



Langzeitverhalten stabilisierter / verfestigter mineralischer Abfälle



Abschlussbericht zum
Forschungsvorhaben



Impressum

Langzeitverhalten stabilisierter / verfestigter Abfälle

Herausgeber:

Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)

Bürgermeister-Ulrich-Straße 160

86179 Augsburg

Tel.: (08 21) 90 71-0

Fax: (08 21) 90 71-55 56

E-Mail: poststelle@lfu.bayern.de

Internet: www.lfu.bayern.de

Bearbeitung/Text/Konzept:

LfU, Ref. Josef-Vogl-Technikum, Dr. Harald Weigand, Marco Morath, Ilona Argut, Hildegard Rothe

Redaktion:

LfU, Ref. Josef-Vogl-Technikum, Dr. Harald Weigand, Dr.-Ing. Clemens Marb

Bildnachweis:

Bayerisches Landesamt für Umwelt,

Forschungs- & Entwicklungszentrum für Sondertechnologien FES, Siemensstraße 3–5, 91126 Schwabach:

S. 27, 28, 36, 59, 60, 79, 80

Druck:

Eigendruck der Druckerei Bayerisches Landesamt für Umwelt

Gedruckt auf Papier aus 100 % Altpapier.

Stand:

März 2009

Diese Druckschrift wurde mit großer Sorgfalt zusammengestellt. Eine Gewähr für die Richtigkeit und Vollständigkeit kann dennoch nicht übernommen werden. Sofern in dieser Druckschrift auf Internetangebote Dritter hingewiesen wird, sind wir für deren Inhalte nicht verantwortlich.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	5
1.1	Rechtsrahmen	6
1.2	Stand des Wissens	6
1.2.1	Stabilisierung von Rückständen aus der thermischen Abfallbehandlung	7
1.2.2	Stabilisierung von Galvanikschlamm	8
2	Ziele	9
3	Material und Methoden	10
3.1	Untersuchungsobjekte	10
3.2	Probenahme	10
3.2.1	Stabilisate	10
3.2.2	MV-Asche und MBA-Output	12
3.3	Probenvorbereitung	12
3.3.1	Abgelagertes Kesselstaubstabilisat	12
3.3.2	Fraktionierung	13
3.4	Analyseverfahren	13
3.4.1	Partikulärer Gefügebau – REM/EDX	13
3.4.2	Chromspeziation im Feststoff	14
3.4.3	Phasenbestand	14
3.4.4	Elementgehalte	14
3.4.5	Weitere Feststoffkenngrößen	15
3.5	Experimentelle Untersuchungen	15
3.5.1	Einstufiges Schüttelverfahren	15
3.5.2	pH _{stat} -Elution	15
3.5.3	Säulenversuche	16
3.5.4	Geochemische Modellierung	23
4	Ergebnisse und Diskussion	26
4.1	Stabilisierter Kesselstaub	26
4.1.1	Anlagenoutput	26
4.1.2	Untersuchungen an Bohrkernproben des deponierten Stabilisats	30

4.1.3	Vergleich Anlageninput / frisches Stabilisat / Bohrkernproben	32
4.1.4	Auswirkungen von Einbaualter und Expositionsdauer	34
4.1.5	Säulenversuche	40
4.1.6	Auslaugfähige Chrommasse im Einbaubereich des Stabilisats	49
4.1.7	Geochemische Gleichgewichtsmodellierung	50
4.1.8	Zeitabhängigkeit geochemischer Umwandlungsprozesse	55
4.2	Stabilisierter Galvanikschlamm	58
4.2.1	Grundcharakterisierung / Mineralogie / partikulärer Gefügebau	58
4.2.2	Chromspeziation	61
4.2.3	Eluateigenschaften	62
4.2.4	Säulenversuche	63
4.2.5	Geochemische Gleichgewichtsmodellierung	73
4.2.6	Zeitabhängigkeit geochemischer Umwandlungsprozesse	76
4.3	Stabilisierter Filterstaub	78
4.3.1	Grundcharakterisierung / Mineralogie / partikulärer Gefügebau	78
4.3.2	Eluateigenschaften	80
4.3.3	Säulenversuche	82
4.3.4	Geochemische Gleichgewichtsmodellierung	91
4.3.5	Zeitabhängigkeit geochemischer Umwandlungsprozesse	94
5	Zusammenfassung und Schlussfolgerungen	96
6	Literatur	101

1 Einleitung

Mineralische Abfälle können durch Änderung der chemischen Eigenschaften stabilisiert werden. Dabei werden mittels geeigneter Additive schädliche Inhaltsstoffe chemisch umgesetzt und im Erfolgsfall gefährliche in nicht gefährliche Abfälle überführt. Als stabilisiert und verfestigt eingestufte Abfälle können unter dem Abfallschlüssel 19 03 05 der Abfallverzeichnisverordnung (AVV) [1] auf Deponien für nicht gefährliche Abfälle abgelagert bzw. als Ersatzbaustoff verwertet werden.

Behandlungsverfahren für gefährliche Abfälle lassen sich nach [2, 3, 4] in folgende Kategorien unterteilen:

- Umwandlung: Schadstoffe in Abfällen werden infolge chemischer Reaktionen, wie Reduktion, Oxidation, Neutralisation, Dehalogenierung und Fällung, teilweise oder vollständig in nicht gefährliche Verbindungen überführt.
- Einbindung: Schadstoffe in Abfällen werden in einer dichten, möglichst dauerhaft beständigen Matrix eingeschlossen. Für Einbindungsverfahren werden unter anderem (puzzolanische) Bindemittel wie Zement, Flugaschen, Kalk etc. eingesetzt.
- Ummantelung: Durch Einkapselung entsteht eine geschlossenporige feste Matrix, deren Auslaugbarkeit auf die Oberfläche bzw. Bruchflächen beschränkt ist.
- Hochtemperaturbehandlung: Schadstoffe in Abfällen werden durch Reaktion bei hohen Temperaturen umgewandelt oder in einer dauerhaft stabilen Matrix verglast.
- Entwässerung: Dem Abfall selbst wird „Lösemittel“ durch chemische und physikalische, vorzugsweise thermische Reaktionen entzogen. Schadstoffe bleiben dabei i. d. R. in ihrer ursprünglichen Speziation und Bindungsform erhalten.
- Verdichtung: Der Abfall wird durch Druckeinwirkung volumenreduziert, Schadstoffe bleiben in ihrer ursprünglichen Speziation und Bindungsform erhalten.

Die Übergänge zwischen den Kategorien sind fließend. So wirken bei den primär physikalischen Behandlungsverfahren „Einbindung“ und „Ummantelung“ zum Teil auch Mechanismen, die grundsätzlich der chemischen Umsetzung und damit den Umwandlungsverfahren zuzuordnen sind. Beispielsweise fördern Zementierungsreaktionen gleichzeitig die Fällung von Hydroxiden bzw. Carbonaten [5].

Weltweit liegen für Stabilisierungsverfahren mit Bindemitteln auf Zementbasis die umfangreichsten Erfahrungen vor [6, 7, 8]. Ein Schlüsselprozess ist dabei der Einbau anorganischer Schadstoffe in Kalziumaluminatsilikate (CAS-) oder Kalziumsilikathydrate (CSH-Phasen). Dieser wird durch den hohen pH-Wert im Zement unterstützt.

Für die Beurteilung der Nachhaltigkeit der Stabilisierung gefährlicher Abfälle sind Kenntnisse über deren Langzeitverhalten unerlässlich [6]. Um die Langzeitbeständigkeit zu beurteilen, muss dem Umstand Rechnung getragen werden, dass die Alterung stabilisierter, mineralischer Abfälle durch Verwitterungsvorgänge unter dem Einfluss von Sauerstoff, Wasser und Kohlenstoffdioxid sowie Temperaturschwankungen beschleunigt wird [8].

Alkalische Stabilisate, die Branntkalk (CaO) oder gelöschten Kalk $\{Ca(OH)_2\}$ enthalten, unterliegen einer Karbonatisierung durch im Niederschlag als Kohlensäure gelöstes, atmosphärisches Kohlenstoffdioxid. Dabei bildet sich Kalziumkarbonat oder Kalzit ($CaCO_3$), und der pH-Wert sinkt in den leicht alkalischen bis neutralen Bereich. Die Geschwindigkeit der Karbonatisierung hängt unter anderem von der Porosität des Stabilisats, dessen freier Oberfläche und der Niederschlagsmenge ab. In monolithische Stabilisate kann Niederschlagswasser und damit Kohlenstoffdioxid nur sehr langsam eindringen.

Poröse Stabilisate können dagegen schon nach wenigen Jahren vollständig karbonatisiert sein. In der gemäßigten Klimazone sind für den Bestand des Karbonatpuffers in stabilisierten, mineralischen Abfällen zwischen einigen 100 bis einigen 10.000 Jahren anzusetzen [8]. Da im Bereich des Karbonatpuffers einige amphotere Schwermetalle ein Löslichkeitsminimum aufweisen, können Karbonatisierungsreaktionen während der Alterung zu einem verbesserten Schadstoffrückhalt beitragen.

Die Modellierung physikalisch-chemischer und mineralogischer Alterungsvorgänge ist ein wichtiger Baustein zur Charakterisierung des Langzeitverhaltens stabilisierter bzw. verfestigter Abfälle. Eingangsgrößen der Simulation sind die Elementarzusammensetzung der Stabilisate sowie der Wassergehalt und das Redoxpotential der Lösung. Ausgehend von diesen Größen liefert die Gleichgewichtsberechnung die Masse an stabilen Mineralphasen, den pH-Wert im Porenwasser und die Konzentrationen gelöster Spezies. Wird ein Austausch mit der Gasphase im Modell zugelassen, so kann der Fortschritt einer eventuellen Karbonatisierung und deren Auswirkung auf pH-Wert, Lösungskonzentrationen etc. abgebildet werden.

1.1 Rechtsrahmen

Stabilisierte Abfälle können ggf. kostengünstiger auf Deponien für nicht gefährliche Abfälle abgelagert bzw. im Idealfall als Deponieersatzbaustoff eingesetzt werden. Diesen Verwertungsweg regelt die Deponieverwertungsverordnung, (DepVerwV) [9]. Den früher üblichen Begriffen physikalische bzw. chemische Immobilisierung entsprechen in der Diktion der Deponieverwertungsverordnung die Begriffe Verfestigung bzw. teilweise/vollständige Stabilisierung. Bei verfestigten und teilweise stabilisierten Abfällen ist davon auszugehen, dass kurz-, mittel- oder langfristig eine Remobilisierung gefährlicher Inhaltsstoffe stattfinden kann. Demgegenüber ist das Schadpotenzial vollständig stabilisierter Abfälle durch chemische Umsetzung der gefährlichen Inhaltsstoffe beseitigt, sodass kurz-, mittel- und langfristig keine Freisetzung erfolgt. Diese Definition berührt die eingangs genannten Behandlungskategorien insofern, als nur durch Umwandlungsverfahren eine vollständige Stabilisierung möglich ist.

Als Methode zu deren indirektem Nachweis sieht die DepVerwV eine pH_{stat} -Elution bei pH 4 und pH 11 vor. Diese simuliert das Auslaugverhalten der Stabilisate unter „worst case“-Bedingungen. Durch automatische Titration von Säure (1 N HNO_3) bzw. Lauge (1 N NaOH) müssen pH-Werte von 4 bzw. 11 innerhalb von 30 min erreicht und über 24 h konstant gehalten werden. Oberflächenreaktionen bzw. die Auflösung von Matrixbestandteilen setzen den mit den entsprechenden Festphasen assoziierten Schadstoffanteil frei. Die Auslaugbedingungen simulieren eine Exposition gegenüber „saurer Regen“ bzw. eine Beeinflussung durch alkalische Sickerwässer. Ausschließlich Materialien, die nach der Behandlung unter den Bedingungen der pH_{stat} -Elution die Zuordnungswerte für den jeweiligen Einsatzbereich einer Deponieklasse gem. Tabelle 2 des Anhanges 1 DepVerwV einhalten, gelten als vollständig stabilisiert.

Während die DepVerwV die Anwendung des pH_{stat} -Verfahrens für solche Stabilisate vorsieht, die nach der Behandlung als Ersatzbaustoff verwertet werden, legt die Bayerische Stabilisierungsleitlinie [10] fest, dass dieses Verfahren auch auf andere Entsorgungswege anzuwenden ist. Auch die Neufassung der Verordnung über Deponien und Langzeitlager (Deponieverordnung – DepV [11]) sieht diesen weiter gefassten Anwendungsbereich der pH_{stat} -Elution vor.

1.2 Stand des Wissens

Das Spektrum von Abfällen, die mit Stabilisierungs-/Verfestigungsverfahren behandelt werden können, umfasst u. a. diverse industrielle Schlämme, Filtrationsrückstände, Flugaschen und Schlacken sowie kontaminierte Böden [12]. Gebräuchliche Additive sind u. a. div. Zementqualitäten, Kalk, natürliche und synthetische Tonmineralien sowie konfektionierte Mischungen diverser Anbieter [13]. Deren Auswahl erfolgt im Wesentlichen auf Basis der Anforderungen an das Produkt. Etablierte Testverfah-

ren dienen der Ermittlung chemischer Eigenschaften, wie z. B. Eluatkonzentrationen (z. B. DIN DEV S4, pH_{stat} [14], TCLP [15]), Säureneutralisationskapazitäten sowie physikalischer Kenngrößen (z. B. einaxiale Druckfestigkeit, Frostwiderstand).

Die Eluierbarkeit behandelter Abfälle reicht von der vollständigen Schadstofffreisetzung nach relativ kurzer Zeit bis hin zur effektiven Fixierung. Um die sich daraus ergebenden Unsicherheiten hinsichtlich der Nachhaltigkeit von Behandlungsverfahren zu eliminieren, wären Echtzeitbeobachtungen wünschenswert [6]. Diesem Anspruch steht jedoch eine eher lückenhafte Datenbasis gegenüber. Zwar werden Stabilisierungs- bzw. Verfestigungsverfahren für Abfälle bereits seit über 20 Jahren in der Literatur beschrieben (z. B. [16]), Untersuchungen zur längerfristigen Beständigkeit von Stabilisaten liegen aber nur vereinzelt vor [17, 18].

Analogieschlüsse sind im begrenzten Umfang aus den mechanischen Eigenschaften verfestigter, nicht belasteter Materialien ableitbar [19]. So wird das sog. Deep-Mixing, das in jüngerer Zeit bei der In-situ Sanierung kontaminierter Böden zum Einsatz kommt [7], im Tiefbau (Bohrpfähle etc.) bereits seit ca. 40 Jahren angewandt. Vielfach werden Aussagen zur Langzeitstabilität auch aus natürlichen Verwitterungsprozessen abgeleitet [20].

Für quantitative Betrachtungen eignen sich insbesondere geochemische Modellansätze, die seit Ende der 60er Jahre v. a. vor dem Hintergrund des Langzeitverhaltens radioaktiver Abfälle bei der Endlagerung entwickelt wurden [21, 22]. Geochemische Gleichgewichtsberechnungen geben – ausgehend von der Elementarzusammensetzung des Stabilisats – Auskunft darüber, welche Verbindungen in der Fest-, Flüssig- oder Gasphase thermodynamisch stabil sind. Damit ist es möglich, konkurrierende chemisch-mineralogische Prozesse in den untersuchten Materialien zu beschreiben. Die Grenzen der Modellierbarkeit liegen einerseits in den implementierten Reaktionen und Reaktionsparametern, andererseits im dynamischen Verhalten des (offenen) Realsystems. In diesem spielt das Sickerwasser als äußerer Einflussfaktor und Transportmedium eine entscheidende Rolle. Die standortabhängigen Strömungs- und Stofftransportprozesse führen kontinuierlich Reaktionspartner zu bzw. Reaktionsprodukte ab. Die sich dabei einstellenden Fließgleichgewichte bedingen eine Veränderung des Porengefüges und damit der hydraulischen und mechanischen Eigenschaften [23].

1.2.1 Stabilisierung von Rückständen aus der thermischen Abfallbehandlung

Aufgrund des hohen Auslaugpotenzials stehen Rückstände aus der thermischen Abfallbehandlung (insbes. Kessel-/Filterstaub) seit längerer Zeit im Fokus intensiver Aktivitäten zur Entwicklung geeigneter Stabilisierungsverfahren. Eine Zusammenstellung von Verfahren, die unter anderem auf einer Beaufschlagung mit Phosphorsäure (VKI- bzw. WES-PHix-Prozess) sowie mit Natriumhydrogensulfid basieren, enthält [4].

Besonders hervorzuheben ist der sog. Ferrox-Prozess, der von der Fa. Babcock & Wilcox Vølund A/S in Zusammenarbeit mit der Technischen Universität Dänemark [24] entwickelt wurde. Verfahrenskern ist eine Beaufschlagung der Rückstände mit Wasser und Eisen(II)sulfat mit oder ohne nachgeschalteter Belüftung. Dabei erfolgt zunächst die Fällung von Ferrohydroxid $\{\text{Fe}(\text{OH})_2\}$, das zu Ferrihydrit oxidiert wird. Die Stabilisierung beruht auf der Festlegung der Leitkontaminanten Blei und Zink in/ an den neu gebildeten Eisenoxidhydraten. Entsprechend weist das (beispielsweise über Kammerfilterpressen) entwässerte Produkt ein deutlich gemindertem Auslaugpotenzial für diese Elemente auf. Das Verfahren wurde im Jahr 1996 zum Patent angemeldet (EP 0 928 227); allerdings stellte sich 2008 heraus, dass bereits Patentansprüche bestanden (Patent 58 137490, Japan, 1983 [25]).

Im Rahmen der experimentellen und verfahrenstechnischen Optimierung des Ferrox-Prozesses wurde u. a. ein vereinfachter Ansatz zur On-Site Behandlung von MV-Elektrofilterstaub auf einer Deponie getestet [26]. Die Erprobung erfolgte im Labormaßstab mit Deponiereaktoren (lagenweiser Einbau des Stabilisats oberhalb einer Kies/Sand-Dränschicht, Analyse des Sickerwassers nach künstlicher Be-

regnung).

Im Fokus der Untersuchung stand neben Blei und Zink auch die Eluierbarkeit von Chromat unter simulierten Deponiebedingungen. Dessen Reduktion mit nachfolgender Fällung als gemischtes Cr(III)/Fe(III)oxid [27] entspricht bei der Behandlung chromatbelasteter Wässer dem Stand der Technik. Daneben kann Chromat auch in Chromit (FeCr_2O_4) effektiv eingebunden werden [28]. Die Ergebnisse zeigten jedoch im Unterschied zu den kationischen Schwermetallen nur eine geringfügige und kurzfristige Minderung der Chromat-Eluierbarkeit.

Einen alternativen Stabilisierungsmechanismus für Chrom in Rückständen aus der thermischen Abfallbehandlung bildet möglicherweise dessen Einbindung in Ettringit, Monosulfat oder Metall-Metallhydroxidsalzen (layered double hydroxides, LDH, z. B. Hydrocalumit) [28, 29, 30]. Neuere Arbeiten belegen, dass diese Phasen auch dann bevorzugte Senken für Chromat sein können, wenn mit dem Ziel einer Chromatreduktion eine Eisen(II)sulfat-Behandlung erfolgt [31, 32]. Vor dem Hintergrund relativ enger pH-Bereiche, in denen die chromatsubstituierten Mineralphasen stabil sind, ist jedoch fraglich, ob diese unter Berücksichtigung des konkreten Stoffbestands eines Stabilisats eine langfristige Einhaltung der Zuordnungswerte gewährleisten [33].

1.2.2 Stabilisierung von Galvanikschlämmen

Galvanikschlämme aus der Oberflächenveredelung von Werkstoffen können je nach Prozessführung und eingesetzten Reagenzien unterschiedliche Metalle und Metalloide mit beträchtlichem Auslaugpotenzial enthalten.

Als Stabilisierungsmechanismen für galvanikschlammbürtige Schadstoffe in zementartigen Matrices sind die Einbindung in CSH- [34] sowie in Ettringit- und Hydrocalumitphasen [35] wichtige Mechanismen. Dabei können u. a. Oxoanionen, wie Chromat, durch isomorphen Ersatz in das Kristallgitter eingebunden werden [36]. Als geeignete Additive werden beispielsweise diverse Formulierungen auf der Basis von Portlandzement [34], Mischungen aus Kalk und Braunkohleflugaschen [37] sowie Kalziumsilikat/Sulfoaluminat-Mischungen [38] beschrieben.

Ist neben der Einbindung von Oxoanionen in das Kristallgitter von Speichermineralen eine Reduktion beabsichtigt (z. B. zur Chromatentgiftung), so sind Eingriffe in das Redoxmilieu erforderlich. Erfolg verspricht beispielsweise der Einsatz naturidentischer industrieller Nebenprodukte wie Pyrit. Durch Reduktion an der Phasengrenzfläche fest/flüssig lassen sich damit in definierten pH-Fenstern hohe Chromateliminationsraten unter Bildung von Chrom(III)hydroxiden erzielen [39]. Ebenso zeigt die Beaufschlagung synthetischer Cr(VI)-Lösungen mit definierten Sulfidträgern, z. B. Natriumdisulfid, eine ausgeprägte Chromatreduktion [40].

Neben der o. g. Reduktion mit Eisen(II)sulfat wird in jüngerer Zeit auch der Einsatz von Nano-Eisen-Suspensionen zur reduktiven Stabilisierung von Schadstoffen diskutiert [41]. Inwieweit diese auch unter Kostenaspekten für die Behandlung von Abfällen geeignet sind, ist jedoch unklar.

Vor dem Hintergrund der bestehenden Kenntnislücken insbesondere zur langfristigen Wirksamkeit der Schadstofffixierung (s. o.) zielt das Forschungsvorhaben auf die Alterung von Stabilisaten und deren Konsequenzen für das Auslagverhalten bzw. die Deponiesickerwasserqualität ab.

Um ein integrales Bild der Alterungsvorgänge und der daran beteiligten Prozesse zu erhalten, erscheint eine Kopplung von Experimenten unter variierten Milieubedingungen und geochemischen Simulationen unter Einbeziehung der Reaktionskinetik Erfolg versprechend. Ein solcher Ansatz wird in dem vorliegenden Vorhaben am Beispiel dreier Stabilisate (behandelte Rückstände aus der thermischen Abfallbehandlung bzw. Oberflächenveredelung) verfolgt.

Die Materialien entstammen vollmaßstäblichen Stabilisierungsverfahren und werden nach der Behandlung als ungefährlicher mineralischer Abfall auf obertägigen Deponien verwertet oder beseitigt bzw. definiert in Testfelder eingebaut.

2 Ziele

Ziel der Untersuchung ist die Evaluierung des Langzeitverhaltens stabilisierter gefährlicher Abfälle. Wesentliche Bausteine dazu sind die Inventur des Stoffbestands und der Mineralogie des Stabilisats, experimentelle Untersuchungen des Auslaugverhaltens sowie modelltheoretische Betrachtungen der unter Deponiebedingungen im Stabilisat ablaufenden geochemischen Prozesse. Im Mittelpunkt der Modellierung stehen Verwitterungsreaktionen sowie deren Geschwindigkeit und die Konsequenzen für die Schadstoffmobilität.

Konkret sollen nachstehende Fragen beantwortet werden:

- Treten im Stoff- und Phasenbestand bzw. in der Eluierbarkeit von Stabilisaten alterungsbedingte Veränderungen auf?
- Wie ist das Auslaugverhalten abgelagerter Stabilisate in Relation zum frischen Anlagenoutput?
- Welchen Einfluss haben unterschiedliche Elutionsverfahren (S4-/pH_{stat}-/Säulenelution) auf die Schadstoffmobilität?
- Welche Rolle spielt die Zusammensetzung des einwirkenden Deponiesickerwassers für eine eventuelle (Re-)Mobilisierung schädlicher Inhaltsstoffe?
- Welches mittel- und langfristige Remobilisierungspotenzial besitzen die Stabilisate?
- Welche Pufferbereiche werden bei der Alterung durchlaufen, in welchen zeitlichen Skalen sind diese stabil und wie hoch ist die resultierende Schadstoffkonzentration im Eluat?

3 Material und Methoden

3.1 Untersuchungsobjekte

In die Untersuchungen wurden drei Stabilisate unterschiedlicher Herkunft einbezogen. Die Auswahl erfolgte in Abstimmung mit den Fachreferaten des Bayerischen Landesamtes für Umwelt. Im Mittelpunkt standen Materialien, die für die abfallwirtschaftliche Situation in Bayern eine massenmäßige Relevanz aufweisen und für deren Beurteilung im Vollzug Erkenntnisdefizite bestehen.

Konkret handelt es sich um die Materialien

- i) Kesselstaub/Zyklonstaub aus der MVA-Abgasreinigung
- ii) Galvanikschlamm aus der Oberflächenveredelung
- iii) Filterstaub aus der Biomasseverbrennung

Die Kesselstäube aus der Abgasreinigung zweier bayerischer Müllverbrennungsanlagen (Abfallschlüsselnummer 19 01 15* [42]) weisen nach Angaben des Behandlers sowie eigener Analysen erhöhte Eluatwerte bei den Parametern Blei, Chrom_{gesamt}/Chrom(VI) und Zink auf. Mit dem Ziel, die Abgasreinigungsrückstände auf einer Deponie der Klasse II [43] ablagern zu können, durchlaufen die Materialien in einer Behandlungsanlage eine automatisierte, chargenweise Beaufschlagung mit 14 bis 20 Mass.-% vorgereinigtem Deponiesickerwasser und 3 bis 5 Mass.-% Eisen(II)sulfat. Die Kesselstäube werden getrennt nach Herkunft gelagert, behandelt und in den Deponiekörper (Testfeld) eingebaut.

Der Galvanikschlamm (Abfallschlüsselnummer 11 01 09* [42]) ist nach Angaben des Behandlers durch erhöhte Eluatkonzentrationen an Arsen, Blei, Chrom(VI), Kupfer, Nickel, Zink sowie Fluorid gekennzeichnet (Eluatwerte > DK III). Durch Zugabe eines Flüssigadditivs wird eine Fällung von Metallsulfiden sowie eine Reduktion von Chromat verfolgt. Fluorid wird als Kalziumfluorid gefällt. In einer weiteren Behandlungsstufe werden durch ein zusätzliches Flüssigadditiv Hydratationsreaktionen und die Bildung von Speichermineralen angestoßen.

Die Filterstäube aus der Biomasseverbrennung (Abfallschlüsselnummer 19 01 13*[42]) weisen nach Angaben des Behandlers vorrangig erhöhte Eluatkonzentrationen an Blei, Cadmium, Chrom, Nickel und Zink sowie Fluorid und Ammoniumstickstoff auf. Die zweistufige Behandlung (Flüssigadditiv plus mineralisches Additiv) zielt zunächst auf die Fällung von Metallhydroxiden und -sulfiden sowie von Kalziumfluorid und die Einbindung von Ammonium in Eisensalzen ab. Ein abschließender Behandlungsschritt dient wie bei dem Galvanikschlamm der Herbeiführung von Hydratationsreaktionen sowie der Ausbildung von Speichermineralen.

3.2 Probenahme

3.2.1 Stabilisate

3.2.1.1 Outputmaterial der Behandlungsanlagen

Für Auslauguntersuchungen im Labor- und Technikumsmaßstab wurden vom Anlagenbetreiber ausreichende und repräsentative Proben der o. g. Stabilisate zur Verfügung gestellt. Der stabilisierte Kesselstaub entstammte aus einer der beiden MVAs. Die Anlieferung und Lagerung von je 6 m³ Material auf der Freifläche des Josef-Vogl-Technikums erfolgte im II. Quartal 2007 in abgedeckten Absetzmulden. Für die Laborversuche wurde das Material unmittelbar nach Anlieferung repräsentativ beprobt.

3.2.1.2 Eingebautes Kesselstaubstabilisat

Der stabilisierte Kesselstaub wird seit 2004 auf einer bayerischen Deponie der Deponieklasse II [11, 44] nach einem definierten Schema (Kassettenbauweise) eingelagert: Das über ein Förderband aus der Stabilisierungsanlage ausgetragene Material wird per Lkw zu den Kassetten transportiert, abgekippt, mittels Raupenfahrzeug verteilt und verdichtet. Bislang wurden 22.000 Mg Stabilisat in zehn jeweils 150 m² großen Testfeldern eingebaut. Deren 2 m mächtige Basis und die sukzessive errichteten Flanken bestehen aus MV-Asche.

Das Sickerwasser aus dem Einbaubereich kann über die zugehörigen Sickerwasserdrainagestränge überwacht und separat vom restlichen Deponiekörper beprobt werden. Somit erlauben es die örtlichen Gegebenheiten, das Auslagverhalten des Stabilisats unter den realen Deponiebedingungen langfristig zu verfolgen.

Da ggf. stattfindende Veränderungen der Deponiesickerwasserqualität jedoch nur mit einer gewissen Totzeit festzustellen sind, beinhaltete das Vorhaben Eluatuntersuchungen am abgelagerten Stabilisat. Dazu wurden in sechs Einbaufeldern Bohrungen abgeteuft (vgl. Abb. 1 (links)). Das in den Feldern abgelagerte Stabilisat entstammte derselben MVA wie der für die experimentellen Untersuchungen beprobte Anlagenoutput. In Feld 6 wurde neben dem Stabilisat auch die unterlagernde Basis aus MV-Asche beprobt, um einen eventuellen Eintrag stabilisatbürtiger Komponenten über das durchsickernde Niederschlagswasser zu prüfen. Zur Gewinnung von unbeeinflusstem Kontrollmaterial wurde eine Bohrung im Flankenbereich der zugehörigen Kasette abgeteuft. Einen schematischen Querschnitt durch die Stabilisatkassetten zeigt Abbildung 1 (rechts).

Die Bohrungen erfolgten in Tiefenabschnitten von 1 m. Nach Vortrieb eines Führungsrohrs mit 200 mm Außendurchmesser wurden die Proben mittels Rammkernschappe (Innendurchmesser 180 mm) entnommen. Das Führungsrohr sicherte das Bohrloch gegen Einsturz und beugte einer Tiefenverschleppung des anstehenden Materials (Kreuzkontamination) vor. Die maximale Bohrtiefe betrug 8 m unter Geländeoberkante und wurde anhand des Betriebstagebuchs geplant. Von der kumulierten Einbaumächtigkeit aller zu beprobenden Kassetten (31,5 m) wurden 23 m probenahmetechnisch erschlossen: Einerseits ergaben sich Abweichungen von den erwarteten Feldhöhen, andererseits konnte ein Feld nicht befahren werden. Das Material wurde vor Ort fotografisch dokumentiert, in Kernkisten verpackt und an das Bayerische Landesamt für Umwelt transportiert.

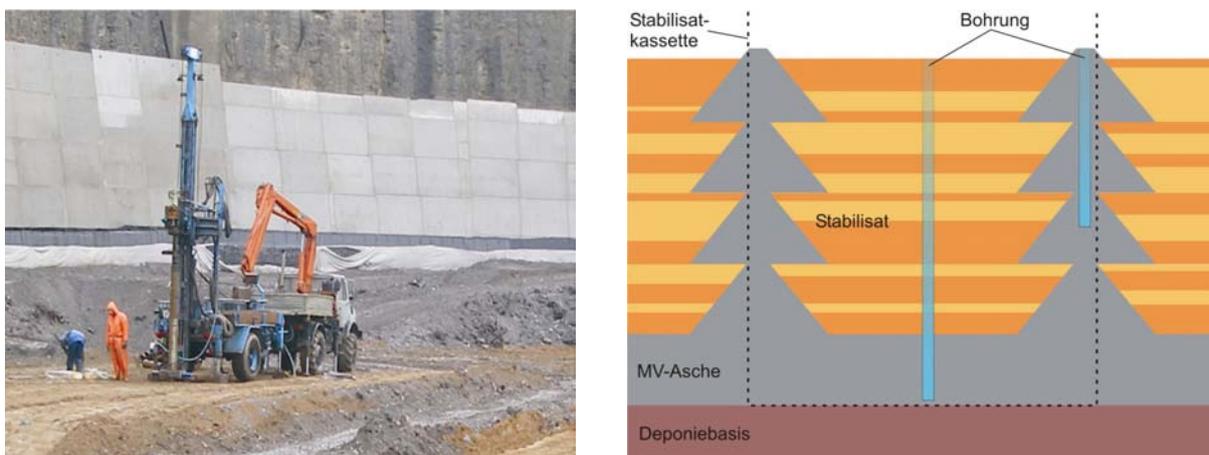


Abb. 1: Kernbohrung (links) im Kesselstaubstabilisat („braune“ Flächen) sowie Längsschnitt (Schema) durch den Einbaubereich des Kesselstaubstabilisats (rechts) auf der Deponie.

3.2.2 MV-Asche und MBA-Output

Ein Schlüsselfaktor für das Auslaugverhalten stabilisierter Abfälle ist möglicherweise die Zusammensetzung des unter Ablagerungsbedingungen einwirkenden Sickerwassers. Dieses wird primär durch das überlagernde Deponat geprägt und war im Vorhaben anhand simulierter Einbauszenarien zu berücksichtigen (vgl. Abschnitt 3.5.3). Zur Gewinnung geeigneter Eluenten für die geplanten Säulenversuche im Labor- und Technikumsmaßstab wurden je 2 m³ MV-Asche und MBA-Outputmaterial beprobt und in „Big Bags“ an das Bayerische Landesamt für Umwelt gebracht. Bis zur Verwendung im Experiment wurden diese Materialien in einer Halle gelagert.

3.3 Probenvorbereitung

3.3.1 Abgelagertes Kesselstaubstabilisat

3.3.1.1 Tiefendifferenzierte Probenahme – Rekonstruktion der Einbauhistorie

Zur tiefendifferenzierten Probenahme wurden aus den Kernkisten abschnittsweise repräsentative Teilproben entnommen. Das Material war nur teilweise konsolidiert bzw. aggregiert; es erwies sich überwiegend als schüttfähig und war lt. Schichtenverzeichnis leicht zu bohren [45]. Entgegen der vorgesehenen Erfassung jeder einzelnen Einbaulage begrenzte dies die Trennschärfe für die Materialentnahme auf Abschnitte von 50 bis 100 cm. Insgesamt wurden aus dem Bohrgut 33 Proben entnommen. Dabei entfielen 24 Proben auf den Stabilisatkörper, vier auf die unterlagernde MV-Asche und fünf auf die Kassettenflanke (Kontrollproben).

Aus deponietechnischen Gründen erfolgt der Einbau der Stabilisate in die einzelnen Felder alternierend. Damit weist das Materialalter der erschlossenen Tiefenprofile zeitliche Diskontinuitäten auf. Ebenso bleiben die Einbaulagen unterschiedlich lange zur Atmosphäre offen, bevor sie mit der nächsten Stabilisatlage überdeckt werden. Um diese Aspekte im Hinblick auf das Auslaugverhalten des eingebauten Stabilisats zu berücksichtigen, wurde den Bohrkernabschnitten auf Grundlage des Betriebstagebuchs das Einbaualter bzw. die Dauer der Atmosphärenexposition zugeordnet (vgl. Abb. 2).

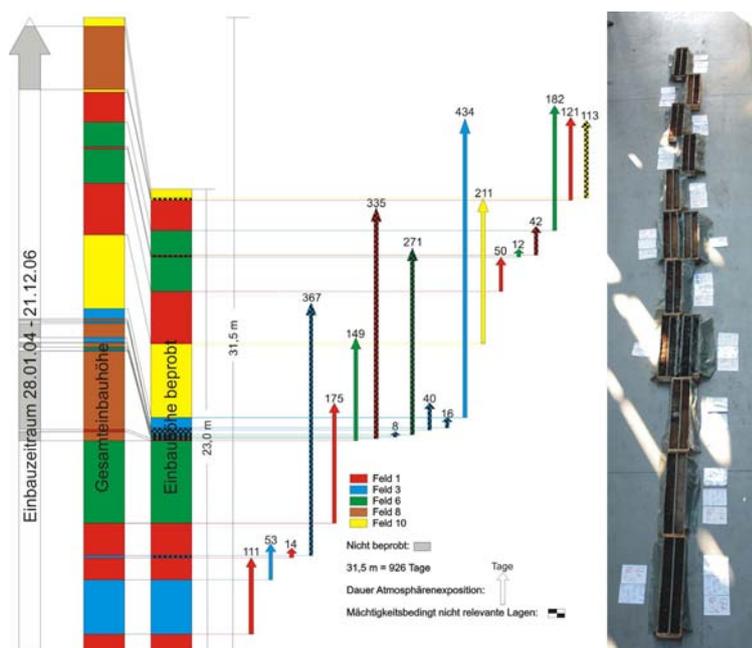


Abb. 2: Rekonstruktion der Einbauhistorie des beprobten Kesselstaubstabilisats mit Angabe der Dauer der Exposition gegenüber der Atmosphäre (links) sowie Darstellung des erschlossenen Tiefenprofils (rechts).

3.3.2 Fraktionierung

Zur Gewährleistung der Reproduzierbarkeit von Säulenexperimenten ist ein Verhältnis von Festbett- zu Korndurchmesser (D/d_p) von > 10 anzustreben. Im Labormaßstab (Festbettvolumen ca. 1,7 L) wurde aufgrund der apparativen Gegebenheiten ($D = 9,5$ cm) für die Säulenversuche die Fraktion $d_p < 2$ mm eines luftgetrockneten Aliquots des Anlagenoutputs abgesiebt und das Grobkorn verworfen. Das Material wurde in verschlossenen Behältern aus Polyethylen (PE) gelagert. Die Charakterisierung der Stabilisate mittels S4- [46] und pH_{stat} -Elution [47] erfolgte ebenfalls anhand der Feinfraktion.

Bei den Säulenversuchen im Technikumsmaßstab kam unfraktioniertes Material in Originalfeuchte zum Einsatz. Dieses wurde unmittelbar vor Versuchsaufbau mittels Radlader aus den abgedeckten Absetzmulden entnommen.

Die Untersuchung der Bohrkernproben erfolgte sowohl an der Feinfraktion als auch an dem Gesamtmaterial. Dieses wurde gem. [48] in mehreren Durchläufen mittels Backenbrecher zerkleinert, bis mindestens 95 Mass.-% des Probenguts einen Partikeldurchmesser von $d_p < 10$ mm aufwies. Das Material wurde in verschlossenen PE-Behältern gelagert. Die für die jeweiligen Untersuchungen erforderlichen Aliquote und Rückstellproben wurden durch Aufkegeln und Vierteln gewonnen. Im Folgenden werden die Proben gem. der Korngrößenfraktionen mit $d_p < 2$ mm (Feinkorn) bzw. $d_p < 10$ mm bezeichnet.

Analog zu den Stabilisaten wurden auch die MV-Asche und der MBA-Output in Abhängigkeit vom Untersuchungsmaßstab fraktioniert. Entsprechend der Vorgabe nach [49] wurde von der MV-Asche bei Untersuchungen im Labormaßstab die Fraktion $d_p < 8$ mm verwendet. Beim MBA-Output erfolgte zunächst eine händische Abtrennung von Metallteilen und größeren Steinen, bevor das Material mittels Schneidmühle auf $d_p \leq 10$ mm zerkleinert wurde. Für die Untersuchungen im Technikumsmaßstab kam in beiden Fällen das Originalmaterial zum Einsatz.

3.4 Analyseverfahren

3.4.1 Partikulärer Gefügebau – REM/EDX

Rasterelektronenmikroskopische Untersuchungen (REM) geben Aufschluss über die Materialtopographie. Durch deren Kombination mit der energiedispersiven Röntgenfluoreszenzanalyse (EDX) können ausgewählte Sektoren der Probe auf ihre Elementgehalte hin analysiert werden. Damit liefern REM/EDX-Analysen örtlich aufgelöste (Probenausschnitt bis zu 3 Nanometern), quantitative Aussagen über den Stoffbestand.

Die Bilder werden mittels Elektronen generiert, die von einer Kathode aus Wolframdraht emittiert werden. Diese werden unter Vakuum in einem elektrischen Feld beschleunigt und auf die Probenoberfläche fokussiert. Beim Abrastern der Probenoberfläche durch den Elektronenstrahl geben die verschiedenen Wechselwirkungen Aufschluss über die Beschaffenheit der Probe. Mit einem separaten Detektor und Röntgenanalysator können neben der Oberflächenstruktur auch Elemente qualitativ und quantitativ bestimmt werden. Diese zur chemischen Analyse komplementären Informationen geben Aufschluss über die kleinräumige Elementverteilung.

Die REM/EDX-Analysen wurden mit einem Rasterelektronenmikroskop der Fa. LEO Elektronenmikroskop GmbH/Carl AG (Oberkochen) vom Typ 1450 VP bei einer Beschleunigungsspannung von 15 bis 20 kV durchgeführt. Untersucht wurden sowohl Streupräparate als auch eingebettete und geschliffene Proben sowie goldbedampfte Objekte. Die Probenidentifikation und Positionierung erfolgte bei 35facher Vergrößerung. Das Hauptaugenmerk der EDX-Analytik lag auf hell erscheinenden Partikeln; diese beinhalten mit großer Wahrscheinlichkeit schwere Elemente. Zunächst wurden die Proben

2.000fach vergrößert und entsprechende Partikel bei 10.000facher Vergrößerung fokussiert. Um die Häufigkeit der über die EDX-Spektren identifizierten Elemente qualitativ abzuschätzen, wurden mehrere Punktanalysen der Präparate durchgeführt.

3.4.2 Chromspeziation im Feststoff

Die synchrotronstrahlenbasierte Röntgenspektroskopie (XANES – **X**-ray **A**bsorption **N**ear **E**dge **S**tructure Spectroscopy) an der K-Absorptionskante des Chroms (Energie = 5.989 eV) ist eine Methode zur direkten Quantifizierung von Chrom-Bindungsformen in Gesteinen und Böden [50, 51]. Grundlage der Methode ist, dass die Röntgenabsorptions- und Fluoreszenzspektren chromhaltiger Proben im Energiebereich um 5.990 eV einen sprunghaften Anstieg der Signalintensität („Absorptionskante“) aufweisen. Bei dieser Energie verlassen Elektronen in der K-Schale den Atomverband. Damit einher gehen Absorptions- (Verlust an eingestrahelter Röntgenstrahlung) und Fluoreszenzeffekte (sekundäre Photoelectronenstrahlung). In Abhängigkeit vom Oxidationszustand der bestrahlten Cr-Atome liegt die Absorptionskante zwischen 6.003 eV {Cr(III)} und 6.009 eV {Cr(VI)}. Im Gegensatz zum dreiwertigen Chrom weist das Spektrum des sechswertigen Chroms zudem einen sog. Pre-edge Peak (PEP) bei 5.994,5 eV ($1s \rightarrow 3d$ -Orbitalübergang) auf.

Die Cr-K-edge-XANES-Analysen führten Prof. Priezel (Technische Universität München) und Dr. Thieme (Universität Göttingen) an der Beamline KMC 2 der Berliner Elektronenspeicherring-Gesellschaft für Synchrotronstrahlung (BESSY 2) durch. Die Energie der eingesetzten Röntgenstrahlung betrug 1,7 GeV. Die Fluoreszenzspektren (40 je Probe) wurden mit einer Energieauflösung von 0,25 eV aufgenommen. Strahlenbedingte Veränderungen der Probenmatrix erfolgten nicht. Die Spektren wurden basislinienbereinigt, auf eine einheitliche Kantenhöhe von 1 {willkürliche Einheiten, a. u. (= arbitrary units); Referenzenergie 6.055 eV} normiert und die Höhe des Pre-edge Peaks (PEP) bei 5.994,5 eV bestimmt.

Für verschiedene Mischungen von Cr(III)- bzw. Cr(VI)-Verbindungen wurden Cr-K-edge-XANES-Spektren aufgenommen. Als Standardsubstanzen dienten $\text{CrCl}_3 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$ und Cr(III)-Acetat-Hydroxid sowie $\text{Na}_2\text{CrO}_4 \cdot 4 \text{H}_2\text{O}$. Fünf binäre Mischungen der beiden Standardsubstanzen (Massenverhältnis Cr(III) zu Cr(VI) 0:100 / 25:75 / 50:50 / 75:25 / 100:0) wurden mit Quarz auf eine $\text{Cr}_{\text{gesamt}}$ -Konzentration von 2.000 mg/kg eingestellt.

Unter der Annahme, dass die PEP-Intensität in Mischungen aus Cr(III)- und Cr(VI)-Verbindungen linear vom Mischungsverhältnis abhängt, wurden die analytisch quantifizierten Cr(III)/Cr(VI)-Verhältnisse der Standards mit den wahren Mischungsverhältnissen verglichen. Diese Kalibration wurde zur Quantifizierung der Chromoxidationsstufen der Realproben herangezogen.

3.4.3 Phasenbestand

Der Phasenbestand einer Probe lässt wichtige Rückschlüsse auf das Verwitterungsverhalten zu. Die Löslichkeit der einzelnen Minerale bestimmt die im Gleichgewicht mit einer Wasserphase zu erwartende Konzentration. Aus diesem Grund ist der Phasenbestand eine wichtige Eingangsgröße für die geochemische Modellierung. Die Bestimmung erfolgte mittels Röntgenpulverdiffraktometrie (Advance, Bruker AXS, Karlsruhe) in einem Winkelbereich von $3\text{--}65^\circ$ (2θ). Die quantitative Auswertung wurde mit der Rietveld-Methode durchgeführt. Für die Berechnung des amorphen Anteils wurde dem Probenmaterial 10 % ZnO-Standard zugesetzt.

3.4.4 Elementgehalte

Zur Bestimmung der Elementarzusammensetzung in Feststoffproben wurde die energiedispersive und wellenlängendispersive Röntgenfluoreszenzanalyse eingesetzt. Die Analyse erfolgte am SPECTRO XEPOS Spektrometer (Fa. Spectro Analytical Instruments GmbH, 47533 Kleve) bzw. mittels MagiX Pro X-ray Spectrometer PW 2540 (Fa. PANalytical GmbH, Kassel). Untersucht wurden gefriergetrocknete, pulverfein gemahlene und tablettierte Probenaliquote.

Die Elementanalyse in wässrigen Proben erfolgte durch optische Emissionsspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Hochfrequenzplasma (ICP-OES) mit dem IRIS Advantage System (Thermo Fisher Scientific, Braunschweig). Zur Stabilisierung wurde den Proben konzentrierte Salpetersäure zugesetzt.

3.4.5 Weitere Feststoffkenngrößen

Die spezifische Oberfläche wurde mit einem BET-Oberflächenmessgerät (ASAP 2000, Fa. Micromeritics GmbH, Mönchengladbach) bestimmt. Sie gibt Hinweise auf möglicherweise stattfindende Mineralneubildungen während der Alterung von Stabilisaten. Daneben ist die Phasengrenzfläche eine wichtige Größe für die Modellierung der Reaktionskinetik.

Die Reindichte der Stabilisate kann zusammen mit der Lagerungsdichte zur Abschätzung der Porosität von Feststoffschüttungen herangezogen werden. Die Bestimmung erfolgte mittels Pyknometrie (AkkuPyc 1330, Fa. Micromeritics GmbH, Mönchengladbach) an luftgetrockneten Proben der Feinfraktion in dreifacher Wiederholung.

Bei der Stabilisierung von Abfällen mittels Eisensalzen kommt es zur Bildung von Eisen(hydr)oxiden. Diese wurden anhand selektiver Extraktionsverfahren bestimmt. Dazu wurden amorphe Eisenoxide (z. B. Ferrihydrit) nach [52] mittels Ammoniumoxalat, kristalline und amorphe Oxide nach [53] mittels Dithionit/Citrat/Bicarbonat extrahiert. Die Analysen erfolgten atomabsorptionsspektroskopisch.

3.5 Experimentelle Untersuchungen

3.5.1 Einstufiges Schüttelverfahren

Die Elution mit Wasser gem. DIN EN 12457-4 [48] dient der Bestimmung der Schadstoffmobilität im abzulagernden Abfall gem. AbfAbIV [54]. Die Eluatkonzentrationen werden mit den Zuordnungswerten der einzelnen Deponieklassen verglichen. Sie sind maßgebend für die Ablagerungsfähigkeit. Im Vorhaben erfolgten sowohl Untersuchungen am zerkleinerten Gesamtkorn als auch an der Feinfraktion (s. Fraktionierung). Mögliche Abhängigkeiten der Eluatkonzentration von den Untersuchungsbedingungen wurden durch Elution bei Lösung/Feststoff-Verhältnissen von 10:1 und 2:1 geprüft. Letzteres erfolgte auch im Hinblick auf die DIN 19529 (Elution von Feststoffen – Schüttelverfahren zur Untersuchung des Elutionsverhaltens von anorganischen Stoffen mit einem Wasser-Feststoff-Verhältnis von 2 L/kg [55]).

3.5.2 pH_{stat}-Elution

Der pH_{stat}-Test dient der Überprüfung von vollständig stabilisierten Abfällen gem. DepVerwV [56]. Im Unterschied zur Elution mit Wasser bildet der pH_{stat}-Versuch das Auslaugverhalten von Stabilisaten unter ‚worst case‘-Bedingungen bei Zugabe von Säure (HNO₃) bzw. Lauge (NaOH) ab. Durch automatische Titration müssen pH-Werte von 4 bzw. 11 innerhalb von 30 min erreicht und über 24 h konstant gehalten werden. Oberflächenreaktionen bzw. die Auflösung von Mineralphasen setzen die mit den entsprechenden Bestandteilen assoziierten Schadstoffanteile frei. Die Auslaugbedingungen simulieren den Einfluss sauren Niederschlags bzw. alkalischer Sickerwässer. Für die saure Elution kann eine Abschätzung bez. der simulierten Echtzeit getroffen werden. Dazu ist der Protoneneintrag während des Versuchs dem Säureeintrag infolge des natürlichen Niederschlags (pH 5,6) gegenüberzustellen. Die pH_{stat}-Elution der Stabilisate erfolgte sowohl mit Anlagenoutput als auch mit ausgewählten Bohrkernproben des abgelagerten Materials (stabilisierter Kesselstaub). Abweichend von der LAGA-Vorschrift EW 98p [57] wurde jeweils die Feinfraktion d_p < 2 mm eingesetzt. Vorversuche zeigten bei Verwendung eines Kreisschüttlers eine kegelförmige Sedimentation des Feststoffs. Dies beeinflusst neben dem Säure- bzw. Laugeverbrauch auch das Auslaugverhalten. Zur Gewährleistung einer maximalen Durchmischung von Feststoff und Lösung wurde die Elution mit der behrotest[®] pH_{stat}-Anlage (Fa. Behr Labor-Technik GmbH, Düsseldorf) mit gerührten Proben (Magnetrührer) durchgeführt. Die stabilisierten Kesselstäube wurden neben den Endpunkten pH 4 und pH 11 bei weiteren pH-

Werten eluiert. Ziel war es festzustellen, wie sich das Auslaugverhalten des Anlagenoutputs unter ablagerungsrelevanten pH-Werten verändert. In diesen modifizierten pH_{stat}-Experimenten wurden in separaten Ansätzen pH-Werte von 10 bis 8 eingestellt. Die Schrittweite betrug 0,25 pH-Einheiten. Die jeweiligen pH-Werte wurden über 2 h konstant gehalten. In diesem Versuchszeitraum findet bei der pH 4 Elution gem. EW 98p ca. 50 % des Säureverbrauchs statt. Diese Experimente erfolgten mit einer automatischen Titrationseinheit {Titrando 836 (Fa. Metrohm AG, Herisau, CH)} und einer Einwaage von 10 g.

3.5.3 Säulenversuche

Neben den o. g. Verfahren zur Untersuchung des Auslaugverhaltens stabilisierter Abfälle (einstufiger Schüttelversuch, pH_{stat}-Test) lag ein Schwerpunkt der experimentellen Arbeiten auf der Durchführung von Säulenversuchen. Diese stellen die bestmögliche experimentelle Annäherung an die Auslaugsituation abgelagerter Stabilisate dar: Im Unterschied zu den Konventionsverfahren erfolgen sie ohne mechanische Beanspruchung der Proben bei „naturnahen“ Lagerungsdichten und Feststoff/Lösungsverhältnissen. Ziel der Säulenexperimente war die Überprüfung des Auslaugverhaltens der Stabilisate unter dem Einfluss unterschiedlicher Sickerwässer, die typische Ablagerungsbedingungen widerspiegeln.

3.5.3.1 Ablagerungsrelevante Einbausituationen

Unter Deponiebedingungen beeinflussen nicht nur die stofflichen Eigenschaften der Stabilisate (Löslichkeit und Auflösungskinetik von Speichermineralen, sorptive Wechselwirkungen) das Auslaugverhalten, sondern möglicherweise auch der Chemismus des einwirkenden Sickerwassers. Dieser unterscheidet sich je nach dem, ob das Stabilisat gegenüber der Atmosphäre exponiert oder ob eine Überbauung erfolgt ist: Ist die Oberfläche eines Stabilisatkörpers zur Atmosphäre offen, so erfolgt die Auslaugung durch ionenarmes Niederschlagswasser. Dieses nimmt entsprechend des Kohlenstoffgleichgewichts Kohlenstoffdioxid auf und trägt insbesondere bei alkalischen Stabilisaten zur fortschreitenden Karbonatisierung bei. Wird das Stabilisat hingegen mit anderen Materialien überbaut, so prägen diese die Zusammensetzung des einwirkenden Sickerwassers (Ionenstärke, pH-Wert, Konzentration an Komplexbildnern etc.).

Als relevante Einbausituationen wurden eine Überbauung der Stabilisate mit MBA-Output bzw. MV-Asche sowie die Exposition gegenüber der Atmosphäre betrachtet (vgl. Tab. 1).

Tab. 1: Charakteristische Einbausituationen für deponiertes Stabilisat, resultierende Sickerwasserzusammensetzung und potenzielle Auswirkungen auf den Stoffbestand des Stabilisats.

Szenario / Überbauung mit	Einwirkendes Sickerwasser (Eluent)	Auswirkungen auf Stabilisat
MV-Asche	Salzhaltig, alkalisch	Löslichkeitserhöhung (Ionenstärkeeffekt), anhaltend alkalisches Milieu
MBA-Output	Huminsäurehaltig, neutral	Löslichkeitserhöhung (Komplexierung durch Huminsäuren), langfristig pH-Absenkung
Atmosphärenexposition	Ionenarm, kohlenstoffdioxid-gesättigt	Karbonatisierung, Abnahme des Porenraums, ggf. Löslichkeitsminderung bei amphoteren Metallen

3.5.3.2 Versuchsdurchführung Labormaßstab

Die Versuche im Labormaßstab erfolgten mit einer computergesteuerten Bodensäulenanlage (ipm-isc 01, Fa. emc-GmbH, Erfurt). Das Festbettvolumen betrug ca. 1,7 L. Die Plexiglassäulen wurden lagenweise mit den Stabilisaten gepackt und mit Hilfe eines Stempels manuell verdichtet. Als Auflager für die Schüttung diente ein PE-Vlies.

Durch seitliche Bohrungen wurden die Schüttungen in drei Ebenen mit Miniatur-Saugkerzen aus Nylon (Macro Rhizon SMS, Fa. Eijkelkamp Agrisearch Equipment, Giesbeek, NL) zur Gewinnung von Porenwasserproben instrumentiert. Der Abstand vom Auflager betrug 5 cm, 13 cm und 21 cm. Ein wasserdichter Sitz wurde mittels PG-Verschraubungen sichergestellt.

Die Randbedingungen der Säulenversuche wurden wie folgt variiert: Zunächst erfolgte eine Aufsättigung der Stabilisatschüttungen mit entgastem Leitungswasser im aufwärts gerichteten Fluss zur Einstellung definierter hydraulischer Ausgangsbedingungen. Während der Gleichgewichtseinstellung im gesättigten Zustand wurde die Entwicklung der Porenwasserkonzentrationen anhand von Saugkerzenproben (Volumen jeweils 7,5 mL) charakterisiert. Der Gleichgewichtseinstellung folgten zwei Beregnungsperioden, getrennt durch eine Flussunterbrechung. Die Elution fand unter Lysimeterrandbedingungen (freies Dränen am Säulenauslauf) bei variiertem Eluenten (s. Tab. 1) statt. Zur Kennzeichnung des Fließregimes wurde nach Abschluss der zweiten Beregnungsperiode die Durchbruchkurve eines Tracers aufgenommen. Dazu wurde 10^{-2} M Kaliumbromid-Lösung vorgelegt und die Bromidkonzentration möglichst bis zum vollständigen Durchbruch mittels ionenselektiver Elektrode verfolgt.

Die Beprobung des Säuleneluats war steuerungsseitig so implementiert, dass sich die zeitliche Auflösung mit zunehmender Experimentdauer verringerte (vgl. Abb. 3). Im Kontext der Ergebnisdiskussion werden die experimentellen Bedingungen detailliert dargestellt und erläutert.

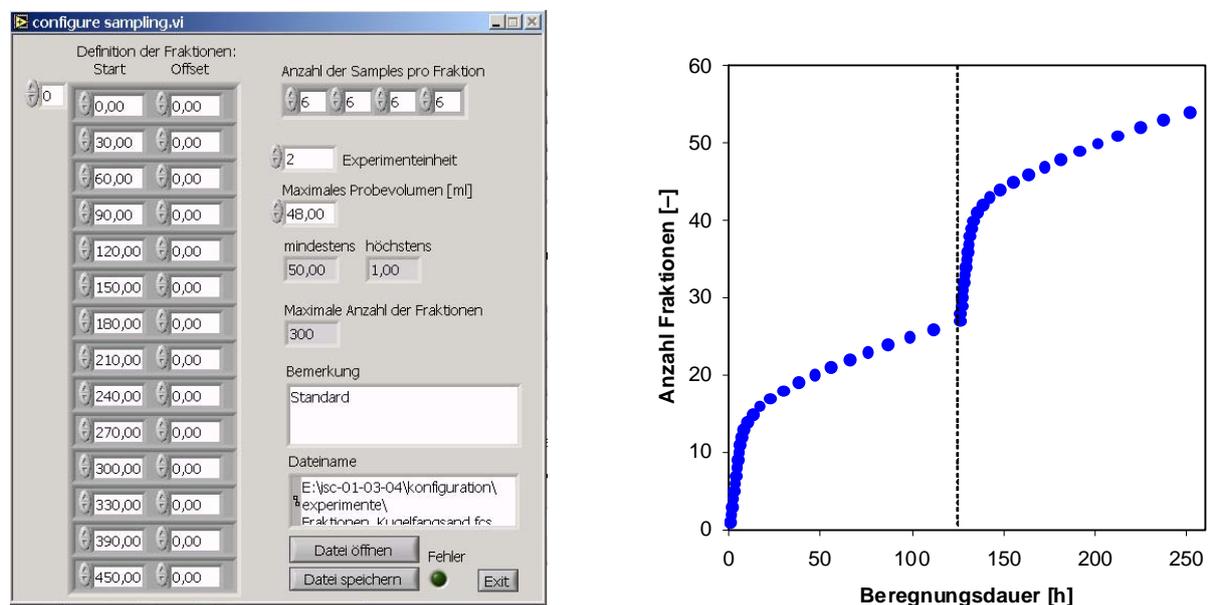


Abb. 3: Zeitlich variable Probenahmeintervalle bei Säulenversuchen im Labormaßstab: Bedienoberfläche der Prozesssteuerung (links, Zeitangaben (erste Spalte im Tableau) in Minuten), Anzahl Fraktionen in Abhängigkeit von der Beregnungsdauer (rechts); gestrichelte vertikale Linie: Beginn zweite Beregnungsphase.

Simulierte Überbauung mit MBA-Output und MV-Asche. Die einfachste versuchstechnische Umsetzung einer Überbauung von deponiertem Stabilisat ist eine geschichtete Säule. Diese bildet die reale Einbausituation inkl. der bei fortgesetzter Beregnung nachlassenden Auslaugfähigkeit des überlagernden Materials adäquat ab. Dabei kann die Reproduzierbarkeit der Auslaugbedingungen jedoch nicht vollständig sichergestellt werden. Dem ist mit einer räumlichen Trennung des über- und unterlagernden Materials in separaten Säulen zu begegnen: sowohl das Sickerwasser der ‚oberen Lage‘ (Eluat aus erster Säule) als auch das Sickerwasser der ‚unteren Lage‘ (= Eluat aus zweiter Säule) sind analytisch fassbar.

Bei Experimenten im Labormaßstab ist das für die Analytik erforderliche Probenvolumen groß im Vergleich zum Wasserinhalt des Gesamtsystems. Daher wurde die veränderliche Zusammensetzung des Sickerwassers der ‚oberen Lage‘ künstlich nachgebildet: Grundlage bildeten die in Vorversuchen ermittelten Auslaugcharakteristika von MV-Asche und MBA-Output.

Dazu wurden die zeitabhängigen Konzentrationsverläufe anhand des Summenparameters „elektrische Leitfähigkeit“ durch geeignete Verdünnung eines Extrakts dieser Materialien eingestellt. Ausgehend von einer ideal durchmischten Lösung (Rührreaktor) ergibt sich der Konzentrationsverlauf über die Zeit aus der Konzentration und dem Volumen der Vorlage zum Zeitpunkt t_0 , der Entnahme- und der Verdünnungsrate. Die Konzentration zum Zeitpunkt t_0 entspricht der Maximalkonzentration der experimentell bestimmten Auslaugkurven. Die konstante Entnahmerate (= Beregnungsintensität) war experimentell festgelegt. Das Volumen zum Zeitpunkt t_0 und die Verdünnungsrate wurden aus der Anpassung an die experimentell bestimmten Leitfähigkeitsverläufe erhalten (stets ausgeglichene Stoffbilanz in der Vorlage). Die Vorgehensweise illustriert die Abbildung 4.

Anhand der Ergebnisse der Kurvenanpassung wurde der Konzentrationsverlauf in der Vorlage in drei Phasen ‚Konstanter Zulauf – hohe Konzentration‘ / ‚Gradientenelution‘ / ‚Konstanter Zulauf – niedrige Konzentration‘ experimentell realisiert. Die Parameter der drei Elutionsphasen fasst Tabelle 2 zusammen.

$$C_{t_i} = \frac{M_{t_i}}{V_{t_i}}$$

$$= \frac{M_{t_{i-1}} + (q_1 \cdot C_1) \cdot (t_i - t_{i-1}) - (q_2 \cdot C_{t_{i-1}}) \cdot (t_i - t_{i-1})}{V_{t_{i-1}} + q_1 \cdot (t_i - t_{i-1}) - q_2 \cdot (t_i - t_{i-1})}$$

= const. für $q_1 = 0$
 = $\langle C_{t_0}$ für $q_1 > 0$

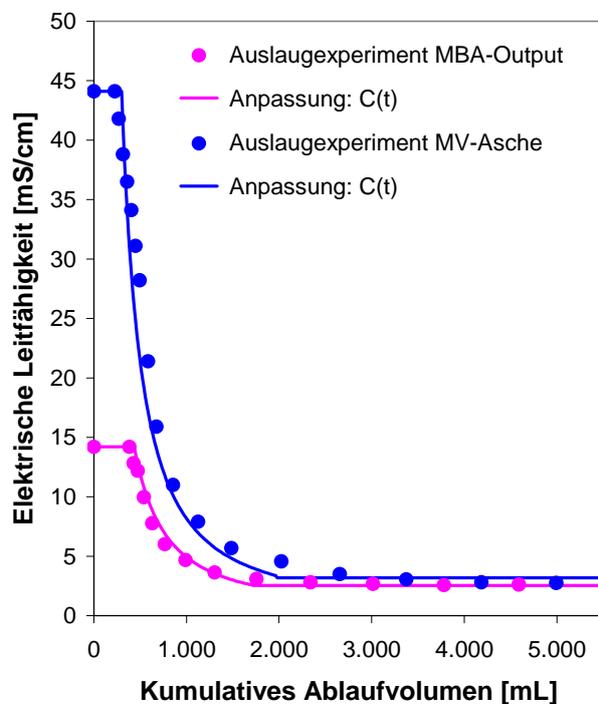
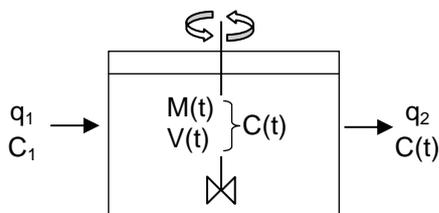


Abb. 4: Bilanzmodell (links) für zeitabhängige Zulaufkonzentrationen bei Säulenversuchen. Simulation (rechts) einer abnehmenden Quellstärke $C(t)$ im überlagernden Material im Vergleich zu experimentellen Daten.

Tab. 2: Säulenelution von Stabilisaten unter dem Einfluss einer Überlagerung mit MBA-Output bzw. MV-Asche. Versuchsparameter zur Realisation zeitlich variabler Eluentkonzentrationen, vgl. auch Abb. 5.

Experimentbedingungen	Parameter	Einheit	Überbauung mit	
			MBA-Output	MV-Asche
Konstanter Zulauf – hohe Konzentration	t_{Start}	min	0	0
	V	mL	1.550	1.000
	LF	mS/cm	14,2	44,1
Gradientenelution	t_{Start}	min	280	200
	q_1	mL/min	5	5
	LF	mS/cm	f(t)	f(t)
Konstanter Zulauf – niedrige Konzentration	t_{Start}	min	1.140	1.310
	LF	mS/cm	2,5	3,2

Zunächst wurden wässrige Extrakte von MBA-Output und MV-Asche (Feinfraktion) bei einem Lösung/Feststoff-Verhältnis von 2:1 gewonnen und nach Membranfiltration auf die jeweilige Ausgangsleitfähigkeit (Konzentration zum Zeitpunkt t_0) eingestellt. Die Vorlage wurde kontinuierlich gerührt und mit entgastem Leitungswasser verdünnt {Gradientenelution, vgl. Abbildung 5 (links)}.

Während der Säulenexperimente im Labormaßstab wurde die Vorlage (Sickerwasser der ‚oberen Lage‘) beprobt und die elektrische Leitfähigkeit bestimmt. Es ergab sich eine gute Übereinstimmung mit der Anpassung der Auslaugkurven des MBA-Outputs bzw. der MV-Asche, vgl. Abbildung 5 (rechts), so dass die abzubildenden Überbauungssituationen adäquat wiedergegeben wurden.

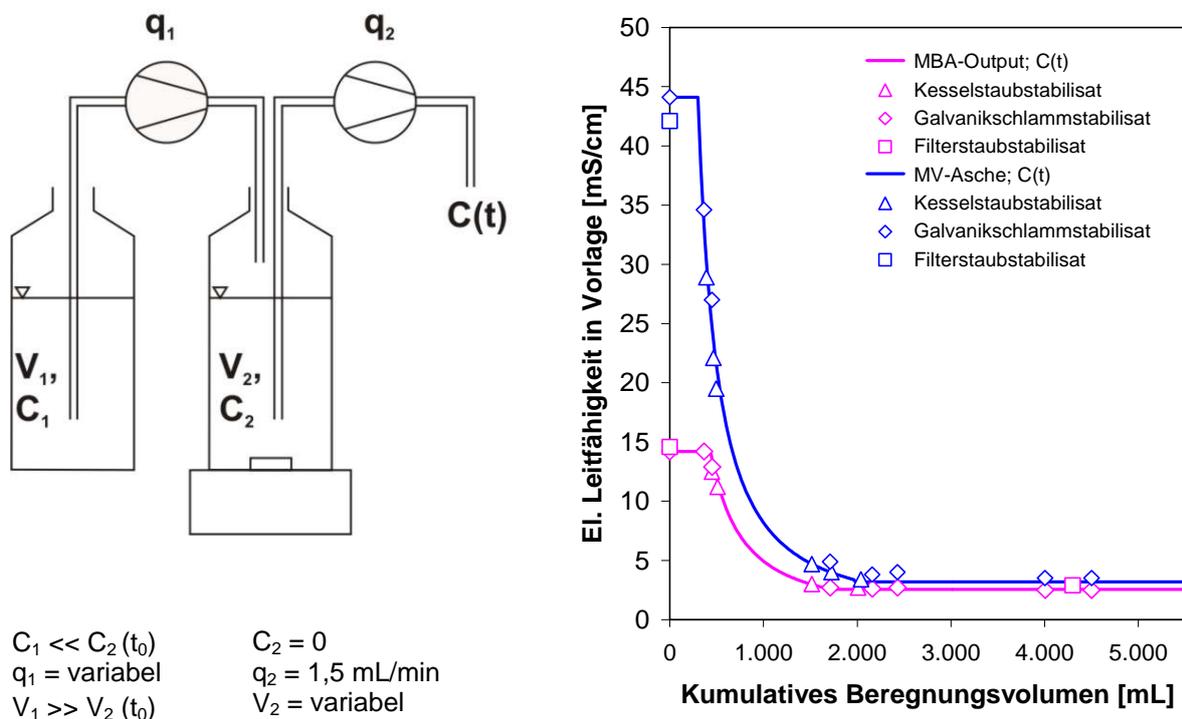
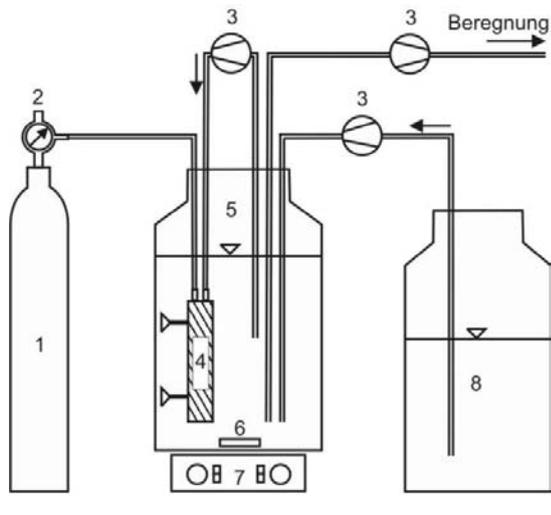


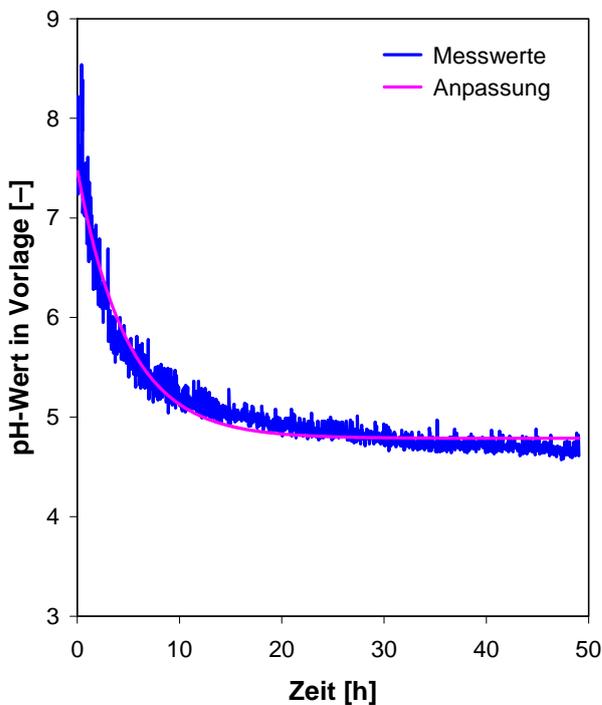
Abb. 5: Experimentelle Realisierung zeitabhängiger Zulaufkonzentrationen während der Beaufschlagung von Stabilisaten mit Extrakten aus MBA-Output bzw. MV-Asche (links) sowie Vergleich der gemessenen und angepassten elektrischen Leitfähigkeit in der Vorlage (rechts).



- 1 CO₂-Druckgasflasche
- 2 Druckminderer
- 3 Peristaltik-Pumpe
- 4 Diffusionsreaktor
- 5 Vorlage (Reinstwasser)
- 6 Rührfisch
- 7 Magnetrührer
- 8 Reinstwasservorrat

Abb. 6: Equipment für die Herstellung eines kohlen-sauren Eluenten bei Labor-Säulenversuchen zur beschleunigten Karbonatisierung von Stabilisaten.

Beschleunigte Karbonatisierung. Die Karbonatisierung der Stabilisate (keine Überbauung, Atmosphärenexposition) wurde durch Beaufschlagung der Säulen mit kohlenstoffdioxidgesättigtem Reinstwasser geprüft. Nach dem Henry'schen Gesetz ist im Gleichgewicht die Konzentration eines Gases in der Flüssigphase proportional zum Partialdruck in der Gasphase. Die Bildung von Kohlensäure führt zu einer pH-Absenkung. Die Herstellung des kohlen-sauren Eluenten erfolgte mittels einer Kohlenstoffdioxid-Dosierungsanlage aus der Aquaristik (Fa. Sera GmbH, Heinsberg). Während der Bega-sung wurde die Vorlage ständig gerührt und das zur Beregnung entnommene Volumen kontinuierlich erneuert. Den Aufbau gibt die Abbildung 6 schematisch wieder.



Experimentelle Bedingungen:

- Vorlagevolumen: 12.000 mL
- Umdrehungszahl_{Rührer}: 150 U/min
- Umwälzrate Vorlage: 180 mL/min
- Volumenstrom CO₂: 0,48 mL/min

$$\text{Anpassung: } y = a + b \exp\left(-\frac{x}{c}\right)$$

- mit a = 4,876
- b = 2,698
- c = 4,838

Abb. 7: Zeitliche Entwicklung des pH-Werts in der Vorlage bei Beaufschlagung mit Kohlenstoffdioxid.

In einem Vorversuch wurde die Einschwingzeit bis zum Erreichen eines konstanten pH-Werts ermittelt (vgl. Abb. 7). Dazu wurden die pH-Werte der Vorlage alle zwei Minuten aufgezeichnet. Mittels nichtlinearer Ausgleichsrechnung (Softwarepaket TableCurve 2D, Fa. Systat Software GmbH, Erkrath) wurde die Abklingfunktion bestimmt. Demzufolge musste mit der Begasung der Vorlage 24 h vor Beregnungsstart begonnen werden, um über den gesamten Versuchszeitraum Kohlenstoffdioxid gesättigte Bedingungen und einen konstanten pH-Wert im Eluenten sicherzustellen.

Die Säulenversuche im Labormaßstab wurden je Stabilisat in vier Varianten durchgeführt. Diese umfassten die drei charakteristischen Einbausituationen (Beregnung mit Extrakten aus MV-Asche und MBA-Output sowie mit kohlensaurem Reinstwasser) im Vergleich zu einer Kontrolle (Beregnung mit entgastem Leitungswasser).

3.5.3.3 Versuchsdurchführung Technikumsmaßstab

Aufgrund möglicher Skalenabhängigkeiten bei der Auslaugung von Feststoffen sind die Ergebnisse von Säulenversuchen im Labormaßstab nicht notwendigerweise direkt auf die tatsächlichen Einbaubedingungen übertragbar. Aus diesem Grund wurden ausgewählte Einbausituationen auch im Technikumsmaßstab untersucht. Experimente auf dieser Skala erlauben es auf eine Korngrößenreduktion (Fraktionierung) zu verzichten und werden kaum durch die kleinräumige Heterogenität des Feststoffs beeinflusst.

Die Technikumsuntersuchungen erfolgten in zwei baugleichen Reaktoren (Fa. Kaiser & König GmbH, Friedberg) mit einem Fassungsvermögen von je ca. 2 m³ (Maßstabsfaktor bez. Laboranlage: 1.000 : 1). Die Reaktoren wurden sowohl in Reihe als auch parallel betrieben. Der Einbau der Stabilisate erfolgte mittels Hallenkran, wobei das Material in Schüttgutwägen bzw. in „Big Bags“ vorgehalten wurde. Die Schüttungen wurden lagenweise eingebaut (Schichtmächtigkeit ca. 25 cm) und manuell verdichtet. Über seitliche Flansche wurden Temperatur- und Redoxsonden sowie Saugkerzen (vgl. Abb. 8) eingebracht. Als Auflager für die Schüttungen diente ein mit einem PE-Vlies abgedeckter Siebboden.

Entsprechend dem Versuchsdesign im Labormaßstab wurden die Schüttungen zu Versuchsbeginn aufgesättigt. Nach der Gleichgewichtseinstellung erfolgte die Beregnung der Schüttungen über den oberen Rand (zwei Beregnungsphasen getrennt durch eine Flussunterbrechung). Aufgrund der Versuchsanordnung war die Schüttung dabei teilgesättigt. Zur Beregnung dienten Vollkreisdüsen mit einem Sprühwinkel von 90° (VKL 0.6 90-G1/8-PP; Fa. Spraying Systems, Hamburg). Das kumulierte Beregnungsvolumen inkl. Tracer-Beaufschlagung entsprach der Niederschlagshöhe von ca. 10 Jahren. Dabei wurde die Niederschlagshöhe an der Deponie, auf der die stabilisierte Kesselasche eingebaut wird, zu Grunde gelegt (Mittelwert der Jahre 2000–2001: 771 mm/a).

Aus Gründen der Vergleichbarkeit wurden bei Versuchen im Labor- und Technikumsmaßstab identische Filtergeschwindigkeiten (Quotient aus Volumenstrom und Fließquerschnitt) angestrebt. Unter Berücksichtigung des für eine homogene Beregnung erforderlichen Vordrucks an der Vollkreisdüse wurde der Volumenstrom auf 20 L/h eingestellt. Teilweise musste aufgrund abnehmender hydraulischer Leitfähigkeiten der Stabilisatschüttungen der Volumenstrom auf 10 L/h reduziert werden.

Um Schwankungen der Umgebungstemperatur zu kompensieren, wurden bei den Säulenversuchen im Technikumsmaßstab sowohl die Elutionsmittel als auch die Reaktoren über Wärmetauscher auf 25 °C temperiert.

Die Reaktorabläufe wurden in Pufferbehältern gesammelt und diese ereignisgesteuert mittels Vakuum-Probennehmer (WS16, Fa. WaterSam GmbH, Rottenburg/Neckar) beprobt (ca. 800 mL Entnahmenvolumen). Jede Probe stellte ein Aliquot eines kumulierten Effluentvolumens von 120 L dar: Bei Erreichen eines entsprechenden Füllstands im Pufferbehälter wurde das Eluat zunächst mittels Rührwerk für zwei Minuten durchmischt. Dann erfolgte die Probenahme und der Pufferbehälter wurde vollständig entleert.

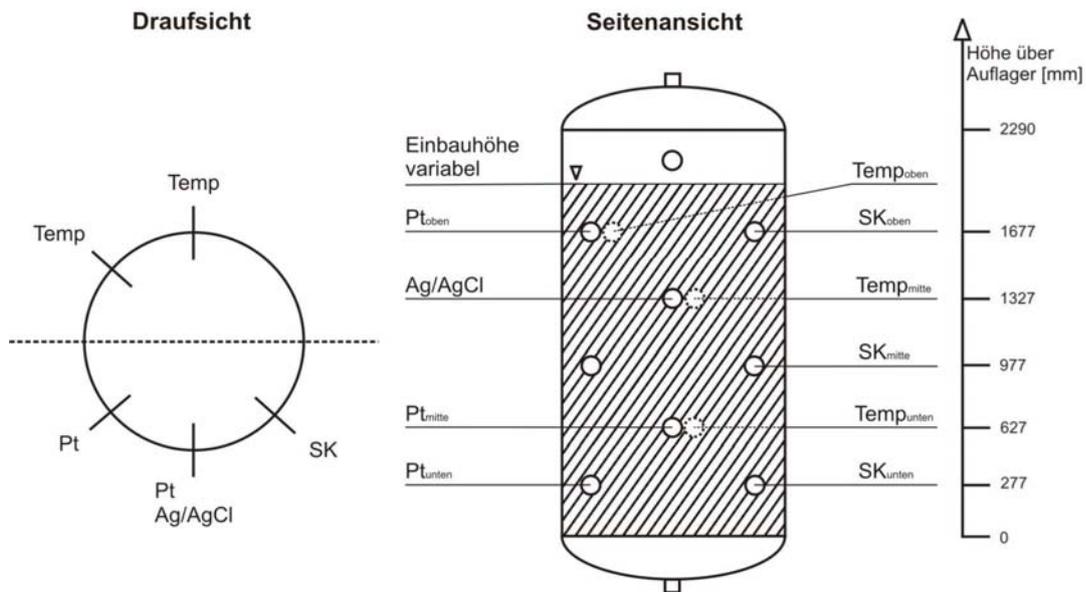


Abb. 8: Reaktorinstrumentierung für Säulenversuche im Technikumsmaßstab; Pt: Platinelektrode, Ag/AgCl: Referenzelektrode, Temp: Temperatursonde, SK: Saugkerze.

Simulierte Überbauung mit MBA-Output und MV-Asche. Bei den Untersuchungen im Technikumsmaßstab wurde eine Überbauung der Stabilisate in der Weise simuliert, dass ein Reaktor (R1) das überlagernde Material, der andere Reaktor (R2) das Stabilisat enthielt (Reihenschaltung). Die Aufsättigung erfolgte jeweils mit Leitungswasser (Parallelschaltung). Zur Beregnung von R2 wurde das Eluat von R1 in einem gerührten Pufferbehälter gesammelt.

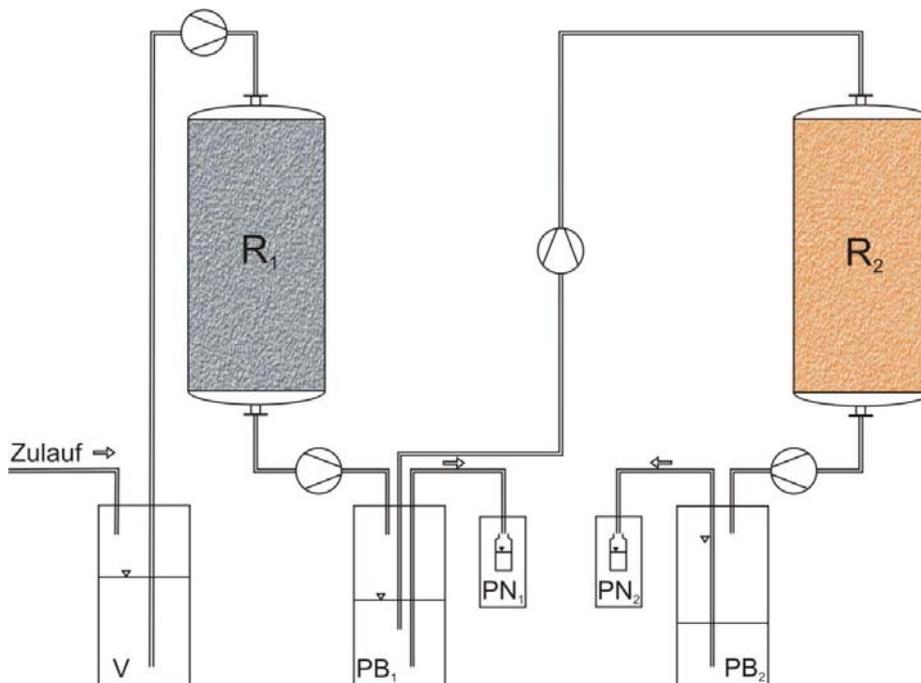


Abb. 9: Versuchsanordnung für Auslauguntersuchungen im Technikumsmaßstab (Reihenschaltung); R: Reaktor, V: Vorlage, PB: Pufferbehälter, PN: Probenahme.

Der sichere Betrieb der Ablaufpumpen (kein Trockenlaufen) erfordert einen konstanten Füllstand im Reaktorsumpf. Dessen Einstellung ist gleichzeitig beim Betrieb in Reihenschaltung das Kriterium für den Beregnungsstart von R1. Dazu musste der Wassergehalt des zunächst vollständig wassergesättigten Festbetts soweit abnehmen, dass sich im Reaktorsumpf ein freier Wasserspiegel eingestellt. Die ersten 100 L des Effluenten von R1 wurden verworfen, bevor das Eluat in den gerührten Pufferbehälter (Vorlage für R2) gelangte. Dessen Soll-Füllstand (kein Trockenlaufen der Zulaufpumpe) war Kriterium für den Beregnungsstart von R2. Die Versuchsanordnung zeigt Abbildung 9.

Beschleunigte Karbonatisierung. Wie bei den Versuchen im Labormaßstab wurde der Einfluss einer (beschleunigten) Karbonatisierung auf das Auslaugverhalten untersucht. Dazu wurde die Vorlage aus einem separaten Behälter (Fassungsvermögen 1.000 L) mit kohlensäuregesättigtem Leitungswasser beschickt. Die Herstellung des Eluenten erfolgte durch Kohlenstoffdioxid-Dosierung aus einem Flaschenbündel (Volumenstrom von 40 L/h). Das Gas wurde über eine keramische Flachmembran (\varnothing 152 mm Fa. Kerafol GmbH, Eschenbach) in die Flüssigkeit dispergiert. Deren mikroporöse Struktur gewährleistet eine sehr gleichmäßige Gasblasenverteilung (Blasendurchmesser \sim 50 μ m) und damit einen guten Stoffübergang. Die Beschickung des Vorlagebehälters erfolgte diskontinuierlich. Das aus dem mit Kohlenstoffdioxid gesättigten Wasser entnommene Volumen wurde gem. Füllstandsmessung (Schwimmerschalter) aus dem Hausnetz kompensiert. Das Pufferverhalten des verwendeten Leitungswassers resultiert in einem höheren GleichgewichtspH-Wert als im Laborversuch (5,6 statt 4,9).

Die Versuche im Technikumsmaßstab bildeten folgende Einbausituationen ab:

- Überbauung von Kesselstaustabilisat mit MV-Asche → verketteter Betrieb
- Überbauung von Galvanikschlammstabilisat mit MBA-Output → verketteter Betrieb
- Keine Überbauung von Filterstaustabilisat (Atmosphärenexposition) → Parallelbetrieb, Beregnung mit kohlenstoffdioxidgesättigtem bzw. reinem Leitungswasser

Die Fokussierung auf einzelne Einbausituationen berücksichtigt den gegenüber den Laborexperimenten erhöhten Zeitbedarf von ca. 8 Wochen pro Versuch. Die Überbauung des stabilisierten Kesselstaubs entspricht der zwischenzeitlich auf der Deponie erfolgten Abdeckung einzelner Stabilisatfelder.

3.5.4 Geochemische Modellierung

Für die geochemische Modellierung wurden die Programmpakete EQ3/6, The Geochemist's Workbench und FactSage inkl. der zugehörigen Datenbanken verwendet [58].

3.5.4.1 Gleichgewichtszustand

Gleichgewichtsthermodynamische Berechnungen zeigen auf, wie komplexe Stoffgemische in Kontakt mit Wasser reagieren und wie sich deren Bestandteile quantitativ zwischen Festphase und Lösung verteilen. Schwankende Stoffbestände und Umgebungsbedingungen (z. B. Kohlenstoffdioxid-Angebot) können durch Variation von Anfangs- und Randbedingungen berücksichtigt werden. Das Gleichgewicht kennzeichnet einen Systemzustand, der sich nach Abschluss sämtlicher möglicher Umwandlungsreaktionen einstellt und der durch eine konstante Mineralphasenzusammensetzung, Porenwasser- und Gasphasenkonzentration etc. gekennzeichnet ist.

Da es sich bei dem Stabilisat um ein salzreiches Material handelt, sind in der Wasserphase sehr hohe Ionenstärken zu erwarten; die Aktivität der gelösten Spezies ist damit im Unterschied zu idealen Lösungen nicht gleich der Konzentration. Vielmehr müssen die Aktivitätskoeffizienten mit erweiterten Modellansätzen berechnet werden. Zum Einsatz kam die für chlorid- und sulfatreiche, alkalische Po-

renwässer geeignete Aktivitätskorrektur nach Pitzer, vgl. Ausführungen in [59]. Als Eingangsdaten für die Modellierung dienten die quantitativen Analysen des Stabilisats inkl. der makroelementaren Zusammensetzung.

Das Modellsystem wurde massebezogen definiert. Es beinhaltet die Fest- (3 kg) und Flüssigphase (1 kg) sowie eine damit im Gleichgewicht stehende Gasphase. Das Lösung/Feststoff-Verhältnis (L/S) entspricht dem Median der analysierten Wassergehalte aus den Bohrkernproben des abgelagerten Kesselstaubstabilisats. Im Modell erfolgte die Berechnung durch schrittweise Zugabe des Feststoffs zur Wasserphase. Die Festphasenzusammensetzung entsprach der Elementverteilung im Stabilisat. Mineralphasen, die zwar thermodynamisch stabil sind, jedoch unter Umgebungsbedingungen nicht auftreten, blieben unberücksichtigt (z. B. die bevorzugt aus Oxidschmelzen hervorgehenden Spinelle $(\text{Me(II)Me(III)}_2\text{O}_4)$).

Die Berechnungen liefern pH-Werte, gelöste Spezies und gebildete Mineralphasen. Unter Berücksichtigung der bereits vorliegenden Komponenten (wässrige Spezies und Mineralphasen) wurde das Gleichgewicht für jede Feststoffzugabe berechnet, bis das vorgegebene L/S-Verhältnis von 1:3 erreicht war. Je nach dem Stoffbestand des Gesamtsystems kann es zur Bildung von Mineralphasen kommen, die Kristallwasser einbinden. Dadurch ist es möglich, dass die nach Abschluss aller Reaktionen verbleibende Porenwassermasse geringer ist als die Ausgangsmasse (1 kg).

Das Redoxpotenzial (neben dem pH-Wert eine „Mastervariable“ für die Konzentration und Speziation in der wässrigen Phase) ergibt sich entsprechend des Sauerstoffpartialdrucks im Gasphasenreservoir. Ein Gasaustausch zwischen den Phasen erfolgt solange, bis die aufgenommene Gasmenge im Gleichgewicht mit dem Partialdruck steht bzw. das Gasreservoir erschöpft ist.

Der bei den Gleichgewichtsberechnungen simulierte Reaktionspfad kommt in einem realen System nicht vor, da die Elemente stets als definierte Verbindungen mit unterschiedlichen Auflösungsraten vorliegen. Der berechnete Endzustand entspricht jedoch dem thermodynamischen Gleichgewichtszustand, der sich im natürlichen System einstellt, da die Gleichgewichtskonzentration als Zustandsgröße vom Weg unabhängig ist.

3.5.4.2 Reaktionskinetik

Bei der Modellierung der Kinetik steht der konkrete zeitliche Reaktionsablauf im Vordergrund. Dessen Kenntnis ist wichtig, da viele der thermodynamisch möglichen Reaktionen im Realsystem zeitabhängig ablaufen und damit der Reaktionspfad auch im Modellsystem abzubilden ist, um die alterungsbedingte Entwicklung der Porenwasserzusammensetzung wiedergeben zu können.

Die Modellierung der Reaktionskinetik geht vom Mineralphasenbestand aus; für die einzelnen Mineralphasen wurde die Auflösungs- bzw. Verwitterungsraten aus der Fachliteratur recherchiert (vgl. Tab. 3)

Der Phasenbestand lag aus den vorhandenen Analysen halbquantitativ vor. Der Massenanteil der einzelnen Minerale wurde unter Berücksichtigung der Stöchiometrie so normiert, dass die Elementgehalte den RFA-Analysewerten entsprachen. Ein Defizit dieses Ansatzes ist, dass real ein Teil des Festphasenbestands in amorphen Strukturen vorliegt, dieser jedoch definierten Mineralphasen zugeschlagen wird. Vorteilhaft ist die Bereitstellung konsistenter Datensätze für die Modellierung des Gleichgewichts und der Kinetik. Damit sind die mit dem Modell simulierten Endzustände identisch.

Zusätzlich zur Mineralphasenzusammensetzung wurde die spezifische Oberfläche des Stabilisats (Analysewerte) berücksichtigt. Diese geht neben der Auflösungsrate der Minerale als Ausgangswert in die zeitabhängigen Berechnungen ein.

Die Simulation der Reaktionskinetik verläuft im Wesentlichen analog zur Gleichgewichtsmodellierung.

Tab. 3: Auflösungsraten k der bei der Modellierung zeitabhängiger Verwitterungsprozesse berücksichtigten Mineralphasen.

Phase	k [mol/cm ² /s]	Zitat	Bemerkung
Albit	$1,00 \times 10^{-16}$	[60]	bei pH-Werten zwischen 6 und 9 konstant
Bunsenit	$1,00 \times 10^{-16}$	[61]	bestimmt für pH-Werte um 8
Kalzit	$5,00 \times 10^{-10}$	[62]	bei pH größer 7 näherungsweise konstant
Diaspor	$2,37 \times 10^{-16}$	–	angenommen, entspricht Wert für Hämatit
Dolomit	$5,00 \times 10^{-10}$	–	angenommen, entspricht Wert für Kalzit
Eskolait	$2,37 \times 10^{-16}$	–	angenommen, entspricht Wert für Hämatit
Ettringit ¹⁾	$1,00 \times 10^{-16}$	[63]	Schwankungsbreite $10^{-16,2}$ bis $10^{-15,5}$ mol/cm ² /s
Friedel'sches Salz	$1,00 \times 10^{-16}$	–	angenommen, entspricht Wert für Ettringit
Gips	$1,67 \times 10^{-8}$	[64]	niedrigster Wert für langfristige Auflösung In-situ
Halit	$1,00 \times 10^{-6}$	[65]	1/10 einer diffusionskontrollierten Auflösung
Hämatit	$2,37 \times 10^{-16}$	[66]	gilt für niedrige Karbonatgehalte
Hausmannit	$1,00 \times 10^{-16}$	–	angenommen, entspricht Bunsenit
Ilmenit	$1,26 \times 10^{-16}$	[67]	1/10 des Wertes für kurzfristige Auflösung
K ₂ O	$1,00 \times 10^{-6}$	–	1/10 einer diffusionskontrollierten Auflösung
Kalifeldspat	$3,17 \times 10^{-16}$	[60]	bei pH-Werten zwischen 6 und 9 konstant
Magnesit	$5,00 \times 10^{-10}$	–	angenommen, entspricht Wert für Kalzit
Massicotit	$1,00 \times 10^{-16}$	–	angenommen, entspricht Wert für Bunsenit
Monetit	$1,67 \times 10^{-12}$	[68]	1/10 der Kristallbildungsgeschwindigkeit
Na ₂ O	$1,00 \times 10^{-6}$	–	1/10 einer diffusionskontrollierten Auflösung
Portlandit	$1,00 \times 10^{-12}$	[69]	angenommen, entspricht Wert für Brucit bei pH 8
Quarz	$1,26 \times 10^{-18}$	[21]	bei pH-Werten zwischen 6 und 9 konstant
Sylvin	$1,00 \times 10^{-6}$	–	1/10 einer diffusionskontrollierten Auflösung
Tenorit	$1,00 \times 10^{-16}$	–	angenommen, entspricht Wert für Bunsenit
Zinkit	$1,00 \times 10^{-16}$	–	angenommen, entspricht Wert für Bunsenit
CO ₂ -Aufnahme	$1,00 \times 10^{-15}$	[70]	

¹⁾ Sulfat-/Chromatettringit

Die Berechnung erfolgt auch hier durch schrittweise Zugabe des Feststoffs zur Wasserphase. Die Auflösung der einzelnen Minerale in Abhängigkeit von der oberflächenspezifischen Auflösungsrate (Stoffmenge/Fläche/Zeit) kann sehr stark variieren: Halide lösen sich schnell, Karbonate langsamer und Silikate sehr langsam auf. Damit ist die gelöste Konzentration der Elemente in unterschiedlichem Maße zeitabhängig, wobei die Konzentration für $t \rightarrow \infty$ dem Gleichgewichtszustand entspricht. Um Wechselwirkungen mit der Gasphase zu berücksichtigen, wurden die Gasaufnahmezeiten für die wässrige Phase vorgegeben.

4 Ergebnisse und Diskussion

Im Folgenden werden die Ergebnisse anhand aussagekräftiger Parameter erläutert; die vollständigen Analysedaten für die drei Stabilisate enthalten die Anhänge A bis P.

4.1 Stabilisierter Kesselstaub

4.1.1 Anlagenoutput

4.1.1.1 Grundcharakterisierung / Mineralogie / partikulärer Gefügebau

Wichtige Feststoffeigenschaften der stabilisierten Kesselstäube (Anlagenoutput, Feinfraktion) sind in Tabelle 4 dargestellt. Chlor, Kalzium, Silizium, Eisen und Schwefel prägen die makroelementare Zusammensetzung des Feststoffs. Bei den Begleitelementen fallen v. a. die Gehalte an Zink, Antimon, Blei und Chrom auf. Das Material besitzt eine hohe Säureneutralisationskapazität und spezifische Oberfläche. Die Reindichte deutet auf einen erheblichen Quarzanteil (Reindichte 2,65 g/cm³) hin. Der relativ geringe Kohlenstoffgehalt belegt eine mineralisch dominierte und nur in geringem Umfang karbonatisierte Matrix.

Die Ergebnisse der halbquantitativen Phasenanalytik gibt Tabelle 5 wieder. Dominierende Mineralphasen sind Gips, Anhydrit und Kalzit sowie Quarz. Dies ist in Übereinstimmung mit den o. g. hohen Feststoffgehalten von Kalzium, Schwefel und Silizium. Als Begleitminerale treten Halide und Ettringit auf.

Tab. 4: Feststoffeigenschaften des Kesselstaubstabilisats. Sofern nicht anders angegeben, wurden die Parameter mit wellenlängendispersiver Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA) bestimmt.

Makroelemente			Spurenelemente		
Al	g/kg	18,6	Co	mg/kg	44
Ca	g/kg	157,3	Cr	mg/kg	910
Cl ¹⁾	g/kg	222,0	Cu	mg/kg	653
Fe	g/kg	24,3	Mo ¹⁾	mg/kg	33
Fe(III) ²⁾	g/kg	22,4	Ni	mg/kg	232
Fe _{oxalat} ³⁾	g/kg	13,9	Pb	g/kg	1,1
K	g/kg	10,4	Sb	g/kg	1,2
Mg	g/kg	17,3	Zn	g/kg	11,6
Mn	g/kg	1,9	Weitere Stoffgrößen		
Na	g/kg	10,6	SNK ⁴⁾	(mol H ⁺)/kg	3,35
P	g/kg	2,8	Spez. Oberfläche ⁵⁾	m ² /g	18,2
S ¹⁾	g/kg	22,8	Reindichte ⁶⁾	g/cm ³	2,52
Si	g/kg	93,2	C _{gesamt} ⁷⁾	g/kg	6,6

¹⁾ Energiedispersive RFA

³⁾ Amorphe Eisenoxide gem. [52]

⁵⁾ BET Stickstoffadsorption

⁷⁾ Veraschung bei 1.100 °C / IR-Absorption

²⁾ Differenz Fe_{gesamt} – Eisen(II)_{titrimetrisch}

⁴⁾ Säureneutralisationskapazität; (pH_{stat}, 24 h, pH 4)

⁶⁾ Pyknometrie

Tab. 5: Halbquantitativ bestimmte Mineralphasen im Kesselstaubstabilisat (Feinfraktion $d_p < 2 \text{ mm}$).

Mineral	Summenformel	Massenanteil	Mass.-%
Anhydrit	CaSO_4	sehr hoch	17
CaAl...hydrat	$\text{Ca}_2\text{Al}(\text{OH})_6\text{Cl}(\text{H}_2\text{O})_2$	n. n.	–
Kalzit	CaCO_3	sehr hoch	15
Dolomit	$\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$	gering	2
Ettringit	$\text{Ca}_6\text{Al}_2(\text{OH})_{12}(\text{SO}_4)_3 \cdot 26 \text{ H}_2\text{O}$	mittel	4
Gips	$\text{Ca}(\text{SO}_4) \cdot 2 \text{ H}_2\text{O}$	äußerst hoch	30
Halit	NaCl	hoch	6
Hämatit	Fe_2O_3	hoch	6
Magnesit	MgCO_3	n. n.	–
Pottasche	K_2CO_3	n. n.	–
Quarz	SiO_2	sehr hoch	15
Sylvin	KCl	mittel	4

n. n.: nicht nachweisbar

Den partikulären Gefügebau des stabilisierten Kesselstaubs zeigt Abbildung 10. Typische Größen der teils aggregierten Partikel liegen im Bereich von 1 bis 50 μm .

Ausgewählte Detailaufnahmen und die zugehörigen EDX-Spektren gibt Abbildung 11 wieder. Die Untersuchungen zeigen kugelige Salz- oder Silikatschmelzen, die teils mit nadeligen Natrium- und Kaliumchloridkristallen bewachsen sind. Daneben treten kubische Kristalle auf. Neben zahlreichen Chloriden und Sulfaten belegen die REM-EDX-Untersuchungen die Existenz hydroxidischer bzw. oxidischer und silikatischer Verbindungen.

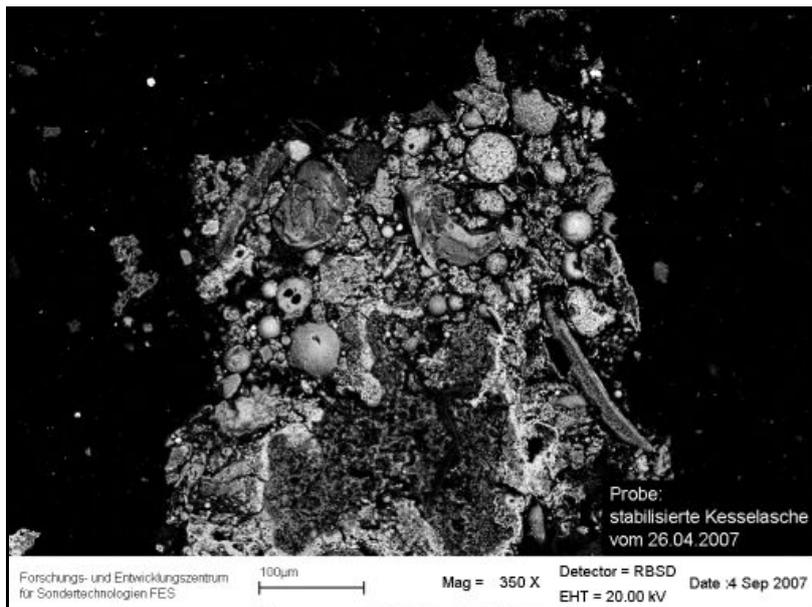


Abb. 10: Typische Morphologie des stabilisierten Kesselstaubs unter dem Rasterelektronenmikroskop.

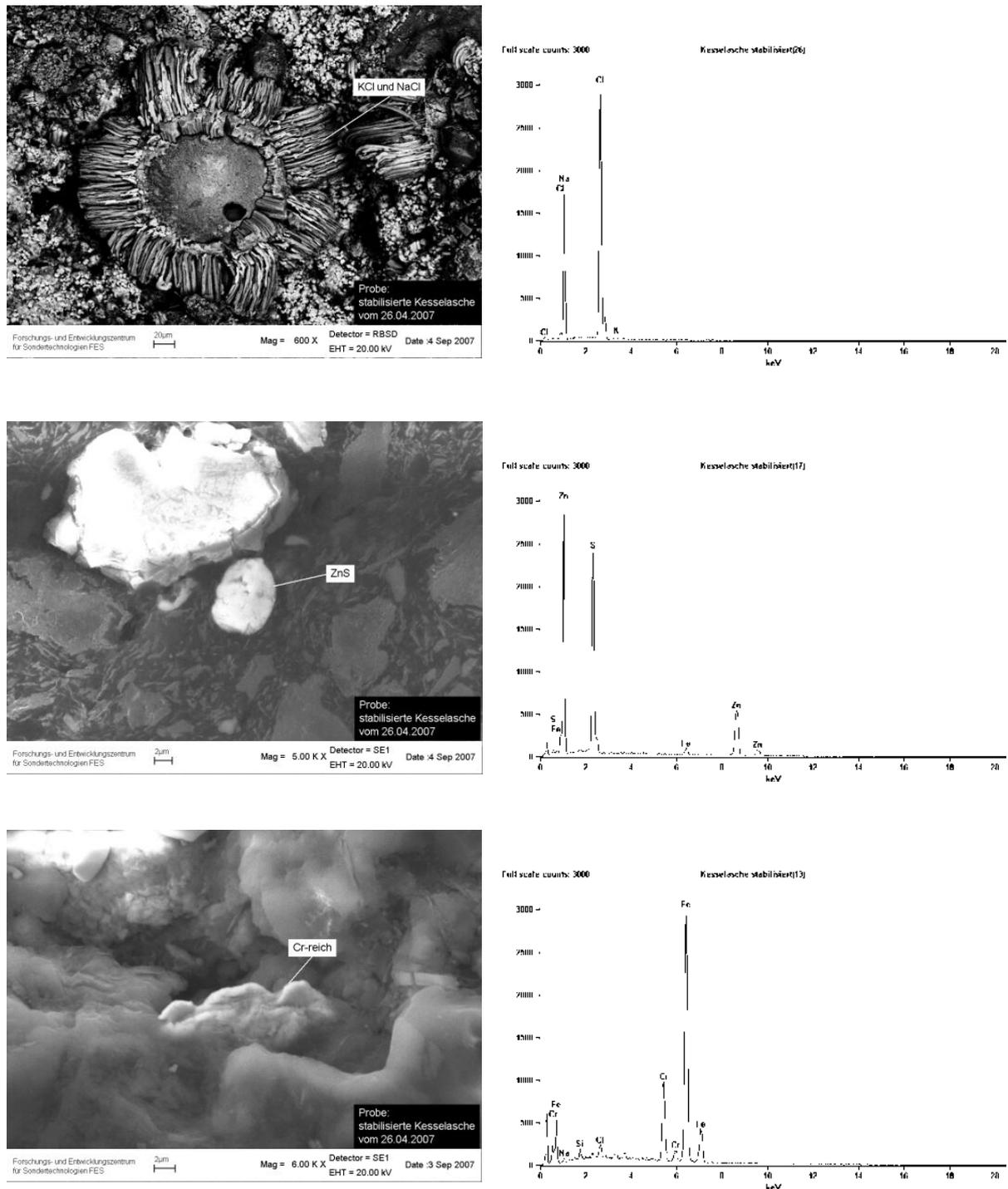


Abb. 11: Rasterelektronenmikroskopische Detailaufnahmen des stabilisierten Kesselstaubs (links) und zugehörige EDX-Spektren (rechts); oben: Kugelige Salz- oder Silikatschmelze mit nadeligem NaCl- und KCl-Bewuchs, mitte: Zinksulfid (ZnS), unten: Chromstahl-Legierung der Zusammensetzung $Fe_{80}Cr_{18}Si_2$.

Die Schwermetalle liegen in der Feststoffmatrix nicht dispers, sondern vereinzelt in diskreten Partikeln vor. Chrom wurde metallisch gebunden in Nickel-dominierten und in Chrom-Stahl-Legierungen variabler Zusammensetzung gefunden. Chromoxide bzw. Verbindungen sechswertigen Chroms waren in

keiner der untersuchten Proben festzustellen. Blei tritt überwiegend als reines Metall und in Eisenlegierungen mit relativ geringem Eisenanteil von 3 % auf. Oxide oder Salze des Bleis wurden nicht, Nickel ausschließlich metallisch als Hauptbestandteil einer Nickel-Chrom-Legierung nachgewiesen. Zink liegt teils in Hydroxid-Chlorid-Mischungen sowie als Mischungen aus metallischem Zink und Zinksulfid vor. Daneben wurden auch reine Zinksulfide identifiziert.

4.1.1.2 Chromspeziation im Feststoff

Zur Untersuchung der Chromoxidationsstufe im Feststoff wurden röntgenabsorptionsspektroskopische Untersuchungen durchgeführt. Ziel war es festzustellen, ob und inwieweit sich die Behandlung des Kesselstaubs mit Eisen(II)sulfat in einer Chromatreduktion im Anlagenoutput niederschlägt.

Die Ergebnisse zeigt Abbildung 12. Die Spektren der untersuchten Kesselstäube sind deutlich „verrauschter“ als die Spektren der untersuchten binären Mischungen von Standardsubstanzen. Eine mögliche Ursache hierfür ist die ca. um den Faktor 2 geringere Chromkonzentration.

Für beide Kesselstaubproben zeigen die Spektren eine gewisse Ähnlichkeit mit dem Spektrum des als Cr(III)-Standard verwendeten $\text{CrCl}_3 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$ (vgl. Abb. 12, links). Ein detaillierter Vergleich der Spektren im Energiebereich zwischen 5.990 und 6.000 eV belegt jedoch, dass die Spektren beider Kesselstaubproben einen – relativ gering ausgeprägten – Pre-edge-Peak bei 5.994–5.995 eV aufweisen (siehe Abb. 12, rechts). Damit ist neben Cr(III) auch Cr(VI) enthalten. Für den unbehandelten Kesselstaub ist der Pre-edge-Peak etwas höher als bei der behandelten. Eine Bestimmung des relativen Cr(VI)-Anteils anhand der Höhe der Pre-edge-Signale ergibt für den unbehandelten Kesselstaub 27,6 Mass.-%. Das Kesselstaubstabilisat weist demgegenüber einen Cr(VI)-Anteil von 17,4 % auf. Offenbar führte die Behandlung zu einer Minderung des Cr(VI)-Gehalts im Kesselstaub um rund 220 mg/kg; d. h., 60 % des ursprünglich vorhandenen Chromats wurden entfernt oder zu Cr(III) reduziert. Die Chromatreduktion war demnach teilweise erfolgreich [71].

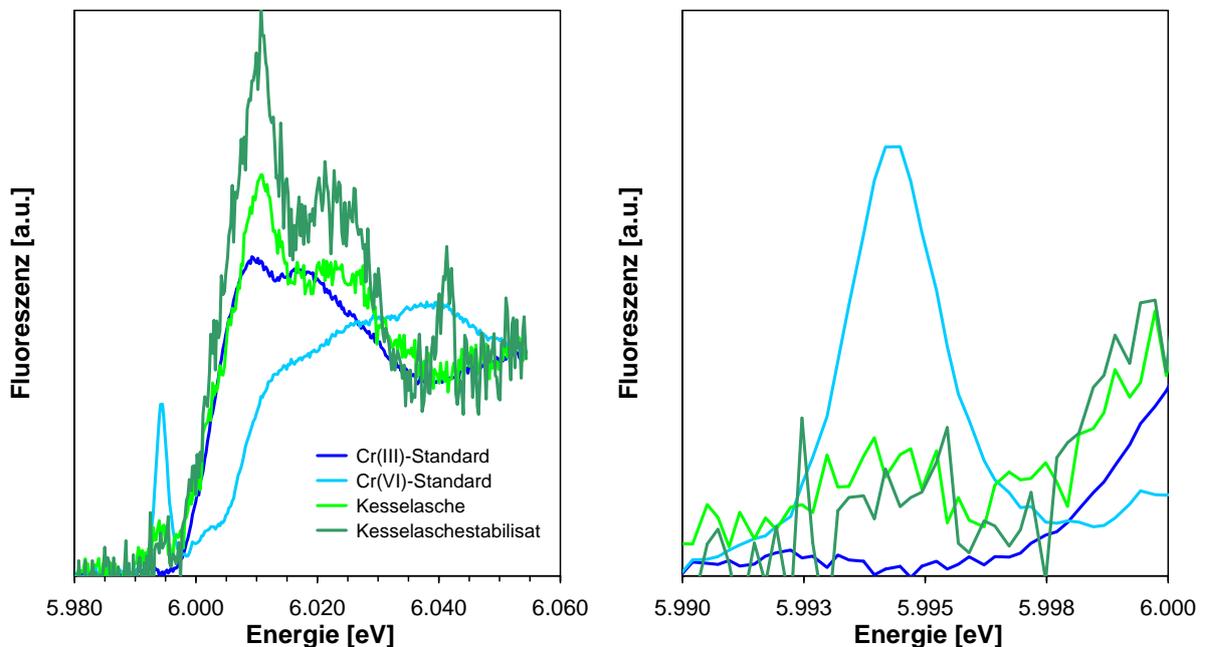


Abb. 12: Cr-K-edge XANES-Spektren des unbehandelten und des stabilisierten Kesselstaubs im Vergleich zu Cr(III)- und Cr(VI)-Referenzsubstanzen, Gesamtspektrum (links) und Ausschnitt Energiebereich 5.990 bis 6.000 eV (rechts).

4.1.2 Untersuchungen an Bohrkernproben des deponierten Stabilisats

Das durch die Bohrkernproben repräsentierte Stabilisat wurde gem. Betriebstagebuch zwischen 60 und 1.080 Tagen vor der Probenahme in die Felder eingebaut. Die Dauer der Exposition gegenüber der Atmosphäre (Einbauzeitpunkt bis zur Überdeckung mit der nächsten Stabilisatlage) betrug zwischen 1 und 434 Tagen.

Die Proben wurden sowohl hinsichtlich relevanter Feststoffparameter (ausschließlich Feinfraktion) als auch hinsichtlich ihrer Eluateigenschaften (Feinfraktion und Gesamtmaterial nach Zerkleinerung auf 10 mm) geprüft.

Die Proben für die Analyse der Feinfraktion wurden unmittelbar nach der Bohrung genommen. Die mit Folie abgedeckten Kernkisten wurden in einer Halle gelagert und nach neun Monaten für die Untersuchung des Gesamtmaterials erneut beprobt. Die Analyseergebnisse sind in Anhang A aufgeführt.

Die untersuchten Parameter weisen zum Teil eine beträchtliche Schwankungsbreite auf. Die Wassergehalte betragen im Mittel 26 (Feinfraktion) bzw. 15 Mass.-% (Gesamtmaterial). Minima und Maxima lagen bei 11 und 59 Mass.-% bzw. bei 6 und 38 Mass.-%. Neben möglichen Wassergehaltsunterschieden zwischen Feinkorn und (teils aggregierter) Grobfraktion ($2 \text{ mm} < d_p < 10 \text{ mm}$) sind die systematisch geringeren Wassergehalte des Gesamtmaterials u. U. das Ergebnis der zeitversetzten Untersuchungsreihen.

Der mittlere pH-Wert im Eluat lag bei 10,6 (Feinfraktion) und 10,3 (Gesamtmaterial). Die Schwankungsbreite beträgt 1 bzw. 2,3 pH-Einheiten. Diese Unterschiede schlagen sich auch im Redoxpotential nieder, das bei der Feinfraktion Werte zwischen 190 und 260 mV (bezogen auf die Standardwasserstoffelektrode) aufwies, beim Gesamtmaterial dagegen Werte zwischen 200 und 300 mV.

Für die elektrische Leitfähigkeit der Eluate der Feinfraktion ist ein Wertebereich zwischen 5 und 18 mS/cm kennzeichnend, das Gesamtmaterial weist Werte von 6,5 bis 22 mS/cm auf. Die Sulfatwerte decken einen Konzentrationsbereich von 1,5 bis 4,2 g/L (Feinfraktion: Mittelwert 2,9 g/L) bzw. von 1,1 bis 4,3 g/L (Gesamtmaterial: Mittelwert 2,4 g/L) ab. Die Chloridkonzentrationen lagen zwischen 0,2 und 3,9 g/L (Feinfraktion: Mittelwert 2,6 g/L) bzw. zwischen 0,5 und 4,6 g/L (Gesamtmaterial: Mittelwert 2,6 g/L). Die Unterschiede zwischen den Elutionsreihen sind hinsichtlich o. g. Parameter statistisch nicht signifikant (t-Test für gepaarte Stichproben, $p < 0,05$).

Bei den Metallen und Metalloiden wurden im Vergleich zwischen den Untersuchungsreihen keine systematischen Unterschiede festgestellt. Teils waren die Begleitelemente im Eluat der Feinfraktion, teils im Eluat des Gesamtmaterials leicht erhöht.

Insgesamt ist festzuhalten, dass die Unterschiede im Auslagverhalten der einzelnen Proben innerhalb der Untersuchungsreihen die Unterschiede zwischen Feinfraktion und Gesamtmaterial bei weitem überwiegen.

Mögliche Korrelationen zwischen den untersuchten Parametern unter Berücksichtigung von Einbauzeitpunkt und Expositionsdauer wurden anhand der Spearman'schen Rangkorrelationsanalyse geprüft. Dabei handelt es sich um ein Verfahren der sog. nichtparametrischen Statistik, das im Unterschied zur klassischen Korrelationsanalyse keine normalverteilten Daten voraussetzt. Bei dem Verfahren werden nicht Beziehungen zwischen den numerischen Werten innerhalb eines Datenkollektivs untersucht, sondern die Ränge, die die einzelnen Parameterwerte innerhalb einer geordneten Reihe einnehmen [72].

Die Ergebnisse der Rangkorrelationsanalysen fasst die Tabelle 6, getrennt nach den Untersuchungen der Feinfraktion und des Gesamtmaterials, zusammen. Bei der Interpretation ist zu beachten, dass der Zahlenwert der Rangkorrelationskoeffizienten stark von der Verteilung der korrelierten Parameter abhängt. Daher beschränkt sich die folgende Diskussion auf die festzustellenden Tendenzen.

Tab. 6: Spearman'sche Rangkorrelationsmatrix für Feinfraktion (FF) bzw. Gesamtmaterial (GM) für signifikante Zusammenhänge ($p < 0,05$) zwischen den Parametern.

FF	Expo	Alter	WG	TC	S	pH	LF	E _H	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	Cr	Cr(VI)	Mo
Expo													
Alter													
WG	0,41												
TC													
S		-0,60											
pH				0,57									
LF	-0,44												
E _H		0,42	0,49	-0,52		-0,84							
SO ₄ ²⁻					0,63		0,58						
Cl ⁻		-0,57					0,73						
Cr						-0,62		0,41					
Cr(VI)						-0,69		0,59			0,92		
Mo									0,50				

GM	Expo	Alter	WG	pH	LF	E _H	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	Ca	Cr	Cr(VI)	Mo	Sb
Expo													
Alter													
WG													
pH		-0,45											
LF	-0,43		0,52										
E _H				-0,93	-0,11								
SO ₄ ²⁻					0,41								
Cl ⁻					0,56		0,57						
Ca								0,46					
Cr													
Cr(VI)											0,99		
Mo			0,63	0,45	0,50				-0,62				
Sb				-0,65		0,63							

Expo: Expositionsdauer

Alter: Zeitspanne zw. Einbau / Probenahme

WG: Wassergehalt

TC: Kohlenstoff_{gesamt} (Feststoff)

S: Schwefel (Feststoff)

LF: Elektrische Leitfähigkeit

E_H: Redoxpotenzial

In der Feinfraktion weist der Wassergehalt eine signifikant positive Korrelation zur Expositionsdauer auf. Demnach haben Stabilisatlagen, die eher überdeckt wurden, tendenziell geringere Wassergehalte. Die Schwefelgehalte im Feststoff sind mit zunehmendem Einbualter rückläufig. Gleichzeitig stehen sie in positiver Korrelation zu den Sulfatkonzentrationen im Eluat. Hohe pH-Werte gehen mit Blick auf die positive Rangkorrelation tendenziell mit zunehmenden Kohlenstoffgehalten im Feststoff einher. Die elektrische Leitfähigkeit nimmt mit der Expositionsdauer ab und ist mit den Eluatkonzentrationen

an Sulfat und Chlorid positiv korreliert. Für das Redoxpotenzial ist eine Tendenz zur Zunahme mit dem Probenalter und dem Wassergehalt des Stabilisats zu erkennen. Ebenso bestätigt sich der bekannte reziproke Zusammenhang zum pH-Wert. Die Chloridkonzentrationen sind in stärker gealterten Proben rückläufig und korrespondieren mit den ermittelten Leitfähigkeitsniveaus. Chrom und Chrom(VI) korrelieren negativ zum pH-Wert und positiv zum Redoxpotenzial. Hohe Eluatwerte an Gesamtchrom gehen mit hohen Konzentrationen an Chrom(VI) einher.

Die Untersuchungen des Gesamtmaterials erfolgten mit teilweise abweichendem Parameterumfang; auf Feststoffanalysen wurde verzichtet, bei den Eluatwerten wurde ein breiteres Elementspektrum berücksichtigt. Im Unterschied zu der Feinfraktion nimmt der pH-Wert tendenziell mit zunehmendem Stabilisatalter ab. Der negative Zusammenhang zwischen elektrischer Leitfähigkeit und Expositionsdauer wurde bestätigt. Gleiches gilt für die Bedeutung der Chlorid- und Sulfatkonzentration sowie für die elektrische Leitfähigkeit der Eluate. Hohe Kalziumkonzentrationen gehen mit hohen Chloridkonzentrationen einher. Der Zusammenhang zwischen Chrom und Chrom(VI) wird durch die Untersuchungen des Gesamtmaterials bestätigt, die Beziehung beider Parameter zu Redoxpotenzial und pH-Wert jedoch nicht. Für die Molybdänkonzentration ergeben sich positive Zusammenhänge zum Wassergehalt des Gesamtmaterials sowie zum pH-Wert und der Leitfähigkeit im Eluat. Mit zunehmender Kalziumkonzentration sinkt die Molybdänkonzentration. Der Parameter Antimon weist eine negative Rangkorrelation zum pH-Wert und eine positive zum Redoxpotenzial der Eluate auf.

Zusammenfassend zeigen die Rangkorrelationen, dass direkte alterungs- und expositionsbedingte Effekte vorrangig bei den löslichen Salzen auftreten. Hier scheint es insbesondere bei Zutritt von Niederschlagswasser (länger exponierte Stabilisatlagen) zu einem Austrag mit dem Sickerwasser zu kommen. Dieser macht sich bei der Elution des Feststoffs in niedrigeren Chlorid- und Sulfatkonzentrationen bemerkbar und führt zu geringeren elektrischen Leitfähigkeiten. Zumindest in der Feinfraktion schlägt sich der Austrag löslicher Salze im Elementbestand des Feststoffs nieder, wie der positive Zusammenhang zwischen Schwefelgehalt im Feststoff und Sulfatkonzentration im Eluat nahe legt. Die unabhängig von der jeweiligen Untersuchungsserie festgestellten Zusammenhänge zwischen Chrom und Chrom(VI) belegen, dass die Freisetzung in die Wasserphase überwiegend als anionisches Chromat erfolgt. Dies steht im Einklang mit der gegenüber Chromat deutlich niedrigeren Mobilität des dreiwertigen Chroms [73]. Eine Ausnahme davon bilden stark durch Huminsäuren geprägte Matrices [74, 75].

4.1.3 Vergleich Anlageninput / frisches Stabilisat / Bohrkernproben

Die Verteilung der Eluatkonzentration ausgewählter Parameter ist in Abbildung 13 zusammen mit den Analyseergebnissen des unbehandelten Kesselstaubs und des Anlagenoutputs in Box-Plots dargestellt. Diese geben für das jeweilige Datenkollektiv das 25 %- bzw. 75 %-Quantil als unteres bzw. oberes Ende der Box, das 10 %- bzw. 90 %-Quantil als unterer bzw. oberer Endpunkt der Whisker (senkrechte Linien) sowie den Median und den Mittelwert (durchgehende bzw. gestrichelte Linie innerhalb der Box) wieder. Die dargestellten Schadstoffe Chrom, Chrom(VI), Blei und Zink wurden mit Blick auf die Eluateigenschaften des Anlageninputs ausgewählt.

Bei dem Wertevergleich zwischen unbehandeltem Kesselstaub und Anlagenoutput wird deutlich, dass die Behandlung mit Eisen(II)sulfat zu einer ausgeprägten Minderung der Eluierbarkeit führt. Dies ist konsistent mit dem Einbau oder der sorptiven Festlegung kationischer Schwermetalle in/an neu gebildete/n Mineralphasen, z. B. Eisen(hydr)oxiden [76], bzw. mit der Vorstellung einer reduktiven Chromatimmobilisierung im Zuge der Oxidation des zweiwertigen Eisens [27].

Für die Parameter Blei und Zink zeigen die Eluate der Bohrkernproben das gleiche Konzentrationsniveau wie der Anlagenoutput. Demgegenüber sind die Parameter Chrom und Chrom(VI) in den Bohrkernproben im Vergleich zum Anlagenoutput deutlich erhöht.

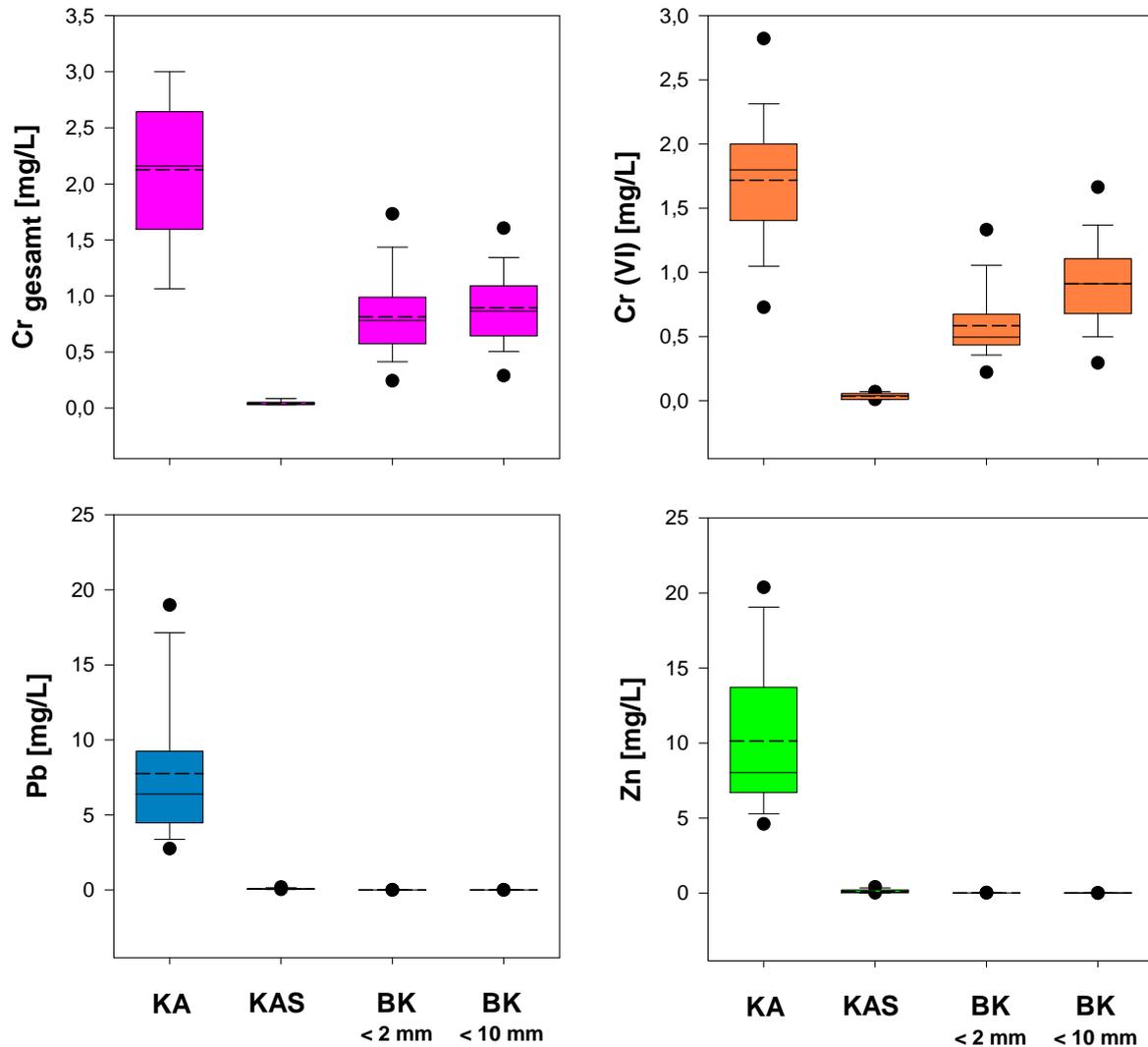


Abb. 13: Eluatkonzentrationen ausgewählter Metalle / Metalloide des unbehandelten Kesselstaubs (KA), des Anlagenoutputs (KAS) sowie der Bohrkernproben (BK) des abgelagerten Kesselstaubstabilisats (aufgeschlüsselt nach Feinfraktion $d_p < 2 \text{ mm}$ und Gesamtmaterial $d_p < 10$).

Die Cr(VI)-Eluatkonzentrationen liegen oberhalb der Zuordnungswerte für die Deponieklasse II [43, 54]. Um die Ergebnisse abzusichern, wurden externe Laboratorien mit der Herstellung und Analyse von Eluaten aus Aliquoten ausgewählter Bohrkernproben beauftragt. Daneben wurden dem Betreiber der Behandlungsanlage Proben für weitergehende Untersuchungen zur Verfügung gestellt. Die Ergebnisse fasst Tabelle 7 zusammen.

Der Vergleich zeigt, dass das Labor 1 [77] in der Feinfraktion systematisch niedrigere Chromwerte als das LfU ermittelte. In [59] wurde darauf hingewiesen, dass auch Untersuchungen des unbehandelten Kesselstaubs durch [77] Chromkonzentrationen ergaben, die weit unterhalb der Minimalwerte gem. Eingangskontrolle des Anlagenbetreibers waren.

Bei den von Labor 2 [78] im Auftrag des Anlagenbetreibers durchgeführten Analysen der Feinfraktion fällt auf, dass die Werte um teilweise mehr als zwei Größenordnungen von den LfU-Ergebnissen abweichen. Auch die Rangfolgen der Konzentrationswerte stimmen nicht überein.

Tab. 7: Vergleich der bei Eigen- und Fremduntersuchungen ermittelten Chrom_{gesamt}-Werte in mg/L.

Probe	Feinfraktion			Gesamtmaterial		
	LfU	Labor 1 ¹⁾ [77]	Labor 2 ²⁾ [78]	LfU	Labor 3 ¹⁾ [79]	Labor 4 ¹⁾ [80]
1	0,390	–	0,070	0,490	0,440	0,300
2	0,790	–	0,001	0,870	0,620	0,590
3	1,760	0,840	–	0,850	–	–
4	1,530	0,630	0,100	1,650	1,100	1,100
5	1,930	0,700	–	2,400	–	–
6	1,200	–	0,083	1,300	0,830	0,990

¹⁾ im Auftrag des Bayerischen Landesamt für Umwelt

²⁾ im Auftrag des Anlagenbetreibers

Die Gegenüberstellung der Ergebnisse für das Gesamtmaterial zeigt eine größenordnungsmäßige Übereinstimmung bei insgesamt konsistenten Rangfolgen. Die Abweichungen reflektieren möglicherweise die kleinräumige Heterogenität der Probenmatrix, die trotz sorgfältiger Aliquotierung mittels Aufkegeln und Vierteln niemals vollständig eliminiert werden kann.

Die sich gegenseitig stützenden LfU-Untersuchungsergebnisse für Feinfraktion und Gesamtmaterial wie auch die Absicherung Letzterer durch zwei Fremdlaboratorien sprechen dafür, dass die Eluatuntersuchungen des LfU belastbar sind. Dies gilt auch für die in Abbildung 13 oben gezeigte, gegenüber dem Anlagenoutput erhöhte Mobilität von Chrom und Chrom(VI) im deponierten Stabilisat.

4.1.4 Auswirkungen von Einbaualter und Expositionsdauer

Um den Fragen nach möglichen Alterungseffekten weiter nachzugehen, sind die verwitterungsbestimmenden Faktoren ‚Einbauzeitpunkt‘ und ‚Expositionsdauer‘ zu berücksichtigen. Mit diesen ergeben sich vier Kombinationen, die gem. Einbauzeitpunkt (*früh/spät*) und Exposition (*kurz/lang*) als *früh/kurz*, *früh/lang*, *spät/kurz* und *spät/lang* bezeichnet werden. Dementsprechend wurden aus dem Probenkollektiv vier Bohrkernproben für ein vertieftes Untersuchungsprogramm ausgewählt.

Neben spezifischer Oberfläche, Säureneutralisationskapazität, Elementgehalte, Mineralogie und Kornmorphologie wurde das Auslaugverhalten der Proben im pH_{stat}-Versuch bestimmt.

4.1.4.1 Feststoffeigenschaften

Die Ergebnisse der Feststoffuntersuchung sind in Tabelle 8 anhand ausgewählter Parameter zusammengefasst.

Es zeigt sich, dass die Säureneutralisationskapazität der Materialien mit Ausnahme der Probe *früh/lang* in etwa mit der des Anlagenoutputs (vgl. Tab. 8) übereinstimmt. Ein Verbrauch an Säure puffernder Komponenten scheint daher innerhalb der erfassten Alterungs- und Expositionszeiträume eine untergeordnete Rolle zu spielen. Unterschiede zwischen den Proben zeigen sich hingegen beim Kohlenstoffgehalt, der gegenüber dem Anlagenoutput leicht erhöht ist, was auf eine beginnende Karbonatisierung hindeutet. Damit steht in Einklang, dass die Gehalte im früh abgelagerten Stabilisat höher als im spät abgelagerten und im kurz exponierten Material niedriger als im lang exponierten sind. Ähnliche Tendenzen sind bei der spezifischen Oberfläche festzustellen. Diese nimmt im abgelagerten Material relativ zum Anlagenoutput um 6 bis 10 m²/g zu.

Tab. 8: Feststoffeigenschaften ausgewählter Bohrkernproben (Feinfraktion) mit unterschiedlichem Einbualter und Expositionszeitraum.

	Einheit	<i>früh/kurz</i>	<i>früh/lang</i>	<i>spät/kurz</i>	<i>spät/lang</i>
Probe	–	3	4b	9b	10b
Feld	–	1	1	6	6
Tiefe ¹⁾	m	6–7	4–5	2–2,5	0–1
Alter	d	990	900	270	240
Exposition	d	14	175	12	182
SNK	mol/kg	3,28	4,26	3,56	3,17
C _{gesamt}	g/kg	9,65	11,09	7,00	8,95
spez. Oberfläche	m ² /g	25,03	29,15	24,02	28,99
Ca	g/kg	152	176	149	156
Cl	g/kg	218	69	233	70
Cr	mg/kg	999	874	837	851
Fe	g/kg	18,2	23,6	16,6	17,1
Fe(III)	g/kg	16,6	19,4	15,7	15,7
K	g/kg	14,8	6,0	16,7	12,7
Na	g/kg	17,4	7,4	16,3	14,4
S	g/kg	17,6	39,9	24,8	53,7
Si	g/kg	105,0	115,2	100,9	106,7

¹⁾ unter Geländeoberkante

Auffällig sind die starken Abweichungen bei den Parametern Chlor und Schwefel. Während die Chlorgehalte der kurz exponierten Stabilisate im Wesentlichen mit denen des Anlagenoutputs übereinstimmen, weisen die lang exponierten Materialien eine deutliche Abreicherung auf. Dies steht im Einklang mit den Ergebnissen der statistischen Analyse. Schwefel zeigt demgegenüber ein umgekehrtes Verhalten und ist im lang exponierten Material stärker vertreten als im kurz exponierten. Die Gehalte des lang exponierten Stabilisats sind gegenüber dem Anlagenoutput deutlich erhöht. Vergleichbare Trends sind bei den Elementen Silizium sowie Kalium festzustellen; bei Natrium gilt dies mit Ausnahme der Probe *früh/lang*. Diese Befunde belegen eine relative Anreicherung einzelner Elemente in der Matrix infolge der Auswaschung löslicher Komponenten, insbesondere von Chlorid.

4.1.4.2 Kornmorphologie/Mineralogie

Die REM-EDX Untersuchungen sind anhand ausgewählter rasterelektronenmikroskopischer Aufnahmen in Abbildung 14 dokumentiert.

In der Probe *früh/kurz* überwiegen amorphe Komponenten. Kristalline Strukturen treten vereinzelt und meist als Salze auf. Nickel konnte vergesellschaftet mit Chlorid und als Oxid bzw. Hydroxid in amorphen Strukturen nachgewiesen werden. Ferner wurden Eisenoxide bzw. -hydroxide und Silikate bzw. reines Siliziumdioxid identifiziert. Durch den Anlagenbetreiber wurden an den gleichen Proben Untersuchungen von [81] durchgeführt. Diese und die zugehörige Expertisen von Schreiter [82] weisen neben den genannten Phasen auf Gips und Anhydrit sowie Kalzit hin.

Die Probe *früh/lang* zeichnet sich durch ein erhöhtes Auftreten von Ettringit aus, der teilweise als flächiger ‚Rasen‘ ausgebildet ist. Dieser Befund wurde in den durch den Anlagenbetreiber veranlassten

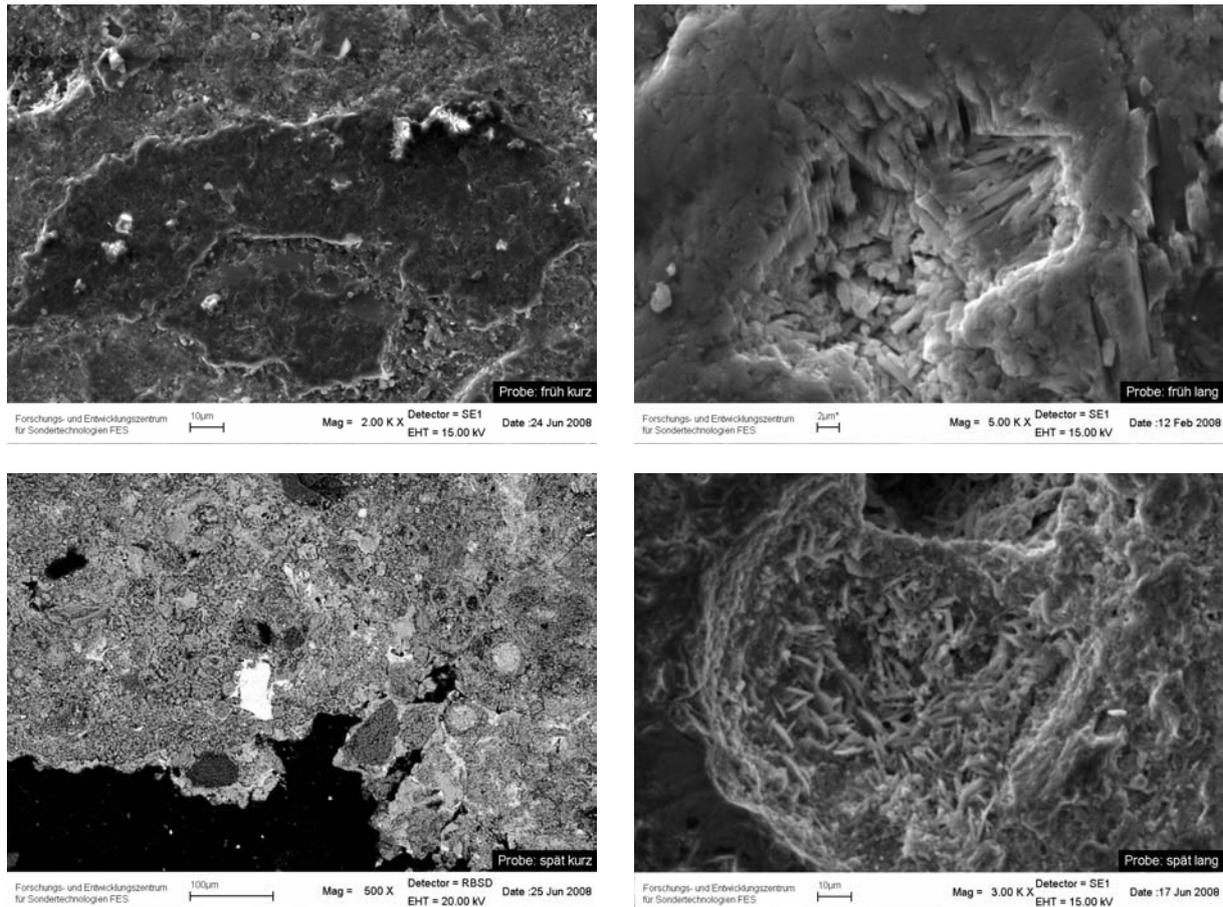


Abb. 14: Rasterelektronenmikroskopische Detailaufnahmen von Bohrkernproben mit unterschiedlichem Alter und Expositionsdauer; oben links: Flächiger Quarz bzw. amorphes SiO_2 in Probe früh/kurz, oben rechts: Ettringitkristalle in Probe früh/lang, unten links: Partikel aus Barium- und Calciumsulfat mit Chromoxid (evtl. Chromat) neben Matrixelementen in Probe spät/kurz, unten rechts: Gipsnadeln in Probe spät/lang.

Untersuchungen durch [82] bestätigt. Pöllmann [83] führt die Neubildungen von Ettringit sowie Hydrocalumit auf den Stoffbestand des Gipses bzw. Anhydrits zurück. Neben den genannten Mineralen finden sich Halit und Sylvin sowie chloridhaltige Aluminiumoxide bzw. -hydroxide. Bei den siliziumhaltigen Strukturen mit teilweise erhöhtem Kalziumgehalt handelt es sich möglicherweise um amorphe CSH-Komponenten. Chromoxid bzw. -hydroxid war in einem Fall nachzuweisen.

Im spät abgelagerten und kurzzeitig exponierten Material (Probe *spät/kurz*) wurden vielfach Silikate und Salze identifiziert. Die Silikate können Kalzium, Aluminium, Magnesium, Kalium und Natrium enthalten. Bei den Salzen handelt es sich meist um Halit. Daneben finden sich neben Eisenoxiden bzw. -hydroxiden auch Mangan-, Chrom- und Aluminiumoxide sowie Zirkon- und Titanoxide. In einem Fall wurde ein Partikel mit einer Mischung aus Barium- und Calciumsulfat mit erhöhten Chromgehalten gefunden. Möglicherweise handelt es sich um Chromat, das Sulfat teilweise substituiert. Bei den Chromoxiden bzw. -hydroxiden, die vergesellschaftet mit den Eisenoxiden vorliegen, ist in der Regel von dreiwertigem Chrom auszugehen.

In der Probe *spät/lang* liegt vielfach Gips in ausgeprägter Nadelform sowie Syngenit vor. Daneben sind Salze (Sylvin und Halit) anzutreffen. In Übereinstimmung mit der Elementanalytik sind Kalzium und Silizium die Hauptmatrixbildner. Aluminium tritt in Silikaten, teils auch in Oxiden bzw. Hydroxiden mit Chloranteilen auf. Vereinzelt phosphathaltige Partikel sind gem. EDX-Analyse als Kalziumphosphate anzusprechen. Vermehrt auftretende Eisenoxide bzw. -hydroxide enthalten teilweise Chrom.

Vereinzelte sind auch Nickel und Zink in geringen Konzentrationen anzutreffen. An einer Stelle lag ein reines Zirkonpartikel (ZrSiO_4) vor. Ettringit war anhand seines Habitus nachweisbar.

Insgesamt belegen die Feststoffergebnisse, dass es alterungsbedingt zu einer Veränderung des Stoff- und Mineralphasenbestands kommt. Bei den länger gegenüber der Atmosphäre exponierten Stabilisaten schreitet auswaschungsbedingt die Verarmung an löslichen Salzen voran. Gleichzeitig werden Speicherminerale wie Ettringit und Hydrocalumit gebildet, die Schadstoffe einbinden können [73]. Offenbar limitiert das Wasserangebot diesen Vorgang in den kurz exponierten Stabilisaten.

4.1.4.3 Eluateigenschaften

Die Ergebnisse der S4- (Feinfraktion/Gesamtmaterial) und pH_{stat} -Elution (Feinfraktion) der Proben zeigt Tabelle 9.

Die Konzentrationsmuster bei der S4- und der pH_{stat} -Elution unterscheiden sich grundlegend. Bei pH 4 ist die Auslaugbarkeit der abgelagerten Stabilisate teils drastisch erhöht. Soweit der Parameterumfang deckungsgleich ist, liegen die Werte innerhalb der Schwankungsbreite der vom zuständigen Landratsamt veranlassten pH_{stat} -Untersuchungen des Anlagenoutputs. Im Vergleich zur Elution bei natürlichem pH-Wert zeigt die pH_{stat} -Elution eine Konzentrationszunahme um 3 bis 4 Größenordnungen. Ausnahmen bilden die Elemente Antimon und Molybdän. Diese liegen im Stabilisat vermutlich als Oxoanionen vor [84]. Damit resultieren unter alkalischen Bedingungen (natürlicher pH-Wert des wässrigen Eluats, pH_{stat} -Elution bei pH 11) höhere Mobilitäten als unter sauren.

Vergleicht man die Chromkonzentrationen der S4-Eluate mit den pH-11-Eluaten, so ist festzustellen, dass die Elution bei natürlichem pH-Wert Konzentrationen liefert, die um 20 bis 65 % höher als bei pH 11 sind. Die Abweichungen scheinen, was die Rangfolge der Elutionsniveaus anbelangt, nicht systematisch zu sein. Größere Unterschiede finden sich im Vergleich zu der Auslaugung bei pH 4. Dabei ist festzuhalten, dass bei pH 4 auch Eisen in erheblichen Konzentrationen mobilisiert wird. Möglicherweise beeinflusst dies das Freisetzungverhalten von Chrom.

Bemerkenswert ist, dass die Chromelution der vier Bohrkernproben weitgehend unabhängig vom Gesamtgehalt im Feststoff ist: Die Unterschiede in der Auslaugbarkeit stehen nicht im Einklang mit den relativ ähnlichen Gesamtgehalten. Auch die vorliegenden mineralogischen Untersuchungen erlauben keine eindeutige Interpretation des Elutionsverhaltens. Die sowohl durch das Bayerische Landesamt für Umwelt als auch durch beauftragte Dritte nachgewiesene Ettringitbildung (Speichermineral) in der Probe *früh/lang* ließe bei einem Einbau von Chrom(VI) anstelle von Sulfat eine reduzierte Chrommobilität erwarten. Dies ist nicht der Fall.

Die Beurteilung der abgelagerten Stabilisate vor dem Hintergrund der Zuordnungswerte für die Deponieklasse II [43] ergibt je nach Untersuchungsmethodik ein unterschiedliches Bild: Die gem. AbfAbIV [54] einschlägige Bewertung anhand des wässrigen Eluats weist v. a. Chrom bzw. Chrom(VI) als kritische Parameter aus. Bei einer Beurteilung der Stabilisate gem. der Verordnung zur Vereinfachung des Deponierechts [11] auf Basis der pH_{stat} -Elution erscheinen demgegenüber vorrangig die kationischen Schwermetalle (Blei, Cadmium und Zink) problematisch.

Modifizierte pH_{stat} -Elution. Die Ergebnisse der pH_{stat} Elution (pH 4) stimmen hinsichtlich der Chrom- / Chromatmobilität unter sauren Bedingungen nicht mit den Rangkorrelationsanalysen für die Eluatparameter der Feinfraktion überein.

Um die festgestellte negative Korrelation von pH-Wert und Chrom bzw. Chrom(VI)-Konzentration im Eluat experimentell zu prüfen, wurde der Anlagenoutput in modifizierten pH_{stat} -Elutionen untersucht. Dabei wurden pH-Werte von 9,75 bis 7,5 in Schritten von 0,25 pH-Einheiten eingestellt und im Eluat die Cr(VI)-Konzentration bestimmt.

Tab. 9: Ergebnisse der Auslauguntersuchungen (S4- und pH_{stat}-Eluat) ausgewählter Bohrkernproben des Kesselstaubstabilisats mit unterschiedlichem Einbaualter und Expositionszeitraum. Angaben in mg/L.

Probe	Feinfraktion / S4-Elution				Gesamtmaterial / S4-Elution			
	<i>früh/kurz</i>	<i>früh/lang</i>	<i>spät/kurz</i>	<i>spät/lang</i>	<i>früh/kurz</i>	<i>früh/lang</i>	<i>spät/kurz</i>	<i>spät/lang</i>
Ca	–	–	–	–	0,56	0,80	0,74	0,62
Cd	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	0,0006	0,0003	0,0003	0,0006
Co	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005
Cr	0,40	0,80	1,54	1,20	0,49	0,88	1,65	1,30
Cr(VI)	0,35	0,55	1,16	0,81	0,48	0,94	1,72	1,37
Cu	0,03	0,01	0,02	0,02	0,001	0,004	< 0,001	< 0,001
Fe	–	–	–	–	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Mo	0,65	0,19	0,33	0,68	0,88	0,22	0,37	0,92
Ni	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Pb	< 0,0025	< 0,0025	< 0,0025	< 0,0025	0,01	< 0,0005	0,00	0,00
Sb	0,03	0,00	0,12	0,07	0,10	0,05	0,13	0,05
Zn	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	0,01	< 0,005	< 0,005	0,01
SO ₄ ²⁻	3.359	1.847	3.872	3.656	2.726	1.448	3.375	3.747
Cl ⁻	2.490	1.459	3.848	2.804	1.588	1.661	4.030	3.578

Probe	Feinfraktion / pH _{stat} -Elution bei pH 4				Feinfraktion / pH _{stat} -Elution bei pH 11			
	<i>früh/kurz</i>	<i>früh/lang</i>	<i>spät/kurz</i>	<i>spät/lang</i>	<i>früh/kurz</i>	<i>früh/lang</i>	<i>spät/kurz</i>	<i>spät/lang</i>
Ca	4.041	6.452	4.424	3.995	601	814	756	410
Cd	6,25	2,45	3,53	2,96	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Co	0,45	0,32	0,21	0,23	< 0,0025	< 0,0025	< 0,0025	< 0,0025
Cr	0,13	0,13	1,12	0,16	0,33	0,48	1,29	0,92
Cu	2,40	1,51	1,55	2,11	< 0,150	< 0,150	< 0,150	< 0,150
Fe	1,10	0,21	0,19	0,29	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Mn	12,8	18,6	15,9	13,8	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Mo	0,04	0,02	0,03	0,02	0,62	0,21	0,35	0,69
Ni	1,09	0,88	0,77	0,62	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025
Pb	5,66	0,68	1,12	1,33	0,11	< 0,05	< 0,05	0,05
Sb	0,06	0,06	0,12	0,13	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Zn	276	158	147	175	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05

Die Ergebnisse gibt Abbildung 15 wieder. Der Säureverbrauch nimmt infolge des Angriffs auf die Pufferkapazität mit abnehmendem Ziel-pH deutlich zu. Demgegenüber weist die Chrom(VI)-Konzentration im Eluat eine relativ geringe Spannbreite zwischen 0,12 und 0,15 mg/L auf und bleibt weit unterhalb der maximalen Eluatwerte des abgelagerten Stabilisats. Somit ist die in [59] formulierte Hypothese einer versauerungsbedingten Auflösung metastabiler Speicherminerale als Grund für den nachlassenden Chromrückhalt im abgelagerten Material zu verwerfen. Anstelle eines Kausalzusammenhangs zwischen abnehmendem pH-Wert und zunehmender Chrom bzw. Chrom(VI)-Konzentration haben beide Beobachtungen möglicherweise eine gemeinsame Ursache.

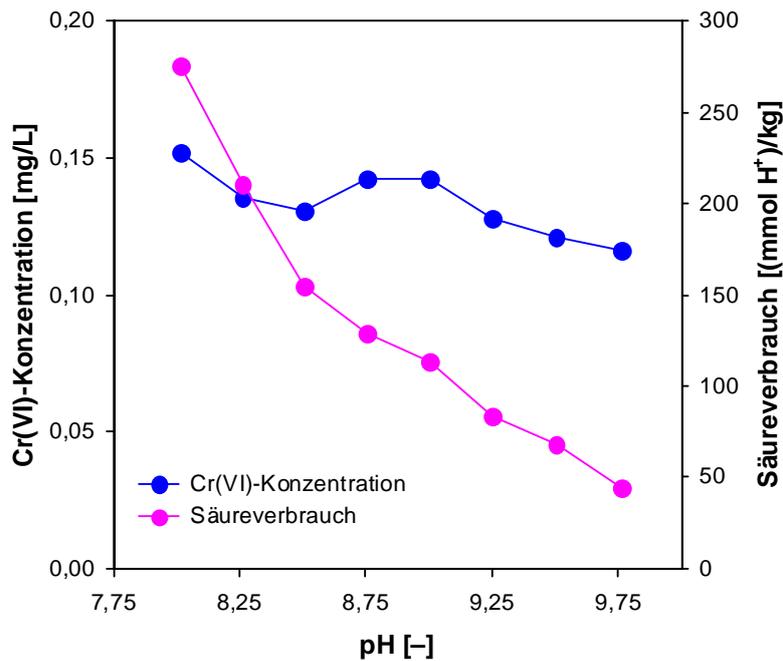


Abb. 15: Cr(VI)-Konzentration und Säureverbrauch bei pH_{stat}-Experimenten mit Ziel-pH zwischen 9,75 und 7,75.

4.1.4.4 Tiefenprofil der Eluateigenschaften

Unabhängig von den Ursachen wirft die Mobilität des Chroms im abgelagerten Kesselstaubstabilisat die Frage nach der Sickerwasserqualität im Einbaubereich auf. Vor diesem Hintergrund wurde vom Bayerischen Landesamt für Umwelt zwischenzeitlich ein intensiviertes Monitoring durch den Deponiebetreiber veranlasst, das bislang jedoch keine systematische Konzentrationsentwicklung erkennen lässt. Hinweise ergeben sich jedoch möglicherweise aus dem Tiefenverlauf stabilisatbürtiger Sickerwasserkomponenten in Feld 6, bei dem neben den eingebauten Stabilisaten auch die unterlagernde MV-Asche mittels Kernbohrung erschlossen wurde.

Die Abbildung 16 fasst das Tiefenprofil der elektrischen Leitfähigkeit sowie der Sulfat- und Chrom(VI)-Konzentration in den Bohrkernproben zusammen. Mit angegeben sind die Minimum- und Maximum-Werte dieser Parameter in Proben der unbeeinflussten MV-Asche (Kassettenflanke, vgl. Abb. 1). Die Eluatparameter der obersten Lage der MV-Asche (5–5,5 m Tiefe) sind sowohl gegenüber dem weiteren Tiefenverlauf als auch im Vergleich zu den Werten des unbeeinflussten Materials erhöht. Aufgrund einer bilanzierenden Betrachtung und der eingesetzten Bohrtechnik erscheint eine probenahmebedingte Verschleppung von Stabilisat in die unterlagernde MV-Asche wenig wahrscheinlich [59].

Die ausgeprägten Konzentrationssprünge an der Grenze zwischen Stabilisat und unterlagernder MV-Asche eignen sich daher zur Kennzeichnung möglicher Verlagerungsprozesse. Sie weisen darauf hin, dass mit dem Sickerwasser ein Stoffaustrag aus dem behandelten Kesselstaub erfolgt, der im unterlagernden Material eine erhöhte Eluierbarkeit stabilisatbürtiger Inhaltsstoffe bewirkt. Die o. g. konsistenten Ergebnisse zu unterschiedlich gealterten und exponierten Bohrkernproben (Gesamtgehalte, Mineralogie und Eluatverhalten) bestätigen diesen Befund. Insofern weist das Tiefenprofil auf die Ausbildung einer Konzentrationsfront in der MV-Asche hin, die bislang in Übereinstimmung mit dem intensivierten Monitoring noch nicht in das Deponiesickerwasser durchgebrochen ist. Ob und in welchen Zeiträumen ein Durchbruch zu erwarten ist, hängt u. a. vom Retentionsvermögen der MV-Asche ab und kann anhand der vorliegenden Daten (unterlagernde MV-Asche wurde lediglich an einem Bohrpunkt erschlossen) nicht prognostiziert werden.

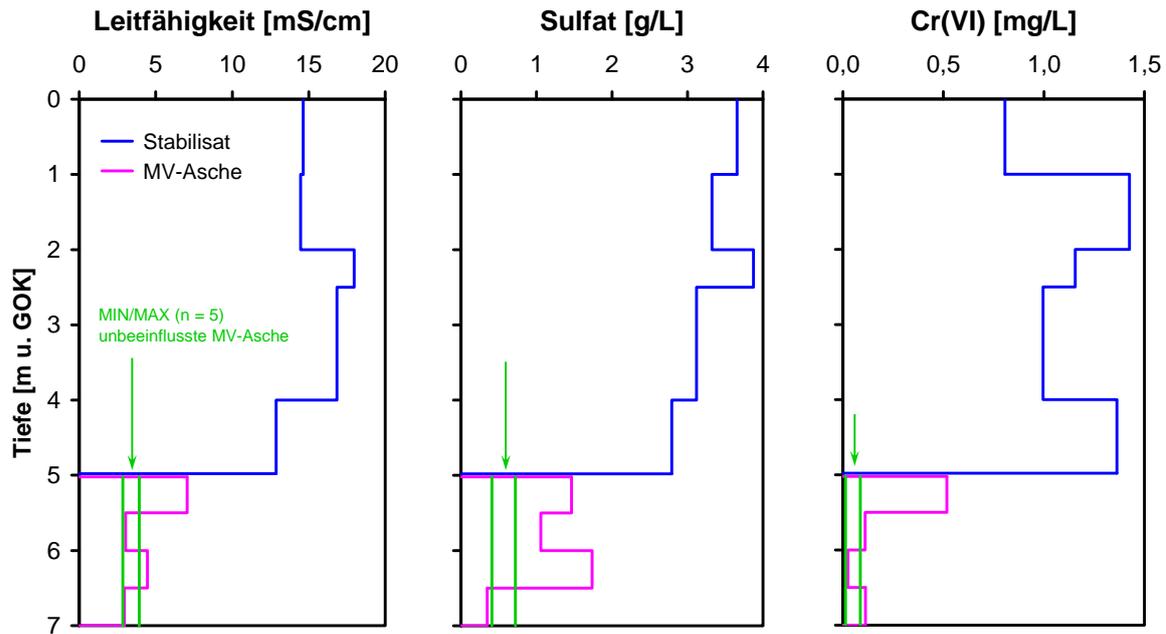


Abb. 16: Tiefenabhängigkeit ausgewählter Eluatparameter des eingebauten Kesselstaubstabilisats und der unterlagernden MV-Asche in Testfeld 6.

4.1.5 Säulenversuche

Neben den o. g. Untersuchungen am deponierten Kesselstaubstabilisat wurden mit dem Anlagenoutput Säulenversuche im Labor- und Technikumsmaßstab durchgeführt. Ziel war es, unter möglichst realitätsnahen Bedingungen Informationen zum Auslaugverhalten im durchströmten System zu bekommen.

4.1.5.1 Säulenversuche Labormaßstab

Die Versuchsbedingungen für die Säulenelution im Labormaßstab sind in Tabelle 10 aufgeführt. Wie in Abschnitt 3.5.3 geschildert, erfolgten die Untersuchungen an vier Parallelsäulen, die mit unterschiedlichen Eluents beregnet wurden. Die Schüttungen bestanden aus Aliquoten der Feinfraktion des Anlagenoutputs.

Die Rohdichte lag zwischen 0,93 und 0,98 cm³/g. Anhand der Einbaumächtigkeiten der einzelnen Felder und den Aufzeichnungen des Betriebstagebuch über den Einbau wurde die Rohdichte des deponierten Stabilisats zu 1,18 cm³/g bestimmt. Berücksichtigt man den Median-Wassergehalt der Bohrkernproben (22,5 Mass.-%), so sind die experimentell realisierten Schüttdichten als annähernd realitätsgetreu einzuschätzen.

Zu Experimentbeginn wurden die Säulen von unten nach oben mit Wasser gesättigt (Wasserstand 2 cm über Oberkante Festbett) und über einen Zeitraum von 6,7 Tagen equilibriert. Die Beregnung (Volumenfluss 90 cm³/h) erfolgte mit den in Tabelle 10 genannten Eluents in zwei Perioden à 125 h, getrennt durch eine Flussunterbrechung von 210 h. Bei Säule 2 kam es zu Ausflockungen im Zulauf (Extrakt aus MBA-Output); dadurch betrug die erste Beregnungsperiode lediglich 86,5 h, die Dauer der Flussunterbrechung war entsprechend länger. Die Entwicklung der Porenwasserzusammensetzung wurde während der Gleichgewichtseinstellung anhand von Saugkerzenproben, während der Beregnungsperioden anhand von Effluentfraktionen verfolgt.

Tab. 10: Versuchsbedingungen Säulenexperimente im Labormaßstab mit Kesselstaubstabilisat.

Variante				Säule 1	Säule 2	Säule 3	Säule 4
Eluent				Leitungswasser	Extrakt MBA-Output	Extrakt MV-Asche	Kohlensäure
Festbetteigenschaften	Trockenmasse	m	[g]	1.359,7	1.422,7	1.367,2	1.345,2
	Höhe	h	[cm]	26,0	26,0	25,8	25,5
	Querschnittsfläche	A	[cm ²]	63,62	63,62	63,62	63,62
	Rohdichte	ρ_b	[cm ³ /g]	0,93	0,98	0,94	0,94
	Porosität	ε	[–]	0,63	0,61	0,62	0,63
Experimentabschnitte, Dauer	Gleichgewichtseinstellung	t_{eq}	[h]	161,5	161,5	161,5	161,5
	Berechnungsperiode 1	t_{B1}	[h]	125,5	86,5	125,5	125,5
	Flussunterbrechung	t_{Fu}	[h]	210,0	249,0	210,0	210,0
	Berechnungsperiode 2	t_{B2}	[h]	125,5	125,5	125,5	125,5
Fließbedingungen	Volumenfluss	Q	[cm ³ /h]	90,0	90,0	90,0	90,0
	Filter-Geschwindigkeit	q	[cm/h]	1,41	1,41	1,41	1,41
	Wassergehalt ¹⁾	Θ_1	[–]	0,48	0,51	0,49	0,48
	Wasservolumen	V_1	[cm ³]	800,9	846,1	796,8	777,6
	Abstandsgeschwindigkeit	v_1	[cm/h]	2,92	2,77	2,91	2,95
	Verweilzeit	$t_{res\ 1}$	[h]	8,90	9,40	8,85	8,64
	Wassergehalt ²⁾	Θ_2	[–]	0,35	0,36	0,40	0,31
	Wasservolumen	V_2	[cm ³]	586,6	601,4	654,4	495,0
	Abstandsgeschwindigkeit	v_2	[cm/h]	3,99	3,89	3,55	4,64
	Verweilzeit	$t_{res\ 2}$	[h]	6,52	6,68	7,27	5,50

¹⁾ integral, gem. Wägung der Säulen nach vor/nach Versuch

²⁾ gem. Ofentrocknung Festbetteliquot

Formelmäßige Beziehungen zwischen den dargestellten Größen:

$$\rho_b = m/(h \cdot A), \quad \varepsilon = 1 - (\rho_b/\rho_s), \quad q = Q/A, \quad V = \Theta \cdot h \cdot A, \quad v = q/\Theta, \quad t_{res} = V/Q$$

Bezieht man die kumulative Infiltration über den Säulenquerschnitt auf den Jahresniederschlag am Deponiestandort, so erhält man das im Experiment simulierte Niederschlagsequivalent. Dieses ergibt sich aus den vom Deponiebetreiber zur Verfügung gestellten Niederschlagshöhen (771 mm/a; Daten der Jahre 2000–2006) zu ca. 4,5 Jahren.

Die Bestimmung der Wassergehalte erfolgte einerseits integral (Wägung der Säulen vor / nach dem Experiment) sowie durch Ofentrocknung (105 °C) einer Teilprobe: Nach Abschluss der Versuche wurde die Schüttung mittels eines Stempels aus dem PMMA-Zylinder gedrückt und längs halbiert. Diese Vorgehensweise war erforderlich, um die Wassergehaltszunahme mit der Tiefe (Lysimeterrandbedingung) zu berücksichtigen. Der Wassergehalt wurde um das nach Beregnungsstopp aus den Schüttungen ausgetretene Wasser korrigiert.

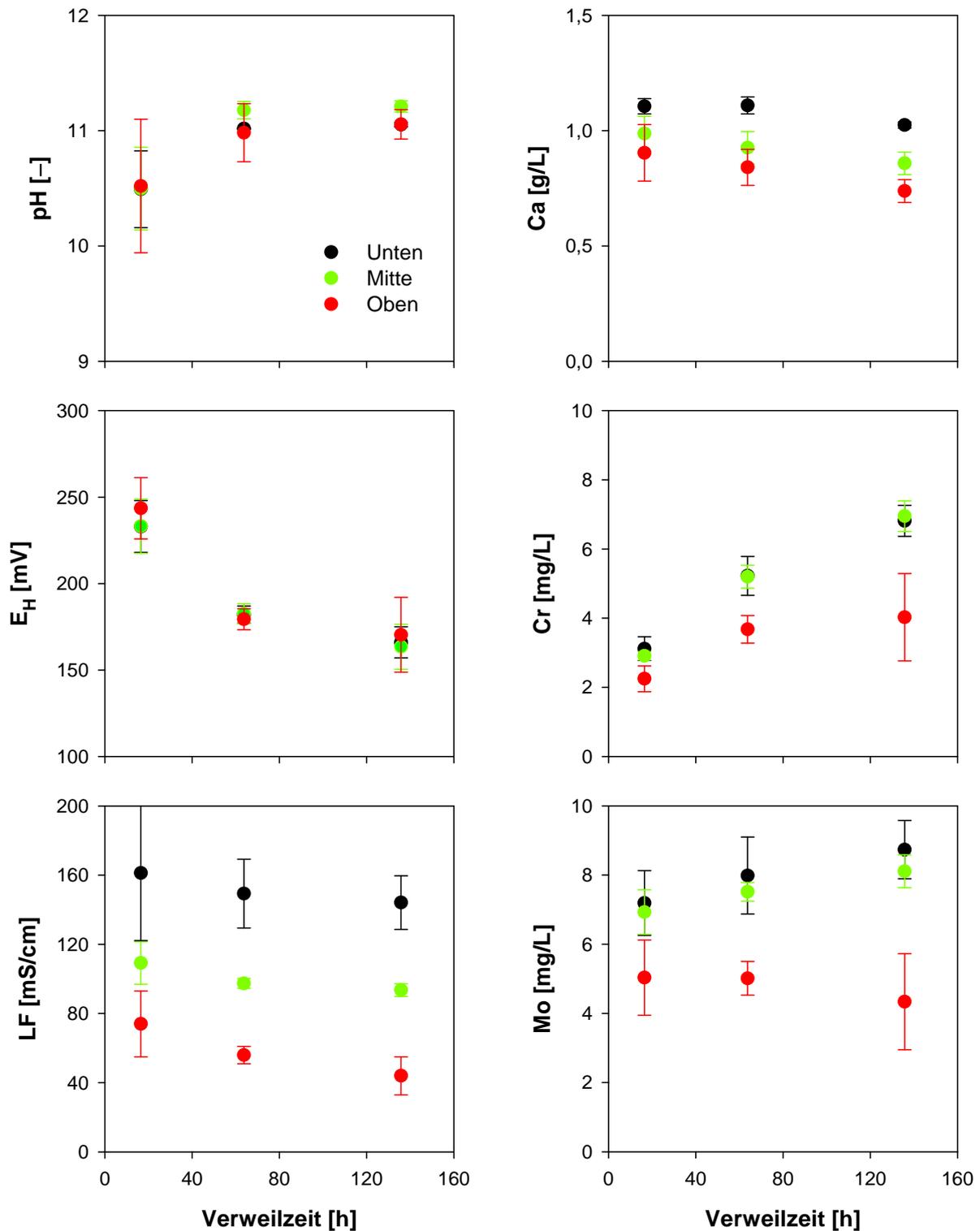


Abb. 17: Verweilzeitabhängigkeit von pH-Wert, Redoxpotenzial und elektrischer Leitfähigkeit (links) und ausgewählten Elementen (rechts) in wassergesättigtem Kesselstaubstabilisat (tiefendifferenzierte Saugkerzenbeprobung, t = 0: Ende Wassersättigung). Fehlerbalken kennzeichnen Standardabweichung der Messwerte aus vier Parallelsäulen.

Die Werte in Tabelle 10 machen deutlich, dass die ermittelten Wassergehalte (und damit die abgeleiteten Größen Abstandsgeschwindigkeit v und Verweilzeit t_{res}) stark von der Bestimmungsmethode abhängen. Die integrale Quantifizierung überschätzt das am Fließgeschehen beteiligte Wasser aufgrund der Bildung von Hydraten. Weitere Unsicherheiten ergeben sich aus dem Stoffaustrag während des Experiments, der zu einer Minderung der Trockenmasse führt. In nicht vorhersagbarer Weise beeinflusst dies die Wasserspeicherkapazität, sodass auch die Wassergehaltsbestimmung mittels Ofentrocknung nur bedingt belastbare Werte liefert.

Gleichgewichtseinstellung. Die Entwicklung der Porenwasserzusammensetzung während der Gleichgewichtseinstellung zeigt Abbildung 17. Im Porenwasser der vier Parallelsäulen ergaben sich mit einer gewissen zeitlichen Verzögerung während der Gleichgewichtseinstellung pH-Werte um 11. Die Zeitabhängigkeit weist auf die Wirksamkeit der Auflösungskinetik alkalisch wirkender Feststoffkomponenten hin. Parallel zur Entwicklung der pH-Werte nahmen die Redoxpotenziale von ca. 240 auf ca. 170 mV ab. Ebenso ergab sich für die elektrische Leitfähigkeit eine Abnahme mit zunehmender Verweilzeit, was eine ratenkontrollierte Abnahme der Konzentration mobiler Ladungsträger durch Fällungsreaktionen nahe legt. Möglicherweise lösen sich während der Aufsättigung leichtlösliche Festphasen auf, deren Bestandteile zeitabhängig durch neue Festphasen geringerer Löslichkeit aufgenommen werden. Eine entscheidende Rolle könnte hierbei die Karbonatfällung unter Einwirkung atmosphärischen Kohlenstoffdioxids spielen, für die auch die deutliche Tiefenzonierung der elektrischen Leitfähigkeit (in Richtung Festbettbasis zunehmende Werte) spricht. Da unter wassergesättigten Bedingungen der Zutritt von Kohlenstoffdioxid stark verlangsamt ist [85], dürfte die Karbonatisierung vorzugsweise an der Sättigungsfront (aufwärtsgerichteter Wasserfluss) erfolgen. Konsistent mit dieser Vorstellung ist auch das zeit- und ortsabhängige Verhalten der Kalziumkonzentrationen. Dieses Element zeigt mit einem Niveau um 1 g/L zusammen mit Kalium (bis 30 g/L, vgl. Anhang B) die höchsten Porenwasserkonzentrationen.

Im Unterschied zu den zeitabhängig leicht rückläufigen Kalziumwerten weisen die Chromkonzentrationen eine (tiefenabhängige) Zunahme mit der Verweilzeit auf. Das Gleiche gilt für Molybdän in den Saugkerzenproben aus der Mitte bzw. oberen Hälfte des Festbetts. Während der Gleichgewichtseinstellung werden Maximalwerte um 7 mg/L (Chrom) bzw. 8 mg/L (Molybdän) erreicht. Die zeitabhängige Zunahme spiegelt eine ratenkontrollierte Freisetzung aus der Festphase [86, 87] wider. Mögliche Ursachen sind ein diffusionskontrollierter Stofftransport aus Mikroporen in die Bulkphase oder eine kinetisch kontrollierte Auflösung chrom- und molybdänhaltiger Festphasen.

Auslaugverhalten bei Beregnung. Ab Beregnungsstart wird durch die über den oberen Rand zugeführten Eluenten das Porenwasser kontinuierlich ausgetauscht. Die Auslaugkurven fasst Abbildung 18 anhand ausgewählter Parameter zusammen. Die elektrische Leitfähigkeit im Ablauf sämtlicher Säulen zeigt einen mit zunehmender Elutionsdauer exponentiell abklingenden Verlauf. Die Startwerte der einzelnen Varianten unterscheiden sich deutlich und decken eine Spannbreite von 130 bis knapp 200 mS/cm ab. Der Mittelwert liegt bei 163 mS/cm (Standardabweichung 23 mS/cm) und entspricht damit in etwa dem Wert der letzten Porenwasserbeprobung (Verweilzeit 135 h, obere Hälfte des Festbetts). Da zu Beginn der Beregnung das Stabilisat noch nicht durch die unterschiedlichen Eluenten beeinflusst ist (Sättigung mit entgastem Leitungswasser), sind die initialen Leitfähigkeitsunterschiede vermutlich auf Unterschiede im Salzgehalt der einzelnen Schüttungen (kleinräumige Variabilität) zurückzuführen. Die elektrische Leitfähigkeit erreicht nach einem kumulierten Beregnungsvolumen von ca. 5 L ein stabiles Basisniveau. Dieses nimmt in der Reihenfolge der Varianten CO₂-gesättigtes Reinstwasser (Kohlensäure), Leitungswasser, Extrakt MBA-Output und Extrakt MV-Asche zu. Diese Reihung entspricht den Leitfähigkeiten im Zulauf (konstant bzw. zeitabhängig über Gradientenelution eingestellt). Das Basisniveau ist daher im Unterschied zur initialen Leitfähigkeit möglicherweise weniger durch unterschiedliche Festbetteigenschaften als durch die Zusammensetzung der Beregnungslösungen geprägt.

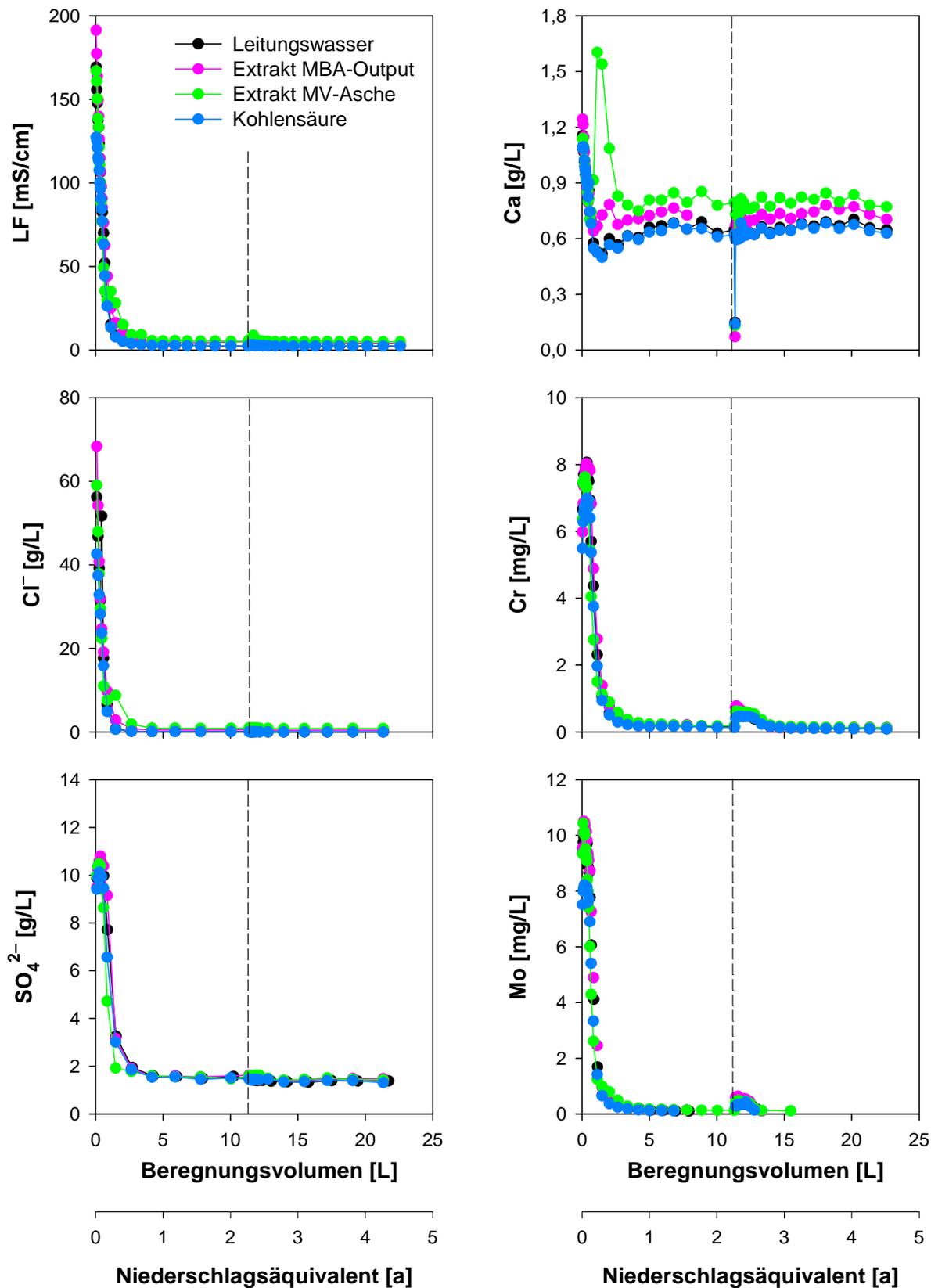


Abb. 18: Elektrische Leitfähigkeit, Chlorid- und Sulfatkonzentration (links) sowie ausgewählte Elemente (rechts) im Effluente mit unterschiedlichen Lösungen beaufschlagter Schüttungen aus Kesselstaubstabilisat. Niederschlagsäquivalent: Definiert als Quotient aus Infiltrationshöhe und Jahresniederschlag am Standort, gestrichelte senkrechte Linie: Beginn 2te Berechnungsperiode.

Ein ähnliches Bild wie die elektrische Leitfähigkeit zeigen die Auslaugcharakteristika von Chlorid und Sulfat. Hohe Anfangskonzentrationen zwischen 45 und 60 g/L (Chlorid) und 9 bis 11 mg/L (Sulfat) fielen innerhalb von ca. 5 L Berechnungsvolumen auf ein stationäres Basisniveau. Die pH-Werte lagen über den Elutionszeitraum zwischen 10,5 und 11,9, die Redoxpotenziale zwischen 200 und 350 mV (vgl. Anhang C). Zu Beregnungsstart entsprachen die pH-Werte denen der letzten Porenwasserbe- probung. Maximalwerte traten mit geringer zeitlicher Verzögerung auf. Im Vergleich der Varianten er- gab sich bei der Elution mit Extrakt aus MV-Asche das höchste pH-Niveau.

Die Auslaugkurven des Kalziums zeigen ebenfalls einen raschen Konzentrationsrückgang. Bemer- kenswert ist, dass bei der Elution mit Extrakten aus MV-Asche und MBA-Output nach ca. 2 L Bereg- nungsvolumen ein absolutes bzw. relatives Maximum auftritt. Dessen Niveau stimmt mit den im Zuge der Vorversuche (Säulenexperimente mit MV-Asche und MBA-Output) beobachteten initialen Kalzi- umkonzentrationen (2,9 bzw. 0,8 g/L) annähernd überein. Demzufolge sind die Effluentkonzentration- en des mit Extrakten aus diesen Materialien beregneten Kesselstaubstabilisats das Ergebnis einer Superpositon: die Freisetzung des Kalziums aus dem Stabilisat wird durch den Durchbruch eluentbür- tigen Kalziums überlagert. Da im Zuge der Gradientenelution die Kalziumkonzentration im Zulauf suk- zessive reduziert wurde, nähern sich die Auslaugkurven mit fortgesetzter Beregnung an.

Mit Beregnungsstart treten relativ hohe Chromkonzentrationen im Effluenten auf. Das Anfangsniveau steht mit den während der Equilibrierung erreichten Werten in Einklang. Die Auslaugkurven der MV- Asche und des MBA-Outputs (Vorversuche) ergaben Chromkonzentrationen von 0,22 und 0,13 mg/L (Maximalwert) sowie von 0,1 und < 0,025 mg/L (Basisniveau). Demzufolge scheint weder die aus dem Kesselstaubstabilisat austretende initiale Chromkonzentration noch das erreichte Basisniveau durch die Beregnungsvarianten beeinflusst zu sein. Vielmehr bestätigen die Auslaugkurven bez. der Eluier- barkeit von Chrom bzw. Chrom(VI) die Ergebnisse der Bohrkernuntersuchungen.

Die Effluentkonzentrationen zu Beginn der zweiten Beregnungsperiode sind gegenüber dem Basisni- veau erhöht. Dieses Verhalten zeigt, dass Letzteres durch zeitabhängige Prozesse (Diffusion, Auflö- sungs-/Desorptionskinetik) geprägt ist: Die Flussunterbrechung bedingt gegenüber den Beregnungs- phasen eine um den Faktor 25 bis 30 erhöhte Verweilzeit des Porenwassers. Dadurch nimmt die Po- renwasserkonzentration zu und führt zu Beginn der zweiten Beregnungsperiode zu dem beobachteten erhöhten Chromaustrag.

Ein dem Chrom entsprechendes Verhalten zeigt das Element Molybdän. Dies gilt sowohl bez. der Übereinstimmung von Porenwasserkonzentration zum Ende der Gleichgewichtseinstellung als auch für die Initialkonzentration zu Beginn der Beregnung und für die Verweilzeitabhängigkeit des Basisni- veaus.

Alle weiteren bewertungsrelevanten Metalle/Metalloide waren bei den Labor-Säulenversuchen mit dem Kesselstaubstabilisat unauffällig (vgl. Anhang C).

4.1.5.2 Säulenversuche Technikumsmaßstab

Die experimentellen Bedingungen für die Säulenversuche im Technikumsmaßstab sind in Tabelle 11 dargestellt. Die Beaufschlagung erfolgte mit dem Eluat einer MV-Ascheschüttung. Dazu wurden die Zwillingsspektoren der Elutionsanlage in Reihenschaltung betrieben. Beide Reaktoren enthielten das Originalmaterial ohne Korngrößenfraktionierung.

Tab. 11: Versuchsbedingungen Säulenexperiment Technikumsmaßstab, Reihenschaltung MV-Asche → Kesselstaubstabilisat.

	Schüttung			MV-Asche	Stabilisat
	Elutionsmittel			Leitungs- wasser	Eluat MV-Asche- Schüttung
Festbetteigenschaften	Trockenmasse	m	[Mg]	2,02	1,85
	Höhe	h	[m]	1,94	1,97
	Querschnittsfläche	A	[m ²]	0,86	0,86
	Rohdichte	ρ_b	[Mg/m ³]	1,21	1,10
	Porosität	ε	[-]	k. A.	0,56
Experimentab- schnitte, Dauer	Gleichgewichtseinstellung	t_{eq}	[h]	147,4	147,4
	1. Berechnungsperiode	t_{B1}	[h]	150,3	150,3
	Flussunterbrechung	t_{Fu}	[h]	545,9	545,9
	2. Berechnungsperiode	t_{B2}	[h]	149,8	149,8
Fließbedingungen	Volumenfluss	Q	[m ³ /h]	0,02	0,02
	Filter-Geschwindigkeit	q	[m/h]	0,023	0,023
	Wassergehalt ¹⁾	Θ_1	[-]	0,46	0,38
	Wasservolumen	V_1	[m ³]	0,77	0,63
	Abstandsgeschwindigkeit	v_1	[m/h]	0,050	0,061
	Verweilzeit	t_{res}	[h]	38,29	31,62

Für die Stabilisatschüttung ergab sich eine Rohdichte, die um 15 % höher war als bei den Laborversuchen. Daraus resultiert eine etwas geringere Porosität. Die Dauer der Gleichgewichtseinstellung unter Wassersättigung sowie der Berechnungsperioden entsprachen in etwa den Bedingungen der Laborversuche. Demgegenüber war die Flussunterbrechung beim Technikumsversuch länger. Dadurch wurde ein vergleichbares Verhältnis der Verweilzeit bei Berechnung (Technikum 38 h, Labor ca. 9 h) bzw. bei Flussunterbrechung erzielt. Die aus dem Volumenfluss von 20 L/h und der Querschnittsfläche der Schüttung von 0,86 m² resultierende Filtergeschwindigkeit war beim Technikumsversuch um einen Faktor 1,6 höher als im Laborversuch. In der Summe beider Berechnungsphasen wurden die Schüttungen mit 6,1 m³ (MV-Asche) bzw. 5,6 m³ Elutionsmittel beaufschlagt (Kesselstaubstabilisat). Dies entspricht einem auf den Standort bezogenen Niederschlagsäquivalent von 9,2 bzw. 8,5 Jahren.

4.1.5.3 Skalenvergleich

Aus Gründen einer kompakten Darstellung wird auf die explizite Diskussion der Auslaugkurven im Technikumsmaßstab verzichtet und stattdessen eine vergleichende Betrachtung der Ergebnisse im Labor- und Technikumsmaßstab durchgeführt. Hierfür bietet sich eine Normierung der Auslaugkurven bez. des Verhältnisses Masse Elutionsmittel zu Masse Festbett (L/S) an [88]: Die zu jedem Probenahmezeitpunkt zugeführte kumulative Masse an Beregnungslösung wird durch die Trockenmasse der Schüttung dividiert; die resultierende Darstellung der Zeitachse ist vom Untersuchungsmaßstab unabhängig.

Den Vergleich fasst Abbildung 19 anhand ausgewählter Parameter zusammen. Der dargestellte Wertebereich des L/S-Verhältnisses entspricht bei der Elution der MV-Asche 1,2 (Labor-) bzw. 9,2 Jahresniederschlägen (Technikum); die korrespondierenden Werte für das Kesselstaubstabilisat betragen 0,85 bzw. 8,5 Jahresniederschläge.

Bei der Untersuchung im Labormaßstab lieferten die unmittelbar zu Beregnungsbeginn beprobten Eluatfraktionen die höchsten Werte für die elektrische Leitfähigkeit. Demgegenüber trat das Leitfähigkeitsmaximum im Technikumsmaßstab bei einem L/S-Verhältnis von 0,2 auf. Dies ist primär eine Konsequenz des größeren Totvolumens der Technikumsreaktoren (Sumpffüllstand, vgl. Abschnitt 3.5.3.3). Die Maximalwerte der elektrischen Leitfähigkeit sind mit 170 (Labor) und 160 mS/cm (Technikum) in etwa vergleichbar. Auch das Eluat der MV-Asche (Zulauf) zeigt einen von der Untersuchungsskala näherungsweise unabhängigen Verlauf. Die im Labormaßstab geringfügig erhöhte Leitfähigkeit ist möglicherweise auf die Verwendung der Korngrößenfraktion < 2 mm im Unterschied zu dem im Technikumsversuch eingesetzten Originalmaterial zurückzuführen [89]. Der Skalenvergleich der Chlorid- und Sulfatauslaugkurven zeigt einen zu den Leitfähigkeitscharakteristiken konsistenten Verlauf. Dies unterstreicht die Dominanz der genannten Anionen im Eluat.

Kalzium ist im Eluat der MV-Asche (Technikumsmaßstab) gegenüber der Ablaufkonzentration des Kesselstaubstabilisats initial erhöht. Dieser Befund bestätigt die Ergebnisse der Säulenversuche im Labormaßstab. Auch für Kalzium sind die Elutatkonzentrationen des Originalmaterials niedriger als die der Feinfraktion. Dies dürfte der Hauptgrund für das fehlende zweite lokale Maximum bei der Auslaugung des Kesselstaubstabilisats im Technikumsmaßstab sein.

Die beträchtliche Mobilität von Chrom im Kesselstaubstabilisat wird durch die Säulenversuche im Technikumsmaßstab bestätigt. Wie im Laborversuch erfolgt die Freisetzung ausschließlich als Chrom(VI). Mit Beginn der zweiten Beregnungsperiode (L/S = 1,8) treten erhöhte Konzentrationen im Säuleneffluent auf. Dies unterstreicht die Verweilzeitabhängigkeit der Schadstofffreisetzung. Gleichzeitig machen die relativ geringen Chromkonzentrationen im Eluat der MV-Asche (= Zulauf) deutlich, dass der Austrag von Chrom bzw. Chrom(VI) in erster Linie auf eine unzureichende Wirksamkeit des Stabilisierungsverfahrens zurückgeht und nur untergeordnet auf die simulierte Überbausituation zurückzuführen ist. Der maximale Chromaustrag fällt im Technikumsversuch mit knapp 5 mg/L niedriger als im Laborversuch aus. Die Ursache für diesen Befund ist unklar. Prinzipiell wäre denkbar, dass die Diffusion aus Feinporen beim Einsatz des unfraktionierten Gesamtmaterials die Lösungskonzentration limitiert. Dagegen sprechen jedoch die Auslaugkurven des Molybdäns, die unabhängig vom Untersuchungsmaßstab sind.

Für eine Betrachtung der im Technikumsversuch insgesamt eluierten Stoffmenge wurde vom Austrag des mit dem Kesselstaubstabilisat befüllten Reaktors der Eintrag aus der simulierten Überbauung mit MV-Asche abgezogen. Die erhaltene Netto-Fracht beläuft sich auf 3,6 % der Einbaumasse.

Zur Charakterisierung der Fließregime wurden bei beiden Untersuchungsreihen Tracerdurchbruchskurven aufgenommen. Dazu wurde die Beregnung auf eine 10^{-2} M KBr-Lösung umgestellt und die Effluentkonzentration des Bromidanions analytisch verfolgt. Mit dem Softwarepaket CXTFIT [90] wur-

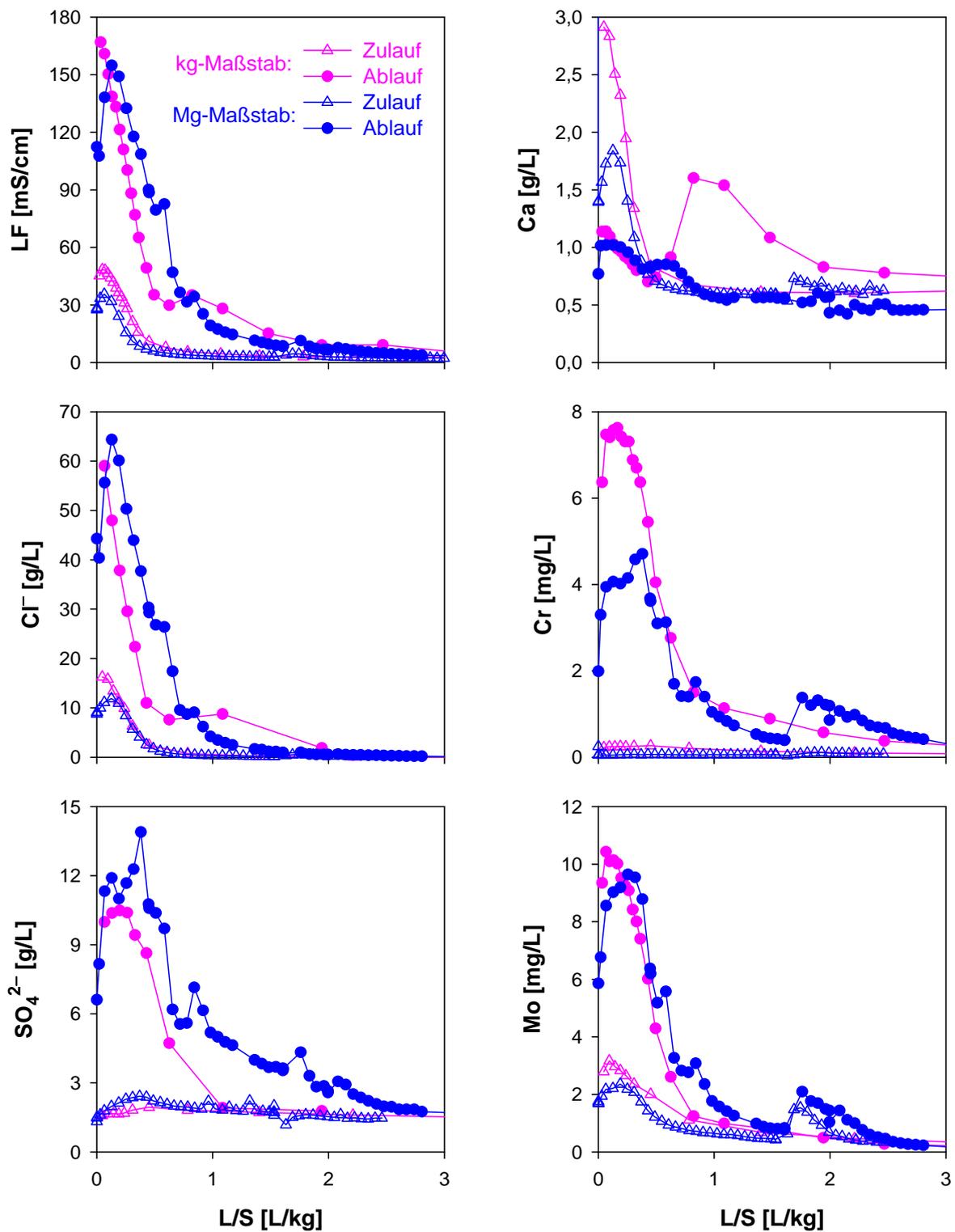
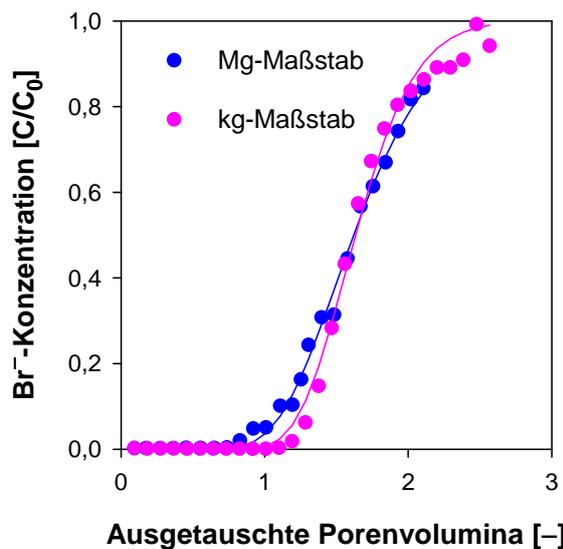


Abb. 19: Skalenvergleich des Auslaugverhaltens stabilisierter Kesselstäube bei Beaufschlagung mit Eluat aus MV-Asche; elektrische Leitfähigkeit, Chlorid- und Sulfatkonzentration (links) sowie ausgewählte Elemente im Effluenten der Säulenversuche (rechts).

den analytische Lösungen der Konvektions-Dispersionsgleichung an die Bromid-Durchbruchskurven angepasst. Dies erfolgte unter Variation des Dispersions- und Retardationskoeffizienten (Fitparameter). Die Abstandsgeschwindigkeit wurde vorgegeben (vgl. Tab. 10, Wert für v_2). Der Technikumsversuch ließ ein analoges Vorgehen nicht zu (mangelnde Repräsentativität der Wassergehaltsbestimmung an einzelnen Proben mittels Ofentrocknung). Daher wurde der aus dem Laborversuch bestimmte Retardationskoeffizient übernommen und die Anpassung unter Variation des Dispersionskoeffizienten und der Abstandsgeschwindigkeit (Fitparameter) vorgenommen. Aus dem erhaltenen Wert der Abstandsgeschwindigkeit wurden der Wassergehalt und das gespeicherte Wasservolumen bestimmt (vgl. Erläuterungen zu Tab. 10). Somit war es möglich, die für Tracerdurchbruchskurven übliche Skalierung auf die Anzahl der ausgetauschten Porenvolumina (Quotient aus Beregnungs- und gespeichertem Wasservolumen) vorzunehmen.

Die Ergebnisse zeigt Abbildung 20. Für beide Untersuchungsmaßstäbe lassen sich die sigmoidalen Tracerdurchbruchskurven adäquat durch die Konvektions-Dispersionsgleichung beschreiben. Dies bedeutet, dass kaum Randeffekte bzw. bevorzugte Fließwege vorhanden waren und die porösen Medien weitestgehend homogen durchströmt wurden. Die Untersuchung im Technikumsmaßstab ist durch früheres Auftreten des Tracers im Säulenabstrom und einen im Weiteren flacheren Kurvenverlauf gekennzeichnet. Dies belegt eine stärkere Dispersion des Tracersignals, wie sie in Abhängigkeit von einem zunehmenden Beobachtungsmaßstab vielfach beschrieben wird [91]. Die Säulen-Pécletzahlen (bez. Festbetthöhe normierte Dispersivität) kennzeichnen für beide Skalen ein moderat konvektionsdominiertes Fließregime [92].



Anpassungsergebnis kg-Maßstab:

Retardationskoeffizient R:	1,66
Dispersionskoeffizient D:	1,87 cm ² /h
Péclet-Zahl Pe:	49

Anpassungsergebnis Mg-Maßstab:

Abstandsgeschwindigkeit v:	4,8 cm/h
Dispersionskoeffizient D:	32,8 cm ² /h
Péclet-Zahl Pe:	27

Abb. 20: Tracerdurchbruchskurven zur Charakterisierung des Fließregimes im Labor- und Technikumsmaßstab inkl. Anpassung durch analytische Lösung der Konvektions-Dispersionsgleichung (links) sowie Anpassungsergebnis (rechts).

4.1.6 Auslaugfähige Chrommasse im Einbaubereich des Stabilisats

Die Elution gem. DIN EN 12457-4 sowie die Säulenversuche im Labor- und Technikumsmaßstab belegen, dass Chrom im Anlagenoutput in beträchtlichem Maße auslaugfähig vorliegt. Dies stützt die aus dem Tiefenprofil gefolgerte Tiefenverlagerung aus dem Stabilisatkörper in die unterlagernde MV-Asche. Um eine Abschätzung des auslaugfähigen Potenzials zu treffen, wurden die Ergebnisse der experimentellen Untersuchungen zu den bis dato abgelagerten Stabilisatmassen in Relation gesetzt. Aus der Eluatkonzentration (Median) des einstufigen Schüttelversuchs wurde entsprechend [48] die

Tab. 12: Abschätzung der auslaugfähigen Chrommasse im Einbaubereich der Stabilisate anhand der Netto-Freisetzung in verschiedenen Elutionsuntersuchungen.

Versuch	Eluent	L/S	Netto-Freisetzung	Auslaugfähige Masse (Deponie)
		[L/kg]	[mg/kg]	[kg]
Elution gem. DIN EN 12457-4	Dest. Wasser Median	10,0	9,1	155,8
Perkolation Labor	Leitungswasser	16,6	7,9	135,0
Perkolation Labor	Extrakt MBA-Output	13,4	7,9	134,2
Perkolation Labor	Extrakt MV-Asche	16,5	6,5	111,3
Perkolation Labor	Kohlensäure	16,8	7,0	119,9
Perkolation Technikum	Extrakt MV-Asche	3,3	4,1	70,6

Chromfreisetzung in mg/(kg Trockenmasse) bestimmt. Analog wurde die in den Säulenversuchen freigesetzte Masse – unter Berücksichtigung der Chromkonzentration im Zulauf – aus dem Integral der Auslaugkurven ermittelt und auf die Einbaumasse normiert. Die Ergebnisse zeigt Tabelle 12. Zur Abschätzung des auslaugfähigen Chroms wurde eine Gesamtmasse des eingebauten Stabilisats von 22.000 Mg angesetzt. Unter Berücksichtigung des Median-Wassergehalts der Bohrkernproben (Feinfraktion) entspricht dies einer Trockenmasse von 17.000 Mg.

Die Hochrechnung auf den Stabilisatkörper ergibt ein auslaugfähiges Chrompotenzial zwischen 70 und 155 kg. In Anbetracht der unterschiedlichen Versuchsbedingungen und -skalen ist die Schwankungsbreite als relativ gering einzuschätzen. Festzuhalten ist, dass mit fortgesetztem Einbau des Kesselstaubstabilisats das eluierbare Potenzial zunimmt. Setzt man einen Einbau mit gleichbleibender Rate an (ca. 6.500 Mg entspricht 5.100 Mg Trockenmasse), so resultiert eine jährliche Zunahme der auslaugfähigen Chrommasse zwischen 21 und 46 kg.

4.1.7 Geochemische Gleichgewichtsmodellierung

Die für die Gleichgewichtssimulation erforderliche stoffliche Zusammensetzung des Modellsystems in mol/kg basiert auf der Elementarzusammensetzung. Diese Werte, mit dem Faktor 3 multipliziert, ergeben ein initiales L/S-Verhältnis von 1:3 (vgl. Abschn. 3.5.4). Variationen des L/S-Verhältnisses beeinflussen in erster Linie die Konzentration gelöster Spezies (Natrium, Chlorid etc.) und damit die Leitfähigkeit des Porenwassers. Tendenziell werden mit abnehmender Chloridkonzentration die Mineralphasen einiger Schwermetalle (z. B. Pb, Zn) ‚stabiler‘, da diese mit Chlorid lösliche Komplexe bilden (s. u.).

4.1.7.1 Karbonatisierung des Kesselstaubstabilisats

Unter dem Einfluss atmosphärischen Kohlenstoffdioxids nimmt der pH-Wert im Porenwasser ab und karbonatische Mineralphasen werden stabil. Da der pH-Wert entscheidend die Löslichkeit weiterer Mineralphasen sowie die sorptiven Verteilungsprozesse zwischen Feststoff und Lösung bestimmt, spielt die Karbonatisierung eine wichtige Rolle für das Alterungsverhalten alkalischer Stabilisate. Den berechneten Einfluss der CO₂-Aufnahme auf den pH-Wert des Porenwassers zeigt Abbildung 21 (links).

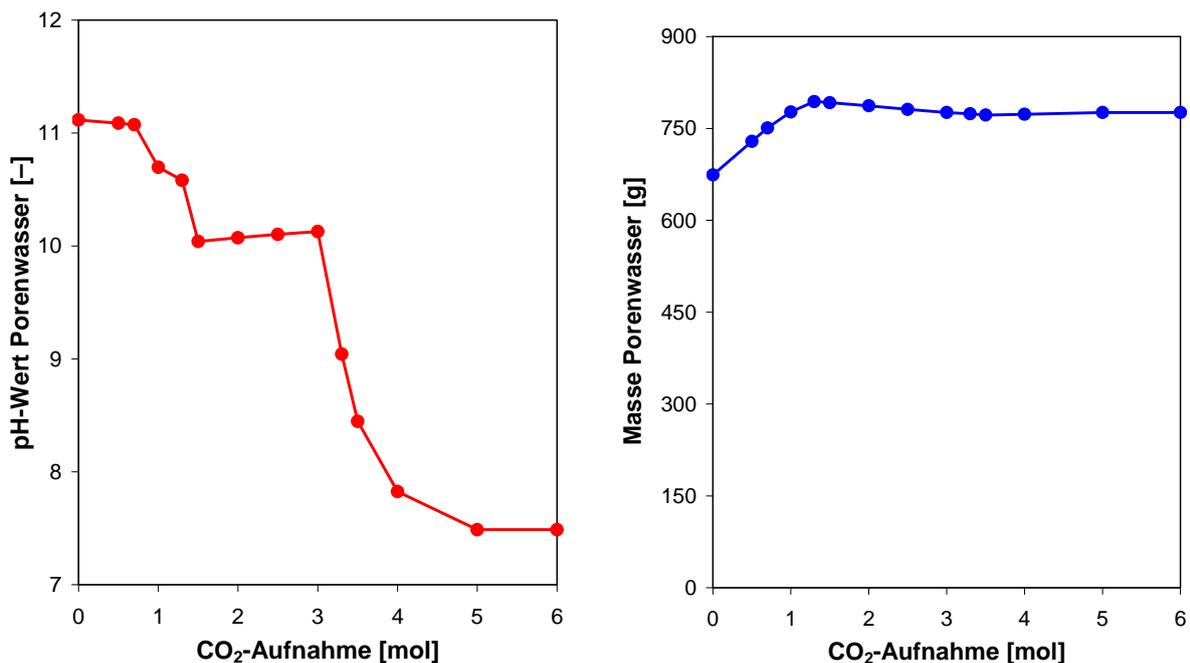


Abb. 21: pH-Wert im Porenwasser (links) und Wassermasse im Kesselstaubstabilisat (rechts) in Abhängigkeit von der Kohlenstoffdioxidaufnahme. Simuliertes System: 3 kg Feststoff plus 1 kg Wasser.

Der pH-Wert fällt nicht kontinuierlich, sondern wird von den bei der Simulation durchlaufenen Puffersystemen bestimmt. Der Endpunkt der pH-Entwicklung (pH 7,5) ist bei vollständigem Abschluss der Karbonatisierung (Kohlenstoffdioxid-Aufnahme: 5 mol) erreicht. Die Stoffmenge entspricht einem theoretischen TIC-Gehalt von 6,0 Mass.-%. Die Bohrkernproben wiesen demgegenüber TIC-Gehalte von höchstens 0,2 Mass.-% auf. Dies legt nahe, dass die Karbonatisierung des deponierten Kesselstaubstabilisats bislang zu weniger als 10 % abgeschlossen ist.

Die bei der Definition der Anfangs- und Randbedingungen des Systems vorgegebene Wassermasse (1 kg H₂O je 3 kg Stabilisat) wird teilweise in die simulierten Hydratphasen eingebaut. Entsprechende Beobachtungen wurden auch bei den Säulenversuchen mit dem Kesselstaubstabilisat gemacht: nach der anfänglichen Wassersättigung wurde wiederholt eine zeitabhängige Abnahme des Überstands festgestellt (s. a. Unsicherheiten bei der Wassergehaltsbestimmung). In dem Maße, in dem sich Hydratphasen mit fortschreitender Karbonatisierung pH-abhängig wieder auflösen, wird gebundenes Kristallwasser frei (vgl. Abb. 21, rechts).

Vor Beginn der Karbonatisierung sind ca. 10 Mass.-% des vorhandenen Wassers in Mineralphasen eingebaut, ca. 6 Mass.-% bleiben dauerhaft gebunden. Mit Blick auf die deponieseitige Ablagerung bedeutet dies, dass möglicherweise das Wasserangebot während des Behandlungsprozesses die Ausbildung von Mineralphasen limitiert, sofern nach der Ablagerung kein zusätzliches Niederschlags- oder Sickerwasser zutrifft. Dies könnte eine Ursache dafür sein, dass beispielweise Ettringitphasen nicht durchgängig in den mineralogisch und mittels REM/EDX untersuchten Bohrkernproben nachweisbar waren (vgl. Abschnitt 4.1.4).

4.1.7.2 Berechnete Gleichgewichtszusammensetzung Porenwasser / Feststoff

Die Zusammensetzung des Porenwassers in Abhängigkeit des aufgenommenen Kohlenstoffdioxids zeigt Tabelle 13.

Die zugehörige Mineralphasenzusammensetzung des Systems ist im Anhang F dargestellt. Chlorid, Sulfat (angegeben als S), Kalium und Natrium prägen die berechnete Porenwasserzusammensetzung. Auffällig ist, dass ohne Zutritt von Kohlenstoffdioxid das Stabilisat geringere Sulfatkonzentration-

Tab. 13: Berechnete Elementkonzentrationen in der wässrigen Phase (Porenwasser) in Abhängigkeit von der Kohlenstoffdioxidaufnahme. Alle Konzentrationswerte in mg/L.

CO ₂ -Aufnahme	0 mol	3,3 mol	6 mol
pH	11,12 [-]	8,87 [-]	7,53 [-]
Al	0,13	0,0060	0,00047
As	< 0,0001	0,0001	0,00045
Ba	0,010	0,0085	0,011
C	–	0,64	5,1
Ca	484	342	480
Cd	0,018	0,0010	0,0016
Cl	85.690	76.190	77.256
Co	0,017	0,75	12
Cr	249	< 0,0001	< 0,0001
Cu	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
Fe	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
K	20.973	14.762	1.802
Mg	< 0,0001	1,2	109
Mn	< 0,0001	0,19	0,29
Mo	11	0,91	0,029
Na	48.772	49.799	53.869
Ni	0,0069	0,0001	0,020
P	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
Pb	0,47 (0,2 [‡])	0,51 (0,2 [‡])	12 (0,2 [‡])
S	3.893	6.601	3.901
Sb	< 0,0001	0,0006	1,7
Si	0,79	0,13	0,47
Sn	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
Sr	100	0,056	0,071
Ti	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
V	213	0,0043	0,0012
Zn	0,078	0,067	7,1
Zr	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001

[‡] gilt für Adsorption an Goethit (FeOOH)

nen aufweist als der unbehandelte Kesselstaub [59]. Das im Additiv enthaltene Sulfat wird verstärkt in Ettringit und Gips fixiert, was mit den festgestellten Unterschieden der elektrischen Leitfähigkeit und der Sulfatkonzentration in den Eluaten konsistent ist.

Die korrespondierende Phasenzusammensetzung des Stabilisats (vgl. Abb. 22) ist neben silikatischen, v. a. durch sulfat-, chlorid- und (bei CO₂-Aufnahme) karbonathaltige Mineralphasen gekennzeichnet. Als Sulfate treten Ettringit, Gips, Glauberit, Syngenit und Schwermetallsulfate (z. B. Baryt,

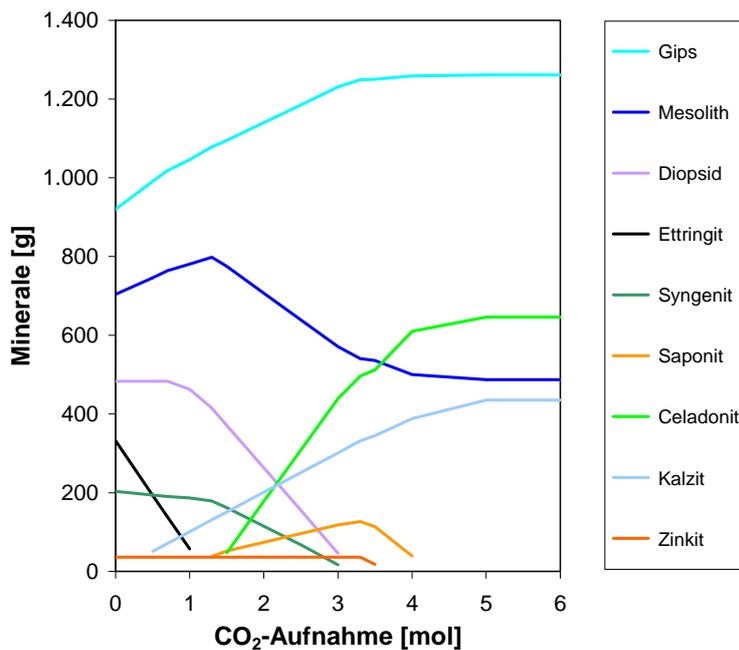


Abb. 22: Simulierte Mineralphasenzusammensetzung des Kesselstaubstabilisats in Abhängigkeit von der Kohlenstoffdioxidaufnahme.

Glaucozerinit) auf. Ettringit zerfällt bei Abnahme des pH-Wertes durch Zugabe von Kohlenstoffdioxid in Kalzit, Diaspor und Gips. Neben Ettringit sind im Alkalischen die Phasen Friedel'sches Salz und die CSH-Phase Tobermorit stabil. Chlorid kann in das Friedel'sche Salz $\{3\text{CaO}\cdot\text{Al}_2\text{O}_3\cdot\text{CaCl}_2\cdot 10\text{H}_2\text{O}$ bzw. $\text{Ca}_4\text{Al}_2(\text{OH})_{12}\text{Cl}_2\cdot 4\text{H}_2\text{O}$ oder zu geringen Anteilen in Phosphate wie in Chlorspodiosit eingebunden werden. Eine Fixierung in Ettringit blieb aufgrund fehlender Werte für das Löslichkeitsprodukt unberücksichtigt. Die Simulationsergebnisse bestätigen einerseits die Befunde aus den REM-Untersuchungen und der Phasenanalytik (Nachweis von Halit und Sylvit, teilweise auch Ettringit) und stehen im Einklang mit den hohen Konzentrationen an Kalium und Chlorid in S4-Eluaten und Säuleneffluents.

Als stabile Silikate lieferten die Simulationen Mesolith, Celadonit, Muskovit, Nontronit und Saponit. Kalziumkarbonat stellt den größten Anteil am Kalzit-Mischkristall, in das weitere Karbonate (z. B. Magnesit oder Smithsonit) eingebunden sein können.

4.1.7.3 Berechnete Fixierung / Löslichkeit von Spurenmetallen in Abhängigkeit vom pH-Wert

Blei. Ein stark alkalisches Milieu fördert die Bildung anionischer Hydroxokomplexe und bedingt erhöhte Bleikonzentrationen in der Wasserphase. Im Neutralen kontrollieren demgegenüber verstärkt Chlorokomplexe die Bleilöslichkeit [93].

Die im leicht alkalischen Milieu stabile Verbindung $\text{Pb}_2(\text{OH})_3\text{Cl}$ wandelt sich bei abnehmendem pH-Wert in Paralaurionit um. Dessen Löslichkeit bestimmt bei vollständiger Karbonatisierung die Bleikonzentration (bis 12 mg/L) in der Wasserphase. Die Bildung schwerer löslicher Minerale, wie Chervetit und Wulfenit, ist durch die Gehalte an Vanadium und Molybdän limitiert. Das in der Natur häufig anzutreffende und schwer lösliche Bleimineral Cerussit (PbCO_3) ist aufgrund der hohen Chloridgehalte thermodynamisch instabil. Insgesamt liegen die simulierten Gleichgewichtskonzentrationen höher als die experimentellen Befunde (Bleikonzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze von 100 µg/L).

Zink. Das Element Zink zeigt im betrachteten System geringe bis mittlere Löslichkeiten auf. Bei alkalischen pH-Werten bilden Zinkit, Hydrozinkit und Glaucozerinit stabile Mineralphasen. Im Neutralen dominiert Smithsonit, die Konzentration des gelösten Zinks nimmt auf 7,1 mg/L zu. Insgesamt wird die

Löslichkeit von Zink, wie auch die von Blei, durch die Salzgehalte erhöht. Die für alkalische Bedingungen berechnete Zinkkonzentration von 80 µg/L stimmt größenordnungsmäßig mit der festgestellten Konzentration in der ersten Effluentfraktion der Säulenversuche im Labormaßstab überein. In allen weiteren Proben lag Zink unter der Bestimmungsgrenze von 50 µg/L.

Chrom. Bestimmende Faktoren der Chrommobilität sind pH-Wert und Redoxpotenzial. Bei einem pH-Wert um 11 und einem Redoxpotenzial von +200 mV ist die sechswertige Oxidationsstufe thermodynamisch stabiler als die dreiwertige [84]. Mit abnehmendem pH-Wert und zunehmender Karbonatisierung sinkt die Chromkonzentration in der Wasserphase aufgrund der erhöhten Stabilität der dreiwertigen Spezies. Die Simulation zeigt, dass ein Großteil des sechswertigen Chroms in Ettringit und Baryt eingebunden wird. Auch aufgrund der hohen Konzentrationen an konkurrierendem Sulfat ergeben sich Restlöslichkeiten von bis zu 250 mg/L. Diese Werte sinken bei einem Redoxpotenzial von +100 mV auf 20 mg/L, bei +50 mV liegt ausschließlich unlösliches dreiwertiges Chrom vor. Die Berechnungen lassen den Schluss zu, dass eine Reduktion von Chrom(VI) zu Chrom(III) mit nachgelagerter Fällung von Fe/Cr-Oxiden [94] unter den gegebenen Bedingungen nicht plausibel ist.

Dies bestätigen auch die folgenden experimentellen Befunde: (i) die Ergebnisse der XANES-Analysen zur Chromspeziation im Feststoff, (ii) die hohen Eluatwerte des abgelagerten Materials und (iii) den überwiegend als Chromat erfolgten Chromaustrag bei den Säulenversuchen im Labor- und Technikumsmaßstab. Eine Fixierung von Chrom(VI) in Speichermineralen ist zwar möglich, sie geht jedoch einher mit Restlöslichkeiten, die oberhalb der DK II-Zuordnungswerte liegen (zwischen 1 und 250 mg/L). Dieser Befund steht in Einklang mit Berechnungen von [33, 95] für Ettringit haltige Rückstände aus der Chromitaufbereitung. Vor dem Hintergrund der Spannweite der Restlöslichkeit ist der Vergleich mit den Elutionsdaten aus den Labor- und Technikumsuntersuchungen (4 bzw. 8 mg/L) erschwert.

Molybdän. Das Element Molybdän liegt im relevanten E_H -pH-Bereich als sechswertiges Oxoanion (Molybdat) vor [84] und wird in Powellit und Wulfenit eingebaut. Die im alkalischen Milieu resultierende Löslichkeit von 11 mg/L stimmt mit den Ergebnissen der Säulenversuche gut überein. Eine Einbindung von Molybdat in Ettringit oder Baryt ist nicht möglich, da deren Stabilität im Vergleich zu den anderen Mineralphasen zu gering ist.

Zusätzlich zu den berechneten Fixierungswegen sind weitere Mineralphasen als Schwermetallsenken denkbar bzw. in der Literatur beschrieben. So liegt ein Teil der Spurenmetalle (Co, Cr, Ni, Zn) von Anfang an in stabilen, unter Umgebungsbedingungen nahezu unlöslichen Spinellstrukturen [96] vor, die sich in Folge des thermischen Prozesses bilden. Der Stoffbestand dieser Inertphasen ist langfristig festgelegt. Einige Speicherminerale blieben aufgrund nicht bekannter Löslichkeitsprodukte unberücksichtigt. Dies betrifft den diadochen Einbau der Schwermetalle Cd, Co und Pb in Ettringit, wodurch Kalzium ersetzt wird [28, 73]. Daneben ist in Tonmineralen eine Festlegung von Co^{2+} , Cr^{3+} , Cu^{2+} , Ni^{2+} und Zn^{2+} möglich. Weiterhin können lamellare Metallhydroxidsalze (LDH) oberhalb pH 8 die Schwermetalle Cd^{2+} , Cu^{2+} , Ni^{2+} und Zn^{2+} fixieren. Auch Chromat kann in LDH-Phasen eingebunden werden [33].

Neben dem Einbau in Mineralphasen stellt die Adsorption einen wichtigen Fixierungspfad dar. Insbesondere an Oxide bzw. Hydroxide des Aluminiums, Eisens und Mangans werden kationische Schwermetalle im System bei pH-Werten über 5 bis 7 durch Adsorption stark gebunden [97]. Dabei nimmt die Affinität zur Festphase in der Reihenfolge $Pb(II) > Cu(II) > Cr(III) > Zn(II) > Cd(II) \sim Ni(II) > Co(II)$ ab. Eisen(hydr)oxide mit freier Adsorptionskapazität liegen im stabilisierten Kesselstaub in ausreichender Menge vor (vgl. oxalat-lösliches Eisen, Tab. 4), so dass für kationische Spurenelemente günstige Fixierungsvoraussetzungen gegeben sind. Für Oxoanionen wie Chromat, Molybdat und Antimonat ist eine sorptive Festlegung nur bei pH-Werten kleiner 8 wahrscheinlich.

4.1.8 Zeitabhängigkeit geochemischer Umwandlungsprozesse

Grundlage der Modellierung bildete die Umrechnung des Stoffbestands in definierte Mineralphasen und deren Abgleich mit den verfügbaren mineralogischen Analysen (vgl. Abschnitt 4.1.1). Ausgangspunkt der Berechnung war eine mit Kohlenstoffdioxid gesättigte Wasserphase (im Gleichgewicht mit einer CO_2 -Konzentration von 380 ppm, pH 5,6). Diese reagiert mit dem Mineralphasenbestand des Kesselstaubstabilisats. Die Ergebnisse zeigt Abbildung 23 (links).

Aufgrund stark basischer Bestandteile (K_2O , Na_2O) stellt sich kurzfristig (innerhalb eines Tages) ein pH-Wert von 12,6 ein. Unter diesen Bedingungen fällt Ettringit aus. Während der pH-Wert im weiteren Verlauf auf pH 10 zurückgeht, stagniert und unter dem Einfluss der fortschreitenden Karbonatisierung nach ca. 150 Tagen weiter abfällt, löst sich der anfänglich gebildete Ettringit kontinuierlich auf. Nach ca. 400 Tagen ist ein pH-Wert von 7,9 erreicht, der geringfügig über dem Gleichgewichtszustand (pH-Wert: 7,5) liegt.

Während die alkalischen Bestandteile schnell in Lösung gehen, liegen nach 450 Tagen geringe Mengen an Oxiden (NiO , PbO und ZnO), Ettringiten und Silikaten (Albit, Kalifeldspat) vor. So beträgt die Zeitdauer bis zur vollständigen Umwandlung des Ettringitreservoirs ca. 3.600 Tage, obwohl der pH-Wert bereits auf Werte unterhalb des thermodynamischen Stabilitätsbereichs gefallen ist. Dies zeigt, dass neben der CO_2 -Aufnahmerate (vgl. Abschnitt 3.5.4) die Auflösungsrate der einzelnen Minerale eine zentrale Rolle für den zeitabhängigen Verlauf des Phasenbestands spielt.

Der berechnete stufenweise pH-Rückgang ist durch die zeitliche Abfolge sich auflösender bzw. neu bildender Mineralphasen, die in bestimmten pH-Bereichen eine Pufferwirkung besitzen, bedingt. Bis zu einem pH-Wert von 11,4 puffert Portlandit und bis zu einem pH-Wert von 10,1 Brucit $\{\text{Mg}(\text{OH})_2\}$.

Danach beginnen Silikate, wie z. B. Klinochlor $\{\text{Mg}_5\text{Al}_2\text{Si}_3\text{O}_{10}(\text{OH})_8\}$, an Stabilität zu gewinnen und nehmen aus dem Brucit freiwerdendes Magnesium auf. Auch Diaspor berechnet sich über lange Zeiträume (die folgenden 740 Jahre) als stabile Mineralphase. Bei einem pH-Wert von 9,5 löst sich das

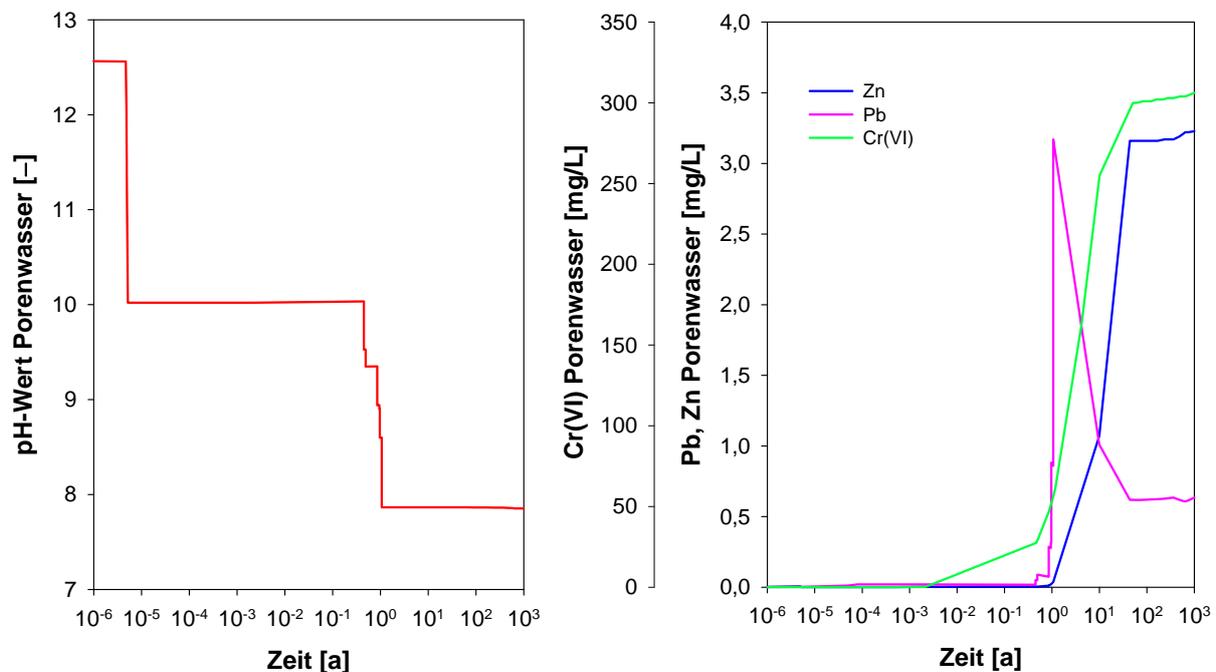
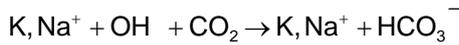
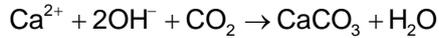


Abb. 23: Berechneter zeitabhängiger pH-Wert (links) sowie Chrom(VI)-, Blei- und Zinkkonzentrationen (ohne Sorptionseffekte) im Porenwasser des stabilisierten Kesselstaubs in halblogarithmischer Darstellung.

magnesiumhaltige Hydroxid $\text{Mg}_4\text{Al}_2(\text{OH})_{14} \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ auf, die Silikate Saponit und Muskovit puffern den pH-Wert. Klinochlor und Saponit scheiden mit fortschreitender Auflösung wieder aus dem berechneten Mineralphasenbestand aus. Die Umwandlung von $\text{Pb}_2(\text{OH})_3\text{Cl}$ in Pyromorphit $\{\text{Pb}_5(\text{PO}_4)_3\text{Cl}\}$ und Paraurionit puffert den pH-Wert nahe dem neutralen Bereich.

Die Geschwindigkeit der Karbonatisierungsreaktionen im System, z. B.



wird bestimmt durch die Freisetzung von Alkali- und Erdalkaliionen aus hydroxidischen Feststoffen (vgl. Auflösungsdaten, Tab. 3) und die Aufnahme von Kohlenstoffdioxid aus der Porenluft in das Porenwasser bzw. den Transport von kohlenstoffhaltigem Wasser durch den Kesselstaub.

Da die Kohlenstoffdioxidaufnahme und Neutralisation langsamer abläuft als die Auflösung von alkalischen Komponenten, stellt sich anfänglich ein hoher pH-Wert ein. Somit ist zunächst die Aufnahme von Kohlenstoffdioxid der geschwindigkeitsbestimmende Schritt der Karbonatisierung. Je langsamer Kohlenstoffdioxid aufgenommen wird, desto längere Zeiträume sind für eine Abnahme des pH-Wertes nötig.

Die für eine vollständige Karbonatisierung erforderliche spezifische Kohlenstoffdioxidmenge von 5 mol bezogen auf 3 kg Stabilisat und 1 kg Wasser wird auf Basis der CO_2 -Aufnahmerate innerhalb von 3 Jahren eingebracht. Da der vorgegebene Mineralphasenbestand bereits Kalzit enthielt (ca. 3,5 mol bezogen auf das Gesamtsystem), ist die Karbonatisierung unter der Voraussetzung eines freien Kohlenstoffdioxidzutritts nach ca. einem Jahr abgeschlossen.

Ist der Kontakt des Materials mit der Umgebungsluft unterbrochen, so bestimmt allein die Wasserphase den Transport und die Zufuhr von (gelöstem) Kohlenstoffdioxid. Dies ist für das deponierte Stabilisat der Fall. Unter den konservativen Annahmen einer CO_2 -Konzentration im Regenwasser von 10 mg/L, einer Rohdichte von 1 Mg/m³, einer Stabilisatmächtigkeit von 1 m und einer Niederschlagshöhe von 1.000 mm werden jedem Mg Stabilisat pro Jahr 0,227 mol CO_2 mit dem Niederschlag zugeführt. Dies entspricht einer Rate von $7,2 \cdot 10^{-15}$ mol/(g·s) und somit einem Zeithorizont von 7.500 Jahren bis zur vollständigen Karbonatisierung. Entsprechend erstrecken sich die in Abbildung 23 (links) wiedergegebenen Halteniveaus über einen längeren Zeitraum. Nicht berücksichtigt ist in diesem Ansatz eine Passivierung der Oberflächen durch Verwitterungsprodukte wie Kalzit.

Die berechneten Konzentrationen gelöster Schwermetalle (siehe Abb. 23, rechts) durchlaufen vergleichbare Konzentrationsbereiche wie bei der Modellierung der Kohlenstoffdioxid-Aufnahme unter Gleichgewichtsbedingungen.

Aufgrund der spezifischen Auflösungsdaten gehen Salze bereits innerhalb weniger Tage in Lösung. Demgegenüber ist die Mobilisierung von Blei, Chrom(VI) und Zink stark zeitabhängig. Die den Verlauf der berechneten Blei- und Zinkkonzentrationen bestimmenden Schwermetalloxide Massicotit und Zinkit lösen sich langsam auf. Zunächst bleiben die Konzentrationen gering: Es bilden sich Mineralphasen, die im leicht alkalischen Milieu sehr stabil sind. Die berechneten Konzentrationen erhöhen sich bei pH-Werten unter 9 (Pb) bzw. 8 (Zn), da die Stabilität der basischen Phasen $\text{Pb}_2(\text{OH})_3\text{Cl}$ und Hydrozinkit abnimmt.

Die Freisetzung von Chromat ist abhängig von der Ausgangsmenge an Chrom(VI) und der zugehörigen Speichermineralphase. Bei der Modellierung wurde auf Grundlage der XANES-Analysen ange-

nommen, dass 20 Mass.-% des gesamten Chroms als Chrom(VI) in Form von Chromatettringit vorliegt. Für dessen Auflösung wurde die Ratenkonstante des Sulfatettringits verwendet.

Wird bei der Modellierung eine Reduktion von Chrom(VI) zu Chrom(III) zugelassen, so bedingt der rasch abfallende pH-Wert, dass sämtliches aus der Ettringitauflösung freiwerdende Chrom(VI) reduziert wird. Die resultierende Chrom(VI)-Konzentration beträgt unter diesen Bedingungen maximal 0,01 mg/L. Wird dagegen eine Reduktion unterdrückt, resultiert der in Abbildung 23 (rechts) dargestellte Konzentrationsverlauf. Demnach wäre nach ca. 10 Tagen eine Chromkonzentration von knapp 2 mg/L erreicht. Die Konzentration würde nach ca. 27 Jahren bis auf ca. 300 mg/L ansteigen und auf diesem Niveau verharren, bis der Chromatettringit aufgelöst wäre.

Die Ergebnisse der geochemischen Modellierung sind sowohl hinsichtlich der Zeitskala als auch hinsichtlich der Konzentrationen mit einigen Unsicherheiten behaftet. Diese betreffen die aus der Literatur entnommenen Ratenkonstanten und Löslichkeiten sowie den Fortschritt der Karbonatisierung. Dies erschwert einen direkten Vergleich zwischen simulierten und experimentellen Daten. Dennoch erlauben die Simulationsrechnungen wichtige Rückschlüsse auf die im Kesselstaubstabilisat ablaufenden Reaktionen und die resultierende Mobilität umweltrelevanter Inhaltsstoffe. Insbesondere wird deutlich, dass die Schadstoffeinbindung in Mineralphasen nur in bestimmten Stabilitätsbereichen wirksam ist. Zeitabhängig ergeben sich ausgeprägte Änderungen der Löslichkeit. Eine vollständige Karbonatisierung ist nicht mit einer maximalen Einbindung von Schadstoffen im System verbunden. Vielmehr sind pH-Werte um 10 als optimal für eine Fixierung von Schwermetallen in Mineralphasen anzusehen. Voraussetzung wäre jedoch eine umfassende Chromatreduktion durch die Behandlung.

4.2 Stabilisierter Galvanikschlamm

4.2.1 Grundcharakterisierung / Mineralogie / partikulärer Gefügebau

In Tabelle 14 sind wichtige Feststoffeigenschaften des stabilisierten Galvanikschlammes zusammengefasst.

Die makroelementare Zusammensetzung des Feststoffs wird durch Kalzium, Chlor, Silizium, Eisen und Schwefel bestimmt. Bis auf das Element Chlor, das in deutlich geringeren Konzentrationen im Feststoff auftritt, ähnelt die Zusammensetzung der der stabilisierten Kesselasche. Die Schadstoffgehalte sind insbesondere bei Zink, Nickel, Chrom und Blei auffällig. Die Säureneutralisationskapazität wird i. W. durch die Gehalte basisch wirkender Kationen (bzw. die Basizität) geprägt und ist gegenüber der stabilisierten Kesselasche erhöht. Die ebenfalls erhöhten Eisengehalte schlagen sich in der Konzentration amorpher Eisenoxide nieder. Dies könnte eine Ursache für die mehr als doppelt so hohe spezifische Oberfläche sein. Die Reindichte ist im Vergleich zum Kesselaschestabilisat vermutlich infolge eines niedrigeren Quarzanteils geringer. Der Kohlenstoffgehalt ist demgegenüber erhöht.

Tab. 14: Feststoffeigenschaften des stabilisierten Galvanikschlammes. Sofern nicht anders angegeben, wurden die Parameter mit wellenlängendispersiver Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA) bestimmt.

Makroelemente			Spurenelemente		
Al	g/kg	12,5	Co	mg/kg	343
Ca	g/kg	220,7	Cr	g/kg	3,72
Cl ¹⁾	g/kg	77,8	Cu	mg/kg	533
Fe	g/kg	33,3	Mo ¹⁾	mg/kg	< 15
Fe(III) ²⁾	g/kg	31,4	Ni	g/kg	6,92
Fe _{oxalat} ³⁾	g/kg	15,0	Pb	mg/kg	908,0
K	g/kg	6,5	Sb	mg/kg	215,4
Mg	g/kg	11,3	Zn	g/kg	55,4
Mn	g/kg	0,9	Weitere Stoffgrößen		
Na	g/kg	14,0	SNK ⁴⁾	mol H ⁺ /kg	5,15
P	g/kg	1,8	Spez. Oberfläche ⁵⁾	m ² /g	41,1
S ¹⁾	g/kg	19,8	Reindichte ⁶⁾	g/cm ³	2,21
Si	g/kg	70,1	C _{gesamt} ⁷⁾	g/kg	20,4

¹⁾ Energiedispersive RFA

²⁾ Differenz Fe_{gesamt} – Eisen(II)_{titrimetrisch}

³⁾ Amorphe Eisenoxide gem. [52]

⁴⁾ Säureneutralisationskapazität; pH_{stat}-Versuch (24 h, pH 4)

⁵⁾ BET Stickstoffadsorption

⁶⁾ Pyknometrie

⁷⁾ Veraschung bei 1.100 °C / IR-Absorption

Die Ergebnisse der Phasenanalytik gibt Tabelle 15 wieder. Den Mineralbestand dominieren Kalzit, Gips, Ettringit und Quarz. Der hohe Kalzitanteil steht im Einklang mit den Kalziumgehalten, erscheint jedoch mit Blick auf die Kohlenstoffgehalte überhöht. Wesentliche Schwefelmengen sind in Form von Ettringit gebunden; Anhydrit und Gips spielen für die Schwefelbindung eine geringere Rolle. Halide (Sylvin) treten entsprechend den geringen Chlorkonzentrationen im Feststoff begrenzt auf.

Tab. 15: Mittels Röntgendiffraktometrie halbquantitativ bestimmte Mineralphasen in stabilisiertem Galvanikschlamm (Feinfraktion $d_p < 2 \text{ mm}$).

Mineral	Summenformel	Massenanteil	Mass.-%
Anhydrit	CaSO_4	hoch	6
CaAl...hydrat	$\text{Ca}_2\text{Al}(\text{OH})_6\text{Cl}(\text{H}_2\text{O})_2$	n. n.	–
Kalzit	CaCO_3	äußerst hoch	35
Dolomit	$\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$	n. n.	–
Ettringit	$\text{Ca}_6\text{Al}_2(\text{OH})_{12}(\text{SO}_4)_3 \cdot 26 \text{ H}_2\text{O}$	sehr hoch	18
Gips	$\text{Ca}(\text{SO}_4) \cdot 2 \text{ H}_2\text{O}$	sehr hoch	20
Halit	NaCl	n. n.	–
Hämatit	Fe_2O_3	n. n.	–
Magnesit	$\text{Mg}(\text{CO}_3)$	mittel	4
Pottasche	K_2CO_3	n. n.	–
Quarz	SiO_2	sehr hoch	15
Sylvin	KCl	gering	2

n. n.: nicht nachweisbar

Den typischen partikulären Gefügebau des stabilisierten Galvanikschlammes zeigt exemplarisch die rasterelektronenmikroskopische Aufnahme in Abbildung 24. Die Probe weist überwiegend amorphe Strukturen auf, deren Partikelgröße zwischen 1 und 50 μm variiert. Mit einer überdurchschnittlich hohen Zahl an Partikeln $d_p < 10 \mu\text{m}$ ist das Körnungsspektrum gegenüber der stabilisierten Kesselasche zu geringeren Durchmessern verschoben, entsprechend ist die spezifische Oberfläche erhöht.

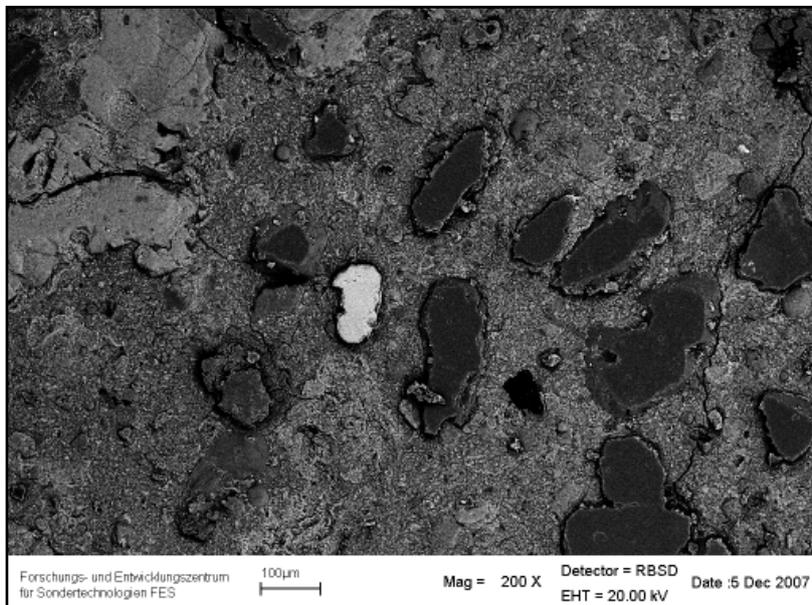


Abb. 24: Typische Morphologie des stabilisierten Galvanikschlammes unter dem Rasterelektronenmikroskop.

Ausgewählte Detailaufnahmen und die zugehörigen EDX-Spektren sind in Abbildung 25 wiedergegeben. Bis auf wenige Ausnahmen weisen die Partikel eine komplexe chemische Zusammensetzung auf; die Elementgehalte der fokussierten Bereiche lassen auf Kalziumsilikate, -hydroxide und -karbonate als Hauptbestandteile schließen.

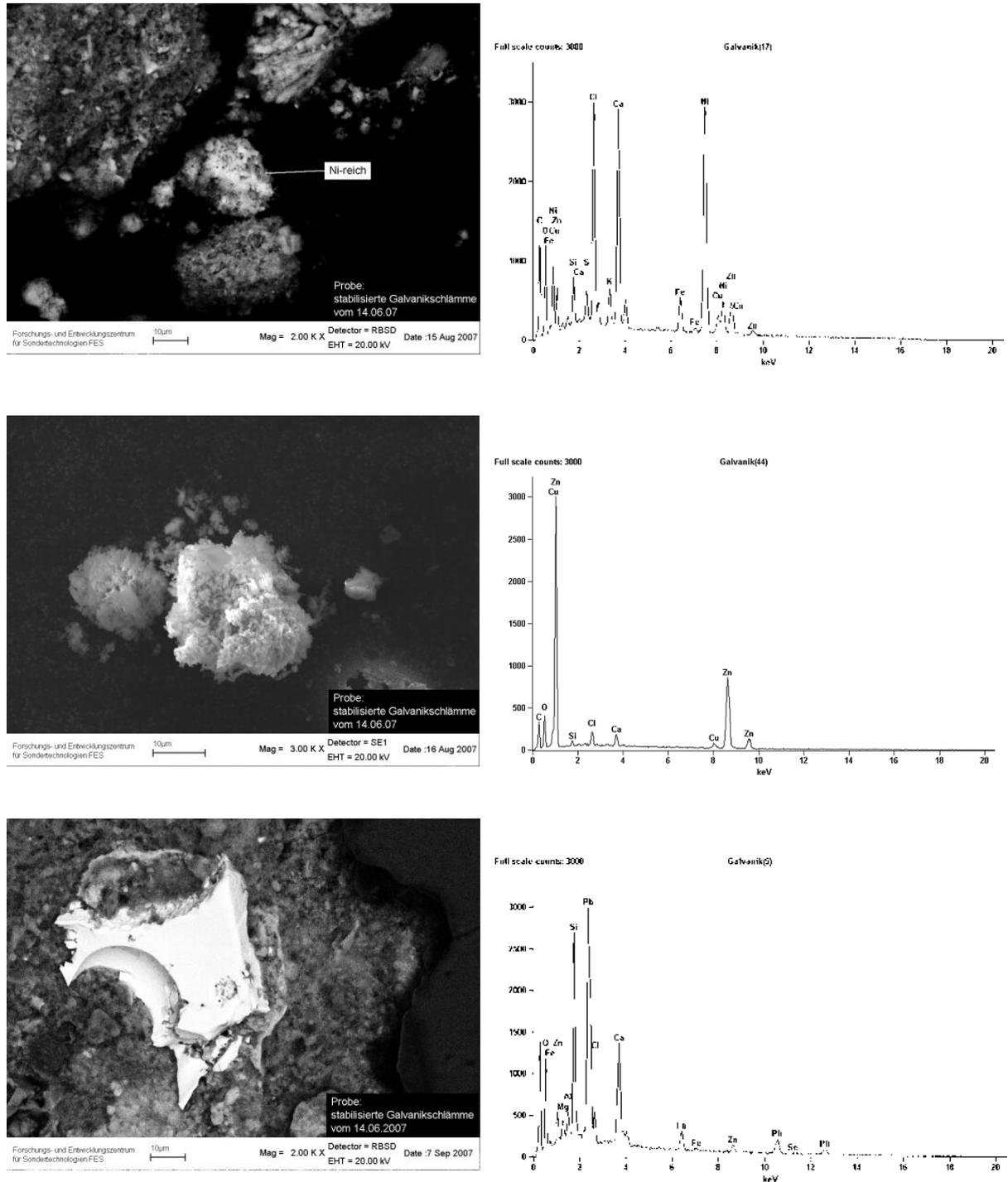


Abb. 25: Ausgewählte rasterelektronenmikroskopische Detailaufnahmen des stabilisierten Galvanikschlammes (links) und zugehörige EDX-Spektren (rechts); oben: Nickeloxid (NiO), Mitte: Zinkoxid (ZnO), amorphes Partikel in Bildmitte, unten: Bleihaltiges Kalziumsilikat (helles Partikel in linker Bildhälfte).

Schwermetallhaltige Partikel liegen vereinzelt vor. Das mit über 5 Mass.-% dominante Schwermetall Zink ist oftmals in Siliziumoxid- und Kalziumkarbonatmineralen enthalten. Daneben liegt es mit Eisen(II)oxid und Eisen(III)oxid assoziiert vor und tritt als Oxid und Hydroxid auf. Nickel ist u. a. mit Kalziumhydroxid vergesellschaftet und kommt als partikuläres Hydroxid bzw. Oxid vor. Blei tritt überwiegend in Kalziumsilikaten auf. Chrom ließ sich mittels EDX-Analyse nicht nachweisen. Barium ist als Sulfat sowie als Barium-Kalzium-Sulfat-Oxid-Mischung anzutreffen.

4.2.2 Chromspeziation

Die Ergebnisse der röntgenabsorptionsspektroskopischen Untersuchung zeigt Abbildung 26. Das Spektrum des stabilisierten Galvanikschlammes ist deutlich weniger „verrauscht“ als im Fall der stabilisierten Kesselasche und entspricht in etwa der Qualität von Standardsubstanzen.

Das Spektrum des Stabilisats ähnelt stark dem Spektrum des als Cr(III)-Referenz verwendeten $\text{CrCl}_3 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$ (vgl. Abb. 26, links). Eine Fokussierung auf den Energiebereich zwischen 5.990 und 6.000 eV (siehe Abb. 26, rechts) weist auf ein – allerdings sehr schwach ausgeprägtes – Pre-edge-Signal bei 5.994 bis 5.995 eV hin; d. h., der Galvanikschlamm enthält neben dem stark dominierenden Cr(III) offenbar auch eine geringe Konzentration an Cr(VI).

Die Bestimmung der relativen Massenanteile anhand der Höhe des Pre-edge-Signals ergibt, dass die Chromspezies zu ca. 6 Mass.-% auf Cr(VI) und zu 94 Mass.-% auf Cr(III) entfallen. Bei dem ermittelten Gesamtgehalt von 3.720 mg/kg entspricht dies ca. 190 mg/kg bzw. 3.512 mg/kg. Die Behandlung erbrachte somit eine weit reichende Chromatreduktion.

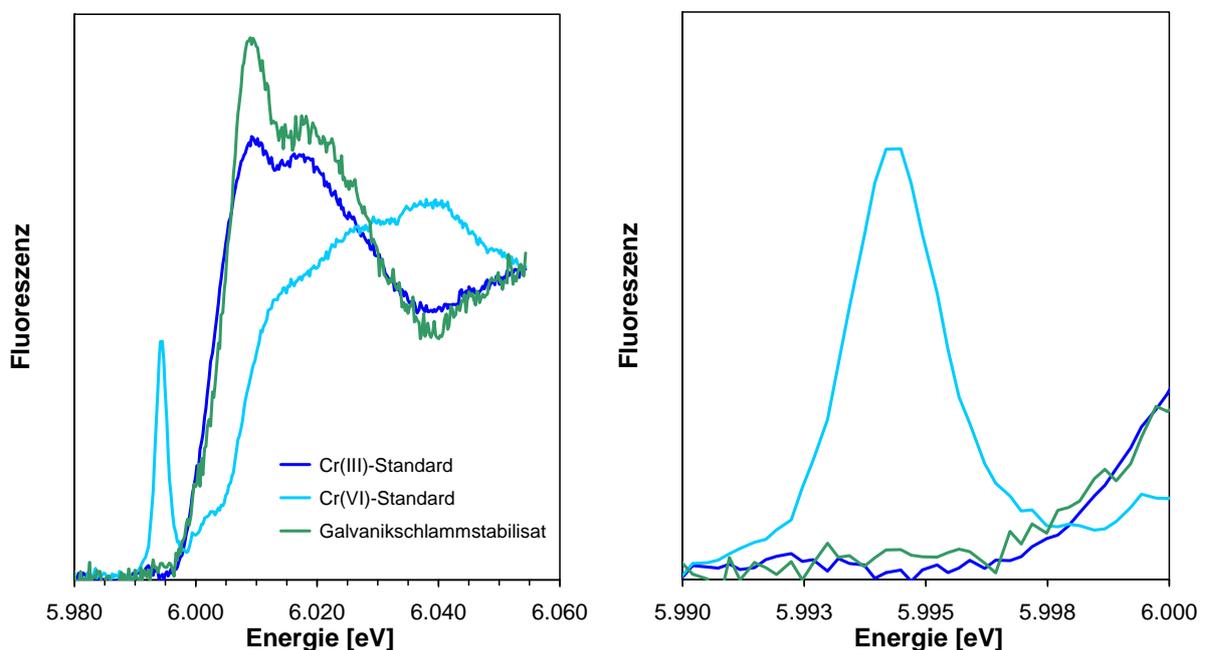


Abb. 26: Cr-K-edge XANES-Spektren des stabilisierten Galvanikschlammes im Vergleich zu Cr(III)- und Cr(VI)-Referenzsubstanzen, Gesamtspektrum (links) und Ausschnitt Energiebereich 5.990 bis 6.000 eV (rechts).

4.2.3 Eluateigenschaften

Die Ergebnisse der S4- (Feinfraktion/Gesamtmaterial) und pH_{stat}-Elution (Feinfraktion) der Proben zeigt Tabelle 16.

Die S4-Elution ergab unabhängig von der Kornfraktion einen alkalischen pH-Wert von 11,5, eine elektrische Leitfähigkeit von rd. 10 mS/cm und ein Redoxpotenzial um 160 mV. Wie bei dem Kesselstaubstabilisat lieferte die Auslaugbarkeit bei „natürlichem“ pH-Wert für die Feinfraktion und das Gesamtmaterial ähnliche Werte. Die Eluatzusammensetzung ist vor allem durch Kalzium und Kalium sowie Sulfat und Chlorid geprägt. Dies reflektiert die mineralogische Zusammensetzung des Materials insbesondere hinsichtlich der Bedeutung löslicher Salze. Die Konzentrationen an Schwermetallen und Metalloiden sind gering. Chrom liegt im Eluat ausschließlich als Chromat vor, das zu geringen Anteilen im Feststoff nachgewiesen wurde.

Die pH_{stat}-Elution ergibt für den sauren Endpunkt (pH 4) eine teils drastische Konzentrationszunahme. Am deutlichsten wird dies beim Parameter Zink mit einer Erhöhung um den Faktor 10.000 gegenüber der Elution bei „natürlichem“ pH-Wert. Eine beträchtliche Zunahme der Eluierbarkeit ist daneben für Nickel (Faktor 3.000), Mangan (Faktor 1.000), Eisen (Faktor 800) und Cadmium (Faktor 300) festzustellen. Demgegenüber ist der Effekt einer Elution bei pH 11 als verhältnismäßig gering zu bezeichnen; im Fall des Kalziums nimmt die Konzentration im Verhältnis zum S4-Eluat ab, bei Blei und Zink nimmt die Konzentration zu.

Die Zuordnungswerte der Deponieklasse II werden im pH_{stat}-Eluat bei Cadmium, Chrom, Nickel und Zink nicht eingehalten. Demnach wäre das Material als teilweise stabilisierter Abfall anzusprechen.

Tab. 16: Ergebnisse der Auslauguntersuchungen (S4- und pH_{stat}-Eluat) des Galvanikschlammstabilisats (Anlagenoutput) im Vergleich zu den Zuordnungswerten für die Deponieklasse II [11]. Alle Konzentrationsangaben in mg/L; -: kein Mess- bzw. Zuordnungswert.

Parameter	S4-Elution		pH _{stat} -Elution Feinfraktion		Zuordnungswert DK II
	Feinfraktion	Gesamtmaterial	pH 4	pH 11	
Ca	1.798	1.875	7.149	376	–
Cd	0,027	0,030	8,33	< 0,01	≤ 0,1
Co	0,167	0,177	9,47	0,197	–
Cr	0,156	0,193	2,19	0,156	≤ 1
Cr (VI)	0,168	0,208	–	–	–
Cu	0,309	0,309	4,07	0,334	≤ 5
Fe	0,022	< 0,02	18,1	< 0,1	–
K	899	972	–	–	–
Mn	0,023	0,024	21,2	< 0,01	–
Mo	0,167	0,144	0,01	0,158	≤ 1
Ni	0,023	0,033	69,6	0,055	≤ 1
Pb	< 0,02	< 0,02	1,39	0,306	≤ 1
Sb	0,020	0,017	0,028	< 0,1	≤ 0,07
Zn	0,141	0,160	1.436	4,52	≤ 5
Sulfat	1.213	–	–	–	1.500
Chlorid	2.252	–	–	–	2.000

4.2.4 Säulenversuche

Wie im Fall des Kesselstaubstabilisats wurden mit der gleichen Zielsetzung und Methodik (vgl. Abschnitt 4.1.5) auch mit dem stabilisierten Galvanikschlamm Säulenversuche im Labor- und Technikummaßstab durchgeführt.

4.2.4.1 Säulenversuche Labormaßstab

Die Versuchsbedingungen für die Säulenelution im Labormaßstab sind in Tabelle 17 aufgeführt. Die Untersuchungen erfolgten an vier Parallelsäulen, die mit unterschiedlichen Lösungen beregnet wurden (vgl. 3.5.3). Die Schüttungen bestanden aus Aliquoten der Feinfraktion des Anlagenoutputs. Die Rohdichte lag zwischen 0,85 und 0,89 g/cm³ und war somit etwas niedriger als die des Kesselstaubstabilisats.

Tab. 17: Versuchsbedingungen bei den Säulenexperimenten im Labormaßstab mit Galvanikschlammstabilisat.

Variante		Säule 1	Säule 2	Säule 3	Säule 4	
Elutionsmittel		Leitungswasser	Extrakt MBA-Output	Extrakt MV-Asche	Kohlensäure	
Festbetteigenschaften	Trockenmasse	m [g]	1.082,13	1.112,09	1.100,28	1.110,49
	Höhe	h [cm]	27,50	27,00	27,50	27,50
	Querschnittsfläche	A [cm ²]	63,62	63,62	63,62	63,62
	Rohdichte	ρ_b [g/cm ³]	0,85	0,89	0,86	0,87
	Porosität	ε [-]	0,62	0,60	0,61	0,61
Experimentabschnitte, Dauer	Gleichgewichtseinstellung	t_{eq} [h]	139	139	139	139
	Berechnungsperiode 1	t_{B1} [h]	125,5	125,5	125,5	125,5
	Flussunterbrechung	t_{Fu} [h]	209,5	209,5	209,5	209,5
	Berechnungsperiode 2	t_{B2} [h]	125,5	125,5	125,5	125,5
Fließbedingungen	Volumenfluss	Q [cm ³ /h]	90,0	90,0	90,0	90,0
	Filter-Geschwindigkeit	q [cm/h]	1,41	1,41	1,41	1,41
	Wassergehalt ¹⁾	Θ_1 [-]	0,56	0,61	0,57	0,54
	Wasservolumen	V_1 [cm ³]	975,1	1.039,2	995,9	950,6
	Abstandsgeschwindigkeit	v_1 [cm/h]	2,54	2,34	2,49	2,60
	Verweilzeit	$t_{res 1}$ [h]	10,83	11,55	11,07	10,56
	Wassergehalt ²⁾	Θ_2 [-]	0,55	0,57	0,55	0,57
	Wasservolumen	V_2 [cm ³]	956,3	985,7	955,1	1.001,2
	Abstandsgeschwindigkeit	v_2 [cm/h]	2,59	2,47	2,59	2,47
Verweilzeit	$t_{res 2}$ [h]	10,63	10,95	10,61	11,12	

¹⁾ integral, gem. Wägung der Säulen vor/nach Versuch

²⁾ gem. Ofentrocknung Festbetailiquot

Formelmäßige Beziehungen zwischen den dargestellten Größen:

$$\rho_b = m/(h \cdot A), \quad \varepsilon = 1 - (\rho_b/\rho_s), \quad q = Q/A, \quad V = \Theta \cdot h \cdot A, \quad v = q/\Theta, \quad t_{res} = V/Q$$

Zu Experimentbeginn wurden die Säulen von unten nach oben mit Wasser gesättigt (Wasserstand 2 cm über Oberkante Festbett) und über einen Zeitraum von 5,8 Tagen equilibriert. Die Beregnung (Volumenfluss 90 cm³/h) erfolgte mit den in Tabelle 17 genannten Eluenten in zwei Perioden à 125 h, getrennt durch eine Flussunterbrechung von 209,5 h. Nachdem bei den Experimenten mit dem Kesselstaubstabilisat Ausflockungen im Zulauf von Säule 2 (Extrakt aus MBA-Output) aufgetreten waren, wurde bei den folgenden Versuchen ein Vorfilter eingesetzt. Damit konnte eine Pfropfenbildung im Zulauf und eine vorzeitige Flussunterbrechung vermieden werden, und die Dauer der Experimentabschnitte war für alle vier Varianten identisch. Die Entwicklung der Porenwasserzusammensetzung wurde während der Gleichgewichtseinstellung anhand von Saugkerzenproben, während der Beregnungsperioden anhand von Effluentfraktionen verfolgt.

Im Unterschied zum Kesselstaubstabilisat differieren die Werte der integralen Wassergehaltsbestimmung und der Wassergehaltsbestimmung mittels Ofentrocknung eines Festbettaliquots kaum.

Gleichgewichtseinstellung. Die Entwicklung der Porenwasserzusammensetzung während der Gleichgewichtseinstellung zeigt Abbildung 27. In den vier Parallelsäulen ergaben sich mit einer gewissen zeitlichen Verzögerung während der Gleichgewichtseinstellung pH-Werte um 11. Wie im Fall des Kesselstaubstabilisats scheint die Auflösung alkalisch wirkender Feststoffkomponenten ratenlimitiert zu sein.

Der Mittelwerte der Redoxpotenziale nahmen unter Wassersättigung um 30 bis 40 mV ab. Im Unterschied zu den pH-Werten erreichen sie innerhalb von 140 h keinen stabilen Endwert und sind durch eine starke Streuung geprägt.

Die elektrische Leitfähigkeit zeigt nach Abschluss der Sättigung eine ausgeprägte Tiefenabhängigkeit: Das Porenwasser, das an der basisnächsten Saugkerze beprobt wurde (Position „Unten“ = 5 cm über Auflager) war durch eine Leitfähigkeit von 40, das Porenwasser der basisfernsten Saugkerze (Position „Oben“ = 21 cm über Auflager) durch eine Leitfähigkeit von 120 mS/cm geprägt. Dieser Befund weist auf ein begrenztes Reservoir leicht löslicher Salze hin. Aus diesem traten während der Aufsättigung mobile Ladungsträger in das Porenwasser über und wurden mit dem aufwärts gerichteten Wasserfluss transportiert. Dadurch verarmte der untere Bereich des Festbetts im Vergleich zum oberen an mobilen Ladungsträgern. Während die Proben der mittleren Saugkerze durch weitgehend konstante Werte geprägt waren, kehrte sich im Lauf der Gleichgewichtseinstellung das Verhältnis der elektrischen Leitfähigkeit in der oberen und unteren Säulenhälfte um. Möglicherweise ist dieses Verhalten auf einen diffusiven Konzentrationsausgleich im Porenwasser zurückzuführen. Alternativ ist denkbar, dass es in der oberen Säulenhälfte zu Ausfällungen aus der (übersättigten) Lösung kam.

Ein zur Leitfähigkeit analoges, tiefen- und zeitabhängiges Equilibrierungsverhalten weisen die Elemente Kalzium, Kobalt und Chrom auf (siehe Abb. 27, rechts). Die Maximalwerte der Kalziumkonzentration erreichen in der oberen Säulenhälfte im Durchschnitt 10 g/L und sind – wie auch die Feststoffgehalte (vgl. Tab. 14) – deutlich höher als im Kesselaschestabilisat.

Das Element Kobalt kommt in Galvanikschlamm (je nach Prozessführung) mit mittleren Gehalten von 100 mg/kg [98] vor. Kobalt ist u. a. Bestandteil von Zink-Kobalt Legierungselektrolyten, die beispielsweise zur galvanischen Verzinkung eingesetzt werden [99]. Die Mobilität von Kobalt ist gegenüber anderen kationischen Schwermetallen, wie Nickel und Blei, erhöht [100]. Mobilitätsbestimmend sind Kationenaustauschprozesse an Trägern permanenter negativer Ladung (z. B. Schichtsilikate) sowie an Eisen- und Manganoxiden. Letztere weisen eine variable Ladung auf, was eine Festlegung im Alkalischen begünstigt [101]. Trotz des hohen pH-Werts traten im Porenwasser des Galvanikschlammstabilisats mit Werten zwischen 1 und 2,5 mg/L relativ hohe Konzentrationen auf. Möglicherweise sind diese auf eine Komplexierung durch Chlorid und Sulfat zurückzuführen [100].

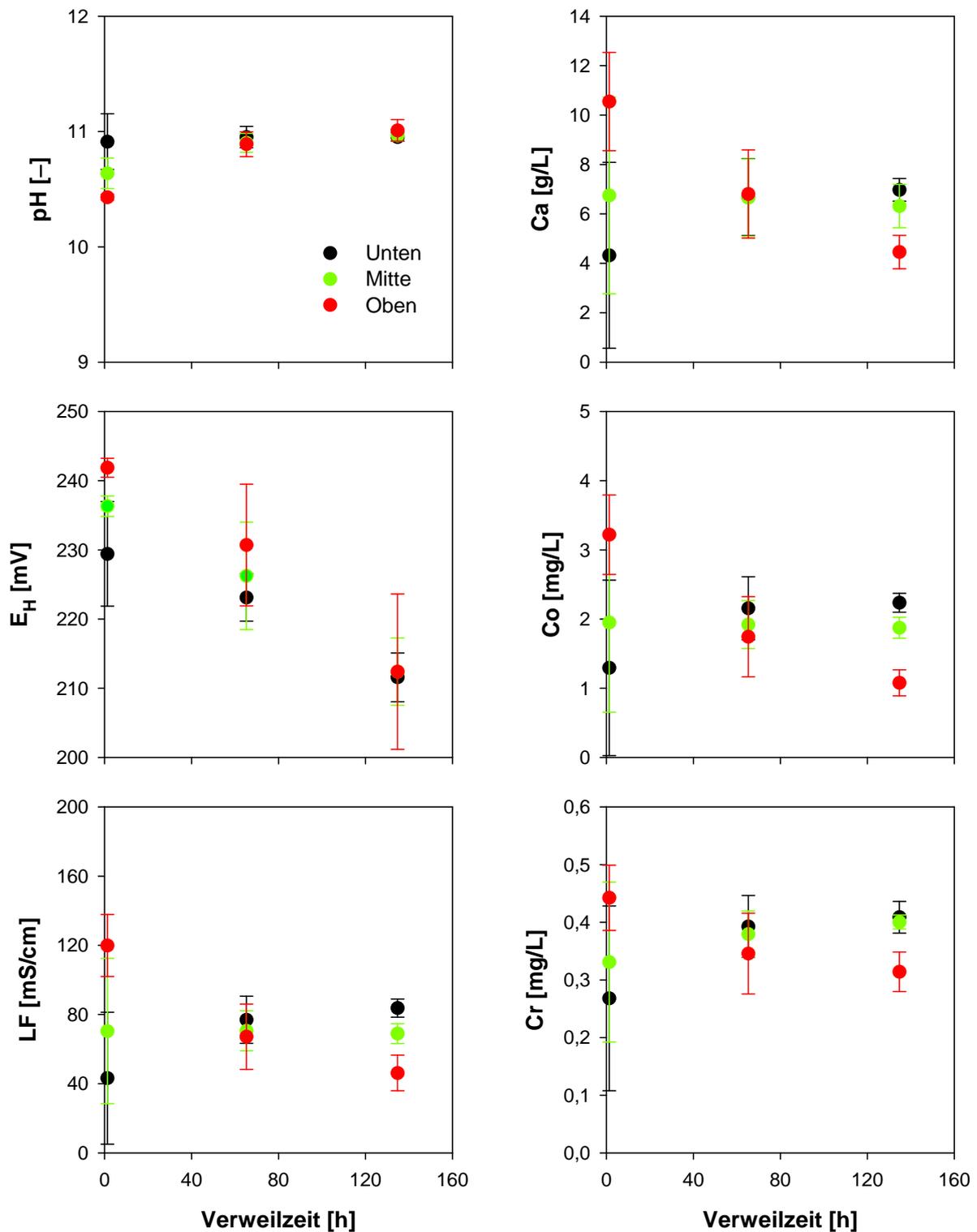


Abb. 27: Verweilzeitabhängigkeit von pH-Wert, Redoxpotenzial und elektrischer Leitfähigkeit (links) und ausgewählten Elementen (rechts) in wassergesättigtem Galvanikschlammstabilisat (tiefendifferenzierte Saugkerzenbeprobung, $t = 0$: Ende Wassersättigung). Fehlerbalken kennzeichnen Standardabweichung der Messwerte aus vier Parallelsäulen.

Für Chrom ergaben sich während der Gleichgewichtseinstellung vergleichsweise niedrige Konzentrationen zwischen 300 und 400 µg/L. Dieser Befund steht im Einklang mit den Ergebnissen der röntgenabsorptionsspektroskopischen Untersuchung, der zufolge nur ein sehr geringer Chromanteil im Feststoff als mobiles Chromat vorliegt.

Der Vergleich zwischen den Porenwasserkonzentrationen (vgl. Abb. 27) und den gem. Konventionsverfahren ermittelten Eluatwerten (siehe Tab. 16) macht deutlich, dass sich unter den Bedingungen des Säulenversuchs deutlich höhere Gleichgewichtskonzentrationen einstellen. Es liegt nahe, diesen Befund auf das unterschiedliche Lösung/Feststoff-Verhältnis (L/S) zurückzuführen. Aus diesem Grund wurde zusätzlich eine Elution bei einem L/S von 2 [46] durchgeführt. Die Ergebnisse fasst Abbildung 28 zusammen. Die Werte bei L/S gleich 0,95 entsprechen dem Porenwasser des Säulenversuchs nach 65,3 h (mittlere Probenahmeebene). Die Lage der Messwerte belegt, dass die Konzentrationen in keiner linearen Relation zum Lösung/Feststoff-Verhältnis steht; vielmehr sind diese im Säulenversuch überproportional erhöht (L/S 0,95). Möglicherweise sind hierfür Ionenstärkeeffekte verantwortlich, die infolge der zunehmenden Konzentration löslicher Salze den Übertritt von Metallen in die Lösung erhöhen.

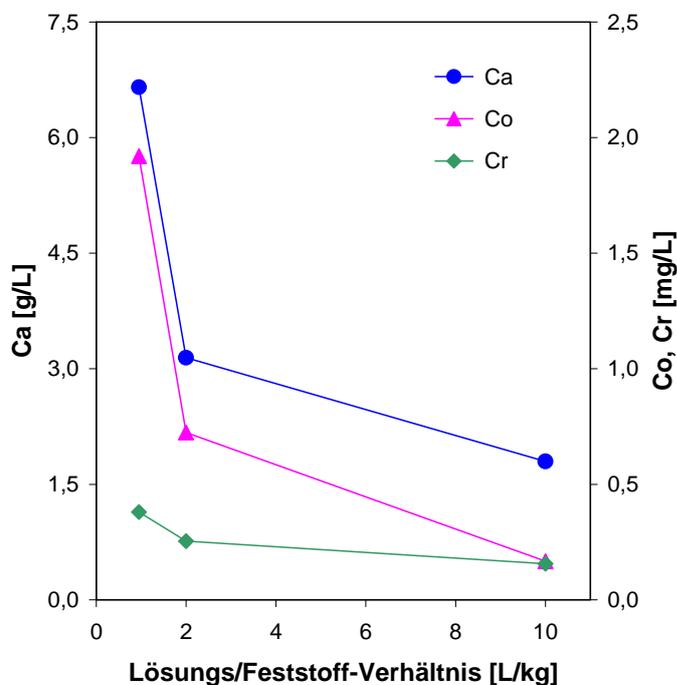


Abb. 28: Konzentration ausgewählter Eluat-Parameter des Galvanikschlammstabilisats als Funktion des Lösungs/Feststoff-Verhältnisses.

Auslaugverhalten bei Beregnung. Die bei der Beregnung des Stabilisats mit unterschiedlichen Eluenten aufgenommenen Auslaugkurven zeigt Abbildung 29 anhand ausgewählter Parameter. Wie beim Kesselstaubstabilisat klingt die elektrische Leitfähigkeit im Ablauf bei sämtlichen Experimenten mit zunehmender Elutionsdauer exponentiell ab. Die Startwerte der einzelnen Varianten schwanken zwischen 80 und 115 mS/cm. Der Mittelwert liegt bei 103 mS/cm (Standardabweichung 14 mS/cm) und damit höher als der Wert der letzten Porenwasserbeprobung (Verweilzeit 135 h, Position „Unten“). Dies weist darauf hin, dass sich die tiefenabhängige Leitfähigkeitszunahme unterhalb der untersten Probenahmeebene fortgesetzt hat. Die Unterschiede zwischen den Säulen sind vermutlich auf die kleinräumige Variabilität des Salzgehalts der einzelnen Schüttungen zurückzuführen.

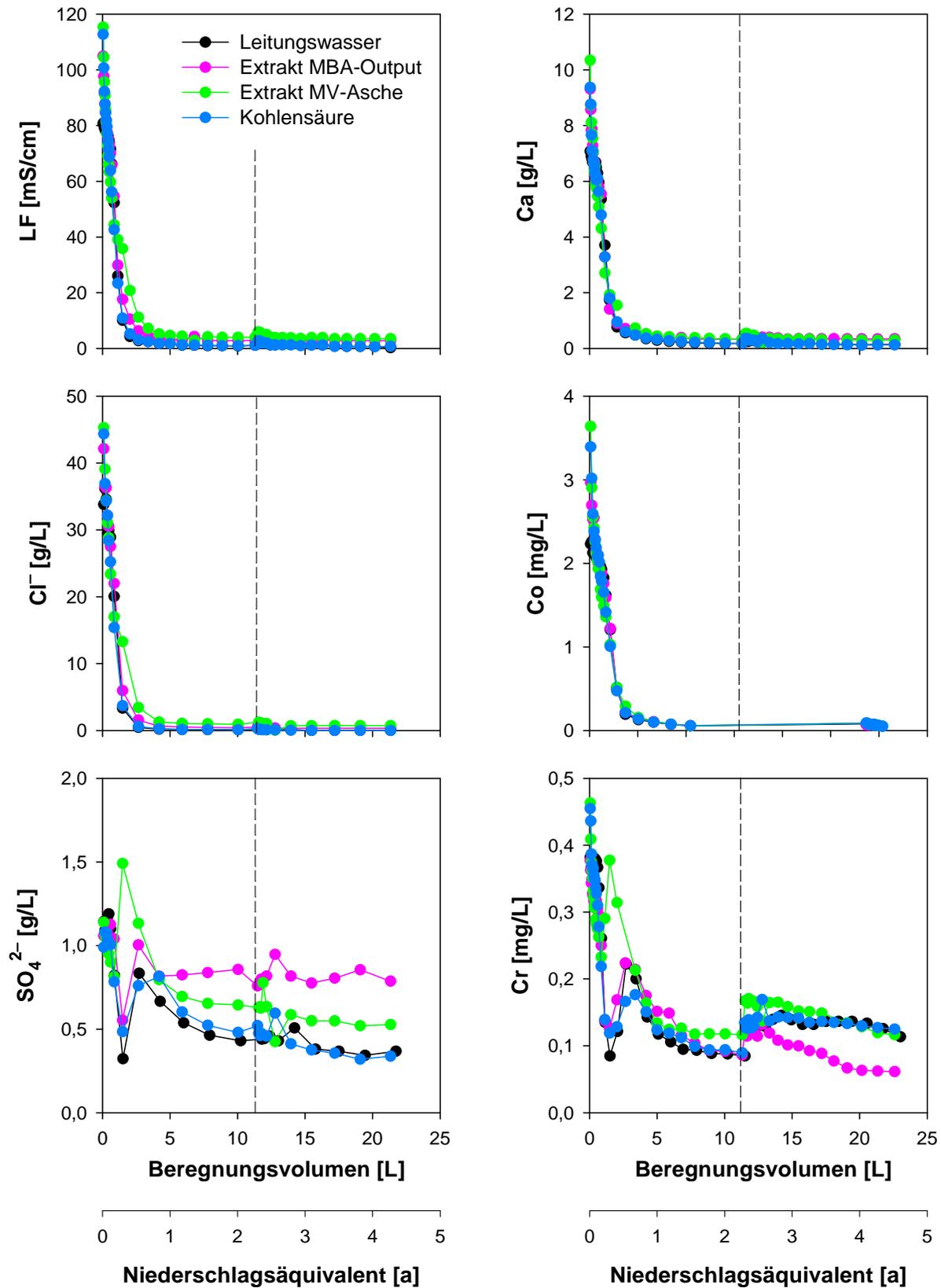


Abb. 29: Elektrische Leitfähigkeit, Chlorid- und Sulfatkonzentration (links) sowie ausgewählte Elemente (rechts) im Effluenten mit unterschiedlichen Lösungen beaufschlagter Schüttungen aus Galvanikschlammstabilisat. Niederschlagsäquivalent: Definiert als Quotient aus Infiltrationshöhe und einem Jahresniederschlag von 770 mm, gestrichelte senkrechte Linie: Beginn 2te Beregnungsperiode.

Die elektrische Leitfähigkeit erreicht nach einem kumulierten Berechnungsvolumen von ca. 4 L ein stabiles Basisniveau. Ein ähnliches Bild zeigt die Auslaugcharakteristik von Chlorid. Hohe Anfangskonzentrationen zwischen 33 und 45 g/L (Chlorid) fielen innerhalb eines Berechnungsvolumens von ca. 4 L auf ein stationäres Basisniveau.

Die Auslaugkurven des Sulfats sind demgegenüber durch einen unsteten Verlauf geprägt: Ausgehend von Startwerten zwischen 1,1 und 0,9 g/L fielen die Konzentrationen der Varianten „Leitungswasser“, „Extrakt MBA-Output“ und „Kohlensäure“ innerhalb von 1,5 L Berechnungsvolumen auf ein lokales Minimum und näherten sich nach einem Wiederanstieg erst gegen Ende der ersten Berechnungsperiode einem quasi-stationären Niveau. Im Vergleich dazu ist sowohl das lokale Minimum als auch das (absolute) Maximum bei der Variante „Extrakt aus MV-Asche“ hin zu niedrigeren Berechnungsvolumina verschoben. Obwohl die Ursache der Oszillationen unklar ist, erscheint die Phasenverschiebung plausibel: Der Extrakt aus MV-Asche weist als einziger Eluent einen alkalischen pH zwischen 10 und 11 auf; dies begünstigt die Deprotonierung von feststoffgebundenen Trägern variabler Ladung und erhöht somit die Mobilität des Sulfats (Anionenausschluss). Für Sulfat ergab die zweite Berechnungsperiode merkbare Konzentrationsunterschiede zwischen den Varianten „Leitungswasser“ bzw. „Kohlensäure“ auf der einen Seite und den Varianten „Extrakt aus MBA-Output“ bzw. „Extrakt aus MV-Asche“ auf der anderen. Das höhere Niveau im Effluenten der Variante „Extrakt aus MV-Asche“ in der Sulfatfracht der Berechnungslösung (Basisniveau ca. 1,5 g/L) begründet zu sein.

Die pH-Werte der Effluenten zeigen einen bemerkenswerten Verlauf: Während beider Berechnungsperioden fielen sie nach 5 L Berechnungsvolumen in den schwach alkalischen Bereich, um sich im weiteren Verlauf der Berechnung wieder Werten um pH 11 anzunähern. Dieses Verhalten war unabhängig von der Berechnungsvariante. Gegenläufig zum pH-Wert lagen die Redoxpotenziale zu Beginn der Berechnungsperioden um 250 mV. Mit rückläufigem pH-Wert stiegen sie auf Werte um 350 mV.

Die Auslaugkurven des Kalziums zeigen – wie die des Kaliums – einen raschen Konzentrationsrückgang und ein vom Elutionsmittel weitgehend unabhängiges Basisniveau. Der bei den Säulenversuchen mit Kesselstaubstabilisat festgestellte sekundäre Peak in den Varianten „Extrakt aus MBA-Output“ bzw. „Extrakt aus MV-Asche“ wird offensichtlich durch die insgesamt höhere Effluentkonzentrationen gedämpft. Wie die elektrische Leitfähigkeit ist das mittlere Startniveau im Vergleich zu der gegen Ende der Gleichgewichtseinstellung festgestellten Porenwasserkonzentration in der unteren Probenahmeebene leicht erhöht.

Gleiches gilt für Kobalt, dessen relativ gute Eluierbarkeit durch die vom Eluenten weitgehend unabhängigen Auslaugkurven bestätigt wird.

Die Auslaugcharakteristika des Chroms entsprechen mit Blick auf den unsteten Verlauf denen des Sulfats. Vergleichbar verhielt sich Molybdän mit Maximalkonzentrationen von ca. 1 mg/L (nicht dargestellt). Unterstellt man, dass dieses Element als Molybdat vorliegt, könnte es sich um ein allgemein auf Oxoanionen zutreffendes Auslaugmuster handeln. Die Chrom-Effluentkonzentrationen der zweiten Berechnungsperiode sind gegenüber dem angenäherten Basisniveau der ersten Berechnung geringfügig erhöht. Dies weist auf die Wirksamkeit einer verweilzeitlimitierten Freisetzung hin. Mit fortgesetzter Berechnung stellen sich für die Variante „Extrakt aus MBA-Output“ die niedrigsten Effluentkonzentrationen ein. Dies ist möglicherweise ein Hinweis auf eine Reduktion des Chromats durch eluentbürtige Huminstoffe.

Bis auf Kupfer, dessen Charakteristika und Niveaus dem des Kobalts ähnlich sind, waren alle weiteren bewertungsrelevanten Metalle/Metalloide bei den Labor-Säulenversuchen mit dem Galvanikschlammstabilisat unauffällig (vgl. Anhang H).

4.2.4.2 Säulenversuche Technikumsmaßstab

Die experimentellen Bedingungen für die Säulenversuche im Technikumsmaßstab sind in Tabelle 18 zusammengefasst. Die Beaufschlagung erfolgte mit dem Eluat einer Reaktorschüttung aus MBA-Output. Dazu wurden die Zwillingsreaktoren der Elutionsanlage in Reihenschaltung betrieben. Beide Reaktoren enthielten das Originalmaterial ohne Korngrößenfraktionierung.

Tab. 18: Versuchsbedingungen Säulenexperiment Technikumsmaßstab, Reihenschaltung MBA-Output → Galvanikschlammstabilisat.

		Schüttung		MBA-Output	Stabilisat
		Elutionsmittel		Leitungs- wasser	Eluat MBA-Output- Schüttung
Festbetteigen- schaften	Trockenmasse	M	[Mg]	0,73	1,37
	Höhe	H	[m]	1,99	2,03
	Querschnittsfläche	A	[m ²]	0,86	0,86
	Rohdichte	ρ_b	[Mg/m ³]	0,43	0,79
	Porosität	ε	[-]	k. A.	0,64
Experimentab- schnitte, Dauer	Gleichgewichtseinstellung	t_{eq}	[h]	176,1	176,1
	1. Berechnungsperiode	t_{B1}	[h]	148,8	148,8
	Flussunterbrechung	t_{Fu}	[h]	494,3	494,3
	2. Berechnungsperiode	t_{B2}	[h]	199,6	494,3
Fließbedingungen	Volumenfluss	Q	[m ³ /h]	0,02	0,02 / 0,01
	Filter-Geschwindigkeit	Q	[m/h]	0,023	0,023 / 0,012
	Wassergehalt ¹⁾	Θ_1	[-]	0,45	0,46
	Wasservolumen	V_1	[m ³]	0,76	0,80
	Abstandsgeschwindigkeit	V_1	[m/h]	0,0520	0,052 / 0,026
	Verweilzeit	t_{res}	[h]	38,17	40 / 80

¹⁾ integral, gem. Wägung der Säulen vor/nach Versuch

Für die Stabilisatschüttung ergab sich eine Rohdichte, die um 13 % geringer war als bei den Laborversuchen. Daraus resultiert eine höhere Porosität. Die Dauer der einzelnen Experimentabschnitte entsprach (unter Berücksichtigung der Verweilzeit der Berechnungslösung im Festbett) in etwa den Bedingungen des Laborversuchs.

Ab Mitte der zweiten Berechnungsperiode kam es zum Überstau der Schüttung, die auf eine Abnahme der ungesättigten Wasserleitfähigkeit hindeutete. Um dies zu überprüfen, wurde der Reaktordeckel abmontiert. Dabei zeigte sich einerseits eine Setzung des Festbetts um ca. 10 cm und andererseits eine Verschlammung der Schüttungsoberfläche durch neu gebildeter Eisenoxide (vgl. Abb. 30, links). Um eine Umströmung des Festbetts (By-pass) zu vermeiden, wurde der Volumenfluss von 20 auf 10 L/h abgesenkt. Dadurch ergaben sich für die zweite Berechnungsperiode und die Dauer des Tracerdurchbruchs Abweichungen bei den abgeleiteten Kenngrößen Filter-/Abstandsgeschwindigkeit und Verweilzeit. Unter der Annahme eines Jahresniederschlags von 770 mm entspricht das kumulierte Berechnungsvolumen inkl. Tracerexperiment ca. 10,7 (MBA-Output) bzw. 9,8 Jahren (Stabilisat).



Abb. 30: Galvanikschlammstabilisat aus dem überstauten Festbett; Proben aus einer Entnahmetiefe von 0–4 cm (links) und aus einer Entnahmetiefe von 4–8 cm (rechts).

4.2.4.3 Skalenvergleich

Um das Auslaugverhalten im Labor- und Technikumsmaßstab vergleichen zu können, wurde das kumulierte Berechnungsvolumen auf die jeweilige Festbettmasse normiert (L/S-Verhältnis, vgl. Abschnitt 4.1.5). Die resultierende Darstellung der Zeitachse ist unabhängig vom Untersuchungsmaßstab.

Den Vergleich fasst Abbildung 31 anhand ausgewählter Parameter zusammen. Der dargestellte Wertebereich des L/S-Verhältnisses entspricht bei der Elution des MBA-Outputs 0,6 (Labor-) bzw. 4,5 Jahresniederschlägen (Technikum); die korrespondierenden Werte für das Galvanikschlammstabilisat betragen 0,9 bzw. 8,7 Jahresniederschläge.

Bei der Untersuchung im Labormaßstab lieferten die unmittelbar zu Berechnungsbeginn beprobten Eluatfraktionen die höchste elektrische Leitfähigkeit. Demgegenüber trat das Leitfähigkeitsmaximum im Technikumsmaßstab bei einem L/S-Verhältnis von 0,2 auf. Dies ist primär eine Konsequenz des größeren Totvolumens der Technikumsreaktoren (Sumpffüllstand, vgl. Abschnitt 3.5.3). Die Maximalwerte sind mit 105 (Labor) und 115 mS/cm (Technikum) in etwa vergleichbar. Die Leitfähigkeitsverläufe des MBA-Outputs (Zulauf) sind nahezu deckungsgleich. Dies gilt auch für die Chloridauslaugkurven. Die Sulfatkonzentration ist im Unterschied zu allen anderen Parametern im Zulauf (MBA-Output) gegenüber dem Ablauf (Stabilisat) erhöht. Dies zeigt, dass im Festbett des stabilisierten Galvanikschlammes eine Sulfatretention erfolgt. Wesentliche Ursache dürfte die Bildung von Oberflächenkomplexen mit Eisenoxidhydraten sein. Allerdings ist dieser Fixierungsmechanismus auf pH-Werte < 8 beschränkt [102]. In Anbetracht der alkalischen pH-Werte des Stabilisats dürfte die Sorption auf die oberflächennahen Bereiche der Stabilisatschüttung begrenzt sein.

Die Auslaugcharakteristika des Kalziums für das Galvanikschlammstabilisat ähneln stark denen des Chlorids und legen zusammen mit den hohen Konzentrationen im g/L-Bereich nahe, dass diese Komponenten die elektrische Leitfähigkeit dominieren.

Die beträchtliche Mobilität von Kobalt wird durch die Säulenversuche im Technikumsmaßstab bestätigt. Hier ergeben sich im Vergleich zur Laboruntersuchung initial systematisch erhöhte Konzentrationen von nahezu 4 mg/L. Der Eintrag von Kobalt mit dem Eluenten spielt dafür kaum eine Rolle. Gleiches gilt für das Auslaugverhalten von Chrom {bzw. Chrom(VI)}. Das im Laborversuch festgestellte lokale Minimum bei L/S ~ 1 wurde im Technikumsmaßstab reproduziert. Der Konzentrationseinbruch zwischen L/S ~ 2 und 3 ist auf die oben erwähnte Verschlämzung der Festbettoberfläche zurückzuführen (Minderung der ungesättigten Wasserleitfähigkeit). Da zeitgleich auch die pH-Werte sanken, liegt es nahe, dass bis zur Drosselung des Volumenflusses das Festbett partiell durchströmt und der Chromaustag über den entstandenen By-pass entsprechend verdünnt wurde.

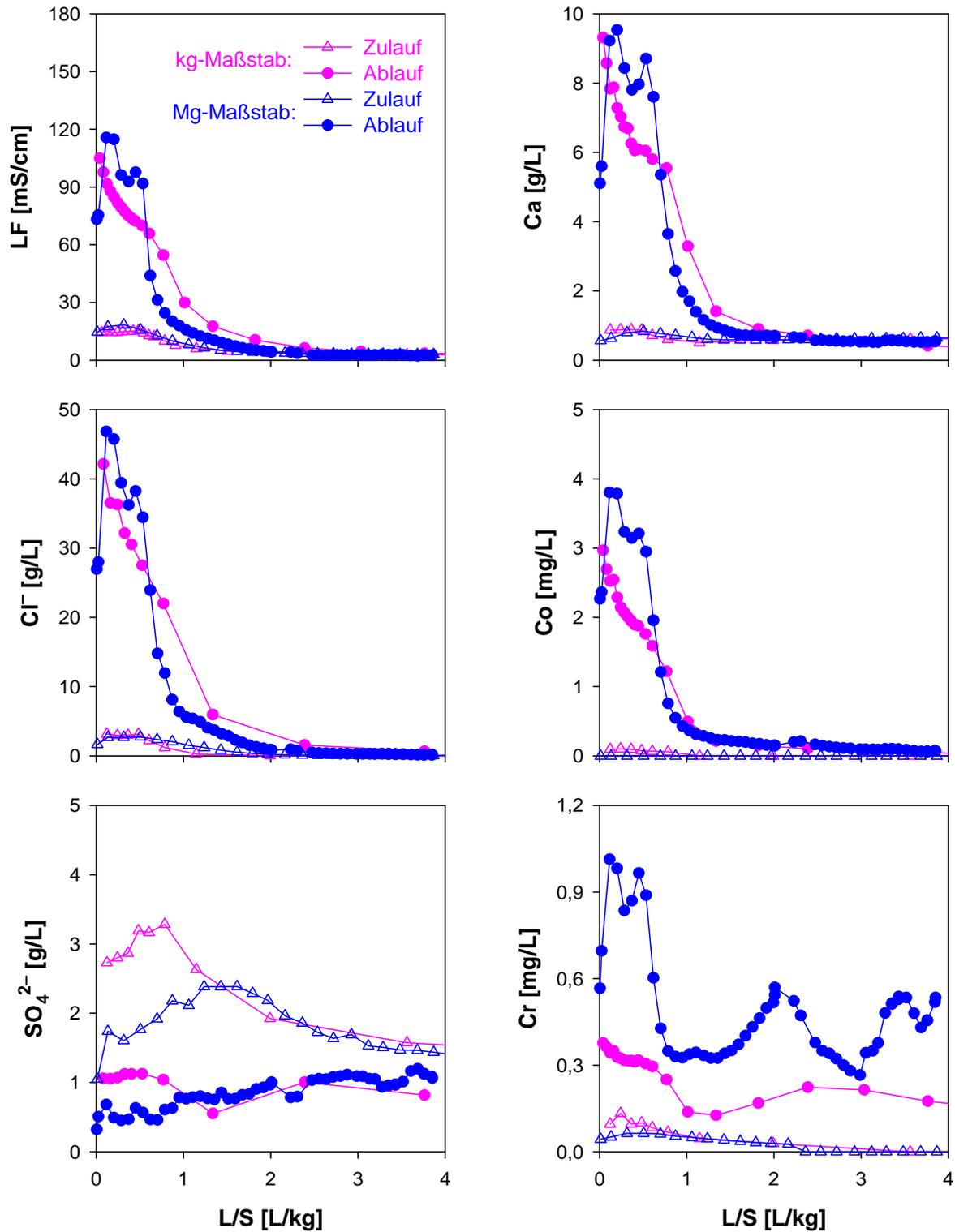


Abb. 31: Skalenvergleich des Auslaugverhaltens stabilisierten Galvanikschlammes bei Beaufschlagung mit Eluat aus MBA-Output; elektrische Leitfähigkeit, Chlorid- und Sulfatkonzentration (links) sowie ausgewählte Elemente im Effluenten der Säulenversuche (rechts).

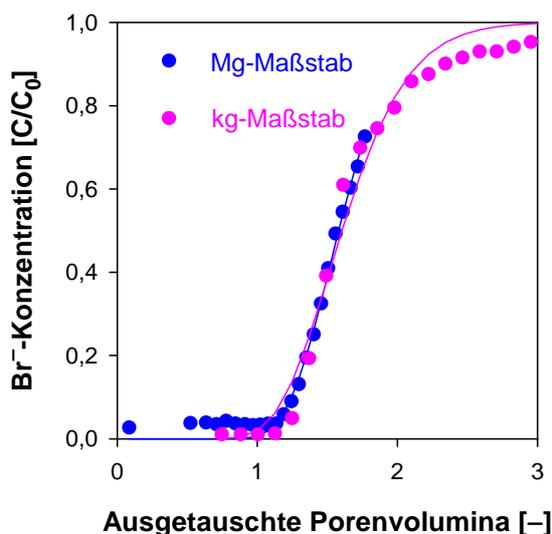
Die anhand des Erscheinungsbilds gefolgerte Verschlämmung durch Eisenoxidhydrate wurde durch die Analyse des Sickerwassers des mit MBA-Output befüllten Reaktors bestätigt. Infolge der reduzierenden Bedingungen und der hohen Huminstoffkonzentration (E_H -Werte im Festbett bis -160 mV, gelöster organischer Kohlenstoff bis 500 mg/L, nicht dargestellt) erfolgte ein beträchtlicher Austrag an Eisen und Mangan mit Maximalkonzentrationen von $0,45$ bzw. $2,5$ mg/L. Die alkalischen Bedingungen des Stabilisatfestbetts begünstigen die oberflächennahe Fällung dieser Komponenten [84], und damit eine Erhöhung des Fließwiderstands [103].

Insgesamt zeigen die Ergebnisse, dass das Auslagverhalten des Galvanikschlammstabilisats von der Untersuchungsskala in geringem Umfang geprägt wird. Insbesondere wird deutlich, dass der Austrag von Makroelementen und Schadstoffen primär auf der Mobilisierung im Stabilisatkörper selbst und nicht auf dem Eintrag durch das Sickerwasser überlagernder Materialien beruht.

Für eine Betrachtung der im Technikumsversuch insgesamt eluierten Stoffmenge wurde vom Austrag des mit dem Galvanikschlammstabilisat befüllten Reaktors der (geringe) Eintrag aus der simulierten Überbauung mit MBA-Output abgezogen. Die erhaltene Netto-Fracht beläuft sich auf $3,5$ % der Einbaumasse.

Nach Umstellung des Eluenten auf eine 10^{-2} M KBr-Lösung wurden sowohl im Labor- als auch im Technikumsmaßstab die Durchbruchkurven von Bromid im Effluenten des Kesselaschestabilisats aufgenommen. Ziel war die Charakterisierung der Fließregime. Die Vorgehensweise war analog der Säulenversuche mit Kesselstaubstabilisat.

Die Ergebnisse zeigt Abbildung 32. Für beide Untersuchungsmaßstäbe lassen sich die sigmoidalen Tracerdurchbruchkurven adäquat durch die Konvektions-Dispersionsgleichung beschreiben. Dies bedeutet, dass im Technikumsversuch nach Drosselung der Fließgeschwindigkeit auf 10 L/h kaum Randeffekte bzw. bevorzugte Fließwege vorhanden waren und dass die Schüttung weitestgehend homogen durchströmt wurde. Der Verlauf der Durchbruchkurven ist nahezu deckungsgleich. Anhand der Péclet-Zahl erscheint das Fließregime bei der Untersuchung im Technikums- im Vergleich zum Labormaßstab etwas stärker konvektionskontrolliert.



Anpassungsergebnis kg-Maßstab:

Retardationskoeffizient R:	1,64
Dispersionskoeffizient D:	$1,73 \text{ cm}^2/\text{h}$
Péclet-Zahl Pe:	37

Anpassungsergebnis Mg-Maßstab:

Abstandsgeschwindigkeit v:	$2,2 \text{ cm/h}$
Dispersionskoeffizient D:	$7,9 \text{ cm}^2/\text{h}$
Péclet-Zahl Pe:	56

Abb. 32: Tracerdurchbruchkurven zur Charakterisierung des Fließregimes im Labor- und Technikumsmaßstab inkl. Anpassung durch analytische Lösung der Konvektions-Dispersionsgleichung (links) sowie Anpassungsergebnis (rechts).

4.2.5 Geochemische Gleichgewichtsmodellierung

4.2.5.1 Karbonatisierung des Galvanikschlammstabilisats

Ein Schlüsselprozess für die Verwitterung des Galvanikschlammstabilisats ist die Reaktion mit atmosphärischem Kohlenstoffdioxid. Diese führt zur Bildung karbonatischer Mineralphasen, wobei der pH-Wert im Porenwasser abnimmt.

Den als Funktion der CO₂-Aufnahme berechneten pH-Wert des Galvanikschlammstabilisats zeigt Abbildung 33 (links). Wie bei dem Kesselstaubstabilisat fällt der pH-Wert stufenweise, während nacheinander unterschiedliche Puffersysteme durchlaufen werden. Nach vollständiger Karbonatisierung stellt sich ein pH-Wert von 6,5 ein. Dazu ist eine CO₂-Aufnahme durch das Modellsystem (3 kg Feststoff, 1 kg Wasser) in Höhe von 12 mol erforderlich.

Die im Vergleich zum Kesselstaubstabilisat höhere Karbonatisierung resultiert aus den unterschiedlichen Puffereigenschaften. Ein empirischer Index zu deren Charakterisierung ist die Basizität [104], definiert als Molquotient CaO/SiO_2 – Basizität I –, erweiterte Ansätze berücksichtigen Magnesiumoxid $(\text{CaO}+\text{MgO})/\text{SiO}_2$ – Basizität II –, bzw. weitere Oxide $(\text{CaO}+\text{MgO}+\text{FeO}+\text{Na}_2\text{O}+\text{K}_2\text{O})/(\text{SiO}_2+\text{PO}_{2,5})$ – Basizität III –, wie die Säureneutralisationskapazität ist die Basizität des stabilisierten Galvanikschlammes je nach Berechnungsansatz um 67–85 % größer als die des Kesselstaubstabilisats. Entsprechend ist eine höhere CO₂-Aufnahme erforderlich, um Kalzium und Magnesium in Kalzit bzw. Magnesit umzuwandeln. Der niedrigere berechnete Gleichgewichts-pH-Wert spiegelt die geringeren Siliziumgehalte des Materials wider: Da weniger Silikate zur Pufferung im neutralen Bereich zur Verfügung stehen, fällt nach Erschöpfung der alkalischen Puffermedien der pH-Wert stärker ab.

Besonders im alkalischen Bereich wird in erheblichem Umfang Kristallwasser eingebaut; der freie Wassergehalt des Systems geht zwischenzeitlich um ca. 75 Mass.-% zurück. Auch nach vollständiger Karbonatisierung und Auflösung der Hydratphasen bleiben ca. 15 % der Wassermasse dauerhaft fixiert.

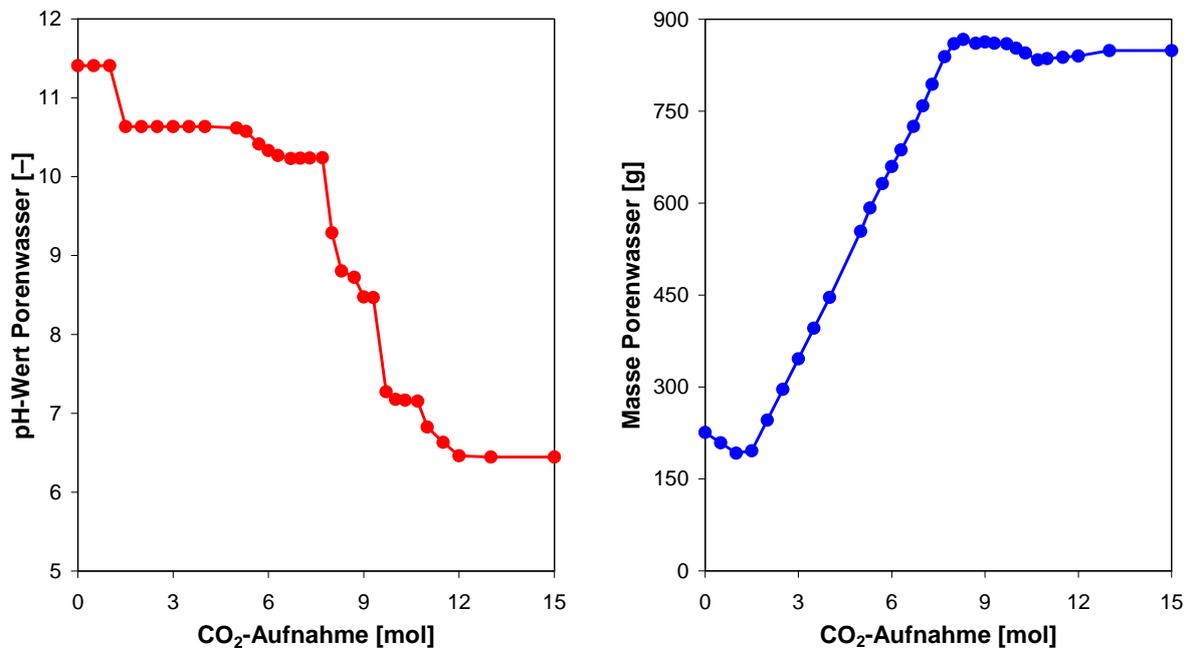


Abb. 33: pH-Wert im Porenwasser (links) und im Galvanikschlammstabilisat gespeicherte Wassermasse (rechts) in Abhängigkeit von der Kohlenstoffdioxidaufnahme. Simuliertes System: 3 kg Feststoff plus 1 kg Wasser.

4.2.5.2 Berechnete Gleichgewichtszusammensetzung Porenwasser / Feststoff

Die Tabelle 19 zeigt die Zusammensetzung des Porenwassers in Abhängigkeit des aufgenommenen Kohlenstoffdioxids. Die zugehörigen Mineralphasen sind im Anhang K dargestellt.

Das System ist i. W. durch die Auflösung von Salzen geprägt. Entsprechend dominieren Chlorid, Kalzium, Natrium und Kalium. Sulfat (angegeben als Schwefel) liegt aufgrund erhöhter Kalziumkonzentrationen in geringeren Konzentrationen vor.

Tab. 19: Berechnete Elementkonzentrationen in der wässrigen Phase (Porenwasser) in Abhängigkeit von der Kohlenstoffdioxidaufnahme. Alle Konzentrationswerte in mg/L.

CO ₂ -Aufnahme	0 mol	6 mol	12 mol
pH	11,41	10,33	6,44
Al	0,0023	0,043	< 0,0001
As	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
Ba	0,029	0,13	0,31
C	-	0,062	0,46
Ca	1.176	5.026	13.406
Cd	0,013	0,21	0,15
Cl	175.097	161.538	139.163
Co	0,016	0,016	222
Cr	17	0,50	< 0,0001
Cu	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
Fe	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
K	53.211	42.434	13.473
Mg	< 0,0001	< 0,0001	1.523
Mn	< 0,0001	< 0,0001	1,3
Mo	1,1	0,32	0,065
Na	81.525	74.221	62.514
Ni	0,12	< 0,0001	0,50
P	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
Pb	5,4 (0,2 [‡])	7,5 (0,2 [‡])	2.094 (0,2 [‡])
S	356	120	90
Sb	< 0,0001	< 0,0001	0,42
Si	0,039	0,072	0,31
Sn	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
Sr	166	0,40	0,62
Ti	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
V	69	4,9	0,020
Zn	0,37	0,011	550
Zr	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001

[‡] gilt für Adsorption an Goethit (FeOOH)

Für die meisten galvaniktypischen Schadstoffe ergeben sich im Alkalischen sehr geringe Lösungskonzentrationen (Kobalt, Kupfer, Nickel, Zink). Demgegenüber werden für Chrom im unverwitterten Material vergleichsweise hohe Konzentrationen berechnet.

Für den Vergleich mit den Effluentkonzentrationen der Säulenexperimente (pH 10,7–10,9) ist zwischen den Werten für eine CO₂-Aufnahme von 0 und 6 mol zu interpolieren. Dabei ergibt sich für die einzelnen Elemente ein unterschiedlicher Übereinstimmungsgrad zwischen Messwert und Simulation. Während bei Kalzium, Molybdän, Nickel und Sulfat verhältnismäßig geringe Abweichungen zu konstatieren sind, über- bzw. unterschätzt das Modellierungsergebnis die Konzentration anderer Elemente z. T. erheblich. Dies ist bei Chlorid (Überschätzung um Faktor 3) und insbesondere Kobalt (Unterschätzung um Faktor 250) bzw. Kupfer (Unterschätzung um Faktor 40.000) der Fall. Für das Element Chrom ergibt sich unter Berücksichtigung des starken Konzentrationsrückgangs im Bereich zwischen pH 11,4 und 10,3 eine akzeptable Übereinstimmung.

Die korrespondierende Phasenzusammensetzung gibt Abbildung 34 anhand der wichtigsten Minerale des Systems wieder. Für das stark alkalische Milieu, das sich ohne Aufnahme von Kohlenstoffdioxid ergibt, bestimmen die Phasen Ettringit, Tobermorit und Diopsid den Festphasenbestand. Daneben ist Hämatit stabil. Infolge des geringen Wassergehalts treten als Chloridträger Halit und Friedel'sches Salz (nicht dargestellt) auf. Als Sulfate sind Gips und Syngenit stabil, wobei Letzteres auf den alkalischen Bereich beschränkt ist. Durch die zunehmende Karbonatisierung erhöhen sich die berechneten Anteile an Gips, Kalzit und Silikaten (Mesolith, Celadonit und Saponit), wohingegen Tobermorit, Ettringit und Friedel'sches Salz ihre Stabilität verlieren.

Um die Veränderung der Mineralphasenzusammensetzung mit den Befunden der mineralogischen Untersuchung vergleichen zu können, ist dem Zerfall des Ettringits als Funktion der CO₂-Aufnahme Rechnung zu tragen. Bezieht man das Simulationsergebnis auf den gemessenen Ettringitgehalt von 18 Mass.-%, ergeben sich annähernd konsistente Werte: Die korrespondierende Kohlenstoffdioxid-aufnahme von 5,3 mol entspricht einem pH-Wert von 10,5 und ist damit etwas höher als die Messwerte der Säuleneffluente. Der simulierte Kalzitgehalt (18 Mass.-%) überschätzt das Ergebnis der Phasenanalytik (35 Mass.-%), die Gehalte an Gips stimmen mit 20 bis 22 Mass.-% jedoch überein.

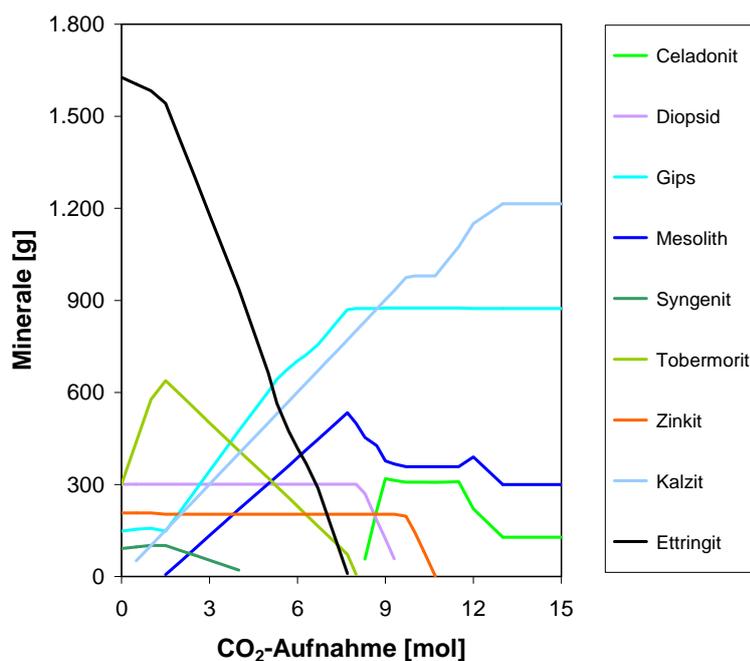


Abb. 34: Simulierte Mineralphasenzusammensetzung im Galvanikschlammstabilisat in Abhängigkeit von der Kohlenstoffdioxidaufnahme.

4.2.5.3 Berechnete Fixierung / Löslichkeit von Spurenmetallen in Abhängigkeit vom pH-Wert

Chrom. Eine Löslichkeit von Chrom(VI) ist im stabilisierten Galvanikschlamm in begrenztem Umfang bei alkalischen pH-Werten gegeben. Die berechneten Konzentrationen fallen jedoch geringer aus als bei den Kesselaschen, da in der wässrigen Phase weniger Sulfat als Konkurrenzanion vorliegt. Für die Chrommobilität sind pH-Wert und Redoxpotenzial entscheidend (vgl. Abschnitt 4.1.7).

Molybdän. Die Löslichkeit des Molybdäns ist infolge der Feststoffgehalte von lediglich 15 mg/kg bei alkalischen Gleichgewichtszuständen als gering einzustufen. Die im Vergleich zum Kesselstaubstabilisat höheren Kalziumgehalte des Systems begünstigen die Bildung von Powellit. Eine Einbindung des Molybdäns in Ettringit und Baryt erfolgt im stabilisierten Galvanikschlamm nicht.

Nickel/Kobalt. Trotz hoher Gehalte im Feststoff (ca. 6,9 g/kg) wird Nickel gut in Mineralphasen eingebunden. Im alkalischen Milieu stellt Bunsenit die wichtigste Senke dar. Im leicht alkalischen und neutralen Milieu ist das Mineral Takovit, aus der Gruppe der Hydrotalkite, stabil. Auch nach vollständiger Karbonatisierung (pH 6,4) resultieren nur geringe Konzentrationen in der wässrigen Phase. Diese werden (anders als bei Blei und Zink) kaum durch eine Adsorption an Eisenhydroxiden beeinflusst. Für Kobalt ergibt sich in den Simulationen im alkalischen Milieu eine geringe Wasserlöslichkeit. Bei vollständiger Karbonatisierung berechnen sich infolge der relativ hohen Feststoffgehalte erhöhte Konzentrationen. Auch für Kobalt ergibt sich eine Fixierung in Hydrotalkiten, wenn man mangels einschlägiger Daten die Stabilitätskonstanten des Takovits ansetzt. Eine Adsorption an Eisenoxide spielt wie bei Nickel eine untergeordnete Rolle.

Zink. Für das Element Zink berechnen sich im alkalischen Milieu geringe Löslichkeiten. Die wesentliche Senke bildet unter diesen Bedingungen das Mineral Zinkit. Im leicht alkalischen und neutralen Milieu sind Glaucozerinit, Hydrozinkit und Smithsonit stabil. Nur ein Teil des Zinks lässt sich durch adsorptive Bindung festlegen. Entsprechend der hohen Chloridkonzentration im Porenwasser steigt die Zinklöslichkeit im neutralen pH-Bereich an.

4.2.6 Zeitabhängigkeit geochemischer Umwandlungsprozesse

Der berechnete pH-Verlauf des stabilisierten Galvanikschlammes (vgl. Abb. 35, links) ist durch einen raschen Anstieg, gefolgt von einer stufenweisen Abnahme bis zu einem pH-Wert von 7,2 geprägt. Das pH-Maximum ist weniger ausgeprägt als beim Kesselaschestabilisat, da der vorgegebene Mineralphasenbestand die Alkalioxide Na_2O und K_2O nicht enthielt.

Auch die Geschwindigkeit der pH-Abnahme ist bei diesem Material mit über 1.250 Tagen geringer als beim Kesselaschestabilisat. Dies reflektiert die höhere Säureneutralisationskapazität bzw. Basizität, die auch durch die initialen Kalzitgehalte nicht kompensiert wird.

Nach etwa 3 Jahren befindet sich das System im Gleichgewicht mit dem Partialdruck des atmosphärischen Kohlenstoffdioxids. Somit liegt stets mehr gelöstes CO_2 im System vor, als durch Freisetzung alkalischer Bestandteile verbraucht wird.

Bis pH 9 erfolgt die Pufferung durch Auflösung von Portlandit, Ettringit, Brucit und Hausmannit. Frei werdendes Aluminium fördert bis zum vollständigen Zerfall des initialen Ettringitreservoirs (nach 7,4 Jahren) die Bildung von Diaspor. Dessen Auflösung beginnt nach ca. 8,2 Jahren und setzt sich über einen Zeitraum von 65 Jahren fort; Aluminium wird sukzessive in neu gebildetem Smektit eingebaut. Während dessen fällt der berechnete pH-Wert auf 6,8 und liegt damit nur noch geringfügig über dem GleichgewichtspH-Wert von 6,4 (nicht im Diagramm dargestellt).

Die simulierten Schwermetallkonzentrationen (vgl. Abb. 35, rechts) durchlaufen bei der zeitabhängigen Umsetzung vergleichbare Bereiche wie bei den Gleichgewichtsberechnungen mit unterschiedlicher CO_2 -Zugabe. Die Löslichkeit des Zinks erreicht im stark alkalischen Bereich einen Wert von ca. 2 mg/L, fällt jedoch bereits nach wenigen Tagen wieder ab. Bei pH-Werten kleiner 9 steigt die Löslichkeit erneut an, da die hydroxidischen Mineralphasen an Stabilität verlieren.

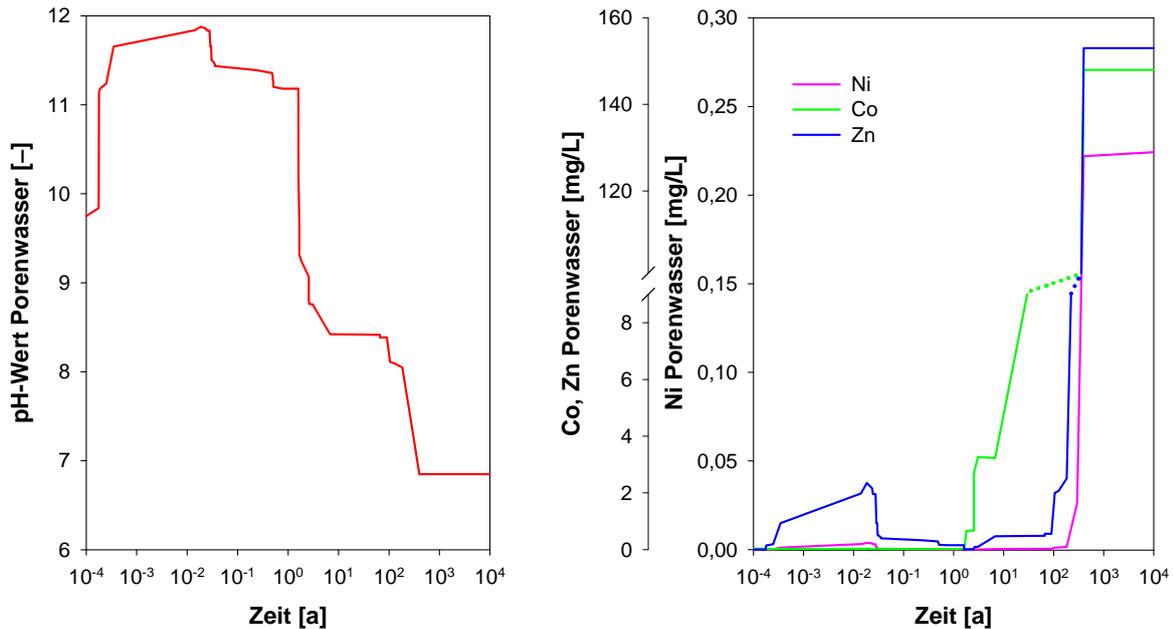


Abb. 35: Berechneter zeitabhängiger pH-Wert (links) sowie Kobalt-, Zink- und Nickelkonzentration im Porenwasser des stabilisierten Galvanikschlammes (rechts) in halblogarithmischer Darstellung.

Einen ähnlichen Verlauf zeigt Nickel, jedoch infolge der Stabilität des Takovits auf einem niedrigeren Niveau. Für Kobalt ergibt sich nach etwa einem Jahr eine Zunahme der Löslichkeit auf ca. 10 mg/L. Dies erscheint konsistent mit den experimentellen Ergebnissen. Jedoch liegt der zu den gemessenen Maximalkonzentrationen von 3–4 mg/L korrespondierende berechnete pH-Wert zwischen 8,7 und 8,4 und ist damit deutlich niedriger als die gemessenen Werte von 10,7–10,9.

Bezüglich der Unsicherheiten bei der Parametrisierung der geochemischen Prozesse (Auflösungskinetiken, Stabilitätskonstanten, Aufnahmearten) wird auf die Diskussion in Abschnitt 4.1.7 verwiesen. Unabhängig von der Zeitskala gilt jedoch auch für den stabilisierten Galvanikschlamm, dass eine vollständige Karbonatisierung des Materials mit Blick auf die Löslichkeit bewertungsrelevanter Metalle nicht anzustreben ist. Günstig erscheint hinsichtlich einer minimalen Eluierbarkeit der pH-Bereich um 10, der jedoch infolge des Pufferverhaltens des Systems verhältnismäßig schnell durchlaufen wird.

4.3 Stabilisierter Filterstaub

4.3.1 Grundcharakterisierung / Mineralogie / partikulärer Gefügebau

Die Feststoffkenngrößen des stabilisierten Filterstaubs aus der Biomasseverbrennung fasst Tabelle 20 zusammen.

Die Elemente Kalzium, Chlor, Eisen, Silizium und Schwefel dominieren die makroelementare Zusammensetzung. Die Chloranteile liegen zwischen denen der Kesselstaub- und Galvanikschlammstabilisate. Silizium ist gegenüber beiden Stabilisaten in geringeren Massenanteilen vertreten. Die Matrix prägenden Schadstoffe sind insbesondere Zink und Blei.

Entsprechend den vergleichsweise geringen Siliziumgehalten bei hohen Konzentrationen an Kalzium weist der stabilisierte Filterstaub von allen Materialien die höchste Säureneutralisationskapazität auf. Gleichzeitig besitzt das Material die geringste Reindichte und liegt hinsichtlich der spezifischen Oberfläche zwischen den beiden anderen Stabilisaten. Der Kohlenstoffgehalt entspricht in etwa dem des stabilisierten Galvanikschlammes.

Tab. 20: Feststoffeigenschaften des stabilisierten Filterstaubs. Sofern nicht anders angegeben, wurden die Parameter mit wellenlängendispersiver Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA) bestimmt.

Makroelemente			Spurenelemente		
Al	g/kg	12,0	Co	mg/kg	19
Ca	g/kg	284,9	Cr	mg/kg	153
Cl ¹⁾	g/kg	127,0	Cu	mg/kg	378
Fe	g/kg	26,8	Mo ¹⁾	mg/kg	79
Fe(III) ²⁾	g/kg	22,7	Ni	mg/kg	<15
Fe _{oxalat} ³⁾	g/kg	14,2	Pb	g/kg	1,4
K	g/kg	18,5	Sb	mg/kg	619,5
Mg	g/kg	11,0	Zn	g/kg	6,6
Mn	g/kg	0,8	Weitere Stoffgrößen		
Na	g/kg	9,5	SNK ⁴⁾	mol H ⁺ /kg	6,54
P	g/kg	0,9	Spez. Oberfläche ⁵⁾	m ² /g	34,2
S ¹⁾	g/kg	19,9	Reindichte ⁶⁾	g/cm ³	2,04
Si	g/kg	20,2	C _{gesamt} ⁷⁾	g/kg	19,2

¹⁾ Energiedispersive RFA

³⁾ Amorphe Eisenoxide gem. [52]

⁵⁾ BET Stickstoffadsorption

⁷⁾ Veraschung bei 1.100 °C / IR-Absorption

²⁾ Differenz Fe_{gesamt} – Eisen(II)_{titrimetrisch}

⁴⁾ Säureneutralisationskapazität; pH_{stat}-Versuch (24 h, pH 4)

⁶⁾ Pyknometrie

Die Ergebnisse der halbquantitativen Phasenanalytik zeigt Tabelle 21. Die bei weitem dominierende Mineralphase stellt ein nicht weiter spezifiziertes Ca-Aluminhydrat dar. Daneben treten Gips und mit mittleren Massenanteilen Sylvit und Anhydrit auf. Quarz spielt im Vergleich zu den Stabilisaten aus Kesselasche und Galvanikschlamm eine untergeordnete Rolle. Dies ist einerseits konsistent mit den geringeren Siliziumgehalten und erklärt andererseits die geringere Reindichte.

Tab. 21: Mittels Röntgendiffraktometrie halbquantitativ bestimmte Mineralphasen in stabilisiertem Filterstaub (Feinfraktion $d_p < 2$ mm).

Mineral	Summenformel	Massenanteil	Mass.-%
Anhydrit	CaSO_4	mittel	4
CaAl...hydrat	$\text{Ca}_2\text{Al}(\text{OH})_6\text{Cl}(\text{H}_2\text{O})_2$	überwiegend	62
Kalzit	CaCO_3	gering	1
Dolomit	$\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$	n. n.	–
Ettringit	$\text{Ca}_6\text{Al}_2(\text{OH})_{12}(\text{SO}_4)_3 \cdot 26 \text{H}_2\text{O}$	n. n.	–
Gips	$\text{Ca}(\text{SO}_4) \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$	sehr hoch	22
Halit	NaCl	n. n.	–
Hämatit	Fe_2O_3	n. n.	–
Magnesit	$\text{Mg}(\text{CO}_3)$	n. n.	–
Pottasche	K_2CO_3	gering	2
Quarz	SiO_2	mittel	4
Sylvin	KCl	mittel	6

n. n.: nicht nachweisbar

In Abbildung 36 wird die typische Kornmorphologie des stabilisierten Filterstaubs deutlich. Die überwiegend amorphen Strukturen sind mit Kalium- und Natriumchloridkristallen durchmischt. Die Partikelgröße beträgt ungefähr 1 bis 100 μm , der häufigste Durchmesser liegt zwischen 15 und 30 μm . Ausgewählte REM-EDX Analysen fokussierter Bereiche zeigt Abbildung 37. Die Elementhäufigkeiten lassen auf Kalium- und Natriumchlorid und deren Mischsalze mit Kalzium als Hauptbestandteile schließen. Die identifizierte Ca-Al-Hydratphase konnte mittels REM-EDX nicht belegt werden.

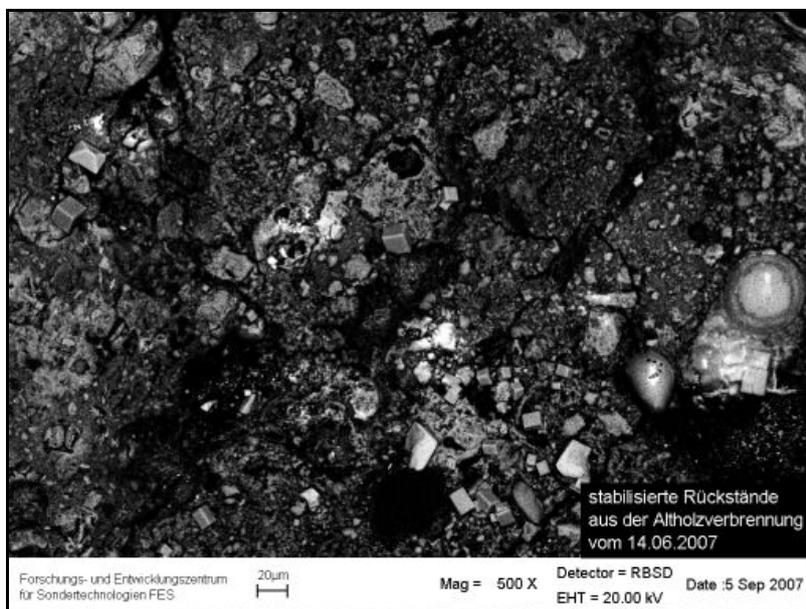


Abb. 36: Typische Morphologie des Filterstaubstabilisats unter dem Rasterelektronenmikroskop.

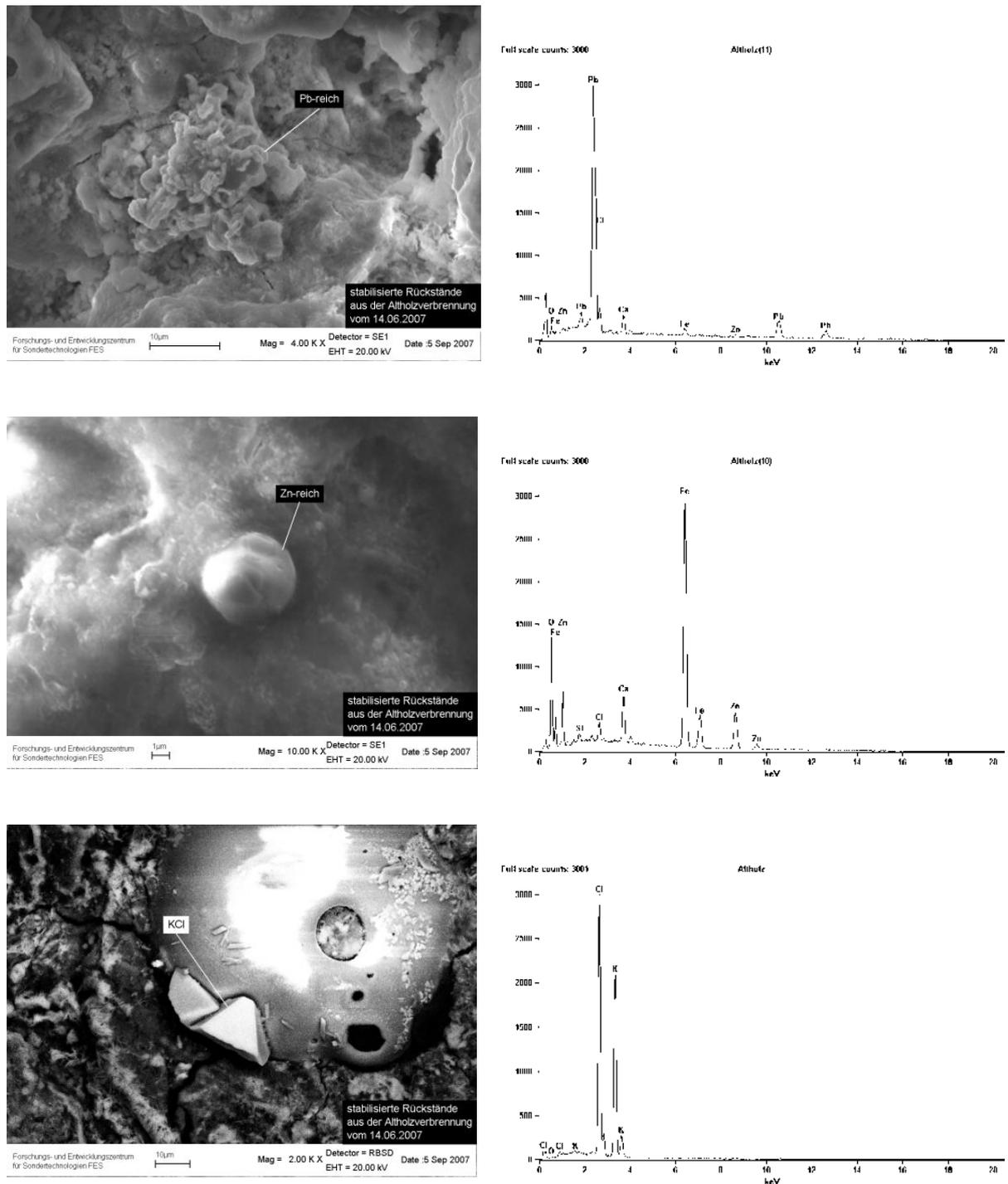


Abb. 37: Rasterelektronenmikroskopische Detailaufnahmen des stabilisierten Filterstaubs aus der Biomasseverbrennung (links) und zugehörige EDX-Spektren (rechts); oben: Bleioxid (PbO), Mitte: Eisen-Zink-Oxid der Stöchiometrie $7 \text{ FeO} \cdot 2 \text{ ZnO}$, unten: Kaliumchlorid (KCl).

Schwermetalle liegen meist als zink-, blei-, cadmium- und chromhaltige Partikel vor, wobei Letzteres nur in Stahllegierungen zu finden ist. Zink tritt als Oxid auf, teilweise vergesellschaftet mit FeO. Blei ist häufig als Oxid oder Chlorid anzutreffen. Cadmium liegt als Oxid bzw. Hydroxid vor, Barium ist in Form von Bariumsulfat gebunden.

4.3.2 Eluateigenschaften

Die Ergebnisse der S4- (Feinfraktion/Gesamtmaterial) und pH_{stat}-Elution (Feinfraktion) mit Proben des Filterstaubstabilisats zeigt Tabelle 22.

Die S4-Elution ergab unabhängig von der Kornfraktion einen alkalischen pH-Wert von ca. 12, eine elektrische Leitfähigkeit von rd. 25 mS/cm und ein Redoxpotenzial um 130 mV. Wie bei den anderen beiden Stabilisaten lieferte die Auslaugung bei „natürlichem“ pH-Wert vergleichsweise geringe und nicht systematische Unterschiede in Abhängigkeit von der Korngröße. Die Eluatzusammensetzung ist vor allem durch Chlorid, Kalium, Kalzium und Sulfat geprägt. Bez. Kalium weist das Filterstaubstabilisat von allen untersuchten Materialien die höchsten Konzentrationen auf. Wie bei den anderen Stabilisaten begünstigt die mineralogische Zusammensetzung des Materials eine Mobilisierung löslicher Salze. Die Konzentrationen an Schwermetallen und Metalloiden treten demgegenüber in den Hintergrund.

Auch für dieses Material ergab die pH_{stat}-Elution für den sauren Endpunkt (pH 4) bei den meisten Elementen eine ausgeprägte Konzentrationszunahme. Am deutlichsten wird dies beim Parameter Cadmium mit einer Erhöhung um den Faktor 26.000 gegenüber der Elution bei „natürlichem“ pH-Wert. Eine beträchtliche Zunahme der Eluierbarkeit ist daneben für Zink (Faktor 12.000) und Blei (Faktor 600) zu konstatieren. Dem gegenüber bestätigen die Ergebnisse, dass die Konzentrationseffekte bei einer Elution bei pH 11 verhältnismäßig gering ausfallen. Allerdings ergibt sich gegenüber der S4-Elution bei Blei eine Zunahme um den Faktor 100 und bei Zink um den Faktor 10.

Überschreitungen der Zuordnungswerte der Deponieklasse II sind im pH_{stat}-Eluat bei den Parametern Cadmium, Nickel, Blei und Zink gegeben. Demnach handelt es sich auch bei diesem Material um einen teilweise stabilisierten Abfall.

Tab. 22: Ergebnisse der Auslauguntersuchungen (S4- und pH_{stat}-Eluat) des Filterstaubstabilisats (Anlagenoutput) im Vergleich zu den Zuordnungswerten für die Deponieklasse II [11]. Alle Konzentrationsangaben in mg/L; –: kein Mess- bzw. Zuordnungswert.

Parameter	S4-Elution		pH _{stat} -Elution Feinfraktion		Zuordnungswert DK II
	Feinfraktion	Gesamtmaterial	pH 4	pH 11	
Ca	3.031	3.076	11.549	2.945	–
Cd	0,001	0,001	20,5	< 0,01	≤ 0,1
Co	< 0,01	< 0,01	0,88	< 0,05	–
Cr	< 0,005	< 0,005	0,08	< 0,025	≤ 1
Cr (VI)	–	–	–	–	–
Cu	0,018	0,015	2,26	< 0,15	≤ 5
Fe	< 0,02	< 0,02	24,53	< 0,1	–
K	3.223	2.460	–	–	–
Mn	< 0,005	< 0,005	21,79	< 0,01	–
Mo	0,108	0,108	0,01	0,16	≤ 1
Ni	< 0,005	< 0,005	4,63	< 0,025	≤ 1
Pb	0,023	0,058	12,99	2,53	≤ 1
Sb	< 0,0025	< 0,0025	< 0,025	< 0,1	≤ 0,07
Zn	0,026	0,059	298	0,34	≤ 5
Sulfat	1.070	–	–	–	1.500
Chlorid	5.190	–	–	–	2.000

4.3.3 Säulenversuche

Die Säulenversuche mit dem stabilisierten Filterstaub entsprachen bez. Zielsetzung und Methodik (vgl. Abschnitt 4.1.5) denen mit Kesselstaub- und Galvanikschlammstabilisat.

4.3.3.1 Säulenversuche Labormaßstab

Die Versuchsbedingungen für die Säulenelution im Labormaßstab zeigt Tabelle 23. Die Schüttungen aus Aliquoten der Feinfraktion des Stabilisats wurden in vier Parallelsäulen eingebracht und mit unterschiedlichen Lösungen beregnet (vgl. Abschn. 3.5.3). Die Rohdichte lag zwischen 0,83 und 0,94 g/cm³ und damit zwischen denen des Kesselstaub- und des Galvanikschlammstabilisats.

Tab. 23: Versuchsbedingungen bei den Säulenexperimenten im Labormaßstab mit Filterstaubstabilisat.

Variante				Säule 1	Säule 2	Säule 3	Säule 4
Elutionsmittel				Leitungswasser	Extrakt MBA-Output	Extrakt MV-Asche	Kohlensäure
Festbetteigenschaften	Trockenmasse	m	[g]	1.129,7	1.156,2	1.169,3	1.070,0
	Höhe	h	[cm]	26,8	26,8	26,0	26,8
	Querschnittsfläche	A	[cm ²]	63,62	63,62	63,62	63,62
	Rohdichte	ρ_b	[g/cm ³]	0,88	0,90	0,94	0,83
	Porosität	ε	[-]	0,57	0,56	0,54	0,59
Experimentabschnitte, Dauer	Gleichgewichtseinstellung	t_{eq}	[h]	144,3	144,3	144,3	144,3
	Beregnungsperiode 1	t_{B1}	[h]	125,5	125,5	125,5	125,5
	Flussunterbrechung	t_{Fu}	[h]	181,5	181,5	181,5	181,5
	Beregnungsperiode 2	t_{B2}	[h]	125,5	125,5	125,5	125,5
Fließbedingungen	Volumenfluss	Q	[cm ³ /h]	90,0	90,0	90,0	90,0
	Filter-Geschwindigkeit	q	[cm/h]	1,41	1,41	1,41	1,41
	Wassergehalt ¹⁾	Θ_1	[-]	0,51	0,52	0,53	0,57
	Wasservolumen	V_1	[cm ³]	870,6	888,1	880,8	968,4
	Abstandsgeschwindigkeit	v_1	[cm/h]	2,77	2,72	2,66	2,49
	Verweilzeit	$t_{res\ 1}$	[h]	9,67	9,87	9,79	10,76
	Wassergehalt ²⁾	Θ_2	[-]	0,64	0,63	0,67	0,65
	Wasservolumen	V_2	[cm ³]	1.098,6	1.073,5	1.114,5	1.106,7
	Abstandsgeschwindigkeit	v_2	[cm/h]	2,20	2,25	2,10	2,18
Verweilzeit	$t_{res\ 2}$	[h]	12,21	11,93	12,38	12,30	

¹⁾ integral, gem. Wägung der Säulen vor/nach Versuch

²⁾ gem. Ofentrocknung Festbetailiquot

Formelmäßige Beziehungen zwischen den dargestellten Größen:

$$\rho_b = m/(h \cdot A), \quad \varepsilon = 1 - (\rho_b / \rho_s), \quad q = Q/A, \quad V = \Theta \cdot h \cdot A, \quad v = q/\Theta, \quad t_{res} = V/Q$$

Die Gleichgewichtseinstellung dauerte ca. 6 Tage. Innerhalb dieses Zeitraums wurde wiederholt Wasser nachdosiert, um die durch Sättigung eingestellte Überstauhöhe auf dem Ausgangswert (2 cm über Oberkante Festbett) zu halten. Das zugegebene Wasservolumen war größer als die Entnahmehöhen bei der Porenwasserbeprobung (s. u.). Dies legt einen Kristallwassereinbau im Material nahe. Die Diskrepanzen zwischen der integralen bzw. auf Ofentrocknung basierenden Wassergehaltsbestimmung bestätigten diese Vermutung (Θ_1 : Mittelwert 0,53, Θ_2 : Mittelwert 0,65, vgl. Abschnitt 4.1.5). Sie schlagen sich in den abgeleiteten Größen Abstandsgeschwindigkeit und Verweilzeit nieder.

Die Berechnung (Volumenfluss 90 cm³/h) erfolgte mit den in Tabelle 17 genannten Eluenten in zwei Perioden à 125 h, getrennt durch eine Flussunterbrechung von 181,5 h. Sowohl während der Gleichgewichtseinstellung als auch während der Flussunterbrechung wurde die Entwicklung der Porenwasserzusammensetzung anhand von Saugkerzenproben untersucht. In den Berechnungsphasen erfolgte die Gewinnung von Effluentproben mittels eines Fraktionensammlers.

Gleichgewichtseinstellung. In Abbildung 38 ist die zeitliche Entwicklung der Porenwasserzusammensetzung während der Gleichgewichtseinstellung dargestellt. In den vier Parallelsäulen werden pH-Werte um 11,5 erreicht. Die Pufferung erfolgt tendenziell etwas schneller als im Fall der Kesselstaub- und Galvanikschlammstabilisate. Die Tiefenabhängigkeit der pH-Werte (Abnahme zur Festbettbasis) scheint diesen gegenüber etwas stärker ausgeprägt zu sein.

Aufgrund der reziproken Beziehung zwischen pH-Wert und Redoxpotenzial nimmt Letzteres zur Festbettbasis hin zu. Wie bei dem Galvanikschlammstabilisat wird innerhalb der Equilibrierungsphase kein stabiler Endwert erreicht.

Auch die elektrische Leitfähigkeit zeigt nach Abschluss der Sättigung eine ausgeprägte Tiefenabhängigkeit. Diese ähnelt eher der des Kesselstaubstabilisats als der des stabilisierten Galvanikschlammes: Nicht das Porenwasser der basisfernsten Saugkerze (Position „Oben“ = 21 cm über Auflager), sondern das der basisnächsten (Position „Unten“ = 5 cm über Auflager) wies mit ca. 200 mS/cm die höchsten Werte auf. Möglicherweise liegt die Ursache in der Einwirkung atmosphärischen Kohlenstoffdioxids. Diese begünstigt die Ausfällung von Karbonaten und entzieht dem Porenwasser mobile Ladungsträger. Ein CO₂-Eintrag in größere Festbettiefen ist unter Wassersättigung diffusionslimitiert und damit erschwert.

Den Einfluss einer einsetzenden Karbonatisierung auf die elektrische Leitfähigkeit des Porenwassers stützen die zeit- und tiefenabhängigen Verläufe der Kalziumkonzentration (vgl. Abb. 38, rechts). Mit Werten zwischen 17 und 11 g/L (Position „Unten“ bzw. „Oben“, jeweils zum Probenahmezeitpunkt 113 h) weist der Filterstaub von allen drei Stabilisaten die höchsten Kalziumkonzentrationen im Porenwasser auf. Diese waren in der unteren Messebene nahezu konstant, während parallel zum Verlauf der elektrischen Leitfähigkeit in der mittleren und oberen Messebene ein Konzentrationsrückgang erfolgte.

Ein analoges Verhalten zeigte das Element Kalium, das in diesem Material die höchsten Porenwasserkonzentrationen aufweist.

Blei wurde in den Saugkerzenproben des stabilisierten Filterstaubs in Konzentrationen zwischen knapp 5 und 2 mg/L (Position „Oben“ bzw. „Unten“) bestimmt. In Anbetracht der relativ hohen Schwankungsbreite der Parallelmessungen ist näherungsweise von einer verweilzeitunabhängigen (spontanen) Freisetzung auszugehen. Anhand der REM/EDX-Analysen wurde nachgewiesen, dass Blei neben Pb-Oxiden überwiegend in Form von Chloriden vorliegt. Daher ist anzunehmen, dass die Tiefenabhängigkeit der Bleikonzentrationen an das Auflösungsverhalten dieser Phasen gebunden ist. Während bei den Labor-Säulenversuchen eine Anionenanalytik des Porenwassers aufgrund des zu geringen Probevolumens nicht möglich war, bestätigte sich diese Hypothese bei den Versuchen im Technikumsmaßstab: Der Tiefenverlauf der Bleikonzentration entsprach nach Abschluss der Gleichgewichtseinstellung – wenn auch auf einem höheren Niveau – dem der Labor-Säulenversuche und korrelierte eng mit der Chloridkonzentration (vgl. Anhang N).

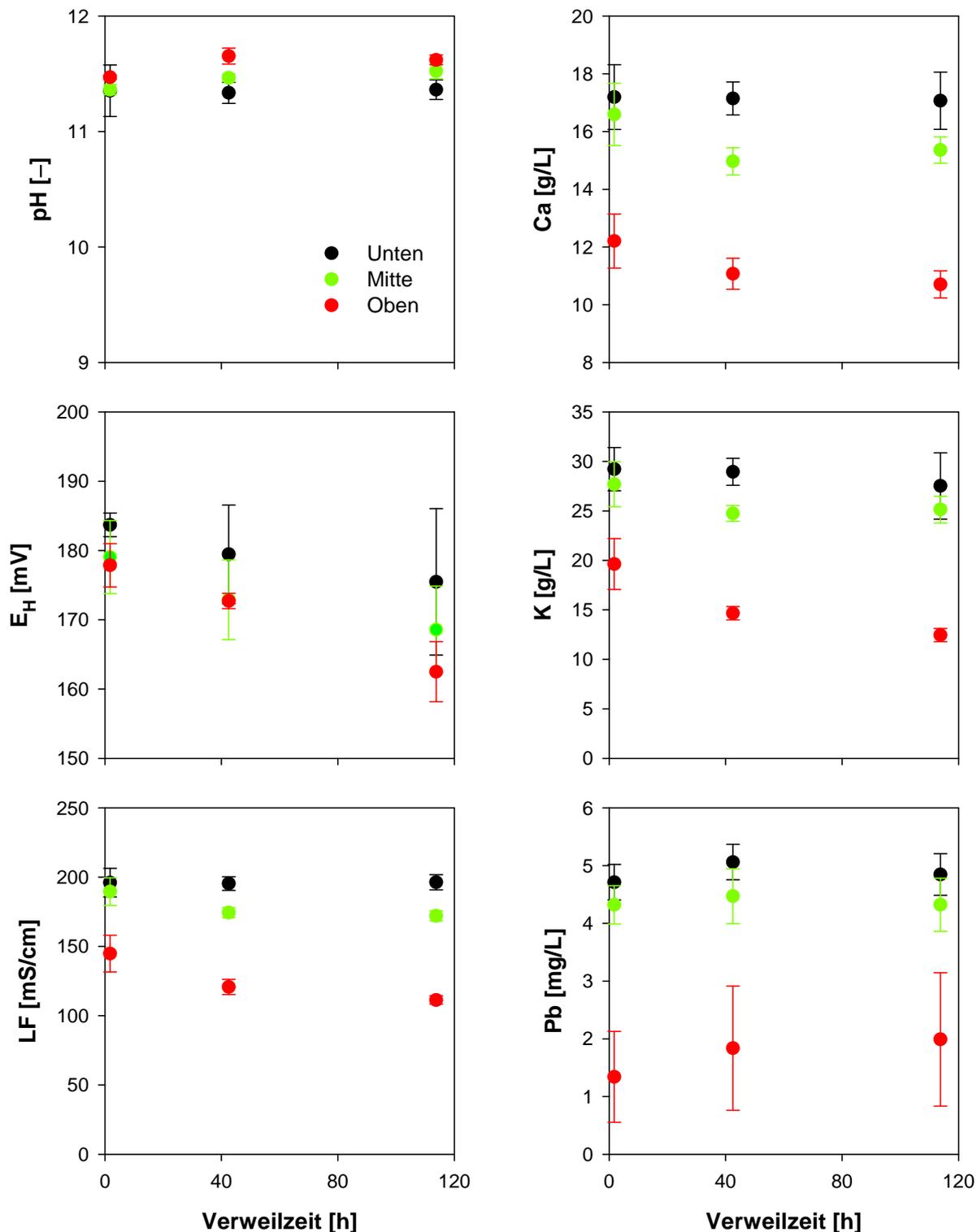


Abb. 38: Verweilzeitabhängigkeit von pH-Wert, Redoxpotenzial und elektrischer Leitfähigkeit (links) und ausgewählten Elementen (rechts) in wassergesättigtem Filterstaubstabilisat (tiefendifferenzierte Saugkerzenbeprobung, t = 0: Ende Wassersättigung). Fehlerbalken kennzeichnen Standardabweichung der Messwerte aus vier Parallelsäulenexperimenten.

Wie im Fall des Galvanikschlammstabilisats macht der Vergleich zwischen den Porenwasserkonzentrationen (vgl. Abb. 38) und den gem. Konventionsverfahren ermittelten Eluatwerten (vgl. Tab. 22) deutlich, dass sich unter den Bedingungen des Säulenversuchs höhere Gleichgewichtskonzentrationen einstellen. Daher wurde der Einfluss des Lösung/Feststoff-Verhältnisses (L/S) unter Einbeziehung einer Elution bei einem L/S von 2 [46] geprüft. Die Ergebnisse fasst die Abbildung 39 zusammen. Die Werte bei L/S gleich 0,84 entsprechen dem Porenwasser des Säulenversuchs nach 35,4 h (Mittelwerte der mittleren Probenahmeebene).

Auch in diesem Fall bestätigt die Lage der Messwerte für Kalzium und Blei, dass die Konzentrationen in keiner linearen Beziehung zum Lösung/Feststoff-Verhältnis stehen, sondern im Säulenversuch (L/S 0,84) überproportional erhöht sind. Für das Element Kalium kann mangels Messwerten für das Verhältnis L/S von 2 keine Aussage getroffen werden.

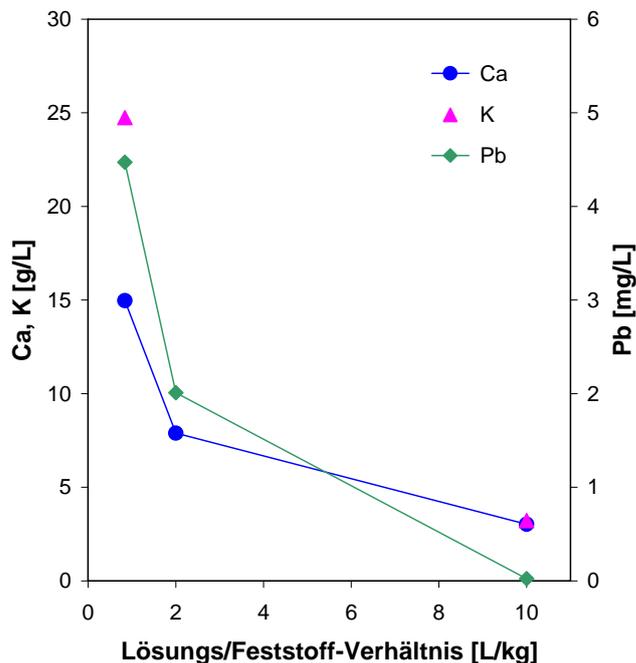


Abb. 39: Konzentration ausgewählter Eluat-Parameter des Filterstaubstabilisats als Funktion des Lösungs/Feststoff-Verhältnisses.

Auslaugverhalten bei Beregnung. Die im Zuge der Beregnung des Stabilisats mit unterschiedlichen Eluenten aufgenommenen Auslaugkurven zeigt Abbildung 40 anhand ausgewählter Parameter.

Der Verlauf der elektrischen Leitfähigkeit entspricht bei sämtlichen Experimenten qualitativ den Beobachtungen für die Kesselstaub- und Galvanikschlammstabilisate. Ausgehend von Werten zwischen 185 und 200 mS/cm erfolgte innerhalb von ca. 7,5 L Beregnungsvolumen ein exponentieller Rückgang auf ein stationäres Basisniveau von 6 bis 10 mS/cm. Die Unterschiede zwischen den einzelnen Varianten sind gering. Die Startwerte entsprechen in etwa der Leitfähigkeit, die während der Gleichgewichtseinstellung im Porenwasser der unteren Messebene ermittelt wurde.

Einen vergleichbaren Verlauf zeigen die Chloridkonzentrationen im Säuleneffluenten. Das initiale Konzentrationsniveau lag zwischen 80 und 90 g/L. Dies entspricht einer zu etwa einem Drittel gesättigten Kochsalzlösung. Gegen Ende der ersten Beregnungsphase wurde ein Basisniveau zwischen 1 und 2 g/L erreicht.

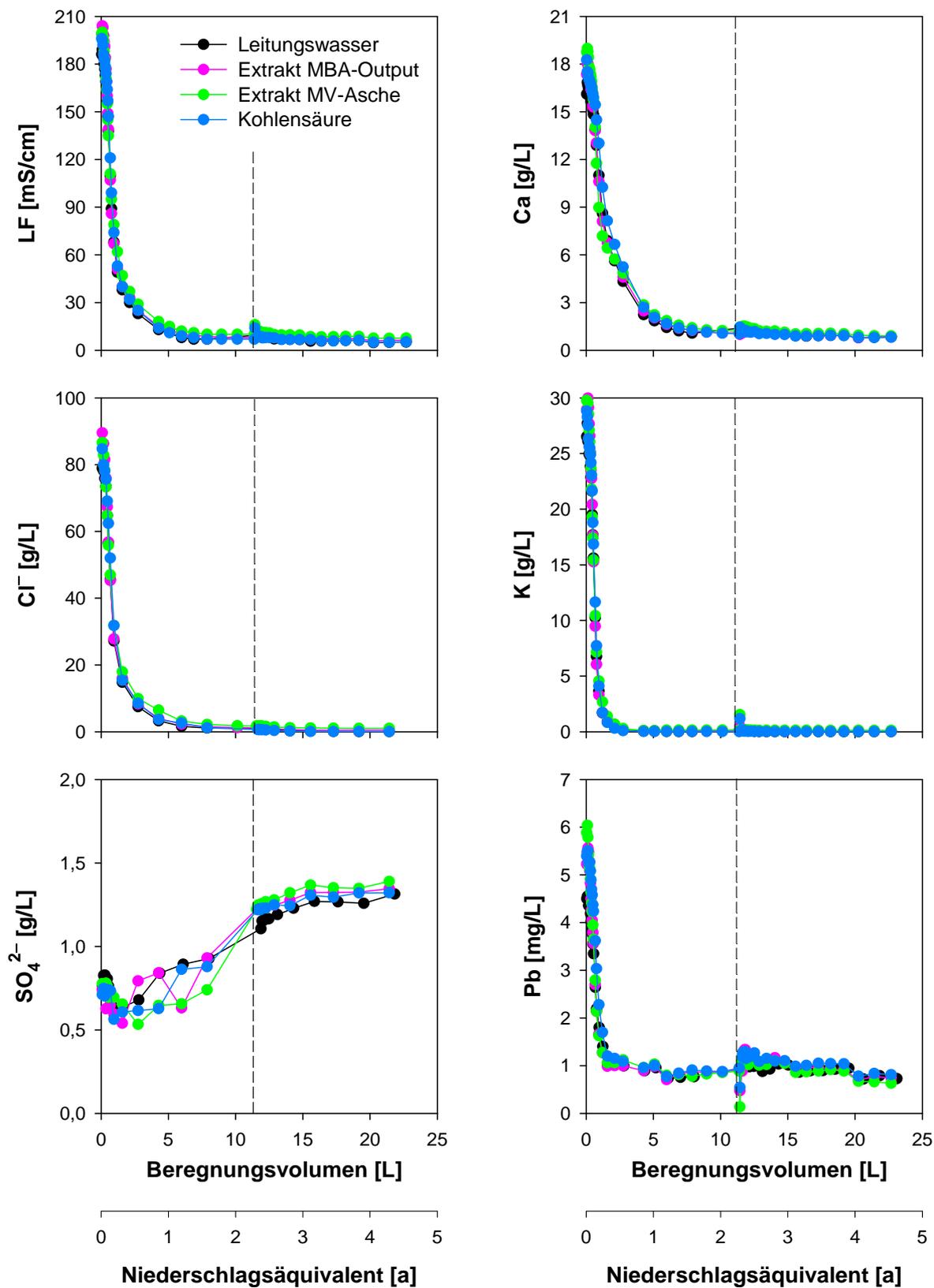


Abb. 40: Elektrische Leitfähigkeit, Chlorid- und Sulfatkonzentration (links) sowie ausgewählte Elemente (rechts) im Effluenten mit unterschiedlichen Lösungen beaufschlagter Schüttungen aus Filterstaubstabilisat. Niederschlagsäquivalent: Definiert als Quotient aus Infiltrationshöhe und einem Jahresniederschlag von 770 mm, gestrichelte senkrechte Linie: Beginn 2te Beregnungsperiode.

Eine abweichende Auslaugcharakteristik weist Sulfat im Effluenten der mit unterschiedlichen Lösungen berechneten Schüttungen aus Filterstaubstabilisat auf. Ausgehend von Werten um 750 mg/L war innerhalb von 2,5 L Berechnungsvolumen zunächst ein Konzentrationsrückgang zu verzeichnen. Im weiteren Verlauf nahmen die Effluentkonzentrationen wieder zu. Die Sulfatkonzentration im Zulauf (= Berechnungslösung der Varianten „Extrakt MBA-Output“ bzw. „Extrakt MV-Asche“) lagen nach der Gradientenelution auf einem Niveau von 1,4 bzw. 1,3 mg/L. Dies entspricht in etwa den gegen Ende der zweiten Berechnungsperiode erreichten Effluentkonzentrationen. Trotzdem scheint die Konzentrationsentwicklung im Abstrom nicht auf einen Sulfatdurchbruch zurückzuführen sein, wie das Auslaugverhalten der Varianten „Leitungswasser“ und „Kohlensäure“ belegt. Denkbar ist dagegen, dass mit fortgesetzter Berechnung die Sulfatkonzentration durch das Gleichgewicht mit Gips geprägt wird, während zu Beginn Festphasen mit geringerer Löslichkeit die Auslaugung limitierten.

Die Auslaugkurven des Kalziums zeigen im Vergleich zur elektrischen Leitfähigkeit einen etwas flacheren Konzentrationsrückgang. Ausgehend von Werten zwischen 16 und 19 g/L stellt sich erst gegen Ende der ersten Berechnungsperiode ein quasi-stationäres Niveau um 1 g/L ein.

Ein rascher Konzentrationsrückgang charakterisiert hingegen die Kaliumauslaugkurven. Diese erreichen bereits nach ca. 5 L Berechnungsvolumen ein Basisniveau um 0,1 g/L.

Ähnlich rasch klang die Bleibelastung des Effluenten ab. Quasi-stationäre Konzentrationen liegen im Bereich von 1 mg/L. Die Maximalwerte decken eine Spannbreite von 4,6 bis 6 mg/L ab und liegen damit zumindest teilweise oberhalb der bei der Gleichgewichtseinstellung erreichten Konzentrationen.

Mit Beginn der zweiten Berechnungsperiode ergaben sich nur moderate Konzentrationsänderungen im Verhältnis zu dem Basisniveau vor der Flussunterbrechung. Somit scheint die Verweilzeit – wie im Fall des Galvanikschlammstabilisats – das Auslaugverhalten in geringem Umfang zu beeinflussen.

Neben den dargestellten Elementen wiesen Molybdän und Zink geringe Konzentrationen von 100 bis 200 µg/L bzw. 150 bis 400 µg/L im Sickerwasser auf. Alle anderen Metalle/Metalloide lagen unterhalb der Bestimmungsgrenze (elementspezifisch zwischen 10 und 200 µg/L).

4.3.3.2 Säulenversuche Technikumsmaßstab

Die experimentellen Bedingungen für die Säulenversuche im Technikumsmaßstab sind in Tabelle 24 dargestellt.

Im Unterschied zu den Technikumsuntersuchungen mit den Kesselstaub- bzw. Galvanikschlammstabilisaten wurden die Reaktoren nicht in Reihenschaltung, sondern parallel betrieben. Die Schüttungen bestanden aus dem Originalmaterial ohne Korngrößenfraktionierung. Die Berechnung erfolgte in einem Fall mit Leitungswasser, im anderen Fall mit CO₂-gesättigtem Leitungswasser, da abweichend von der Versuchsanordnung im Labormaßstab kein reinst- bzw. deionisiertes Wasser in ausreichender Menge zur Verfügung gestellt werden konnte. Die Fokussierung auf die Auslaugvariante „Kohlensäure“ erfolgte mit Blick auf die hohe Basizität und Säureneutralisationskapazität. Diese lassen eine intensive Karbonatisierung des Materials mit entsprechenden Konsequenzen für das Auslaugverhalten erwarten.

Für die Stabilisatschüttung ergab sich eine Rohdichte, die um 20 % geringer war als bei den Laborversuchen. Daraus resultiert eine höhere Porosität.

Bereits gegen Ende der ersten Berechnungsperiode zeigte sich in der mit Kohlensäure berechneten Variante ein Überstau der Schüttung, der auf eine Abnahme der ungesättigten Wasserleitfähigkeit hindeutet. Wie bei dem Technikumsversuch mit dem Galvanikschlammstabilisat wurde daraufhin der Volumenfluss von 20 auf 10 L/h abgesenkt, um eine Umströmung des Festbetts (By-pass) zu vermeiden. In der zweiten Berechnungsperiode erfolgte nach 96 h bei dem mit Leitungswasser beaufschlagten Reaktor ebenfalls ein Überstau, dem in gleicher Weise begegnet wurde.

Im Unterschied zu dem Experiment mit Galvanikschlammstabilisat zeigte sich nach Abschluss der Experimente jedoch keine Setzung des Festbetts, sondern eine Zunahme der Schütthöhe um 6 (Variante

Tab. 24: Versuchsbedingungen bei dem Säulenexperiment mit stabilisiertem Filterstaub im Technikummaßstab, Beaufschlagung der Reaktoren im Parallelbetrieb.

Schüttung				Stabilisat	Stabilisat
Elutionsmittel				Leitungswasser	Kohlensäure
Festbetteigen- schaften	Trockenmasse	m	[Mg]	1,23	1,26
	Höhe	h	[m]	2,01	2,02
	Querschnittsfläche	A	[m ²]	0,86	0,86
	Rohdichte	ρ_b	[Mg/m ³]	0,72	0,73
	Porosität	ε	[-]	0,65	0,64
Experimentab- schnitte, Dauer	Gleichgewichtseinstellung	t_{eq}	[h]	137,5	137,5
	1. Berechnungsperiode	t_{B1}	[h]	127,8	127,8
	Flussunterbrechung	t_{Fu}	[h]	543,3	543,3
	2. Berechnungsperiode	t_{B2}	[h]	337,4	378,5
Fließbedingungen	Volumenfluss	Q	[m ³ /h]	0,02 / 0,01	0,02 / 0,01
	Filter-Geschwindigkeit	q	[m/h]	0,023 / 0,012	0,023 / 0,012
	Wassergehalt ¹⁾	Θ_1	[-]	0,62	0,61
	Wasservolumen	V_1	[m ³]	1,07	1,05
	Abstandsgeschwindigkeit	v_1	[m/h]	0,036 / 0,018	0,038 / 0,019
	Verweilzeit	t_{res}	[h]	54 / 108	52 / 104

¹⁾ integral, gem. Wägung der Säulen vor/nach Versuch

„Leitungswasser“) bzw. 7 cm (Variante „Kohlensäure“). Trotz eines erheblichen Stoffaustrags mit dem Sickerwasser erfolgte demnach eine Volumenzunahme. Da der Überstau in der mit CO₂-gesättigtem Wasser berechneten Variante früher erfolgte, liegt es nahe, die Volumenänderung auf die Reaktion des Feststoffs mit Kohlenstoffdioxid zurückzuführen. Dies ist konsistent mit Daten zur Karbonatisierung von CaOH in Zementstein; die Volumenzunahme kann bei Kalzitbildung bis zu 11 %, bei Aragonitbildung bis zu 3 % betragen [105]. Sie geht einher mit einer Abnahme der Porosität und kann demnach zu einer Minderung der hydraulischen Leitfähigkeit führen. Die Änderung der hydraulischen Eigenschaften schlägt sich auch darin nieder, dass die integral nach Versuchsabschluss bestimmten Wassergehalte nahe der Sättigung lagen.

Durch die erforderliche Anpassung der Volumenströme waren die abgeleiteten Kenngrößen Filter-/Abstandsgeschwindigkeit und Verweilzeit über den Experimentverlauf nicht konstant. Um trotz niedrigerer Berechnungsraten annähernd vergleichbare Niederschlagsmengen zu realisieren, wurde die zweite Berechnungsperiode gegenüber der ersten verlängert (vgl. Tab. 24). Unter der Annahme eines Jahresniederschlags von 770 mm entsprach das kumulierte Berechnungsvolumen ca. 9,3 (Variante „Leitungswasser“) bzw. 5,6 Jahren (Variante „Kohlensäure“).

4.3.3.3 Skalenvergleich

Zum Vergleich des Auslaugverhaltens im Labor- und Technikumsmaßstab wurde das kumulierte Beregnungsvolumen auf die jeweilige Festbettmasse normiert (L/S-Verhältnis, vgl. Abschnitt 4.1.5); dies entspricht einer vom Untersuchungsmaßstab unabhängigen Darstellung der Zeitachse.

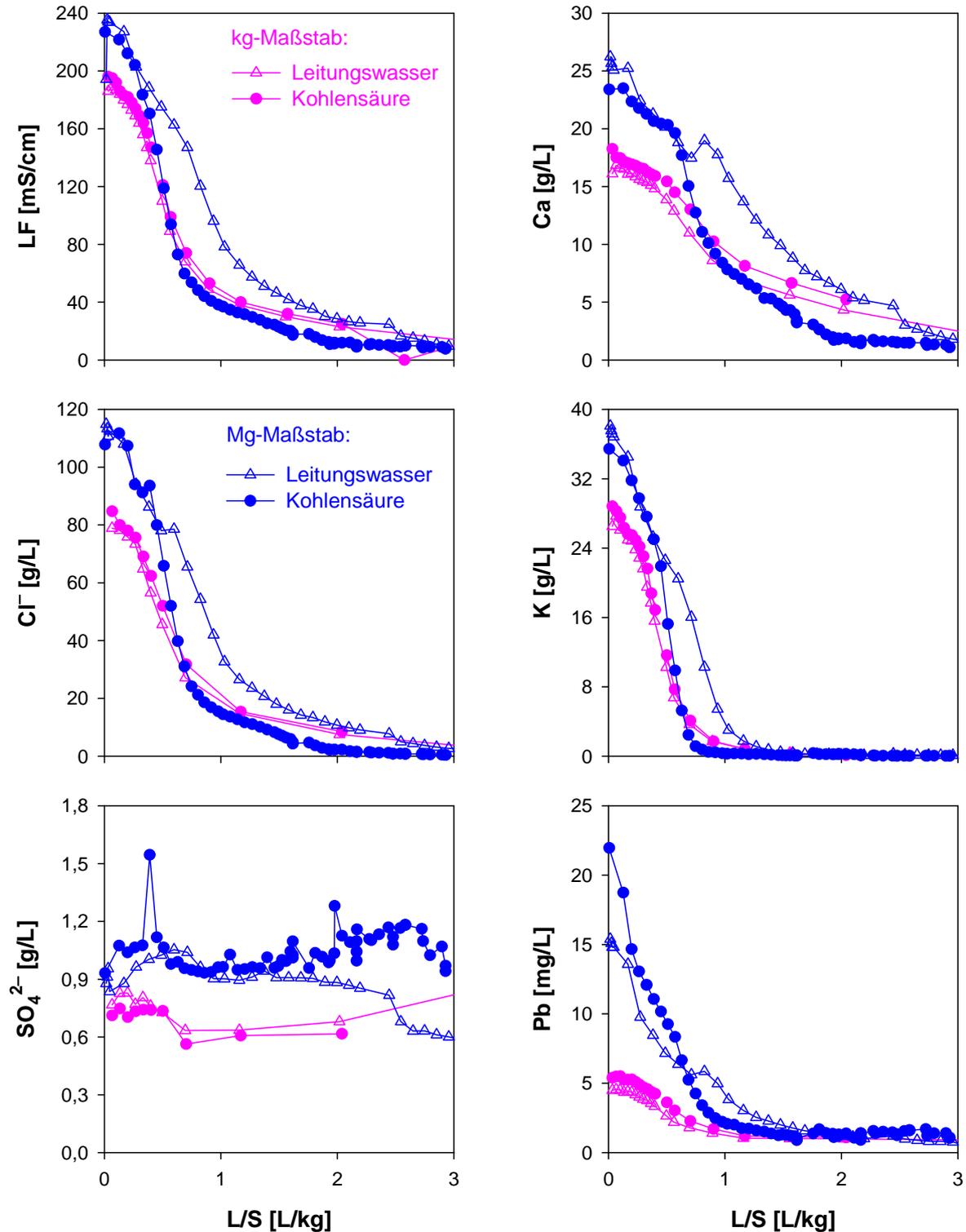


Abb. 41: Skalenvergleich des Auslaugverhaltens stabilisierter Filterstäube bei Beaufschlagung mit Leitungswasser bzw. Kohlensäure; elektrische Leitfähigkeit, Chlorid- und Sulfatkonzentration (links) sowie ausgewählte Elemente im Effluents der Säulenversuche (rechts).

Die Abbildung 41 fasst die Ergebnisse anhand ausgewählter Parameter zusammen. Der dargestellte Wertebereich des L/S-Verhältnisses entspricht einer Niederschlagshöhe von ca. 1 a (Labor-) bzw. 5,8 a (Technikumsversuche).

Im Unterschied zu den Experimenten mit Kesselstaub bzw. Galvanikschlammstabilisat fallen die Konzentrationsmaxima bei den Säulenversuchen im Technikumsmaßstab – analog zu den Laboruntersuchungen – unmittelbar mit dem Beregnungsstart zusammen. Dies ist die Konsequenz einer zwischenzeitlich optimierten Füllstandsmessung und eines geringeren Totvolumens im Reaktorsumpf.

Es wird deutlich, dass das Auslaugverhalten im Mg-Maßstab durch höhere Anfangskonzentrationen geprägt ist. Die Startwerte der elektrischen Leitfähigkeit liegen unabhängig von der Beregnungsvariante um ca. 20 % höher als im kg-Maßstab. Dies stimmt mit den Ergebnissen der Porenwasseruntersuchung (nicht dargestellt) überein. Die Chloridkonzentrationen sind um 30 % erhöht und entsprechen einer zur Hälfte gesättigten Kochsalzlösung. Vergleichbar erhöhte Mobilitäten sind für Kalzium und Kalium zu verzeichnen. Die initialen Bleikonzentrationen sind gegenüber den Laborsäulenversuchen um den Faktor 3 (Variante „Leitungswasser“) bzw. > 4 erhöht (Variante „Kohlensäure“).

Die Experimente unterschieden sich neben der Untersuchungsskala insbesondere im Körnungsspektrum (Labor: Fraktion < 2 mm, Technikum unfractioniertes Originalmaterial) sowie im Alter des verwendeten Materials: Die Feinfraktion wurde unmittelbar nach Anlieferung des Stabilisats gewonnen und bis zur Verwendung trocken konserviert. Demgegenüber erfolgte die Lagerung des für die Säulenversuche im Technikum vorgesehenen Materials in einer abgedeckten Mulde im Freien. Der Alterungszeitraum bis zur Verwendung im Experiment betrug ca. 12 Monate.

Die Unterschiede im Körnungsspektrum der Schüttungen scheiden als Ursache für die festgestellte erhöhte Mobilität stabilisatbürtiger Inhaltsstoffe bei der Untersuchung im Mg-Maßstab weitgehend aus. Da die S4-Elution keine systematisch erhöhte Auslaugfähigkeit des auf < 10 mm gebrochenen Materials ergab, erscheint es wenig wahrscheinlich, dass die Verwendung des intakten Kornes bei den Säulenversuchen eine Mobilitätserhöhung bewirkte. Diese dürfte demnach entweder das Ergebnis einer moderaten Skalenabhängigkeit oder von lagerungsbedingten Alterungsprozessen sein.

Die bei den Laboruntersuchungen erhaltenen Auslaugkurven unterscheiden sich hinsichtlich der Beregnungsvariante kaum und sind durch nahezu deckungsgleiche Verläufe gekennzeichnet. Hingegen sind bei der Untersuchung im Mg-Maßstab die Wendepunkte der mit Leitungswasser beaufschlagten Säule hin zu höheren L/S-Verhältnissen verschoben. Somit erfolgt aus dieser Schüttung ein länger anhaltender Stoffaustrag, wobei sich auch ein höheres quasi-stationäres Basisniveau einstellt.

Die Verschiebung der Wendepunkte (WP) ist am deutlichsten bei der elektrischen Leitfähigkeit und bei den Chloridkonzentrationen zu erkennen (Variante „Kohlensäure“ WP bei L/S ~ 0,6; Variante „Leitungswasser“ WP bei L/S ~ 1.). Der Überstau des Festbetts bei Beaufschlagung mit Kohlensäure wurde bei einem L/S-Verhältnis von ca. 1,3 festgestellt. Demzufolge scheint die Verschiebung des Wendepunkts in dieser Variante nicht in einer Verdünnung durch ein partielles Umfließen der Schüttung begründet zu sein. Denkbar wäre trotzdem, dass bereits vor dem Überstau ein Teil des Porenraums infolge der einsetzenden Karbonatisierung nicht mehr vollständig am Stoffaustausch mit dem Sickerwasser beteiligt ist [106]. Unklar ist dabei jedoch, warum die Beaufschlagung mit dem kohlensauren Eluenten im Labormaßstab keine vergleichbare Wirkung zeigte.

Die im Technikumsversuch insgesamt eluierte Stoffmenge belief sich bei den mit stabilisiertem Filterstaub befüllten Reaktoren auf 16,5 bzw. 11,2 % der Einbaumasse. Die Unterschiede im Netto-Austrag sind primär das Ergebnis der unterschiedlichen Beregnungsdauer.

Bei den im Labormaßstab durchgeführten Tracerexperimenten ergab sich innerhalb eines kumulierten Beregnungsvolumens von 3 L (~ 3,5 Porenvolumina) kein nennenswerter Bromid-Durchbruch (max. 5 ‰ der Zulaufkonzentration). Bromid scheint demnach im betrachteten System ein reaktiver Tracer zu sein. Da eine Charakterisierung des Fließregimes somit nicht möglich war, wurde auch bei den Säulenversuchen im Technikumsmaßstab auf ein Tracerexperiment verzichtet.

4.3.4 Geochemische Gleichgewichtsmodellierung

4.3.4.1 Karbonatisierung des Filterstaubstabilisats

Wie für die anderen beiden Materialien erfolgte die Modellierung der Alterungsvorgänge im Filterstaubstabilisat unter Berücksichtigung der Reaktion mit atmosphärischem Kohlenstoffdioxid, die zur Karbonatbildung und zu einer Veränderung des pH-Milieus im Porenwasser führt.

Die Entwicklung der pH-Werte in Abhängigkeit von dem aus der Atmosphäre aufgenommenen Kohlenstoffdioxid ist in Abbildung 42 (links) wiedergegeben. Während der pH-Wert stufenweise fällt, werden nacheinander unterschiedliche Puffersysteme durchlaufen. Infolge des initialen Mineralphasenbestands scheinen sich diese jedoch auf eine vergleichsweise geringere Anzahl zu belaufen. Für eine vollständige Karbonatisierung des Modellsystems (3 kg Feststoff, 1 kg Wasser) ist eine CO_2 -Aufnahme von 15 mol erforderlich. Dabei stellt sich ein pH-Wert ca. 5,8 ein.

Die im Vergleich zum Galvanikschlammstabilisat nochmals intensivere Karbonatisierung bei niedrigerem Gleichgewichts-pH spiegelt die Basizität des Materials wider. Diese weist von allen untersuchten Stabilisaten mit 9,95 (Basizität I) den höchsten Wert auf. Der niedrige Siliziumgehalt limitiert die Ausbildung von Silikaten und mindert somit das Puffervermögen des Stabilisats im neutralen Bereich.

Auch das Filterstaubstabilisat ist in der Lage Kristallwasser einzubauen; der freie Wassergehalt des Systems geht zwischenzeitlich auf knapp die Hälfte zurück; das dauerhaft gebundene Wasser beläuft sich auf 15 % der Ausgangsmasse. Damit liegt das Ausmaß der Hydratphasenbildung zwischen dem des Kesselasche- und Galvanikschlammstabilisats.

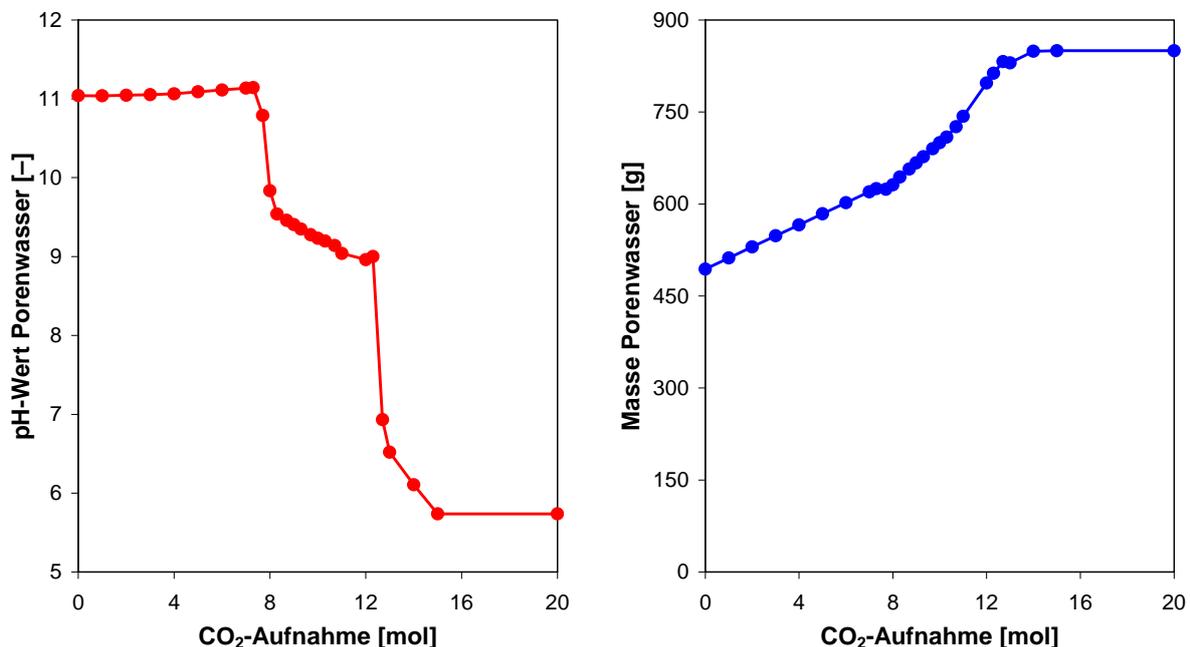


Abb. 42: pH-Wert im Porenwasser (links) und im Galvanikschlammstabilisat gespeicherte Wassermasse (rechts) in Abhängigkeit von der Kohlenstoffdioxidaufnahme. Simuliertes System: 3 kg Feststoff plus 1 kg Wasser.

4.3.4.2 Berechnete Gleichgewichtszusammensetzung Porenwasser / Feststoff

Die Porenwasserzusammensetzung im Gleichgewicht mit ausgewählten Kohlenstoffdioxidaufnahmen fasst Tabelle 25 zusammen. Die zugehörigen Mineralphasen sind im Anhang P dargestellt.

Tab. 25: Berechnete Elementkonzentrationen in der wässrigen Phase (Porenwasser) in Abhängigkeit von der Kohlenstoffdioxidaufnahme. Alle Konzentrationswerte in mg/L.

CO ₂ -Aufnahme	0 mol	9 mol	15 mol
pH	11,04	9,34	5,78
Al	0,0001	0,055	< 0,0001
As	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
Ba	0,28	0,54	0,96
C	–	0,058	0,085
Ca	15.210	26.808	54.610
Cd	0,037	0,92	0,95
Cl	178.264	180.359	191.276
Co	0,015	0,035	46
Cr	15	< 0,0001	< 0,0001
Cu	< 0,0001	< 0,0001	0,00034
Fe	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
K	51.235	50.738	34.293
Mg	0,0016	0,15	4.481
Mn	< 0,0001	0,0016	2,9
Mo	0,078	0,042	0,016
Na	67.305	55.644	31.178
Ni	0,0065	< 0,0001	0,98
P	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
Pb	7,8 (0,2 [‡])	3.462 (0,2 [‡])	3.405 (0,2 [‡])
S	42	31	19
Sb	< 0,0001	< 0,0001	0,32
Si	0,0018	0,0041	0,12
Sn	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
Sr	1.650	0,96	1,3
Ti	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
V	3,1	0,27	0,84
Zn	0,13	0,0039	1.134
Zr	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001

[‡] gilt für Adsorption an Goethit (FeOOH)

Die simulierte Lösungszusammensetzung ist überwiegend durch die Auflösung von Salzen geprägt. Es dominieren Chlorid, Kalium und Kalzium, deren Konzentrationen in guter Übereinstimmung mit den Maximalkonzentrationen der Säulenversuche im Technikumsmaßstab stehen. Sulfat spielt analog den experimentellen Untersuchungen kaum eine Rolle.

Die Blei- und Zinkkonzentrationen des karbonatfreien Systems (ohne sorptive Wechselwirkung) liegen innerhalb des Schwankungsbereichs der Analysenwerte aus den Säulenversuchen, die beobachteten Molybdänkonzentrationen werden hingegen um eine halbe bis eine Größenordnung unterschätzt.

Die Phasenzusammensetzung als Funktion der CO_2 -Aufnahme zeigt anhand der wichtigsten Minerale Abbildung 43. Dem hohen Kalziumgehalt im Feststoff entsprechend, dominieren die Phasen Gips und Friedel'sches Salz. Gegenüber Letzterem tritt Ettringit aufgrund der Chlorgehalte in den Hintergrund. Hohe Gehalte an Natrium und Kalium führen dazu, dass sich die Salze Halit und Sylvin in Kontakt mit der wässrigen Phase über weite pH-Bereiche als stabile Mineralphasen erweisen.

Mit zunehmender Karbonatisierung wird Kalzit als dominante Mineralphase gebildet. Ettringit, Portlandit und Syngenit lösen sich auf, wohingegen Gips mit einem konstanten Massenanteil vertreten ist. Aufgrund der hohen Kalzium- und Chloridkonzentrationen ist das Friedel'sche Salz bis zu einem pH-Wert von 7 stabil. Dessen Zerfall bedingt, dass ab einer CO_2 -Aufnahme von 10 mol Halit erneut ausfällt. Der berechnete Silikatanteil ist gering und auf vergleichsweise geringe Gehalte des sich gegen Ende der Karbonatisierung bildenden Muskovits (nicht dargestellt) beschränkt.

Im Vergleich mit den vorhandenen Daten zur Mineralphasenzusammensetzung des Filterstaubstabilisats ergibt sich für den Gipsgehalt eine Überschätzung durch die Simulation. Auch den hohen Massenanteil an Portlandit bestätigten die Messungen nicht. Demgegenüber wird der Gehalt an Sylvin adäquat wiedergegeben. Für alle weiteren Minerale kann aufgrund der experimentell beschränkten Nachweisempfindlichkeit kein Vergleich durchgeführt werden.

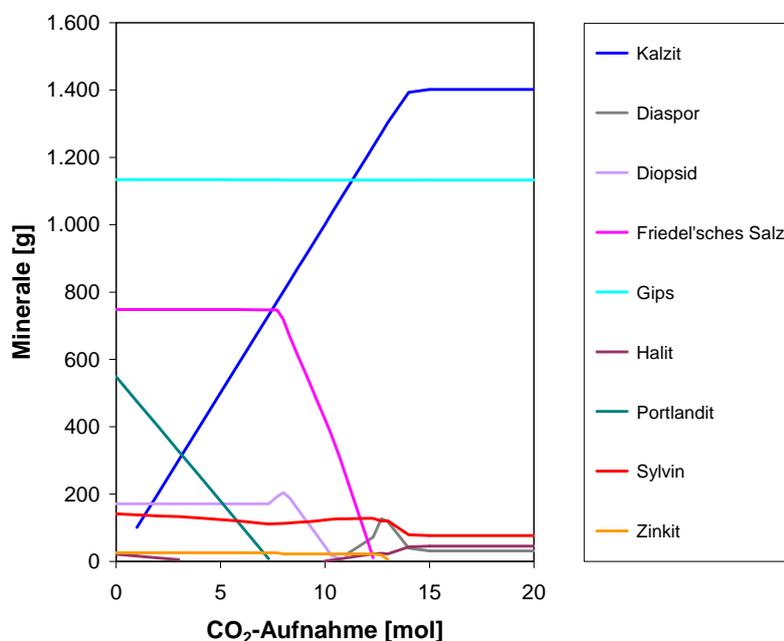


Abb. 43: Simulierte Mineralphasenzusammensetzung im Filterstaubstabilisat in Abhängigkeit von der Kohlenstoffdioxidaufnahme.

4.3.4.3 Berechnete Fixierung / Löslichkeit von Spurenmetallen in Abhängigkeit vom pH-Wert

Blei. Ohne die Berücksichtigung einer Adsorption an Eisenoxiden resultieren infolge der beträchtlichen Chloridkonzentrationen hohe Restlöslichkeiten. Unter den Bedingungen einer vollständigen Karbonatisierung des Feststoffs ergibt sich kein stabiles Bleimineral, sodass der gesamte Bleigehalt im Feststoff für einen Übergang in die wässrige Phase verfügbar wäre.

Zink. Für Zink berechnet sich im alkalischen Milieu eine geringe Löslichkeit. Die Mobilität nimmt jedoch im schwach sauren Milieu, das sich nach Abschluss der Karbonatisierung einstellen würde, zu. Die im Alkalischen relevante Festphase Hydrozinkit ist in diesem Bereich nicht mehr stabil und Smithsonit bestimmt die Konzentration in der wässrigen Phase.

Molybdän. Die Löslichkeit des Molybdäns ist unabhängig vom pH-Wert als gering einzustufen. Zusätzlich zu den geringen Feststoffgehalten ergibt sich infolge der beträchtlichen Kalziumkonzentrationen über den simulierten pH-Bereich Powellit als stabile Mineralphase. Eine Einbindung in Ettringit und Baryt erfolgt dagegen nicht.

4.3.5 Zeitabhängigkeit geochemischer Umwandlungsprozesse

Den berechneten zeitabhängigen pH-Verlauf im Porenwasser des stabilisierten Filterstaubs gibt Abbildung 44 (links) wieder. Innerhalb weniger Stunden ergibt sich ein alkalisches Milieu mit einem pH-Wert von 11,4. Das pH-Wert-Maximum ist weniger ausgeprägt als bei dem Galvanikschlammstabilisat, da in der für die Simulation vorgegebenen Mineralzusammensetzung die Alkalimetalloxide Na_2O und K_2O nicht enthalten waren. Die stark basischen Bedingungen werden unter dem Einfluss atmosphärischen Kohlenstoffdioxids infolge der Pufferung durch Portlandit über einen Zeitraum von ca. 3 Jahren gehalten. Nach dessen Karbonatisierung unter Bildung von Kalzit fällt der pH-Wert auf 10,6. In diesem Bereich kontrolliert die Auflösung von Brucit das pH-Milieu, bevor ab pH 9,8 Ettringit und das Friedel'sche Salz ihre Puffereigenschaften entfalten.

Die Karbonatisierung des Systems ist (unter Einstellung des charakteristischen pH-Werts von 5,8) bei ungehindertem CO_2 -Zutritt nach 10^{10} Jahren abgeschlossen. Erfolgt der Eintrag von Kohlenstoffdioxid primär über das Sickerwasser (Deponiesituation), so sind die einzelnen Pufferbereiche über entsprechend längere Zeiträume wirksam (vgl. Abschn. 4.1.7).

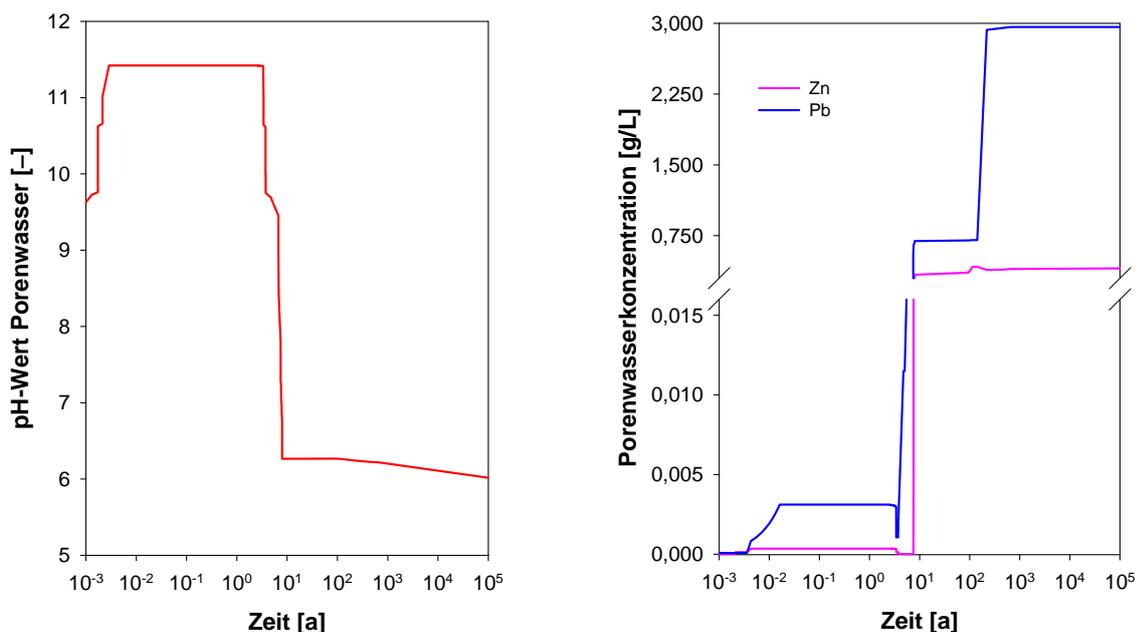


Abb. 44: Berechneter zeitabhängiger pH-Wert (links) sowie Blei und Zinkkonzentration im Porenwasser des stabilisierten Filterstaubs (rechts) in halblogarithmischer Darstellung.

Die Löslichkeiten steigen im alkalischen Milieu mit zunehmender Auflösung des initialen Mineralphasenbestands an. Aufgrund der Auflösungskinetik erfolgt die Konzentrationszunahme jedoch gegenüber der pH-Wert-Entwicklung verzögert. Die rechnerischen Pb-Konzentrationen entsprechen in etwa dem Niveau der Säulenversuche. Im schwach basischen Milieu sind die Löslichkeiten – vergleichbar dem Galvanikschlammstabilisat – leicht rückläufig. Dieser Effekt ist bei Blei weniger ausgeprägt, da infolge der hohen Salzgehalte des Materials Chlorokomplexe (z. B. PbCl^+) die wässrige Phase dominieren. Im neutralen und schwach sauren Milieu weisen sowohl Blei als auch Zink eine deutliche Konzentrationszunahme auf. Mangels stabiler Mineralphasen stellen sich Werte von rd. 3 (Blei) bzw. 0,4 g/L (Zink) ein. Niedrigere Konzentrationen könnten hier v. a. über sorptive Wechselwirkungen an Eisen(hydr)oxiden resultieren, die jedoch bei der Modellierung der zeitabhängigen Prozesse nicht berücksichtigt wurden.

Aufgrund der hohen Löslichkeiten ist – wie bei den Kesselstaub- und Galvanikschlammstabilisaten – eine vollständige Karbonatisierung des Systems nicht anzustreben. Vielmehr sind pH-Werte um 10 bis 11 als vorteilhaft für eine Fixierung kationischer Schwermetalle zu werten. Daneben würde sich ggf. eine Auswaschung leicht löslicher Salze positiv auf die Schwermetallfixierung auswirken.

5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Ziel des Vorhabens war es, vor dem Hintergrund bestehender Kenntnislücken zur langfristigen Wirksamkeit der Schadstofffixierung das Alterungsverhalten stabilisierter Abfälle zu kennzeichnen und aufzuzeigen, welche Konsequenzen sich für die Auslaugung unter Deponiebedingungen ergeben. Dazu stand Outputmaterial dreier vollmaßstäblicher Stabilisierungsverfahren zur Verfügung, die mittels charakterisierender, experimenteller und modelltheoretischer Methoden untersucht wurden. Konkret handelte es sich um Stabilisate aus Kesselstaub aus der Abfallverbrennung, Galvanikschlamm und Filterstaub aus der Verbrennung von Biomasse inkl. Altholz. Diese wurden als ungefährlicher mineralischer Abfall auf obertägigen Deponien verwertet bzw. beseitigt.

Neben dem Anlagenoutput wurde im Fall des stabilisierten Kesselstaubs auch das deponierte Material mittels Kernbohrung beprobt. Das Stabilisat wird seit 2004 auf einer Deponie der Klasse II im Testbetrieb in Kassetten aus MV-Asche eingebaut. Die Behandlung erfolgt mit vorgereinigtem Deponiesickerwasser und Eisen(II)sulfat. Grundlage des Einbaus bildet die Einhaltung der Zuordnungswerte bei Elution mit Wasser (Lösung/Feststoff-Verhältnis 10:1). Der frische Anlagenoutput zeigt bei den kritischen Eluat-Parametern des Kesselstaubs {Blei, Chrom(VI) und Zink} kaum eine Auslaugbarkeit.

Der methodische Ansatz beinhaltete die Quantifizierung des Element- und Phasenbestands, die Kennzeichnung der Kornmorphologie und die Ermittlung des Elutionsverhaltens unter variierten Randbedingungen. Geochemische Simulationen dienten der Identifikation von Schlüsselprozessen, die die Zusammensetzung der Festphase und die resultierenden Restlöslichkeiten im Gleichgewicht bzw. unter Berücksichtigung der Reaktionskinetik kontrollieren.

Kesselstaubstabilisat

Hohe Anteile an Chloriden und Sulfaten kennzeichnen das alkalische Kesselstaubstabilisat. Daneben treten hydroxidische bzw. oxidische Verbindungen sowie Silikate auf. Schwermetalle sind zumeist mit diskreten Partikeln assoziiert und teilweise Bestandteil von Metalllegierungen.

Das Auslagerverhalten des abgelagerten Materials (Elution mit Wasser) stimmt hinsichtlich Blei und Zink mit den Ergebnissen der routinemäßigen Outputuntersuchungen überein. Im Unterschied dazu ergaben sich Chromkonzentrationen, die teilweise das Niveau der unbehandelten Kesselstäube erreichen. Die Freisetzung erfolgt vollständig als Chrom(VI), dessen Konzentration die Zuordnungswerte der Deponieklasse II gem. AbfAbIV überschreitet. Dies legt nahe, dass die Chromatreduktion durch Eisen(II)sulfat unvollständig abläuft, was die Chromspeziation im Feststoff (Röntgenabsorptionsspektroskopie, XANES) bestätigt. Auch die geochemische Simulation belegt, dass bei den vorherrschenden Redox- und pH-Bedingungen Chrom(VI) gegenüber Chrom(III) die thermodynamisch stabilere Spezies ist. Mineralphasen, wie Baryt und Ettringit, die unter diesen Bedingungen ein Fixierungspotenzial für Chrom besitzen, weisen Restlöslichkeiten oberhalb der Zuordnungswerte auf. Dies stimmt mit dem Abgleich von Eluatwerten und dem Phasenbestand überein, der an ausgewählten Proben des abgelagerten Stabilisats durchgeführt wurde: Proben, in denen Ettringit vorlag, zeigten gegenüber ettringitfreien Proben keine Minderung der Eluatwerte für Chrom.

Die Befunde unterstützen die Vermutung, dass es innerhalb des Stabilisatkörpers durch eindringendes Niederschlagswasser zu einer Tiefenverlagerung von Chrom kommen kann. Ein vor diesem Hintergrund zwischenzeitlich intensiviertes Monitoring des Deponiesickerwassers im Einbaubereich erbrachte bislang keinen eindeutigen Trend. Jedoch weist das Tiefenprofil der an einem Bohrpunkt erschlossenen Basis aus MV-Asche auf einen beginnenden Austrag hin: Die Eluatwerte sind im Bereich direkt unter dem Stabilisat bez. elektrischer Leitfähigkeit, Chrom bzw. Chrom(VI) sowie Sulfat deutlich erhöht. Aufgrund von Vergleichsuntersuchungen mit unbeeinflusster MV-Asche sind diese Parameter eindeutig der stabilisierten Kesselasche zuzuordnen.

Eine Mobilisierung von Chrom(VI) neben Molybdän, Sulfat und Chlorid ergab sich auch bei den Säulenversuchen im Labor- und Technikumsmaßstab. Mit unterschiedlichen Eluenten wurde eine Überbauung des Stabilisatorkörpers mit MV-Asche und MBA-Output sowie die Auswirkung der Karbonatisierung nachgebildet. Dabei erwies sich das Auslaugverhalten als weitgehend unabhängig von der simulierten Einbausituation und dem Untersuchungsmaßstab. Anhand der Ergebnisse wurde das im Einbaubereich der Stabilisate vorhandene mobilisierbare Chrompotenzial abgeschätzt. Dieses bewegt sich je nach zu Grunde gelegter Untersuchungsmethodik zwischen 70 und 155 kg. Unterstellt man, dass der Einbau in gleicher Weise fortgeführt wird, so resultiert eine jährliche Zunahme der auslaugfähigen Chrommasse zwischen 21 und 46 kg.

Aus deponietechnischen Gründen erfolgt der Einbau in die Stabilisatkassetten alternierend, wobei die einzelnen Lagen des Behandlungsguts unterschiedlich lange der Atmosphäre ausgesetzt sind, bevor sie mit der nächsten Lage überdeckt werden. Die Einbauhistorie des gewonnenen Probenmaterials wurde unter Berücksichtigung von Einbauzeit und Expositionsdauer rekonstruiert. Systematische Effekte bez. der Schadstoffmobilität waren nicht festzustellen. Dagegen ergaben sich im Bestand löslicher Salze teils deutliche Unterschiede.

Hier scheint es insbesondere bei Zutritt von Niederschlagswasser (länger exponierte Stabilisatlagen) zu einem Austrag mit dem Sickerwasser zu kommen. Dieser macht sich bei der Elution des Feststoffs in geringeren Chlorid- und Sulfatkonzentrationen bemerkbar und führt zu geringeren elektrischen Leitfähigkeiten. Auch der Kohlenstoffgehalt ist durch die beginnende Karbonatisierung im früh abgelagerten Stabilisat höher als im spät abgelagerten und im kurz exponierten Material niedriger als im lang exponierten. Vergleichbare Trends zeigt die spezifische Oberfläche, was mit den ablaufenden Mineralisierungsvorgängen, wie der Ettringit- und Hydrocalumitbildung, konsistent ist.

Die geochemische Modellierung des Langzeitverhaltens prognostiziert bei vollständiger Karbonatisierung einen pH-Wert von 7,9. Bei ungehindertem Zutritt von Kohlenstoffdioxid erfolgt die pH-Wert-Einstellung innerhalb eines Jahres. Berücksichtigt man hingegen, dass im Stabilisatkörper der Kohlenstoffdioxidzutritt nur über das Sickerwasser erfolgen kann, so resultiert ein Zeitraum von 7.500 Jahren bis zur Annäherung an den Gleichgewichts-pH. Während dieser Zeitspanne werden unterschiedliche Pufferbereiche durchlaufen. Diese sind verbunden mit der Auflösung bzw. Neubildung von Mineralphasen. So werden mit fallendem pH-Wert Ettringit und Diopsid aufgelöst, während Kalzit, Celadonit und Gips an Stabilität gewinnen. Zwischenzeitlich bilden sich vermehrt Silikate, deren Anteil am berechneten Phasenbestand jedoch im Zuge der fortschreitenden Karbonatisierung wieder rückläufig ist. Hinsichtlich der Schadstoffmobilität ist die Karbonatisierung mit einer Zunahme der Löslichkeit von Blei und Zink verbunden, wogegen die Auslaugfähigkeit des Chroms durch die im neutralen pH-Bereich höhere Stabilität der dreiwertigen Spezies abnimmt.

Unabhängig vom langfristigen Verhalten ist festzuhalten, dass die Stabilisierung gem. einer Beurteilung nach der Elution mit Wasser bereits nach relativ kurzen Ablagerungszeiträumen ihre Wirkung verliert. Entscheidend ist dabei das Auslaugverhalten von Chrom(VI). Mit der nach Novellierung der Deponieverordnung vorgesehenen Beurteilung anhand der Chrom_{gesamt}-Konzentration ergibt sich teilweise eine Überschreitung der Zuordnungswerte für die Deponieklasse II. Auch bei der künftig einschlägigen Bewertung nach dem pH_{stat}-Verfahren zeigt sich insbesondere bei den Parametern Blei, Cadmium und Zink, dass die Zuordnungswerte weit überschritten sind. Das Material ist demnach als teilweise stabilisierter Abfall einzustufen und müsste demzufolge die Werte bereits vor der Behandlung einhalten.

Galvanikschlammstabilisat

Die Stabilisierung des Galvanikschlammes erfolgt in einem zweistufigen Verfahren. Das eluierbare Schadstoffpotenzial {Arsen, Blei, Chrom(VI), Kupfer, Nickel, Zink sowie Fluorid} wird nach Angaben des Anlagenbetreibers dabei teilweise sulfidisch gebunden. Bei Chromat erfolgt eine Reduktion und Festlegung als Chromhydroxid. Daneben werden durch die Behandlung Hydratationsreaktionen und die Bildung von Speichermineralen angestoßen.

Die Feststoffzusammensetzung des alkalischen Anlagenoutputs prägen Kalzium, Chlor, Silizium, Eisen und Schwefel. Den Mineralbestand dominieren Kalzit, Gips, Ettringit und Quarz. Entsprechend der zur Oberflächenveredelung eingesetzten Metallsalze tragen insbesondere Zink, Nickel und Chrom zum Schadstoffinventar des Feststoffs bei. Zink ist überwiegend mit Siliziumoxid- und Kalziumkarbonatmineralen sowie mit Eisenoxiden assoziiert und kommt als Zinkoxid bzw. -hydroxid vor. Gleiches gilt für Nickel, das daneben mit Kalziumhydroxid vergesellschaftet ist. Chrom liegt gem. der durchgeführten röntgenabsorptionsspektroskopischen Untersuchungen zum überwiegenden Teil in dreiwertiger Form vor. Demnach erbrachte die Behandlung eine weit reichende Chromatreduktion.

Die Zusammensetzung der S4-Eluate ist entsprechend der Mineralogie durch Kalzium und Kalium sowie Sulfat und Chlorid geprägt. Die Konzentrationen an Schwermetallen und Metalloiden sind gering. Diese nehmen jedoch zu, wenn das Lösung/Feststoff-Verhältnis (L/S) von 10:1 auf 2:1 reduziert wird.

Berücksichtigt man die Ergebnisse der Säulenversuche ($L/S \sim 1$), so deutet sich ein nichtlinearer Zusammenhang zwischen dem L/S-Verhältnis und der Eluatkonzentration an. Hier lagen die Maximalwerte exemplarisch für Kalzium, Kobalt und Chrom {bzw. Chrom(VI)} im Bereich von 10 g/L, 4 mg/L bzw. 400 µg/L. Dabei erwies sich das Auslaugverhalten als weitgehend unabhängig vom Elutionsmittel (simulierte Einbaubedingungen). Dies zeigt, dass die Auslaugung primär auf der Mobilisierung im Stabilisatkörper selbst und nicht auf dem Eintrag durch das Sickerwasser überlagernder Materialien beruht. Die Ergebnisse der Säulenversuche im Technikumsmaßstab entsprachen überwiegend den Laborbefunden, d. h., das Auslaugverhalten ist als weitgehend skalenunabhängig zu bezeichnen.

Die geochemische Modellierung des Langzeitverhaltens ergab bei vollständiger Karbonatisierung einen pH-Wert von 6,5. Infolge der gegenüber dem Kesselsstabilisat erhöhten Basizität des Materials ist dazu eine CO₂-Aufnahme durch das Modellsystem (3 kg Feststoff, 1 kg Wasser) in Höhe von 12 mol erforderlich. Das im alkalischen Bereich in erheblichem Umfang eingebaute Kristallwasser wird während der Karbonatisierung teilweise wieder freigesetzt.

Die simulierten Lösungskonzentrationen stimmen mit den experimentellen Befunden bei Kalzium, Molybdän, Nickel und Sulfat verhältnismäßig gut überein. Die Kobalt- und Kupferkonzentrationen werden dem gegenüber durch das Modell teils erheblich unterschätzt.

Die pH-Abnahme im Zuge der Karbonatisierung erhöht die Löslichkeit zuordnungswertrelevanter Parameter teils drastisch. Allerdings belegen die Simulationen zur Kinetik der Verwitterungsvorgänge, dass für eine weit gehende Karbonatisierung bei ungehindertem Zutritt von Kohlenstoffdioxid ein Zeitraum von 100 bis 1.000 Jahren anzusetzen ist. Als vorteilhaft hinsichtlich einer minimalen Schadstoffmobilität erweist sich der pH-Bereich um 10, der dabei jedoch vergleichsweise rasch durchlaufen wird.

Unabhängig von einer Bewertung gemäß dem simulierten Langzeitverhalten und dem Auslaugversuchen unter nachgebildeten Deponiebedingungen wurde der stabilisierte Galvanikschlamm einer Elution im pH_{stat}-Versuch unterzogen. Dabei überschritten die Parameter Cadmium, Chrom, Nickel und Zink die Zuordnungswerte der Deponieklasse II. Demnach ist das Material als teilweise stabilisierter Abfall anzusprechen.

Filterstaubstabilisat

Der Filterstaub aus der Biomasseverbrennung wird nach Angaben des Anlagenbetreibers in einem ebenfalls zweistufigen Verfahren zur Fällung von Metallhydroxiden und -sulfiden sowie zur Bildung von Hydratphasen mit Speichermineraleigenschaften behandelt. Die Stabilisierung zielt auf eine Minderung der Auslaugfähigkeit der kritischen Parameter Blei, Cadmium, Chrom, Nickel und Zink sowie Fluorid und Ammoniumstickstoff ab.

Die Feststoffzusammensetzung des Anlagenoutputs kennzeichnen hohe Anteile an Kalzium, Chlor, Eisen, Silizium und Schwefel. Dominierende Mineralphase ist ein nicht spezifiziertes Ca-Aluminat-hydrat. Gips, Sylvin und Anhydrit sind mit mittleren bis geringen Anteilen vertreten. Auffällige Schadstoffgehalte liegen bei Zink und Blei vor. Diese liegen teilweise in Form von Oxiden und Chloriden vor.

Dem Anteil löslicher Salze im Phasenbestand entsprechend wird die Zusammensetzung des S4-Eluats vor allem durch Chlorid, Kalium, Kalzium und Sulfat geprägt. Die Konzentrationen an Schwermetallen und Metalloiden sind gering, erhöhen sich jedoch, wenn die Auslaugung bei einem reduzierten Lösung/Feststoff-Verhältnis (L/S) durchgeführt wird.

Wie bei dem Galvanikschlammstabilisat ergibt die Einbeziehung der Daten aus den Säulenversuchen (L/S-Verhältnis $\sim 0,8$) Hinweise auf einen nichtlinearen Einfluss des Lösung/Feststoff-Verhältnisses auf die Löslichkeit von Inhaltsstoffen. Möglicherweise ist dieser auf die zunehmende Salzkonzentration zurückzuführen. Die Maximalwerte lagen beispielsweise für Blei, Kalium und Kalzium um 5 mg/L, 30 und 20 g/L. Wie bei den anderen Stabilisaten zeigte das Auslaugverhalten im Säulenversuch keine systematische Abhängigkeit vom verwendeten Elutionsmittel. Somit ist zu erwarten, dass die simulierten Ablagerungsbedingungen das Auslaugverhalten unwesentlich prägen.

Die Sickerwasserkonzentrationen der Säulenexperimente im Technikumsmaßstab waren gegenüber den Laborversuchen durchwegs deutlich erhöht (Bleikonzentrationen > 20 mg/L). Unklar ist, ob dies auf eine Skalenabhängigkeit zurückzuführen ist oder die Effekte einer zwischenzeitlichen Alterung widerspiegelt.

Die geochemische Modellierung ergab bei vollständiger Karbonatisierung einen pH-Wert von 5,8. Dabei nimmt das Filterstaubstabilisat infolge der hohen Basizität 5 mol CO_2 pro kg Feststoff auf. Der Kristallwassereinbau ist gegenüber dem Galvanikschlammstabilisat geringer, jedoch ebenfalls mit fallendem pH rückläufig.

Die simulierte Bleikonzentration des karbonatfreien Systems lag innerhalb des Schwankungsbereichs der Analysenwerte aus den Säulenversuchen. Aus der karbonatisierungsbedingten pH-Abnahme folgt, dass das Bleiinventar des Feststoffs vollständig für einen Übergang in die Lösungsphase zur Verfügung steht. Für diese Bedingungen resultiert eine Bleikonzentration > 3 g/L. Eine stabile, löslichkeitslimitierende Bleiphase ergab die Simulation nicht. Bei Berücksichtigung der Rate des CO_2 -Eintrags und der Auflösungs- und Fällungsreaktionen ist für eine weitgehende Karbonatisierung (pH ~ 6) ein Zeithorizont von ca. 1.000 Jahren anzusetzen; der End-pH von 5,8 wird nach 10^{10} Jahren erreicht.

Die Forcierung von Alterungsvorgängen durch den pH_{stat} -Versuch ergab, dass das Stabilisat die Zuordnungswerte der Deponieklasse II hinsichtlich der Parameter Cadmium, Nickel, Blei und Zink überschreitet. Demzufolge ist auch dieses Material als teilweise stabilisierter Abfall einzustufen.

Gesamtbetrachtung

Die untersuchten Stabilisate weisen im Feststoff und Eluat ein charakteristisches Belastungsmuster auf. Dieses ist das Ergebnis des Stoffbestands im Input und dessen Modifikation durch den Behandlungsprozess. Etliche im originären Abfall hinsichtlich der Deponiezuordnungswerte problematische Eluatparameter konnten durch das jeweilige Behandlungsverfahren gem. einer Beurteilung bei einer Elution mit Wasser auf unkritische Werte herabgesetzt werden.

Dennoch besitzt der Anlagenoutput ein z. T. beträchtliches Elutionspotenzial. Unter der Annahme, dass die durchgeführten Säulenversuche das Auslaugverhalten unter Deponiebedingungen adäquat abbilden, ist bei ungehindertem Wasserzutritt ein Stoffaustrag mit dem Sickerwasser zu erwarten. Dieser betrifft die Elemente Chrom und Molybdän (Kesselstaubstabilisat), Kobalt und Kupfer (Galvanikschlammstabilisat) sowie Blei (Filterstaubstabilisat). Zur Gesamtfracht trägt insbesondere der makroelementare Stoffbestand bei und bedingt in allen drei Materialien Chlorid-, Kalium- und Kalziumkonzentrationen, die sich initial im zweistelligen g/L-Bereich bewegen können.

Dadurch bedingt geht die Auswaschung der Stabilisate mit einem teilweise erheblichen Massenschwund einher. Dieser ist auf Grundlage der Säulenversuche im Technikumsmaßstab mit mindestens 3 bis 4 (Kesselstaub-, Galvanikschlammstabilisat) bzw. 17 Mass.-% über einen Zeitraum von ca. 10 Jahren anzusetzen. Inwieweit der Massenverlust die Volumenbeständigkeit unter Auflast beeinträchtigt, kann aus den durchgeführten Untersuchungen nicht abgeschätzt werden. Dies liegt daran, dass einerseits unter alkalischen Bedingungen ein Einbau von Kristallwasser erfolgt und andererseits Karbonatisierungsreaktionen eine Volumenzunahme bewirken können. Letzteres ließ sich im Fall des Filterstaubstabilisats anhand der Schütthöhe eindeutig belegen.

Zusammenfassend erscheint das Auslaugverhalten der Stabilisate trotz teilweise erzielter Minderung der Eluierbarkeit wenig zufriedenstellend. Insbesondere für das Kesselasche- und Filterstaubstabilisat sind unter Deponiebedingungen beträchtliche Mobilitäten zuordnungswerterelevanter Parameter zu erwarten, die die Sickerwasserqualität mittelfristig prägen könnten. Langfristig ist die Eluierbarkeit primär vom Fortschritt der Karbonatisierung unter den gegebenen Einbaubedingungen abhängig. In der Tendenz ergibt sich infolge der Karbonatisierung eine verstärkte Auslaugfähigkeit umweltrelevanter Inhaltsstoffe, wobei einzuschränken ist, dass die Modellrechnungen keinen Abtransport mobiler Inhaltsstoffe mit dem Sickerwasser berücksichtigten.

Keines der Stabilisate ist unter den Bedingungen des pH_{stat} -Versuchs als vollständig stabilisierter Abfall einzustufen. Demzufolge müssten die Materialien die Zuordnungswerte der jeweiligen Deponieklasse bereits vor der Behandlung einhalten. Auch die experimentellen und modelltheoretischen Ergebnisse zum kurz- und mittelfristigen Verhalten bestätigen, dass die untersuchten Stabilisierungsverfahren erhebliche Defizite aufweisen.

6 Literatur

- [1] ANONYM:
Verordnung über das Europäische Abfallverzeichnis – Abfallverzeichnisverordnung (AVV). Vom 10. Dezember 2001.
BGBl. I (2001) 65, S. 3379–3412.
Zuletzt geändert durch Artikel 7 des Gesetzes zur Vereinfachung der abfallrechtlichen Überwachung. Vom 15. Juli 2006.
BGBl. I (2006) 34, S. 1619–1624.
- [2] ANONYM:
Richtlinie für die Zulassung und Überwachung der Entsorgung von stabilisierten und verfestigten Abfällen – Stabilisierungsrichtlinie des Landes Sachsen-Anhalt. Vom 7.4.2004.
MBI. Nr. 25 vom 14.06.2004, S. 321.
- [3] ANONYM:
Immobilisierung von Schadstoffen in Altlasten.
In: Materialien zur Altlastenbehandlung, Nr. 1/96. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, 181 S.
http://www.umwelt.sachsen.de/de/wu/umwelt/lfug/lfug-internet/salfaweb/salfaweb-nt/berichte/mza1_96/mza1_96.html.
- [4] RANI, D.A.; BOCCACCINI, A.R.; DEEGAN, D.; CHESEMAN, C.R.:
Air pollution control residues from waste incineration: Current UK situation and assessment of alternative technologies.
Waste Management **28** (2008), S. 2279–2292.
- [5] WEIGAND, H.; MARB, C.:
Chemisch-hydraulische Wechselwirkungen bei der Karbonatisierung von MV-Schlacke.
In: Lorber, K.E., Staber, W., Novak, J., Prochaska, M., Maier, J., Kastl, I. (Hrsg.) Konferenzbericht der 7. DepoTech Fachtagung an der Montanuniversität Leoben (Österreich), 24.–26. November 2004,
Verlag Glückauf, Essen, 2004, S. 595–598.
- [6] AL-TABBAA, A.; PERERA, A.S.R.:
UK Stabilisation/Solidification Treatment and Remediation: Binders and Technologies – Part I: Basic Principles.
Cambridge University Engineering Department, Cambridge, UK, 2002, 19 S.
<http://www.starnet.eng.cam.ac.uk/SoP%20Reports/SoP%201.pdf>.
- [7] PERERA, A.S.R.; AL-TABBAA, A.:
State of practice reports, UK stabilisation/solidification treatment and remediation, Part V: Long-term performance and environmental impact.
In: Al-Tabbaa, A.; Stegemann, J. (Hrsg.): Stabilisation/solidification treatment and remediation, advances in S/S for waste and contaminated land.
Taylor & Francis Group plc., London, 2005, S. 437–457.

- [8] KRAXNER, M.; KOCHBERGER, M.; LUKAS, W.; LECHNER, P.; MOSTBAUER, P.; RAUTNER, T.; SABBAS, T.; SAXER, A.; WRUSS, W.:
Evaluierung von Testmethoden und Modellen für die Bewertung des mittel- und langfristigen Emissionsverhaltens schadstoffhaltiger und anorganischer Abfälle und Immobilisierungsprodukte. Abfallwirtschaft - Studien der Wiener Umweltschutzabteilung (MA 22), Endbericht 2001, Teil 1, 61 S.
<http://www.wien.gv.at/umweltschutz/pool/pdf/anorgan-1.pdf>.
- [9] ANONYM:
Verordnung über die Verwertung von Abfällen auf Deponien über Tage Dep-VerwV – Deponieverwertungsverordnung. Vom 25. Juli 2005.
BGBl. I (2005) 46, S. 2252 – 2260.
Zuletzt geändert durch Verordnung zur Umsetzung der Ratsentscheidung vom 19. Dezember 2002 zur Festlegung von Kriterien und Verfahren für die Annahme von Abfällen auf Abfalldeponien. Vom 13. Dezember 2006.
BGBl. I (2006) 59, S. 2860–2874.
- [10] BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT, GESUNDHEIT UND VERBRAUCHERSCHUTZ:
Schreiben zur Leitlinie „Bewertung der Stabilisierung, Teilstabilisierung und Verfestigung von Abfällen“, Az.: 81 U8751.0-2005/4-2, vom 17.11.2005,
München 2005, 4 S.
- [11] Anonym:
Entwurf (Stand 11.03.2009): Verordnung zur Vereinfachung des Deponierechts. Artikel 1: Verordnung über Deponien und Langzeitlager (Deponieverordnung – DepV).
Berlin 2009, 69 S.
http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/depvereinfv_entwurf.pdf.
- [12] MALVIYAA, R.; CHAUDHARY, R.:
Factors affecting hazardous waste solidification/stabilization: A review.
Journal of Hazardous Materials **137** (2006), S. 267–276.
- [13] PERERA, A.S.R.; AL-TABBAA, A.:
State of practice reports, UK stabilisation/solidification treatment and remediation, Part I: Binders and technologies – basic principles.
In: Al-Tabbaa, A.; Stegemann, J. (Hrsg.): Stabilisation/solidification treatment and remediation, advances in S/S for waste and contaminated land.
Taylor & Francis Group plc., London, 2005, S. 367–385.
- [14] ANONYM:
pH-stat. Theory and Practice.
Radiometer Analytical, Villeurbanne, 2002, 20 S.
- [15] ANONYM:
Toxicity characteristic leaching procedure.
Test methods for evaluating solid waste, physical/chemical methods, method 1311.
US EPA, Office of Solid Waste, Publication SW-846, Washington D.C., 1992,
S. 1311-1 – 1311-30
<http://www.epa.gov/sw-846/pdfs/1311.pdf>.

- [16] GERSCHLER, L.J.:
Neue Entwicklung bei der Verfestigung von Sonderabfällen.
Müll und Abfall 7 (1988), S. 307–319.
- [17] HEINDL, A.; WESTERMANN, H.:
Stabilisierungsverfahren für gefährliche Abfälle – chemische Betrachtung zum Langzeitverhalten.
Forschungs- und Entwicklungszentrum Sondermüll.
Rednitzheimnach, 2001, 28 S.
- [18] ANTEMIR, A.; HILLS, C.D.; CAREY, P.J.; SPEAR, J.; GARDNER, K.; BORARDMAN, D.J.; ROGERS, C.D.F.:
Performance assessment of stabilised/solidified waste forms. Initial results from site characterisation sampling and testing.
In: Al Tabbaa, A.; Stegemann, J. (Hrsg.): Stabilisation/solidification treatment and remediation, advances in S/S for waste and contaminated land.
Taylor & Francis Group plc., London, 2005, S. 133–137.
- [19] LARSSON, S.:
Mixing processes from ground improvement by deep mixing.
Swedish Deep Stabilization Research Centre, Report 12 (2003), 217 S.
- [20] SABBAS, T.; MOSTBAUER, P.; LECHNER, P.:
Deponien - Prozesse und Faktoren jenseits der Nachsorge.
Studie im Auftrag der Stadt Wien / Magistratsabteilung 22, Wien.
Eigenverlag ABF-BOKU, Wien, 1998, 161 S.
- [21] HARDIN, E.L.:
Near-Field/Altered-Zone Models Report.
Lawrence Livermore National Laboratory, Livermore, California, UCRL-129179 1988, 755 S.
- [22] REARDON, E.J.:
Anion interaction model for the determination of chemical equilibria in cement/water systems.
Cement and Concrete Research, 20, 1990, S. 175–192
- [23] WILSNACK, T.; WEINHOLD, V.; KEIL, M.; BOY, S.:
Methodische Konzepte zur Beurteilung des Langzeitverhaltens von immobilisierten Materialien.
Ingenieurpartnerschaft für Bergbau, Wasser und Deponietechnik, Wilsnack & Partner (IBeWa).
Freiberg, 2002, 22 S.
- [24] LUNDTORP, K.:
The Ferrox-process in an industrial scale – Developing a stabilisation process for air pollution control residues from municipal solid waste incineration.
Dissertation, Environment & Resources DTU, Technical University of Denmark.
Kopenhagen, 2001, 76 S.
- [25] MOGENSEN, E. (Babcock & Wilcox Vølund A/S):
Pers. Mittlg. am 03.02.2009.

- [26] LUNDTORP, K.; JENSEN, D.L.; SØRENSEN, M.A.; MOSBÆK, H.; CHRISTENSEN, T.H.:
On-site treatment and landfilling of MSWI air pollution control residues.
Journal of Hazardous Materials **B97** (2003) S. 59–70.
- [27] LUDWIG, R.D.; SU, C.; LEE, T.R.; WILKIN, R.T.; ACREE, S.; ROSS, R.R.; KEELEY, A.:
In situ chemical reduction of Cr(VI) in groundwater using a combination of ferrous sulfate and sodium dithionite: A field investigation.
Environmental Science and Technology **41** (2007), S. 5299–5305.
- [28] PÖLLMANN, H.:
Immobilisierung von Schadstoffen durch Speichermineralbildung.
Shaker Verlag, Aachen, 2007, 428 S.
- [29] BAUR, I.; KELLER, P.; MAVROCORDATOS, D.; WEHRLI, B.; JOHNSON, C.A.:
Dissolution-precipitation behaviour of ettringite, monosulfate, and calcium silicate hydrate.
Cement and Concrete Research **34** (2004), S. 341–348.
- [30] RADHA, A.V.; KAMATHO, P.V.:
Oxidative leaching of chromium from layered double hydroxides: Mechanistic studies.
Bulletin of Materials Science **27** (2004), S. 355–360.
- [31] MOON, D.H.; WAZNE, M.; DERMATAS, D.; CHRISTODOULATOS, C.; SANCHEZ, A.M.; GRUBB, D.G.;
CHRYSOCHOOU, M.; KIM, M.G.:
Long-term treatment issues with chromite ore processing residue (COPR): Cr⁶⁺ reduction and heave.
Journal of Hazardous Materials **143** (2007), S. 629–635.
- [32] DERMATAS, D.; CHRYSOCHOOU, M.; MOON, D.H.; GRUBB, D.G.; WAZNE, M.; CHRISTODOULATOS, C.:
Ettringite-induced heave in chromite ore processing residue (COPR) upon ferrous sulfate treatment.
Environmental Science and Technology **40** (2006), S. 5786–5792.
- [33] CHRYSOCHOOU, M.; DERMATAS, D.:
Evaluation of ettringite and hydrocalumite formation for heavy metal immobilization: Literature review and experimental study.
Journal of Hazardous Materials **136** (2006), S. 20–33.
- [34] ROMERO ESQUIVEL, L.G.; VARGAS CAMARENO, M.; PADILLA BARRANTES, F.:
Desarrollo de la tecnología de inmovilización: estabilización/solidificación des desechos peligrosos en Costa Rica. Estudio de caso en lodo de electrodeposición.
Avances en Química **2** (2007), S. 9–14.
- [35] QIAN, G.; YANG, X.; DONG, S.; ZHOU, J.; SUN, Y.; XU, Y.; LIU, Q.:
Stabilization of chromium-bearing electroplating sludge with MSWI fly ash-based Friedel marices.
Journal of Hazardous Materials, in Druck, doi:10.1016/j.jhazmat.2008.10.078.

- [36] KLEMM, W.A.:
Ettringite and oxyanion-substituted ettringites – their characterization and applications in the fixation of heavy metals: A synthesis of the literature.
Portland Cement Association, Research and Development Bulletin RD116.
PCA R&D Serial 2055, Skokie, 1998, 69 S.
- [37] SOTTISOPHA, W.; ASAVAPISIT, S.:
Immobilisation of the plating sludge by activation of pulverized fuel ash with sodium silicate solution.
Thammasat International Journal of Science and Technology **10** (2005), S. 7–15.
- [38] CIOFFI, R.; LAVORGNA, M.; SANTORO, L.:
Environmental and technological effectiveness of a process for the stabilization of a galvanic sludge.
Journal of Hazardous Materials **B89** (2002), S. 165–175.
- [39] ZOUBOULIS, A.I.; KYDROS, K.A.; MATIS, K.A.:
Removal of hexavalent chromium anions from solutions by pyrite fines.
Water Research **29** (1995), S. 1755–1760.
- [40] KIM, C.; ZHOU, Q.; DENG, B.; THORNTON, E.C.; XU, H.:
Chromium(VI) reduction by hydrogen sulphide in aqueous media: Stoichiometry and kinetics.
Environmental Science and Technology **35** (2001), S. 2219–2225.
- [41] FRANCO, D.V.; DA SILVA, L.M.; JARDIM, W.F.:
Reduction of hexavalent chromium in soil and ground water using zero-valent iron under batch and semi-batch conditions.
Water, Air and Soil Pollution **197** (2009) S. 49–60.
- [42] ANONYM:
Verordnung über das Europäische Abfallverzeichnis – Abfallverzeichnisverordnung (AVV). Vom 10. Dezember 2001.
BGBl. I (2001) 65, S. 3379–3412.
Zuletzt geändert durch Artikel 7 des Gesetzes zur Vereinfachung der abfallrechtlichen Überwachung. Vom 15. Juli 2006.
BGBl. I (2006) 34, S. 1619–1624.
- [43] ANONYM:
Verordnung über Deponien und Langzeitlager und zur Änderung der Abfallablagerungsverordnung. Vom 24. Juli 2002.
BGBl. I (2005), S. 2807–2832.
Zuletzt geändert durch Verordnung zur Umsetzung der Ratsentscheidung vom 19. Dezember 2002 zur Festlegung von Kriterien und Verfahren für die Annahme von Abfällen auf Abfalldeponien. Vom 13. Dezember 2006.
BGBl. (2006) 59, S. 2860–2874.

- [44] ANONYM:
Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Abfallbehandlungsanlagen. Vom 20. Februar 2001.
BGBl. I (2001) 10, S. 305–324.
Zuletzt geändert durch Verordnung zur Umsetzung der Ratsentscheidung vom 19. Dezember 2002 zur Festlegung von Kriterien und Verfahren für die Annahme von Abfällen auf Abfalldeponien. Vom 13. Dezember 2006.
BGBl. (2006) 59, S. 2860–2874.
- [45] STÖLBEN GMBH:
Bericht zu Projekt 19010, Bohrungen mit durchgehender Gewinnung von gekernten Proben auf der Deponie ...
Schichtenverzeichnis und Bohrprofile vom 18.07.2007.
Zell/Mosel 2007.
- [46] ANONYM:
DIN 38414-S4: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Schlamm und Sedimente (Gruppe S), Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser (S4).
Beuth Verlag, Berlin, 1984, 10 S.
- [47] ANONYM:
Bestimmung der Eluierbarkeit mit wässrigen Medien bei konstantem pH-Wert, EW 98p.
In: Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA, Hrsg.) Richtlinie für das Vorgehen bei physikalisch und chemischen Untersuchungen von Abfällen, verunreinigten Böden und Materialien aus dem Altlastenbereich. Herstellung und Untersuchung von wässrigen Eluaten (Kurzbez. EW 98).
Mainz, 2002, S. 20 – 32.
- [48] ANONYM:
DIN EN 12457-4: 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).
Beuth Verlag, Berlin, 2003, 30 S.
- [49] ANONYM:
Mitteilung der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) 32; LAGA PN 98 Richtlinie für das Vorgehen bei physikalischen, chemischen und biologischen Untersuchungen im Zusammenhang mit der Verwertung/Beseitigung von Abfällen; Stand: Dezember 2001.
Mainz, 2002, 69 S.
<http://www.laga-online.de/mitteilungen/docs/LAGA%20PN%2098.pdf>.
- [50] BAJT, S.; CLARK, S.B.; SUTTON, S.R.; RIVERS, M.L.; SMITH, J.V.:
Synchrotron X-ray microprobe determination of chromate content using X-ray absorption near edge structure.
Analytical Chemistry **65** (1993), S. 1800–1804.
- [51] SZULCZEWSKI, M.D.; HELMKE, P.A.; BLEAM, W.A.:
Comparison of XANES analyses and extractions to determine chromium speciation in contaminated soils.
Environmental Science and Technology **31** (1997), S. 2954–2959.

- [52] SCHWERTMANN, U.:
Differenzierung der Eisenoxide des Bodens durch Extraktion mit Ammoniumoxalat-Lösung.
Zeitschrift Pflanzenernähr. Bodenk. **105** (1964), S. 194–202.
- [53] MEHRA, O.P.; JACKSON, M.L.:
Iron oxide removal from soils and clays by a dithionite-citrate system buffered with sodium bicarbonate.
Clays Clay Min. **7** (1960), S. 317–327.
- [54] ANONYM:
Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Abfallbehandlungsanlagen. Vom 20. Februar 2001.
BGBl. I (2002) 10, S. 305–324.
Geändert durch Verordnung über Deponien und Langzeitlager und zur Änderung der Abfallablagerversordnung. Vom 24. Juli 2002.
BGBl. I (2005), S. 2807–2832.
Zuletzt geändert durch Verordnung zur Umsetzung der Ratsentscheidung vom 19. Dezember 2002 zur Festlegung von Kriterien und Verfahren für die Annahme von Abfällen auf Abfalldeponien. Vom 13. Dezember 2006.
BGBl. I (2006) 59, S. 2860–2874.
- [55] ANONYM:
DIN 19529: Elution von Feststoffen - Schüttelverfahren mit einem Wasser-/Feststoffverhältnis von 2 l/kg zur Untersuchung der Elution von anorganischen Stoffen für Materialien mit einer Korngröße bis 32 mm - Übereinstimmungsuntersuchung.
Beuth Verlag, Berlin, 2007, 21 S.
- [56] ANONYM:
Verordnung über die Verwertung von Abfällen auf Deponien über Tage. Vom 25. Juli 2005.
BGBl. I (2005) 46, S. 2252–2260.
Zuletzt geändert durch Verordnung zur Umsetzung der Ratsentscheidung vom 19. Dezember 2002 zur Festlegung von Kriterien und Verfahren für die Annahme von Abfällen auf Abfalldeponien. Vom 13. Dezember 2006.
BGBl. I (2006) 59, S. 2860–2874.
- [57] ANONYM:
Mitteilung der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) 33; LAGA EW 98 - Richtlinie für das Vorgehen bei physikalischen, chemischen Untersuchungen von Abfällen, verunreinigten Böden und Materialien aus dem Altlastenbereich.
Mainz, 2002, 27 S.
- [58] WOLERY, T.J.; DAVELER, S.A.:
EQ6, A Computer program for reaction path modeling of aqueous geochemical systems: Theoretical manual, user's guide, and related documentation (version 7.0), Lawrence Livermore National Laboratory.
Livermore, 1992, 246 S.
- [59] BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (HRSG.):
Langzeitverhalten stabilisierter/verfestigter mineralischer Abfälle – Zwischenbericht.
Augsburg, 2007, 69 S.

- [60] BLUM, A.E.; STILLINGS, L.L.:
Feldspar dissolution kinetics.
In: White, A.F. & Brantley, S.L. (Hrsg.) *Chemical Weathering Rates of Silicate Minerals. Reviews in Mineralogy*, **31** (1995), Washington, S. 301.
- [61] LUDWIG, C.; CASEY, W.H.:
On the mechanisms of dissolution of Bunsenite [NiO(s)] and other simple oxide minerals.
Journal of Colloid and Interface Science **178** (1996), S. 176–185.
- [62] MORSE, T.:
The kinetics of calcium carbonate dissolution and precipitation.
Reviews in Mineralogy **11** (1990), S. 227–264.
- [63] BAUR, I.; KELLER, P.; MAVROCORDATOS, D.; WEHRLI, B.; JOHNSON, C.A.:
Dissolution-precipitation behaviour of ettringite, monosulfate, and calcium silicate hydrate.
Cement and Concrete Research **34** (2004), S. 341–348.
- [64] RAINES, M.A.; DEWERS, T.A.:
Mixed transport/reaction control of gypsum dissolution kinetics in aqueous solutions and initiation of gypsum karst.
Chemical Geology **140** (1997), S. 29–48.
- [65] ALKATTAN, M.; OELKERS, E.H.; DANDURAND, J.-L.; SCHOTT, J.:
Experimental studies of halite dissolution kinetics, 1: The effect of saturation state and the presence of trace metals.
Chemical Geology **137** (1997), S. 201–219.
- [66] BRUNO, J.; STUMM, W.; WERSIN, P.; BRANDBERG, F.:
On the influence of carbonate in mineral dissolution: I. The thermodynamics and kinetics of hematite dissolution in bicarbonate solutions at $T = 25\text{ °C}$.
Geochimica et Cosmochimica Acta **56** (1992), S. 1139–1147.
- [67] WHITE, A.F.; PETERSON, M.L.; HOCELLA, M.F.:
Electrochemistry and dissolution kinetics of magnetite and ilmenite.
Geochimica et Cosmochimica Acta **58** (1994), S. 1859–1875.
- [68] NRIAGU, J.O.; MOORE, P.B.:
Phosphate Minerals.
Springer, Berlin, 1984, 422 S.
- [69] VERMILYEA, D.A.:
The Dissolution of MgO and Mg(OH)₂ in aqueous solutions.
Journal of the Electrochemical Society **116** (1959), S. 1179–1183.
- [70] NAHON, D. B.:
Introduction to the petrology of soils and chemical weathering.
John Wiley & Sons, New York, 1991, 313 S.

- [71] THIEME, J.; PRIETZEL, J.:
Ergebnisbericht zur Ermittlung der Massenanteile von Cr(III) und Cr(VI) in drei Materialproben (Kesselstaub, Galvanikschlamm) mittels Cr-K-edge XANES vom 04.12. 2008.
Institut für Röntgenphysik der Georg-August Universität Göttingen, Göttingen, 19 S.
- [72] VOSE, D.:
Risk analysis. A quantitative guide. John Wiley & Sons, Ltd., 2000, Chichester, 418 S.
- [73] WAZNE, M.; JAGUPILLA, S.C.; MOON, D.H.; CHRISTODOULATOS, C.; KOUTSOSPYROS, A.:
Leaching mechanisms of Cr(VI) from chromite ore processing residue.
Journal of Environmental Quality **37** (2008), S. 2125–2134.
- [74] COMBER, S.; GARDNER, M.:
Chromium redox speciation in natural waters.
Journal of Environmental Monitoring **5** (2003), S. 410–413.
- [75] BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (HRSG.):
Chemische Immobilisierung anorganischer Schadstoffe in kontaminierten Böden – Verfahren und Bewertungsinstrumente – Abschlussbericht.
Augsburg 2009, 93 S.
- [76] SPULLER, C.; WEIGAND, H.; MARB, C.:
Trace metal stabilisation in a shooting range soil: Mobility and phytotoxicity
Journal of Hazardous Materials **141** (2007), S. 378-387.
- [77] UIS UMWELTINSTITUT SYNLAB GMBH:
Prüfberichte Nr. 30604-1 bis 30604-4 vom 26.07.2007.
München 2007.
- [78] WESSLING LABORATORIEN GMBH & Co. KG:
Labor Oppin, Prüfbericht Nr. UOP07-08426-1 vom 13.12.2007.
Oppin 2007.
- [79] WESSLING LABORATORIEN GMBH:
Labor München, Prüfbericht Nr. UMÜ0811067-1 vom 07.10.2008.
München 2008-10-30.
- [80] GÖRTLER ANALYTICAL SERVICES GMBH:
Prüfbericht V082208 vom 15.10.2008.
Vaterstetten 2008.
- [81] MPA-LABOR FÜR MATERIALPRÜFUNG UND -ANALYSE GMBH:
Untersuchungsbericht 13337/07 vom 13.12.2007.
Leipzig 2007.
- [82] SCHREITER, P.:
Gutachten zu phasenanalytischen Untersuchungen an Materialien zur Feststoffdeponie ...
(durchgeführt durch mpa-Labor für Materialprüfung und -analyse GmbH) vom 20.01.2008.
Leipzig 2008.

- [83] PÖLLMANN, H.:
Untersuchungen zur Mineralentwicklung in der Deponie ... – Bildung von Speichermineralen.
Untersuchungsbericht vom 09.01.2008.
Halle 2008.
- [84] BROOKINS, D.G.:
Eh-pH Diagrams for geochemistry.
Springer Verlag, Berlin, 1988, 176 S.
- [85] HILLEL, D.:
Environmental soil physics.
Academic Press, Amsterdam, 1998, 771 S.
- [86] ABRIOLA, L.M.; DEKKER, T.J.; PENELL, K.D.:
Surfactant-enhanced solubilization of residual dodecane in soil columns. 2. Mathematical modeling.
Environ. Sci. Technol., **27** (1993), S. 2341–2345.
- [87] BRUSSEAU, M.; HU, Q.; SRIVASTAVA, R.:
Using flow interruption to identify factors causing nonideal contaminant transport.
J. Contam. Hydrol., **24** (1997), S. 205–219.
- [88] NORMENAUSSCHUSS WASSERWESEN:
DIN 19528, Elution von Feststoffen – Perkolationsverfahren zur gemeinsamen Untersuchung des Elutionsverhaltens von anorganischen und organischen Stoffen.
Beuth-Verlag, Berlin, erscheint 2009, 24 S.
- [89] KNORR, W.; HENTSCHEL, B.; MARB, C.; SCHÄDEL, S.; SWEREV, M.; VIERLE, O.; LAY, J.-P.:
Rückstände aus der Müllverbrennung – Chancen für eine stoffliche Verwertung von Aschen und Schlacken. Reihe: Initiativen zum Umweltschutz 13, Hrsg.: Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1999, IX, 258 S.
- [90] TORIDE, N.; LEIJ, F.J.; VANGENUCHTEN, M.TH.:
The CXTFIT code for estimating transport parameters from laboratory or field tracer experiments, version 2.1.
Research Print 137, U.S. Salinity Laboratory Riverside, California, USA, 1995, 121 S.
- [91] LEBLANC, D.R.; GARABEDIAN, S.P.; HESS, K.M.; GELHAR, L.W.; QUADRI, R.D.; STOLLENWERK, K.G.; WOOD, W.W.:
Large-Scale natural-gradient tracer test in sand and gravel, Cape Cod, Massachusetts. 1. Experimental design and observed tracer movement.
Water Resources Research, **27** (1991), S. 895–810.
- [92] KUTÍLEK, M.; NIELSEN, D.R.:
Soil hydrology.
Catena Verlag, Cremlingen, 1994, 370 S.

- [93] HAGEMANN, S.:
Thermodynamische Eigenschaften des Bleis in Lösungen der ozeanischen Salze.
Dissertation an der Gemeinsamen Naturwissenschaftlichen Fakultät der Technischen Universität Carolo-Wilhelmina zu Braunschweig.
Braunschweig 1999, 151 S.
- [94] LUDWIG, R.D.; CHUNMING, S.; LEE, T.R.; WILKIN, R.T.; ACREE, S.D.; ROSS, R.R.; KEELEY, A.:
In situ chemical reduction of Cr(VI) in groundwater using a combination of ferrous sulfate and sodium dithionite: A field investigation.
Environmental Science and Technology, **41** (2007), S. 5299–5305.
- [95] CHRYSOCHOOU, M.; DERMATAS, D.:
Comparison of geochemical modelling in chromite ore processing residues using MINTEQA2 and EQ3/6 software.
Proceedings of the 9th International Conference on Environmental Science and Technology, Rhodes Island, Greece, 1–3 September 2005, A-232 - A-237.
- [96] ZAKHARCHUK, V.:
Löslichkeit von Spinell und Korund in reinem H₂O und in KOH-H₂O-Lösung.
Dissertation, Fakultät für Geowissenschaften der Ruhr-Universität Bochum, 2006, 160 S.
- [97] DZOMBAK, D.A.; MOREL, F.M.M.:
Surface complexation modeling: Hydrous Ferric Oxide.
John Wiley & Sons, New York 1990, 393 S.
- [98] HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (HRSG.):
Untersuchung von Galvanikschlämmen aus hessischen Betrieben. Projektbericht.
Wiesbaden, 2003, 84 S.
- [99] FÖRSTER, H.; MORAN R.; HARTINGER, L.; KARIGL, B.; WAGINGER, H.; HUGER, P.:
Branchenkonzept Oberflächentechnik.
Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
Wien 2003, 574 S.
- [100] WORLD HEALTH ORGANISATION (HRSG.):
Kim, J.H.; Gibb, H.J. Howe, P.P.
Cobalt and inorganic cobalt compounds.
Concise international chemical assessment document 69,
Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft, Stuttgart, 2006, 85 S.
- [101] PAPELIS, C.:
Evaluation of cobalt mobility in soils from the Nevada test site.
Nevada Operations Office, U.S. Department of Energy (DOE). Publication 45140,
National Technical Information Service, U.S. Department of Commerce, Springfield, 1996, 28 S.
- [102] PARFITT, R.L.; SMART, R.S.C:
The mechanism of sulfate adsorption on iron oxides.
Soil Science Society of America Journal **42** (1978), S. 48–50.

- [103] GEMEINHARDT, C.; MÜLLER, S.; WEIGAND, H.; MARB, C.:
Chemical immobilisation of arsenic in contaminated soils using iron(ii)sulphate — advantages and pitfalls.
Water, Air and Soil Pollution: Focus **6** (2005), S. 281–297.
- [104] VEREIN DEUTSCHER EISENHÜTTENLEUTE (HRSG.):
Slag Atlas.
Woodhead Publishing, Cambridge, 636 S.
- [105] STEFFENS, A.:
Modellierung von Karbonatisierung und Chloridbindung zur numerischen Analyse der Korrosionsgefährdung der Betonbewehrung.
Dissertation, Fachbereich für Bauingenieurwesen der Technischen Universität Carolo-Wilhelmina zu Braunschweig. Institut für Statik, Technische Universität Braunschweig, Bericht Nr. 2000-90.
Braunschweig, 2000, 128 S.
- [106] WEIGAND, H.; MÜLLER, S.; MARB, C.:
Seepage water emission of inorganic contaminants from MSWI bottom ash: Results from lab-, pilot-, and field-scale experiments.
In: Christensen, T.H.; Cossu, R.; Stegmann, R. (Hrsg.):
Sardinia 2003, Proceedings of the Ninth International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, 6 - 10 Oktober 2003.
Betragssammlung (unpaginiert) auf CD-ROM, 10 S.

Anhänge

Anhang A	Kesselstaubstabilisat – Bohrkernproben	A 2
Anhang B	Kesselstaubstabilisat – Säulenexperimente Labormaßstab Porenwasserzusammensetzung	A 3
Anhang C	Kesselstaubstabilisat – Säulenexperimente Labormaßstab Effluentzusammensetzung	A 5
Anhang D	Kesselstaubstabilisat – Säulenexperimente Technikumsmaßstab Porenwasserzusammensetzung	A 9
Anhang E	Kesselstaubstabilisat Säulenexperimente Technikumsmaßstab Effluentzusammensetzung	A 10
Anhang F	Kesselstaubstabilisat – Geochemische Simulation Mineralphasenzusammensetzung	A 12
Anhang G	Galvanikschlammstabilisat – Säulenexperimente Labormaßstab Porenwasserzusammensetzung	A 13
Anhang H	Galvanikschlammstabilisat – Säulenexperimente Labormaßstab Effluentzusammensetzung	A 15
Anhang I	Galvanikschlammstabilisat – Säulenexperimente Technikumsmaßstab Porenwasserzusammensetzung	A 19
Anhang J	Galvanikschlammstabilisat Säulenexperimente Technikumsmaßstab Effluentzusammensetzung	A 20
Anhang K	Galvanikschlammstabilisat – Geochemische Simulation Mineralphasenzusammensetzung	A 22
Anhang L	Filterstaubstabilisat – Säulenexperimente Labormaßstab Porenwasserzusammensetzung	A 23
Anhang M	Filterstaubstabilisat – Säulenexperimente Labormaßstab Effluentzusammensetzung	A 25
Anhang N	Filterstaubstabilisat – Säulenexperimente Technikumsmaßstab Porenwasserzusammensetzung	A 29
Anhang O	Filterstaubstabilisat Säulenexperimente Technikumsmaßstab Effluentzusammensetzung	A 30
Anhang P	Filterstaubstabilisat – Geochemische Simulation Mineralphasenzusammensetzung	A 32

Kesselstaubstabilisat – Bohrkernproben Feststoff- und Eluatkennwerte der Feinfraktion (FF; $d_p < 2 \text{ mm}$) und des Gesamtmaterials (GM)

Nr.	Feld [-]	Tiefe [m]	Expo [d]	Alter [Monat]	TC [%]		TIC [%]		S [%]		WG [%]		pH [-]		LF [mS/cm]		E _H [mV]	
					FF	GM	FF	GM	FF	GM	FF	GM	FF	GM	FF	GM	FF	GM
1	1	7-8	111	36	0,88	-	0,08	-	4,61	-	24,3	17,0	10,5	9,9	16,62	18,2	260	274
2a	3	3-4	53	34	1,03	-	0,05	-	4,02	-	19,9	13,6	10,9	10,5	13,05	14,2	208	251
2b	3	2-3	53	34	1,01	-	0,11	-	3,12	-	41,3	19,1	10,7	10,3	15,02	19	256	282
3	1	6-7	14	33	0,97	-	0,05	-	5,25	-	21,6	14,6	10,8	10,6	16,2	22	216	238
4a	1	5-6	175	30	0,74	-	0,09	-	4,62	-	36,9	15,9	10,5	10,0	9,4	11	226	260
4b	1	4-5	175	30	1,11	-	0,16	-	4,21	-	33,2	10,8	10,6	9,8	8,87	9,4	219	274
5e	6	4-5	149	24	0,73	-	0,04	-	4,38	-	28,2	13,7	10,3	8,7	12,87	10,7	233	303
6a	3	1-2	434	24	0,95	-	0,05	-	3,36	-	58,5	38,1	10,6	10,5	12,66	15,5	218	230
6b	3	0,5-1	434	19	1,03	-	0,10	-	4,86	-	40,4	11,4	10,8	9,5	5,03	6,5	223	264
6c	3	0-0,5	434	19	1,39	-	0,08	-	3,31	-	24,6	12,7	11,2	11,0	10,47	9,9	193	208
7a	10	5-6	211	13	1,25	-	0,16	-	4,84	-	17,3	9,0	10,8	10,7	13,73	14,1	213	225
7b	10	4-5	211	13	0,87	-	0,06	-	5,79	-	20,8	9,5	10,5	9,4	14,47	13,8	220	277
7c	10	3-4	211	13	0,92	-	0,04	-	4,62	-	20,5	10,2	10,6	9,9	12,77	14,1	216	278
7d	10	2-3	211	13	0,90	-	0,08	-	4,27	-	22,3	9,6	10,8	10,3	14,54	16,1	210	248
8a	1	2,5-4	50	11	0,99	-	0,12	-	5,01	-	15,0	11,4	10,6	10,5	13,72	14,8	212	243
8b	1	2-2,5	50	11	1,18	-	0,10	-	3,85	-	10,6	5,6	10,6	9,4	11,53	11,7	216	286
9a	6	2,5-4	12	9	0,74	-	0,06	-	4,79	-	22,6	11,6	10,2	9,7	16,84	18,7	234	278
9b	6	2-2,5	12	9	0,70	-	0,08	-	5,72	-	21,5	15,8	10,2	10,5	17,97	19,1	226	250
10a	6	1-2	182	8	1,15	-	0,04	-	5,75	-	27,3	19,5	10,2	10,8	14,46	15	228	229
10b	6	0-1	182	8	0,89	-	0,07	-	5,06	-	37,2	25,7	10,6	10,8	14,63	17,6	219	229
11a	1	1,5-2	121	6	0,76	-	0,09	-	4,93	-	15,8	12,6	10,9	11,0	13,39	13,9	206	219
11b	1	0-1,5	121	6	0,99	-	0,12	-	5,31	-	25,6	16,1	10,8	10,9	13,18	16,1	206	222
12a	10	1-2	1	2	1,27	-	0,11	-	5,23	-	22,4	14,3	10,9	11,0	17,52	20,5	198	217
12b	10	0-1	1	2	1,12	-	0,10	-	5,19	-	11,3	8,8	11,0	10,7	10,31	9,5	200	226
Nr.	Sulfat [mg/L]		Chlorid [mg/L]		Al [µg/L]		As [µg/L]		Ca [mg/L]		Cd [µg/L]		Co [µg/L]		Cr [µg/L]		Cu [µg/L]	
	FF	GM	FF	GM	FF	GM	FF	GM	FF	GM	FF	GM	FF	GM	FF	GM	FF	GM
1	2,541	1,405	2,692	2,135	-	126	<5	3,33	-	798	1,17	0,53	<0,5	0,12	476	650	22,0	<1
2a	2,872	1,403	2,144	1,612	-	1,484	<5	1,90	-	722	1,18	0,69	<0,5	0,38	587	952	26,6	17,8
2b	2,073	1,166	2,414	2,329	-	1,409	<5	1,67	-	882	1,23	0,64	0,71	0,95	594	1,012	42,3	23,5
3	3,359	2,726	2,490	1,588	-	657	<5	4,99	-	559	1,35	0,62	<0,5	0,07	395	493	27,7	1,1
4a	2,836	2,186	1,117	1,327	-	306	5	5,31	-	604	1,45	0,60	<0,5	0,40	834	989	10,3	1,5
4b	1,847	1,448	1,459	1,661	-	469	<5	1,08	-	803	<0,5	0,28	<0,5	0,09	796	876	7,1	3,8
5e	2,792	2,252	2,624	2,015	-	57	<5	2,93	-	652	0,84	0,65	<0,5	0,52	1,766	858	17,7	23,3
6a	2,911	2,100	2,312	2,608	-	378	<5	1,69	-	672	1,54	0,53	<0,5	0,38	1,150	1,344	36,7	33,0
6b	2,283	2,500	231	485	-	403	<5	3,15	-	556	0,69	0,60	<0,5	0,09	1,128	1,341	<5	5,4
6c	1,550	1,490	2,459	2,278	-	147	<5	1,07	-	886	0,74	0,25	<0,5	0,17	217	253	58,7	35,6
7a	3,323	2,629	2,787	2,840	-	1,336	93	110	-	768	1,13	0,49	<0,5	0,08	456	574	18,5	1,5
7b	4,080	2,944	2,324	2,008	-	1,001	<5	4,20	-	613	1,26	1,33	<0,5	0,07	593	536	20,3	4,7
7c	2,835	2,615	2,564	3,068	-	2,222	<5	1,54	-	747	1,27	0,94	<0,5	0,07	681	997	13,9	<1
7d	2,607	2,382	3,291	3,785	-	2,564	<5	1,37	-	864	1,47	0,58	<0,5	0,09	730	1,120	18,0	<1
8a	2,729	2,553	3,078	3,446	-	1,469	<5	1,20	-	974	<0,5	0,27	<0,5	0,07	929	1,083	14,4	<1
8b	2,199	2,237	2,647	2,644	-	1,332	<5	1,08	-	925	<0,5	0,47	<0,5	0,07	815	628	11,2	<1
9a	3,119	2,691	3,944	4,596	-	104	<5	1,66	-	1,080	1,02	0,46	<0,5	0,07	1,339	1,316	19,2	<1
9b	3,872	3,375	3,848	4,030	-	181	<5	1,96	-	741	0,84	0,29	<0,5	<0,05	1,535	1,651	22,1	<1
10a	3,324	3,294	2,922	2,839	-	348	<5	1,58	-	630	1,08	0,44	<0,5	0,07	1,931	2,401	18,3	<1
10b	3,656	3,747	2,804	3,578	-	484	<5	1,76	-	623	1,41	0,57	<0,5	<0,05	1,203	1,302	20,3	<1
11a	2,651	2,592	3,061	3,130	-	2,029	<5	0,92	-	1,049	0,53	0,14	<0,5	0,08	794	819	15,6	<1
11b	2,710	3,556	2,877	3,187	-	477	<5	1,43	-	641	1,63	0,68	<0,5	0,06	770	744	17,9	2,0
12a	4,230	4,262	3,430	4,226	-	559	<5	1,95	-	693	1,91	0,67	<0,5	0,09	943	815	27,0	1,5
12b	2,238	2,006	2,039	1,851	-	473	<5	1,21	-	731	1,17	0,33	<0,5	0,12	537	665	31,6	17,6
Nr.	Fe [µg/L]		Mn [µg/L]		Mo [µg/L]		Ni [µg/L]		Pb [µg/L]		Sb [µg/L]		Zn [µg/L]		Cr(VI) mg/L			
	FF	GM	FF	GM	FF	GM	FF	GM	FF	GM	FF	GM	FF	GM	FF	GM		
1	-	<50	<10	<1	416	518	<10	0,53	5,59	<0,5	63,5	106,8	28,3	<5	0,41	0,68		
2a	-	<50	<10	<1	473	602	<10	1,15	<2,5	4,68	<2,5	19,4	<25	7,16	0,47	0,94		
2b	-	<50	<10	1,34	534	695	<10	1,47	<2,5	0,87	2,5	33,5	<25	5,43	0,51	1,01		
3	-	<50	<10	<1	654	875	<10	<0,5	7,18	10,87	25,9	99,8	<25	8,19	0,35	0,48		
4a	-	<50	<10	<1	720	801	<10	0,70	14,38	<0,5	31,5	147,3	<25	<5	0,60	0,98		
4b	-	<50	<10	<1	192	218	<10	0,83	<2,5	<0,5	3,2	52,9	<25	<5	0,55	0,94		
5e	-	<50	<10	8,67	376	263	<10	3,02	<2,5	<0,5	54,8	147,5	<25	9,68	1,36	0,89		
6a	-	<50	<10	<1	691	803	<10	0,86	<2,5	1,91	18,0	27,8	<25	6,20	0,82	1,37		
6b	-	<50	<10	1,33	336	416	<10	0,77	<2,5	0,78	19,8	111,7	<25	7,56	0,83	1,29		
6c	-	<50	<10	<1	290	258	<10	1,25	4,54	3,95	<2,5	0,5	<25	7,06	0,20	0,26		
7a	-	<50	<10	<1	498	474	<10	0,66	<2,5	2,21	4,5	5,4	<25	7,88	0,39	0,58		
7b	-	<50	<10	1,50	564	376	<10	0,71	<2,5	0,69	33,5	72,3	<25	8,76	0,51	0,55		
7c	-	<50	<10	1,10	507	475	<10	0,57	<2,5	0,57	8,5	95,9	<25	5,42	0,44	1,06		
7d	-	<50	<10	<1	548	623	<10	0,64	5,42	<0,5	2,6	34,2	<25	5,30	0,48	1,13		
8a	-	<50	<10	<1	211	240	<10	0,60	<2,5	2,55	4,9	52,3	<25	6,33	0,63	1,10		
8b	-	<50	<10	<1	128	175	<10	0,57	<2,5	1,08	<2,5	42,1	<25	<5	0,54	0,68		
9a	-	<50	<10	<1	189	199	<10	0,59	6,33	0,66	63,1	69,8	<25	5,46	1,00	1,33		
9b	-	<50	<10	<1	326	373	<10	0,5	<2,5	0,79	123,2	134,2	<25	<5	1,16	1,72		
10a	-	<50	<10	<1	475	680	<10	0,5	<2,5	1,08	158,2	90,6	<25	5,40	1,43	2,45		
10b	-	<50	<10	<1	675	920	<10	0,5	<2,5	1,34	69,7	46,1	<25	5,34	0,81	1,37		
11a	-	<50	<10	<1	203	227	<10	0,55	<2,5	3,79	3,3	17,2	<25	6,54	0,48	0,79		
11b	-	<50	<10	<1	603	1,023	<10	1,58	<2,5	3,94	4,0	23,9	<25	5,36	0,38	0,76		
12a	-	<50	<10	<1	735	942	<10	0,80	<2,5	3,84	4,5	7,8	<25	7,33	0,48	0,78		
12b	-	<50	<10	<1	436	394	<10	1,11	<2,5	1,37	<2,5	22,3	<25	7,16	0,45	0,68		

Kesselstaubstabilisat – Säulenexperimente Labormaßstab Porenwasserzusammensetzung während Gleichgewichtseinstellung

Säule	Position	Verweilzeit [h]	pH	Ei, LF [mS/cm]	E _h [mV]	Al [mg/L]	As [µg/L]	Ca [g/L]	Cd [µg/L]	Co [µg/L]	Cr [mg/L]	Cu [µg/L]	Fe [µg/L]	K [g/L]	Mn [µg/L]	Mo [mg/L]	Ni [µg/L]	Pb [µg/L]	Sp [µg/L]	Zn [µg/L]	
1	Oben	16,50	10,1	63	262	2,00	<150	1,11	<10	<50	2,12	<150	<100	8,40	<10	4,22	<25	<100	<100	<50	
		63,75	11,1	57	183	1,82	<150	0,92	<10	<50	4,24	<150	<100	8,53	<10	5,63	<25	<100	<100	<50	
		135,75	11,1	48	146	1,46	<150	0,80	<10	<50	5,04	<150	<100	7,03	<10	5,42	<25	<100	<100	<50	
	Mitte	16,50	10,0	102	259	2,31	<150	1,04	<10	<50	3,01	<150	<100	15,32	<10	6,07	<25	<100	<100	<50	
		63,75	11,1	100	184	1,89	<150	0,99	<10	<50	5,39	<150	<100	15,79	12,7	7,35	<25	<100	<100	<50	
		135,75	11,1	99	146	1,66	<150	0,92	<10	<50	7,12	<150	<100	15,28	17,6	8,23	<25	<100	<100	<50	
	Unten	16,50	9,9	143	260	2,15	<150	1,13	<10	<50	3,10	<150	<100	22,31	18,4	6,76	<25	<100	<100	<50	
		63,75	11,0	148	192	1,98	<150	1,14	<10	<50	5,55	<150	<100	23,73	18,0	7,77	<25	<100	<100	<50	
		135,75	11,0	148	179	1,72	<150	1,04	<10	<50	7,31	<150	<100	22,81	20,8	8,67	<25	<100	<100	<50	
	2	Oben	16,50	11,3	59	228	2,59	<150	0,78	<10	<50	2,01	<150	<100	10,18	<10	4,72	<25	<100	<100	<50
			63,75	11,2	58	172	1,88	<150	0,84	<10	<50	3,82	<150	<100	9,56	<10	5,33	<25	<100	<100	<50
			135,75	11,2	54	153	1,04	<150	0,76	<10	<50	5,43	<150	<100	8,23	<10	5,88	<25	<100	<100	<50
		Mitte	16,50	11,0	96	224	2,32	<150	0,97	<10	<50	3,03	<150	<100	15,37	11,1	6,74	<25	<100	<100	<50
			63,75	11,3	95	177	1,96	<150	0,93	<10	<50	5,64	<150	<100	15,47	14,9	7,90	<25	<100	<100	<50
			135,75	11,3	94	173	1,13	<150	0,83	<10	<50	7,60	<150	<100	14,97	18,6	8,83	<25	<100	<100	<50
Unten		16,50	10,6	152	230	2,45	<150	1,09	<10	<50	3,61	<150	<100	25,32	23,3	8,27	<25	<100	<100	<50	
		63,75	11,0	155	181	2,06	<150	1,06	<10	<50	5,68	<150	<100	25,93	25,6	9,33	<25	<100	<100	<50	
		135,75	11,1	159	168	1,79	<150	1,03	<10	<50	7,06	<150	<100	25,41	28,3	9,76	<25	<100	<100	<50	
3		Oben	16,50	10,8	–	224	2,36	<150	0,86	<10	<50	1,98	<150	<100	9,79	<10	4,31	<25	<100	<100	<50
			63,75	11,2	63	175	1,77	<150	0,89	<10	<50	3,50	<150	<100	7,59	<10	4,68	<25	<100	<100	<50
			135,75	11,2	51	187	1,18	<150	0,73	<10	<50	3,29	<150	<100	4,05	<10	3,64	<25	<100	<100	<50
		Mitte	16,50	10,4	110	217	2,62	<150	0,87	<10	<50	2,86	<150	<100	19,47	30,5	7,87	<25	<100	<100	<50
			63,75	11,2	95	179	2,09	<150	0,81	<10	<50	4,94	<150	<100	16,52	14,2	7,61	<25	<100	<100	<50
			135,75	11,3	88	178	1,64	<150	0,79	<10	<50	6,58	<150	<100	14,51	14,8	7,75	<25	<100	<100	<50
	Unten	16,50	10,8	152	218	2,32	<150	1,15	<10	<50	3,11	<150	<100	25,34	26,8	7,86	<25	<100	<100	<50	
		63,75	11,0	146	181	1,98	<150	1,09	<10	<50	5,40	<150	<100	24,04	20,3	8,53	<25	<100	<100	<50	
		135,75	11,1	145	168	1,75	<150	1,01	<10	<50	6,77	<150	<100	22,80	25,1	9,07	<25	<100	<100	<50	
4	Oben	16,50	9,8	102	261	2,69	<150	0,87	16,00	<50	2,88	<150	<100	17,45	16,3	6,89	<25	<100	<100	<50	
		63,75	10,6	48	188	2,03	<150	0,71	<10	<50	3,15	<150	<100	7,98	<10	4,41	<25	<100	<100	<50	
		135,75	10,8	24	196	1,22	<150	0,67	<10	<50	2,34	<150	<100	3,43	<10	2,42	<25	<100	<100	<50	
	Mitte	16,50	10,6	129	233	2,29	<150	1,07	<10	<50	2,73	<150	<100	20,52	17,5	7,04	<25	<100	<100	<50	
		63,75	11,1	100	191	1,94	<150	0,97	<10	<50	4,83	<150	<100	15,97	11,8	7,19	<25	<100	<100	<50	
		135,75	11,2	94	157	1,63	<150	0,89	<10	<50	6,51	<150	<100	14,44	12,5	7,62	<25	<100	<100	<50	
	Unten	16,50	10,6	124	227	2,12	<150	1,06	<10	<50	2,64	<150	<100	18,89	12,9	5,88	<25	<100	<100	<50	
		63,75	11,0	120	175	1,80	<150	1,15	<10	<50	4,27	<150	<100	18,35	<10	6,32	<25	<100	<100	<50	
		135,75	11,0	118	151	1,50	<150	1,01	<10	<50	6,11	<150	<100	17,60	13,5	7,43	<25	<100	<100	<50	

Kesselstaubstabilisat – Säulenexperimente Labormaßstab

Porenwasserzusammensetzung während Gleichgewichtseinstellung

Säule	Position	Verweilzeit [h]	pH [-]	Ei, LF [mS/cm]	E _h [mV]	Al [mg/L]	As [µg/L]	Ca [g/L]	Cd [µg/L]	Co [µg/L]	Cr [mg/L]	Cu [µg/L]	Fe [µg/L]	K [g/L]	Mn [µg/L]	Mo [mg/L]	Ni [µg/L]	Pb [µg/L]	Sp [µg/L]	Zn [µg/L]	
1	Oben	17,50	-	-	-	0,60	<150	0,65	<10	<50	1,37	<150	<100	1,55	<10	1,38	<25	<100	<100	<50	
		65,30	-	-	-	0,56	<150	0,63	<10	<50	0,35	<150	<100	0,04	<10	0,24	<25	<100	<100	<50	
		111,80	-	-	-	0,46	<150	0,64	<10	<50	0,50	<150	<100	0,03	<10	0,36	<25	<100	<100	<50	
	Mitte	17,50	-	-	-	0,67	<150	0,66	<10	<50	1,56	<150	<100	2,73	<10	1,74	<25	<100	<100	<50	
		65,30	-	-	-	0,58	<150	0,63	<10	<50	0,35	<150	<100	0,18	<10	0,29	<25	<100	<100	<50	
		111,80	-	-	-	0,51	<150	0,60	<10	<50	0,41	<150	<100	0,06	<10	0,29	<25	<100	<100	<50	
	Unten	17,50	-	-	-	0,97	<150	0,73	<10	<50	1,91	<150	<100	4,83	<10	2,21	<25	<100	<100	<50	
		65,30	-	-	-	0,61	<150	0,62	<10	<50	0,39	<150	<100	0,23	<10	0,32	<25	<100	<100	<50	
		111,80	-	-	-	0,50	<150	0,59	<10	<50	0,43	<150	169	0,07	<10	0,29	<25	<100	<100	<50	
	2	Oben	17,50	-	-	-	0,88	<150	0,71	<10	<50	1,70	<150	<100	2,07	<10	1,78	<25	<100	<100	<50
			65,30	-	-	-	0,63	<150	0,68	<10	<50	0,54	<150	<100	0,15	<10	0,52	<25	<100	<100	<50
			111,80	-	-	-	0,56	<150	0,67	<10	<50	0,65	157	<100	0,16	<10	0,67	<25	<100	<100	<50
Mitte		17,50	-	-	-	0,69	<150	0,70	<10	<50	1,99	<150	<100	3,31	<10	2,24	<25	<100	<100	<50	
		65,30	-	-	-	0,55	<150	0,67	<10	<50	0,51	<150	<100	0,35	<10	0,58	<25	<100	<100	<50	
		111,80	-	-	-	0,50	<150	0,65	<10	<50	0,50	<150	<100	0,17	<10	0,51	<25	<100	<100	<50	
Unten		17,50	-	-	-	0,93	<150	0,77	<10	<50	1,79	<150	<100	4,83	<10	2,33	<25	<100	<100	<50	
		65,30	-	-	-	0,54	<150	0,67	<10	<50	0,48	<150	<100	0,37	<10	0,49	<25	<100	<100	<50	
		111,80	-	-	-	0,51	<150	0,64	<10	<50	0,57	<150	<100	0,21	18,0	0,53	<25	<100	<100	<50	
3		Oben	17,50	-	-	-	0,64	<150	0,74	<10	<50	0,98	<150	<100	1,02	<10	1,02	<25	<100	<100	<50
			65,30	-	-	-	0,51	<150	0,76	<10	<50	0,37	<150	<100	0,18	<10	0,28	<25	<100	<100	<50
			111,80	-	-	-	0,51	<150	0,74	<10	<50	0,61	<150	<100	0,21	<10	0,48	<25	<100	<100	<50
	Mitte	17,50	-	-	-	0,89	<150	0,73	<10	<50	1,54	<150	<100	2,81	<10	1,72	<25	<100	<100	<50	
		65,30	-	-	-	0,52	<150	0,75	<10	<50	0,34	<150	<100	0,27	<10	0,29	<25	<100	<100	<50	
		111,80	-	-	-	0,44	<150	0,71	<10	<50	0,41	<150	<100	0,20	<10	0,31	<25	<100	<100	<50	
	Unten	17,50	-	-	-	0,95	<150	0,80	<10	<50	1,91	<150	<100	5,17	<10	2,49	<25	<100	<100	<50	
		65,30	-	-	-	0,53	<150	0,73	<10	<50	0,31	<150	<100	0,21	<10	0,24	<25	<100	<100	<50	
		111,80	-	-	-	0,43	<150	0,71	<10	<50	0,42	<150	<100	0,21	<10	0,31	<25	<100	<100	<50	
	4	Oben	17,50	-	-	-	1,13	<150	0,60	<10	<50	0,59	<150	<100	0,57	<10	0,50	<25	<100	<100	<50
			65,30	-	-	-	0,82	<150	0,59	<10	<50	0,39	<150	<100	0,01	<10	0,20	<25	<100	<100	<50
			111,80	-	-	-	0,60	<150	0,61	<10	<50	0,59	<150	<100	0,02	<10	0,37	<25	<100	<100	<50
Mitte		17,50	-	-	-	0,70	<150	0,67	<10	<50	1,87	<150	<100	3,39	<10	2,13	<25	<100	<100	<50	
		65,30	-	-	-	0,55	<150	0,60	<10	<50	0,30	<150	<100	0,14	<10	0,25	<25	<100	<100	<50	
		111,80	-	-	-	0,46	<150	0,59	<10	<50	0,34	<150	<100	0,05	<10	0,25	<25	<100	<100	<50	
Unten		17,50	-	-	-	0,62	<150	0,65	<10	<50	0,97	<150	<100	2,29	<10	1,11	<25	<100	<100	<50	
		65,30	-	-	-	0,53	<150	0,59	<10	<50	0,27	<150	<100	0,17	<10	0,23	<25	<100	<100	<50	
		111,80	-	-	-	0,43	<150	0,58	<10	<50	0,34	<150	<100	0,05	<10	0,23	<25	<100	<100	<50	

Kesselstaubstabilisat – Säulenexperimente Labormaßstab Effluentzusammensetzung

Säule 1 (Eluent: Entgastes Leitungswasser)																								
Fraktion	Dauer [min]	Volumen [L]	pH [-]	El. LF [mS/cm]	E _H [mV]	Cl ⁻ [g/L]	SO ₄ ²⁻ [g/L]	DOC [mg/L]	Al [mg/L]	As [µg/L]	Ca [g/L]	Cd [µg/L]	Co [µg/L]	Cr [mg/L]	Cr (VI) [mg/L]	Cu [µg/L]	Fe [µg/L]	K [g/L]	Mn [µg/L]	Mo [mg/L]	Ni [µg/L]	Pb [µg/L]	Sb [µg/L]	Zn [µg/L]
1. Berechnung																								
1	30	0,05	11,0	169	205	-	-	10	2,74	<150	1,16	<10	<50	6,66	-	<150	<100	28,22	24	9,37	<25	<100	<100	<50
2	30	0,09	11,1	156	218	56,22	9,88	-	2,95	<150	1,10	<10	<50	7,43	-	<150	<100	25,70	25	9,75	<25	<100	<100	<50
3	30	0,14	11,1	148	219	-	-	10	3,01	<150	1,07	<10	<50	7,70	-	<150	<100	24,02	25	9,93	<25	<100	<100	<50
4	30	0,18	11,2	138	219	46,76	10,37	-	2,99	<150	1,02	<10	<50	7,73	-	<150	<100	22,23	24	9,80	<25	<100	<100	<50
5	30	0,23	11,2	133	213	-	-	9	3,02	<150	0,99	<10	<50	7,69	9,43	<150	<100	20,89	22	9,64	<25	<100	<100	<50
6	30	0,27	11,3	124	209	39,21	10,43	-	3,02	<150	0,94	<10	<50	7,92	-	<150	<100	19,54	22	9,80	<25	<100	<100	<50
7	30	0,32	11,3	115	201	-	-	9	3,01	<150	0,93	<10	<50	7,88	-	<150	<100	18,84	22	9,66	<25	<100	<100	<50
8	30	0,36	11,3	106	199	31,47	10,59	-	3,01	<150	0,88	<10	<50	8,07	-	<150	<100	17,38	68	9,71	<25	<100	<100	<50
9	30	0,41	11,4	98	199	-	-	9	2,83	<150	0,84	<10	<50	7,86	-	<150	<100	16,48	22,1	9,35	<25	<100	<100	<50
10	30	0,45	11,4	90	200	51,64	22,07	-	2,86	<150	0,82	<10	<50	7,57	9,79	<150	<100	15,66	18,3	8,87	<25	<100	<100	<50
11	30	0,50	11,4	83	216	-	-	8	5,55	<150	0,86	<10	<50	7,50	-	<150	<100	14,32	17,8	8,65	<25	<100	<100	68,6
12	60	0,59	11,4	70	210	17,68	9,97	-	2,86	<150	0,74	<10	<50	6,94	-	<150	<100	11,84	11,6	7,77	<25	<100	<100	<50
13	60	0,68	11,5	52	204	-	-	6	2,70	<150	0,70	<10	<50	5,70	-	<150	<100	8,51	<10	6,06	<25	<100	<100	71,5
14	120	0,86	11,5	33	200	6,55	7,71	-	2,27	<150	0,58	<10	<50	4,37	-	<150	<100	5,27	<10	4,12	<25	<100	<100	<50
15	180	1,13	11,4	15	209	-	-	3	2,00	<150	0,53	<10	<50	2,31	7,39	<150	<100	2,42	<10	1,69	<25	<100	<100	<50
16	240	1,49	11,3	9	220	0,70	3,26	-	1,61	<150	0,52	<10	<50	1,06	-	<150	<100	1,21	<10	0,69	<25	<100	<100	<50
17	360	2,03	11,2	6	265	-	-	2	1,09	<150	0,60	<10	<50	0,57	-	<150	<100	0,70	<10	0,41	<25	<100	<100	<50
18	420	2,66	11,0	4	264	0,16	1,95	-	0,67	<150	0,57	<10	<50	0,34	-	<150	<100	0,38	<10	0,27	<25	<100	<100	<50
19	480	3,38	10,9	3	260	-	-	1	1,49	<150	0,62	<10	<50	0,26	-	<150	<100	0,25	<10	0,21	<25	<100	<100	<50
20	540	4,19	10,9	3	277	0,11	1,59	-	1,34	<150	0,61	<10	<50	0,22	2,83	<150	<100	0,17	<10	0,18	<25	<100	<100	<50
21	540	5,00	10,8	3	266	-	-	1	2,16	<150	0,66	<10	<50	0,20	-	<150	<100	0,13	<10	0,13	<25	<100	<100	<50
22	600	5,90	10,8	3	317	0,14	1,57	-	0,85	<150	0,67	<10	<50	0,21	-	<150	<100	0,11	<10	0,13	<25	<100	<100	<50
23	600	6,80	10,8	3	311	-	-	1	1,25	<150	0,68	<10	<50	0,19	-	<150	<100	0,08	<10	0,11	<25	<100	<100	<50
24	660	7,79	10,8	3	303	0,11	1,49	-	0,91	<150	0,65	<10	<50	0,18	-	<150	<100	0,07	<10	0,10	<25	175,1	<100	<50
25	720	8,87	10,8	3	299	-	-	1	1,45	<150	0,69	<10	<50	0,18	0,31	<150	<100	0,06	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50
26	780	10,04	10,8	3	281	0,15	1,57	-	0,76	<150	0,63	<10	<50	0,16	-	<150	<100	0,05	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50
27	840	11,30	10,9	3	262	-	-	1	1,00	<150	0,65	<10	<50	0,16	-	<150	<100	0,04	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50
2. Berechnung																								
1	30	11,34	8,6	-	353	-	-	-	0,30	<150	0,15	<10	<50	<0,1	-	<150	<100	0,38	<10	<0,1	<25	<100	<100	438,6
2	30	11,39	11,0	-	224	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
3	30	11,43	11,1	3	230	-	-	4	1,00	<150	0,66	<10	<50	0,54	-	<150	<100	0,10	<10	0,36	<25	<100	<100	67,2
4	30	11,48	11,1	3	221	0,05	1,41	-	0,82	<150	0,63	<10	<50	0,56	-	<150	<100	0,09	<10	0,37	<25	<100	<100	<50
5	30	11,52	11,1	3	221	-	-	4	0,79	<150	0,62	<10	<50	0,55	0,57	<150	<100	0,09	<10	0,36	<25	<100	<100	<50
6	30	11,57	11,1	3	224	0,04	1,43	-	0,78	<150	0,62	<10	<50	0,55	-	<150	<100	0,09	<10	0,38	<25	<100	<100	<50
7	30	11,61	11,1	3	224	-	-	4	0,79	<150	0,62	<10	<50	0,54	-	<150	<100	0,09	<10	0,36	<25	<100	<100	<50
8	30	11,66	11,1	3	227	0,04	1,42	-	0,78	<150	0,60	<10	<50	0,53	-	<150	<100	0,09	<10	0,35	<25	<100	<100	<50
9	30	11,70	11,1	3	229	-	-	5	0,77	<150	0,61	<10	<50	0,53	-	<150	<100	0,09	<10	0,35	<25	<100	<100	<50
10	30	11,75	11,1	3	233	0,06	1,39	-	0,75	<150	0,61	<10	<50	0,53	0,55	<150	<100	0,09	<10	0,36	<25	<100	<100	<50
11	30	11,79	11,1	3	262	-	-	4	1,61	<150	0,67	<10	<50	0,53	-	<150	<100	0,09	<10	0,35	<25	<100	<100	<50
12	60	11,88	11,1	3	259	0,06	1,41	-	0,99	<150	0,64	<10	<50	0,53	-	<150	<100	0,08	<10	0,36	<25	<100	<100	<50
13	60	11,97	11,1	3	258	-	-	5	1,28	<150	0,64	<10	<50	0,51	-	<150	<100	0,08	<10	0,35	<25	<100	<100	<50
14	120	12,15	11,0	3	258	0,04	1,40	-	0,96	<150	0,62	<10	<50	0,50	-	<150	<100	0,08	<10	0,33	<25	<100	<100	<50
15	180	12,42	11,0	3	266	-	-	4	1,21	<150	0,63	<10	<50	0,46	0,51	<150	<100	0,07	<10	0,27	<25	<100	<100	<50
16	240	12,78	10,9	3	289	0,03	1,37	-	0,83	<150	0,62	<10	<50	0,39	-	<150	<100	0,07	<10	0,16	<25	<100	<100	<50
17	360	13,32	10,8	3	285	-	-	3	1,24	<150	0,66	<10	<50	0,27	-	<150	<100	0,06	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50
18	420	13,95	10,8	3	270	0,02	1,35	-	0,82	<150	0,63	<10	<50	0,16	-	<150	<100	0,05	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50
19	480	14,67	10,8	3	270	-	-	2	1,17	<150	0,66	<10	<50	0,13	-	<150	<100	0,04	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50
20	540	15,48	10,8	2	286	0,01	1,33	-	0,84	<150	0,65	<10	<50	0,12	0,18	<150	<100	0,04	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50
21	540	16,29	10,7	2	284	-	-	2	1,18	<150	0,68	<10	<50	0,12	-	<150	<100	0,03	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50
22	600	17,19	10,7	3	332	0,02	1,39	-	0,64	<150	0,67	<10	<50	0,11	-	<150	<100	0,03	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50
23	600	18,09	10,8	3	323	-	-	2	0,90	<150	0,69	<10	<50	0,11	-	<150	<100	0,02	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50
24	660	19,08	10,8	3	331	0,02	1,38	-	0,66	<150	0,67	<10	<50	0,12	-	<150	<100	0,03	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50
25	720	20,16	10,8	2	325	-	-	2	1,03	<150	0,70	<10	<50	0,11	0,12	<150	<100	0,02	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50
26	780	21,33	10,7	2	322	0,01	1,38	-	0,85	<150	0,66	<10	<50	0,11	-	<150	<100	0,02	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50
27	840	22,59	10,8	2	317	-	-	2	0,80	<150	0,65	<10	<50	0,10	-	<150	<100	0,02	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50

Kesselstaubstabilisat – Säulenexperimente Labormaßstab
Effluentzusammensetzung

Säule 2 (Eluent: Extrakt MBA-Output)																								
Fraktion	Dauer [min]	Volumen [L]	pH	Ei_LF [mS/cm]	E _H [mV]	Cl ⁻ [g/L]	SO ₄ ²⁻ [g/L]	DOC [mg/L]	Al [mg/L]	As [µg/L]	Ca [g/L]	Cd [µg/L]	Co [µg/L]	Cr [mg/L]	Cr (VI) [mg/L]	Cu [µg/L]	Fe [µg/L]	K [g/L]	Mn [µg/L]	Mo [mg/L]	Ni [µg/L]	Pb [µg/L]	Sb [µg/L]	Zn [µg/L]
1. Beregnung																								
1	30	0,05	11,1	191	220	-	-	12	2,05	<150	1,24	<10	<50	5,98	-	<150	<100	31,18	28,4	9,54	<25	<100	<100	138
2	30	0,09	11,1	177	219	68,33	9,48	-	1,92	<150	1,21	<10	<50	6,83	-	<150	<100	28,70	29,7	10,09	<25	<100	<100	<50
3	30	0,14	11,2	164	236	-	-	11	2,24	<150	1,15	<10	<50	7,36	-	<150	<100	25,90	28,9	10,51	<25	<100	<100	<50
4	30	0,18	11,2	150	222	54,18	10,22	-	2,21	<150	1,07	<10	<50	7,63	-	<150	<100	23,22	27,8	10,47	<25	<100	<100	<50
5	30	0,23	11,3	140	210	-	-	10	2,26	<150	0,99	<10	<50	7,81	9,13	<150	<100	21,03	26,6	10,36	<25	<100	<100	<50
6	30	0,27	11,3	126	206	40,74	10,58	-	2,23	<150	0,98	<10	<50	7,88	-	<150	<100	19,32	26,4	10,18	<25	<100	<100	<50
7	30	0,32	11,3	115	205	-	-	9	2,36	<150	0,92	<10	<50	8,03	-	<150	<100	17,68	24,8	10,13	<25	<100	<100	<50
8	30	0,36	11,4	107	203	31,89	10,80	-	2,33	<150	0,88	<10	<50	7,98	-	<150	<100	17,29	23,4	9,82	<25	<100	<100	<50
9	30	0,41	11,4	98	202	-	-	9	2,46	<150	0,84	<10	<50	7,81	-	<150	<100	16,32	21,9	9,39	<25	<100	<100	<50
10	30	0,45	11,4	91	202	24,65	10,50	-	2,46	<150	0,80	<10	<50	7,87	9,91	<150	<100	15,30	20,1	9,25	<25	<100	<100	<50
11	30	0,50	11,4	85	221	-	-	11	5,19	<150	0,84	<10	<50	7,91	-	<150	<100	14,49	19	9,11	<25	<100	<100	<50
12	60	0,59	11,5	76	211	19,09	10,38	-	3,11	<150	0,74	<10	<50	7,82	-	<150	<100	13,00	15,4	8,73	<25	<100	<100	<50
13	60	0,68	11,5	63	204	-	-	11	2,82	<150	0,70	<10	<50	6,82	-	<150	<100	10,69	<10	7,27	<25	<100	<100	<50
14	120	0,86	11,6	44	201	9,73	9,15	-	2,35	<150	0,64	<10	<50	4,89	-	<150	<100	7,54	<10	4,89	<25	<100	<100	<50
15	180	1,13	11,5	25	193	-	-	48	1,97	<150	0,67	<10	<50	2,78	7,45	<150	<100	3,80	<10	2,46	<25	<100	<100	<50
16	240	1,49	11,4	16	207	2,82	3,16	-	2,01	<150	0,73	<10	<50	1,39	-	<150	<100	1,98	<10	0,95	<25	<100	<100	<50
17	360	2,03	11,3	10	245	-	-	79	2,28	<150	0,78	<10	<50	0,75	-	207,3	<100	0,89	<10	0,43	<25	<100	<100	<50
18	420	2,66	11,3	7	248	0,77	1,91	-	1,42	<150	0,68	<10	<50	0,46	-	166,4	<100	0,43	<10	0,29	<25	<100	<100	<50
19	480	3,38	11,3	5	254	-	-	40	2,41	<150	0,70	<10	<50	0,31	-	<150	<100	0,29	<10	0,21	<25	<100	<100	<50
20	540	4,19	11,2	5	261	0,47	1,56	-	1,86	<150	0,71	<10	<50	0,25	2,83	<150	<100	0,22	<10	0,21	<25	<100	<100	<50
21	540	5,00	11,2	4	250	-	-	37	1,90	<150	0,72	<10	<50	0,21	-	<150	<100	0,18	<10	0,16	<25	<100	<100	<50
22	600	5,90	11,2	5	286	0,49	1,59	-	1,27	<150	0,74	<10	<50	0,21	-	<150	<100	0,15	<10	0,15	<25	<100	<100	<50
23	600	6,80	11,1	4	293	-	-	30	1,52	<150	0,76	<10	<50	0,21	-	<150	<100	0,13	<10	0,15	<25	<100	<100	<50
24	660	7,79	9,2	4	311	0,45	1,55	-	1,06	<150	0,73	<10	<50	0,21	-	<150	<100	0,13	<10	0,15	<25	<100	<100	<50
25	720	8,87	Keine Probe																					
26	780	10,04	Keine Probe																					
27	840	11,30	Keine Probe																					
2. Beregnung																								
1	30	11,34	11,1	-	354	-	-	-	<0,3	<150	0,07	<10	<50	<0,03	-	<150	<100	0,67	<10	<0,1	<25	<100	<100	253
2	30	11,39	11,2	5	218	0,53	1,63	-	0,91	<150	0,67	<10	<50	0,73	-	<150	<100	0,22	<10	0,60	<25	<100	<100	<50
3	30	11,43	11,2	5	210	-	-	32	0,90	<150	0,68	<10	<50	0,77	-	<150	<100	0,21	<10	0,61	<25	<100	<100	<50
4	30	11,48	11,2	5	212	0,45	1,62	-	0,83	<150	0,67	<10	<50	0,76	-	<150	<100	0,21	<10	0,60	<25	<100	<100	<50
5	30	11,52	11,2	5	240	-	-	36	0,82	<150	0,68	<10	<50	0,75	0,75	<150	<100	0,21	<10	0,60	<25	<100	<100	<50
6	30	11,57	11,2	5	220	0,48	1,62	-	0,80	<150	0,67	<10	<50	0,73	-	<150	<100	0,21	<10	0,64	<25	<100	<100	<50
7	30	11,61	11,2	5	215	-	-	33	0,78	<150	0,66	<10	<50	0,71	-	<150	<100	0,21	<10	0,59	<25	<100	<100	<50
8	30	11,66	11,1	5	211	0,54	1,58	-	0,77	<150	0,66	<10	<50	0,68	-	<150	<100	0,21	<10	0,57	<25	<100	<100	<50
9	30	11,70	11,1	5	200	-	-	41	0,77	<150	0,66	<10	<50	0,67	-	<150	<100	0,21	<10	0,55	<25	<100	<100	<50
10	30	11,75	11,1	5	203	0,50	1,58	-	0,76	<150	0,66	<10	<50	0,66	0,68	<150	<100	0,20	<10	0,55	<25	<100	<100	<50
11	30	11,79	11,1	5	239	-	-	33	1,65	<150	0,72	<10	<50	0,64	-	<150	<100	0,20	<10	0,55	<25	<100	<100	<50
12	60	11,88	11,1	5	234	0,47	1,61	-	1,05	<150	0,67	<10	<50	0,62	-	<150	<100	0,20	<10	0,54	<25	<100	<100	<50
13	60	11,97	11,0	5	234	-	-	33	1,33	<150	0,69	<10	<50	0,61	-	<150	<100	0,20	<10	0,54	<25	<100	<100	<50
14	120	12,15	11,1	5	294	0,49	1,56	-	1,03	<150	0,67	<10	<50	0,58	-	<150	<100	0,19	<10	0,53	<25	<100	<100	<50
15	180	12,42	11,1	4	242	-	-	30	1,27	<150	0,70	<10	<50	0,55	0,59	<150	<100	0,18	<10	0,46	<25	<100	<100	<50
16	240	12,78	11,1	4	272	0,43	1,47	-	0,88	<150	0,70	<10	<50	0,51	-	<150	<100	0,16	<10	0,22	<25	<100	<100	<50
17	360	13,32	11,1	4	276	-	-	29	1,18	<150	0,73	<10	<50	0,31	-	<150	<100	0,15	<10	0,11	<25	<100	<100	<50
18	420	13,95	11,1	4	270	0,42	1,39	-	0,92	<150	0,71	<10	<50	0,15	-	<150	<100	0,13	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50
19	480	14,67	11,1	4	255	-	-	35	1,21	<150	0,73	<10	<50	0,12	-	<150	<100	0,11	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50
20	540	15,48	11,1	4	268	0,43	1,41	-	0,92	<150	0,71	<10	<50	0,12	0,19	<150	<100	0,09	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50
21	540	16,29	11,1	4	257	-	-	29	1,12	<150	0,73	<10	<50	0,12	-	<150	<100	0,09	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50
22	600	17,19	11,1	4	314	0,45	1,46	-	0,72	<150	0,74	<10	<50	0,12	-	<150	<100	0,09	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50
23	600	18,09	11,1	4	309	-	-	29	0,94	<150	0,78	<10	<50	0,12	-	<150	<100	0,09	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50
24	660	19,08	11,1	4	313	0,44	1,49	-	0,71	<150	0,76	<10	<50	0,13	-	<150	<100	0,09	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50
25	720	20,16	11,1	4	300	-	-	31	0,91	<150	0,77	<10	<50	0,14	0,14	<150	<100	0,12	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50
26	780	21,33	11,1	4	288	0,43	1,47	-	0,78	<150	0,73	<10	<50	0,14	-	<150	<100	0,12	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50
27	840	22,59	9,9	4	293	-	-	34	0,69	<150	0,70	<10	<50	0,13	-	<150	<100	0,11	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50

Kesselstaubstabilisat – Säulenexperimente Labormaßstab Effluentzusammensetzung

Säule 3 (Eluent: Extrakt MV-Asche)																									
Fraktion	Dauer [min]	Volumen [L]	pH	El. LF [mS/cm]	E _H [mV]	Cl ⁻ [g/L]	SO ₄ ²⁻ [g/L]	DOC [mg/L]	Al [mg/L]	As [µg/L]	Ca [g/L]	Cd [µg/L]	Co [µg/L]	Cr [mg/L]	Cr (VI) [mg/L]	Cu [µg/L]	Fe [µg/L]	K [g/L]	Mn [µg/L]	Mo [mg/L]	Ni [µg/L]	Pb [µg/L]	Sb [µg/L]	Zn [µg/L]	
1. Berechnung																									
1	30	0,05	11,0	167	217	-	-	14	2,29	<150	1,14	<10	<50	6,37	-	<150	<100	25,21	24,7	9,35	<25	<100	<100	<50	184
2	30	0,09	11,1	161	213	59,03	9,98	-	2,70	<150	1,14	<10	<50	7,47	-	<150	<100	24,78	25,7	10,43	<25	<100	<100	<50	<50
3	30	0,14	11,1	150	211	-	-	11	2,81	<150	1,09	<10	<50	7,41	-	<150	<100	22,98	26,2	10,09	<25	<100	<100	<50	<50
4	30	0,18	11,2	139	194	47,98	10,37	-	2,77	<150	1,03	<10	<50	7,58	-	<150	<100	21,93	25,7	10,14	<25	<100	<100	<50	<50
5	30	0,23	11,2	133	195	-	-	11	2,89	<150	0,99	<10	<50	7,63	8,95	<150	<100	20,39	24,9	10,02	<25	<100	<100	<50	<50
6	30	0,27	11,3	121	195	37,84	10,49	-	2,75	<150	0,96	<10	<50	7,43	-	<150	<100	19,11	23,6	9,52	<25	<100	<100	<50	<50
7	30	0,32	11,3	111	196	-	-	9	2,89	<150	0,92	<10	<50	7,31	-	<150	<100	17,49	20,9	9,26	<25	<100	<100	<50	<50
8	30	0,36	11,3	100	198	29,54	10,39	-	2,86	<150	0,90	<10	<50	7,31	-	<150	<100	16,07	26,9	9,08	<25	<100	<100	<50	<50
9	30	0,41	11,4	88	200	-	-	8	2,84	<150	0,85	<10	<50	6,89	-	<150	<100	14,26	17,0	8,42	<25	<100	<100	<50	<50
10	30	0,45	11,4	77	202	22,37	9,42	-	2,94	<150	0,80	<10	<50	6,70	9,01	<150	<100	12,36	13,3	8,00	<25	<100	<100	<50	<50
11	30	0,50	11,5	65	209	-	-	12	3,66	<150	0,81	<10	<50	6,37	-	<150	<100	10,38	<10	7,40	<25	<100	<100	<50	<50
12	60	0,59	11,6	49	209	10,98	8,64	-	2,65	<150	0,70	<10	<50	5,45	-	<150	<100	7,73	<10	6,01	<25	<100	<100	<50	<50
13	60	0,68	11,6	35	213	-	-	54	2,66	<150	0,74	<10	<50	4,05	-	<150	<100	5,29	<10	4,29	<25	<100	<100	<50	<50
14	120	0,86	11,5	30	219	7,58	4,72	-	2,41	<150	0,91	<10	<50	2,76	-	<150	<100	3,80	<10	2,61	<25	<100	<100	<50	<50
15	180	1,13	11,2	35	225	-	-	48	2,42	<150	1,60	<10	<50	1,50	5,29	<150	<100	2,09	<10	1,25	<25	<100	<100	<50	<50
16	240	1,49	11,4	28	226	8,74	1,92	-	1,99	<150	1,54	<10	<50	1,13	-	219,2	<100	2,04	<10	0,99	<25	<100	<100	<50	<50
17	360	2,03	11,5	15	249	-	-	16	2,46	<150	1,09	<10	<50	0,89	-	244,3	<100	1,09	<10	0,79	<25	<100	<100	<50	<50
18	420	2,66	11,6	9	247	1,87	1,78	-	1,31	<150	0,83	<10	<50	0,57	-	172,2	<100	0,64	<10	0,49	<25	<100	<100	<50	<50
19	480	3,38	11,7	9	254	-	-	11	2,14	<150	0,78	<10	<50	0,38	-	<150	<100	0,40	<10	0,28	<25	<100	<100	<50	<50
20	540	4,19	11,7	6	265	0,92	1,60	-	1,65	<150	0,75	<10	<50	0,27	2,77	<150	<100	0,29	<10	0,21	<25	<100	<100	<50	<50
21	540	5,00	11,6	5	261	-	-	10	2,60	<150	0,81	<10	<50	0,23	-	<150	<100	0,24	<10	0,18	<25	<100	<100	<50	<50
22	600	5,90	11,6	6	307	0,91	1,55	-	1,23	<150	0,81	<10	<50	0,23	-	<150	<100	0,22	<10	0,17	<25	<100	<100	<50	<50
23	600	6,80	11,6	5	299	-	-	9	1,76	<150	0,85	<10	<50	0,21	-	<150	<100	0,20	<10	0,16	<25	<100	<100	<50	<50
24	660	7,79	11,6	5	302	0,86	1,55	-	1,25	<150	0,79	<10	<50	0,19	-	<150	<100	0,19	<10	0,15	<25	<100	<100	<50	<50
25	720	8,87	11,6	5	294	-	-	9	1,88	<150	0,85	<10	<50	0,19	0,31	<150	<100	0,17	<10	0,14	<25	<100	<100	<50	<50
26	780	10,04	11,5	5	288	0,88	1,47	-	1,07	<150	0,78	<10	<50	0,18	-	<150	<100	0,17	<10	0,13	<25	<100	<100	<50	<50
27	840	11,30	11,6	5	273	-	-	11	1,14	<150	0,79	<10	<50	0,19	-	<150	<100	0,16	<10	0,13	<25	<100	<100	<50	<50
2. Berechnung																									
1	30	11,34	8,8	0	356	-	-	-	<0,3	<150	0,13	<10	<50	<0,03	-	<150	<100	0,84	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50	634
2	30	11,39	11,9	6	226	0,98	1,60	-	0,70	<150	0,73	<10	<50	0,61	-	<150	<100	0,27	<10	0,43	<25	<100	<100	<50	<50
3	30	11,43	11,9	6	222	-	-	11	0,68	<150	0,73	<10	<50	0,62	-	<150	<100	0,23	<10	0,45	<25	<100	<100	<50	<50
4	30	11,48	11,9	6	219	0,96	1,59	-	0,67	<150	0,73	<10	<50	0,61	-	<150	<100	0,23	<10	0,44	<25	<100	<100	<50	<50
5	30	11,52	11,9	6	212	-	-	11	0,68	<150	0,74	<10	<50	0,61	0,64	<150	<100	0,23	<10	0,44	<25	<100	<100	<50	<50
6	30	11,57	12,0	6	220	0,96	1,61	-	0,68	<150	0,73	<10	<50	0,60	-	<150	<100	0,23	<10	0,48	<25	<100	<100	<50	<50
7	30	11,61	11,9	6	215	-	-	10	0,94	<150	0,76	<10	<50	0,59	-	<150	<100	0,23	<10	0,44	<25	<100	<100	<50	<50
8	30	11,66	11,9	6	220	0,96	1,57	-	0,69	<150	0,74	<10	<50	0,60	-	<150	<100	0,23	<10	0,48	<25	<100	<100	<50	<50
9	30	11,70	11,9	9	215	-	-	19	0,72	<150	0,76	<10	<50	0,60	-	<150	<100	0,23	<10	0,44	<25	<100	<100	<50	<50
10	30	11,75	11,9	6	211	0,96	1,55	-	0,69	<150	0,75	<10	<50	0,59	0,61	<150	<100	0,23	<10	0,43	<25	<100	<100	<50	<50
11	30	11,79	11,9	6	243	-	-	13	1,57	<150	0,81	<10	<50	0,59	-	<150	<100	0,23	<10	0,44	<25	<100	<100	<50	<50
12	60	11,88	11,9	6	243	0,97	1,62	-	0,94	<150	0,76	<10	<50	0,59	-	<150	<100	0,23	<10	0,43	<25	<100	<100	<50	<50
13	60	11,97	11,9	6	244	-	-	11	1,37	<150	0,80	<10	<50	0,58	-	<150	<100	0,23	<10	0,44	<25	<100	<100	<50	<50
14	120	12,15	12,0	6	240	0,89	1,62	-	0,93	<150	0,76	<10	<50	0,59	-	<150	<100	0,23	<10	0,46	<25	<100	<100	<50	<50
15	180	12,42	11,9	5	234	-	-	10	1,01	<150	0,76	<10	<50	0,56	0,59	<150	<100	0,21	<10	0,39	<25	<100	<100	<50	<50
16	240	12,78	11,9	5	273	0,84	1,49	-	0,83	<150	0,77	<10	<50	0,54	-	<150	<100	0,20	<10	0,21	<25	<100	<100	<50	<50
17	360	13,32	11,8	5	270	-	-	8	1,24	<150	0,82	<10	<50	0,36	-	<150	<100	0,19	<10	0,13	<25	<100	<100	<50	<50
18	420	13,95	11,8	5	262	0,81	1,42	-	0,84	<150	0,77	<10	<50	0,21	-	<150	<100	0,16	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50	<50
19	480	14,67	11,7	5	251	-	-	17	1,20	<150	0,82	<10	<50	0,17	-	<150	<100	0,15	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50	<50
20	540	15,48	11,7	5	266	0,83	1,45	-	0,87	<150	0,79	<10	<50	0,16	0,23	<150	<100	0,14	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50	<50
21	540	16,29	11,7	5	262	-	-	8	1,23	<150	0,82	<10	<50	0,15	-	<150	<100	0,14	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50	<50
22	600	17,19	11,6	5	318	0,84	1,51	-	0,67	<150	0,81	<10	<50	0,15	-	<150	<100	0,14	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50	<50
23	600	18,09	11,7	5	301	-	-	9	1,08	<150	0,85	<10	<50	0,13	-	<150	<100	0,14	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50	<50
24	660	19,08	11,7	5	308	0,84	1,45	-	0,70	<150	0,80	<10	<50	0,14	-	<150	<100	0,14	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50	<50
25	720	20,16	11,7	5	296	-	-	7	1,03	<150	0,84	<10	<50	0,13	0,16	<150	<100	0,14	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50	<50
26	780	21,33	11,6	5	288																				

Kesselstaubstabilisat – Säulenexperimente Labormaßstab

Effluentzusammensetzung

Säule 4 (Eluent: Kohlensäure)																								
Fraktion	Dauer [min]	Volumen [L]	pH	El. LF [mS/cm]	E _H [mV]	Cl ⁻ [g/L]	SO ₄ ²⁻ [g/L]	DOC [mg/L]	Al [mg/L]	As [µg/L]	Ca [g/L]	Cd [µg/L]	Co [µg/L]	Cr [mg/L]	Cr (VI) [mg/L]	Cu [µg/L]	Fe [µg/L]	K [g/L]	Mn [µg/L]	Mo [mg/L]	Ni [µg/L]	Pb [µg/L]	Sb [µg/L]	Zn [µg/L]
1. Berechnung																								
1	30	0,05	10,6	127	210	-	-	10	2,23	<150	1,09	<10	<50	5,49	-	<150	<100	18,86	40,4	7,51	<25	<100	<100	148
2	30	0,09	11,3	125	205	42,60	9,41	-	2,32	<150	1,10	<10	<50	6,28	-	<150	<100	18,96	21,6	8,00	<25	<100	<100	<50
3	30	0,14	11,3	121	205	-	-	9	2,49	<150	1,08	<10	<50	6,55	-	<150	<100	18,69	18,3	8,12	<25	<100	<100	<50
4	30	0,18	11,3	115	216	37,42	9,88	-	2,60	<150	1,02	<10	<50	6,72	-	<150	<100	17,54	17,8	8,22	<25	<100	<100	<50
5	30	0,23	11,3	113	195	-	-	8	2,48	<150	0,98	<10	<50	6,75	7,21	<150	<100	16,72	16,8	8,12	<25	<100	<100	<50
6	30	0,27	11,4	108	198	32,86	10,13	-	2,49	<150	0,96	<10	<50	6,81	-	<150	<100	15,94	16,3	8,09	<25	<100	<100	<50
7	30	0,32	11,4	100	195	-	-	9	2,52	<150	0,94	<10	<50	6,78	-	<150	<100	15,28	15,2	8,06	<25	<100	<100	<50
8	30	0,36	11,4	96	196	28,22	10,00	-	2,45	<150	0,91	<10	<50	6,99	-	<150	<100	14,63	14,9	8,15	<25	<100	<100	<50
9	30	0,41	11,4	91	197	-	-	9	2,51	<150	0,88	<10	<50	6,94	-	<150	<100	13,91	14,2	7,95	<25	<100	<100	<50
10	30	0,45	11,4	85	195	23,67	9,94	-	2,14	<150	0,82	<10	<50	6,72	8,77	<150	<100	12,97	13,8	7,60	<25	<100	<100	<50
11	30	0,50	11,4	77	212	-	-	7	6,09	<150	0,90	<10	<50	6,94	-	<150	<100	12,02	13,8	7,72	<25	<100	<100	<50
12	60	0,59	11,5	63	204	15,84	9,45	-	2,39	<150	0,75	<10	<50	6,40	-	<150	<100	9,90	<10	6,90	<25	<100	<100	<50
13	60	0,68	11,5	44	199	-	-	5	2,41	<150	0,68	<10	<50	5,37	-	<150	<100	6,93	<10	5,41	<25	<100	<100	<50
14	120	0,86	11,5	26	201	4,90	6,57	-	2,27	<150	0,55	<10	<50	3,76	-	<150	<100	4,03	<10	3,34	<25	<100	<100	<50
15	180	1,13	11,5	14	195	-	-	3	2,17	<150	0,52	<10	<50	1,97	6,73	<150	<100	2,16	<10	1,42	<25	<100	<100	<50
16	240	1,49	11,4	8	225	0,59	3,01	-	1,64	<150	0,50	<10	<50	0,94	-	<150	<100	1,14	<10	0,66	<25	<100	<100	<50
17	360	2,03	11,3	5	264	-	-	3	1,48	<150	0,57	<10	<50	0,51	-	<150	<100	0,67	<10	0,37	<25	<100	<100	<50
18	420	2,66	11,3	4	266	0,19	1,86	-	0,95	<150	0,55	<10	<50	0,30	-	<150	<100	0,39	<10	0,24	<25	<100	<100	<50
19	480	3,38	11,3	3	267	-	-	2	1,92	<150	0,61	<10	<50	0,22	-	<150	<100	0,25	<10	0,18	<25	<100	<100	<50
20	540	4,19	11,2	3	268	0,13	1,54	-	1,61	<150	0,60	<10	<50	0,18	2,59	<150	<100	0,18	<10	0,15	<25	<100	<100	<50
21	540	5,00	11,2	3	270	-	-	2	2,47	<150	0,63	<10	<50	0,16	-	<150	<100	0,13	<10	0,13	<25	<100	<100	<50
22	600	5,90	11,2	3	305	0,12	1,55	-	1,18	<150	0,64	<10	<50	0,17	-	<150	<100	0,11	<10	0,12	<25	<100	<100	<50
23	600	6,80	11,2	3	300	-	-	2	1,56	<150	0,68	<10	<50	0,17	-	<150	<100	0,09	<10	0,11	<25	<100	<100	<50
24	660	7,79	11,2	3	296	0,11	1,45	-	1,20	<150	0,65	<10	<50	0,15	-	<150	<100	0,07	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50
25	720	8,87	11,2	3	294	-	-	1	1,65	<150	0,65	<10	<50	0,16	0,27	<150	<100	0,08	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50
26	780	10,04	11,2	3	277	0,10	1,51	-	1,02	<150	0,61	<10	<50	0,13	-	<150	<100	0,05	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50
27	840	11,30	11,2	2	279	-	-	2	1,20	<150	0,62	<10	<50	0,13	-	<150	<100	0,04	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50
2. Berechnung																								
1	30	11,34	8,3	1	349	-	-	-	<0,3	<150	0,14	<10	<50	<0,03	-	<150	<100	0,16	<10	<0,1	<25	<100	<100	384
2	30	11,39	11,1	3	224	0,05	1,46	-	0,70	<150	0,60	<10	<50	0,41	-	<150	<100	0,08	<10	0,28	<25	<100	<100	<50
3	30	11,43	11,1	3	221	-	-	3	0,71	<150	0,62	<10	<50	0,43	-	<150	<100	0,08	<10	0,29	<25	<100	<100	<50
4	30	11,48	11,1	3	217	0,05	1,43	-	0,71	<150	0,59	<10	<50	0,43	-	<150	<100	0,08	<10	0,30	<25	<100	<100	<50
5	30	11,52	11,1	3	211	-	-	3	0,73	<150	0,61	<10	<50	0,45	0,46	<150	<100	0,08	<10	0,34	<25	<100	<100	<50
6	30	11,57	11,1	3	208	0,05	1,42	-	0,68	<150	0,60	<10	<50	0,45	-	<150	<100	0,08	<10	0,33	<25	<100	<100	<50
7	30	11,61	11,1	3	214	-	-	11	0,72	<150	0,62	<10	<50	0,45	-	<150	<100	0,08	<10	0,33	<25	<100	<100	<50
8	30	11,66	11,1	3	214	0,06	1,43	-	0,72	<150	0,60	<10	<50	0,46	-	<150	<100	0,08	<10	0,33	<25	<100	<100	<50
9	30	11,70	11,1	3	203	-	-	10	0,69	<150	0,63	<10	<50	0,47	-	<150	<100	0,08	<10	0,33	<25	<100	<100	<50
10	30	11,75	11,1	3	208	0,06	1,44	-	0,68	<150	0,60	<10	<50	0,46	0,47	<150	<100	0,08	<10	0,33	<25	<100	<100	<50
11	30	11,79	11,1	3	241	-	-	5	1,63	<150	0,68	<10	<50	0,46	-	<150	<100	0,08	<10	0,33	<25	<100	<100	<50
12	60	11,88	11,1	3	236	0,06	1,45	-	0,94	<150	0,63	<10	<50	0,46	-	<150	<100	0,08	<10	0,33	<25	<100	<100	<50
13	60	11,97	11,2	3	234	-	-	3	1,27	<150	0,65	<10	<50	0,45	-	<150	<100	0,08	<10	0,34	<25	<100	<100	<50
14	120	12,15	11,2	3	231	0,05	1,44	-	0,93	<150	0,62	<10	<50	0,46	-	<150	<100	0,07	<10	0,43	<25	<100	<100	<50
15	180	12,42	11,2	3	226	-	-	3	0,99	<150	0,63	<10	<50	0,46	0,47	<150	<100	0,07	<10	0,28	<25	<100	<100	<50
16	240	12,78	11,2	3	273	0,02	1,46	-	0,76	<150	0,62	<10	<50	0,41	-	<150	<100	0,06	<10	0,14	<25	<100	<100	<50
17	360	13,32	11,2	3	268	-	-	2	1,16	<150	0,66	<10	<50	0,23	-	<150	<100	0,05	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50
18	420	13,95	11,2	2	262	0,01	1,35	-	0,83	<150	0,63	<10	<50	0,16	-	<150	<100	0,04	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50
19	480	14,67	11,2	2	251	-	-	8	1,06	<150	0,64	<10	<50	0,13	-	<150	<100	0,04	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50
20	540	15,48	11,2	2	262	0,01	1,36	-	0,83	<150	0,64	<10	<50	0,12	0,16	<150	<100	0,03	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50
21	540	16,29	11,2	2	257	-	-	4	1,10	<150	0,68	<10	<50	0,11	-	<150	<100	0,03	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50
22	600	17,19	11,2	2	326	0,01	1,40	-	0,76	<150	0,65	<10	<50	0,11	-	<150	<100	0,03	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50
23	600	18,09	11,2	2	318	-	-	2	0,91	<150	0,68	<10	<50	0,10	-	<150	<100	0,02	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50
24	660	19,08	11,2	2	322	0,01	1,39	-	0,68	<150	0,65	<10	<50	0,10	-	<150	<100	0,02	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50
25	720	20,16	11,2	2	304	-	-	5	1,08	<150	0,68	<10	<50	0,09	0,11	<150	<100	0,02	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50
26	780	21,33	11,2	2	299	0,01	1,32	-	0,85	<150	0,64	<10	<50	0,09	-	<150	<100	0,02	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50
27	840	22,59	11,2	2	285	-	-	6	0,78	<150	0,63	<10	<50	0,09	-	<150	<100	0,02	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50

Kesselstaubstabilisat – Säulenexperimente Technikumsmaßstab Porenwasserzusammensetzung

Reaktor	Position	Verweilzeit [h]	pH	EL LF [mS/cm]	EH [mV]	Cl ⁻ [mg/L]	SO ₄ ²⁻ [mg/L]	DOC [mg/L]	Al [mg/L]	As [µg/L]	Ca [µg/L]	Cd [µg/L]	Co [µg/L]	Cr [µg/L]	Cr (VI) [µg/L]	Cu [mg/L]	Fe [µg/L]	K [µg/L]	Mn [µg/L]	Mo [µg/L]	Ni [µg/L]	Pb [µg/L]	Sb [µg/L]	Zn [mg/L]		
Gleichgewichtseinstellung																										
1 (MV-Asche)	Oben	7,2	10,0	59	239	23,13	2,14	317	1,78	<150	2,76	<10	<50	0,71	0,57	4,44	<100	-	<10	1,44	39,6	<50	<100	<50		
		54,7	10,3	32	224	10,25	1,96	195	1,78	<150	1,78	<10	<50	0,47	0,40	3,07	<100	-	<10	1,41	32,3	<50	<100	<50		
		126,2	10,2	29	253	10,29	1,98	198	1,01	<150	1,67	<10	<50	0,20	0,19	2,89	<100	-	<10	1,45	32,6	<50	<100	<50		
	Mitte	7,2	10,0	40	238	16,62	2,23	195	1,57	<150	2,14	<10	<50	0,54	0,50	2,92	<100	-	<10	0,94	25,0	<50	<100	<50		
		54,7	10,0	36	234	11,81	2,02	192	1,51	<150	1,95	<10	<50	0,26	1,95	2,43	<100	-	<10	0,99	29,2	<50	<100	<50		
		126,2	10,0	37	249	56,60	1,98	210	1,26	<150	1,94	<10	<50	0,07	0,06	2,45	<100	-	<10	1,14	27,2	<50	<100	<50		
	Unten	7,2	10,1	57	226	25,80	2,01	305	2,97	<150	2,86	<10	<50	0,58	0,46	4,41	<100	-	<10	1,38	40,4	<50	<100	<50		
		54,7	10,2	46	224	16,83	1,95	270	1,88	<150	2,35	<10	<50	0,37	0,33	3,72	<100	-	<10	1,36	38,5	<50	<100	<50		
		126,2	10,3	43	244	24,79	2,02	242	0,51	<150	2,20	<10	<50	0,13	0,10	3,29	<100	-	<10	1,47	36,1	<50	<100	<50		
	2 (Kesselstaubstabilisat)	Oben	6,2	10,7	265	211	131,8	9,29	20	0,75	<150	1,23	<10	<50	2,21	2,79	<0,15	<100	-	61,5	12,8	<25	<50	<100	<50	
			53,7	10,5	298	209	164,2	5,63	20	0,42	<150	1,60	<10	<50	1,19	1,50	<0,15	<100	-	56,0	11,3	<25	<50	<100	<50	
			125,2	10,7	246	220	106,3	9,20	29	0,89	<150	1,38	<10	<50	3,55	4,39	<0,15	<100	-	58,4	17,6	<25	<50	<100	<50	
Mitte		6,2	10,3	293	223	157,2	6,20	28	0,42	<150	1,52	<10	<50	1,54	1,92	<0,15	<100	-	61,1	13,4	<25	<50	<100	<50		
		53,7	10,8	217	195	96,81	11,07	32	1,22	<150	1,24	<10	<50	3,72	4,37	<0,15	<100	-	53,9	18,7	<25	<50	<100	<50		
		125,2	11,3	90	185	23,89	16,27	37	1,43	<150	0,64	<10	<50	7,36	7,33	<0,15	<100	-	13,4	12,2	<25	<50	<100	<50		
Unten		6,2	11,0	63	184	18,50	7,87	22	0,74	<150	0,78	<10	<50	1,87	2,04	<0,15	<100	-	<10	5,40	<25	<50	<100	<50		
		53,7	11,1	88	175	30,49	12,67	28	0,89	<150	0,73	<10	<50	4,44	4,73	<0,15	<100	-	<10	8,35	<25	<50	<100	<50		
		125,2	11,1	137	201	49,97	13,72	36	0,85	<150	0,90	<10	<50	5,58	6,08	<0,15	<100	-	13,4	11,0	<25	<50	<100	<50		
Flussunterbrechung																										
1 (MV-Asche)		Oben	24,4	Keine Probe																						
			72,6	Keine Probe																						
	213,6		Keine Probe																							
	356,6		Keine Probe																							
	499,4		Keine Probe																							
	Mitte	24,4	Keine Probe																							
		72,6	Keine Probe																							
		213,6	Keine Probe																							
		356,6	Keine Probe																							
		499,4	Keine Probe																							
	Unten	24,4	Keine Probe																							
		72,6	Keine Probe																							
		213,6	Keine Probe																							
		356,6	Keine Probe																							
		499,4	Keine Probe																							
2 (Kesselstaubstabilisat)	Oben	24,4	10,7	25	216	7,65	2,48	72	0,26	1,51	0,56	1,55	0,52	0,57	0,62	0,17	<50	2,30	<1	1,55	5,88	<0,5	4,55	<5		
		72,6	10,8	20	229	5,74	2,45	50	0,05	2,57	0,72	1,44	0,81	0,86	0,67	0,24	<50	2,37	<1	1,87	8,61	<0,5	6,09	<5		
		213,6	10,5	7	223	1,16	2,21	38	0,18	2,72	0,60	1,02	0,98	1,02	-	0,24	<50	0,62	<1	1,12	8,25	<0,5	6,15	<5		
		356,6	11,1	5	222	1,06	2,39	64	0,27	2,90	0,61	1,25	1,23	1,65	1,45	0,24	<50	0,39	<1	1,40	8,59	<0,5	6,79	<5		
		499,4	10,8	6	209	0,59	2,19	148	0,05	1,93	0,55	1,28	1,45	1,99	1,76	0,25	<50	0,54	<1	1,68	9,08	<0,5	24,4	<5		
	Mitte	24,4	11,0	8	191	0,98	2,79	56	0,31	2,55	0,49	0,99	0,35	0,53	0,59	0,10	<50	0,84	<1	0,81	2,50	<0,5	3,44	<5		
		72,6	11,1	8	216	0,89	2,70	59	0,43	1,87	0,60	1,28	0,48	0,69	0,61	0,12	<50	0,91	<1	1,04	3,20	<0,5	5,68	<5		
		213,6	11,1	6	208	0,54	2,63	71	0,36	3,62	0,57	1,33	0,56	0,88	0,81	0,10	<50	0,60	<1	1,16	3,11	<0,5	7,27	<5		
		356,6	11,3	6	202	0,43	2,67	40	0,34	3,59	0,57	1,39	0,61	1,25	1,14	0,08	<50	0,60	<1	1,49	3,20	<0,5	8,53	<5		
		499,4	11,0	7	201	0,58	2,58	98	0,48	3,80	0,59	1,81	0,72	1,58	1,40	0,09	<50	0,75	<1	1,84	3,93	0,56	27,2	<5		
	Unten	24,4	10,9	17	193	3,36	3,87	45	0,35	1,35	0,48	1,39	0,24	0,63	0,61	0,05	<50	2,18	<1	1,45	2,32	<0,5	6,14	<5		
		72,6	11,1	8	212	0,88	3,08	37	0,44	2,28	0,54	1,42	0,28	0,48	0,42	0,06	<50	1,09	<1	1,05	2,74	<0,5	6,55	<5		
		213,6	11,2	8	210	0,52	3,32	39	0,38	3,38	0,55	1,35	0,32	0,82	0,66	0,05	<50	0,99	<1	1,28	2,55	<0,5	5,63	<5		
		356,6	11,0	8	210	0,94	3,54	41	0,25	1,71	0,51	1,36	0,31	1,04	0,96	0,04	<50	1,01	<1	1,48	2,70	<0,5	6,24	<5		
		499,4	10,7	9	213	0,57	3,31	102	0,05	1,57	0,47	1,45	0,35	1,15	1,05	0,06	<50	1,09	<1	1,59	3,22	<0,5	21,2	<5		

Kesselstaubstabilisat – Säulenexperimente Technikumsmaßstab Effluentzusammensetzung

Reaktor 1 – MV–Asche (Eluent: Leitungswasser)																											
Fraktion	Dauer [h]	Volumen [m ³]	pH	El. LF [mS/cm]	E _H [mV]	Cl ⁻ [g/L]	SO ₄ ²⁻ [g/L]	DOC [mg/L]	Al [mg/L]	As [µg/L]	Ca [g/L]	Cd [µg/L]	Co [µg/L]	Cr [µg/L]	Cr (VI) [µg/L]	Cu [mg/L]	Fe [µg/L]	K [g/L]	Mn [µg/L]	Mo [µg/L]	Ni [µg/L]	Pb [µg/L]	Sb [µg/L]	Zn [mg/L]			
1. Berechnung																											
1	0,00	0,00	9,0	28	438	8,76	1,3	216	1,29	<150	1,37	<10	<50	25,5	26,7	25,5	548	-	12,0	672	92,0	65,0	<100	431			
2	0,33	0,00	9,8	28	320	9,01	1,5	126	<0,15	<150	1,39	<10	<50	55,0	60,0	55,0	<100	-	<10	678	<25	<50	<100	224			
3	0,63	0,01	9,8	28	315	9,13	1,5	126	<0,15	<150	1,40	<10	<50	55,0	62,4	55,0	<100	-	<10	669	<25	<50	<100	222			
4	2,97	0,06	9,7	34	315	9,99	1,6	154	<0,15	<150	1,57	<10	<50	49,0	62,4	49,0	<100	-	<10	739	<25	<50	<100	152			
5	3,25	0,13	9,7	36	328	11,10	1,8	166	<0,15	<150	1,73	<10	<50	50,0	41,0	50,0	<100	-	<10	837	<25	<50	<100	96,0			
6	5,75	0,25	9,8	32	315	11,86	2,0	216	0,37	<150	1,84	<10	<50	47,0	64,7	47,0	<100	-	<10	998	<25	<50	<100	<50			
7	5,75	0,38	9,8	24	212	10,96	2,1	236	0,83	<150	1,74	<10	<50	57,0	69,5	57,0	<100	-	<10	1.11	27,0	<50	<100	<50			
8	5,75	0,51	9,7	16	251	8,43	2,3	162	1,03	<150	1,40	<10	<50	60,0	79,0	60,0	<100	-	<10	1.16	<25	<50	<100	<50			
9	5,75	0,62	9,8	11	252	5,70	2,4	114	1,10	<150	1,09	<10	<50	63,9	64,7	63,9	<100	-	<10	1.04	<25	<50	<100	<50			
10	5,75	0,75	9,8	8	318	4,09	2,4	74	1,08	<150	0,88	<10	<50	57,1	71,9	57,1	<100	-	<10	920	<25	<50	<100	<50			
11	5,73	0,86	9,8	7	310	2,55	2,4	58	1,11	<150	0,77	<10	<50	62,6	88,5	62,6	<100	-	<10	770	<25	<50	<100	<50			
12	5,75	0,98	9,8	6	304	1,73	2,2	44	1,61	<150	0,71	<10	<50	61,7	81,4	61,7	<100	-	<10	643	<25	<50	<100	<50			
13	5,75	1,10	9,8	5	297	1,24	2,1	38	1,88	<150	0,68	<10	<50	61,9	81,4	61,9	<100	-	<10	590	<25	<50	<100	<50			
14	5,75	1,22	9,8	5	295	0,95	2,1	36	1,59	<150	0,66	<10	<50	58,5	81,4	58,5	<100	-	<10	491	<25	<50	<100	<50			
15	5,75	1,34	9,9	5	305	0,75	2,0	38	1,78	<150	0,64	<10	<50	56,0	81,4	56,0	<100	-	<10	420	<25	<50	<100	<50			
16	5,75	1,46	9,9	4	325	0,63	2,0	34	1,81	<150	0,63	<10	<50	57,9	79,0	57,9	<100	-	<10	380	<25	<50	<100	<50			
17	5,75	1,58	9,9	4	365	0,55	2,0	30	1,60	<150	0,62	<10	<50	57,5	81,4	57,5	<100	-	<10	340	<25	<50	<100	<50			
18	5,75	1,70	10,0	4	360	0,45	1,9	24	1,58	<150	0,61	<10	<50	56,0	86,1	56,0	<100	-	<10	301	<25	<50	<100	<50			
19	5,75	1,82	10,0	4	354	0,39	1,9	22	1,63	<150	0,60	<10	<50	49,5	79,0	49,5	<100	-	<10	300	<25	<50	<100	<50			
20	5,75	1,94	10,0	3	342	0,34	2,2	18	1,69	<150	0,60	<10	<50	58,1	79,0	58,1	<100	-	<10	266	<25	<50	<100	<50			
21	5,75	2,06	10,0	3	323	0,32	1,9	18	2,00	<150	0,60	<10	<50	56,7	79,0	56,7	<100	-	<10	246	<25	<50	<100	<50			
22	5,75	2,18	10,1	3	323	0,29	1,8	17	1,83	<150	0,60	<10	<50	56,6	79,0	56,6	<100	-	<10	229	<25	<50	<100	<50			
23	5,75	2,30	10,0	3	316	0,30	2,0	16	1,72	<150	0,60	<10	<50	58,4	79,0	58,4	<100	-	<10	226	<25	<50	<100	<50			
24	5,75	2,42	10,0	3	305	0,29	1,8	16	2,07	<150	0,60	<10	<50	56,5	81,4	56,5	<100	-	<10	208	<25	<50	<100	<50			
25	5,87	2,55	10,0	3	321	0,23	1,8	15	1,24	<150	0,59	<10	<50	57,7	81,4	57,7	<100	-	<10	198	<25	<50	<100	<50			
26	5,75	2,66	10,1	3	313	0,22	2,2	14	1,21	<150	0,59	<10	<50	58,6	86,1	58,6	<100	-	<10	212	<25	<50	<100	<50			
27	5,75	2,77	10,1	3	307	0,21	1,8	14	1,27	<150	0,59	<10	<50	59,0	83,7	59,0	<100	-	<10	188	<25	<50	<100	<50			
28	5,75	2,89	10,1	3	299	0,22	1,8	13	1,51	<150	0,60	<10	<50	55,9	81,4	55,9	<100	-	<10	176	<25	<50	<100	<50			
29	5,75	3,00	10,1	3	300	0,20	1,7	12	1,41	<150	0,60	<10	<50	56,6	83,7	56,6	<100	-	<10	167	<25	<50	<100	<50			
30	5,75	3,08	10,1	3	294	0,19	2,0	12	1,72	<150	0,59	<10	<50	57,3	86,1	57,3	<100	-	<10	161	<25	<50	<100	<50			
31	5,75	3,08	10,0	3	295	0,18	1,7	12	1,75	<150	0,59	<10	<50	56,0	88,5	56,0	<100	-	<10	158	<25	<50	<100	<50			
32	5,75	3,08	10,0	3	296	0,18	1,6	12	1,86	<150	0,58	<10	<50	58,5	83,7	58,5	<100	-	<10	155	<25	<50	<100	<50			
33	5,75	3,08	9,9	3	292	0,19	1,7	11	1,92	<150	0,59	<10	<50	59,2	90,8	59,2	<100	-	<10	155	<25	<50	<100	<50			
2. Berechnung																											
1	10,12	3,29	9,3	4	385	0,34	1,2	19	0,71	2,05	0,53	0,31	0,81	35,5	5,38	0,64	<50	0,12	6,7	192	8,4	0,6	19,8	360			
2	5,73	3,41	9,7	4	394	0,50	1,5	44	1,56	3,22	0,73	0,40	1,81	60,9	19,6	1,47	<50	0,20	4,9	306	16,0	0,7	27,9	73,7			
3	5,75	3,52	9,7	4	388	0,56	1,6	50	1,55	3,32	0,71	0,38	1,89	78,0	36,2	1,54	<50	0,21	3,4	302	16,7	0,5	28,2	37,4			
4	5,75	3,64	9,7	4	378	0,53	1,6	47	1,68	3,18	0,69	0,33	1,83	96,1	55,2	1,39	<50	0,21	3,0	298	15,3	<0,5	30,7	23,9			
5	5,75	3,76	9,8	4	367	0,46	1,6	31	1,75	2,76	0,66	0,32	1,52	102	71,9	1,10	<50	0,19	2,5	273	12,9	<0,5	31,9	14,1			
6	5,75	3,89	9,8	3	348	0,35	1,6	23	1,46	2,23	0,69	0,32	1,43	108	64,7	0,93	<50	0,18	2,5	267	11,7	<0,5	34,8	12,1			
7	5,75	4,01	9,9	3	337	0,29	1,5	18	1,18	1,89	0,63	0,26	1,05	95,8	57,6	0,69	<50	0,15	1,8	214	9,18	<0,5	30,4	9,96			
8	5,75	4,13	9,9	3	315	0,24	1,5	18	1,19	2,23	0,62	0,22	0,90	90,3	129	0,58	<50	0,13	1,7	182	7,91	<0,5	27,4	60,7			
9	5,75	4,24	9,9	3	307	0,29	1,6	16	1,56	2,43	0,64	0,21	0,87	90,2	124	0,54	<50	0,12	1,7	168	7,42	<0,5	27,3	5,80			
10	5,75	4,36	10,0	3	304	0,22	1,5	14	1,40	2,03	0,62	0,25	0,72	84,4	122	0,46	<50	0,10	1,4	145	6,56	<0,5	25,1	5,45			
11	5,75	4,48	10,0	3	300	0,18	1,5	12	1,27	1,96	0,62	0,21	0,67	80,9	119	0,42	<50	0,09	1,1	133	5,96	<0,5	24,2	<5			
12	5,75	4,60	10,0	3	294	0,17	1,5	12	1,44	1,95	0,59	0,22	0,63	75,3	115	0,38	<50	0,08	<1	118	5,48	<0,5	22,3	<5			
13	5,75	4,72	10,0	3	300	0,15	1,4	10	1,05	1,74	0,66	0,19	0,66	83,1	115	0,40	<50	0,09	2,5	126	5,95	<0,5	25,0	<5			
14	5,75	4,84	10,0	3	308	0,15	1,5	10	1,36	1,90	0,61	0,15	0,56	74,2	124	0,35	<50	0,07	<1	107	5,06	<0,5	21,6	6,81			
15	5,75	4,96	10,0	3	302	0,14	1,5	10	1,51	2,01	0,63	0,16	0,54	72,8	107	0,34	<50	0,07	<1	104	4,97	<0,5	21,4	<5			
16	5,75	5,08	10,0	3	297	0,28	1,4	9	1,57	1,71	0,59	0,13	0,50	67,7	110	0,31	<50	0,06	<1	94	4,59	<0,5	20,2	<5			
17	5,75	5,20	10,0	3	292	0,14	1,4	8	0,87	1,82	0,62	0,16	0,50	69,8	110	0,30	<50	0,06	1,1	97	4,90	<0,5	21,0	<5			
18	5,75	5,32	10,0	2	288	0,13	1,4	9	1,24	1,89	0,62	0,16	0,48	68,0	103	0,29	<50	0,06	<1	93	4,46	<0,5	20,4	<5			
19	5,75	5,44	10,0	2	285	0,13	1,4	8	1,51	1,92	0,61	0,16	0,46	66,1	105	0,29	<50	0,06	<1	90	4,35	<0,5	20,2	5,26			
20	5,75	5,56	10,0	2	281	0,16	1,4	9	1,77	1,92	0,61	0,19	0,45	64,6	105	0,28	<50	0,06	1,0	87	4,31	<0,5	19,8	7,32			
21	5,75	5,68	10,0	2	325	0,12	1,4	7	0,80	1,63	0,59	0,15	0,43	62,3	103	0,25	<50	0,06	1,2	84	3,98	<0,5	19,3	<5			
22	5,75	5,80	10,0	2	316	0,16	1,4	8																			

Kesselstaubstabilisat – Säulenexperimente Technikumsmaßstab Effluentzusammensetzung

Reaktor 2 – Kesselstaubstabilisat (Eluent: Ablauf von Reaktor 1)																								
Fraktion	Dauer [h]	Volumen [m ³]	pH [-]	Ei.LF [mS/cm]	E _H [mV]	Cl ⁻ [g/L]	SO ₄ ²⁻ [g/L]	DOC [mg/L]	Al [µg/L]	As [µg/L]	Ca [g/L]	Cd [µg/L]	Co [µg/L]	Cr [mg/L]	Cr (VI) [mg/L]	Cu [µg/L]	Fe [µg/L]	K [g/L]	Mn [µg/L]	Mo [mg/L]	Ni [µg/L]	Pb [µg/L]	Sb [µg/L]	Zn [µg/L]
1. Berechnung																								
1	0,00	0,00	9,1	112	264	44,27	6,61	7	165	<150	0,77	<10	<50	1,99	2,23	<150	<100	-	<10	5,86	<25	<50	<100	<50
2	2,25	0,04	10,6	108	235	40,38	8,16	7	199	<150	1,01	<10	<50	3,30	3,58	<150	<100	-	<10	6,77	<25	<50	<100	<50
3	4,75	0,12	10,7	138	207	55,64	11,32	14	838	<150	1,02	<10	<50	3,94	4,48	<150	<100	-	18,6	8,56	<25	<50	<100	<50
4	5,65	0,24	10,8	155	221	64,36	11,90	15	792	<150	1,02	<10	<50	4,06	4,54	<150	<100	-	35,4	9,03	<25	<50	<100	<50
5	5,82	0,35	10,8	149	218	60,12	11,00	12	854	<150	1,00	<10	<50	4,02	4,41	<150	<100	-	21,5	9,19	<25	<50	<100	<50
6	6,03	0,47	10,9	133	212	50,32	11,67	12	917	<150	0,96	<10	<50	4,15	4,46	<150	<100	-	20,1	9,64	<25	<50	<100	<50
7	5,72	0,59	10,9	118	201	43,95	12,28	13	905	<150	0,89	<10	<50	4,58	4,85	<150	<100	-	16,7	9,54	<25	<50	<100	<50
8	5,80	0,70	10,9	109	218	37,70	13,89	17	787	<150	0,81	<10	<50	4,71	4,92	<150	<100	-	13,0	8,79	<25	<50	<100	<50
9	6,23	0,83	10,8	90	229	30,35	10,76	35	858	<150	0,83	<10	<50	3,68	4,03	<150	<100	-	<10	6,37	<25	<50	<100	<50
10	0,35	0,84	10,8	89	223	29,30	10,58	29	840	<150	0,82	<10	<50	3,61	3,94	<150	<100	-	<10	6,20	<25	<50	<100	<50
11	5,38	0,94	10,8	80	215	26,80	10,38	41	821	<150	0,85	<10	<50	3,10	3,38	<150	<100	-	<10	5,18	<25	<50	<100	<50
12	6,85	1,08	10,7	83	208	26,37	9,70	42	893	<150	0,85	<10	<50	3,13	3,41	<150	<100	-	<10	5,58	<25	<50	<100	<50
13	6,52	1,21	10,7	47	219	17,42	6,19	49	643	<150	0,84	<10	<50	1,70	1,73	167	<100	-	<10	3,27	<25	<50	<100	<50
14	5,93	1,33	10,8	37	215	9,56	5,56	46	765	<150	0,77	<10	<50	1,41	1,42	207	<100	-	<10	2,83	<25	<50	<100	<50
15	5,58	1,44	10,8	32	217	8,73	5,60	39	729	<150	0,70	<10	<50	1,40	1,38	211	<100	-	<10	2,77	<25	<50	<100	<50
16	5,85	1,56	10,7	34	217	9,07	7,15	36	314	<150	0,64	<10	<50	1,74	1,81	157	<100	-	<10	3,08	<25	<50	<100	<50
17	7,10	1,70	10,8	25	215	6,19	6,15	29	549	<150	0,59	<10	<50	1,40	1,42	175	<100	-	<10	2,36	<25	<50	<100	<50
18	5,87	1,82	10,8	19	212	4,22	5,19	32	649	<150	0,57	<10	<50	1,05	1,06	187	<100	-	<10	1,77	<25	<50	<100	<50
19	5,80	1,93	10,8	17	209	3,48	5,00	31	671	<150	0,56	<10	<50	0,94	0,93	189	<100	-	<10	1,58	<25	<50	<100	<50
20	5,92	2,05	10,8	16	221	2,91	4,78	27	382	<150	0,54	<10	<50	0,83	0,83	186	<100	-	<10	1,42	<25	<50	<100	<50
21	5,82	2,17	10,8	15	217	2,47	4,63	24	556	<150	0,57	<10	<50	0,73	0,73	179	<100	-	<10	1,26	<25	<50	<100	<50
22	17,82	2,52	10,7	12	240	1,66	4,00	19	214	<150	0,56	<10	<50	0,53	0,53	159	<100	-	<10	0,99	<25	<50	<100	<50
23	5,75	2,64	10,7	11	236	1,53	3,83	17	232	<150	0,56	<10	<50	0,47	0,48	<150	<100	-	<10	0,88	<25	<50	<100	<50
24	5,62	2,75	10,7	10	233	1,16	3,67	17	328	<150	0,57	<10	<50	0,43	0,44	<150	<100	-	<10	0,82	<25	<50	<100	<50
25	5,63	2,86	10,7	9	230	1,13	3,70	16	429	<150	0,56	<10	<50	0,42	0,43	<150	<100	-	<10	0,81	<25	<50	<100	<50
26	5,68	2,97	10,7	9	227	0,95	3,54	15	410	<150	0,56	<10	<50	0,39	0,41	<150	<100	-	<10	0,84	<25	<50	<100	<50
2. Berechnung																								
1	30,03	3,26	11,1	11	245	0,97	4,33	15	183	3,0	0,52	2,07	0,55	1,38	1,12	67,4	<50	2,38	<1	2,09	4,67	<0,5	13,4	<5
2	7,12	3,39	11,0	8	234	0,62	3,31	19	486	3,8	0,53	1,84	0,63	1,20	1,07	81,2	<50	1,25	<1	1,77	3,60	<0,5	13,1	<5
3	5,78	3,51	11,0	7	229	0,54	2,83	22	580	4,4	0,61	1,70	0,88	1,32	1,08	134	<50	1,01	<1	1,70	4,06	<0,5	15,4	5,23
4	6,08	3,63	11,0	7	234	0,55	2,86	22	349	3,3	0,57	1,52	0,83	1,21	1,06	141	<50	0,90	<1	1,50	4,00	<0,5	14,2	<5
5	3,20	3,69	10,9	7	233	0,52	2,66	23	309	3,2	0,57	1,48	0,83	1,19	1,04	143	<50	0,87	<1	1,44	4,23	<0,5	13,9	<5
6	0,03	3,69	10,9	7	236	0,51	2,58	22	227	1,9	0,43	0,98	0,63	0,86	1,00	116	<50	0,58	<1	1,04	3,13	<0,5	10,6	<5
7	8,22	3,85	10,9	8	226	0,61	3,06	9	294	2,7	0,45	1,20	0,51	1,07	1,16	61,8	<50	0,83	<1	1,44	2,66	<0,5	10,4	<5
8	6,18	3,98	10,9	7	219	0,51	2,92	18	304	2,5	0,42	1,00	0,44	0,93	1,10	59,7	<50	0,67	<1	1,12	2,36	<0,5	9,29	<5
9	5,92	4,09	10,9	6	213	0,48	2,51	18	351	3,2	0,50	1,06	0,55	0,98	0,98	80,8	<50	0,67	1,43	1,00	2,61	<0,5	10,5	5,54
10	6,02	4,21	10,9	6	226	0,44	2,36	17	212	2,1	0,47	0,81	0,49	0,85	0,92	72,7	<50	0,56	<1	0,77	2,52	<0,5	9,19	<5
11	6,13	4,34	10,9	6	221	0,39	2,22	17	255	1,9	0,45	0,72	0,45	0,73	0,83	69,2	<50	0,47	<1	0,60	2,14	<0,5	8,33	<5
12	6,33	4,46	10,9	5	218	0,38	2,09	14	292	2,5	0,51	0,71	0,47	0,69	0,72	78,9	<50	0,44	<1	0,52	2,33	<0,5	8,83	<5
13	6,03	4,58	10,9	5	216	0,32	1,98	12	290	2,6	0,51	0,68	0,48	0,67	0,68	77,5	<50	0,42	1,12	0,46	2,84	<0,5	8,74	5,04
14	6,02	4,71	10,9	5	227	0,29	1,96	11	212	1,8	0,46	0,53	0,39	0,55	0,63	66,3	<50	0,34	<1	0,35	1,94	<0,5	7,68	<5
15	6,15	4,83	10,9	4	220	0,26	1,85	11	247	1,9	0,45	0,48	0,38	0,51	0,58	62,4	<50	0,31	<1	0,31	1,79	<0,5	7,50	<5
16	5,90	4,95	10,9	4	218	0,22	1,85	10	251	2,1	0,45	0,46	0,36	0,47	0,52	59,2	<50	0,28	<1	0,27	1,88	<0,5	7,43	<5
17	6,17	5,07	10,8	4	252	0,22	1,85	9	167	1,4	0,46	0,43	0,34	0,45	0,50	57,2	<50	0,27	<1	0,25	1,79	<0,5	7,68	<5
18	6,13	5,19	10,8	4	245	0,18	1,75	9	210	1,5	0,46	0,45	0,33	0,42	0,47	54,1	<50	0,25	<1	0,23	1,74	<0,5	7,61	<5
19	18,92	5,57	10,8	4	234	0,15	1,71	7	242	2,1	0,46	0,45	0,29	0,31	0,35	46,5	<50	0,21	<1	0,18	1,53	<0,5	7,58	<5
20	3,38	5,64	10,8	4	228	0,15	1,75	7	271	2,3	0,53	0,52	0,34	0,34	0,33	53,3	<50	0,24	<1	0,20	1,79	<0,5	9,02	<5

Kesselstaubstabilisat – Geochemische Modellierung der Kohlenstoffdioxidaufnahme
Mineralphasenbestand des Systems (3 kg Stabilisat plus 1 kg Wasser); alle Angaben in g

Mineralphase	Bezeichnung	CO ₂ -Aufnahme		
		0 mol	3,3 mol	6 mol
Ba ₃ (AsO ₄) ₂	–	0,621	0,621	0,621
Ca ₂ ClPO ₄	Chlorospodiosit	118	118	118
Ca ₉ Si ₆ H ₂ O _{27,5}	Tobermorit	63,0	–	–
CaMgSi ₂ O ₆	Diopsid	483	–	–
CaMoO ₄	Powellit	0,182	–	–
CaSO ₄ ·2H ₂ O	Gips	927	1.250	1.260
Cd(OH) ₂	–	0,00076	–	–
Co(OH) ₂	–	0,165	0,164	–
CoCO ₃	Sphärocobaltit	–	–	0,190
Cr(OH) ₃	–	–	5,67	5,67
Cu ₂ Zn ₄ Al ₂ (OH) ₁₆ SO ₄	Glaucozerinit	11,7	11,7	11,7
Fe ₂ O ₃	Hämatit	226	226	222
K ₂ Ca(SO ₄) ₂ ·H ₂ O	Syngenit	204	–	–
KMgAlSi ₄ O ₁₀ (OH) ₂	Celadonit	–	506	650
Mn ₂ O ₃	Bixbyit	9,08	–	–
Na _{0,676} Ca _{0,657} Al _{1,99} Si _{3,01} O ₁₀ ·2,65H ₂ O	Mesolith	707	534	482
Ni ₆ Al ₂ (OH) ₁₆ CO ₃	Takovit	<0,0001	1,56	1,56
NiO	Bunsenit	0,949	–	–
PbCl(OH)	Paralaurionit	–	–	3,47
Pb ₂ (OH) ₃ Cl	–	4,46	3,36	–
PbMoO ₄	Wulfenit	–	0,364	0,367
Pb ₂ V ₂ O ₇	Chervetit	–	1,07	1,07
SnO ₂	Cassiterit	0,995	0,995	0,995
SrSO ₄	Celestit	2,84	–	–
TiO ₂	Rutil	51,6	51,6	51,6
Zn ₅ (OH) ₆ (CO ₃) ₂	Hydrozinkit	–	–	14,1
ZnO	Zinkit	36,5	36,1	–
ZrSiO ₄	Zirkon	1,59	1,59	1,48
Baryt-Mischkristall		7,46	7,42	7,42
BaSO ₄	Sulfatbaryt	7,00	7,42	7,42
BaCrO ₄	Chromatbaryt	0,456	<0,0001	<0,0001
BaMoO ₄	Molybdatbaryt	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Carbonat-Mischkristall		–	333	420
CaCO ₃	Kalzit	–	316	316
CdCO ₃	Otavit	–	0,00092	0,00092
MgCO ₃	Magnesit	–	0,730	47,9
MnCO ₃	Rhodochrosit	–	13,2	13,2
SrCO ₃	Strontianit	–	2,42	2,42
ZnCO ₃	Smithsonit	–	0,555	40,1
Ettringit Mischkristall		326	13,6	13,6
Ca ₆ Al ₂ (SO ₄) ₃ (OH) ₁₂ ·26H ₂ O	Sulfatettringit	291	<0,0001	<0,0001
Ca ₆ Al ₂ (CrO ₄) ₃ (OH) ₁₂ ·26H ₂ O	Chromatettringit	21,6	<0,0001	<0,0001
Ca ₆ Al ₂ (SbO ₄) ₃ (OH) ₉ ·26H ₂ O	Antimonatettringit	13,6	13,6	13,6
Ca ₆ Al ₂ (MoO ₄) ₃ (OH) ₉ ·26H ₂ O	Molybdatettringit	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Saponit Mischkristall		–	123	2,65
Ca _{0,165} Mg ₃ Al _{0,33} Si _{3,67} O ₁₀ (OH) ₂	Ca-Saponit	–	2,66	0,126
K _{0,33} Mg ₃ Al _{0,33} Si _{3,67} O ₁₀ (OH) ₂	K-Saponit	–	70,5	0,329
Mg _{0,165} Mg ₃ Al _{0,33} Si _{3,67} O ₁₀ (OH) ₂	Mg-Saponit	–	0,300	0,115
Na _{0,33} Mg ₃ Al _{0,33} Si _{3,67} O ₁₀ (OH) ₂	Na-Saponit	–	49,5	2,07
Smektit Mischkristall		–	–	10,3
Ca _{0,165} Fe ₂ Al _{0,33} Si _{3,67} O ₁₀ (OH) ₂	Ca-Nontronit	–	–	0,490
K _{0,33} Fe ₂ Al _{0,33} Si _{3,67} O ₁₀ (OH) ₂	K-Nontronit	–	–	1,28
Mg _{0,165} Fe ₂ Al _{0,33} Si _{3,67} O ₁₀ (OH) ₂	Mg-Nontronit	–	–	0,448
Na _{0,33} Fe ₂ Al _{0,33} Si _{3,67} O ₁₀ (OH) ₂	Na-Nontronit	–	–	8,04

Galvanischschlammstabilisat – Säulenexperimente Labormaßstab

Porenwasserzusammensetzung während Gleichgewichtseinstellung

Säule	Position	Verweilzeit [h]	pH	El. LF [mS/cm]	E _H [mV]	Al [µg/L]	As [µg/L]	Ca [g/L]	Cd [µg/L]	Co [mg/L]	Cr [µg/L]	Cu [mg/L]	Fe [µg/L]	K [g/L]	Mn [µg/L]	Mo [mg/L]	Ni [µg/L]	Pb [µg/L]	Sb [µg/L]	Zn [µg/L]	
1	Oben	0,30	10,4	126	242	<250	<150	11,5	<10	3,46	508	2,72	<100	11,3	<10	0,96	215	<100	<100	68,9	
		65,30	10,8	82	243	<250	<150	7,89	<10	2,34	449	2,19	<100	7,58	<10	0,95	167	<100	<100	<50	
		134,80	10,9	54	228	<250	<150	4,88	<10	1,27	366	1,43	<100	4,39	<10	0,79	104	<100	<100	<50	
	Mitte	0,30	10,8	30	237	<250	<150	3,01	<10	0,80	247	0,78	<100	1,84	<10	0,61	80	<100	<100	<50	
		65,30	11,0	67	237	<250	<150	5,80	<10	1,83	388	1,68	<100	5,41	<10	0,79	142	<100	<100	50,7	
		134,80	11,0	74	213	<250	<150	6,46	<10	1,95	414	1,89	<100	6,19	<10	0,84	143	<100	<100	<50	
	Unten	0,30	11,1	21	229	<250	<150	1,94	<10	0,52	204	0,58	<100	1,29	<10	0,53	54	<100	<100	<50	
		65,30	11,1	57	228	<250	<150	4,51	<10	1,56	346	1,41	<100	4,61	<10	0,64	122	<100	<100	129	
		134,80	11,0	76	210	<250	<150	6,24	<10	2,05	396	1,91	<100	6,22	<10	0,72	143	<100	<100	172	
	2	Oben	0,30	10,4	126	241	<250	<150	11,2	<10	3,42	382	2,62	<100	11,1	<10	1,08	203	<100	<100	154
			65,30	10,8	88	234	<250	<150	9,12	<10	2,27	362	2,19	<100	8,13	<10	0,99	151	<100	<100	132
			134,80	11,0	56	217	<250	<150	5,23	<10	1,12	309	1,40	<100	4,49	<10	0,87	101	<100	<100	<50
Mitte		0,30	10,6	54	234	<250	<150	5,67	<10	1,36	237	1,38	<100	3,62	<10	0,69	108	<100	<100	75,2	
		65,30	10,9	72	228	<250	<150	6,92	<10	1,86	324	1,94	<100	5,72	<10	0,96	147	<100	<100	133	
		134,80	10,9	72	220	<250	<150	7,25	<10	2,05	394	2,17	<100	6,69	<10	1,11	160	<100	<100	60	
Unten		0,30	10,7	37	240	<250	<150	3,63	<10	1,02	188	1,00	<100	2,34	<10	0,61	79	<100	<100	<50	
		65,30	11,0	73	222	<250	<150	6,34	<10	1,88	339	1,87	<100	5,98	<10	0,93	135	<100	<100	51,9	
		134,80	10,9	83	218	<250	<150	6,99	<10	2,16	371	2,11	<100	6,96	<10	0,87	152	<100	<100	70,9	
3		Oben	0,30	10,5	137	244	<250	<150	12,3	<10	3,76	489	3,07	<100	12,6	<10	1,02	214	<100	<100	361
			65,30	11,0	58	219	<250	<150	5,52	<10	1,38	313	1,62	<100	4,44	<10	0,85	116	<100	<100	236
			134,80	11,1	44	206	<250	<150	4,29	<10	1,17	312	1,38	<100	3,22	<10	0,81	104	<100	<100	69,4
	Mitte	0,30	10,7	57	238	<250	<150	4,88	<10	1,49	269	1,45	<100	3,87	<10	0,63	108	<100	<100	<50	
		65,30	10,9	55	215	<250	<150	4,86	<10	1,51	369	1,51	<100	4,58	<10	0,88	127	<100	<100	<50	
		134,80	11,0	59	209	<250	<150	4,88	<10	1,64	384	1,68	<100	4,72	<10	0,86	137	<100	<100	<50	
	Unten	0,30	11,2	8	218	<250	<150	1,09	<10	0,21	138	0,31	<100	0,34	<10	0,42	29	<100	<100	<50	
		65,30	10,9	83	219	<250	<150	7,01	<10	2,48	416	2,27	<100	6,57	<10	0,84	154	<100	<100	314	
		134,80	11,0	89	208	<250	<150	7,19	<10	2,37	424	2,28	<100	7,58	<10	0,77	153	<100	<100	106	
	4	Oben	0,30	10,5	90	240	<250	<150	7,18	<10	2,25	391	2,00	<100	7,47	<10	0,78	147	<100	<100	<50
			65,30	11,0	41	227	<250	<150	4,68	<10	0,98	259	1,16	<100	3,03	<10	0,63	91	<100	<100	54,4
			134,80	11,1	30	199	<250	<150	3,44	<10	0,77	270	1,00	<100	2,03	<10	0,61	87	<100	<100	<50
Mitte		0,30	10,4	141	237	<250	<150	13,4	<10	4,15	570	3,09	<100	13,4	<10	1,03	237	<100	<100	356	
		65,30	10,8	88	226	<250	<150	9,05	<10	2,47	436	2,35	<100	7,34	<10	0,92	168	<100	<100	348	
		134,80	11,0	70	207	<250	<150	6,68	<10	1,85	409	2,02	<100	5,30	<10	0,89	153	<100	<100	245	
Unten		0,30	10,6	107	231	<250	<150	10,6	<10	3,43	543	2,56	<100	10,2	<10	1,03	216	<100	<100	320	
		65,30	10,9	94	224	<250	<150	8,86	<10	2,70	470	2,19	<100	8,19	<10	0,95	175	<100	<100	357	
		134,80	10,9	88	211	<250	<150	7,47	<10	2,36	444	2,32	<100	7,22	<10	0,87	165	<100	<100	186	

Galvanischschlammstabilisat – Säulenexperimente Labormaßstab Porenwasserzusammensetzung während Gleichgewichtseinstellung

Säule	Position	Verweilzeit [h]	pH	Ei, LF [mS/cm]	E _H [mV]	Al [µg/L]	As [µg/L]	Ca [g/L]	Cd [µg/L]	Co [mg/L]	Cr [µg/L]	Cu [mg/L]	Fe [µg/L]	K [g/L]	Mn [µg/L]	Mo [mg/L]	Ni [µg/L]	Pb [µg/L]	Sp [µg/L]	Zn [µg/L]	
1	Oben	17,50	11,2	8	202	462	<150	0,23	<10	<0,05	128	<0,15	<100	0,03	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50	
		65,30	11,3	2	194	407	<150	0,21	<10	<0,05	133	<0,15	<100	0,02	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50	
		111,80	11,4	2	198	371	<150	0,22	<10	<0,05	140	<0,15	<100	0,02	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50	
	Mitte	17,50	11,4	11	192	335	<150	0,28	<10	<0,05	120	<0,15	<100	0,02	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50	
		65,30	11,6	2	176	281	<150	0,28	<10	<0,05	132	<0,15	<100	0,02	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50	
		111,80	11,6	2	190	345	<150	0,29	<10	<0,05	145	<0,15	<100	0,02	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50	
	Unten	17,50	11,5	15	197	335	<150	0,32	<10	<0,05	112	<0,15	<100	0,02	<10	<0,1	<25	<100	<100	73,1	
		65,30	11,7	2	174	320	<150	0,32	<10	<0,05	119	<0,15	<100	0,02	<10	<0,1	<25	<100	<100	64,9	
		111,80	11,6	2	182	367	<150	0,33	<10	<0,05	133	0,17	<100	0,02	<10	<0,1	<25	<100	<100	138	
	2	Oben	17,50	10,8	11	215	406	<150	0,40	<10	<0,05	63	0,17	<100	0,07	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50
			65,30	10,9	3	213	377	<150	0,41	<10	<0,05	76	0,23	<100	0,07	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50
			111,80	11,1	3	204	370	<150	0,41	<10	<0,05	93	0,30	<100	0,07	<10	0,12	<25	<100	<100	<50
Mitte		17,50	11,3	15	199	368	<150	0,45	<10	<0,05	75	<0,15	<100	0,07	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50	
		65,30	11,5	3	188	339	<150	0,44	<10	<0,05	86	0,15	<100	0,07	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50	
		111,80	11,5	4	187	360	<150	0,46	<10	<0,05	103	0,20	<100	0,07	<10	0,10	<25	<100	<100	<50	
Unten		17,50	11,4	16	201	368	<150	0,46	<10	<0,05	94	0,15	<100	0,07	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50	
		65,30	11,5	4	188	341	<150	0,46	<10	<0,05	105	0,18	<100	0,06	<10	<0,1	<25	<100	<100	52,7	
		111,80	11,5	4	185	330	<150	0,46	<10	<0,05	114	0,23	<100	0,07	<10	0,10	<25	<100	<100	<50	
3		Oben	17,50	11,2	9	205	466	<150	0,36	<10	<0,05	117	<0,15	<100	0,13	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50
			65,30	11,3	4	192	444	<150	0,37	<10	<0,05	126	0,15	<100	0,13	<10	0,11	<25	<100	<100	<50
			111,80	11,3	5	196	396	<150	0,40	<10	<0,05	133	0,19	<100	0,15	<10	0,12	<25	<100	<100	<50
	Mitte	17,50	11,3	13	205	380	<150	0,43	<10	<0,05	132	<0,15	<100	0,13	<10	0,10	<25	<100	<100	<50	
		65,30	11,5	5	184	383	<150	0,43	<10	<0,05	138	0,18	<100	0,13	<10	0,11	<25	<100	<100	<50	
		111,80	11,5	5	178	363	<150	0,45	<10	<0,05	155	0,22	<100	0,14	<10	0,12	<25	<100	<100	<50	
	Unten	17,50	11,5	14	196	386	<150	0,47	<10	<0,05	151	0,19	<100	0,14	<10	0,12	<25	<100	<100	<50	
		65,30	11,6	5	186	362	<150	0,47	<10	<0,05	151	0,21	<100	0,13	<10	0,12	<25	<100	<100	74,5	
		111,80	11,6	5	178	355	<150	0,49	<10	<0,05	171	0,26	<100	0,14	<10	0,13	<25	<100	<100	<50	
	4	Oben	17,50	11,1	4	194	376	<150	0,19	<10	<0,05	163	<0,15	<100	0,01	<10	0,10	<25	<100	<100	<50
			65,30	11,3	1	198	392	<150	0,20	<10	<0,05	175	<0,15	<100	0,01	<10	<0,1	<25	<100	<100	<50
			111,80	11,4	1	193	419	<150	0,21	<10	<0,05	181	<0,15	<100	0,02	<10	0,11	<25	<100	<100	<50
Mitte		17,50	11,5	11	200	260	<150	0,27	<10	<0,05	140	<0,15	<100	0,01	<10	0,12	<25	<100	<100	<50	
		65,30	11,6	2	179	359	<150	0,29	<10	<0,05	156	<0,15	<100	0,01	<10	0,10	<25	<100	<100	<50	
		111,80	11,7	2	185	344	<150	0,32	<10	<0,05	181	0,17	<100	0,02	<10	0,11	<25	<100	<100	<50	
Unten		17,50	11,5	15	194	339	<150	0,33	<10	<0,05	113	<0,15	<100	0,02	<10	0,12	<25	<100	<100	<50	
		65,30	11,7	2	182	354	<150	0,34	<10	<0,05	128	<0,15	<100	0,02	<10	0,12	<25	<100	<100	<50	
		111,80	11,7	2	179	329	<150	0,37	<10	<0,05	150	0,21	<100	0,03	<10	0,12	<25	<100	<100	74,6	

Galvanikschlammstabilisat – Säulenexperimente Labormaßstab Effluentzusammensetzung

Säule 1 (Eluent: Entgastes Leitungswasser)																										
Fraktion	Dauer [min]	Volumen [L]	pH [-]	El. LF [mS/cm]	E _H [mV]	Cl ⁻ [g/L]	SO ₄ ²⁻ [g/L]	DOC [mg/L]	Al [µg/L]	As [µg/L]	Ca [g/L]	Cd [µg/L]	Co [mg/L]	Cr [µg/L]	Cr (VI) [mg/L]	Cu [mg/L]	Fe [µg/L]	K [g/L]	Mn [µg/L]	Mo [µg/L]	Ni [µg/L]	Pb [µg/L]	Sb [µg/L]	Zn [µg/L]		
1. Berechnung																										
1	30	0,05	10,7	81	237	-	-	-	<250	<150	7,08	<10	2,23	382	-	2,43	<100	6,48	<10	755	159	<100	<100	120		
2	30	0,09	10,7	81	236	33,81	1,14	-	<250	<150	7,08	<10	2,26	380	-	2,37	<100	6,57	<10	754	158	<100	<100	149		
3	30	0,14	10,7	79	235	-	-	270	<250	<150	6,89	<10	2,13	368	-	2,22	<100	6,47	<10	722	148	<100	<100	144		
4	30	0,18	10,7	79	239	36,18	1,09	-	<250	<150	6,80	<10	2,13	377	-	2,30	<100	6,44	<10	720	154	<100	<100	119		
5	30	0,23	10,8	78	235	-	-	240	<250	<150	6,68	<10	2,12	377	0,35	2,27	<100	6,36	<10	722	157	<100	<100	175		
6	30	0,27	10,8	78	234	34,57	1,13	-	<250	<150	6,68	<10	2,07	377	-	2,22	<100	6,34	<10	720	151	<100	<100	<50		
7	30	0,32	10,8	77	235	-	-	240	<250	<150	6,63	<10	2,05	377	-	2,21	<100	6,30	<10	729	149	<100	<100	139		
8	30	0,36	10,8	77	225	29,41	1,17	-	<250	<150	6,72	<10	2,02	380	-	2,22	<100	6,33	<10	728	152	<100	<100	191		
9	30	0,41	10,8	76	227	-	-	240	<250	<150	6,65	<10	1,98	372	-	2,19	<100	6,26	<10	733	155	<100	<100	193		
10	30	0,45	10,8	75	223	29,89	1,19	-	<250	<150	6,69	<10	1,96	378	0,38	2,20	<100	6,23	<10	744	149	<100	<100	191		
11	30	0,50	10,3	74	240	-	-	230	<250	<150	6,50	<10	1,93	376	-	2,15	<100	6,06	<10	744	147	<100	<100	<50		
12	60	0,59	10,4	72	232	28,91	1,10	-	<250	<150	6,29	<10	1,83	367	-	2,10	<100	5,73	<10	732	142	<100	<100	<50		
13	60	0,68	10,5	66	229	-	-	200	<250	<150	5,96	<10	1,62	336	-	1,91	<100	5,12	<10	699	130	<100	<100	<50		
14	120	0,86	10,7	52	221	20,03	0,82	-	<250	<150	5,36	<10	1,21	261	-	1,55	<100	3,70	<10	589	104	<100	<100	<50		
15	180	1,13	10,8	26	215	-	-	88	<250	<150	3,71	<10	0,51	135	0,29	0,87	<100	1,10	<10	326	53	<100	<100	<50		
16	240	1,49	10,8	10	230	3,35	0,32	-	<250	<150	1,74	<10	0,19	85	-	0,49	<100	0,15	<10	220	30	<100	<100	<50		
17	360	2,03	10,4	4	247	-	-	43	<250	<150	0,77	<10	0,13	122	-	0,44	<100	0,04	<10	396	37	<100	<100	<50		
18	420	2,66	10,8	3	239	0,46	0,83	-	<250	<150	0,57	<10	0,10	222	-	0,40	<100	0,02	<10	651	37	<100	<100	<50		
19	480	3,38	11,1	2	229	-	-	27	<250	<150	0,48	<10	0,07	200	-	0,27	<100	0,01	<10	464	27	<100	<100	<50		
20	540	4,19	10,6	2	269	0,21	0,67	-	<250	<150	0,35	<10	0,06	143	0,17	0,20	<100	0,01	<10	272	<25	<100	<100	<50		
21	540	5,00	11,1	2	250	-	-	17	<250	<150	0,30	<10	<0,05	118	-	0,16	<100	0,01	<10	181	<25	<100	<100	<50		
22	600	5,90	7,9	1	347	0,16	0,54	-	<250	<150	0,26	<10	<0,05	106	-	<0,15	<100	0,01	<10	143	<25	<100	<100	<50		
23	600	6,80	7,8	1	349	-	-	11	<250	<150	0,22	<10	<0,05	95	-	<0,15	<100	0,01	<10	115	<25	<100	<100	<50		
24	660	7,79	7,9	1	347	0,13	0,46	-	<250	<150	0,20	<10	<0,05	93	-	<0,15	<100	0,01	<10	<100	<25	<100	<100	<50		
25	720	8,87	8,3	1	314	-	-	10	<250	<150	0,19	<10	<0,05	89	0,10	<0,15	<100	0,01	<10	<100	<25	<100	<100	<50		
26	780	10,04	9,9	1	274	0,13	0,43	-	<250	<150	0,17	<10	<0,05	88	-	<0,15	<100	0,01	<10	<100	<25	<100	<100	<50		
27	840	11,30	10,9	1	250	-	-	10	<250	<150	0,18	<10	<0,05	85	-	<0,15	<100	0,01	<10	<100	<25	<100	<100	<50		
2. Berechnung																										
1	30	11,34	Keine Probe																							
2	30	11,39	Keine Probe																							
3	30	11,43	Keine Probe																							
4	30	11,48	11,4	3	209	-	-	-	427	<150	0,26	<10	0,08	117	-	0,24	<100	0,12	<10	101	<25	<100	<100	<50		
5	30	11,52	11,7	2	178	-	-	21	360	<150	0,31	<10	0,07	117	-	0,22	<100	0,03	<10	<100	<25	<100	<100	<50		
6	30	11,57	11,7	3	175	0,20	0,44	-	381	<150	0,33	<10	0,07	122	0,13	0,21	<100	0,03	<10	<100	<25	<100	<100	<50		
7	30	11,61	11,7	2	172	-	-	21	356	<150	0,33	<10	0,07	124	-	0,21	<100	0,02	<10	<100	<25	<100	<100	<50		
8	30	11,66	11,7	2	172	0,19	0,46	-	325	<150	0,34	<10	0,07	121	-	0,21	<100	0,02	<10	<100	<25	<100	<100	<50		
9	30	11,70	11,7	3	173	-	-	19	365	<150	0,33	<10	0,07	122	-	0,21	<100	0,02	<10	<100	<25	<100	<100	<50		
10	30	11,75	11,4	2	186	0,17	0,44	-	298	<150	0,25	<10	0,06	123	-	0,21	<100	0,02	<10	<100	<25	<100	<100	<50		
11	30	11,79	11,4	2	178	-	-	19	280	<150	0,29	<10	0,07	127	0,14	0,22	<100	0,02	<10	<100	<25	<100	<100	<50		
12	60	11,88	11,5	2	181	0,16	0,46	-	298	<150	0,29	<10	0,06	130	-	0,21	<100	0,02	<10	<100	<25	<100	<100	<50		
13	60	11,97	11,5	2	181	-	-	19	396	<150	0,29	<10	0,06	126	-	0,21	<100	0,02	<10	<100	<25	<100	<100	<50		
14	120	12,15	11,6	2	182	0,15	0,46	-	315	<150	0,30	<10	<0,05	128	-	0,18	<100	0,02	<10	<100	<25	<100	<100	<50		
15	180	12,42	11,0	1	193	-	-	17	<250	<150	0,23	<10	<0,05	134	-	<0,15	<100	0,01	<10	<100	<25	<100	<100	<50		
16	240	12,78	11,1	1	199	0,11	0,43	-	<250	<150	0,21	<10	<0,05	129	0,14	<0,15	<100	0,01	<10	<100	<25	<100	<100	<50		
17	360	13,32	11,3	1	193	-	-	12	263	<150	0,22	<10	<0,05	140	-	<0,15	<100	0,00	<10	<100	<25	<100	<100	<50		
18	420	13,95	11,4	1	240	0,14	0,51	-	<250	<150	0,20	<10	<0,05	146	-	<0,15	<100	0,00	<10	<100	<25	<100	<100	<50		
19	480	14,67	11,1	1	255	-	-	10	<250	<150	0,18	<10	<0,05	139	-	<0,15	<100	0,01	<10	<100	<25	<100	<100	<50		
20	540	15,48	11,4	1	240	0,01	0,38	-	<250	<150	0,19	<10	<0,05	132	-	<0,15	<100	0,00	<10	<100	<25	<100	<100	<50		
21	540	16,29	11,4	1	238	-	-	10	285	<150	0,19	<10	<0,05	132	0,14	<0,15	<100	0,00	<10	<100	<25	<100	<100	<50		
22	600	17,19	8,5	1	318	0,01	0,37	-	308	<150	0,15	<10	<0,05	136	-	<0,15	<100	0,00	<10	<100	<25	<100	<100	<50		
23	600	18,09	8,6	1	319	-	-	9	347	<150	0,15	<10	<0,05	137	-	<0,15	<100	0,00	<10	<100	<25	<100	<100	<50		
24	660	19,08	7,7	1	310	0,01	0,34	-	317	<150	0,15	<10	<0,05	137	-	<0,15	<100	0,00	<10	<100	<25	<100	<100	<50		
25	720	20,16	9,7	1	281	-	-	9	269	<150	0,13	<10	<0,05	134	-	<0,15	<100	0,00	<10	<100	<25	<100	<100	<50		
26	780	21,33	10,8	1	255	0,01	0,37	-	266	<150	0,14	<10	<0,05	126	-	<0,15	<100	0,00	<10	<100	<25	<100	<100	<50		
27	840	22,59	9,4	0	318	-	-	-	295	<150	0,14	<10	<0,05	113	-	<0,15	<100	0,01	<10	<100	<25	<100	<100	<50		

Galvanischschlammstabilisat – Säulenexperimente Labormaßstab
Effluentzusammensetzung

Säule 2 (Eluent: Extrakt MBA-Output)																									
Fraktion	Dauer [min]	Volumen [L]	pH	El. LF [mS/cm]	E _H [mV]	Cl ⁻ [g/L]	SO ₄ ²⁻ [g/L]	DOC [mg/L]	Al [µg/L]	As [µg/L]	Ca [g/L]	Cd [µg/L]	Co [mg/L]	Cr [µg/L]	Cr (VI) [mg/L]	Cu [mg/L]	Fe [µg/L]	K [g/L]	Mn [µg/L]	Mo [µg/L]	Ni [µg/L]	Pb [µg/L]	Sb [µg/L]	Zn [µg/L]	
1. Berechnung																									
1	30	0,05	10,6	105	229	-	-	350	<250	<150	9,31	<10	2,97	377	-	2,71	<100	8,94	<10	925	186	<100	<100	138	
2	30	0,09	10,6	98	222	42,14	1,06	-	<250	<150	8,57	<10	2,70	363	-	2,45	<100	8,21	<10	861	172	<100	<100	164	
3	30	0,14	10,6	92	219	-	-	300	<250	<150	7,84	<10	2,53	343	-	2,26	<100	7,54	<10	795	162	<100	<100	145	
4	30	0,18	10,7	88	222	36,52	1,05	-	<250	<150	7,88	<10	2,54	349	-	2,31	<100	7,59	<10	810	170	<100	<100	138	
5	30	0,23	10,7	85	220	-	-	260	<250	<150	7,28	<10	2,29	328	0,32	2,40	<100	6,97	<10	753	156	<100	<100	153	
6	30	0,27	10,7	82	222	36,28	1,07	-	<250	<150	7,03	<10	2,14	324	-	2,32	<100	6,76	<10	754	148	<100	<100	152	
7	30	0,32	10,7	80	222	-	-	250	<250	<150	6,74	<10	2,07	317	-	2,26	<100	6,50	<10	750	149	<100	<100	120	
8	30	0,36	10,8	77	218	32,16	1,12	-	<250	<150	6,69	<10	2,00	316	-	2,21	<100	6,46	<10	759	155	<100	<100	155	
9	30	0,41	10,8	75	211	-	-	240	<250	<150	6,26	<10	1,95	316	-	2,16	<100	6,10	<10	764	148	<100	<100	154	
10	30	0,45	10,8	74	213	30,53	1,12	-	<250	<150	6,05	<10	1,89	312	0,28	2,14	<100	5,95	<10	776	140	<100	<100	152	
11	30	0,50	10,2	72	236	-	-	220	<250	<150	6,09	<10	1,88	317	-	2,13	<100	6,04	<10	802	144	<100	<100	<50	
12	60	0,59	10,3	70	237	27,51	1,13	-	<250	<150	6,05	<10	1,76	305	-	2,03	<100	5,85	<10	784	136	<100	<100	<50	
13	60	0,68	10,4	66	234	-	-	200	<250	<150	5,80	<10	1,59	295	-	1,88	<100	5,34	<10	778	126	<100	<100	<50	
14	120	0,86	10,7	55	225	22,00	1,04	-	<250	<150	5,55	<10	1,22	250	-	1,58	201,2	4,18	<10	700	107	<100	<100	<50	
15	180	1,13	10,8	30	223	-	-	100	<250	<150	3,29	<10	0,50	138	0,24	0,90	<100	1,25	<10	462	52	<100	<100	<50	
16	240	1,49	10,8	18	224	5,95	0,55	-	<250	<150	1,41	<10	0,22	126	-	0,65	<100	0,36	<10	464	42	<100	<100	<50	
17	360	2,03	10,6	11	239	-	-	80	<250	<150	0,90	<10	0,15	169	-	0,62	114,8	0,16	<10	676	49	<100	<100	<50	
18	420	2,66	10,8	6	239	1,57	1,00	-	<250	<150	0,71	<10	0,10	224	-	0,45	<100	0,07	<10	912	40	<100	<100	<50	
19	480	3,38	11,0	5	229	-	-	40	<250	<150	0,54	<10	0,07	214	-	0,31	<100	0,05	<10	536	30	<100	<100	<50	
20	540	4,19	11,0	4	261	0,66	0,82	-	<250	<150	0,42	<10	0,06	175	0,19	0,23	<100	0,05	<10	228	<25	<100	<100	<50	
21	540	5,00	10,6	3	239	-	-	34	<250	<150	0,35	<10	<0,05	151	-	0,20	<100	0,05	<10	138	<25	<100	<100	<50	
22	600	5,90	7,9	3	398	0,53	0,82	-	<250	<150	0,35	<10	<0,05	149	-	0,21	<100	0,06	<10	130	<25	<100	<100	<50	
23	600	6,80	7,6	4	401	-	-	-	<250	<150	0,39	<10	<0,05	116	-	0,21	<100	0,12	<10	138	<25	<100	<100	<50	
24	660	7,79	8,0	3	380	0,47	0,84	-	<250	<150	0,34	<10	<0,05	104	-	0,17	<100	0,06	<10	<100	<25	<100	<100	<50	
25	720	8,87	8,6	3	364	-	-	29	<250	<150	0,33	<10	<0,05	93	0,13	0,16	<100	0,06	<10	<100	<25	<100	<100	<50	
26	780	10,04	9,6	3	334	0,42	0,86	-	<250	<150	0,33	<10	<0,05	92	-	<0,15	<100	0,05	<10	<100	<25	<100	<100	<50	
27	840	11,30	10,7	3	271	-	-	30	<250	<150	0,34	<10	<0,05	86	-	<0,15	<100	0,05	<10	<100	<25	<100	<100	<50	
2. Berechnung																									
1	30	11,34	Keine Probe																						
2	30	11,39	Keine Probe																						
3	30	11,43	Keine Probe																						
4	30	11,48	11,6	4	167	0,52	0,76	-	355	<150	0,45	<10	0,07	117	-	0,24	<100	0,08	<10	<100	<25	<100	<100	<50	
5	30	11,52	11,6	4	165	-	-	38	359	<150	0,45	<10	0,06	122	-	0,24	<100	0,08	<10	<100	<25	<100	<100	<50	
6	30	11,57	11,6	4	164	0,50	0,76	-	381	<150	0,46	<10	0,07	119	0,13	0,24	<100	0,08	<10	<100	<25	<100	<100	<50	
7	30	11,61	11,6	4	163	-	-	40	345	<150	0,46	<10	0,07	120	-	0,24	<100	0,08	<10	<100	<25	<100	<100	<50	
8	30	11,66	11,6	4	162	0,48	0,77	-	334	<150	0,46	<10	0,06	114	-	0,24	<100	0,07	<10	<100	<25	<100	<100	<50	
9	30	11,70	11,6	4	161	-	-	37	367	<150	0,46	<10	0,07	115	-	0,25	<100	0,07	<10	<100	<25	<100	<100	<50	
10	30	11,75	11,2	4	174	0,50	0,80	-	309	<150	0,41	<10	0,07	123	-	0,25	<100	0,07	<10	<100	<25	<100	<100	<50	
11	30	11,79	11,3	4	177	-	-	38	316	<150	0,42	<10	0,07	121	0,13	0,26	<100	0,07	<10	<100	<25	<100	<100	<50	
12	60	11,88	11,3	4	177	0,49	0,80	-	315	<150	0,43	<10	0,06	122	-	0,26	<100	0,07	<10	<100	<25	<100	<100	<50	
13	60	11,97	11,3	4	177	-	-	40	341	<150	0,44	<10	0,06	125	-	0,27	<100	0,08	<10	<100	<25	<100	<100	<50	
14	120	12,15	11,4	4	174	0,51	0,82	-	325	<150	0,44	<10	<0,05	120	-	0,24	<100	0,07	<10	106	<25	<100	<100	<50	
15	180	12,42	10,7	3	202	-	-	40	316	<150	0,37	<10	<0,05	114	-	0,20	<100	0,07	<10	104	<25	<100	<100	<50	
16	240	12,78	10,9	3	197	0,36	0,95	-	339	<150	0,41	<10	<0,05	132	0,13	0,19	<100	0,07	<10	122	<25	<100	<100	<50	
17	360	13,32	11,1	3	191	-	-	35	284	<150	0,40	<10	<0,05	119	-	<0,15	<100	0,07	<10	113	<25	<100	<100	<50	
18	420	13,95	11,2	3	235	0,35	0,82	-	315	<150	0,37	<10	<0,05	108	-	<0,15	<100	0,07	<10	<100	<25	<100	<100	<50	
19	480	14,67	10,8	3	245	-	-	32	316	<150	0,34	<10	<0,05	101	-	<0,15	<100	0,07	<10	<100	<25	<100	<100	<50	
20	540	15,48	11,2	3	235	0,34	0,78	-	296	<150	0,35	<10	<0,05	100	-	<0,15	<100	0,07	<10	<100	<25	<100	<100	<50	
21	540	16,29	11,2	3	232	-	-	31	359	<150	0,35	<10	<0,05	93	0,10	<0,15	<100	0,07	<10	<100	<25	<100	<100	<50	
22	600	17,19	8,7	3	313	0,36	0,80	-	394	<150	0,35	<10	<0,05	89	-	<0,15	<100	0,07	<10	<100	<25	<100	<100	<50	
23	600	18,09	8,5	3	318	-	-	30	326	<150	0,35	<10	<0,05	77	-	<0,15	<100	0,07	<10	<100	<25	<100	<100	<50	
24	660	19,08	8,6	3	312	0,35	0,85	-	391	<150	0,35	<10	<0,05	67	-	<0,15	<100	0,07	<10	<100	<25	<100	<100	<50	
25	720	20,16	9,1	3	294	-	-	30	434	<150	0,35	<10	<0,05	63	-	<0,15	<100	0,07	<10	<100	<25	<100	<100	<50	
26	780	21,33	10,4	3	261	0,33	0,79	-	367	<150	0,34	<10	<0,05	62	-	<0,15	<100	0,07	<10	<100	<25	<100	<100	<50	
27	840	22,59	8,3	3	321	-	-	-	626	<150	0,35	<10	<0,05	62	-	<0,15	<100	0,08	<10	<100	<25	<100	<100	<50	

Galvanikschlammstabilisat – Säulenexperimente Labormaßstab
Effluentzusammensetzung

Säule 3 (Eluent: Extrakt MV-Asche)																											
Fraktion	Dauer [min]	Volumen [L]	pH [-]	El. LF [mS/cm]	E _H [mV]	Cl ⁻ [g/L]	SO ₄ ²⁻ [g/L]	DOC [mg/L]	Al [µg/L]	As [µg/L]	Ca [g/L]	Cd [µg/L]	Co [mg/L]	Cr [µg/L]	Cr (VI) [mg/L]	Cu [mg/L]	Fe [µg/L]	K [g/L]	Mn [µg/L]	Mo [µg/L]	Ni [µg/L]	Pb [µg/L]	Sb [µg/L]	Zn [µg/L]			
1. Berechnung																											
1	30	0,05	10,5	115	240	-	-	390	<250	<150	10,35	<10	3,64	463	-	2,94	<100	11,11	<10	889	203	<100	<100	130			
2	30	0,09	10,6	105	235	45,29	1,14	-	<250	<150	8,73	<10	2,90	409	-	2,39	<100	9,13	<10	790	179	<100	<100	144			
3	30	0,14	10,6	96	232	-	-	310	<250	<150	8,11	<10	2,55	375	-	2,15	<100	8,21	<10	717	168	<100	<100	145			
4	30	0,18	10,6	91	236	39,09	1,07	-	<250	<150	7,71	<10	2,42	362	-	2,38	<100	7,61	<10	700	162	<100	<100	90			
5	30	0,23	10,7	86	234	-	-	280	<250	<150	7,54	<10	2,26	351	0,31	2,24	<100	7,27	<10	672	154	<100	<100	136			
6	30	0,27	10,7	81	233	34,40	1,04	-	<250	<150	7,07	<10	2,12	331	-	2,15	<100	6,68	<10	662	149	<100	<100	134			
7	30	0,32	10,7	77	231	-	-	240	<250	<150	6,62	<10	2,03	322	-	2,05	<100	6,19	<10	649	144	<100	<100	112			
8	30	0,36	10,7	73	231	31,06	0,99	-	<250	<150	6,34	<10	1,94	306	-	1,95	<100	5,83	<10	639	136	<100	<100	134			
9	30	0,41	10,8	69	231	-	-	210	<250	<150	6,54	<10	1,94	312	-	1,99	<100	5,72	<10	668	144	<100	<100	126			
10	30	0,45	10,8	66	232	28,83	0,95	-	<250	<150	5,92	<10	1,69	289	0,26	1,83	<100	5,08	<10	638	125	<100	<100	105			
11	30	0,50	10,2	63	248	-	-	230	<250	<150	5,76	<10	1,59	282	-	1,76	<100	4,84	<10	637	133	<100	<100	<50			
12	60	0,59	10,4	60	243	23,40	0,90	-	<250	<150	5,46	<10	1,49	275	-	1,68	<100	4,43	<10	633	121	<100	<100	<50			
13	60	0,68	10,5	54	240	-	-	190	<250	<150	5,08	<10	1,36	263	-	1,57	<100	3,85	<10	621	122	<100	<100	<50			
14	120	0,86	10,6	44	252	17,00	0,81	-	<250	<150	4,31	<10	1,03	233	-	1,33	<100	2,75	<10	587	96	<100	<100	<50			
15	180	1,13	10,7	39	244	-	-	130	<250	<150	2,71	<10	0,51	290	0,25	1,20	<100	1,54	<10	798	89	<100	<100	<50			
16	240	1,49	10,9	36	218	13,29	1,49	-	<250	<150	1,93	<10	0,29	378	-	1,13	118,9	1,07	<10	1092	81	<100	<100	<50			
17	360	2,03	10,7	21	228	-	-	79	<250	<150	1,55	<10	0,16	314	-	0,74	<100	0,50	<10	870	48	<100	<100	<50			
18	420	2,66	10,9	11	227	3,45	1,13	-	zu wenig Probe																		
19	480	3,38	11,0	7	225	-	-	37	<250	<150	0,73	<10	0,07	213	-	0,33	<100	0,12	<10	350	<25	<100	<100	<50			
20	540	4,19	10,5	5	265	1,27	0,80	-	<250	<150	0,53	<10	0,06	164	0,28	0,26	<100	0,11	<10	222	<25	<100	<100	<50			
21	540	5,00	10,9	5	247	-	-	26	<250	<150	0,44	<10	<0,05	134	-	0,24	<100	0,12	<10	176	<25	<100	<100	<50			
22	600	5,90	7,5	4	375	1,07	0,70	-	<250	<150	0,42	<10	<0,05	125	-	0,22	<100	0,13	<10	160	<25	<100	<100	<50			
23	600	6,80	7,8	3	361	-	-	30	<250	<150	0,35	<10	<0,05	126	-	0,19	<100	0,06	<10	120	<25	<100	<100	<50			
24	660	7,79	7,5	4	365	1,00	0,65	-	<250	<150	0,38	<10	<0,05	117	-	0,20	<100	0,13	<10	144	<25	<100	<100	<50			
25	720	8,87	8,0	4	365	-	-	19	<250	<150	0,36	<10	<0,05	118	0,13	0,19	<100	0,12	<10	133	<25	<100	<100	<50			
26	780	10,04	8,7	4	351	0,94	0,64	-	<250	<150	0,35	<10	<0,05	118	-	0,18	<100	0,12	<10	127	<25	<100	<100	<50			
27	840	11,30	10,4	4	283	-	-	19	<250	<150	0,33	<10	<0,05	117	-	0,16	<100	0,12	<10	118	<25	<100	<100	<50			
2. Berechnung																											
1	30	11,34	Keine Probe																								
2	30	11,39	Keine Probe																								
3	30	11,43	Keine Probe																								
4	30	11,48	Keine Probe																								
5	30	11,52	11,5	6	183	-	-	33	367	<150	0,51	<10	0,09	167	-	0,30	<100	0,19	<10	155	<25	<100	<100	<50			
6	30	11,57	11,6	6	172	1,25	0,63	-	344	<150	0,54	<10	0,08	168	0,18	0,28	<100	0,18	<10	152	<25	<100	<100	<50			
7	30	11,61	11,6	6	174	-	-	30	326	<150	0,53	<10	0,08	166	-	0,28	<100	0,17	<10	149	<25	<100	<100	<50			
8	30	11,66	11,6	6	174	1,15	0,63	-	325	<150	0,53	<10	0,07	166	-	0,28	<100	0,16	<10	154	<25	<100	<100	<50			
9	30	11,70	11,6	6	175	-	-	29	321	<150	0,52	<10	0,07	164	-	0,28	<100	0,16	<10	154	<25	<100	<100	<50			
10	30	11,75	11,2	5	212	1,07	0,63	-	331	<150	0,46	<10	0,07	167	-	0,28	<100	0,15	<10	151	<25	<100	<100	<50			
11	30	11,79	11,3	5	206	-	-	29	348	<150	0,47	<10	0,06	171	0,18	0,28	<100	0,15	<10	148	<25	<100	<100	<50			
12	60	11,88	11,3	5	205	1,05	0,78	-	296	<150	0,47	<10	0,07	166	-	0,27	<100	0,14	<10	146	<25	<100	<100	<50			
13	60	11,97	11,4	5	204	-	-	28	383	<150	0,46	<10	0,06	168	-	0,26	<100	0,14	<10	140	<25	<100	<100	<50			
14	120	12,15	11,4	5	202	1,03	0,63	-	343	<150	0,47	<10	0,05	166	-	0,26	<100	0,14	<10	153	<25	<100	<100	<50			
15	180	12,42	10,7	4	236	-	-	26	297	<150	0,38	<10	<0,05	159	-	0,21	<100	0,14	<10	138	<25	<100	<100	<50			
16	240	12,78	11,0	4	229	0,05	0,42	-	<250	<150	0,21	<10	<0,05	137	0,17	<0,15	<100	0,01	<10	<100	<25	<100	<100	<50			
17	360	13,32	11,2	4	222	-	-	20	306	<150	0,36	<10	<0,05	165	-	0,17	<100	0,14	<10	139	<25	<100	<100	<50			
18	420	13,95	11,1	4	236	0,72	0,59	-	380	<150	0,34	<10	<0,05	165	-	0,16	<100	0,14	<10	137	<25	<100	<100	<50			
19	480	14,67	9,9	4	276	-	-	19	512	<150	0,32	<10	<0,05	158	-	<0,15	<100	0,14	<10	130	<25	<100	<100	<50			
20	540	15,48	11,3	4	235	0,73	0,55	-	308	<150	0,34	<10	<0,05	152	-	<0,15	<100	0,14	<10	116	<25	<100	<100	<50			
21	540	16,29	11,3	4	229	-	-	17	330	<150	0,33	<10	<0,05	151	0,16	<0,15	<100	0,14	<10	101	<25	<100	<100	<50			
22	600	17,19	8,4	4	292	0,75	0,55	-	330	<150	0,31	<10	<0,05	149	-	<0,15	<100	0,14	<10	<100	<25	<100	<100	<50			
23	600	18,09	8,3	4	301	-	-	13	zu wenig Probe																		
24	660	19,08	8,4	4	353	0,74	0,52	-	421	<150	0,31	<10	<0,05	134	-	<0,15	<100	0,14	<10	<100	<25	<100	<100	<50			
25	720	20,16	8,8	4	341	-	-	14	356	<150	0,30	<10	<0,05	129	-	<0,15	<100	0,14	<10	<100	<25	<100	<100	<50			
26	780	21,33	10,4	4	298	0,73	0,53	-	411	<150	0,29	<10	<0,05	120	-	<0,15	<100	0,14	<10	<100	<25	<100	<100	<50			
27	840	22,59	8,5	0	344	-	-	-	614	<150	0,30	<10	<0,05	117	-	<0,15	<100	0,15	<10	<100	<25	<100	<100	<50			

Galvanischschlammstabilisat – Säulenexperimente Labormaßstab
Effluentzusammensetzung

Säule 4 (Eluent: Kohlensäure)																								
Fraktion	Dauer [min]	Volumen [L]	pH	El. LF [mS/cm]	E _H [mV]	Cl ⁻ [g/L]	SO ₄ ²⁻ [g/L]	DOC [mg/L]	Al [µg/L]	As [µg/L]	Ca [mg/L]	Cd [µg/L]	Co [mg/L]	Cr [µg/L]	Cr (VI) [mg/L]	Cu [mg/L]	Fe [µg/L]	K [g/L]	Mn [µg/L]	Mo [µg/L]	Ni [µg/L]	Pb [µg/L]	Sb [µg/L]	Zn [µg/L]
1. Berechnung																								
1	30	0,05	10,5	113	229	-	-	390	<250	<150	9,37	<10	3,39	455	-	2,81	<100	9,82	<10	845	197	<100	<100	108
2	30	0,09	10,7	101	224	44,35	0,99	-	<250	<150	8,76	<10	3,02	436	-	2,51	<100	8,94	<10	824	192	<100	<100	153
3	30	0,14	10,7	92	225	-	-	290	<250	<150	7,66	<10	2,59	387	-	2,42	<100	7,69	<10	775	163	<100	<100	145
4	30	0,18	10,7	88	231	36,92	1,08	-	<250	<150	7,10	<10	2,38	371	-	2,29	<100	7,11	<10	728	158	<100	<100	<50
5	30	0,23	10,8	85	229	-	-	280	<250	<150	7,09	<10	2,28	366	0,33	2,24	<100	6,99	<10	726	152	<100	<100	122
6	30	0,27	10,8	82	233	34,31	1,08	-	<250	<150	6,78	<10	2,19	365	-	2,19	<100	6,62	<10	729	151	<100	<100	111
7	30	0,32	10,8	80	235	-	-	240	<250	<150	6,63	<10	2,08	356	-	2,15	<100	6,35	<10	727	148	<100	<100	123
8	30	0,36	10,8	77	236	32,16	1,04	-	<250	<150	6,53	<10	2,10	350	-	2,07	<100	6,13	<10	711	150	<100	<100	66
9	30	0,41	10,8	74	240	-	-	230	<250	<150	6,32	<10	2,02	347	-	2,06	<100	5,75	<10	717	143	<100	<100	132
10	30	0,45	10,8	71	230	28,40	1,01	-	<250	<150	6,17	<10	1,84	336	0,28	1,98	<100	5,49	<10	700	143	<100	<100	92
11	30	0,50	10,3	69	252	-	-	230	<250	<150	6,04	<10	1,79	328	-	1,94	<100	5,21	<10	693	131	<100	<100	<50
12	60	0,59	10,5	64	277	25,23	1,00	-	<250	<150	6,11	<10	1,66	310	-	1,83	<100	4,85	<10	668	129	<100	<100	<50
13	60	0,68	10,5	56	261	-	-	195	<250	<150	5,63	<10	1,42	278	-	1,65	<100	3,98	<10	620	118	<100	<100	<50
14	120	0,86	10,7	43	251	15,39	0,78	-	<250	<150	4,79	<10	1,01	219	-	1,28	<100	2,72	<10	516	88	<100	<100	<50
15	180	1,13	10,8	23	248	-	-	86	<250	<150	3,29	<10	0,47	139	0,24	0,79	<100	0,99	<10	366	51	<100	<100	<50
16	240	1,49	10,8	11	247	3,72	0,48	-	<250	<150	1,80	<10	0,21	119	-	0,53	120,2	0,22	<10	304	33	<100	<100	<50
17	360	2,03	10,3	5	260	-	-	44	<250	<150	0,96	<10	0,14	129	-	0,44	125,8	0,07	<10	397	35	<100	<100	<50
18	420	2,66	10,7	3	258	0,60	0,76	-	<250	<150	0,60	<10	0,10	166	-	0,37	<100	0,02	<10	504	32	<100	<100	<50
19	480	3,38	11,0	3	237	-	-	30	<250	<150	0,48	<10	0,07	177	-	0,27	<100	0,01	<10	490	<25	<100	<100	<50
20	540	4,19	10,5	2	262	0,26	0,81	-	<250	<150	0,37	<10	0,06	151	0,16	0,21	<100	0,01	<10	353	<25	<100	<100	<50
21	540	5,00	11,0	2	235	-	-	20	<250	<150	0,33	<10	<0,05	124	-	0,17	<100	0,01	<10	244	<25	<100	<100	<50
22	600	5,90	7,8	1	356	0,16	0,60	-	<250	<150	0,29	<10	<0,05	119	-	<0,15	<100	0,01	<10	195	<25	<100	<100	<50
23	600	6,80	7,9	1	357	-	-	11	<250	<150	0,25	<10	<0,05	112	-	<0,15	<100	0,01	<10	152	<25	<100	<100	<50
24	660	7,79	7,9	1	352	0,15	0,52	-	<250	<150	0,22	<10	<0,05	99	-	<0,15	<100	0,01	<10	121	<25	<100	<100	<50
25	720	8,87	8,5	1	342	-	-	11	<250	<150	0,21	<10	<0,05	94	0,12	<0,15	<100	0,01	<10	<100	<25	<100	<100	<50
26	780	10,04	9,3	1	313	0,12	0,48	-	<250	<150	0,19	<10	<0,05	94	-	<0,15	<100	0,00	<10	<100	<25	<100	<100	<50
27	840	11,30	10,8	1	247	-	-	10	<250	<150	0,19	<10	<0,05	90	-	<0,15	<100	0,00	<10	<100	<25	<100	<100	<50
2. Berechnung																								
1	30	11,34	Keine Probe																					
2	30	11,39	Keine Probe																					
3	30	11,43	Keine Probe																					
4	30	11,48	11,5	0	191	0,28	0,52	-	519	<150	0,31	<10	89,80	135	-	0,28	<100	0,07	<10	104	<25	<100	<100	<50
5	30	11,52	11,7	3	179	-	-	24	306	<150	0,34	<10	82,80	127	-	0,25	<100	0,04	<10	102	<25	<100	<100	<50
6	30	11,57	11,7	3	178	0,18	0,48	-	302	<150	0,36	<10	76,00	127	0,14	0,24	<100	0,03	<10	102	<25	<100	<100	<50
7	30	11,61	11,7	3	177	-	-	22	284	<150	0,35	<10	75,30	127	-	0,23	<100	0,03	<10	<100	<25	<100	<100	<50
8	30	11,66	11,7	3	173	0,15	0,46	-	263	<150	0,35	<10	73,70	128	-	0,23	<100	0,03	<10	<100	<25	<100	<100	<50
9	30	11,70	11,7	3	173	-	-	22	296	<150	0,35	<10	69,30	126	-	0,23	<100	0,02	<10	<100	<25	<100	<100	<50
10	30	11,75	11,4	2	187	0,14	0,48	-	285	<150	0,30	<10	71,00	130	-	0,24	<100	0,02	<10	<100	<25	<100	<100	<50
11	30	11,79	11,4	2	189	-	-	20	299	<150	0,32	<10	74,30	139	0,14	0,24	<100	0,02	<10	100	<25	<100	<100	<50
12	60	11,88	11,4	2	185	0,12	0,47	-	280	<150	0,30	<10	63,80	132	-	0,23	<100	0,02	<10	<100	<25	<100	<100	<50
13	60	11,97	11,5	2	184	-	-	21	271	<150	0,30	<10	60,10	127	-	0,22	<100	0,02	<10	<100	<25	<100	<100	<50
14	120	12,15	11,6	2	178	0,10	0,46	-	262	<150	0,30	<10	50,30	130	-	0,20	<100	0,02	<10	<100	<25	<100	<100	<50
15	180	12,42	10,9	1	205	-	-	18	<250	<150	0,23	<10	<0,05	142	-	<0,15	<100	0,01	<10	<100	<25	<100	<100	<50
16	240	12,78	11,1	1	204	0,12	0,60	-	321	<150	0,35	<10	<0,05	169	0,15	0,19	<100	0,14	<10	129	<25	<100	<100	<50
17	360	13,32	11,3	1	192	-	-	11	<250	<150	0,21	<10	<0,05	137	-	<0,15	<100	0,00	<10	<100	<25	<100	<100	<50
18	420	13,95	11,4	1	246	0,02	0,41	-	<250	<150	0,18	<10	<0,05	143	-	<0,15	<100	0,00	<10	<100	<25	<100	<100	<50
19	480	14,67	11,1	1	257	-	-	11	<250	<150	0,18	<10	<0,05	142	-	<0,15	<100	0,00	<10	<100	<25	<100	<100	<50
20	540	15,48	11,4	1	244	0,01	0,38	-	<250	<150	0,17	<10	<0,05	141	-	<0,15	<100	0,00	<10	<100	<25	<100	<100	<50
21	540	16,29	11,4	1	229	-	-	11	<250	<150	0,18	<10	<0,05	135	0,14	<0,15	<100	0,00	<10	<100	<25	<100	<100	<50
22	600	17,19	8,5	1	321	0,01	0,36	-	<250	<150	0,15	<10	<0,05	136	-	<0,15	<100	0,00	<10	<100	<25	<100	<100	<50
23	600	18,09	8,6	1	325	-	-	7	<250	<150	0,14	<10	<0,05	135	-	<0,15	<100	0,00	<10	<100	<25	<100	<100	<50
24	660	19,08	8,9	1	328	0,01	0,32	-	<250	<150	0,13	<10	<0,05	133	-	<0,15	<100	0,00	<10	<100	<25	<100	<100	<50
25	720	20,16	9,9	1	304	-	-	9	<250	<150	0,12	<10	<0,05	130	-	<0,15	<100	0,00	<10	<100	<25	<100	<100	<50
26	780	21,33	11,0	1	272	0,01	0,34	-	<250	<150	0,13	<10	<0,05	127	-	<0,15	<100	0,00	<10	<100	<25	<100	<100	<50
27	840	22,59	8,8	0	335	-	-	-	291	<150	0,13	<10	<0,05	125	-	<0,15	<100	0,01	<10	<100	<25	<100	<100	<50

Galvanikschlammstabilisat – Säulenexperimente Technikumsstab

Porenwasserzusammensetzung

Reaktor	Position	Verweilzeit [h]	pH	Ei. LF [mS/cm]	E _H [mV]	Cl ⁻ [g/L]	SO ₄ ²⁻ [g/L]	DOC [mg/L]	Al [µg/L]	As [µg/L]	Ca [g/L]	Cd [µg/L]	Co [mg/L]	Cr [mg/L]	Cr (VI) [mg/L]	Cu [mg/L]	Fe [µg/L]	K [g/L]	Mn [µg/L]	Mo [mg/L]	Ni [µg/L]	Pb [µg/L]	Sb [µg/L]	Zn [mg/L]	
Gleichgewichtseinstellung																									
1 (MBA-Output)	Oben	2,0	Keine Probe																						
		51,8	Keine Probe																						
		99,3	Keine Probe																						
	Mitte	2,0	Keine Probe																						
		51,8	Keine Probe																						
		99,3	Keine Probe																						
	Unten	2,0	Keine Probe																						
		51,8	Keine Probe																						
		99,3	Keine Probe																						
2 (Galvanikschlammst.)	Oben	6,2	10,4	168	236	67,0	0,37	630	<250	<150	13,0	35,2	5,38	1,14	0,86	5,44	159	-	<10	1,20	572	<100	<100	0,41	
		53,7	10,2	170	236	70,5	0,43	630	<250	<150	12,9	50,2	5,47	1,21	0,99	6,00	131	-	<10	1,18	589	<100	<100	0,45	
		125,2	10,4	129	242	63,0	0,29	510	<250	<150	13,3	24,5	4,02	0,94	0,82	4,89	137	-	<10	1,03	502	<100	<100	0,40	
	Mitte	6,2	10,9	163	209	70,9	0,37	600	<250	<150	12,5	<10	5,20	1,13	0,85	5,77	176	-	<10	1,16	649	<100	<100	0,94	
		53,7	11,0	150	211	64,2	0,34	570	<250	<150	12,5	<10	5,01	1,02	0,86	5,64	170	-	<10	1,08	604	<100	<100	1,11	
		125,2	11,1	132	213	53,9	0,31	510	<250	<150	10,9	<10	4,25	0,96	0,86	4,79	201	-	<10	1,06	537	<100	<100	1,15	
	Unten	6,2	11,2	58	202	20,5	0,25	240	<250	<150	4,49	<10	1,70	0,48	0,56	2,06	<100	-	<10	0,53	216	<100	<100	0,50	
		53,7	11,2	80	202	29,8	0,47	290	<250	<150	5,96	<10	2,55	0,90	0,92	2,82	109	-	<10	0,83	337	<100	<100	0,65	
		125,2	11,1	114	215	49,6	0,42	410	<250	<150	8,21	<10	3,41	1,13	1,08	3,78	113	-	<10	0,99	428	<100	<100	0,93	
	Flussunterbrechung																								
	1 (MBA-Output)	Oben	23,8	Keine Probe																					
			71,8	Keine Probe																					
			191,8	Keine Probe																					
			239,8	Keine Probe																					
			480,8	Keine Probe																					
Mitte		23,8	Keine Probe																						
		71,8	Keine Probe																						
		191,8	Keine Probe																						
		239,8	Keine Probe																						
		480,8	Keine Probe																						
Unten		23,8	Keine Probe																						
		71,8	Keine Probe																						
		191,8	Keine Probe																						
		239,8	Keine Probe																						
		480,8	Keine Probe																						
2 (Galvanikschlammstabilisat)	Oben	23,8	11,0	35	218	5,84	0,65	-	<250	<150	3,50	<10	0,94	0,31	0,41	1,63	<100	2,28	<10	0,39	142	<100	<100	<0,05	
		71,8	11,5	4	195	0,44	1,39	-	475	<150	0,69	<10	0,07	0,14	0,24	0,69	<100	0,15	<10	0,18	47,9	<100	<100	<0,05	
		191,8	11,0	3	217	0,34	1,49	-	484	<150	0,57	<10	0,08	0,16	0,00	0,96	<100	0,11	<10	0,20	64,6	<100	<100	<0,05	
		239,8	11,3	3	234	0,41	1,17	-	426	<150	0,56	<10	0,10	0,19	0,00	1,25	<100	0,13	<10	0,21	88,1	<100	<100	<0,05	
		480,8	11,1	4	329	0,52	1,09	-	419	<150	0,55	<10	0,13	0,22	0,00	1,51	<100	0,16	<10	0,22	113	<100	<100	<0,05	
	Mitte	23,8	11,0	8	240	1,72	1,31	98	331	<150	0,98	<10	0,20	0,34	0,44	0,79	<100	0,45	<10	0,29	89,8	<100	<100	<0,05	
		71,8	9,9	4	256	0,37	1,29	-	341	<150	0,61	<10	0,09	0,31	0,41	0,66	<100	0,12	<10	0,26	82,1	<100	<100	<0,05	
		191,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
		239,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
		480,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Unten	23,8	11,5	8	172	1,65	1,11	100	361	<150	0,91	<10	0,21	0,86	0,97	0,88	<100	0,39	<10	0,71	103	<100	<100	0,17	
		71,8	11,7	7	293	1,54	1,14	-	395	<150	0,82	<10	0,22	0,92	0,99	0,92	<100	0,45	<10	0,73	113	<100	<100	<0,05	
		191,8	11,7	5	174	0,72	0,90	100	342	<150	0,62	<10	0,15	0,72	0,83	0,78	<100	0,14	<10	0,57	88,0	<100	<100	0,14	
		239,8	12,1	5	176	0,69	0,77	96	316	<150	0,61	<10	0,18	0,69	0,79	0,84	<100	0,15	<10	0,55	90,9	<100	<100	0,14	
		480,8	11,9	5	181	0,74	0,72	110	332	<150	0,61	<10	0,22	0,68	0,78	0,87	<100	0,16	<10	0,54	96,1	<100	<100	0,09	

Galvanikschlammstabilisat – Säulenexperimente Technikumsstab Effluentzusammensetzung

Reaktor 1 – MBA-Output (Eluent: Leitungswasser)																											
Fraktion	Dauer [h]	Volumen [m ³]	pH [-]	El. LF [mS/cm]	E _H [mV]	Cl ⁻ [g/L]	SO ₄ ²⁻ [g/L]	DOC [mg/L]	Al [µg/L]	As [µg/L]	Ca [µg/L]	Cd [µg/L]	Co [µg/L]	Cr [µg/L]	Cr (VI) [mg/L]	Cu [mg/L]	Fe [µg/L]	K [µg/L]	Mn [µg/L]	Mo [µg/L]	Ni [µg/L]	Pb [µg/L]	Sb [µg/L]	Zn [mg/L]			
1. Berechnung																											
1	0,00	0,00	7,1	10	305	0,83	0,47	320	469	<150	408	<10	<50	36,8	-	0,86	175	-	0,94	123	156	<100	<100	1,44			
2	0,43	0,00	7,1	13	295	1,03	0,61	280	496	<150	534	<10	<50	44,8	-	1,19	293	-	1,37	176	226	<100	<100	1,56			
3	0,38	0,00	7,1	14	314	1,62	1,00	330	505	<150	565	<10	<50	47,5	-	1,27	288	-	1,46	188	239	<100	<100	1,53			
4	0,38	0,00	7,1	15	315	1,85	1,15	310	440	<150	569	<10	<50	46,6	-	1,23	226	-	1,48	183	241	<100	<100	1,54			
5	0,40	0,00	7,1	15	317	1,66	1,05	320	506	<150	563	<10	<50	43,4	-	1,26	311	-	1,45	181	233	<100	<100	1,60			
6	4,45	0,10	7,2	17	319	2,67	1,74	350	538	<150	632	<10	<50	51,8	-	1,51	384	-	1,74	225	277	<100	<100	1,61			
7	6,65	0,23	7,2	18	346	2,69	1,61	450	585	<150	796	<10	<50	63,8	-	2,04	438	-	2,34	300	387	<100	106	1,48			
8	7,00	0,37	7,2	16	366	2,75	1,77	490	579	<150	873	<10	<50	63,8	-	2,20	386	-	2,59	348	414	<100	<100	1,48			
9	6,97	0,51	7,2	13	371	2,36	1,92	420	538	<150	770	<10	<50	62,1	-	2,13	333	-	2,53	337	405	<100	<100	1,47			
10	6,82	0,64	7,2	10	388	2,05	2,18	380	499	<150	715	<10	<50	54,2	-	2,10	292	-	2,31	320	379	<100	<100	1,26			
11	7,33	0,77	7,2	8	401	1,53	2,11	310	485	<150	657	<10	<50	49,8	-	1,89	242	-	2,16	299	342	<100	<100	1,28			
12	6,92	0,90	7,2	6	408	1,21	2,38	240	475	<150	605	<10	<50	44,9	-	1,66	204	-	1,98	263	296	<100	<100	1,26			
13	7,20	1,04	7,1	5	415	0,82	2,38	210	478	<150	588	<10	<50	40,9	-	1,71	235	-	1,89	247	273	<100	<100	1,05			
14	7,03	1,18	7,1	5	432	0,54	2,39	160	472	<150	587	<10	<50	36,2	-	1,50	200	-	1,86	218	242	<100	<100	1,01			
15	6,68	1,31	7,1	4	433	0,35	2,29	130	438	<150	582	<10	<50	32,2	-	1,28	150	-	1,79	185	214	<100	<100	0,97			
16	6,52	1,43	7,0	4	437	0,24	2,18	97	470	<150	589	<10	<50	29,4	-	1,13	121	-	1,71	159	198	<100	<100	0,89			
17	7,12	1,58	7,0	4	443	0,17	1,96	83	392	<150	593	<10	<50	26,7	-	1,01	156	-	1,69	146	186	<100	<100	1,20			
18	6,93	1,72	7,0	4	441	0,13	1,86	80	388	<150	596	<10	<50	<25	-	0,91	<100	-	1,65	129	171	<100	<100	0,96			
19	6,08	1,85	7,0	3	437	0,11	1,72	68	403	<150	604	<10	<50	<25	-	0,84	<100	-	1,69	118	161	<100	<100	1,12			
20	6,28	1,98	6,9	3	432	0,09	1,64	59	378	<150	618	<10	<50	<25	-	0,79	<100	-	1,66	140	156	<100	<100	1,19			
21	7,08	2,13	6,9	3	413	0,08	1,69	56	361	<150	621	<10	<50	<25	-	0,76	<100	-	1,67	105	151	<100	<100	1,23			
22	6,72	2,27	6,9	3	412	0,07	1,53	49	401	<150	628	<10	<50	<25	-	0,73	<100	-	1,68	<100	153	<100	<100	1,32			
23	6,08	2,40	6,9	3	402	0,07	1,51	46	379	<150	625	<10	<50	<25	-	0,68	<100	-	1,65	<100	148	<100	<100	1,35			
24	7,18	2,54	6,9	3	362	0,07	1,47	44	423	<150	625	<10	<50	<25	-	0,67	<100	-	1,67	<100	147	<100	<100	1,45			
25	7,48	2,68	6,8	3	348	0,06	1,46	46	400	<150	645	<10	<50	<25	-	0,66	<100	-	1,68	<100	148	<100	<100	1,47			
26	6,95	2,82	6,8	3	335	0,06	1,44	43	389	<150	644	<10	<50	<25	-	0,65	<100	-	1,73	<100	153	<100	<100	1,59			
2. Berechnung																											
1	1,00	3,23	6,7	4	164	0,12	1,34	83	356	<150	627	<10	<50	<25	-	0,64	342	70,0	0,28	<100	303	<100	<100	<0,05			
2	6,80	3,36	6,7	4	222	0,11	1,36	86	359	<150	622	<10	<50	<25	-	0,59	410	67,2	0,15	<100	347	<100	<100	<0,05			
3	8,08	3,52	6,7	3	257	0,10	1,39	78	354	<150	626	<10	55	<25	-	0,56	353	61,4	0,19	<100	342	<100	<100	<0,05			
4	7,35	3,67	6,7	3	221	0,09	1,37	71	359	<150	629	<10	60	<25	-	0,50	478	54,8	0,24	<100	326	<100	<100	<0,05			
5	7,43	3,81	6,7	3	215	0,08	1,38	54	348	<150	625	<10	63	<25	-	0,42	340	49,0	0,54	<100	282	<100	<100	<0,05			
6	7,27	3,95	6,6	3	214	0,08	1,34	49	327	<150	602	<10	56	<25	-	0,37	237	44,3	0,48	<100	256	<100	<100	<0,05			
7	7,05	4,09	6,6	3	165	0,07	1,36	44	340	<150	608	<10	60	<25	-	0,34	251	43,2	0,74	<100	232	<100	<100	<0,05			
8	7,30	4,23	6,7	3	185	0,07	1,37	41	379	<150	601	<10	57	<25	-	0,32	265	40,7	0,75	<100	209	<100	<100	<0,05			
9	7,45	4,38	6,6	3	191	0,07	1,37	41	368	<150	617	<10	55	<25	-	0,33	215	39,0	0,83	<100	199	<100	<100	<0,05			
10	7,83	4,52	6,6	3	195	0,07	1,39	37	352	<150	605	<10	<50	<25	-	0,31	172	36,4	0,67	<100	191	<100	<100	<0,05			
11	8,13	4,66	6,7	3	214	0,07	1,37	35	347	<150	616	<10	<50	<25	-	0,30	211	33,9	1,06	<100	174	<100	<100	<0,05			
12	8,30	4,81	6,6	3	232	0,07	1,38	35	341	<150	614	<10	<50	<25	-	0,29	258	33,7	0,75	<100	169	<100	<100	<0,05			
13	9,35	4,95	6,7	3	215	0,07	1,37	33	313	<150	626	<10	<50	<25	-	0,29	250	32,5	1,18	<100	162	<100	<100	<0,05			
14	10,73	5,06	6,7	3	231	0,07	1,36	31	354	<150	612	<10	<50	<25	-	0,29	187	31,6	0,98	<100	157	<100	<100	<0,05			
15	16,63	5,23	6,7	3	184	0,07	1,41	31	354	<150	588	<10	<50	<25	-	0,27	166	29,9	0,69	<100	153	<100	<100	<0,05			
16	16,22	5,38	6,7	3	170	0,07	1,38	33	367	<150	597	<10	<50	<25	-	0,27	163	29,1	0,79	<100	155	<100	<100	<0,05			
17	15,37	5,55	6,7	3	154	0,06	1,37	31	339	<150	596	<10	<50	<25	-	0,26	<100	28,7	0,60	<100	150	<100	<100	<0,05			
18	10,40	5,71	6,7	3	137	0,06	1,36	30	372	<150	630	<10	<50	<25	-	0,25	110	28,4	0,73	<100	158	<100	<100	<0,05			
19	10,15	5,85	6,7	3	132	0,06	1,35	28	364	<150	620	<10	<50	<25	-	0,23	<100	26,8	0,69	<100	150	<100	<100	<0,05			
20	15,63	6,01	6,7	3	115	0,06	1,34	27	347	<150	611	<10	<50	<25	-	0,23	<100	26,3	0,46	<100	144	<100	<100	<0,05			

Galvanikschlammstabilisat – Säulenexperimente Technikumsstab
Effluentzusammensetzung

Reaktor 2 – Galvanikschlammstabilisat (Eluent: Ablauf von Reaktor 1)																											
Fraktion	Dauer [h]	Volumen [m ³]	pH	El. LF [mS/cm]	E _H [mV]	Cl ⁻ [g/L]	SO ₄ ²⁻ [g/L]	DOC [mg/L]	Al [µg/L]	As [µg/L]	Ca [g/L]	Cd [µg/L]	Co [mg/L]	Cr [mg/L]	Cr (VI) [mg/L]	Cu [mg/L]	Fe [µg/L]	K [µg/L]	Mn [µg/L]	Mo [µg/L]	Ni [µg/L]	Pb [µg/L]	Sb [µg/L]	Zn [µg/L]			
1. Berechnung																											
1	0,00	0,00	10,3	73	174	26,97	0,32	220	272	<150	5,10	<10	2,27	0,57	0,7	2,47	<100	-	<10	557	262	<100	<100	<50			
2	2,07	0,04	10,8	75	169	27,99	0,51	230	<250	<150	5,60	<10	2,37	0,70	0,8	2,52	<100	-	<10	679	295	<100	<100	156			
3	7,02	0,18	10,7	116	166	46,83	0,68	380	<250	<150	9,22	<10	3,80	1,01	0,9	4,11	109	-	<10	953	465	<100	<100	388			
4	6,45	0,31	10,7	115	169	45,72	0,49	390	<250	<150	9,54	<10	3,79	0,98	0,9	4,23	117	-	<10	937	467	<100	<100	1.035			
5	6,47	0,44	10,7	96	172	39,41	0,45	340	<250	<150	8,43	<10	3,23	0,84	0,8	3,75	142	-	<10	879	420	<100	<100	1.245			
6	6,17	0,56	10,7	93	175	36,24	0,47	330	<250	<150	7,80	<10	3,15	0,87	0,9	3,64	118	-	<10	886	414	<100	<100	1.257			
7	5,97	0,69	10,6	98	177	38,23	0,63	330	<250	<150	7,96	<10	3,21	0,97	1,1	3,74	277	-	<10	968	444	<100	<100	657			
8	6,07	0,81	10,6	92	173	34,44	0,57	310	<250	<150	8,71	<10	2,95	0,89	0,9	3,49	118	-	<10	902	399	<100	<100	1.213			
9	6,25	0,94	10,6	65	169	23,91	0,47	240	<250	<150	7,60	<10	1,96	0,60	0,7	2,63	<100	-	<10	657	289	<100	<100	928			
10	6,10	1,07	10,6	43	164	14,77	0,46	160	<250	<150	5,36	<10	1,21	0,43	0,5	2,20	<100	-	<10	508	203	<100	<100	435			
11	6,10	1,20	10,5	32	161	11,94	0,61	150	<250	<150	3,65	<10	0,76	0,35	0,4	1,68	<100	-	<10	444	163	<100	<100	<50			
12	6,25	1,33	10,6	26	158	8,12	0,63	140	<250	<150	2,58	<10	0,55	0,33	0,4	1,39	<100	-	<10	417	138	<100	<100	<50			
13	6,07	1,45	10,6	22	156	6,40	0,78	140	<250	<150	1,98	<10	0,43	0,33	0,4	1,22	<100	-	<10	412	127	<100	<100	<50			
14	5,88	1,57	10,6	20	154	5,59	0,76	150	<250	<150	1,70	<10	0,36	0,34	0,4	1,19	<100	-	<10	417	127	<100	<100	<50			
15	5,43	1,68	10,6	18	153	5,39	0,79	160	<250	<150	1,40	<10	0,31	0,34	0,4	1,18	<100	-	<10	419	121	<100	<100	<50			
16	6,30	1,82	10,7	16	150	4,93	0,80	190	<250	<150	1,16	<10	0,29	0,33	0,4	1,15	<100	-	<10	464	123	<100	<100	<50			
17	6,08	1,94	10,8	14	150	4,08	0,77	160	<250	<150	1,02	<10	0,25	0,32	0,4	1,11	<100	-	<10	417	118	<100	<100	<50			
18	5,85	2,06	10,8	13	149	3,71	0,75	190	332	<150	0,93	<10	0,23	0,32	0,5	1,11	<100	-	<10	415	122	<100	<100	<50			
19	5,92	2,19	10,9	12	149	3,21	0,85	160	<250	<150	0,86	<10	0,23	0,34	0,5	1,12	<100	-	<10	442	121	<100	<100	<50			
20	5,68	2,31	10,9	11	146	2,89	0,76	190	278	<150	0,80	<10	0,21	0,35	0,5	1,13	<100	-	<10	475	117	<100	<100	<50			
21	5,90	2,43	11,0	9	148	2,30	0,77	150	287	<150	0,73	<10	0,21	0,37	0,5	1,12	<100	-	<10	535	121	<100	<100	<50			
22	5,82	2,55	10,9	8	147	1,93	0,82	180	261	<150	0,72	<10	0,20	0,40	0,5	1,09	<100	-	<10	632	123	<100	<100	<50			
23	5,82	2,67	10,9	7	147	1,54	0,83	140	287	<150	0,71	<10	0,18	0,43	0,5	1,04	<100	-	<10	709	128	<100	<100	<50			
24	5,93	2,80	11,0	7	147	1,31	0,91	130	284	<150	0,70	<10	0,17	0,46	0,6	0,99	<100	-	<10	776	120	<100	<100	<50			
25	5,72	2,92	11,0	6	147	1,08	0,93	120	313	<150	0,70	<10	0,16	0,50	0,6	0,93	<100	-	<10	881	115	<100	<100	<50			
26	5,80	3,04	11,0	5	146	0,90	0,97	87	338	<150	0,67	<10	0,15	0,52	0,7	0,88	<100	-	<10	863	112	<100	<100	<50			
27	1,20	3,06	11,0	5	146	0,84	1,00	100	311	<150	0,67	<10	0,15	0,54	0,7	0,88	<100	-	<10	882	115	<100	<100	<50			
28	0,17	3,06	11,0	5	147	0,82	1,00	110	315	<150	0,70	<10	0,15	0,57	0,7	0,90	<100	-	<10	917	119	<100	<100	<50			
2. Berechnung																											
1	16,38	3,40	11,2	4	217	0,95	0,78	89	404	<150	0,66	<10	0,20	0,52	0,6	0,91	<100	186	<10	741	102	<100	<100	<50			
2	6,02	3,51	10,9	4	213	0,75	0,80	86	392	<150	0,64	<10	0,21	0,47	0,6	0,81	<100	154	<10	612	<25	<100	<100	<50			
3	12,75	3,77	9,3	3	210	0,49	1,04	63	390	<150	0,57	<10	0,17	0,38	0,5	0,65	<100	119	<10	453	129	<100	<100	<50			
4	6,13	3,89	9,0	3	208	0,42	1,05	65	370	<150	0,58	<10	0,15	0,35	0,4	0,67	<100	106	<10	401	162	<100	<100	<50			
5	6,28	4,01	8,9	2	207	0,38	1,05	60	380	<150	0,56	<10	0,13	0,34	0,4	0,69	102	99	<10	353	157	<100	<100	<50			
6	6,10	4,14	8,8	3	206	0,35	1,08	60	345	<150	0,56	<10	0,12	0,32	0,4	0,68	137	92	78	328	165	<100	<100	<50			
7	6,42	4,26	9,0	3	205	0,33	1,09	52	374	<150	0,54	<10	0,11	0,30	0,4	0,66	180	87	193	308	155	<100	<100	61			
8	6,55	4,38	8,5	3	204	0,31	1,11	52	353	<150	0,55	<10	0,11	0,28	0,4	0,65	189	83	222	293	155	<100	<100	90			
9	8,07	4,55	8,5	3	201	0,29	1,09	47	347	<150	0,53	<10	0,10	0,27	0,4	0,64	146	79	220	281	142	<100	<100	95			
10	10,87	4,65	10,5	3	200	0,30	1,09	61	335	<150	0,53	<10	0,10	0,34	0,4	0,72	<100	78	<10	298	127	<100	<100	<50			
11	8,37	4,78	9,5	2	198	0,31	1,05	56	344	<150	0,52	<10	0,09	0,35	0,5	0,73	<100	77	<10	296	114	<100	<100	<50			
12	8,78	4,87	10,9	3	196	0,29	1,05	52	306	<150	0,52	<10	0,09	0,38	0,5	0,71	<100	72	<10	308	111	<100	<100	<50			
13	12,47	4,99	11,2	3	195	0,32	0,94	68	325	<150	0,57	<10	0,10	0,48	0,6	0,82	<100	78	<10	365	101	<100	<100	<50			
14	11,80	5,11	11,2	3	195	0,29	0,96	63	343	<150	0,58	<10	0,10	0,51	0,6	0,80	<100	73	<10	369	98	<100	<100	<50			
15	0,33	5,11	11,2	3	195	0,28	0,96	65	313	<150	0,58	<10	0,10	0,51	0,6	0,79	<100	72	<10	373	95	<100	<100	<50			
16	12,38	5,22	11,2	3	190	0,26	0,97	62	313	<150	0,56	<10	0,09	0,53	0,6	0,77	<100	69	<10	367	90	<100	<100	<50			
17	0,40	5,23	11,2	3	189	0,25	0,96	65	364	<150	0,57	<10	0,10	0,54	0,6	0,77	<100	69	<10	371	93	<100	<100	<50			
18	11,58	5,36	11,2	3	189	0,24	1,01	63	330	<150	0,54	<10	0,09	0,53	0,6	0,72	<100	65	<10	361	88	<100	<100	<50			
19	9,18	5,50	10,9	2	188	0,19	1,17	47	315	<150	0,52	<10	0,07	0,48	0,6	0,58	<100	54	<10	319	79	<100	<100	<50			
20	8,12	5,62	10,7	2	188	0,16	1,20	40	345	<150	0,52	<10	0,06	0,43	0,5	0,49	<100	48	<10	284	76	<100	<100	<50			
21	11,23	5,72	11,2	3	194	0,16	1,13	45	337	<150	0,52	<10	0,06	0,46	0,6	0,53	<100	48	<10	296	77	<100	<100	<50			
22	0,40	5,73	11,1	3	194	0,16	1,12	43	319	<150	0,52	<10	0,07	0,45	0,6	0,52	<100	48	<10	293	71	<100	<100	<50			
23	10,92	5,86	11,1	2	189	0,17	1,08	55	323	<150	0,55	<10	0,07	0,52	0,6	0,63	<100	50	<10	329	81	<100	<100	<50			
24	8,17	5,87	11,1	3	188	0,16	1,06	51	327	<150	0,55	<10	0,07	0,53	0,7	0,60	<100	47	<10	331	79	<100	<100	<50			

Galvanikschlammstabilisat – Geochemische Modellierung der Kohlenstoffdioxidaufnahme
 Mineralphasenbestand des Systems (3 kg Stabilisat plus 1 kg Wasser); alle Angaben in g

Mineralphase	Bezeichnung	CO ₂ -Aufnahme		
		0 mol	6 mol	12 mol
Ba ₃ (AsO ₄) ₂	–	0,0276	0,0276	0,0276
Ca ₂ ClPO ₄	–	73,1	73,1	73,1
Ca ₄ Al ₂ (OH) ₁₂ Cl ₂ ·4H ₂ O	Friedel'sches Salz	53,5	27,6	–
Ca ₂ V ₂ O ₇	–	–	0,203	–
Ca ₃ V ₂ O ₈	–	0,180	–	–
Ca ₅ Si ₆ H ₂₁ O _{27,5}	Tobermorit	303	229	–
CaMoO ₄	Powellit	0,0933	0,0934	–
CaMgSi ₂ O ₆	Diopsid	301	301	–
Ca ₄ Si ₃ O ₉ (OH) ₂ ·0,5H ₂ O	Foshagit	0,0356	–	–
CaSO ₄ ·2H ₂ O	Gips	147	703	874
Cd(OH) ₂	–	0,00156	–	–
Co(OH) ₂	–	1,63	1,63	–
CoCO ₃	Sphärocobaltit	–	–	1,59
Cr(OH) ₃	–	–	22,1	22,1
Cu ₂ Zn ₄ Al ₂ (OH) ₁₆ SO ₄	Glaucozerinit	–	10,2	10,2
CuO	Tenorit	2,00	–	–
Fe ₂ O ₃	Hämatit	286	286	145
K ₂ Ca(SO ₄) ₂ ·H ₂ O	Syngenit	91,0	–	–
KAl ₃ Si ₃ O ₁₀ (OH) ₂	Muskovit	–	–	80,4
KMgAlSi ₄ O ₁₀ (OH) ₂	Celadonit	–	–	128
Mn ₂ O ₃	Bixbyit	3,67	–	–
Mn ₃ O ₄	Hausmannit	–	3,55	–
Na _{0,676} Ca _{0,657} Al _{1,99} Si _{3,01} O ₁₀ ·2,65H ₂ O	Mesolith	–	387	299
NaCl	Halit	145	–	–
Ni ₆ Al ₂ (OH) ₁₆ CO ₃	Takovit	<0,0001	0,436	0,434
NiO	Bunsenit	0,264	–	–
PbMoO ₄	Wulfenit	–	–	0,172
Pb ₂ (OH) ₃ Cl	–	3,28	3,27	–
Pb ₂ V ₂ O ₇	Chervetit	–	–	0,462
SnO ₂	Cassiterit	2,06	2,06	2,06
SrSO ₄	Celestit	2,92	–	–
TiO ₂	Rutil	13,5	13,5	13,5
Zn ₅ (OH) ₆ (CO ₃) ₂	Hydrozinkit	–	–	150
ZnO	Zinkit	207	203	–
ZrSiO ₄	Zirkon	0,238	0,238	0,238
Baryt-Mischkristall		3,65	3,64	3,64
BaSO ₄	Sulfatbaryt	3,44	3,62	3,64
BaCrO ₄	Chromatbaryt	0,210	0,0162	<0,0001
BaMoO ₄	Molybdatbaryt	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Carbonat-Mischkristall		–	601	1210
CaCO ₃	Kalzit	–	599	983
CdCO ₃	Otavit	–	0,00154	0,00160
MgCO ₃	Magnesit	–	<0,0001	83,1
MnCO ₃	Rhodochrosit	–	<0,0001	5,34
SrCO ₃	Strontianit	–	2,44	2,43
ZnCO ₃	Smithsonit	–	<0,0001	140
Ettringit Mischkristall		1.630	419	2,61
Ca ₆ Al ₂ (SO ₄) ₃ (OH) ₁₂ ·26H ₂ O	Ettringit	1.530	416	<0,0001
Ca ₆ Al ₂ (CrO ₄) ₃ (OH) ₁₂ ·26H ₂ O	Chromatettringit	93,8	0,0101	<0,0001
Ca ₆ Al ₂ (SbO ₄) ₃ (OH) ₉ ·26H ₂ O	Antimonatettringit	0,00178	2,61	2,61
Ca ₆ Al ₂ (MoO ₄) ₃ (OH) ₉ ·26H ₂ O	Molybdatettringit	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Smektit Mischkristall		–	–	375
Ca _{0,165} Fe ₂ Al _{0,33} Si _{3,67} O ₁₀ (OH) ₂	Ca-Nontronit	–	–	51,4
K _{0,33} Fe ₂ Al _{0,33} Si _{3,67} O ₁₀ (OH) ₂	K-Nontronit	–	–	125
Mg _{0,165} Fe ₂ Al _{0,33} Si _{3,67} O ₁₀ (OH) ₂	Mg-Nontronit	–	–	35,1
Na _{0,33} Fe ₂ Al _{0,33} Si _{3,67} O ₁₀ (OH) ₂	Na-Nontronit	–	–	164

Filterstaubstabilisat – Säulenexperimente Labormaßstab

Porenwasserzusammensetzung während Gleichgewichtseinstellung

Säule	Position	Verweilzeit [h]	pH [-]	Ei, LF [mS/cm]	E _H [mV]	Al [µg/L]	As [µg/L]	Ca [µg/L]	Cd [µg/L]	Co [µg/L]	Cr [µg/L]	Cu [µg/L]	Fe [µg/L]	K [µg/L]	Mn [µg/L]	Mo [µg/L]	Ni [µg/L]	Pb [µg/L]	Sp [µg/L]	Zn [µg/L]		
1	Oben	1,75	11,5	153	181	<250	<150	12,90	<10	<50	<25	<150	<100	21,84	<10	242	<25	2,00	<100	88		
		42,50	11,6	122	173	<250	<150	11,30	<10	<50	30,6	<150	<100	15,42	<10	311	<25	2,48	<100	148		
		113,75	11,7	113	161	<250	<150	10,75	<10	<50	<25	<150	<100	12,51	<10	309	<25	2,60	<100	147		
	Mitte	1,75	11,3	203	170	<250	<150	18,06	<10	<50	<25	<150	<100	30,97	<10	207	<25	4,60	<100	106		
		42,50	11,5	171	163	<250	<150	15,12	<10	<50	<25	<150	<100	24,15	<10	269	<25	3,86	<100	111		
		113,75	11,5	168	158	<250	<150	14,86	<10	<50	<25	<150	<100	23,38	<10	275	<25	3,76	<100	112		
	Unten	1,75	11,3	208	181	<250	<150	18,58	<10	<50	<25	<150	<100	32,23	<10	218	<25	5,14	<100	127		
		42,50	11,4	190	168	<250	<150	16,64	<10	<50	<25	<150	<100	27,54	<10	244	<25	4,93	<100	125		
		113,75	11,4	190	157	<250	<150	16,82	<10	<50	<25	<150	<100	28,80	<10	248	<25	4,68	<100	121		
	2	Oben	1,75	11,5	126	174	<250	<150	10,88	<10	<50	<25	<150	<100	16,02	<10	259	<25	1,62	<100	51,9	
			42,50	11,6	114	171	<250	<150	10,33	<10	<50	<25	<150	<100	13,78	<10	301	<25	2,20	<100	76,9	
			113,75	11,6	107	159	<250	<150	10,11	<10	<50	<25	<150	<100	11,60	<10	305	<25	2,53	<100	118	
Mitte		1,75	11,4	185	181	<250	<150	16,44	<10	<50	<25	<150	<100	27,31	<10	219	<25	4,39	<100	115		
		42,50	11,4	180	174	<250	<150	15,65	<10	<50	<25	<150	<100	25,80	<10	254	<25	5,19	<100	122		
		113,75	11,5	178	171	<250	<150	15,66	<10	<50	<25	<150	<100	25,51	<10	264	<25	5,02	<100	123		
Unten		1,75	11,1	183	186	<250	<150	15,83	<10	<50	<25	<150	<100	27,1	<10	176	<25	4,42	<100	<50		
		42,50	11,2	202	185	<250	<150	17,81	<10	<50	<25	<150	<100	30,9	<10	175	<25	4,83	<100	95,7		
		113,75	11,2	204	183	<250	<150	18,39	<10	<50	<25	<150	<100	30,8	<10	186	<25	4,51	<100	85,9		
3		Oben	1,75	Keine Probe																		
			42,50	Keine Probe																		
			113,75	Keine Probe																		
	Mitte	1,75	11,4	176	-23	<250	<150	15,04	<10	<50	<25	<150	<100	24,6	<10	216	<25	4,53	<100	70,4		
		42,50	11,5	175	-29	<250	<150	14,37	<10	<50	<25	<150	<100	25,2	<10	220	<25	4,47	<100	88,2		
		113,75	11,5	173	-33	<250	<150	14,98	<10	<50	<25	<150	<100	24,6	<10	227	<25	4,12	<100	88,4		
	Unten	1,75	Keine Probe																			
		42,50	11,4	198	-22	<250	<150	17,62	<10	<50	<25	<150	<100	29,6	<10	168	<25	4,90	<100	<50		
		113,75	11,4	199	-25	<250	<150	17,69	<10	<50	<25	<150	<100	29,1	<10	180	<25	4,93	<100	83,4		
4	Oben	1,75	11,5	155	178	<250	<150	12,84	<10	<50	<25	<150	<100	21,0	<10	246	<25	1,75	<100	<50		
		42,50	11,8	127	174	<250	<150	11,59	<10	<50	<25	<150	<100	14,8	<10	307	<25	2,68	<100	83,7		
		113,75	11,6	114	169	<250	<150	11,26	<10	<50	<25	<150	<100	13,3	<10	309	<25	2,83	<100	121		
	Mitte	1,75	11,4	194	182	<250	<150	16,84	<10	<50	<25	<150	<100	27,9	<10	227	<25	3,76	<100	104		
		42,50	11,5	171	176	<250	<150	14,75	<10	<50	<25	<150	<100	23,8	<10	277	<25	4,36	<100	127		
		113,75	11,6	170	171	<250	<150	15,96	<10	<50	<25	<150	<100	27,1	<10	284	<25	4,38	<100	129		
	Unten	1,75	11,7	197	184	<250	<150	17,18	<10	<50	<25	<150	<100	28,3	<10	225	<25	4,58	<100	106		
		42,50	11,4	192	181	<250	<150	16,52	<10	<50	<25	<150	<100	27,8	<10	245	<25	5,59	<100	100		
		113,75	11,5	192	180	<250	<150	16,00	<10	<50	<25	<150	<100	22,9	<10	247	<25	5,35	<100	124		

Filterstaubstabilisat – Säulenexperimente Labormaßstab
Porenwasserzusammensetzung während Gleichgewichtseinstellung

Säule	Position	Verweilzeit [h]	pH [-]	Ei, LF [mS/cm]	E _h [mV]	Al [µg/L]	As [µg/L]	Ca [g/L]	Cd [µg/L]	Co [µg/L]	Cr [µg/L]	Cu [µg/L]	Fe [µg/L]	K [g/L]	Mn [µg/L]	Mo [µg/L]	Ni [µg/L]	Pb [mg/L]	Sp [µg/L]	Zn [µg/L]	
1	Oben	59,47	12,1	5	167	309	<150	0,76	<10	<50	<25	<150	<100	0,10	<10	<100	<25	0,24	<100	<50	
		108,75	12,4	5	161	Zu geringe Probemenge															
		179,22	12,2	6	163	Zu geringe Probemenge															
	Mitte	59,47	12,4	8	154	<250	<150	1,12	<10	<50	<25	<150	<100	0,11	<10	<100	<25	0,79	<100	132	
		108,75	12,5	8	147	262	<150	1,13	<10	<50	<25	<150	<100	0,07	<10	103	<25	0,91	<100	135	
		179,22	12,4	8	149	264	<150	1,14	<10	<50	<25	<150	<100	0,07	<10	104	<25	0,91	<100	118	
		59,47	12,4	11	151	<250	<150	1,48	<10	<50	<25	<150	<100	0,28	<10	150	<25	0,77	<100	138	
		108,75	12,4	9	145	255	<150	1,38	<10	<50	<25	<150	<100	0,06	<10	161	<25	0,99	<100	139	
		179,22	12,4	9	142	254	<150	1,39	<10	<50	<25	<150	<100	0,07	<10	151	<25	1,00	<100	154	
	2	Oben	59,47	12,1	6	167	293	<150	0,83	<10	<50	<25	<150	<100	0,13	<10	<100	<25	0,16	<100	<50
			108,75	12,1	7	162	283	<150	0,85	<10	<50	<25	<150	<100	0,12	<10	<100	<25	0,11	<100	<50
			179,22	12,1	7	155	295	<150	0,86	<10	<50	<25	<150	<100	0,12	<10	<100	<25	0,24	<100	<50
Mitte		59,47	12,5	10	152	251	<150	1,21	<10	<50	<25	<150	<100	0,29	<10	103	<25	0,64	<100	86,5	
		108,75	12,4	9	174	278	<150	1,10	<10	<50	<25	<150	<100	0,17	<10	109	<25	0,77	<100	81	
		179,22	12,4	10	144	266	<150	1,16	<10	<50	<25	<150	<100	0,12	<10	101	<25	0,85	<100	124	
		59,47	12,5	10	153	288	<150	1,15	<10	<50	<25	<150	<100	0,22	<10	111	<25	0,72	<100	93,1	
		108,75	12,4	9	155	263	<150	1,17	<10	<50	<25	<150	<100	0,11	<10	119	<25	0,95	<100	140	
		179,22	12,4	10	143	264	<150	1,19	<10	<50	<25	<150	<100	0,12	<10	120	<25	0,92	<100	138	
3		Oben	59,47	Keine Probe																	
			108,75	Keine Probe																	
			179,22	Keine Probe																	
	Mitte	59,47	12,5	11	158	<250	<150	1,17	<10	<50	<25	<150	<100	0,27	<10	<100	<25	0,58	<100	65,1	
		108,75	12,2	11	164	255	<150	1,16	<10	<50	<25	<150	<100	0,28	<10	107	<25	0,69	<100	63,5	
		179,22	12,5	11	155	259	<150	1,17	<10	<50	<25	<150	<100	0,21	<10	107	<25	0,75	<100	76,0	
		59,47	12,4	10	162	<250	<150	1,15	<10	<50	<25	<150	<100	0,27	<10	124	<25	0,61	<100	57,9	
		108,75	12,3	10	162	<250	<150	1,22	<10	<50	<25	<150	<100	0,19	<10	120	<25	0,85	<100	100	
		179,22	12,4	10	152	<250	<150	1,26	<10	<50	<25	<150	<100	0,19	<10	119	<25	0,91	<100	120	
4	Oben	59,47	12,2	4	163	331	<150	0,56	<10	<50	<25	<150	<100	0,07	<10	<100	<25	0,22	<100	<50	
		108,75	12,1	4	173	273	<150	0,51	<10	<50	<25	<150	<100	0,04	<10	<100	<25	0,28	<100	<50	
		179,22	12,2	4	162	280	<150	0,51	<10	<50	<25	<150	<100	0,04	<10	<100	<25	0,35	<100	<50	
	Mitte	59,47	12,4	8	145	288	<150	1,05	<10	<50	<25	<150	<100	0,12	<10	<100	<25	0,71	<100	128	
		108,75	12,5	7	163	289	<150	0,94	<10	<50	<25	<150	<100	0,04	<10	<100	<25	0,77	<100	64,4	
		179,22	12,6	7	153	257	<150	1,00	<10	<50	<25	<150	<100	0,05	<10	<100	<25	0,89	<100	123	
		59,47	12,4	9	146	289	<150	1,14	<10	<50	<25	<150	<100	0,14	<10	<100	<25	0,85	<100	146	
		108,75	12,4	8	158	314	<150	1,01	<10	<50	<25	<150	<100	0,05	<10	106	<25	0,87	<100	91,0	
		179,22	12,5	8	151	254	<150	1,12	<10	<50	<25	<150	<100	0,06	<10	116	<25	1,07	<100	176	

Filterstaubstabilisat – Säulenexperimente Labormaßstab Effluentzusammensetzung

Säule 1 (Eluent: Entgastes Leitungswasser)																							
Fraktion	Dauer [min]	Volumen [L]	pH	EL LF [mS/cm]	E _H [mV]	Cl ⁻ [g/L]	SO ₄ ²⁻ [g/L]	DOC [mg/L]	Al [µg/L]	As [µg/L]	Ca [g/L]	Cd [µg/L]	Co [µg/L]	Cr [µg/L]	Cu [µg/L]	Fe [µg/L]	K [g/L]	Mn [µg/L]	Mo [µg/L]	Ni [µg/L]	Pb [mg/L]	Sb [µg/L]	Zn [µg/L]
1. Beregnung																							
1	30	0,05	11,3	186	203	-	-	66	<250	<150	16,12	<10	<50	<25	<150	<100	26,51	<10	242	<25	4,50	<100	297
2	30	0,09	11,4	189	203	78,92	0,77	-	<250	<150	16,84	<10	<50	<25	<150	<100	27,71	<10	251	<25	4,55	<100	182
3	30	0,14	11,5	187	205	-	-	67	<250	<150	16,64	<10	<50	<25	<150	<100	26,09	<10	253	<25	4,51	<100	192
4	30	0,18	11,4	184	206	78,16	0,83	-	<250	<150	16,52	<10	<50	<25	<150	<100	26,39	<10	250	<25	4,35	<100	138
5	30	0,23	11,4	180	204	-	-	65	<250	<150	16,09	<10	<50	<25	<150	<100	24,95	<10	253	<25	4,40	<100	240
6	30	0,27	11,5	177	204	75,87	0,83	-	<250	<150	16,18	<10	<50	<25	<150	<100	24,83	<10	256	<25	4,35	<100	279
7	30	0,32	11,4	173	206	-	-	65	<250	<150	15,86	<10	<50	<25	<150	<100	23,83	<10	255	<25	4,19	<100	275
8	30	0,36	11,4	169	207	73,45	0,77	-	<250	<150	15,63	<10	<50	<25	<150	<100	22,86	<10	256	<25	4,01	<100	227
9	30	0,41	11,5	164	201	-	-	63	<250	<150	15,49	<10	<50	<25	<150	<100	21,64	<10	254	<25	3,86	<100	238
10	30	0,45	11,5	156	210	64,79	0,81	-	<250	<150	15,37	<10	<50	<25	<150	<100	19,51	<10	255	<25	3,76	<100	259
11	30	0,50	11,5	147	203	-	-	62	<250	<150	15,12	<10	<50	<25	<150	<100	17,69	<10	254	<25	3,55	<100	260
12	30	0,54	11,5	138	202	56,54	0,76	-	<250	<150	14,83	<10	<50	<25	<150	<100	15,60	<10	252	<25	3,35	<100	287
13	30	0,59	Keine Probe																				
14	60	0,68	11,5	110	203	45,55	0,73	-	<250	<150	13,87	<10	<50	<25	<150	<100	10,25	<10	246	<25	2,64	<100	226
15	60	0,77	11,6	89	201	-	-	41	<250	<150	12,89	<10	<50	<25	<150	<100	6,76	<10	240	<25	2,19	<100	240
16	120	0,95	11,7	68	197	27,19	0,63	-	<250	<150	11,00	<10	<50	<25	<150	<100	3,66	<10	226	<25	1,80	<100	259
17	180	1,22	11,7	49	192	-	-	26	<250	<150	8,61	<10	<50	<25	<150	<100	1,70	<10	216	<25	1,40	<100	204
18	240	1,58	11,7	38	194	14,81	0,64	-	<250	<150	6,89	<10	<50	<25	<150	<100	0,86	<10	209	<25	1,04	<100	128
19	360	2,12	11,8	30	189	-	-	17	<250	<150	5,63	<10	<50	<25	<150	<100	0,35	<10	200	<25	1,01	<100	138
20	420	2,75	11,9	23	180	7,51	0,68	-	<250	<150	4,33	<10	<50	<25	<150	<100	0,14	<10	194	<25	0,99	<100	139
21	480	3,47	Keine Probe																				
22	540	4,28	11,9	13	173	3,28	0,84	-	<250	<150	2,24	<10	<50	<25	<150	<100	0,05	<10	205	<25	0,90	<100	123
23	540	5,09	-	-	170	-	-	7,0	<250	<150	1,847	1,85	<50	<25	<150	<100	0,03	<10	217	<25	0,96	<100	127
24	600	5,99	12,0	8	159	1,60	0,89	-	<250	<150	1,43	<10	<50	<25	<150	<100	0,03	<10	227	<25	0,73	<100	54
25	600	6,89	12,1	7	158	-	-	5,6	<250	<150	1,22	<10	<50	<25	<150	<100	0,02	<10	214	<25	0,76	<100	73
26	660	7,88	12,2	7	155	1,10	0,93	-	<250	<150	1,07	<10	<50	<25	<150	<100	0,01	<10	198	<25	0,77	<100	105
27	720	8,96	Keine Probe																				
28	780	10,13	Keine Probe																				
29	840	11,39	Keine Probe																				
2. Beregnung																							
1	30	11,43	Keine Probe																				
2	30	11,48	Keine Probe																				
3	30	11,52	Keine Probe																				
4	30	11,57	Keine Probe																				
5	30	11,61	Keine Probe																				
6	30	11,66	12,6	9	165	1,14	1,11	-	<60	2,09	1,41	<0,2	0,66	<2	38,3	<100	0,19	<2	190	2,62	1,02	<1	352
7	30	11,70	12,7	9	168	-	-	11	<60	1,53	1,43	0,25	0,70	<2	15,2	<100	0,05	<2	193	2,43	1,14	<1	421
8	30	11,75	12,7	9	166	1,00	1,15	-	<60	1,26	1,37	<0,2	0,66	<2	15,8	<100	0,05	<2	188	2,23	1,09	<1	390
9	30	11,79	12,7	9	157	-	-	9,9	<60	1,18	1,39	0,22	0,65	<2	12,6	<100	0,06	<2	191	2,36	1,09	<1	366
10	30	11,84	12,7	9	165	1,00	1,15	-	<60	<1	1,41	<0,2	0,70	<2	15,3	<100	0,06	<2	194	2,23	1,11	<1	374
11	30	11,88	12,6	9	171	-	-	10	<60	1,21	1,34	0,21	0,70	<2	16,5	<100	0,06	<2	194	2,45	0,98	<1	267
12	60	11,97	12,5	9	169	1,00	1,16	-	<60	1,33	1,34	0,28	0,70	<2	14,7	<100	0,06	<2	192	2,32	0,98	<1	268
13	60	12,06	12,6	9	165	-	-	9,7	<60	1,05	1,35	0,23	0,71	<2	16,6	<100	0,05	<2	192	2,48	1,04	<1	290
14	120	12,24	12,6	8	171	0,95	1,17	-	<60	1,20	1,32	<0,2	0,70	<2	14,0	<100	0,06	<2	187	2,63	0,98	<1	272
15	180	12,51	12,6	8	159	-	-	8,5	<60	1,05	1,29	<0,2	0,59	<2	12,8	<100	0,03	<2	182	2,35	1,02	<1	271
16	240	12,87	12,5	7	173	0,66	1,19	-	<60	<1	1,15	<0,2	0,52	<2	8,6	<100	0,01	<2	180	2,37	0,88	<1	200
17	360	13,41	12,4	7	175	-	-	6,0	<60	1,19	1,10	0,20	0,47	<2	9,8	<100	0,01	<2	176	2,03	0,93	<1	238
18	420	14,04	12,6	7	173	0,31	1,23	-	<60	<1	1,14	0,21	0,43	<2	8,7	<100	0,01	<2	179	2,25	1,03	<1	245
19	480	14,76	12,6	7	175	-	-	4,5	<60	<1	1,06	<0,2	0,38	<2	9,8	<100	0,01	<2	159	1,81	1,01	<1	242
20	540	15,57	12,4	6	171	0,17	1,27	-	<60	<1	0,92	<0,2	0,32	<2	6,7	<100	0,02	<2	144	1,53	0,86	<1	187
21	540	16,38	12,5	6	167	-	-	4,6	<60	1,03	0,88	<0,2	0,29	<2	6,1	<100	0,00	<2	125	1,46	0,90	<1	194
22	600	17,28	12,6	6	164	0,08	1,27	-	<60	<1	0,92	<0,2	0,29	<2	5,1	<100	0,01	<2	119	1,43	0,90	<1	208
23	600	18,18	12,5	6	168	-	-	4,2	<60	<1	0,93	<0,2	0,30	<2	5,8	<100	0,01	<2	106	1,26	0,93	<1	218
24	660	19,17	12,6	6	164	0,05	1,26	-	<60	<1	0,90	<0,2	0,29	<2	5,2	<100	0,01	<2	96	1,29	0,95	<1	222
25	720	20,25	12,4	5	171	-	-	4,2	<60	<1	0,80	<0,2	0,29	<2	4,6	<100	0,01	<2	92	1,38	0,72	<1	145
26	780	21,42	12,4	5	169	0,04	1,31	-	<60	<1	0,81	<0,2	0,26	<2	6,3	<100	0,01	<2	82	1,21	0,79	4,16	177
27	840	22,68	12,4	5	169	-	-	3,8	<60	<1	0,83	<0,2	0,23	<2	3,3	<100	0,01	<2	75	1,00	0,73	<1	133

Filterstaubstabilisat – Säulenexperimente Labormaßstab Effluentzusammensetzung

Säule 2 (Eluent: Extrakt MBA-Output)																									
Fraktion	Dauer [min]	Volumen [L]	pH	EL LF [mS/cm]	E _H [mV]	Cl ⁻ [g/L]	SO ₄ ²⁻ [g/L]	DOC [mg/L]	Al [µg/L]	As [µg/L]	Ca [g/L]	Cd [µg/L]	Co [µg/L]	Cr [µg/L]	Cu [µg/L]	Fe [µg/L]	K [g/L]	Mn [µg/L]	Mo [µg/L]	Ni [µg/L]	Pb [mg/L]	Sb [µg/L]	Zn [µg/L]		
1. Berechnung																									
1	30	0,05	11,3	199	200	-	-	72	<250	<150	17,35	<10	<50	<25	<150	<100	28,95	<10	241	<25	5,22	<100	179		
2	30	0,09	11,4	204	197	89,55	0,74	-	<250	<150	18,02	<10	<50	<25	<150	<100	30,19	<10	248	<25	5,48	<100	188		
3	30	0,14	11,7	203	197	-	-	73	<250	<150	18,03	<10	<50	<25	<150	<100	29,97	<10	247	<25	5,56	<100	207		
4	30	0,18	11,4	198	198	86,29	0,71	-	<250	<150	17,83	<10	<50	<25	<150	<100	29,12	<10	249	<25	5,48	<100	180		
5	30	0,23	11,4	194	197	-	-	71	<250	<150	17,54	<10	<50	<25	<150	<100	27,67	<10	249	<25	5,28	<100	245		
6	30	0,27	11,4	191	197	81,56	0,74	-	<250	<150	17,03	<10	<50	<25	<150	<100	26,58	<10	250	<25	5,09	<100	265		
7	30	0,32	11,4	184	196	-	-	69	<250	<150	16,76	<10	<50	<25	<150	<100	25,10	<10	256	<25	4,83	<100	269		
8	30	0,36	11,4	177	190	75,88	0,63	-	<250	<150	16,39	<10	<50	<25	<150	<100	23,48	<10	256	<25	4,50	<100	193		
9	30	0,41	11,4	169	201	-	-	68	<250	<150	16,63	<10	<50	<25	<150	<100	22,76	<10	255	<25	4,27	<100	180		
10	30	0,45	11,5	160	201	67,32	0,73	-	<250	<150	16,26	<10	<50	<25	<150	<100	20,42	<10	274	<25	4,04	<100	221		
11	30	0,50	11,5	149	203	-	-	65	<250	<150	15,36	<10	<50	<25	<150	<100	17,63	<10	265	<25	3,79	<100	214		
12	30	0,54	11,6	139	197	56,79	0,70	-	<250	<150	15,30	<10	<50	<25	<150	<100	15,27	<10	264	<25	3,56	<100	239		
13	30	0,59	Keine Probe																						
14	60	0,68	11,6	107	188	45,29	0,65	-	<250	<150	13,82	<10	<50	<25	<150	<100	9,47	<10	259	<25	2,70	<100	196		
15	60	0,77	11,6	86	186	-	-	52	<250	<150	13,04	<10	<50	<25	<150	<100	6,05	<10	250	<25	2,14	<100	191		
16	120	0,95	11,6	67	184	27,77	0,59	-	<250	<150	10,61	<10	<50	<25	<150	<100	3,30	<10	244	<25	1,66	<100	179		
17	180	1,22	11,7	51	175	-	-	69	<250	<150	8,10	<10	<50	<25	<150	<100	1,71	<10	236	<25	1,27	<100	149		
18	240	1,58	11,8	40	181	15,99	0,54	-	<250	<150	6,77	<10	<50	<25	<150	<100	0,98	<10	230	<25	0,99	<100	97		
19	360	2,12	11,7	33	172	-	-	57	<250	<150	5,73	<10	<50	<25	<150	<100	0,45	<10	216	<25	1,00	<100	110		
20	420	2,75	11,9	25	169	8,34	0,79	-	<250	<150	4,60	<10	<50	<25	<150	<100	0,19	<10	208	<25	1,00	<100	116		
21	480	3,47	Keine Probe																						
22	540	4,28	11,9	15	166	3,96	0,84	-	<250	<150	2,46	<10	<50	<25	<150	<100	0,11	<10	219	<25	0,89	<100	99		
23	540	5,09	12,0	13	163	-	-	29	<250	<150	2,03	<10	<50	<25	<150	<100	0,10	<10	232	<25	0,98	<100	129		
24	600	5,99	11,9	10	159	2,26	0,63	-	<250	<150	1,62	<10	<50	<25	<150	<100	0,09	<10	249	<25	0,71	<100	68		
25	600	6,89	12,0	9	152	-	-	27	<250	<150	1,39	<10	<50	<25	<150	<100	0,09	<10	255	<25	0,82	<100	89		
26	660	7,88	12,0	9	147	1,51	0,93	-	<250	<150	1,24	<10	<50	<25	<150	<100	0,09	<10	253	<25	0,88	<100	120		
27	720	8,96	12,1	8	143	-	-	25	<250	<150	1,14	<10	<50	<25	<150	<100	0,08	<10	237	<25	0,86	<100	138		
28	780	10,13	12,2	8	143	1,20	0,93	-	<250	<150	1,09	<10	<50	<25	<150	<100	0,08	<10	214	<25	0,86	<100	117		
29	840	11,39	12,2	8	143	-	-	24	<250	<150	1,08	<10	<50	<25	<150	<100	0,07	<10	182	<25	0,93	<100	126		
2. Berechnung																									
1	30	11,43	12,1	9	183	-	-	-	<60	3	0,99	<0,2	1,44	<2	76,81	<100	0,48	<2	172	12	0,47	<1	97		
2	30	11,48	Keine Probe																						
3	30	11,52	Keine Probe																						
4	30	11,57	Keine Probe																						
5	30	11,61	12,4	9	171	-	-	-	<60	3,41	1,08	0,22	2,38	3,36	53,4	<100	0,23	<2	154	11,86	0,89	<1	251		
6	30	11,66	12,5	10	164	1,19	1,23	-	<60	3,75	1,29	0,20	2,56	2,36	41,7	<100	0,21	<2	177	12,34	1,26	<1	389		
7	30	11,70	12,5	10	164	-	-	27	<60	3,57	1,29	0,22	2,49	<2	38,5	<100	0,19	<2	174	11,88	1,26	<1	376		
8	30	11,75	12,5	10	163	1,18	1,25	-	<60	3,56	1,31	0,25	2,48	<2	36,0	<100	0,17	<2	173	11,79	1,30	<1	482		
9	30	11,79	12,5	10	161	-	-	27	<60	3,59	1,32	0,24	2,47	<2	38,0	<100	0,14	<2	172	11,90	1,33	<1	364		
10	30	11,84	12,5	10	162	1,11	1,23	-	<60	3,73	1,33	<0,2	2,61	2,18	37,0	<100	0,12	<2	172	12,20	1,34	<1	358		
11	30	11,88	12,5	9	163	-	-	29	<60	3,44	1,25	0,20	2,65	<2	33,6	<100	0,11	<2	171	11,92	1,16	<1	260		
12	60	11,97	12,5	9	167	1,09	1,23	-	62	3,62	1,27	0,22	2,68	<2	33,6	<100	0,10	<2	171	12,27	1,18	<1	273		
13	60	12,06	12,5	9	168	-	-	27	<60	3,59	1,25	<0,2	2,81	<2	35,9	<100	0,10	<2	167	12,39	1,18	<1	302		
14	120	12,24	12,5	9	171	1,06	1,24	-	<60	3,66	1,27	0,22	3,00	<2	37,8	<100	0,10	<2	169	14,03	1,20	<1	280		
15	180	12,51	12,5	9	172	-	-	29	<60	3,44	1,23	<0,2	2,83	<2	38,3	<100	0,08	<2	161	13,31	1,17	<1	266		
16	240	12,87	12,4	8	173	0,93	1,25	-	<60	3,42	1,15	<0,2	2,43	<2	35,7	<100	0,07	<2	160	12,47	1,05	<1	238		
17	360	13,41	12,4	8	174	-	-	25	<60	3,56	1,15	<0,2	2,03	<2	35,0	<100	0,07	<2	164	11,47	1,10	<1	249		
18	420	14,04	12,5	8	174	0,63	1,28	-	<60	3,50	1,15	<0,2	1,94	<2	37,4	<100	0,07	<2	168	11,33	1,17	<1	262		
19	480	14,76	12,5	8	172	-	-	23	<60	3,43	1,04	<0,2	1,75	<2	35,2	<100	0,06	<2	151	10,26	1,08	<1	241		
20	540	15,57	12,4	7	178	0,51	1,32	-	<60	4,16	0,94	<0,2	1,73	<2	34,8	<100	0,07	<2	149	10,22	0,96	<1	208		
21	540	16,38	12,4	7	176	-	-	25	<60	3,55	0,94	<0,2	1,73	<2	34,6	<100	0,06	<2	139	10,33	0,97	<1	220		
22	600	17,28	12,4	7	181	0,45	1,32	-	<60	3,81	0,93	<0,2	1,73	<2	35,4	<100	0,06	<2	129	10,70	0,96	<1	221		
23	600	18,18	12,4	7	177	-	-	25	<60	3,50	0,93	<0,2	1,70	<2	33,1	<100	0,06	<2	121	10,98	0,93	<1	212		
24	660	19,17	12,4	7	178	0,47	1,32	-	<60	3,60	0,94	<0,2	1,68	<2	33,6	<100	0,06	<2	114	11,57	0,92	<1	207		
25	720	20,25	12,2	6	181	-	-	25	<60	3,60	0,78	<0,2	1,70	<2	33,9	<100	0,07	<2	110	11,87	0,70	<1	151		
26	780	21,42	12,3	6	182	0,47	1,35	-	138	4,06	0,84	<0,2	1,77	<2	38,8	<100	0,07	<2	103	12,32	0,77	<1	179		
27	840	22,68	12,3	6	181	-	-	25	<60	3,72	0,86	<0,2	1,91	<2	33,7	<100	0,07	<2	97	11,91	0,74	<1	166		

Filterstaubstabilisat – Säulenexperimente Labormaßstab Effluentzusammensetzung

Säule 3 (Extrakt MV-Asche)																							
Fraktion	Dauer [min]	Volumen [L]	pH	EL LF [mS/cm]	E _H [mV]	Cl ⁻ [g/L]	SO ₄ ²⁻ [g/L]	DOC [mg/L]	Al [µg/L]	As [µg/L]	Ca [g/L]	Cd [µg/L]	Co [µg/L]	Cr [µg/L]	Cu [µg/L]	Fe [µg/L]	K [g/L]	Mn [µg/L]	Mo [µg/L]	Ni [µg/L]	Pb [mg/L]	Sb [µg/L]	Zn [µg/L]
1. Berechnung																							
1	30	0,05	11,3	199	202	-	-	74	<250	<150	18,74	<10	<50	<25	<150	<100	29,78	<10	237	<25	5,89	<100	204
2	30	0,09	11,4	200	200	86,61	0,78	-	<250	<150	18,98	<10	<50	<25	<150	<100	30,03	<10	242	<25	6,04	<100	206
3	30	0,14	11,5	197	199	-	-	72	<250	<150	18,79	<10	<50	<25	<150	<100	29,54	<10	245	<25	5,79	<100	211
4	30	0,18	11,4	194	199	82,91	0,77	-	<250	<150	18,42	<10	<50	<25	<150	<100	28,52	<10	247	<25	5,42	<100	191
5	30	0,23	11,4	188	199	-	-	70	<250	<150	17,81	<10	<50	<25	<150	<100	27,10	<10	247	<25	5,18	<100	205
6	30	0,27	11,4	183	198	78,37	0,75	-	<250	<150	17,64	<10	<50	<25	<150	<100	26,05	<10	254	<25	5,13	<100	249
7	30	0,32	11,4	178	196	-	-	67	<250	<150	17,38	<10	<50	<25	<150	<100	25,00	<10	254	<25	4,91	<100	249
8	30	0,36	11,5	171	194	73,37	0,78	-	<250	<150	17,21	<10	<50	<25	<150	<100	23,68	<10	257	<25	4,63	<100	200
9	30	0,41	11,6	164	194	-	-	66	<250	<150	16,92	<10	<50	<25	<150	<100	21,81	<10	259	<25	4,41	<100	211
10	30	0,45	11,5	155	194	64,79	0,76	-	<250	<150	16,48	<10	<50	<25	<150	<100	19,31	<10	259	<25	4,23	<100	216
11	30	0,50	11,6	145	194	-	-	62	<250	<150	16,16	<10	<50	<25	<150	<100	17,41	<10	261	<25	3,95	<100	233
12	30	0,54	11,6	135	194	55,87	0,70	-	<250	<150	15,76	<10	<50	<25	<150	<100	15,44	<10	258	<25	3,65	<100	229
13	30	0,59	Keine Probe																				
14	60	0,68	11,6	111	194	46,97	0,70	-	<250	<150	14,04	<10	<50	<25	<150	<100	10,43	<10	260	<25	2,79	<100	190
15	60	0,77	11,6	95	193	-	-	52	<250	<150	11,75	<10	<50	<25	<150	<100	7,16	<10	265	<25	2,14	<100	179
16	120	0,95	11,6	79	189	31,83	0,70	-	<250	<150	8,98	<10	<50	<25	<150	<100	4,55	<10	272	<25	1,63	<100	173
17	180	1,22	11,6	62	187	-	-	43	<250	<150	7,19	<10	<50	<25	<150	<100	2,69	<10	271	<25	1,27	<100	148
18	240	1,58	11,6	47	187	17,96	0,65	-	<250	<150	6,42	<10	<50	<25	<150	<100	1,39	<10	255	<25	1,06	<100	109
19	360	2,12	11,7	37	185	-	-	27	<250	<150	5,74	<10	<50	<25	<150	<100	0,68	<10	233	<25	1,06	<100	132
20	420	2,75	11,9	29	181	9,95	0,53	-	<250	<150	4,84	<10	<50	<25	<150	<100	0,29	<10	225	<25	1,12	<100	147
21	480	3,47	Keine Probe																				
22	540	4,28	11,8	18	175	6,49	0,65	-	<250	<150	2,85	<10	<50	<25	<150	<100	0,11	<10	239	<25	0,96	<100	139
23	540	5,09	12,0	15	161	-	-	12	<250	<150	2,22	<10	<50	<25	<150	<100	0,11	<10	265	<25	1,03	<100	155
24	600	5,99	12,0	12	159	3,22	0,66	-	<250	<150	1,85	<10	<50	<25	<150	<100	0,14	<10	284	<25	0,80	<100	67
25	600	6,89	12,0	11	158	-	-	11	<250	<150	1,57	<10	<50	<25	<150	<100	0,15	<10	275	<25	0,81	<100	83
26	660	7,88	12,0	10	157	2,18	0,74	-	<250	<150	1,41	<10	<50	<25	<150	<100	0,15	<10	246	<25	0,78	<100	92
27	720	8,96	12,1	10	153	-	-	11	<250	<150	1,28	<10	<50	<25	<150	<100	0,14	<10	214	<25	0,83	<100	98
28	780	10,13	12,0	10	152	1,79	0,75	-	<250	<150	1,23	<10	<50	<25	<150	<100	0,16	<10	185	<25	0,86	<100	107
29	840	11,39	12,0	10	147	-	-	9	<250	<150	1,20	<10	<50	<25	<150	<100	0,14	<10	160	<25	0,89	<100	155
2. Berechnung																							
1	30	11,43	11,4	16	222	-	-	-	95	1,84	1,45	0,34	0,67	2,56	93,3	<100	1,54	<2	162	4,71	0,13	<1	56
2	30	11,48	Keine Probe																				
3	30	11,52	Keine Probe																				
4	30	11,57	12,5	11	175	1,75	1,22	-	<60	1,73	1,37	0,27	1,13	<2	43,1	<100	0,24	<2	157	6,14	1,10	<1	314
5	30	11,61	12,5	11	174	-	-	16	<60	1,47	1,49	<0,2	1,29	<2	34,4	<100	0,16	<2	168	6,12	1,21	<1	343
6	30	11,66	12,5	11	174	1,68	1,25	-	<60	1,79	1,48	<0,2	1,25	<2	30,4	<100	0,16	<2	169	5,95	1,21	<1	344
7	30	11,70	12,5	11	174	-	-	18	<60	1,18	1,48	<0,2	1,27	<2	27,4	<100	0,15	<2	165	6,09	1,19	<1	342
8	30	11,75	12,3	12	165	1,73	1,25	-	<60	1,45	1,51	0,22	1,26	<2	26,9	<100	0,16	<2	171	5,92	1,17	<1	317
9	30	11,79	12,3	12	163	-	-	21	<60	1,56	1,50	<0,2	1,31	<2	27,9	<100	0,15	<2	170	5,95	1,19	<1	311
10	30	11,84	12,3	12	161	1,72	1,25	-	<60	1,53	1,47	<0,2	1,34	<2	26,4	<100	0,15	<2	165	5,81	1,16	<1	308
11	30	11,88	12,3	11	159	-	-	21	<60	1,52	1,39	0,25	1,32	<2	24,4	<100	0,14	<2	172	5,99	1,06	<1	317
12	60	11,97	12,3	11	159	1,71	1,26	-	<60	1,94	1,46	<0,2	1,37	<2	25,6	<100	0,15	<2	176	5,95	1,10	<1	251
13	60	12,06	12,3	11	159	-	-	16	<60	1,90	1,31	<0,2	1,36	<2	24,0	<100	0,14	<2	164	5,63	1,02	<1	231
14	120	12,24	12,4	11	159	1,63	1,27	-	<60	1,54	1,37	0,21	1,49	<2	29,6	<100	0,14	<2	178	6,23	1,14	<1	278
15	180	12,51	12,4	11	160	-	-	14	<60	1,56	1,35	0,24	1,46	<2	31,1	<100	0,14	<2	180	6,55	1,17	<1	294
16	240	12,87	12,3	10	162	1,45	1,28	-	<60	1,47	1,22	0,22	1,25	<2	28,6	<100	0,13	<2	179	6,24	1,01	<1	224
17	360	13,41	12,3	10	165	-	-	13	<60	1,55	1,19	<0,2	1,09	<2	29,6	<100	0,13	<2	182	6,20	1,03	<1	228
18	420	14,04	12,4	10	164	1,22	1,32	-	<60	1,80	1,21	0,20	1,05	<2	32,7	<100	0,14	<2	185	5,93	1,10	<1	261
19	480	14,76	12,3	10	166	-	-	12	<60	1,58	1,13	0,20	0,95	<2	33,5	<100	0,13	<2	172	6,06	1,05	<1	257
20	540	15,57	12,2	9	168	1,15	1,37	-	<60	1,54	1,03	0,24	0,87	<2	31,9	<100	0,13	<2	162	5,55	0,86	<1	173
21	540	16,38	12,2	8	183	-	-	11	<60	1,55	1,04	<0,2	0,88	<2	34,4	<100	0,13	<2	154	5,74	0,87	<1	185
22	600	17,28	12,3	9	189	1,05	1,35	-	<60	1,55	1,05	0,31	0,90	<2	36,2	<100	0,13	<2	142	5,75	0,89	<1	202
23	600	18,18	12,3	9	172	-	-	11	<60	1,30	1,07	<0,2	0,87	<2	37,3	<100	0,13	<2	131	5,69	0,92	<1	219
24	660	19,17	12,2	9	171	1,01	1,35	-	<60	1,61	1,03	<0,2	0,82	<2	37,9	<100	0,12	<2	119	5,49	0,88	<1	217
25	720	20,25	12,1	8	174	-	-	10	<60	1,61	0,94	<0,2	0,81	<2	39,4	<100	0,13	<2	122	5,64	0,67	<1	144
26	780	21,42	12,1	7	175	1,03	1,39	-	<60	1,63	0,91	<0,2	0,83	<2	38,2	<100	0,13	<2	112	5,19	0,66	<1	138
27	840	22,68	12,1	8	175	-	-	10	<60	1,46	0,91	<0,2	0,84	<2	35,6	<100	0,13	<2	107	5,05	0,63	<1	127

Filterstaubstabilisat – Säulenexperimente Labormaßstab
Effluentzusammensetzung

Säule 4 (Eluent: Kohlensäure)																							
Fraktion	Dauer [min]	Volumen [L]	pH	EL LF [mS/cm]	E _H [mV]	Cl ⁻ [g/L]	SO ₄ ²⁻ [g/L]	DOC [mg/L]	Al [µg/L]	As [µg/L]	Ca [g/L]	Cd [µg/L]	Co [µg/L]	Cr [µg/L]	Cu [µg/L]	Fe [µg/L]	K [g/L]	Mn [µg/L]	Mo [µg/L]	Ni [µg/L]	Pb [mg/L]	Sb [µg/L]	Zn [µg/L]
1. Berechnung																							
1	30	0,05	11,4	196	202	-	-	74	<250	<150	18,27	<10	<50	<25	<150	<100	28,82	<10	236	<25	5,39	<100	296
2	30	0,09	11,4	195	202	84,74	0,71	-	<250	<150	17,52	<10	<50	<25	<150	<100	28,28	<10	241	<25	5,48	<100	270
3	30	0,14	11,5	192	197	-	-	69	<250	<150	17,46	<10	<50	<25	<150	<100	27,53	<10	243	<25	5,51	<100	279
4	30	0,18	11,5	186	196	79,96	0,75	-	<250	<150	17,16	<10	<50	<25	<150	<100	26,34	<10	248	<25	5,24	<100	272
5	30	0,23	11,4	183	197	-	-	66	<250	<150	17,02	<10	<50	<25	<150	<100	25,63	<10	255	<25	5,26	<100	356
6	30	0,27	11,4	182	198	78,06	0,70	-	<250	<150	16,93	<10	<50	<25	<150	<100	25,49	<10	251	<25	5,27	<100	411
7	30	0,32	11,5	178	198	-	-	67	<250	<150	16,79	<10	<50	<25	<150	<100	24,91	<10	253	<25	5,08	<100	404
8	30	0,36	11,5	174	199	75,63	0,73	-	<250	<150	16,62	<10	<50	<25	<150	<100	24,17	<10	253	<25	4,89	<100	280
9	30	0,41	11,5	169	200	-	-	67	<250	<150	16,53	<10	<50	<25	<150	<100	23,05	<10	247	<25	4,70	<100	291
10	30	0,45	11,5	164	200	69,07	0,74	-	<250	<150	16,26	<10	<50	<25	<150	<100	21,63	<10	250	<25	4,58	<100	308
11	30	0,50	11,5	157	200	-	-	65	<250	<150	16,06	<10	<50	<25	<150	<100	18,79	<10	249	<25	4,37	<100	325
12	30	0,54	11,5	147	200	62,39	0,74	-	<250	<150	15,91	<10	<50	<25	<150	<100	16,86	<10	251	<25	4,23	<100	330
13	30	0,59	Keine Probe																				
14	60	0,68	11,5	121	200	52,03	0,74	-	<250	<150	15,44	<10	<50	<25	<150	<100	11,65	<10	242	<25	3,62	<100	235
15	60	0,77	11,5	99	197	-	-	52	<250	<150	14,49	<10	<50	<25	<150	<100	7,72	<10	236	<25	3,03	<100	238
16	120	0,95	11,6	74	193	31,80	0,56	-	<250	<150	13,02	<10	<50	<25	<150	<100	4,09	<10	220	<25	2,28	<100	284
17	180	1,22	11,7	53	188	-	-	34	<250	<150	10,25	<10	<50	<25	<150	<100	1,71	<10	209	<25	1,70	<100	245
18	240	1,58	11,6	40	187	15,39	0,61	-	<250	<150	8,14	<10	<50	<25	<150	<100	0,83	<10	201	<25	1,20	<100	147
19	360	2,12	11,8	32	182	-	-	18	<250	<150	6,65	<10	<50	<25	<150	<100	0,32	<10	193	<25	1,15	<100	162
20	420	2,75	11,9	25	177	8,53	0,62	-	<250	<150	5,24	<10	<50	<25	<150	<100	0,11	<10	186	<25	1,09	<100	170
21	480	3,47	Keine Probe																				
22	540	4,28	11,9	14	169	3,67	0,63	-	<250	<150	2,70	<10	<50	<25	<150	<100	0,03	<10	195	<25	0,96	<100	159
23	540	5,09	12,0	11	166	-	-	8	<250	<150	2,07	<10	<50	<25	<150	<100	0,02	<10	200	<25	1,00	<100	178
24	600	5,99	12,0	9	164	2,62	0,86	-	<250	<150	1,67	<10	<50	<25	<150	<100	0,02	<10	212	<25	0,77	<100	85
25	600	6,89	12,2	8	163	-	-	6	<250	<150	1,40	<10	<50	<25	<150	<100	0,01	<10	211	<25	0,84	<100	127
26	660	7,88	12,0	7	162	1,19	0,88	-	<250	<150	1,25	<10	<50	<25	<150	<100	0,01	<10	201	<25	0,91	<100	160
27	720	8,96	12,2	7	160	-	-	5	<250	<150	1,14	<10	<50	<25	<150	<100	0,01	<10	187	<25	0,89	<100	160
28	780	10,13	12,2	7	153	1,08	0,93	-	<250	<150	1,07	<10	<50	<25	<150	<100	0,01	<10	168	<25	0,88	<100	153
29	840	11,39	12,2	7	147	-	-	4	<250	<150	1,04	<10	<50	<25	<150	<100	0,01	<10	144	<25	0,95	<100	176
2. Berechnung																							
1	30	11,43	12,0	14	181	-	-	-	<60	1,76	1,45	<0,2	0,29	<2	76,6	<100	1,17	<2	143	1,84	0,55	<1	105
2	30	11,48	Keine Probe																				
3	30	11,52	Keine Probe																				
4	30	11,57	Keine Probe																				
5	30	11,61	-	-	-	-	-	-	<60	1,34	1,17	0,26	0,58	<2	29,0	<100	0,17	<2	153	2,47	1,18	<1	356
6	30	11,66	12,2	9	184	0,65	1,22	-	<60	1,24	1,18	<0,2	0,57	<2	14,2	<100	0,10	<2	157	2,09	1,28	<1	416
7	30	11,70	12,4	9	172	-	-	9	<60	1,06	1,19	<0,2	0,60	<2	10,4	<100	0,08	<2	157	2,14	1,25	<1	395
8	30	11,75	12,4	8	167	0,63	1,22	-	<60	1,38	1,23	0,26	0,60	<2	9,3	<100	0,07	<2	160	2,09	1,26	<1	373
9	30	11,79	12,4	8	164	-	-	11	<60	1,30	1,21	<0,2	0,61	<2	9,1	<100	0,06	<2	158	2,99	1,24	<1	352
10	30	11,84	12,4	8	163	0,62	1,22	-	<60	1,29	1,26	0,21	0,66	<2	9,7	<100	0,06	<2	162	2,33	1,29	<1	374
11	30	11,88	12,4	8	163	-	-	11	<60	1,12	1,17	<0,2	0,61	<2	8,0	<100	0,05	<2	160	2,20	1,15	<1	270
12	60	11,97	12,4	8	164	0,61	1,23	-	<60	1,13	1,17	<0,2	0,56	<2	7,9	<100	0,05	<2	158	2,13	1,17	<1	303
13	60	12,06	12,4	8	163	-	-	9	<60	1,32	1,17	<0,2	0,62	<2	8,8	<100	0,04	<2	157	2,08	1,19	<1	319
14	120	12,24	12,4	8	162	0,53	1,23	-	<60	1,07	1,13	<0,2	0,57	<2	8,7	<100	0,03	<2	153	2,09	1,19	<1	340
15	180	12,51	12,4	8	161	-	-	7	<60	1,33	1,18	<0,2	0,57	<2	9,0	<100	0,02	<2	158	3,09	1,27	<1	351
16	240	12,87	12,4	8	161	0,37	1,25	-	<60	<1	1,04	0,24	0,47	<2	7,3	<100	0,01	<2	155	1,78	1,09	<1	272
17	360	13,41	12,3	7	163	-	-	5	<60	1,07	1,06	0,25	0,43	<2	8,2	<100	0,01	<2	154	1,73	1,15	<1	297
18	420	14,04	12,4	7	163	0,18	1,24	-	<60	1,10	1,00	<0,2	0,33	<2	7,0	<100	0,01	<2	138	1,50	1,10	<1	264
19	480	14,76	12,4	7	163	-	-	4	<60	1,08	0,99	<0,2	0,32	<2	6,1	<100	0,01	<2	128	1,47	1,10	<1	272
20	540	15,57	12,4	7	165	0,10	1,31	-	<60	1,08	0,89	<0,2	0,29	<2	6,3	<100	0,01	<2	120	1,46	0,99	<1	223
21	540	16,38	12,4	6	165	-	-	4	<60	1,13	0,89	<0,2	0,27	<2	6,0	<100	0,01	<2	109	2,40	1,01	<1	242
22	600	17,28	12,4	6	163	0,06	1,30	-	<60	1,14	0,91	<0,2	0,27	<2	5,3	<100	0,01	<2	102	1,24	1,05	<1	240
23	600	18,18	12,4	6	176	-	-	4	<60	<1	0,93	<0,2	0,22	<2	6,0	<100	0,01	<2	92	1,42	1,04	<1	274
24	660	19,17	12,4	6	177	0,05	1,32	-	<60	<1	0,92	<0,2	0,24	<2	4,8	<100	0,01	<2	85	6,43	1,04	<1	243
25	720	20,25	12,2	5	178	-	-	4	<60	<1	0,80	<0,2	0,24	<2	4,1	<100	0,01	<2	84	1,24	0,78	<1	151
26	780	21,42	12,2	5	179	0,04	1,32	-	<60	<1	0,80	<0,2	0,22	<2	4,6	<100	0,01	<2	78	1,29	0,84	<1	183
27	840	22,68	12,3	5	179	-	-	3	<60	<1	0,82	<0,2	0,22	<2	4,3	<100	0,01	<2	71	1,18	0,81	<1	166

Filterstaubstabilisat – Säulenexperimente Technikumsmaßstab

Porenwasserzusammensetzung

Reaktor	Position	Verweilzeit [h]	pH [-]	Ei, LF [mS/cm]	E _H [mV]	Cl ⁻ [g/l]	SO ₄ ²⁻ [g/l]	DOC [mg/l]	Al [µg/L]	As [µg/L]	Ca [g/L]	Cd [µg/L]	Co [µg/L]	Cr [µg/L]	Cr(VI) [µg/L]	Cu [µg/L]	Fe [µg/L]	K [g/L]	Mn [µg/L]	Mo [µg/L]	Ni [µg/L]	Pb [mg/L]	Sb [µg/L]	Zn [mg/L]	
Gleichgewichtseinstellung																									
1 (Eluent Leitungswasser)	Oben	14,5	11,4	272	203	141	0,39	110	<250	<150	32,5	40,5	<50	<25	-	<150	149	49,6	<10	138	<25	56,8	<100	0,52	
		35,5	11,6	196	195	90	0,45	110	<250	<150	25,3	<10	<50	<25	-	<150	<100	25,6	<10	207	<25	27,1	<100	0,58	
		107,0	11,7	168	172	76	0,52	140	<250	<150	22,0	<10	<50	<25	-	<150	<100	19,5	<10	244	<25	16,3	<100	1,03	
	Mitte	14,5	11,3	278	202	147	0,35	120	<250	<150	33,9	66,4	<50	<25	-	<150	161	51,5	<10	127	<25	51,6	<100	0,49	
		35,5	11,3	284	203	151	0,38	120	<250	<150	33,0	61,5	<50	<25	-	<150	193	52,8	<10	126	<25	58,3	<100	0,52	
		107,0	11,5	222	166	109	0,38	120	<250	<150	29,7	13,0	<50	<25	-	<150	<100	31,3	<10	199	<25	34,2	<100	0,70	
	Unten	14,5	11,3	270	200	137	0,38	110	<250	<150	30,3	31,0	<50	<25	-	<150	<100	46,6	<10	148	<25	30,1	<100	0,29	
		35,5	11,2	287	203	161	0,32	110	<250	<150	33,0	79,5	<50	<25	-	<150	<100	54,4	<10	129	<25	45,1	<100	0,30	
		107,0	11,4	263	129	127	0,40	110	<250	<150	30,8	24,3	<50	<25	-	<150	<100	45,3	<10	161	<25	37,6	<100	0,30	
	2 (Eluent Kohlensäure)	Oben	14,1	10,9	266	208	129	0,36	120	<250	<150	31,6	220	<50	<25	-	<150	<100	45,5	<10	129	<25	9,16	<100	0,15
			35,1	11,2	211	206	97,3	0,38	99	<250	<150	25,1	34,4	<50	<25	-	<150	<100	30,2	<10	202	<25	6,48	<100	0,17
			106,6	11,3	185	175	5,38	0,49	100	<250	<150	22,4	11,4	<50	<25	-	<150	<100	23,7	<10	235	<25	4,05	<100	0,18
Mitte		14,1	11,3	290	197	157	0,30	120	<250	<150	33,3	141	<50	<25	-	<150	131	57,4	<10	117	<25	61,41	<100	0,35	
		35,1	11,5	240	199	118	0,37	110	<250	<150	26,6	23,8	<50	<25	-	<150	<100	38,8	<10	184	<25	32,8	<100	0,32	
		106,6	11,6	222	167	0,44	0,46	100	<250	<150	24,0	<10	<50	<25	-	<150	<100	34,0	<10	213	<25	23,4	<100	0,33	
Unten		14,1	11,4	232	197	0,88	0,43	100	<250	<150	24,8	25,3	<50	<25	-	<150	<100	37,1	<10	183	<25	23,0	<100	0,39	
		35,1	11,4	266	200	134	0,33	99	<250	<150	28,6	51,2	<50	<25	-	<150	<100	46,5	<10	146	<25	39,5	<100	0,39	
		106,6	11,4	250	170	117	0,42	100	<250	<150	26,5	27,9	<50	<25	-	<150	<100	41,5	<10	169	<25	25,0	<100	0,38	
Flussunterbrechung																									
1 (Eluent Leitungswasser)		Oben	6,5	12,5	10	162	0,6	1,33	46	<250	<150	1,34	<10	<50	<25	-	<150	<100	0,08	<10	120	<25	1,43	<100	1,06
			31,0	12,5	10	161	0,5	1,20	110	<250	<150	1,32	<10	<50	<25	-	<150	<100	0,08	<10	118	<25	1,64	<100	1,05
	96,3		12,3	9	163	0,5	1,22	290	<250	<150	1,30	<10	<50	<25	-	<150	<100	0,09	<10	114	<25	1,75	<100	0,99	
	268,3		12,3	9	143	0,6	1,15	370	<250	<150	1,28	<10	<50	<25	-	<150	<100	0,14	<10	119	<25	1,83	<100	1,00	
	509,5		12,2	14	126	2,4	1,10	520	<250	<150	1,63	<10	<50	<25	-	<150	<100	0,78	<10	130	<25	2,28	<100	1,14	
	Mitte	6,5	12,4	15	163	2,3	0,90	62	<250	<150	2,40	<10	<50	<25	-	<150	<100	0,18	<10	157	<25	1,50	<100	0,89	
		31,0	12,4	14	160	1,9	0,86	110	<250	<150	2,27	<10	<50	<25	-	<150	<100	0,09	<10	151	<25	1,39	<100	0,89	
		96,3	12,3	14	156	2,5	1,02	240	<250	<150	2,27	<10	<50	<25	-	<150	<100	0,14	<10	143	<25	1,59	<100	0,87	
		268,3	12,3	14	134	2,4	0,94	250	<250	<150	2,28	<10	<50	<25	-	<150	<100	0,26	<10	135	<25	2,01	<100	1,09	
		509,5	12,2	14	120	2,8	1,04	370	<250	<150	2,22	<10	<50	<25	-	<150	<100	0,34	<10	134	<25	2,15	<100	1,12	
	Unten	6,5	12,2	24	172	7,1	0,81	43	<250	<150	4,67	<10	<50	<25	-	<150	<100	0,19	<10	175	<25	3,20	<100	0,31	
		31,0	12,2	24	172	4,5	0,64	80	<250	<150	4,74	<10	<50	<25	-	<150	<100	0,12	<10	175	<25	2,91	<100	0,27	
		96,3	12,1	25	170	4,8	0,65	140	<250	<150	4,57	<10	<50	<25	-	<150	<100	0,13	<10	163	<25	2,25	<100	0,27	
		268,3	12,1	26	145	7,4	0,82	190	<250	<150	4,99	<10	<50	<25	-	<150	<100	0,25	<10	155	<25	1,65	<100	0,25	
		509,5	12,0	25	144	7,8	0,85	330	<250	<150	5,00	<10	<50	<25	-	<150	<100	0,22	<10	140	<25	1,12	<100	0,25	
	2 (Eluent Kohlensäure)	Oben	29,0	12,4	8	165	0,5	1,12	120	<250	<150	1,09	<10	<50	<25	-	<150	<100	0,10	<10	<100	<25	1,62	<100	0,26
			33,0	12,5	8	158	0,2	1,10	63	<250	<150	1,07	<10	<50	<25	-	<150	<100	4,66	<10	<100	<25	1,81	<100	0,27
			99,5	12,3	8	155	0,2	1,13	58	<250	<150	0,99	<10	<50	<25	-	<150	<100	0,07	<10	<100	<25	1,65	<100	0,31
268,3			12,3	7	143	0,5	1,22	130	<250	<150	0,95	<10	<50	<25	-	<150	<100	0,15	<10	<100	<25	1,29	<100	0,30	
509,5			12,1	7	130	0,4	1,33	180	276	<150	0,88	<10	<50	<25	-	<150	<100	0,28	<10	109	<25	0,84	<100	0,23	
Mitte		29,0	12,3	21	162	5,3	1,12	73	<250	<150	2,47	<10	<50	<25	-	<150	<100	1,16	<10	148	<25	1,69	<100	0,23	
		33,0	12,4	12	152	2,1	1,12	60	<250	<150	1,86	<10	<50	<25	-	<150	<100	0,11	<10	150	<25	1,23	<100	0,26	
		99,5	12,2	15	155	3,2	1,11	78	<250	<150	2,06	<10	<50	<25	-	<150	<100	0,47	<10	134	<25	1,89	<100	0,28	
		268,3	12,1	13	138	2,1	0,87	-	<250	<150	1,77	<10	<50	<25	-	<150	<100	0,22	<10	121	<25	1,44	<100	0,17	
		509,5	12,1	11	131	2,2	1,00	78	<250	<150	1,76	<10	<50	<25	-	<150	<100	0,21	<10	114	<25	1,34	<100	0,18	
Unten		29,0	12,4	15	158	3,3	1,07	31	<250	<150	2,52	<10	<50	<25	-	<150	<100	9,53	<10	163	<25	1,36	<100	0,47	
		33,0	12,4	15	146	2,8	0,91	23	<250	<150	2,49	<10	<50	<25	-	<150	<100	0,07	<10	157	<25	1,19	<100	0,48	
		99,5	12,3	15	157	3,4	1,04	36	<250	<150	2,50	<10	<50	<25	-	<150	<100	0,10	<10	145	<25	0,97	<100	0,44	

Filterstaubstabilisat – Säulenexperimente Technikumsmaßstab
Effluentzusammensetzung

Reaktor 1 – Filterstaubstabilisat (Eluent: Leitungswasser)																							
Fraktion	Dauer [h]	Volumen [m ³]	pH [-]	Ei, LF [mS/cm]	E _h [mV]	Cl ⁻ [g/l]	SO ₄ ²⁻ [g/l]	DOC [mg/l]	Al [µg/L]	As [µg/L]	Ca [gg/L]	Cd [µg/L]	Co [µg/L]	Cr [µg/L]	Cu [µg/L]	Fe [µg/L]	K [g/L]	Mn [µg/L]	Mo [µg/L]	Ni [µg/L]	Pb [mg/L]	Sb [µg/L]	Zn [µg/L]
1. Berechnung																							
1	0,00	0,00	10,6	205	231	89,3	0,62	71	<250	<150	18,18	26,6	<50	<25	<150	<100	30,45	<10	101	<25	9,92	<100	<50
2	0,68	0,00	10,8	194	219	84,1	0,77	62	<250	<150	17,38	14,0	<50	<25	<150	<100	27,89	<10	113	<25	7,98	<100	<50
3	5,82	0,02	10,8	194	209	114,9	0,88	95	<250	<150	26,23	22,6	<50	<25	<150	<100	38,09	<10	156	<25	15,39	<100	155
4	0,63	0,03	10,9	235	209	113,3	0,91	94	<250	<150	25,67	22,3	<50	<25	<150	<100	37,56	<10	154	<25	15,09	<100	143
5	0,38	0,04	10,8	234	204	110,7	0,96	91	<250	<150	25,36	23,1	<50	<25	<150	<100	37,19	<10	150	<25	14,81	<100	130
6	0,88	0,06	10,8	234	199	112,5	0,84	90	<250	<150	25,08	22,7	<50	<25	<150	<100	36,85	<10	151	<25	14,81	<100	135
7	7,50	0,21	10,9	227	194	108,0	0,88	95	<250	<150	25,24	14,5	<50	<25	<150	<100	34,52	<10	182	<25	13,58	<100	227
8	6,53	0,34	11,0	203	190	94,1	0,96	88	<250	<150	22,41	<10	<50	<25	<150	<100	28,78	<10	212	<25	9,78	<100	278
9	6,78	0,47	11,0	188	176	86,2	1,00	84	<250	<150	21,28	<10	<50	<25	<150	<100	25,29	<10	224	<25	8,47	<100	270
10	6,55	0,60	11,0	175	200	78,1	1,03	81	<250	<150	20,16	<10	<50	<25	<150	<100	22,60	<10	239	<25	7,17	<100	226
11	6,75	0,74	11,0	163	194	78,6	1,05	79	<250	<150	18,81	<10	<50	<25	<150	<100	20,47	<10	248	<25	6,38	<100	232
12	7,08	0,88	11,1	147	194	65,5	1,04	76	<250	<150	17,47	<10	<50	<25	<150	<100	16,04	<10	254	<25	5,62	<100	289
13	7,05	1,02	11,1	120	195	54,3	0,96	71	<250	<150	18,99	<10	<50	<25	<150	<100	10,29	<10	254	<25	5,86	<100	280
14	6,87	1,15	11,1	96	191	42,0	0,90	61	<250	<150	17,77	<10	<50	<25	<150	<100	5,44	<10	244	<25	4,97	<100	337
15	8,62	1,27	11,2	78	188	32,7	0,90	52	<250	<150	15,72	<10	<50	<25	<150	<100	3,03	<10	234	<25	3,83	<100	362
16	7,90	1,43	11,2	66	188	26,5	0,89	47	<250	<150	13,70	<10	<50	<25	<150	<100	1,77	<10	229	<25	3,04	<100	273
17	6,70	1,56	11,2	57	187	23,6	0,91	41	<250	<150	12,11	<10	<50	<25	<150	<100	1,11	<10	218	<25	2,54	<100	264
18	6,57	1,69	11,2	51	187	20,7	0,94	35	<250	<150	10,83	<10	<50	<25	<150	<100	0,75	<10	214	<25	2,28	<100	293
19	6,47	1,82	11,2	47	184	18,0	0,91	32	<250	<150	9,91	<10	<50	<25	<150	<100	0,47	<10	209	<25	2,00	<100	363
20	6,45	1,95	11,2	42	186	16,0	0,91	28	<250	<150	8,82	<10	<50	<25	<150	<100	0,38	<10	203	<25	1,77	<100	264
21	6,50	2,08	11,2	38	185	14,3	0,91	24	<250	<150	7,75	<10	<50	<25	<150	<100	0,25	<10	189	<25	1,57	<100	249
22	6,42	2,20	11,2	35	183	13,4	0,90	21	<250	<150	7,22	<10	<50	<25	<150	<100	0,26	<10	184	<25	1,47	<100	263
23	6,33	2,33	11,2	30	180	11,9	0,88	19	<250	<150	6,65	<10	<50	<25	<150	<100	0,22	<10	176	<25	1,25	<100	138
24	6,47	2,46	11,2	29	180	10,8	0,88	17	<250	<150	6,11	<10	<50	<25	<150	<100	0,16	<10	165	<25	1,19	<100	121
25	6,32	2,58	11,2	27	179	9,9	0,87	15	<250	<150	5,40	<10	<50	<25	<150	<100	0,13	<10	157	<25	1,13	<100	101
26	6,42	2,70	11,2	26	179	9,1	0,85	14	<250	<150	5,16	<10	<50	<25	<150	<100	0,11	<10	153	<25	1,01	<100	80
2. Berechnung																							
1	15,53	3,01	11,3	25	191	7,8	0,82	25	<250	<150	4,69	<10	<50	<25	<150	<100	0,29	<10	160	<25	1,20	<100	56
2	6,18	3,13	11,2	17	188	5,0	0,68	19	<250	<150	3,02	<10	<50	<25	<150	<100	0,17	<10	<100	<25	0,99	<100	<50
3	6,52	3,26	11,2	15	188	4,4	0,63	15	<250	<150	2,68	<10	<50	<25	<150	<100	0,14	<10	<100	<25	0,89	<100	<50
4	6,20	3,38	11,2	13	185	3,7	0,63	12	<250	<150	2,37	<10	<50	<25	<150	<100	0,13	<10	<100	<25	0,81	<100	<50
5	6,33	3,51	11,2	11	184	3,1	0,61	11	<250	<150	2,03	<10	<50	<25	<150	<100	0,11	<10	<100	<25	0,81	<100	<50
6	6,52	3,64	11,2	10	180	2,7	0,60	10	<250	<150	1,80	<10	<50	<25	<150	<100	0,11	<10	<100	<25	0,77	<100	<50
7	6,63	3,77	11,1	9	210	2,6	0,59	10	<250	<150	1,62	<10	<50	<25	<150	<100	0,11	<10	<100	<25	0,50	<100	<50
8	6,47	3,90	11,1	9	206	2,3	0,56	10	290	<150	1,53	<10	<50	<25	<150	<100	0,11	<10	<100	<25	0,51	<100	<50
9	6,42	4,03	11,1	9	207	2,3	0,58	10	300	<150	1,46	<10	<50	<25	<150	<100	0,11	<10	<100	<25	0,50	<100	<50
10	6,70	4,16	11,1	9	205	2,2	0,59	10	<250	<150	1,43	<10	<50	<25	<150	<100	0,11	<10	<100	<25	0,52	<100	<50
11	6,62	4,29	11,1	8	204	2,1	0,57	10	<250	<150	1,41	<10	<50	<25	<150	<100	0,11	<10	<100	<25	0,59	<100	<50
12	6,67	4,43	11,1	8	202	2,0	0,60	10	<250	<150	1,35	<10	<50	<25	<150	<100	0,11	<10	<100	<25	0,66	<100	<50
13	7,45	4,57	11,2	9	200	1,9	0,59	10	<250	<150	1,32	<10	<50	<25	<150	<100	0,11	<10	<100	<25	0,64	<100	<50
14	8,20	4,69	11,2	8	198	1,9	0,61	10	<250	<150	1,35	<10	<50	<25	<150	<100	0,12	<10	<100	<25	0,75	<100	<50
15	0,38	4,69	11,2	8	198	1,9	0,62	10	<250	<150	1,35	<10	<50	<25	<150	<100	0,12	<10	<100	<25	0,73	<100	<50
16	7,83	4,77	11,2	8	196	1,8	0,63	10	<250	<150	1,28	<10	<50	<25	<150	<100	0,11	<10	<100	<25	0,71	<100	<50
17	0,45	4,77	11,2	9	197	1,7	0,62	10	<250	<150	1,27	<10	<50	<25	<150	<100	0,11	<10	<100	<25	0,67	<100	<50
18	12,27	4,89	11,4	10	197	1,8	0,71	10	<250	<150	1,45	<10	<50	<25	<150	<100	0,11	<10	<100	<25	0,85	<100	<50
19	13,10	5,02	11,4	10	193	2,1	0,83	11	<250	<150	1,68	<10	<50	<25	<150	<100	0,12	<10	<100	<25	1,07	<100	96
20	0,37	5,03	11,4	11	187	2,1	0,83	11	<250	<150	1,69	<10	<50	<25	<150	<100	0,12	<10	<100	<25	1,11	<100	93
21	12,68	5,15	11,4	11	186	2,0	0,85	11	<250	<150	1,72	<10	<50	<25	<150	<100	0,11	<10	<100	<25	1,18	<100	123
22	0,37	5,16	11,4	11	182	1,9	0,86	12	<250	<150	1,73	<10	<50	<25	<150	<100	0,11	<10	<100	<25	1,23	<100	123
23	13,22	5,28	11,5	11	178	1,9	0,91	11	<250	<150	1,75	<10	<50	<25	<150	<100	0,09	<10	<100	<25	1,40	<100	242
24	0,38	5,28	11,5	11	176	1,8	0,88	11	<250	<150	1,74	<10	<50	<25	<150	<100	0,08	<10	<100	<25	1,43	<100	252
25	14,40	5,39	11,4	11	173	1,7	0,93	11	<250	<150	1,71	<10	<50	<25	<150	<100	0,07	<10	<100	<25	1,44	<100	178
26	0,45	5,40	11,4	11	168	1,7	0,94	11	<250	<150	1,72	<10	<50	<25	<150	<100	0,07	<10	<100	<25	1,45	<100	187
27	14,42	5,47	11,5	11	165	1,7	0,96	11	<250	<150	1,76	<10	<50	<25	<150	<100	0,06	<10	<100	<25	1,57	<100	252
28	0,45	5,47	11,5	11	160	1,7	0,96	11	<250	<150	1,76	<10	<50	<25	<150	<100	0,06	<10	<100	<25	1,56	<100	245
29	0,47	5,47	11,5	11	158	1,7	0,96	11															

Filterstaubstabilisat – Säulenexperimente Technikumsmaßstab Effluentzusammensetzung

Reaktor 2 – Filterstaubstabilisat (Eluent: Kohlensäure)																							
Fraktion	Dauer [h]	Volumen [m ³]	pH [-]	ei, LF [mS/cm]	E _H [mV]	Cl ⁻ [g/l]	SO ₄ ²⁻ [g/l]	DOC [mg/l]	Al [µg/L]	As [µg/L]	Ca [g/L]	Cd [µg/L]	Co [µg/L]	Cr [µg/L]	Cu [µg/L]	Fe [µg/L]	K [g/L]	Mn [µg/L]	Mo [µg/L]	Ni [µg/L]	Pb [mg/L]	Sb [µg/L]	Zn [µg/L]
1. Berechnung																							
1	0,00	0,00	10,79	151	209	64,59	0,65	48	<250	<150	12,89	<10	<50	<25	<150	<100	20,66	<10	<100	<25	13,79	<100	<50
2	0,70	0,00	10,96	180	202	89,15	0,84	59	<250	<150	16,05	<10	<50	<25	<150	<100	25,56	<10	111	<25	17,98	<100	<50
3	4,90	0,01	11,05	227	198	107,8	0,93	89	<250	<150	23,40	<10	<50	<25	<150	<100	35,43	<10	151	<25	21,96	<100	208
4	7,80	0,16	10,96	222	187	111,7	1,07	91	<250	<150	23,50	<10	<50	<25	<150	<100	34,08	<10	171	<25	18,74	<100	296
5	4,55	0,25	11,00	212	184	107,3	1,04	89	<250	<150	22,36	<10	<50	<25	<150	<100	31,80	<10	180	<25	14,66	<100	310
6	4,18	0,33	11,01	204	182	94,04	1,07	86	<250	<150	21,79	<10	<50	<25	<150	<100	29,75	<10	186	<25	13,06	<100	323
7	4,32	0,41	11,03	184	181	91,23	1,08	85	<250	<150	21,27	<10	<50	<25	<150	<100	27,63	<10	194	<25	12,09	<100	317
8	3,90	0,49	11,03	171	193	93,59	1,55	84	<250	<150	20,65	<10	<50	<25	<150	<100	25,02	<10	204	<25	11,07	<100	333
9	4,13	0,57	11,06	146	187	79,95	1,12	82	<250	<150	20,45	<10	<50	<25	<150	<100	21,91	<10	210	<25	10,16	<100	272
10	3,92	0,64	11,08	119	189	65,88	1,07	79	<250	<150	20,33	<10	<50	<25	<150	<100	15,24	<10	213	<25	9,26	<100	313
11	3,97	0,72	11,13	94	183	52,01	0,98	71	<250	<150	19,62	<10	<50	<25	<150	<100	9,89	<10	208	<25	8,34	<100	364
12	3,88	0,80	11,17	73	175	39,80	0,99	61	<250	<150	17,71	<10	<50	<25	<150	<100	5,26	<10	205	<25	6,65	<100	374
13	3,83	0,87	11,22	60	175	31,08	0,96	50	<250	<150	15,05	<10	<50	<25	<150	<100	2,46	<10	199	<25	5,24	<100	413
14	3,83	0,95	11,23	54	183	24,20	0,95	43	<250	<150	12,74	<10	<50	<25	<150	<100	1,16	<10	191	<25	4,25	<100	409
15	3,68	1,02	11,24	48	184	21,23	0,94	37	<250	<150	11,08	<10	<50	<25	<150	<100	0,76	<10	187	<25	3,41	<100	284
16	3,62	1,08	11,26	44	184	18,63	0,93	33	<250	<150	10,12	<10	<50	<25	<150	<100	0,49	<10	190	<25	2,88	<100	280
17	3,82	1,16	11,32	41	182	16,93	0,94	29	<250	<150	9,20	<10	<50	<25	<150	<100	0,45	<10	182	<25	2,48	<100	259
18	3,90	1,23	11,35	38	181	15,54	0,96	25	<250	<150	8,41	<10	<50	<25	<150	<100	0,35	<10	176	<25	2,22	<100	274
19	3,85	1,29	11,37	37	181	14,48	0,96	22	<250	<150	7,83	<10	<50	<25	<150	<100	0,28	<10	171	<25	2,06	<100	254
20	4,00	1,36	11,37	35	180	13,67	1,03	21	<250	<150	7,43	<10	<50	<25	<150	<100	0,31	<10	168	<25	2,01	<100	283
21	4,15	1,44	11,37	33	182	12,75	0,95	18	<250	<150	7,01	<10	<50	<25	<150	<100	0,29	<10	169	<25	1,75	<100	217
22	4,13	1,52	11,37	32	182	11,71	0,95	17	<250	<150	6,54	<10	<50	<25	<150	<100	0,21	<10	160	<25	1,73	<100	232
23	4,35	1,61	11,37	30	181	11,07	0,96	17	<250	<150	6,18	<10	<50	<25	<150	<100	0,27	<10	156	<25	1,59	<100	230
24	4,23	1,69	11,37	28	179	10,16	0,96	14	<250	<150	5,35	<10	<50	<25	<150	<100	0,21	<10	154	<25	1,51	<100	239
25	4,05	1,77	11,37	25	177	9,23	1,01	13	<250	<150	5,31	<10	<50	<25	<150	<100	0,17	<10	149	<25	1,37	<100	214
26	4,13	1,85	11,37	24	181	8,30	0,96	13	<250	<150	4,87	<10	<50	<25	<150	<100	0,11	<10	148	<25	1,24	<100	138
27	4,22	1,89	11,37	23	179	7,65	0,97	13	<250	<150	4,63	<10	<50	<25	<150	<100	0,10	<10	150	<25	1,30	<100	263
28	4,27	1,93	11,37	22	177	7,09	1,00	11	<250	<150	4,31	<10	<50	<25	<150	<100	0,08	<10	151	<25	1,26	<100	283
2. Berechnung																							
1	19,00	2,22	11,32	18	168	4,72	0,96	27	<250	<150	3,07	<10	<50	<25	<150	<100	0,35	<10	118	<25	1,38	<100	181
2	7,25	2,29	11,29	16	161	3,71	1,04	22	<250	<150	2,64	<10	<50	<25	<150	<100	0,24	<10	<100	<25	1,68	<100	302
3	7,60	2,36	11,28	14	156	2,86	1,02	18	<250	<150	2,20	<10	<50	<25	<150	<100	0,22	<10	<100	<25	1,41	<100	247
4	7,55	2,43	11,29	12	159	2,42	0,99	16	<250	<150	1,96	<10	<50	<25	<150	<100	0,21	<10	<100	<25	1,36	<100	174
5	8,42	2,45	11,27	11	156	2,16	1,00	16	<250	<150	1,72	<10	<50	<25	<150	<100	0,21	<10	<100	<25	1,11	<100	93
6	21,77	2,50	11,31	11	156	2,26	1,03	19	<250	<150	1,78	<10	<50	<25	<150	<100	0,25	<10	<100	<25	1,18	<100	139
7	0,38	2,50	11,30	12	157	2,28	1,28	17	<250	<150	1,87	<10	<50	<25	<150	<100	0,25	<10	<100	<25	1,30	<100	187
8	8,38	2,58	11,25	12	157	2,27	1,13	19	<250	<150	1,86	<10	<50	<25	<150	<100	0,25	<10	<100	<25	1,39	<100	222
9	9,05	2,67	11,25	12	157	1,73	1,09	15	<250	<150	1,55	<10	<50	<25	<150	<100	0,21	<10	<100	<25	1,07	<100	59
10	9,07	2,74	11,26	10	156	1,51	1,00	14	<250	<150	1,44	<10	<50	<25	<150	<100	0,17	<10	<100	<25	0,91	<100	<50
11	9,50	2,74	11,31	9	158	1,44	1,04	14	<250	<150	1,43	<10	<50	<25	<150	<100	0,13	<10	<100	<25	0,99	<100	<50
12	21,05	2,74	11,44	9	156	1,48	1,10	13	<250	<150	1,63	<10	<50	<25	<150	<100	0,10	<10	<100	<25	1,40	<100	195
13	0,43	2,74	11,44	10	152	1,49	1,16	14	<250	<150	1,67	<10	<50	<25	<150	<100	0,10	<10	<100	<25	1,37	<100	151
14	13,85	2,88	11,44	11	150	1,44	1,11	13	<250	<150	1,74	<10	<50	<25	<150	<100	0,08	<10	<100	<25	1,56	<100	265
15	10,68	2,90	11,40	11	162	1,24	1,10	11	<250	<150	1,60	<10	<50	<25	<150	<100	0,06	<10	<100	<25	1,38	<100	196
16	16,58	2,98	11,43	10	158	1,20	1,13	12	<250	<150	1,61	<10	<50	<25	<150	<100	0,05	<10	<100	<25	1,50	<100	209
17	10,50	3,08	11,39	10	148	1,16	1,17	10	<250	<150	1,58	<10	<50	<25	<150	<100	0,05	<10	<100	<25	1,45	<100	191
18	10,62	3,13	11,40	10	150	0,90	1,08	10	<250	<150	1,53	<10	<50	<25	<150	<100	0,04	<10	<100	<25	1,24	<100	89
19	12,30	3,13	11,40	9	154	0,85	1,12	9	<250	<150	1,49	<10	<50	<25	<150	<100	0,04	<10	<100	<25	1,32	<100	135
20	16,57	3,21	11,47	9	155	0,88	1,17	10	<250	<150	1,48	<10	<50	<25	<150	<100	0,04	<10	<100	<25	1,54	<100	267
21	19,85	3,27	11,51	10	156	0,80	1,18	9	<250	<150	1,48	<10	<50	<25	<150	<100	0,04	<10	<100	<25	1,61	<100	325
22	4,88	3,27	11,49	10	156	0,79	1,18	9	<250	<150	1,48	<10	<50	<25	<150	<100	0,04	<10	<100	<25	1,60	<100	258
23	83,07	3,44	11,55	10	154	0,75	1,16	9	<250	<150	1,49	<10	<50	<25	<150	<100	0,05	<10	<100	<25	1,70	<100	302
24	11,82	3,46	11,50	9	170	0,60	1,10	8	<250	<150	1,28	<10	<50	<25	<150	<100	0,04	<10	<100	<25	1,23	<100	132
25	21,30	3,53	11,55	9	162	0,54	1,02	8	<250	<150	1,33	<10	<50	<25	<150	<100	0,04	<10	<100	<25	1,39	<100	193
26	13,07	3,66	11,54	9	155	0,51	1,07	8	<250	<150	1,32	<10	<50	<25	<150	<100	0,04	<10	<100	<25	1,40	<100	

Filterstaubstabilisat – Geochemische Modellierung der Kohlenstoffdioxidaufnahme
 Mineralphasenbestand des Systems (3 kg Stabilisat plus 1 kg Wasser); alle Angaben in g

Mineralphase	Bezeichnung	CO ₂ -Aufnahme		
		0 mol	9 mol	15 mol
AlOOH	Diaspor	–	–	30,0
Ba ₃ (AsO ₄) ₂	–	0,786	0,786	0,786
Ca(OH) ₂	Portlandit	548	–	–
Ca ₂ ClPO ₄	–	35,6	35,6	35,6
Ca ₄ Al ₂ (OH) ₁₂ Cl ₂ ·4H ₂ O	Friedel'sches Salz	745	563	–
Ca ₂ V ₂ O ₇	–	–	0,190	0,188
Ca ₃ V ₂ O ₈	–	0,220	–	–
CaMoO ₄	Powellit	0,0939	0,0939	0,0940
CaMgSi ₂ O ₆	Diopsid	171	128	–
CaMgSiO ₄	Monticellit	87,6	–	–
CaSO ₄ ·2H ₂ O	Gips	1.130	1.130	1.130
Cd(OH) ₂	–	0,00231	–	–
Co(OH) ₂	–	0,0899	0,0898	–
Cr(OH) ₃	–	–	0,910	0,910
Cu ₂ Zn ₄ Al ₂ (OH) ₁₆ SO ₄	Glaucozerinit	–	7,22	7,22
CuO	Tenorit	1,42	–	–
Fe ₂ O ₃	Hämatit	230	230	230
KAl ₃ Si ₃ O ₁₀ (OH) ₂	Muskovit	–	–	284
KCl	Sylvin	142	117	77,0
Mg ₅ Al ₂ Si ₃ O ₁₀ (OH) ₈	Klinochlor-14A	–	84,1	–
Mn ₂ O ₃	Bixbyit	3,34	–	–
Mn ₃ O ₄	Hausmannit	–	3,22	–
Na _{0,676} Ca _{0,657} Al _{1,99} Si _{3,01} O ₁₀ ·2,65H ₂ O	Mesolith	–	64,4	–
NaCl	Halit	21,7	–	45,5
Ni ₆ Al ₂ (OH) ₁₆ CO ₃	Takovit	–	0,497	0,495
NiO	Bunsenit	0,302	–	–
Pb ₂ (OH) ₃ Cl	–	5,13	1,06	–
SnO ₂	Cassiterit	0,359	0,359	0,359
TiO ₂	Rutil	11,1	11,1	11,1
ZnO	Zinkit	24,7	21,8	–
ZrSiO ₄	Zirkon	0,220	0,220	0,220
Baryt-Mischkristall		1,49	1,46	1,46
BaSO ₄	Sulfatbaryt	1,15	1,46	1,46
BaCrO ₄	Chromatbaryt	0,333	<0,0001	<0,0001
BaMoO ₄	Molybdatbaryt	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Carbonat-Mischkristall		–	901	1.400
CaCO ₃	Kalzit	–	899	1.270
CdCO ₃	Otavit	–	0,00138	0,00095
MgCO ₃	Magnesit	–	0,00398	94,4
MnCO ₃	Rhodochrosit	–	0,00365	4,85
SrCO ₃	Strontianit	–	1,99	1,99
ZnCO ₃	Smithsonit	–	0,00014	30,8
Ettringit Mischkristall		11,2	7,69	7,51
Ca ₆ Al ₂ (SO ₄) ₃ (OH) ₁₂ ·26H ₂ O	Ettringit	0,500	0,178	<0,0001
Ca ₆ Al ₂ (CrO ₄) ₃ (OH) ₁₂ ·26H ₂ O	Chromatettringit	3,21	<0,0001	<0,0001
Ca ₆ Al ₂ (SbO ₄) ₃ (OH) ₉ ·26H ₂ O	Antimonatettringit	7,51	7,51	7,51
Ca ₆ Al ₂ (MoO ₄) ₃ (OH) ₉ ·26H ₂ O	Molybdatettringit	<0,0001	<0,0001	<0,0001

