigkeit der verwendeten Ofentechnik

Absolute Chromeinträge in Modellaschen in Abhängigkeit der verwendeten Ofentechnik (Gesamtchrommenge - Chromeintrag (Sarg), Etagenöfen: n=15, Flachbettöfen: n=10, Gesamt: n=25)



Quelle: Eigene Darstellung, Professur für Bodenökologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

3.2.6 Teil B - Zwischenfazit

In fünf verschiedenen Kremationsöfen wurden durch die Verbrennung leerer Kiefernsäрге insgesamt 25 Modellaschen erzeugt. Die Analysen der Aschen zeigen, dass diese Chromverbindungen und Schwermetalle in sehr unterschiedlichen Mengen enthalten. Es ist davon auszugehen, dass die in den Aschen enthaltenen Mengen an Zink, Kupfer und Blei über die Hölzer der Särge eingebracht wurden, wohingegen Chrom und Nickel im Wesentlichen den Kremationsöfen entstammen. Es wurde festgestellt, dass die prozessbedingten Chromeinträge in Modellaschen für Flachbettöfen im Mittel 80 % höher waren als die untersuchten Einträge von Etagenöfen. Im Durchschnitt aller Proben wiesen die Modellaschen Chromfrachten in Höhe von 39 mg auf. Die Versuche zur Löslichkeit von Chrom aus Modellaschen haben gezeigt, dass die in Gleichgewichtsextrakten extrahierbare, leicht lösliche Chromfraktion, in Abhängigkeit der Chromgehalte und ashespezifischer Besonderheiten, stark variiert. Im Mittel konnten 17 % der Chromverbindungen in den Modellaschen in 1:50 Gleichgewichtsextrakten (Modellasche:0,01 mol/l CaCl_2 -Lösung) extrahiert werden, wobei diese vollständig als problematisches Chrom(VI) vorlagen.

3.3 Verhalten von Chrom im Unterboden von Bestattungswäldern (Teil C)

3.3.1 Bestimmung der leicht mobilisierbaren Chromfraktion in der Bodenlösung aus Modellasche-Boden-Mischungen im 1:2 Extrakt (0,01 mol/l CaCl_2) in Batchversuchen

Böden können aufgrund ihrer physikochemischen Eigenschaften Chrom sowohl immobilisieren als auch mobilisieren. In Tabelle 17 und in Abbildung 11 sind die in 1:2 Extrakten (Modellasche-Boden-Mischung 0,01 mol/l CaCl_2) extrahierbaren Anteile der in den eingebrachten Aschen enthaltenen Gesamtchrommengen dargestellt. Es wurden dabei keine signifikanten Unterschiede zwischen den Extrakten der verschiedenen Modellasche-Boden-Mischungen festgestellt. Das in den Experimenten in der Bodenlösung mobilisierte Chrom lag vollständig als problematische Chrom(VI)-Verbindungen vor. Tendenziell wurde in den Batchversuchen mit Beteiligung saurer Böden weniger Chrom in den Extrakten mobilisiert, was auf die Sorption von Chrom(VI)-Verbindungen an protonierten Eisen- und Aluminiumoxiden und -Hydroxiden zurückzuführen ist. Es zeigt sich deutlich, dass der extrahierbare und damit in Lösung befindliche Anteil der Gesamtchrommengen innerhalb der einzelnen Batchklassen einer hohen Streuung unterliegt. Dies ist einerseits auf die unterschiedlichen Chromgehalte der verschiedenen Modellaschen und andererseits höchstwahrscheinlich auf Beimischung von Calciumphosphaten aus Knochenfragmenten in einigen Aschen zurückzuführen, da diese mit Chrom(VI)-Verbindungen um Bindungsplätze in Böden konkurrieren (Bartlett and Kimble, 1976b; Zachara et al., 1989). Eine detaillierte Darstellung hinsichtlich der verschiedenen Krematorien ist im Anhang A.3.1 dargestellt.

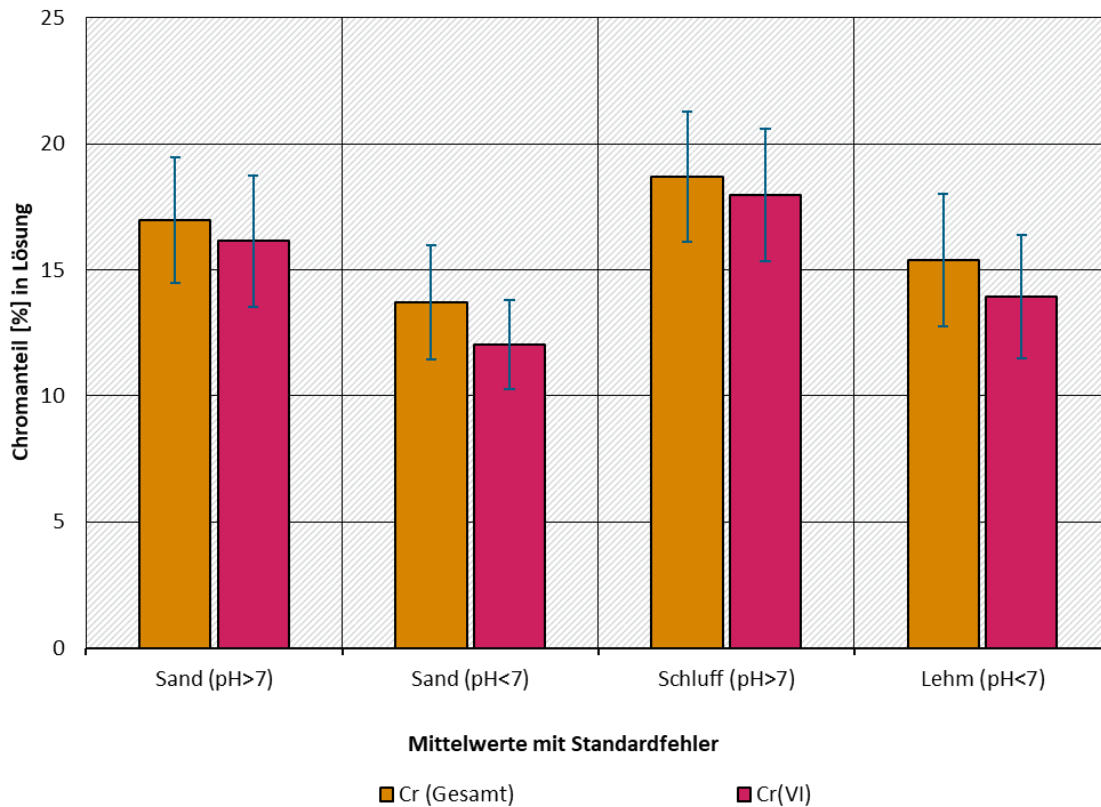
Tabelle 17: Batchversuche zur Bestimmung der leicht löslichen Chromfraktion in der Bodenlösung

Extrahierbarer Anteil [%] der Gesamtchrommenge in Modellasche-Boden-Mischungen im 1:2 Extrakt (0,01 mol/l CaCl₂), Referenz: Königswasseraufschluss DIN EN 13346:2001-04, (n=25), (SE = standard error)

	Modellasche: Sand (pH>7) (SE)	Modellasche: Sand (pH<7) (SE)	Modellasche: Schluff (pH>7) (SE)	Modellasche: Lehm (pH<7) (SE)
Chrom (Gesamt)	17,0 (2,5)	13,7 (2,3)	18,7 (2,6)	15,4 (2,6)
Chrom(VI)	16,1 (2,6)	12,0 (1,8)	18,0 (2,6)	13,9 (2,4)

Abbildung 11: Batchversuche zur Bestimmung der leicht löslichen Chromfraktion in der Bodenlösung

Extrahierbarer Anteil [%] der Gesamtchrommenge in Modellasche-Boden-Mischungen im 1:2 Extrakt (0,01 mol/l CaCl₂), Referenz: Königswasseraufschluss DIN EN 13346:2001-04, (n=25)



Quelle: Eigene Darstellung, Professur für Bodenökologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

3.3.2 Einfluss gelöster organischer Substanz auf die Mobilität und Speziierung von Chrom in Batchversuchen

In Tabelle 18 und in Abbildung 12 sind die in 1:50 Gleichgewichtsextrakten (Modellasche- DOM-Lösung 140 mg DOC/l) extrahierbaren prozentualen Anteile der eingebrachten Gesamtchrommengen dargestellt. Im Gegensatz zu den in Kapitel 3.2.4 beschriebenen Versuchen wurde anstelle einer 0,01 mol/l CaCl₂-Lösung eine Extraktionslösung mit einer DOC-Konzentration von 140 mg/l verwendet, um den Einfluss der im Sickerwasser gelösten organischen Substanz auf die Mobilisierung und Speziierung von Chrom aus Kremationsaschen in Bestattungswäldern zu bestimmen. Die Ergebnisse zeigen, dass in den Versuchen durchschnittlich 24 % des Chroms aus den Modellaschen gelöst und somit mobilisiert werden können. Das in den Extrakten gelöste Chrom lag dabei als problematische Chrom(VI)-Verbindungen vor (Abbildung 12). Durch die gelöste organische Substanz in der Extraktionslösung wurde im Schnitt 28 % mehr Chrom aus den Modellaschen gelöst als in 1:50 Gleichgewichtsextrakten (1:50) mit 0,01 mol/l CaCl₂-Lösung (siehe Kapitel 3.2.4). Somit zeigen die Untersuchungen, dass im Sickerwasser gelöste organische Substanz die Mobilität von Chrom(VI)-Verbindungen aus Modellaschen in Unterböden von Bestattungswäldern erhöhen kann und somit einen Einfluss auf die Verlagerbarkeit und Bioverfügbarkeit von Chrom haben. Folglich können hohe DOC-Gehalte in der Bodenlösung zu einer verstärkten Freisetzung von Chrom(VI)-Verbindungen aus Aschen führen. Organische Substanz in Böden, speziell Huminsäuren, wurde von verschiedenen Autoren als dominantes Reduktionsmittel bzw. Elektronenreservoir für die Reduktion von Chrom(VI)-Verbindungen zu Chrom(III)-Verbindungen benannt (Adriano, 2001; Bartlett and Kimble, 1976b; Bloomfield and Pruden, 1980; Nakayasu et al., 1999). In den durchgeführten Experimenten konnte keine Reduzierung der gelösten Chrom(VI)-Verbindungen beobachtet werden.

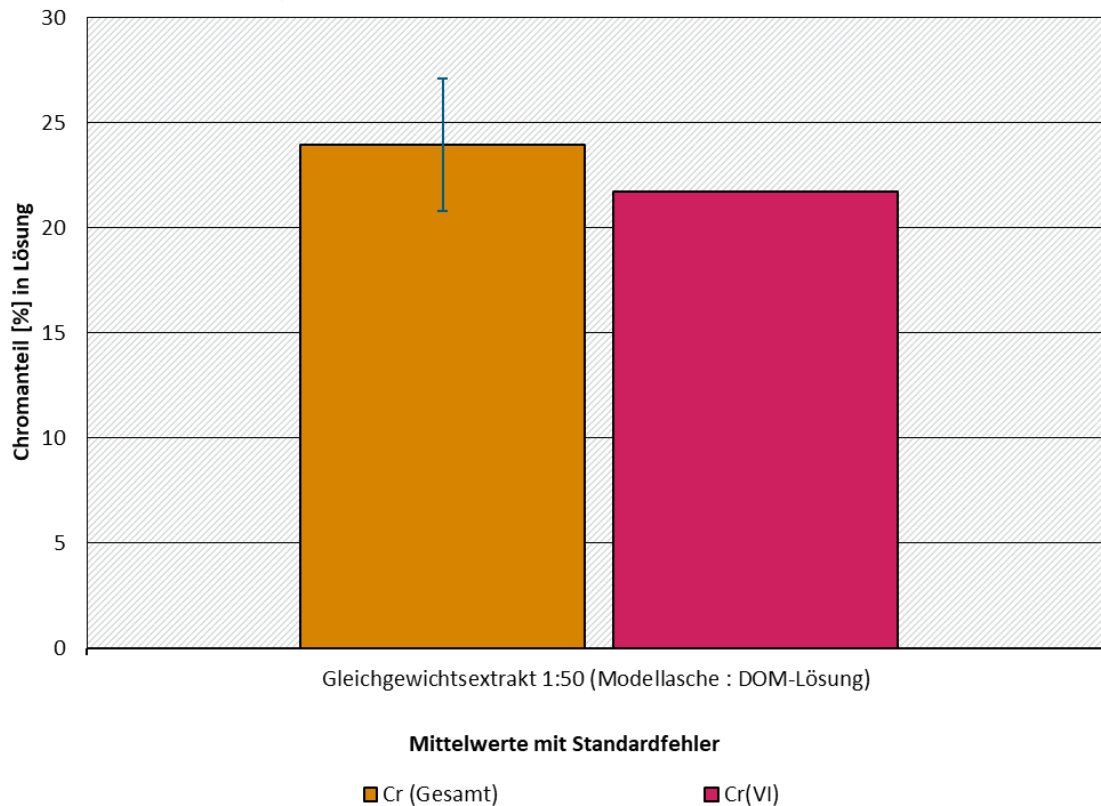
Tabelle 18: Einfluss von gelöster organischer Substanz (DOM) auf die Mobilität und Speziierung von Chrom

Extrahierbarer Anteil [%] der Gesamtchrommenge in 1:50 (Modellasche- DOM-Lösung 140 mg DOC/l) – Extrakten, Referenz: Königswasseraufschluss DIN EN 13346:2001-04, (n=25), (SE = standard error)

	Gleichgewichtsextrakt 1:50 (Modellasche: DOM-Lösung 140 mg DOC/l) (SE)
Chrom (Gesamt)	23,9 (3,15)
Chrom (VI)	21,7 (2,9)

Abbildung 12: Einfluss von gelöster organischer Substanz (DOM) auf die Mobilität und Spezierung von Chrom

Extrahierbarer Anteil [%] der Gesamtchrommenge in 1:50 (Modellasche- DOM-Lösung 140 mg DOC/l) – Extrakten, Referenz: Königswasseraufschluss DIN EN 13346:2001-04, (n=25)



Quelle: Eigene Darstellung, Professur für Bodenökologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

3.3.3 Einfluss des pH-Wertes des Bodens auf die Mobilisierung bzw. Freisetzung von Chrom in kleinmaßstäblichen Perkolationsversuchen

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass der Säurestatus der Böden einen entscheidenden Einfluss auf die Mobilität bzw. die Freisetzung von Chrom aus Modellaschen in den Unterböden von Bestattungswäldern hat. Aus Perkolationszylindern mit basischen Bodensubstraten wurden signifikante Mengen des mit den Modellaschen eingebrachten Chroms freigesetzt bzw. ausgewaschen (siehe Tabelle 19 und Abbildung 13). Aus basischen Substraten mit einer groben Bodentextur (Sand pH>7) wurden in den Perkolationsversuchen durchschnittlich 49 % des enthaltenen Chroms eluiert bzw. ausgewaschen. Durchschnittlich 82 % der in den Eluaten gemessenen Chromverbindungen lagen dabei in der problematischen Form Chrom(VI) vor. Aus Proben mit basischem, schluffigem Bodensubstrat wurden im Mittel 61 % des eingebrachten Chroms in den Eluaten nachgewiesen. Durchschnittlich 85 % der gelösten Verbindungen lagen dabei als Chrom(VI) vor. In Perkolationszylindern mit sauren Bodensubstraten und grober Textur (Sand pH<7) konnten Chromverbindungen aus Modellaschen nahezu vollständig im Boden gebunden werden (siehe Abbildung 14). Nur 2 Prozent der enthaltenen Chromverbindungen wurden in den Eluaten gefunden. In sauren Bodensubstraten mit einer feineren Textur und einem höheren Tongehalt (Lehm pH<7) war der Boden in der Lage Chromverbindungen der Modellasche vollständig zu binden, sodass kein Austrag aus den Perkolationszylindern in den Eluaten festgestellt wurde (siehe Abbildung 14). Diese Ergebnisse

bestätigen die eingangs beschriebene Grundannahme, dass der pH-Wert des Bodens eine entscheidende Rolle auf die Mobilität und damit auf die Verlagerbarkeit und Bioverfügbarkeit von Chrom in Böden hat. Trotz der hohen Alkalität der Asche und des geringen Bodenvolumens in den Perkolationszylindern konnten Chromverbindungen nahezu vollständig gepuffert werden. Darüber hinaus zeigen die Ergebnisse, dass der Tongehalt der Böden über die Anzahl der verfügbaren Sorptionsplätze und die Beeinflussung der Verweilzeit des Sickerwassers im Boden einen Einfluss auf die Mobilität von Chrom(VI)-Verbindungen in Böden hat.

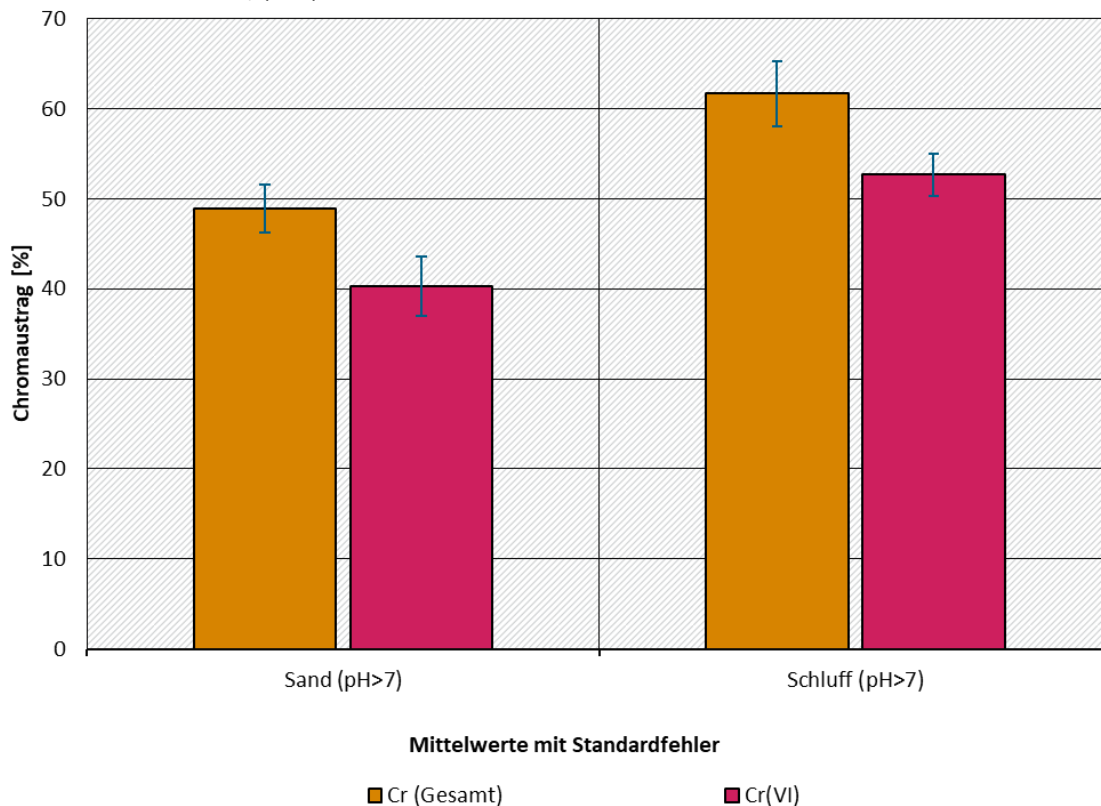
Tabelle 19: Einfluss des pH-Wertes auf die Freisetzung von Chrom aus Modellaschen in verschiedenen Unterbodensubstraten

In Perkolat ausgetragener gelöster Anteil [%] der Gesamtchrommenge, Referenz: Königswasseraufschluss DIN EN 13346:2001-04, (n=3), (SE = standard error)

	Sand (pH>7) (SE)	Sand (pH<7) (SE)	Schluff (pH>7) (SE)	Lehm (pH<7) (SE)
Chrom (Gesamt)	48,9 (2,7)	1,9 (0,1)	61,3 (3,6)	0,0 (0,0)
Chrom (VI)	40,3 (3,3)	0,62 (0,3)	52,7 (2,4)	0,0 (0,0)

Abbildung 13: Perkolationsversuch zur Freisetzung von Chrom aus Modellaschen in Unterbodensubstraten mit basischem pH-Wert (pH>7)

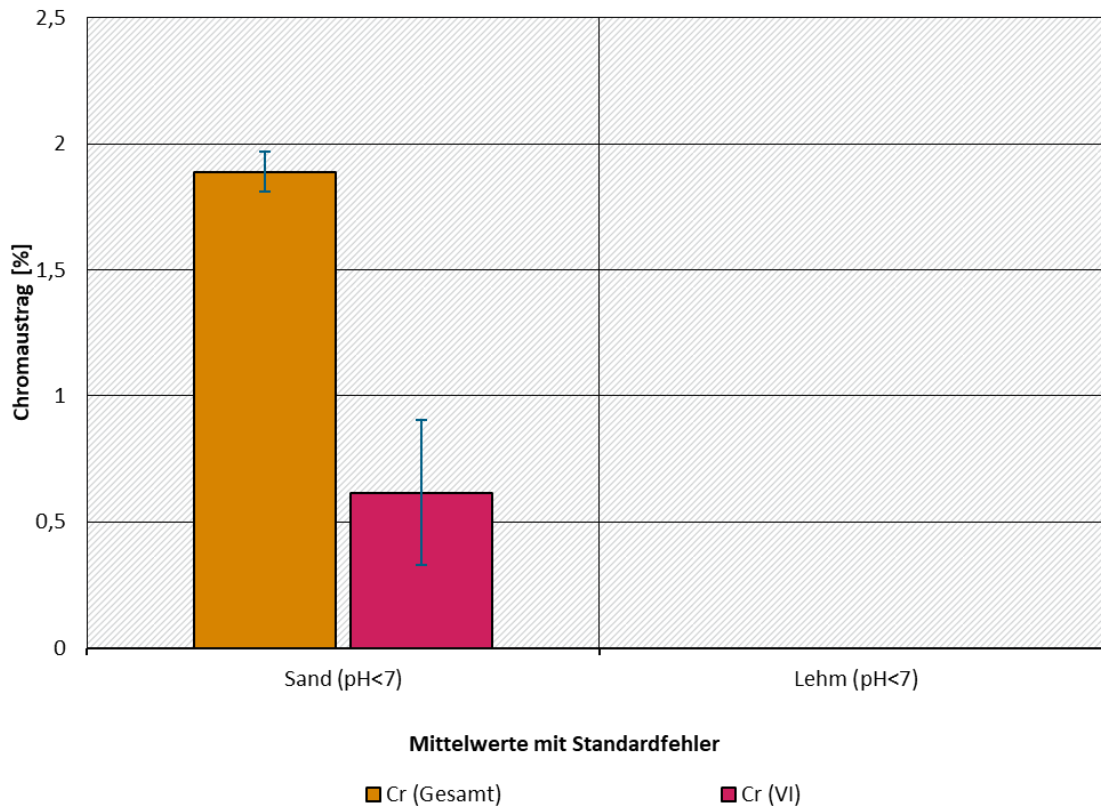
Ausgetragener gelöster Anteil [%] der Gesamtchrommenge, Referenz: Königswasseraufschluss DIN EN 13346:2001-04, (n=3)



Quelle: Eigene Darstellung, Professur für Bodenökologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

Abbildung 14: Perkulationsversuch zur Freisetzung von Chrom aus Modellaschen in Unterbodensubstraten mit saurem pH-Wert (pH<7)

Ausgetragener gelöster Anteil [%] der Gesamtchrommenge, Referenz: Königswasseraufschluss
DIN EN 13346:2001-04, (n=3)



Quelle: Eigene Darstellung, Professur für Bodenökologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

3.3.4 Einfluss des Redoxpotentials der Bodenlösung auf die Mobilität und Spezierung von Chrom aus Modellaschen

Die Ergebnisse der Untersuchungen zeigen, dass die Redoxspannung der Bodenlösung einen Einfluss auf die Spezierung und damit auf die Mobilität von Chrom aus Modellaschen in Böden hat. In den Proben mit basischem Bodensubstrat befanden sich 6 Stunden nach der simulierten Überflutung 100 % des eingebrachten Chroms in Lösung. Das Chrom in der Bodenlösung lag dabei zu 96 % als problematische Chrom(VI)-Verbindungen vor. Nach dem Absinken des Redoxpotentials, 192 Stunden nach der simulierten Überflutung, befanden sich noch ca. 58 % des eingebrachten Chroms in der Bodenlösung, wobei dieses zu 94 % in der Form Chrom(VI) vorlag. Durch die Absenkung des Redoxpotentials konnten somit 43 % der in Lösung befindlichen und im basischen Milieu mobilen Chrom(VI)-Verbindungen zu Chrom(III)-Verbindungen reduziert werden. Diese werden im neutralen und basischen Milieu als schwer wasserlösliches Chromhydroxid ($\text{Cr}(\text{OH})_3$) ausgefällt und somit immobilisiert. In den Versuchsproben mit saurem Bodensubstrat konnte 6 Stunden nach der simulierten Überflutung durchschnittlich 14 % des in den Modellaschen enthaltenen Chroms in der Bodenlösung nachgewiesen werden. Dieses lag zu 66 % als Chrom(VI)-Verbindungen vor. Offensichtlich waren zu diesem Zeitpunkt bereits ca. 85 % der Chromverbindungen an Sorbenten wie Eisen- und Aluminiumoxiden und -Hydroxiden gebunden und lagen somit nicht in gelöster, mobiler Form vor. Nach dem Absinken des Redoxpotentials wurde in den Versuchsproben mit saurem

Bodensubstrat noch 3 % des eingebrachten Chroms in der Bodenlösung nachgewiesen, welches zu 62 % in der Form Chrom(VI) vorlag. Folglich wurden im Zeitraum der Absenkung der Redoxspannung in sauren Proben 82 % der in Lösung befindlichen Chrom(VI)-Verbindungen immobilisiert. Dabei kann nicht differenziert werden, ob Chrom(VI)-Verbindungen im sauren Milieu an der Bodenfestphase adsorbiert oder zu immobilem Chrom(III) reduziert wurden.

Die Untersuchungen zeigen, dass eine Absenkung des Redoxpotentials besonders in Böden mit einem basischem pH-Wert die Retention von Chrom erhöhen kann. Nichtsdestotrotz zeigen die Ergebnisse auch, dass auch nach Erreichen eines niedrigen Redoxpotentials signifikante Mengen des vorhandenen Chroms in Form gelöster Chrom(VI)-Verbindungen vorliegen was auf eine relative langsame Reaktionskinetik hindeutet. Aus diesem Grund sollte ein Kontakt von Kremationsaschen mit Grundwasser bzw. langfristig wassergesättigten Bodenschichten konsequent vermieden werden. Auch in Böden mit einer sauren Bodenreaktion ist davon auszugehen, dass sich nach dem Kontakt der Asche mit dem Grundwasser über einen längeren Zeitraum erhebliche Mengen Chrom(VI) in Lösung befinden und somit über Diffusions- und Fließprozesse im Wasserkörper verlagert werden können. Darüber hinaus muss bei einer weiteren Absenkung des Redoxpotentials mit einer erneuten Freisetzung von Chrom gerechnet werden. Durch Reduktion von Eisen- und Aluminiumoxiden und Hydroxiden unter stark anaeroben Bedingungen können in basischen Böden gebundene Chrom(III)-Verbindungen und in sauren Böden sorbierte Chrom(VI)-Verbindungen erneut mobilisiert werden und das Grundwasser kontaminieren.

Der in der Tabelle 20 und Abbildung 15 dargestellte Gesamtchromwert für Böden mit basischem pH-Wert zeigt an, dass bei der Probennahme mit hohem Redoxpotential mehr Chrom in der Bodenlösung enthalten war, als mit den Modellaschen in die Versuche eingebracht wurde. Als Referenz für die Berechnung des Chromeintrages wurden die Analyseergebnisse der Königswasseraufschlüsse der Modellasche herangezogen, wofür gemahlene Ascheproben verwendet wurden. Für die Versuche in diesem Kapitel wurden hingegen ungemahlene Modellaschen verwendet, was aufgrund einer anzunehmenden heterogenen Verteilung der Chromverbindungen in der Asche zu einem höheren tatsächlichen Chromeintrag in die Versuchsproben geführt hat.

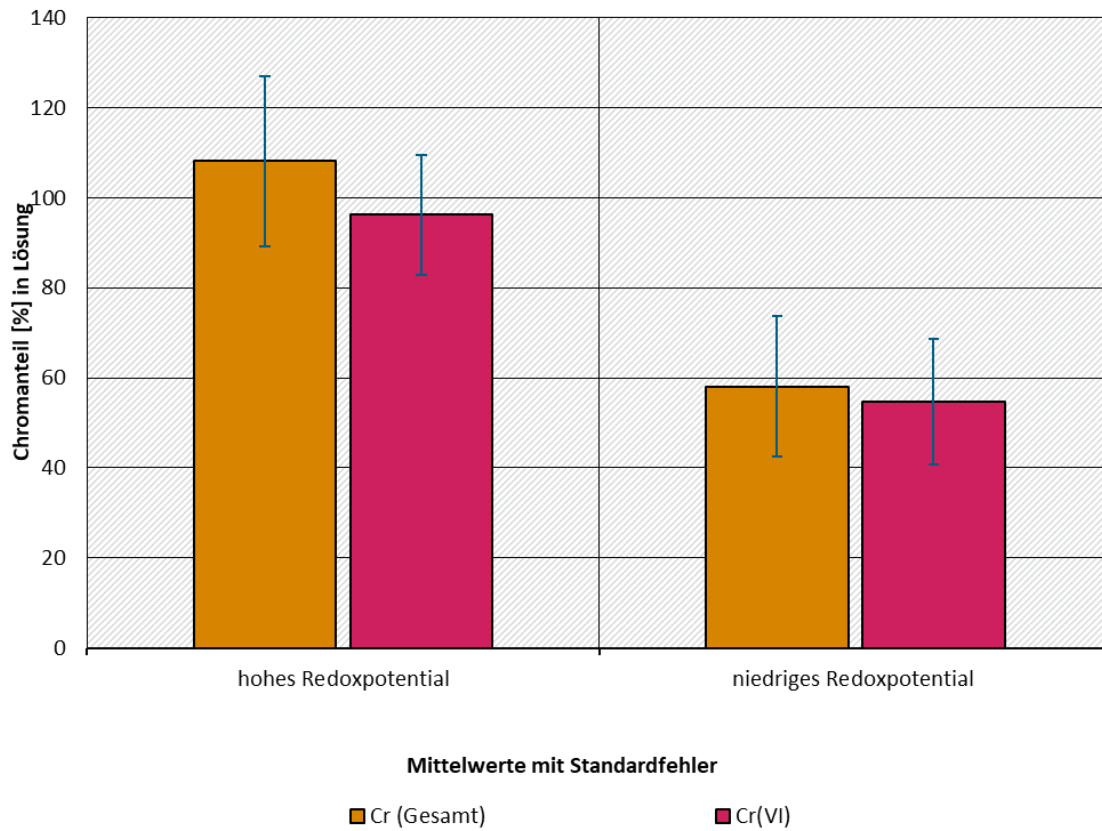
Tabelle 20: Einfluss des Redoxpotentials auf die Freisetzung von Chrom aus Modellaschen in verschiedenen Unterbodensubstraten

Gelöster Anteil [%] der Gesamtchrommenge in der Bodenlösung, Referenz: Königswasseraufschluss DIN EN 13346:2001-04, (n=3), (SE = standard error)

	pH>7 hohes Redoxpotential (SE)	pH>7 niedriges Redoxpotential (SE)	pH<7 hohes Redoxpotential (SE)	pH>7 niedriges Redoxpotential (SE)
Chrom (Gesamt)	108,2 (18,9)	58,1 (15,6)	13,7 (2,9)	2,6 (0,5)
Chrom (VI)	96,2 (13,4)	54,6 (14,0)	9,1 (2,3)	1,6 (0,1)

Abbildung 15: Einfluss des Redoxpotentials auf die Freisetzung von Chrom aus Modellaschen in basischen Unterböden (pH>7)

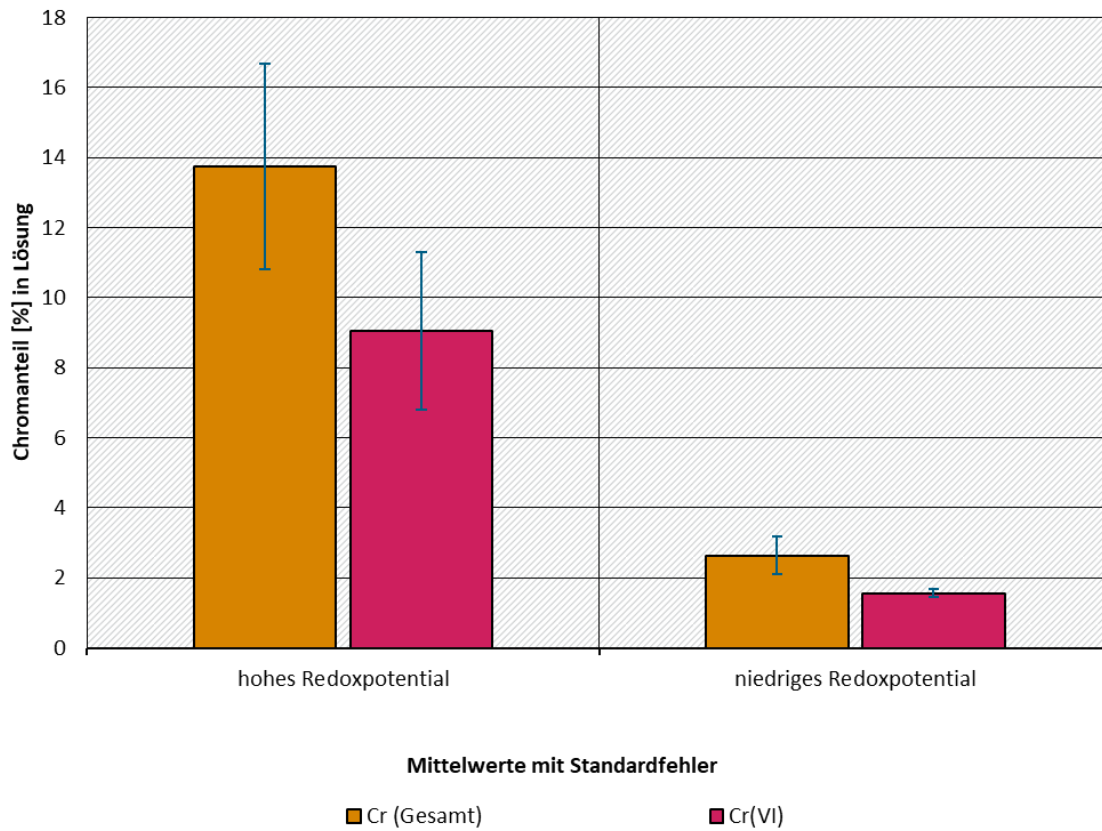
Gelöster Anteil [%] der Gesamtchrommenge in der Bodenlösung, (Referenz: Königswasseraufschluss DIN EN 13346:2001-04), (n=5)



Quelle: Eigene Darstellung, Professur für Bodenökologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

Abbildung 16: Einfluss des Redoxpotentials auf die Freisetzung von Chrom aus Modellaschen in sauren Unterböden (pH<7)

Gelöster Anteil [%] der Gesamtchrommenge in der Bodenlösung, (Referenz: Königswasseraufschluss DIN EN 13346:2001-04), (n=5)



Quelle: Eigene Darstellung, Professur für Bodenökologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

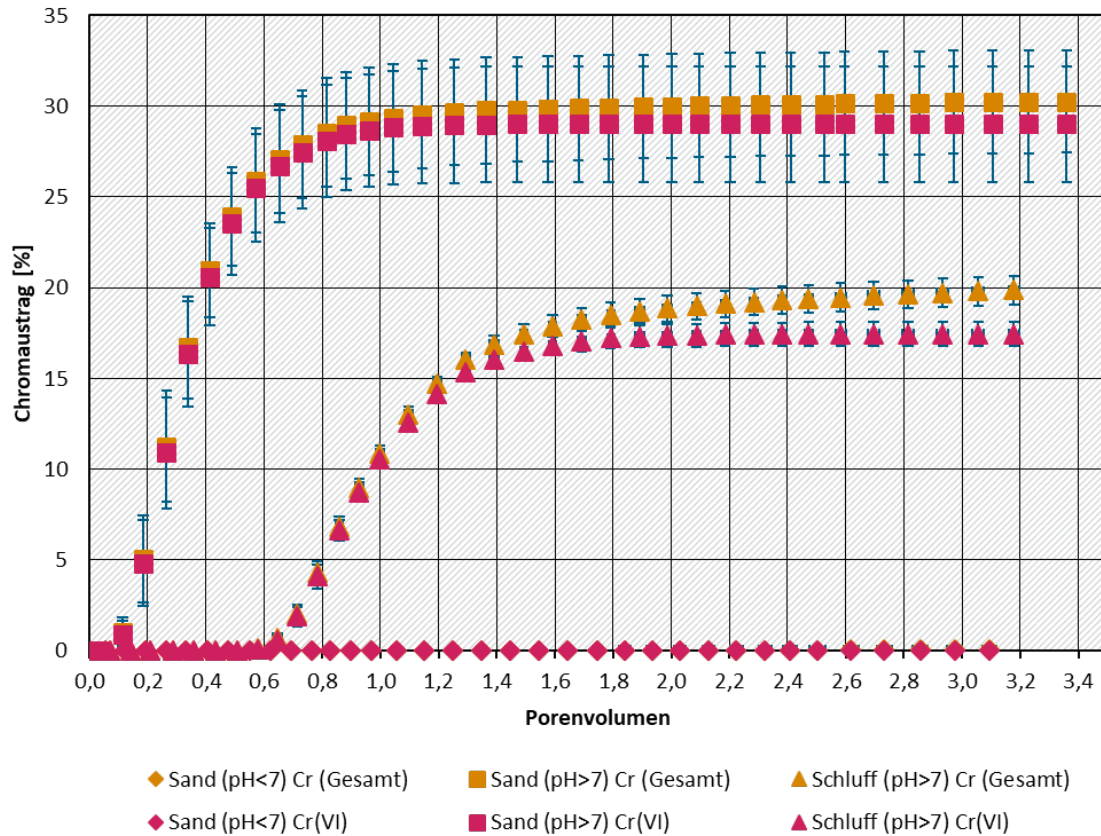
3.3.5 Langzeituntersuchungen zur Freisetzung von Chrom aus Modellaschen in Laborlysimetern

Die Ergebnisse der Langzeituntersuchungen an Laborlysimetern zeigen, dass die getesteten Bodensubstrate Chrom(VI)-Verbindungen aus Modellasche in sehr unterschiedlichem Maße retinieren bzw. freisetzen können. Aus den Versuchssäulen mit sandigem Bodensubstrat und saurer Bodenreaktion (Sand $\text{pH} < 7$) (Tabelle 3) konnte über den gesamten Beobachtungszeitraum von zehn Monaten kein Chromaustrag beobachtet werden (Abbildung 17 und Abbildung 18). Diese Ergebnisse liegen im Einklang mit den eingangs beschriebenen Grundannahmen zum Verhalten von Chrom in Böden bzw. stimmen mit den Ergebnissen der Untersuchungen zum Einfluss des pH-Wertes auf die Mobilität von Chrom überein (siehe Kapitel 3.3.3). Da das in der Modellasche enthaltene Chrom in der Form von Chrom(VI)-Verbindungen vorlag, muss dieses an Fe(III)- und Al(III)-Oxiden im Boden gebunden und gegen eine Verlagerung geschützt worden sein. Aus den Versuchssäulen mit sandigem Bodensubstrat und basischem pH-Wert (Sand $\text{pH} > 7$) (Tabelle 3) wurden über den Versuchszeitraum von 10 Monaten ca. 30 % des enthaltenen Chroms ausgewaschen (Abbildung 17). Dabei lag das in den Eluaten analysierte Chrom zu 95 % als problematische Chrom(VI)-Verbindungen vor. Die höchste Chromkonzentration in den Eluaten betrug 2,6 mg/l und wurde nach dem Austausch von 0,3 Porenvolumen der Säulen (ca. 1,1 l) gemessen (Abbildung 18). Aufgrund der geringen Wasserhaltekapazität und der damit verbundenen guten Drainage des sandigen Bodens wurde aus den Versuchssäulen bereits nach Austausch von 0,1 Porenvolumen (ca. 0,4 Liter) der erste Chromaustrag registriert und nach dem Austausch eines gesamten Porenvolumens (ca. 3,9 Liter) war die Auswaschung der mobilisierbaren Chromverbindungen vollständig abgeschlossen (Abbildung 17). Diese Ergebnisse decken sich ebenfalls mit den in Kapitel 1.3 beschriebenen Grundlagen über das Verhalten von Chrom(VI)-Verbindungen in Böden, sowie den Untersuchungen zum Einfluss des pH-Wertes auf die Mobilität von Chrom (siehe Kapitel 3.3.3). Die in der Modellasche enthaltenen Chrom(VI)-Verbindungen besitzen in neutralen und alkalischen Böden eine hohe Mobilität und können mit dem Sickerwasser in tiefere Bodenhorizonte verlagert werden. Folglich geht von hochgiftigen Chrom(VI)-Verbindungen aus Kremationsaschen in Unterböden von sandigen, basischen Böden eine Gefahr für eine Kontamination des Grundwassers aus. Trotz der Mobilisierung von nahezu einem Drittel des eingebrachten Chroms wurden ca. 70 % der Verbindungen in der Bodensäule zurückgehalten. Da das in den Modellaschen enthaltene Chrom nahezu vollständig als mobile Chrom(VI)-Verbindungen vorlag (siehe 3.3.3), ist davon auszugehen, dass dieses an der organischen Substanz des Gazebeutels adsorbiert bzw. zu immobilen Chrom(III)-Verbindungen reduziert wurde, wodurch keine Verlagerung im Boden stattfinden konnte. Aus den Versuchssäulen mit schluffigem, basischem Boden (Schluff $\text{pH} > 7$) (Tabelle 3) wurde über den Versuchszeitraum von 10 Monaten ca. 20 % des eingebrachten Chroms mobilisiert bzw. ausgetragen, davon 88 % als problematische Chrom(VI)-Verbindungen (Abbildung 17). Die maximale Chromkonzentration in den Eluaten betrug 1,1 mg/l und wurde nach dem Austausch von ca. 0,9 Porenvolumen gemessen (Abbildung 18). Aufgrund der höheren Wasserhaltekapazität des Bodens fand der erste Chromaustrag im Vergleich zu dem gröberen basischen Boden Sand ($\text{pH} > 7$) erst deutlich verzögert nach dem Austausch von 0,6 Porenvolumen statt. Während die Chromauswaschung im basisch, sandigen Substrat sehr schnell erfolgte, wurde Chrom aus dem basisch, schluffigen Bodensubstrat bedeutend langsamer freigesetzt. Im Boden der Versuchssäulen konnte bezogen auf die eingebrachte Gesamtchrommenge 10 % mehr Chrom zurückgehalten werden als in den Säulen mit sandig, basischem Boden. Es ist davon auszugehen, dass die Sorption an der organischen Substanz der Gazebeutel bzw. die Reduzierung zu immobilen Chrom(III)-Verbindungen aufgrund der längeren Verweilzeit im Boden in stärkerem Umfang stattfand. Auch in dem feinkörnigeren basischen Unterbodensubstrat wurde Chrom in

signifikantem Umfang verlagert. Folglich besteht auch in diesen Böden eine Gefahr der Kontamination des Grundwassers durch Chrom(VI)-Verbindungen aus Kremationsaschen.

Abbildung 17: Langzeituntersuchungen zur Freisetzung von Chrom aus Modellaschen in Laborlysimetern, Summenkurven

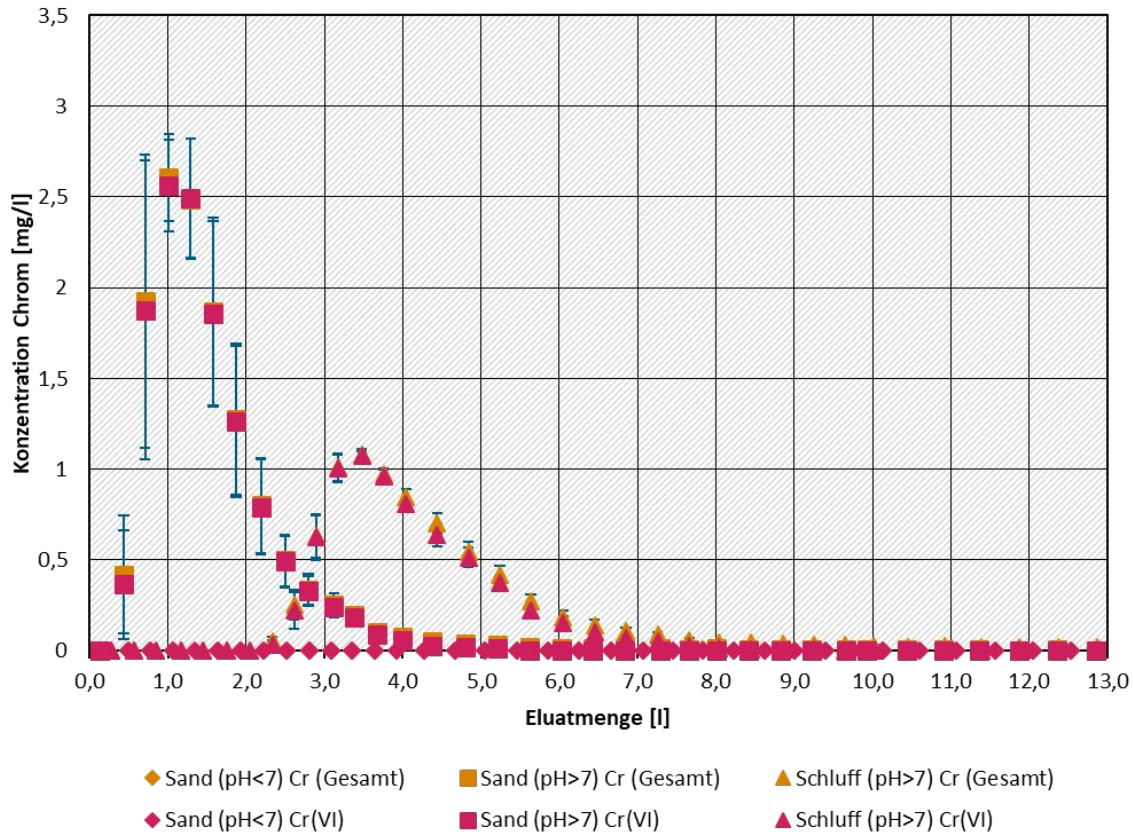
Mobilisierter, gelöster Anteil [%] der Gesamtchrommenge, (Referenz: Königswasseraufschluss DIN EN 13346:2001-04), Darstellung als Mittelwerte und Standardfehler, (n=3)



Quelle: Eigene Darstellung, Professur für Bodenökologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

Abbildung 18: Langzeituntersuchungen zur Freisetzung von Chrom aus Modellaschen in Laborlysimetern, Eluatkonzentrationen

Chromkonzentrationen in den Eluaten, Darstellung als Mittelwerte und Standardfehler, (n=3)



Quelle: Eigene Darstellung, Professur für Bodenökologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

3.3.6 Teil C - Zwischenfazit

Die Untersuchungen zum Verhalten von Chromverbindungen im Unterboden von Bestattungswäldern haben gezeigt, dass der pH-Wert des Bodens die maßgeblich bestimmende Bodeneigenschaft für die Verlagerung von Chrom aus Kremationsaschen darstellt, da dieser maßgeblich die Affinität von Chrom zu Eisen- und Aluminiumoxiden und Hydroxiden steuert. Es ist davon auszugehen, dass in schwach sauren Böden mit einer sich vollziehenden Silikatverwitterung (pH<6,5) ausreichend Sorbenten für die Bindung aschebürtiger Chrom(VI)-Verbindungen zur Verfügung stehen und die Affinität von Chrom zu den Sorbenten hoch ist. In neutralen und basischen Böden hingegen nimmt die Affinität der anionisch vorliegenden Chrom(VI)-Verbindungen stark ab und damit die Mobilität im Boden zu. In Böden mit einer stark sauren Bodenreaktion (pH<4) nimmt die Mobilität von im Boden gebundenen kationischen Chrom(III)-Verbindungen aber auch die Mobilität der ebenfalls in Kremationsaschen enthaltenen Schwermetalle Nickel, Zink, Kupfer, Blei zu. Folglich besteht in Bestattungswäldern mit einer stark sauren Bodenreaktion die Gefahr einer Verlagerung kationischer Schwermetallspezies. Aufgrund der dargestellten Erkenntnisse über das Mobilitätsverhalten von Chrom aus Modellaschen und der Erkenntnislage zur Mobilität kationischer Schwermetallspezies ist davon auszugehen, dass der sichere Betrieb von Bestattungswäldern auf Böden mit einem pH-Wert zwischen 4 und 6,5 möglich und eine Kontamination des Grundwassers durch Schwermetalle aus Kremationsaschen nicht zu erwarten ist.

Weiterhin haben die Untersuchungen zum Verhalten von Chrom im Unterboden einen Einfluss des Redoxpotentials der Bodenlösung auf die Spezierung und damit auf die Mobilität von Chromverbindungen in Böden ergeben. Durch eine Absenkung des Redoxpotentials in wassergesättigten Böden werden problematische Chrom(VI)-Verbindungen in weniger mobile und schwer wasserlösliche Chrom(III)-Verbindungen reduziert und immobilisiert. Darüber hinaus haben die Untersuchungen allerdings auch gezeigt, dass der Vorgang der Potentialabsenkung mehrere Tage in Anspruch nehmen kann und in diesem Zeitraum signifikante Mengen von Chrom(VI)-Verbindungen im Boden mobil sind und im Wasserkörper verlagert werden können. Die Ausbildung stark anaerober Bedingungen im Umfeld der Urnen kann weiterhin dazu führen, dass an Oxiden und Hydroxiden gebundene Schwermetallverbindungen mobilisiert werden- und damit zu einer Kontamination des Grundwassers führen. Aufgrund dieser gewonnenen Erkenntnisse sollte für einen sicheren Betrieb von Bestattungswäldern ein Kontakt der Kremationsaschen mit Grund- und Hangwasser konsequent vermieden werden. Neben hochstehendem Grundwasser können Stauhorizonte in Böden zu einem Kontakt der Urnen mit einem Wasserkörper führen. Für sehr staunasse Böden mit langfristig bis sehr langfristig wassergesättigte Stauwasserkörper in 60 - 80 cm unter Geländeoberfläche der Staunässe-/Wechselfeuchtestufe S4 bis S6 (Arbeitskreis Standortkartierung, 2016) ist von einer Bestattung biologisch abbaubarer Urnen abzusehen, da ein lateraler Transport bzw. Anschluss an Oberflächengewässer und Grundwasserkörper nicht ausgeschlossen werden kann und eine Kontamination bedingen könnte. Auf eine Nutzung dieser Standorte als Bestattungswald sollte daher verzichtet werden. Auenböden mit einer rezenten Überflutungsdynamik sollten ebenfalls von einer Nutzung als Bestattungswälder ausgeschlossen werden.

In Anbetracht der Ergebnisse zum Einfluss der Bodenreaktion auf die Mobilität von Chromverbindungen und der Erkenntnis zur Notwendigkeit eines hinreichenden Abstandes zwischen Urnen und Grundwasser werden für den sicheren Betrieb von Bestattungswäldern in Anlehnung an die Richtlinien für die Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, 2005) ein Abstand des Bestattungshorizontes von einem Meter zum standortspezifischen mittleren höchsten Grundwasserstand empfohlen.

3.4 Freisetzung von Schwermetallen aus biologisch abbaubaren Urnen (Teil D)

Von dem Hersteller des biologisch abbaubaren Kunststoffs ARBOFORM® (TECNARO GmbH) wurden Informationen bezüglich der aeroben biologischen Abbaubarkeit (gemäß ISO 14855-1:2012-12) des Urnenmaterials mitgeteilt. Demnach wurden in Untersuchungen der ISEGA Forschungs- und Untersuchungsgesellschaft mbH Aschaffenburg innerhalb von 22 Wochen >90 % des untersuchten Materials unter den Bedingungen einer kontrollierten Kompostierung abgebaut, weshalb die Anforderungen an das Material gemäß EN 13432:200-12 erfüllt wurden. Die Bedingungen im Unterboden von Bestattungswäldern lassen sich naturgemäß nur eingeschränkt mit den Bedingungen einer kontrollierten Kompostierung vergleichen. In einer Bestattungstiefe der Urnen von 80 cm ist ein mikrobieller Abbau der zellulosebasierten Werkstoffe in wesentlich geringerem Umfang zu erwarten. Um eine Freisetzung der aschebürtigen Schadstoffverbindungen aus biologisch abbaubaren Aschekapseln abschließend bewerten zu können, sollten Abbaubersuche unter realitätsnahen Bedingungen durchgeführt werden.

Eine Freisetzung von Schadstoffen aus dem Material der Aschekapseln ARBOFORM® (TECNARO GmbH) ist nicht zu erwarten. Nach chemisch-analytischen Untersuchungen der Staatlichen

Materialprüfungsanstalt Darmstadt, Fachgebiet und Institut für Werkstoffkunde der Technischen Universität Darmstadt folgt: „..., dass keine negativen Auswirkungen auf die Bodenbeschaffenheit oder das Grundwasser durch den bestimmungsgemäßen Einsatz der Materialien zu erwarten ist.“

Die unter Kapitel 2.4 beschriebenen Laborversuche zur Freisetzung von Chrom aus Aschekapseln durch diffusiven Transport kamen zu folgendem Ergebnis. Über den Versuchszeitraum von 14 Tagen konnte keine Bewegung von gelösten Chrom(VI)-Verbindungen aus den Urnen in die umgebende Lösung festgestellt werden. Nach 14 Tagen rissen alle Aschekapseln nahezu gleichzeitig an der dünnsten Stelle am Boden des Behälters auf, sodass die Asche in partikulärer Form in das umgebende Gefäß gelangen konnte. Da Urnen in Bestattungswäldern im Normalfall nicht in einem wassergesättigten Boden beigesetzt werden, spiegeln die Ergebnisse der Laborversuche sicherlich nicht die realen Gegebenheiten in Unterböden wider. Nichtsdestotrotz unterstützen die Befunde die in Kapitel 3.3.4 formulierte Empfehlung, Urnenbestattungen konsequent außerhalb des Schwankungsbereichs des Grundwassers durchzuführen. Durch das Eindringen von Wasser in die staub-, allerdings nicht wasserdichten Urnen können sich aufgrund des hohen pH-Wertes der Aschen stark alkalische Lösungen bilden, die das Urnenmaterial angreifen und somit zu einer spontanen Freisetzung der aschebürtigen Schadstoffe führen können.

3.5 Modellrechnung zum Stoffeintrag aus Urnen in Bestattungswäldern (Teil E)

3.5.1 Schwermetalleintrag aus Urnen in Bestattungswäldern

Die berechneten Schwermetalleinträge aus Urnen in Bestattungswälder für die vier Belegungsszenarien (siehe 2.5) und aus atmosphärischer Deposition sind in Tabelle 21 und Tabelle 22 dargestellt. Die Berechnungen wurden mit der Annahme durchgeführt, dass 90 % der in menschlichen Körpern enthaltenen Schwermetalle in die Totenasche übergehen (Smit, 1996). Als Berechnungsgrundlage für den Eintrag wurden im Sinne eines „Worst-Case“- Szenarios die höchsten in der Literatur ermittelten Körperfrachten gemäß Tabelle 7 verwendet. Die Ergebnisse der Stoffeintragsberechnungen zeigen, dass die Schwermetalleinträge durch 100 Urnen pro Bezugsfläche mit Ausnahme von Nickel immer über den Einträgen aus atmosphärischer Deposition liegen. So liegen beispielsweise die Einträge von Chrom aus 100 Urnen (Szenario S4) und die Einträge aus atmosphärischer Deposition pro Bezugsfläche in Laubwäldern auf dem nahezu gleichen Niveau, während hingegen in Nadelwäldern durch das Einbringen von 100 Urnen pro Bezugsfläche die 3,2-fache Menge der atmosphärischen Frachten in den Boden eingetragen werden. Die größten Unterschiede zwischen atmosphärischer Deposition und Schwermetalleintrag aus 100 Urnen pro Bezugsfläche werden für Cadmium verzeichnet. Hier übersteigen die aschebürtigen Einträge die der Bestandesdeposition um das 9-fache in Nadelwäldern und das 15-fache in Laubwäldern. Mit Ausnahme der Metalle Nickel und Chrom liegen die Schwermetallfrachten aus Urnen für die Szenarien S2, S3, und S4 mit 50, 60 und 100 Urnen über den Schwermetalleinträgen aus atmosphärischer Deposition.

Tabelle 21: Berechnung der Schwermetalleinträge in Bestattungswäldern durch Urnen

Eintrag von Schwermetallen durch Urnen für vier Belegungsszenarien in Bestattungswäldern mit 10, 50, 60 und 100 Urnen pro Bestattungsbaum.

Element	Fracht pro Urne $m_{(SM)}$ [g]	Szenario S1 10 Urnen [g]	Szenario S2 50 Urnen [g]	Szenario S3 60 Urnen [g]	Szenario S4 100 Urnen [g]
Zink (Zn)	2,7722	27,7	138,6	166,3	277,2
Blei (Pb)	0,1588	1,6	7,8	9,4	15,7
Kupfer (Cu)	0,2257	2,3	11,3	13,5	22,6
Cadmium (Cd)	0,0450	0,5	2,3	2,7	4,5
Nickel (Ni)	0,0335	0,3	1,7	2,1	3,4
Chrom (Cr)	0,0553	0,6	2,8	3,3	5,5

Tabelle 22: Schwermetalleintrag in Bestattungswälder in 99 Jahren durch atmosphärische Deposition ($AD_{(SM99)}$)

Bestandesdeposition (Median) von Schwermetallen pro Bestattungsbaum in 99 Jahren, Daten abgeleitet aus Level II Monitoring (Quelle: Umweltbundesamt, 2008), Bezugsfläche: 50,3 m²

Element	Atm. Deposition Nadelwald [g/50,3m ²]	Atm. Deposition Laubwald [g/50,3m ²]
Zink (Zn)	101,9	33,9
Blei (Pb)	7,6	3,0
Kupfer (Cu)	11,8	18,3
Cadmium (Cd)	0,5	0,3
Nickel (Ni)	31,7	34,3
Chrom (Cr)	1,7	5,4

In der Tabelle 23 wurden die errechneten Schwermetalleinträge aus Urnen (siehe Tabelle 21) mit den prognostizierten Frachten aus atmosphärischer Deposition (siehe Tabelle 22) addiert, um die Gesamtschwermetallbelastung der Waldböden pro Bezugsfläche für die Laufzeit eines Bestattungswaldes von 99 Jahren darzustellen. Diese Werte müssen ebenfalls als konservative Schätzung betrachtet werden, da davon auszugehen ist, dass die Schwermetalldepositionen über den Pfad der Atmosphäre in Zukunft durch bessere Luftreinhaltemaßnahmen tendenziell abnehmen dürften.

Tabelle 23: Schwermetalleintrag in Bestattungswälder durch Urnen und atmosphärische Deposition für die Laufzeit von 99 Jahren ($m_{(SM99)}$)

Summe der Schwermetalleinträge durch Urnen und Bestandesdeposition pro Bestattungsbaum in 99 Jahren für Nadel- und Laubwälder, Daten der atmosphärischen Deposition abgeleitet aus Level II Monitoring (Quelle: Umweltbundesamt, 2008), Bezugsfläche: 50,3 m²

Element	Szenario S1 10 Urnen [g] Nadelwald/ Laubwald	Szenario S2 50 Urnen [g] Nadelwald/ Laubwald	Szenario S3 60 Urnen [g] Nadelwald/ Laubwald	Szenario S4 100 Urnen [g] Nadelwald/ Laubwald
Zink (Zn)	129,6/61,6	240,5/172,5	268,2/200,2	379,1/311,1
Blei (Pb)	9,2/4,6	15,5/10,9	17,0/12,4	23,3/18,7
Kupfer (Cu)	14,1/20,5	23,1/29,6	25,3/31,8	34,4/40,9
Cadmium (Cd)	0,9/0,8	2,7/2,6	3,2/3,0	5,0/4,8
Nickel (Ni)	32,1/34,6	33,4/36,0	33,8/36,3	35,2/37,7
Chrom (Cr)	2,3/6,0	4,5/8,2	5,0/8,8	7,2/11,0

Um eine Bewertung der prognostizierten Schwermetalleinträge aus Urnen anhand der Vorsorgewerte der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung durchführen zu können, wurde die Veränderung der Schwermetallgehalte im Boden der Bezugsfläche in Folge einer homogenen Verteilung der Asche im Solum berechnet. Diese Veränderungen sind in Tabelle 24 dargestellt. Es zeigt sich, dass die größten Veränderungen für Zink zu erwarten sind, was aufgrund der stoffmengenmäßig größten Einträge logisch erscheint. Durch den Zinkeintrag von 100 Urnen würde der Gehalt des Bodens mit einem Volumen von 50,3 m³ bzw. einer Masse von 50300 kg (Lagerungsdichte 1 g/cm³) um ca. 7,5 mg/kg steigen. Für die Schwermetalle Blei, Kupfer, Cadmium, Nickel und Chrom liegen die prognostizierten Zunahmen der Schwermetallgehalte für alle berechneten Szenarien unterhalb von 1 mg pro Kilogramm Boden.

Tabelle 24: Erhöhung der Schwermetallgehalte in Böden von Bestattungswäldern durch Urnen und atmosphärische Deposition

Voraussichtliche Erhöhung der Schwermetallgehalte bei einer homogenen Verteilung der Schwermetalleinträge aus Urnen und der maximalen atmosphärischen Deposition in Laub- und Nadelwäldern innerhalb eines Bodenprofils mit einer Mächtigkeit von einem Meter und einer einheitlichen Lagerungsdichte von 1g/cm^3 .

Element	Zunahme $\Delta_{(SM)}$ Szenario S1 10 Urnen [mg/kg Boden]	Zunahme $\Delta_{(SM)}$ Szenario S2 50 Urnen [mg/kg Boden]	Zunahme $\Delta_{(SM)}$ Szenario S3 60 Urnen [mg/kg Boden]	Zunahme $\Delta_{(SM)}$ Szenario S4 100 Urnen [mg/kg Boden]
Zink (Zn)	2,6	4,8	5,3	7,5
Blei (Pb)	0,2	3,1	0,3	0,5
Kupfer (Cu)	0,4	0,6	0,6	0,8
Cadmium (Cd)	0,02	0,1	0,1	0,1
Nickel (Ni)	0,7	0,7	0,7	0,7
Chrom (Cr)	0,1	0,2	0,2	0,2

Böden können natürlicherweise aus der Mineralverwitterung des Ausgangsgesteins bzw. durch frühere Einträge aus unterschiedlichen Quellen Schwermetalle in unterschiedlichen Mengen enthalten. Aus diesem Grund wurden in Tabelle 25 Spannweiten der Schwermetall-Hintergrundwerte (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz LABO, 2017) für Unterböden von Waldstandorten in Deutschland aufgeführt und den Vorsorgewerten der BBodSchV (Bundesministerien für Justiz und für Verbraucherschutz, 1999) für anorganische Schadstoffe gegenübergestellt. Es wird deutlich, dass die Hintergrundgehalte der Böden für die Schwermetalle Zink, Nickel und Chrom bereits die Vorsorgewerte überschreiten können. Laut § 9 Abs. (2) der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung besteht jedoch bei Böden mit naturbedingt erhöhten Schadstoffgehalten die Besorgnis des Entstehens einer schädlichen Bodenveränderung bei Überschreitung der Vorsorgewerte nur dann, wenn eine erhebliche Freisetzung der Schadstoffe eine nachteilige Auswirkung auf die Bodenfunktionen zu erwarten lassen. Für die meisten Böden mit naturbedingt erhöhten Schwermetallgehalten aus der Mineralverwitterung der Ausgangsgesteine ist eine derartige Freisetzung von Schwermetallen nicht zu erwarten. Die unter konservativen Grundannahmen durchgeführten Berechnungen zu Schwermetalleinträgen in Bestattungswäldern (siehe Tabelle 24) zeigen, dass mit Ausnahme von Zink, Nickel und Chrom unter der Bedingung bereits erhöhter Schwermetallgehalte keine Überschreitung der Vorsorgewerte der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung zu erwarten sind.

Besonders für Chrom ist auf der Grundlage der durchgeführten Experimente unter bestimmten bodenchemischen Voraussetzungen eine Freisetzung aus Totenaschen möglich. Unter Beachtung der in Kapitel 3.3.6 dargelegten Risikofaktoren für die Verlagerung von kationischen Schwermetallen und anionischen Chrom(VI)-Verbindungen sollte daher für die Feststellung der Eignung von Standorten als Bestattungswälder Sondierungen der standortspezifischen Schwermetallgehalte durchgeführt werden.

Tabelle 25: Schwermetall-Hintergrundwerte von Böden in Deutschland

Spannweite der Schwermetallgehalte (angegeben 50. Perzentil) in Unterböden von Wäldern in Deutschland, außer Moorstandorte (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz LABO, 2017), Vorsorgewerte der BBodSchV (Bundesministerien für Justiz und für Verbraucherschutz, 1999)

Element	Von: [mg/kg]	Bis: [mg/kg]	Vorsorgewerte Boden-Grundwasser (Sand/Lehm u. Schluff/Ton) [mg/kg]
Zink (Zn)	4,2	71	60/150/200
Blei (Pb)	2,4	23	40/70/100
Kupfer (Cu)	0,8	15	20/40/60
Cadmium (Cd)	0,01	0,2	0,4/1/1,5
Nickel (Ni)	1,1	41	15/50/70
Chrom (Cr)	1,8	48	30/60/100

3.5.2 Nährstoffeintrag aus Urnen in Bestattungswäldern

Die errechneten Nährstoffeinträge aus Urnen für die vier Belegungsszenarien in Bestattungswäldern sind in Tabelle 26 dargestellt. Die Ergebnisse der Modellrechnungen zeigen, dass durch Urnen erhebliche Nährstoffmengen in die Böden der Wälder eingebracht werden. Calcium und Phosphor stellen dabei die mengenmäßig dominierenden Nährelemente dar. Die Gefahr einer Eutrophierung von Boden und Grundwasser durch Phosphorverbindungen wird im Falle von Humanaschen als gering angesehen, da Phosphor und Calcium als nahezu wasserunlösliche Calciumphosphate vorliegen und somit keine Auswaschung zu befürchten ist. In Waldökosystemen mit einer geogen bedingt geringen Phosphorausstattung wird Phosphor als ein limitierender Wachstumsfaktor angesehen. Nach Untersuchungen von Mellert and Göttlein (2012) und (Talkner et al., 2015) nimmt seit einigen Jahren die Phosphorverfügbarkeit auf >20 % der untersuchten Waldstandorte in Deutschland ab. Ein Eintrag von Calciumphosphaten wäre somit nicht als nachteilig zu bewerten. Der durchschnittliche jährliche Phosphorbedarf eines Laubwaldbestandes beträgt ca. 9,6 kg pro Hektar (Yanai, 1992), was für die Bezugsfläche von 50,3 m² in 100 Jahren einer Menge von 48 kg Phosphor entspricht. Durch die Phosphoreinträge von 50 Urnen würde dieser Bedarf annähernd gedeckt werden. Um die aschebürtigen Einträge von Calcium und Magnesium durch Urnen in Bestattungswäldern einordnen zu können, wurden diese den Stoffeinträgen von Waldkalkungsmaßnahmen in bodensauren Wäldern mit 3 Tonnen Dolomit (CaMg(CO₃)₂) gegenübergestellt. Hierbei werden auf eine Bezugsfläche um einen Bestattungsbaum ca. 3,3 kg Calcium und 2,0 kg Magnesium aufgebracht. Bei Wiederholungen dieser Maßnahme in einem Turnus von 10 Jahren werden demnach 33 kg Calcium und 20 kg Magnesium in 100 Jahren appliziert. Im Vergleich zu Einträgen in Bestattungswäldern bedeutet dies, dass mit der Bestattung von 50 Urnen etwa die doppelte Menge an Calcium in die Böden eingebracht wird, während durch eine wiederholte Kalkung die zehnfache Menge Magnesium appliziert wird. Darüber hinaus haben Untersuchungen von van der Heijden et al. (2013) gezeigt, dass Waldökosysteme in den letzten Jahrzehnten unter einem deutlichen Verlust an Nährstoffen gelitten haben. Vor diesem Hintergrund wird eine Gefährdung der Waldökosysteme durch eine Veränderung der Nährstoffhaushalte als gering angesehen. Nichtsdestotrotz erscheint eine pauschale Bewertung der Nährstoffeinträge durch Urnen in Bestattungswäldern schwer möglich. Eine Beurteilung sollte vor dem Hintergrund der standortspezifischen Nährstoffausstattung individuell erfolgen. Im Allgemeinen kann jedoch ein Nährstoffeintrag durch Aschen auf besonders schützenswerten, nährstoffarmen Standorten zu negativen

Veränderungen im Naturhaushalt führen und sollte in diesen Biotopen unter besonderer Vorsicht geprüft werden.

Tabelle 26: Berechnung der Nährstoffeinträge in Bestattungswäldern durch Urnen

Eintrag von Nährstoffen durch Urnen für vier Belegungsszenarien in Bestattungswäldern mit 10, 50, 60 und 100 Urnen pro Bestattungsbaum.

Element	Fracht pro Urne $m_{\text{(Nährstoff)}}$ [g]	Szenario S1 10 Urnen [g]	Szenario S2 50 Urnen [g]	Szenario S3 60 Urnen [g]	Szenario S4 100 Urnen [g]
Calcium (Ca)	1388	13880	69400	83280	138800
Phosphor (P)	980	9800	49000	58800	98000
Natrium (Na)	185	1850	9250	11100	18500
Kalium (K)	128	1280	6400	7680	12800
Magnesium (Mg)	38	380	1900	2280	3800

3.6 Stofftransportmodellierung (Teil F)

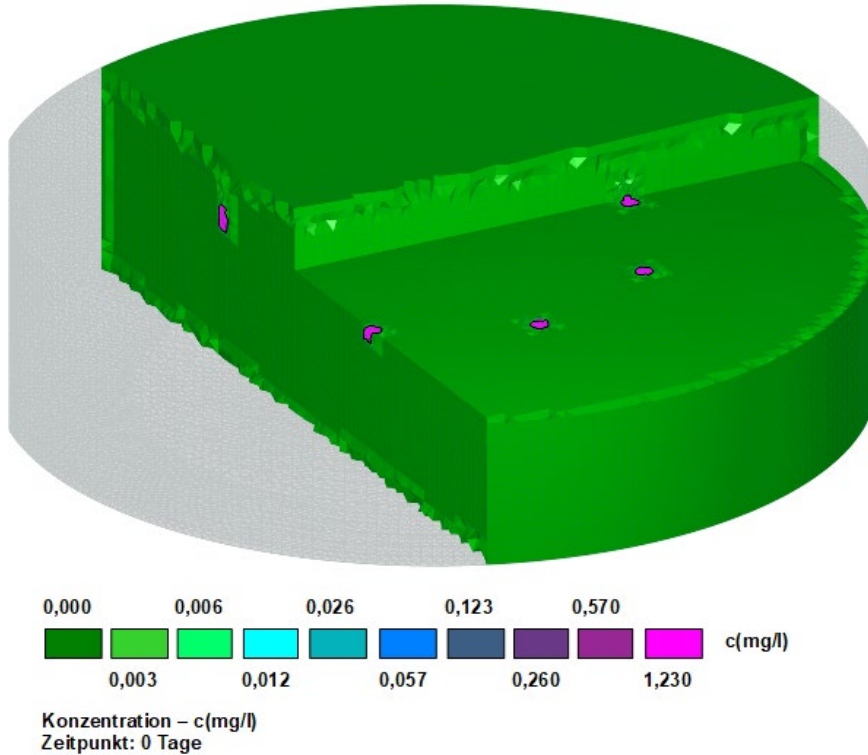
Die Verlagerung und der Transport von Chrom(VI)-Verbindungen aus Kremationsasche wurde für einen Boden mit einem mittleren Adsorptionsvermögen über einen Zeitraum von 40 Jahren (Tabelle 4) modelliert. Die Chrom(VI)-Konzentration in der Bodenlösung wurde in Abbildung 19 bis Abbildung 25 über eine logarithmische Farbskala dargestellt. Die Anfangskonzentration von Chrom(VI) in den Urnen wurde auf 1,23 mg/l festgelegt, was der durchschnittlichen Konzentration der Gleichgewichtsextrakte gemäß Kapitel 2.3.1 entspricht. Die Darstellungen zeigen, dass Chrom(VI)-Verbindungen unter den Modellbedingungen verlagert werden können, wobei die Konzentrationen in der Bodenlösung über relativ geringe räumliche Distanzen sehr schnell abnehmen. Die Berechnungen zeigen weiterhin, dass neben einem lateralen und einem in die Tiefe gerichteten Transport, Chrom(VI)-Verbindungen auch in Richtung der Bodenoberfläche verlagert werden. Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass aufgrund der Adsorption an Bodenbestandteilen ein aufsteigender, diffusiver Stofftransport unter den Modellbedingungen stattfinden kann, welcher der nach unten gerichteten Verlagerung mit dem Sickerwasserstrom entgegenwirkt. Das Modell zeigt, dass es nach ca. 365 Tagen zu einer Vereinigung der Stofftransportfahnen der verschiedenen Stoffquellen in dem Modellboden kommt (Abbildung 22). Nach ca. 1000 Tagen ist ein Austrag von Chrom(VI)-Verbindungen am Boden des Modellzylinders in einer Tiefe von 2 Metern zu verzeichnen wobei die Austräge eine sehr geringe Konzentration aufweisen die sich an der analytischen Nachweisgrenze befinden (Abbildung 26). In den vorliegenden Modellberechnungen wurde nach ca. 7500 Tagen eine maximale Chromaustragsrate von ca. 0,74 mg pro Tag erreicht.

Aufgrund der hohen Komplexität und Langwierigkeit der Berechnungen musste in der vorliegenden beispielhaften Ausführung auf eine Implementierung von Urnen als Barriere zwischen Asche und Boden verzichtet werden, wodurch ein sofortiger Kontakt der Asche mit dem Boden gegeben war. Darüber hinaus konnten im Boden stattfindende Stoffumwandlungsprozesse und Zerfallsraten von Chrom(VI)-Verbindungen nicht berücksichtigt werden. Diese vereinfachten Modellannahmen führen dazu, dass die Verlagerung von Chromverbindungen in dem Modell überschätzt werden. In einem realen Boden mit ähnlichen Bodeneigenschaften ist davon auszugehen, dass Chrom eine wesentlich geringere Mobilität aufweist und eine Verlagerung in deutlich geringerem Maße stattfinden würde.

Die Berechnungen zeigen, dass dreidimensionale Modellierungsansätze vielversprechende Instrumente für die Risikobewertung punktförmiger Schadstoffquellen im Boden sein können. Das Potential dieser Modelle liegt in der Prognose bzw. Vorhersage möglicher Verlagerungen von Schadstoffen und damit einhergehenden Kontaminationen. Um dreidimensionale Modellansätze gezielt anzuwenden, müssen sorptionsrelevante Bodeneigenschaften und schadstoffspezifische, empirische Adsorptionsparameter erhoben und in die Modelle integriert werden, sodass eine Anwendung zur vorsorgenden Bewertung von Standorten zur Beisetzung biologisch abbaubarer Urnen unverhältnismäßig erscheint. Ideale Anwendungsgebiete hingegen können Prognosen zur Schadstoffausbreitung und Risikobewertung existierender Beisetzungsflächen biologisch abbaubarer Urnen auf Risikostandorten mit mobilitätsfördernden Bodeneigenschaften sein.

Abbildung 19: Stofftransportmodellierung, Zeitpunkt: 0 Tage

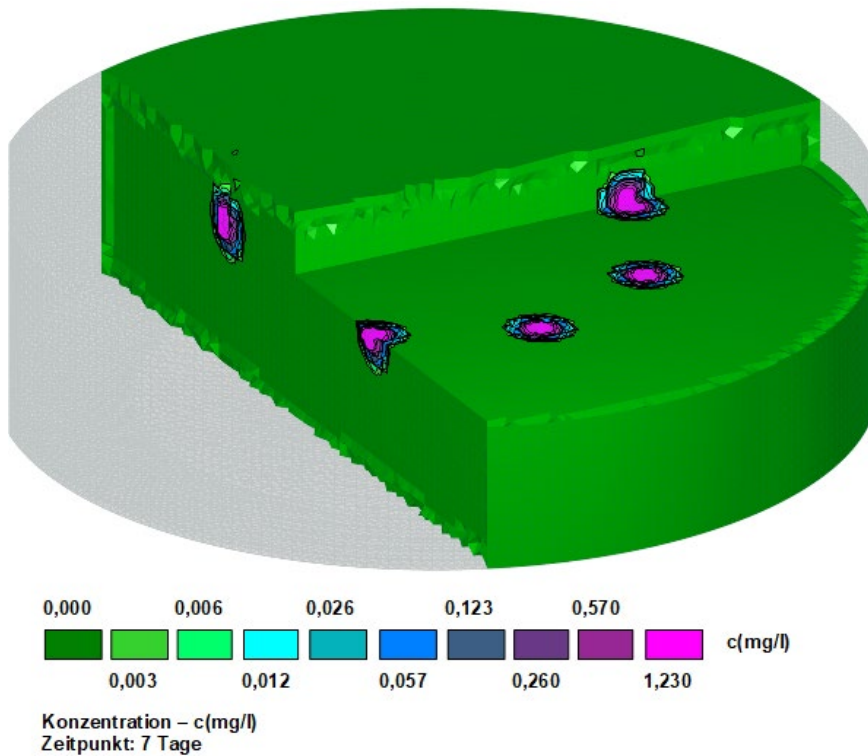
Chrom(VI)-Konzentrationen in der Bodenlösung [mg/l] nach 0 Tagen



Quelle: Eigene Darstellung, Professur für Bodenökologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

Abbildung 20: Stofftransportmodellierung, Zeitpunkt: 7 Tage

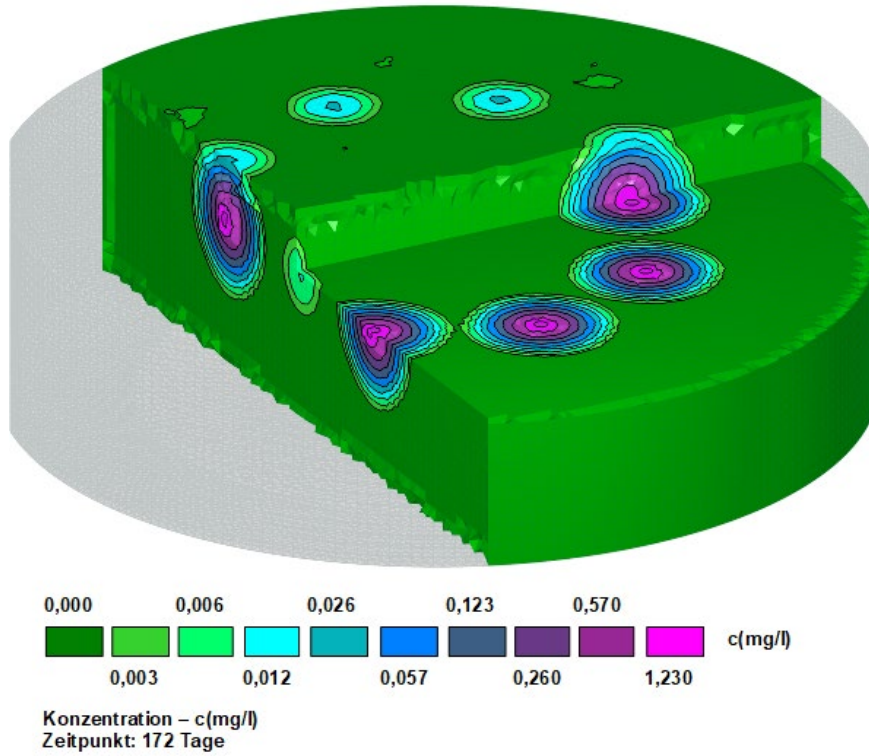
Chrom(VI)-Konzentrationen in der Bodenlösung [mg/l] nach 7 Tagen



Quelle: Eigene Darstellung, Professur für Bodenökologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

Abbildung 21: Stofftransportmodellierung, Zeitpunkt: 172 Tage

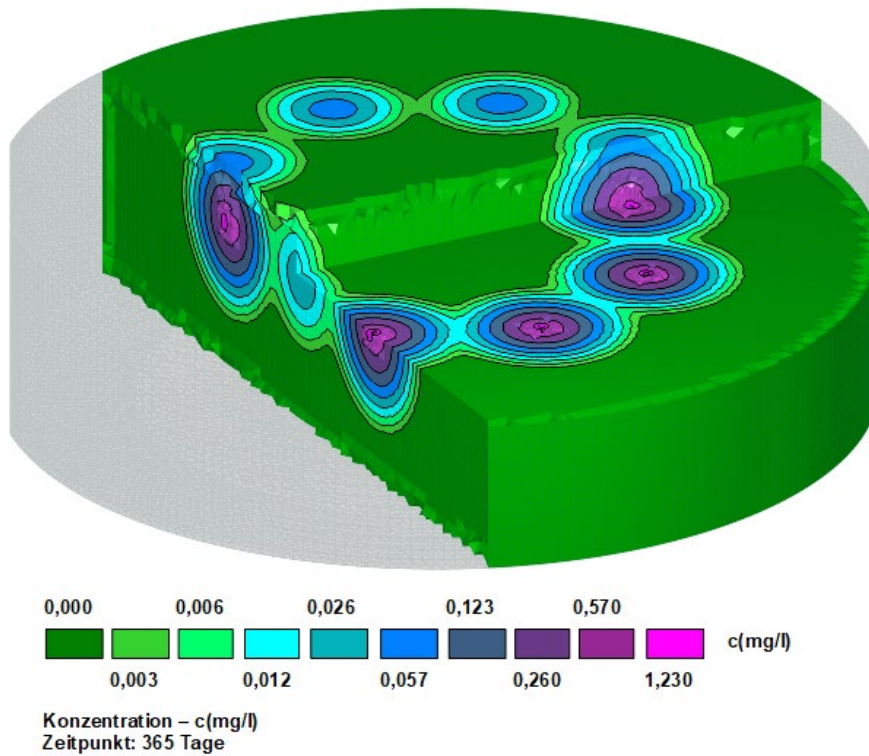
Chrom(VI)-Konzentrationen in der Bodenlösung [mg/l] nach 172 Tagen



Quelle: Eigene Darstellung, Professur für Bodenökologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

Abbildung 22: Stofftransportmodellierung, Zeitpunkt: 365 Tage

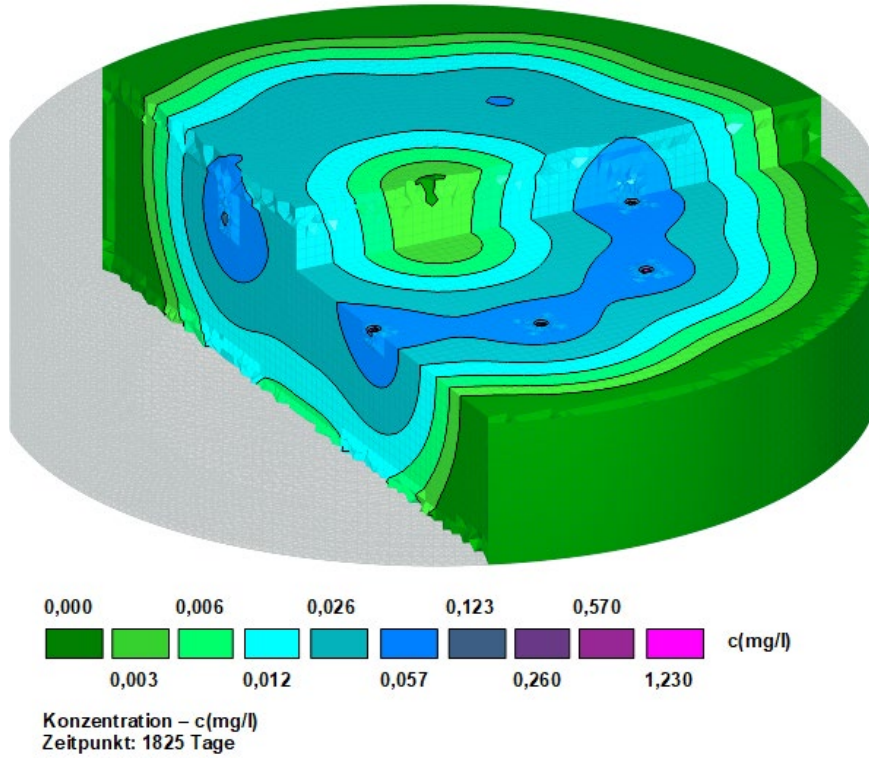
Chrom(VI)-Konzentrationen in der Bodenlösung [mg/l] nach 365 Tagen



Quelle: Eigene Darstellung, Professur für Bodenökologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

Abbildung 23: Stofftransportmodellierung, Zeitpunkt: 1825 Tage (5 Jahre)

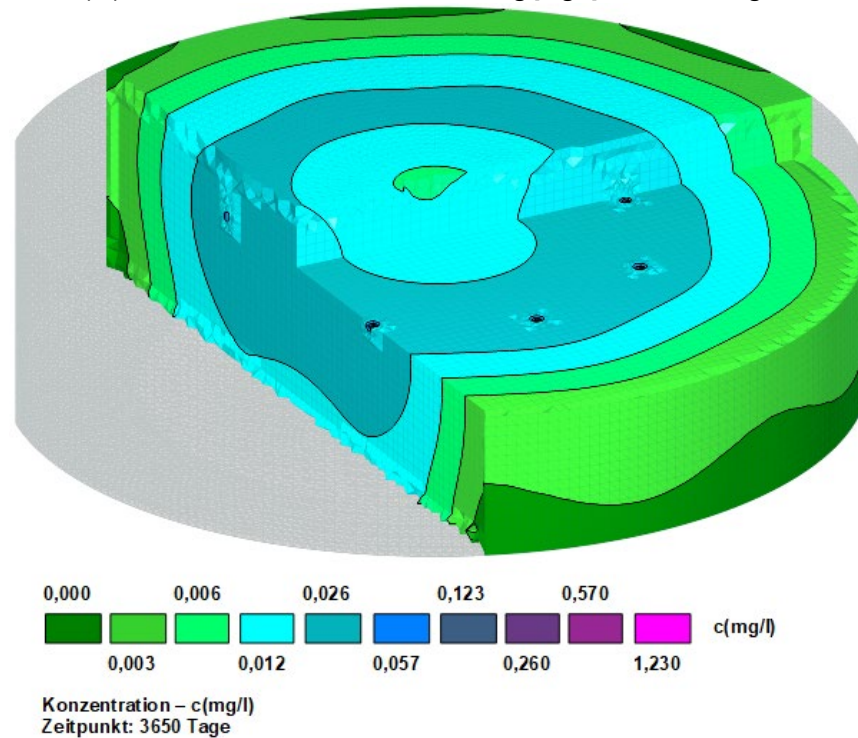
Chrom(VI)-Konzentrationen in der Bodenlösung [mg/l] nach 1825 Tagen



Quelle: Eigene Darstellung, Professur für Bodenökologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

Abbildung 24: Stofftransportmodellierung, Zeitpunkt: 3650 Tage (10 Jahre)

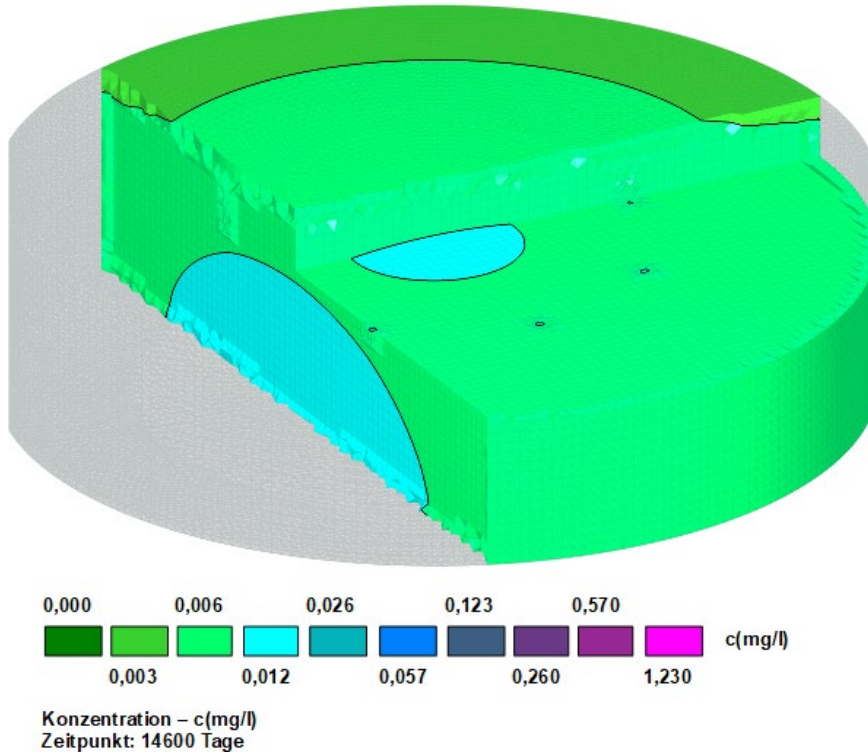
Chrom(VI)-Konzentrationen in der Bodenlösung [mg/l] nach 3650 Tagen



Quelle: Eigene Darstellung, Professur für Bodenökologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

Abbildung 25: Stofftransportmodellierung, Zeitpunkt: 14600 Tage (40 Jahre)

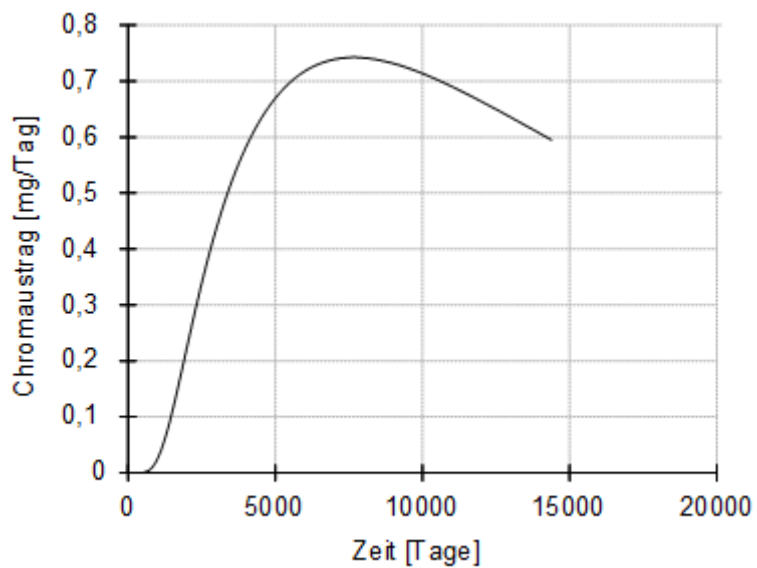
Chrom(VI)-Konzentrationen in der Bodenlösung [mg/l] nach 14600 Tagen



Quelle: Eigene Darstellung, Professur für Bodenökologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

Abbildung 26: Stofftransportmodellierung, Austrag gelöster Chrom(VI)-Verbindungen

Austrag gelöster Chrom(VI)-Verbindungen ($\mu\text{g}/\text{Tag}$) aus dem modellierten Bezugsvolumen des Bodens.



Quelle: Eigene Darstellung, Professur für Bodenökologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

4 Handlungsempfehlungen für den sicheren Betrieb von Bestattungswäldern

Vor dem Hintergrund der in den Kapiteln 3.3 und 3.5 gewonnenen Erkenntnisse werden folgende Handlungsempfehlungen für einen sicheren Betrieb von Bestattungswäldern auf der Grundlage bodenkundlicher Eigenschaften abgeleitet.

1. Der Betrieb von Bestattungswäldern ist nach dem derzeitigen Kenntnisstand auf Standorten mit einem Boden pH-Wert von 4-6,5 in der für die Beisetzung der Urnen vorgesehenen Tiefe als unproblematisch zu erachten. Von Beisetzungen kompostierbarer Urnen auf Standorten mit einem stark sauren bzw. neutralen bis basischen pH-Wert ist aufgrund der Gefahr einer Kontamination des Grundwassers abzusehen.
2. Für den sicheren Betrieb von Bestattungswäldern muss ein Kontakt biologisch abbaubarer Urnen mit dem Grundwasser und langfristig wassergesättigten Bodenschichten konsequent vermieden werden. Für die Beisetzungen kompostierbarer Urnen wird daher ein Abstand von einem Meter zwischen dem Bestattungshorizont der Urnen und dem standortspezifischen mittleren höchsten Grundwasserabstand empfohlen. Bei Stauwasserböden mit einer Staunässe-/ Wechselfeuchtestufe S4 bis S6 ist aufgrund sehr langfristig wassergesättigter Bedingungen im Bereich der Bestattungstiefe von 80 cm auf eine Beisetzung biologisch abbaubarer Urnen zu verzichten. Auenböden mit einer rezenten Überflutungsdynamik sind für die Beisetzung biologisch abbaubarer Urnen ebenfalls nicht geeignet.
3. Schwermetalleinträge aus Urnen in Bestattungswäldern können auf Standorten mit bereits erhöhten Schwermetallgehalten im Boden zu einer Überschreitung der Vorsorgewerte der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (Bundesministerien für Justiz und für Verbraucherschutz, 1999) führen. Aus diesem Grund werden vor der Beisetzung von biologisch abbaubarer Urnen Analysen zur Schwermetallvorbelastung der Böden empfohlen. Vor dem Hintergrund der in diesem Bericht konservativ prognostizierten Schwermetalleinträge kann dadurch die Gefahr einer Überschreitung der Vorsorgewerte ausgeschlossen bzw. minimiert werden.

5 Lösungsansätze und Minderungsstrategien

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass der pH-Wert des Bodens der entscheidende Bodenparameter für die Verlagerung von Chrom(VI)-Verbindungen aus Kremationsaschen ist. Biologisch abbaubare Urnen werden heute nicht nur in Bestattungswäldern eingesetzt, sondern finden verstärkt auch auf konventionellen Friedhöfen Anwendung. Diese Umstände führen dazu, dass die in Kapitel 4 formulierten Empfehlungen für die sichere Durchführung von Urnenbeisetzungen auch auf Friedhöfen Anwendung finden sollten. In Deutschland werden derzeit ca. 35000 Bestandsfriedhöfe und 200 Bestattungswälder geführt, was die Tragweite der Thematik verdeutlicht. Da die Chrombelastung von Kremationsaschen hauptsächlich auf prozessbedingte Einträge aus der Kremation in Kremationsöfen zurückzuführen ist, erscheint es sinnvoll, Chromeinträge an der Quelle der Belastung zu minimieren und somit einer Einbringung dieser Verbindungen in den Boden vorzubeugen. Prozessbedingte Schwermetalleinträge ließen sich möglicherweise durch Modifikationen der Kremationstechnik durch den Einsatz chromfreier Materialien vermeiden. Eine weitere Möglichkeit prozessbedingte Chrom(VI)-Belastungen von Totenaschen zu minimieren, könnte darin bestehen, die Entstehung der hochenergetischen Verbindungen vorzubeugen bzw. deren Anteil an den Gesamtchromfrachten zu reduzieren. Eventuell könnte durch eine thermische Nachbehandlung der Asche in einer inerten Atmosphäre die Bildung von Chrom(VI)-Verbindungen bereits im Ofen deutlich reduziert werden. Brill (2002) beschreibt ein Verfahren an Holzaschen für die Nährstoffrückführung in Wäldern, bei dem die Aschen nach der vollständigen Verbrennung erstmals bei Temperaturen von $<200^{\circ}\text{C}$ wieder mit Sauerstoff in Kontakt gebracht werden, wodurch die Entstehung von Chrom(VI)-Verbindungen unterbunden werden kann.

Neben Strategien zur Vermeidung prozessbedingter Schwermetalleinträge in Kremationsaschen können auf Risikostandorten mit bestehenden Bestattungswäldern und Friedhöfen Maßnahmen gegen eine Verlagerung von Chromverbindungen ein zielführender Ansatz zum Schutz von Böden und Grundwasser sein. Hier könnte die Bereitstellung von geeigneten Sorptions- bzw. Reduktionsmitteln bei der Bestattung der Urnen eine Verlagerung problematischer Chromverbindungen verhindern. Ein praktikabler Ansatz könnte beispielsweise die Beigabe von organischem Material in die Grablöcher unterhalb der Urnen sein. Über die Wirksamkeit solcher Maßnahmen existieren bisher allerdings keine Informationen.

6 Offene Fragen und weiterer Forschungsbedarf

Weiterer Forschungsbedarf besteht bei der Frage, wann die Aschen in biologisch abbaubaren Urnen mit dem Boden in Berührung kommen. Das Abbauverhalten der Aschekapseln unter standortstypischen Bedingungen in den Unterböden von Wäldern stellt einen bestimmenden Faktor für die Freisetzung problematischer Verbindungen aus Kremationsaschen dar. Um diese Frage beantworten zu können, sollten möglichst realitätsnahe Abbaueversuche in Unterböden von Waldstandorten durchgeführt werden.

Die Untersuchungen im Kapitel 3.3.4 haben gezeigt, dass ein Kontakt von Grundwasser mit den Urnen vermieden werden sollte. In Stauwasserböden können Urnen ebenfalls in Kontakt mit einem Wasserkörper kommen. Über das Verlagerungsverhalten von Schwermetallverbindungen aus Urnen in Böden mit schwankenden Stauwasserkörpern sollten weitere Untersuchungen vorgenommen werden. Es ist davon auszugehen, dass aufgrund von hohen Tongehalten in den Stauhorizonten sekundärer Stauwasserböden mit mäßig saurer bis saurer Bodenreaktion ausreichend Sorptionsplätze vorhanden sind, um gelöste Chromverbindungen immobilisieren zu können. Bei einem lateralen Anschluss der Stauwasserkörper an Oberflächengewässer und Grundwasserkörper könnte eine Verlagerung problematischer Verbindungen dennoch zu Kontaminationen führen.

Neben verfahrensbedingter Stoffeinträge in den Kremationsöfen können kleinere Schwermetallmengen auch im Zuge der Behandlung der Aschen in Knochenmühlen durch Abrieb metallischer Bauteile eingetragen werden (Smit, 1996). Dieser Eintragspfad wurde in der vorliegenden Studie nicht untersucht. Wengleich aufgrund der niedrigen Temperaturen in der Knochenmühle Belastungen mit Chrom(VI)-Verbindungen nicht zu erwarten sind, sollten in nachfolgenden Untersuchungen diese Einträge ebenfalls Berücksichtigung finden.

7 Quellenverzeichnis

- Adriano, D.C., 2001. Chromium, in: Trace Elements in Terrestrial Environments. Springer New York, New York, NY, pp. 315–348. https://doi.org/10.1007/978-0-387-21510-5_9
- Aeternitas e.V. Verbraucherinitiative Bestattungskultur, 2014. Aeternitas-Umfrage „Baumbestattungen“ 2014. Königswinter.
- Anderson, L.D., Kent, D.B., Davis, J.A., 1994. Batch experiments characterizing the reduction of chromium(VI) using suboxic material from a mildly reducing sand and gravel aquifer. *Environ. Sci. Technol.* 28, 178–185. <https://doi.org/10.1021/es00050a025>
- Arbeitskreis Standortskartierung, 2016. Forstliche Standortsaufnahme, 7th ed. Arbeitskreis Standortskartierung in der Arbeitgemeinschaft Forsteinrichtung.
- Barry, P.S., 1975. A comparison of concentrations of lead in human tissues. *Br. J. Ind. Med.* 32, 119–39. <https://doi.org/10.1136/OEM.32.2.119>
- Barry, P.S., Mossman, D.B., 1970. Lead concentrations in human tissues. *Br. J. Ind. Med.* 27, 339–51. <https://doi.org/10.1136/OEM.27.4.339>
- Bartlett, R.J., Kimble, J.M., 1976a. Behavior of Chromium in Soils: I. Trivalent Forms. *J. Environ. Qual.* 5, 379. <https://doi.org/10.2134/jeq1976.00472425000500040009x>
- Bartlett, R.J., Kimble, J.M., 1976b. Behavior of Chromium in Soils: II. Hexavalent Forms. *J. Environ. Qual.* 5, 383. <https://doi.org/10.2134/jeq1976.00472425000500040010x>
- Bennett, B.G., 1984. Environmental nickel pathways to man. *IARC Sci. Publ.* 487–95.
- Bennett, B.G., 1982. Exposure of man to environmental nickel — An exposure commitment assessment. *Sci. Total Environ.* 22, 203–212. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(82\)90065-1](https://doi.org/10.1016/0048-9697(82)90065-1)
- Bergslien, E.T., Bush, M., Bush, P.J., 2008. Identification of cremains using X-ray diffraction spectroscopy and a comparison to trace element analysis. *Forensic Sci. Int.* 175, 218–226. <https://doi.org/10.1016/J.FORSCIINT.2007.07.004>
- Bloomfield, C., Pruden, G., 1980. The behaviour of Cr(VI) in soil under aerobic and anaerobic conditions. *Environ. Pollut. Ser. A, Ecol. Biol.* 23, 103–114. [https://doi.org/10.1016/0143-1471\(80\)90058-6](https://doi.org/10.1016/0143-1471(80)90058-6)
- Bowen, H.J.M., 1966. Trace elements in biochemistry. Academic Press.
- Breuer, M., 2006. Geht von Kremationsaschen eine arbeitsbedingte Gesundheitsgefahr aus? *Friedhofskultur* 10, 20–23.
- Brill, S., 2002. Technische Möglichkeiten der Chrom(VI)-Minderung in Holzaschen. *Berichte Freiburger Forstl. Forsch.* 45, 145–155.
- Brooks, T.R., Bodkin, T.E., Potts, G.E., Smullen, S.A., 2006. Elemental Analysis of Human Cremains Using ICP-OES to Classify Legitimate and Contaminated Cremains. *J. Forensic Sci.* 51, 967–973. <https://doi.org/10.1111/j.1556-4029.2006.00209.x>
- Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz LABO, 2017. Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden.
- Bundesministerien für Justiz und für Verbraucherschutz, 1999. Bundes- Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999 (BGBl. I S. 1554), die zuletzt durch Artikel 3 Absatz 4 der Verordnung vom 27. September 2017 (BGBl. I S. 3465) geändert worden ist.
- Choppala, G., Bolan, N., Lamb, D., Kunhikrishnan, A., 2013. Comparative Sorption and Mobility of Cr(III) and Cr(VI) Species in a Range of Soils: Implications to Bioavailability. *Water, Air, Soil Pollut.* 224, 1699. <https://doi.org/10.1007/s11270-013-1699-6>
- Deng, B., Stone, A.T., 1996. Surface-Catalyzed Chromium(VI) Reduction: Reactivity Comparisons of Different Organic Reductants and Different Oxide Surfaces. *Environ. Sci. Technol.* 30, 2484–2494.

<https://doi.org/10.1021/ES950780P>

- Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, A. und A. e. V., 2005. Arbeitsblatt DWA-A 138 Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser.
- Drasch, G., Kauert, G., von Meyer, L., 1985. Cadmium body burdens of an occupationally non burdened population in southern Bavaria (FRG). *Int. Arch. Occup. Environ. Health* 55, 141–148.
<https://doi.org/10.1007/BF00378376>
- Drasch, G.A., 1983. An increase of cadmium body burdens for this century — An investigation on human tissues. *Sci. Total Environ.* 26, 111–119. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(83\)90105-5](https://doi.org/10.1016/0048-9697(83)90105-5)
- Drasch, G.A., Ott, J., 1988. Lead in human bones. Investigations on an occupationally non-exposed population in Southern Bavaria (F.R.G) II. Children. *Sci. Total Environ.* 68, 61–69. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(88\)90361-0](https://doi.org/10.1016/0048-9697(88)90361-0)
- Ellis, K.J., Vartsky, D., Zanzi, I., Cohn, S.H., Yasumura, S., 1979. Cadmium: in vivo measurement in smokers and nonsmokers. *Science* 205, 323–5. <https://doi.org/10.1126/SCIENCE.377488>
- Emsley, J., 2001. *Nature's building blocks : an A-Z guide to the elements.* Oxford University Press.
- Fendorf, S.E., Lamble, G.M., Stapleton, M.G., Kelley, M.J., Sparks, D.L., 1994. Mechanisms of chromium(III) sorption on silica. 1. Chromium(III) surface structure derived by extended x-ray absorption fine structure spectroscopy. *Environ. Sci. Technol.* 28, 284–289. <https://doi.org/10.1021/es00051a015>
- Fendorf, S.E., Sparks, D.L., 1994. Mechanisms of chromium(III) sorption on silica. 2. Effect of reaction conditions. *Environ. Sci. Technol.* 28, 290–297. <https://doi.org/10.1021/es00051a016>
- Földi, C., Dohrmann, R., Matern, K., Mansfeldt, T., 2013. Characterization of chromium-containing wastes and soils affected by the production of chromium tanning agents. *J. Soils Sediments* 13, 1170–1179.
<https://doi.org/10.1007/s11368-013-0714-2>
- Forbes, R.M., Cooper, A.R., Mitchell, H.H., 1953. The composition of the adult human body as determined by chemical analysis. *J. Biol. Chem.* 203, 359–366.
- Forbes, R.M., Mitchell, H.H., Cooper, A.R., 1956. Further studies on the gross composition and mineral elements of the adult human body. *J. Biol. Chem.* 223, 969–975.
- Griffin, R.A., Au, A.K., Frost, R.R., 1977. Effect of pH on adsorption of chromium from landfill-leachate by clay minerals. *J. Environ. Sci. Heal. . Part A Environ. Sci. Eng.* 12, 431–449.
<https://doi.org/10.1080/10934527709374769>
- Hildebrand, E.E., 1994. The heterogeneous distribution of mobile ions in the rhizosphere of acid forest soils: Facts, causes and consequences. *J. Environ. Sci. Heal. . Part A Environ. Sci. Eng. Toxicol.* 29, 1973–1992.
<https://doi.org/10.1080/10934529409376159>
- Houba, V.J.G., Temminghoff, E.J.M., Gaikhorst, G.A., van Vark, W., 2000. Soil analysis procedures using 0.01 M calcium chloride as extraction reagent. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 31, 1299–1396.
<https://doi.org/10.1080/00103620009370514>
- Kern, H., Soldann, K., 2017. Optimization of Thermal and Material Properties of Refractories Used in Crematoria. *Refract. Worldforum* 9, 36–43.
- Khurshid, S.J., Qureshi, I.H., 1984. The role of inorganic elements in the human body. *Nucl.* 21, 3–23.
- Kim, R.-Y., 2009. Chrom(VI)-Analyse, Chrom(VI)-Belastungen nordrhein-westfälischer Böden und Modellversuche zur Chrom(VI)-Reduktion und Chrom(III)-Oxidation in Böden. Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Bonn.
- Kotaś, J., Stasicka, Z., 2000. Chromium occurrence in the environment and methods of its speciation. *Environ. Pollut.* 107, 263–283. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00168-2](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00168-2)
- Lide, D.R., 2012. *CRC Handbook of Chemistry and Physics.* CRC Press, Boca Raton.
- McGrath, S.P., 1999. Chrom und Nickel, in: *Schwermetalle in Böden.* Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 183–210. https://doi.org/10.1007/978-3-642-58384-1_8

- Mellert, K.H., Göttlein, A., 2012. Comparison of new foliar nutrient thresholds derived from van den Burg's literature compilation with established central European references. *Eur. J. For. Res.* 131, 1461–1472. <https://doi.org/10.1007/s10342-012-0615-8>
- Nakayasu, K., Fukushima, M., Sasaki, K., Tanaka, S., Nakamura, H., 1999. Comparative studies of the reduction behavior of chromium(VI) by humic substances and their precursors. *Environ. Toxicol. Chem.* 18, 1085–1090. <https://doi.org/10.1002/etc.5620180603>
- Niederberger, J., Schäffer, J., Wilpert, K. von, 2002. Nährelement- und Schwermetallgehalte von Holzaschen. *AFZ/Der Wald* 57, 826–828.
- Palmer, D.A., Wesolowski, D., Mesmer, R.E., 1987. A potentiometric investigation of the hydrolysis of chromate (VI) ion in NaCl media to 175°C. *J. Solution Chem.* 16, 443–463. <https://doi.org/10.1007/BF00648595>
- Rai, D., Eary, L.E., Zachara, J.M., 1989. Environmental chemistry of chromium. *Sci. Total Environ.* 86, 15–23. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(89\)90189-7](https://doi.org/10.1016/0048-9697(89)90189-7)
- Rai, D., Zachara, J.M., 1986. Geochemical behavior of chromium species. Richland, WA (United States). <https://doi.org/10.2172/6236700>
- Rékási, M., Filep, T., 2015. Factors determining Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Mn, Pb and Zn mobility in uncontaminated arable and forest surface soils in Hungary. *Environ. Earth Sci.* 74, 6805–6817. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4676-0>
- Römpp, H., 1989. *Römpp Chemie Lexikon*.
- Saltzman, B.E., Gross, S.B., Yeager, D.W., Meiners, B.G., Gartside, P.S., 1990. Total body burdens and tissue concentrations of lead, cadmium, copper, zinc, and ash in 55 human cadavers. *Environ. Res.* 52, 126–145. [https://doi.org/10.1016/S0013-9351\(05\)80248-8](https://doi.org/10.1016/S0013-9351(05)80248-8)
- Schroeder, H.A., Balassa, J.J., 1961. Abnormal trace metals in man: Cadmium. *J. Chronic Dis.* 14, 236–258. [https://doi.org/10.1016/0021-9681\(61\)90156-4](https://doi.org/10.1016/0021-9681(61)90156-4)
- Schroeder, H.A., Balassa, J.J., Frances, S., Gibson, A.B., Shalini, N., Valanju, M.S., 1961. Abnormal trace metals in man: Lead. *J. Chronic Dis.* 14, 408–425. [https://doi.org/10.1016/0021-9681\(61\)90139-4](https://doi.org/10.1016/0021-9681(61)90139-4)
- Schroeder, H.A., Balassa, J.J., Tipton, I.H., 1962a. Abnormal trace metals in man — nickel. *J. Chronic Dis.* 15, 51–65. [https://doi.org/10.1016/0021-9681\(62\)90101-7](https://doi.org/10.1016/0021-9681(62)90101-7)
- Schroeder, H.A., Balassa, J.J., Tipton, I.H., 1962b. Abnormal trace metals in man—Chromium. *J. Chronic Dis.* 15, 941–964. [https://doi.org/10.1016/0021-9681\(62\)90114-5](https://doi.org/10.1016/0021-9681(62)90114-5)
- Schroeder, H.A., Nason, A.P., 1971. Trace-Element Analysis in Clinical Chemistry. *Clin. Chem.* 17, 461–474.
- Schroeder, H.A., Nason, A.P., Tipton, I.H., 1970. Chromium deficiency as a factor in atherosclerosis. *J. Chronic Dis.* 23, 123–142. [https://doi.org/10.1016/0021-9681\(70\)90071-8](https://doi.org/10.1016/0021-9681(70)90071-8)
- Schroeder, H.A., Nason, A.P., Tipton, I.H., Balassa, J.J., 1967. Essential trace metals in man: Zinc. Relation to environmental cadmium. *J. Chronic Dis.* 20, 179–210. [https://doi.org/10.1016/0021-9681\(67\)90002-1](https://doi.org/10.1016/0021-9681(67)90002-1)
- Schroeder, H.A., Nason, A.P., Tipton, I.H., Balassa, J.J., 1966. Essential trace metals in man: Copper. *J. Chronic Dis.* 19, 1007–1034. [https://doi.org/10.1016/0021-9681\(66\)90033-6](https://doi.org/10.1016/0021-9681(66)90033-6)
- Schroeder, H.A., Tipton, I.H., 1968. The Human Body Burden of Lead. *Arch. Environ. Heal. An Int. J.* 17, 965–978. <https://doi.org/10.1080/00039896.1968.10665354>
- Smit, E.R., 1996. Massabalans en emissies van in Nederland toegepaste crematieprocessen. TNO.
- Stollenwerk, K.G., Grove, D.B., 1985. Reduction of Hexavalent Chromium in Water Samples Acidified for Preservation. *J. Environ. Qual.* 14, 396. <https://doi.org/10.2134/jeq1985.00472425001400030017x>
- Talkner, U., Meiwes, K.J., Potočić, N., Seletković, I., Cools, N., De Vos, B., Rautio, P., 2015. Phosphorus nutrition of beech (*Fagus sylvatica* L.) is decreasing in Europe. *Ann. For. Sci.* 72, 919–928. <https://doi.org/10.1007/s13595-015-0459-8>
- Tsuchiya, K., Seki, Y., Sugita, M., 1976. Cadmium concentrations in the organs and tissues of cadavers from accidental deaths. *Keio J. Med.* 25, 83–90. <https://doi.org/10.2302/kjm.25.83>

Umweltbundesamt, 2008. Vergleichende Auswertung von Stoffeinträgen in Böden über verschiedene Eintragungspfade. Dessau-Roßlau.

van der Heijden, G., Legout, A., Pollier, B., Mareschal, L., Turpault, M.-P., Ranger, J., Dambrine, E., 2013. Assessing Mg and Ca depletion from broadleaf forest soils and potential causes – A case study in the Morvan Mountains. *For. Ecol. Manage.* 293, 65–78. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2012.12.045>

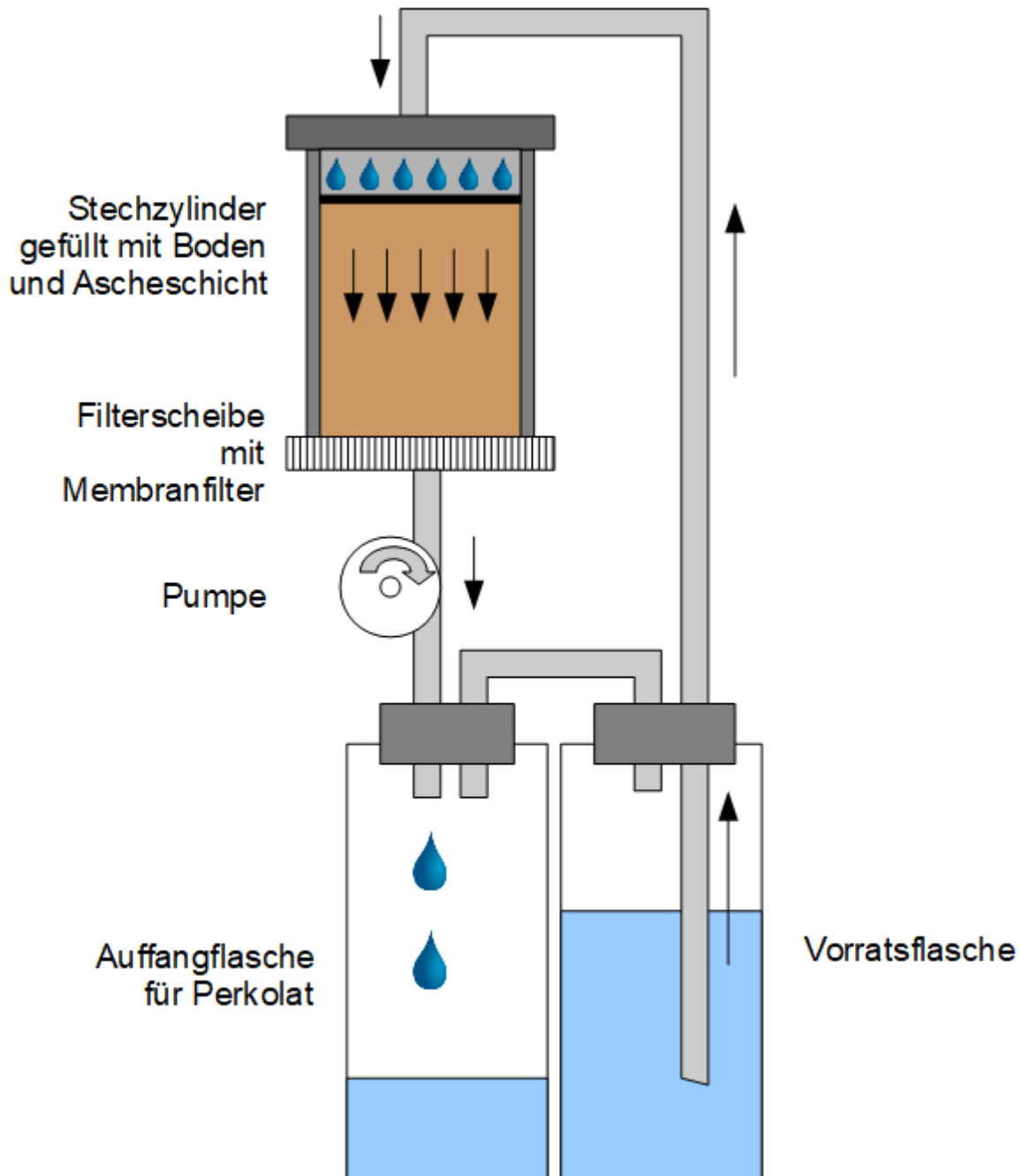
Yanai, R., 1992. Phosphorus budget of a 70-year-old northern hardwood forest. *Biogeochemistry* 17, 1–22. <https://doi.org/10.1007/BF00002757>

Zachara, J.M., Ainsworth, C.C., Cowan, C.E., Resch, C.T., 1989. Adsorption of Chromate by Subsurface Soil Horizons. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53, 418. <https://doi.org/10.2136/sssaj1989.03615995005300020018x>

A Weiterführende Auswertungen und Darstellung

A.1 Methodik und Versuchsdesign

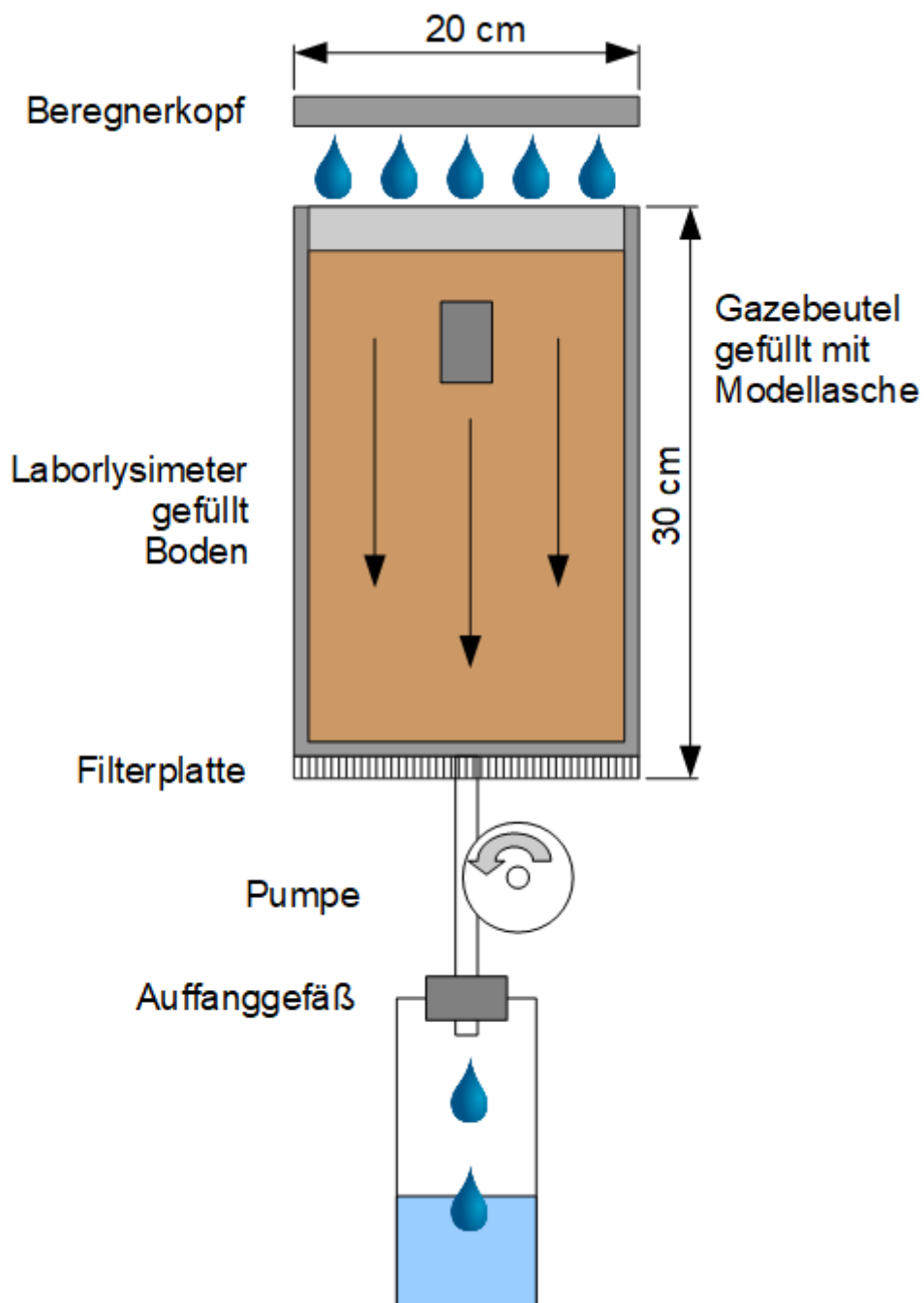
Abbildung 27: Perkolationsanlage nach Hildebrand (1994), schematische Darstellung



Quelle: Eigene Darstellung, Professur für Bodenökologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

Versuchsaufbau: Laborlysimeter

Abbildung 28: Laborlysimeter, schematische Darstellung

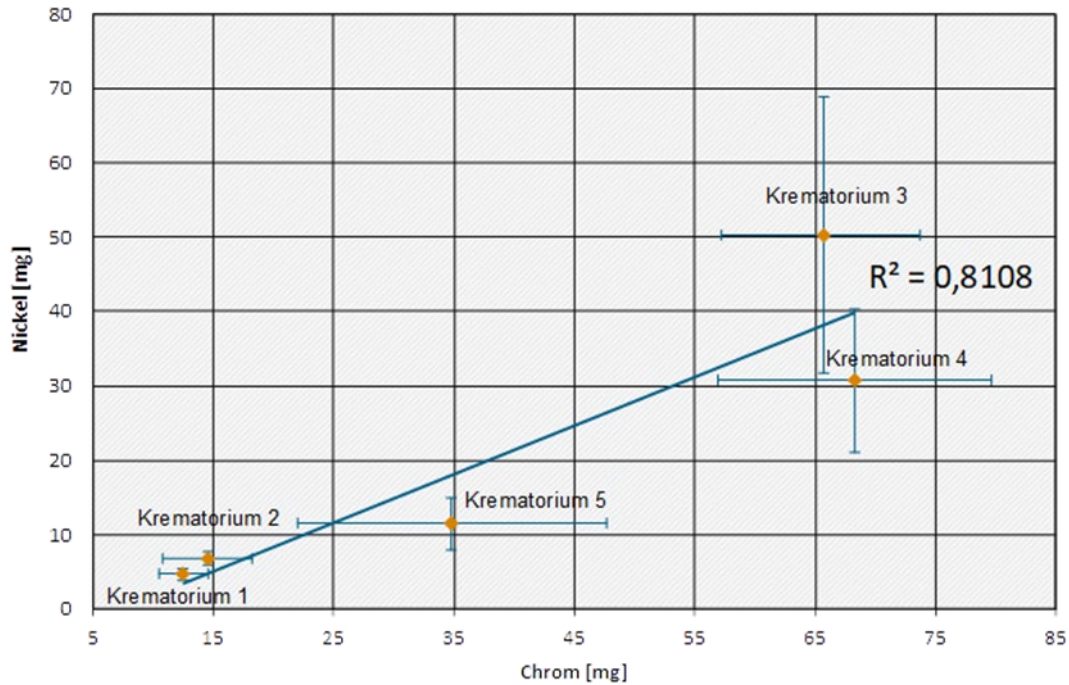


Quelle: Eigene Darstellung, Professur für Bodenökologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

A.2 Untersuchungen an Modellaschen aus der Verbrennung leerer Särge

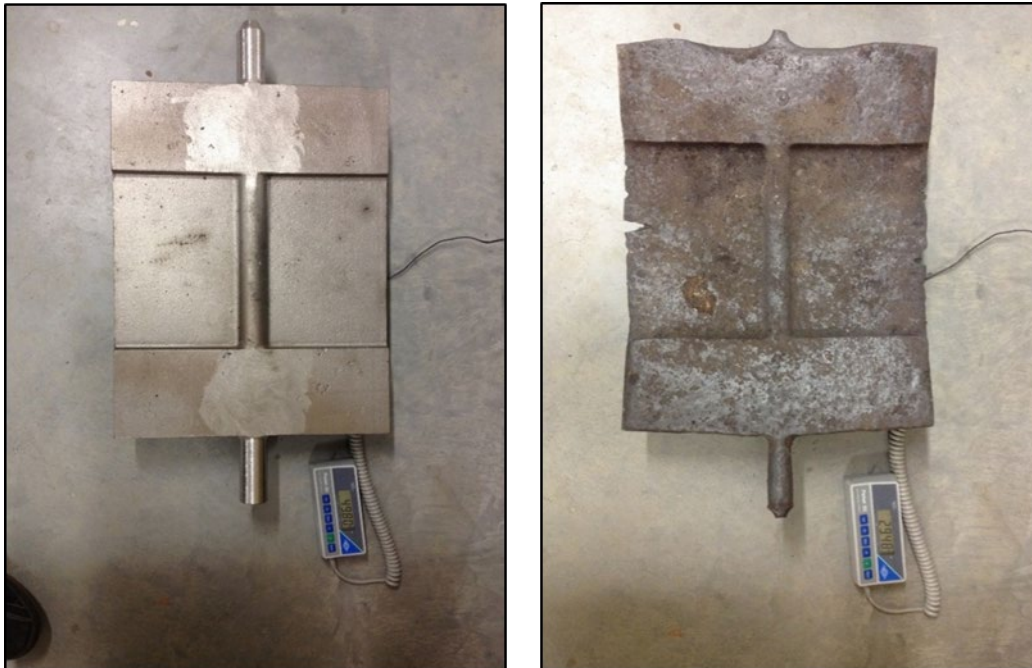
Abbildung 29: Zusammenhang zwischen Chrom- und Nickelfrachten der Modellaschen

Mittelwerte und Standardfehler der Chrom- und Nickelfrachten der Modellaschen, (Königswasser DIN EN 13346:2001-04)



Quelle: Eigene Darstellung, Professur für Bodenökologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

Abbildung 30: Verschleiß chromhaltiger Metallbauteile in Etagenöfen



Quelle: Eigene Darstellung, Professur für Bodenökologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

A.3 Verhalten von Chrom im Unterboden von Bestattungswäldern

A.3.1 Bestimmung der leicht mobilisierbaren Chromfraktion aus Modellasche-Boden-Mischungen im 1:2 Extrakt (0,01 mol/l CaCl₂) in Batchversuchen

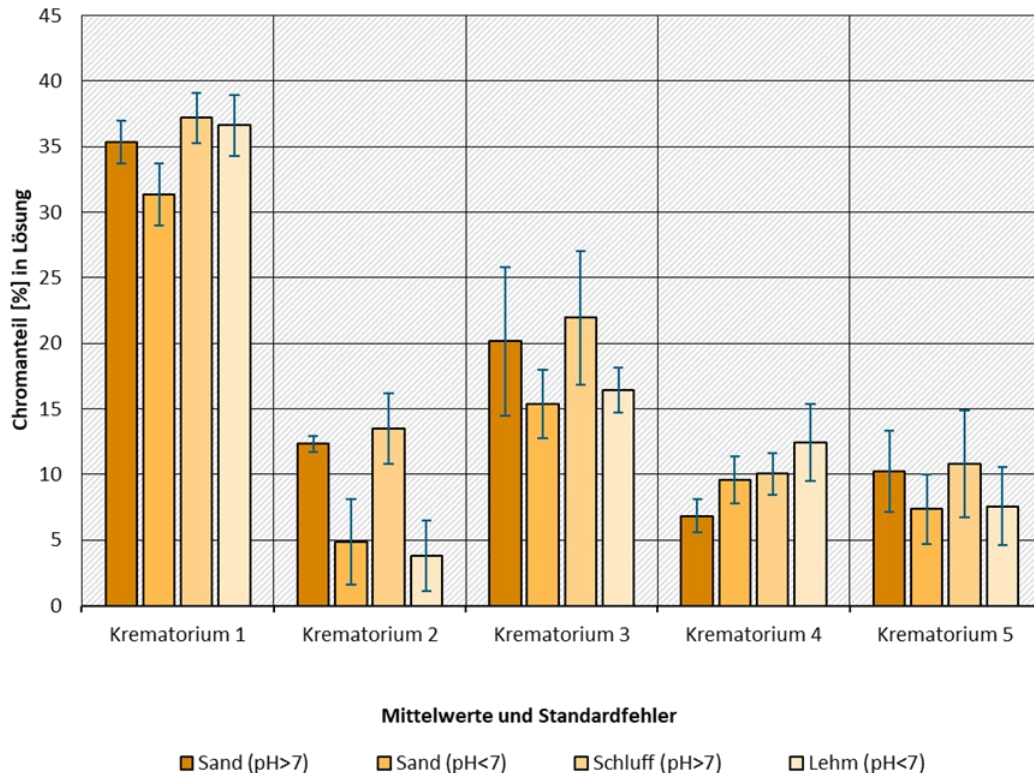
Tabelle 27: Batchversuche zur Bestimmung der leicht löslichen Chromfraktion (Gesamt) in der Bodenlösung, detaillierte Darstellung nach Krematorien

Extrahierbarer Anteil [%] der Gesamtchrommenge aus Modellasche-Boden-Mischungen im 1:2 Extrakt (0,01 mol/l CaCl₂), Referenz: Königswasseraufschluss DIN EN 13346:2001-04, (n=5)

	Modellasche: Sand (pH>7) (SE)	Modellasche: Sand (pH<7) (SE)	Modellasche: Schluff (pH>7) (SE)	Modellasche: Lehm (pH<7) (SE)
Krematorium 1	35,4 (1,7)	31,4 (2,4)	37,2 (1,9)	36,6 (2,3)
Krematorium 2	12,3 (0,6)	4,8 (3,2)	13,5 (2,7)	3,8 (2,7)
Krematorium 3	20,2 (5,6)	15,4 (2,6)	21,9 (4,1)	16,4 (1,7)
Krematorium 4	6,8 (1,3)	9,6 (1,8)	10,0 (1,6)	12,4 (2,9)
Krematorium 5	10,2 (3,1)	7,3 (2,7)	10,8 (4,1)	7,6 (3,0)

Abbildung 31: Batchversuche zur Bestimmung der leicht löslichen Chromfraktion (Gesamt) in der Bodenlösung, detaillierte Darstellung nach Krematorien

Extrahierbarer Anteil [%] der Gesamtchrommenge aus Modellasche-Boden-Mischungen im 1:2 Extrakt (0,01 mol/l CaCl₂), Referenz: Königswasseraufschluss DIN EN 13346:2001-04, (n=5)



Quelle: Eigene Darstellung, Professur für Bodenökologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

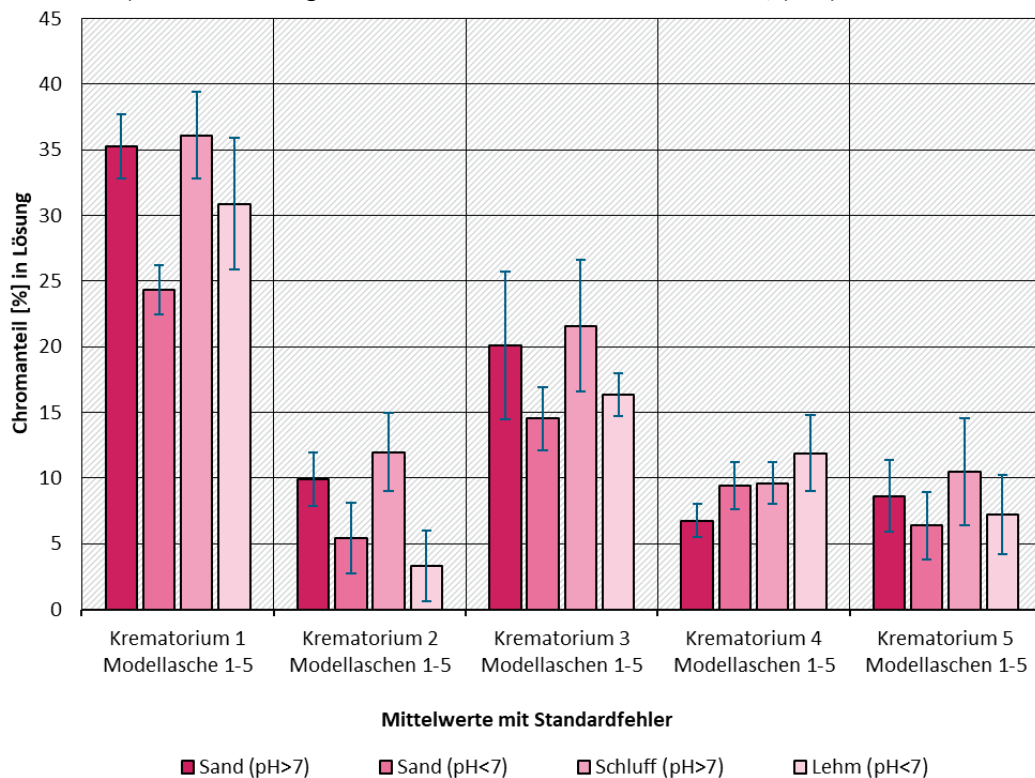
Tabelle 28: Batchversuche zur Bestimmung der leicht löslichen Cr(VI) -Fraktion in der Bodenlösung, detaillierte Darstellung nach Krematorien

Extrahierbarer Anteil [%] der Gesamtchrommenge aus Modellasche-Boden-Mischungen im 1:2 Extrakt (0,01 mol/l CaCl₂), Referenz: Königswasserauflösung DIN EN 13346:2001-04, (n=5)

	Modellasche: Sand (pH>7) (SE)	Modellasche: Sand (pH<7) (SE)	Modellasche: Schluff (pH>7) (SE)	Modellasche: Lehm (pH<7) (SE)
Krematorium 1	35,3 (2,4)	24,4 (1,9)	36,1 (3,3)	30,9 (5,0)
Krematorium 2	9,9 (2,0)	5,4 (2,7)	12,0 (2,9)	3,3 (2,7)
Krematorium 3	20,1 (5,6)	14,5 (2,4)	21,6 (5,0)	16,3 (1,6)
Krematorium 4	6,8 (1,3)	9,4 (1,8)	9,6 (1,6)	11,9 (2,9)
Krematorium 5	8,6 (2,8)	6,4 (2,5)	10,5 (4,1)	7,2 (3,0)

Abbildung 32: Batchversuche zur Bestimmung der leicht löslichen Cr(VI) -Fraktion in der Bodenlösung, detaillierte Darstellung nach Krematorien

Extrahierbarer Anteil [%] der Gesamtchrommenge aus Modellasche-Boden-Mischungen im 1:2 Extrakt (0,01 mol/l CaCl₂), Referenz: Königswasserauflösung DIN EN 13346:2001-04, (n=5)



Quelle: Eigene Darstellung, Professur für Bodenökologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

A.3.2 Einfluss gelöster organischer Substanz auf die Mobilität und Spezierung von Chrom in Batchversuchen

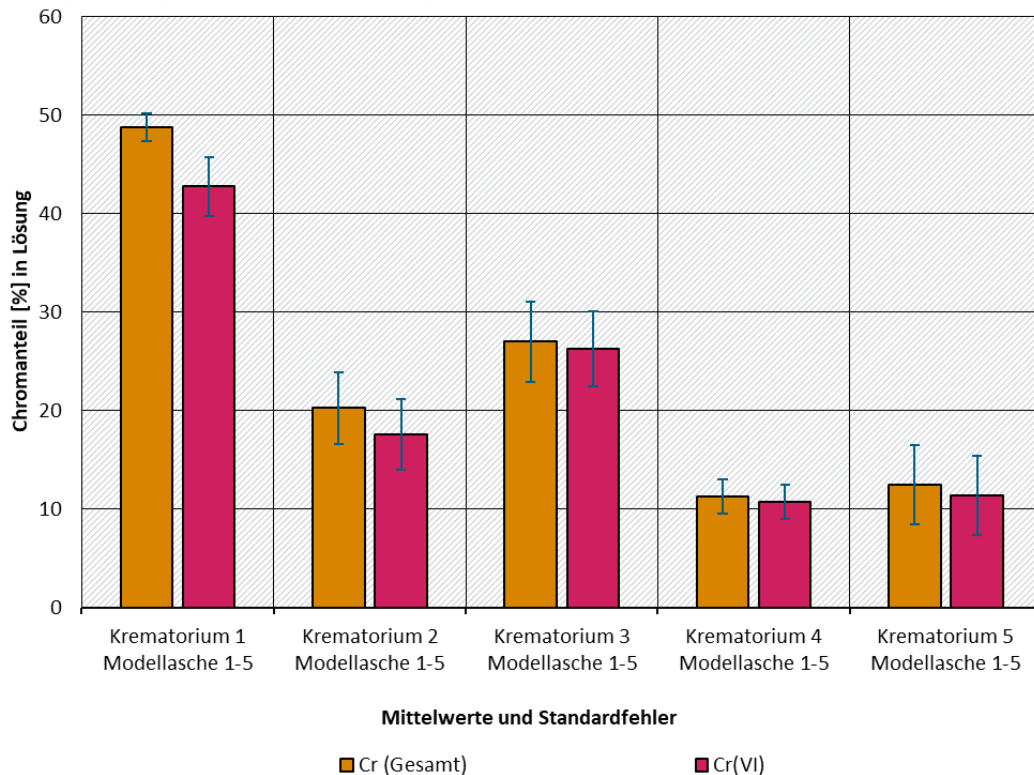
Tabelle 29: Batchversuche zur Bestimmung des Einflusses von DOM auf die Mobilität und Spezierung von Chrom

Extrahierbarer Anteil [%] der Gesamtchrommenge aus Modelläsche-Boden-Mischungen im 1:2 Extrakt (DOM Lösung: 140 mg DOC/l), Referenz: Königswasserauflschluss DIN EN 13346:2001-04, (n=5)

	Cr (Gesamt) (SE)	Cr(VI) (SE)
Krematorium 1	48,8 (1,4)	42,7 (3,0)
Krematorium 2	20,2 (3,6)	17,6 (3,6)
Krematorium 3	27,0 (4,1)	26,3 (3,8)
Krematorium 4	11,3 (1,8)	10,7 (1,8)
Krematorium 5	12,4 (4,1)	11,4 (4,0)

Abbildung 33: Batchversuche zur Bestimmung des Einflusses von DOM auf die Mobilität und Spezierung von Chrom

Extrahierbarer Anteil [%] der Gesamtchrommenge aus Modelläsche-Boden-Mischungen im 1:2 Extrakt (DOM Lösung: 140 mg DOC/l), Referenz: Königswasserauflschluss DIN EN 13346:2001-04, (n=5)

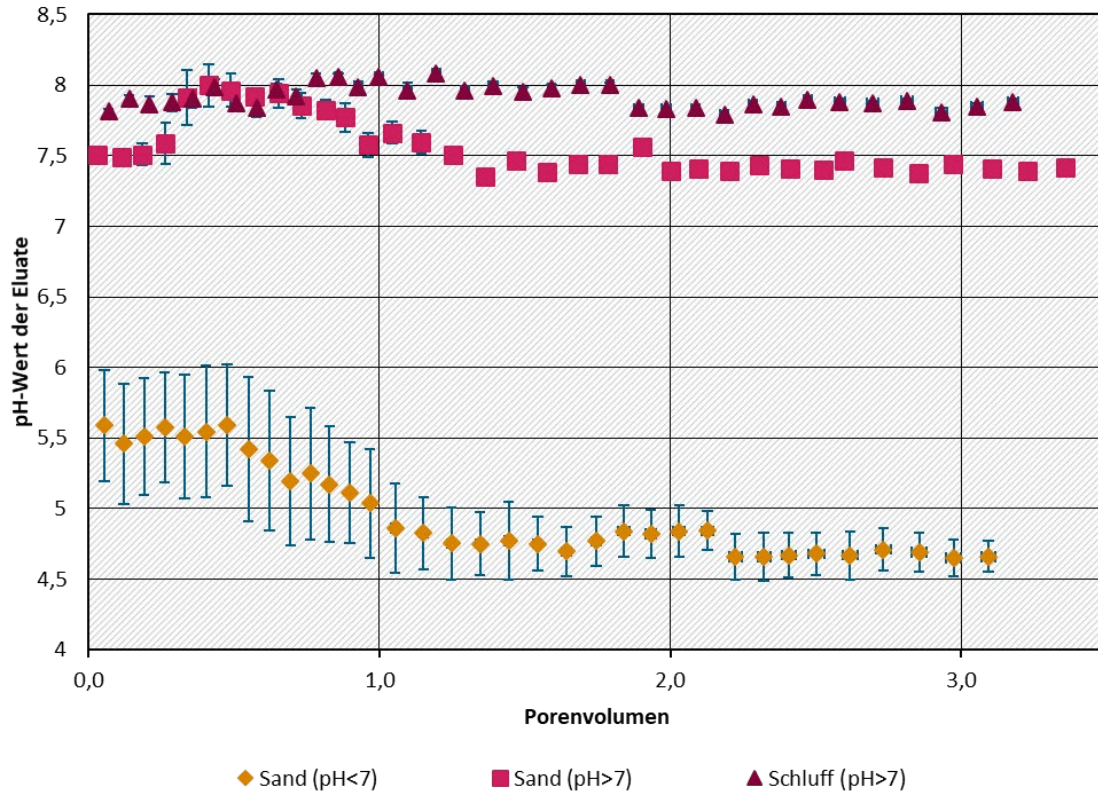


Quelle: Eigene Darstellung, Professur für Bodenökologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

A.3.3 Langzeituntersuchungen zur Freisetzung von Chrom aus Modellaschen in Laborlysimetern

Abbildung 34: Langzeituntersuchungen zur Freisetzung von Chrom aus Modellaschen in Laborlysimetern, pH-Werte

pH-Werte der Eluate nach Passage durch Laborlysimeter mit unterschiedlichen Unterbodensubstraten und Modellaschen, Darstellung als Mittelwerte und Standardfehler, (n=3)



Quelle: Eigene Darstellung, Professur für Bodenökologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

B Daten

B.1 Modellaschen: Schwermetalle und Nährstoffe

Tabelle 30: Daten: Schwermetallgehalte Modellaschen

Schwermetallgehalte der Modellaschen nach Aufschluss in Königswasser DIN EN 13346:2001-04

Modellasche	Cr [mg/g]	Zn [mg/g]	Cd [mg/g]	Cu [mg/g]	Pb [mg/g]	Ni [mg/g]
Krematorium 1.1	0,37	3,67	0,01	2,32	0,04	0,12
Krematorium 1.2	0,29	1,19	0,00	2,64	0,12	0,11
Krematorium 1.3	0,31	1,90	0,00	2,62	0,34	0,12
Krematorium 1.4	0,20	1,55	0,00	1,17	0,12	0,09
Krematorium 1.5	0,34	2,02	0,00	1,13	0,04	0,11
Mittelwert	0,30	2,07	0,00	1,98	0,13	0,11
Standardabweichung	0,06	0,85	0,00	0,68	0,11	0,01
Krematorium 2.1	0,12	0,36	0,00	0,27	0,00	0,04
Krematorium 2.2	0,06	0,32	0,00	0,09	0,00	0,03
Krematorium 2.3	0,14	1,66	0,00	0,28	0,00	0,06
Krematorium 2.4	0,12	0,22	0,00	0,07	0,00	0,07
Krematorium 2.5	0,03	0,09	0,00	0,04	0,00	0,03
Mittelwert	0,09	0,53	0,00	0,15	0,00	0,05
Standardabweichung	0,04	0,57	0,00	0,10	0,00	0,02
Krematorium 3.1	0,45	0,42	0,00	0,59	0,00	0,13
Krematorium 3.2	0,59	0,36	0,00	1,65	0,00	0,31
Krematorium 3.3	0,85	0,46	0,00	0,43	0,00	1,17
Krematorium 3.4	0,76	0,35	0,00	0,17	0,00	0,32
Krematorium 3.5	0,50	0,34	0,00	0,27	0,00	0,45
Mittelwert	0,63	0,39	0,00	0,62	0,00	0,48
Standardabweichung	0,15	0,05	0,00	0,53	0,00	0,36
Krematorium 4.1	0,58	0,54	0,00	0,25	0,00	0,19
Krematorium 4.2	0,57	0,80	0,00	1,95	0,00	0,17
Krematorium 4.3	1,11	0,54	0,00	0,85	0,09	0,57
Krematorium 4.4	1,15	0,62	0,00	1,79	0,22	0,35
Krematorium 4.5	0,66	0,33	0,01	0,39	0,00	0,40
Mittelwert	0,82	0,57	0,00	1,05	0,06	0,34

Modellasche	Cr [mg/g]	Zn [mg/g]	Cd [mg/g]	Cu [mg/g]	Pb [mg/g]	Ni [mg/g]
Standardabweichung	0,26	0,15	0,00	0,70	0,09	0,15
Krematorium 5.1	0,22	1,32	0,01	4,00	0,06	0,10
Krematorium 5.2	0,09	0,64	0,00	0,26	0,00	0,11
Krematorium 5.3	0,22	0,43	0,01	0,21	0,00	0,05
Krematorium 5.4	0,09	0,18	0,01	0,17	0,00	0,02
Krematorium 5.5	0,12	0,27	0,01	0,15	0,00	0,03
Mittelwert	0,15	0,57	0,01	0,96	0,01	0,06
Standardabweichung	0,06	0,41	0,00	1,52	0,02	0,04

Tabelle 31: Daten: Nährstoffgehalte Modellaschen

Nährstoffgehalte der Modellaschen nach Aufschluss in Königswasser DIN EN 13346:2001-04

Modellasche	Ca [mg/g]	K [mg/g]	Mg [mg/g]	Na [mg/g]	P [mg/g]
Krematorium 1.1	180,41	15,41	8,47	38,78	95,71
Krematorium 1.2	164,48	19,53	11,21	35,02	79,09
Krematorium 1.3	143,50	16,08	9,60	35,92	73,35
Krematorium 1.4	115,61	14,71	9,05	28,02	48,09
Krematorium 1.5	157,42	19,52	12,70	34,83	65,67
Mittelwert	152,28	17,05	10,21	34,51	72,38
Standardabweichung	21,86	2,07	1,54	3,54	15,66
Krematorium 2.1	215,27	16,03	8,44	22,77	117,65
Krematorium 2.2	76,15	12,54	5,51	8,83	29,53
Krematorium 2.3	59,75	30,78	11,24	9,34	13,76
Krematorium 2.4	81,08	21,79	10,37	6,75	9,74
Krematorium 2.5	30,42	7,14	7,47	1,47	2,98
Mittelwert	92,53	17,66	8,60	9,84	34,73
Standardabweichung	63,87	8,11	2,05	7,04	42,37
Krematorium 3.1	202,67	18,85	9,10	28,52	110,75
Krematorium 3.2	155,00	15,92	7,57	22,57	74,32
Krematorium 3.3	166,33	19,16	7,79	18,14	37,23
Krematorium 3.4	202,60	15,99	8,25	15,81	34,38
Krematorium 3.5	212,61	16,06	7,93	33,32	90,57
Mittelwert	187,84	17,20	8,13	23,67	69,45
Standardabweichung	22,77	1,48	0,53	6,48	29,81
Krematorium 4.1	356,29	46,46	46,33	79,02	192,12
Krematorium 4.2	353,65	61,21	47,02	82,56	179,14
Krematorium 4.3	348,13	55,96	40,31	101,91	222,16
Krematorium 4.4	353,66	40,91	48,82	95,31	162,22
Krematorium 4.5	284,27	40,99	28,22	56,38	125,15
Mittelwert	339,20	49,11	42,14	83,03	176,16
Standardabweichung	27,59	8,17	7,53	15,71	32,17
Krematorium 5.1	223,50	11,70	15,44	50,69	101,00
Krematorium 5.2	271,59	12,63	12,69	50,25	121,98

Modellasche	Ca [mg/g]	K [mg/g]	Mg [mg/g]	Na [mg/g]	P [mg/g]
Krematorium 5.3	259,87	13,34	13,06	43,86	112,35
Krematorium 5.4	288,74	11,97	11,86	35,76	116,81
Krematorium 5.5	243,60	16,67	14,19	46,92	96,92
Mittelwert	257,46	13,26	13,45	45,50	109,81
Standardabweichung	22,49	1,80	1,25	5,46	9,46

B.2 Chrom: Versuche und Experimente

Tabelle 32: Daten: Chromgehalte der verwendeten Unterbodensubstrate

Chromgehalte der Unterbodensubstrate [mg/g] nach Aufschluss in Königswasser (DIN EN 13346:2001-04), sowie leicht lösliche Chromfraktionen [%] in Gleichgewichtsextrakten (1:50 Modellasche:0,01 mol/l CaCl₂-Lösung)

Bodensubstrate	Chromgehalt [mg/g]	Leicht lösliche Chromfraktion [%]
Sand basisch (pH>7)	0,02	0,00
Sand sauer (pH<7)	0,02	0,00
Schluff basisch (pH>7)	0,03	0,00
Lehm sauer (pH<7)	0,02	0,00

Tabelle 33: Daten: Chromgehalte in Gleichgewichtsextrakten

Chromgehalte in Gleichgewichtsextrakten (1:50 Modellasche:0,01 mol/l CaCl₂-Lösung)

Modellasche	Chrom (Gesamt) [mg/g]	Chrom (VI) [mg/g]
Krematorium 1.1	0,16	0,16
Krematorium 1.2	0,10	0,10
Krematorium 1.3	0,10	0,10
Krematorium 1.4	0,07	0,05
Krematorium 1.5	0,09	0,08
Mittelwert	0,10	0,10
Standardabweichung	0,03	0,04
Krematorium 2.1	0,03	0,03
Krematorium 2.2	0,01	0,01
Krematorium 2.3	0,02	0,02
Krematorium 2.4	0,02	0,02
Krematorium 2.5	0,00	0,00
Mittelwert	0,02	0,01
Standardabweichung	0,01	0,01
Krematorium 3.1	0,13	0,11
Krematorium 3.2	0,21	0,16
Krematorium 3.3	0,11	0,09
Krematorium 3.4	0,10	0,08
Krematorium 3.5	0,08	0,06

Modellasche	Chrom (Gesamt) [mg/g]	Chrom (VI) [mg/g]
Mittelwert	0,12	0,10
Standardabweichung	0,04	0,03
Krematorium 4.1	0,06	0,05
Krematorium 4.2	0,03	0,04
Krematorium 4.3	0,14	0,14
Krematorium 4.4	0,07	0,07
Krematorium 4.5	0,03	0,03
Mittelwert	0,07	0,06
Standardabweichung	0,04	0,04
Krematorium 5.1	0,03	0,03
Krematorium 5.2	0,01	0,01
Krematorium 5.3	0,02	0,02
Krematorium 5.4	0,00	0,00
Krematorium 5.5	0,00	0,00
Mittelwert	0,01	0,01
Standardabweichung	0,01	0,01

Tabelle 34: Daten: Leicht lösliche Chromfraktionen in Gleichgewichtsextrakten

Leicht lösliche Chromfraktionen [%] in Gleichgewichtsextrakten (1:50 Modellasche:0,01 mol/l CaCl₂-Lösung)

Modellasche	Chrom (Gesamt) [%]	Chrom (VI) [%]
Krematorium 1.1	40,80	39,00
Krematorium 1.2	38,85	38,18
Krematorium 1.3	34,78	36,72
Krematorium 1.4	35,08	34,06
Krematorium 1.5	25,32	22,26
Mittelwert	34,97	34,04
Standardabweichung	5,33	6,13
Krematorium 2.1	27,90	26,47
Krematorium 2.2	12,74	12,94
Krematorium 2.3	14,54	14,07
Krematorium 2.4	11,67	11,26
Krematorium 2.5	10,24	5,58
Mittelwert	15,42	14,06
Standardabweichung	6,39	6,86
Krematorium 3.1	31,43	31,33
Krematorium 3.2	31,61	31,13
Krematorium 3.3	7,45	7,46
Krematorium 3.4	10,56	10,66
Krematorium 3.5	12,24	11,94
Mittelwert	18,66	18,50
Standardabweichung	10,61	10,49
Krematorium 4.1	8,40	8,23
Krematorium 4.2	6,62	6,57
Krematorium 4.3	11,74	11,65
Krematorium 4.4	5,01	4,80
Krematorium 4.5	6,97	6,89
Mittelwert	7,75	7,63
Standardabweichung	2,27	2,29
Krematorium 5.1	14,26	14,05
Krematorium 5.2	9,05	8,32

Modellasche	Chrom (Gesamt) [%]	Chrom (VI) [%]
Krematorium 5.3	14,01	13,60
Krematorium 5.4	2,29	1,26
Krematorium 5.5	3,73	3,01
Mittelwert	8,67	8,05
Standardabweichung	5,00	5,26

Tabelle 35: Daten: Chromkonzentrationen (Gesamt) der Bodenlösung in Batchversuchen

Chromkonzentrationen [mg/l] in 1:2 Extrakten (Modellasche-Boden-Mischungen:0,01 mol/l CaCl₂-Lösung)

Modellasche	Sand (pH>7)	Sand (pH<7)	Schluff (pH>7)	Lehm (pH<7)
Krematorium 1.1	3,08	2,94	3,30	3,36
Krematorium 1.2	2,12	2,04	2,26	2,31
Krematorium 1.3	2,16	1,79	2,26	2,15
Krematorium 1.4	1,34	1,15	1,28	1,21
Krematorium 1.5	2,07	1,67	2,32	2,27
Mittelwert	2,15	1,92	2,29	2,26
Standardabweichung	0,55	0,59	0,64	0,68
Krematorium 2.1	0,29	0,45	0,58	0,36
Krematorium 2.2	0,14	0,00	0,13	0,00
Krematorium 2.3	0,38	0,09	0,38	0,07
Krematorium 2.4	0,32	0,03	0,24	0,01
Krematorium 2.5	0,06	0,00	0,05	0,00
Mittelwert	0,24	0,12	0,27	0,09
Standardabweichung	0,12	0,17	0,19	0,14
Krematorium 3.1	3,18	1,94	2,95	2,15
Krematorium 3.2	4,17	2,18	4,27	1,76
Krematorium 3.3	1,14	1,37	1,41	2,41
Krematorium 3.4	1,30	1,30	1,51	2,29
Krematorium 3.5	1,49	2,03	2,27	1,40
Mittelwert	2,26	1,76	2,48	2,00
Standardabweichung	1,21	0,36	1,05	0,37
Krematorium 4.1	1,00	1,93	1,85	2,90
Krematorium 4.2	0,54	0,78	1,07	1,16
Krematorium 4.3	2,55	2,03	2,68	2,50
Krematorium 4.4	0,94	2,48	1,33	2,50
Krematorium 4.5	0,70	0,63	0,95	0,68
Mittelwert	1,15	1,57	1,58	1,95
Standardabweichung	0,72	0,73	0,63	0,86
Krematorium 5.1	0,55	0,28	0,42	0,27
Krematorium 5.2	0,13	0,09	0,09	0,08

Modellasche	Sand (pH>7)	Sand (pH<7)	Schluff (pH>7)	Lehm (pH<7)
Krematorium 5.3	0,97	0,80	1,23	0,89
Krematorium 5.4	0,03	0,01	0,04	0,02
Krematorium 5.5	0,17	0,15	0,21	0,13
Mittelwert	0,37	0,27	0,40	0,28
Standardabweichung	0,35	0,28	0,44	0,32

Tabelle 36: Daten: In Bodenlösung gelöste Chromfraktionen (Gesamt) in Batchversuchen

Gelöste Chromfraktionen [%] in 1:2 Extrakten (Modellasche-Boden-Mischungen:0,01 mol/l CaCl₂-Lösung)

Modellasche	Sand (pH>7)	Sand (pH<7)	Schluff (pH>7)	Lehm (pH<7)
Krematorium 1.1	41,58	39,75	44,64	45,35
Krematorium 1.2	36,05	34,54	38,38	39,25
Krematorium 1.3	34,94	29,01	36,58	34,80
Krematorium 1.4	34,03	29,33	32,60	30,70
Krematorium 1.5	30,17	24,30	33,76	33,02
Mittelwert	35,35	31,39	37,19	36,62
Standardabweichung	3,69	5,29	4,25	5,18
Krematorium 2.1	12,30	19,15	24,99	15,67
Krematorium 2.2	12,34	0,20	11,22	0,12
Krematorium 2.3	13,70	3,37	13,54	2,57
Krematorium 2.4	13,44	1,37	9,80	0,57
Krematorium 2.5	9,90	0,10	7,94	0,11
Mittelwert	12,34	4,84	13,50	3,81
Standardabweichung	1,34	7,25	6,03	6,00
Krematorium 3.1	35,46	21,62	32,87	23,97
Krematorium 3.2	35,13	18,37	35,93	14,78
Krematorium 3.3	6,70	8,11	8,31	14,21
Krematorium 3.4	8,61	8,59	9,96	15,16
Krematorium 3.5	14,87	20,18	22,62	13,97
Mittelwert	20,15	15,37	21,94	16,42
Standardabweichung	12,65	5,83	11,36	3,80
Krematorium 4.1	8,58	16,55	15,89	24,83
Krematorium 4.2	4,72	6,80	9,34	10,13
Krematorium 4.3	11,47	9,13	12,03	11,24
Krematorium 4.4	4,07	10,77	5,76	10,84
Krematorium 4.5	5,31	4,79	7,22	5,19
Mittelwert	6,83	9,61	10,05	12,45
Standardabweichung	2,79	4,02	3,60	6,56
Krematorium 5.1	12,73	6,49	9,68	6,26
Krematorium 5.2	7,54	5,29	5,23	4,44

Modellasche	Sand (pH>7)	Sand (pH<7)	Schluff (pH>7)	Lehm (pH<7)
Krematorium 5.3	22,20	18,47	28,25	20,48
Krematorium 5.4	1,70	0,35	2,06	1,23
Krematorium 5.5	6,84	6,10	8,76	5,44
Mittelwert	10,20	7,34	10,80	7,57
Standardabweichung	6,94	5,99	9,14	6,67

Tabelle 37: Daten: Chrom(VI)-Konzentrationen der Bodenlösung in Batchversuchen

Chromkonzentrationen [mg/l] in 1:2 Extrakten (Modellasche-Boden-Mischungen:0,01 mol/l CaCl₂-Lösung)

Modellasche	Sand (pH>7)	Sand (pH<7)	Schluff (pH>7)	Lehm (pH<7)
Krematorium 1.1	3,09	2,15	3,57	3,54
Krematorium 1.2	2,24	1,74	2,30	2,22
Krematorium 1.3	2,23	1,45	2,25	1,58
Krematorium 1.4	1,38	0,74	1,08	0,57
Krematorium 1.5	1,74	1,46	2,02	1,99
Mittelwert	2,14	1,50	2,24	1,98
Standardabweichung	0,58	0,46	0,79	0,96
Krematorium 2.1	0,27	0,40	0,55	0,35
Krematorium 2.2	0,11	0,00	0,10	0,00
Krematorium 2.3	0,37	0,08	0,39	0,03
Krematorium 2.4	0,33	0,07	0,22	0,00
Krematorium 2.5	0,01	0,03	0,03	0,00
Mittelwert	0,22	0,11	0,26	0,08
Standardabweichung	0,14	0,14	0,19	0,14
Krematorium 3.1	3,16	1,88	2,89	2,12
Krematorium 3.2	4,18	2,12	4,27	1,72
Krematorium 3.3	1,15	1,36	1,41	2,41
Krematorium 3.4	1,31	1,24	1,50	2,35
Krematorium 3.5	1,48	1,78	2,17	1,39
Mittelwert	2,25	1,67	2,45	2,00
Standardabweichung	1,20	0,33	1,05	0,39
Krematorium 4.1	1,00	1,91	1,78	2,81
Krematorium 4.2	0,54	0,77	1,02	1,08
Krematorium 4.3	2,52	2,01	2,59	2,41
Krematorium 4.4	0,91	2,38	1,28	2,39
Krematorium 4.5	0,68	0,62	0,87	0,64
Mittelwert	1,13	1,54	1,51	1,86
Standardabweichung	0,71	0,71	0,62	0,85
Krematorium 5.1	0,50	0,23	0,40	0,26
Krematorium 5.2	0,13	0,09	0,09	0,07

Modellasche	Sand (pH>7)	Sand (pH<7)	Schluff (pH>7)	Lehm (pH<7)
Krematorium 5.3	0,82	0,74	1,21	0,88
Krematorium 5.4	0,02	0,00	0,03	0,01
Krematorium 5.5	0,11	0,11	0,21	0,12
Mittelwert	0,32	0,23	0,39	0,27
Standardabweichung	0,30	0,26	0,43	0,32

Tabelle 38: Daten: In Bodenlösung gelöste Chrom(VI)-Fraktionen in Batchversuchen

Gelöste Chromfraktionen [%] in 1:2 Extrakten (Modellasche-Boden-Mischungen:0,01 mol/l CaCl₂-Lösung)

Modellasche	Sand (pH>7)	Sand (pH<7)	Schluff (pH>7)	Lehm (pH<7)
Krematorium 1.1	41,76	29,02	48,20	47,84
Krematorium 1.2	38,07	29,45	39,02	37,67
Krematorium 1.3	35,99	23,42	36,46	25,54
Krematorium 1.4	35,13	18,68	27,55	14,44
Krematorium 1.5	25,38	21,17	29,33	29,01
Mittelwert	35,27	24,35	36,12	30,90
Standardabweichung	5,45	4,26	7,40	11,28
Krematorium 2.1	11,44	17,03	23,61	15,22
Krematorium 2.2	10,08	0,00	8,92	0,00
Krematorium 2.3	13,14	2,97	13,93	1,22
Krematorium 2.4	13,64	2,86	9,25	0,00
Krematorium 2.5	1,18	4,22	4,22	0,00
Mittelwert	9,90	5,42	11,99	3,29
Standardabweichung	4,54	5,97	6,57	5,99
Krematorium 3.1	35,26	20,96	32,24	23,59
Krematorium 3.2	35,14	17,83	35,90	14,45
Krematorium 3.3	6,77	8,01	8,31	14,19
Krematorium 3.4	8,62	8,18	9,90	15,52
Krematorium 3.5	14,72	17,71	21,65	13,87
Mittelwert	20,10	14,54	21,60	16,32
Standardabweichung	12,60	5,39	11,24	3,68
Krematorium 4.1	8,58	16,37	15,29	24,04
Krematorium 4.2	4,68	6,68	8,92	9,36
Krematorium 4.3	11,34	9,02	11,66	10,84
Krematorium 4.4	3,95	10,34	5,57	10,37
Krematorium 4.5	5,22	4,73	6,67	4,88
Mittelwert	6,76	9,43	9,62	11,90
Standardabweichung	2,79	3,97	3,52	6,43
Krematorium 5.1	11,62	5,20	9,27	6,08
Krematorium 5.2	7,14	4,84	5,00	3,94

Modellasche	Sand (pH>7)	Sand (pH<7)	Schluff (pH>7)	Lehm (pH<7)
Krematorium 5.3	18,89	17,05	27,93	20,29
Krematorium 5.4	1,17	0,06	1,70	0,65
Krematorium 5.5	4,34	4,67	8,51	5,08
Mittelwert	8,63	6,36	10,48	7,21
Standardabweichung	6,17	5,67	9,13	6,79

Tabelle 39: Daten: Chromgehalte in DOC-Batchversuchen

Chromgehalte in Gleichgewichtsextrakten (1:50 Modellasche:140 mg/l DOC-Lösung)

Modellasche	Chrom (Gesamt) [mg/l]	Chrom (VI) [mg/l]
Krematorium 1.1	3,98	3,86
Krematorium 1.2	2,87	2,75
Krematorium 1.3	2,99	2,71
Krematorium 1.4	1,94	1,50
Krematorium 1.5	3,01	2,27
Mittelwert	2,96	2,62
Standardabweichung	0,65	0,77
Krematorium 2.1	0,83	0,73
Krematorium 2.2	0,19	0,18
Krematorium 2.3	0,55	0,51
Krematorium 2.4	0,40	0,37
Krematorium 2.5	0,07	0,04
Mittelwert	0,41	0,37
Standardabweichung	0,27	0,24
Krematorium 3.1	3,32	3,16
Krematorium 3.2	4,35	4,15
Krematorium 3.3	2,56	2,59
Krematorium 3.4	2,72	2,65
Krematorium 3.5	2,84	2,85
Mittelwert	3,16	3,08
Standardabweichung	0,65	0,57
Krematorium 4.1	1,71	1,56
Krematorium 4.2	1,33	1,30
Krematorium 4.3	3,56	3,54
Krematorium 4.4	1,10	1,05
Krematorium 4.5	1,22	1,09
Mittelwert	1,78	1,71
Standardabweichung	0,91	0,94
Krematorium 5.1	0,49	0,47
Krematorium 5.2	0,13	0,13

Modellasche	Chrom (Gesamt) [mg/l]	Chrom (VI) [mg/l]
Krematorium 5.3	1,29	1,24
Krematorium 5.4	0,05	0,04
Krematorium 5.5	0,27	0,20
Mittelwert	0,45	0,41
Standardabweichung	0,45	0,44

Tabelle 40: Daten: Leicht lösliche Chromfraktionen in DOC-Batchversuchen

Leicht lösliche Chromfraktionen [%] in Gleichgewichtsextrakten (1:50 Modellflasche:140 mg/l DOC-Lösung)

Modellflasche	Chrom (Gesamt) [%]	Chrom (VI) [%]
Krematorium 1.1	53,73	52,11
Krematorium 1.2	48,73	46,59
Krematorium 1.3	48,30	43,90
Krematorium 1.4	49,31	38,00
Krematorium 1.5	43,80	33,05
Mittelwert	48,78	42,73
Standardabweichung	3,16	6,64
Krematorium 2.1	35,91	31,59
Krematorium 2.2	16,55	15,83
Krematorium 2.3	19,59	18,38
Krematorium 2.4	16,65	15,47
Krematorium 2.5	12,48	6,59
Mittelwert	20,23	17,57
Standardabweichung	8,16	8,06
Krematorium 3.1	36,97	35,26
Krematorium 3.2	36,63	34,90
Krematorium 3.3	15,09	15,31
Krematorium 3.4	17,96	17,48
Krematorium 3.5	28,24	28,34
Mittelwert	26,98	26,26
Standardabweichung	9,14	8,45
Krematorium 4.1	14,61	13,40
Krematorium 4.2	11,61	11,29
Krematorium 4.3	16,01	15,93
Krematorium 4.4	4,77	4,55
Krematorium 4.5	9,29	8,30
Mittelwert	11,26	10,69
Standardabweichung	4,00	3,96
Krematorium 5.1	11,37	10,82
Krematorium 5.2	7,55	7,23

Modellasche	Chrom (Gesamt) [%]	Chrom (VI) [%]
Krematorium 5.3	29,59	28,42
Krematorium 5.4	2,83	2,06
Krematorium 5.5	10,89	8,31
Mittelwert	12,45	11,37
Standardabweichung	9,10	8,99

Tabelle 41: Daten: Langzeitversuche Lysimeter, Sand basisch (pH>7)

Ausgetragener Anteil von Cr (Gesamt) und Cr (VI) der Gesamtchromfracht [%] in Lysimeterversuchen mit Bodensubstrat Sand basisch (pH>7)

Porenvolumen	Standardfehler Porenvolumen	Cr (Gesamt) [%]	Standardfehler Cr (Gesamt)	Cr (VI) [%]	Standardfehler Cr (VI)
0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
0,11	0,00	1,05	0,81	0,92	0,75
0,18	0,00	5,06	2,40	4,82	2,37
0,26	0,00	11,26	3,05	10,92	3,06
0,34	0,00	16,70	2,83	16,38	2,90
0,41	0,00	20,95	2,58	20,60	2,68
0,49	0,00	23,91	2,71	23,54	2,81
0,57	0,00	25,90	2,87	25,50	2,97
0,65	0,00	27,09	3,00	26,69	3,10
0,73	0,00	27,89	2,97	27,46	3,07
0,82	0,00	28,55	2,99	28,09	3,10
0,88	0,01	28,94	2,96	28,46	3,08
0,96	0,00	29,18	2,97	28,67	3,11
1,04	0,01	29,38	2,97	28,82	3,13
1,14	0,00	29,54	2,95	28,90	3,16
1,25	0,00	29,67	2,93	28,96	3,19
1,36	0,00	29,77	2,91	29,00	3,21
1,47	0,00	29,82	2,90	29,01	3,21
1,58	0,00	29,87	2,88	29,01	3,21
1,68	0,00	29,91	2,87	29,01	3,21
1,79	0,00	29,94	2,86	29,01	3,21
1,90	0,01	29,98	2,86	29,01	3,21
2,00	0,01	30,01	2,85	29,01	3,21
2,10	0,01	30,04	2,86	29,01	3,21
2,20	0,00	30,07	2,85	29,01	3,21
2,31	0,00	30,09	2,84	29,01	3,21
2,41	0,01	30,11	2,84	29,01	3,21
2,53	0,00	30,13	2,84	29,01	3,21
2,60	0,01	30,14	2,84	29,01	3,21

Porenvolumen	Standardfehler Porenvolumen	Cr (Gesamt) [%]	Standardfehler Cr (Gesamt)	Cr (VI) [%]	Standardfehler Cr (VI)
2,73	0,01	30,17	2,83	29,01	3,21
2,85	0,01	30,19	2,83	29,01	3,21
2,97	0,01	30,22	2,83	29,01	3,21
3,10	0,01	30,23	2,83	29,01	3,21
3,23	0,01	30,25	2,83	29,01	3,21
3,36	0,01	30,26	2,83	29,01	3,21

Tabelle 42: Daten: Langzeitversuche Lysimeter, Schluff basisch (pH>7)

Ausgetragener Anteil von Cr (Gesamt) und Cr (VI) der Gesamtchromfracht [%] in Lysimeterversuchen mit Bodensubstrat Schluff basisch (pH>7)

Porenvolumen	Standardfehler Porenvolumen	Cr (Gesamt) [%]	Standardfehler Cr (Gesamt)	Cr (VI) [%]	Standardfehler Cr (VI)
0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
0,21	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
0,29	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00
0,36	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00
0,43	0,01	0,03	0,01	0,00	0,00
0,51	0,01	0,03	0,01	0,00	0,00
0,58	0,01	0,14	0,06	0,07	0,06
0,65	0,01	0,69	0,24	0,55	0,27
0,71	0,01	2,06	0,49	1,90	0,53
0,78	0,01	4,27	0,65	4,09	0,68
0,86	0,01	6,84	0,53	6,65	0,55
0,93	0,01	8,97	0,53	8,75	0,56
1,00	0,01	10,86	0,47	10,56	0,48
1,10	0,01	13,04	0,39	12,54	0,40
1,20	0,01	14,73	0,37	14,15	0,36
1,29	0,01	16,03	0,41	15,31	0,39
1,39	0,01	16,87	0,47	16,01	0,43
1,49	0,01	17,46	0,54	16,50	0,48
1,59	0,01	17,90	0,59	16,83	0,51
1,69	0,01	18,24	0,63	17,05	0,54
1,79	0,01	18,52	0,66	17,22	0,58
1,89	0,01	18,72	0,68	17,31	0,60
1,99	0,01	18,85	0,70	17,35	0,61
2,09	0,01	18,99	0,71	17,38	0,62
2,19	0,01	19,11	0,73	17,41	0,63
2,28	0,01	19,22	0,74	17,43	0,64
2,38	0,01	19,32	0,75	17,44	0,65
2,47	0,01	19,40	0,76	17,45	0,65

Porenvolumen	Standardfehler Porenvolumen	Cr (Gesamt) [%]	Standardfehler Cr (Gesamt)	Cr (VI) [%]	Standardfehler Cr (VI)
2,58	0,02	19,48	0,76	17,45	0,65
2,70	0,02	19,56	0,77	17,45	0,65
2,81	0,02	19,65	0,77	17,45	0,65
2,93	0,02	19,72	0,77	17,45	0,65
3,06	0,02	19,80	0,78	17,45	0,65
3,18	0,02	19,87	0,78	17,45	0,65

Tabelle 43: Daten: Langzeitversuche Lysimeter, Sand saurer (pH<7)

Ausgetragener Anteil von Cr (Gesamt) und Cr (VI) der Gesamtchromfracht [%] in Lysimeterversuchen mit Bodensubstrat Sand saurer (pH<7)

Porenvolumen	Standardfehler Porenvolumen	Cr (Gesamt) [%]	Standardfehler Cr (Gesamt)	Cr (VI) [%]	Standardfehler Cr (VI)
0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
0,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
0,26	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
0,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
0,48	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
0,55	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
0,62	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
0,69	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
0,76	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
0,83	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
0,90	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
0,97	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
1,05	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00
1,15	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00
1,25	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00
1,35	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00
1,45	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00
1,54	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00
1,64	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00
1,75	0,02	0,01	0,00	0,00	0,00
1,84	0,02	0,01	0,00	0,00	0,00
1,93	0,02	0,04	0,02	0,00	0,00
2,03	0,02	0,04	0,02	0,00	0,00
2,13	0,02	0,04	0,02	0,00	0,00
2,22	0,02	0,04	0,02	0,00	0,00
2,32	0,02	0,04	0,02	0,00	0,00
2,41	0,02	0,04	0,02	0,00	0,00

Porenvolumen	Standardfehler Porenvolumen	Cr (Gesamt) [%]	Standardfehler Cr (Gesamt)	Cr (VI) [%]	Standardfehler Cr (VI)
2,50	0,03	0,04	0,02	0,00	0,00
2,62	0,03	0,05	0,02	0,00	0,00
2,73	0,03	0,05	0,02	0,00	0,00
2,86	0,03	0,05	0,02	0,00	0,00
2,97	0,03	0,05	0,02	0,00	0,00
3,09	0,03	0,05	0,03	0,00	0,00

Tabelle 44: Daten: Langzeitversuche Lysimeter, pH-Werte der Eluate, Sand (pH<7)

pH-Werte der Eluate nach Passage durch Laborlysimeter mit Bodensubstrat Sand sauer (pH<7) und Modellaschen

Porenvolumen	Standardfehler Porenvolumen	pH-Wert	Standardfehler pH-Wert
0,05	0,00	5,59	0,39
0,12	0,00	5,46	0,43
0,19	0,00	5,51	0,41
0,26	0,00	5,57	0,39
0,33	0,00	5,51	0,44
0,40	0,00	5,55	0,47
0,48	0,00	5,59	0,43
0,55	0,00	5,42	0,51
0,62	0,01	5,34	0,49
0,69	0,01	5,19	0,45
0,76	0,01	5,25	0,47
0,83	0,01	5,17	0,41
0,90	0,01	5,11	0,36
0,97	0,01	5,04	0,39
1,05	0,01	4,86	0,32
1,15	0,01	4,83	0,26
1,25	0,01	4,75	0,26
1,35	0,01	4,75	0,22
1,45	0,01	4,77	0,27
1,54	0,01	4,75	0,19
1,64	0,01	4,70	0,17
1,75	0,02	4,77	0,18
1,84	0,02	4,84	0,18
1,93	0,02	4,82	0,17
2,03	0,02	4,84	0,18
2,13	0,02	4,84	0,14
2,22	0,02	4,66	0,16
2,32	0,02	4,66	0,17
2,41	0,02	4,67	0,16

Porenvolumen	Standardfehler Porenvolumen	pH-Wert	Standardfehler pH-Wert
2,50	0,03	4,68	0,15
2,62	0,03	4,67	0,17
2,73	0,03	4,71	0,15
2,86	0,03	4,69	0,14
2,97	0,03	4,65	0,13
3,09	0,03	4,66	0,11

Tabelle 45: Daten: Langzeitversuche Lysimeter, pH-Werte der Eluate, Sand (pH>7)

pH-Werte der Eluate nach Passage durch Laborlysimeter mit Bodensubstrat Sand basisch (pH>7) und Modellaschen

Porenvolumen	Standardfehler Porenvolumen	pH-Wert	Standardfehler pH-Wert
0,03	0,00	7,51	0,04
0,11	0,00	7,49	0,01
0,18	0,00	7,51	0,08
0,26	0,00	7,59	0,15
0,34	0,00	7,91	0,20
0,41	0,00	8,00	0,15
0,49	0,00	7,96	0,12
0,57	0,00	7,92	0,03
0,65	0,00	7,94	0,10
0,73	0,00	7,86	0,09
0,82	0,00	7,82	0,07
0,88	0,01	7,77	0,10
0,96	0,00	7,58	0,08
1,04	0,01	7,66	0,08
1,14	0,00	7,60	0,08
1,25	0,00	7,51	0,00
1,36	0,00	7,35	0,02
1,47	0,00	7,47	0,01
1,58	0,00	7,39	0,01
1,68	0,00	7,44	0,02
1,79	0,00	7,44	0,02
1,90	0,01	7,56	0,03
2,00	0,01	7,39	0,02
2,10	0,01	7,41	0,02
2,20	0,00	7,39	0,02
2,31	0,00	7,43	0,05
2,41	0,01	7,41	0,03
2,53	0,00	7,40	0,06
2,60	0,01	7,47	0,02

Porenvolumen	Standardfehler Porenvolumen	pH-Wert	Standardfehler pH-Wert
2,73	0,01	7,42	0,02
2,85	0,01	7,38	0,04
2,97	0,01	7,44	0,01
3,10	0,01	7,41	0,01
3,23	0,01	7,39	0,03
3,36	0,01	7,42	0,02

Tabelle 46: Daten: Langzeitversuche Lysimeter, pH-Werte der Eluate, Schluff (pH>7)

pH-Werte der Eluate nach Passage durch Laborlysimeter mit Bodensubstrat Schluff basisch (pH>7) und Modellaschen

Porenvolumen	Standardfehler Porenvolumen	pH-Wert	Standardfehler pH-Wert
0,07	0,00	7,81	0,02
0,14	0,00	7,90	0,03
0,21	0,00	7,86	0,06
0,29	0,00	7,88	0,06
0,36	0,00	7,90	0,07
0,43	0,01	7,99	0,05
0,51	0,01	7,87	0,05
0,58	0,01	7,84	0,07
0,65	0,01	7,97	0,04
0,71	0,01	7,92	0,05
0,78	0,01	8,05	0,03
0,86	0,01	8,06	0,02
0,93	0,01	7,99	0,04
1,00	0,01	8,06	0,01
1,10	0,01	7,96	0,06
1,20	0,01	8,08	0,04
1,29	0,01	7,96	0,04
1,39	0,01	7,99	0,03
1,49	0,01	7,95	0,03
1,59	0,01	7,98	0,03
1,69	0,01	8,00	0,02
1,79	0,01	8,00	0,02
1,89	0,01	7,84	0,00
1,99	0,01	7,83	0,01
2,09	0,01	7,84	0,00
2,19	0,01	7,79	0,02
2,28	0,01	7,87	0,02
2,38	0,01	7,85	0,01
2,47	0,01	7,90	0,02

Porenvolumen	Standardfehler Porenvolumen	pH-Wert	Standardfehler pH-Wert
2,58	0,02	7,88	0,02
2,70	0,02	7,87	0,02
2,81	0,02	7,89	0,01
2,93	0,02	7,81	0,03
3,06	0,02	7,85	0,02
3,18	0,02	7,88	0,02