Factors influencing the quality of bottom ash from municipal solid waste incineration in Switzerland

Inauguraldissertation
der Philosophisch-naturwissenschaftlichen Fakultät
der Universität Bern

vorgelegt von
Andreas Glauser
von Jegenstorf BE

Leiter der Arbeit:
Prof. Dr. Sergey V. Churakov
Ko-Leitung:
Dr. Urs Eggenberger & Dr. Gisela Weibel
Institut für Geologie
Universität Bern

This work is licensed under a
Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International License

source: https://doi.org/10.48549/2697 | downloaded: 4.7.2025

Factors influencing the quality of bottom ash from municipal solid waste incineration in Switzerland

Inauguraldissertation
der Philosophisch-naturwissenschaftlichen Fakultät
der Universität Bern

vorgelegt von
Andreas Glauser
von Jegenstorf BE

Leiter der Arbeit:
Prof. Dr. Sergey V. Churakov
Ko-Leitung:
Dr. Urs Eggenberger & Dr. Gisela Weibel
Institut für Geologie
Universität Bern

Von der Philosophisch-naturwissenschaftlichen Fakultät angenommen.

Bern, 30. März 2021

Der Dekan:
Prof. Dr. Zoltan Balogh

"Die ganze Majestät der Natur ist im Edelstein: auf kleinstem Raum zusammen, um darin das Meisterwerk der Schöpfung zu erkennen."

Plinius der Ältere (ca. 23-79), römischer Offizier und Gelehrter
abgeändert durch Kaspar Nell (1881-1968), Strahlner und Ur-Grossvater des Doktoranden

Dank

Das Gelingen einer Dissertation hängt von vielen Faktoren ab, wobei Neugierde, Motivation und Durchhaltewille unerlässlich sind. Damit sich diese richtig entfalten können, braucht es den Austausch und die Unterstützung vieler Personen. Genau darauf durfte ich in den letzten vier Jahren zählen und somit verdanke ich Euch allen einen westlichen Anteil am Erfolg dieser Arbeit.

Persönlich bedanken möchte ich mich vorab bei meinen Betreuern. Urs Eggenberger danke ich für das Aufgleisen dieser Arbeit und die Chance in diesem praxisbezogenen und zukunftsträchtigen Umfeld zu Forschen. Die gewährte Freiheit bei der Umsetzung dieses Projekts war Privileg und Herausforderung zugleich – in jedem Fall aber eine Lebensschule. Gisela Weibel danke ich dafür, dass sie mein Interesse am Thema geweckt und durch ihre aktive Mitarbeit und die konstruktiven Diskussionen das ganze Projekt stets mitgestaltet hat. Sergey Churakov danke ich für das zuverlässige Erledigen administrativer Arbeiten und für das sorgfältige Durchlesen und Beurteilen dieser Arbeit. Letzteren Dank möchte ich zudem an Rüdiger Deike richten, welcher als externer Gutachter diese Arbeit bewertet hat.

Im Weiteren gilt mein Dank allen Projektpartnern, die mit ihrer finanziellen Unterstützung, dem bereitwilligen Zugang zu ihren Anlagen, sowie ihrem Fachwissen dieses Projekt erst ermöglicht haben: Oliver Steiner (AWA Kt. Bern), Walter Furgler und Stefan Ringmann (KVA Linth), Albert Bachmann und Gabriel Gremaud (SAIDEF SA), Frédéric Von der Weid und Alex Weh (SELFRAG AG) und Robin Quartier (VBSA). In diesem Zusammenhang möchte ich auch Leo Morf (AWEL Kt. Zürich) und Kaarina Schenk (BAFU) für ihre fachliche Unterstützung im Rahmen der Begleitgruppe und ihre konstruktiven Korreferate herzlich danken. Leo Morf danke ich zudem besonders für seine Initiative und Mitarbeit an der Publikation zum Schlacken-Monitoring. Ralf Koralewska (Martin GmbH) danke ich ebenfalls für seine unkomplizierte fachliche Hilfe.

Christine Lemp, Anna Zappatini, Martin Fisch und Stefan Fromm danke ich herzlich für die analytische Unterstützung und die kollegiale Zusammenarbeit. Ein grosser Dank gilt auch vielen weiteren Mitarbeitenden des Instituts für Geologie, welche durch ihre Hilfe zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben: Nick Waber, Priska Bähler, Christoph Pichler, Urs Mäder, Alfons Berger, Thomas Siegenthaler, Thomas Aebi, Stefan Brechbühl und Nadine Lötscher. Ebenfalls danken möchte ich Daniel Engimann,

Werner Zaugg und dem Reinigungsdienst um Hanna Glauser, welche durch ihre stete Arbeit im Hintergrund ein reibungsloses und angenehmes Arbeiten ermöglichten.

Meinen Kollegen Wolfgang Zucha, Simon Reichenwallner, Mirjam Wolffers und Lola Camesi danke ich fürs Teilen von Freuden und Sorgen, sowie für die vielen gemeinsamen Mittagessen. Besonders hervorheben möchte ich dabei Wolfgang Zucha; deine unerschütterliche Freundschaft, unsere ehemalige WG und deine guten Ideen waren mir eine grosse Unterstützung.

Sehr dankbar bin ich zudem meiner Familie, insbesondere meinen Eltern Romana und Theo. Ihr habt meine Faszination für die Berge und damit für die Geologie geweckt und mit eurer lebenslangen Förderung, Unterstützung und Liebe einen grossen Beitrag zum Erfolg meiner Dissertation geleistet. Zum Schluss danke ich dir, Simi, für dein magisches Erscheinen in meinem Leben, für deine grosse Liebe, dein grosses Herz und dein Glaube an mich, welche mir stets Kraft und Zuversicht gegeben haben.

Abstract

Sustainable waste management has always been important in Switzerland and especially waste incineration has a long tradition. Municipal solid waste (MSW) that cannot be recycled has to be thermally treated in one of the 30 MSW incineration (MSWI) plants, where mass and volume are reduced, energy is recovered and organic compounds are destroyed. About 20 wt.-% of the waste input, presently ~800'000 t/y, remain as bottom ash. Due to the high particulate metal content, metal recovery is mandatory prior to deposition. In recent years, new processes for enhanced metal recovery have been developed and implemented in Swiss MSWI plants and on landfills. However, despite these improvements ~90 wt.-% of the bottom ash remains after metal recovery, in different residual bottom ash fractions, which are deposited on Type D landfills in Switzerland.

One aspect of this thesis contributes to a better understanding of the factors influencing the composition and quality of bottom ash. Based on an existing dataset of a 10 years monitoring of raw bottom ashes from the Canton of Zürich, the influence of optimised incineration on total organic carbon (TOC) is evaluated. Thereby, lowering the concentrations of TOC in bottom ash, leads to significant quality improvements with respect to DOC emissions. On landfills, DOC emissions are crucial for the release of heavy metals, especially Cu (aq), as the mobilisation is enhanced by complexation with organic ligand. Thus, based on a combined approach of column experiments and modelling, temporal aspects of DOC emission on bottom ash landfills are studied. By including data on DOC emissions of existing bottom ash landfills, forecasts concerning the aftercare duration indicate DOC emissions <20 mg/l within the legal aftercare duration of 50 years.

Another focus of this thesis is the characterisation of residual bottom ash fractions from different Swiss MSWI plants after the metal recovery processes. Thereby, the effect of bottom ash treatment on the remaining fractions is studied and their recycling potential is investigated based on Swiss and international legal requirements. Especially enhanced treatment processes operate with a strong fractionation of the bottom ash into different grainsize categories for the specific recovery of metals. In some of these processes, further washing with process water is involved, additionally influencing the composition of bottom ash. Thus, the result are carbonate- and sulphate-rich fine fractions, usually removed before metal recovery, that feature elevated heavy metal, Cl and TOC contents. In contrast, coarse bottom ash fractions, remaining after enhanced metal recovery, show a chemistry related to transit minerals and an improved quality due to depleted heavy metal, Cl and TOC contents. However, to qualify for recycling according to the Swiss Waste Legislation, further treatment of these fractions is necessary. By testing different chemical and mechanical treatment methods, this thesis provides a basis for progressing studies towards recycling of suitable bottom ash fractions as secondary raw material in Switzerland.

Table of Contents

Part A - Introduction **13**

1 Introduction **1**

1.1 Motivation 3

1.2 Aim of the thesis 5

1.3 Outline of the thesis 6

1.4 References 6

2 Background **7**

2.1 Municipal solid waste incineration 9

2.2 Bottom ash treatment 12

2.3 Recycling potential of residual bottom ash fraction 15

2.4 References 18

Part B - Research Papers **23**

3 Ten-years monitoring of MSWI bottom ashes with focus on TOC development and leaching behaviour **25**

ABSTRACT 27

3.1 Introduction 28

3.2 Materials and methods 30

3.2.1 Monitored MSWI plants 30

3.2.2 Sampling and sample preparation 31

3.2.3 Chemical analysis 31

3.3 Results 34

3.3.1 Bottom ash monitoring 34

3.3.2 Column tests and modelling 37

3.4 Discussion 40

3.4.1 TOC as an indicator for burnout quality 40

3.4.2 Mobilising potential 41

3.5 Conclusions 44

3.6 Acknowledgments 45

3.7 References 45

4 Dataset on ten-years monitoring of MSWI bottom ashes in six MSWI plants in the Canton of Zürich, Switzerland ... 49

ABSTRACT ... 51

4.1 Specifications Table ... 52

4.2 Value of the Data ... 53

4.3 Data Description ... 54

4.4 Experimental Design, Materials, and Methods ... 61

4.5 Acknowledgments ... 63

4.6 References ... 63

5 Effects of enhanced metal recovery on the recycling potential of MSWI bottom ash fractions in various legal frameworks ... 65

ABSTRACT ... 67

5.1 Introduction ... 68

5.2 Materials and methods ... 69

5.2.1 Bottom ash treatment processes ... 69

5.2.2 Origin of the bottom ash fractions ... 70

5.2.3 Sampling and sample preparation ... 72

5.2.4 Chemical analysis ... 72

5.2.5 Deviation-factor ... 73

5.3 Results and Discussion ... 74

5.3.1 Characterisation of residual bottom ash ... 74

5.3.2 Eluate behaviour ... 77

5.3.3 Results in relation to waste legislation ... 81

5.3.3.1 Swiss Waste Legislation ... 81

5.4 Conclusion ... 83

5.5 Acknowledgements ... 84

5.6 References ... 84

Part C * Technical Report ... 87

6 Untersuchung der Schlackenqualität in der Schweiz Charakterisierung – Ablagerung – Verwertung ... 89

ABSTRACT ... 91

6.1 Einleitung 92
6.2 Zusammenfassung 95
6.2.1 Charakterisierung der Restschlacken 95
6.2.2 Eluatverhalten 100
6.2.3 Nachsorgedauer und Verwertung 104
6.3 Materialien und Methoden 107
6.3.1 Beprobung und Aufbereitung 107
6.3.2 Partikulärer Restmetallgehalt 110
6.3.3 Charakterisierung Restschlacke 111
6.3.4 Eluatexperimente 112
6.4 Feststoff - Resultate und Diskussion 114
6.4.1 Metall- und Restmetallgehalt 114
6.4.2 Hauptchemie und -mineralogie 117
6.4.3 Spurenchemie 126
6.4.4 Optische Charakterisierung 132
6.5 Eluatverhalten – Resultate und Diskussion 139
6.5.1 Konventionelle Schlacken 141
6.5.2 Schlacke aus erweiterter Aufbereitung 147
6.6 Nachsorgedauer mineralischer Restschlacken 156
6.6.1 Gefährdungsabschätzung 156
6.6.2 Einfluss von veränderten Bedingungen 157
6.6.3 Prognose der Sickerwasserentwicklung realer Deponien 160
6.6.4 Pufferkapazität 164
6.7 Verwertungsmöglichkeiten mineralischer Restschlacken 170
6.7.1 Verwertung von aufbereiteter KVA-Schlacke in Europa 170
6.7.2 Verwertungspotential in der Schweiz 175
6.8 Laborversuche zur Schadstoffentfrachtung 176
6.8.1 Chemische Schadstoffentfrachtung 176
6.8.2 Mechanische Schadstoffentfrachtung 183
6.8.3 Fazit 188
6.9 Referenzen 189

Part D · Conclusion and Outlook **193**

7 Conclusion and Outlook **195**

7.1 Conclusion 197

7.1.1 Incineration process 198

7.1.2 Bottom ash treatment and residual metals 199

7.1.3 Pollutant mobilisation and landfill emissions 200

7.1.4 Legal framework 202

7.1.5 Recycling potential and further treatment 203

7.2 Outlook 205

7.3 References 206

Appendix **207**

Erklärung **225**

List of Abbreviations

AWEL	Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft des Kantons Zürich
BA	Bottom ash
BSE	Backscattered electron
DOC	Dissolved organic carbon
EC / ROC	Elemental carbon
EDS	Energy dispersive X-ray spectroscopy
Eh	Redox potential (mV)
FLUWA	Saure Flugaschenwäsche (acidic fly ash leaching)
FOEN / BAFU	Federal Office for the Environment / Bundesamt für Umwelt
HFO	hydrous ferric oxides
IC	Ion chromatography
ICP-OES	Inductively coupled plasma optical emission spectroscopy
L/S	Liquid to solid ratio
LOI	Loss on ignition
MSW	Municipal solid waste
MSWI	Municipal solid waste incineration
µm	Micrometre, 10^{-6} m
OC / TOC400	Degradable organic carbon
pH	Negative logarithm of the hydrogen ion concentration
SE	Secondary electrons
SEM	Scanning electron microscope
TC	Total carbon
TIC	Total inorganic carbon
TOC	Total organic carbon
TVA	Technische Verordnung über Abfälle (1990)
VBSA	Association of Swiss Operators of Thermal Waste Processing Plants
VVEA	Verordnung über die Vermeidung und die Entsorgung von Abfällen (2016) → Swiss Waste Ordinance
WDS	Wavelength dispersive spectroscopy
wt.-% / gew.-%	Weight percentage / Gewichtsprozent
XRD	X-ray diffraction
XRF	X-ray fluorescence
λ	Wavelength

List of Samples

MSWI Plants Canton of Bern	BE	
	TH	
	ZU	
	BI	
		Terminology in Chapter 5:
KVA Linth	Linth 0-80 mm	A-cBA
	RecuLAB <0.033 mm	B-rBA
	RecuLAB 0.033-80 mm	B-eBA
	RecuLAB (gewichtet)	B
KVA Saidef	Saidef >40mm	C-cBA
	Saidef <2 mm dry	C-rBA1
	Saidef <2 mm wet	C-rBA2
	SELFRAG 2-10 mm	C-eBA1
	SELFRAG 10-40 mm	C-eBA2
	Saidef (gewichtet)	C
MSWI Plants Canton of Zürich*	Plant A	
	Plant B	
	Plant C	
	Plant D	
	Plant E	
	Plant F	

*These MSWI Plants remain anonymous. Technical details are listed in Table 3-1.

Part A

*

Introduction

1 INTRODUCTION

On-site treatment of bottom ash prior to deposition. Type D landfill, Jaberg BE.

1.1 Motivation

In 1970, our human resource consumption exceeded Earth's capacity for the first time: on 29 December 1970, all the renewable resources that Earth can produce during one year have been consumed (Global Footprint Network, 2019). This date marks the first "Earth Overshoot Day", a concept developed by the economist Andrew Simms and hosted by the Global Footprint Network, an international sustainability organisation. Since then Earth Overshoot Day has been reached earlier and earlier and was calculated to be 22 August in 2020 (Figure 1-1). In fact due to the Corona crisis, this was three weeks later than in 2019 (31 July) and later than in the 10 years before. In any case, it is a demonstration that our way of living is out of balance with the earths possibilities to sustain us.

Figure 1-1: *The shift of the Earth Overshoot Day from 1970 -2020*

A consequence of this overconsumption for the past 50 years, is the growing amount of municipal solid waste (MSW), annually produced per person in Switzerland. In 2019 waste production per person was over twice as high than in 1970 (Figure 1-2). Coupled with an increase in population by almost 40 % over this period (Federal Statistical Office, 2019), the extent of total MSW increase is worrying. In fact, annual MSW production per person in Switzerland strongly correlates with the Earth Overshoot Day (R^2= 0.91), emphasising the magnitude of resource overuse in Switzerland.

In order to lower the amount of waste, separate collection of MSW has been strongly promoted. This share currently accounts for ~50 % and comprises of all material streams with established recycling processes. By keeping this part of MSW in the material cycle, primary raw material is substituted, releasing pressure on the Earth's resources. Therefore, it represents an effective implementation of circular economy.

Figure 1-2: *Annual amount of MSW per person (kg) produced from 1970 to 2019 in Switzerland. Separately collected MSW includes compost, paper, cardboard, glass, metals, textiles, batteries (since 1993), electrical and electronic devices (since 2001). Incinerated and landfilled MSW includes waste imports for incineration before 2004 (FOEN, 2019; FOEN, 2020).*

Further, not directly recoverable MSW is subjected to modern treatment in municipal solid waste incineration (MSWI) plants. The main objectives of thermal waste treatment are mass and volume reduction, destruction of organic compounds and the transformation of the waste's enthalpy into usable energy. An important aspect thereof is an optimised incineration, targeting at high burnout and low organic contents (TOC) in the resulting incineration residues. Adjusting the incineration towards these conditions, contributes to lower the emission of pollutants originating from the incineration residues once deposited on landfills. Generally, these residues are characterised by a rock-like morphology and high metal contents, predestined for further recycling. For the major residue, the bottom ash, innovative treatment processes have been established in recent years, recovering a large portion of particulate metals. These processes influence the composition of bottom ash, of which ~90 wt.-% remains after metal recovery in different fractions. However, these residual bottom ash fractions are currently deposited on specific landfills regardless of their composition.

As this waste stream consists of around 800'000 tons per year, partial recycling of suitable fractions would contribute towards circular economy. Studying the recycling potential of these fractions is thus an important step towards a sustainable society and a strong motivation for this thesis.

1.2 Aim of the thesis

This thesis provides a detailed study of bottom ash fractions from municipal solid waste incineration in Switzerland. The fractions considered are raw bottom ash from optimised incineration and residual bottom ash from conventional and enhanced metal recovery. The thesis focuses on the following main topics:

- Study of the variation in bottom ash composition over the past ten years, focussing on TOC. Thereby, the effect of changing firing parameters during the incineration towards high burnout quality and the change of discharge technology for bottom ash are highlighted.
- Evaluation of the influence of different metal recovery processes applied in Switzerland on the composition and quality of residual bottom ash fractions. Thereby, the main factors shaping the composition of these fractions are identified and their recycling potential is evaluated.
- Implication of the pollutant potential of residual bottom ash fractions on landfill aftercare. Thereby, temporal aspects of DOC-release are modelled based on the combination of column experiments with emission forecasts. For realistic forecasts, the differences in flow dynamics between eluate experiments and data from landfill leachates are studied and integrated in the modelling approach.
- Classification of residual bottom ash fractions along national and international legal requirements in order to evaluate alternatives to the state of the art deposition on specific landfills in Switzerland. The focus thereby lies on possibilities for deposition on landfills with lower requirements and the recycling of suitable fractions as secondary raw material. Additionally, possible quality improvements are estimated based on selected leaching tests and mechanical separation experiments.

1.3 Outline of the thesis

In order to investigate the different aspects of bottom ash treatment and its implication on the quality, deposition and recycling of residual fractions, this thesis consists of the following four parts:

Part A: **Introduction** to the main aspects of municipal solid waste incineration, bottom ash treatment and the recycling potential of suitable bottom ash fractions.

Part B: **Publications** containing a published research paper, a published data paper and a second research paper that is under review. The research paper investigates the influence of decreasing TOC contents in bottom ash on the emissions of associated constituents. While only selected species are discussed in the research paper, the data paper covers the entire dataset. The research paper under review studies the effect of enhanced metal recovery on residual bottom ash fractions and investigates the possibilities for their recycling as secondary raw material.

Part C: **Technical report** featuring a detailed characterisation of residual bottom ash fractions. Based on the characterisation, aspects concerning the aftercare duration on landfills and the recycling potential of suitable residual bottom ash fractions are studied.

Part D: **Summary** of the main findings and the implications for the landfill aftercare and the recycling of residual bottom ash fractions. **Outlook** for future research needs.

1.4 References

Federal Statistical Office, 2019. Bilanz der ständigen Wohnbevölkerung, 1861-2019. https://www.bfs.admin.ch/bfs/en/home/statistics/population/effectif-change.assetdetail.13707405.html.

FOEN, Federal Office for the Environment, 2019. Indicator waste - municipal solid waste. https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/thema-abfall/abfall-daten-indikatoren-und-karten/abfall-indikatoren/indikator-abfall.pt.html.

FOEN, Federal Office for the Environment, 2020. Abfallmengen und Recycling 2019 im Überblick.

Global Footprint Network, 2019. https://www.overshootday.org.

2 Background

High-resolution image of polished bottom ash embedded in epoxy resin.

2.1 Municipal solid waste incineration

In 1904, the ever-increasing volume of MSW lead to the construction of Switzerland's first MSWI plant in Zürich. With this, Switzerland was amongst the pioneers concerning waste management. Since then, a leading position has been maintained based on a strict environmental legislation. The implementation of the Swiss Environmental Protection Law (Swiss Confederation, 1983) sparked the definition of the Guidelines for Waste Management in 1986 by the Federal Office for the Environment (FOEN, 1986). These guidelines proposed that only two types of material should be produced in waste management: (1) recyclable materials and (2) residual materials suitable for storage in final repositories. To define the criteria applying for these materials, the properties of rocks and ores with their geochemical behaviour in the earth's crust served as a reference. While alternative approaches such as ecotoxicological criteria were discussed as well, they were ultimately rejected in favour of the geogenic reference. For the utilisation of secondary raw materials, this represents very high quality targets. However, based on the expected technical and scientific progress in treatment of polluted materials there was general confidence to soon meet these criteria. Based on the Guidelines for Waste Management the first Swiss Waste Ordinance was implemented in 1990 (Swiss Confederation, 1990). An important aspect thereof was the prohibition to landfill unburnt MSW, entering into force, after a transition period, in the year 2000.

Figure 2-1: *MSWI plants in Switzerland, with applied discharge system. Red = wet discharge, blue = dry discharge (Source: Federal Office of Topography).*

Currently every year ~4.2 Mio tons of MSW are incinerated in 30 MSWI plants (FOEN, 2019) (Figure 2-1). In a small country with limited space for the deposition of waste, the incineration of MSW is an effective way to save space on landfills, as a reduction of volume (90 %) and mass (80 %) is achieved. Additionally, MSW contains an average calorific value of 11.9 MJ/kg resulting in an energy potential of ~50'000 TJ (~13'500 GWh) annually (Swiss Federal Office of Energy, 2020). The incineration heat is utilised with an energy efficiency of ~50 %, producing ~16'000 TJ of district heat and ~8'500 TJ of electricity, accounting for ~2.5 % of the final energy consumption in Switzerland. Due to the proportion of renewable materials in MSW, ~50 % of this energy may be considered renewable.

To enable this transformation, MSW from households and industry is collected and stored in the waste bunkers of the MSWI plants. Waste handling cranes are used to homogenise MSW before transferring it to the incineration process as depicted in Figure 2-2. In a grate-firing furnace, MSW is incinerated for ~30 minutes at temperatures of 800 – 1000°C, effectively destroying organic compounds. The continuous injection of primary air grants high burnout, ensuring that the resulting incineration residues comply with the threshold value for total organic carbon (TOC) content of <2 wt.-% (Swiss Confederation, 2016). Three types of incineration residues remain, following different extraction paths:

- With an annual amount of 800'000 tons in Switzerland, **bottom ash** is by far the major incineration residue, accounting for 20 wt.-% of the waste input. The coarse bottom ash is transported on the grate, eventually falling from its end, where it is discharged either wet or dry. With the more common wet discharge, bottom ash is quenched in a water bath, from where it is extracted with a discharging ram, ensuring the drainage of excess water. In Switzerland ~90 % of the bottom ash is discharged like this, while the remaining ~10 % are dry discharged. With this technique, bottom ash is extracted onto a vibrating conveyor, where it is air-cooled by injected tertiary air. The raw bottom ash remaining at the end of either process is subsequently subjected to further treatment, due to its composition as described in Chapter 2.2.

- While bottom ash remains on the grate of the furnace, dust particles and volatile compounds stream upwards with the flue gas to the heat recovery section, consisting of a large boiler. Coarser ash particles precipitate along the path through the boiler, while finer ash particles are removed from the flue gas by electrostatic precipitators. These ashes are then combined to the so-called **fly ash**, which represents the second incineration residue. With an annual amount of 80'000 tons, fly ash accounts for 2 wt.-% of the waste input. The average composition of fly ash from Swiss MSWI plants is dominated by CaO, SO_3, Cl^-,

Na_2O, SiO_2, K_2O, accounting for ~80 wt.-% (Zucha, 2018). Additional main components are Fe_2O_3 and Al_2O_3, which are partially present in elemental form (Fe^0, Al^0). The same applies for heavy metals, of which especially Zn, Pb, Cu and Cd are enriched in the fly ash. High incineration temperatures lead to the evaporation of volatile heavy metals, which subsequently condensate on dust particles. Further, elevated Cl contents foster the formation of chloride complexes (Verhulst et al., 1995; Jakob et al., 1996; Belevi and Moench, 2000; Morf et al., 2000). In any case, these elevated heavy metal contents pose a threat to the environment, but also a chance for economical use.

- Finally, the **flue gas**, which is enriched in remaining volatile compounds, is subjected to dry or wet cleaning. A common method applied in Swiss MSWI plants, is based on two-stage wet scrubbing. First, water is injected into the flue gas to remove HCl, HF and NH_3, resulting in acid scrub water. In a second cleaning step, NaOH is added to remove SO_2 and SO_3 resulting in neutral scrub water. The acid and neutral scrub waters represent the so-called **liquid air pollution control residues**.

Figure 2-2: *Schematic overview of an MSWI plant with wet bottom ash discharge and wet flue gas cleaning and the resulting incineration residues. Scheme of MSWI plant adopted with permission from MARTIN GmbH, FLUWA process after Bühler and Schlumberger (2010).*

Due to its composition, further treatment of the fly ash is necessary prior to deposition on specific landfills (Swiss Confederation, 2016). For this, it is united with the liquid air

pollution control residues in the FLUWA process, where heavy metals are leached and transferred in solution. The metal enriched solution is then separated from the metal depleted fly ash, which is now referred to as filter cake and meets the legal requirements for deposition. The metal enriched filtrate is usually subjected to waste water treatment, where a metal hydroxide sludge is precipitated, suitable for metal recovery in a smelter. This process proves to be an effective method to separate and recover heavy metals from the fly ash (Bühler and Schlumberger, 2010; Weibel et al., 2017). However, in the MSWI Plant Zuchwil, an additional process called FLUREC is implemented, recovering high-purity Zn (Schlumberger et al., 2007). In fact, currently the project SwissZinc is planning a central hydroxide sludge treatment plant together with a Zn refining plant in Zuchwil. In any case, the FLUWA and FLUREC processes are good examples for the consideration of both, environmental and economic aspects.

2.2 Bottom ash treatment

Generally Swiss bottom ash is composed of Si- and Ca-dominated crystalline and amorphous compounds (~85 wt.-%), followed by ferrous (~9 wt.-%) and non-ferrous metals (~3.5 wt.-%) and carbon constituents (1-2 wt.-%) (Ferrari et al., 2002; Eggenberger and Mäder, 2010; Bunge, 2014). The detailed composition of bottom ash, has been investigated by many studies in Switzerland (Belevi et al., 1992; Eggimann, 2008; Eggenberger and Mäder, 2010; Cavallino, 2017) and worldwide (Kida et al., 1996; Chimenos et al., 1999; Forteza et al., 2004; Monteiro et al., 2008; Bayuseno and Schmahl, 2010; Alhassan and Tanko, 2012; Yu et al., 2013; Kim et al., 2014). For ecological and economic reasons, the recovery of particulate metals from bottom ash makes sense. Regulations for the recovery of metals already existed in the first version of the Swiss Waste Ordinance (Swiss Confederation, 1990). The recovery of non-ferrous (NF) metals from bottom ash was first tested in a pilot project in 2002 (Bunge and Thut, 2003). Based on selective crushing using a ball mill, mineral constituents were crushed, while NF-metals were only deformed and subsequently extracted by sieving coupled with magnet and eddy current separation. This demonstration of technical feasibility and the increasing metal prices, lead to the implementation of conventional metal recovery on landfills and in MSWI plants. There the raw bottom ash is matured for weeks – months, prior to crushing and sieving into sub-fractions (Figure 2-3a). Using magnetic and eddy current separation as well as sensor sorting, metals are recovered from these fractions, which are subsequently reunited at the end of the process. The remaining bottom ash fraction of this process is referred to as conventional residual bottom (cBA) in this thesis. The development of such plants was strengthened by the partial revision of the Swiss Waste Ordinance in 2010, containing the following improvements:

- Introduction of special bottom ash compartments on landfills.
- Introduction of a threshold value for the residual NF-metal content of <1.5 wt.-% in bottom ash fractions 2-16 mm.

Subsequently technical progress in the field of bottom ash treatment continued and was taken into account in the total revision of the Swiss Waste Ordinance, which was implemented in 2016 (Swiss Confederation, 2016). An important aspect was the upgrade of bottom ash compartments to the new separate Type D landfills, where bottom ash has to meet the following legal requirements in order to be deposited:

- Residual NF-metal content in bottom ash fractions 2-16 mm <1 wt.-%.
- Total organic carbon (TOC) content <2 wt.-%.

In parallel with the legislative developments, new plants operating with enhanced metal recovery techniques were invented. In these processes raw bottom ash is processed immediately after wet or dry discharge, producing at least two separate, residual bottom ash fractions. In this thesis, the following terminology is applied:

- **Removed fine fractions** (**rBA**)**:** These fractions consist of a fine grainsize usually <2 mm. They are removed at the beginning of the process by washing and/or sieving, without metals being recovered.
- **Enhanced treated fractions** (**eBA**)**:** These fractions consist of a coarser grainsize usually >2 mm. They undergo an enhanced treatment, in order to optimise the amount and quality of metals. Subsequently the metals are recovered with the same methods as applied in the conventional process.

Two processes operating with enhanced metal recovery are studied in detail in this thesis:

- **RecuLAB:** Wet-based experimental module for metal recovery from the fine fraction. The module was tested in the MSWI plant Linth from 2016-2017 (Figure 2-3b).
- **SELFRAG:** Electrodynamic fragmentation for the selective liberation of metals in order to increase the quality of the metal concentrates. This process is implemented in the MSWI plant Saidef (Figure 2-3c).

Conventional metal recovery

Enhanced treatment with RecuLAB

Enhanced treatment with SELFRAG

Figure 2-3: *MSWI-Plants and the applied bottom ash treatment studied in this thesis.*

2.3 Recycling potential of residual bottom ash fraction

Swiss Waste Legislation demands high standards concerning the incineration of MSW and the recovery of metals from bottom ash, in order to limit emissions of heavy metals and organic constituents on landfills. Thereby, technical progress and legislative adaptions continuously develop and refine the incineration and treatment processes. However, despite these improvements, today ~90 wt.-% of the bottom ash remain in different residual bottom ash fraction after metal recovery. Enhanced bottom ash treatment processes are optimised for metal recovery and primarily focus on improving the quality and increasing the amount of recovered metals. The recovery and recycling of metals substitute primary metals and consume significantly lower amounts of energy than the metallurgical processes for the extraction of metals from primary ores. As has been shown by Mehr et al. (2020) the substitution of primary metals through enhanced metal recovery form dry discharged bottom ash and subsequent recycling in the ZAV Recycling AG leads to net environmental benefits of 780 kg CO_2-eq per ton of dry bottom ash. This number also includes the environmental benefit on landfills, as there are no emissions caused by the recovered metals that are kept in the material cycle. Thus, metal recovery in general and enhanced metal recovery in particular significantly contribute to the indirect reduction of global CO_2 emissions and represent a step towards circular economy.

Further contributions towards circular economy could be realised by the recycling of suitable residual bottom ash fractions. Studies by Olsson et al. (2006) and Toller et al. (2009) assessed savings in natural resources and energy consumption using bottom ash as alternative aggregates in road construction or concrete production. However, for bottom ash applications in Switzerland, other than the deposition on Type D landfills, further legislative, technical, as well as environmental aspects need to be considered. From a legal point of view, the Swiss Waste Legislation provides the following possibilities for the recycling of waste materials:

- Raw material for clinker production
- Additive and aggregate for cement production
- Alternative aggregates for concrete

Apart from reducing the demand for primary raw materials, a reduction of the CO_2 emissions in cement plants would be an additional benefit especially for the application in clinker production. This is because of the pre-exposure of bottom ash to high temperatures, resulting in the partial transformation of carbonates into quicklime. Thus, CO_2 emissions from the decomposition of $CaCO_3$ in primary raw material, treated in cement plants at ca. 1450°C, can be significantly reduced.

However, to qualify for these applications waste materials have to comply with threshold values according to Appendix 4 of the Swiss Waste Ordinance (Swiss Confederation, 2016). When considering bottom ash, especially the heavy metal contents are relevant and often stand in conflict with the legislative requirements. For the utilisation of bottom ash as aggregates for cement or concrete, additional technical requirements regarding the mineralogical composition, mechanical, geometrical and physical properties have to be met (EN 12620, 2008; SIA Merkblatt 2049, 2014). Thereby, special attention is paid to species often elevated in bottom ash and affecting the product quality (e.g. Cl, SO_3 or alkali metals). Further, the recycling of bottom ash can pose a risk to the environment due to changing geochemical properties and associated leaching of hazardous constituents (Johnson et al., 1996; Meima and Comans, 1997; Olsson, 2005; Dijkstra et al., 2006; Hyks and Astrup, 2009; Van der Sloot et al., 2017; Silva et al., 2019). Thus, while the recovery of metals is both environmentally and economically beneficial, the situation is more complex for the recycling of residual bottom ash fractions.

In Switzerland, currently no further recycling of bottom ash fractions is practiced as legal requirements, especially for heavy metal contents are very strict and de facto prevent the utilisation of bottom ash (Swiss Confederation, 2016). However, based on different legal standards the recycling of suitable bottom ash fractions is permitted in many European countries (Liu et al., 2015; Blasenbauer et al., 2020). Often additional

treatment steps are involved in order to produce suitable bottom ash aggregates for the use in road construction, earth works, cement and concrete production. Here, numerous recent studies focus on methods to improve the quality of bottom ash fractions regarding different applications (Muchová, 2010; van der Wegen et al., 2013; Margallo et al., 2015; Saikia et al., 2015; Tang et al., 2015; Alam et al., 2017; Holm and Simon, 2017; Hykš and Hjelmar, 2018; Deike et al., 2019; Joseph et al., 2020; Zhang and Zhao, 2014). Thereby, the selected approaches always involve similar elements applied after metal recovery:

- Sieving of the residual bottom ash into sub-fractions in order to exploit grainsize dependant trends in the chemical composition. Further, it enables the specific adaption of subsequent treatment steps to a defined grainsize spectrum.
- Treatment based on crushing, magnetic separation and wind sifting for the separation of additional particulate metals, magnetic fractions and unburnt organic material.
- Wet-based treatment using H_2O for the reduction of soluble species (e.g. Cl, SO_4^{2-}) and acid (e.g. phosphoric and sulphuric acid) for the mobilisation of heavy metals.
- Treatment based on bioleaching using organic substances like EDTA or GLDA for the complexation of heavy metals, in order to enhance their mobility.

In fact, enhanced bottom ash treatment implemented in Swiss MSWI plants already includes many of these approaches with a focus on optimised metal recovery (Figure 2-3). Thus, by complementing and adapting these existing processes specifically for the refinement of bottom ash, further improvements could be achieved. If these efforts result in the successful incorporation of bottom ash in the material cycle, this would improve Switzerland's ecological footprint.

2.4 References

Alam, Q., Florea, M., Schollbach, K., Brouwers, H., 2017. A two-stage treatment for Municipal Solid Waste Incineration (MSWI) bottom ash to remove agglomerated fine particles and leachable contaminants. Waste Management 67, 181-192.

Alhassan, H.M., Tanko, A.M., 2012. Characterization of solid waste incinerator bottom ash and the potential for its use. International Journal of Engineering Research and Applications 2, 516-522.

Bayuseno, A., Schmahl, W.W., 2010. Understanding the chemical and mineralogical properties of the inorganic portion of MSWI bottom ash. Waste Management 30, 1509-1520.

Belevi, H., Moench, H., 2000. Factors determining the element behavior in municipal solid waste incinerators. 1. Field studies. Environmental Science & Technology 34, 2501-2506.

Belevi, H., Stämpfli, D., Baccini, P., 1992. Chemical behaviour of municipal solid waste incinerator bottom ash in monofills. Waste Management & Research 10, 153-167.

Blasenbauer, D., Huber, F., Lederer, J., Quina, M.J., Blanc-Biscarat, D., Bogush, A., Bontempi, E., Blondeau, J., Chimenos, J.M., Dahlbo, H., Johan, F., Jessica, G.-P., Ole, H., Jiri, H., Jackie, K., Maria, L.-T., Catherine, J.O.C., Kaja, O., Tadeusz, P., Franz-Georg, S., Lenka, S., Michal, Š., Roy, U., Kati, V., Jo, V.C., Andre, v.Z., Saulius, V., Krisztina, W., Johann, F., 2020. Legal situation and current practice of waste incineration bottom ash utilisation in Europe. Waste Management 102, 868-883.

Bühler, A., Schlumberger, S., 2010. Schwermetalle aus der Flugasche zurückgewinnen «Saure Flugaschewäsche – FLUWA-Verfahren» ein zukunftsweisendes Verfahren in der Abfallverbrennung, in: Schenk, K. (Ed.), KVA-Rückstände in der Schweiz - Der Rohstoff mit Mehrwert. Federal Office for the Environment, 185-192.

Bunge, R., 2014. Wieviel Metall steckt im Abfall, in: Thomé-Kozmiensky, K.J. (Ed.), Mineralische Nebenprodukte und Abfälle. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, 91-130.

Bunge, R., Thut, D., 2003. Rückgewinnung von Metallen aus Kehrichtschlacke - Schlussbericht. Institut für Umwelt- und Verfahrenstechnik UMTEC, Hochschule für Technik Rapperswil.

Cavallino, R.M., 2017. Effect of Organic Carbon in MSWI Bottom ash on the Mobilization of Heavy Metals. MSc Thesis, University of Bern.

Chimenos, J., Segarra, M., Fernández, M., Espiell, F., 1999. Characterization of the bottom ash in municipal solid waste incinerator. Journal of Hazardous Materials 64, 211-222.

Deike, R., Smaha, B., Vennemann, B., Knöpfelmacher, A., Hoenig, V., 2019. Kann die mineralische Fraktion der Feinfraktion der MVA-Schlacke in der Zementindustrie als Rohstoff eingesetzt werden?, in: Thiel, S., Thomé-Kozmiensky, E., Pretz, T., Georg Senk, D., Wotruba, H. (Eds.), Mineralische Nebenprodukte und Abfälle 6 -

Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, 188-201.

Dijkstra, J.J., Van Der Sloot, H.A., Comans, R.N., 2006. The leaching of major and trace elements from MSWI bottom ash as a function of pH and time. Applied Geochemistry 21, 335-351.

Eggenberger, U., Mäder, U., 2010. Charakterisierung und Alterationsreaktionen von KVA-Schlacken, in: Schenk, K. (Ed.), KVA-Rückstände in der Schweiz - Der Rohstoff mit Mehrwert. Federal Office for the Environment, 116-134.

Eggimann, M., 2008. Geochemical aspects of municipal solid waste incineration bottom ash and implications for disposal. Doctoral Thesis, University of Bern.

EN 12620, 2008. Aggregates for concrete. European Committee for Standardization.

Ferrari, S., Belevi, H., Baccini, P., 2002. Chemical speciation of carbon in municipal solid waste incinerator residues. Waste Management 22, 303-314.

FOEN, Federal Office for the Environment, 1986. Leitbild für die Schweizerische Abfallwirtschaft. 1-42.

FOEN, Federal Office for the Environment, 2019. Abfallmengen und Recycling 2018 im Überblick.

Forteza, R., Far, M., Seguı, C., Cerda, V., 2004. Characterization of bottom ash in municipal solid waste incinerators for its use in road base. Waste Management 24, 899-909.

Holm, O., Simon, F.-G., 2017. Innovative treatment trains of bottom ash (BA) from municipal solid waste incineration (MSWI) in Germany. Waste Management 59, 229-236.

Hyks, J., Astrup, T., 2009. Influence of operational conditions, waste input and ageing on contaminant leaching from waste incinerator bottom ash: A full-scale study. Chemosphere 76, 1178-1184.

Hykš, J., Hjelmar, O., 2018. Utilisation of Incineration Bottom Ash (IBA) from Waste Incineration, in: Thomé-Kozmiensky, E., Holm, O. (Eds.), Removal, Treatment and Utilisation of Waste Incineration Bottom Ash. Thomé-Kozmiensky Verlag GmbH, Neuruppin.

Jakob, A., Stucki, S., Struis, R.P.W.J., 1996. Complete heavy metal removal from fly ash by heat treatment: influence of chlorides on evaporation rates. Environmental Science & Technology 30, 3275-3283.

Johnson, C., Kersten, M., Ziegler, F., Moor, H., 1996. Leaching behaviour and solubility—Controlling solid phases of heavy metals in municipal solid waste incinerator ash. Waste Management 16, 129-134.

Joseph, A.M., Snellings, R., Nielsen, P., Matthys, S., De Belie, N., 2020. Pre-treatment and utilisation of municipal solid waste incineration bottom ashes towards a circular economy. Construction and Building Materials 260, 120485.

Kida, A., Noma, Y., Imada, T., 1996. Chemical speciation and leaching properties of elements in municipal incinerator ashes. Waste Management 16, 527-536.

Kim, J., Tasneem, K., Nam, B.H., 2014. Material characterization of municipal solid waste incinerator (MSWI) ash as road construction material, Pavement Performance Monitoring, Modeling, and Management, 100-108.

Liu, A., Ren, F., Lin, W.Y., Wang, J.-Y., 2015. A review of municipal solid waste environmental standards with a focus on incinerator residues. International Journal of Sustainable Built Environment 4, 165-188.

Margallo, M., Taddei, M.B.M., Hernández-Pellón, A., Aldaco, R., Irabien, A., 2015. Environmental sustainability assessment of the management of municipal solid waste incineration residues: a review of the current situation. Clean Technologies and Environmental Policy 17, 1333-1353.

Mehr, J., Haupt, M., Skutan, S., Morf, L., Adrianto, L.R., Weibel, G., Hellweg, S., 2020. The environmental performance of enhanced metal recovery from dry municipal solid waste incineration bottom ash. Waste Management 119, 330-341.

Meima, J.A., Comans, R.N., 1997. Geochemical modeling of weathering reactions in municipal solid waste incinerator bottom ash. Environmental Science & Technology 31, 1269-1276.

Monteiro, R.C., Figueiredo, C., Alendouro, M., Ferro, M., Davim, E., Fernandes, M., 2008. Characterization of MSWI bottom ashes towards utilization as glass raw material. Waste Management 28, 1119-1125.

Morf, L.S., Brunner, P.H., Spaun, S., 2000. Effect of operating conditions and input variations on the partitioning of metals in a municipal solid waste incinerator. Waste Management & Research 18, 4-15.

Muchová, L., 2010. Wet physical separation of MSWI bottom ash. Doctoral Thesis, Delft University of Technology.

Olsson, S., 2005. Environmental assessment of municipal solid waste incinerator bottom ash in road constructions, KTH.

Olsson, S., Kärrman, E., Gustafsson, J.P., 2006. Environmental systems analysis of the use of bottom ash from incineration of municipal waste for road construction. Resources, conservation and recycling 48, 26-40.

Saikia, N., Mertens, G., Van Balen, K., Elsen, J., Van Gerven, T., Vandecasteele, C., 2015. Pre-treatment of municipal solid waste incineration (MSWI) bottom ash for utilisation in cement mortar. Construction and Building Materials 96, 76-85.

Schlumberger, S., Schuster, M., Ringmann, S., Koralewska, R., 2007. Recovery of high purity zinc from filter ash produced during the thermal treatment of waste and inerting of residual materials. Waste Management & Research 25, 547-555.

SIA Merkblatt 2049, 2014. Anforderung an neue Zemente. schweizerischer ingenieur- und architektenverein.

Silva, R.V., de Brito, J., Lynn, C., Dhir, R., 2019. Environmental impacts of the use of bottom ashes from municipal solid waste incineration: A review. Resources, Conservation and Recycling 140, 23-35.

Swiss Confederation, 1983. Federal Act on the Protection of the Environment (EPA). 1-48.

Swiss Confederation, 1990. Technische Verordnung über Abfälle. 1-36.

Swiss Confederation, 2016. Ordinance on the Avoidance and the Disposal of Waste. 1-46.

Swiss Federal Office of Energy, 2020. Schweizerische Gesamtenergiestatistik 2019.

Tang, P., Florea, M., Spiesz, P., Brouwers, H., 2015. Characteristics and application potential of municipal solid waste incineration (MSWI) bottom ashes from two waste-to-energy plants. Construction and Building Materials 83, 77-94.

Toller, S., Kärrman, E., Gustafsson, J.P., Magnusson, Y., 2009. Environmental assessment of incinerator residue utilisation. Waste Management 29, 2071-2077.

Van der Sloot, H., Kosson, D., Van Zomeren, A., 2017. Leaching, geochemical modelling and field verification of a municipal solid waste and a predominantly non-degradable waste landfill. Waste Management 63, 74-95.

van der Wegen, G., Hofstra, U., Speerstra, J., 2013. Upgraded MSWI bottom ash as aggregate in concrete. Waste and Biomass Valorization 4, 737-743.

Verhulst, D., Buekens, A., Spencer, P.J., Eriksson, G., 1995. Thermodynamic behavior of metal chlorides and sulfates under the conditions of incineration furnaces. Environmental Science & Technology 30, 50-56.

Weibel, G., Mäder, U., Eggenberger, U., Schlumberger, S., 2017. Optimized Metal Recovery from Fly Ash from Municipal Solid Waste Incineration, Universität Bern.

Yu, J., Sun, L., Xiang, J., Jin, L., Hu, S., Su, S., Qiu, J., 2013. Physical and chemical characterization of ashes from a municipal solid waste incinerator in China. Waste Management & Research 31, 663-673.

Zhang, T., Zhao, Z., 2014. Optimal use of MSWI bottom ash in concrete. International Journal of Concrete Structures and Materials 8, 173-182.

Zucha, W., 2018. Chemical and Mineralogical Study of Fly Ash from Swiss Municipal Solid Waste Incineration Plants and Recovery Potential of Heavy Metals. MSc Thesis, University of Bern.

Part B

*

Research Papers

3 TEN-YEARS MONITORING OF MSWI BOTTOM ASHES WITH FOCUS ON TOC DEVELOPMENT AND LEACHING BEHAVIOUR

Andreas Glauser [a]

Leo S. Morf [b]

Gisela Weibel [a, c]

Urs Eggenberger [a]

[a]Institut für Geologie, Universität Bern, Switzerland

[b]Baudirektion Kanton Zürich, Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft, Zürich, Switzerland

[c]Zentrum für nachhaltige Abfall- und Ressourcennutzung ZAR, Hinwil, Switzerland

Article published in

Waste Management 117 (2020) 104-113
DOI: https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.07.038

ABSTRACT

In Switzerland MSWI bottom ash has to comply with the legal threshold value for TOC of <2 wt.-% in order to be landfilled. However, TOC contents of this magnitude lead to elevated DOC emissions and associated emissions of ammonium and Cu (aq). Since 2008 the Canton of Zürich therefore pursues a strategy to lower TOC contents in bottom ash by 2020 to 0.5 wt.-%. To observe the development of TOC and other constituents, bottom ash has been monitored from 2008–2018. Monitoring results indicate that TOC contents <0.5 wt.-% in bottom ash lead to DOC eluate concentrations <20 mg/l. DOC concentrations of this magnitude are close to Swiss legal criteria for discharge of landfill leachate into surface waters (10 mg/l). The emission results have been obtained by batch eluate tests according to Swiss Waste Legislation. Such laboratory tests only partially simulate real conditions occurring on landfills. To approximate landfill conditions, column tests with recent bottom ashes combined with tests on simple emission forecasting complete the study. The comparison of results from batch and column tests shows similar cumulative concentrations, indicating that batch tests are suitable to evaluate bottom ash quality. The tested modelling approach, based on constant conditions and exponential decrease in concentration, proved adequate to simulate column progressions. The modelled emission forecasts for DOC lies within 33% of column test results. Further, the model demonstrates the differences in flow regime between eluate tests and landfills and promotes better understanding of temporal aspects and the influence of landfill relevant parameters on pollutant mobilisation.

3.1 Introduction

Switzerland has a long tradition of sustainable waste management based on the Swiss Environmental Protection Law (Swiss Confederation, 1983) and specified by the Guidelines for Waste Management in 1986 (FEON, 1986). These guidelines propose that only two types of material should be produced in waste management: (1) recyclable materials and (2) residual materials suitable for storage in final repositories. These strict requirements resulted in the prohibition to landfill unburnt municipal solid waste in the year 2000. At present, 4 million t/y of non-recyclable waste are incinerated in 30 municipal solid waste incineration (MSWI) plants in Switzerland (FEON, 2017a). Main objectives of thermal waste treatment are mass and volume reduction, destruction of organic compounds, energy and metal recovery and transformation of the remaining fraction into inert incineration residues. About 20 wt.-% (750'000 t/y) remain as bottom ash, which consists mainly of non-combustible materials and residual amounts of unburnt organic matter.

Bottom ash is composed of Si- and Ca-dominated crystalline and amorphous compounds (~85 wt.-%), followed by ferrous (~9 wt.-%) and non-ferrous metals (~3.5 wt.-%) and carbon constituents (~2 wt.-%) (Ferrari et al., 2002; Eggenberger and Mäder, 2010; Bunge, 2014). Total carbon (TC) is composed of total inorganic carbon (TIC) and total organic carbon (TOC). TIC comprises mainly of carbonate carbon whereas TOC is bound to organic matter, which has not been oxidised during incineration. Only a fraction of TOC consists of degradable organic carbon (OC) which is readily soluble and relevant for mobilisation of dissolved organic carbon (DOC) via landfill leachate (Ferrari, 1997; van Zomeren and Comans, 2009). The residual elemental carbon (EC), however, has no leaching potential. Generally, the composition of landfill leachates at early stages is controlled by the dissolution of Ca containing bottom ash phases, playing a major role in buffering the system (Johnson et al., 1999). Under the resulting alkaline conditions, the mobility of heavy metals is limited and controlled primarily by sorption and complexation. For the latter, organic ligands are of importance as is well known for copper (Cu) with a strong affinity for DOC. The correlation between these two species has been determined in many studies (Comans et al., 1993; Johnson et al., 1996; Chandler et al., 1997; van Zomeren and Comans, 2004; Dijkstra et al., 2006). Beside DOC, the ecotoxic ammonium (NH_4^+) is another organic constituent in bottom ash that is leached in high concentrations, independent on pH conditions (Mayerhofer, 2017).

In order to limit the organic load in landfill leachates the Swiss Environmental Protection Law demands minimisation of TOC. This has been specified by the Swiss Waste Ordinance (Swiss Confederation, 1990; Swiss Confederation, 2016) by defining a threshold value for TOC of <3 wt.-% in 1990 and lowered to <2 wt.-% in 2016. Since the

national requirements are minimum requirements, it is up to each cantonal authority to define its own stricter guidelines. The environmental authority of the Canton of Zürich (Office for Waste, Water, Energy and Air - AWEL) observed that the threshold value for TOC still leads to high emissions of DOC. Thus, together with the six cantonal MSWI plants a target value for TOC concentration in bottom has been defined in 2008. The target value aims at a TOC concentration in bottom ash of 0.5 wt.-% to be reached by 2020 (AWEL, 2011). It has been shown that this TOC value should ensure DOC concentrations in leachates of <20 mg/l (Morf, 2009; Kuhn and Morf, 2010; Morf and Kuhn, 2010; AWEL, 2019). This lies in the range of the threshold value for discharge of landfill leachate into surface waters (10 mg DOC/l) according to the Swiss Water Protection Act (Swiss Confederation, 1998). To comply with the defined goals for TOC, burnout of the waste must be optimised at each MSWI plant. The content of TOC is controlled by numerous factors like incineration temperature and time, dimension of the furnace, primary air preheating, plant and discharge technology and waste throughput (Koralewska, 2019).

The aim of this study is to investigate the environmental impact of reducing TOC content in bottom ash due to the introduction of the target value for TOC of 0.5 wt.-%. For this, a ten-year monitoring period (2008–2018) of the six MSWI plants in the Canton of Zürich (Plant A–F) has been conducted of which selected results are presented. The focus of the study is laid on the role of TOC as a controlling factor for landfill emissions with special regard to the relation of DOC, Cu (aq) and NH_4^+. For this reason, the leaching behaviour of each bottom ash sample at specific conditions is determined based on batch tests according to the Swiss Waste Ordinance. However, the conditions applied in these batch eluate tests hardly depict conditions as they occur in a landfill. There, an increasing liquid to solid ratio (L/S) with time and preferential flow paths lead to a heterogeneous leaching. To classify and interpret the results from the batch tests of the monitoring, up-flow column tests with recent bottom ashes complete the study. Data from these column tests is subsequently used to evaluate the suitability of a common model for simple emission forecasting. The detailed investigation of TOC and its correlation with DOC, Cu (aq) and NH_4^+ contributes to a better understanding of the leaching processes of these environmental harmful substances and points out the importance of these species concerning the duration of aftercare for bottom ash landfills. The results of this study allow improving of bottom ash quality towards lower emissions and shorter aftercare.

3.2 Materials and methods

3.2.1 Monitored MSWI plants

The technical details of the six monitored MSWI plants in the Canton of Zürich are shown in Table 3-1. In average, waste input consists of 48 wt.-% municipal and 44 wt.-% industrial solid waste, 7.4 wt.-% hazardous waste and 0.5 wt.-% sewage sludge with an average calorific value of 12.2 MJ/kg. All plants operate with grate furnace systems with incineration temperatures of 700–960°C. The majority of the plants have adjustable primary air preheating up to 160°C, which supports high burnout quality (Koralewska, 2019). Regarding the bottom ash discharge system over the monitoring period, significant differences are recognisable. From 2008–2015 five plants (Plant B, C, D, E, F) used wet discharge, where the bottom ash is falling from the end of the moving grate into a water bath. The water in the discharger ensures that flue gas is separated from atmospheric air, while a discharging ram forces the bottom ash over the drop-off edge draining excess water by the compressing action.

Table 3-1: *Technical details and applied changes of investigated MSWI plants during the monitoring time.*

Parameter	Plant A	Plant B	Plant C	Plant D	Plant E	Plant F
Type of furnace	grate furnace	grate furnace	grate furnace	grate furnace	grate furnace	grate furnace
Line	3	2	2	2	1	1
Load	1 x 40 MW 2 x 22 MW	2 x 48 MW	2 x 18 MW	1 x 38 MW 1 x 48 MW	1 x 15 MW	1 x 48 MW
Throughput	1 x 11.4 t/h 2 x 6.3 t/h	2 x 14.4 t/h	2 x 10 t/h	1 x 10.5 t/h 1 x 12.5 t/h	1 x 4.2 t/h	1 x 14.7 t/h
Designed lower heating value (MWh/t)	3.5	3.4	3.5	3.6 / 3.9	3.6	3.3
Mean lower heating value 2015-17 (MWh/t)	3.4	3.4	3.5	3.3	3.5	2.9
Air preheating	max. 160°C	max. 140°C	max. 160°C	max. 100°C	max. 160°C	130°C
Incineration temperature	800/780/810°C	900/860°C	900/900°C	930/870°C	700°C	960°C
Discharge technology	dry (stepwise since 2007)	dry (since 2016)	wet	wet	dry (since 2016)	wet
Produced bottom ash (t dry/year)	35'600	36'100	16'400	38'960	5'100	26'160

The three furnace lines in Plant A have been modified for dry discharge stepwise from 2007-2016, while Plant B and E changed from wet to dry discharge in 2016. Performing dry discharge, the bottom ash is discharged onto a vibrating conveyor, where it is air-

cooled by injected tertiary air. The main objective of this technology is to enhance the rate and quality of recovered metals, by preventing metal corrosion and caking of ash particles on the metal surfaces as well as an improved burnout quality (Böni and Morf, 2018).

Four other Swiss MSWI plants situated outside the Canton of Zürich operating with wet discharge and producing 10'000-50'000 t bottom ash per year supplement this study. Data from these plants served to model an emission forecast for DOC concentration.

3.2.2 Sampling and sample preparation

From 2008–2018 sampling campaigns were performed on a regular basis at all six MSWI plants with the identical sampling procedure. During selected months, samples of ~12 kg of untreated bottom ash (mixture of all furnace lines) were collected daily on the conveyor belt after wet or dry discharge. The increments, stored in an air-tight container, have been homogenised (monthly composite sample) and split into two representative samples of ~12 kg at the end of the month. One composite-sample was retained, the other split in two parts, which were used for (1) solid chemical analysis and (2) batch eluate tests. The preparation of the material for these two purposes was performed differently: (1) the material was dried at 105°C and subsequently crushed to a grain size <1 mm, while metals and unburnt material were manually separated. In an additional step the material was milled to <0.1 mm. (2) the material was sieved at 5 mm in its original condition, while particles >5mm were crushed and subsequently mixed with the material portion <5mm.

Bottom ash used to perform column tests derives from four Swiss MSWI plants outside the monitoring of the Canton of Zürich. These plants operate with wet discharge and the sampling was performed similarly in 2015. The material was subsequently crushed in its original condition to a grain size <5 mm, while metals and unburnt material were manually separated.

3.2.3 Chemical analysis

The bottom ash samples were analysed based on the criteria of the Swiss Waste Ordinance according to certified procedures (Bachema AG, 2017). The most relevant parameter TOC was monitored during the entire period, however, other C-constituents, N, Cu and the eluate composition was only measured in the period 2008–2015 and OC from 2011–2013.

3.2.3.1 Chemical composition

Test portions of 0.5 g bottom ash <0.1 mm were digested with a mixture of 3 ml hydrochloric acid, 8 ml nitric acid and 3 ml hydrofluoric acid. Free hydrofluoric acid was bound with boric acid and the mixture subsequently heated in three steps to 175°C using a high-pressure microwave system. In this total digest, Cu was determined by inductively coupled plasma optical emission spectroscopy (ICP-OES) (ISO 11885, 2007). Total contents of C and N were determined using a EuroEA CHNS-analyser (EN 15936, 2012). The composition of C was additionally characterised by TOC and TIC with the same method as used for TC. Finally, applying another method based on temperature-dependent combustion of carbon (DIN 19539, 2016) using a Primacs SCN-100 analyser, the differentiation of TOC into degradable organic carbon (TOC400 or OC) and residual oxidisable carbon or elemental carbon (ROC or EC) was achieved. The TIC900, which is released from 400 to 900°C is the third fraction produced with this method and corresponds to the TIC.

3.2.3.2 Leaching behaviour

Batch tests have been performed with a liquid to solid (L/S) ratio of 10 during 24 h according to the Swiss Waste Legislation (FEON, 2017b). Further, Swiss Waste Legislation demands CO_2-saturated water for the elution of cationic heavy metals simulating acid rain conditions. For this reason, batch tests have to be performed in two parts: Test 1 - Mixing of bottom ash in its original condition with CO_2-saturated water for the determination of Cu (aq). Test 2 - Mixing of bottom ash in its original condition with neutral water for the determination of DOC and NH_4^+. Saturation with CO_2 is achieved by continuous injection of ~50 mL CO_2/min through a glass tube into the elution vessel. Although Swiss Waste Legislation defines the threshold value for Cu (aq) by Test 1, concentrations from the same test (Test 2) were used to compare DOC and Cu (aq) this study. To distinguish the Cu-results obtained from the two different tests, Cu analysed in Test 1 is referred to as Cu (aq + CO_2), while Cu (aq) is used for results from Test 2.

Column tests were performed according to European standard (CEN/TS 14405, 2017), where bottom ash is packed 30 ±5 cm high into a glass column with 5 cm diameter and leached with neutral water using up-flow-percolation with a flowrate of 12 ml/h. At specified L/S ratios (0.1, 0.2, 0.5, 1, 2, 5, 10) the eluates were sampled and DOC analysed. The analyses of Cu (aq) was performed by inductively coupled plasma mass spectroscopy (ICP-MS) (EN ISO 17294-2, 2016), DOC was determined by thermal oxidation (EN 1484, 1997), NH_4^+ photometric with an Aquakem-System (DIN 38406-5, 1983).

3.2.3.3 Outliers

Due to the size of the dataset and the heterogeneity of the sampled bottom ash, inconsistency in material handling and analytical uncertainties cannot be excluded. Because of this, all values undercutting the lower quartile or exceeding the upper quartile by more than 1.5 times the interquartile range (IQR) in boxplots are considered outliers (Tukey, 1977).

3.2.3.4 Modelling

The column tests carried out were supplemented by modelling according to Lauer et al. (2011), a model commonly used for simple risk assessments of landfilled material in Switzerland, but not specifically for bottom ash. The modelling approach is based on constant landfill conditions and exponential decrease of the pollutant concentration in the leachate. The strength of this model lies in the temporal classification of the collected fractions of the column test. The modelled concentration development was compared to measured column test data in order to estimate the suitability of the model to predict emissions from bottom ash landfills. The model calculates the concentration of a constituent at time t ($c_a(t)$; mg/l) based on equation (3-1):

$$c_a(t) = c_0 \times e^{-\left(\frac{c_0}{m_v} \times \Delta\frac{L}{S} \times h\right) \times t} + c_{org} \times e^{-\left(\frac{c_{org}}{m_{org}} \times \Delta\frac{L}{S} \times h\right) \times t} \qquad (3\text{-}1)$$

c_0 =	initial concentration of readily soluble material at the end of deposition (mg/l)
c_{org} =	initial concentration of persistent organic material at the end of deposition (mg/l)
m_v =	total mobilisable fraction (mg/kg)
m_{org} =	emission potential of persistent organic material (mg/kg)
ΔL/S =	annual change of L/S (l/kg*a)
h =	heterogeneity factor of water flow in the landfill (-)
t =	time after end of deposition (a)

The model is adopted for DOC by considering both readily soluble shares and persistent shares with retarded availability due to biochemical processes. For the readily soluble share, the parameters c_0 and m_v have been determined experimentally with column tests. For the persistent organic material the parameters c_{org} and m_{org} are estimated based on measured OC/TOC ratios. ΔL/S originates from averaged measurements from Swiss bottom ash landfills. Finally, the heterogeneity factor (h) is varied to model a scenario corresponding to the performed column test and another scenario where conditions on a landfill are approximated.

3.3 Results

3.3.1 Bottom ash monitoring

The average concentration of TC in bottom ash from all MSWI plants is 1.4 wt.-% within a range of 0.6 to 2.4 wt.-% (Table 3-2). Approximately 60 % of the TC account for TOC with a correlation of 0.76 in the period from 2008–2015 (Figure 3-1a). The average concentration of TOC is 0.7 wt.-% (0.03–1.6 wt.-%), whereas 82 % of the samples have a TOC concentration <1 wt.-% and 25 % <0.5 wt.-%.

Table 3-2: *Concentration of specific constituents and pH of batch eluate Test 1 and Test 2 of bottom ashes from Plant A–F over the monitoring period (2008-2018). Number of measurements (N), average (Ø), median, minimum, maximum concentration and number of outliers (↓ = <1.5*IQR, ↑ = >1.5*IQR).*

	Parameter	Unit	N	Ø *	Median	Min.	Max.	Outliers (</>1.5*IQR)
C-constituents	TC	wt.-%	117	1.4	1.5	0.6	2.4	1 ↑
	TIC	wt.-%	112	0.6	0.6	0.05	1.1	1 ↓
	TOC	wt.-%	160	0.7	0.8	0.03	1.6	1 ↑
	OC	wt.-%	40	0.3	0.2	0.04	0.7	-
	EC	wt.-%	40	0.5	0.5	0.2	0.9	-
	DOC	mg/l	115	32	24	2.7	100	-
N	N	wt.-%	118	0.05	0.03	0.01	0.8	7 ↑
	NH_4^+	mg/l	116	3.01	2.44	0.03	11.57	4 ↑
Cu	Cu	mg/kg	118	5'995	5'800	1'810	13'400	3 ↑
	Cu (aq + CO_2)	mg/l	115	0.71	0.73	0.002	1.97	-
	Cu (aq)	mg/l	53	1.04	0.86	0.11	4.32	1 ↑
pH	Test 1 (CO_2 sat.)	-	111	6.9	6.9	6.4	8.2	1 ↑
	Test 2 (neutral)	-	112	12.4	12.4	11.8	13.1	5 ↑ / 4 ↓

* refer to supplementary data article in Data in Brief for fully tabulated results.

TOC concentration of bottom ash from all plants shows temporal variation from 2008–2018 (Figure 3-2a). The most pronounced variation is observed in Plant C, where the TOC concentration follows a seasonal trend with high values (>1 wt.-%) in winter and low values (<1 wt.-%) in summer. A slight linear downward trend for TOC concentration is observed from 2008–2018 for Plant C. For all other plants, the annual fluctuation is less distinct and the intervals between high and low values are not correlated to seasonal changes. All plants, except Plant F, show an overall linear downward trend over time for TOC concentration with an average decreasing trend from 1–0.5 wt.-% within the monitoring period 2008–2018.

Figure 3-1: *Correlations of concentrations in bottom ash between (a) TOC and TC, (b) TOC and OC, (c) TOC and DOC, (d) OC and DOC, (e) NH4+ and DOC and (f) Cu (aq) and DOC during the monitored period from 2008–2015.*

Looking at the composition of the TOC species, it is composed on average of 0.3 wt.-% degradable OC (0.04-0.7 wt.-%) and 0.5 wt.-% EC (Table 3-2) Bottom ash from Plant B (R^2 = 0.78) and C (R^2 = 0.89) show a good correlation for TOC and OC, while the overall correlation is low (R^2 = 0.37) (Figure 3-1b).

The OC concentration in bottom ash for Plant A, B and D remains stable between 2011 and 2013 (Figure 3-3), showing low average concentrations of ~0.15 wt.-% for Plant A and D and high average concentrations of ~0.40 wt.-% for Plant F. Consequently, Plant D shows the lowest OC/TOC ratio (0.16) and Plant B the highest (0.49). The OC/TOC in Plant A is 0.34, as not only OC but also TOC shows low concentrations compared to the overall average. In Plant C and E OC concentrations in bottom ash vary by a factor four, in Plant F even by a factor six from 2011–2013.

Figure 3-2: *Temporal evolution of (a) TOC concentrations in bottom ash and (b) DOC concentrations in eluates from batch tests for the monitored Plants A–F.*

Figure 3-3: *Proportions of TIC (green), EC (blue) and OC (red) in bottom ash per plant for the period from 2011–2013.*

Batch tests according to the Swiss Waste Ordinance (24 h at L/S 10) result in a conductivity of the eluate of 8'400 µS/cm on average, a pH value of 12.4 for the pure water test and a pH value of 6.9 for CO_2-saturated water extraction (Table 3-2). The average DOC concentration in the eluates is 32 mg/l, ranging from 3–100 mg/l (Figure 3-2b). Plant A and E show the most stable and lowest average DOC concentrations (<10 mg/l), with values 2–6 times lower than of the other plants. On the other hand, eluates of Plant B and F trend towards increasing DOC concentrations from 50 to 80 mg/l and 20 to 40 mg/l, respectively over the years. No trend for DOC concentration is observed for Plant C and Plant D where the concentrations fluctuate strongly over the monitored period.

Beside TOC, nitrogen-containing organic substances remain in bottom ash, of which especially NH_4^+ poses a risk to the environment. The average concentration of nitrogen in bottom ash is 0.05 wt.-%, resulting in an average NH_4^+ concentration in the pure water eluate test of 3 mg/l (Table 3-2). The closer look at the heavy metals shows, that Cu is present in bottom ash in a concentration of ~6'000 mg/kg on average, resulting in an average Cu (aq) concentration of 1.04 mg/l. In the CO_2-saturated eluate test, which is relevant for the determination of heavy metals according to Swiss Waste Legislation, the average Cu (aq + CO_2) concentration is 0.71 mg/l.

3.3.2 Column tests and modelling

The results of the bottom ash monitoring show that TOC concentrations <0.5 wt.-% lead to DOC concentrations <20 mg/l in batch eluates performed at L/S 10 (Figure 3-1c). In order to assess the reliability of this correlation, data from batch tests are compared to the average concentration development from column tests. These column tests were

performed with bottom ash from four Swiss MSWI plants, outside the monitoring of the Canton of Zürich, operating with wet discharge. The high concentration of DOC (256 mg/l) in the initial fraction of the column test (L/S 0.1) decreases rapidly with increasing L/S so that up to L/S 5, 80 % of TOC is mobilised as DOC (Figure 3-4a). The cumulative DOC concentration at the end of the experiment (L/S 10) is 28 mg DOC/l (Figure 3-4b). Thus, it lies in the same range as the average DOC concentration of the batch tests from the bottom ash monitoring of the Canton of Zürich (32 mg DOC/l).

Figure 3-4: *(a) Average DOC concentrations at specified L/S ratios measured in column tests performed with bottom ash from four MSWI plants outside the monitoring of the Canton of Zürich and (b) cumulated DOC concentrations.*

In order to bring the results of the column tests into a temporal context (assignment of L/S to time), the dataset is supplemented by simple emission prognosis modelling (Lauer et al., 2011). To define an annual change of L/S (ΔL/S), the height of a deposit is linked with annual infiltration from precipitation, representing a simple approach to convert L/S to time. Parameters used for the model are based on measured average conditions from Swiss landfills (Table 3-3). Average density of deposited bottom ash is 1.6 m^3/t (j_t) and average height of a deposit is 20 m (H). Average annual precipitation in Switzerland is 1.2 m, of which approximately 35 % infiltrates into a landfill, resulting in a quantity of leachate of 0.42 $m^3/m^2/y$ (S_w). The annual change of L/S is therefore 0.013 l/kg*y (ΔL/S). For the heterogeneity factor (h), which describes the water flow in landfills, two scenarios have been chosen: (1) eluate test scenario with h=1, which neglects heterogeneity and represents a homogenous flow through a deposit, corresponding to the conditions of batch and column tests, (2) landfill scenario with h=4, which assumes high heterogeneity, where preferential flow paths dominate and only 25% of the deposit is percolated approximating conditions present in landfills.

The model for the eluate test scenario (h=1) is tested based on the evolution of DOC concentrations from the column tests. The initial concentration of readily soluble DOC (c_0) corresponds to 95 % of L/S 0.1 in the column test (Figure 3-4a), while the initial

concentration of persistent organic material (c_{org}) is represented by the remaining 5 %. The readily mobilisable portion (m_v) equals to approximately 4 % TOC mobilised as DOC up to L/S 10, while the emission potential of persistent organic material (m_{org}) corresponds to the OC/TOC ratio of 33 %.

Table 3-3: *Model parameters used for DOC based on column tests and estimated conditions from Swiss landfills.*

Parameter	c_0	c_{org}	m_v	m_{org}	S_w	H	j_t	ΔL/S*	h
	mg/l	mg/l	mg/kg	mg C/kg	$m^3/m^2/y$	m	t/m^3	l/kg*y	-
DOC	243	13	257	2250	0.42	20	1.60	0.013	1 and 4

*$\Delta L/S = S_w/(H*j_t)$

For the eluate test scenario with homogenous flow (h=1) the modelled concentration curve is within an error of 33 % from the measured concentration curve of the column test (Figure 3-5a). The strongest deviation of the modelled concentration from the measured values occurs between L/S 1-2 with an overestimation by the model of 33 % and between L/S 4-7 with an underestimation of 33 %. Both, measured and modelled DOC concentration suggest that DOC <20 mg/l is reached between L/S 3-4 corresponding to 300-400 years. Changing the model towards the landfill scenario with a heterogeneous flow regime (h=4) results in a more rapid decrease of DOC concentrations reaching concentrations <20 mg/l after 70 years (Figure 3-5b).

Figure 3-5: *(a) Modelled concentrations for DOC corresponding to homogenous flow (h=1) in comparison with measurements from column test performed with bottom ash from four MSWI plants outside the monitoring of the Canton of Zürich. (b) measured concentration for DOC in column tests and modelled concentrations with heterogeneity factor h=1 and h=4, respectively.*

3.4 Discussion

3.4.1 TOC as an indicator for burnout quality

Municipal solid waste with a typical mixture for the Canton of Zürich shows a trend towards lower TOC concentration in bottom ash over the years (Figure 3-2a). There are many reasons for this decrease and most of them depend on the operating strategy of MSWI plant operators. The concentration of TOC is mainly controlled by the burnout quality, which is influenced by the following factors (Koralewska, 2019): MSWI plant design, waste throughput (reduced bed thickness), fuel quality and homogeneity (moisture and calorific value), distribution and temperature of primary air (>120°C), firing bed temperature, combustion control and discharge technology.

The result of optimised firing conditions is clearly visible for Plant A. The focus has been laid on optimised burnout quality since the beginning of the monitoring in 2008. Therefore, very low and steady TOC concentrations of bottom ash (<0.35 wt.-%) are reached reliably already before changing from wet to dry discharge. A pronounced decrease in TOC concentration of bottom ash of Plant E marks the implementation of dry discharge in 2016, combined with a waste shredder for all waste input and optimised primary air preheating (TOC values <0.35 wt.-%). However, similar improvements are achieved in Plant B and D demonstrating that also with wet discharge technology TOC concentrations 0.5 wt.-% are reached, which lie below the cantonal target value given by the environmental authority of the of Canton of Zürich. The implementation of dry discharge in Plant B in 2016 did not lead to an additional decrease in TOC concentration of bottom ash as has been shown at Plant E. The rather fluctuating TOC concentration of bottom ash in Plant C on a level above the cantonal target value demonstrates that optimisation measures have not been successful for this grate furnace so far. In order to meet the target value for TOC, it has been decided to optimise primary air preheating >120°C, what has been shown as major factor to reduce TOC content of bottom ash (Koralewska, 2019). Such measures would also be necessary in Plant F, where TOC concentration of bottom ash clearly exceed the cantonal target value. However, this plant has reached the end of its life cycle and will be shut down in spring 2021. Meanwhile, the focus is laid on district heating with waste from abroad.

In summary, it has been shown that in bottom ash originating from waste input of the Canton of Zürich (average calorific value of 12.2 MJ/kg), TOC concentrations of 0.5 wt.-% are reachable when the influencing firing options are optimised and managed in a stable manner, independent of discharge technology. Apart from these trends over a ten-year period, seasonal trends in TOC concentration of bottom ash can be observed. The most pronounced seasonality is present in bottom ash from Plant C with high TOC values (1–

1.5 wt.-%) in winter and low TOC values (0.5-1 wt.-%) in summer. A reason for this might be the enhanced construction activity in summer, where more inorganic construction material in waste input leads to lower TOC concentrations in the bottom ash.

3.4.1.1 TOC vs. OC

Numerous studies prove that only the fraction of TOC consisting of organically bound carbon (OC) is degradable and bears a risk for mobilisation as DOC (Ferrari, 1997; van Zomeren and Comans, 2009). Therefore, risk assessment of bottom ash on landfills could focus on OC solely. However, as investigated by the environmental authority of the Canton of Zürich, at low concentration levels TOC is nonetheless a more reliable parameter for the evaluation of bottom ash regarding deposition with low aftercare. This has the following reasons (Koralewska, 2019): (1) The method for temperature-dependent combustion of carbon proves inaccurate for low concentrations of OC, due to insufficient reproducibility for the analysis of OC between different laboratories, but also for multiple determination. In fact OC concentrations (determined with temperature-dependent combustion) that correspond to TOC concentrations <0.3 wt.-% (determined with a CHNS-analyser), are affected by this inaccuracy. As the cantonal target value for TOC is 0.5 wt.-%, corresponding OC concentrations lie in this critical range (Figure 3-3). (2) The concentration of OC that corresponds to the cantonal TOC target value of 0.5 wt.-% is 0.17 wt.-%. Today the limit of detection for OC with the method of temperature-dependent combustion is 0.1 wt.-%. For reliable measurements, however, the limit of detection should be 10 times lower (0.017 wt.-%) than the corresponding target value. The closer the target value lies at the limit of detection, the higher are unwanted effects of the matrix that influence the measurement uncertainty. Ultimately, the low correlation between TOC and OC (Figure 3-1b) may be due to these uncertainties. Thus, from today's point of view, TOC remains the parameter of choice for the determination of burnout quality in bottom ash.

3.4.2 Mobilising potential

3.4.2.1 Batch tests

Batch tests provide information on mobilising potential of contaminant load, relevant for the environmental impact of a hazardous substance. However, they show no temporal progression. On landfills, infiltrating water leads to a time-dependent increasing L/S-ratio with a heterogeneous flow regime characterised by preferential flow paths. For readily soluble, pH independent constituents, the measured concentrations in the batch eluates indicate the maximum amount of substance that can be mobilised in an aqueous solution under equilibrium conditions. The solubility of heavy metals, however, is strongly pH dependent and thus the measured concentrations are influence by the pH

conditions generated with neutral and CO_2-saturated water. The fraction of TOC mobilised as DOC from bottom ash is 4 % with an average concentration of 32 mg DOC/l (Table 3-2). The results of the batch tests show no correlation between TOC and DOC, neither for individual plants (max. R^2 = 0.24 for Plant D) nor for the plants overall (R^2 = 0.22, (Figure 3-1c). However, comparing TOC and DOC concentrations it is evident, that the cantonal target value for TOC concentration in bottom ash of 0.5 wt.-% leads to DOC concentrations <20 mg/l. This lies in the range of the threshold value for discharge of landfill leachate into surface water (10 mg/l DOC), according to the Swiss Water Protection Act (Figure 3-1c). Because OC contains mainly the readily soluble fraction of TOC, the average percentage of DOC mobilisation in respect to OC is 3.5 times higher (14 %). As for TOC and DOC there is no overall correlation between OC and DOC, however, the results can be split in two different levels for OC concentration (Figure 3-1d). The correlation between OC and DOC for the group with lower OC concentrations shows an R^2 = 0.75, while the second group with high OC concentrations shows an even better correlation (R^2 = 0.93). All values from this second group have in common that they derive from 2013. Whether there is a methodological problem within the OC measurements of this year leading to the observed anomaly is the subject of further investigations.

Ammonium is an ecotoxic constituent that derives from organic matter with an average eluate concentration of 3.1 mg/l (Table 3-2). Eh-pH diagrams, depicting the inorganic geochemical behaviour of elements, suggest that under the prevailing conditions ammonia (NH_3) should be the dominating N-species (Takeno, 2005). However, results of the monitoring show that if fact NH_4^+ dominates, mobilising on average 10 % of the total nitrogen in bottom ash. This is because complex microbial degradation and conversion processes in landfills break down proteins, the main nitrogen source contained in the waste, to NH_3 as well as NH_4^+ (Mayerhofer, 2017). Ammonium is mainly discharged via landfill leachate, while ammonia escapes via gas phase (Brandstätter et al., 2015). Thus, NH_4^+ and DOC concentrations in leachates are good indicators of the landfill stage and play a major role concerning the duration of the aftercare necessary for bottom ash landfills. They show a similar mobilisation behaviour for batch tests with a correlation of R^2 = 0.58 over all bottom ash eluates from the monitored period (Figure 3-1e). While the mobilisation of DOC and NH_4^+ is relatively independent of the prevailing pH conditions, most heavy metals show a strong dependence on pH. At alkaline pH conditions usually present in leachates of bottom ash landfills in early stages, heavy metals possess very limited mobility and are sorbed on reactive surfaces. The relatively high concentrations of Cu (aq) are due to mobilisation via complexation with (in)organic ligands such as DOC. This process is attributed to a complex mixture of polymeric compounds referred to as humic and fulvic acids, which contain functional groups with several reactive complexing sites, which have the ability to bind trace elements by

forming inorganic complexes (Aiken, 1985; Stevenson, 1994; Cavallino, 2017). Ultimately this leads to the correlation between DOC and Cu (aq) observed in Figure 3-1f (R^2 = 0.66).

Tests using CO_2-eluate show that near neutral pH conditions (average pH 6.9) result, corresponding to a future stage in landfills with reduced buffer capacity of the bottom ash. However, even at these conditions Cu (aq) ions are not yet mobilised. According to Dzombak and Morel (1990), a pH below 6.5 is necessary for Cu (aq) to be mobilised. Also the Cu-DOC complexing is of minor importance shown by an average concentration of Cu (aq + CO_2) of only ⅔ of the average concentration of Cu (aq).

3.4.2.2 Column tests and modelling approach

The comparison of DOC results from the batch test according to the Swiss Waste Ordinance (32 mg/l) with those from the European column tests according CEN TS 14405 (28 mg/l) show similar cumulative concentrations at L/S 10 (Table 3-2, Figure 3-4b). Thus, batch tests provide accurate information on the available quantity of a specific constituent mobilised at L/S 10, while column tests additionally show the dynamics of the constituent release (Figure 3-4a).

In terms of concentration development for the eluate test scenario with homogeneous flow regime (h=1), the modelled concentration lies within 33 % of the measured DOC concentrations in the column test (Figure 3-5a). Although a simple approach was taken using an exponential decrease the model is considered suitable to estimate DOC concentrations. This is also shown by the calculated duration of aftercare for both column test and model approach, where DOC <20 mg/l is reached between L/S 4-5, corresponding to 300-400 years. Moreover, the applied modelling approach provides valuable insights to the differences of leaching tests and natural systems in terms of flow regime. Homogenous flow through the material (h=1), as is simulated with the batch and column test, represents a “worst case” simulation for maximal concentration and aftercare. However, homogeneous leaching on landfills hardly ever occurs due to preferential flow paths. Changing the model towards more heterogeneity (h=4) results in only parts of the material being leached. This leads to lower mobilisation of pollutants in landfills and thus to faster decreasing DOC concentrations in the leachates (Figure 3-5b). With this landfill scenario DOC concentrations <20 mg/l are reached in approximately ¼ of the aftercare time compared to homogenous flow conditions of the eluate test scenario. Consequently, partial leaching of landfilled material results in a higher remaining DOC reservoir bearing the potential of future DOC emissions due to changing preferential flow paths through new areas.

3.5 Conclusions

The results presented in this study highlight that reducing TOC contents in bottom ash is important in order to minimise emission potential and duration of aftercare of bottom ash landfills. In the Canton of Zürich, TOC concentration in bottom ash has been reduced by 50 % from 2008-2018. This has been achieved thanks to a target value for TOC concentration in bottom ash of 0.5 wt.-%, which has been defined in 2008 by the environmental authority of the Canton of Zürich together with the MSWI plants. The target value has been defined for TOC, even though OC is more relevant for the mobilisation of DOC. Comparative measurements have shown that TOC at low values (<<0.5 wt.-%) is a more reliable parameter for the assessment of burnout quality and emission potential of bottom ash. In comparison, OC shows analytical uncertainties at low concentrations.

The monitoring of six MSWI plants highlights the effects of decreasing TOC concentrations on the environmentally relevant constituents DOC, NH_4^+ and Cu (aq). TOC partly controls the emission of DOC and consequently the mobilisation of Cu (aq) in leachates from bottom ash at early stages. TOC therefore plays an important role for the environmental impact and emissions of bottom ash landfills. In addition, NH_4^+ in bottom ash also derives from organic constituents and shares a similar emission behaviour as DOC. On average 4 % of the TOC and 10 % of the nitrogen is mobilised with batch eluate tests according to Swiss Waste Legislation, resulting in average concentration of 32 mg DOC/l and 3 mg NH_4^+/l. TOC contents of bottom ash <0.5 wt.-%, complying with the cantonal target value, lead to DOC concentrations <20 mg/l. This lies in the range of the threshold value for discharge of landfill leachate into surface waters (10 mg DOC/l), according to the Swiss Water Protection Act. The comparison with dynamic column tests has shown, that batch tests are accurate enough for the evaluation of bottom ash quality. However, simple modelling has shown that different flow regimes prevail in eluate tests and landfills. Due to the homogenous flow in eluate tests, DOC concentrations generally are higher than in landfills where heterogeneous flow is characteristic. However, chemical and biological changes such as decreasing pH conditions due to the change of acid buffer capacity, change of temperature, redox-processes, sorption and microbial degradation of organic compounds significantly influence the leaching behaviour of landfilled bottom ash. Thus, to enhance the accuracy of the model and especially for the prediction of heavy metal release further studies with more sophisticated reactive transport models are necessary.

3.6 Acknowledgments

We thank all the MSWI plants for providing material and data presented in this paper. Ralf Koralewska is acknowledged for the valuable inputs enhancing the quality of this paper.

3.7 References

Aiken, G.R., 1985. Humic substances in soil, sediment, and water: geochemistry, isolation, and characterization. Wiley, Boulder.

AWEL, 2011. Bericht zum Massnahmenplan der Abfall- und Ressourcenwirtschaft 2011 - 2014.

AWEL, 2019. Massnahmenplan der Abfall- und Ressourcenwirtschaft 2019 - 2022.

Bachema AG, 2017. Dienstleistungsverzeichnis 17/19.

Böni, D., Morf, L., 2018. Thermo-Recycling - Efficient Recovery of Valuable Materials from Dry Bottom Ash, in: Thomé-Kozmiensky, E., Holm, O. (Eds.), Removal, Treatment and Utilisation of Waste Incineration Bottom Ash. Thomé-Kozmiensky Verlag GmbH, Neuruppin, pp. 25-36.

Brandstätter, C., Laner, D., Fellner, J., 2015. Nitrogen pools and flows during lab-scale degradation of old landfilled waste under different oxygen and water regimes. Biodegradation 26, 399-414.

Bunge, R., 2014. Wieviel Metall steckt im Abfall, in: Thomé-Kozmiensky, K.J. (Ed.), Mineralische Nebenprodukte und Abfälle. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, pp. 91-130.

Cavallino, R.M., 2017. Effect of Organic Carbon in MSWI Bottom ash on the Mobilization of Heavy Metals. MSc Thesis, University of Bern.

CEN/TS 14405, 2017. Characterization of waste - Leaching behaviour tests - Up-flow percolation test (under specified conditions). European Committee for Standardization.

Chandler, A.J., Eighmy, T.T., Hjelmar, O., Kosson, D., Sawell, S., Vehlow, J., Van der Sloot, H., Hartlén, J., 1997. Municipal solid waste incinerator residues. Studies in Environmental Science 67. Elsevier, Amsterdam.

Comans, R., Van der Sloot, H., Bonouvrie, P., 1993. Geochemical reactions controlling the solubility of major and trace elements during leaching of municipal solid waste incinerator residues, Proceedings of 1993 International Conference on Municipal Waste Combustion, pp. 667-679.

Dijkstra, J.J., Van Der Sloot, H.A., Comans, R.N., 2006. The leaching of major and trace elements from MSWI bottom ash as a function of pH and time. Applied Geochemistry 21, 335-351.

DIN 19539, 2016. Untersuchung von Feststoffen – Temperaturabhängige Differenzierung des Gesamtkohlenstoffs (TOC400, ROC, TIC900). Deutsches Institut für Normung.

DIN 38406-5, 1983. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Kationen (Gruppe E); Bestimmung des Ammonium-Stickstoffs (E 5). Deutsches Institut für Normung.

Dzombak, D.A., Morel, F., 1990. Surface complexation modeling: hydrous ferric oxide. John Wiley & Sons.

Eggenberger, U., Mäder, U., 2010. Charakterisierung und Alterationsreaktionen von KVA-Schlacken, in: Schenk, K. (Ed.), KVA-Rückstände in der Schweiz - Der Rohstoff mit Mehrwert. Federal Office for the Environment, pp. 116-134.

EN 1484, 1997. Water analysis - Guidelines for the determination of total organic carbon (TOC) and dissolved organic carbon (DOC). European Committee for Standardization.

EN 15936, 2012. Sludge, treated biowaste, soil and waste - Determination of total organic carbon (TOC) by dry combustion. European Committee for Standardization

EN ISO 17294-2, 2016. Water quality - Application of inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS) - Part 2: Determination of selected elements including uranium isotopes. European Committee for Standardization.

FEON, Federal Office for the Environment, 1986. Leitbild für die Schweizerische Abfallwirtschaft. 1-42.

FEON, Federal Office for the Environment, 2017a. Abfallmengen und Recycling 2016 im Überblick.

FEON, Federal Office for the Environment, 2017b. Messmethoden im Abfall- und Altlastenbereich: Umwelt-Vollzug Nr. 1715. 1-82.

Ferrari, S., 1997. Chemische Charakterisierung des Kohlenstoffes in Rückständen von Müllverbrennungsanlagen: Methoden und Anwendungen. Doctoral Thesis, ETH Zurich.

Ferrari, S., Belevi, H., Baccini, P., 2002. Chemical speciation of carbon in municipal solid waste incinerator residues. Waste Management 22, 303-314.

ISO 11885, 2007. Water quality — Determination of selected elements by inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP-OES). International Organization for Standardization.

Johnson, C., Kersten, M., Ziegler, F., Moor, H., 1996. Leaching behaviour and solubility - Controlling solid phases of heavy metals in municipal solid waste incinerator ash. Waste Management 16, 129-134.

Johnson, C.A., Kaeppeli, M., Brandenberger, S., Ulrich, A., Baumann, W., 1999. Hydrological and geochemical factors affecting leachate composition in municipal solid waste incinerator bottom ash: Part II. The geochemistry of leachate from Landfill Lostorf, Switzerland. Journal of Contaminant Hydrology 40, 239-259.

Koralewska, R., 2019. Schlussbericht: Qualität der Schlacke in Zürcher KVA - Ergebnisse der AG TOC. MARTIN GmbH.

Kuhn, E., Morf, L., 2010. Schlacke aus der thermischen Abfallbehandlung: heutige Qualität – zukünftige Herausforderungen, in: Schenk, K. (Ed.), KVA-Rückstände in der Schweiz - Der Rohstoff mit Mehrwert. Federal Office for the Environment, pp. 153-162.

Lauer, D., Fellner, J., Brunner, P.H., 2011. Standortbezogene Kriterien zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Deponieemissionen unter dem Aspekt der Nachsorgedauer (SKUDENA). Vienna University of Technology.

Mayerhofer, J., 2017. Vergleich des Ammoniumgehalts von Deponiesickerwasser mit dem Elutionspotenzial aus dem Abfallfeststoff. MSc Thesis, Universität für Bodenkultur Wien.

Morf, L., 2009. Qualitätsentwicklung konventionell ausgetragener Schlacke. Baudirektion Kanton Zürich, Amt f. Abfall, Wasser, Energie u. Luft.

Morf, L., Kuhn, E., 2010. Qualität von Sickerwasser aus Zürcher Schlackekompartimenten. Baudirektion Kanton Zürich, Amt f. Abfall, Wasser, Energie u. Luft.

Stevenson, F.J., 1994. Humus chemistry: genesis, composition, reactions. John Wiley & Sons.

Swiss Confederation, 1983. Federal Act on the Protection of the Environment (EPA). 1-48.

Swiss Confederation, 1990. Technische Verordnung über Abfälle. 1-36.

Swiss Confederation, 1998. Waters Protection Ordinance (WPO). 1-72.

Swiss Confederation, 2016. Ordinance on the Avoidance and the Disposal of Waste. 1-46.

Takeno, N., 2005. Atlas of Eh-pH diagrams. Open file report No. 419 419. Geological survey of Japan, 285 pp.

Tukey, J.W., 1977. Exploratory data analysis. Pearson.

van Zomeren, A., Comans, R.N., 2004. Contribution of natural organic matter to copper leaching from municipal solid waste incinerator bottom ash. Environmental Science & Technology 38, 3927-3932.

van Zomeren, A., Comans, R.N.J., 2009. Carbon speciation in municipal solid waste incinerator (MSWI) bottom ash in relation to facilitated metal leaching. Waste Management 29, 2059-2064.

4 DATASET ON TEN-YEARS MONITORING OF MSWI BOTTOM ASHES IN SIX MSWI PLANTS IN THE CANTON OF ZÜRICH, SWITZERLAND

Andreas Glauser [a]

Leo S. Morf [b]

Gisela Weibel [a, c]

Urs Eggenberger [a]

[a]Institut für Geologie, Universität Bern, Switzerland

[b]Baudirektion Kanton Zürich, Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft, Zürich, Switzerland

[c]Zentrum für nachhaltige Abfall- und Ressourcennutzung ZAR, Hinwil, Switzerland

Article published in

Data in Brief 32 (2020) 106261
under CC BY-NC-ND License
DOI: https://doi.org/10.1016/j.dib.2020.106261

ABSTRACT

The dataset presented in this article is the supplementary data for the research article "Ten-years monitoring of MSWI bottom ashes with focus on TOC development and leaching behaviour" by Glauser et al. (2020). From 2008-2018 bottom ashes have been monitored in six MSWI plants in the Canton of Zürich with regular sampling campaigns and analysis of important species defined in the Swiss Waste Legislation (Swiss Confederation, 2016). Both the size of the dataset and the long period of consistent and representative monitoring are unique for Switzerland. Relevant aspects of the monitoring data are discussed and interpreted in the above mentioned research article and complemented by simple emission forecast modelling. While only selected species were discussed in the research article, this data article covers all the monitoring data. The focus of the monitoring was laid on carbon-species with the analysis of total carbon (TC), total organic carbon (TOC), total inorganic carbon (TIC), degradable organic carbon (OC) and elemental carbon (EC). Total contents of nitrogen (N), sulphur (S), phosphorus (P), selected heavy metals (As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb and Zn) and loss on ignition (LOI) complete the solid chemical analysis. In addition, particulate ferrous (Fe) and non-ferrous (NF) metals and unburnt material were determined manually. Batch eluate tests according to Swiss Waste Legislation (FEON, 2017) were performed and analysed for dissolved organic carbon (DOC), ammonium (NH_4^+), nitrite (NO_2^-), fluoride (F^-), sulphite (SO_3^{2-}), sulphide (S_2^-), chromate Cr(IV) and the heavy metals Cu (aq) and Zn (aq) and Cr(IV). In addition, data on the biochemical oxygen demand (BOD) and the physical parameters pH and electrical conductivity complete the eluate analysis.

4.1 Specifications Table

Subject	Waste Management and Disposal
Specific subject area	MSWI bottom ash, representative sampling, chemical analysis, batch eluate tests
Type of data	Table
How data were acquired	Solid chemical analysis: • Cr, Cu, Ni, P, Pb and Zn with ICP-OES (ISO 11885, 2007) • As, Cd and Sb with ICP-MS (EN ISO 17294-2, 2016) • TC, TOC, TIC, N and S with CHNS-analysis (EN 15936, 2012) • OC and EC with temperature-dependent combustion of carbon (DIN 19539, 2016) • Loss on ignition (LOI) at 550°C for 2 h in muffle furnace • Fe- and NE-metal content and unburnt material by manual magnetic and optical separation Analysis of eluate behaviour: • Cr(IV), Cu (aq) and Zn (aq) with ICP-MS (EN ISO 17294-2, 2016) • DOC with thermal oxidation (EN 1484, 1997) • NH_4^+ and NO_2^- with photometry (DIN 38406-5, 1983) • SO_3^{2-} and S_2^- with polarography (Metrohm Appl. 99/1) • F^- with ion-sensitive electrode in water samples and digestions (DIN 38405-1, 1985 and ISO 10304-1, 2007) • BOD 5 days respirometric measurement (Oxitop-system) • Electrical conductivity (El. Cond) with a 5-ring conductivity measuring cell (c = 1.0 cm^{-1}) • pH with an Aquatorde plus
Data format	Raw
Parameters for data collection	Bottom ash was sampled regularly for monthly periods in six MSWI plants. Subsequently the monthly composite samples were homogenised, and crushed in order to reduce the amount of material and to acquire the grain size needed for analysis.

Description of data collection	For solid chemical analysis, bottom ash was dried at 105°C, crushed to <1 mm and milled to <0.1 mm. Total digestion was performed for analysis with ICP-OES and MS. For CHNS-analysis, the material <0.1 mm was combusted. Batch elute tests were performed on bottom ash in its original condition, crushed to <5 mm. The test consists of two parts, each with a liquid to solid (L/S) ratio of 10 and a duration of 24 h. One part (Test 1) is performed with CO_2-saturated water for the analysis of heavy metals. The other part (Test 2) is performed with deionised water, for the analysis of all other constituents (incl. CrIV).
Data source location	MSWI Plants A-F, Canton of Zürich, Switzerland
Data accessibility	Data are accessible with the article
Related research article	Glauser et al. (2020), Ten-years monitoring of MSWI bottom ashes with focus on TOC development and leaching behaviour, Waste Management

4.2 Value of the Data

- The data derive from a systematic and representative monitoring over ten years of bottom ashes identically applied in six Swiss MSWI plants. The extent of the dataset and the systematic of sampling are unique for bottom ash.
- Beneficiaries of these data include researchers, authorities, MSWI plant operators and others involved in waste management.
- The data is of value for the ongoing political discussion in Switzerland regarding legislation of bottom ash quality requirements. The dataset further serves as a basis for comparison with other bottom ashes worldwide and helps to estimate potential for bottom ash quality improvements.
- Thanks to the long sampling period at six different MSWI plants temporal trends and correlations between species can be derived from these data. In addition, the data serve as a basis for further studies such as the investigation of long-term behaviour using geochemical modelling.

4.3 Data Description

In Switzerland, bottom ash has to be deposited on landfills due to elevated total contents of pollutants, such as heavy metals and TOC. With the periodic measurements presented in this dataset, the Canton of Zürich monitors the development of bottom ash quality of all six MSWI plants. For technical details of the concerning MSWI plants in the Canton of Zürich refer to Glauser et al. (2020).

The results of the monitoring of each plant are presented inTable 4-1 - 4-6 as well as in a supplementary excel file and are structured as follows:

- Results of the solid chemical analysis
- Results of the batch eluate tests

The results are listed in Table 4-1-6, in the following order: Table 4-1: Plant A, Table 4-2: Plant B, Table 4-3: Plant C, Table 4-4: Plant D, Table 4-5: Plant E, Table 4-6: Plant F. Parameters that have not been analysed in one of the measurement campaigns are indicated with “not sampled” (n.s.).

Table 4-1: *Dataset on ten-years monitoring of MSWI bottom ashes in MSWI Plant A in the Canton of Zürich, Switzerland.*

			Plant A														
	Parameter	Unit	Jan 2008	June 2008	Dec 2008	Mar 2010	June 2010	Nov 2010	Feb 2011	June 2011	Sept 2011	Jan 2012	May 2012	Oct 2012	Mar 2013	Oct 2013	Dec 2013
Solid chemical analysis	Dry substance (105°C)	wt.-%	98.5	99.9	99.9	99.9	99.0	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	99.9	n.s.	n.s.	100	100	99.8
	LOI (550°C)	wt.-%	n.s.	100	99.8	99.9	99.6	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	99.8	n.s.	n.s.	99.4	99.5	99.2
	Fe-Metals	wt.-%	n.s.	n.s.	n.s.	4.48	2.75	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	5.85	n.s.	n.s.	3.07	3.65	6.95
	NF-Metals	wt.-%	n.s.	n.s.	n.s.	4.42	2.70	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	3.49	n.s.	n.s.	2.85	2.62	2.71
	Unburnt material	wt.-%	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0.010	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0.050	n.s.	n.s.	0.050	0.050	0.169
	TC	wt.-%	0.778	0.904	n.s.	0.982	0.636	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0.685	n.s.	n.s.	0.863	0.813	0.880
	TOC	wt.-%	0.357	0.260	0.528	0.328	0.269	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0.387	n.s.	n.s.	0.685	0.443	0.405
	OC	wt.-%	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0.104	n.s.	n.s.	0.177	0.186	0.179
	TIC	wt.-%	n.s.	n.s.	n.s.	0.654	0.367	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0.298	n.s.	n.s.	0.199	0.370	0.475
	N	wt.-%	0.083	0.145	0.065	0.568	0.016	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0.010	n.s.	n.s.	0.013	0.013	0.013
	S	wt.-%	1.22	1.38	0.889	n.s.	0.632	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0.961	n.s.	n.s.	0.769	0.466	1.08
	P	mg/kg	9'884	11'998	8'263	8'412	8'651	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	8'495	n.s.	n.s.	12'980	6'921	9'103
	As	mg/kg	n.s.	n.s.	30.4	30.9	27.7	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	24.2	n.s.	n.s.	22.9	26.3	29.5
	Cd	mg/kg	5.91	3.76	5.65	5.36	9.88	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	7.08	n.s.	n.s.	3.74	4.07	4.34
	Cr	mg/kg	n.s.	n.s.	n.s.	839	843	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	1'317	n.s.	n.s.	592	817	768
	Cu	mg/kg	6'375	7'048	6'764	9'854	11'927	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	10'730	n.s.	n.s.	7'900	8'674	7'156
	Ni	mg/kg	338	260	347	377	589	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	661	n.s.	n.s.	366	432	388
	Pb	mg/kg	1'502	4'615	1'413	1'706	2'155	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	1'854	n.s.	n.s.	1'210	1'135	1'491
	Sb	mg/kg	n.s.	n.s.	269	179	321	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	272	n.s.	n.s.	104	173	137
	Zn	mg/kg	4'796	4'528	4'159	4'507	6'600	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	7'118	n.s.	n.s.	4'318	5'143	6'092
Batch elaute test	El. Cond	µS/cm	n.s.	n.s.	5'870	n.s.	6'738	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	9'705	n.s.	n.s.	8'956	10'595	8'935
	pH (Test 1)	-	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	6.65	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	6.95	n.s.	n.s.	6.64	6.78	6.60
	pH (Test 2)	-	n.s.	12.2	n.s.	n.s.	11.8	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	12.5	n.s.	n.s.	12.5	12.6	12.5
	Dry substance (in 0.1 l)	mg/l	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	2'614	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	3'057	n.s.	n.s.	3'261	3'408	3'343
	DOC	mg/l	n.s.	3.18	5.22	n.s.	9.24	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	7.72	6.57	14.5
	Ammonium (NH_4^+)	mg/l	n.s.	2.07	2.46	n.s.	3.91	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	3.89	n.s.	n.s.	3.27	1.77	1.43
	Ammonium-N	mg N/l	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	3.04	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	3.03	n.s.	n.s.	2.54	1.38	1.12
	Nitrite (NO_2^-)	mg/l	n.s.	0.031	0.091	n.s.	0.041	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0.068	n.s.	n.s.	0.031	0.033	0.032
	Fluoride (F^-)	mg/l	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	1.95	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	1.65	n.s.	n.s.	0.760	1.19	0.690
	Sulfide (S_2^-)	mg/l	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0.220	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	1.40	n.s.	n.s.	0.010	0.010	0.013
	Sulfite (SO_3^{2-})	mg/l	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	3.24	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	2.82	n.s.	n.s.	3.14	2.06	0.660
	Cr(IV)	mg/l	n.s.	n.s.	0.075	n.s.	0.041	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0.186	n.s.	n.s.	0.184	0.139	0.102
	Cu (aq)	mg/l	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0.558	0.321	0.163	n.s.	0.601	n.s.	0.864
	Cu (aq + CO_2)	mg/l	0.002	0.002	0.002	n.s.	0.004	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0.003	n.s.	n.s.	n.s.	0.012	n.s.
	Zn (aq + CO_2)	mg/l	2.02	1.55	n.s.	n.s.	2.91	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	4.64	n.s.	n.s.	0.670	2.36	2.43
	BOD 5 days	mg O_2/l	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	11.0	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	9.43	n.s.	n.s.	8.00	3.20	14.1

	Parameter	Unit	Mar 2014	Aug 2014	Dec 2014	Jan 2015	June 2015	Sept 2015	Nov 2015	June 2016	Feb 2017	May 2017	Sept 2017	Jan 2018	May 2018	Oct 2018
Solid chemical analysis	Dry substance (105°C)	wt.-%	99.8	100	100	100	n.s.	99.7	100	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	LOI (550°C)	wt.-%	99.2	98.5	99.6	98.8	n.s.	100	99.4	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Fe-Metals	wt.-%	5.58	4.28	7.04	6.04	n.s.	7.29	6.16	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	NF-Metals	wt.-%	2.71	2.68	3.18	2.76	n.s.	3.00	3.31	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Unburnt material	wt.-%	0.204	0.050	0.050	0.050	n.s.	0.050	0.050	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	TC	wt.-%	0.803	0.582	0.785	0.734	n.s.	0.694	0.904	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	TOC	wt.-%	0.425	0.475	0.288	0.352	n.s.	0.371	0.468	0.340	n.s.	n.s.	0.340	0.225	n.s.	0.225
	OC	wt.-%	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	TIC	wt.-%	0.378	0.127	0.470	0.410	n.s.	0.290	0.460	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	N	wt.-%	0.023	0.023	0.016	0.049	n.s.	0.019	0.026	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	S	wt.-%	0.786	0.754	0.687	0.710	n.s.	0.616	0.677	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	P	mg/kg	8'653	8'716	10'810	12'340	n.s.	5'007	5'162	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	As	mg/kg	25.4	20.3	23.4	25.4	n.s.	25.3	27.8	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Cd	mg/kg	4.08	7.68	2.60	3.93	n.s.	4.68	3.83	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Cr	mg/kg	934	792	908	765	n.s.	979	905	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Cu	mg/kg	7'300	8'853	8'815	7'881	n.s.	7'116	10'108	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Ni	mg/kg	522	439	489	556	n.s.	508	462	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Pb	mg/kg	1'682	1'153	1'539	1'481	n.s.	1'190	1'509	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Sb	mg/kg	203	174	171	158	n.s.	162	166	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Zn	mg/kg	5'593	6'018	5'345	5'028	n.s.	5'084	5'252	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Batch elaute test	El. Cond	µS/cm	9'647	5'345	4'707	8'818	n.s.	4'669	4'643	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	pH (Test 1)	-	6.75	6.68	6.72	6.79	n.s.	6.60	6.65	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	pH (Test 2)	-	12.6	12.3	12.1	12.2	n.s.	11.9	11.9	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Dry substance (in 0.1 l)	mg/l	3'076	1'804	1'725	3'077	n.s.	2'004	2'107	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	DOC	mg/l	9.42	2.74	5.64	11.0	n.s.	5.20	4.26	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Ammonium (NH_4^+)	mg/l	3.84	2.34	3.03	4.65	n.s.	1.83	2.77	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Ammonium-N	mg N/l	2.98	1.81	2.36	3.62	n.s.	1.43	2.15	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Nitrite (NO_2^-)	mg/l	0.040	0.021	0.044	0.061	n.s.	0.044	0.032	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Fluoride (F^-)	mg/l	0.810	1.09	0.660	0.790	n.s.	0.820	0.860	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Sulfide (S_2^-)	mg/l	0.010	0.010	0.010	0.010	n.s.	0.010	0.010	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Sulfite (SO_3^{2-})	mg/l	6.19	0.400	0.670	5.37	n.s.	0.250	1.00	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Cr(IV)	mg/l	0.213	0.143	0.114	0.142	n.s.	0.171	0.343	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Cu (aq)	mg/l	0.214	0.252	0.171	0.114	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Cu (aq + CO_2)	mg/l	0.002	0.002	0.002	0.002	n.s.	0.002	0.002	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Zn (aq + CO_2)	mg/l	1.26	1.20	1.09	1.21	n.s.	n.s.	1.67	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	BOD 5 days	mg O_2/l	5.65	1.47	17.0	14.3	n.s.	n.s.	3.25	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

n.s. = not sampled

Table 4-2: *Dataset on ten-years monitoring of MSWI bottom ashes in MSWI Plant B in the Canton of Zürich, Switzerland.*

	Plant B															
	Parameter	**Unit**	**Jan 2008**	**July 2009**	**Dec 2009**	**Mar 2010**	**June 2010**	**Dec 2010**	**Mar 2011**	**June 2011**	**Sept 2011**	**Jan 2012**	**May 2012**	**Oct 2012**	**Mar 2013**	**July 2013**	**Nov 2013**
Solid chemical analysis	Dry substance (105°C)	wt.-%	80.0	80.9	79.3	79.4	78.3	79.5	76.7	78.4	75.9	78.6	79.9	74.8	78.0	80.8	79.9
	LOI (550°C)	wt.-%	97.0	96.8	97.6	96.8	97.1	97.8	97.3	96.2	96.8	96.9	96.1	97.2	96.1	97.0	96.0
	Fe-Metals	wt.-%	3.79	9.41	4.26	5.09	3.75	3.24	2.33	2.09	3.30	4.77	2.80	1.51	1.37	4.44	4.33
	NF-Metals	wt.-%	3.12	3.11	3.73	3.28	2.97	3.48	3.30	3.09	3.97	3.26	3.64	2.13	2.45	3.09	3.40
	Unburnt material	wt.-%	0.370	0.105	0.025	0.100	0.030	0.015	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.200	0.135
	TC	wt.-%	2.20	1.74	1.60	1.70	1.35	1.53	1.55	1.60	1.51	1.53	1.30	1.72	1.67	1.47	1.66
	TOC	wt.-%	1.49	1.05	1.06	1.01	0.725	0.835	0.810	0.945	0.720	0.810	0.690	0.930	1.03	0.825	0.890
	OC	wt.-%	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0.345	0.445	0.360	0.440	0.606	0.361	0.492
	TIC	wt.-%	n.s.	0.608	0.540	0.685	0.615	0.695	0.735	0.645	0.790	0.720	0.605	0.780	0.635	0.645	0.765
	N	wt.-%	0.125	0.073	0.085	0.100	0.055	0.065	0.065	0.045	0.070	0.065	0.010	0.045	0.020	0.015	0.060
	S	wt.-%	1.05	0.718	0.665	0.785	0.720	0.990	0.545	0.480	0.430	0.640	0.720	0.765	0.775	0.785	0.290
	P	mg/kg	n.s.	13'025	11'900	13'950	13'450	10'410	11'230	8'050	13'950	14'000	12'200	14'200	14'350	11'800	12'600
	As	mg/kg	n.s.	n.s.	30.0	39.1	26.5	30.6	30.4	24.8	23.7	24.6	30.3	30.0	22.4	20.9	28.8
	Cd	mg/kg	6.01	7.21	27.1	3.60	5.34	5.33	4.21	6.81	3.39	3.82	4.02	4.30	4.95	3.60	2.85
	Cr	mg/kg	872	790	887	1'046	617	697	441	539	555	521	495	455	568	428	572
	Cu	mg/kg	11'050	5'835	6'400	7'335	5'735	6'405	5'610	5'510	5'090	4'975	7'455	5'020	7'130	4'505	4'240
	Ni	mg/kg	440	312	580	435	342	377	211	291	243	264	445	250	338	376	281
	Pb	mg/kg	1'735	1'850	1'545	1'665	848	1'895	1'655	1'000	1'480	878	2'170	2'530	1'170	1'005	1'160
	Sb	mg/kg	n.s.	n.s.	324	324	176	179	138	180	147	156	133	114	163	112	111
	Zn	mg/kg	8'655	5'663	5'440	5'130	4'215	4'625	3'845	4'130	4'100	4'190	4'245	4'615	3'975	3'060	3'340
Batch elaute test	El. Cond	µS/cm	2'740	4'543	8'005	8'360	7'495	9'500	9'115	4'925	6'915	7'275	7'245	9'090	6'000	8'270	7'445
	pH (Test 1)	-	n.s.	6.84	6.98	6.69	7.09	7.27	7.20	7.47	7.29	7.16	6.87	7.45	6.91	7.04	6.71
	pH (Test 2)	-	n.s.	12.2	13.0	12.5	12.4	12.4	12.4	12.1	12.4	12.5	12.4	12.6	12.3	12.1	12.5
	Dry substance (in 0.1 l)	mg/l	1'087	1'610	2'770	2'870	2'400	3'135	2'910	1'955	2'155	2'315	2'205	3'080	2'125	2'915	2'485
	DOC	mg/l	45.0	32.9	52.0	56.5	71.0	52.5	72.0	64.5	57.0	81.5	62.5	95.0	79.5	69.0	71.0
	Ammonium (NH_4^+)	mg/l	3.37	2.23	5.05	5.69	9.95	3.91	6.38	6.73	5.18	11.6	6.80	8.80	6.78	4.41	5.47
	Ammonium-N	mg N/l	n.s.	1.73	3.93	4.42	7.70	3.04	4.96	5.24	4.03	8.96	5.29	6.85	5.28	3.43	4.25
	Nitrite (NO_2^-)	mg/l	0.044	0.102	0.089	0.138	0.091	0.039	0.047	0.031	0.050	0.171	0.046	0.072	0.180	0.039	0.045
	Fluoride (F^-)	mg/l	4.45	0.425	1.55	0.550	0.800	0.750	1.25	0.600	0.450	0.450	0.400	0.550	0.500	0.500	0.450
	Sulfide (S_2^-)	mg/l	0.100	0.140	0.200	0.010	0.550	0.010	0.010	1.00	0.500	1.00	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010
	Sulfite (SO_3^{2-})	mg/l	1.30	1.05	2.15	0.750	0.300	1.50	0.100	0.300	0.550	0.300	0.100	0.100	0.100	0.100	0.100
	Cr(IV)	mg/l	0.007	0.022	0.031	0.036	0.040	0.028	0.031	0.003	0.008	0.013	0.046	0.038	0.012	0.032	0.006
	Cu (aq)	mg/l	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	1.51	2.79	2.17	1.45	1.93
	Cu (aq + CO_2)	mg/l	1.22	0.841	1.03	1.48	1.37	1.23	0.986	0.915	0.871	1.55	1.17	1.65	1.76	1.09	1.21
	Zn (aq + CO_2)	mg/l	6.77	5.30	3.03	2.14	3.05	3.41	1.47	1.56	1.89	2.88	3.61	1.74	1.76	1.73	1.51
	BOD 5 days	mg O_2/l	n.s.	n.s.	55.5	67.0	88.0	44.0	78.0	77.0	64.5	88.5	57.0	89.5	93.5	70.0	77.5

	Parameter	**Unit**	**May 2014**	**Sept 2014**	**Dec 2014**	**Jan 2015**	**July 2015**	**Dec 2015**	**Jan 2016**	**June 2016**	**Feb 2017**	**Mar 2017**	**Jan 2018**	**July 2018**	**Oct 2018**	**Dec 2018**
Solid chemical analysis	Dry substance (105°C)	wt.-%	83.1	80.9	74.5	81.0	82.4	80.8	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	LOI (550°C)	wt.-%	96.4	96.2	96.7	96.1	95.6	96.5	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Fe-Metals	wt.-%	3.10	3.85	4.23	5.77	4.00	4.65	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	NF-Metals	wt.-%	5.21	2.87	3.50	4.16	5.19	4.72	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Unburnt material	wt.-%	0.050	0.300	0.085	0.260	0.250	0.200	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	TC	wt.-%	1.26	1.39	1.18	1.35	1.30	1.65	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	TOC	wt.-%	0.710	0.770	0.800	1.02	0.900	0.970	n.s.	0.580	0.700	0.500	0.400	0.400	0.500	0.800
	OC	wt.-%	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	TIC	wt.-%	0.545	0.650	0.350	0.260	0.400	0.650	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	N	wt.-%	0.050	0.070	0.035	0.050	0.065	0.055	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	S	wt.-%	0.430	0.445	0.895	0.455	1.17	0.490	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	P	mg/kg	10'790	11'865	14'865	11'175	6'165	6'760	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	As	mg/kg	26.3	24.6	20.3	22.0	24.0	27.0	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Cd	mg/kg	4.80	4.08	9.95	3.95	15.5	3.48	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Cr	mg/kg	695	430	734	665	556	550	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Cu	mg/kg	4'990	4'845	7'610	4'395	4'635	4'370	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Ni	mg/kg	317	259	391	517	299	266	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Pb	mg/kg	999	1'155	1'310	1'165	1'056	926	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Sb	mg/kg	133	192	135	131	200	128	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Zn	mg/kg	4'320	3'645	5'065	3'680	4'525	3'325	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Batch elaute test	El. Cond	µS/cm	6'590	8'280	7'215	5'765	6'235	9'405	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	pH (Test 1)	-	6.87	6.89	6.71	6.76	6.66	6.88	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	pH (Test 2)	-	12.6	12.5	12.3	12.2	12.0	12.4	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Dry substance (in 0.1 l)	mg/l	2'045	2'550	3'505	2'005	2'640	2'995	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	DOC	mg/l	51.0	72.5	67.0	79.5	82.0	64.0	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Ammonium (NH_4^+)	mg/l	4.20	4.57	5.46	4.86	3.98	4.00	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Ammonium-N	mg N/l	3.27	3.56	4.25	3.78	3.10	3.11	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Nitrite (NO_2^-)	mg/l	0.042	0.044	0.022	0.064	0.016	0.057	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Fluoride (F^-)	mg/l	0.400	0.400	0.550	0.325	0.350	0.650	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Sulfide (S_2^-)	mg/l	0.010	0.250	0.010	0.010	0.150	0.010	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Sulfite (SO_3^{2-})	mg/l	0.100	0.300	0.755	0.100	0.150	0.100	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Cr(IV)	mg/l	0.009	0.026	0.026	0.017	0.143	0.024	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Cu (aq)	mg/l	1.56	1.94	4.32	1.57	2.27	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Cu (aq + CO_2)	mg/l	1.08	1.52	1.49	1.48	1.36	0.998	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Zn (aq + CO_2)	mg/l	6.35	3.57	3.53	1.48	3.04	3.39	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	BOD 5 days	mg O_2/l	59.0	70.0	75.5	89.5	65.0	81.5	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

n.s. = not sampled

Table 4-3: *Dataset on ten-years monitoring of MSWI bottom ashes in MSWI Plant C in the Canton of Zürich, Switzerland.*

			Plant C														
	Parameter	Unit	Jan 2008	June 2009	Dec 2009	Apr 2010	June 2010	Nov 2011	Jan 2011	May 2011	Sept 2011	Jan 2012	May 2012	Sept 2012	Jan 2013	May 2013	Sept 2013
Solid chemical analysis	Dry substance (105°C)	wt.-%	79.0	75.2	71.8	78.2	80.0	80.0	83.0	87.8	74.7	77.5	84.7	75.5	73.4	72.9	76.4
	LOI (550°C)	wt.-%	96.4	96.3	97.2	96.7	97.8	98.3	98.2	98.4	97.0	97.7	97.8	95.4	96.2	97.3	96.1
	Fe-Metals	wt.-%	11.8	6.27	8.76	2.64	1.75	3.35	5.53	2.64	2.40	3.37	2.13	1.49	3.17	3.38	2.72
	NF-Metals	wt.-%	2.44	2.38	4.05	2.85	2.26	2.87	2.68	2.77	3.29	3.70	2.34	1.78	3.34	5.29	4.14
	Unburnt material	wt.-%	0.350	0.120	0.460	0.220	0.040	0.020	0.050	0.050	0.060	0.150	0.050	0.050	0.050	0.160	0.480
	TC	wt.-%	2.20	1.83	2.34	1.94	1.65	1.74	1.61	1.06	1.68	1.72	1.22	1.88	1.69	1.63	2.44
	TOC	wt.-%	1.05	1.03	1.44	1.34	0.690	0.920	0.980	0.500	0.820	1.12	0.730	1.08	1.36	1.13	1.61
	OC	wt.-%	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0.080	0.180	0.390	0.160	0.310	0.415	0.272	0.741
	TIC	wt.-%	n.s.	0.805	0.900	0.600	0.970	0.050	0.630	0.560	0.860	0.600	0.490	0.800	0.330	0.500	0.830
	N	wt.-%	0.100	0.055	0.080	0.120	0.030	0.750	0.060	0.010	0.030	0.090	0.010	0.010	0.010	0.010	0.050
	S	wt.-%	2.00	1.23	1.54	0.710	0.950	1.00	0.870	0.720	0.830	0.890	0.910	0.820	0.900	0.660	0.640
	P	mg/kg	n.s.	4'705	3'860	4'410	3'690	2'630	3'040	4'130	3'180	3'640	3'580	3'650	3'270	3'130	2'980
	As	mg/kg	n.s.	n.s.	27.9	26.2	15.4	20.6	19.3	16.7	18.3	32.3	17.0	23.5	31.4	23.1	116
	Cd	mg/kg	7.00	5.44	2.52	4.23	6.91	2.34	2.37	2.10	7.01	4.36	7.39	2.63	2.79	3.41	4.01
	Cr	mg/kg	581	590	565	803	522	462	377	724	639	495	537	494	1'040	475	559
	Cu	mg/kg	5'010	3'055	1'810	3'360	2'930	5'000	3'530	5'830	3'610	3'640	3'820	4'240	4'800	3'880	4'530
	Ni	mg/kg	195	143	161	331	169	142	171	252	217	197	179	260	381	158	235
	Pb	mg/kg	1'225	2'080	1'050	1'690	1'680	1'250	1'380	1'940	2'210	1'430	932	1'380	1'850	584	1'130
	Sb	mg/kg	n.s.	n.s.	142	141	142	85.6	94.3	185	100	102	88.3	80.5	147	107	140
	Zn	mg/kg	3'045	3'005	1'920	3'330	2'620	3'110	2'760	4'210	3'490	3'200	2'850	2'990	3'830	2'260	2'840
Batch elaute test	El. Cond	µS/cm	5'630	7'530	12'000	8'690	9'340	9'850	8'850	7'940	8'330	9'510	8'970	8'090	8'760	9'000	9'120
	pH (Test 1)	-	n.s.	6.86	6.91	6.77	6.87	7.40	7.25	7.39	7.15	7.42	6.40	7.04	6.80	6.92	6.89
	pH (Test 2)	-	n.s.	12.4	13.1	12.3	12.0	12.4	12.5	12.4	12.3	12.4	12.3	12.2	12.5	12.6	12.5
	Dry substance (in 0.1 l)	mg/l	2'035	1'975	3'790	2'260	3'190	3'290	2'870	2'410	2'550	3'090	2'510	2'230	2'760	2'620	3'000
	DOC	mg/l	23.0	15.0	9.70	70.0	34.0	63.0	61.0	9.50	54.0	100	24.0	66.0	69.0	50.0	53.0
	Ammonium (NH_4^+)	mg/l	1.51	0.815	2.60	5.20	1.51	3.87	2.98	1.04	4.83	5.83	1.61	7.24	11.5	4.08	3.38
	Ammonium-N	mg N/l	1.17	0.630	2.02	4.04	1.17	3.01	2.31	0.810	3.76	4.53	1.25	5.63	8.96	3.17	2.63
	Nitrite (NO_2^-)	mg/l	0.078	0.197	0.190	0.081	0.047	0.087	0.071	0.017	0.243	0.263	0.117	0.059	0.069	0.053	0.090
	Fluoride (F^-)	mg/l	4.05	0.450	1.00	0.700	0.700	0.800	1.00	2.30	0.600	0.900	0.600	0.800	0.700	0.600	0.800
	Sulfide (S_2^-)	mg/l	0.060	0.050	0.200	0.010	0.010	0.010	0.010	0.200	0.500	0.010	2.00	0.010	0.010	0.010	0.010
	Sulfite (SO_3^{2-})	mg/l	0.450	0.850	2.20	0.100	0.600	4.40	0.400	0.700	0.100	0.100	0.200	0.100	0.100	0.400	0.500
	Cr(IV)	mg/l	0.012	0.006	n.s.	0.003	0.010	0.030	0.021	0.009	0.018	0.032	0.069	0.003	0.010	0.027	0.019
	Cu (aq)	mg/l	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0.550	1.32	1.99	1.30	0.960
	Cu (aq + CO_2)	mg/l	0.363	0.573	0.002	0.801	0.725	0.010	0.643	0.372	0.986	1.46	0.702	1.36	1.58	0.089	1.02
	Zn (aq + CO_2)	mg/l	9.27	3.05	1.73	3.41	1.29	1.72	2.06	2.37	1.89	3.35	1.12	1.57	3.84	1.24	3.81
	BOD 5 days	mg O_2/l	n.s.	n.s.	12.0	72.0	46.0	88.0	85.0	11.0	69.0	88.0	31.0	69.0	89.0	58.0	78.0

	Parameter	Unit	Jan 2014	May 2014	Sept 2014	Jan 2015	May 2015	Sept 2015	Dec 2015	June 2016	Feb 2017	May 2017	Sept 2017	Jan 2018	May 2018	Oct 2018
Solid chemical analysis	Dry substance (105°C)	wt.-%	75.7	82.3	79.6	76.7	82.2	80.3	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	LOI (550°C)	wt.-%	96.2	96.8	96.2	96.0	95.8	95.8	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Fe-Metals	wt.-%	2.53	4.54	3.47	3.41	2.09	5.00	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	NF-Metals	wt.-%	3.63	2.70	3.06	2.97	2.84	2.86	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Unburnt material	wt.-%	0.520	0.050	0.220	0.210	0.050	0.050	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	TC	wt.-%	1.43	1.28	1.99	1.84	1.28	1.57	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	TOC	wt.-%	0.930	0.750	1.27	1.07	0.630	0.850	n.s.	0.760	1.25	0.750	1.10	0.850	0.600	0.900
	OC	wt.-%	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	TIC	wt.-%	0.500	0.530	0.700	0.800	0.700	0.700	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	N	wt.-%	0.050	0.020	0.030	0.030	0.030	0.050	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	S	wt.-%	0.780	0.760	1.03	0.630	0.850	0.720	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	P	mg/kg	3'990	3'470	3'020	4'110	3'650	3'280	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	As	mg/kg	24.7	27.8	42.0	25.8	18.6	28.2	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Cd	mg/kg	4.81	5.10	3.21	11.0	6.86	3.11	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Cr	mg/kg	661	495	481	572	339	560	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Cu	mg/kg	5'700	6'230	4'670	4'280	4'720	4'860	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Ni	mg/kg	274	224	255	225	283	251	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Pb	mg/kg	1'580	4'790	1'260	1'840	1'250	1'510	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Sb	mg/kg	132	122	104	135	142	98.2	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Zn	mg/kg	3'570	3'490	3'220	3'740	3'590	3'050	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Batch elaute test	El. Cond	µS/cm	9'150	9'310	9'220	9'510	9'490	8'970	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	pH (Test 1)	-	6.73	6.49	6.78	6.90	6.58	6.79	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	pH (Test 2)	-	12.5	12.5	12.5	12.4	12.3	12.4	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Dry substance (in 0.1 l)	mg/l	2'780	2'760	3'020	2'990	2'940	2'670	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	DOC	mg/l	55.0	29.0	38.0	62.0	25.0	24.0	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Ammonium (NH_4^+)	mg/l	3.81	2.33	2.04	3.70	1.34	2.21	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Ammonium-N	mg N/l	2.96	1.81	1.59	2.88	1.04	1.72	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Nitrite (NO_2^-)	mg/l	0.070	0.026	0.038	0.101	0.040	0.055	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Fluoride (F^-)	mg/l	0.600	0.500	0.600	0.900	0.800	0.800	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Sulfide (S_2^-)	mg/l	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Sulfite (SO_3^{2-})	mg/l	0.100	0.300	8.00	0.100	0.200	0.100	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Cr(IV)	mg/l	0.027	0.048	0.022	0.029	0.020	0.021	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Cu (aq)	mg/l	1.01	0.646	0.912	1.27	0.722	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Cu (aq + CO_2)	mg/l	0.949	0.529	0.735	0.821	0.700	0.698	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Zn (aq + CO_2)	mg/l	6.01	2.44	1.69	3.00	2.93	3.12	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	BOD 5 days	mg O_2/l	51.0	22.0	41.0	80.0	25.0	36.0	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

n.s. = not sampled

Table 4-4: *Dataset on ten-years monitoring of MSWI bottom ashes in MSWI Plant D in the Canton of Zürich, Switzerland.*

	Plant D															
	Parameter	**Unit**	**Feb 2008**	**Jan 2009**	**Dec 2009**	**Apr 2010**	**June 2010**	**Oct 2010**	**Feb 2011**	**July 2011**	**Oct 2011**	**Sept 2012**	**Dec 2012**	**Dec 2012**	**Mar 2013**	**May 2013**	**Sept 2013**
Solid chemical analysis	Dry substance (105°C)	wt.-%	83.0	76.0	63.5	78.8	79.0	79.5	75.0	77.6	69.9	82.0	77.8	81.0	76.5	79.4	81.7
	LOI (550°C)	wt.-%	97.6	98.1	98.1	98.9	98.9	96.3	98.5	99.2	97.5	98.3	98.2	98.3	98.6	97.4	97.8
	Fe-Metals	wt.-%	3.52	0.520	0.630	0.860	0.550	0.470	0.490	0.500	0.640	0.560	0.560	0.350	0.880	0.390	4.32
	NF-Metals	wt.-%	0.110	0.680	1.42	1.52	1.63	0.860	0.850	1.40	1.23	1.28	1.22	0.820	0.980	0.970	2.10
	Unburnt material	wt.-%	0.000	n.s.	0.000	0.010	n.s.	0.010	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050
	TC	wt.-%	1.30	1.75	1.43	1.40	1.58	1.49	1.60	1.51	1.55	1.35	1.60	1.28	1.34	1.75	1.28
	TOC	wt.-%	0.690	1.15	0.800	0.840	0.840	0.730	0.920	0.720	0.890	0.560	0.750	0.620	0.810	1.23	0.570
	OC	wt.-%	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0.120	0.120	0.220	0.040	0.144	0.183	0.074
	TIC	wt.-%	n.s.	0.600	0.640	0.560	0.740	0.770	0.680	0.790	0.670	0.790	0.850	0.660	0.530	0.520	0.710
	N	wt.-%	0.095	0.045	0.060	0.040	0.010	0.020	0.060	0.010	0.020	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.020
	S	wt.-%	1.52	0.770	0.530	0.600	1.20	0.560	1.36	1.42	0.780	1.08	2.15	1.94	2.29	1.79	1.01
	P	mg/kg	n.s.	4'345	4'160	4'950	4'170	4'970	7'900	4'340	3'920	3'630	2'970	2'840	2'740	2'540	2'310
	As	mg/kg	n.s.	n.s.	18.2	22.9	17.1	20.4	27.2	16.2	19.3	19.9	19.9	18.6	19.7	16.2	20.4
	Cd	mg/kg	8.80	4.77	8.67	9.60	6.63	7.55	3.58	7.75	5.41	5.13	5.45	4.75	33.6	6.04	5.10
	Cr	mg/kg	1'350	742	756	563	658	627	1'770	619	556	506	496	543	698	380	587
	Cu	mg/kg	8'470	2'560	3'510	4'790	2'760	8'180	13'400	2'800	2'970	3'060	5'310	6'230	5'860	5'860	6'610
	Ni	mg/kg	481	227	260	339	321	351	1'290	218	208	259	228	286	317	212	256
	Pb	mg/kg	4'050	1'775	1'490	2'220	1'790	1'450	1'660	1'050	991	1'490	2'090	1'320	1'360	1'630	1'350
	Sb	mg/kg	n.s.	n.s.	259	226	327	187	268	182	387	187	142	143	157	127	146
	Zn	mg/kg	4'825	3'495	5'630	4'490	3'490	4'420	7'600	4'360	3'530	3'590	4'310	4'240	5'770	4'130	3'730
Batch elaute test	El. Cond	µS/cm	6'285	8'105	7'750	10'800	10'700	8'710	10'300	10'100	9'450	9'760	11'300	10'900	11'100	13'100	10'100
	pH (Test 1)	-	n.s.	6.61	6.95	6.41	6.99	7.04	7.25	8.24	7.01	6.66	6.84	6.73	6.70	6.50	6.51
	pH (Test 2)	-	n.s.	12.5	13.0	12.3	12.5	12.4	12.5	12.6	12.4	12.4	12.5	12.6	12.5	12.4	12.6
	Dry substance (in 0.1 l)	mg/l	2'180	2'100	2'950	3'860	4'230	2'150	2'350	3'730	2'540	3'320	4'420	4'350	4'790	6'320	3'800
	DOC	mg/l	10.5	16.5	16.0	17.0	25.0	8.90	34.0	11.0	20.0	15.0	42.0	12.0	29.0	40.0	28.0
	Ammonium (NH_4^+)	mg/l	1.12	1.70	2.72	2.54	2.50	3.79	4.11	3.20	3.44	3.01	2.50	1.80	1.30	3.14	3.37
	Ammonium-N	mg N/l	n.s.	1.32	2.12	1.98	1.94	2.95	3.19	2.49	2.68	2.34	1.94	1.40	1.01	2.44	2.62
	Nitrite (NO_2^-)	mg/l	0.076	0.234	0.156	0.248	0.048	0.017	0.054	0.031	0.037	0.041	0.053	0.019	0.023	0.037	0.057
	Fluoride (F^-)	mg/l	0.750	0.900	1.40	5.60	0.900	1.00	1.20	0.900	1.00	1.40	1.50	1.00	1.60	1.20	1.00
	Sulfide (S_2^-)	mg/l	0.010	0.200	0.200	0.010	0.100	0.010	0.010	0.500	1.00	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010
	Sulfite (SO_3^{2-})	mg/l	1.55	1.25	0.400	0.500	4.10	0.100	0.800	0.900	0.500	0.800	1.00	2.20	1.90	0.600	1.00
	Cr(IV)	mg/l	0.040	0.007	0.005	0.011	0.032	0.030	0.037	0.037	0.006	0.021	0.031	0.033	0.031	0.035	0.030
	Cu (aq)	mg/l	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0.495	1.38	0.771	1.18	1.01	n.s.
	Cu (aq + CO_2)	mg/l	0.274	0.269	0.349	0.499	0.420	0.226	0.460	0.365	0.477	0.402	0.884	1.50	0.989	0.906	0.927
	Zn (aq + CO_2)	mg/l	8.92	2.81	4.04	3.21	1.32	1.51	5.65	3.43	1.99	3.58	3.96	2.44	6.45	2.91	3.31
	BOD 5 days	mg O_2/l	n.s.	n.s.	20.0	13.0	38.0	9.90	42.0	14.0	15.0	19.0	38.0	12.0	30.0	51.0	30.0

	Parameter	**Unit**	**Jan 2014**	**May 2014**	**Sept 2014**	**Jan 2015**	**May 2015**	**Sept 2015**	**Dec 2015**	**June 2016**	**Feb 2017**	**May 2017**	**Sept 2017**	**Jan 2018**	**May 2018**	**Oct 2018**
Solid chemical analysis	Dry substance (105°C)	wt.-%	89.8	88.8	85.8	89.1	85.2	88.0	86.9	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	LOI (550°C)	wt.-%	98.1	98.6	98.8	97.9	97.7	97.4	98.1	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Fe-Metals	wt.-%	3.42	4.11	3.80	3.99	4.85	3.51	3.85	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	NF-Metals	wt.-%	1.95	2.32	3.87	2.19	2.39	1.92	2.76	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Unburnt material	wt.-%	0.050	0.135	0.165	0.060	0.165	0.050	0.065	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	TC	wt.-%	0.845	0.855	1.07	0.790	1.06	0.850	1.12	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	TOC	wt.-%	0.430	0.495	0.815	0.390	0.615	0.415	0.515	0.680	0.550	0.650	0.600	0.550	0.450	0.400
	OC	wt.-%	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	TIC	wt.-%	0.415	0.350	0.300	0.400	0.450	0.450	0.600	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	N	wt.-%	0.010	0.010	0.025	0.010	0.040	0.025	0.025	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	S	wt.-%	0.975	1.06	1.10	1.07	0.705	0.535	1.07	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	P	mg/kg	2'835	2'770	2'950	2'590	5'965	3'160	3'460	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	As	mg/kg	20.2	22.1	20.3	20.0	20.2	20.3	21.6	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Cd	mg/kg	2.89	2.64	4.08	3.41	3.05	8.94	3.90	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Cr	mg/kg	799	887	966	972	671	976	792	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Cu	mg/kg	7'200	5'835	6'935	7'170	5'030	6'085	6'790	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Ni	mg/kg	314	440	422	424	383	719	415	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Pb	mg/kg	964	870	1'145	901	1'235	1'398	1'039	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Sb	mg/kg	99.5	118	128	144	131	161	142	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Zn	mg/kg	3'470	3'730	4'500	3'935	4'710	4'490	4'170	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Batch elaute test	El. Cond	µS/cm	7'735	7'395	8'955	7'425	8'300	8'085	9'105	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	pH (Test 1)	-	6.73	6.72	6.79	6.65	6.81	6.75	6.76	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	pH (Test 2)	-	12.7	12.5	12.4	12.3	12.2	12.4	12.4	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Dry substance (in 0.1 l)	mg/l	2'700	2'820	3'020	2'530	4'570	2'890	3'305	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	DOC	mg/l	17.6	11.8	23.0	13.5	20.5	13.6	15.5	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Ammonium (NH_4^+)	mg/l	1.98	2.31	3.60	1.57	1.93	2.11	1.90	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Ammonium-N	mg N/l	1.54	1.79	2.80	1.22	1.50	1.64	1.48	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Nitrite (NO_2^-)	mg/l	0.018	0.008	0.016	0.038	0.018	0.024	0.012	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Fluoride (F^-)	mg/l	0.750	0.750	0.900	0.900	1.00	0.950	1.10	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Sulfide (S_2^-)	mg/l	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Sulfite (SO_3^{2-})	mg/l	3.40	2.90	0.900	3.70	4.85	2.35	3.25	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Cr(IV)	mg/l	0.018	0.013	0.024	0.022	0.029	0.019	0.015	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Cu (aq)	mg/l	1.35	0.805	n.s.	0.428	0.826	0.793	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Cu (aq + CO_2)	mg/l	1.39	1.66	1.12	0.759	1.02	1.97	0.856	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Zn (aq + CO_2)	mg/l	2.45	0.525	4.09	3.64	4.02	3.73	5.26	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	BOD 5 days	mg O_2/l	16.1	4.50	24.5	12.6	26.5	15.3	19.0	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

n.s. = not sampled

Table 4-5: *Dataset on ten-years monitoring of MSWI bottom ashes in MSWI Plant E in the Canton of Zürich, Switzerland.*

			Plant E														
	Parameter	Unit	Jan 2008	June 2009	Dec 2009	Apr 2010	May 2010	Aug 2010	Jan 2011	May 2011	Sept 2011	Jan 2012	May 2012	Oct 2012	Jan 2013	May 2013	Sept 2013
Solid chemical analysis	Dry substance (105°C)	wt.-%	74.1	74.1	74.0	75.3	63.6	74.6	73.5	75.6	59.9	74.4	75.4	75.3	74.4	72.8	73.2
	LOI (550°C)	wt.-%	96.4	96.3	97.2	97.7	97.6	97.3	97.2	98.0	97.0	97.2	96.1	97.9	97.5	96.1	97.1
	Fe-Metals	wt.-%	4.03	4.38	2.34	1.72	2.71	1.32	1.35	1.77	1.88	2.23	2.63	1.76	2.37	2.40	2.93
	NF-Metals	wt.-%	2.41	3.70	3.65	4.11	4.05	3.44	3.12	3.30	3.33	3.93	2.84	2.54	3.78	2.92	3.33
	Unburnt material	wt.-%	0.055	0.070	0.020	0.010	0.010	0.010	0.010	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050
	TC	wt.-%	2.01	2.21	1.68	1.44	1.39	1.16	1.63	1.34	1.74	1.29	1.62	1.36	1.52	1.70	1.70
	TOC	wt.-%	1.04	1.06	0.950	0.850	0.540	0.440	0.825	0.560	0.945	0.520	0.735	0.640	0.755	0.820	0.850
	OC	wt.-%	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0.105	0.130	0.125	0.110	0.230	0.511	0.459
	TIC	wt.-%	1.09	1.07	0.740	0.590	0.845	0.720	0.800	0.770	0.795	0.765	0.885	0.715	0.760	0.880	0.845
	N	wt.-%	0.055	0.070	0.050	0.010	0.020	0.020	0.030	0.010	0.010	0.010	0.015	0.045	0.010	0.010	0.015
	S	wt.-%	1.03	1.10	0.750	0.510	0.110	0.600	0.615	0.495	0.775	0.585	0.775	0.590	0.915	0.830	0.635
	P	mg/kg	13'300	12'600	11'200	13'950	11'020	10'005	10'475	9'780	10'375	11'900	10'360	8'310	8'270	10'375	8'880
	As	mg/kg	n.s.	n.s.	24.3	29.4	26.1	29.1	24.3	23.7	24.7	24.0	20.9	24.4	21.5	18.5	22.4
	Cd	mg/kg	9.33	8.99	7.91	7.45	5.59	6.19	6.82	20.1	12.9	16.3	14.0	7.55	12.9	7.42	14.7
	Cr	mg/kg	833	804	572	623	483	562	693	547	479	642	532	483	467	497	509
	Cu	mg/kg	4'310	4'560	5'020	4'000	8'410	6'580	6'425	7'555	3'725	5'730	6'650	9'475	5'600	5'750	7'580
	Ni	mg/kg	321	327	374	218	302	242	210	282	298	358	280	269	244	182	288
	Pb	mg/kg	2'075	2'260	1'890	1'925	2'005	1'590	2'115	2'365	1'175	2'350	2'825	2'070	3'200	2'170	2'075
	Sb	mg/kg	n.s.	n.s.	401	203	338	195	265	421	231	238	176	474	202	208	230
	Zn	mg/kg	4'370	4'410	4'130	4'870	5'060	4'505	5'710	5'575	4'615	5'300	6'500	5'920	5'655	5'505	5'210
Batch elaute test	El. Cond	µS/cm	5'515	5'335	9'040	8'190	7'635	8'615	8'110	8'190	7'855	8'400	8'225	8'715	9'570	9'155	8'245
	pH (Test 1)	-	7.06	7.13	6.93	6.66	6.94	6.89	7.22	7.05	7.23	7.00	6.52	6.57	6.96	6.87	6.77
	pH (Test 2)	-	12.3	12.3	13.0	12.2	12.5	12.1	12.5	12.4	12.4	12.4	12.4	12.5	12.5	12.6	12.6
	Dry substance (in 0.1 l)	mg/l	1'680	1'655	2'760	2'260	2'105	2'275	2'455	2'325	2'485	2'530	2'160	2'340	3'015	2'935	2'345
	DOC	mg/l	4.50	4.45	10.0	6.90	7.15	4.40	7.05	4.45	9.50	7.30	6.05	6.75	13.0	17.0	7.60
	Ammonium (NH_4^+)	mg/l	0.540	0.575	1.34	1.25	1.16	1.03	1.21	0.700	1.75	1.19	1.09	1.07	0.760	1.02	0.585
	Ammonium-N	mg N/l	0.400	0.460	1.04	0.970	0.900	0.800	0.935	0.540	1.36	0.915	0.845	0.830	0.590	0.790	0.455
	Nitrite (NO_2^-)	mg/l	0.081	0.099	0.112	0.096	0.030	0.026	0.021	0.022	0.021	0.030	0.101	0.035	0.018	0.025	0.017
	Fluoride (F^-)	mg/l	0.750	0.850	0.800	0.700	1.55	1.00	0.250	0.800	0.600	0.750	1.00	0.700	0.700	0.800	0.750
	Sulfide (S_2^-)	mg/l	0.110	0.110	0.200	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.350	0.500	n.s.	0.010	0.010	0.010	0.010
	Sulfite (SO_3^{2-})	mg/l	0.700	0.600	0.500	0.700	0.350	1.40	0.700	0.250	0.450	0.350	13.6	0.500	1.20	2.45	0.650
	Cr(IV)	mg/l	0.011	0.013	0.024	0.011	0.007	0.008	0.008	0.008	0.007	0.035	0.005	0.014	0.019	0.027	0.008
	Cu (aq)	mg/l	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0.208	0.443	0.652	0.336	0.354
	Cu (aq + CO_2)	mg/l	0.071	0.117	0.210	0.034	0.112	0.376	0.139	0.231	0.330	0.349	0.359	0.214	0.039	0.025	0.260
	Zn (aq + CO_2)	mg/l	2.82	2.40	3.03	1.25	2.53	4.16	1.47	2.59	1.78	8.33	4.04	2.32	2.01	1.32	2.02
	BOD 5 days	mg O_2/l	5.30	3.65	10.0	5.80	5.75	3.35	5.20	4.45	10.9	7.15	7.05	5.35	16.5	21.0	3.85

	Parameter	Unit	Jan 2014	May 2014	Aug 2014	Jan 2015	July 2015	Dec 2015	Jan 2016	June 2016	Feb 2017	July 2017	Oct 2017	Feb 2018	July 2018	Oct 2018
Solid chemical analysis	Dry substance (105°C)	wt.-%	72.6	73.3	73.0	72.6	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	LOI (550°C)	wt.-%	95.8	95.6	97.3	96.0	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Fe-Metals	wt.-%	2.41	1.89	1.67	2.06	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	NF-Metals	wt.-%	3.27	3.83	2.98	3.62	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Unburnt material	wt.-%	0.050	0.050	0.050	0.050	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	TC	wt.-%	1.74	1.76	1.85	1.82	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	TOC	wt.-%	0.945	0.835	0.940	1.02	n.s.	n.s.	0.310	0.300	0.030	0.300	0.200	0.300	0.200	n.s.
	OC	wt.-%	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	TIC	wt.-%	0.795	0.920	0.900	0.800	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	N	wt.-%	0.015	0.045	0.025	0.025	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	S	wt.-%	0.925	0.795	0.740	0.615	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	P	mg/kg	10'975	9'815	7'555	11'230	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	As	mg/kg	17.8	20.2	19.2	19.5	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Cd	mg/kg	12.2	7.32	5.77	6.86	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Cr	mg/kg	391	513	471	445	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Cu	mg/kg	6'375	5'475	5'440	5'855	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Ni	mg/kg	193	300	188	218	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Pb	mg/kg	1'840	3'165	1'790	3'295	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Sb	mg/kg	134	145	115	117	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Zn	mg/kg	5'405	5'440	5'310	5'135	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Batch elaute test	El. Cond	µS/cm	9'200	8'630	8'975	8'715	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	pH (Test 1)	-	6.58	6.71	6.77	6.86	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	pH (Test 2)	-	12.6	12.5	12.5	12.3	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Dry substance (in 0.1 l)	mg/l	2'940	2'545	2'685	2'375	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	DOC	mg/l	17.0	8.70	13.5	11.1	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Ammonium (NH_4^+)	mg/l	1.53	1.37	1.19	1.31	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Ammonium-N	mg N/l	1.19	1.07	0.930	1.01	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Nitrite (NO_2^-)	mg/l	0.037	0.028	0.017	0.021	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Fluoride (F^-)	mg/l	0.550	0.550	0.550	0.600	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Sulfide (S_2^-)	mg/l	0.010	0.010	0.010	0.010	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Sulfite (SO_3^{2-})	mg/l	0.850	0.750	1.05	0.400	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Cr(IV)	mg/l	0.005	0.008	0.011	0.007	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Cu (aq)	mg/l	n.s.	0.480	0.320	0.357	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Cu (aq + CO_2)	mg/l	0.247	0.190	0.505	0.141	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Zn (aq + CO_2)	mg/l	2.82	2.36	2.29	2.31	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	BOD 5 days	mg O_2/l	19.0	10.5	14.6	10.5	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

n.s. = not sampled

Table 4-6: *Dataset on ten-years monitoring of MSWI bottom ashes in MSWI Plant F in the Canton of Zürich, Switzerland.*

	Plant F															
	Parameter	**Unit**	**Jan 2008**	**July 2009**	**Dec 2009**	**Mar 2010**	**June 2010**	**Dec 2010**	**Mar 2011**	**June 2011**	**Now 2011**	**Jan 2012**	**May 2012**	**Oct 2012**	**Mar 2013**	**July 2013**	**Nov 2013**
Solid chemical analysis	Dry substance (105°C)	wt.-%	n.s.	83.7	82.8	85.7	80.0	83.0	82.8	83.3	82.6	81.8	83.6	84.7	83.9	85.9	80.3
	LOI (550°C)	wt.-%	n.s.	97.1	97.8	98.2	98.9	97.3	98.4	97.9	98.5	97.6	97.4	98.5	97.3	98.2	96.5
	Fe-Metals	wt.-%	n.s.	7.77	4.15	3.01	1.54	2.21	1.80	2.80	3.50	2.93	3.35	1.50	1.75	1.58	2.58
	NF-Metals	wt.-%	n.s.	2.82	3.41	4.43	2.91	2.62	2.67	1.69	3.14	2.19	2.20	1.78	2.05	1.43	2.71
	Unburnt material	wt.-%	n.s.	0.110	0.000	0.030	0.010	0.010	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050
	TC	wt.-%	n.s.	1.67	1.15	1.09	1.13	1.45	1.54	1.37	1.62	1.60	1.45	1.20	1.43	1.50	1.76
	TOC	wt.-%	n.s.	0.855	0.630	0.520	0.650	0.760	0.950	0.890	0.870	0.905	0.705	0.620	0.910	1.04	1.08
	OC	wt.-%	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0.100	0.220	0.190	0.285	0.682	0.518	0.703
	TIC	wt.-%	n.s.	0.715	0.520	0.560	0.480	0.690	0.620	0.480	0.760	0.695	0.740	0.575	0.520	0.460	0.680
	N	wt.-%	n.s.	0.045	0.050	0.100	0.040	0.030	0.040	0.030	0.030	0.050	0.180	0.010	0.010	0.010	0.030
	S	wt.-%	n.s.	0.750	0.430	0.530	0.570	1.21	1.18	0.860	1.11	1.05	1.19	1.09	1.15	0.820	0.880
	P	mg/kg	n.s.	8'335	11'600	9'970	3'720	7'800	6'280	7'850	6'440	6'560	6'620	7'340	7'280	9'170	8'060
	As	mg/kg	n.s.	n.s.	17.3	35.7	32.3	16.7	22.8	18.4	21.3	27.6	21.2	16.7	25.0	31.2	24.4
	Cd	mg/kg	n.s.	4.94	4.14	6.56	2.94	2.96	8.56	5.81	4.97	16.8	6.51	8.31	6.07	5.65	8.08
	Cr	mg/kg	n.s.	684	632	578	470	714	891	635	821	738	1'660	936	1'220	861	931
	Cu	mg/kg	n.s.	4'320	5'190	6'190	3'840	8'200	6'560	5'770	4'110	6'810	6'770	7'690	11'800	6'460	7'220
	Ni	mg/kg	n.s.	315	262	249	139	365	442	753	418	386	1'030	507	837	501	633
	Pb	mg/kg	n.s.	1'875	1'700	1'990	1'260	1'040	6'530	1'520	1'450	713	1'590	1'120	1'650	1'160	2'480
	Sb	mg/kg	n.s.	n.s.	197	173	82.8	137	324	121	122	159	155	140	125	123	154
	Zn	mg/kg	n.s.	4'000	3'710	4'720	2'770	4'750	4'980	3'790	5'050	5'160	5'340	5'310	6'770	5'160	5'710
Batch elaute test	El. Cond	µS/cm	n.s.	4'263	8'780	8'370	9'120	10'200	9'150	8'850	9'390	9'000	9'220	9'380	8'190	8'830	9'770
	pH (Test 1)	-	n.s.	6.75	6.89	6.71	7.08	7.31	7.06	7.30	7.10	7.08	6.57	6.86	6.82	6.86	6.87
	pH (Test 2)	-	n.s.	12.2	13.0	12.5	12.4	12.4	12.4	12.3	12.4	12.5	12.2	12.5	12.5	12.2	12.5
	Dry substance (in 0.1 l)	mg/l	n.s.	1'955	2'380	2'380	3'060	2'740	3'920	3'860	3'790	3'570	3'790	3'780	3'350	3'410	2'340
	DOC	mg/l	n.s.	25.8	20.0	18.0	25.0	36.0	25.0	28.0	22.0	33.0	17.0	34.0	40.0	28.0	53.0
	Ammonium (NH_4^+)	mg/l	n.s.	1.44	1.22	1.80	1.69	1.41	1.73	0.030	1.69	3.44	1.39	2.42	4.13	1.48	3.32
	Ammonium-N	mg N/l	n.s.	1.12	0.950	1.40	1.31	1.09	1.35	0.020	1.31	2.67	1.08	1.88	3.21	1.15	2.58
	Nitrite (NO_2^-)	mg/l	n.s.	0.074	0.134	0.212	0.016	0.021	0.045	0.031	0.068	0.136	0.019	0.039	0.043	0.022	0.071
	Fluoride (F^-)	mg/l	n.s.	0.250	0.300	0.400	0.400	0.500	2.40	0.800	0.900	0.700	0.800	1.00	0.900	2.00	1.40
	Sulfide (S_2^-)	mg/l	n.s.	0.100	0.200	0.010	0.100	0.010	0.010	1.00	1.00	1.00	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010
	Sulfite (SO_3^{2-})	mg/l	n.s.	1.45	1.00	2.30	1.00	6.00	0.100	2.30	3.00	1.80	2.30	1.10	1.50	1.70	2.10
	Cr(IV)	mg/l	n.s.	0.008	0.020	0.007	0.009	0.018	0.006	0.018	0.027	0.041	0.030	0.028	0.041	0.025	0.078
	Cu (aq)	mg/l	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	1.63	1.56	n.s.	n.s.
	Cu (aq + CO_2)	mg/l	n.s.	0.650	0.511	0.682	0.783	1.51	1.05	0.849	1.01	0.884	0.809	1.37	0.989	0.929	0.520
	Zn (aq + CO_2)	mg/l	n.s.	2.04	2.31	2.54	1.42	2.55	3.96	4.45	3.24	4.03	5.12	5.60	14.9	3.75	5.31
	BOD 5 days	mg O_2/l	n.s.	n.s.	21.0	20.0	32.0	33.0	26.0	36.0	26.0	39.0	15.0	33.0	33.0	15.0	49.0

	Parameter	**Unit**	**May 2014**	**July 2014**	**Dec 2014**	**Jan 2015**	**July 2015**	**Dec 2015**	**Jan 2016**	**June 2016**	**Jan 2017**	**May 2017**	**Sept 2017**	**Jully 2018**	**Oct 2018**	**Dec 2018**
Solid chemical analysis	Dry substance (105°C)	wt.-%	85.7	87.0	71.5	81.7	84.7	82.9	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	LOI (550°C)	wt.-%	97.2	97.5	97.7	96.7	96.4	96.7	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Fe-Metals	wt.-%	4.60	6.15	4.43	4.45	6.30	3.71	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	NF-Metals	wt.-%	2.85	3.22	3.51	3.03	3.30	2.66	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Unburnt material	wt.-%	0.050	0.050	0.060	0.050	0.360	0.150	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	TC	wt.-%	1.61	1.20	1.16	1.41	1.44	1.58	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	TOC	wt.-%	1.13	0.810	0.830	1.06	1.13	0.970	n.s.	0.780	0.500	0.900	0.700	0.600	0.500	0.600
	OC	wt.-%	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	TIC	wt.-%	0.480	0.400	0.300	0.400	0.300	0.600	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	N	wt.-%	0.010	0.010	0.030	0.040	0.130	0.050	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	S	wt.-%	0.680	0.790	1.05	0.900	0.670	1.06	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	P	mg/kg	7'620	8'280	8'330	9'410	8'210	7'680	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	As	mg/kg	18.5	30.6	23.7	32.1	28.0	22.0	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Cd	mg/kg	4.86	26.5	11.5	9.52	5.78	4.23	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Cr	mg/kg	604	882	959	947	1'110	1'120	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Cu	mg/kg	3'480	5'020	8'590	7'260	6'670	4'430	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Ni	mg/kg	382	543	495	589	757	552	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Pb	mg/kg	1'090	1'390	1'300	1'200	1'920	1'310	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Sb	mg/kg	103	135	141	177	188	119	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Zn	mg/kg	4'120	4'610	5'820	4'740	6'090	4'390	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Batch elaute test	El. Cond	µS/cm	9'530	7'430	9'750	7'300	7'630	9'220	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	pH (Test 1)	-	6.95	6.57	6.64	6.86	6.78	6.90	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	pH (Test 2)	-	12.6	12.4	12.5	12.3	12.2	12.4	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Dry substance (in 0.1 l)	mg/l	3'650	2'880	4'180	2'840	2'580	3'580	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	DOC	mg/l	29.0	20.0	38.0	45.0	32.0	56.0	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Ammonium (NH_4^+)	mg/l	1.95	1.71	3.02	4.39	1.62	2.86	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Ammonium-N	mg N/l	1.51	1.33	2.35	3.42	1.26	2.22	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Nitrite (NO_2^-)	mg/l	0.026	0.052	0.038	0.032	0.021	0.011	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Fluoride (F^-)	mg/l	1.00	0.800	0.800	0.800	0.700	0.900	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Sulfide (S_2^-)	mg/l	0.010	0.010	0.010	0.010	0.300	0.010	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Sulfite (SO_3^{2-})	mg/l	1.60	1.60	4.40	3.00	1.40	0.700	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Cr(IV)	mg/l	0.030	0.026	0.033	0.023	0.016	0.026	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Cu (aq)	mg/l	0.880	0.395	2.02	n.s.	1.21	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Cu (aq + CO_2)	mg/l	0.880	0.584	1.60	1.28	0.739	0.866	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Zn (aq + CO_2)	mg/l	5.90	6.20	6.37	3.39	3.39	2.28	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	BOD 5 days	mg O_2/l	29.0	32.0	54.0	44.0	47.0	66.0	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

n.s. = not sampled

4.4 Experimental Design, Materials, and Methods

Sampling campaigns were performed from 2008-2018 generally on a four month interval at all six MSWI plants with identical sampling procedure. During selected months, at least 20 sub-samples of ~12 kg of untreated bottom ash have been sampled on working days over all furnace lines. Samples were collected on the conveyor belt directly after wet or dry discharge and stored in an air-tight container. At the end of the month, this composite sample has been homogenised and split into two representative samples of ~12 kg. One composite-sample was retained, while the other was split in two parts, which were used for (1) solid chemical analysis and (2) batch eluate tests. The preparation of the material for these two purposes was performed differently: (1) the material was dried at 105°C and subsequently crushed to a grain size <1 mm, while metals and unburnt material were manually separated. In an additional step the material was milled to <0.1 mm using a planetary ball mills. (2) The material was sieved at 5 mm in its original condition, while particles >5 mm were crushed and metals and unburnt material were manually separated. Subsequently the crushed bottom ash was mixed with the material portion <5mm.

Analysis of the bottom ash was based on the criteria of the Swiss Waste Ordinance according to certified procedures (Bachema AG, 2017). Only TOC, being the parameter of main interest, was monitored during the entire period from 2008-2018. The other C-constituents, N, S, P, heavy metals (As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb and Zn) and the eluate composition were only measured in the period 2008–2015, OC and EC only from 2011–2013.

For solid chemical analysis test portions of 0.5 g bottom ash <0.1 mm were digested with a mixture of 3 ml hydrochloric acid, 8 ml nitric acid and 3 ml hydrofluoric acid. Free hydrofluoric acid was bound with boric acid and the mixture subsequently heated in three steps to 175°C using a high-pressure microwave system. In this total digest Cr, Cu, Ni, P, Pb and Zn were determined by inductively coupled plasma optical emission spectroscopy (ICP-OES) (ISO 11885, 2007) using a Thermo Fisher Scientific iCap 7400 Duo Full MFC (Dual View). The heavy metals As, Cd and Sb were determined by inductively coupled plasma mass spectroscopy (ICP-MS) (EN ISO 17294-2, 2016) using a Agilent Technologies 7900. Total contents of C, N and S were determined using a EuroEA3000 CHNS-analyser by Hekatech with the software Callidus according to EN 15936, 2012. The composition of C was additionally characterised by TOC and TIC with the same method as used for TC. Further, applying another method based on temperature-dependent combustion of carbon (DIN 19539, 2016) using a Primacs SCN-100 analyser, the differentiation of TOC into degradable organic carbon (TOC400 or OC) and residual oxidisable carbon or elemental carbon (ROC or EC) was achieved. The

TIC900, which is released from 400 to 900°C is the third fraction produced with this method and corresponds to the TIC. Finally, the loss on ignition (LOI) was determined by heating a few grams of bottom ash <0.1 mm for 2 h at 550°C in a muffle furnace.

For the analysis of the eluate behaviour, batch tests have been performed with a liquid to solid (L/S) ratio of 10 during 24 h according to the Swiss Waste Legislation (Federal Office for the Environmen, 2017). To meet the legal requirements, batch test have to be performed in two parts: Test 1 - Mixing of bottom ash <5 mm in its original condition with CO_2-saturated water for the determination of Cu (aq + CO_2) and Zn (aq + CO_2) in order to simulate acid rain conditions. Test 2 - Mixing of bottom ash <5 mm in its original condition with deionised water for the determination of DOC, NH_4^+, NO_2^-, F^-, SO_3^{2-}, S_2^-, Cr(IV) and Cu (aq). Saturation with CO_2 is achieved by continuous injection of ~50 mL CO_2/min through a glass tube into the elution vessel. The analyses of Cr(IV), Cu (aq), Cu (aq + CO_2) and Zn (aq + CO_2) was performed by liquid chromatography (LC) coupled with ICP-MS using a Agilent Technologies 7900 (EN ISO 17294-2, 2016). DOC was determined by thermal oxidation using a Shimadzu 5000 (EN 1484, 1997), NH_4^+ and NO_2^- photometric with an Aquakem 250 (DIN 38406-5, 1983). Sulphite and sulphide were measured by polarography using a Metrohm 884 Professional VA according to Methrom Appl. 99/1 and F^- with an ion-sensitive electrode in water samples and digestions (DIN 38405-1, 1985; ISO 10304-1, 2007). Finally, the biochemical oxygen demand (BOD) of five days has been measured respirometric using an Oxitop-system.

The physical parameters pH and electrical conductivity were measured with a pH electrode (Aquatrode plus, Metrohm 6.0257.600) and a 5-ring conductivity measuring cell with cell constant c = 1.0 cm^{-1} (Metrohm 6.0915.130), both with integrated Pt1000 temperature sensor.

4.5 Acknowledgments

We thank the MSWI plants of the Canton of Zürich who agreed to provide the data presented in this article.

4.6 References

Bachema AG, 2017. Dienstleistungsverzeichnis 17/19.

DIN 19539, 2016. Untersuchung von Feststoffen – Temperaturabhängige Differenzierung des Gesamtkohlenstoffs (TOC400, ROC, TIC900), Deutsches Institut für Normung.

DIN 38405-1,1985. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Anionen (Gruppe D); Bestimmung der Chlorid-Ionen (D 1), Deutsches Institut für Normung.

DIN 38406-5, 1983. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Kationen (Gruppe E); Bestimmung des Ammonium-Stickstoffs (E 5), Deutsches Institut für Normung.

EN 1484, 1997. Water analysis - Guidelines for the determination of total organic carbon (TOC) and dissolved organic carbon (DOC), European Committee for Standardization.

EN 15936, 2012. Sludge, treated biowaste, soil and waste - Determination of total organic carbon (TOC) by dry combustion, European Committee for Standardization.

EN ISO 17294-2, 2016. Water quality - Application of inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS) - Part 2: Determination of selected elements including uranium isotopes, European Committee for Standardization.

FEON, Federal Office for the Environment, 2017. Messmethoden im Abfall- und Altlastenbereich: Umwelt-Vollzug Nr. 1715.

Glauser, A., L.S. Morf, G. Weibel, and U. Eggenberger, 2020. Ten-years monitoring of MSWI bottom ashes with focus on TOC development and leaching behaviour, Waste Management.

ISO 10304-1, 2007. Water quality - Determination of dissolved anions by liquid chromatography of ions - Part 1: Determination of bromide, chloride, fluoride, nitrate, nitrite, phosphate and sulfate, International Organization for Standardization.

ISO 11885, 2007. Water quality - Determination of selected elements by inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP-OES), International Organization for Standardization.

Swiss Confederation, 2016. Ordinance on the Avoidance and the Disposal of Waste. 1-46.

5 EFFECTS OF ENHANCED METAL RECOVERY ON THE RECYCLING POTENTIAL OF RESIDUAL MSWI BOTTOM ASH FRACTIONS IN VARIOUS LEGAL FRAMEWORKS

Andreas Glauser [a]

Gisela Weibel [a]

Urs Eggenberger [a]

[a]Institut für Geologie, Universität Bern, Switzerland

Modified version of the manuscript under review

ABSTRACT

Recycling of MSWI bottom ash is established to a different extent in European countries. In Switzerland, metals are recovered while bottom ash is deposited on specific landfills. In recent years however, complex bottom ash treatment processes for enhanced metal recovery have been implemented, producing several residual bottom ash fractions with various qualities. In this study, residual bottom ash fractions of two processes with enhanced metal recovery in Switzerland are characterised in detail. Thereby, the factors influencing the composition of these fractions are identified and their recycling potential in Switzerland is investigated. However, high legislative requirements on total contents of heavy metals represent a high barrier for bottom ash recycling in Switzerland. Therefore, the recycling potential is further evaluated based on the waste legislation applied in the Netherlands, where recycling of bottom ash has a long tradition. There, threshold values for bottom ash recycling are based on eluate concentrations and not on total contents as in Switzerland. However, Swiss Waste Legislation also knows threshold values based on eluate concentrations for certain waste materials. The eluate tests applied in these two countries, however, are different. The comparison of both eluate tests reveals that the setup and conditions, especially the considered pH range, significantly influence the leaching of heavy metals. With emphasis on problematic pollutants, the possibilities for new applications of these fractions are evaluated based on Swiss and Dutch legal threshold values. The comparison within the legal frameworks of these two countries allows recognising opportunities and risks related to bottom ash recycling.

5.1 Introduction

Circular economy offers an opportunity towards more sustainability as natural resources on earth are limited and the worldwide demand is rising. Waste management represents an important aspect thereof, where Switzerland is playing a leading role. Separate collection and recycling of municipal solid waste (MSW) has a long tradition and ~50 % of total MSW are recycled (FOEN, 2019). The strict regulations in Switzerland based on the Environmental Protection Law (Swiss Confederation, 1983) resulted in the prohibition to landfill unburnt MSW since the year 2000. Thus, at present 4.2 Mio. tons of MSW are thermally treated in 30 MSW incineration (MSWI) plants (FOEN, 2019). The benefit of thermal treatment are mass and volume reduction, destruction of organic compounds and energy recovery. However, 20 wt.-% (800'000 t/y) remain as bottom ash, enriched in ferrous (~9 wt.-%) and non-ferrous metals (~3.5 wt.-%) (Bunge, 2014).

With this composition bottom ash is predestined for metal recovery, which is demanded by the Swiss Waste Ordinance (Swiss Confederation, 2016). Recovering metals from bottom ash is both economically and ecologically beneficial (Allegrini et al., 2014; Allegrini et al., 2015; Bunge, 2015; Haupt et al., 2018; Mehr et al., 2020). However, after metal recovery the residual bottom ash is removed from the material cycle and deposited on specific landfills (Type D). There, only threshold values for elemental non-ferrous metal content in the grainsize spectrum 2-16 mm (<1 wt.-%) and total organic carbon content (<2 wt.-%) have to be met. In contrast, on landfills of a lower category, additional threshold values for total contents or eluate concentrations based on batch eluate tests according to Swiss Waste Legislation would apply (FOEN, 2017). The same applies for the recycling of suitable waste fractions as secondary raw material for the production of cement clinker. Due to the elevated heavy metal contents of bottom ash, these options are very limited. An opportunity to do so however, lies in the variety of new enhanced metal recovery processes, which have been implemented in Swiss MSWI plants and on landfills in recent years. The influence of these processes on the residual bottom ash has not been studied in detail although they potentially improve the quality of sub-fractions. However, the pressure to recycle residual bottom ash is low in Switzerland as primary mineral raw materials are highly abundant. Switzerland is rich in gravel deposits and additionally vast amounts of unpolluted excavation materials arise, for example from tunnel construction.

In contrast, other European countries pursue a strategy of partial or full recycling of bottom ash in the construction sector (Blasenbauer et al., 2020). Especially the Netherlands have a long tradition and a leading role in bottom ash recycling, as primary mineral raw materials lack. Therefore, bottom ash is an important source of alternative raw materials and based on the Green Deal, by 2020 all bottom ash has to be recycled as

secondary raw material (Government of the Netherlands, 2012). Suitable fractions are used as unbound, granular construction material, the remaining shares in shaped materials like concrete. For both applications, bottom ash has to comply with threshold values based on eluate concentrations in order to assess the release potential of pollutants into the environment (Soil Quality Decree, 2013). For unbound, granular construction materials the leaching of pollutants is determined with threshold values based on column tests according to NEN 7383 (2004). This Dutch norm is the base for the standardised European column test (CEN/TS 14405, 2017) and the two tests are comparable. Threshold values for shaped materials are determined on the products by diffusion tests according to NEN 7375 (2004).

The aim of this study is to investigate how new enhanced metal recovery processes applied in Switzerland influence the composition of residual bottom ash fractions. For this, all fractions arising in two Swiss MSWI plants after metal recovery have been characterised and the factors influencing their composition have been identified. Focussing on constituents relevant for Swiss Waste Legislation allows recognising fractions bearing a potential for other applications. To assess the suitability of these fractions in more detail, the leaching behaviour of selected, environmentally relevant constituents is determined based on column tests along Dutch Waste Legislation. The additional determination of these constituents with batch tests, legally applied in Switzerland, allows comparing the release potential of these two tests. The sum of all these investigations creates a detailed overview of the possibilities and limitations emerging for Swiss bottom ash fractions remaining after enhance metal recovery. The gained insight on two different legal frameworks helps to find potential improvements to the existing national regulations.

5.2 Materials and methods

5.2.1 Bottom ash treatment processes

In most MSWI plants in Switzerland, bottom ash is wet discharged with subsequent conventional metal recovery. Individual plants however use enhanced metal recovery processes such as the wet-based recovery of metals in fine fractions or electrodynamic fragmentation for the liberation of metals.

The conventional metal recovery process generally requires maturing of the wet discharged raw bottom ash (weeks - months), which is then crushed and sieved into sub-fractions (Figure 5-1). Using magnetic and eddy current separation as well as sensor sorting, metals are recovered from these fractions, which are subsequently reunited at the end of the process to one fraction, conventional residual bottom ash (cBA).

Figure 5-1: *Schematic diagram of bottom ash treatment processes with conventional and enhanced metal recovery including recovered metals and residual bottom ash fractions (rBA, eBA, cBA).*

In contrast, plants operating with enhanced metal recovery usually do not require maturing but treat the raw bottom ash immediately after discharge, producing at least two separate, residual bottom ash fractions: (1) finer fractions, which are removed at the beginning of the process by washing and/or sieving, where no metals are recovered (rBA) and (2) coarser fractions, undergoing enhanced treatment, in order to optimise the amount and quality of metals (eBA). The metals in these fractions are then recovered with the same methods as applied in the conventional process.

5.2.2 Origin of the bottom ash fractions

The MSWI Plant 1 performs conventional metal recovery (Process A) from bottom ash up to a grainsize of 80 mm (Fraction A). Metal pieces >80 mm are manually separated and the remaining bottom ash >80 mm is burnt a second time (Figure 5-2). From 2016-2017 enhanced metal recovery based on Process B was tested in Plant 1, where the bottom ash fraction <0.033 mm (B-rBA) is initially removed by wet sieving, while wet-based metal recovery is applied to the fraction 0.033-2 mm with a separate module. The remaining bottom ash fraction 2-80 mm undergoes conventional metal recovery along Process A and is subsequently reunited with the fraction 0.033-2 mm to the enhanced treated residual bottom ash fraction 0.033-80 mm (B-eBA). Plant 1 was able to switch between metal recovery Process A and B at any time, producing a total of ~21'000 t/y of residual bottom ash.

In Plant 2, the enhanced metal recovery Process C is implemented, where the bottom ash fraction <2 mm is removed initially in two steps by dry (C-rBA1) and wet sieving (C-rBA2), without further metal recovery. The bottom ash fraction >40 mm (C-cBA) is removed initially as well and metals are separated conventionally. This fraction is not considered in the presented study. The enhanced treatment is therefore applied to the fraction 2-40 mm, where metals are liberated with electrodynamic fragmentation and subsequently recovered in two fractions (C-eBA1 and C-eBA2). Plant 2 produces a total of ~16'000 t/y of residual bottom ash.

Plant	Metal recovery process	Treated residual bottom ash						Removed fine fractions (rBA)			Total BA (t dry/year)
		Conventional (cBA)			Enhanced (eBA)						
		Fraction	Grain size	wt.-%	Fraction	Grain size	wt.-%	Fraction	Grain size	wt.-%	
1	Conventional	A	0-80 mm	100							21'800
	Enhanced				B-eBA	0.033-80 mm	94.7	B-rBA	<0.033 mm	5.3	
2		C-cBA	>40 mm	11	C-eBA1	2-10 mm	23.8	C-rBA1	<2 mm dry	24	15'900
					C-eBA2	10-40 mm	9.4	C-rBA2	<2 mm wet	31.8	

Figure 5-2: *Overview of the metal recovery process, grainsize and amount of residual bottom ash fractions produced in the investigated MSWI Plants 1 & 2 with Process A, B and C. The fraction C-cBA of Process C in Plant 2 is not considered in this study.*

5.2.3 Sampling and sample preparation

In 2017, a total of ~1 ton of bottom ash has been sampled during three campaigns in Plants 1 and 2, where for two days 5-6 increments of ±20 kg of every residual bottom ash fraction have been sampled after metal recovery (Figure 5-2). The increments were subsequently homogenised. Fractions >5 mm were crushed and sieved to a grainsize <5 mm, while metals and unburnt material >5 mm were manually separated. No additional grain size reduction was conducted for the finer fractions. Finally, all bottom ash fractions were split into representative samples for further analysis. One part of the material was used in this condition for eluate experiments. For chemical analysis another part was dried at 105°C, crushed and milled to a grainsize <0.25 mm, while metals and unburnt material were manually separated.

5.2.4 Chemical analysis

5.2.4.1 Chemical composition

Chemical composition was determined by wavelength dispersive X-ray fluorescence analysis (WD-XRF) using a PANalytical Omnian spectrometer with matrix adjusted calibration. All XRF measurements were performed on pressed powder pellets (40 mm diameter) using 6.44 g material <0.25 mm and 1.44 g Hoechstwax as binder. For quality control, two pellets of every fraction have been measured.

Total organic carbon (TOC) was determined using a CHNS-analyser, while the loss of ignition (LOI) was determined at 1050°C during 1.5 h to account for additional water of crystallisation and CO_2 from carbonates. As TOC is accounted for separately, it is subtracted from LOI, which is thus shown in the results as “LOI (without TOC)”.

5.2.4.2 Leaching behaviour

Eluate experiments have been performed on bottom ash fractions <5 mm or in their original condition if finer. Batch eluate tests have been performed according to Swiss Waste Legislation (FOEN, 2017) during 24 h with a liquid to solid (L/S) ratio of 10. Further, Swiss Waste Legislation demands CO_2-saturated water for the elution of cationic heavy metals, simulating a stage of advanced weathering due to acid rain conditions. For this reason, batch tests have to be performed in two parts: Test 1 - Mixing of bottom ash with CO_2-saturated water (injection of ~50 mL CO_2/min) for the determination of heavy metals. Test 2 - Mixing of bottom ash with deionised water for the determination of all other constituents. Column tests have been performed according to European standard CEN/TS 14405 (CEN/TS 14405, 2017), where bottom ash is packed 30 ±5 cm high into a glass column and the eluate is sampled at specified L/S

ratios (0.1, 0.2, 0.5, 1, 2, 5, 10). As eluent, deionised water under up-flow-percolation with a flowrate of 12 ml/h is used.

The eluates were analysed for Cu, Pb, Zn by inductively coupled plasma optical emission spectroscopy (iCAP 7000 SERIES), calibrated with certified standard solutions (ICP Multi-element Standard Merck IV, Sigma-Aldrich 6 and RotiStar). Ion chromatography (IC) was used to analyse Cl^-, using a Metrohm 850 Professional IC system. Additionally, DOC was determined by non-dispersive infrared spectroscopy (NDIR) using a multi N/C 2100 S analyser.

5.2.5 Deviation-factor

Enhanced metal recovery leads to fractionation trends among the resulting fractions of a process. To study these fractionation trends with emphasis on trace elements, all fractions of a process are normalised to the overall bottom ash composition. The resulting deviation-factor Δ_f is based on equation (5-1):

$$\Delta_f = \frac{c_{fraction}}{c_{overall}} \tag{5-1}$$

Δ_f = deviation-factor (-)

$c_{fraction}$ = concentration of an element in fractions from an enhanced bottom ash treatment process (mg/kg or mg/l)

$c_{overall}$ = concentration of an element in the overall bottom ash from an enhanced bottom ash treatment process (mg/kg or mg/l)

Thus, $\Delta_f > 1$ indicates enrichment and $\Delta_f < 1$ depletion of a trace elements in a bottom ash fraction. Deviation-factors Δ_f are applied to total contents (mg/kg) as well as eluate concentrations (mg/l).

5.3 Results and Discussion

5.3.1 Characterisation of residual bottom ash

The major oxide composition of the overall bottom ash from Process A - C show significant differences (Figure 5-3a). In Process A and B especially the content of SiO_2, CaO, SO_3, Fe_2O_3 and Na_2O differ. As the bottom ash of these two processes derives from Plant 1 the differences are induced by the treatment steps involved in these processes.

Figure 5-3: *Concentration of major oxides and trace elements of a & b) overall bottom ash from Plant 1 and 2 with Process A, B and C and fractionation of bottom ash from Process B and C into c & d) removed fine fractions (B-rBA, C-rBA1 & C-rBA2) and e & f) enhanced treated residual bottom ash fractions (B-eBA, C-eBA1 & C-eBA2).*

Extensive wet based treatment in Process B, leads to partial dissolution of carbonates and sulphates, while Fe_2O_3 is partially removed by the enhanced metal separation. With respect to Process A, these major oxides are thus depleted, while SiO_2 and Na_2O are enriched. Based on a different waste input, the overall bottom ash from Process C in Plant 2, stands out with high contents of CaO and LOI. This indicates a waste input more abundant in carbonates, possibly due to high quantities of waste from construction materials. Regardless of these differences, in all processes ~90 wt.-% of the overall bottom ash consist of the major oxides SiO_2, CaO, Fe_2O_3, Al_2O_3, SO_3 and Na_2O. The remaining shares consist to ~⅔ of the major oxides MgO, TiO_2, K_2O, P_2O_5 and MnO and to ~⅓ of trace elements including TOC.

Concerning trace elements, the influence of enhanced metal recovery (Process B and C) is demonstrated by the concentrations of Cu, Zn, Cr and Pb in the overall bottom ash, which are 20-50 % lower than in conventionally treated residual bottom ash (Process A) (Figure 5-3b). The same effect is observed for TOC, due to the removal of unburnt components by floating in the course of treatment with process water. The remaining shares are composed of Cl (20-30 wt.-%), alkaline earth metals (10-15 wt.-%) and remaining heavy metals (5-8 wt.-%). Of the latter As, Cd, Co, Ni, Sb, Sn are relevant for Swiss Waste Legislation.

5.3.1.1 Fractionation trends

When individual bottom ash fractions after metal recovery are considered the distribution pattern of major oxides changes. In the conventional metal recovery Process A the residual bottom ash arises in a single Fraction A, where the two major components SiO_2 and CaO account for ~30 wt.-% (Figure 5-3a). In contrast, treating the same input material with the enhanced metal recovery Process B leads to a fractionation of these constituents. The removed fine fraction (B-rBA) is enriched in CaO and depleted in SiO_2, while for the enhanced treated fraction (B-eBA) the inverse pattern applies (Figure 5-3c). In fact, for many major oxides such fractionation trends are observed, showing similarities between Process B and C (Figure 5-3c-f): removed fine fractions (rBA) are enriched CaO and SO_3, enhanced treated fractions (eBA) in SiO_2, Fe_2O_3, Al_2O_3 and Na_2O. Strong negative correlations (R^2 ≥0.8) emphasise these observations, indicating that grainsize is the driving factor for fractionation. The chemical composition of removed fine fractions is strongly related to fly ash, with a high abundance of carbonates and sulphates (Wan et al., 2006; Weibel et al., 2017). In contrast, the chemical composition of enhanced treated bottom ash fractions is related to transit minerals like quartz, feldspar and pyroxene, abundant in coarse particles.

While major oxides shape the general physical and chemical composition of bottom ash fractions, trace elements are relevant concerning environmental and economical

properties. Based on the deviation-factor (Δ_f) according to equation (1) all fractions of a process are normalised to the overall bottom ash composition. By this, factors influencing the enrichment or depletion of trace elements in bottom ash fractions are highlighted (Figure 5-4a & b). The following factors are crucial: (1) grainsize, (2) melting point of elements and (3) washing during bottom ash treatment. For the distribution of TOC, grainsize is the only controlling factor, resulting in Δ_f >1 for fine fractions (rBA) and Δ_f <1 for coarse fractions (eBA). For heavy metals, the two factors grainsize and melting point control the fractionation. Heavy metals with a low melting point (300-600°C) are generally enriched in the fine fractions (rBA) due to their volatile character. These heavy metals tend to be vaporised during combustion and subsequently accumulate on fine particles, especially in the fly ashes (Morf et al., 2000). Pb, Sb, Cd and Zn clearly follow this tendency with a strong enrichment of Δ_f >2.5 in the fine fraction of Process B (B-rBA). Also in Process C, these elements are enriched in the fine fractions (C-rBA1 & 2). Additionally Pb, Sb and Zn correlate with SO_3 (R^2 ≥0.95), possibly due to incorporation of these elements in sulphates such as ettringites abundant in fine fractions (Gougar et al., 1996; Chrysochoou and Dermatas, 2006; Cornelis et al., 2006). The volatile heavy metals Sn and As however, are only partially enriched in the fine fractions.

Figure 5-4: *Chemical composition of residual bottom ash fractions from enhanced metal recovery Process B and C normalized to the overall bottom ash composition of the respective process. The resulting deviation-factor Δ_f indicates enrichment (>1) or depletion (<1) with respect to the overall bottom ash composition (--- =1).*

In contrast, the lithophilic heavy metals V, Ni, Cr, and Co with melting temperatures >1400°C tend to remain in the bottom ash and are therefore enriched in the coarse, enhanced treated fractions (eBA). With a melting point of 1083°C, Cu lies in the range of the average combustion temperature of the studied MSWI plants (~850°C in the burning bed and ~1050°C in the gas phase). Thus, the abundance of Cu is similar in all fractions with Δ_f ~1 and does not show a clear dependence on grainsize. Finally, the distribution of Cl is generally controlled by grainsize, showing increasing Δ_f with decreasing grainsize. However, washing of a fraction during bottom ash treatment, strongly influences Δ_f of Cl, as it is readily soluble: the washed fine fraction C-rBA2 shows 50% lower Cl concentrations (8'000 mg/kg) than the dry removed fraction C-rBA1 (17'000 mg/kg) (Figure 5-4b).

5.3.2 Eluate behaviour

The chemical composition provides information on total contents of an element or species contained in each bottom ash fraction. Information on their availability to the environment however is acquired with eluate tests of different setup and operating conditions. How the eluate tests applied in Swiss and Dutch Waste Legislation influence leaching and mobility of species is studied on Cl, DOC, Cu, Zn and Pb. These species have been selected because of their importance in waste legislation and because they represent groups with a characteristic eluate behaviour: soluble main components (Cl), organic constituents (DOC) and heavy metals with differing eluate behaviour (Cu, Zn and Pb).

5.3.2.1 Influence of eluate tests on the leaching behaviour

The pH of column tests and batch tests with deionised H_2O both lie in the range of 10.8 – 12.5, while for CO_2-sautrated batch tests pH is 5.6 – 6.1, indicating the importance of the applied conditions. For Cl and DOC the legally relevant eluate tests in both countries are performed with deionised H_2O featuring the same alkaline pH range and strongly correlating results (R^2 ≥0.95). The average concentrations are ~300 mg/l Cl and ~40 mg/l DOC, with deviations of ~10 % between the two tests (Figure 5-5a & b). In contrast, heavy metal leaching is determined under CO_2-sautrated conditions (Test 1) in Switzerland and thus not comparable with results from column tests relevant in the Netherlands. To study the influence of the test setup on heavy metal leaching nevertheless, concentrations from the batch test with deionised H_2O (Test 2) are considered. For these similar conditions the average concentrations of Cu and Zn in the batch test (0.45 mg/l Cu and 0.20 mg/l Zn) are ±30 % with respect to the column test (Figure 5-5c & d). Thus, especially for Cu the results of the two tests strongly correlate (R^2 =0.95), while for Zn correlation is not pronounced (R^2 =0.65). For Pb compliance of the results is less distinct, with average concentrations in the batch test with deionised H_2O

(0.55 mg/l Pb) that are 2.5 times higher than in the column test (Figure 5-5e). Consequently, correlation between the results of the two tests is low (R^2 =0.55). Thus, while compliance between column and batch tests for Cl, DOC and Cu is given, the results of Zn and Pb deviate. Possibly this is due to slight differences in pH as observed in other studies (Lopez Meza et al., 2008; Di Gianfilippo et al., 2016).

To study the effect of CO_2-saturated conditions on heavy metal leaching, the concentrations from both parts of the Swiss batch test (Test 1 and 2) are compared. Especially Zn is strongly influenced with an average concentration of 3 mg/l, which is 15 times higher than in the batch test with deionised H_2O (Figure 5-5d). This highlights the pH sensitivity of Zn, which is sorbed to reactive surfaces of hydrous ferric oxides (HFO) above pH 7.5 (Dzombak and Morel, 1990). At the present CO_2-saturated conditions with pH 6, Zn is mobilized as Zn^{2+}-ions, leading to the observed elevated concentrations. In fact, this mechanism of immobilisation under alkaline conditions and mobilisation under acidic conditions is characteristic for most heavy metals. However, often there are other factors involved. The average concentrations of Cu under CO_2-saturated conditions are only 25 % higher than under the alkaline conditions, present in batch tests with deionised H_2O (Figure 5-5c). This is because at pH 6 Cu is still mostly sorbed to HFO, while under alkaline conditions Cu-leaching is enhanced by complexation of Cu with organic ligands such as DOC (Johnson et al., 1996; van Zomeren and Comans, 2004; Dijkstra et al., 2006; Glauser et al., 2020). In fact, Cu concentrations in fractions with high DOC concentrations are even higher under alkaline than under CO_2-saturated conditions. This is highlighted by a strong correlation of Cu and DOC (R^2 = 0.9). Similarly, average concentrations of Pb are higher under alkaline conditions, where Pb is mobilised as $Pb(OH)_3^-$, while leaching of Pb^{2+} only starts below pH 5 (Holleman and Wiberg, 2007) (Figure 5-5e). Additionally, complexation with inorganic ligands such as Cl further contributes to the mobilisation of Pb under alkaline conditions (Byrne and Miller, 1984; Powell et al., 2007; Powell et al., 2009). This is supported by the correlation of Pb and Cl (R^2 = 0.75). In sum, these findings demonstrate the importance of pH for the mobility of the studied heavy metals. However, additional factors influence the behaviour of each heavy metal and are responsible for the differences in mobility between the two batch tests.

Figure 5-5: *Comparison of results on selected species from column tests according to CEN/TS 14405 (cumulated concentrations up to L/S 10) and batch tests (24 h, L/S 10) with deionised and CO_2-saturated water according to Swiss Waste Legislation. a) Cl-, b) DOC and c) Cu, d) Zn, e) Pb.*

5.3.2.2 *Influence of bottom ash treatment on the eluate behaviour*

Apart from the applied eluate test, the bottom ash treatment influences the leaching behaviour of each fraction, which is highlighted by the deviation-factor Δ_f according to equation (1). As observed for total contents, grainsize proves to be an important factor once more. Especially under alkaline conditions, coarse fractions (eBA) are clearly depleted in Cl, DOC and heavy metals with Δ_f predominantly <0.5 (Figure 5-6a & b). In terms of absolute concentration, the fractions C-eBA1 and C-eBA2 from Process C in Plant 2 stand out with the lowest concentrations (Figure 5-5). There, another factor favours depletion: the intense washing with clean process water (conductivity ~4 mS/cm) for the electrodynamic fragmentation. The importance of these factors becomes apparent, when the enhanced treated fraction B-eBA from Process B in Plant 1 is considered: with a wide grainsize range (0.33-80 mm) and process water circulated in a closed loop, concentrations tend to be higher with respect to fractions C-eBA1 and C-eBA2 (Figure 5-5).

Figure 5-6: *Eluate concentrations of residual bottom ash fractions from enhanced metal recovery Process B and C normalized to the overall bottom ash composition of the respective process. The resulting deviation-factor indicates enrichment (>1) or depletion (<1) with respect to the overall bottom ash composition (--- =1).*

In contrast, removed fine fractions (rBA) are enriched in these studied constituents with Δ_f predominantly >2 (Figure 5-6 a & b). The factors grainsize and process water define the eluate behaviour also within these fine fractions: Fraction B-rBA with the smallest grain size and washed with circulated process water, generally shows the highest concentrations and Δ_f of up to 8 (Figure 5-5, Figure 5-6a). In contrast, the cleaner process water in Process C results in 50 % lower Cl concentrations in the washed fraction C-rBA2 with respect to the fraction C-rBA1, removed without washing (Figure 5-6b).

Concerning heavy metals under CO_2-saturated conditions, eluate trends are less distinct with Δ_f predominantly between 0.5 and 1.5 (Figure 5-5, Figure 5-6a & b). Especially for the pH sensitive heavy metals Cu and Zn the pattern changes for some fractions. There, removed fine fractions (rBA) are depleted (Δ_f <1) and enhanced treated fractions (eBA) are enriched (Δ_f >1). Due to high CaO contents, the fine fractions feature an increased buffer capacity, which results higher pH values. Thus, sorption of Cu and Zn to HFO is stronger in these fractions, resulting in lower concentrations and Δ_f <1. While the importance of pH has been acknowledged already, the buffer capacity is another factor relevant for the eluate behaviour of heavy metals.

5.3.3 Results in relation to waste legislation

5.3.3.1 Swiss Waste Legislation

For the deposition of bottom ash on Landfill Type D, Swiss Waste Legislation only demands threshold values for TOC and particulate nonferrous metal content (Swiss Confederation, 2016). In fact, this is for a good reason as shown in Table 5-1.

Table 5-1: *Classification of residual bottom ash fractions according to threshold values of the Swiss Waste Legislation. Only parameters relevant for bottom ash are considered. Results from XRF-measurements, all values in mg/kg. Green = compliance with threshold values applying to waste materials suitable for use as raw material for cement clinker production. Yellow = compliance with threshold values of Landfill Type B. Red = compliance with threshold values of Landfill Type D. Violet = threshold values of Landfill Type D exceeded.*

	Swiss threshold values			Bottom ash fractions - Results from XRD-measurements								
Parameter	Raw material for cement clinker	Landfill Type B	Landfill Type D	A-cBA	B-rBA	B-eBA	B	C-rBA1	C-rBA2	C-eBA1	C-eBA2	C
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
As	30	30	50	20	21	30	30	10	7	19	11	11
Cd	5	10	10	0	4	1	2	10	3	3	2	5
Co	250	-	-	212	72	211	204	141	114	144	160	140
Cr	500	500	1'000	1'661	736	1'448	1'411	764	736	1'076	978	929
Cu	500	500	5'000	5'886	2'861	2'989	2'982	3'120	2'880	2'753	2'019	2'859
Ni	500	500	1'000	497	172	316	309	243	227	210	237	247
Pb	500	500	2'000	1'430	3'050	819	937	1'111	1'063	916	687	952
Sb	30	30	50	300	558	174	194	177	191	96	77	147
Sn	100	-	-	313	369	316	318	396	238	183	134	254
Zn	2'000	1'000	5'000	4'738	9'086	3'174	3'487	4'747	4'443	2'574	2'293	3'711
TOC	50'000	20'000	20'000	10'414	26'021	4'862	5'983	10'794	14'184	3'688	1'822	8'524

If other threshold values usually valid for materials deposited on Landfill Type D would apply, no fraction would meet these requirements. Mainly this is due to the elevated Sb contents surpassing the Type D threshold value by 1.5-3 times in enhanced treated fractions and by up to 11 times in removed fine fractions. Additionally, other heavy metals surpass Type D threshold values in individual fractions. Consequently, deposition on landfills with lower requirements (Type B) or even recycling of bottom ash fractions as raw material for cement clinker is not possible without applying further treatment steps.

5.3.3.2 Dutch Waste Legislation

The categorisation along Dutch Waste Legislation is only performed for the selected species discussed in Chapter 5.3.2.1. Based on the enrichment observed in Figure 5-6 the fine fractions (rBA) surpass the threshold values for Cu, Pb and Cl (Table 5-2). As has been demonstrated, the main factors responsible for this are grainsize and treatment with contaminated process water. When these factors are considered, opportunities for recycling exist, as is demonstrated with the coarse, enhanced treated fractions (eBA). Fraction C-eBA2 complies with the considered threshold values for unbound construction material and thus qualifies as secondary raw material along Dutch Waste Legislation without further treatment. Fractions C-eBA1 moderately surpasses the threshold values for Cl and Cu, while fraction C-eBA2 clearly surpasses the threshold value for Cl due to the treatment with contaminated process water. However, with adjustments to the treatment, compliance with threshold values in these fractions would be realistic.

Table 5-2: *Classification of residual bottom ash fractions according to Dutch threshold values based on column tests according to CEN/TS 14405. Only selected species discussed in Chapter 5.3.2.1 are considered. All values in mg/kg. Green = compliance with threshold values for granular material. Recycling as granular material without restrictions. Red = threshold values for granular material exceeded, thus recycling as raw material for shaped products.*

	Dutch thres-hold values	Bottom ash fractions - Results from column tests (CEN/TS 14405)							
Parameter	Granular material	A-cBA	B	B-eBA	C-rBA1	C-rBA2	C-eBA1	C-eBA2	C
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Cu	0.9	0.71	1.42	0.76	12.52	23.99	1.19	0.71	11.04
Pb	2.3	1.83	6.63	1.53	2.46	2.92	<0.42	0.53	1.77
Zn	4.5	1.21	2.52	1.15	2.16	2.38	<0.20	<0.15	1.46
Cl^-	616	2’448	3’129	2’723	8’888	4’073	795	572	3’942

5.4 Conclusion

The enhanced metal recovery processes implemented in the Swiss MSWI Plants 1 and 2 substantially change the composition of residual bottom ash. Fractionation in different grainsize categories leads to trends of distinct enrichment and depletion of selected elements. Thereby, volatile heavy metals tend to be enriched in removed fine fractions, while lithophilic heavy metals are stronger represented in the coarser fractions. Further, treatment with process water fosters the mobilisation of easily soluble constituents (e.g. Cl) and associated heavy metals, in particular Cu and Pb by complexation under alkaline conditions. In contrast, the mobilisation of Zn is fostered by CO_2-saturated conditions resulting in slightly acidic conditions. The comparison of different eluate tests highlights the importance of the conditions prevailing in a studied system. Thus, when establishing threshold values based on eluate concentrations a strong emphasis on the geochemical range covered by the applied eluate test is imperative.

In Switzerland, this is considered by the legal batch eluate test performed for different pH ranges, developed to assess materials for final deposition on special landfills. For the majority of waste materials however, threshold values in Switzerland are based on total contents and thus independent of geochemical conditions. By this, an explicit framework is granted. However, it implies high barriers for the recycling of bottom ash fractions even with depleted heavy metal concentrations. Due to the non-existent scope concerning the environmental availability of these potential pollutants, bottom ash fractions fail to comply with Swiss threshold values and thus do not qualify for recycling.

In contrast, Dutch threshold values for bottom ash derive from column tests performed with deionised H_2O, resulting in alkaline conditions. The considered geochemical range is thus limited and changing conditions over time are not covered. However, for the recycling of fresh bottom ash, these conditions are representative and allow evaluating the studied fractions based on these alternative legal requirements. Effectively, for selected species, bottom ash fractions after enhanced metal recovery prove suitable for recycling along Dutch Waste Legislation.

Thus, the possibility to recycle bottom ash fractions as secondary raw material primarily depends on the approach on which threshold values are based. In order to recycle these fractions in Switzerland further treatment would be necessary, especially to lower total contents of heavy metals. However, with the strict threshold values valid today, this will prove challenging. In fact, if bottom ash fractions in Switzerland are to be recycled, an approach from two directions should be considered: (1) development of mechanical and (bio)chemical treatments to reduce heavy metal concentrations and (2) adaptations of the waste legislation towards more favourable conditions for the recycling of treated bottom

ash fractions. For the latter a political discourse should be initiated to define the extent of circular economy aspired in the future.

5.5 Acknowledgements

We thank the MSWI plant operators for providing sample material and information about their metal recovery process. Analytical support by Priska Bähler, Christopher Pichler and Anna Zappatini (University of Bern) is highly acknowledged. Finally, we thank Kaarina Schenk for the valuable inputs enhancing the quality of this manuscript.

5.6 References

Allegrini, E., Maresca, A., Olsson, M.E., Holtze, M.S., Boldrin, A., Astrup, T.F., 2014. Quantification of the resource recovery potential of municipal solid waste incineration bottom ashes. Waste Management 34, 1627-1636.

Allegrini, E., Vadenbo, C., Boldrin, A., Astrup, T.F., 2015. Life cycle assessment of resource recovery from municipal solid waste incineration bottom ash. Journal of Environmental Management 151, 132-143.

Blasenbauer, D., Huber, F., Lederer, J., Quina, M.J., Blanc-Biscarat, D., Bogush, A., Bontempi, E., Blondeau, J., Chimenos, J.M., Dahlbo, H., Johan, F., Jessica, G.-P., Ole, H., Jiri, H., Jackie, K., Maria, L.-T., Catherine, J.O.C., Kaja, O., Tadeusz, P., Franz-Georg, S., Lenka, S., Michal, Š., Roy, U., Kati, V., Jo, V.C., Andre, v.Z., Saulius, V., Krisztina, W., Johann, F., 2020. Legal situation and current practice of waste incineration bottom ash utilisation in Europe. Waste Management 102, 868-883.

Bunge, R., 2014. Wieviel Metall steckt im Abfall?, in: Thomé-Kozmiensky, K.J. (Ed.), Mineralische Nebenprodukte und Abfälle. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, 91-130.

Bunge, R., 2015. Recovery of metals from waste incinerator bottom ash. Institut für Umwelt- und Verfahrenstechnik UMTEC, Hochschule für Technik Rapperswil & Verband der Betreiber Schweizerischer Abfallverwertungsanlagen (VBSA).

Byrne, R.H., Miller, W.L., 1984. Medium composition dependence of lead (II) complexation by chloride ion. American Journal of Science 284, 79-94.

CEN/TS 14405, 2017. Characterization of waste - Leaching behaviour tests - Up-flow percolation test (under specified conditions). European Committee for Standardization.

Chrysochoou, M., Dermatas, D., 2006. Evaluation of ettringite and hydrocalumite formation for heavy metal immobilization: literature review and experimental study. Journal of Hazardous Materials 136, 20-33.

Cornelis, G., Van Gerven, T., Vandecasteele, C., 2006. Antimony leaching from uncarbonated and carbonated MSWI bottom ash. Journal of hazardous materials 137, 1284-1292.

Di Gianfilippo, M., Costa, G., Verginelli, I., Gavasci, R., Lombardi, F., 2016. Analysis and interpretation of the leaching behaviour of waste thermal treatment bottom ash by batch and column tests. Waste Management 56, 216-228.

Dijkstra, J.J., Van Der Sloot, H.A., Comans, R.N., 2006. The leaching of major and trace elements from MSWI bottom ash as a function of pH and time. Applied Geochemistry 21, 335-351.

Dzombak, D.A., Morel, F., 1990. Surface complexation modeling: hydrous ferric oxide. John Wiley & Sons.

FOEN, Federal Office for the Environment, 2017. Messmethoden im Abfall- und Altlastenbereich: Umwelt-Vollzug Nr. 1715. 1-82.

FOEN, Federal Office for the Environment, 2019. Abfallmengen und Recycling 2018 im Überblick.

Glauser, A., Morf, L.S., Weibel, G., Eggenberger, U., 2020. Ten-years monitoring of MSWI bottom ashes with focus on TOC development and leaching behaviour. Waste Management 117, 104-113.

Gougar, M., Scheetz, B., Roy, D., 1996. Ettringite and C- S- H Portland cement phases for waste ion immobilization: A review. Waste Management 16, 295-303.

Government of the Netherlands, 2012. B-76 Green Deal: More sustainable practical use of EfW plant clinker. Ministry of Infrastructure and the Environment & Association of Waste Companies, Den Haag, 1-5.

Haupt, M., Kägi, T., Hellweg, S., 2018. Modular life cycle assessment of municipal solid waste management. Waste Management 79, 815-827.

Holleman, A., Wiberg, E., 2007. Lehrbuch der Anorganischen Chemie, 102. Edition, Chapter XV.3, pp. 1042-1081. Walter de Gruyter, Berlin New York.

Johnson, C., Kersten, M., Ziegler, F., Moor, H., 1996. Leaching behaviour and solubility—Controlling solid phases of heavy metals in municipal solid waste incinerator ash. Waste Management 16, 129-134.

Lopez Meza, S., Garrabrants, A.C., van der Sloot, H., Kosson, D.S., 2008. Comparison of the release of constituents from granular materials under batch and column testing. Waste Management 28, 1853-1867.

Mehr, J., Haupt, M., Skutan, S., Morf, L., Adrianto, L.R., Weibel, G., Hellweg, S., 2020. The environmental performance of enhanced metal recovery from dry municipal solid waste incineration bottom ash. Waste Management 119, 330-341.

Morf, L.S., Brunner, P.H., Spaun, S., 2000. Effect of operating conditions and input variations on the partitioning of metals in a municipal solid waste incinerator. Waste Management & Research 18, 4-15.

NEN 7375, 2004. Leaching characteristics - Determination of the leaching of inorganic components from moulded or monolitic materials with a diffusion test - Solid earthy and stony materials.

NEN 7383, 2004. Leaching characteristics - Determination of the cumulative leaching of inorganic components from granular materials with a simiplified procedure of the column test - Solid earthy and stony materials.

Powell, K.J., Brown, P.L., Byrne, R.H., Gajda, T., Hefter, G., Leuz, A.-K., Sjöberg, S., Wanner, H., 2009. Chemical speciation of environmentally significant metals with inorganic ligands. Part 3: The Pb2+ + OH−, Cl−, CO32−, SO42−, and PO43−-systems (IUPAC Technical Report). Pure Appl. Chem. 81 81, 2425–2476.

Powell, K.J., Brown, P.L., Byrne, R.H., Gajda, T., Hefter, G., Sjöberg, S., Wanner, H., 2007. Chemical speciation of environmentally significant metals with inorganic ligands: Part 2: the Cu2+ + OH−, Cl−, CO32−, SO42−, and PO43−-systems (IUPAC Technical Report). Pure Appl. Chem. 79, 895–950.

Soil Quality Decree, 2013. Regeling Bodemkwaliteit, VROM, Den Haag: Ruimte en Milieu.

Swiss Confederation, 1983. Federal Act on the Protection of the Environment (EPA). 1-48.

Swiss Confederation, 2016. Ordinance on the Avoidance and the Disposal of Waste. 1-46.

van Zomeren, A., Comans, R.N., 2004. Contribution of natural organic matter to copper leaching from municipal solid waste incinerator bottom ash. Environmental Science & Technology 38, 3927-3932.

Wan, X., Wang, W., Ye, T., Guo, Y., Gao, X., 2006. A study on the chemical and mineralogical characterization of MSWI fly ash using a sequential extraction procedure. Journal of Hazardous Materials 134, 197-201.

Weibel, G., Eggenberger, U., Schlumberger, S., Mäder, U.K., 2017. Chemical associations and mobilization of heavy metals in fly ash from municipal solid waste incineration. Waste Management 62, 147-159.

Part C

*

Technical Report

6 UNTERSUCHUNG DER SCHLACKEN-QUALITÄT IN DER SCHWEIZ CHARAKTERISIERUNG – ABLAGERUNG – VERWERTUNG

Andreas Glauser [a]

Gisela Weibel [a]

Urs Eggenberger [a]

[a]Institut für Geologie, Universität Bern, Switzerland

Technischer Bericht zuhanden der Projektpartner:

VBSA – AWA Kt. Bern – KVA Linth – KVA Saidef – SELFRAG

ABSTRACT

The presented technical report was elaborated on behalf of the project partners VBSA, AWA Kt. Bern, KVA Linth, KVA Saidef and SELFRAG. The original report, written in German, was released in August 2020. In the present shortened version, results elaborated on bottom ash from an additional process for enhanced metal recovery were deleted, because the operating company did not allow the integration of these results.

The focus of this report is on the systematic characterisation of residual bottom ash fractions from both MSWI plants with conventional and enhanced metal recovery. This is related to the data presented in Chapter 5, however a wider range of MSWI plants with conventional metal recovery has been investigated. Based on this larger dataset the findings on fractionation trends have been confirmed. Additionally, XRD-analyses, optical investigations (SEM) coupled with selective chemical analyses (EDS) and the determination of particulate metal content provide information on the mineralogy and the binding forms of heavy metals in the residual bottom ash fractions.

Based on the characterisation, aspects concerning the aftercare duration on landfills and the recycling potential of suitable residual bottom ash fractions are studied. Thereby, the forecast presented in Chapter 3 serves to model DOC emissions in the leachates of existing bottom ash landfills. The results indicate that based on the potential of TOC and the emissions of DOC as little as 8.5 % of the landfill body is percolated. Forecasts under these flow conditions indicate DOC emissions <20 mg/l within the legal after care duration of 50 years. However, a considerable potential remains, which could result in raising DOC concentrations due to changing preferential flow paths.

Concerning the recycling potential, the focus is on coarse bottom ash fractions after enhanced metal recovery (eBA) as has been elaborated in Chapter 5. The legal requirements in numerous European countries would support the recycling of these fractions as secondary raw material. In Switzerland however, strict regulations demand further treatment in order to recycle such fractions. Different chemical and mechanical treatment methods are thus tested in the present report. Especially based on mechanical approaches promising results were obtained. However, particularly the concentrations of Cu and Sb remain elevated and represent a challenge for the strived recycling. Thus, further studies to complement and optimise the tested approaches need to be conducted, in order to generate bottom ash fractions suitable as secondary resources.

6.1 Einleitung

Die Schweiz verfügt über eine lange Tradition in der Verbrennung von Abfällen, wodurch heutzutage jährlich ca. 4.2 Millionen Tonnen Industrie- und Siedlungsabfälle thermisch verwertet werden (BAFU, 2019a). So werden Masse und Volumen reduziert, organische Verbindungen zerstört und Energie zurückgewonnen. Rund 20 Gew.-% des Abfallinputs (800'000 t / Jahr) bleiben als Schlacke zurück, welche nach der Rückgewinnung von Metallen auf Deponien vom Typ D abgelagert werden muss (Schweizerische Eidgenossenschaft, 2016). Die abgelagerte Restschlacke muss dabei Grenzwerte für den NE-Metallgehalt (<1 Gew.-%) gemäss Vorgabe des BAFU im Korngrössenbereich 2-16 mm (BAFU, 2017) und den Gehalt an organischem Kohlenstoff TOC (<2 Gew.-%) einhalten. Vorschriften, wie diese Grenzwerte zu erreichen sind, gibt es indes keine. Dies führte dazu, dass in der Schweiz in den letzten 10 Jahren neue Aufbereitungsverfahren zur effizienteren Metallrückgewinnung entwickelt und im industriellen Massstab umgesetzt wurden. Nachfolgend werden deshalb die mineralischen Rückstände der folgenden Verfahren näher betrachtet (Abbildung 6-1):

- Konventionelle Schlackenaufbereitung, welche mit den Komponenten Brechen, Sieben, Magnet- und Wirbelstromabscheidung arbeitet. Während dieser Aufbereitung entstehen mehrere Teilfraktionen, die am Ende der Aufbereitung wieder zusammengefügt werden. Es bleibt so eine mineralische Restfraktion, die konventionelle Restschlacke, übrig. Dieses Verfahren wird häufig auf Deponien angewendet, wo Rohschlacke vor der Aufbereitung zwischengelagert, aufbereitet und anschliessend abgelagert wird.

- Erweiterte Schlackenaufbereitung, welche nebst den Komponenten der konventionellen Aufbereitung über zusätzliche Systeme für die Behandlung von Schlacken verfügt. Zwei Prozesse mit erweiterter Aufbereitung werden hier näher betrachtet:

    - Nassbasiertes Versuchsmodul für die Metallrückgewinnung aus der Feinfraktion (RecuLAB).

    - Elektrodynamische Fragmentierung zur gezielten Liberierung der Metalle und dadurch zur Qualitätssteigerung der Metallkonzentrate (SELFRAG).

- Im Unterschied zur konventionellen Schlackenaufbereitung liegen bei der erweiterten Schlackenaufbereitung am Ende des Aufbereitungsprozesses mindestens zwei getrennte, mineralische Restfraktionen vor:

- Ausgeschleuste Feinfraktionen, welche jeweils zu Beginn des Aufbereitungsprozesses unbehandelt abgetrennt werden.
- Aufbereitete Grobfraktionen, welche nach der Metallrückgewinnung mit obgenannten Verfahren übrigbleiben.

Abbildung 6-1: *Schematische Darstellung der untersuchten Schlackenaufbereitungsverfahren mit den anfallenden Restschlackenfraktionen: konventionelle Restschlacke (orange), ausgeschleuste Feinfraktion (rot), aufbereitete Grobfraktion (grün), sowie weitere abgetrennte Fraktionen (grau). Die rückgewonnenen Metalle (blau) wurden nicht untersucht.*

Bei allen Verfahren bleiben ca. 90 Gew.-% aufbereitete mineralische Restschlacke in verschiedenen Fraktionen übrig, welche unabhängig von der genauen Zusammensetzung auf Deponien vom Typ D abgelagert werden. Der Fokus dieses Kapitels liegt deshalb auf der systematischen Untersuchung dieser bisher wenig beachteten mineralischen Restschlackenfraktionen. Dazu wird der Restmetallgehalt in allen Fraktionen >2 mm bestimmt und der Feststoff aller metallentfrachteten Fraktionen chemisch und mineralogische charakterisiert. Mittels standardisierten Eluattests wird zudem das Eluatverhalten aller Fraktionen untersucht.

Dabei wird aufgezeigt, wie Aufbereitungstechniken die Zusammensetzung und Qualität dieser mineralischen Restschlackenfraktionen verändern. Diese Erkenntnisse bilden die Grundlage zur Abschätzung einer realistischen Nachsorgedauer (Kap. 6.6) und zur Ermittlung des Verwertungspotentials (Kap. 6.7 & 6.8) von geeigneten Teilfraktionen.

Die Resultate der aufbereiteten mineralischen Restschlacken müssen unter Einbezug der folgenden Aspekte interpretiert werden:

- Ort der Beprobung: Die Schlacken der KVA Bern, Thun, Zuchwil und Biel wurden vor der Metallrückgewinnung beprobt und die Metalle anschliessend durch selektive Zerkleinerung mit einer Walze freigelegt und aussortiert. Die Restschlacken der KVA Linth (mit und ohne Modul RecuLAB) und der KVA Saidef wurden nach der Metallrückgewinnung in unterschiedlichen Fraktionen beprobt (siehe Kap. 6.3.1).
- Dauer der Probenahme: Die Dauer der Probenahmen war unterschiedlich und betrug je nach Anlage und Fraktion drei Wochen (Schlacken der KVA Bern, Thun, Zuchwil und Biel sowie Fraktion Saidef >40 mm) oder zwei Tage (ausgeschleuste Feinfraktionen und aufbereitete Grobfraktionen der KVA Linth und KVA Saidef) (siehe Kap. 6.3.1).
- Aufbereitung der Restschlacken: Die Aufbereitung der Restschlackenfraktionen erfolgte nach identischem Vorgehen (siehe Kap. 6.3.1).
- Bestimmung des partikulären Restmetallgehaltes: Der partikuläre NE-Restmetallgehalt wurde in der vorliegenden Arbeit anders als gemäss BAFU-Methode bestimmt, indem alle Metalle >2 mm berücksichtigt wurden.
- Analytik der Restschlacken: Die gesamte Analytik wurde am Institut für Geologie durchgeführt. Einzelne TOC-Messungen wurden zudem von der Bachema AG durchgeführt.

Dies ist insbesondere bei Gegenüberstellungen der Restschlackenfraktionen aus den verschiedenen Anlagen und Kampagnen zu berücksichtigen. Alle Untersuchungen beschränken sich auf die aufbereiteten mineralischen Restschlacken. Basierend auf den vorliegenden Daten ist keine Bewertung über Gesamtanlagen oder einzelne Verfahren möglich, wie:

- Effizienz der Metallrückgewinnung
- Stand der Technik
- Ökologische Bewertung (z.B. LCA)

6.2 Zusammenfassung

Um einen kurzen Überblick über dieses umfassende Kapitel zu vermitteln, werden nachfolgend die wichtigsten Resultate und Erkenntnisse über die verschiedenen Restschlackenfraktionen zusammengefasst.

6.2.1 Charakterisierung der Restschlacken

Die chemische und mineralogische Charakterisierung der mineralischen Restschlackenfraktionen zeigt, dass unabhängig von den diskutierten Punkten zur Vergleichbarkeit bei allen Verfahren gewisse Trends existieren:

- Der partikuläre NE-Restmetallgehalt liegt für das Korngrössenspektrum >2 mm für alle Gesamtrestschlacken bei 0.5-0.7 Gew.-%. Obwohl das berücksichtige Korngrössenspektrum somit grösser ist, als gemäss BAFU-Methode mit 2-16 mm gefordert, erfüllen alle Gesamtrestschlacken die VVEA-Anforderungen.
- Die konventionellen Restschlacken aus fünf Anlagen zeigen trotz unterschiedlichem Kehrichtinput und unabhängig von der Aufbereitung vergleichbare Zusammensetzungen. Die durchschnittliche Zusammensetzung dieser fünf Restschlacken wird deshalb als Basis für eine Normalisierung der Konzentrationen gewählt (siehe Kap. 6.4.2.1). So normalisiert zeigen die Hauptoxide geringe Abweichungsfaktoren Δ_f von ±0.25 gegenüber der Basis, Schwermetalle hingegen Δ_f von 0.6-1.6 (Abbildung 6-2).

Abbildung 6-2: *Chemie aller metallentfrachteten Gesamtrestschlacken normalisiert auf die durchschnittliche Zusammensetzung der konventionellen Restschlacken (Basis). Δ_f >1 = relative Anreicherung, Δ_f <1 = relative Abreicherung gegenüber der Basis. --- = 0.75 resp. 1.25 (Abweichung um ± 0.25 von der Basis).*

- Die erweiterten Aufbereitungsverfahren zeigen aufgrund der intensiveren Behandlung der Schlacke eine leicht höhere Variabilität (siehe Kap. 6.4.2.2). Für die Zusammensetzung der Gesamtrestschlacken fallen vor allem bei den Schwermetallen tiefe Abweichungsfaktoren Δ_f von mehrheitlich 0.6-0.7 auf (Abbildung 6-2).

Die einzelnen Fraktionen aus der erweiterten Aufbereitung zeigen hingegen eine deutliche Fraktionierung der Restschlacke (siehe Kap. 6.4.2 und 6.4.3), wobei die Verfahren ähnliche An- und Abreicherungstendenzen für die Hauptchemie und Mineralogie aufweisen (Abbildung 6-3:):

Abbildung 6-3: *Chemische Zusammensetzung aller Fraktionen der erweiterten Aufbereitung normalisiert auf Gesamtrestschlacke der Verfahren RecuLAB und Saidef. --- = 0.75 resp. 1.25 (Abweichung um ± 0.25 von der Basis).*

- <u>Ausgeschleuste Feinfraktionen</u> weisen ca. 1.5-fache Calcium- und bis 5-fache Sulfatgehalte und Glühverluste (LOI) auf. Diese Anreicherung ist auf die hohen Anteile an Karbonaten und Sulfaten in den Feinanteilen der Schlacke zurückzuführen. Durchläufer, amorpher Anteil, sowie Eisen und Aluminium sind dagegen stark abgereichert was sich an Abweichungsfaktoren Δ_f <0.75 von SiO_2, Na_2O, Fe_2O_3 und Al_2O_3 zeigt.

- Aufbereitete Grobfraktionen sind dagegen an Durchläufern (Quarz, Feldspat, Pyroxen) und neu gebildeten Phasen (Melilith, amorphe Gläser) angereichert, weshalb die zugehörigen Hauptoxide Abweichungsfaktoren Δ_f >1 aufweisen. Karbonate und Sulfate sind hingegen abgereichert.

An- und Abreicherungstendenzen zeigen sich auch für umweltrelevante Grössen (Abbildung 6-3:):

- Ausgeschleuste Feinfraktionen sind mehrheitlich an den VVEA-relevanten Spezies TOC, Blei (Pb), Antimon (Sb) und Cadmium (Cd) aber auch an Chlor (Cl) angereichert und weisen ein Mehrfaches der Konzentration der Gesamtrestschlacken auf (Δ_f >2).

- Aufbereitete Grobfraktionen sind an TOC, Cl, Zink (Zn) und Sb deutlich abgereichert, sodass deren Abweichungsfaktoren Δ_f mehrheitlich <1 sind. Pb und Chrom (Cr) sind bei einigen Fraktionen geringfügig erhöht, mit Δ_f von max. 1.25.

Die aufbereiteten Grobfraktionen zeigen somit eine Tendenz zur Qualitätsverbesserung, welche zur Einordnung in Bezug zu VVEA-Grenzwerten gesetzt wird. Aus rechtlicher Sicht ist dies unbedeutend, da Restschlacken für die Deponierung nur bezüglich TOC und partikulärem NE-Restmetallgehalt Anforderungen erfüllen müssen. Zur Erkennung problematischer Elemente ist die Einordung der Restschlacken in die Grenzwertklassen aber hilfreich. Durch Normalisieren der Konzentrationen VVEA-relevanter Spezies auf den Grenzwert Typ B wird ersichtlich, dass dieser für Cu, Zn, Cr und Pb überschritten wird (Abbildung 6-4). Sb überschreitet sogar den Grenzwert Typ D.

Abbildung 6-4: *VVEA-relevante Spezies der aufbereiteten Grobfraktionen aller Verfahren auf den VVEA-Grenzwert Typ B normalisiert. --- = 1 (entspricht VVEA Grenzwert Typ B), Δ_f >1 = Grenzwert überschritten, Δ_f <1 =Grenzwert eingehalten.*

Bei den Verfahren RecuLAB und Saidef ist Cu in allen Restschlackenfraktionen gemäss deren Anteil an der Gesamtrestschlacke verteilt, eine Fraktionierung findet somit nicht statt. Das genaue Vorliegen von Cu und anderen Schwermetallen konnte mit den angewendeten chemischen und mineralogischen Methoden nicht festgestellt werden. Optische Verfahren (REM) gekoppelt mit punktuellen chemischen Analysen (EDS) liefern aber einzelne Beobachtungen zu den Bindungsformen von Schwermetallen in der Restschlacke (siehe Kap. 6.4.4). Dafür wurden Fraktionen verwendet, die auf eine Korngrösse <2 mm gebrochen wurden. Anhand der punktuellen Einzelbeobachtungen sind jedoch lediglich qualitative Aussagen über das Vorliegen von Metallen möglich. Die Anzahl und Grösse der berücksichtigten REM-Präparate und die Anzahl der darin gemachten Beobachtungen sind zu gering, um quantitative oder statistische Aussagen machen zu können. Nachfolgend wird mit Fokus auf Cu und Fe näher auf die REM-Beobachtungen der Fraktionen der KVA Saidef eingegangen (Abbildung 6-5):

- In den aufbereiteten Grobfraktionen begünstigt der selektive Aufschluss mittels elektrodynamischer Fragmentierung (SELFRAG) die Freilegung grösserer metallischer Anteile im sub-mm Bereich. Kleinere metallische Partikel sind hingegen öfter in eingeschlossener Form, umgeben von amorpher Schlacke, vorhanden (Abbildung 6-5a & b). Dabei kann Cu als sub-mm grosse Cu- und CuO-Partikel enthalten sein. Viel häufiger als Cu wurden jedoch Fe-Oxide, Fe-Hydroxide und Fe-Legierungen, sowie Al-Partikel beobachtet. Stöchiometrisch dürfte es sich bei den Fe-Oxiden und Fe-Hydroxiden mehrheitlich um Hämatit, Magnetit, Goethit und Limonit handeln. Auch das Schwermetall Pb wurde in einer Einzelbeobachtung frei vorliegend festgestellt.

- In den ausgeschleusten Feinfraktionen (Abbildung 6-5c & d) wurden hauptsächlich sub-mm grosse Fe-Oxide, Fe-Hydroxide, Cu- und CuO-Partikel beobachtet, die von amorpher Schlacke und Karbonaten umgeben sind. Dabei handelt es sich um Anbackungen, die durch den Nassaustrag entstanden sind. Da diese Fraktionen vor der elektrodynamischen Fragmentierung ausgeschleust wurden, konnten diese Anbackungen nicht von den Metallen abgetrennt werden. Weitere Schwermetalle wurden nur vereinzelt in oxydischer Form beobachtet, beispielsweise ZnO.

Abbildung 6-5: *Einzelbeobachtungen von partikulären Metallen, Metall-Oxiden und -Hydroxiden, sowie Legierungen in den Fraktionen der KVA Saidef. a) SELFRAG 2-10 mm, b) SELFRAG 10-40 mm, c) Saidef <2 mm nass, d) Saidef <2 mm tr.*

Bei den untersuchten Fraktionen liegt somit ein Teil des Cu in partikulärer, metallischer und dadurch potenziell in einer rückgewinnbaren Form vor. Ein grosses Problem in allen Restschlackenfraktionen ist die Konzentration von Sb, wobei dieses aus Flammschutzmitteln, Lacken, Textilien oder Kunststoffen stammt und in allen Fraktionen dispers verteilt vorliegt (Van Velzen und Langenkamp, 1996). Dadurch zeigen sich in allen aufbereiteten Grobfraktionen Sb-Gehalte die 2-6-fach über dem Grenzwert Typ D liegen. Über alle Fraktionen zeigt sich eine Korngrössenabhängigkeit, wobei Sb in den ausgeschleusten Feinfraktionen aufkonzentriert ist. Zudem wurden zwischen den Konzentrationen von Sb und SO_3 (R^2 = 0.84) und Sb und TOC (R^2 = 0.79) lineare Korrelationen erkannt (siehe Kap. 6.4.3.3). In welcher Form und Verteilung Sb, aber auch andere Schwermetalle, im Detail vorliegen, ist Bestandteil weiterer Untersuchungen, wobei auch deren Emissionspotential berücksichtig werden muss.

6.2.2 Eluatverhalten

Die Charakterisierung des Eluatverhaltens aller Restschlacken und das Abschätzen des Emissionspotenzials ausgewählter Spezies wurden basierend auf zwei Methoden untersucht (siehe Kap. 6.5):

- VVEA-Eluattests für die Beurteilung von Eluatgrenzwerten, welche für die Deponietypen B und C in der Schweiz definiert sind. Dieser Test wird in zwei Teilen mit einem Flüssig-Feststoff-Verhältnis (L/S) von 10 während 24 h durchgeführt.

- Säulenversuche nach CEN/TS 14405, werden nach einer europäischen Norm durchgeführt, bei welcher das Material mit neutralem Wasser von unten nach oben durchströmt und das Eluat in mehreren Intervallen beprobt wird. Dabei wird das Verhalten bei zunehmendem L/S untersucht, was eher der Situation auf einer Deponie entspricht. Zudem sind die Resultate mit den Anforderungen an Restschlacken in den Niederlanden vergleichbar (siehe Kap. 5).

Analysiert wurden Hauptkomponenten (Na, K, Ca, Cl, SO_4^{2-}, Al) und VVEA-relevante Spezies (DOC, NH_4^+, Schwermetalle). Die Hauptkomponenten zeigen in beiden Eluatversuchen gegenüber VVEA-relevanten Spezies 10-100-fach höhere Konzentrationen. Insgesamt lassen sich folgende Gruppen unterscheiden (Abbildung 6-6a & b):

- Verfügbarkeitskontrollierte Spezies: Die Löslichkeit der Ionen aus Salzen (z.B. Na, K, Cl) ist sehr hoch, was sich in den sehr hohen Anfangskonzentrationen der Säulenversuche zeigt. Mit fortschreitendem L/S nehmen die Konzentrationen schnell ab. Insgesamt ergeben sich so bei beiden Eluatversuchen jeweils hohe Konzentrationen von mehreren 100 mg/l, was für die Umwelt aber keine Belastung darstellt. Der mobilisierte Anteil beträgt dabei typischerweise >10 % der Totalgehalte.

- Löslichkeitskontrollierte Spezies: Die Freisetzung dieser Spezies (z.B. Ca, SO_4^{2-}) ist durch die maximale Löslichkeit v.a. von Sulfaten und Karbonaten kontrolliert. Deshalb zeigen sich oft initial steigende Konzentrationen, welche in der Folge konstant bleiben oder nur leicht sinken. In beiden Eluatversuchen ergeben sich Ca-Konzentrationen von mehreren 100 mg/l, für das in deutlich geringen Gehalten vorhandene SO_4^{2-} 10-100 mg/l. Die Mobilisierung beträgt für beide Spezies 1-2 %.

- Amphotere Metalle: Die Löslichkeit dieser Spezies (z.B. Al) ist im sauren und basischen Bereich hoch, nicht aber im neutralen Bereich. Bei den herrschenden basischen Bedingungen geht Al als $Al(OH)^{4-}$ in Lösung und weist oft steigende

oder zumindest konstante Konzentrationen bis zu hohen L/S auf. Die Konzentrationen in den beiden Eluatversuchen liegen deshalb im Bereich von 10-20 mg/l, was einer Mobilisierung von ca. 1 % entspricht.

- Schwermetalle: Bei den herrschenden basischen pH-Bedingungen sind Schwermetalle an reaktiven Oberflächen sorbiert und nahezu immobil. Tiefe Konzentrationen von 0.1-10 mg/l sind dabei typisch. Die dominante Form, in welcher Schwermetalle bei diesen Bedingungen mobilisiert werden können, sind Komplexe mit (an-)organischen Liganden, wie beispielweise DOC. Da die Affinität zur Komplexbildung aber sehr unterschiedlich ausgeprägt ist, schwankt die Mobilisierung je nach Schwermetall stark und beträgt 0.1-1.5 %.

- Organische Spezies: Die Löslichkeit von DOC und NH_4^+ weist im Säulenversuch initial hohe Konzentrationen auf, welche in der Folge schnell sinken. So ergeben sich Konzentrationen von 10-50 mg/l für DOC und 1-30 mg/l für NH_4^+, was einer Mobilisierung von ca. 5 % (DOC) resp. >10 % (NH_4^+) entspricht. Die Konzentrationen im VVEA-Eluattest liegen im selben Bereich. Allerdings wird mit diesen Labortests die zusätzliche Mobilisierung aufgrund von biologischer Aktivität und Abbau von organischer Materie kaum abgebildet. In natürlichen Systemen (Deponien) sind diese Spezies deshalb oft über lange Zeit erhöht.

Abbildung 6-6: *Konzentrationsverlauf ausgewählter Spezies im Säulenversuch (CEN/TS 14405). Die Resultate stammen von durchschnittlicher konventioneller Restschlacke. a) primäre y-Achse: Na (verfügbarkeitskontrolliert). Sekundäre y-Achse: Ca (löslichkeitskontrolliert), DOC (organisch). b) primäre y-Achse: Al (amphoter). Sekundäre y-Achse: Cu (Schwermetalle).*

Dieses Eluatverhalten wird bei allen Fraktionen beobachtet, wobei konventionelle Restschlacken normalisiert auf das durchschnittliche Eluatverhalten der fünf Schlacken mehrheitlich geringe Abweichungen (Δ_f) von ±0.5 aufweisen (Abbildung 6-7). Mit Abweichungsfaktoren Δ_f <1 zeigen hingegen aufbereitete Grobfraktionen gegenüber dem Eluatverhalten der gewichteten Gesamtschlacke Qualitätsverbesserungen (Abbildung 6-8).

Abbildung 6-7: *Auf durchschnittliche konventionelle Restschlacke (=Basis) normalisiertes Eluatverhalten im VVEA-Eluattest der Restschlacken BE, ZU, TH, BI, Linth 0-80 mm. --- = 0.5 resp. 1.5 (Abweichung um ± 0.5 von der Basis).*

Ausgeschleuste Feinfraktionen zeigen dagegen mehrheitlich Δ_f >1 aufgrund erhöhter (Schadstoff)-Konzentrationen (Abbildung 6-8). Korngrösse und Pufferkapazität beeinflussen diese An- resp. Abreicherung massgeblich. Beispielsweise puffert der höhere Ca-Gehalt der Feinfraktion RecuLAB <0.033 mm (Δ_f Ca >2.5) den pH im sauren Eluattest, wodurch kaum Cu gelöst wird (Δ_f Cu <1).

Abbildung 6-8: *Eluatverhalten der Restschlackenfraktionen der KVA Linth (RecuLAB) und KVA Saide normalisiert auf gewichtete Gesamtrestschlacke (---). Rot & orange = ausgeschleuste Feinfraktionen, grün = aufbereitete Grobfraktionen, grau = weitere abgetrennte Fraktionen.*

Da bei jedem Verfahren ein anderer Siebschnitt verwendet wird, zeigen sich grosse Unterschiede bezüglich des Anteils der ausgeschleusten Feinfraktionen an der gesamten Restschlacke (Tabelle 6-1).

Tabelle 6-1: *Korngrösse (mm) und Anteil an der Gesamtrestschlacke (Gew.-%) der ausgeschleusten Feinfraktionen.*

Verfahren	**Korngrösse ausgeschleuste Feinfraktion**	**Anteil an Gesamt-restschlacke**
RecuLAB	<0.033 mm	5.3 Gew.-%
Saidef mit SELFRAG	<2 mm	56 Gew.-%

Die Emissionen aus diesen Fraktionen müssen deshalb entsprechend ihrem Anteil an der Gesamtschlacke gewichtet und als Fracht angegeben werden. Beispielsweise zeigt beim RecuLAB-Verfahren die ausgeschleuste Feinfraktion im VVEA-Eluattest eine 7.5-fache DOC-Konzentration gegenüber der aufbereiteten Grobfraktion. Aufgrund des geringen Anteils von 5.3 Gew.-% der ausgeschleuste Feinfraktion entspricht das aber leidglich einem Frachtanteil von 40 % (Tabelle 6-2). Damit werden die Beiträge der einzelnen Fraktionen besser erkennbar und die Gesamtfrachten der verschiedenen Verfahren lassen sich vergleichen.

Tabelle 6-2: *DOC-Konzentration im VVEA-Eluattest (mg/l) der RecuLAB-Fraktionen auf anteilsmässige Fracht (mg/kg) umgerechnet.*

Typ	Fraktion	DOC-Konz. (mg/l)		Anteil	DOC-Fracht (mg/kg)	
Aufbereitete Grobfraktion	RecuLAB 0.033-80 mm	8.8	x7.5	0.947	83.6	x0.4
Ausgeschleuste Feinfraktion	RecuLAB <0.033 mm	67.5		0.053	35.8	

Prozesswasser, welches bei den Anlagen mit erweiterter Aufbereitung eingesetzt wird (siehe Kap. 6.5.2), führt zudem zu reduzierten Konzentrationen leichtlöslicher Elemente. Je sauberer das verwendete Prozesswasser, desto tiefer sind die Konzentrationen in den damit gewaschenen Fraktionen (Tabelle 6-3).

Tabelle 6-3: *Gegenüberstellung kumulierter Konzentrationen von Na, Cl und TOC aus Säulenversuchen vergleichbarer Fraktionen (Saidef >40 mm mit SELFRAG 10-40 mm / Saidef <2 mm tr mit Saidef <2 mm nass / Linth 0-80 mm mit RecuLAB gewichtet), welche mit resp. ohne Prozesswasser aufbereitet wurden (siehe auch Abbildung 6-35 & Abbildung 6-38).*

Aufbereitung	**Fraktion**	**Na (mg/l)**	**Cl (mg/l)**	**TOC (mg/l)**
ohne Prozesswasser	Saidef >40 mm	137	247	24
mit Prozesswasser	SELFRAG 10-40 mm	37	57	13
Reduktion		-73 %	-77 %	-46 %
Konz. im Prozesswasser		-*	-*	-*
ohne Prozesswasser	Saidef <2 mm tr	457	889	94
mit Prozesswasser	Saidef <2 mm nass	193	407	82
Reduktion		-58 %	-54 %	-12 %
Konz. im Prozesswasser		2'958	5'750	527
ohne Prozesswasser	Linth 0-80 mm	171	245	22
mit Prozesswasser	RecuLAB gewichtet	131	312	20
Reduktion		-23 %	+28 %	-11 %
Konz. im Prozesswasser		45'187	10'860	324

*Leitfähigkeit Prozesswasser SELFRAG: 4 mS/cm

Die Aufbereitung einer Fraktion mit sauberem Prozesswasser führt zu einer Reduktion von Na und Cl von ca. 75 %. Wird das Prozesswasser im Kreislauf geführt, und dadurch mit hohen Na und Cl Konzentrationen angereichert, vermindert sich der Effekt. Bei Na und Cl-Konzentrationen im Bereich >1'000 mg/l im Prozesswasser beträgt die Emissionsreduktion noch ca. 50 %, während Konzentrationen >10'000 mg/l sogar eine negative Wirkung zur Folge haben können. Die Cl-Konzentration im Prozesswasser des RecuLAB-Verfahrens führt mit ca. 11'000 mg/l dazu, dass die damit behandelten Fraktionen insgesamt (RecuLAB gewichtet) eine um 28 % höhere Cl-Belastung aufweisen, als die vergleichbare, ungewaschene Fraktion Linth 0-80 mm. Bei Na zeigt sich indes nach wie vor eine Abreicherung um 23 %. Beim TOC führt sauberes Prozesswasser zu einer Emissionsreduktion von ca. 50 %. Bei Konzentrationen von 300-500 mg TOC/l beträgt die Emissionsreduktion nur noch ca. 10 %. Auf die Emission von Schwermetallen konnte analytisch kein Einfluss durch die Aufbereitung mit Prozesswasser festgestellt werden.

6.2.3 Nachsorgedauer und Verwertung

Die Erkenntnisse über die Zusammensetzung und Eigenschaften der Restschlacken dienen als Grundlage zur Abschätzung einer realistischen Nachsorgedauer und zur Ermittlung des Verwertungspotentials von geeigneten Teilfraktionen der Restschlacke. Die Auswirkungen der untersuchten Restschlacken auf die Nachsorgedauer von

Deponien, wurde basierend auf den Erkenntnissen zur Modellierung von DOC-Emissionen aus Kap. 3 weiter untersucht. Dabei zeigt sich folgendes:

- Der Einbezug realer Deponiesickerwasserdaten in das Prognosemodell zeigt Unterschiede im Fliessregime zwischen Eluatversuchen (volldurchströmt) und Deponien (teildurchströmt) auf. Die Modellierung realer Sickerwasserdaten legt dabei nahe, dass lediglich ein Anteil von 8.5 % des Deponiekörpers durchströmt sein könnte, was auf deutliche präferenzielle Fliesswege schliessen lässt.

- Prognosen für eine teildurchströmte Deponie zeigen auf, dass eine Nachsorge von 50 Jahren unter Annahme von 8.5 % Teildurchströmung ausreichen könnte, um DOC-Konzentrationen zu erreichen, welche eine Einleitung in natürliche Gewässer ohne Vorbehandlung rechtfertigen. Allerdings muss aufgrund der modellierten Teildurchströmung zwingend das verbleibende DOC-Potential beachtet und miteinbezogen werden.

- Aussagen zur stark pH-abhängigen Mobilisierung von Schwermetallen, sind mit diesem Modellansatz nicht möglich. Mit der Titration der Pufferkapazität wurde die Menge an Säure (mol H+/g Schlacke) bestimmt, welche nötig ist, um den pH auf einen bestimmten Wert zu senken. Der Puffermechanismus wurde exemplarisch an einer Fraktion analytisch genauer untersucht, um den zeitlichen Verlauf der Schwermetallmobilisierung den damit verbundenen Verwitterungsreaktionen zuzuordnen.

Um wertvollen Deponieraum und Primärressourcen zu schonen, wären weitergehende Massnahmen hin zur Verwertung mineralischer Restschlacke sinnvoll. Gleichzeitig würde die Verwertung von inerten Anteilen der Restschlacke zu einer Konzentrationserhöhung von Schadstoffen in der restlichen, deponierten Schlacke führen. Grundsätzlich muss für eine Verwertung in der Schweiz die Qualität der Restschlacke aber noch verbessert werden. Dazu sollten geeignete Restschlackenfraktionen gezielt behandelt oder weiter fraktioniert werden. Ausgewählte Fraktionen aus der Schlackenaufbereitung zeigen bereits heute eine gesteinsähnliche Zusammensetzung. Es gibt verschiedene internationale Ansätze, um Gesteinskörnungen aus thermischen Verfahren auf ihre Qualität und eine mögliche Verwertung zu bewerten:

- Die Qualitätsbeurteilung in der ausländischen Gesetzgebung basiert fast ausschliesslich auf der Beurteilung über das Eluatverhalten. Wie in Kapitel 5 gezeigt wurde, erfüllen Schweizer Restschlacken zu Teil die Anforderungen an eine Verwertung im Ausland ohne weitere Behandlung.

- Allerdings sind dabei auch die Rahmenbedingungen zu berücksichtigen. Die meisten dieser Länder verfügen über deutlich weniger Primärrohstoffe und sind auf Alternativen zu natürlichen Gesteinskörnungen angewiesen. Restschlacken stellen dabei eine wichtige Quelle solcher alternativer (sekundärer) Rohstoffe dar.

Um in der Schweiz eine Verwertung oder die Ablagerung auf einem anderen Deponietyp zu realisieren, müssten nach heutigen Vorgaben (Grenzwerte für Feststoffe) einzelne Schwermetallgehalte im Feststoff weiter reduziert werden. Dazu wurden diverse chemische und mechanische Versuche durchgeführt:

- Chemische Ansätze zur Reduktion der Totalgehalte sind wenig zielführend (siehe Kap. 6.8.1). Die Menge an Säure, welche für die Mobilisierung der Schwermetalle benötigt wird, lässt sich mit den erzielten Konzentrationswerten der Rückstände nicht rechtfertigen. Trotz Mobilisierung von 20-30 % Cu und Zn bei aufbereiten Grobfraktionen, sind die verbleibenden Gehalte nach wie vor ausserhalb der Anforderungen an Material vom Typ B.

- Mechanische Ansätze scheinen zielführender zu sein, wie Versuche an einer aufbereiteten Grobfraktion (SELFRAG 2-10 mm) aufzeigen (siehe Kap. 6.8.2). Durch die Kombination von Dichtetrennung (Setzbecken), elektrodynamischer Fragmentierung und Magnetseparation lassen sich nochmals grössere Mengen eingeschlossener, metallischer Anteile freilegen und organische Anteile (partikulärer TOC) ausschwemmen. Die so erzeugte weiterführende Fraktionierung der aufbereiteten Grobfraktion erzeugt konzentrierte Teilfraktionen. Insbesondere eine mineralische Fraktion, in der Durchläufer aufkonzentriert sind (Quarz +50 %), zeigt 30 % tiefere Schwermetall-konzentrationen als die Ausgangsfraktion.

Mit zusätzlichem Aufwand werden somit die Grenzwerte Typ B für einige Metalle bei Teilfraktionen aus der Schlackenaufbereitung annähernd erreicht. Die durchgeführten Versuche zeigen aber, dass vor allem Sb und Cu die Grenzwerte Typ B nach wie vor überschreiten. Insgesamt werden somit die heutigen Anforderungen an eine Verwertung mit dem getesteten Verfahren noch nicht erreicht.

Man sollte weiter in die Abreicherung investieren, um die Grenzen des technisch Machbaren und finanziell Tragbaren aufzuzeigen. Gleichzeitig müssen aber auch die Anforderungen an die Deponierung und die Verwertung hinterfragt werden. Die heutigen Fraktionen weisen deutliche Qualitätsverbesserungen auf, was für einen Deponietyp mit geringeren Anforderungen als Typ D spricht.

6.3 Materialien und Methoden

6.3.1 Beprobung und Aufbereitung

Aufgrund der heterogenen Zusammensetzung von Schlacke muss sehr auf eine repräsentative Probenahme geachtet werden. Dazu gibt es folgende Möglichkeiten:

- Beprobung ab Förderband: Dazu muss das Band angehalten und die Schlacke auf einem definierten Bereich komplett entfernt werden. Es ist besonders darauf zu achten, dass auch die Feinfraktion eingesammelt wird.
- Beprobung ab Abwurf: Dazu wird ein Behälter während einer definierten Zeit unter den Abwurf gestellt und der gesamte Schlackenstrom aufgefangen.
- Beprobung ab Haufen: Um eine repräsentative Schlackenprobe aus einem Haufen zu entnehmen, muss dieser mehrfach umgeschichtet, gemischt und flach ausgebreitet werden. Anschliessend sind über die Fläche verteilt Teilproben zu entnehmen, welche zur repräsentativen Gesamtprobe zusammengeführt werden.

Folgende Punkte sind zudem bei der Probenahme ebenfalls zu beachten:

- Dauer: Je heterogener desto länger
- Inkremente: Je grösser die Korngrösse, desto grösser die Inkremente
- Menge total: Kombination aus den oberen beiden Punkten

Die Aufbereitung der beprobten Schlacke erfolgt anschliessend wie folgt:

- Splitten der beprobten Schlacke vor Ort, wobei je nach Korngrösse vorgängig eine Zerkleinerung notwendig ist. Dadurch wurde die Schlackenmenge zu homogenen und repräsentativen Laborproben von ca. 30-50 kg reduziert.
- Transport der Laborproben ans Institut für Geologie zur Weiterbearbeitung.
- Zeitnahe Zerkleinerung der Laborproben im originalen (feuchten) Zustand mittels Backenbrecher auf eine Körnung <5 mm und Abtrennen der Metalle. Kühle Lagerung der Teilproben, welche für Eluatversuche verwendet werden.
- Zerkleinern einer repräsentativen Teilprobe für die chemische und mineralogische Analytik auf eine Körnung <2 mm und Abtrennen der Metalle.
- Trocknen der repräsentativen Teilprobe <2 mm bei 40°C resp. 105°C.
- Mahlen der getrockneten Teilprobe auf eine Körnung <0.25 mm und Abtrennen der Metalle.

6.3.1.1 Schlacke aus konventioneller Aufbereitung

Konventionelle Rohschlacke:

Die Schlacken der vier KVA's Bern, Thun, Zuchwil und Biel wurden in einer aufwändigen Probenahmekampagne im Jahr 2015 beprobt. Da die Aufbereitung dieser Schlacken nicht vor Ort bei den KVA's stattfindet, sondern erst auf der Deponie, wurden die Rohschlacken nach dem Nassaustrag beprobt. Im Detail verliefen die Beprobungen wie folgt:

- Dauer der Probenahmen: 3 Wochen
- Probenahme: Abwurf nach Nassentschlacker
- Inkremente: 2x ca. 40 kg/Tag
- Menge total: 500-1000 kg
- Aufbereitung vor Ort: Zerkleinern und Splitten zu einer Körnung <5 mm

Die Zerkleinerung der Schlacke wurde erreicht, indem das gesamte Probematerial auf einer Stahlplatte mit einer Rüttelwalze überfahren und anschliessend gesiebt wurde. Bis zu einer Körnung <5 mm waren drei Stufen aus Walzen und Sieben (20, 10 und 5 mm) erforderlich, wobei nach jedem Siebschnitt die Probenmenge durch Splitten reduziert wurde. Als Produkte blieben Laborproben <5 mm und Metallkonzentrate >20, 10-20, 5-10 mm übrig. Mit dieser Methode wurden die Rohschlacken zu mineralischen Restschlacken aufbereitet, die mit mineralischen Restschlacken aus den entsprechenden konventionellen Aufbereitungsanlagen vergleichbar sind.

Konventionelle Restschlacke:

Am 23.-24. Oktober 2017 wurde die Restschlacke der KVA Linth nach der konventionellen Metallrückgewinnung wie folgt beprobt:

- Dauer der Probenahmen: 2 Tage
- Probenahme: Abwurf
- Inkremente: 3x ca. 20 kg/Tag
- Menge total: ca. 120 kg
- Aufbereitung vor Ort: Splitten zu Laborprobe (ca. 50 kg)

Im Vergleich zu den beprobten Rohschlacken ist hier die Dauer der Beprobung deutlich kürzer und die entnommene Menge geringer. Dies wurde so durchgeführt, da die Schlacke durch die Metallrückgewinnung bereits zerkleinert, vermischt und homogenisiert wurde.

6.3.1.2 Schlacke aus erweiterter Aufbereitung

RecuLAB:

Am 1.-2. November 2017 wurde die Restschlacke der KVA Linth beprobt, während die Schlacke mit dem Versuchsmodul RecuLAB aufbereitet wurde. Die Beprobung wurde wie folgt durchgeführt:

- Dauer der Probenahmen: 2 Tage
- Probenahme: Fraktion 0.033-80 mm: Abwurf
  Fraktion <0.033 mm: Förderband nach Filterpresse
- Inkremente: Fraktion 0.033-80 mm: 3x ca. 20 kg/Tag
  Fraktion <0.033 mm: 1x ca. 20 kg
- Menge total: ca. 120 kg resp. ca. 20 kg
- Aufbereitung: Fraktion 0.033-80 mm: Splitten zu Laborprobe (50 kg)

Aus technischen Gründen konnte vom Versuchsmodul RecuLAB nur die Feinfraktion <0.033 mm separat beprobt werden. Die aufbereitete Fraktion 0.033-2 mm musste zusammen mit der konventionell aufbereiteten Fraktion 2-80 mm beim Abwurf beprobt wurden (= Fraktion 0.033-80 mm).

SELFRAG:

Am 17. und 18. Juli 2018 wurden die folgenden Restschlackenfraktionen der KVA Saidef wie folgt beprobt und aufbereitet:

- Fraktionen: 2 mm nass, 2 mm trocken, 2-10 mm, 10-40 mm
- Probenahme: Abwurf
- Dauer der Probenahmen: 2 Tage
- Inkremente: je 5x ca. 20 kg
- Menge total: total je ca. 100 kg
- Aufbereitung vor Ort: Splitten zu Laborproben (ca. 30 kg)

Um repräsentative Proben der Fraktion >40 mm zu erhalten, musste diese Fraktion über einen längeren Zeitraum beprobt werden:

- Dauer der Probenahmen: 3 Wochen (23.07.-10.08.2018)
- Probenahme: Abwurf
- Inkremente: ca. 20 kg/Tag
- Menge total: total je ca. 550 kg
- Aufbereitung vor Ort: Zerkleinern und Splitten zu Körnung <5 mm

6.3.2 Partikulärer Restmetallgehalt

Zur Bestimmung des partikulären Restmetallgehaltes wird üblicherweise die BAFU-Methode (BAFU, 2017) angewandt, bei welcher die Restschlacke nach der Metallrückgewinnung auf eine Fraktion <16 mm gesiebt, während das Überkorn verworfen wird. Danach wird die Fraktion <16 mm sukzessive auf eine Körnung <2 mm zerkleinert und die darin enthaltenen partikulären Restmetalle aussortiert.

Abbildung 6-9: *Unterschied der berücksichtigen Restschlacke zur Bestimmung des Restmetallgehalts zwischen der BAFU-Methode und der hier angewandten Methode am Beispiel der Kornverteilung Linth 0-80 mm und RecuLAB 0.033-80 mm.*

In der vorliegenden Arbeit wurde jedoch der partikuläre Restmetallgehalt in jeder beprobten Fraktion >2 mm bestimmt, indem diese sukzessive auf eine Körnung <2 mm zerkleinert und die partikulären Metalle händisch und mithilfe von Magneten aussortiert wurden (Abbildung 6-9). Die abgetrennten partikulären Metalle wurden anschliessend in Eisen, Nichteisen und nicht-magnetische Stähle (VA) sortiert. Die partikulären Restmetallgehalte der einzelnen Fraktionen wurden gemäss ihrem Anteil an der gesamten Restschlacke gewichtet und so der Restmetallgehalt über die gesamte Restschlacke pro Anlage bestimmt. In den Fraktionen <2 mm wurde der Restmetallgehalt nicht bestimmt, da diese Faktionen nach VVEA für die Metallrückgewinnung nicht weiter relevant sind.

Im Falle der beprobten Rohschlacken wurde nicht der partikuläre Restmetallgehalt, sondern der partikuläre Gesamtmetallgehalt >2 mm bestimmt, da diese Schlacken vor der Metallrückgewinnung in einer Aufbereitungsanlage beprobt wurden.

6.3.3 Charakterisierung Restschlacke

6.3.3.1 Chemische Zusammensetzung

Die chemische Zusammensetzung wurde an den metallentfrachteten, mineralischen Restschlackenfraktionen <2 mm bestimmt. Dazu wurden diese auf eine Körnung <0.25 mm gemahlen und als Presspille mittels Röntgenfluoreszenzanalyse auf einem PANalytical Omnian WD-XRF an der Universität Fribourg gemessen. Dafür wurden 6 g der getrockneten (105°C) und gemahlenen Schlacke mit 1.44 g Bindemittel (Hoechst Wachs) vermengt und zu einer Pulverpille gepresst. Da mit dieser Methode leichte Bestandteile – v.a. Organik, H_2O (Kristallwasser) und CO_2 (aus Karbonaten) – nicht gemessen werden können, sind die Resultate der gemessenen Elemente überschätzt. Die Rohdaten müssen deshalb korrigiert werden, wozu ein Korrekturfaktor basierend auf dem LOI bei 1050°C der jeweiligen Probe verwendet wird.

6.3.3.2 Organische Summenparameter

Der totale organische Kohlenstoff (TOC) wurde aus dem Gehalt an Gesamtkohlenstoff (TC) und dem totalen anorganischen Kohlenstoff (TIC) berechnet. TC und TIC wurden an gemahlener Schlacke mit einem Stroehlein CS-Mat-System gemessen.

6.3.3.3 Loss of ignition (LOI)

Der LOI wurde am selben Pulver bestimmt, welches auch für die Pulverpresspillen verwendet wurde. Einige Gramm pulverisierte Restschlacke wurden während 1.5 h bei 1050°C verglüht, wodurch organische Anteile (TOC), Kristallwasser (H_2O) und CO_2 aus Karbonaten ($CaCO_3$) entweichen. Die hier gewählte Temperatur ist höher als bei der in BAFU (2017) beschriebenen Methode (550°C), da nicht nur organische Bestandteile, sondern auch Karbonat vollständig zersetzt werden soll. Dies ist zwingend für die Ermittlung des Faktors zur Korrektur der Rohdaten der XRF-Messungen (siehe Kap. 6.3.3.1). Da in den Resultaten der TOC separat ausgewiesen wird, wird dieser vom LOI subtrahiert und der Rest als «LOI ohne TOC» dargestellt.

6.3.3.4 Mineralogische Zusammensetzung

Die kristallinen Phasen der getrockneten (40°C) und gemahlenen Schlacken wurden mittels Röntgendiffraktion (XRD) bestimmt. Dabei wurde 20 Gew.-% Korund (Al_2O_3) als interner Standard beigemischt und die Proben hochauflösend von 5-75° 2 Theta auf einem XPertPro MPD von Panalytical gemessen. Die relativen Anteile der kristallinen Phasen (inkl. Korund) wurden mittels Rietfeldverfeinerung bestimmt, die absoluten Gehalte der Mineralphasen und die amorphen Anteile wurden über den „Sollwert“ des internen Standards berechnet. Mit dieser Methode kann festgestellt werden in welcher Form die Elemente vorliegen.

6.3.3.5 Optische Charakterisierung

Eine Auswahl getrockneter, auf <2 mm zerkleinerte Restschlackenfraktionen wurden mit Epoxidharz imprägniert, angeschliffen, poliert (ohne Wasser) und mit Kohlenstoff bedampft. Ein Zeiss EVO-50 XVP Rasterelektronenmikroskop (REM) gekoppelt mit einem energiedispersiven System (EDS) wurde für Spotanalysen der Schlackenpartikel eingesetzt. Die imprägnierten Präparate wurden ausschliesslich mittels BSE-Detektor (Materialkontrast) analysiert.

6.3.4 Eluatexperimente

Die Eluatexperimente wurden an allen Schlackenfraktionen möglichst im Originalzustand durchgeführt. Grobkörnige Fraktionen wurden dazu auf eine Körnung <5 mm gebrochen. An ausgewählten Fraktionen wurden zusätzlich Eluatexperimente an einer Korngrösse <2 mm durchgeführt.

6.3.4.1 VVEA-Eluattest

Beim VVEA-Eluattest (BAFU, 2017) handelt es sich um einen statischen Batchtest, der über zwei Tests mit einem Wasser-Feststoff-Verhältnis[1] von 10 durchgeführt wird:

- Test 1 → In die Suspension aus deionisiertem Wasser und Feststoff werden 50ml/min CO_2 während 24 h eingeblasen. Im Anschluss wird die Probe filtriert und die zu erwartenden Schwermetalle (ohne CrIV) werden analysiert.
- Test 2 → Die Suspension aus deionisiertem Wasser und Feststoff wird während 24 h auf einem Überkopfschüttler mit einer Umdrehung pro Minute gemischt. Im Anschluss wird die Probe filtriert und die zu erwartenden Spezies (z.B. DOC oder Ammonium) werden analysiert.

6.3.4.2 Säulenversuch nach CEN/TS 14405

Bei dynamische Eluattest nach der europäischen Norm CEN/TS 14405 (2017) wird der Feststoff in einer Glassäule mit 5 cm Ø eingebracht und verdichtet, bis sich 30±5 cm Feststoff in der Säule befinden. Im Anschluss erfolgt der Test in 3 Abschnitten:

- Saturierung → Die Säule wird von unten nach oben (up-flow Perkolation) mit 12 ml/h mit deionisiertem Wasser gesättigt.
- Equilibrierung → Die mit Wasser gesättigte Säule ruht während 72 h, damit sich ein Gleichgewicht einstellt.

[1] Im Folgenden als L/S (engl. liquid to solid ratio) bezeichnet.

- Elution → Nach der Equilibrierung wird das Material mit 12 ml/h eluiert und das Eluat nach definierten L/S gesammelt. Es werden insgesamt 7 Fraktionen mit einem kumulierten L/S von 0.1, 0.2, 0.5, 1, 2, 5 10 gesammelt, filtriert und anschliessend analysiert.

6.3.4.3 Analytik Eluate

Die Analytik wurde an filtrierten Eluaten mit den nachfolgenden Methoden durchgeführt.

ICP-OES: Kationen wurden mittels ICP-OES mit einem Varian 720-ES oder iCAP 7000 SERIES analysiert. Es wurden die Elemente Al, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Sb, Sn, Sr, Ti und Zn gemessen.

IC: Die Spezies NH_4^+, F^-, Cl^-, Br^-, NO_3^-, PO_4^{3-} und SO_4^{2-} wurden mit einem Metrohm 850 Professional Ionenchromatographen bestimmt.

NDIR: Die Spezies DOC und DIC wurden mittels nichtdispersiver Infrarot-Spektroskopie (NDIR) mit einem multi N/C 2100 S Analysator bestimmt.

6.4 Feststoff - Resultate und Diskussion

6.4.1 Metall- und Restmetallgehalt

6.4.1.1 Konventionelle Schlacken

Die partikulären Gesamtmetallgehalte der konventionellen Schlacken liegen zwischen 10-15 Gew.-% bezogen auf die Trockensubstanz (TS) (Abbildung 6-10). Für die Rohschlacken, welche vor der Metallrückgewinnung beprobt wurden (BE, TH, ZU, BI), konnte dank selektiver Zerkleinerung mit einer Walze die Metalle freigelegt und aussortiert werden. So wurde die Verteilung der Metalle >2 mm in verschiedene Korngrössenklassen erreicht, wobei nicht zwischen Fe und NE-Metallen unterschieden wurde. Da ca. ¾ der rückgewinnbaren Metalle Fe sind (Bunge, 2014), gilt die Verteilung und die nachfolgenden Aussagen dazu vor allem für den Fe-Anteil.

Abbildung 6-10: *Gesamtmetallgehalte 2 bis >20 mm der konventionellen Schlacken bezogen auf TS.*

Dabei zeigt sich, dass im Korngrössenspektrum >2 mm gröbere Metallfraktionen tendenziell den grösseren Anteil haben. Gemäss Bunge (2014) verhält es sich dagegen für den NE-Anteil genau invers. Insgesamt weisen die KVA's ZU und BI mit industriell geprägtem Kehrichtinput einen höheren partikulären Metallgehalt auf, als die KVA's BE und TH, welche vor allem Siedlungsabfälle verbrennen. Auch diese Beobachtung dürfte vor allem für den Fe-Anteil gültig sein. Der rückgewonnene, partikuläre Metallgehalt der Schlacke der KVA Linth wurde hingegen aus Angaben der Anlagebetreiber berechnet und beträgt 12 Gew.-% (KVA Linth, 2017). Zur genauen Verteilung dieser Metallanteile sind keine Details bekannt.

Der partikuläre Restmetallgehalt der Schlacke der KVA Linth wurde bei der Zerkleinerung der Restschlacke im Labor in die Fraktionen >5 mm und 2-5 mm

aufgetrennt (Tabelle 6-4). Dadurch wird ersichtlich, dass die Fraktion 2-5 mm einen doppelt so hohen partikulären Restmetallgehalt aufweist, wie die Fraktion >5 mm. Somit beträgt der Gesamtmetallgehalt in der Fraktion >2 mm 13.5 Gew.-%.

Tabelle 6-4: *Restmetallgehalt <2 mm konventionell aufbereiteter Restschlacke der KVA Linth bezogen auf TS.*

Fraktion	**Metalle**	**Fe**	**NE**	**VA**
Einheit	Gew. %	Gew.%	Gew.%	Gew.%
>5 mm	0.48	0.34	0.10	0.04
2-5 mm	1.01	0.47	0.55	0.00
Total	1.49	0.81	0.64	0.04

6.4.1.2 Schlacke aus erweiterter Aufbereitung

RecuLAB:

Der rückgewonnene, partikuläre Metallgehalt der Schlacke, welche mit dem Versuchsmodul RecuLAB aufbereitet wurde, wurde nicht separat bestimmt. Da die Schlacke in der KVA Linth wahlweise konventionell oder mit dem Versuchsmodul RecuLAB aufbereitet wurde, gelten die Zahlen (KVA Linth, 2017) für beide Aufbereitungsverfahren (12 Gew.-%). Der partikuläre Restmetallgehalt wurde jedoch auch für die Restschlacke aus dem Versuchsmodul RecuLAB bestimmt und in die Fraktionen >5 mm und 2-5 mm aufgetrennt (Tabelle 6-5). Es zeigt sich, dass der partikuläre Restmetallgehalt in beiden Fraktion fast identisch ist, wobei in der Fraktion >5 mm der Fe-Anteil, in der Fraktion 2-5 mm hingegen der NE-Anteil höher ist.

Tabelle 6-5: *Restmetallgehalt >2 mm der mittels Versuchsmodul RecuLAB aufbereiteten Restschlacke der KVA Linth bezogen auf TS.*

Fraktion	**Metalle**	**Fe**	**NE**	**VA**
Einheit	Gew.%	Gew.%	Gew.%	Gew.%
>5 mm	0.73	0.51	0.13	0.08
2-5 mm	0.71	0.29	0.42	0.00
Total	1.44	0.80	0.55	0.08

Im Vergleich zur konventionell aufgearbeiteten Schlacke ist der partikuläre Restmetallgehalt fast identisch. Das konventionelle Verfahren weist dabei tiefere Gehalte in der Fraktion >5mm auf, das RecuLAB-Verfahren in der Fraktion 2-5 mm.

Möglicherweise hat die höhere Feuchtigkeit der Schlacke beim RecuLAB-Verfahren einen negativen Einfluss auf die Metallrückgewinnung in der groben Fraktion. Die Aufbereitung mit dem Versuchsmodul RecuLAB wurde Ende 2017 eingestellt, da keine eindeutige Verbesserung der Metallrückgewinnung festgestellt werden konnte.

SELFRAG:

Der rückgewonnene partikuläre Metallgehalt der Schlacke der KVA Saidef wurde aus Angaben der Anlagebetreiber berechnet und beträgt 10.1 Gew.-% bezogen auf die Rohschlacke (KVA Saidef, 2018).

Die erweiterte Aufbereitung mittels SELFRAG behandelt nur ein Teil der Schlacke (2-40 mm), welche bei der Metallrückgewinnung in zwei Fraktionen, 10-40 mm und 2-10 mm, aufgetrennt wird. Dabei ist der partikuläre Restmetallgehalt in diesen Fraktionen höher als in den Restfraktionen des RecuLAB-Verfahrens (Tabelle 6-6).

Tabelle 6-6: *Restmetallgehalt >2 mm pro Fraktion und für die Gesamtschlacke (gewichteter Mittelwert) der KVA Saidef bezogen auf TS.*

	Fraktion	**Anteil**	**Metalle**	**Fe**	**NE**	**VA**	**Metalle** Gewichtet	**Fe** Gewichtet	**NE** Gewichtet	**VA** Gewichtet
	Einheit	Gew. %	Gew. %	Gew.%	Gew.%	Gew.%	Gew.%	Gew.%	Gew.%	Gew.%
Saidef	>40 mm	11.0	11.7	7.0	3.0	1.7	1.3	0.8	0.3	0.2
SELFRAG	10-40 mm	9.4	2.5	0.5	1.9	0.1	0.2	0.0	0.2	0.0
	2-10 mm	23.8	1.7	0.9	0.7	0.1	0.4	0.2	0.2	0.0
	Total						**1.9**	**1.0**	**0.7**	**0.2**

Dies hat folgende Gründe:

- Bei den Fraktionen des RecuLAB-Verfahrens sind die Feinanteile (<0.033 und 0.033-2 mm) mitenthalten, welche einen Verdünnungseffekt auf den Restmetallgehalt ausüben.
- Werden die vor der SELFRAG abgetrennten Fraktionen >40 mm und <2 mm miteinbezogen und der partikuläre Restmetallgehalt jeweils gemäss dem Anteil der Restschlackenfraktion an der Gesamtrestschlacke gewichtet, so fällt dieser deutlich tiefer aus (Tabelle 6-6).

- Während der Beprobung wurde in der SELFRAG-Anlage mengenmässig Schlacke am oberen Limit behandelt, so dass die Liberierung der Metalle (insbesondere Aluminium) nicht optimal war. Dies erklärt hohen den partikulären NE-Restmetallgehalt der Fraktion 10-40 mm (1.85 Gew.-%).
- Die vor der SELFRAG abgetrennte und grobentschrottete Fraktion >40 mm, weist mit einem partikulären Restmetallgehalt von 11.6 Gew.-% noch ein grosses Potential auf.

Der Gesamtmetallgehalt bezogen auf die Fraktion >2 mm beträgt somit 12.0 Gew.-%. Als Massnahmen zur Verbesserung der Metallrückgewinnung wird die Fraktion >40 mm seit Dezember 2018 nach dem händischen aussortieren der Metalle zurück in den Ofen gegeben und erneut verbrannt. Bisher wurde dadurch keine Mengenerhöhung bei dieser Fraktion beobachtet. Es wird davon ausgegangen, dass das erneute Verbrennen und Aufbereiten dieser Anteile zu deren Zerkleinerung führt. Der Schlackenanteil, der in die SELFRAG gelangt (2-40 mm), dürfte sich dadurch erhöht haben, weshalb eine Steigerung des rückgewonnenen partikulären Metallgehalts vermutet wird. Insgesamt wird diese Massnahme deshalb als wirksam und zweckmässig eingestuft.

6.4.2 Hauptchemie und -mineralogie

Restschlacken sind gesteinsähnliche Materialien, weshalb ihre chemischen Hauptbestandteile als Oxide dargestellt werden. Dabei handelt es sich um eine vereinfachte Darstellung, da nicht der gesamte Anteil eines Elementes als Oxid vorliegen muss. Die Gehalte an Fe_2O_3 und Al_2O_3 dürften überschätzt sein, weil Teile des Eisens und des Aluminiums auch in gemessenen Fraktionen als partikuläre Metalle (Fe^0, Al^0) vorliegen. Auch beim Schwefel liegt ein Anteil als Sulfat vor. Eine Quantifizierung der Verteilung ist jedoch mit der gewählten Messmethode (XRF) nicht möglich, da hierbei lediglich der Gesamtgehalt pro Element und nicht einzelne Verbindungen bestimmt werden. Informationen über letzteres liefert die mineralogische Zusammensetzung. Sie sagt aus, in welcher Form die Elemente vorliegen und in welchen Mineralien sie gebunden sind. Damit sind Aussagen über das Verhalten und die Verfügbarkeit von Elementen der Hauptchemie einer Restschlacke in der Umwelt (Eluatverhalten) möglich. Die Kombination von chemischer und mineralogischer Charakterisierung ist deshalb sinnvoll.

Mit der gewählten oxydischen Darstellung lassen sich >95 Gew.-% der chemischen Komponenten aller Restschlackenfraktionen als SiO_2, CaO, Fe_2O_3, Al_2O_3, SO_3, Na_2O, übrige Oxide (MgO, TiO_2, K_2O, P_2O_5, MnO), sowie LOI (ohne TOC) beschreiben. Zur übersichtlichen Darstellung der Mineralogie beschränkt sich die grafische Darstellung auf Mineralgruppen.

6.4.2.1 Konventionelle Schlacken

Die chemische Zusammensetzung der metallentfrachteten konventionellen Restschlacken besteht im Durchschnitt aus SiO_2 (31 Gew.-%), CaO (26.5 Gew.-%), Fe_2O_3 (12.5 Gew.-%), Al_2O_3 (9 Gew.-%), SO_3 (3.5 Gew.-%), Na_2O (2.5 Gew.-%). Der durchschnittliche LOI (ohne TOC) beträgt 5.5 Gew.-%, die übrigen Oxide haben jeweils einen Anteil von <2 Gew.-% (Abbildung 6-11). Die Konzentrationen der meisten Oxide sind dabei mit einer Standardabweichung σ von 0.02-0.85 Gew.-% sehr ähnlich. Dies unabhängig davon ob die Metallrückgewinnung auf einer Anlage (Linth 0-80 mm) oder durch selektive Zerkleinerung von Rohschlacken mit einer Walze und händischem Aussortieren der Metalle erfolgt ist (BE, TH, ZU, BI).

Abbildung 6-11: *Chemische und mineralogische Zusammensetzung (Hauptbestandteile) der konventionellen Restschlacken nach händischer (BE, TH, ZU, BI) resp. maschineller Metallrückgewinnung (Linth 0-80 mm) und berechneter Durchschnitt (Ø) aller konventionellen Restschlacken.*

Bei SiO_2 resultiert aufgrund des tiefen Gehalts von Linth 0-80 mm ein σ von 1.35 Gew.-%. Grösser sind die Konzentrationsunterschiede bei CaO, Fe_2O_3 und LOI (ohne TOC), was

sich in σ von >2 Gew.-% zeigt. Auffällig sind dabei die Schlacken BE und BI mit unterdurchschnittlichen Gehalten von CaO und LOI (ohne TOC), sowie überdurchschnittlichen Fe_2O_3-Gehalten. Die Schlacken TH und ZU zeigen im Gegensatz dazu eine inverse Verteilung. Diese Unterschiede dürften an der Kehrichtzusammensetzung (Input) der jeweiligen KVA liegen.

Aufgrund der ähnlichen Zusammensetzung dieser konventionellen Restschlacken, wurde deren durchschnittliche Zusammensetzung als Basis für eine Normalisierung der Konzentrationen gewählt (Abweichungsfaktor Δ_f =1). Dadurch werden die relativen Anreicherungen (Δ_f >1) und Abreicherungen (Δ_f <1) gegenüber der durchschnittlichen Zusammensetzung konventioneller Restschlacke aufgezeigt. Dabei weisen einzig der LOI und P_2O_5 Δ_f von mehr als ±0.25 gegenüber der Basis auf (Abbildung 6-12). Die starken Unterschiede beim P_2O_5-Gehalt sind auf die Verbrennung von Klärschlamm während der Beprobung der Schlacke TH zurückzuführen. Die übrigen Abweichungen sind durch den unterschiedlichen Kehrichtinput zu erklären, welcher im Falle der Schlacken BE und BI einen erhöhten Anteil an Karbonaten und Hydroxiden beispielsweise aus Bauabfällen aufweist, während bei den Schlacken TH und ZU mit erhöhtem Eisenoxidgehalt eher Industrieabfälle dominierten. Damit ist der Zusammenhang zur Mineralogie hergestellt, wobei bei allen konventionellen Restschlacken ca. die Hälfte als amorpher Anteil vorliegt (Abbildung 6-11). Dieser Anteil setzt sich nicht nur aus erstarrten Schmelzen zusammen, sondern auch aus Glas, welches als Durchläufer die Verbrennung unbeschadet überstanden hat.

Abbildung 6-12: *Normalisierte Hauptchemie der metallentfrachteten konventionellen Restschlacken BE, TH, ZU, BI und Linth 0-80 mm. Basis ist die durchschnittliche Zusammensetzung der konventionellen Restschlacken (Δ_f =1). Δ_f >1 = relative Anreicherung, Δ_f <1 = relative Abreicherung gegenüber der Basis. --- = 0.75 resp. 1.25 (Abweichung um ± 0.25 von der Basis).*

Folgende Mineralien finden sich in den untersuchten Rohschlacken:

Durchläufer:

- Quarz → Ist ein typisches Durchläufermineral, welches mit durchschnittlich 6.5 Gew.-% eine Hauptkomponente darstellt. Gegenüber früheren Studien mit einem durchschnittlichen Anteil von 19 Gew.-% (Eggenberger & Mäder, 2010) hat sich der Gehalt jedoch mehr als halbiert. Dies ist zumindest in der Tendenz konsistent mit anderen Studien (Morf, 2006), wo ein leichter Rückgang an mineralischen Durchläufern festgestellt wurde.
- Feldspat → Na-Ca-K-Silikate, welche auch Aluminium enthalten und ebenfalls mit durchschnittlich 6.5 Gew.-% eine Hauptkomponente darstellt.
- Pyroxen → Ca-Mg-Fe-Silikate, welche z.B. in Keramikbruchstücken vorkommen und mit 2-5 Gew.-% vertreten sind.

Neugebildete Mineralien:

- Melilith → Ca-Mg-Al-Silikate, welche durch Umwandlung und Aufschmelzen von temperaturunbeständigen Anteilen des Abfallinputs (z.B. Zeolithe, Tonminerale) entstehen. Mit durchschnittlich 10.5 Gew.-% sind sie die am häufigsten vorkommenden Minerale. Gegenüber früheren Studien mit einem durchschnittlichen Anteil von 15.8 Gew.-% (Eggenberger und Mäder, 2010) hat der Gehalt jedoch um rund ⅓ abgenommen.
- Klinker → Hochtemperatur Calciumsilikate, welche Bestandteil von Zement sind. Sie sind mit durchschnittlich 2.7 Gew.-% vertreten.
- Fe-Oxide → Hauptsächlich Magnetit, sowie untergeordnet Wüstit, jedoch kein Hämatit, welche im Durchschnitt mit 3 Gew.-% vertreten sind.
- Oxide → Hauptsächlich Perovskit, ein Hochtemperatur Ti-Ca-Oxid, welches oft in Kombination mit Fe-Oxid und Melilith vorkommt. Sie machen einen Anteil von 2 Gew.-% aus.

Hydratisierte Mineralien:

- Hydroxide → In Form von Hydrocalumit vertreten, welcher durch die Hydratation von CaO und Klinkerphasen entstehen. Der Gehalt beträgt bis zu 1.7 Gew.-%.

Salze:

- Sulfate → Vor allem Ettringit (Ca-Al-Sulfat) und Glauberit (Ca-Na-Sulfat), welche durch die Hydratation von Klinkerphasen entstehen und mit durchschnittlich 6 Gew.-% eine Hauptkomponente darstellen.
- Halogenide → Kommen hier in Form des Salzes Halit (NaCl) mit durchschnittlich 0.6 Gew.-% vor.

Karbonate, welche hauptsächlich als Kalzit ($CaCO_3$) vorliegen, kommen sowohl als Durchläufer wie auch als neugebildete Mineralien durch Karbonatisierung von CaO vor. Bei den Schlacken BE, BI und Linth 0-80 mm ist der Karbonatgehalt deutlich höher (6-8.7 Gew.-%) als bei den Schlacken TH und ZU (2.8-3.6 Gew.-%). Dies ist konsistent mit dem CaO-Anteil der chemischen Zusammensetzung, welcher das gleiche Muster zeigt.

Im Vergleich zu früheren Studien (Eggenberger & Mäder, 2010) zeigt sich beim SiO_2 eine Abnahme um ca. 10 Gew.-% (2010: 42.6 Gew.-%), beim CaO und amorphen Anteil dagegen eine Zunahme in dieser Grössenordnung (2010: 18.5 resp. 41 Gew.-%). Diese zeitlichen Veränderungen der chemischen Zusammensetzung wiederspiegelt den Wandel des Abfallinputs. Tiefere SiO_2-Gehalte sind mit verstärkter Separatsammlung zu erklären, während der höhere CaO-Anteil durch einen höheren Anteil an Bauabfällen zustande kommen kann (Morf, 2006). Der Rückgang an mineralischen Durchläufern führt zu einer Erhöhung des amorphen Anteils.

6.4.2.2 Schlacke aus erweiterter Aufbereitung

Während bei der konventionellen Schlackenaufbereitung die gesamte Restschlacke am Schluss zu einer Fraktion vereinigt wird, produziert die erweiterte Schlackenaufbereitung bei jedem Verfahren eine unterschiedliche Anzahl Restfraktionen mit unterschiedlichen Korngrössen und Anteilen. Wird jede Fraktion eines Verfahrens gemäss ihrem Anteil an der gesamten Restschlacke gewichtet, erhält man die mittlere Zusammensetzung der Gesamtrestschlacke (gewichteter Mittelwert). Im Vergleich zu konventionellen Restschlacken sind dabei die Unterschiede in der Zusammensetzung der Hauptchemie (und Mineralogie) deutlich grösser. Knapp 50 % der Oxide zeigen bei mindestens einer Gesamtrestschlacke aus erweiterter Aufbereitung Δ_f von mehr als ±0.25 gegenüber der durchschnittlichen Zusammensetzung konventioneller Restschlacke (Abbildung 6-13). Unterschiede beim Kehrichtinput, der Verbrennungsbedingungen und in der Aufbereitung der Schlacke führen somit zur grösseren Veränderung der Zusammensetzung der Restschlacken bei diesen Verfahren.

Abbildung 6-13: *Auf die durchschnittliche Zusammensetzung konventioneller Restschlacken normalisierte Hauptchemie der metallentfrachteten Gesamtrestschlacken RecuLAB und Saidef. Δ_f >1 = relative Anreicherung, Δ_f <1 = relative Abreicherung gegenüber der Basis. --- = 0.75 resp. 1.25 (Abweichung um ± 0.25 von der Basis).*

Bei jedem Verfahren der erweiterten Aufbereitung können die Restfraktionen in die Gruppen ausgeschleuste Feinfraktionen, aufbereitete Grobfraktionen und weitere abgetrennte Fraktionen eingeteilt werden (siehe Kap. 6.1). Ein verfahrensübergreifender Vergleich der Fraktionen ist aber aufgrund der unterschiedlichen Zusammensetzung der Gesamtschlacken, der unterschiedlichen Korngrössenspektren und Anteile, sowie aufgrund von Unterschieden bei der Beprobung und Aufbereitung schwierig. Vergleiche werden deshalb auf die Fraktionen innerhalb eines Verfahrens beschränkt, während verfahrensübergreifend leidglich Trends erkannt werden.

RecuLAB:

Die Fraktionierung der Restschlacke aus dem RecuLAB-Verfahren, wurde in Bezug auf die chemische Zusammensetzung bereits in Kapitel 5 untersucht. Diese Resultate werden nun durch die Hauptmineralogie der Fraktionen ergänzt (Abbildung 6-14):

- RecuLAB 0.033-80 mm: Diese Fraktion ist an Durchläufern (Quarz, Feldspat, Pyroxen) sowie Melilith angereichert was sich in 1.25-fachen Gehalten an SiO_2 und Na_2O gegenüber der konventionellen Restschlacke Linth 0-80 mm zeigt. Karbonate sind hingegen, passend zum tiefen CaO-Gehalt, abgereichert.

- RecuLAB <0.033: Die Zusammensetzung dieser Fraktion ist mit stark erhöhten Anteilen an Karbonaten und Sulfaten deutlich anders. Als einzige Fraktion enthält sie Portlandit, Apatit und Ettringitanteile >10 Gew.-% was sich mit der starken Anreicherung an CaO, und SO_3 deckt. Durchläufer und deren korrespondierende chemischen Bestandteile sind dagegen stark abgereichert.

Abbildung 6-14: *Chemische und mineralogische Zusammensetzung (Hauptbestandteile) der Restschlackenfraktionen des RecuLAB-Verfahrens (Anteile: Fraktion 0.033-80 mm = 94.7 Gew.-%, Fraktion <0.033 mm = 5.3 Gew.-%). Zum Vergleich die konventionelle Restschlacke Linth 0-80 mm.*

Werden die Konzentrationen der beiden Fraktionen gemäss ihrem Anteil (94.7 bzw. 5.3 Gew.-% bezogen auf TS) gewichtet, wird die Abweichung zur konventionell aufbereiteten Restschlacke (Linth 0-80 mm) kleiner, hebt sie aber nicht vollständig auf. Der amorphe Anteil fällt um ¼ tiefer aus, SiO_2 und Na_2O sind nach wie vor angereichert, CaO und Fe_2O_3 tendenziell abgereichert. Dies kann mit folgenden Faktoren erklärt werden:

- Beim RecuLAB-Verfahren werden Karbonate durch nasses Absieben und nasse Aufbereitung der Fraktion RecuLAB <0.033 mm ausgewaschen, was insgesamt zu einer Abreicherung von CaO führt.
- Die nasse Metallrückgewinnung in der Fraktion RecuLAB <0.033 mm führt insgesamt zu einer Abreicherung an Fe_2O_3 beim RecuLAB-Verfahren.

- Diese Abreicherungen führen dazu, dass der Anteil an Durchläufern (Glas, Quarz, Feldspat) in den RecuLAB-Fraktionen grösser wird, weshalb SiO_2 und Na_2O angereichert sind.

SELFRAG:

Analog zum RecuLAB-Verfahren, wurden die Restschlackenfraktionen der KVA Saidef in Bezug auf die chemische Zusammensetzung bereits in Kapitel 5 untersucht. Ergänzt durch die Hauptmineralogie zeigt sich, dass dabei die Fraktionierung stark von der Korngrösse und dem Aufbereitungsprozess abhängt (Abbildung 6-15):

- Saidef >40 mm: Diese grobkörnige Fraktion, die vor der SELFRAG abgetrennt wurde, umfasst 11 Gew.-% der Restschlacken und entspricht in ihrer Zusammensetzung am ehesten der gewichteten Gesamtrestschlacke. Auffällig sind die hohen Anteile an Melilith (18 Gew.-%) und Pyroxen (8.5 Gew.-%).

- Ausgeschleuste Feinfraktionen (<2 mm tr & nass): Diese Fraktionen umfassen 56 Gew.-% der Restschlacken und sind angereichert an Aschen, Karbonaten und Sulfaten. Dies zeigt sich gegenüber der gewichteten Gesamtrestschlacke an erhöhten Anteilen von CaO, und SO_3, wobei die Anreicherung bei der nass abgesiebten Fraktion <2 mm ausgeprägter ist. Zudem sind Hydroxide und Sulfate in dieser Fraktion mit bis zu 4.5 Gew.-% stark angereichert. Insgesamt zeigen diese Fraktionen ein ähnliches Anreicherungsmuster wie die RecuLAB-Fraktion <0.033 mm.

- Aufbereitete Grobfraktionen (2-10 und 10-40 mm): Diese Fraktionen wurden mittels SELFRAG aufbereitet und umfassen 33 Gew.-% der Restschlacken. Sie weisen mehr Durchläufer, wie Gesteins-, Keramik und Glasbruchstücke auf, weshalb sie höhere Anteile SiO_2, Fe_2O_3, Al_2O_3 und Na_2O als die gewichtete Gesamtrestschlacke enthalten. Allerdings ist Quarz nur mit 5-7 Gew.-% vertreten, womit der Gehalt sogar kleiner als bei den ausgeschleusten Feinfraktionen (7-10 Gew.-%) ist. Auffällig ist die zudem die komplette Abwesenheit von Sulfaten. Insgesamt zeigen diese Fraktionen ein ähnliches Anreicherungsmuster wie die Fraktion 0.033-80 mm aus dem RecuLAB-Verfahren.

- Die Gesamtrestschlacke, wo die einzelnen Fraktionen gemäss ihrem Anteil gewichtet sind, fällt durch den Karbonatanteil auf (10.5 Gew.-%), welcher gegenüber durchschnittlicher konventioneller Restschlacke doppelt so hoch ist (Kap. 6.4.2.1).

Abbildung 6-15: *Chemische und mineralogische Zusammensetzung (Hauptbestandteile) der Restschlackenfraktionen der KVA Saidef in chronologischer Reihenfolge nach Abtrennung im Prozess. Anteile: Fraktion >40 mm = 10.9 Gew.-%, Fraktion <2 mm tr = 24.0 Gew.-%, Fraktion <2 mm nass = 31.8 Gew.-%, Fraktion 10-40 mm = 9.5 Gew.-%, Fraktion 2-10 mm = 23.8 Gew.-%.*

6.4.3 Spurenchemie

Während die Hauptchemie und -mineralogie weitgehend für die physischen Eigenschaften der Restschlacken verantwortlich sind, enthält die Spurenchemie alle VVEA-relevanten Bestandteile. Obwohl anteilsmässig nur mit 2-6 Gew.-% vertreten, ist dieser Anteil dadurch für die abfallrechtliche Beurteilung massgebend. Innerhalb dieser Gruppe stellen TOC, Cl, die Schwermetalle Cr, Cu, Pb und Zn sowie die Erdalkali Ba und Sr mit mehrheitlich 1'000-10'000 mg/kg die Hauptbestandteile dar. Die übrigen Schwermetalle (Ag, As, Cd, Co, Ni, Sb, Sn, V, W, Zr) spielen mengenmässig eine untergeordnete Rolle, wobei As, Cd, Ni und Sb jedoch in Bezug auf die VVEA relevant sind.

6.4.3.1 Konventionelle Schlacken

Die konventionellen Restschlacken enthalten durchschnittliche Konzentrationen von Cl (0.80 Gew.-%), TOC (0.77 Gew.-%), Zn (0.63 Gew.-%), Cu (0.41 Gew.-%), Pb (0.14 Gew.-%) und Cr (0.10 Gew.-%). (Abbildung 6-16). Im Vergleich zu früheren Studien bedeutet das bei TOC und Cu eine durchschnittliche Abnahme um 25-30 %, (Eggenberger und Mäder, 2010; Kuhn und Morf, 2010). Zn hingegen zeigt eine durchschnittliche Zunahme um 25 %. Mit Standardabweichung σ >0.2 Gew.-%, sind die Unterscheide bei TOC und Zn am grössten, während sie für die übrigen Elemente mit σ 0.02-0.1 Gew.-% geringfügig sind.

Abbildung 6-16: *Chemische Zusammensetzung (Spurenchemie) der konventionellen Restschlacken nach händischer (BE, TH, ZU, BI) resp. maschineller Metallrückgewinnung (Linth 0-80 mm) und berechneter Durchschnitt (Ø) aller konventionellen Restschlacken.*

Normalisiert auf die durchschnittliche Zusammensetzung sind die Unterscheide jedoch grösser als bei der Hauptchemie (Abbildung 6-17). TOC, Zn und Cr zeigen für mehrere Restschlacken Δ_f die mehr als ±0.25 von der Basis abweichen. Auffällig ist vor allem die Schlacke Linth 0-80 mm, welche für TOC, Cu und Cr die höchste Anreicherung zeigt.

Abbildung 6-17: *Normalisierte Spurenchemie der konventionellen Restschlacken BE, TH, ZU, BI und Linth 0-80 mm. --- = 0.75 resp. 1.25 (Abweichung um ± 0.25 von der Basis).*

In Bezug auf die VVEA erweisen sich Pb und Cu mit durchschnittlich 3, resp. 4-facher Überschreitung des Grenzwertes für Typ B als problematisch. Sogar der Grenzwert Typ D wird von Cr und Zn knapp, von Sb um das 4-fache überschritten (Tabelle 6-7).

Tabelle 6-7: *Konzentration VVEA-relevanter Spezies in konventioneller Restschlacke in Bezug auf Grenzwerte Typ B und Typ D. Grün = Typ B eingehalten, weiss = Typ B überschritten, rot = Typ D überschritten. Alle Werte in mg/kg.*

Parameter	Typ B	Typ D	BE	TH	ZU	BI	Linth 0-80 mm	Konv. Ø
Arsen	30	50	20	38	23	15	20	23
Antimon	30	50	140	221	119	235	300	203
Cadmium	10	10	2	5	8	5	0	4
Chrom	500	1'000	713	800	978	908	1'661	1'012
Kupfer	500	5'000	3'411	3'824	3'788	3'633	5'886	4'109
Nickel	500	1'000	262	276	265	326	497	325
Blei	500	2'000	1'295	1'694	1'228	1'358	1'430	1'401
Zink	1'000	5'000	3'974	5'988	9'091	7'571	4'738	6'272
TOC	20'000	20'000	5'911	9'947	7'126	5'071	10'414	7'694
Cl	-	-	8'187	7'374	7'811	8'750	7'787	7'982

Aus rechtlicher Sicht ist dies unbedeutend, da Restschlacken für die Deponierung nur bezüglich TOC und partikulärem NE-Restmetallgehalt Anforderungen erfüllen müssen. Zur Erkennung von problematischen Elementen ist die Einordung der Restschlacken in die Grenzwertklassen aber hilfreich.

Durch normalisieren der Konzentrationen VVEA-relevanter Spezies auf den Grenzwert Typ B wird diese Situation grafisch sichtbar (Abbildung 6-18). Aufgrund der zahlreichen deutlichen Überschreitungen ist die heutige Ablagerung (Typ D) konventioneller Restschlacken, welche das ganze Korngrössenspektrum enthalten, absolut richtig. Anders ist die Situation bei Schlackenaufbereitungsverfahren, welche mehrere Restschlackenfraktionen produzieren. Aufgrund von Fraktionierungstrends entstehen

Teilfraktionen, welche für eine alternative Verwertung in Frage kommen, wie im folgenden Kapitel gezeigt wird.

Abbildung 6-18: *VVEA-relevante Spezies der konventionellen Restschlacken BE, TH, ZU, BI und Linth 0-80 mm auf Grenzwert Typ B normalisiert. --- = 1 (entspricht VVEA Grenzwert Typ B), Δ_f >1 = Grenzwert überschritten, Δ_f <1 =Grenzwert eingehalten.*

6.4.3.2 Schlacke aus erweiterter Aufbereitung

Normalisiert auf die Zusammensetzung durchschnittlicher konventioneller Restschlacke sind die Gesamtschlacken der erweiterten Aufbereitung in Bezug auf Spurenbestandteile mit Δ_f mehrheitlich <1 abgereichert (Abbildung 6-19). Einzig Cr weist teilweise Werte >1.25 gegenüber der konventionellen Restschlacke auf, was auf seine lithophilen Eigenschaften zurückzuführen ist.

Abbildung 6-19: *Auf die durchschnittliche Zusammensetzung konventioneller Restschlacken (= Basis) normalisierte Hauptchemie der Gesamtrestschlacken RecuLAB und Saidef. --- = 0.75 resp. 1.25 (Abweichung um ± 0.25 von der Basis).*

Trotz dieser tendenziellen Verbesserungen werden die VVEA-Grenzwerte auch bei diesen Restschlacken deutlich überschritten (Tabelle 6-8). Sb und Cr sind (mehrheitlich) >Typ D. Pb überschreitet Typ B ca. 2-fach, Zn 4-fach, während Cu bei den Gesamtrestschlacken RecuLAB und Saidef eine 6-fache Überschreitung Typ B aufweist.

Tabelle 6-8: *Konzentration VVEA-relevanter Spezies in Gesamtrestschlacke aus erweiterter Aufbereitung in Bezug auf Grenzwerte Typ B und Typ D. Grün = Typ B eingehalten, weiss = Typ B überschritten, rot = Typ D überschritten. Alle Werte in mg/kg.*

Parameter	Typ B	Typ D	Konv. Ø	RecuLAB gewichtet	Saidef gewichtet
Arsen	30	50	23	30	11
Antimon	30	50	203	194	147
Cadmium	10	10	4	2	5
Chrom	500	1'000	1'012	1'411	929
Kupfer	500	5'000	4'109	2'982	2'859
Nickel	500	1'000	325	309	247
Blei	500	2'000	1'401	937	952
Zink	1'000	5'000	6'272	3'487	3'711
TOC	20'000	20'000	7'694	5'983	8'524
Cl	-	-	7'982	7'537	8'658

Die Konzentrationen der VVEA-relevanten Spezies auf den Grenzwert Typ B normalisiert verdeutlicht diese Situation. In Abbildung 6-20 zeigt sich die punktuelle Verbesserung der Gesamtrestschlacken aus erweiterter Aufbereitung gegenüber den konventionellen Restschlacken, welche im Hintergrund grau dargestellt sind. Die Fraktionen, welche durch erweiterte Aufbereitung entstehen, werden nachfolgend für die einzelnen Verfahren diskutiert.

Abbildung 6-20: *VVEA-relevante Spezies der Gesamtrestschlacken RecuLAB und Saidef auf den Grenzwert Typ B normalisiert. Zum Vergleich «Bandbreite» konventioneller Restschlacken im Hintergrund (grau). --- = 1 (entspricht VVEA Grenzwert Typ B), Δ_f >1 = Grenzwert überschritten, Δ_f <1 =Grenzwert eingehalten.*

RecuLAB:

Die Fraktionierung der Restschlacken aus dem RecuLAB-Verfahren wurde bereits in Kapitel 5 ausführlich untersucht, weshalb hier lediglich auf diesen Abschnitt verwiesen wird.

SELFRAG:

Die Fraktionierung der Restschlacken der KVA Saidef wurde bereits in Kapitel 5 ausführlich untersucht, weshalb hier lediglich auf diesen Abschnitt verwiesen wird.

6.4.3.3 Problematik Cu und Sb

Über die erweiterten Verfahren und deren Fraktionen betrachtet zeigen Cu und Sb die grössten Überschreitungen der Grenzwerte Typ B resp. D. Aus rechtlicher Sicht ist dies für die Ablagerung auf Deponien Typ D unproblematisch, da Restschlacken nur bezüglich TOC und partikulärem NE-Restmetallgehalt Anforderungen erfüllen müssen. Im Hinblick auf eine alternative Ablagerung oder Teilverwertung geeigneter Fraktionen stellen Cu und Sb jedoch das Hauptproblem dar. In Abbildung 6-21 wird die Verteilung von Sb und Cu innerhalb der Fraktionen pro Verfahren dargestellt.

Abbildung 6-21: *Massenanteil der Fraktionen an der Gesamtrestschlacke und Verteilung von Sb und Cu innerhalb der Fraktionen der Verfahren RecuLAB und Saidef.*

Dabei zeigt sich folgendes:

- Sb weist für die Verfahren RecuLAB und Saidef eine Korngrössenabhängigkeit auf, wobei Feinfraktionen (rot und orange) gegenüber ihrem Anteil an der Gesamtrestschlacke maximal 3-fach angereichert sind.
- Cu zeigt hingegen Verteilung, welche jeweils dem Anteil der Fraktionen an der Gesamtrestschlacke der Verfahren RecuLAB und Saidef entspricht.

Gemäss Van Velzen und Langenkamp (1996) stammt Sb v.a. aus Flammschutzmitteln, Lacken, Textilien oder Kunststoffen und liegt deshalb in allen Fraktionen dispers verteilt vor. In der Literatur wird Ettringit als wichtigstes Wirtsmineral für Sb diskutiert, welches als Oxyanion SbO_3^- Teile des Sulfats (SO_4^{2-}) substituieren kann (Cornelis et al., 2006). Dazu passt die lineare Korrelation (R^2 = 0.84) zwischen den Konzentrationen von Sb und SO_3 über alle Restschlackenfraktionen (Abbildung 6-22a). Zudem besteht eine weitere lineare Korrelation zwischen Sb und TOC (R^2 = 0.79), was die Korngrössenabhängigkeit dieser beiden Stoffe widerspiegelt (Abbildung 6-22b). Die genaue Form und Verteilung von Sb, in den untersuchten Restschlacken muss aber noch weiterer untersucht werden. Dazu sollte auch die Flugasche miteinbezogen werden, deren Sb-Gehalte rund eine Grössenordnung über denen der Restschlacken liegen.

Abbildung 6-22: *Korrelation von Konzentrationen in den untersuchten Restschlacken zwischen a) Sb und SO_3 und b) Sb und TOC. Alle Werte in mg/kg.*

Demgegenüber ist Cu klar in der (Roh)schlacke konzentriert, wobei durch die Rückgewinnung von partikulärem, metallischem Cu der Gehalt in der mineralischen Restschlacke sinkt. Auf die Restschlacke bezogen ist Cu dadurch in vergleichbaren Gehalten in der Restschlacke und Flugasche enthalten. Die korngrössenunabhängige Verteilung von Cu in den Fraktionen des RecuLAB- und Saidef-Verfahrens wurde auch in anderen Studien beobachtet (Simon und Holm, 2013). Zu welchem Anteil Cu in der mineralischen Restschlacke noch als partikuläres Metall vorliegt, konnte mit den bisherigen Untersuchungen nicht abgeschätzt werden. Optische Methoden bieten dazu eine Möglichkeit diesen Aspekt weiter zu untersuchen, was im folgenden Kapitel diskutiert wird.

6.4.4 Optische Charakterisierung

Die optische Charakterisierung mit dem Rasterelektronenmikroskop (REM) ermöglicht es, die auf die gesamten Restschlacken bezogenen Aussagen aus den chemischen und mineralogischen Untersuchungen (Kap. 6.4.2 und 6.4.3) mehr ins Detail auf das Einzelkorn zu beziehen. Die Kombination mit punktuellen EDS-Messungen (energiedispersive Röntgenspektroskopie) hilft bei der Charakterisierung der Bestandteile und liefert insbesondere auch Anhaltspunkte über die Zusammensetzung amorpher Anteile, für welche mittels XRD keine Angaben gemacht werden kann. Es handelt sich dabei jeweils um punktuellen Einzelbeobachtungen, weshalb die gemachten Aussagen lediglich qualitativen Charakter haben. Die Anzahl und Grösse der berücksichtigten REM-Präparate und die Anzahl der darin gemachten Beobachtungen sind zu gering um quantitative oder statistische Aussagen machen zu können. Abbildung 6-23 zeigt ein typisches Beispiel der durchgeführten Untersuchung.

Abbildung 6-23: *Typisches Beispiel einer Restschlacke (Linth 0-80 mm) mit den Hauptbestandteilen Amorph, Quarz, Fe-Oxid, Karbonat und Feldspat*

Dabei wurden folgende Partikel in allen untersuchten Restschlacken beobachtet:

<u>Amorphe Bestandteile:</u> Diese zeichnen sich durch löchrige Morphologie und Zonierungen aus. Randlich sind teilweise Alterationen und das Zerbrechen/Auflösen der Körner in Fragmente zu beobachten. Die chemische Zusammensetzung dieser Partikel

ist im Wesentlichen ein Abbild der Hauptchemie mit SiO_2 und CaO als Haupt- und Al, Mg, Na, Fe, sowie teilweise K und Ti als Nebenbestandteile.

<u>SiO_2-Partikel:</u> Einerseits grosse, homogene Körner mit klarem Rand (Quarz) andererseits poröse/schwammartige Partikel (Schmelzprodukt -> aufgeschäumtes Glas).

<u>Fe-Oxide und -Hydroxide:</u> Partikel unterschiedlicher Grösse, wobei v.a. Fe-Oxide ein klassisch dendritisches Wachstum zeigen.

<u>Karbonate:</u> Dominant in Zonen mit Ansammlungen kleiner Körnern und Feinanteilen.

<u>Feldspäte (Fsp):</u> Körner mit ähnlicher Zusammensetzung wie amorphe Bestandteile jedoch mit homogener Morphologie. Zum Teil Bildung von Mischzonen mit Fe-Oxiden.

Viele Partikel wirken kantig und sind Bruchstücke, welche bei der händischen Zerkleinerung der Restschlacken auf eine Korngrösse <2 mm entstanden sind. Bei stärker Vergrösserung zeigen sich auch Spurenanteile, wie SM-Oxide und organische Bestandteile (Abbildung 6-24). Auffällig ist der geringe Anteil von partikulären Metallen.

Abbildung 6-24: *Starke Vergrösserung (15x gegenüber Abbildung 6-23) ermöglicht es auch Spurenanteile wie organische Bestandteile und SM-Oxide zu erkennen.*

Bei den konventionell aufbereiteten Restschlacken, ist die geringe Variation innerhalb dieser optischen Untersuchung auffallend. Dagegen lassen sich grössere Unterscheide bei den aufbereiteten Grobfraktionen und den ausgeschleusten Feinfraktionen erkennen.

Ausgeschleuste Feinfraktionen:

Ausgeschleuste Feinfraktionen weisen rundere Korngrenzen auf und die einzelnen Partikel sind zudem klar voneinander getrennt. Dies ist deshalb der Fall, weil diese Restfraktionen nicht händisch gebrochen, sondern im Originalzustand eingeharzt wurden. Nebst den bereits bei den konventionellen Restschlacken identifizierten, typischen Phasen treten vermehrt metallische Komponenten auf, welche von amorphem Material oder Karbonat umgeben sind (Abbildung 6-25).

Abbildung 6-25: *Ausgeschleuste Feinfraktion (Saidef <2 mm tr) mit metallischen Anteilen und SM-Oxiden umgeben von typischen Komponenten.*

Den Hauptanteil und die grössten, partikulären Metallpartikel machen Fe und Al aus, während sich bei entsprechender Vergrösserung aber auch Cu, Zn, Pb und sogar Seltene Erden finden (Abbildung 6-26, Abbildung 6-27). Daneben treten vermehrt schwermetallhaltige Oxide und Hydroxide (v.a. Fe, Zn und Cu), Sulfide sowie Baryt auf. Ähnliche Assoziationen wurden auch in anderen Studien identifiziert (Wei et al., 2011; Inkaew et al., 2016).

Abbildung 6-26: *Ausgeschleuste Feinfraktion (Saidef <2 mm nass) mit a) Baryt, Al und Zn und b) Cu umschlossen von amorphen Anteilen, welche von Karbonaten umgeben werden.*

Der höhere Anteil an partikulären Metallen hängt damit zusammen, dass in diesen Fraktionen keine Metallrückgewinnung stattgefunden hat. Dies demonstriert das Potential, welches diese Fraktionen für optimierte Techniken zur Metallrückgewinnung in der Zukunft bieten können.

Abbildung 6-27: *Ausgeschleuste Feinfraktion (Saidef <2 mm nass) mit a) Baryt und b) Ce-La-Legierung als Schmelztropfen in amorpher Matrix.*

<u>Aufbereitete Grobfraktionen:</u>

Aufbereitete Grobfraktionen weisen einen hohen Anteil oft kantiger, amorpher Bestandteile auf (Abbildung 6-28). Aber auch feinere Partikel sind oft kantige, amorphe Bestandteile und nicht Ansammlungen feiner Karbonate, wie dies bei den konventionellen Restschlacken und ausgeschleusten Feinfraktionen der Fall ist. Es handelt es sich dabei um Anteile, welche bei der händischen Zerkleinerung der Fraktionen zerbrochen wurden und diesen Fraktionen einen bruchstückartigen Charakter verleihen. Als partikuläre Metalle finden sich vor allem Fe-Cr-Legierungen,

wobei es sich mehrheitlich um VA-Stahl handelt, welcher für die Metallrückgewinnung eine Herausforderung darstellt.

Abbildung 6-28: *Aufbereitete Grobfraktionen (SELFRAG 2-10 mm) mit hohem Anteil an amorphen Bestandteilen und Fe-Oxid.*

Die häufigste Bindungsform von Fe, bilden jedoch Fe-Oxide und Fe-Hydroxide, wobei letztere häufiger auftreten. Dabei ist oft eine Vergesellschaftung mit amorphen Bestandteilen zu beobachten (Abbildung 6-29).

Abbildung 6-29: *Aufbereitete Grobfraktionen a) RECULAB 0.033-80 mm mit Vergesellschaftung von Fe-Oxid und amorphen Bestandteilen und b) SELFRAG 10-40 mm mit partikulärem Fe-Cr-Stahl, Al- und Cu-Partikel.*

Zusammenfassung:

Die drei Restschlackentypen weisen morphologische Unterschiede auf, welche einerseits auf die Zusammensetzung der Hauptmineralien, anderseits auf die unterschiedlichen Korngrössen zurückzuführen sind. Der tiefe Karbonat- und der hohe amorphe Anteil verleihen den aufbereiteten Grobfraktionen, zusammen mit den händisch zerkleinerten Partikeln, ein kantiges Bild (Abbildung 6-30b). Die ausgeschleusten Feinfraktionen sind hingegen geprägt von runderen Körnern und Ansammlungen feinster Karbonate (Abbildung 6-30c). Die konventionellen Restschlacken weisen indes beide Elemente auf und enthalten grosse, gebrochene Körner sowie feinverteilte Karbonate, welche diesen Fraktionen ein leicht trübes Bild verleihen (Abbildung 6-30a).

Abbildung 6-30: *Typische Bilder der drei Restschlackentypen: a) konventionell (Bern), b) aufbereitete Grobfraktion (SELFRAG 10-40 mm) und c) ausgeschleuste Feinfraktion (Saidef <2 mm nass).*

In Bezug auf (Schwer)metalle dominieren klar Fe-Oxide (Hämatit und Magnetit) und Hydroxide (Goethit und Limonit), sowie partikuläre metallische Fe- und Al-Partikel. Auffallend oft finden sich Fe-Stähle (v.a. Cr-haltig) in den aufbereiteten Grobfraktionen, während die ausgeschleusten Feinfraktionen den höchsten Anteil NE-Metalle aufweisen, wobei sogar Seltene Erden (Ce und La) vertreten sind (Tabelle 6-9).

Tabelle 6-9: *Optisch identifizierte Bestandteile der Restschlacken (+ selten; ++ oft; +++ sehr oft). Die Angaben zur Häufigkeit der beobachteten Bestandteile basieren auf qualitativen Auswertungen.*

Phase	Formel / Elementverteilung	Restschlackentyp		
		Konventionell	Ausgeschleuste Feinfraktion	Aufbereitete Grobfraktionen
Hauptminerale				
Quarz	SiO_2	++	+	+++
Karbonat	$CaCO_3$	++	+++	+
Feldspat	$(Ca,Na,K)(Al,Si)_4O_8$	++	+	+++
Amorphe Bestandteile				
amorphe Schmelze	SiO_2, CaO, Al, Mg, Na, Fe, K, Ti	+++	++	+++
Glas	SiO_2	++	+	+++
Oxid				
Hämatit	Fe_2O_3	++	+++	++
Magnetit	Fe_3O_4	++	+++	++
Cu-Oxid	CuO	n.d.	+	n.d.
Zinkit	ZnO	n.d.	+	n.d.
Hydroxid				
Goethit	FeO(OH)	++	+++	++
Limonit	$FeO(OH)\cdot nH_2O$	++	+++	++
Sulfat				
Baryt	Ba[SO4]	n.d.	++	n.d.
Sulfid				
Pyrit	FeS_2	n.d.	+	n.d.
Covellin	CuS	n.d.	+	n.d.
Chalkopyrit	$CuFeS_2$	n.d.	+	n.d.
Metalle				
Fe^0	>75 wt.-%	++	+++	++
Fe-Stähle	mit Cr, Cu, Ni, Mo, Mn	++	+++	++
Fe^0/Al^0-Legierung	Fe (75 wt.-%), Al (25 wt.-%)	++	++	++
Al^0	>75 wt.-%	++	++	++
Cu^0	>75 wt.-%	+	++	+
Pb^0	>75 wt.-%	+	+	+
Sn^0	>75 wt.-%	+	+	+
Zn^0	>75 wt.-%	n.d.	+	n.d.
Legierungen	CuZn, CuNi, CuSn, PbSn, TiCe, CeLa	n.d.	+	n.d.

Diese optischen Informationen stellen somit das letzte Glied der Feststoff-charkterisierung dar, mit welcher vor allem die Zusammensetzung des amorphen Anteils und das Vorkommen von partikulären Metallen in der Restschlacke näher aufgezeigt werden konnte. Nebst der chemischen und mineralogischen Zusammensetzung sind dies wichtige Informationen, um Aussagen über die vorliegende Bindungsform einzelner Restschlackenbestandteile und deren Verfügbarkeit in der Umwelt machen zu können. Insbesondere für Letzteres ist die Untersuchung des Eluatverhaltens im nächsten Kapitel entscheidend.

6.5 Eluatverhalten – Resultate und Diskussion

Für die vollständige Charakterisierung wird nebst dem Feststoff das Eluatverhalten der beprobten Restschlacken untersucht. Anders als Feststoffgehalte haben Eluatgehalte keinen Einfluss auf den gesetzlich vorgeschriebenen Umgang mit Restschlacken, ermöglichen aber eine Einordnung der Emissionen, welche von den verschiedenen Fraktionen ausgehen. Diese Resultate sind eine wichtige als Grundlage um Aussagen zur Gefährdungsabschätzung und Nachsorgedauer von Schlackendeponien machen zu können. Zudem erlauben sie die Einordung von Schweizer Restschlacken in einen Europäischen Kontext. Dazu werden zwei Eluatversuche durchgeführt:

VVEA-Eluattest:

Der gesetzliche VVEA-Eluattest dient zur Klassifizierung von Materialien via Eluatgrenzwert (Typ B & C) gemäss VVEA und liefert hauptsächlich Informationen über das Frachtverhalten und Spitzenwerte im Eluat. Aufgrund seiner Zusammensetzung aus zwei Teiltests gilt dies auch für stark pH-abhängige Schwermetalle (Teiltest 1 mit CO_2-Saturierung). Durch kontinuierliches Schütteln des Probenmaterials, kann bei leichtlöslichen Stoffen auf den Gesamtgehalt rückgeschlossen werden. Zeitliche Aspekte der Freisetzung werden mit diesem Test indes nicht berücksichtigt.

Säulenversuche nach CEN/TS 14405:

Beim Säulenversuch nach der Europäischen Norm CEN/TS 14405 wird das Material vom Elutionsmittel (H_2O) von unten nach oben durchströmt und das Eluat in mehreren Abschnitten beprobt. Dadurch wird der Anstieg des Flüssig-Feststoff-Verhältnisses (L/S) berücksichtigt, was eine Annäherung an natürliche Systeme darstellt. Durch das Eindringen von (Regen)wasser z.B. in eine Deponie nimmt dort das L/S mit der Zeit ebenfalls zu. Die Durchführung des Säulenversuches bis L/S 10 ermöglicht deshalb Aussagen über das kurz- bis mittelfristige Emissionsverhalten (Sickerwasser). Zudem können die Resultate mit den Anforderungen an Restschlacken in den Niederlanden verglichen werden (siehe Kap. 5).

Eine Vergleichbarkeit zwischen Säulenversuch und VVEA-Eluattest kann erreicht werden, indem die Teileluate des Säulenversuchs bis L/S 10 aufkumuliert werden.

Nachfolgend werden die Resultate der Eluatversuche an den Restschlackenfraktionen gebrochen auf <5 mm pro Anlage dargestellt und für prozesswasser- und VVEA-relevante Elemente gemäss folgendem Ablauf diskutiert:

- Konzentrationsbereich im VVEA-relevanten Teiltest und Einordnung in Bezug auf Grenzwerte (Test 1 für kationische Schwermetalle, Test 2 für restliche Spezies).

- Mobilisierung Feststoff.
- Unterschied Konzentrationsbereiche zwischen den Teiltests (nur in Kap. 6.5.1).
- Einfluss der Korngrösse durch Vergleich von VVEA-Eluattests an Fraktionen, welche auf <5mm resp. <2mm gebrochen wurden (nur in Kap. 6.5.1).
- (Schadstoff)dynamik basierend auf Säulenversuchen.
- Prozesswasser der Aufbereitungsanlagen (KVA Linth & Saidef in Kap. 6.5.2).

Prozesswasserrelevante Spezies:

Spezies, für welche weder die VVEA noch die Gewässerschutzverordnung (GSchV; Schweizerische Eidgenossenschaft, 1998) Grenzwerte definiert. Die Konzentrationen im VVEA-Eluattest liegen oft im Bereich >100 mg/l und können dadurch eine Rolle bei der Lösung von Schadstoffen eine Rolle spielen. Die folgenden Spezies fallen in diese Kategorie und werden im nächsten Kapitel diskutiert: Na, K, Ca, Cl, SO_4^{2-}, Al.

VVEA-relevante Spezies:

Spezies, für welche die VVEA Eluatgrenzwerte für die Deponietypen B und C definert. Für Restschlacke, welche auf Deponien vom Typ D abgelagert wird, existieren somit keine Eluatgrenzwerte. Die Einordung erfolgt deshalb basierend auf Grenzwerten der tieferen Deponieklassen B und C. Die Konzentrationen im VVEA-Eluattest liegen im mg/l-Bereich, im Falle von DOC eine Grössenordnung höher. Aufgrund ihrer Toxizität für Lebewesen sind diese Spezies als Schadstoffe taxiert. Die folgenden Spezies fallen in diese Kategorie und werden im nächsten Kapitel diskutiert: DOC, NH_4^+ und Schwermetalle (Cu, Zn).

Physikalische Parameter:

Nebst der Analyse der chemischen Spezies wurden die physikalischen Parameter pH und Leitfähigkeit (LF) gemessen. Der CO_2-saturierte Eluattest 1 weist dabei jeweils einen pH von ca. 6 auf, während der Eluattest 2 mit H_2O einen pH von ca. 12 zeigt. Der Säulenversuch, welcher mit deionisiertem Wasser durchgeführt wird, weist ebenfalls während der ganzen Testdauer pH-Werte >11 auf, was die Pufferung des Systems vor allem durch Karbonatisierung aufzeigt. Bezüglich Leitfähigkeit sind keine klaren Tendenzen erkennbar, diese liegt für beide Tests zwischen 1-5 mS/cm. Einzig die ausgeschleusten Feinfraktionen weisen jeweils eine höhere Leitfähigkeit von 8-12 mS/cm auf. Bei den Säulenversuchen wird die Leitfähigkeit initial von verfügbarkeitskontrollierten Spezies wie Na, K und Cl dominiert. Bei steigendem L/S nimmt die Leitfähigkeit schnell ab und wird hauptsächlich von löslichkeits-kontrollierten Spezies wie Ca und SO_4^{2-} definiert.

6.5.1 Konventionelle Schlacken

Die Konzentrationen der untersuchten Spezies verteilen sich über mehrere Grössenordnungen und auch innerhalb einer Spezies bestehen zwischen den konventionellen Restschlacken bis zu 5-fache Konzentrationsunterschiede (Tabelle 6-10). Die Konzentration vieler Schwermetalle (As, Cd, Co, Cr, Ni, Pb, Sb, Sn und Ti) und Anionen (Br^-, F^-, NO_3^- und PO_4^{3-}) liegt jedoch für die Mehrheit der untersuchten Eluate unterhalb der Nachweisgrenze (LOD).

Tabelle 6-10: *Resultate VVEA-Eluattest für konventionellen Restschlacken (Korngrösse <5 mm).*

Parameter	Konzentrationsbereich Test 1	Konzentrationsbereich Test 2	Mobilisierung Feststoff	Unterschiede Konz.-Bereiche Teiltests	Unterschiede Korngrösse
Einheit	pH: - ; LF: mS/cm; Messw: mg/l	pH: - ; LF: mS/cm; Messw: mg/l	%	%	%
pH	6.2-6.3	11.4-12.0	–	–	–
LF	3.1-4.6	2.0-4.3	–	–	–
Na	151-236	132-201	6.4-11.2	T1 +15	<2 mm = <5 mm
K	75.7-99.0	62.9-101	7.8-12.0	T1 = T2	<2 mm = <5 mm
Ca	436-864	94.6-372	0.5-1.8	T1 +90 – +460	<2 mm -20 – -2
Cl	297-341	240-279	27.4-37.9	T1 max.+25	<2 mm = <5 mm
SO_4^{2-}	522-1173	23.3-78.4	0.6-2.0	T1 +1400	<2 mm -5 – +20
Al	<0.5	7.45-22.3	0.2-0.4	T1 <LOD	<2 mm max. +75
DOC	14.3-59.8	11.1-52.8	1.6-5.3	T1 max. +30	<2 mm max. -40
NH_4*	<10	<1	–	–	<2 mm = <5 mm
Cu	<0.5-1.89	<0.05-1.14	<0.1-0.5	T2 max. -40	<2 mm max. -20
Zn	3.05-11.3	<0.05-0.33	0.3-1.9	T2 min -90	<2 mm -60 – +40

VVEA-relevanter Teiltest

* Messwerte nicht für alle Rohschlacken vorhanden

<u>Prozesswasserrelevante Spezies:</u>

Die Elemente Na, K, Ca und Cl weisen im VVEA-Eluattest 2 ähnliche Konzentrationen von bis zu mehreren 100 mg/l auf (Abbildung 6-31a), was mit den hohen Gehalten im Feststoff konsistent ist (Kap. 6.4.2.1). In Bezug auf die Mobilisierung des Feststoffs zeigen sich jedoch grosse Unterschiede. Ca wird zu max. 1.8 %, Na und K zu 6-12 % und Cl zu bis zu 37.9 % mobilisiert. Grund dafür ist das unterschiedliche Eluatverhalten dieser Elemente: Na, K und Cl sind verfügbarkeitskontrollierte Elemente, welche leichtlöslich und in ihrer Freisetzung kaum begrenzt sind. Salze wie NaCl oder KCl gehen beim Kontakt mit Wasser in Lösung und führen zu den beobachteten hohen Konzentrationen. Na und K sind teilweise auch in Feldspäten gebunden, welche im Rahmen dieses Tests kaum löslich sind, weshalb ihre Mobilisierung kleiner ist als die von Cl, welches hauptsächlich als Salz vorliegt. Ca ist hingegen ein löslichkeitskontrolliertes Element, dessen Freisetzung durch Minerallöslichkeit

beschränkt ist. Ca ist Bestandteil vieler Mineralien, die bei basischen Bedingungen teilweise unlöslichen sind.

Abbildung 6-31: *Konzentrationen der konventionellen Schlacken im VVEA-Eluattest für a) prozesswasserrelevante Spezies Na, K, Ca, Cl, SO_4^{2-}, Al und b) VVEA-relevante Spezies DOC, Zn und Cu.*

Im Vergleich zu Test 2 mit basischen Bedingungen sind die Konzentrationen von Na, K und Cl im Test 1 um bis zu 25 % höher, weil die leicht sauren Bedingungen die Löslichkeit von weiteren Mineralien begünstigen. Die Löslichkeit von Ca nimmt unter den leicht sauren Bedingungen sogar um das 4-fache zu, was vor allem auf die stark pH-abhängige Löslichkeit der Karbonate zurückzuführen ist.

Eluattests, welche mit einer reduzierten Korngrösse von <2 mm durchgeführt wurden, zeigen Konzentrationen von Na, K und Cl, welche mit denen der Fraktionen <5 mm übereinstimmen. Dieser Korngrössenbereich hat somit keinen Einfluss auf die Kinetik der Freisetzung löslicher Anteile. Ca weist hingegen bei reduzierter Korngrösse leicht geringere Konzentrationen (max. -20 %) auf, was mit den komplexen Auflösungs- und Fällungsrektionen zusammenhangen könnte. Speiser (2001) zeigte, dass Ca nach Erreichen der Sättigung als sogenannte Ca-(Silikat)hydratphasen ausfallen kann, wobei die Oberflächen der Schlacken als Kristallisationskeime dienen. Eine vergrösserte

Oberfläche aufgrund reduzierter Korngrösse bietet mehr Platz für solche Ausfällungen, was zur beobachteten Konzentrationsreduktion führen könnte.

Säulenversuche zeigen die Dynamik der Stofffreisetzung auf, welche für die verfügbarkeitskontrollierten Elemente Na, K und Cl korreliert (Abbildung 6-32a). Diese zeigen sehr hohe initiale Konzentrationen (mehrere 1000 mg/l bei L/S 0.1), welche schnell sinken und sich bei L/S 2 um bis zu 90 % verringert haben. Aufkumuliert bis L/S 10 resultieren so ähnliche Konzentrationen und mobilisierte Anteile wie beim VVEA-Eluattest. Die Freisetzung von Ca verläuft dagegen parabelförmig mit initial steigenden Konzentrationen bis max. 100-700 mg/l bei L/S 2-5, bevor die Konzentrationen im weiteren Verlauf sinken (Abbildung 6-32b). Dieser Verlauf unterstreicht den löslichkeitskontrollierten Charakter von Ca. Die Rohschlacke TH folgt jedoch nicht dieser Regel, sondern zeigt mit zunehmendem L/S sinkende Konzentrationen, was teilweise auf den tiefen Karbonatgehalt zurückzuführen ist. Kumulativ betrachtet sind die Ca-Konzentrationen und mobilisierten Anteile der beiden Eluatversuche vergleichbar.

Sulfat ist wie Ca eine löslichkeitskontrollierte Spezies, welche jedoch in deutlich tieferen Konzentrationen (40-80 mg/l) gelöst wird, was mit den SO_3-Gehalten im Feststoff übereinstimmt (Abbildung 6-31a). Die Mobilisierung liegt mit ca. 1-2 Gew.-% im ähnlichen Bereich wie bei Ca. Die Konzentrationen im leicht sauren Test 1 entsprechen mit bis zu >1000 mg/l, dem 14-fachen gegenüber Test 2. Dies ist auf den Stabilitätsbereich der sulfathaltigen Phasen Ettringit und Glauberit zurückzuführen, welcher bei pH 10.5-13 liegt, während diese Phasen neutralen oder sauren Milieu aufgelöst werden. Ähnlich wie für Na, K und Cl ist auch für SO_4^{2-} keine eindeutige Korngrössenabhängigkeit erkennbar. Auch die Freisetzung von SO_4^{2-} im Säulenversuch verläuft vergleichbar mit initialen Konzentrationen von 50-200 mg/l, welche mit zunehmendem L/S schnell sinken. Kumulativ betrachtet sind die Konzentrationen und mobilisierten Anteile der beiden Eluatversuche vergleichbar.

Das amphotere Element Al zeichnet sich durch seine hohe Löslichkeit bei basischen (>pH 10) und sauren (<pH 4) Bedingungen aus, während es im neutralen Bereich kaum löslich ist. Entsprechend werden beim VVEA-Eluattest 2 mit 7.5-22.3 mg Al/l die höchsten Metallkonzentrationen gemessen. (Abbildung 6-31a). Das gelöste Al stammt dabei von der Korrosion von partikulärem Al, welches gemäss folgender Reaktion als Tetra-Hydroxid-Aluminat-Ion in Lösung geht:

$3\ Al^0 + 3\ H_2O \rightarrow 3\ Al(OH)_3 + 1.5\ H_2$ und $Al(OH)_3 + OH^- \rightarrow 4\ Al(OH)^{4-}$

Insgesamt zeigt sich eine geringe Mobilisierung (<0.5 %), da Al mehrheitlich in Mineralien gebunden ist, welche bei basischen Bedingungen nicht löslich sind (Feldspäte, Melilithe).

Abbildung 6-32: *Konzentrationsverlauf, kumulierte Konzentration und Mobilisierung von Na (a), Ca (b), Al (c), DOC (d) und Cu (e) während des Säulenversuchs (CEN/TS 14405) der konventionellen Schlacken.*

Im leicht sauren Test 1 zeigt sich erneut der amphotere Charakter von Al, dessen Konzentration bei pH 6.2-6.3 unterhalb der Nachweisgrenze liegt. Eine reduzierte Korngrösse hingegen führt zu einer 20-75 % höheren Löslichkeit. Beim Brechprozess werden zwar partikuläre Metalle 2-5 mm abgetrennt, die vergrösserte Oberfläche führt jedoch zur Korrosion von partikulärem Al <2 mm, was den grösseren Effekt bewirkt.

Die Freisetzung von Al im Säulenversuch verläuft relativ konstant und zeigt für die Mehrheit der untersuchten Rohschlacken Konzentrationen zwischen 1-20 mg/l (Abbildung 6-32c). Einzig ZU zeigt mit initial bis zu 85 mg/l deutlich höhere Konzentrationen, welche jedoch im Verlauf des Versuchs stark sinken. Wie beim VVEA-Eluattest ist die Mobilisierung sehr gering und kumulativ betrachtet liegen die Konzentrationen der beiden Versuche im ähnlichen Bereich.

<u>VVEA-relevante Spezies:</u>

DOC findet sich im VVEA-Eluattest in Konzentrationen von 11.1-52.8 mg/l, was einer Mobilisierung von 1.6-5.3 % entspricht (Abbildung 6-31b). Somit werden die VVEA-Eluatgrenzwerte Typ B und C (20 mg DOC/l) teilweise überschritten, was mit Abweichungsfaktoren Δ_f >1 in Abbildung 6-33 grafisch gezeigt wird. Im leicht sauren Test 1 zeigen sich mehrheitlich höhere Konzentrationen, während sie bei reduzierter Korngrösse um bis zu 40 % tiefer sind. Die Freisetzung von DOC zeigt somit eine gewisse Korngrössenabhängigkeit. Die Freisetzung von DOC im Säulenversuch verläuft mit initialen Konzentrationen von mehreren 100 mg/l, welche mit zunehmendem L/S schnell sinken (Abbildung 6-32d). Kumuliert betrachtet sind die Konzentrationen der beiden Versuche vergleichbar. Auffällig sind erhöhte DOC-Konzentrationen bei TH, die mit der Verbrennung von Klärschlamm während der Beprobung zusammenhängen.

Ammonium erwies sich für die Analytik als problematische Spezies, welche nicht oder nur mit hoher Nachweisgrenze gemessen werden konnte. Genaue Aussagen zu Konzentrationsbereichen und Einordung in Bezug auf die VVEA-Eluatgrenzwerte (Typ B = 0.5 resp. Typ C = 5 mg $NH4^+$/l) sind deshalb nicht möglich. Besser ist die Datengrundlage in den Säulenversuchen, wo initiale Ammoniumkonzentrationen von 10-30 mg/l resuliteren, welche kontinuierlich sinken.

Cu weist im VVEA-Eluattest 1 Konzentrationen von <0.5-1.9 mg/l auf (Abbildung 6-31b), wodurch der VVEA-Eluatgrenzwert Typ C (0.5 mg Cu/l) mehrheitlich überschritten wird (Abbildung 6-33). Einzig BI liegt mit <0.5 mg/l Cu unterhalb des Grenzwerts. Die Mobilisierung beträgt lediglich 0.1-0.5 %, obwohl Cu im leicht sauren pH des Test 1 (6.2-6.3) bereits als Kation gelöst werden kann (Dzombak und Morel, 1990). Bei basischen Bedingungen hingegen, sind Schwermetalle an reaktive Oberflächen sorbiert, so dass Cu nur durch Komplexbildung mit (an-)organischen Liganden, vor allem DOC, gelöst

werden kann. Deshalb sind die Cu-Konzentrationen im basischen VVEA-Eluattest 2 um bis zu 65 % kleiner als im Test 1.

Abbildung 6-33: *VVEA-relevante Spezies der konventionellen Restschlacken BE, TH, ZU, BI und Linth 0-80 mm auf den Eluatgrenzwert Typ C normalisiert. --- = 1 (entspricht VVEA Eluatgrenzwert Typ C), Δ_f >1 = Grenzwert überschritten, Δ_f <1 =Grenzwert eingehalten.*

Für die Diskussion der Freisetzung der Schwermetalle gilt es zu beachten, dass der Säulenversuch mit deionisiertem Wasser durchgeführt wurde, weshalb er dem VVEA-Eluattest 2 entspricht und nicht dem für Schwermetalle relevanten VVEA-Eluattest 1. Die Konzentrationen und mobilisierten Anteile des VVEA-Eluattests sind deshalb meist höher als die aufkumulierten Konzentrationen im Säulenversuch.

Die Cu-Konzentrationen im Säulenversuch sinken mit zunehmendem L/S, wobei BE und v.a. TH deutlich höhere initiale Konzentrationen zeigen als die übrigen Restschlacken (Abbildung 6-32e). Dies ist auf erhöhte Komplexbildung aufgrund hoher DOC-Gehalte dieser beiden Restschlacken zurückzuführen.

Zn weist im VVEA-Eluattest 1 Konzentrationen von 3.1-11.3 mg/l auf (Abbildung 6-31b), wodurch der Grenzwert Typ C (10 mg Cu/l) teilweise überschritten wird (Abbildung 6-33). Dies ist jedoch einzig bei ZU der Fall. Die Mobilisierung ist mit 0.3-1.9 % bis zu 4 Mal so hoch wie bei Cu, was ebenfalls anhand von pH- und Adsorptionseigenschaften erklärte werden kann: bei den vorliegenden pH-Bedingungen (6.2-6.3) kann ein höherer Anteil an Zn als Kationen gelöst werden. Im basischen VVEA-Eluattest 2, hingegen kann auch Zn nur als Komplex mit (an-)organischen Liganden mobilisiert werden, weshalb die Konzentrationen um bis zu 95 % kleiner sind als im VVEA-Eluattest 1.

Die Freisetzung von Zn im basischen Säulenversuch verläuft für die untersuchten Rohschlacken mit einem initialen Anstieg der Konzentration, welcher spätestens ab L/S 1 in eine Konzentrationsabnahme übergeht. Die Konzentrationen bewegen sich in einem engen Bereich zwischen 0.05-0.30 mg/l.

6.5.2 Schlacke aus erweiterter Aufbereitung

6.5.2.1 RecuLAB

Die Eluate der Fraktionen des RecuLAB-Verfahrens zeigen ein Verteilungsmuster, welches die Situation im Feststoff wiederspiegelt. Einige Aspekte dazu wurden bereits in Kapitel 5 untersucht und werden hier weiter vertieft.

Prozesswasserrelevante Spezies:

Die ausgeschleuste Feinfraktion <0.033 mm zeigt gegenüber der konventionell aufbereiteten Schlacke (Linth 0-80 mm) Na, K, Ca, und Cl Konzentrationen im Eluat, die um das 2-4-fache höher sind. Im Falle von SO_4^{2-} liegt die Anreicherung sogar um das 50-fache (Tabelle 6-11, Abbildung 6-34a). Die aufbereitete Grobfraktion 0.033-80 mm verhält sich indes genau invers. Die Konzentrationen der Spezies Na, K und Ca betragen leidglich 60-80 % gegenüber der Fraktion Linth 0-80 mm, während die Konzentrationen von Cl und SO_4^{2-} beider Fraktionen im ähnlichen Bereich liegen. Dieses An- und Abreicherungsmuster basiert auf dem RecuLAB-Waschprozess, mit Kreislaufführung des Prozesswassers, wodurch dieses stark angereichert an löslichen Bestandteilen ist (Tabelle 6-11). In der Fraktion 0.033-80 mm sind diese Bestandteile ausgewaschen und die Konzentrationen im Eluat deshalb eher tief.

Tabelle 6-11: *Resultate VVEA-Eluattest für Fraktionen der KVA Linth.*

	Linth 0-80 mm		**RecuLAB 0.033-80 mm**		**RecuLAB <0.033 mm**		**RecuLAB <0.033-80 mm**		**RecuLAB**
Para-meter	**Konzen-tration**	**Mobili-sierung**	**Konzen-tration**	**Mobilis-ierung**	**Konzen-tration**	**Mobilis-ierung**	**Konzen-tration**	**Mobilis-ierung**	**Prozess-wasser**
Einheit	pH: - LF: mS/cm; Messw.: mg/l	%	pH: - LF: mS/cm; Messw.: mg/l	%	pH: - LF: mS/cm; Messw.: mg/l	%	pH: - LF: mS/cm; Messw.: mg/l	%	pH: - LF: mS/cm; Messw.: mg/l
pH T1	5.6	–	5.7	–	6.6	–	6.2	–	12.0
pH T2	12.0	–	11.9	–	12.2	–	12.2	–	
LF T1	3.7	–	3.8	–	12.18	–	3.9	–	37.2
LF T2	5.4	–	3.9	–	7.61	–	6.6	–	
Na	155	8.6	93.8	3.6	368	56.0	111	4.5	45'187
K	53.1	7.8	42.5	5.7	134	23.4	50.0	6.9	16'715
Ca	372	1.8	299	1.7	1566	5.3	641	3.5	26'837
Cl	247	31.7	236	32.8	995	76.8	266	35.4	10'860
SO_4^{2-}	23.3	0.6	33.0	1.4	1153	9.3	208	7.3	1'710
Al	8.82	0.2	5.52	0.1	<0.5	–	<0.5	–	0.61
DOC	18.1	1.7	8.82	1.8	67.5	2.6	15.1	2.5	324
Cu	0.99	0.2	1.18	0.4	0.76	0.3	0.95	0.3	37.2
Zn	4.60	1.0	4.00	1.4	2.23	0.3	6.60	2.0	25.6

Die Fraktion <0.033 mm wird hingegen intensiv im angereicherten Prozesswasser behandelt und in einer Kammerfilterpresse entwässert. Aufgrund der hohen verbleibenden Restfeuchte (TS = 55 Gew.-%) findet ein Eintrag leichtlöslicher Bestandteile statt, was zu einer starken Anreicherung führt. Dieser Stoffeintrag, zeigt sich teilweise auch bei der Fraktion <0.033-80 mm, in welcher die Fraktionen <0.033 mm und 0.033-80 mm anteilmässig gewichtet sind. Im Vergleich zur Fraktion Linth 0-80 mm mit der gleichen Korngrössenverteilung, sind die Konzentrationen von Ca und SO_4^{2-} deutlich höher. Die Konzentrationen von Cl, sind fast identisch, während Na und K in der Fraktion <0.033-80 mm durch den Waschprozess abgereichert sind.

Abbildung 6-34: *Konzentrationen der Schlackenfraktionen der KVA Linth im VVEA-Eluattest für a) prozesswasserrelevante Spezies Na, K, Ca, Cl, SO_4^{2-}, Al und b) VVEA-relevante Spezies DOC, Zn und Cu.*

Die Mobilisierung von Na, K und Cl beträgt in der Fraktion <0.033 mm zwischen 23-77 % und ist damit 2-10 Mal höher als bei den Fraktionen Linth 0-80 mm und RecuLAB 0.033-80 mm. Mit 5-9 % in der Fraktion <0.033 mm ist die Mobilisierung von Ca und SO_4^{2-} dagegen deutlich tiefer. Bei den Fraktionen Linth 0-80 mm und RecuLAB 0.033-80 mm beträgt sie <2 %.

Die Freisetzung im Säulenversuche entspricht für Na, K und Cl in allen Fraktionen dem typischen Muster verfügbarkeitskontrollierter Elemente (Abbildung 6-35a).

Abbildung 6-35: *Konzentrationsverlauf, kumulierte Konzentration und Mobilisierung von Na (a), Ca (b), Al (c), DOC (d) und Cu (e) während des Säulenversuchs (CEN/TS 14405) der Schlackenfraktionen der KVA Linth.*

Beim Säulenversuch der Fraktion Linth 0-80 mm wurde der Versuch nach dem Erreichen von L/S 10 bis L/S 30 weitergeführt, um die weitere Entwicklung zu verfolgen. Die zusätzlich mobilisierten Anteile an Na, K und Cl durch die verlängerte Testdauer sind dabei vernachlässigbar. Ähnlich verhält sich auch SO_4^{2-}, welches jedoch für die Fraktion RecuLAB <0.033-80 mm initiale Konzentrationen zeigt, welche ca. 10 Mal höher sind als bei den Fraktionen Linth 0-80 mm und RecuLAB 0.033-80 mm.

Ca zeigt für die Fraktion Linth 0-80 mm und RecuLAB 0.033-80 mm einen typisch parabelförmigen Verlauf (Abbildung 6-35b). Die Fraktion <0.033-80 mm zeigt dagegen initial ca. 8 Mal höhere Konzentrationen, die konstant sinken und beim Erreichen von L/S 10 in einem ähnlichen Bereich zu liegen kommen, wie die erstgenannten Fraktionen. Dies ist auf den Eintrag von Ca mit dem Prozesswasser in diese Fraktion und dessen schnelle Verfügbarkeit im nachfolgenden Eluattest zurückzuführen.

Das Eluatverhalten von Al weist in der Fraktion <0.033 Konzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze aufweist, während die Fraktion 0.033-80 mm ca. 5 mg Al/l enthält. Im Vergleich dazu enthält die konventionelle Fraktion Linth 0-80 mm doppelt so viel Al (Abbildung 6-34a). Bei der Fraktion <0.033 mm deckt sich dies mit dem tiefen Al-Gehalt im Feststoffe, während bei der Fraktion 0.033-80 mm ein Teil des Al während der Aufbereitung mobilisiert wurde. Insgesamt liegt die Mobilisierung lediglich im sub-% Bereich. Im Säulenversuch zeigt sich der amphotere Charakter von Al besonders im Versuch bis L/S 30; anders als die übrigen Spezies steigt die Konzentration von Al konstant an und flacht erst im Bereich L/S 30 ab (Abbildung 6-35c).

<u>VVEA-relevante Spezies:</u>

Wie die soeben diskutierten Spezies weist DOC in der Feinfraktion <0.033 mm stark erhöhte Konzentrationen von ca. 70 mg/l auf, was einer 3.5-fache Überschreitung des VVEA-Eluatgrenzwert entspricht (Abbildung 6-34b, Abbildung 6-35d, Abbildung 6-36). Die übrigen Fraktionen zeigen DOC-Konzentrationen unterhalb des Grenzwertes.

Die Konzentrationen von Cu und Zn im VVEA-Eluattest 1 sind in der Fraktion <0.033 mm tiefer als in der Fraktion 0.033-80 mm (Abbildung 6-34b). Somit verhalten sich diese Schwermetalle genau invers zu den bisher diskutierten Spezies. Dies liegt am höherem pH der Fraktion <0.033 mm, bei welchem diese Schwermetalle noch sorbiert sind (Dzombak und Morel, 1990). Im Säulenversuch mit basischen Bedingungen, weist dagegen die Fraktion <0.033-80 mm, in welcher die Fraktion <0.033 mm anteilsmässig vertreten ist, die höchsten Konzentrationen auf (Abbildung 6-35e). Bei Cu begünstigt hier der hohe DOC-Gehalt der Fraktion <0.033 mm die Bildung von Komplexen. Die Mobilisierung von Cu und Zn liegt in jedem Fall im sub-%-Bereich. Der VVEA-Grenzwert Typ C wird für Cu von allen Fraktionen überschritten (Abbildung 6-34b).

Abbildung 6-36: *VVEA-relevante Spezies aller Fraktionen der KVA Linth inkl. RecuLAB-Verfahren auf den Eluatgrenzwert Typ C normalisiert. Rot = ausgeschleuste Feinfraktion, grün = aufbereitete Grobfraktion, violett = gewichtete Gesamtschlacke RecuLAB, blau = konv. Restschlacke Linth 0-80 mm zum Vergleich. --- = 1 (entspricht VVEA Eluatgrenzwert Typ C), Δ_f >1 = Grenzwert überschritten, Δ_f <1 =Grenzwert eingehalten.*

6.5.2.2 SELFRAG

Die Restschlacken der KVA Saidef zeigen ähnlich wie die Fraktionen der KVA Linth Korngrössen- und Wascheffekte. Einige Aspekte dazu wurden bereits in Kapitel 5 untersucht und werden hier weiter vertieft.

Prozesswasserrelevante Spezies:

Die Na-, K-, Ca- und Cl-Konzentrationen der ausgeschleusten Feinfraktionen <2mm tr und <2mm nass sind 1-2 Grössenordnungen höher als in den Fraktionen, welche mittels SELFRAG behandelt wurden (Tabelle 6-12, Abbildung 6-37a). Innerhalb der beiden Feinfraktionen <2 mm sind die Konzentrationen jeweils in der nass ausgesiebten Fraktion tiefer. Die Behandlung mit Prozesswasser führt bei diesen Spezies zu einer Auswaschung leichtlöslicher Anteile. Dieser Wascheffekt ist auch bei den aufbereiteten Fraktionen 2-10 mm und 10-40 mm der Fall, welche mittels SELFRAG intensiv gewaschen wurden und deshalb tiefe Konzentrationen aufweisen. Die Fraktion 10-40 mm zeigt dabei jeweils die tiefsten Konzentrationen. Allgemein wird das Prozesswasser der SELFRAG nicht im Kreislauf geführt, sondern laufend gereinigt und erneuert. Dadurch werden leichtlösliche Anteile noch effektiver ausgewaschen als mit Prozesswasser, welches durch Kreislaufführung bereits mit hohen Konzentrationen angereichert ist. Auch die Mobilisierung fällt deshalb bei gewaschenen Fraktionen eher tiefer aus als bei Fraktionen, welche trocken aufbereitet wurden. Dies zeigt sich auch bei der Freisetzung im Säulenversuch (Abbildung 6-38a-b).

Tabelle 6-12: *Resultate VVEA-Eluattest für Fraktionen der KVA Saidef.*

	>40 mm		<2 mm tr		<2mm nass		2-10 mm		10-40 mm		Saidef
Parameter	**Konz.**	**Mobil.**	**Konz.**	**Mobil.**	**Konz.**	**Mobil.**	**Konz.**	**Mobil.**	**Konz.**	**Mobil.**	**Prozess-wasser**
Einheit	pH: - LF: mS/cm; Messw.: mg/l	%	pH: - LF: mS/cm; Messw.: mg/l	%	pH: - LF: mS/cm; Messw.: mg/l	%	pH: - LF: mS/cm; Messw.: mg/l	%	pH: - LF: mS/cm; Messw.: mg/l	%	pH: - LF: mS/cm; Messw.: mg/l
pH T1	6.1	–	5.9	–	6.1	–	5.8	–	5.9	–	12.0
pH T2	10.0	–	12.3	–	12.0	–	11.2	–	10.8	–	
LF T1	2.9	–	11.1	–	3.1	–	1.9	–	1.7	–	27.0
LF T2	1.5	–	4.8	–	9.1	–	1.1	–	0.8	–	
Na	108	6.2	424	32.3	170	18.0	43.2	1.4	35.1	1.3	2958
K	35.9	4.0	149	14.1	64.8	9.7	17.2	1.7	14.6	1.4	1193
Ca	128	0.7	854	3.0	766	2.4	94.6	0.6	69.0	2.0	752
Cl	122	17.1	821	52.0	339	41.0	105	13.2	47.9	36.5	5750
SO_4^{2-}	19.7	0.8	9.80	0.3	4.9	0.15	5.2	0.8	7.1	0.7	940
Al	47.3	0.8	0.18	<0.01	0.19	<0.01	43.4	1.0	49.8	1.0	0.6
DOC	29.5	8.7	100	9.3	103	7.2	17.8	5.1	11.6	7.8	527
Cu	0.05	<0.1	0.37	0.1	0.62	0.2	0.12	0.1	<0.05	-	7.09
Zn	1.91	0.6	1.59	0.4	0.81	0.2	2.55	1.0	2.11	0.9	1.55

Abbildung 6-37: *Konzentrationen der Schlackenfraktionen der KVA Saidef im VVEA-Eluattest für a) prozesswasserrelevante Spezies Na, K, Ca, Cl, SO_4^{2-}, Al und b) VVEA-relevante Spezies DOC, Zn und Cu.*

Abbildung 6-38: *Konzentrationsverlauf, kumulierte Konzentration und Mobilisierung von Na (a), Ca (b), Al (c), DOC (d), NH4+ (e) und Cu (f) während des Säulenversuchs (CEN/TS 14405) der Schlackenfraktionen der KVA Saidef.*

Al weist in den Fraktionen <2 mm tr und nass auf Konzentrationen um 0.2 mg/l auf, während sie in den übrigen Fraktionen zwei Grössenordnungen höher sind (43 – 58 mg/l) (Tabelle 6-12, Abbildung 6-37a). Damit korreliert Al mit dem Gehalt im Feststoff, wovon ca. 1 % mobilisiert wird. Im Säulenversuch liegen initial steigende Konzentrationen vor, welche spätestens ab L/S 1 sinken. Bis L/S 10 bleiben die Konzentrationen im Bereich von ca. 50 mg/l, was auf den amphoteren Charakter von Al hindeutet (Abbildung 6-38c).

VVEA-relevante Spezies:

DOC weist in den ausgeschleusten Feinfraktionen Konzentrationen um 100 mg/l auf, womit der Grenzwert Typ C 5-fach überschritten wird (Abbildung 6-37b, Abbildung 6-39). Die aufbereiteten Grobfraktionen liegen mit <20 mg DOC/l hingegen unter dem Grenzwert. DOC korreliert insgesamt mit dem Gehalt im Feststoff, welcher zu ca. 5-10 % mobilisiert wird. Im Säulenversuch zeigen sich zudem bei vergleichbarer Korngrösse tiefere DOC–Konzentration in gewaschenen Fraktionen (Abbildung 6-38d).

Bei den Schwermetallen führt sich der Trend von erhöhten Konzentrationen in den ausgeschleusten Feinfraktionen bei Cu fort. In beiden Eluatversuchen weisen diese Fraktionen Cu-Konzentrationen auf, welche den Grenzwert Typ C 3-4-fach überschreiten (Abbildung 6-38e, Abbildung 6-39). Die aufbereiteten Grobfraktionen zeigen dagegen tiefe Cu-Konzentrationen unterhalb des Grenzwertes Typ C. Die Mobilisierung liegt bei allen Fraktionen im sub-% bis %-Bereich. Beim Zn ist die Situation weniger eindeutig, da trotz Unterschieden im Feststoffgehalt die Eluatkonzentrationen aller Fraktionen in ähnlichen Bereichen liegen. Diese tiefen Konzentrationen sind jeweils deutlich unterhalb des Grenzwerts Typ C (Abbildung 6-39).

Abbildung 6-39: *VVEA-relevante Spezies aller Fraktionen der KVA Saidef inkl. SELFRAG-Verfahren auf den Eluatgrenzwert Typ C normalisiert. Rot = ausgeschleuste Feinfraktion, grün = aufbereitete Grobfraktion, blau = gewichtete Gesamtschlacke Saidef. --- = 1 (entspricht VVEA Eluatgrenzwert Typ C), Δ_f >1 = Grenzwert überschritten, Δ_f <1 =Grenzwert eingehalten.*

Grundsätzlich haben die VVEA-Eluatgrenzwerte zwar keinen Einfluss auf den gesetzlich vorgeschriebenen Umgang mit Restschlacken, aber sie ermöglichen eine Einordnung der Emissionen, welche von den verschiedenen Fraktionen ausgehen. Dies ist insbesondere für die Nachsorgedauer von Deponien relevant und wird in nachfolgenden Kapiteln diskutiert:

Kap. 6.6: Aussagen zur Gefährdungsabschätzung und Nachsorgedauer von Schlackendeponien, durch die Kombination von Laborversuchen und Modellierungen. Das Ziel dabei sind Prognosen über die Schadstoffentwicklung auf Schlackendeponien.

Kap. 6.7 - 6.8: Einordnung der Schweizer Restschlackenfraktionen in einen Europäischen Kontext. Durchführung von Laborversuchen an aufbereiteten Grobfraktionen, welche das Potential einer alternativen Verwendung aufweisen. Ziel der Laborversuche ist es, Verfahren zur Qualitätsverbesserung dieser Restschlacken zu entwickeln, um Teilfraktionen als Sekundärrohstoffe verwenden zu können.

6.6 Nachsorgedauer mineralischer Restschlacken

Diese Resultate dienen einerseits als Grundlage für Aussagen zur Gefährdungsabschätzung und Nachsorgedauer von Schlackendeponien, andererseits erlauben sie die Einordung von Schweizer Restschlacken in einen Europäischen Kontext.

6.6.1 Gefährdungsabschätzung

Alle untersuchten Restschlacken werden heute in der Schweiz unabhängig von ihrer Qualität auf Schlackendeponien vom Typ D abgelagert. Technische Barrieren verhindern dabei das Austreten von Schadstoffen in die Umwelt. Nach Abschluss der Deponie schreibt die VVEA eine Nachsorge vor, welche auf eine überschaubare Zeit beschränkt sein muss (Art. 43). Nach spätestens 50 Jahren sollen keine aktiven Massnahmen wie Sickerwasser- oder Abluftreinigung zum Schutz der Umwelt mehr notwendig sein. Konkret heisst dies im Falle des Sickerwassers, dass dauerhaft keine schädlichen oder lästigen Einwirkungen auf nutzbares Grundwasser oder Oberflächengewässer von einer abgeschlossenen Deponie ausgehen dürfen. Auf Deponien wird das gefasste Sickerwasser deshalb regelmässig beprobt und der Verlauf der Emissionen dokumentiert.

Für die Einordnung dieser Messungen liefert die sogenannte Gefährdungsabschätzung der zuständigen Behörde eine Beurteilungsgrundlage zur Überprüfung, ob die Deponien aktuell oder innerhalb von 50 Jahren nach deren Abschluss schädliche oder lästige Einwirkungen auf die Umwelt haben können (BAFU, 2019b). Die Gefährdungsabschätzung beinhaltet eine Beurteilung des Ist-Zustands und eine nachvollziehbare plausible Prognose, welche der Behörde folgendes ermöglicht:

- Eine Vorhersage über den Zustand der technischen Systeme bis zum Ende der Betriebszeit und danach bis zum Ende der Nachsorgephase.
- Eine Vorhersage über die Entwicklung der Emissionen der Deponie (Ort ihres Auftretens, Menge und Beschaffenheit).
- Eine Beurteilung der Einwirkungen der Emissionen auf die Umwelt (Transformation der schädigenden Stoffe ausserhalb der Deponie, Empfindlichkeit des Deponieumfelds hinsichtlich der Emissionen).

Eine zentrale Grundlage für die Durchführung der Prüfungen ist eine Beschreibung der Deponie mit ihren räumlichen Rahmenbedingungen (Standort, Klima, Hydrogeologie, Nutzungen im Umfeld etc.), den deponietechnischen Einrichtungen und Barrieren und die Zusammensetzung des abgelagerten Abfalls. Wesentlich sind weiter Ergebnisse der

Untersuchungen des Sickerwassers, des Deponiegases sowie der Emissionen im Umfeld der Deponie. Die Gefährdungsabschätzung ist dabei in folgende Stufen gegliedert:

- Vorprüfung: Abklärung der Einhaltung von spezifischen Beurteilungskriterien für die Klassierung als unkritischer Fall oder Kandidat für eine Hauptprüfung.
- Hauptprüfung: Prüfung von weiteren Aspekten der Deponie, des Sickerwassers und der Einwirkungen auf die Umwelt.
- Detailprüfung: Prognose der Entwicklung der Emissionen der Deponie für verschiedene Zustände in der Zukunft unter Einbezug folgender Aspekte:
    - Schadstoffpotential und Leitparameter
    - Technische Beurteilung der Systemkomponenten
    - Emissionsprognose
    - Schadstofftransport
    - Einstufung der Gefährdung
    - Gesamtbewertung

6.6.2 Einfluss von veränderten Bedingungen

Die detaillierte Charakterisierung der verschiedenen Restschlackenfraktionen aus erweiterten Aufbereitungsverfahren hat einen Trend zur Fraktionierung (ausgeschleuste Feinfraktionen und aufbereitete Grobfraktionen) aufgezeigt (Kap. 6.4 & 6.5). Dies führt dazu, dass das Schadstoffpotential ungleich in die verschiedenen Fraktionen verteilt wird. Eine intensivere Behandlung mit erweiterter Aufbereitung führt zu tieferen Gehalten VVEA-relevanter Spezies und demnach zu einem tieferen Schadstoffpotential, während das frühzeitige Ausschleusen von Feinfraktionen zu einer Aufkonzentration der Schadstoffe führt. Da sich dieser Trend auch im Eluat zeigt, hat die Aufbereitung von Schlacken -als Gedankenexperiment- auch einen Einfluss auf die Nachsorge der Restfraktionen. Diese wäre bei aufbereiteten Grobfraktionen kürzer, aufgrund der tieferen (Schadstoff)emissionen. Allerdings ist die Dynamik der Schadstofffreisetzung und damit die Konzentrationen im Eluat stark abhängig von den vorherrschenden Bedingungen, welche bei Deponie stark variieren können. Um diese Effekte abschätzen zu können, wurde am Beispiel der Fraktion Linth 0-80 mm der Säulenversuch mit folgenden Variationen durchgeführt:

- Reduzierte Korngrösse <2 mm
- Beheizte Säule mit Eluattemperatur von ca. 70°C

Gegenüber dem Test mit Korngrösse <5 mm (Kap. 6.5.2) führt eine reduzierte Korngrösse <2 mm bei leichtlöslichen Spezies (Na, K, Cl), DOC und Schwermetallen (Cu) zu initial

höheren Konzentrationen. Diese sinken jedoch schneller, so dass aufkumuliert bei L/S 10 ähnliche oder sogar tiefere Konzentration vorliegen (Abbildung 6-40a, d & e). Beispielsweise zeigt Cu bei reduzierter Korngrösse die 3-fache Konzentration, was auf die vergrösserte Oberfläche zurückzuführen. Kumuliert bei L/S 10 sind die Konzentrationen der Fraktionen <2 mm und <5 mm aber nahezu identisch. Dies könnte mit dem Restmetallgehalt zusammenhängen, welcher bei der Zerkleinerung der Korngrösse durch händisches Aussortieren von Metallen reduziert wird.

Ebenfalls initial höhere Konzentrationen für diese Spezies zeigen sich beim Versuch mit erhöhter Temperatur, wobei hier die Konzentrationsabnahme langsamer abläuft, so dass insgesamt eine 20-60 % höhere Mobilisierung erfolgt. Gerade in Deponien kann aufgrund von Metallkorrosion und Hydratation von Schlackenphasen eine Temperaturerhöhung auf bis zu 90°C stattfinden, was insbesondere bei leichtlöslichen Verbindungen eine höhere Löslichkeit bewirkt. Erhöhte Temperaturen führen auch zu einer schnelleren Korrosion amorpher Bestandteile, was ebenfalls zu höheren Konzentrationen und Frachten im Eluat führen kann (Speiser, 2001).

Al ist bezüglich Korngrösse und Temperatur die sensitivste Spezies, da die Korrosion von partikulärem Al sowohl durch eine grössere Oberfläche, als auch durch erhöhte Temperatur begünstigt wird. Die Reduktion der Korngrösse von <5 auf <2 mm bewirkt so eine Verzehnfachung und die Erhöhung der Temperatur auf 70°C gar eine Verfünfzigfachung der Konzentration (Abbildung 6-40c).

Anders verhält sich die Situation bei Ca, welches sowohl für reduzierte Korngrösse wie auch für erhöhte Temperatur deutlich tiefere Konzentrationen aufweist (Abbildung 6-40b), wobei die Korngrössenabhängigkeit stringent mit den Beobachtungen im VVEA-Eluattest mit reduzierter Korngrösse (Kap. 6.5.1) ist. Die Konzentration von Ca steigt in allen drei Versuchen bis L/S 1-2, bevor sie moderat sinkt. Die Hydratation von CaO zu Portlandit könnte dafür verantwortlich sein, dass initial wenig Ca gelöst wird. Mit der Zeit stellt sich ein Gleichgewicht ein, welches durch die eingeschränkte Löslichkeit von Ca gesteuert wird. Die Löslichkeit vieler Ca-haltigen Phasen ist zudem stark temperaturabhängig, wobei deren Löslichkeit bei steigender Temperatur abnimmt.

Zusammenfassend hat eine reduzierte Korngrösse aufgrund der vergrösserten Oberfläche einen Einfluss auf die Lösungskinetik, während erhöhte Temperatur Einfluss auf die Löslichkeit der Stoffe hat. Insbesondere die erhöhte Temperatur kann zu markanten Konzentrationsveränderungen führen, wobei bei endothermen Lösungsprozessen (z.B. Lösung von NaCl) die Löslichkeit mit steigender Temperatur zunimmt, während sie bei exothermen Lösungsprozessen (z.B. Lösung von Karbonat) mit steigender Temperatur abnimmt.

Abbildung 6-40: *Resultate der Säulenversuche an der Fraktion Linth 0-80 mm unter Standardbedingungen, reduzierter Korngrösse und erhöhter Temperatur für Konzentrationsverlauf, kumulierte Konzentration und Mobilisierung von Na (a), Ca (b), Al (c), DOC (d) und Cu (e).*

Das bessere Verständnis des Schadstoffpotentials durch die detaillierte Untersuchung der Restschlackenfraktionen und deren Dynamik bei variierenden Bedingungen stellt ein wichtiger Aspekt bei der Detailprüfung dar. Wichtiger jedoch als die reine Dynamik der Schadstofffreisetzung ist deren zeitliche Einordnung mit Hilfe von Modellen, was in Kapitel 3 erarbeitet wurde. Basierend auf diesen Resultaten werden im Folgenden die Nachsorgedauer realer Schlackendeponien modelliert.

6.6.3 Prognose der Sickerwasserentwicklung realer Deponien

Säulenversuche liefern detaillierte Daten über die Dynamik der Freisetzung von (Schad)stoffen aus Restschlacken mit zunehmendem L/S. Für viele Spezies zeigen sich dabei typische Verlaufsmuster, beispielsweise mit hohen initialen Konzentrationen, welche mit zunehmendem L/S sinken. Die zu erwartenden Sickerwasseremissionen einer Schlackendeponie können so abgeschätzt werden, jedoch ohne Angabe über deren zeitlichen Verlauf. In Kapitel 3 wurde der Konzentrationsentwicklung eine zeitliche Komponente zugeordnet, indem das L/S als Zeit ausgedrückt wird. Dadurch ist es nun möglich, die Dauer der Nachsorge zu untersuchen. Dazu wurde ein physikalisch-chemisches Modell von Lauer et al. (2011) verwendet, welches auf exponentieller Abnahme der Konzentration basiert. Wichtige Eingabegrössen für das Emissionsmodell sind dabei die Zusammensetzung der abgelagerten Schlacke, das Fliessregime des Deponiekörpers (Heterogenität) und verschiedene deponietechnische Faktoren (Schütthöhe, Einbaudichte). Faktoren wie pH, Temperatur, Redox oder Sorption werden jedoch nicht berücksichtigt, weshalb das Modell nur für löslichkeitskontrollierte Spezies geeignet ist und für DOC optimiert wurde. Die Modellierung in Kapitel 3, sowie die nachfolgenden Prognosen basieren auf der Formel 3-1.

Für das Modellieren von Sickerwasserentwicklungen spielt der Heterogenitätsfaktor (h), welcher das Fliessregime einer Deponie beschreibt, eine zentrale Rolle. In Eluatversuchen wird Probenmaterial jeweils homogenen durchflossen, was im Modell mittels Volldurchströmung h=1 simuliert wird. Dies entspricht jedoch nicht den Bedingungen, die in Deponien vorherrschen, wo aufgrund präferenzieller Fliesswege kaum eine homogene Auswaschung stattfindet, sondern nur Teile des Materials ausgewaschen werden. Das wird im Modell mittels erhöhter Heterogenität h=4 simuliert, was einer Teildruchströmung von 25 % des Deponiekörpers entspricht, und zu einer schnelleren Abnahme der Konzentration führt. Durch diese Teilauswaschung verbleibt ein höheres DOC-Potential, das durch Veränderungen des Fliessregimes (Verlagerung präferentieller Fliesswege und Durchströmung neuer Bereiche) mobilisiert werden kann. Dies hätte erhöhte DOC-Konzentrationen im Sickerwasser zu einem späteren Zeitpunkt zur Folge.

Mit den gewonnenen Erkenntnissen über diesen Modellansatz, kann eine DOC-Prognose über 50 Jahre für reale Schlackendeponien erstellt werden. Als Grundlage dazu dienen Sickerwasserdaten der Schweizer Schlackendeponien A und B, welche durch die Umweltbehörde des für die beiden Deponien zuständigen Kantons zur Verfügung gestellt wurden. Die Identität der beiden Deponien und ihres Standortkantons wird hier vertraulich behandelt. Ähnliche Sachverhalte dürften allerdings auch bei andern in der Schweiz vorhandenen Schlackendeponien zutreffen. Die gemessenen DOC-Konzentrationen zeigen, ähnlich wie die Säulenresultate, einen Trend schnell sinkender Konzentrationen (Abbildung 6-41). Allerdings ist dieser Trend initial nicht konstant, sondern wird vor allem bei der Deponie B von Phasen erhöhter Konzentration unterbrochen. Diese Messwerte fallen in den Zeitraum der Ablagerung, wo stetig neue Schlacke mit auswaschbarem TOC eingebaut wurde. Bei Deponie A, welche von 1987-2007 betrieben wurde und eine Mächtigkeit von 31 m aufweist, sind diese Konzentrationsschwankung jedoch wenig ausgeprägt. Die hohen initialen Konzentrationen sinken innerhalb von fünf Jahren auf Werte <100 mg DOC/l, wobei erst gegen Ende der Ablagerung bei DOC <50 mg/l geringfügige Konzentrationsschwankung auftreten. Deponie B, welche von 1999-2006 in Betrieb war und eine Mächtigkeit von 16 m aufweist, zeigt dagegen eine ganz andere Entwicklung. Initiale DOC-Konzentrationen <100 mg/l steigen nach einigen Jahren stark an und erreichen am Ende der Ablagerung die höchsten Werte von 200 mg DOC/l.

Abbildung 6-41: *Gemessene DOC-Konzentrationen der Deponien A und B und Prognose der DOC-Konzentrationsentwicklung für 50 Jahre.*

Zur Abschätzung des durchströmten Anteils wird die Entwicklung der gemessenen Sickerwasserkurve der Deponie A mit variierenden Heterogenitätsfaktoren nachmodelliert. Die variable Zunahme des L/S während der Ablagerungsphase wird dabei ebenfalls berücksichtigt, wobei sich folgendes zeigt (Abbildung 6-42):

- Die Modellierung einer Volldurchströmung (h=1) sowie einer Teildurchströmung von 25 % (h=4) des deponierten Materials übersteigen die gemessenen Sickerwasserkonzentrationen deutlich.
- Erst bei einem durchströmten Anteil von lediglich 8.5 % stimmt die Modellierung mit den gemessenen Sickerwasserkonzentrationen überein.

Abbildung 6-42: *Abschätzung des durchströmten Anteils der Deponie A, durch Variation des Heterogenitätsfaktors h. h=1 entspricht 100 % Durchströmung, h=4 entspricht 25 % und h=12 entspricht 8.5 % Durchströmung.*

Basierend auf dieser Erkenntnis wird nun eine Prognose für die künftige Sickerwasserentwicklung der beiden Deponien berechnet. Für Deponie A dient dabei als Anfangskonzentration der leichtlöslichen Anteile (c_0) 95 % der Konzentration zum Zeitpunkt der Schliessung der Deponie (Tabelle 6-13). Die restlichen 5 % entsprechen der Anfangskonzentration schwer abbaubarer organischer Anteile (c_{org}). Bei Deponie B wird der Beginn der Prognose erst 2010 angesetzt, nach dem sich bezüglich DOC-Konzentration ein sinkender Trend etabliert hat.

Der mobilisierbare Anteil m_v wird aus dem Durchschnitt der Säulenversuche konventioneller Schlacken (Table 3-3), abzüglich der bereits mobilisierten Anteile zum Zeitpunkt des Prognosebeginns, berechnet. Das durchschnittliche OC/TOC-Verhältnis aus Kapitel 3 definiert c_{org}. Für die Berechnung des ΔL/S wurden für die jährliche Niederschlagsmenge und die Dichte der abgelagerten Restschlacke ebenfalls Schweizer

Durchschnittswerte aus Kapitel 3 verwendet. Aufgrund der grösseren Mächtigkeit von Deponie A weist diese das kleinere ΔL/S auf. Für den Heterogenitätsfaktor (h) wurde gemäss den getesteten Modellen von 8.5 % Durchströmung der Deponien ausgegangen (h=12), um präferentiellen Fliesswegen Rechnung zu tragen.

Tabelle 6-13: *Parameter für die Modellierung der DOC-Konzentrationsentwicklung der Deponien A und B basierend auf Sickerwasserdaten, Säulenversuchen und Bedingungen durchschnittlicher Schweizer Schlackendeponien.*

Parameter	c_0	c_{org}	m_v	m_{org}	S_w	**H**	j_t	**ΔL/S***	**h**
	mg/l	mg/l	mg C/ kg	mg C/ kg	m^3/m^2*y	m	t/m^3	l/kg*y	-
Deponie A	18	1.0	199	1750	0.42	31	1.6	0.009	12
Deponie B	49	2.6	248	1750	0.42	16	1.6	0.016	12

Die Modellierung der 50-jährigen DOC-Konzentrationsentwicklung endet aufgrund der Mächtigkeitsunterscheide der Deponien bei unterschiedlichen L/S (Abbildung 6-41). Im Falle der mächtigeren Deponie A wird ein tieferes L/S erreicht, wobei der prognostizierte Konzentrationsverlauf flacher ausfällt als bei Deponie B. Für beide Deponien fällt die DOC-Konzentration innerhalb der Nachsorgedauer von 50 Jahren unter den VVEA-Eluatgrenzwert für Typ B und C (20 mg/l). Dank der geringeren Mächtigkeit und damit der schnelleren Auswaschung bei Deponie B fällt der DOC sogar unter den Einleitgrenzwert gem. GSchV für Direkteinleitung in Oberflächengewässer (10 mg/l). Das Model zeigt somit auf, dass eine Nachsorge von 50 Jahren unter Annahme von Teildurchströmung ausreichen könnte, um DOC-Konzentrationen zu erreichen, welche eine Einleitung in natürliche Gewässer ohne Vorbehandlung rechtfertigen. Allerdings muss gerade wegen der modellierten Teildurchströmung von nur 8.5% des deponierten Materials zwingend das verbleibende DOC-Potential beachtet und miteinbezogen werden.

Nebst den berücksichtigten physikalischen Faktoren kommen chemische und biologische Veränderungen wie pH-Senkung durch Verbrauchen des Säurepuffers hinzu, was zur Freisetzung von Schwermetallen führt. Der Einbezug dieser Prozesse, sowie veränderte Freisetzungsmechanismen durch das fortschreitende Alter einer Deponie bedingen komplexere Modellansätze basierend auf reaktiven Transportmodellen im Zeithorizont >1000 Jahre. Für eine umfassende Gefährdungsbetrachtung ist somit eine Emissionsprognose unter Berücksichtigung der sich ändernden Bedingungen durchzuführen, wozu die Einflüsse von Temperatur, pH-Wert, Redoxbedingungen, Sorption und biologischer Aktivität noch genauer untersucht werden müssen.

6.6.4 Pufferkapazität

Die Mobilisierung von Schwermetallen ist stark pH-abhängig, was sich beim Vergleich der Konzentrationsbereiche der Teiltests (Test 1 = pH 6, Test 2 = pH 12) des VVEA-Eluattests in Tabelle 6-10 zeigt. Während beispielsweise DOC für beide Teiltests ähnliche Konzentrationsbereiche aufweist, sind die Schwermetallkonzentrationen in Test 1 um bis zu einer Grössenordnung höher als in Test 2. Dies stimmt mit den Ergebnissen pH-statischer Versuche (Eggimann, 2008) überein, bei denen gezeigt wurde, dass beispielsweise Cu erst unterhalb von pH 6 in erhöhten Konzentrationen gelöst wird.

Restschlacken verfügen über eine hohe Pufferkapazität, wodurch sich das System über lange Zeiträume im basischen Bereich befindet. Der Hauptpuffer bildet dabei der hohe Karbonatgehalt, welcher bei zunehmender Alterung der Restschlacken (auf Deponien) zusätzlich erhöht wird. Zuerst durch Hydratation von CaO zu Portlandit ($Ca(OH)_2$) und anschliessend durch Reaktion mit atmosphärischem CO_2 zu Karbonat ($CaCO_3$):

$$CaO + H_2O \rightarrow Ca(OH)_2 \qquad (6\text{-}1)$$

$$Ca(OH)_2 + CO_2 \rightarrow CaCO_3 + H_2O \qquad (6\text{-}2)$$

Zur Pufferkapazität tragen auch weitere Spezies bei, wie Borat [$B(OH)_4^-$], Silikat [$H_3SiO_4^-$], Ammoniak [NH_3], Hydroxide und organische Stoffe, also alle wässrigen Komplexe, die mindestens ein H^+-Ion aufnehmen können. Deren Beitrag ist aber im Vergleich zur Karbonatpufferung gering, weswegen sie oft vernachlässigt werden. Die Auflösung des Karbonats puffert den Eintrag von Säure (H^+), wodurch der pH-Wert für bestimmte Zeit konstant bliebt. Vereinfacht dargestellt läuft diese Pufferung über folgende Reaktionen ab (Appelo und Postma, 2004):

$$CaCO_3 + H^+ \rightarrow Ca^{2+} + HCO_3^- \quad \text{Pufferung bis pH 8.3 (p-Punkt)} \qquad (6\text{-}3)$$

$$HCO_3^- + H^+ \rightarrow H_2CO_3 \quad \text{Pufferung bis pH 4.3 (m-Punkt)} \qquad (6\text{-}4)$$

Mittels Titrationsversuchen wurde deshalb die Pufferkapazität der Restschlacken und deren Verhalten bei zunehmender Säurekonzentration untersucht. Dazu wurden die Restschlacken auf eine Korngrösse <0.25 mm gemahlen, 2 g in 20 ml Wasser (L/S 10) vorgelegt und mittels HCl (1 mol/l) in 40 Schritten von je 1 mL HCl titriert (785 DMP Titrino, Metrohm). Ein Titrationsschritt entspricht dadurch einem Säureeintrag von 0.0005 mol resp. 0.5 mmol H^+/g Schlacke. Zwischen den einzelnen Titrationsschritten wurde jeweils eine Reaktionszeit von 10 Minuten abgewartet.

Die Pufferkapazitäten sind dabei jeweils für konventionelle Restschlacken, ausgeschleuste Feinfraktionen und aufbereitete Grobfraktionen mit wenigen

Ausnahmen, relativ ähnlich (Abbildung 6-43). Die ausgeschleusten Feinfraktionen weisen die höchsten Pufferkapazitäten auf, was stringent mit deren hohen CaO-Gehalt ist. Die Pufferkapazität der Fraktion RecuLAB <0.033 mm übersteigt dabei alle anderen, was nebst dem sehr hohen CaO-Gehalt auch auf die grossen Mengen an Sulfaten zurückzuführen ist.

Die Pufferkapazität der konventionellen Restschlacken ist dagegen deutlich tiefer aber immer noch leicht höher als die der aufbereiteten Grobfraktionen, was sich ebenfalls mit dem CaO-Gehalt deckt.

Abbildung 6-43: *Titration der Pufferkapazität aller Restschlacken Fraktionen dargestellt für «Bandbreite» der konventionellen Restschlacken, ausgeschleusten Feinfraktionen und aufbereiteten Grobfraktionen soweit möglich. Pufferkapazität dargestellt als Säure (mol H^+) / g Schlacke, wobei 1 Titrierschritt von 1 ml HCl (1 mol/l) 0.0005 mol H^+/g Schlacke entspricht.*

Um das Pufferverhalten und die beteiligten Reaktionen besser zu verstehen, wurde die Titrationskurve einer konventionellen Restschlacke (BE) in 6 Bereiche (Plateaus) unterteilt. Dazu wurden 6 verschiedene Ansätze bis zu einem definierten End-pH titriert (Tabelle 6-14) und die verbleibende Restschlacke der einzelnen Ansätze anschliessend mineralogisch charakterisiert und die Lösungen mittels ICP-OES analysiert.

Tabelle 6-14: *Durchgeführte Versuche für die Titration der Plateaus.*

Bereich	Fraktion	S	L	L/S	Schritte	HCl 1mol/l	Reaktionszeit	pH
		g	ml		ml	ml	min	
Blank	BE	2	20	10	1	-	10	10.2
1	BE	2	20	11	1	2	35	7.3
2	BE	2	20	12.5	1	5	35	6.2
3	BE	2	20	14	1	8	35	4.2
4	BE	2	20	17.5	1	15	35	3.1
5	BE	2	20	21	1	22	35	1.5
6	BE	2	20	30	1	40	35	0.6

Das Mischen der Schlacke mit H_2O (Blank) führt zur Lösung von Salzen (Halit), sowie zu einer Abnahme von Ettringit, welcher zur Neubildung von Vaterit, eine metastabile Modifikation von $CaCO_3$, beiträgt (Zhou und Glasser, 2000). Dabei werden 5-10 % der Matrixelemente Na und K, sowie ca. 20 % Schwefel mobilisiert. Weiter sind in den einzelnen Bereichen folgende Phasenveränderungen und Elementmobilisierungen zu erkennen (Abbildung 6-44, Abbildung 6-45):

1. Die Zugabe der ersten 2 ml HCl (1 ml HCl [1 mol/l] entspricht 0.0005 mol H+/g Schlacke) führt zu einer pH-Abnahme von 10.2 auf 7.3, was bereits zur Abnahme des soeben gebildeten Vaterits führt. Der ebenfalls Ca-haltige Hydrocalumit wird vollständig gelöst, was sich an der Mobilisierung von rund 10 % Ca zeigt.

2. Zwischen 2 und 5 mL HCl-Zugabe wird ein erstes Plateau erreicht. In diesem Bereich werden Karbonate gelöst, wodurch der Ca-Gehalt in der Lösung zunimmt, was den pH puffert und so eine starke pH-Absenkung verhindert. Die Hydratation der Klinkerphase Alite zu Calciumsilikathydrat (C-S-H-Phasen = $x\ CaO \cdot y\ SiO_2 \cdot z\ H_2O$) und Portlandit trägt ebenfalls zur Pufferung in diesem Bereich bei (Gougar et al., 1996; Baston et al., 2012).

3. Aufgrund langsamer Lösungskinetik sind zwar noch nicht alle Karbonate gelöst, eine deutlich Abnahme führt dennoch zur verringerten Pufferung und dadurch zu einer schnellen Abnahme des pH von 6.2 auf 4.2. Durch Hydratation sinkt der Gehalt der verbleibenden Klinkerphase Belit, wobei die dabei entstehenden C-S-H-Phasen aufgrund ihrer semikirstallinen, teils amorphen Zusammensetzung röntgenographische (XRD) nicht charakterisiert werden können (Speiser, 2001). Nebst den bereits betroffenen Elementen werden aufgrund der sauren

Bedingungen nun auch grössere Mengen der Schwermetalle Cd (90 %), Zn (24 %) und Mn (10 %) mobilisiert.

4. Ein weiteres Plateau befindet sich im Bereich von 8 bis 15 ml HCl-Zugabe, wo der pH relativ stabil bleibt und lediglich von 4.2 auf 3.1 sinkt. Die Lösung verbleibender Karbonatanteile und weiterer Ca-haltige Mineralien führt zur beobachteten Pufferung (Plateau) und zur Mobilisierung von 67 % Ca. Ettringit verschwindet vollständig, was zum starken Anstieg des S-Gehalts (80 %) passt, während der Anteil an Akermanit deutlich abnimmt. Zudem werden weitere Schwermetalle Cu (29 %), Pb (15 %) und Sb (10 %) sowie Aluminium (26 %) mobilisiert. Ein Teil der Schwermetalleemissionen könnte dabei aus den verbleibenden Ettringitanteilen stammen. Gemäss Gougar et al. (1996) kann nämlich eine Vielzahl an Schwermetallen Ca-, Al- und SO_4^{2-}-Stellen der kristallographischen Struktur von Ettringit substituieren.

5. Weitere HCl-Zugabe von 15 bis 22 ml führt zur Halbierung des pH von 3.1 auf 1.5, wodurch die letzten Karbonate, Belit und Akermanit vollständig gelöst respektive hydratisiert werden. Auch die verbleibenden Melilithphasen zeigen eine deutliche Abnahme, ebenso Feldspat (Albit), Sulfat (Glauberit) und Titanit. Die Mobilisierung von Ca, Al und S steigt dadurch erneut stark an. Zudem werden neu die Schwermetalle Ni (20 %) und As (15 %), sowie Fe (34 %) in grösseren Mengen mobilisiert.

6. Die Zugabe grosser HCl-Mengen (22-40 ml) führt schliesslich zur (fast) vollständigen Lösung verbleibender Sulfate, Melilithe und Titanit. Quarz, Feldspat, Pyroxen, Fe-Oxid und Oxide verbleiben als stabile Phasen.

Die Veränderungen der Mineralphasen und die Elementabreicherungen sind in Bezug auf den pH lediglich als Trend zu verstehen, weil nach Ablauf der Reaktionszeit von 35 min beim jeweiligen End-pH nicht immer ein Gleichgewicht erreicht wurde. Zwar war der End-pH mittels initialer Säurezugabe jeweils schnell eingestellt, aber aufgrund langsamer Kinetik der ablaufenden Reaktionen Schwankungen unterworfen. Um den pH konstant zu halten, musste deshalb während der gesamten Reaktionszeit schrittweise Säure zugegeben werden. Diese wurde von den ablaufenden Reaktionen der Schlacke konsumiert, wodurch der pH jeweils anstieg. Der Gleichgewichtszustand, wo keine pH-Änderung mehr stattfindet und somit der Puffer beim entsprechenden End-pH aufgebraucht ist, wurde demnach nicht erreicht. Dies zeigt sich besonders bei den Karbonaten, welche erst stark verzögert bei pH 1.5 vollständig aufgelöst wurden. Nebst

der Lösungskinetik kann auch die Korngrösse der Schlacke (<0.25 mm) einen Effekt haben, der die verzögerte Auflösung aller Anteile begünstigt. Unabhängig davon liefert diese schrittweise Titration mit nachgeschalteter Analytik wertvolle Erkenntnisse über die Dynamik und die verschiedenen Stufen der Pufferung von Restschlacken.

Schlacke	Blank	1	2	3	4	5	6	Minerale	Mineral-gruppe
-	-	2	5	8	15	22	40	Säuremenge (ml)	
-	10.2	7.3	6.2	4.2	3.1	1.5	0.6	pH	
45.6								Amorph	-
3					↓	↓		Akermanit	Melilith
6.2						↓	↓	Alumoakermanit	
1.1						↓	↓	Gehlenit	
0.4								Cristobalit	Quarz
5.8								Quarz	
8.7				↓	↓	↓		Calzit	Karbonat
	↑	↓		↓	↓	↓		Vaterit	
2.6						↓		Albit	Feldspat
1.6								Anorthit	
3.1							↓	Orthoklas	
2.2								Augit	Pyroxen
1.7			↓					Alit	Klinker
2				↓		↓		Belit	
1.8								Magnetit	Fe-Oxid
0.7								Wüstit	
1.9								Perovskit	Oxid
0.8								Rutil	
1		↓						Hydrocalumit	Hydroxid
4.1						↓	↓	Glauberit	Sulfat
4.5	↓				↓			Ettringit	
0.9	↓							Halit	Halogenid
0.3						↓	↓	Titanit	üb. Silik.

Abbildung 6-44: *Stabile Mineralphasen während den unterschiedlichen Titrationsstufen in der Restschlacke BE. Grün = Mineralphase > 2 Gew.-%, hellgrün = Mineralphase <2 Gew.-%, orange = Mineralphase vollständig gelöst, ↑= Mineralphase zunehmend, ↓ = Mineralphase abnehmend.*

Schlacke	Blank	1	2	3	4	5	Abreicherung (%)	
-	-	2	5	8	15	22	Säuremenge (ml)	
-	10.2	7.3	6.2	4.2	3.1	1.5	pH	
	1			2	26	69	Al	(Aluminium)
					2	15	As	(Arsen)
					1	2	Ba	(Barium)
	2	12	20	43	67	100	Ca	(Kalzium)
		5	21	90	100	100	Cd	(Cadmium)
			1	2	5	12	Co	(Kobalt)
					3	8	Cr	(Chrom)
			1	7	29	60	Cu	(Kupfer)
				1	9	32	Fe	(Eisen)
	5	11	13	22	31	57	K	(Kalium)
		1	3	17	32	65	Mg	(Magnesium)
			3	10	21	41	Mn	(Mangan)
	9	13	14	20	29	66	Na	(Natrium)
				3	7	21	Ni	(Nickel)
				2	15	34	Pb	(Blei)
	22	36	40	65	81	100	S	(Schwefel)
	1	2	1	1	10	24	Sb	(Antimon)
							Sn	(Zinn)
	2	7	10	19	30	60	Sr	(Strontium)
			2	24	48	94	Zn	(Zink)

Abbildung 6-45: *Abreicherung (%) diverser Elemente während den unterschiedlichen Titrationsstufen in der Restschlacke BE.*

Der vorliegende Versuch illustriert detailliert, wie die Zusammensetzung und damit auch die Emissionen von Restschlacken von den vorherrschenden pH-Verhältnissen abhängig sind. Was die ermittelte Pufferkapazität der Restschlacke für einen Einfluss auf die zeitlichen Emissionsverläufe einer Deponie hat, sollte im Rahmen künftiger Studien erarbeitet werden. Dazu wäre die Verwendung hydrogeochemischer Modelle wie beispielsweise PHREEQC geeignet.

6.7 Verwertungsmöglichkeiten mineralischer Restschlacken

Eine Alternative zur Ablagerung von mineralischen Restschlacken auf Deponien ist die Verwertung geeigneter Fraktionen als sekundäre Baustoffe. Im Fokus stehen dabei Grobfraktionen aus erweiterter Aufbereitung, welche das Potential einer Teilverwertung aufweisen, sofern weitere Massnahmen getroffen werden um die Qualität zu Verbessern.

6.7.1 Verwertung von aufbereiteter KVA-Schlacke in Europa

Für eine mögliche Verwertung von Restschlacke in der Schweiz braucht es nebst Ansätzen zur Qualitätsverbesserung auch geeignete gesetzliche Voraussetzungen. Dazu lohnt sich der Blick ins europäische Ausland, wo in mehreren Ländern eine Gesetzgebung für die Verwertung von anorganischen Rückständen implementiert ist. Übergeordnet steht die EU Richtlinie 2008/98/EG vom 19. November 2008 über Abfälle (Abfallrahmenrichtlinie), welche den Rahmen für die nationale Gesetzgebung der EU-Mitgliedstaaten bildet (Europäische Union, 2008). Zentrales Element ist die fünfstufige Hierarchie für den Umgang mit Abfällen (Art. 4), welche auf den Prinzipien Vermeidung, Vorbereitung zur Wiederverwendung, Recycling, sonstige Verwertung und Beseitigung basiert.

Die Deponierung von Abfällen soll also grundsätzlich die letzte Option sein, während Recycling und sonstige Verwertung die vorrangige Behandlung darstellen. Als sonstige Verwertung zählt dabei eine Benutzung der Abfälle, deren Hauptzweck nicht die Beseitigung ist (z.B. Energetische Nutzung, Einsatz von Schlacke als Deponiebaustoff). In Art. 6 ist zudem das Ende der Abfalleigenschaft festgelegt. Diese tritt ein, wenn nach einem Verwertungsverfahren ein verwendungsfähiges Produkt vorliegt, für das es einen Markt gibt. Zudem sind die bestehenden Anforderungen einzuhalten, welche an ein solches Produkt gestellt werden. Da von Land zu Land unterschiedliche Testverfahren angewendet werden (Tabelle 6-15), ist ein direkter Vergleich der geltenden Grenzwerte nicht möglich.

Tabelle 6-15: *Angewandte Eluattests zur Beurteilung von Schlacke in verschiedenen Ländern.*

Land	Testart	L/S	Details	Bedingungen
Niederlande	Säulenversuch	0.1-10	CEN/TS 14405 (NEN 7383)	7 Fraktionen bis L/S 10
	Diffusionstest	-	NEN 7375	64 Tage
Dänemark	Batchtest	2	EN 12457-1	24 h
Deutschland	Batchtest	10	EN 12457-4	24 h
Frankreich	Batchtest	10	EN 12457-2	24 h
Italien	Batchtest	10	EN 12457-2	24 h
Schweiz	Batchtest	10	VVEA Eluattest	24 h, H_2O mit und ohne CO_2

Durch Umrechnen der Grenzwertkonzentration (mg/l) in Totalgehalte (mg/kg) kann jedoch eine Vergleichbarkeit geschaffen werden (Tabelle 6-16).

Tabelle 6-16: *Eluatgrenzwerte umgerechnet auf Totalgehalte (mg/kg) für Schlacke in verschiedenen Ländern.*

	Niederlande		**Dänemark**		**Deutschland**	**Frankreich**		**Italien**	**Schweiz**	
	Diffusions -test	Säule (L/S 0.1 - 10)	Batch (L/S 2)		Batch (L/S 10)	Batch (L/S 10)		Batch (L/S 10)	Batch (L/S 10)	
			Kat. 2	Kat. 3	Einbaukl. 2	Typ 1	Typ 2		Typ B	Typ C
	mg/m²	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
As	260	0.9	0.016	0.1	-	0.6	0.6	0.5	-	1
Ba	1'500	22	0.6	8	-	56	28	10	-	50
Be	-	-	-	-	-	-	-	0.1	-	-
Cd	3.8	0.04	0.004	0.08	-	0.05	0.05	0.1	-	1
Co	60	0.54	-	-	-	-	-	2.5	-	5
Cr_{tot}	120	0.63	0.02	1	2	2	1	0.5	-	20
CrIV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Cu	98	0.9	0.09	4	3	50	50	0.5		5
Hg	1.4	0.02	0.0002	0.002	0.01	0.01	0.01	0.01	-	0.1
Mo	144	1	-	-	-	5.6	2.8	-	-	-
Na	-	-	2'000	3'000	-	-	-	-		
Ni	81	0.44	0.02	0.14	0.4	0.5	0.5	0.1	-	20
Pb	400	2.3	0.02	0.2	0.5	1.6	1	0.5	-	10
Sb	8.7	0.16	-	-	-	0.7	0.6	-	-	-
Se	4.8	0.15	0.02	0.06	-	0.1	0.1	0.1	-	-
Sn	50	0.4	-	-	-	-	-	-	-	20
V	320	1.8	-	-	-	-	-	2.5	-	-
Zn	800	4.5	0.2	3	3	50	50	30	-	100
Br^-	670	20	-	-	-	-	-	-	-	-
Cl^-	$1.1x10^5$	616	3'000	6'000	2500	10'000	5'000	1'000	-	-
Cyanid	-				0.2			0.5	0.2	1
DOC	-	-	-	-	-	-	-	-	200	200
F^-	2'500	55	-	-	-	60	30	15	20	100
NH_4^+	-	-	-	-	-	-	-	-	5	50
NO_2^-	-	-	-	-	-	-	-	-	10	10
NO_3^-	-	-	-	-	-	-	-	500	-	-
SO_4^{2-}	$1.65x10^5$	1'730	4'000	8'000	6'000	10'000	5'000	2'500	-	-
Sulfid	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Sulfit	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10

6.7.1.1 Niederlande

Die niederländische Gesetzgebung bezüglich Verwertung von Restschlacken wurde bereits in Kapitel 5 detailliert diskutiert, weshalb hier lediglich auf diesen Abschnitt verwiesen wird.

6.7.1.2 Dänemark

Ähnlich wie in den Niederlanden wird in Dänemark fast die gesamte Schlacke verwertet, wobei deren Einsatz in verschiedenen Kategorien definiert ist. Der «Danish Staturory Order No. 1672" (Danish EPA, 2016) regelt die Nutzung von Reststoffen, Böden und sortiertem, unbelastetem Mischabbruch in drei Kategorien, wobei Schlacke aufgrund ihrer Zusammensetzung und Qualität nicht der Kategorie 1 entsprechen kann. Der Einsatz von Schlacke in den anderen Kategorien ist wie folgt möglich:

- Mindestabstand von 30 m zu Trinkwasserfassungen.
- Einbau über dem höchsten Grundwasserstand (HGW).
- Kategorie 2: Einsatz als Kofferung/Fundation unter einer gebundenen Deckschicht mit einer maximalen Schichtdicke von 1 m für Strassen, 0.3 m für Wege, 4 m für Rampen und 5 m für Lärmschutzwälle.
- Kategorie 3: Einsatz als Kofferung/Fundation unter einer gebundenen, wasserdichten Deckschicht mit einer maximalen Schichtdicke von 1 m für Strassen.

Massgebend für die Einteilung der Schlacke in Kategorie 2 oder 3 sind Eluatgrenzwerte gemäss Batchtest nach EN 12457-1 (2003) (Tabelle 6-15).

6.7.1.3 Deutschland

Komplizierter ist die Situation in Deutschland, wo die Grundlage für die Abfallwirtschaft durch das Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG) gelegt wird, welches sich nach der EU Richtlinie 2008/98/EG richtet (Bundesrepublik Deutschland, 2012).

In Art. 5 KrWG wird das Ende der Abfalleigenschaft im Detail festgelegt. Dieses trifft ein, wenn ein Abfall ein Verwertungsverfahren durchlaufen hat und:

- für diesen ein Verwendungszweck und eine Nachfrage vorhanden ist.
- bestimmte technische Anforderungen und Rechtsvorschriften eingehalten werden, die für den neuen Verwendungszweck bestehen.
- bei der Verwendung keine oder nur geringe schädliche Wirkung auf Mensch oder Umwelt zu befürchten sind.

Aufbereitete Schlacke kann demnach als Ersatzbaustoff bezeichnet, vermarktet und eingesetzt werden, sofern obige Punkte erfüllt und geltende Grenzwerte eingehalten sind.

Im Detail soll die Verwertung von mineralischen Abfällen in der Mantelverordnung (MantelV) bundeseinheitlich geregelt werden. Bisher liegt diese jedoch lediglich in einem nicht rechtskräftigen Referentenentwurf (BMU, 2017) vor, sodass neben dem

KrWG und weiteren Gesetzen und Verordnungen auch länderspezifische Regelungen gelten, was die Rechtssituation unübersichtlich macht. In den meisten Bundesländern stellen derzeit noch die Merkblätter der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) den Leitfaden zur Verwendung und Entsorgung von Schlacken dar.

Insbesondre die Merkblätter 19 und 20 "Merkblatt zur Entsorgung von Abfällen aus Verbrennungsanlagen für Siedlungsabfälle" (LAGA, 1994) und "Anforderungen an die stoffliche Verwertung mineralischer Abfälle" (LAGA, 2004) definieren Zuordnungswerte (Z0-Z5), welche Grenzwerte für verschiedene Einbauklassen (E0-E2) und Deponieklassen (D1-D3) darstellen. Für aufbereitete Schlacke kommt nur eine Verwertung in Einbauklasse 2 in Frage, sofern die Zuordnungswerte Z2 eingehalten sind (Tabelle 6-16). Konkret heisst das, dass ein eingeschränkter Einbau mit definierten Sicherungsmassnahmen möglich ist, wo die Schlacke in wasserundurchlässiger oder nur wenig wasserdurchlässiger Bauweise in technischen Bauwerken verwertet wird. Schlacke wird deshalb hauptsächlich unter einer hydraulisch gebundenen Deckschicht als Koffermaterial im Strassenbau eingesetzt.

Massgebend für die Beurteilung, ob die Zuordnungswerte Z2 von der Schlacke eingehalten sind, ist der Batchtest nach EN 12457-4 (2003) (Tabelle 6-15).

<u>Ausblick MantelV:</u>

Die MantelV stützt sich auf das KrWG und ist eine Zusammenstellung mehrerer Verordnungen aus den Bereichen Ersatzbaustoffe, Bodenschutz, Altlasten, Abfall und Deponie (BMU, 2017). Artikel 1 der MantelV umfasst die neue Ersatzbaustoffverordnung (ErsatzbaustoffV), welche den Einsatz und die Anforderungen an den Einbau mineralischer Ersatzbaustoffe (MEB) in technische Bauwerke regelt. Bevor ein Ersatzbaustoff auf den Markt kommt, muss ein einmaliger Eignungsnachweis mittels ausführlichem Säulenversuch (DIN 19528, 2009) erbracht werden. Dabei gilt es Grenzwerte bei L/S 2 einzuhalten, welche in Anlage 1, Tabelle 1 der ErsatzbaustoffV pro MEB-Kategorie festgelegt sind. Für Schlacke sind dabei drei Kategorien, sogenannter Hausmüllverbrennungsasche (HMVA 1-3) vorgesehen, welche unterschiedliche Grenzwerte für die Spezies Cl, SO_4^{2-}, Sb, Cr_{tot}, Cu, Mo und V aufweisen. Zusätzlich müssen im Rahmen des Eignungsnachweises die Spezies DOC, As, Pb, Cd, Ni und Zn auf ihr Vorhandensein analysiert werden, wobei keine Grenzwerte festgelegt sind. Bei erfolgreichem Eignungsnachweis darf der MEB eingesetzt werden, wobei in Anlage 2 und 3 die Anforderungen an die Einbauweise je nach Grundwasserschutzbereich pro MEB-Kategorie definiert sind. In der Folge muss der MEB periodisch werksintern und extern (Fremdüberwachung) auf die Spezies in Anlage 1, Tabelle 1 untersucht und die Grenzwerte eingehalten werden. Dazu ist nicht mehr der ausführliche Säulenversuch nötig, sondern es reicht ein Säulenkurztest (DIN 19528, 2009) oder ein Schüttelversuch (DIN 19529, 2015).

6.7.1.4 Frankreich

In Frankreich wird ca. 80 % der Schlacke im Strassenbau verwendet. Die Grundlagen dazu sind im «Arrêté ministériel» (Erlass) über das Recycling von Schlacke im Strassenbau von 18.11.2011 geregelt (MEDDTL, 2011). Die Schlacke wird dabei als «mâchefers d'incinération de déchets non dangereux» (MIDND) bezeichnet, also Schlacke aus der Verbrennung ungefährlicher Abfälle.

Folgende Kriterien für die Verwendung von Schlacke werden in diesem Erlass definiert:

- Strassenbau Typ 1: Einsatz als Kofferung/Fundation im Strassenbau unter einer gebundenen Deckschicht mit einer maximalen Schichtdicke von 3 m.
- Strassenbau Typ 2: Einsatz als Schüttmaterial im Strassenbau unter einer Deckschicht mit einer maximalen Schichtdicke von 6 m oder Einsatz analog Strassenbau Typ 1.

Zudem müssen folgende Auflagen eingehalten werden:

- Ausserhalb von Überschwemmungsgebieten und mindestens 50 cm über dem Hochwasserstand mit einer Wiederkehrperiodizität von 50 Jahren.
- Mindestabstand von 30 m zu allen Gewässern und Schutzgebieten, resp. 60 m falls die Höhe des Gewässers mehr als 20 m unter der Basis des Bauwerks liegt.
- Ausserhalb von Schutzzonen für Trinkwasserfassungen.
- Ausserhalb von Nationalparks und Karstgebieten.

6.7.1.5 Italien

In Italien basiert die Verwertung von Schlacke auf dem «Decreto 5 febbraio 1998 inkl. Anhang Decreto 5 aprile 2006, n. 186», wobei der Einsatz als Fundation im Strassenbau und Zuschlagstoff in der Zementindustrie vorgesehen sind (MATTM, 2006). Gesetzlich vorgeschrieben ist dabei ein Anteil von mindestens 5 % Recyclingmaterial (z.B. Schlacke) bei öffentlichen Bauten. Dabei müssen die Produkte sowohl technische (meist vom Kunden vorgegeben) als auch umwelttechnische (vom Gesetz vorgegeben) Anforderungen erfüllen. Letztere orientieren sich am Eluattest gem. EN 12457-2 (2003) (Tabelle 6-15), wobei nicht das Recyclingmaterial, sondern das fertige Produkt, gebrochen auf <4 mm die Grenzwerte einhalten muss (Tabelle 6-16). Erfüllt beispielsweise ein Recyclingbeton mit einem Schlackenanteilanteil von 25 Gew.-% die technischen Anforderungen des Kunden, jedoch nicht die umwelttechnischen Anforderungen (zu hohe Eluatkonzentrationen), so muss der Schlackenanteilanteil reduziert werden, bis auch die umwelttechnischen Anforderungen erfüllt werden. Dies illustriert deutlich, wie sich die Rahmenbedingungen in Italien von denen der Schweiz

unterscheiden: ein solches Vorgehen wäre in der Schweiz aufgrund des Vermischungsverbots (VVEA Art. 9) nicht zulässig.

Im Gegensatz zur Schweiz werden also im europäischen Ausland Grenzwerte mehrheitlich basierend auf Eluatgehalten definiert und daraus der zulässige Einsatz von Restschlacke definiert. In Dänemark, Deutschland und Frankreich existieren zudem Grenzwerte für die Totalgehalte ausgewählter Schwermetalle und/oder TOC.

6.7.2 Verwertungspotential in der Schweiz

Viele europäische Länder verwerten einen Teil ihrer Restschlacken basierend auf den jeweiligen Anforderungen und Grenzwerten. Dabei gilt es aber jeweils auch die Rahmenbedingungen zu berücksichtigen, welche von Land zu Land stark variieren können.

Wie in Kapitel 5 und anhand der Charakterisierung gezeigt wurde, sind zu hohe Schadstoff-, insbesondere Schwermetallgehalte das Hauptproblem, welches einer Verwertung der Restschlacke in der Schweiz im Wege steht. Dies obwohl moderne, erweiterte Aufbereitungstechniken zu Schlackenfraktionen mit abgereicherten Schwermetallgehalten führen, welche das Potential einer Teilverwertung haben. Dazu müssen jedoch weitere Massnahmen getroffen werden, um die Gehalte problemantischer Elemente noch weiter zu senken. Sollte dies gelingen kämen diese Fraktionen gemäss VVEA Art. 24 für folgende Anwendungen in Frage (Schweizerische Eidgenossenschaft, 2016):

- Rohmaterial für die Herstellung von Zement und Zementklinker
- Alternative Gesteinskörnung im Beton

Nebst den chemischen Anforderungen gemäss VVEA Anhang 4 wären dabei auch industrieinterne Qualitätsanforderungen einzuhalten, welche für die Verwertung von alternativen Rohmaterialien massgebend sind. Zudem müsste der Eintrag weiterer, nicht VVEA-relevanter Bestandteile wie Cl, SO_3, PO_4 und Alkalimetalle limitiert werden. Letzterem Aspekt wird im Ausland zum Teil durch Waschanlagen für Restschlacken Rechnung getragen (z.B. HVC/Boskalis in Alkmaar, NL).

Auch in der Schweiz wurden bereits grosstechnische Versuche zur Wäsche von Restschlacke durchgeführt (Weibel und Di Lorenzo, 2019). Dabei zeigte sich, dass der Einsatz von Nasssieben und Dichtetrennung mittels Setzmaschinen hochwertige mineralische Restfraktionen erzeugt. Im nächsten Kapitel wird deshalb das Potential zur Qualitätsverbesserung mittels chemischer und mechanischer Aufbereitung im Labor getestet.

6.8 Laborversuche zur Schadstoffentfrachtung

Die Charakterisierung der Restschlacken hat gezeigt, dass durch die Metallrückgewinnung Fraktionen mit unterschiedlichem Anteil an Schadstoffen (v.a. Schwermetalle) anfallen. Keine dieser Restschlackenfraktionen erfüllt aber die Kriterien der VVEA bezüglich Material vom Typ A oder B, weshalb weitere Massnahmen zur Qualitätsverbesserung und Schadstoffentfrachtung nötig sind. Dabei stehen mehrere Ansätze im Vordergrund, deren Potential basierend auf folgenden Laborversuchen eruiert wird:

- Nass-chemischen Abreicherung problematischer Elemente mittels Wäsche mit verschiedenen Lösungsmitteln.
- Mechanische Separation problematischer Elemente mittels Dichtetrennung, elektrodynamischer Fragmentierung und Magnetseparation.

6.8.1 Chemische Schadstoffentfrachtung

Im Fokus der hier durchgeführten Waschversuche stehen aufbereitete Grobfraktionen (RecuLAB 0.033-80 mm und SELFRAG 10-40 mm), deren Potential für eine Verwertung in Kapitel 5 erkannt wurde. Gleichzeitig sollte die Wirkung und der Effekt von Waschversuchen nicht nur auf diese vielversprechenden Fraktionen beschränkt werden, weshalb die Versuche auch an einer konventionell aufbereiteten Schlacke (Linth 0-80 mm) und an einer ausgeschleusten Feinfraktion (Saidef <2 mm tr) durchgeführt wurden. Durch die getroffene Auswahl der Fraktionen ist so ein Vergleich innerhalb der Aufbereitungsverfahren (KVA Linth und Saidef) möglich ist. Die Waschversuche wurden jeweils während 60 min auf dem Überkopfschüttler mit verschiedenen Lösungsmitteln durchgeführt (Tabelle 6-17). Die Waschversuche wurden so gewählt, damit ein breites Spektrum an möglichen Verbesserungsprozessen abgedeckte werden kann:

- Mit H_2O wurden verschiedene Ansätze getestet, um den Einfluss von sauberem und mit (Schad)stoffen angereichertem Wasser auf das Mobilisierungsverhalten der Restschlacken zu untersuchen. Zudem wurde der Einfluss von erhöhter Temperatur getestet.
- Der Einfluss der Waschdauer wird durch den Vergleich des 24 h VVEA-Eluattests mit den 1 h Waschversuch bei gleichen Bedingungen festgestellt.
- Mit einer konzentrierten Natriumchlorid-Lösung (300 g/L) wurde vor allem auf die Mobilisierung von Schwermetallen abgezielt. Die Verwendung von konzentrierter Natriumchlorid-Lösung zur Metallmobilisierung ist aus der metallurgischen Verarbeitung bekannt und wurde bereits an Flugaschen getestet (Weibel et al., 2018).

- Mit HCl in zwei verschiedenen Säurestufen wurde der Einfluss von sauren Bedingungen (pH <2) auf die Mobilisierung von Schwermetallen geprüft.
- Mit einer Versuchsreihe an der Fraktion Linth 0-80 mm wurde zudem der Effekt von mehrmaligem Waschen mit H_2O, Prozesswasser und einer Mischung daraus getestet. Dasselbe Material, welches zuvor während 1 h mit deionisiertem Wasser eluiert wurde, wurde dazu über einer Nutsche 5x nachgewaschen.

Tabelle 6-17: *Durchgeführte Waschversuche.*

Fraktion	Zeit (min)	Lösungsmittel	L/S	Temp (°C)	Korngrösse	Menge Feststt.
Linth 0-80 mm	60	H_2O	10	RT	<5mm	100g
	60	Prozess-H_2O	10	RT	<5mm	50g
	60	H_2O	10	80	<5mm	100g
	60	H_2O mit NaCl 300 g/L	10	RT	<5mm	100g
	60	HCl 2%	10	RT	<5mm	100g
	60	HCl 5%	10	RT	<5mm	100g
	5	5x H_2O	10	RT	<5mm	30g
	5	5x H_2O alt & neu	10	RT	<5mm	30g
	5	5x H_2O alt	10	RT	<5mm	30g
RecuLAB 0.033-80 mm	60	H_2O	10	RT	<5mm	100g
	60	Prozess-H_2O	10	RT	<5mm	50g
	60	H_2O	10	80	<5mm	100g
	60	H_2O mit NaCl 300 g/L	10	RT	<5mm	100g
	60	HCl 2%	10	RT	<5mm	100g
	60	HCl 5%	10	RT	<5mm	100g
SELFRAG 10-40 mm	60	H_2O	10	RT	<5mm	100g
	60	Prozess-H_2O	10	RT	<5mm	50g
	60	H_2O	10	80	<5mm	100g
	60	H_2O mit NaCl 300 g/L	10	RT	<5mm	100g
	60	HCl 2%	10	RT	<5mm	100g
Saidef <2mm tr	60	H_2O	10	RT	<5mm	100g
	60	Prozess-H_2O	10	RT	<5mm	50g
	60	H_2O	10	80	<5mm	100g
	60	H_2O mit NaCl 300 g/L	10	RT	<5mm	100g
	60	HCl 2%	10	RT	<5mm	100g

Anders als bei den VVEA-Eluat- und Säulenversuchen in Kap. 6.5 wurde die Analytik bei der Mehrheit der vorliegenden Versuche auf die Kationen (ICP-OES) beschränkt.

Lediglich bei der Fraktion Linth 0-80 mm wurden zusätzlich Anionen (IC), sowie DOC (CNS) analysiert.

6.8.1.1 Physikalische Parameter

Dr pH-Wert zeigt für alle Versuche, welche mit H_2O resp. NaCl-Lösung als Elutionsmittel durchgeführt wurden, keine grosse Variation und liegt im basischen Bereich zwischen pH 10-12. Versuche mit HCl als Lösungsmittel führen dagegen zu sauren Bedingungen mit pH-Werten zwischen <1-3.5. Die Leitfähigkeit ist stark von der Fraktion abhängig und beträgt in der aufbereiteten Grobfraktion 10-40 mm bei den H_2O basierten Versuchen <1 mS/cm, für die ausgeschleuste Feinfraktion <2 mm trocken aus derselben Anlage dagegen >10 mS/cm. Bei den HCl basierten Versuchen beträgt die Leitfähigkeit ca. 50 mS/cm.

6.8.1.2 Versuche auf H_2O und NaCl-Basis

Bezüglich Konzentration und Mobilisierung vermochten die Versuche auf H_2O- und NaCl-Basis praktisch nur prozesswasserrelevante Spezies zu lösen. Einzig DOC (Kap. 6.8.1.4) wurde ebenfalls in signifikanten Konzentrationen gelöst, während Schwermetalle bei diesen Bedingungen immobil bleiben.

Die Konzentration von K (stellvertretend für verfügbarkeitskontrollierte Elemente) im Eluat ändert kaum, ob der Versuch während 1 h oder 24 h durchgeführt wird (Abbildung 6-46a). Aufgrund seiner hohen Verfügbarkeit, geht mobilisierbares K initial in Lösung. Leicht höhere Konzentrationen werden mit H_2O bei 80°C erzielt, was auf kinetische Effekte zurückzuführen ist. Die höchsten Konzentrationen werden beim Waschen mit Prozesswasser und NaCl-Lösung erzielt. Ersteres ist ein reines Aufsummieren: das bereits mit K angereicherte Prozesswasser nimmt weiteres verfügbares K aus den Schlacken auf. Letzteres könnte auf Kationenaustausch mit Na, welches in der Lösung fast gesättigt ist, zurückzuführen sein.

Bei Ca führt der während 24 h geführte Versuch zu höheren Konzentrationen, da die Lösung von Ca über die Zeit gesteuert wird (löslichkeitskontrolliertes Element) (Abbildung 6-46b). Prozesswasser führt auch bei Ca zu höheren Konzentrationen, da aber die Löslichkeit von Ca langsam abläuft, wird die Konzentration nur geringfügig erhöht. Erhöhte Temperatur und NaCl-Lösung haben indes keinen eindeutigen Einfluss auf das Löslichkeitsverhalten von Ca. Die Konzentration sowohl von K wie auch von Ca hängt zudem stark von der Fraktion ab. Die ausgeschleuste Feinfraktion <2 mm trocken weist die 3-10-fache Konzentration der aufbereiteten Fraktion 10-40 mm auf.

Im basischen Milieu spielt die Korrosion von partikulärem Al ein wichtige Rolle, welche von erhöhter Temperatur begünstigt wird (Saffarzadeh et al., 2016; Xuan und Poon, 2018). Die Mehrheit der Fraktionen weist deshalb beim Versuch mit H_2O bei 80°C die

höchsten Konzentrationen auf (Abbildung 6-46c). Die Fraktion SELFRAG 10-40 mm zeigt generell bei allen Versuchen die höchsten Konzentrationen, was zu den erhöhten Al-Gehalten im Feststoff passt (siehe Kap.6.4.2.2). Insgesamt scheinen dagegen erhöhte Salzgehalte eher einen negativen Effekt zu haben, obwohl in anderen Studien das Gegenteil beobachtet wurde (Kluge et al., 1979).

Die Konzentration von S zeigt sehr ähnliche Konzentrationen im Eluat der wässrigen Versuche (24 h, 1 h, Prozesswasser), welche im Bereich 15-35 mg/l liegen (Abbildung 6-46d). Höhere Konzentrationen werden mit erhöhter Temperatur (16-44 mg/l) und mit NaCl-Lösung (35-115 mg/l) erreicht.

Abbildung 6-46: *Resultate der Waschversuche mit H_2O (24 h & 1 h,) Prozess-H_2O, H_2O 80°C und NaCl-Lösung 300 g/L für die Spezies K (a), Ca (b), Al (c) und S (d).*

6.8.1.3 Versuche auf HCl-Basis

Versuche mit HCl führen bei allen Fraktionen zu sehr hohen Gehalten an prozesswasserrelevanten Spezies im Bereich 100te (Al, S) bis 1000e (Ca) mg/l. Einzig K weist mit 75-190 mg/l Konzentrationen auf, welche im Bereich der anderen Waschversuche liegen. Die Konzentration an Ca korreliert dabei mit dem pH-Wert: je höher der pH-Wert am Ende des Versuches desto höher die Konzentration an Ca im Eluat.

Aufgrund der pH-Verschiebung in den sauren Bereich werden bei diesem Waschversuch auch Schwermetalle mobilisiert (Abbildung 6-47). Die erreichten Konzentrationen sind dabei eine Funktion aus Totalgehalt und pH-Erniedrigung: je höher der Schwermetallgehalt im Feststoff und je saurer der pH am Ende des Waschversuches, desto höher die Konzentration und Mobilisierung der Schwermetalle. Die Fraktionen der KVA Linth erreichen so für Zn und Cu Konzentrationen >100 mg/l, was einer Mobilisierung von 22-35 % entspricht. Die Fraktionen der KVA Saidef liegen mit 25-90 mg/l und einer Mobilisierung von 10-25 % etwas tiefer, was mit dem Gehalte im Feststoff und der Pufferkapazität zusammenhängt. Die Schwermetalle Pb, Ni, Co erreichen mit Konzentrationen von 0.5-20 mg/l eine Mobilisierung von ca. 5-15 %.

Abbildung 6-47: *Resultate Waschversuch mit HCl 2%. Konzentration Schwermetalle (a), Mobilisierung Schwermetalle (b).*

6.8.1.4 Versuchsreihe mit mehrmaligem Waschen

Die Konzentrationsentwicklung im Eluat der verfügbarkeitskontrollierten Spezies Na, K und Cl verläuft entsprechen den Erwartungen (Abbildung 6-48a). Die Wäsche mit demineralisiertem Wasser führt zu einer ähnlichen Konzentrationsabnahme wie bei den Säulenversuchen. Wird ½ demineralisiertes Wasser und ½ Prozesswasser für die Wäsche verwendet, nimmt die Konzentration ebenfalls ab, jedoch weniger rapide. Wird das Prozesswasser im Kreis geführt, so nimmt die Konzentration minimal zu. Die Lösung von Na, K und Cl erfolgt in jedem Fall bei der initialen Wäsche, während nachfolgende Waschgänge kaum zusätzliche Anteile mobilisieren. Deshalb stellt sich eine Konzentrationsabnahme ein, bei den Versuchen in denen demineralisiertes Wasser ganz oder teilweise als Lösungsmittel verwendet wird. Wird ausschliesslich Prozesswasser verwendet, bleibt die Konzentration im Bereich dessen, was bei der initialen Wäsche gelöst wurde. Die Mobilisierung indes (kumulierte Betrachtung der bei jedem Waschschritt zusätzlich gelösten Stoffmenge) ist umso höher, je sauberer das eingesetzte Lösungsmittel ist (Abbildung 6-49a). Mit demineralisiertem Wasser wird eine 0.6 % (K) bis 4 % (Cl) höhere Mobilisierung gegenüber dem Versuch mit

Prozesswasser erreicht. Nach dem gleichen Muster verläuft auch die Konzentrationsentwicklung und die Mobilisierung von DOC (Abbildung 6-48c & Abbildung 6-49c).

Abbildung 6-48: *Konzentrationsentwicklung im Batchversuch mit der Fraktion Linth 0-80 mm. Jeweils 5x Waschen mit H_2O (blaue Linie), Mischung aus 1/2 H_2O & 1/2 Prozesswasser (orange Linie) und Prozesswasser (graue Linie) für die Spezies K (a), Ca (b), DOC (c) und SO_4^{2-} (d).*

Die Konzentrationsentwicklung von Ca verläuft für ein löslichkeitskontrolliertes Element eher atypisch. Zu erwarten wäre, dass bei jedem Waschschritt zusätzliches Ca gelöst wird und dadurch die Konzentration beim Versuch mit jeweils frischem H_2O konstant bleibt. Die Versuche, welche ganz oder teilweise mit Prozesswasser durchgeführt werden, sollten einen Konzentrationsanstieg verzeichnen. Effektiv ist aber das Gegenteil der Fall (Abbildung 6-48b): bei allen Versuchen nimmt die Ca-Konzentration mit jedem Waschgang ab, unabhängig ob demineralisiertes H_2O oder Prozesswasser verwendet wird. Im ersteren Fall heisst das, dass die Verfügbarkeit von löslichem Ca mit jedem Waschschritt kleiner wird. Im Falle des Versuchs, welcher nur mit Prozesswasser durchgeführt wird, bedeutet es gar, dass im Verlauf der Waschschritte Ca aus dem Prozesswasser entfernt wird. Dies geschieht sehr wahrscheinlich durch Ausfällen, etwa durch die Reaktion von Ca mit CO_2 zu Karbonat. Die Mobilisierung beträgt für den Versuch mit demineralisiertem Wasser 2 % für den Versuch mit Prozesswasser lediglich 0.8 % (Abbildung 6-49b).

Abbildung 6-49: *Mobilisierung im Batchversuch mit der Fraktion Linth 0-80 mm. Jeweils 5x Waschen mit H_2O (blaue Linie), Mischung aus 1/2 H_2O & 1/2 Prozesswasser (orange Linie) und Prozesswasser (graue Linie) für die Spezies K (a), Ca (b), DOC (c) und SO_4^{2-} (d).*

Die Konzentrationsentwicklung der Spezies SO_4^{2-}, S und Al zeigt für den Versuch mit demineralisiertem H_2O stabile hohe Konzentrationen über alle Waschschritte (Abbildung 6-48d). Entsprechend zeigt sich beim Versuch, welcher zu ½ mit demineralisiertem Wasser und zu ½ mit Prozesswasser durchgeführt wird, eine Konzentrationszunahme nach jeder Wäsche. Die Konzentrationen des Versuchs, welcher mit Prozesswasser durchgeführt wurde, stagnieren hingegen auf deutlich tieferem Niveau. Gerade bei Sulfat wird die Löslichkeit über die Phasen Gips und Ettringit gesteuert und verläuft pH-abhängig (Dijkstra et al., 2006). Aufgrund der Abwesenheit von Gips (siehe Kap. 6.4.2) wird die Freisetzung von Sulfat im vorliegenden Fall nur von Ettringit gesteuert, dessen Löslichkeit im Bereich pH 10.5-13 liegt. Bei pH 10.5 ist die Löslichkeit von Ettringit um mehrere Grössenordnungen höher als bei pH 12, was sich in den Waschversuchen wiederspeigelt: die Wäsche mit demineralisiertem Wasser führt jeweils zu einem pH von ca. 10.5, während der pH bei der Wäsche mit Prozesswasser bei ca. 12 liegt. Der höhere pH bei letzterem Versuch hemmt also die Freisetzung von Ettringit und resultiert in den konstant tiefen SO_4^{2}-Konzentration. Beim Versuch mit demineralisiertem Wasser und einem pH von 10 ist die Löslichkeit von Ettringit hingegen nicht eingeschränkt, weshalb höhere SO_4^{2-}-Konzentrationen vorhanden sind. Dies wird auch in Bezug auf die Mobilisierung deutlich, welche im Versuch mit demineralisiertem Wasser 6-fach höher ist als im Versuch mit Prozesswasser (Abbildung 6-49d).

6.8.1.5 Einordnung in die VVEA

Zusammenfassend zeigt sich, dass für die Senkung von Schwermetallgehalten in den Restschlackenfraktionen der pH-Wert die entscheidende und einzige Grösse ist, welche einen positiven Einfluss hat. Werden die, aus den Eluatkonzentrationen berechneten, mobilisierten Anteile vom Ausgangsgehalt der Fraktionen abgezogen, überschreiten die erreichten Gehalte jedoch immer noch die Grenzwerte Typ B oder D. Dies gilt unabhängig von der Qualität der gewaschenen Ausgangsfraktion (Tabelle 6-18).

Tabelle 6-18: *Schwermetallgehalte nach Abzug der aus der Eluatkonzentration berechneten Mobilisierung für die aufbereitete Grobfraktion SELFRAG 10-40 mm und die ausgeschleuste Feinfraktion Saidef <2 mm tr. Grün = Grenzwert für Rohmaterial zur Herstellung von Zementklinker eingehalten, weiss = Grenzwert Typ B resp. D eingehalten, orange = Grenzwert Typ D überschritten.*

Para-meter	Rohmat. Zement-klinker	Typ B	Typ D	Mobilisierung mit HCl 2 % aufbereitete Grobfraktion	Mobilisierung mit HCl 2 % ausgeschleuste Feinf.	Aufbereitete Grobfraktion nach HCl 2 %	Ausgeschleuste Feinfraktion nach HCl 2 %
Einheit	mg/kg	mg/kg	mg/kg	%	%	mg/kg	mg/kg
As	30	30	50			11	10
Cd	5	10	10	18.7	39.7	3	4
Cr	250	500	1'000	2.7	1.3	951	754
Cu	500	500	5'000	15.1	8.9	1'714	2'842
Ni	500	500	1'000	8.4	4.9	217	231
Pb	500	500	2'000	16.5	5.3	574	1'053
Sb	30	30	50			77	175
Zn	2'000	1'000	5'000	25.9	20.7	1'700	3'765
TOC	50'000	20'000	20'000			1'822	10'794

Diese Erkenntnis zeigt, dass ein rein nass-chemischer Ansatz nicht in der Lage ist mit vertretbarem Aufwand Restschlackenfraktionen mit VVEA-kompatiblen Gehalten zu generieren.

6.8.2 Mechanische Schadstoffentfrachtung

Alternativ zur chemischen Schadstoffentfrachtung wird im Labormassstab ein mechanischer Ansatz zur Veredelung von Restschlackenfraktionen getestet. Diese sollen dadurch für die Verwertung als Sekundärbaustoffe in Frage kommen. Dazu wurden ca. 10 kg aufbereitete Grobfraktion SELFRAG 2-10 mm verwendet, welche jedoch aus einer späteren Probenahme stammt, als das für die Charakterisierung verwendete Material. Das folgende Verfahren wurde dabei durchgeführt (Abbildung 6-50):

- Dichtetrennung durch gleichmässiges auf- und abbewegen auf einem Sieb im Wasserbad bei gleichzeitiger Lufteindüsung (Jigging), wodurch drei Fraktionen resultieren:
    - **Leichtfraktion** (ca. 7.5 Gew.-%), welche aufgrund ihres erhöhten organischen Anteils erneut der Verbrennung zugeführt wird.
    - **Schwerefraktion** (ca. 20 Gew.-%), welche an schweren NE-Metallen angereichert ist und deshalb erneut einer Metallrückgewinnung zugeführt wird.

- **Mineralikfraktion** (ca. 70 Gew.-%), welche wie folgt weiterbearbeitet wird:

- Elektrodynamische Fragmentierung (SELFRAG) zur Desagregierung der Körner.
- Absieben des dadurch neuentstandenen Unterkorns <2 mm.
- Separieren magnetischer Schlacke mittels Starkmagnet in beiden Siebfraktionen.
- Durch diese Prozessschritte entstehen folgende Produkte aus der Mineralikfraktion:
  - **Magnetische Fraktionen <2 mm und 2-10 mm** (ca. 20 Gew.-%)
  - **Mineralische Fraktionen <2 mm und 2-10 mm** (ca. 50 Gew.-%)

Die vier letzteren Fraktionen sowie die Schwerefraktion werden im Folgenden chemisch und mineralogisch charakterisiert.

Abbildung 6-50: *Mechanische Trennung der Fraktion SELFRAG 2-10 mm mit den Schritten Jigging, elektrodynamische Fragmentierung der Mineralikfraktion und Trennen der magnetischen Schlacke.*

6.8.2.1 Restmetallgehalt

Der Restmetallgehalt wurde für alle metallhaltigen Fraktionen >2 mm bestimmt. Die Schwerefraktion weist dabei einen ca. 5x höheren Restmetallgehalt auf, als die

magnetische und mineralische Fraktion 2-10 mm. Letztere enthalten je ca. 2.5 Gew.-% Metalle, was gewichtet auf den jeweiligen Anteil an der Ausgangsfraktion SELFRAG 2-10 mm einen totalen Restmetallgehalt von 3.4 Gew.-% ergibt. Aufgrund der durchgeführten Dichtetrennung sind die schweren NE-Metalle vorwiegend in der Schwerefraktion angereichert, während Aluminium in der mineralischen Fraktion dominiert.

Tabelle 6-19: *Restmetallgehalt >2 mm pro Fraktion und für die Ausgangsfraktion (gewichteter Mittelwert) des mechanischen Trennversuches bezogen auf TS.*

Fraktion	**Anteil**	**Metalle**	**Fe**	**NE**	**Metalle Gewichtet**	**Fe Gewichtet**	**NE Gewichtet**
Einheit	Gew.-%	Gew.-%	Gew.-%	Gew.-%	Gew.-%	Gew.-%	Gew.-%
Schwerefraktion 2-10 mm	18.8	12.3	5.9	6.4	2.3	1.1	1.2
Magnetik 2-10 mm	12.3	2.3	1.9	0.4	0.3	0.2	0.1
Mineralik 2-10 mm	30.6	2.7	0.0	2.7	0.8	0	0.8
Total Ausgangsfraktion					3.4	1.3	2.1

6.8.2.2 Chemische und mineralogische Zusammensetzung

Gegenüber der Ausgangsfraktion SELFRAG 2-10 mm zeigt sich eine deutliche Fraktionierung, sowohl bei der Haupt- wie auch bei der Spurenchemie (Abbildung 6-51 & Abbildung 6-52). Die Schwerefraktion (18.8 Gew.-%) weist dabei eine 3.5-fache Fe_2O_3- und Cu-Anreicherung gegenüber der Ausgangsfraktion auf. Auch die übrigen Spurenelemente sind mehrheitlich angereichert, während v.a. SiO_2 und CaO deutlich abgereichert sind. Eine genaue Massenbilanz gegenüber der Ausgangsfraktion ist jedoch nicht möglich, da das Material für den vorliegenden mechanischen Trennversuch aus einer späteren Probenahme stammt.

Die beiden magnetischen Fraktionen (total 21.7 Gew.-%) zeigen nur geringe Unterschiede in ihrer chemischen Zusammensetzung, wobei die Feinfraktion <2 mm leicht an Fe_2O_3, Al_2O_3 und Schwermetallen angereichert ist. Gegenüber der Ausgangsfraktion zeigt sich ein ähnliches Bild wie bei der Schwerefraktion mit erhöhtem Anteil an Fe_2O_3 (2-fache Anreicherung) und in geringerem Masse eine Anreicherung an Schwermetallen. Mineralogisch zeigt sich dies durch Anreicherung an Melilith, Pyroxen, Fe-Oxid und Oxid.

Die mineralischen Fraktionen (total 51.8 Gew.-%) zeigen in Bezug auf die Hauptchemie ebenfalls eine sehr geringe Variabilität, allerdings sind die Gehalte einiger

Schwermetalle (Cu, Zn und Pb) bei der Feinfraktion <2 mm insgesamt leicht höher als bei der Ausgangsfraktion 2-10 mm. Gegenüber dieser sind auch SiO_2 und Na_2O bei beiden Fraktionen um mindestens 25 % erhöht, was auf die Anreicherung von Durchläufern wie Quarz und Feldspat um bis zu 50 % zurückzuführen ist. Punkto Spurenelemente ist die mineralische Fraktion 2-10 mm insgesamt um 30 % abgereichert.

Abbildung 6-51: *Chemische Zusammensetzung (Hauptchemie) und Mineralogie der Ausgangsfraktion (SELFRAG 2-10 mm) und der resultierenden Produkte aus dem mechanischen Trennversuch. Das Material der Ausgangsfraktion und das des mechanischen Trennversuches stammen aus zwei verschiedenen Probenahmekampagnen.*

Der amorphe Anteil ist ebenfalls in den mineralischen Fraktionen angereichert, wobei die Anreicherung in der Feinfraktion <2 mm stärker ist. Dies könnte auf den erneuten Aufschluss mittels SELFRAG zurückzuführen sein, welcher Anbackungen amorpher

Schlacke an Restmetallen oder Mineralien löst. Diese Partikel werden dadurch zerkleinert und reichern sich in der Feinfraktion an.

In Bezug auf die Chemie zeigt die mineralische Fraktion 2-10 mm klar die grösste Abreicherung an VVEA-relevanten Schwermetallen. Mit einem Anteil von 30 Gew.-% an der aufbereiteten Grobfraktion ist sie zudem die grösste anfallende Fraktion und entspricht ca. 7.5 Gew.-% der gesamten Restschlacke, die bei der KVA Saidef anfällt.

Abbildung 6-52: *Chemische Zusammensetzung (Spurenchemie) der Ausgangsfraktion (SELFRAG 2-10 mm) und der resultierenden Produkte aus dem mechanischen Trennversuch.*

6.8.2.3 Einordnung in die VVEA

Die mittels mechanischer Trennung erreichte Fraktionierung der aufbereiteten Grobfraktion SELFRAG 2-10 mm sieht auch in Bezug auf die Grenzwerte der VVEA vielversprechend aus (Tabelle 6-20):

- Während Schwermetalle in der Schwerefraktion und den magnetischen Fraktionen aufkonzentriert wurden, sind sie in den mineralischen Fraktionen deutlich abgereichert.
- Die mineralischen Fraktionen halten den Grenzwert Typ B zwar nach wie vor nicht überall ein, für die meisten relevanten Schwermetalle (z.B. Pb und Cr) sind die Überschreitungen aber nur noch geringfügig.

- Als problematische Schwermetalle verbleiben Sb mit 2-facher Überschreitung des Grenzwerts Typ D und Cu mit 3-facher Überschreitung des Grenzwerts Typ B.
- Diese zwei Elemente stellten auch das Hauptproblem bei einem grosstechnischen Waschversuch des ZAR dar, welcher letztes Jahr auf der Bodenwaschanlage der KIBAG durchgeführt wurde (Weibel und Di Lorenzo, 2019).
- Abgesehen von Schwermetallen konnten die Gehalte an Cl und TOC in allen Fraktionen weiter gesenkt werden, was im Hinblick auf eine mögliche Verwertung positiv ist.

Tabelle 6-20: *Gehalte VVEA-relevanter Spezies in Bezug auf VVEA-Grenzwerte Typ B und D der Ausgangsfraktion SELFRAG 2-10 mm und der Fraktionen >2 mm aus der mechanischen Trennung. Grün = Grenzwert Typ B eingehalten, orange = Grenzwert Typ D überschritten.*

Parameter	Typ B	Typ D	SELFRAG 2-10 mm	Schwerefraktion	Magnetik	Mineralik
Arsen	30	50	19	10	4	27
Antimon	30	50	96	347	88	91
Blei	500	2000	916	2’130	653	614
Cadmium	10	10	3	13	8	4
Chrom	500	1000	1’076	2’340	1’800	714
Kupfer	500	5000	2’753	9’880	3’510	1’558
Nickel	500	1000	210	473	354	96
Zink	1000	5000	2’574	3’800	3’520	2’049
TOC	20000	20000	3’688	1’000	2’000	2’000
Cl	-	-	3’636	1’820	2’220	1’735

6.8.3 Fazit

Während sich rein chemische Waschversuche (Kap. 6.8.1) als zu wenig selektiv erwiesen, konnte mit der Kombination aus Dichtetrennung und elektrodynamischer Fragmentierung gezielt eine Fraktion generiert werden, in der die mineralischen Bestandteile aufkonzentriert und Schwermetalle abgereichert sind. Damit diese Fraktion aber nach VVEA-Kriterien für eine sekundäre Verwertung in Frage kommt, müssen vor allem die nach wie vor zu hohen Sb- und Cu-Gehalte weitergesenkt werden.

Dank der Flexibilität der mechanischen Trennung können beispielsweise durch Anpassen der Dichtetrennschnitte oder des Energieinputs der elektrodynamischen Fragmentierung die Fraktionsgrenzen justiert werden, um eine möglichst reine mineralische Fraktion zu erhalten. Weiter könnte dieses Trennverfahren mit nachgeschalteten chemischen Waschversuchen (Kap. 6.8.1) kombiniert werden.

6.9 Referenzen

Appelo, C.A.J., Postma, D., 2004. Geochemistry, groundwater and pollution. CRC press.

BAFU, Bundesamt für Umwelt, 2017. Messmethoden im Abfall- und Altlastenbereich: Umwelt-Vollzug Nr. 1715. 1-82.

BAFU, Bundesamt für Umwelt, 2019a. Abfallmengen und Recycling 2018 im Überblick.

BAFU, Bundesamt für Umwelt, 2019b. Deponien - Ein Modul der Vollzugshilfe zur Verordnung über die Vermeidung und die Entsorgung von Abfällen (Abfallverordnung, VVEA). 1-62.

Baston, G., Clacher, A., Heath, T., Hunter, F., Smith, V., Swanton, S., 2012. Calcium silicate hydrate (CSH) gel dissolution and pH buffering in a cementitious near field. Mineralogical Magazine 76, 3045-3053.

BMU, Bundesministeriums für Umwelt, N., Reaktorsicherheit, B.u., 2017. Referentenentwurf der Verordnung zur Einführung einer Ersatzbaustoffverordnung, zur Neufassung der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung und zur Änderung der Deponieverordnung und der Gewerbeabfallverordnung. Bundesrepublik Deutschland, 2012. Kreislaufwirtschaftsgesetz.

Bunge, R., 2014. Wieviel Metall steckt im Abfall?, in: Thomé-Kozmiensky, K.J. (Ed.), Mineralische Nebenprodukte und Abfälle. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, 91-130.

CEN/TS 14405, 2017. Characterization of waste - Leaching behaviour tests - Up-flow percolation test (under specified conditions). European Committee for Standardization.

Cornelis, G., Van Gerven, T., Vandecasteele, C., 2006. Antimony leaching from uncarbonated and carbonated MSWI bottom ash. Journal of Hazardous Materials 137, 1284-1292.

Danish EPA, Agency, E.P., 2016. Danish Staturory Order No. 1672.

Dijkstra, J.J., Van Der Sloot, H.A., Comans, R.N., 2006. The leaching of major and trace elements from MSWI bottom ash as a function of pH and time. Applied Geochemistry 21, 335-351.

DIN 19528, 2009. Elution von Feststoffen - Perkolationsverfahren zur gemeinsamen Untersuchung des Elutionsverhaltens von anorganischen und organischen Stoffen. Deutsches Institut für Normung.

DIN 19529, 2015. Elution von Feststoffen - Schüttelverfahren zur Untersuchung des Elutionsverhaltens von anorganischen und organischen Stoffen mit einem Wasser/Feststoff-Verhältnis von 2 l/kg. Deutsches Institut für Normung.

Dzombak, D.A., Morel, F., 1990. Surface complexation modeling: hydrous ferric oxide. John Wiley & Sons.

Eggenberger, U., Mäder, U., 2010. Charakterisierung und Alterationsreaktionen von KVA-Schlacken, in: Schenk, K. (Ed.), KVA-Rückstände in der Schweiz - Der Rohstoff mit Mehrwert. Bundesamt für Umwelt, 116-134.

Eggimann, M., 2008. Geochemical aspects of municipal solid waste incineration bottom ash and implications for disposal. Doctoral Thesis, University of Bern.

EN 12457-1, 2003. Charakterisierung von Abfällen - Auslaugung; Übereinstimmungsuntersuchung für die Auslaugung von körnigen Abfällen und Schlämmen - Teil 1: Einstufiges Schüttelverfahren mit einem Flüssigkeits-/Feststoffverhältnis von 2 l/kg und einer Korngröße unter 4 mm (ohne oder mit Korngrößenreduzierung). European Committee for Standardization.

EN 12457-2, 2003. Charakterisierung von Abfällen - Auslaugung; Übereinstimungsuntersuchung für die Auslaugung von körnigen Abfällen und Schlämmen - Teil 2: Einstufiges Schüttelverfahren mit einem Flüssikeits-/Feststoffverhältnis von 10 l/kg und einer Korngröße unter 4 mm (ohne oder mit Korngrößenreduzierung). European Committee for Standardization.

EN 12457-4, 2003. Charakterisierung von Abfällen - Auslaugung; Übereinstimmungsuntersuchung für die Auslaugung von körnigen Abfällen und Schlämmen - Teil 4: Einstufiges Schüttelverfahren mit einem Flüssigkeits-/Feststoffverhältnis von 10 l/kg für Materialien mit einer Korngröße unter 10 mm (ohne oder mit Korngrößenreduzierung). European Committee for Standardization.

Europäische Union, 2008. Richtlinie 2008/98/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 19. November 2008 über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien.

Gougar, M., Scheetz, B., Roy, D., 1996. Ettringite and C- S- H Portland cement phases for waste ion immobilization: A review. Waste Management 16, 295-303.

Inkaew, K., Saffarzadeh, A., Shimaoka, T., 2016. Modeling the formation of the quench product in municipal solid waste incineration (MSWI) bottom ash. Waste Management 52, 159-168.

Kluge, G., Sallfeld, H., Dannecker, W., 1979. Untersuchungen des Langzeitverhaltens von Müllverbrennungsschlacken. Texte des Umweltbundesamtes 21/82, Forschungsbericht Nr. 10301311, UBA-FB 82.

Kuhn, E., Morf, L., 2010. Schlacke aus der thermischen Abfallbehandlung: heutige Qualität – zukünftige Herausforderungen, in: Schenk, K. (Ed.), KVA-Rückstände in der Schweiz - Der Rohstoff mit Mehrwert. Bundesamt für Umwelt, 153-162.

KVA Linth, 2017. Geschäftsbericht 2016/17.

KVA Saidef, 2018. Geschäftsbericht 2017.

LAGA, Abfall, L., 1994. Mitteilung 19: Merkblatt über die Entsorgung von Abfällen aus Verbrennungsanlagen für Siedlungsabfälle (LAGA M19).

LAGA, Abfall, L., 2004. Mitteilung 20: Anforderungen an die stoffliche Verwertung mineralischer Abfälle (LAGA M20).

MATTM, Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, 2006. Decreto Ministeriale 5 aprile 2006, n. 186-"Regolamento recante modifiche al decreto ministeriale 5 febbraio 1998-Individuazione dei rifiuti non pericolosi sottoposti alle procedure semplificate di recupero, ai sensi degli articoli 31 e 33 del decreto legislativo 5 febbraio 1997, n. 22".

MEDDTL, Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement, 2011. Arrêté relatif au recyclage en technique routière des mâchefers d'incinération de déchets non dangereu.

Morf, L., 2006. Chemische Zusammensetzung verbrannter Siedlungsabfälle. Untersuchungen im Einzugsgebiet der KVA Thurgau., Umwelt-Wissen Nr. 0620. Bundesamt für Umwelt, 1-104.

Saffarzadeh, A., Arumugam, N., Shimaoka, T., 2016. Aluminum and aluminum alloys in municipal solid waste incineration (MSWI) bottom ash: A potential source for the production of hydrogen gas. International Journal of Hydrogen Energy 41, 820-831.

Schweizerische Eidgenossenschaft, 1998. Gewässerschutzverordnung (GschV). 1-72.

Schweizerische Eidgenossenschaft, 2016. Verordnung über die Vermeidung und die Entsorgung von Abfällen (VVEA). 1-46.

Simon, F.-G., Holm, O., 2013. Aufschluss, Trennung und Rückgewinnung von Metallen aus Rückständen thermischer Prozesse-Verdoppelung der Metallausbeute aus MVA-Rostasche, in: Thomé-Kozmiensky, K.J. (Ed.), Aschen - Schlacken - Stäube - Aus Abfallverbrennung und Metallurgie TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky.

Speiser, C., 2001. Exothermer Stoffumsatz in MVA-Schlackedeponien: Mineralogische und geochemische Charakterisierung von Müllverbrennungsschlacken, Stoff-und Wärmebilanz. Doctoral Thesis, Technical University of Munich.

Van Velzen, D., Langenkamp, H., 1996. Antimony (Sb) in urban and industrial waste and in waste incineration. Joint Research Centre European Commission.

Wei, Y., Shimaoka, T., Saffarzadeh, A., Takahashi, F., 2011. Mineralogical characterization of municipal solid waste incineration bottom ash with an emphasis on heavy metal-bearing phases. Journal of Hazardous Materials 187, 534-543.

Weibel, G., Di Lorenzo, F., 2019. Wäsche von trocken ausgetragener und aufbereiteter Schlacke. Stiftung Zentrum für nachhaltige Abfall- und Ressourcennutzung (ZAR).

Weibel, G., Eggenberger, U., Kulik, D.A., Hummel, W., Schlumberger, S., Klink, W., Fisch, M., Mäder, U.K., 2018. Extraction of heavy metals from MSWI fly ash using hydrochloric acid and sodium chloride solution. Waste Management 76, 457-471.

Xuan, D., Poon, C.S., 2018. Removal of metallic Al and Al/Zn alloys in MSWI bottom ash by alkaline treatment. Journal of Hazardous Materials 344, 73-80.

Zhou, Q., Glasser, F., 2000. Kinetics and mechanism of the carbonation of ettringite. Advances in cement research 12, 131-136.

Part D

*

Conclusion and Outlook

7 CONCLUSION AND OUTLOOK

Residual bottom ash falling of a conveyor belt at the end of treatment in the MSWI Plant Linth.

7.1 Conclusion

This PhD-thesis covers the research of almost four years, focusing on bottom ash from different MSWI plants and treatment processes in Switzerland. A detailed chemical and mineralogical characterisation of bottom ash fractions and study of their eluate behaviour form the basis of the thesis. Thereby, aspects of the entire incineration process are considered, by evaluating the effect of firing parameters on the development of TOC in bottom ash from an existing ten years monitoring program of the Canton of Zürich (Chapter 3 & 4). After the incineration, different discharge technologies for bottom ash and a variety of modern bottom ash treatment processes contribute to an increasing diversity of residual bottom ash fractions. Thereby, bottom ash treatment focuses on metal recovery, for which the Swiss Waste Ordinance defines a threshold value of 1 wt.-% for the residual particulate non-ferrous metal content (Swiss Confederation, 2016). Compared to studies concerning bottom ash from Switzerland in the past 20 years the residual particulate metal content steadily decreased to 0.5-0.7 wt.-% non-ferrous and 0.8-1 wt.-% ferrous metals, highlighting the improvements in metal recovery (Belevi, 1998; Eggenberger and Mäder, 2010). Further, the average SiO_2 content in bottom ash decreased from ~41 wt.-% to ~32 wt.-% within this timespan, indicating an increased separate collection of glass. In contrast, the average CaO content increased from ~17 wt.-% to ~27 wt.-%, which may be due to a higher input of construction waste. Similarly, the average Zn content steadily increased form ~3000 mg/kg to ~5300 mg/kg, indicating a growing amount of plastic and rubber in the waste input. In contrast, the average Pb content decreased from ~1600 mg/kg to ~1300 mg/kg, while for the average Cu content a larger scattering is observed.

Apart from temporal changes in the composition of bottom ash, enhanced treatment leads to a strong fractionation of residual bottom ash fractions, as these processes operate with different grainsize categories for the specific recovery of metals. As a result, different fractions with distinct patterns of grainsize dependant heavy metal enrichment are produced. However, despite these compositional differences, all bottom ash fractions are still deposited on Type D landfills. There, pollutant emissions occur via landfill leachates that are mainly influenced by the total content and binding forms of the species as well as the prevailing pH and redox conditions. Thereby, the binding forms significantly control the solubility of the species. While the total content and binding forms of the pollutants are investigated on the solid material, eluate experiments help to understand the mobilization behaviour of specific compounds and the factors influencing the system (e.g. buffer capacity). In addition to batch tests, column tests deliver information on the dynamics of pollutant release (CEN/TS 14405, 2017; FOEN, 2017). A detailed understanding thereof is necessary for adequate

estimations of temporal aspects of landfill emission. Based on a combination of column leaching tests and a modelling approach after Lauer et al. (2011), emission forecasts for pH independent soluble species are realised (Chapter 3 & 6).

Beside the landfill behaviour, the assessment of the recycling potential of residual bottom ash fractions is an important topic of this thesis. To save space on landfills and to contribute to circular economy, partial recycling of residual bottom ash fractions is considered as an alternative to deposition. Possibilities for their recycling in cement or concrete production are given in the Swiss Waste Ordinance, however strict requirements on total contents of heavy metals require further treatment (Swiss Confederation, 2016). On an international scale, the recycling potential of residual bottom ash strongly depends on the legislation (LAGA, 1994; LAGA, 2004; MATTM, 2006; MEDDTL, 2011; Soil Quality Decree, 2013; Danish EPA, 2016) (Chapter 5). Based on the respective national regulations the application of residual bottom ash in road construction, earth works, cement and concrete production is common in European countries. In order to meet the demanded quality requirements in Switzerland, different approaches to reduce the content of pollutants have been evaluated on a laboratory scale (Chapter 6).

All these aspects introduced above are discussed in detail in the following chapters.

7.1.1 Incineration process

For the incineration of MSW, Swiss Waste Legislation demands a high burnout quality of bottom ash, based on a threshold value for TOC of 2 wt.-%. By evaluating a dataset on raw bottom ashes of a 10 years monitoring, the potential of optimised incineration to further reduce TOC concentrations in bottom ash is demonstrated.

- From 2008-2018 efforts towards the reduction of TOC concentrations in bottom ash were conducted in five of the six MSWI plants of the Canton of Zürich. Thereby, the defined target value of 0.5 wt.-% TOC in bottom ash by 2020 was achieved in four MSWI plants. On average, a reduction of 50 % of the TOC concentration from 1 to 0.5 wt.-% was reached, within the monitoring period, independent of the applied discharge technology. Thus, it is concluded that based on adjustments of the operating strategy, burnout quality of bottom ash can be optimised.

- Temperature dependant combustion offers a possibility to further differentiate TOC into degradable organic carbon (OC) and elemental carbon (EC). However, TOC represents the most reliable parameter, for the determination of burnout quality in bottom ash, because especially at low concentrations OC proves not

always accurate. This is highlighted by the poor correlation between these two carbon species. Based on comparative measurements an average OC/TOC ratio, of 0.33 was determined.

- Apart from TOC, the optimisation of burnout quality has no direct influence on the concentrations of other species in bottom ash. While for the partitioning of heavy metals the incineration temperature marks a key factor, no correlation with TOC and thus burnout quality has been identified.

7.1.2 Bottom ash treatment and residual metals

The main focus of bottom ash treatment in Switzerland is the recovery of particulate metals. To enhance the amount and quality of recovered metals, modern processes have been implemented in recent years. These processes also significantly influence the composition of residual bottom ash fractions.

- In order to recover metals effectively, enhanced treatment processes divide the raw bottom ash into sub-fractions by dry or wet sieving. Fine fractions (rBA) are removed and no metals are recovered. Thus, a broad spectrum of fine-grained particulate heavy metal particles has been identified in these fine fractions including Fe^0, Al^0, Cu^0, Pb^0, Sn^0, Zn^0 and various alloys. These particles are often surrounded by adhering fine-grained carbonates or embedded in an amorphous matrix. Below 100 µm particulate metals and alloys have also been observed as melt drops. Apart from ferric iron, ferrous compounds as oxides and hydroxides are abundant. Their stoichiometry corresponds to hematite [Fe_2O_3], magnetite [Fe_3O_4], goethite [FeO(OH)] and limonite [$FeO(OH)\cdot nH_2O$]. Other heavy metal oxides, such as Cu and Zn oxides occur, however they are much less abundant. The same applies for heavy metals associated with sulphur, where pyrite [FeS_2], covellite [CuS], chalcopyrite [$CuFeS_2$] have been identified.

- Coarse bottom ash fractions (eBA) in contrast are subjected to metal liberation, based on crushing or electrodynamic fragmentation and subsequent metal recovery using magnetic and eddy current separation. Residual fractions are abundant in amorphous, mono- and polymict particles with sharp grain boundaries. Particulate metals are limited to sub-mm sized Fe^0-, FeCr-, Al^0- and Cu^0-particles either liberated or embedded in an amorphous matrix. In contrast, oxides and hydroxides of primarily ferrous compounds are more abundant than particulate metals and generally present in a liberated form. Heavy metal oxides are rare and limited to CuO.

- Based on these observations the fractionation of bottom ash in fractions of different grainsize categories is strongly influencing their composition. Apart from a different spectrum of residual particulate metals, fine fractions (rBA) are enriched in carbonates and sulphates, while the coarse fractions (eBA) are enriched in transit minerals and the corresponding major oxides SiO_2, Fe_2O_3, Al_2O_3 and Na_2O. Further, based on temperature-dependant partitioning, volatile heavy metals are enriched in rBA fractions and lithophilic heavy metals in eBA fractions. Additionally, these processes involve washing with process water, which reduces the contents of Cl and other soluble species. Thereby, the process water quality influences the degree of depletion of these species and accounts for up to 50 %, when clean process water is used. All these factors lead to significant differences in the composition of eBA and rBA fractions. Generally, eBA fractions show improvements in quality due to reduced contents of heavy metals, TOC and Cl.

- Despite quality improvements, especially the contents of Cu and Sb remain elevated. Thereby, the concentrations of Cu are generally independent from grainsize and treatment process and Cu occurs in oxidic or sulphidic form as well as in particulate and thus recoverable form. Additionally, up to 25 % of the remaining Cu can be mobilised by using strong acid. In contrast, the concentrations of Sb are dependent on grainsize with an enrichment by 2-3 times in the rBA fractions. However, no direct evidence of the binding forms in which Sb is present has been obtained. It is thus assumed that Sb is strongly embedded into the bottom ash matrix. Additionally, based on the strong linear correlation with SO_3 (R^2 = 0.8), ettringite [$Ca_6Al_2[(OH)_{12}|(SO_4)_3]\cdot 26\ H_2O$] is considered as a potential host mineral for Sb in fresh bottom ash.

7.1.3 Pollutant mobilisation and landfill emissions

The eluate behaviour of residual bottom ash fractions determines the emissions that occur on bottom ash landfills. A detailed understanding thereof is thus important to estimate a realistic aftercare duration for bottom ash landfills.

- In bottom ash, CaO is highly abundant and thus in contact with water alkaline conditions result. They dominate the system based on the solubility-controlled dissolution of calcite [$CaCO_3$], representing the main buffer of the bottom ash system. The hydration of clinker phases [Ca_3SiO_5] and [Ca_2SiO_4] to calcium silicate hydrates [C-S-H] and portlandite [$Ca(OH)_2$] additionally buffer the system. These reactions result in steady Ca concentrations of 100s mg/l, representing the dominating short to midterm emissions from bottom ash. Initially however, Ca emissions are exceeded by emissions of availability-controlled species,

originating from soluble components (e.g. salts), with high concentrations of 100s-1'000s mg/l. These emissions are however clearly limited to the initial phase of bottom ash leaching, with 90 % mobilised at L/S 1.

- Similarly, organic species, especially DOC, initially feature high emissions in the range of 10-50 mg/l, which decrease rapidly. Based on batch tests it has been determined, that for bottom ash with TOC concentrations <0.5 wt.-% DOC emissions at L/S 10 account for <20 mg/l. However, in natural systems (e.g. landfills) additional mobilisation occurs, due to biological activity and the degradation of organic matter. Thus, these species are often elevated over a long period.

- Temporal aspects of DOC release for an average landfill in Switzerland were determined by modelling. Thereby, it was estimated that ~800 years of leaching correspond to L/S 10 on an average Swiss landfill with a height of 20 m. By integrating data on DOC emissions from landfill leachates, the forecast was refined for prevailing flow conditions on existing landfills. There, heterogeneous flow and preferential flow path result in a partial mobilisation of only 8.5 % of the pollutant potential. Based on this forecast it is concluded that the required aftercare duration of 50 years on Swiss bottom ash landfills is sufficient to achieve DOC concentrations that justify discharge of landfill leachates into natural waters.

- The strong emphasis on DOC is also due to its role for the short to midterm emissions of heavy metals. At this early stage, heavy metals are sorbed to reactive surfaces of hydrous ferric oxides (HFO) due to the prevailing alkaline conditions. Thus, their mobilisation is dependent on complexation with organic and inorganic ligands. With concentrations of up to 2.4 mg/l, Cu (aq) accounts for the most notable heavy metal emissions observed in eluate experiments. These emissions result due to the complexation of Cu (aq) with DOC, which is emphasised by the strong correlation of these two species with R^2 = 0.7-0.9. A similar effect is determined for the emissions of Pb (aq), fostered by complexation with Cl^- based on their correlation of R^2 = 0.75.

- For the consideration of long-term emissions with time horizons >1000 years the exhaustion of the buffer has to be taken into account. Generally, this is controlled by the height of a deposit and its exposure to weathering, which defines the rate of infiltrating water and CO_2. Ultimately, these factors are responsible for shifting the geochemical milieu to neutral and finally acidic conditions, where the mobilisation of heavy metals as cations is fostered. The simulation of such conditions is achieved by eluate experiments with CO_2-saturated water, resulting

in slightly acidic conditions (pH 6). There the pH dependent mobilisation of heavy metals increases, depending on the sorption to reactive surfaces. While Zn is already strongly mobilised, with an increase in concentration of up to 15 times, the levels of Cu and Pb concentrations remain as sorption still dominates. Based on titration experiments with HCl (1 mol/l) it is concluded that relevant heavy mobilisation starts below pH 6.

7.1.4 Legal framework

Recycling of suitable bottom ash fractions may contribute to circular economy as primary resources and valuable space on landfills are saved. In addition to the composition and quality, the possibilities to recycle suitable bottom ash fractions also depend on the legal framework conditions. Understanding the regulations applied in different European countries provides a foundation to assess the recycling potential in Switzerland.

- Despite quality improvements, enhanced treated fractions (eBA) only partially comply with Swiss threshold values due to their high heavy metal contents. Compliance with threshold values for raw material for cement clinker is given for the contents of As, Cd, Co and Ni, while Pb and Zn surpass these threshold values by 1.25-3 times and Type B threshold values by 2-3 times. The contents of Cu surpass Type B threshold values by 4-6 times and Sb even surpass Type D threshold values. The advantage of defining threshold values based on total contents is the granting of an explicit framework independent of geochemical conditions. The disadvantage is the non-existent scope concerning the environmental availability of potential pollutants, implicating a high barrier for the recycling of bottom ash. Thus, based on these regulations the recycling of bottom ash in Switzerland is currently inhibited.

- European countries with established bottom ash recycling mostly implemented a legislation, where threshold values are based on eluate concentrations. Especially concerning heavy metals, this facilitates the recycling of suitable bottom ash fractions, as the alkaline conditions result in limited emissions complying with the respective threshold values. However, the eluate results depend on the setup and conditions of the applied eluate tests. Thus, threshold values on this basis are less explicit than threshold values based on total contents.

- For the classification of granular waste material batch tests are simpler and faster to perform, column test in contrast, show the dynamics of contaminant release. The results of these two test types are comparable when cumulating the concentrations of column tests to the corresponding L/S of the batch tests.

Generally the results of the European column test and the Swiss batch test are within ~10 % for availability controlled (e.g. Na, Cl) and organic (e.g. DOC) species. Concerning heavy metals, the results are within ~30 % for Cu, while deviation is stronger for Zn and Pb. International eluate tests are performed with deionised water, resulting in alkaline conditions due to the high concentration of CaO in bottom ash. For the recycling of fresh bottom ash, these conditions may be considered representative. However, to estimate long-term emissions of pH dependent heavy metals the consideration of changing conditions is necessary. Thus, when threshold values are defined based on eluate concentrations an approach that covers a broad pH range like the batch test according to Swiss Waste Legislation is favourable.

7.1.5 Recycling potential and further treatment

The recycling possibilities for bottom ash in Switzerland are pointed out by national requirements and the comparison with international requirements allows critical evaluation thereof. Considering this information significantly contributes to develop processes for further treatment of suitable bottom ash fractions, working towards their recycling in Switzerland.

- Swiss Waste Legislation foresees recycling possibilities for waste materials including bottom ash as raw material for cement clinker and additive or aggregate in the production of cement and concrete. For the latter application, enhanced treated fractions (eBA) show a suitable composition from a geotechnical point of view. Silicate minerals and SiO_2-rich amorphous phases dominate and the washing, often applied to these fractions, leads to the dissolution of soluble species. Similar pre-washed bottom ash fractions were found to have suitable characteristics for the utilisation in concrete production.

- As alternative raw material for cement clinker, removed fine fractions (rBA) feature a suitable average composition. In contrast to eBA fractions, their chemistry is dominated by CaO with >40 wt.-%, which is important for the production of portland cement clinker, featuring on average ~60 wt.-% CaO (Stark and Wicht, 2013). Further, their contents of SiO_2 (20-25 wt.-%), Al_2O_3 and Fe_2O_3 (4-8 wt.-%) are also in good agreement with the average composition of portland cement clinker. However, high heavy metal contents, exceeding the applying threshold values, currently inhibit such applications in Switzerland and consequently further treatment is necessary.

- Currently, the focus of further treatment are eBA fractions, which show an improved quality already. However, their heavy metal contents remain elevated

and thus, further treatment primarily aims at the reduction of heavy metal contents based on chemical and physical processes. Based on laboratory experiments bottom ash fractions have been washed with a series of H_2O- and HCl-based eluents. Thereby, the acidic conditions induced by HCl proved effective for the reduction of heavy metal contents, mobilising 20-30 % Cu and Zn and 5-15 % Pb, Ni and Co. Based on this treatment additional heavy metals comply with the threshold values for raw material for cement clinker production and Type B. However, especially Cu and Sb remain strongly elevated. Thus, purely chemical approaches fail to achieve the targeted improvement of bottom ash quality.

- Experiments based on physical separation represent an alternative approach to reduce heavy metal contents. Thereby, the focus is on the distribution of heavy metals within the different particles of bottom ash fractions. With a combination of density separation, electrodynamic fragmentation and magnetic separation additional metals are removed and organic material is washed out. Further, bottom ash fractions are split into distinct sub-fractions. Especially in the resulting mineral fraction, transit minerals are strongly enriched and heavy metal concentrations are 30 % lower than in the initial fraction. With this approach, a more promising treatment method is introduced. Currently the requirements for the recycling of bottom ash in Switzerland are not yet achieved, however based on the modular and stepwise procedure the potential for further improvements is given.

7.2 Outlook

With the introduction of the Swiss Waste Ordinance VVEA in 2016, the recycling of waste has become more important as new applications for waste materials have been defined. For bottom ash, thus recycling possibilities in the cement and concrete production arise. Today the recovery of metals from bottom ash is implemented at a high technical level in Swiss MSWI plants and on landfills. However, all residual bottom ash fractions are still deposited on Type D landfills. With the present thesis, fractionation trends resulting from enhanced bottom ash treatment are characterised in detail, highlighting quality improvements concerning contaminants in eBA fractions. With additional treatment steps further improvements were achieved, however great efforts are still needed for these fractions to qualify as secondary resources. Efforts towards the recycling of suitable bottom ash fractions involve impacts on landfills due to the enriched concentration of contaminants in the fractions remaining for deposition. These developments thus influence the risk assessment and aftercare duration on bottom ash landfills, as has been investigated based on a modelling approach for landfill emissions.

In this context and from a geochemical point of view both areas require further investigation:

- For pH independent soluble pollutants on landfills, a modelling approach for emission forecasts has been presented. However, the model is based on constant landfill conditions not considering changes of pH conditions, temperature, redox-processes or sorption. Since most heavy metals are sensitive to changing conditions an approach combining pH dependent laboratory experiments with suitable modelling (e.g. PHREEQC, MINTEQ, GEMS) should be considered in future studies.

- The pollutant contents of selected bottom ash fractions from enhanced treatment were further reduced based on laboratory tests. However, problematic elements with elevated contents remain. In order to increase the recycling potential of these fractions, future studies should focus on two aspects:

    - A detailed investigation of the binding forms and distribution of problematic elements, using high-resolution optical and structural methods (e.g. electron microprobe analysis, micro X-ray diffraction, synchrotron measurements) should be conducted. Thereby, the focus is on the heavy metals Cu and Sb, for which ongoing studies on fly ash could be helpful, as Sb contents in fly ash exceed those of the bottom ash by an order of magnitude.

- Treatment processes should be optimised by combining and refining physical and chemical approaches complemented with bioleaching. Already successfully applied in ore industry, this biohydrometallurgical technology bears the potential to recover additional heavy metals from residual bottom ash fractions.

7.3 References

Belevi, H., 1998. Environmental engineering of municipal solid waste incineration. Vdf, Hochschulverlag AG an der ETH Zürich.

CEN/TS 14405, 2017. Characterization of waste - Leaching behaviour tests - Up-flow percolation test (under specified conditions). European Committee for Standardization.

Danish EPA, Agency, E.P., 2016. Danish Staturory Order No. 1672.

Eggenberger, U., Mäder, U., 2010. Charakterisierung und Alterationsreaktionen von KVA-Schlacken, in: Schenk, K. (Ed.), KVA-Rückstände in der Schweiz - Der Rohstoff mit Mehrwert. Federal Office for the Environment, 116-134.

FOEN, Federal Office for the Environment, 2017. Messmethoden im Abfall- und Altlastenbereich: Umwelt-Vollzug Nr. 1715. 1-82.

LAGA, Abfall, L., 1994. Mitteilung 19: Merkblatt über die Entsorgung von Abfällen aus Verbrennungsanlagen für Siedlungsabfälle (LAGA M19).

LAGA, Abfall, L., 2004. Mitteilung 20: Anforderungen an die stoffliche Verwertung mineralischer Abfälle (LAGA M20).

Lauer, D., Fellner, J., Brunner, P.H., 2011. Standortbezogene Kriterien zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Deponieemissionen unter dem Aspekt der Nachsorgedauer (SKUDENA). Vienna University of Technology.

MATTM, Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, 2006. Decreto Ministeriale 5 aprile 2006, n. 186-"Regolamento recante modifiche al decreto ministeriale 5 febbraio 1998-Individuazione dei rifiuti non pericolosi sottoposti alle procedure semplificate di recupero, ai sensi degli articoli 31 e 33 del decreto legislativo 5 febbraio 1997, n. 22".

MEDDTL, Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement, 2011. Arrêté relatif au recyclage en technique routière des mâchefers d'incinération de déchets non dangereu.

Soil Quality Decree, 2013. Regeling Bodemkwaliteit, VROM, Den Haag: Ruimte en Milieu.

Stark, J., Wicht, B., 2013. Zement und Kalk: der Baustoff als Werkstoff. Springer-Verlag.

Swiss Confederation, 2016. Ordinance on the Avoidance and the Disposal of Waste. 1-46.

Appendix

APPENDIX 1 – Chemical composition

Table A1: *Major oxide composition of the residual bottom ash fractions, measured with WD-XRF. All values in wt.-%. *LOI without TOC.*

Process	Fraction	SiO_2	CaO	Fe_2O_3	Al_2O_3	SO_3	Na_2O	MgO	TiO_2	K_2O	P_2O_5	MnO	LOI*	Rest
Conventional BA	BE	30.7	29.2	10.0	8.2	3.9	2.4	1.7	1.7	1.0	0.8	0.2	7.2	2.9
	TH	32.0	24.9	13.2	9.5	3.2	2.6	1.7	1.6	1.2	2.4	0.2	4.1	3.6
	ZU	30.8	24.9	15.2	9.9	3.4	2.8	1.7	1.5	1.1	1.4	0.2	3.4	3.6
	BI	32.4	26.1	10.4	9.0	2.8	2.7	1.7	1.7	1.2	1.2	0.2	7.4	3.3
	Linth 0-80 mm (A-cBA)	29.0	28.2	14.5	8.0	3.4	2.4	2.1	1.9	0.8	0.7	0.2	4.9	4.0
	Ø	31.0	26.7	12.6	8.9	3.4	2.6	1.8	1.7	1.0	1.3	0.2	5.4	3.5
RecuLAB	RecuLAB <0.033 mm (B-rBA)	9.1	42.0	2.4	3.9	11.1	0.9	3.2	1.4	0.4	0.5	0.1	18.8	6.1
	RecuLAB 0.033-80 mm (B-eBA)	37.5	24.6	13.1	8.1	1.9	3.5	2.9	1.7	0.9	0.5	0.2	2.3	2.7
	RecuLAB <0.033-80 mm (B)	36.0	25.5	12.5	7.8	2.4	3.4	2.9	1.7	0.9	0.5	0.2	3.2	2.9
Saidef with SELFRAG	>40mm (C-cBA)	32.1	27.0	14.2	10.8	1.2	2.3	1.7	1.9	1.1	1.0	0.3	4.0	2.5
	<2mm dry (C-rBA1)	21.0	40.7	7.0	5.7	2.8	1.9	2.0	1.8	1.1	1.4	0.1	10.0	4.3
	<2mm wet (C-rBA2)	18.2	44.0	6.1	5.2	3.2	1.3	1.9	1.8	0.8	1.3	0.1	12.5	3.6
	2-10mm (C-eBA1)	42.7	23.3	12.2	7.8	0.7	4.3	1.9	1.7	1.2	1.6	0.2	0.4	2.0
	10-40mm (C-eBA2)	43.4	22.4	12.5	9.9	0.6	3.6	1.9	1.6	1.2	1.0	0.2	0.1	1.6
	Saidef Ø (C)	28.6	34.4	9.3	7.0	2.0	2.5	1.9	1.8	1.0	1.3	0.2	6.9	3.1

Table A2: *Trace element composition of the residual bottom ash fractions, measured with WD-XRF. All values in mg/kg.*

Process	Fraction	TOC	Cl	Ba	Cu	Zn	Cr	Pb	Sr	Zr	Ni
Conventional BA	BE	5'911	8'187	3'310	3'411	3'974	713	1'295	820	527	262
	TH	9'947	7'374	3'189	3'824	5'988	800	1'694	968	641	276
	ZU	7'126	7'811	3'683	3'788	9'091	978	1'228	695	431	265
	BI	5'071	8'750	3'449	3'633	7'571	908	1'358	579	442	326
	Linth 0-80 mm (A-cBA)	10'414	7'787	4'992	5'886	4'738	1'661	1'430	852	621	497
	Ø	7'694	7'982	3'724	4'109	6'272	1'012	1'401	783	532	325
RecuLAB	RecuLAB <0.033 mm (B-rBA)	26'021	13'606	3'348	2'861	9'086	736	3'050	841	239	172
	RecuLAB 0.033-80 mm (B-eBA)	4'862	7'198	4'150	2'989	3'174	1'448	819	659	491	316
	RecuLAB <0.033-80 mm (B)	5'983	7'537	4'108	2'982	3'487	1'411	937	669	477	309
Saidef with SELFRAG	>40mm (C-cBA)	3'400	7'148	3'665	3'177	3'009	1'493	584	675	376	401
	<2mm dry (C-rBA1)	10'794	17'087	3'023	3'120	4'747	764	1'111	793	275	243
	<2mm wet (C-rBA2)	14'184	8'291	3'026	2'880	4'443	736	1'063	672	259	227
	2-10mm (C-eBA1)	3'688	3'636	3'249	2'753	2'574	1'076	916	675	309	210
	10-40mm (C-eBA2)	1'822	2'881	3'280	2'019	2'293	978	687	592	430	237
	Saidef Ø (C)	8'524	8'658	3'172	2'859	3'711	929	952	694	304	247

Process	Fraction	Sb	Sn	W	V	Br	As	Ag	Co	Cd
Conventional BA	BE	140	261	33	54	33	20	5	116	2
	TH	221	498	264	66	37	38	15	244	5
	ZU	119	321	13	67	55	23	15	194	8
	BI	235	454	39	59	61	15	11	176	5
	Linth 0-80 mm (A-cBA)	300	313	130	72	45	20	8	212	2
	Ø	203	369	96	64	46	23	11	188	4
RecuLAB	RecuLAB <0.033 mm (B-rBA)	558	369	23	53	113	21	11	72	4
	RecuLAB 0.033-80 mm (B-eBA)	174	316	86	76	30	30	7	211	1
	RecuLAB <0.033-80 mm (B)	194	318	82	75	34	30	7	204	2
Saidef with SELFRAG	>40mm (C-cBA)	125	244	117	68	22	11	12	187	7
	<2mm dry (C-rBA1)	177	396	78	59	65	8	8	141	6
	<2mm wet (C-rBA2)	191	238	37	49	38	7	9	114	3
	2-10mm (C-eBA1)	96	183	81	69	11	17	11	144	4
	10-40mm (C-eBA2)	77	134	81	68	8	13	6	160	3
	Saidef Ø (C)	147	254	65	60	34	11	9	140	5

APPENDIX 2 – Mineralogical composition

Table A3: *Mineralogical composition of the residual bottom ash fractions, measured with WD-XRF. All values in wt.-%.*

			Conventional BA					RecuLAB		Saidef with Selfrag				
Phase	**Chem. Formula**	**Group**	BE	TH	ZU	BI	Linth 0-80 mm (A)	RecuLAB <0.033 mm (B-rBA)	RecuLAB 0.033-80 mm (B-eBA)	>40mm (C-cBA)	<2mm dry (C-rBA1)	<2mm wet (C-rBA2)	2-10mm (C-eBA1)	10-40mm (C-eBA2)
Amorphous		**Amorphous**	**45.6**	**52.5**	**53.5**	**54.1**	**51.9**	**31.0**	**38.9**	**51.9**	**45.2**	**47.3**	**61.9**	**57.1**
Akermanite	$Ca_2Mg[Si_2O_7]$	**Melilite**	3.0	5.7	6.0	4.0	8.8		9.1	9.5	5.6	2.6	6.4	8.6
Alumoakermanite			6.2	1.0	1.8	0.4	0.5	1.6	3.0	0.8	0.2	2.4	0.4	0.6
Gehlenite	$Ca_2Al[AlSiO_7]$		1.1	3.2	3.8	1.9	5.2	1.2	4.9	7.7	2.2	0.8	4.2	6.0
Sum			**10.3**	**9.9**	**11.5**	**6.2**	**14.4**	**2.8**	**16.9**	**18.1**	**7.9**	**5.8**	**11.0**	**15.1**
Cristobalite	SiO_2	**Quartz**	0.4	0.2		0.4		0.5			0.8	0.8	0.4	0.3
Quartz	SiO_2		5.8	8.1	6.0	8.1	3.9	1.9	6.9	5.1	10.0	6.3	4.5	6.9
Sum			**6.2**	**8.3**	**6.0**	**8.5**	**3.9**	**2.4**	**6.9**	**5.1**	**10.8**	**7.1**	**4.9**	**7.2**
Calcite	$CaCO_3$	**Carbonate**	8.7	3.6	2.8	6.0	5.3	10.9	1.9	6.2	13.9	16.6	3.1	2.9
Malachite	$Cu_2[(OH)_2\|CO_3]$													
Magnesite	$MgCO_3$						1.0		2.1					
Smithsonite	$ZnCO_3$							0.5						
Hydrotalcite	$Mg_6Al_2[(OH)_{16}\|CO_3]\cdot 4H_2O$							1.3						
Sum			**8.7**	**3.6**	**2.8**	**6.0**	**6.3**	**12.6**	**4.0**	**6.2**	**13.9**	**16.6**	**3.1**	**2.9**
Albite	$Na[AlSi_3O_8]$	**Feldspar**	2.6	2.8	3.1	2.5	3.2	1.6	3.6	3.0	3.6	1.8	3.2	4.2
Anorthite	$Ca[Al_2Si_2O_8]$		1.6	1.5	1.5	1.0	1.0		1.6					
Orthoclase	$K[AlSi_3O_8]$		3.1	2.6	2.4	2.6	1.6	1.7	3.2	2.0	3.4	2.9	2.7	2.9
Sum			**7.4**	**6.9**	**7.0**	**6.0**	**5.7**	**3.3**	**8.4**	**5.0**	**6.9**	**4.7**	**5.9**	**7.1**
Augite	$(Ca,Fe)(Mg,Fe)[Si_2O_6]$	**Pyroxene**	2.2	3.2	4.5	4.0	5.1	1.3	6.9	4.8		2.1	3.7	4.6
Diopside	$CaMg\ [Si_2O_6]$									0.2				
Enstatite	$Mg_2[Si_2O_6]$									3.5				
Sum			**2.2**	**3.2**	**4.5**	**4.0**	**5.1**	**1.3**	**6.9**	**8.4**	**0.0**	**2.1**	**3.7**	**4.6**
Alite M3	Ca_3SiO_5	**Clinker**	1.7	1.6	1.9	1.4	1.5	2.4	1.3	2.1	2.4		1.7	1.3
Belite Alpha H	Ca_2SiO_4		2.0	0.9	0.8	1.3	0.4		1.2		2.1	3.2	1.8	0.7
Sum			**3.7**	**2.6**	**2.7**	**2.7**	**1.9**	**2.4**	**2.5**	**2.1**	**4.5**	**3.2**	**3.5**	**2.0**
Hematite	Fe_2O_3	**Fe-Oxide**								0.1	0.6		0.5	0.4
Magnetite	Fe_3O_4		1.8	2.6	2.4	2.1	2.4	0.6	2.4	1.4	2.1	1.4	2.2	1.3
Wuestite	FeO		0.7	0.5	0.9	0.4	0.7		1.0		0.5		0.8	0.6
Sum			**2.4**	**3.1**	**3.4**	**2.4**	**3.1**	**0.6**	**3.4**	**1.5**	**3.2**	**1.4**	**3.5**	**2.2**
Perovskite	$CaTiO_3$	**Oxide**	1.9	1.7	1.4	1.8	1.4	1.9	1.9	1.1	2.3	2.6	1.4	1.0
Rutile	TiO_2		0.8	0.4			0.3		0.1					
Periclase	MgO							1.2						
Sum			**2.7**	**2.0**	**1.4**	**1.8**	**1.7**	**3.0**	**2.0**	**1.1**	**2.3**	**2.6**	**1.4**	**1.0**
Portlandite	$Ca(OH)_2$	**Hydroxide**						5.8			0.7	2.9		
Hydrocalumite	$Ca_2Al(OH)_6[Cl_{1-x}(OH)_x]\cdot 3H_2O$		1.0	0.2		1.7					1.2	0.7		
Sum			**1.0**	**0.2**	**0.0**	**1.7**	**0.0**	**5.8**	**0.0**	**0.0**	**2.0**	**3.5**	**0.0**	**0.0**
Anhydrite	$CaSO_4$	**Sulfate**						6.1			0.4			
Gypsum	$Ca[SO_4]\cdot 2H_2O$							5.6						
Glauberite	$CaNa_2[SO_4]_2$		4.1	3.5	3.8	3.4	3.6	5.4	6.1					
Ettringite	$Ca_6Al_2[(OH)_{12}\|(SO_4)_3]\cdot 26\ H_2O$		4.5	2.6	1.3	2.3	1.1	10.7	2.6		1.7	4.6		
Sum			**8.5**	**6.1**	**5.1**	**5.7**	**4.7**	**27.7**	**8.7**	**0.0**	**2.1**	**4.6**	**0.0**	**0.0**
Halite	$NaCl$	**Halide**	0.9	0.6	0.9	0.3	0.4	0.2	0.5	0.6	1.1	1.0	0.9	0.7
Apatite-OH	$Ca_5[OH\|(PO_4)_3]$							1.9						
Sum			**0.9**	**0.6**	**0.9**	**0.3**	**0.4**	**2.1**	**0.5**	**0.6**	**1.1**	**1.0**	**0.9**	**0.7**
Titanite	$CaTi[O\|SiO_4]$	**other Silicates**	0.3	0.8	1.1	0.5	0.8	0.6	0.9					
Ellestadite	$Ca_5(SiO_4,PO_4,SO_4)_3(F,OH,Cl)$							2.3						
Merwinite	$Ca_3Mg(SiO_4)_2$							1.4						
Talc	$Mg_3Si_4O_{10}(OH)_2$							0.8						
Sum			**0.3**	**0.8**	**1.1**	**0.5**	**0.8**	**5.0**	**0.9**	**0.0**	**0.0**	**0.0**	**0.0**	**0.0**
Aluminium	Al^0	**Metal**		**0.2**										

APPENDIX 3 – Batch eluate tests (VVEA)

Table A4: *Results of the batch eluate test according to Swiss Waste Legislation, performed on the residual bottom ash fractions, measured with ICP-OES und IC. All values in mg/l.*

	Fraction	pH Test 1	pH Test 2	El. Cond. Test 1	El. Cond. Test 2	Al	As	Ba	Br^-	Ca	Cd	Cl^-
Conventional BA	BE	12.05	6.23	4.3	4.62	7.45	<0.5	1.61	<10	236	<0.05	284
	ZU	11.38	6.24	2.02	4.45	22.3	<0.5	0.071	<10	94.6	<0.05	279
	TH	11.55	6.32	2.24	4.02	21.2	<0.5	0.243	<10	155	<0.05	271
	BI	11.87	6.17	2.69	3.09	10.2	<0.5	0.373	1.51	116	<0.05	240
	Linth 0-80 mm (A-cBA)	11.99	5.62	5.35	3.7	8.82	<0.5	3.61	<10	372	<0.05	247
RecuLAB	RecuLAB <0.033 mm (B-rBA)	12.21	6.64	12.18	7.61	0.14	<0.05	0.132	<10	1566	<0.05	995
	RecuLAB 0.033-80 mm (B-eBA)	11.86	5.73	3.9	3.81	5.52	<0.05	5.12	<10	299	<0.05	236
	RecuLAB <0.033-80 mm (B)	12.17	6.17	6.56	3.93	1.17	<0.05	0.437	<10	641	<0.05	266
Saidef with SELFRAG	>40 mm (C-cBA)	10.00	6.10	1.45	2.89	47.3	<0.05	0.105	<0.16	128	<0.05	122
	<2mm dry (C-rBA1)	12.30	5.86	11.05	4.75	0.18	<0.05	7.25	2.80	854	<0.05	821
	<2 mm wet (C-rBA2)	11.95	6.11	9.10	3.10	0.19	<0.01	7.63	1.10	766	<0.05	339
	2-10mm (C-eBA1)	11.22	5.76	1.14	1.90	43.4	<0.05	0.225	<0.16	94.6	<0.05	105
	10-40mm (C-eBA2)	10.80	5.94	0.79	1.71	49.8	<0.05	0.129	<0.16	69.0	<0.05	47.9

	Fraction	Co	Cr	Cu	F^-	Fe	K	Mg	Mn	Na	NH_4^+	Ni	NO_3^-
Conventional BA	BE	<0.05	<0.05	1.18	<10	0.169	101	<0.05	1.09	201	-	<0.05	<10
	ZU	<0.05	<0.05	0.516	<10	0.271	81.9	<0.05	2.05	162	-	0.090	<10
	TH	0.075	<0.05	1.89	<10	0.066	73.2	<0.05	1.06	133	-	0.063	<10
	BI	<0.05	<0.05	<0.5	0.330	<0.05	90.5	0.088	0.546	176	<1	<0.05	0.480
	Linth 0-80 mm (A-cBA)	<0.05	<0.05	0.99	<10	0.588	53.1	<0.05	0.928	154	-	0.111	<10
RecuLAB	RecuLAB <0.033 mm (B-rBA)	<0.05	<0.05	0.76	<10	<0.05	134	<0.05	0.519	368	-	0.090	<10
	RecuLAB 0.033-80 mm (B-eBA)	<0.05	<0.05	1.18	<10	2.73	42.5	<0.05	1.37	93.8	-	0.174	<10
	RecuLAB <0.033-80 mm (B)	<0.05	<0.05	0.95	<10	0.503	50.0	<0.05	1.07	111	-	0.134	<10
Saidef with SELFRAG	>40 mm (C-cBA)	<0.05	<0.05	<0.05	<0.16	8.74	35.9	0.098	2.23	108	<1	0.070	<0.16
	<2mm dry (C-rBA1)	<0.05	<0.05	0.37	<1.6	<0.03	149	<0.1	0.234	423	<10	<0.02	9.90
	<2 mm wet (C-rBA2)	<0.05	<0.01	0.62	0.58	<0.02	64.8	<0.1	0.177	170	2.78	<0.05	0.340
	2-10mm (C-eBA1)	<0.05	<0.05	0.12	<0.16	6.80	17.2	<0.1	0.797	43.2	<1	<0.01	<0.16
	10-40mm (C-eBA2)	<0.05	<0.05	<0.05	<0.16	9.12	14.6	<0.1	1.19	35.1	<1	<0.05	<0.16

	Fraction	Pb	PO_4^{3-}	S	Sb	Si	Sn	SO_4^{2-}	Sr	Ti	DOC	Zn
Conventional BA	BE	<0.5	<10	-	<0.5	1.65	<0.1	<10	1.62	<0.05	30.4	5.27
	ZU	<0.5	<10	-	<0.5	2.46	<0.1	78.4	<0.05	<0.05	11.1	11.2
	TH	<0.5	<10	-	<0.5	2.10	<0.1	75.0	0.804	<0.05	52.8	3.05
	BI	<0.5	<0.4	-	<0.5	3.84	<0.1	37.9	0.655	<0.05	17.8	6.58
	Linth 0-80 mm (A-cBA)	0.16	<10	-	<0.05	0.897	<0.05	23.3	2.34	<0.05	18.1	4.6
RecuLAB	RecuLAB <0.033 mm (B-rBA)	0.33	<10	-	<0.05	1.11	<0.05	1153	8.03	<0.05	67.5	2.23
	RecuLAB 0.033-80 mm (B-eBA)	0.20	<10	-	<0.05	1.27	<0.05	33.0	1.48	<0.05	8.82	4.00
	RecuLAB <0.033-80 mm (B)	0.26	<10	-	<0.05	0.807	<0.05	208	1.92	<0.05	15.1	6.6
Saidef with SELFRAG	>40 mm (C-cBA)	0.10	<0.16	109	<0.05	0.22	<0.05	19.7	0.649	<0.05	29.5	1.91
	<2mm dry (C-rBA1)	0.15	<1.6	16.6	<0.05	0.80	<0.05	9.80	3.13	<0.05	100	1.59
	<2 mm wet (C-rBA2)	0.15	1.63	16.5	<0.05	1.11	<0.05	4.90	2.40	<0.05	103	0.81
	2-10mm (C-eBA1)	0.14	<0.16	35.9	<0.05	<0.05	<0.05	5.23	0.495	<0.05	17.8	2.55
	10-40mm (C-eBA2)	<0.05	<0.16	26.2	<0.05	<0.05	<0.05	7.07	0.214	<0.05	11.6	2.11

APPENDIX 4 – Column tests (CEN/TS 14405)

Table A5: *Column test results of the bottom ash fractions BE and TH, measured with ICP-OES and IC. Values in mg/l.*

			BE							TH						
Phys. Param.	L/S		0.1	0.2	0.5	1	2	5	10	0.1	0.2	0.5	1	2	5	10
	pH	-	12.6	12.7	12.6	12.5	12.1	12.0	11.9	11.9	11.5	11.6	11.5	11.8	11.3	9.6
	El. Cond.	mS/cm^2	21.2	20.9	15.7	9.1	5.8	4.3	2.5	25.5	13.1	6.3	3.5	2.3	1.5	0.4
	Eh	mV	-25	-31	-175	-126	-80	-28	-13	-39	-23	-37	-37	18	21	104
Cations	Al	mg/l	9.15	6.32	5.50	3.73	2.98	3.61	5.37	10.8	15.1	17.6	19.8	22.5	21.7	18.0
	As	mg/l	0.04	0.01	0.03	<0.1	0.09	<0.1	0.10	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
	Ba	mg/l	0.84	1.79	1.86	2.86	4.28	4.61	3.25	0.67	0.58	0.41	0.32	0.29	0.23	0.14
	Ca	mg/l	21.7	143	172	266	376	354	189	339	244	154	136	133	102	37.4
	Cd	mg/l	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
	Co	mg/l	0.02	0.01	0.01	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0.11	0.06	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
	Cr	mg/l	0.10	0.09	0.05	0.02	0.02	0.01	0.01	0.24	0.17	0.10	0.07	0.05	<0.05	<0.05
	Cu	mg/l	3.96	4.47	2.35	0.80	0.30	0.15	0.08	12.4	7.83	3.62	1.88	1.22	0.69	0.37
	Fe	mg/l	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0.12	0.13	0.11	0.10	0.12	<0.05	<0.05
	K	mg/l	1'225	1'088	762	394	126	34.9	13.0	1'638	913	387	183	102	48.5	19.2
	Li	mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Mg	mg/l	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	0.19	0.10	0.10	0.10	0.13	<0.05	<0.05
	Mn	mg/l	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
	Mo	mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Na	mg/l	2'881	2'571	1'686	679	185	42.9	16.7	3'309	1'876	747	329	173	77.7	26.9
	NH_4^+	mg/l	18.1	19.3	11.6	<5	<5	<5	<1	-	21.5	9.88	5.27	2.95	1.75	<1
	Ni	mg/l	0.03	0.03	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0.08	0.06	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
	Pb	mg/l	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
	S	mg/l	-	-	-	-	-	-	-	84.0	53.1	35.2	25.3	22.9	19.0	15.0
	Sb	mg/l	0.05	0.07	<0.5	0.07	<0.5	0.06	<0.5	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
	Se	mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Si	mg/l	13.7	6.92	4.74	2.70	1.41	0.95	0.95	13.2	9.44	5.33	3.56	3.09	2.08	1.91
	Sn	mg/l	<0.1	<0.1	0.01	<0.1	0.01	<0.1	<0.1	0.06	0.05	<0.05	<0.05	0.06	<0.05	<0.05
	Sr	mg/l	2.77	4.70	5.10	6.75	7.04	3.89	1.87	4.91	3.74	2.35	1.64	1.32	0.89	0.49
	Ti	mg/l	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
	V	mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Zn	mg/l	0.14	0.29	0.22	0.12	0.08	0.09	0.05	0.21	0.19	0.32	0.13	0.16	<0.05	<0.05
Anions	Br^-	mg/l	12.6	10.9	6.90	2.95	1.10	<0.8	0.22	25.4	14.3	6.23	2.77	1.57	0.68	0.30
	Cl^-	mg/l	3'531	2'931	1'827	781	285	110	50.5	7'664	3'434	1'397	604	335	152	53.2
	F^-	mg/l	1.60	1.60	<1.6	0.85	<0.8	<0.8	0.33	<1.6	<1.6	<0.16	0.30	0.23	<0.16	<0.16
	NO_3^-	mg/l	2.60	2.90	9.90	2.95	2.25	1.20	0.60	9.30	2.10	0.68	0.45	0.41	0.63	0.39
	PO_4^{3-}	mg/l	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<4	<4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4
	SO_4^{2-}	mg/l	63.7	53.4	29.1	12.1	6.45	4.80	4.73	168	111	82.4	68.9	63.3	54.6	45.3
C	TOC	mg/l	420	305	188	98.3	29.0	18.5	9.55	370	526	227	116	69.4	41.5	14.2
	TIC	mg/l	69.1	39.0	28.9	16.1	10.2	16.7	18.5	301	99.8	49.0	99.1	37.4	45.9	21.6

Table A6: *Column test results of the bottom ash fractions ZU and BI, measured with ICP-OES and IC. Values in mg/l.*

			ZU							BI						
Phys. Param.	L/S		0.1	0.2	0.5	1	2	5	10	0.1	0.2	0.5	1	2	5	10
	pH	-	11.5	11.9	11.9	11.8	11.6	11.4	10.8	12.0	12.1	12.1	12.0	12.0	11.6	11.4
	El. Cond.	mS/cm^2	19.1	14.3	11.1	5.5	2.5	1.3	0.4	16.6	17.1	12.1	7.7	4.7	2.4	1.2
	Eh	mV	-6	-51	-27	-4	0	-26	40	-68	-70	-65	-68	-30	10	8
Cations	Al	mg/l	73.7	85.2	61.9	57.5	45.5	33.3	23.6	18.1	19.1	18.4	16.3	13.4	11.4	13.9
	As	mg/l	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
	Ba	mg/l	0.21	0.36	0.18	0.16	0.18	0.23	0.18	0.43	0.49	0.47	0.48	0.65	1.19	1.09
	Ca	mg/l	16.6	37.0	32.5	33.7	43.3	84.9	53.8	18.7	31.6	30.1	<10	84.1	86.1	98.6
	Cd	mg/l	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
	Co	mg/l	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
	Cr	mg/l	0.23	0.18	0.10	0.06	<0.05	<0.05	<0.05	0.38	0.40	0.25	0.14	0.06	<0.05	<0.05
	Cu	mg/l	0.53	0.52	0.24	0.13	0.06	<0.05	<0.05	0.28	0.34	0.23	0.12	<0.05	<0.05	<0.05
	Fe	mg/l	0.10	0.12	<0.05	0.11	0.09	0.08	<0.05	0.09	0.08	0.10	0.09	<0.05	<0.05	<0.05
	K	mg/l	1’349	1’329	695	315	133	45.8	13.5	1’037	1’008	706	402	226	68.3	18.0
	Li	mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Mg	mg/l	<0.05	0.37	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0.09	0.09	0.11	0.10	<0.05	<0.05	<0.05
	Mn	mg/l	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
	Mo	mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Na	mg/l	3’331	3’328	1’652	717	239	45.1	8.60	2’372	2’272	1’520	832	396	75.1	14.2
	NH_4^+	mg/l	27.8	23.8	13.2	5.25	1.57	<1	<1	<10	<10	<10	<10	<1	<1	<1
	Ni	mg/l	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
	Pb	mg/l	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.10	0.14	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
	S	mg/l	-	-	-	-	-	-	8.42	34.7	33.6	20.9	11.8	5.67	<5	<5
	Sb	mg/l	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
	Se	mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Si	mg/l	6.03	6.86	5.37	4.94	3.61	2.33	1.81	13.5	10.2	8.41	7.38	4.99	2.80	1.87
	Sn	mg/l	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.05	<0.05	0.06	0.06	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
	Sr	mg/l	0.12	0.23	0.13	0.12	0.21	0.36	0.32	1.11	1.36	1.16	1.10	1.33	1.85	1.00
	Ti	mg/l	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
	V	mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Zn	mg/l	0.12	0.19	0.06	0.18	0.14	0.10	<0.05	<0.05	0.25	0.30	0.26	0.14	0.08	<0.05
Anions	Br^-	mg/l	44.9	44.7	19.5	7.35	1.95	0.45	0.20	24.0	23.1	14.1	6.40	2.86	0.84	0.37
	Cl^-	mg/l	5’571	5’553	2’615	987	257	58.7	22.6	3’657	3’600	2’168	1’033	440	137	66.7
	F^-	mg/l	<1.6	<1.6	<1.6	<0.8	<0.16	0.31	0.22	<1.6	<1.6	<1.6	<1.6	0.44	0.31	0.20
	NO_3^-	mg/l	5.00	15.8	10.9	1.45	0.74	2.45	0.45	2.50	1.80	<1.6	<1.6	0.86	0.48	0.43
	PO_4^{3-}	mg/l	<4	<4	<4	<2	<0.4	<0.4	<0.4	<4	<4	<4	<4	<0.4	<0.16	<0.16
	SO_4^{2-}	mg/l	240	200	116	66.6	32.4	16.5	23.8	90.9	81.0	57.5	31.1	15.4	5.84	<5
C	TOC	mg/l	110	105	56.5	22.9	12.1	10.4	8.35	123	134	70.7	41.2	23.8	16.1	13.0
	TIC	mg/l	33.0	9.17	8.26	7.27	5.44	<5	38.2	319	98.2	61.2	47.9	21.2	12.6	34.3

Table A7: *Column test results up to L/S 30 of the bottom ash fraction Linth 0-80 mm (A-cBA), measured with ICP-OES and IC. Values in mg/l.*

			Linth 0-80 mm (A-cBA)																				
Phys. Param.	L/S		0.1	0.2	0.5	1	2	5	10	10.1	10.2	10.5	11	12	15	20	20.1	20.2	20.5	21	22	25	30
	pH	-	12.2	12.3	12.3	12.2	11.9	12.2	11.9	12.1	12.2	12.2	12.1	12.0	11.7	11.7	11.4	11.4	11.4	11.4	11.4	11.5	11.5
	El. Cond.	mS/cm^2	30.3	19.2	15.5	9.3	7.4	5.3	2.3	4.5	4.3	3.7	3.0	2.5	1.5	1.3	2.3	2.2	2.0	1.7	1.3	1.2	1.0
	Eh	mV	-68	-81	-70	-50	-88	-50	5	-95	-92	-126	-109	-122	-50	-55	-13	-23	-26	-26	-40	-33	-50
Cations	Al	mg/l	2.19	1.17	0.58	0.50	0.49	0.91	3.66	3.86	3.25	3.38	3.63	4.57	6.58	7.08	6.91	6.97	6.58	6.42	6.80	7.24	7.45
	As	mg/l	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
	Ba	mg/l	1.18	1.92	3.87	6.45	8.27	6.19	2.49	3.56	3.73	3.66	3.20	2.33	1.08	0.71	1.46	1.41	1.37	1.18	0.83	0.58	0.46
	Ca	mg/l	221	335	556	681	597	424	220	180	263	273	246	224	158	131	159	156	66.0	124	53.9	95.3	94.5
	Cd	mg/l	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
	Co	mg/l	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
	Cr	mg/l	0.11	0.03	0.01	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	0.01	0.02	0.01	0.01	0.03	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02
	Cu	mg/l	0.82	0.55	0.29	0.12	0.09	0.04	0.04	0.05	0.06	0.03	0.01	0.02	0.02	0.02	0.04	0.04	0.04	0.02	0.02	0.02	0.02
	Fe	mg/l	0.02	< 0.05	0.01	< 0.05	0.02	0.01	0.11	<0.05	0.01	<0.05	<0.05	0.01	0.01	0.01	0.01	0.02	0.02	0.03	0.03	0.02	0.02
	K	mg/l	1'416	1'161	483	128	42.1	19.0	10.2	55.7	47.1	24.0	9.71	4.80	2.99	2.23	24.9	20.5	11.4	5.49	2.72	1.72	1.28
	Li	mg/l	1.57	1.56	0.93	0.51	0.29	0.17	0.13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Mg	mg/l	0.03	0.03	0.03	0.03	0.04	0.03	0.13	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
	Mn	mg/l	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
	Mo	mg/l	1.53	1.20	0.47	0.18	0.10	0.09	0.11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Na	mg/l	4'539	3'735	1'473	346	92.9	35.4	14.7	152	130	60.5	19.5	7.57	4.63	3.43	63.1	52.7	27.0	10.5	4.61	2.59	2.11
	NH_4^+	mg/l	<10	24.2	11.5	<5	<5	<5	<1	1.42	1.37	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
	Ni	mg/l	0.01	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
	Pb	mg/l	0.36	0.34	0.43	0.41	0.41	0.22	0.07	0.40	0.33	0.27	0.20	0.16	-	-	0.11	-	0.10	-	-	-	-
	S	mg/l	84.6	52.3	17.5	5.65	3.12	2.27	3.75	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Sb	mg/l	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
	Se	mg/l	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Si	mg/l	7.27	5.55	3.00	1.54	1.27	1.05	1.90	1.52	1.13	0.96	0.97	1.13	1.53	1.85	2.36	1.69	1.60	1.64	1.79	1.96	2.16
	Sn	mg/l	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.01	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
	Sr	mg/l	7.46	9.34	11.4	9.68	5.71	2.87	1.35	3.57	3.62	3.22	2.43	1.41	0.65	0.44	1.36	1.37	1.22	0.93	0.62	0.43	0.32
	Ti	mg/l	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
	V	mg/l	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Zn	mg/l	0.23	0.13	0.16	0.16	0.21	0.12	0.10	0.07	0.08	0.07	0.06	0.10	0.08	0.07	0.07	0.06	0.07	0.07	0.06	0.06	0.05
Anions	Br^-	mg/l	49.9	41.4	14.3	3.95	1.30	<0.8	0.22	0.70	0.67	0.48	0.30	<0.16	<0.16	<0.16	0.34	0.33	0.22	<0.16	<0.16	<0.16	<0.16
	Cl^-	mg/l	6'191	4'680	1'945	533	163	65.8	30.1	97.5	94.0	65.0	40.0	23.6	12.6	9.08	47.8	45.7	29.4	16.9	10.3	7.10	5.71
	F^-	mg/l	1.80	<1.6	<1.6	<0.8	<0.8	<0.8	0.32	0.43	0.46	0.39	0.38	0.36	0.31	0.23	0.32	0.34	0.30	0.27	0.23	0.21	0.20
	NO_3^-	mg/l	3.50	13.4	<1.6	1.95	5.30	1.70	0.53	<0.5	0.54	0.90	0.54	0.70	0.64	0.66	1.87	0.57	0.87	1.10	0.46	1.87	0.90
	PO_4^{3-}	mg/l	<1	<1	<1	<1	<2	<2	<0.4	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
	SO_4^{2-}	mg/l	164	90.8	41.0	14.5	8.45	7.05	8.40	10.1	8.90	8.60	10.3	19.0	32.5	34.3	21.8	21.4	19.9	22.6	29.6	34.4	35.2
C	TOC	mg/l	313	250	103	30.8	21.2	13.8	11.2	14.4	12.8	11.8	7.91	5.73	6.53	6.16	16.4	12.6	12.4	10.3	12.3	8.21	9.84
	TIC	mg/l	31.3	34.3	20.9	13.8	<5	<5	<5	20.0	19.0	20.9	19.4	22.0	27.5	27.1	24.4	24.5	23.6	23.2	24.2	23.5	23.7

Table A8: *Column test results of the bottom ash fractions RecuLAB 0.033-80 mm (B-eBA) and RecuLAB <0.033-80 mm (B), measured with ICP-OES and IC. Values in mg/l.*

			RecuLAB 0.033-80 mm (B-eBA)							RecuLAB <0.033-80 mm (B)						
Phys. Param.	L/S		0.1	0.2	0.5	1	2	5	10	0.1	0.2	0.5	1	2	5	10
	pH	-	11.5	12.2	12.1	12.0	11.8	12.3	12.0	11.9	12.1	12.4	12.5	12.3	12.2	12.0
	El. Cond.	mS/cm^2	21.6	18.9	13.4	8.4	5.4	3.3	1.2	26.0	26.0	16.9	10.0	8.5	7.8	3.3
	Eh	mV	-35	-81	-61	-40	-57	-27	-30	-121	-147	-43	-34	-68	-61	-40
Cations	Al	mg/l	1.67	0.41	0.73	0.85	1.27	3.39	7.17	0.19	0.14	0.13	0.07	0.13	0.25	0.41
	As	mg/l	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
	Ba	mg/l	6.79	6.18	5.53	5.87	5.85	4.39	1.96	0.35	0.32	0.35	0.41	0.58	1.52	1.32
	Ca	mg/l	477	590	601	555	428	329	145	1’546	1’569	1’393	1’032	871	769	358
	Cd	mg/l	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
	Co	mg/l	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
	Cr	mg/l	0.01	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	0.01	0.07	0.02	0.01	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
	Cu	mg/l	0.60	0.63	0.43	0.22	0.10	0.04	0.03	1.78	1.97	1.17	0.42	0.14	0.06	0.03
	Fe	mg/l	0.01	0.01	0.08	0.11	0.09	0.10	0.10	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	0.02	0.01
	K	mg/l	939	763	407	155	50.9	20.1	11.1	1’373	1’062	491	111	39.5	26.3	19.4
	Li	mg/l	5.58	6.29	3.78	1.90	1.06	0.73	0.45	9.60	10.4	5.50	1.75	1.01	0.59	0.34
	Mg	mg/l	0.18	0.03	0.12	0.11	0.11	0.12	0.13	0.03	0.04	0.03	0.03	0.06	0.04	0.04
	Mn	mg/l	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	0.03	< 0.05	< 0.05
	Mo	mg/l	0.38	0.42	0.25	0.13	0.08	0.05	0.05	1.07	0.98	0.61	0.30	0.15	0.07	0.05
	Na	mg/l	2’252	2’004	1’033	361	90.0	20.6	8.06	3’735	2’865	1’235	217	42.4	20.0	14.4
	NH_4^+	mg/l	-	25.3	14.0	6.75	2.63	1.86	1.05	27.6	20.0	12.5	<10	<5	<5	1.68
	Ni	mg/l	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	0.02	0.02	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
	Pb	mg/l	0.37	0.85	0.80	0.58	0.31	0.12	0.04	1.56	2.14	2.18	2.05	1.53	0.83	0.11
	S	mg/l	14.8	19.8	12.7	7.41	4.72	3.33	4.75	473	374	228	125	69.6	23.6	14.7
	Sb	mg/l	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
	Se	mg/l	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
	Si	mg/l	4.22	3.22	2.51	1.82	1.66	1.98	2.34	3.57	3.91	2.65	1.42	1.06	1.00	1.94
	Sn	mg/l	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
	Sr	mg/l	9.57	11.9	7.81	4.84	3.04	1.70	0.77	19.1	22.3	16.1	8.21	4.27	2.19	1.26
	Ti	mg/l	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	0.01	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
	V	mg/l	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
	Zn	mg/l	0.13	0.23	0.27	0.21	0.16	0.11	0.09	3.61	1.20	0.71	0.49	0.40	0.28	0.07
Anions	Br^-	mg/l	20.6	18.3	9.85	3.95	1.48	0.54	<0.16	41.5	29.5	14.2	4.00	1.15	<0.8	<0.016
	Cl^-	mg/l	6’651	3’305	1’823	726	271	107	45.0	7’472	6’153	2’793	736	200	64.8	33.3
	F^-	mg/l	5.50	<1.6	1.20	0.95	0.69	0.57	0.45	2.30	1.90	<1.6	<1.6	1.10	0.95	0.51
	NO_3^-	mg/l	182	124	80.7	32.7	11.4	4.35	1.41	3.00	2.70	1.90	7.00	2.55	2.45	0.46
	PO_4^{3-}	mg/l	<4	<4	<2	<2	<0.4	<2	<0.4	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<0.4
	SO_4^{2-}	mg/l	40.1	40.9	26.0	20.6	10.4	7.32	9.17	1’503	1’092	649	393	212	69.9	39.7
C	TOC	mg/l	129	112	68.7	30.6	16.3	10.5	8.14	270	217	107	24.9	12.2	9.11	12.6
	TIC	mg/l	5.50	<5	<5	<5	<5	<5	<5	13.5	10.6	17.2	10.6	15.7	13.0	<5

Table A9: *Column test results of the bottom ash fractions RecuLAB <0.033 mm (10.6 Gew.-%) with inert quartz-sand (B-rBA) and Saidef >40 mm (C-cBA), measured with ICP-OES and IC. Values in mg/l.*

			RecuLAB <0.033 mm (10.6 Gew.-%) with quartz-sand (inert)								Saidef >40 mm (C-cBA)						
Phys. Param.	L/S		0.1	0.2	0.5	1	2	5	10	15	0.1	0.2	0.5	1	2	5	10
	pH	-	12.0	12.3	12.4	12.5	12.3	12.4	12.1	11.4	8.9	9.6	9.8	10.1	10.3	9.6	9.2
	El. Cond.	mS/cm^2	30.9	16.4	9.9	9.3	9.3	9.2	6.9	1.0	34.1	21.0	6.3	1.8	1.0	0.5	0.3
	Eh	mV	-75	-75	-54	-54	-47	-47	-50	-5	56	56	90	78	90	115	105
Cations	Al	mg/l	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<5	0.18	0.30	18.1	8.89	11.9	8.76	5.45	7.00	1.00
	As	mg/l	<0.5	<0.5	<0.5	<0.05	<0.5	<0.5	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
	Ba	mg/l	0.32	0.19	0.14	0.14	0.12	0.12	0.36	0.33	0.20	0.13	0.04	0.02	8.74	11.3	0.09
	Ca	mg/l	2'738	1'836	1'370	1'317	1'303	840	292	109	1'607	1'111	332	164	859	783	38.9
	Cd	mg/l	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
	Co	mg/l	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
	Cr	mg/l	0.12	0.08	<0.05	<0.05	<0.05	0.07	0.06	<0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
	Cu	mg/l	5.85	3.63	1.05	<0.5	<0.5	0.17	<0.05	<0.05	0.56	0.06	0.02	0.05	0.05	0.05	0.05
	Fe	mg/l	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0.03	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.01
	K	mg/l	1'008	274	24.1	<10	<10	<10	4.88	<1	1'445	947	249	77.7	38.0	28.0	5.29
	Li	mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	0.06	0.04	0.05	0.05	0.05	0.02	0.01
	Mg	mg/l	<0.05	<0.05	<0.05	0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	1.25	0.36	0.11	0.03	0.03	0.02	0.02
	Mn	mg/l	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0.01	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
	Mo	mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	1.11	0.93	0.55	0.26	0.12	0.05	0.02
	Na	mg/l	3'126	894	51.9	16.9	<10	<10	5.07	1.42	5'313	3'335	695	131	69.0	48.3	4.02
	NH_4^+	mg/l	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<1	<1	112	75.6	33.2	10.2	5.81	4.07	2.07
	Ni	mg/l	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0.19	0.14	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
	Pb	mg/l	4.06	4.33	4.12	4.22	3.85	3.86	2.55	<0.1	0.02	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
	S	mg/l	-	-	-	-	-	403	-	-	435	323	225	152	96.2	45.3	15.8
	Sb	mg/l	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
	Se	mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
	Si	mg/l	0.77	1.06	1.08	0.97	0.80	0.37	0.65	9.30	2.48	2.33	1.00	0.61	0.47	0.35	0.41
	Sn	mg/l	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.05	-	-	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
	Sr	mg/l	31.5	20.5	9.67	5.48	4.42	3.71	1.61	0.38	8.72	5.48	2.11	1.08	0.83	0.60	0.34
	Ti	mg/l	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
	V	mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
	Zn	mg/l	5.41	2.56	0.75	0.78	0.48	0.67	0.27	<0.01	0.04	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
Anions	Br^-	mg/l	26.1	10.4	<1.6	2.20	<1.6	<1.6	<0.16	<0.16	41.5	19.5	4.60	0.55	<0.16	<0.16	<0.16
	Cl^-	mg/l	8'192	2'544	204	44.3	11.6	7.40	6.73	2.86	11'638	6'432	1'581	200	29.2	9.21	5.52
	F^-	mg/l	1.80	1.80	1.90	1.70	<1.6	<1.6	0.76	0.28	<1.6	<1.6	<1.6	0.30	0.24	0.29	0.30
	NO_3^-	mg/l	2.50	2.20	1.90	4.40	1.90	<1.6	1.47	<0.16	3.00	4.40	2.00	0.42	0.31	0.21	0.45
	PO_4^{3-}	mg/l	<4	<4	<4	<4	<4	<4	<0.4	<0.4	<1.6	<1.6	<1.6	0.59	0.54	<0.16	<0.16
	SO_4^{2-}	mg/l	1'259	1'263	1'214	1'249	1'283	1'240	339	72.0	1'249	971	755	473	303	143	51.3
C	TOC	mg/l	417	193	43.9	21.8	15.8	16.6	6.15	<5	354	235	148	40.3	16.6	16.5	10.3
	TIC	mg/l	78.2	5.32	10.8	6.46	6.85	<5	<5	43.3	286	249	83.7	34.1	33.6	24.2	18.5

Table A 10: *Column test results of the bottom ash fractions Saidef <2 mm dry mm (C-rBA1) and Saidef <2 mm wet mm (C-rBA2), measured with ICP-OES and IC. Values in mg/l.*

			Saidef <2mm dry (C-rBA1)								Saidef <2mm wet (C-rBA2)							
Phys. Param.	L/S		0.1	0.2	0.5	1	2	5	10	15	0.1	0.2	0.5	1	2	5	10	15
	pH	-	12.3	12.4	12.4	12.4	12.4	12.5	12.5	12.6	12.3	12.4	12.4	12.4	12.5	12.6	12.5	12.6
	El. Cond.	mS/cm^2	34.0	37.2	28.6	21.0	13.9	9.2	7.1	7.4	17.3	17.0	18.7	14.2	11.2	8.4	9.7	7.1
	Eh	mV	-34	-54	-54	-44	-37	-3	-27	11	-68	-54	-57	-54	-44	-3	25	35
Cations	Al	mg/l	0.52	0.39	0.41	0.40	0.44	0.42	0.90	0.68	0.59	0.51	0.63	0.48	0.43	0.42	0.65	0.69
	As	mg/l	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
	Ba	mg/l	4.43	4.73	5.04	5.38	6.47	10.3	15.5	12.5	4.55	5.39	5.28	5.30	5.70	8.05	12.0	12.8
	Ca	mg/l	1’138	1’371	1’317	1’098	895	775	673	647	827	925	1’055	917	883	730	661	650
	Cd	mg/l	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	<0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	<0.05
	Co	mg/l	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	<0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	<0.05
	Cr	mg/l	0.03	0.01	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	<0.05	0.05	0.04	0.04	0.01	< 0.05	< 0.05	< 0.05	<0.05
	Cu	mg/l	10.0	11.1	7.31	4.32	1.97	0.57	0.48	0.19	13.9	15.2	15.9	8.86	4.87	1.37	0.58	0.41
	Fe	mg/l	0.01	0.01	< 0.05	0.04	0.02	< 0.05	0.07	<0.1	0.01	0.01	0.02	0.02	< 0.05	0.02	0.04	<0.05
	K	mg/l	1’610	1’724	1’221	699	294	65.6	26.5	14.3	579	531	583	290	158	39.1	13.0	8.92
	Li	mg/l	1.30	1.52	1.03	0.73	0.39	0.20	0.15	-	0.98	0.99	1.04	0.68	0.44	0.18	0.09	-
	Mg	mg/l	0.06	0.03	0.03	0.02	0.02	0.02	0.21	<0.05	0.03	0.03	0.03	0.02	0.02	0.02	0.09	<0.05
	Mn	mg/l	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	<0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	<0.05
	Mo	mg/l	0.32	0.37	0.27	0.19	0.11	0.05	0.04	-	0.22	0.24	0.24	0.16	0.11	0.06	0.04	-
	Na	mg/l	4’558	5’297	3’793	2’125	814	139	31.2	17.3	1’621	1’469	1’739	787	425	67.6	15.6	12.3
	NH_4^+	mg/l	34.1	29.4	22.6	13.1	<10	1.29	<1	<1	21.5	20.2	20.6	10.1	<10	1.41	<1	<1
	Ni	mg/l	0.09	0.11	0.07	0.05	0.02	< 0.05	< 0.05	<0.05	0.05	0.05	0.06	0.03	0.02	< 0.05	< 0.05	<0.05
	Pb	mg/l	0.33	0.44	0.42	0.40	0.31	0.23	0.21	0.11	0.41	0.51	0.55	0.45	0.40	0.31	0.23	0.13
	S	mg/l	27.6	34.0	22.6	14.9	7.19	2.08	0.85	-	16.2	15.6	15.9	9.88	6.16	2.24	0.85	-
	Sb	mg/l	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	<0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	<0.05
	Se	mg/l	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	-	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	-
	Si	mg/l	4.52	5.32	3.96	2.81	1.94	1.15	1.70	-	6.74	6.96	7.36	4.64	2.81	1.22	1.17	-
	Sn	mg/l	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	-	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	-
	Sr	mg/l	20.8	22.6	18.4	12.4	7.71	3.73	2.47	1.47	12.7	13.0	13.1	10.2	6.36	2.76	1.52	1.55
	Ti	mg/l	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	0.01	0.04	-	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	0.03	-
	V	mg/l	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	-	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	-
	Zn	mg/l	0.07	0.16	0.17	0.14	0.16	0.19	0.26	0.15	0.13	0.23	0.27	0.25	0.26	0.24	0.23	0.18
Anions	Br^-	mg/l	32.5	34.2	24.6	14.2	6.10	1.20	<0.16	<0.16	10.5	9.00	10.7	6.20	<0.16	0.55	<0.16	<0.16
	Cl^-	mg/l	9’292	9’695	7’214	4’080	1’672	301	42.3	16.0	3’311	2’931	3’372	1’946	945	146	16.3	7.37
	F^-	mg/l	<1.6	5.30	40.0	<1.6	<1.6	0.33	0.17	0.39	22.4	<1.6	<1.6	<1.6	<1.6	0.33	0.17	<0.16
	NO_3^-	mg/l	12.6	3.00	3.50	4.50	3.30	1.02	0.59	0.20	7.80	2.70	4.60	4.40	4.20	0.54	0.56	0.47
	PO_4^{3-}	mg/l	12.8	15.3	9.30	<4	<4	<0.4	<0.4	<0.4	<4	<4	<4	<4	<4	<0.4	<0.4	<0.4
	SO_4^{2-}	mg/l	55.5	70.7	48.4	37.0	19.1	6.06	2.44	2.12	32.0	27.6	29.9	21.2	16.1	6.70	3.40	2.32
C	TOC	mg/l	799	825	583	330	175	47.9	23.8	14.2	508	487	521	232	177	51.5	25.2	22.5
	TIC	mg/l	7.32	6.63	5.41	6.01	5.88	<5	<5	170	7.51	6.64	11.5	7.50	5.83	155	5.13	162

Table A11: *Column test results of the bottom ash fractions SELFRAG 2-10 mm dry mm (C-eBA1) and SELFRAG 10-40 mm wet mm (C-eBA2), measured with ICP-OES and IC. Values in mg/l.*

			SELFRAG 2-10 mm (C-eBA1)							SELFRAG 10-40 mm (C-eBA2)						
Phys. Param.	L/S		0.1	0.2	0.5	1	2	5	10	0.1	0.2	0.5	1	2	5	10
	pH	-	11.5	11.7	11.8	11.2	11.3	11.5	10.8	11.3	11.5	11.6	11.0	11.3	11.4	10.8
	El. Cond.	mS/cm^2	5.9	6.0	3.8	2.2	1.6	1.3	0.3	7.4	6.1	2.6	1.4	1.1	0.9	0.3
	Eh	mV	-3	-27	-20	-10	-17	-27	11	70	-10	-6	-6	90	-2	63
Cations	Al	mg/l	141	138	105	72.2	60.5	45.9	25.8	243	241	156	98.3	91.2	79.7	27.8
	As	mg/l	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
	Ba	mg/l	0.38	0.90	1.13	1.08	1.12	0.88	0.38	0.80	0.88	0.90	0.56	0.51	0.30	0.08
	Ca	mg/l	18.0	132	147	153	146	145	25.2	106	143	165	138	141	95.6	24.6
	Cd	mg/l	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
	Co	mg/l	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
	Cr	mg/l	0.01	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
	Cu	mg/l	2.75	1.66	0.83	0.30	0.10	0.04	0.02	1.55	1.11	0.35	0.10	0.05	0.05	0.02
	Fe	mg/l	0.05	0.02	0.02	0.01	0.02	0.02	0.02	0.03	0.03	0.02	0.03	0.02	0.03	0.02
	K	mg/l	261	224	128	51.2	21.9	9.11	8.01	372	287	91.2	18.9	7.35	2.36	5.78
	Li	mg/l	0.13	0.07	0.08	0.03	0.03	0.02	0.01	0.03	0.07	0.04	0.03	0.07	0.05	< 0.05
	Mg	mg/l	0.07	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.10	0.05
	Mn	mg/l	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
	Mo	mg/l	0.19	0.11	0.06	0.03	0.02	0.01	< 0.05	0.19	0.12	0.05	0.03	0.02	0.02	< 0.05
	Na	mg/l	917	827	441	156	52.8	15.9	5.83	1'313	934	256	40.0	12.5	4.27	3.77
	NH_4^+	mg/l	13.4	13.7	6.95	1.55	<1	<1	<1	38.5	29.3	7.72	1.18	<1	<1	<1
	Ni	mg/l	0.03	0.02	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	0.02	0.02	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
	Pb	mg/l	0.05	0.04	0.05	0.05	0.08	0.08	0.01	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	0.06	< 0.05
	S	mg/l	31.5	16.1	7.44	4.42	3.15	3.30	4.26	24.2	11.5	4.36	2.51	2.70	6.46	4.01
	Sb	mg/l	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
	Se	mg/l	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
	Si	mg/l	4.59	3.42	2.13	1.38	1.08	1.17	1.84	3.11	2.55	1.29	0.85	0.88	2.25	1.82
	Sn	mg/l	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
	Sr	mg/l	2.16	2.49	1.80	1.26	1.05	0.65	0.32	1.06	1.34	1.27	0.80	0.58	0.46	0.11
	Ti	mg/l	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
	V	mg/l	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
	Zn	mg/l	0.04	0.06	0.04	0.03	0.03	0.03	0.01	0.03	0.03	0.02	0.01	0.01	0.02	0.01
Anions	Br^-	mg/l	4.50	3.70	2.04	0.75	0.26	<0.16	<0.16	5.90	4.10	1.35	0.28	<0.16	<0.16	<0.16
	Cl^-	mg/l	1'325	1'195	626	237	89.1	30.5	11.2	1'781	1'321	409	91.0	33.3	11.8	5.06
	F^-	mg/l	<1.6	6.20	0.49	0.31	<0.16	0.36	0.42	<1.6	<1.6	0.36	0.36	0.50	0.43	<0.16
	NO_3^-	mg/l	6.10	4.60	1.18	0.67	0.33	0.66	0.37	3.60	2.60	0.70	0.27	<0.16	0.77	0.24
	PO_4^{3-}	mg/l	<4	<0.4	<0.4	0.67	<0.4	0.43	<0.4	<4	<4	0.81	0.91	0.81	0.41	<0.4
	SO_4^{2-}	mg/l	42.5	28.5	12.6	8.66	6.11	7.88	10.2	45.6	15.2	7.31	6.41	0.83	10.2	11.2
C	TOC	mg/l	133	156	86.3	35.0	16.4	10.9	7.24	156	116	43.4	19.5	13.7	11.4	6.51
	TIC	mg/l	93.7	27.9	35.4	66.9	64.2	70.8	30.1	22.1	24.7	36.7	33.3	29.8	66.8	29.0

Table A 12: *Column test results of the bottom ash fractions Linth 0-80 mm (Lab fraction <2 mm) and Linth 0-80 at 70 °C, measured with ICP-OES and IC. Values in mg/l.*

			Linth 0-80 mm (Lab fraction <2 mm)							Linth 0-80 mm 70°C						
Phys. Param.	L/S		0.1	0.2	0.5	1	2	5	10	0.1	0.2	0.5	1	2	5	10
	pH	-	11.6	11.7	11.8	11.9	12.0	12.0	11.5	11.8	11.8	11.7	12.2	12.1	12.0	11.6
	El. Cond.	mS/cm^2	30.5	7.7	5.2	3.1	2.7	2.3	0.8	24.3	18.0	11.1	5.8	3.3	2.1	1.1
	Eh	mV	-78	-64	-25	-20	-23	-34	18	-45	-45	-54	15	-4	105	100
Cations	Al	mg/l	29.2	22.6	13.2	9.52	11.9	15.9	16.2	127	117	86.7	55.1	36.3	28.6	25.1
	As	mg/l	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	-	-	-	-	-	-	-
	Ba	mg/l	0.43	0.51	1.33	2.73	3.48	3.21	1.00	0.29	0.31	0.39	0.61	0.80	0.68	0.28
	Ca	mg/l	89.4	54.8	146	237	191	186	76.5	72.6	81.5	110	168	204	190	132
	Cd	mg/l	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
	Co	mg/l	2.63	0.69	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.05	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
	Cr	mg/l	0.09	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0.02	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
	Cu	mg/l	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	1.32	1.04	0.59	0.29	0.14	0.06	0.04
	Fe	mg/l	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0.08	0.03	0.02	0.02	<0.1	0.02	<0.1
	K	mg/l	1'541	487	20<0.05	70.1	38.1	20.2	11.0	1'493	971	534	223	78.1	26.8	14.8
	Li	mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Mg	mg/l	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0.03	0.03	0.05	0.03	0.04	0.04	0.06
	Mn	mg/l	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
	Mo	mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Na	mg/l	5'348	1'377	430	105	46.9	20.4	9.66	4'756	3'035	1'556	611	185	53.5	26.1
	NH_4^+	mg/l	83.4	12.2	4.22	1.83	1.41	<1	<1	-	-	-	-	-	-	-
	Ni	mg/l	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0.04	0.03	0.02	0.01	<0.1	<0.1	<0.1
	Pb	mg/l	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.1	0.31	0.29	0.22	0.15	0.05	0.01	0.02
	S	mg/l	-	-	-	-	-	-	5.12	460	299	148	63.6	35.5	31.9	43.9
	Sb	mg/l	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.05	-	-	-	-	-	-	-
	Se	mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Si	mg/l	0.27	0.18	0.10	0.06	0.09	0.06	1.58	-	-	-	-	-	-	-
	Sn	mg/l	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.05	0.06	0.03	0.02	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
	Sr	mg/l	1.83	1.67	4.06	6.79	6.25	3.30	0.79	2.56	3.02	3.88	5.36	5.31	3.17	1.43
	Ti	mg/l	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	-	-	-	-	-	-	-
	V	mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Zn	mg/l	15.4	8.24	3.79	2.04	1.98	1.44	<0.1	0.26	0.27	0.20	0.14	0.10	0.05	0.02
Anions	Br^-	mg/l	47.7	11.0	4.03	1.55	0.98	0.56	0.28	-	-	-	-	-	-	-
	Cl^-	mg/l	7'763	1'451	428	171	98.0	50.3	22.4	-	-	-	-	-	-	-
	F^-	mg/l	3.10	2.00	0.90	0.52	0.44	0.39	0.27	-	-	-	-	-	-	-
	NO_3^-	mg/l	16.9	25.3	7.04	0.55	0.51	0.55	0.48	-	-	-	-	-	-	-
	PO_4^{3-}	mg/l	<4	<4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	-	-	-	-	-	-	-
	SO_4^{2-}	mg/l	352	82.1	22.1	7.06	5.04	5.10	9.84	-	-	-	-	-	-	-
C	TOC	mg/l	444	103	33.6	17.9	13.8	12.5	12.3	416	279	150	64.4	29.9	19.9	12.8
	TIC	mg/l	95.0	71.2	18.0	7.18	31.2	7.47	49.3	34.6	32.5	26.8	8.27	7.30	111	13.4

APPENDIX 5 – Lab tests for further bottom ash treatment

Table A13: *Results of washing experiments on the bottom ash fractions Linth 0-80 mm (A-cBA) and RecuLAB 0.033-80 mm (B-eBA), measured with ICP-OES and IC. Values in mg/l.*

			Linth 0-80 mm (A-cBA)					
			H_2O	Process-H_2O	H_2O 80 °C	NaCl 300 g/L	HCl 2 %	HCl 5 %
Phys. Param.	pH	-	11.66	11.66	11.3	11.76	2.98	0.25
	El. Cond.	mS/cm^2	3.49	5.76	3.22	244	44.8	167
	Eh	mV	-33	-67	-75	-44	250	273
Cations	Al	mg/l	2.87	1.45	11.5	0.932	829	2'016
	Ba	mg/l	0.653	1.48	0.593	1.83	0.858	2.28
	Ca	mg/l	193	297	226	226	6'746	9'987
	Cd	mg/l	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.139	0.213
	Co	mg/l	<0.1	<0.1	<0.1	c	1.37	2.15
	Cr	mg/l	0.037	0.026	0.033	0.040	3.09	8.00
	Cu	mg/l	0.038	0.079	0.055	0.029	129	203
	Fe	mg/l	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	614	1'930
	K	mg/l	52.5	102	62.6	86.6	98.1	169
	Mg	mg/l	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	393	666
	Mn	mg/l	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	25.5	45.4
	Na	mg/l	131	268	170	88'067	315	556
	Ni	mg/l	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	6.03	11.6
	Pb	mg/l	0.035	0.085	0.024	0.028	21.8	33.5
	S	mg/l	18.6	13.2	16.1	117	711	824
	Sr	mg/l	1.02	1.97	1.67	1.18	14.8	27.1
	Zn	mg/l	<0.1	0.037	0.106	<0.1	146	215
Anions	Br-	mg/l	1.61	3.16	2.13			
	Cl^-	mg/l	230	445	276			
	F^-	mg/l	0.600	0.730	0.570			
	NO_3^-	mg/l	0.180	<0.16	0.170			
	PO_4^{3-}	mg/l	<0.4	0.600	<0.4			
	SO_4^{2-}	mg/l	31.0	13.7	15.3			
C	TOC	mg/l	12.0	22.2	16.3			
	TIC	mg/l	52.0	65.9	55.5			
			RecuLAB 0.033-80 mm (B-eBA)					
			H_2O	Process-H_2O	H_2O 80 °C	NaCl 300 g/L	HCl 2 %	HCl 5 %
Phys. Param.	pH	-	11.12	11.45	10.98	11.53	1.64	0.22
	El. Cond.	mS/cm^2	1.34	2.6	2.3	244	46.6	192.7
	Eh	mV	-30	-58	-37	-30	314	331
Cations	Al	mg/l	15.2	11.1	26.0	7.84	892	1'802
	Ba	mg/l	0.270	0.503	0.524	1.91	1.99	4.57
	Ca	mg/l	62.6	111	207	135	5'880	8'183
	Cd	mg/l	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.123	0.162
	Co	mg/l	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	1.52	1.72
	Cr	mg/l	0.007	<0.1	<0.1	<0.1	2.64	6.11
	Cu	mg/l	0.038	0.060	0.066	0.024	77.0	116
	Fe	mg/l	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	842	2'046
	K	mg/l	34.4	67.3	44.1	59.3	92.0	149
	Mg	mg/l	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	545	875
	Mn	mg/l	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	21.2	40.5
	Na	mg/l	74.2	151	99.6	86'972	319	536
	Ni	mg/l	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	4.78	6.51
	Pb	mg/l	<0.1	0.016	<0.1	0.020	15.1	32.3
	S	mg/l	21.2	21.4	44.2	60.5	376	401
	Sr	mg/l	0.392	0.828	0.980	0.748	15.0	23.0
	Zn	mg/l	<0.1	<0.1	0.016	<0.1	110	401

Table A14: *Results of washing experiments on the bottom ash fractions SELFRAG 10-40 mm (C-eBA2) and Saidef <2 mm (C-rBA1), measured with ICP-OES and IC. Values in mg/l.*

			SELFRAG 10-40 mm (C-eBA2)				
			H_2O	Process-H_2O	H_2O 80 °C	NaCl 300 g/L	HCl 2 %
Phys. Param.	pH	-	11.6	10.6	10.1	10.83	0.9
	El. Cond.	mS/cm^2	0.56	0.86	0.83	243	68
	Eh	mV	-10	42	1	25	310
Cations	Al	mg/l	36.7	56.2	46.1	16.0	896
	Ba	mg/l	0.108	0.127	0.253	0.745	27.0
	Ca	mg/l	43.1	61.4	78.2	66.2	4’334
	Cd	mg/l	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.056
	Co	mg/l	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.525
	Cr	mg/l	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	2.68
	Cu	mg/l	0.046	0.092	0.075	0.045	30.5
	Fe	mg/l	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	1’111
	K	mg/l	34.7	21.1	13.0	20.7	76.2
	Mg	mg/l	0.012	<0.1	<0.1	<0.1	257
	Mn	mg/l	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	21.5
	Na	mg/l	29.6	54.6	47.3	88’246	312
	Ni	mg/l	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	1.98
	Pb	mg/l	0.017	<0.1	<0.1	<0.1	11.3
	S	mg/l	25.9	34.3	43.2	35.4	79.8
	Sr	mg/l	0.139	0.198	0.254	0.186	10.5
	Zn	mg/l	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	59.3
			Saidef <2mm dry (C-rBA1)				
			H_2O	Process-H_2O	H_2O 80 °C	NaCl 300 g/L	HCl 2 %
Phys. Param.	pH	-	11.52	11.6	11.14	12.27	3.67
	El. Cond.	mS/cm^2	10.14	12.62	8.1	243	46.5
	Eh	mV	-99	-85	-99	-85	200
Cations	Al	mg/l	0.154	0.024	1.21	<0.1	146
	Ba	mg/l	5.20	6.17	2.47	5.84	1.77
	Ca	mg/l	720	756	584	562	8’625
	Cd	mg/l	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.238
	Co	mg/l	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.702
	Cr	mg/l	<0.1	<0.1	0.012	0.008	1.01
	Cu	mg/l	0.847	1.59	1.17	0.675	26.3
	Fe	mg/l	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	70.9
	K	mg/l	144	248	172	227	187
	Mg	mg/l	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	308
	Mn	mg/l	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	7.92
	Na	mg/l	340	660	423	86’231	459
	Ni	mg/l	0.008	0.014	0.009	<0.1	1.09
	Pb	mg/l	0.189	0.081	1.12	0.077	5.69
	S	mg/l	9.32	14.3	37.5	42.3	607
	Sr	mg/l	2.28	4.08	2.75	2.04	12.3
	Zn	mg/l	0.247	0.110	0.216	<0.1	91.9

Table A15: *Results of experiment with serial washing of the bottom ash fraction Linth 0-80 mm (A-cBA), measured with ICP-OES and IC. Values in mg/l.*

			5x washing with H_2O-Eluate 1					5x washing with ½ H_2O & ½ Process-H_2O					5x washing with Process-H_2O				
			Eluat 1	**Eluat 2**	**Eluat 3**	**Eluat 4**	**Eluat 5**	**Eluat 1**	**Eluat 2**	**Eluat 3**	**Eluat 4**	**Eluat 5**	**Eluat 1**	**Eluat 2**	**Eluat 3**	**Eluat 4**	**Eluat 5**
Phys. Param.	pH	-	10.54	10.44	10.35	10.45	10.44	11.37	11.14	11	11.15	11.12	11.8	11.85	11.8	11.84	11.79
	El. Cond.	mS/cm^2	0.61	0.52	0.46	0.5	0.41	1.9	1.23	0.9	0.74	0.64	3.34	3.19	3.05	2.94	2.81
	Eh	mV	-30	-28	-26	-26	-23	-47	-44	-43	-37	-34	-50	-54	-58	-60	-61
Cations	Al	mg/l	7.64	8.78	7.85	7.80	7.57	4.22	5.29	6.44	7.18	7.75	4.02	3.75	3.73	3.65	3.64
	Ba	mg/l	0.148	0.119	0.112	0.119	0.107	0.426	0.285	0.214	0.185	0.173	0.753	0.710	0.715	0.681	0.653
	Ca	mg/l	49.2	37.9	31.1	34.1	26.5	88.5	59.0	44.4	39.8	48.9	185	169	159	147	137
	Cd	mg/l	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
	Co	mg/l	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
	Cr	mg/l	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.007	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.026	0.027	0.028	0.031	0.029
	Cu	mg/l	0.029	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.014	0.010	<0.1	<0.1	<0.1	0.039	0.034	0.036	0.037	0.039
	Fe	mg/l	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
	K	mg/l	2.15	0.676	0.412	0.678	0.257	26.2	14.7	7.72	4.51	2.89	49.6	50.5	52.0	52.6	52.6
	Mg	mg/l	0.055	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
	Mn	mg/l	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
	Na	mg/l	8.68	7.22	1.78	8.03	6.69	71.0	39.3	23.6	11.0	7.44	126	130	131	127	129
	Ni	mg/l	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.006	<0.1	0.006	<0.1	<0.1
	Pb	mg/l	0.006	<0.1	0.011	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.014	<0.1	<0.1	0.032	0.015	0.066	0.019	0.016
	S	mg/l	17.3	19.1	18.3	19.6	18.3	11.5	12.2	13.6	14.9	16.4	13.6	13.5	13.8	13.7	13.7
	Sr	mg/l	0.145	0.097	0.094	0.110	0.086	0.546	0.353	0.238	0.188	0.162	1.00	0.993	1.01	1.00	0.980
	Zn	mg/l	0.012	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.014	0.006	0.053	0.005	0.018
Anions	Br-	mg/l	<0.16	<0.16	<0.16	<0.16	<0.16	0.820	0.460	0.260	0.160	<0.16	1.56	1.59	1.60	1.62	1.63
	Cl^-	mg/l	12.9	6.09	4.95	6.00	4.09	120	66.5	37.7	22.1	13.9	226	227	228	233	231
	F^-	mg/l	<0.16	<0.16	<0.16	0.170	<0.16	0.390	0.370	0.190	<0.16	<0.16	0.420	0.570	0.560	0.550	0.560
	NO_3^-	mg/l	0.280	0.270	0.290	0.320	0.340	0.330	0.280	0.360	0.200	0.240	0.270	0.260	0.280	0.330	0.310
	PO_4^{3-}	mg/l	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4
	SO_4^{2-}	mg/l	36.3	40.7	39.5	41.9	39.0	21.2	24.0	27.6	30.5	33.4	21.8	21.8	21.7	22.1	22.2
C	TOC	mg/l	2.51	1.41	1.16	1.96	1.09	7.94	4.65	3.47	2.33	1.99	12.1	13.1	13.8	13.0	13.3
	TIC	mg/l	5.25	4.02	4.26	4.62	3.93	9.24	7.87	6.34	5.31	51.4	42.4	86.0	48.3	92.0	45.7

Table A16: *Results of the mechanical treatment in the laboratory on the bottom ash fraction SELFRAG 2-10 mm, measured with WD-XRF. Major oxides in wt.-% and trace elements in mg/kg.*

		SELFRAG 2-10 mm	Schwere-fraktion	Magnetik	Magnetik <2mm	Mineralik	Mineralik <2mm
SiO_2	wt.-%	42.7	23.1	31.6	31.1	52.1	49.3
CaO	wt.-%	23.3	17.8	23.9	22.4	22.0	23.4
Fe_2O_3	wt.-%	12.2	42.8	23.9	24.7	3.5	3.5
Al_2O_3	wt.-%	7.8	6.1	9.2	9.7	6.9	7.1
SO_3	wt.-%	0.7	0.7	0.8	0.8	0.5	0.8
Na_2O	wt.-%	4.3	2.1	2.7	2.8	6.1	5.6
MgO	wt.-%	1.9	1.3	1.9	1.8	2.0	1.9
TiO_2	wt.-%	1.7	1.6	2.1	2.1	1.4	1.7
K_2O	wt.-%	1.2	0.5	0.7	0.8	1.0	1.1
P_2O_5	wt.-%	1.6	0.8	1.2	1.6	1.2	3.0
MnO	wt.-%	0.2	0.5	0.3	0.3	0.1	0.1
CO_2+H_2O	wt.-%	0.4	0.0	0.0	0.0	1.8	0.7
Rest	wt.-%	2.0	2.7	1.8	1.9	1.3	1.8
TOC	mg/kg	3’688	1’000	2’000	1’000	2’000	2’000
Cl	mg/kg	3’636	1’820	2’220	2’290	1’735	2’449
Ba	mg/kg	3’249	3’730	3’480	3’190	2’597	3’222
Cu	mg/kg	2’753	9’880	3’510	3’920	1’558	2’945
Zn	mg/kg	2’574	3’800	3’520	3’560	2’049	3’232
Cr	mg/kg	1’076	2’340	1’800	2’100	714	771
Pb	mg/kg	916	2’130	653	811	614	1’329
Sr	mg/kg	675	698	674	677	492	563
Zr	mg/kg	309	1’100	860	755	722	739
Ni	mg/kg	210	473	354	543	96.2	149
Sb	mg/kg	96.5	347	88.3	89.2	91.5	122
Sn	mg/kg	183	666	345	303	139	217
W	mg/kg	81.2	94.0	99.0	104	119	53.2
V	mg/kg	68.5	32.0	46.0	85.3	41.2	57.6
Br	mg/kg	11.0	0.500	2.70	3.10	4.12	3.80
As	mg/kg	19.3	10.0	4.00	9.70	27.4	34.6
Ag	mg/kg	10.5	9.00	2.00	2.00	1.96	8.20
Co	mg/kg	144	644	0.000	308	156	63.7
Cd	mg/kg	3.32	12.7	8.20	214	3.63	168

Erklärung

gemäss Art. 18 PromR Phil.-nat. 2019

Name/Vorname: *Glauser Andreas*

Matrikelnummer: *08-112-682*

Studiengang: *Erdwissenschaften*

Bachelor ☐ Master ☐ Dissertation ☒

Titel der Arbeit: *Factors influencing the quality of bottom ash from municipal solid waste incineration in Switzerland*

LeiterIn der Arbeit: *Prof. Dr. Sergey V. Churakov*
Dr. Urs Eggenberger
Dr. Gisela Weibel

Ich erkläre hiermit, dass ich diese Arbeit selbständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen benutzt habe. Alle Stellen, die wörtlich oder sinngemäss aus Quellen entnommen wurden, habe ich als solche gekennzeichnet. Mir ist bekannt, dass andernfalls der Senat gemäss Artikel 36 Absatz 1 Buchstabe r des Gesetzes über die Universität vom 5. September 1996 und Artikel 69 des Universitätsstatuts vom 7. Juni 2011 zum Entzug des Doktortitels berechtigt ist.

Für die Zwecke der Begutachtung und der Überprüfung der Einhaltung der Selbständigkeitserklärung bzw. der Reglemente betreffend Plagiate erteile ich der Universität Bern das Recht, die dazu erforderlichen Personaldaten zu bearbeiten und Nutzungshandlungen vorzunehmen, insbesondere die Doktorarbeit zu vervielfältigen und dauerhaft in einer Datenbank zu speichern sowie diese zur Überprüfung von Arbeiten Dritter zu verwenden oder hierzu zur Verfügung zu stellen.

Ort/Datum

Unterschrift