

TEXTE

04/2011

Ableitung von Materialwerten im Eluat und Einbaumöglichkeiten mineralischer Ersatzbaustoffe

Umsetzung der Ergebnisse des BMBF-Verbundes
"Sickerwasserprognose" in konkrete Vorschläge zur
Harmonisierung von Methoden

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Förderkennzeichen 205 74 251
UBA-FB 001118

Ableitung von Materialwerten im Eluat und Einbaumöglichkeiten mineralischer Ersatzbaustoffe

**Umsetzung der Ergebnisse des BMBF-Verbundes
„Sickerwasserprognose“ in konkrete Vorschläge
zur Harmonisierung von Methoden**

von

Dr. Bernd Susset*

Dr. Wolfgang Leuchs

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-
Westfalen, Recklinghausen

*seit 01.08.2007: Zentrum für Angewandte Geowissenschaften der
Universität Tübingen (ZAG) und freier Gutachter

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

UMWELTBUNDESAMT

Diese Publikation ist ausschließlich als Download unter
<http://www.uba.de/uba-info-medien/4065.html>
verfügbar. Hier finden Sie auch den Anhang-Band.

Die in der Studie geäußerten Ansichten
und Meinungen müssen nicht mit denen des
Herausgebers übereinstimmen.

Der 2008 bereits unter gleichem Namen
veröffentlichte Abschlussbericht wurde für die
vorliegende Veröffentlichung überarbeitet.

ISSN 1862-4804

Herausgeber: Umweltbundesamt
Postfach 14 06
06813 Dessau-Roßlau
Tel.: 0340/2103-0
Telefax: 0340/2103 2285
E-Mail: info@umweltbundesamt.de
Internet: <http://www.umweltbundesamt.de>
<http://fuer-mensch-und-umwelt.de/>

Redaktion: III 2.2 Ressourcenschonung, Stoffkreisläufe,
Mineral- und Metallindustrie

Dessau-Roßlau, Februar 2011

Berichts – Kennblatt

1. Berichtsnummer UBA - FB 001118	2.	3.
4. Titel des Berichts Ableitung von Materialwerten im Eluat und Einbaumöglichkeiten mineralischer Ersatzbaustoffe - Umsetzung der Ergebnisse des BMBF-Verbundes „Sickerwasserprognose“ in konkrete Vorschläge zur Harmonisierung von Methoden		
5. Autor(en), Name(n), Vorname(n) Susset, Bernd; Leuchs, Wolfgang		8. Abschlussdatum 31.01.2008
		9. Veröffentlichungsdatum 02/2008, überarbeitet 02/2011
6. Durchführende Institution (Name, Anschrift) Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen, Leibnizstr. 10, 45659 Recklinghausen		10. UFOPLAN-Nr. 205 74 251
		11. Seitenzahl 118 (+ 91 als Anhang)
7. Fördernde Institution (Name, Anschrift) Umweltbundesamt Wörlitzer Platz 1 D-06844 Dessau		12. Literaturangaben 88
		13. Tabellen 31 (+ 44 im Anhang)
		14. Abbildungen 25 (+ 158 im Anhang)
15. Zusätzliche Angaben		
16. Zusammenfassung Begleitend zu den Verordnungsvorhaben des Bundesumweltministeriums (Ersatzbaustoffverordnung und Fortschreibung der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung, BBodSchV, 1999) und vor dem Hintergrund der Ergebnisse des BMBF-Verbundprojektes Sickerwasserprognose besteht der dringende Bedarf praxisgeeignete (vollzugstaugliche) Vorschläge für eine Verbesserung bestehender Methoden und Bewertungssysteme oder ggf. neue Konzepte für die verschiedenen Rechtsbereiche zu erarbeiten. Dazu hat das LANUV NRW im Rahmen dieses Projektes Ergebnisse des BMBF-Verbundes Sickerwasserprognose im Hinblick auf konkrete Vorschläge für den Vollzug ausgewertet. Auf der Grundlage der wissenschaftlichen Erkenntnisse zum Untersuchungsverfahren, zu den Transportprozessen und den bauweisenbedingten Spezifika wurde ein fachliches Konzept entwickelt mit dem eine aus Sicht des Boden- und Grundwasserschutzes einheitliche, fachlich begründete Bewertung des Einbaus mineralischer Stoffe im Erd- und Straßenbau vorgenommen werden kann. Als Grundlage für die Bewertung im Vollzug werden Ersatzbaustoff-spezifische Materialwerte für Hochofenstückschlacke, Hüttensand, Stahlwerksschlacken (LD- Schlacke, Elektroofenschlacke), Gießereikupolofenschlacken, Gießereirestsand, Schmelzkammergranulat, Steinkohlen-Kesselasche, Steinkohlenflugasche, Hausmüllverbrennungsasche, Recycling-Baustoff, Bodenmaterial und Gleischotter abgeleitet, die in einem Säulenkurzeluat einzuhalten sind. Bei dem Säulenkurztest handelt es sich um einen Säulenversuch, bei dem das Eluat bis zu einem Wasser-/Feststoffverhältnis von 2 gesammelt wird. Diese Materialwerte im Säulenkurzeluat bis <i>WF 2</i> werden mit medienschutzbezogenen Einbauwerten verglichen, die in Abhängigkeit der Rückhaltewirkung der Böden (Unterscheidung von ungünstigen und günstigen Eigenschaften der Grundwasserdeckschichten) gegenüber Schadstoffen und dem Wasserhaushalt der verschiedenen im Straßen-, Wege- und Erdbau üblichen Bauweisen nach den gewählten Randbedingungen des Medienschutzkonzepts berechnet wurden. Das im Einzelnen aufwändig zu modellierende Konzept wird zur Erleichterung des Vollzugs in einfache und leicht verständliche aber differenzierte Einbautabellen umgesetzt.		
17. Schlagwörter Sickerwasserprognose, mineralische Ersatzbaustoffe, Freilandlysimeter, ausführlicher Säulenversuch, Säulenkurztest, Schüttelversuche, Materialwerte, Grundwasserschutz, Geringfügigkeitsschwellenwerte, Bodenschutz, Vorsorgewerte, Filterkapazität, medienschutzbezogene Einbauwerte, Einbauweisen, Straßen-, Wege- und Erdbau, Einbautabellen, Bundes-Ersatzbaustoffverordnung, Novelle Bundes-Bodenschutzverordnung		
18. Preis	19.	20.

Report Cover Sheet

1. Report No. UBA - FB 001118	2.	3.
4. Report Title Derivation of leaching standards and recycling possibilities of mineral waste materials – transfer of results of the joint research BMBF-project „Sickerwasserprognose“ into concrete proposals for the harmonization of methods		
5. Author(s), Family Name(s), First Name(s) Susset, Bernd; Leuchs, Wolfgang		8. Report Date 31.01.2008
		9. Publication Date 02/2008, revised 02/2011
6. Durchführende Institution (Name, Anschrift) Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen, Leibnizstr. 10, 45659 Recklinghausen		10. UFOPLAN-Ref. No. 205 74 251
		11. No. of pages 118 (+ 91 in annex)
7. Fördernde Institution (Name, Anschrift) Umweltbundesamt Wörlitzer Platz 1 D-06844 Dessau		12. No. of References 88
		13. No. of Tables 31 (+ 44 in annex)
		14. No. of Figures 25 (+ 158 in annex)
15. Supplementary Notes		
16. Abstract Parallel to the legislative procedure of the German Federal Ministry of Environment (German Federal Decree for the Use of Mineral Recycling Materials and Amendment of German Federal Soil Protection Decree) and with respect to the results of the German joint research project “Sickerwasserprognose” of the Federal Ministry of Research and Technology (BMBF) a strong demand exists for the improvement of existing methods und regulation systems and for the establishment of new regulatory concepts. For that purpose the LANUV NRW evaluated the results of the BMBF-joint research project “Sickerwasserprognose” with respect to practical proposals for regulations. Based on the research results of the investigation of transport processes and construction details a scientific concept was developed which allows a holistic and scientifically sound assessment of the use of minerals in landscape and road constructions. Basis for risk assessment is the derivation of material-specific values for blast furnace slag, granulated blast furnace slags, steel slag (LD- and electric furnace slag), foundry cupola furnace slag, foundry sand, coal boiler ash, coal fly ash, MSWI bottom ash, recycling demolition waste, soil materials and aggregates for railway ballast in short-term column leaching tests. These column leaching tests are performed in an up-flow mode, where the aqueous effluent is collected up to a liquid-/solid ratio of 2. These material specific values obtained at a liquid/solid ratio of 2 are compared with application and media related values, which are derived depending on the retardation or attenuation of contaminants in soils (distinction of suitable und non-suitable properties of the unsaturated zone) and on the hydraulic properties of road construction and landscaping. This assessment concept is realized in simplified but detailed tables which demonstrate the potential reuse of mineral waste based building materials.		
17. Keywords groundwater risk assessment, mineral replacement building material, field lysimeters, extensive column test, short-term column test, batch test, material value, groundwater protection, insignificance groundwater threshold values, soil protection, preventive values for soils, filter capacity, media related application values, application guideline, road construction and earth-moving, application tables, German Federal Decree for the use of mineral recycling materials, amendment of German Federal Soil Protection Decree		
18. Preis	19.	20.

Inhaltsverzeichnis

1	Einführung	8
2	Wissenschaftliche Grundlagen.....	10
2.1	Masterfaktoren für Schadstofffreisetzung und –transport (Quellterm/Transportterm) 10	
2.2	Ermittlung der Quellstärke durch Laborversuche	14
2.2.1	Konzeptioneller Ansatz und Datengrundlage.....	14
2.2.2	Reproduzierbarkeit.....	16
2.2.3	Theoretische Übertragbarkeit auf In-Situ Sickerwasserkonzentrationen	17
2.2.4	Vergleich von Lysimeter- und Säulenversuchsergebnissen.....	28
2.2.5	Validierung der theoretischen Übertragung	34
2.2.6	Empfehlung des Laborsäulenversuchs.....	36
2.3	Quantifizierung von Transportvorgängen	39
2.4	Durchsickerung von technischen Bauwerken.....	43
3	Fachliches Konzept zur Ableitung von Materialwerten und Einbauwerten.....	47
3.1	Weiterentwicklung bisheriger Bewertungsansätze und Zusammenfassung des neuen Konzeptvorschlags.....	47
3.2	Bezugsmaßstäbe/-werte	50
3.3	Quellstärkefunktionen	52
3.3.1	Rechengang zur Berechnung von Grenzkonzentrationen (Salzen)	52
3.3.2	Umrechnung von Eluatwerten auf andere Wasser-/Feststoffverhältnisse	55
3.4	Methode zur generalisierten Bewertung von Rückhaltevorgängen.....	59
3.4.1	Auswahl von Standortszenerarien	59
3.4.2	Verteilungskoeffizienten und Abbauraten	62
3.4.3	Durchbruch und Stoffanreicherung.....	65
3.5	Einbauweisen und resultierende Einbautabellen.....	69
3.6	Bauwerks- und materialbezogene Annahmen für die Modellierung.....	72
4	Ergebnisse.....	74
4.1	K_d und Kappawerte.....	74
4.2	Ableitung von Materialwerten.....	79
4.2.1	Bestimmung relevanter Parameter	79
4.2.2	Vorschläge für Materialwerte.....	79
4.2.3	Vorschläge für Prüfwerte für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser	94
4.3	Vorschläge für medianschutzbasierte Einbauwerte in technischen Bauwerken.....	96
5	Danksagung.....	103
6	Zusammenfassung	103
7	Literatur	108

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2.1.1: Zeitlicher Verlauf der Lysimeterablaufkonzentrationen von Chlorid, Sulfat, Kupfer und der Σ 15 EPA-PAK an der Unterkante eines Recycling-Baustoffes im Vergleich zu den Austrägen bei Unterlagerung mit 50 cm Sand- bzw. Lößmonolithen für den Betriebszeitraum von 4,5 Jahren	14
Abb. 2.2.2.1: Materialübergreifende (9 verschiedene mineralische Abfälle und Böden) Abweichungen der Einzelbestimmungen von Stoffkonzentrationen vom Mittelwert (mindestens Zweifach-, teilweise Vierfachbestimmungen) in Eluaten verschiedener Testmethoden.....	17
Abb. 2.2.3.1: Abnahme der Konzentration im Wasser bei zunehmendem Verteilungskoeffizienten K_d bei unterschiedlichen Wasser/Feststoff-Verhältnissen (nach Grathwohl, 2004).	19
Abb. 2.2.3.2: Unterschiede in der Zeit (dimensionslos), die benötigt wird, um mindestens 30% der Gleichgewichtskonzentration zu erreichen.....	19
Abb. 2.2.3.3: Einfluss von WF und K_d auf die für die Gleichgewichtseinstellung benötigte Zeit bis 30% der Gleichgewichtskonzentration erreicht sind.	20
Abb. 2.2.3.4: Qualitatives Modell zur Übertragbarkeit der mit einfachen Standard-Elutionstests gefundenen Konzentrationen auf das Sickerwasser.	21
Abb. 2.2.3.5 Ergebnis eines "numerischen Säulenexperimentes" mit SMART+BESSY nach Susset (2004):.	24
Abb. 2.2.3.6: Vergleich von Elutionskurven verschiedener Elutionsmodelle versus WF	27
Abb.2.2.4.1a: Gruppe 1 - Zeitlicher Verlauf der Lysimeterablaufkonzentration an der Unterkante verschiedener Ersatzbaustoffe und Böden und entsprechender Säulenversuche versus WF für leichtlösliche Salze.	30
Abb.2.2.4.1b: Gruppe 1 -: Zeitlicher Verlauf der Lysimeterablaufkonzentration an der Unterkante verschiedener Ersatzbaustoffe und Böden und entsprechender Säulenversuche versus WF für mobile Anteile von Metallen.	30
Abb. 2.2.4.2: Gruppe 2 Zeitlicher Verlauf der Lysimeterablaufkonzentration an der Unterkante verschiedener Ersatzbaustoffe und Böden und entsprechender Säulenversuche versus WF für organische Schadstoffe und stark sorptiv gebundene Metalle.	32
Abb.2.2.4.3: Gruppe 3: Zeitlicher Verlauf der Lysimeterablaufkonzentration an der Unterkante verschiedener Ersatzbaustoffe und Böden und entsprechender Säulenversuche versus WF	33
Abb. 2.2.5.1: Übertragbarkeiten Säule/Lysimeter/Sickerwasser/Batcheluate	34
Abb. 2.2.5.2: Übertragbarkeiten Säule/Lysimeter/Sickerwasser/Batcheluate: Zeitskalen verschiedener Elutionsmethoden.....	36
Abb. 2.2.6.1: Materialübergreifende (9 verschiedene mineralische Abfälle und Böden) Abweichungen der Einzelbestimmungen von Stoffkonzentrationen vom Mittelwert (mindestens Zweifach-, teilweise Vierfachbestimmungen) gemittelt über die gesamte dynamische Elution eines ausführlichen Säulenversuchs und eines Säulenskurztests bis WF 2.	37
Abb. 2.3.1: Vergleich der verschiedenen Transportprozesse beim Transport von Stoffen mit dem Sickerwasser durch eine 4,5 m mächtige Bodenszone.	40
Abb. 2.3.2: Vergleich analytisch und numerisch ermittelter Durchbruchkurven	42
Abb. 2.4.1: Finite-Elemente-Netz und Geschwindigkeitsvektoren der ungesättigten Strömung an allen Elementknoten im Lärmschutzwall nach Beyer et al. (2007).....	45
Abb. 2.4.2: Finite-Elemente-Netz und Geschwindigkeitsvektoren der ungesättigten Strömung an allen Elementknoten im Straßendamm (Ausschnitt der Flanke) nach Beyer et al. (2007).	46

Abb. 3.3.1.1: An Freilandlysimeter- und Säulenversuchsergebnisse angepasstes Kappa-Modell (Gl. 10) und Advektionsdispersionsmodell (Gl. 8) für Chlorid in RC-Baustoff.....	53
Abb. 3.3.1.2: Typischer Konzentrationsverlauf von leichtlöslichen Stoffen (hier: Chlorid aus einer 50 cm mächtigen Schicht RC-Baustoff im Lysimeter) versus <i>WF</i> und Ergebnisse der statischen Tests (Eluate bei den <i>WF</i> : 0,25; 1; 2; 10) sowie Modellierungsergebnisse von Momentankonzentrationen und kumulativen Konzentrationen im Lysimeterablauf und Säuleneluat.	53
Abb. 3.3.2.1 Oben: Box-Plot-Auswertung der statistischen Verteilung der Relativkonzentrationen von Sulfat in Säuleneluaten sowie Schütteleluaten bei <i>WF</i> 2 und 10 von 50 verschiedenen RC-Baustoffproben (davon lagen bei 29 RC-Proben die Säuleneluatkonzentrationen oberhalb der GFS). Unten: Halblogarithmische Darstellung mit Standardabweichung des <i>WF</i> und der Relativkonzentrationen sowie an die Mittelwerte der Relativkonzentrationen des ausführlichen Säulenversuchs (für 29 RC-Baustoffe mit relevanten Sulfatkonzentrationen) angepasste Quellstärkefunktion.	57
Abb. 3.3.2.2 Oben: Box-Plot-Auswertung der statistischen Verteilung der Relativkonzentrationen von Chrom in Säuleneluaten sowie Schütteleluaten bei <i>WF</i> 2 und 10 von 50 verschiedenen RC-Baustoffproben (davon lagen bei allen 50 RC-Proben die Säuleneluate oberhalb der GFS). Unten: Halblogarithmische Darstellung mit Standardabweichung des <i>WF</i> und der Relativkonzentrationen sowie an die Mittelwerte der Relativkonzentrationen des ausführlichen Säulenversuchs angepasste Quellstärkefunktion.	58
Abb. 3.4.3.1: Modelliertes Durchbruchs- und Anreicherungsverhalten von Zink im Sand-szenario in Abhängigkeit der Höhe der konstanten dauerhaften Quellkonzentration (Sickerwasserrate: 583 mm/a)	66
Abb. 3.4.3.2: Modelliertes Durchbruchs- und Anreicherungsverhalten von Chrom im Schluffszenario in Abhängigkeit der Höhe der konstanten dauerhaften Quellkonzentration (Sickerwasserrate: 583 mm/a)	67
Abb. 4.2.2.1 Konzentrationen ausgewählter relevanter Parameter in Säuleneluaten bei verschiedenen <i>WF</i> (PN1 bis PN5, in äquidistanter Darstellung) sowie in Schütteleluaten bei <i>WF</i> 2 (Eluate 1) und 10 (Eluate 2) von 50 RC-Baustoff-Proben.	86

Tabellenverzeichnis

Tab. 2.2.6.1: Auszug aus einem Versuchsprotokoll von Säulenkurzelutionen nach DIN E 19528 bis WF 2 mit verschiedenen Materialien.....	38
Tab. 3.2.1: Bezugsmaßstäbe für die Beurteilung von Sickerwasser	51
Tab. 3.4.1.1: Kennwerte verschiedener Transportszenarien	60
Tabelle 3.4.2.1: Stoffspezifische Kenndaten zur Sorption und zum Abbau von organischen Stoffen	64
Tab. 3.4.3.1: Ableitung der maximalen Filterkapazität F_{kmax} aus Vorsorgewert VW nach BBodSchV bzw. Ersatzwert EW (kursiv) minus Hintergrundwert HGW	68
Tab. 3.5.1: Grundsätzliches Vorgehen bei der Zuordnung der Mineralstoffe zu den Einsatzmöglichkeiten bei verschiedenen Eigenschaften der Grundwasserdeckschichten	71
Tab. 3.6.1: Bauwerksspezifische Modellierungsparameter	73
Tab. 4.1.1: Bauwerks- und materialspezifische Lagerungsdichten und Porositäten zur Berechnung der zugehörigen Kappawerte aus den materialspezifischen K_d -Werten der Modellfittings.	74
Tab. 4.1.2 Materialklassenspezifische K_d -Werte und Säulenversuchs- sowie bauwerksspezifische Kappawerte von Chlorid und Sulfat sowie ggf. Standardabweichungen der Mittelwerte der Relativkonzentrationen in verschiedenen Elutionsversuchen für die hinsichtlich Salzen bewertungsrelevanten Materialklassen. ...	75
Tab. 4.1.3: Materialklassenspezifische K_d -Werte und Kappawerte für Säulenversuche sowie Standardabweichungen der Mittelwerte der Relativkonzentrationen verschiedener Elutionsmethoden für relevante Metalle verschiedener MEB (graphische Auswertungen in Anhang 1).	77
Tab. 4.2.2.1: Materialwerte im Säulenkurzeluat bis WF 2 (DIN E 19528) für den Einsatz von Bodenmaterial in technischen Bauwerken (Regeluntersuchungsumfang).....	82
Tab. 4.2.2.2: Materialwerte im Säulenkurzeluat bis WF 2 (DIN E 19528) für spezifische Belastungsparameter beim Einbau von Bodematerial in technischen Bauwerken	82
Tab. 4.2.2.3: Materialwerte im Säulenkurzeluat bis WF 2 (DIN E 19528) für die Verfüllung von Kies-/Sandabgrabungen und den Einsatz von Bodenmaterial im Landschaftsbau (Regeluntersuchungsumfang).....	83
Tab. 4.2.2.4: Materialwerte im Säulenkurzeluat bis WF 2 (DIN E 19528) für die Verfüllung von Kies-/Sandabgrabungen und den Einsatz von Bodenmaterial im Landschaftsbau (spezifische Belastungsparameter).....	83
Tab. 4.2.2.5: Materialwerte im Säulenkurzeluat bis WF 2 (DIN E 19528) für den Einsatz von Gleisschotter in technischen Bauwerken (Regeluntersuchungsumfang).....	85
Tab. 4.2.2.6: Statistische Kennwerte für das Säulenkurzeluat bis WF 2 (DIN E 19528, Datensatz Zusatzuntersuchungen, Dehoust et al., 2007).....	87
Tab. 4.2.2.7: Materialwerte im Säulenkurzeluat bis WF 2 (DIN E 19528) für den Einsatz von RC-Baustoff in technischen Bauwerken.....	87
Tab. 4.2.2.8: Materialwerte im Säulenkurzeluat bis WF 2 (DIN E 19528) für den Einsatz von HOS in technischen Bauwerken.....	88
Tab. 4.2.2.9: Materialwerte im Säulenkurzeluat bis WF 2 (DIN E 19528) für den Einsatz von HS in technischen Bauwerken	88
Tab. 4.2.2.10: Materialwerte im Säulenkurzeluat bis WF 2 (DIN E 19528) für den Einsatz von SWS in technischen Bauwerke.....	89
Tab. 4.2.2.11: Materialwerte im im Säulenkurzeluat bis WF 2 (DIN E 19528) für den Einsatz von tongebundenem Gießereirestsand GRS_{ton} in technischen Bauwerken (Regeluntersuchungsumfang).....	91

Tab. 4.2.2.12: Materialwerte im Säulenkurzeluat bis <i>WF</i> 2 (DIN E 19528) für den Einsatz von SKA in technischen Bauwerken.....	92
Tab. 4.2.2.13: Materialwerte im Säulenkurzeluat bis <i>WF</i> 2 (DIN E 19528) für den Einsatz von SFA in technischen Bauwerken.	93
Tab. 4.2.2.14: Materialwerte im Säulenkurzeluat bis <i>WF</i> 2 (DIN E 19528) für den Einsatz von HMVA in technischen Bauwerken.....	93
Tab. 4.2.3.1: Methodenspezifische Prüfwerte im Säulenkurzeluat bis <i>WF</i> 2 (DIN E 19528) für Materialuntersuchungen nach § 8 Abs. 1 Satz 2 Nr. 1 des Bundes-Bodenschutzgesetzes	95
Tab. 4.2.3.2: Methodenspezifische Prüfwerte im Säulenkurzeluat bis <i>WF</i> 2 (DIN E 19528) für Materialuntersuchungen nach § 8 Abs. 1 Satz 2 Nr. 1 des Bundes-Bodenschutzgesetzes	96
Tab. 4.3.1: Medienschutzbasierte Einbauwerte für Sulfat und Chlorid.....	98
Tab. 4.3.2: Medienschutzbasierte Einbauwerte für Antimon, Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, ges. und Kupfer	99
Tab. 4.3.3: Medienschutzbasierte Einbauwerte für Molybdän, Nickel, Vanadium, Zink, $\Sigma 15$ EPA PAK und MKW.	100
Tab. 4.3.4 . Medienschutzbasierte Einbauwerte für Phenol, PCB ges., BTEX, Chlorphenole ges., Chlorbenzole ges. und Hexachlorbenzol.	101
Tab. 4.3.5: Medienschutzbasierte Einbauwerte für Atrazin, Bromacil, Diuron, Glyphosat, Simazin und sonstige Herbizide und deren Abbauprodukte (Dimefuron, Flumioxazin, Flazasulfuron, Ampa).....	102

Abkürzungsverzeichnis¹

1 D - eindimensional

BAM – Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung

BBodSchV – Bundes-Bodenschutzverordnung

BM - Bodenmaterial

BMBF-SiwaP – Verbundforschungsvorhaben „Sickerwasserprognose“ des Bundesministeriums für Bildung und Forschung

BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

BÜK – Bodenübersichtskarte

BSE - Bodensättigungsextrakt

BTEX – Summe Benzol, Toluol, Ethylbenzole, Xylole

c_0 – Maximal und / oder Anfangskonzentration im Säuleneluat (auch $c_{w,0}$)

c_w – Konzentration im Wasser

$c_{w, \text{momentan}}$ – Konzentration im Wasser zu einem Probenahmezeitpunkt (Momentankonzentration)

$c_{w, \text{kum}}$ - bis zu einem Probenahmezeitpunkt bzw. WF rechnerisch kumulierte Konzentration im Wasser im Wasser (kumulierte Emission bezogen auf die kumulierte Eluatmenge auch $c_{w, \text{kumuliert}}$)

C_{org} – organisch gebundener Kohlenstoffgehalt (hier des Bodens)

DIN – Deutsches Institut für Normung

DOC – dissolved organic carbon: gelöster organisch gebundener Kohlenstoff

EOS – Elektroofenschlacke aus der Massenschmelzerzeugung

FGSV – Forschungsgesellschaft Straßen und Verkehrswesen

GAP – Grundsätze des Grundwasserschutzes bei Abfallverwertung und Produkteinsatz

GFS-Werte – Geringfügigkeitsschwellen(werte) für das Grundwasser

GG- Gleichgewicht (hier: Gleichgewicht zwischen mobiler Phase (z. B. Sickerwasser, Eluat, Perkolat) und immobilisierter Phase (z. B. Haftwasser) wird erreicht, wenn genügend Zeit für den diffusen Transport eines Stoffes vom Sorptions-/Lösungsort durch den wassergefüllten Intrapartikelporenraum bis zum mobilen Wasser besteht. Dabei wird i. d. R. vom lokalen Gleichgewicht zwischen gelöster Verbindung und Feststoffphase (Sorptionsgleichgewicht, Lösungsgleichgewicht) ausgegangen.

GKOS – Gießerei-Kupolofenschlacke

GRS – Gießereirestsand

GS - Gleisschotter

HMVA – Hausmüllverbrennungssasche

HOS – Hochofenschlacke

HS - Hüttensand

HWZ – Halbwertszeit

¹ für häufig im Text verwendete Abkürzungen. Weitere mathematische Symbole werden in den jeweiligen Kapiteln und/oder Gleichungen erläutert.

K_d – Verteilungskoeffizient eines Stoffes zwischen fester und gelöster Phase

K_{oc} – auf organisch gebundenen Kohlenstoff normierter Verteilungskoeffizient K_d

κ – Abklingkoeffizient Kappa

LABO – Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz

LAGA - Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Abfall

LANUV – Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen

LAWA - Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser

LDS – Stahlwerksschlacke aus der Massenstahlerzeugung nach dem Linz-Donawitzverfahren

LHKW – Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe

MEB – mineralische Ersatzbaustoffe

PAK – polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe

PCB – polychlorierte Biphenyle

PSM – Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel

PTF – Pedotransferfunktion

RAS-EW – Richtlinien für die Anlage von Straßen – Teil: Entwässerung

RUA StB - Richtlinien für die umweltverträgliche Anwendung von industriellen Nebenprodukten und Recycling-Baustoffen im Straßenbau

RC – Recycling, meist benutzt in Verbindung mit Baustoff (RC-Baustoff)

SFA – Steinkohlen-Flugasche aus der Trocken-, Schmelz und Wirbelschichtfeuerung

SKA – Steinkohlen - Kesselasche

SKG – Schmelzkammergranulat aus der Steinkohlefeuerung

SWS – Stahlwerksschlacke aus der Massenstahlerzeugung (umfasst LDS und EOS)

TOB – Tragschicht ohne Bindemittel

TOC – total organic carbon : Gesamtorganischer Kohlenstoff

TR - Technische Regeln

UBA - Umweltbundesamt

WF - Wasser-/Feststoffverhältnis

ZAG – Zentrum für Angewandte Geowissenschaften (der Universität Tübingen)

ZTV-P-StB – Zusätzliche technische Vertragsvorschriften Pflaster Straßenbau

1 Einführung

In einem Workshop im Februar 2006 in Bonn hat das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) sein Verordnungsvorhaben für den Einsatz mineralischer Abfälle und Materialien vorgestellt. Die geplante Verordnung sollte einerseits auf den neuen wissenschaftlichen Erkenntnissen des BMBF-Förderschwerpunkts „Sickerwasserprognose“ beruhen und andererseits die bestehenden Konzepte zur Bewertung von mineralischen Abfällen in Bezug auf den Boden- und Grundwasserschutz berücksichtigen. Als wesentliche Grundlage, die diese Konzepte berücksichtigen, wurden die sog. LAGA-Eckpunkte genannt.

Zur Unterstützung der fachlichen Ausgestaltung der Verordnung und Beurteilung der Rechtsfolgen hat das BMU über das Umweltbundesamt (UBA) zwei Forschungsvorhaben beauftragt:

- Aufkommen, Qualität und Verbleib mineralischer Abfälle (Förderkennzeichen 204 33 325); Auftragnehmer Ökoinstitut
- Umsetzung der Ergebnisse des BMBF-Vorhabens „Sickerwasserprognose“ in konkrete Vorschläge zur Harmonisierung von Methoden (Förderkennzeichen 205 74 251); Auftragnehmer Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV NRW, früher Landesumweltamt NRW)

Die im LANUV-Vorhaben verwendeten wissenschaftlich-methodischen Grundlagen stammen i. W. aus dem nunmehr praktisch abgeschlossenen BMBF-Förderschwerpunkt „Sickerwasserprognose“² (44 Einzelprojekte). Im Rahmen des Schwerpunkts wurden Methoden zur Auslaugung von Schadstoffen aus Feststoffen verbessert oder neu entwickelt, mit dem Ziel die Belastung des Bodensickerwassers mit einfachen, praxistauglichen Methoden realitätsnah abschätzen zu können (Teilschwerpunkt Quellstärkenprognose).

In einem weiteren Teilschwerpunkt wurden Grundlagendaten sowie Modellwerkzeuge entwickelt, um Rückhalte- oder Abbauprozesse der im Sickerwasser gelösten Stoffe beim Transport durch unbelastete Bodenschichten bis zum Grundwasser quantifizieren zu können (Teilschwerpunkt Transportprognose).

Um die neuen wissenschaftlichen Erkenntnisse der Sickerwasserprognose durch eine Verordnung umsetzen zu können, die den Schutz des Bodens und Grundwassers sicher stellt, war eine Verknüpfung mit dem konzeptionellen Instrumentarium der BBodSchV (1999) sowie den nachlaufenden Überlegungen verschiedener Bund-/Länderarbeitsgemeinschaften erforderlich, die im Rahmen dieses Vorhabens teilweise weiter entwickelt wurden. Insbesondere seien hier genannt:

- Grundsätze des vorsorgenden Grundwasserschutzes bei Abfallverwertung und Produkteinsatz, kurz GAP (LAWA 2002)
- Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten (kurz GFS-Werte) für das Grundwasser (LAWA 2004)
- Anforderung an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen – Technische Regeln (LAGA 2003)
- Anforderung an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen – Technische Regeln -Technische Regeln für die Verwertung von Bodenmaterial – TR Boden (LAGA 2004a)
- Eckpunkte der LAGA für eine „Verordnung über die Verwertung von mineralischen Abfällen in technischen Bauwerken“ (LAGA 2004b).

² kurz: BMBF-SiWaP

Aus den wissenschaftlichen und konzeptionellen Grundlagen wurde im Rahmen dieses Projektes ein fachliches Konzept entwickelt, mit dem die Freisetzung der umweltrelevanten Stoffe aus den jeweiligen Materialien in das Sickerwasser beurteilt und bewertet werden kann und der Stofftransport durch standardisierte Bodenprofile in Abhängigkeit von den spezifischen Bedingungen der Einbauszenarien berücksichtigt wird. Das Konzept wird am Beispiel der mineralische Ersatzbaustoffe (MEB) Hochofenstückschlacke, Hüttensand, Stahlwerkschlacken (LD- Schlacke, Elektroofenschlacke), Gießereikupolofenschlacken, Gießereirestsand, Schmelzkammergranulat, Steinkohlen-Kesselasche, Steinkohlenflugasche, Hausmüllverbrennungssasche, Recycling-Baustoff, Bodenmaterial und Gleisschotter, die in technischen Bauwerken eingesetzt werden, vorgestellt. Darüber hinaus werden auch Bewertungsvorschläge für die Verfüllung von Abgrabungen mit Bodenmaterial sowie für belastete Böden aus Altlastverdachtsflächen gemacht (Wirkungspfad Boden – Grundwasser).

In die Analyse der stofflichen Beschaffenheit der MEB sind die Ergebnisse des vom Ökoinstitut durchgeführten o. g. Vorhabens eingeflossen. Diese umfassen sowohl eine statistische Auswertung der Daten aus der Güteüberwachung sowie Zusatzuntersuchungen an ausgewählten MEB (RC-Baustoff, Müllverbrennungssasche, Hüttensand, Bodenmaterial), die mit dem Säulenversuchs- und zwei Schüttel-elutionsverfahren durchgeführt wurden. Die Proben stammen aus verschiedenen deutschen Anlagen bzw. verschiedenen Standorten (Dehoust et al. 2007). Sämtliche erhobene Daten werden in diesem Forschungsbericht zusammengeführt, ausgewertet und in die Ableitungssystematik integriert.

Der entwickelte fachliche Ansatz und die Beurteilungskriterien wurden auf verschiedenen Besprechungen von Länderausschüssen und Workshops sowie wissenschaftlichen Gremien (im Rahmen des BMBF-Verbands) erläutert und zur Diskussion gestellt. Insbesondere seien hier die Sitzungen des vom UBA (Herrn Dr. Bannick) eingerichteten forschungsbegleitenden Projektbeirats aus Vertretern der Umweltverwaltungen von Bund und Ländern sowie der Wirtschaftsverbände am 31.03.2006 in Berlin und am 14.02.2007 in Bonn genannt. Dazwischen erfolgte eine Präsentation der Zwischenergebnisse auf dem UBA-Workshop „Anforderungen an die Verwertung mineralischer Abfälle und von Bodenmaterial“ am 25.10.2006 in Dessau (Teilnehmer: Vertreter der Fachausschüsse der Länder- und Bundesverwaltung). Die abschließende Vorstellung der Ergebnisse erfolgte im Rahmen der Projektbeiratsveranstaltung am 10.12.2007 in Berlin.

In nachstehendem Bericht wird in Kapitel 2 zunächst eine Darstellung der wissenschaftlichen Grundlagen gegeben. Dabei wird auf die relevanten Prozesse und Faktoren (Kap. 2.1), die Ermittlung der Quellstärke (Kap. 2.2) und der Transportvorgänge (Kap. 2.3) sowie der Betrachtung der Sickerfähigkeit verschiedener technischer Bauwerke (Kap. 2.4) eingegangen. In Kapitel 3 werden dann nach einer zusammenfassenden Darstellung des fachlichen Bewertungsansatzes (Kap. 3.1), in der auch auf die konzeptionellen Grundlagen Bezug genommen wird, die einzelnen Teilelemente des Konzeptes einschließlich der getroffenen Annahmen und Vereinfachungen detailliert beschrieben. Kapitel 4 enthält die Vorschläge zu materialspezifischen Eluatwerten (Materialwerte) und bauwerks- und standortspezifischen Einbauwerten (bzw. Prüfwertvorschläge bei Altlastverdachtsflächen), die sich aus der Auswertung der Daten und den Modellierungen ergeben.

Weitergehende fachliche oder administrative Aspekte, die bei der Bewertung der Einbaubarkeit eine Rolle spielen können, werden im Bericht nicht oder nur cursorisch angesprochen.

2 Wissenschaftliche Grundlagen

2.1 Masterfaktoren für Schadstofffreisetzung und –transport (Quellterm/Transportterm)

Im Folgenden werden die wesentlichen Einflussfaktoren für die Freisetzung und den Transport von Schadstoffen in das Grundwasser zusammenfassend dargestellt. Eine wichtige Grundlage stellen die Feldlysimeteruntersuchungen des LANUV NRW dar, die über einen Betriebszeitraum von 4,5 Jahren durchgeführt wurden. Anhand der Ergebnisse lässt sich der zeitliche Verlauf der Stofffreisetzung im Lysimeterablauf von verschiedenen MEB, die in der Regel in einer Schichtdicke von 50 cm eingebracht wurden, messen sowie die Veränderung der Konzentrationen nach Passage einer 50 cm mächtigen monolithischen Sand- bzw. Lössschicht ableiten. Die Ergebnisse sind ausführlich bei Susset & Leuchs (2008) beschrieben und dokumentiert. Neben den Lysimeteruntersuchungen wurden im Rahmen des BMBF-SiWaP von verschiedenen Arbeitsgruppen Säulenversuche (u. a. Thiem & Stieber, 2005 und 2006; Lange & Stien, 2003; Becker et al., 2004; Delay et al., 2004 und 2006, Gerth & Förstner, 2003; Wehrer & Totsche, 2005a und 2005b; Susset & Grathwohl, 2003) durchgeführt, die ebenfalls einen wichtigen Beitrag zur Systematisierung des Quellterms geleistet haben.

Bei einer materialübergreifenden Betrachtung des Freisetzungsverhaltens von Stoffen aus mineralischen Ersatzbaustoffen können im Wesentlichen zwei verschiedene Quelltermtypen unterschieden werden (vgl. Abbildung 2.1.1 aus Susset, 2007):

- “Endliche Quellen“: Salze und mobile Anteile von Metallen zeigen i. d. R. ein rasches Abklingen der Konzentrationen mit zunehmendem Wasser-/Feststoffverhältnis³ (WF) bis teilweise unter die Geringfügigkeitsschwellen (GFS; LAWA 2004) aufgrund von Auflösungs-, Auswaschungs- und Abreicherungsprozessen. Die zeitliche Entwicklung hängt im Wesentlichen von der Schichtmächtigkeit und der Sickerwasserneubildungsrate (SWN) ab. In der “Realität“ (z. B. dicke Schichten von Recycling-Baustoffen in einem Lärmschutzwall) können die Abreicherungszeiträume bei den Salzen und mobilen Anteilen der Metalle Jahrzehnte betragen.
- “Quasi unendliche Quellen“: Bei Schwermetallen schließt sich an die initiale Abklingphase der leichtlöslichen Anteile oftmals ein langanhaltendes Tailing mit praktisch konstanten Konzentrationen an, die bei vielen Materialien und Schadstoffen oberhalb der GFS liegen. Die Quellstärke von organischen, stark sorbierenden Verbindungen wie z. B. den PAK ist zeitlich nahezu konstant (Gleichgewichtskonzentration); Bioabbau (z. B. bei Altlastenböden) kann zu einem stark variablen Konzentrationsverlauf führen (vgl. Thiem & Stieber 2005). Sickerwässer im Feldlysimeterablauf zeigen dann eine hohe Variabilität, bei der die Konzentrationen zwischen Bestimmungsgrenze (BG) und einem Vielfachen der GFS schwanken können. Die Konzentrationen im Sickerwasser überschreiten insbesondere bei Recycling-Baustoffen und Altlastenböden die GFS. Wie bei den sorptiven Metallen resultiert wegen der hohen Sorptivität dieser Stoffe und wegen der geringen Freisetzungsraten eine sehr langsame Abreicherung der Quelle.

Numerische Vorwärtsmodellierungen der zeitlichen Quellstärkeentwicklung zeigen, dass für sorptive Metalle die Tailingdauer in der Größenordnung von Jahrhunderten liegen kann. Berechnete Gleichgewichtselutionszeiten (per Definition die Zeitdauer bis zum Abklingen der

³ Das Wasser-/Feststoffverhältnis ergibt sich aus dem Verhältnis der zu einem Zeitpunkt insgesamt durchströmten Wassermenge und der eingebauten Materialmasse (Masse der Trockensubstanz)

Konzentration im Eluat/Sickerwasser auf Konzentrationswerte $C/C_0 = 0,5$) für organische hochsorptive Stoffe liegen in der Größenordnung von Jahrhunderten bis Jahrtausenden. Es resultieren quasi unendliche "Langzeit-Quellen" (Susset, 2004; Susset & Grathwohl, 2003; Eschenbach et al., 2005).

Eine starre Zuordnung zu den oben genannten Quelltermtypen ist nicht immer möglich. Ein Übergang von endlichen Quellen in quasi unendliche Quellen stellt zum Beispiel eine initiale Abreicherung der mobilen Anteile von Metallen dar, die verbreitet auf eine Lösungsvermittlung durch DOC zurückgeführt wird (z. B. Dijkstra, 2007) und an die sich ein langanhaltendes "Tailing" mit praktisch konstanten Konzentrationen im Bereich der GFS-Werte anschließen kann. Chrom und Molybdän klingen beispielsweise nach initialer Abreicherung der mobilen Anteile relativ langsam ab und können bei vielen MEB lang andauernd oberhalb der GFS-Werte liegen (Susset & Leuchs, 2008). Bei abbaubaren Stoffen kann die Quellstärke vergleichsweise rasch zurückgehen sofern effektiver Bioabbau bereits innerhalb der Quelle wirksam ist (Thiem & Stieber, 2005 und 2006).

Zur Modellierung der Stofffreisetzung (Quellterm) können einfache analytische Ansätze verwendet werden, mit denen die theoretischen Übertragbarkeiten der Ergebnisse verschiedener Elutionsmethoden "untereinander" und auf das In-situ Sickerwasser untersucht werden können (s. Kap. 2.2.3).

Zwei Lysimetervarianten des LANUV NRW dienten im Rahmen des BMBF-SiWaP zur Untersuchung des Rückhaltevermögens eines 50 cm mächtigen Löß- bzw. Sandmonolithen Als Quelle wurde Recyclingbaustoff 0/10 (Körnung 0 – 10 mm) in einer Schichtdicke von 50 cm aufgebracht. Das Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit (GSF) in München und das Forschungszentrums Jülich (FZJ) untersuchten entsprechende Transportvarianten mit den Referenzmaterialien der BAM als Quellterm über händisch eingebautem Sand bzw. Lößmonolithen (vgl. Klotz, 2006 und Pütz et al., 2005).

Die Ergebnisse zeigen, dass Chlorid und Sulfat erwartungsgemäß in der Transportzone keinen relevanten Rückhalteprozessen unterliegen (Durchbruchzeiten liegen im Bereich des konservativen Tracers). Der einzige konzentrationsmindernde physikalische Prozess wäre die Längsdispersion, die allerdings nur dann zu einer signifikanten Konzentrationsabnahme bzw. einer Dämpfung der Maximalkonzentration führt, wenn die Transportzeit wesentlich länger als die Dauer des Stoffaustrags aus der Quelle ist, d. h. wenn die Mächtigkeit (bzw. Aufenthaltszeit des Sickerwassers in) der Transportschicht deutlich größer ist als die der Quellschicht (Förstner & Grathwohl, 2007, Susset, 2007).

Wie die Ergebnisse der Transportlysimeter des LANUV NRW zeigen, konnte in der Versuchszeit von ca. 4,5 Jahren ein Durchbruch von aus dem Quellmaterial freigesetzten Metallen und PAK (vgl. Abbildung 2.1.1) durch die Transportzone in die Lysimeterabläufe nicht nachgewiesen werden. Die Konzentrationen der 15 EPA PAK und der Metalle im Auslauf der Transportvarianten liegen im Bereich der Hintergrundkonzentrationen, die in einer Kontrollvariante (Lysimeter mit Kiesbefüllung) und in Niederschlagsproben ermittelt wurden. Die Transportzonen - insbesondere auch der eigentlich geringsorptive Sand - zeigen somit ein erhebliches Schadstoff-Rückhaltepotential gegenüber sorptiven Metallen und PAK.

Der reaktive Stofftransport kann mit einem eindimensionalen analytischen Modell unter Verwendung von Verteilungskoeffizienten (vgl. Kapitel 3.4.2) relativ gut abgeschätzt werden (s. Kap. 2.3).

Klotz (2006) untersuchte das Rückhaltevermögen von Sand gegenüber den Quellmaterialien RM⁴ Bauschutt, RM Müllverbrennungsasche und RM Boden und stellt geringe "scheinbare Durchbruchkonzentrationen" fest, deren Herkunft aus dem Quellmaterial jedoch durch den Autor in Frage gestellt werden. Er führt an, dass durch die Einwirkung ionenstarker und stark DOC-haltiger Sickerwässer aus den Quellmaterialien auf die Transportschicht Schwermetalle auch aus den natürlichen Sanden freigesetzt werden können.

Die Lysimeteruntersuchungen des LANUV haben darüber hinaus gezeigt, dass die im Lysimeterablauf festgestellten Konzentrationsschwankungen nicht auf Störungen der Sorptionsgleichgewichte z. B. durch präferentiellen Fluss und auch nicht auf partikelgetragenen Transport zurückzuführen sind. Weiterhin konnte nachgewiesen werden, dass Starkniederschlagsereignisse keinen bewertungsrelevanten Einfluss auf den Lösungsinhalt des Sickerwassers haben. Die Leitfähigkeitsmessungen in stündlicher Auflösung korrelierten i. d. R. nicht mit Starkniederschlagsereignissen. Im Falle von präferentiellem Fluss wäre bei Starkniederschlagsereignissen eine Verdünnung des Lösungsinhalts und damit ein kurzfristiger Rückgang der Leitfähigkeit zu erwarten. Scheinbare Durchbrüche durch die Transportzonen und die Rückhaltung der Metalle in den Transportzonen waren ferner unabhängig von der Trübung sowie den DOC- und / oder TOC-Gehalten des Lysimeterablaufs. Der Quellterm-bürtige DOC bzw. TOC brach durch den Sandmonolithen durch, dagegen wurde dieser durch den Lößmonolithen zurückgehalten. Die niedrigen Metallkonzentrationen im Ablauf beider Transportzonen korrelierten im Gegensatz zum Quellterm nicht mit dem DOC bzw. TOC, was ein weiterer Hinweis darauf ist, dass es sich hier nicht um einen Durchbruch Quellterm-bürtiger Metalle handelt, sondern um Freisetzungen aus dem natürlichen Material. Insbesondere der partikelgetragene Transport aber auch der DOC-gekoppelte Transport spielen bei den hier untersuchten Transportvarianten demnach keine relevante Rolle (Susset & Leuchs, 2008).

Unterstützt werden die experimentellen Erkenntnisse des LANUV durch numerische Modellszenarien von Roth & Bayer (2005). Demnach nehmen partikelgetragener Transport und bevorzugte Wegsamkeiten in ihrer Bedeutung für die Schadstoffverlagerung mit zunehmender Tiefe ab. Nach den Autoren treten diese Transportvorgänge bei typischen Niederschlagsintensitäten und den verbreiteten Böden eher an der Bodenoberfläche bei verdichteten oder verschlämmten Oberflächen, in Pflugsohlen oder grundsätzlich in verdichteten Horizonten mit geringer Wasserleitfähigkeit auf. Bei den Bodenschichten unterhalb einer eingebauten Schicht eines MEB handelt es sich dagegen um Unterböden, bei denen diese Oberflächenhorizonte abgetragen sind. Sofern keine besonderen Verhältnisse (wie tiefgehende Klüfte, Spalten, Grundbruch, Dolinen, Überschwemmungen, Schneeschmelzen, etc.) vorliegen, spielen partikelgetragener Transport und bevorzugte Wegsamkeiten bei ausreichender Sickerstrecke keine Rolle.

Mit Ausnahme der sehr hoch konzentrierten Stoffe stellen sich im Lysimeterablauf jahreszeitliche Konzentrationsschwankungen im Sickerwasser ein. Während der Sommermonate fallen bei erhöhten Temperaturen, niedrigeren Gesamtniederschlagsmengen und häufigeren Starkniederschlagsereignissen, erhöhte Schwermetall-, Halbmetall- und Sulfatkonzentrationen auf. Diese Konzentrationsschwankungen korrelieren mit dem Verlauf der Temperatur und den DOC-Konzentrationen. PAK zeigen diese jahreszeitlichen Schwankungen nicht. Insbesondere die Temperatur (vgl. Delay et al., 2006 und Klotz, 2006) und die erhöhten DOC-Werte scheinen für den erhöhten Metallaustrag verantwortlich zu sein. Welche Milieuparameter letztlich ausschlaggebend sind, kann an dieser Stelle nicht abschließend geklärt werden. Untersuchungen von Schneider & Stöfen (2006) bestätigen oben genannte Abhängigkeiten. Jedoch konnte auch mit den dort durchgeführten Modellierungen die Beziehungen

⁴ RM = Referenzmaterial. Referenzmaterialien wurden im Rahmen des BMBF-SiWAP vom Bundesamt für Materialprüfung (BAM, Berger et al., 2005) hergestellt und von allen experimentell arbeitenden Forschungsteilnehmern untersucht.

zwischen den jahreszeitlichen Schwankungen der Milieuparameter und den Stoffkonzentrationen im Sickerwasser der Feldlysimeter nicht abschließend quantifiziert werden.

Bei der Bewertung des Grundwassergefährdungspotentials interessiert der mittlere z. B. jährliche Schadstoffeintrag ins Grundwasser bzw. die über ein Jahr gemittelte Sickerwasserkonzentration. Durch die Jahresmittelung wird zwischen erhöhten Austrägen im Sommer und niedrigeren Konzentrationen im Winter nivelliert. Da abrupte, sehr hohe Stoffeinträge bzw. Stoffkonzentrationen im Sickerwasser aufgrund präferentieller Fließwege und/oder partikelgebundenem Transport infolge von Starkniederschlagsereignissen sowohl für den Quellterm als auch für den Transportterm weitestgehend ausgeschlossen werden können, und bei allen untersuchten Sickerwässern jahreszeitlich bedingte Konzentrationsschwankungen zu Abweichungen vom jährlichen Konzentrationsmittel von maximal 40 % führen, erscheint diese Betrachtungsweise im Rahmen von Sickerwasserprognosen gerechtfertigt und empfehlenswert.

Dem Einfluss von Starkniederschlagsereignissen, Sommer- und Winterzyklen, präferentiellen Fließwegen und partikelgebundenem Transport wird folglich keine bedeutende und insbesondere keine bewertungsrelevante Rolle bei der Sickerwasserprognose von mittleren Sickerwasserkonzentrationen (z. B. jährlich gemittelter Stoffaustrag und Stoffeintrag) beigemessen.

An dieser Stelle wird betont, dass es sich bei den hier vorgestellten Feldlysimeterversuchen um "Worse-case-Szenarien" handelt, da nahezu der gesamte Niederschlag infolge der Kiesüberschichtung und der praktisch fehlenden Verdunstung als Sickerwasser anfällt und die Mächtigkeiten der rückhaltenden Schichten mit 50 cm vergleichsweise gering sind. Bei den Transportvarianten der Freilandlysimeter wurde nach 4,5 Jahren ein *WF* (bezogen auf die Masse der 50 cm mächtigen Quelltermschicht) von 2,5 – 4 L/kg erreicht, was bei realen i. d. R. wesentlich geringeren Sickerwasserneubildungen (meist Überdeckung des Materials mit geringdurchlässigem Material, Evaporation etc.) und größeren Einbaumächtigkeiten (z. B. 4 m mächtiger Lärmschutzwall) Zeitskalen von mehreren Jahrzehnten bis Jahrhunderten entspricht. Größere Mächtigkeiten der Transportzonen (i. d. R. > 1 m) führen zu einer längeren Rückhaltung und wegen der höheren Verweilzeiten der Sickerwässer in der Transportzone ggf. zu effektiverem Bioabbau. Insofern erlauben die hier gefundenen Ergebnisse Langzeitprognosen über mehrere Jahrzehnte (siehe auch detailliert in Susset, 2007) und konservative Abschätzungen der Rückhaltepotentiale verschiedener Böden.

Vor dem Hintergrund dieser wissenschaftlichen Ergebnisse, die im Wesentlichen aus dem BMBF-SiWaP hervorgehen, werden die beurteilungsrelevanten Stoffe bei der Ableitung von Quellkonzentrationen für den offenen Einbau in zwei Kategorien eingeteilt.

- Die „Salze“ Sulfat und Chlorid werden im Verlauf der Freisetzung abgereichert, stellen also endliche Quellen dar und unterliegen beim Transport durch die ungesättigte Bodenzone keinen relevanten Retardations- oder Abbauvorgängen. Für die hier definierten Standardszenarien (relative lange Lebensdauer der Quelle gegenüber relativ raschem Salzdurchbruch durch eine im ungünstigen Fall vorliegende geringmächtige Sickerstrecke) wird die dispersive Verdünnung deshalb vernachlässigt.
- Zur zweiten Kategorie „retardierbare und abbaubare Stoffe“ (z. B. „Metalle und PAK“) gehören alle Stoffe, die eine geringe Löslichkeit aufweisen, aus der Quelle nur langsam abgereichert und im Untergrund retardiert und/oder abgebaut (abbaubare organische Substanzen) werden. Vereinfachend kann eine im Mittel konstante Quellstärke angenommen werden, die die erhöhten Anfangskonzentrationen und die langfristig auftretenden Konzentrationen ausgleicht aber auf Dauer wirkt. Sowohl in geringsorptiven Sand als auch im hochsorptiven Löss wurden für die sorbierbaren Stoffe unterschiedliche, häufig hohe Rückhaltepotentiale nachgewiesen.

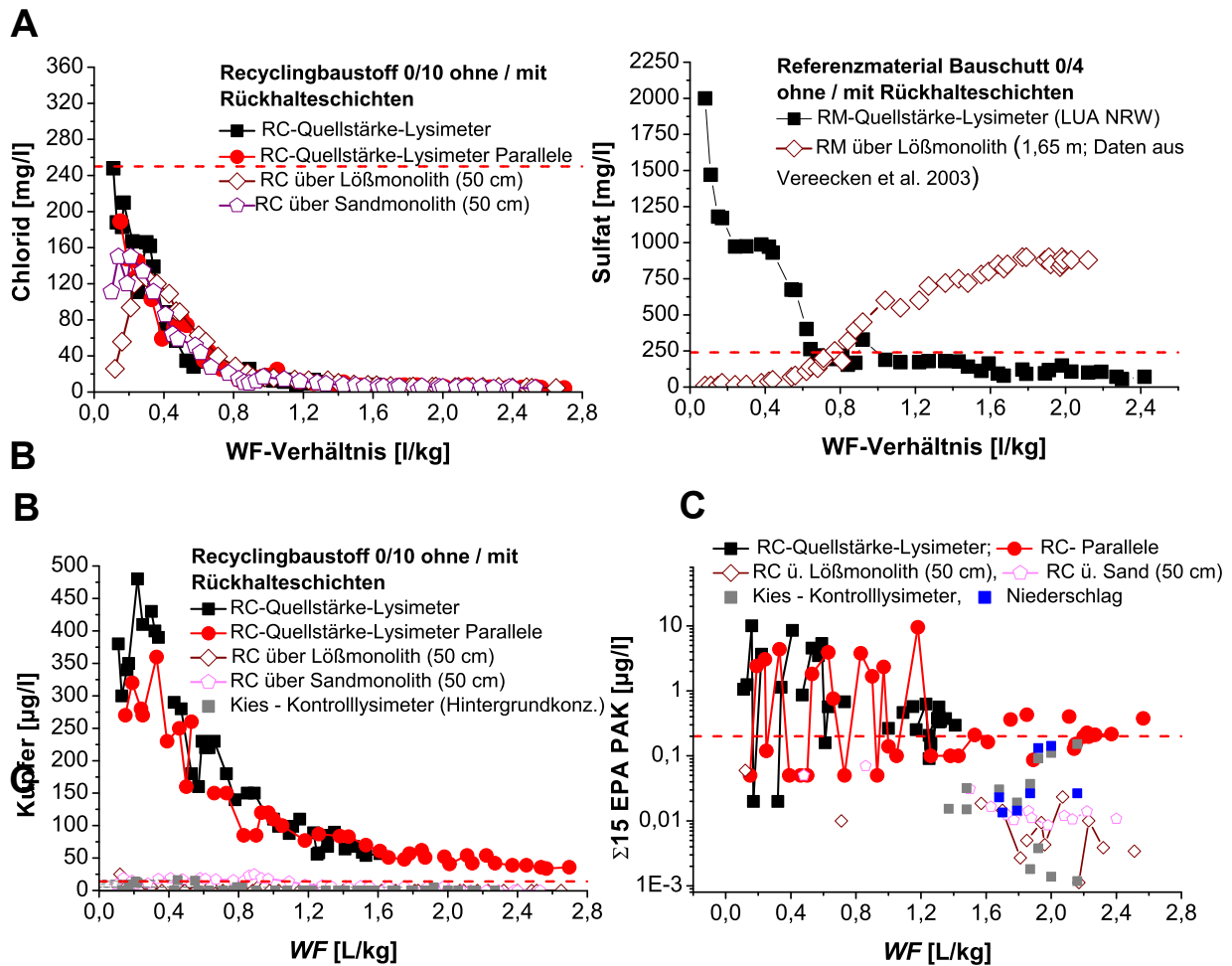


Abb. 2.1.1: Zeitlicher Verlauf der Lysimeterablaufkonzentrationen von Chlorid, Sulfat, Kupfer und der $\Sigma 15$ EPA-PAK an der Unterseite eines Recycling-Baustoffes im Vergleich zu den Austrägen bei Unterlagerung mit 50 cm Sand- bzw. Lößmonolithen für den Betriebszeitraum von 4,5 Jahren (Susset, 2007, Susset & Leuchs, 2008).

2.2 Ermittlung der Quellstärke durch Laborversuche

2.2.1 Konzeptioneller Ansatz und Datengrundlage

Ziel jedes Elutionstests ist es, die Schadstoff-Konzentration abzuschätzen, die im Wasser zu erwarten ist, das in Kontakt mit dem zu prüfenden Feststoff kommt. Entscheidend sind dabei die Kontaktzeit des Wassers mit dem jeweiligen Material und die Geschwindigkeit des Stoffübergangs. Bei ausreichend langer Kontaktzeit stellt sich ein Gleichgewichtszustand zwischen der Konzentration im Feststoff und im Wasser ein, d. h. es findet keine weitere Stoffübertragung zwischen Feststoff und Wasser mehr statt. Die Höhe der Gleichgewichtskonzentration kann von weiteren Wasserinhaltsstoffen abhängen. Bei nichtionischen organischen Schadstoffen sind dies z. B. gelöste organische Substanzen und Kolloide, bei Schwermetallen kommen zusätzlich z. B. pH- und Redoxmilieu hinzu.

Bei den gängigen Elutionstest lassen sich Säulenperkolationsverfahren, Trogverfahren und Schütteltests (oder allgemeiner: Batchtests hierzu zählen auch Sättigungsextrakte) unterscheiden, bei denen unterschiedliche Volumina Wasser mit dem zu untersuchenden Feststoff über unterschiedliche Zeiträume in Kontakt gebracht werden.

In Schütteltests (Batchtests) kann die Gleichgewichtskonzentration infolge Verdünnung mit zunehmendem *WF* abnehmen. Ansonsten stellt die Gleichgewichtskonzentration eine Maximumkonzentration ("worst case") dar, die aus Zeitgründen sowohl im Labortest als auch im Feld nicht immer erreicht werden kann bzw. muss. Batchtests weisen a priori systematische Defizite hinsichtlich der Aussagekraft ihrer Ergebnisse auf, da sie nicht den dynamischen Fließbedingungen einer Ablagerung oder Schüttung im Freien entsprechen und die zeitliche Entwicklung nicht erfassen. Der Bodensättigungsextrakt kann für ein begrenztes Schadstoff- und Materialspektrum (begrenzte Einsetzbarkeit und geringe gewonnene Eluatmenge), abgesehen von den angeführten Defiziten, als ein Maß für die im Auslauf einer Freilandablagerung zu erwartende Quellstärkenkonzentration, die sich zu frühen Zeitpunkten einstellt und damit nahe der maximalen Anfangskonzentration liegt, angesehen werden. Um eine fachlich fundierte Beurteilung der Auswirkungen eingebauter Materialien auf Boden und Grundwasser vornehmen zu können, müssen das kurz- bis langfristige Auslaugungsverhalten und die Bestimmung der charakteristischen Eigenschaften eines (Bau)Materials bekannt sein.

Unter Berücksichtigung der relevanten Stoffübergangsprozesse können die Ergebnisse der unterschiedlichen Tests theoretisch aufeinander übertragen werden. Dies ist bei Gleichgewichtsbedingungen relativ einfach möglich, sofern keine Artefaktüberprägungen stattfinden. Wird dagegen im Test kein Gleichgewicht erreicht, dann muss die Kinetik des Stoffübergangs bekannt sein. Bei Schütteltests wird ohne Prüfung meistens a priori eine Gleichgewichtseinstellung angenommen, während bei Säulenversuchen je nach Fließgeschwindigkeit, Korngrößen und Schadstoff-Freisetzungsrate anfangs Gleichgewichts und später Ungleichgewichtsbedingungen auftreten können.

Säulenversuche sind nach der BBodschV (1999) für die Elution organischer Schadstoffe in der Sickerwasserprognose vorgesehen (zur Durchführung siehe Grathwohl & Susset, 2001) und werden aktuell für die gemeinsame Untersuchung von Anorganika und Organika genormt und validiert (DIN E 19528) und im Rahmen der neuen Verordnungs- und Novellierungsverfahren zur gemeinsamen Untersuchung auf Anorganika und Organika empfohlen.

Im Rahmen des Teilprojekts des LANUV im BMBF-SiWaP wurden 12 verschiedene Ersatzbaustoffe parallel zu den Feldlysimeterversuchen mit "Schüttelversuchen" bei einem *WF* von 2 bzw. 10, mit einer 1:1 - Extraktion bei *WF* 1 (Scheithauer et al., 2006), mit einem modifizierten Bodensättigungsextrakt (*WF* 0,25, Kalbe & Berger, 2006) und mit ausführlichen Langzeitsäulenversuchen (maximal 10 Wochen mit 20 Probenahmen bis *WF* 10) unterschiedlicher Dimensionierung untersucht (Susset & Leuchs, 2008).

Damit ergab sich die Möglichkeit, für ein breites Material- und Stoffspektrum, Korrelationen aller gängigen Laborverfahren mit den realitätsnächsten Sickerwasserdaten der Feldlysimeterabläufe durchzuführen und basierend auf den Ergebnissen eine Evaluierung der Methoden hinsichtlich deren Anwendbarkeit für eine Prognose von In-situ-Sickerwasserkonzentrationen vorzunehmen. Weiter diente die Datengrundlage zur Validierung eines hier aufgestellten theoretischen, prozessbasierten Übertragungsmodells basierend auf Stoffverteilungsgleichgewichten zwischen Feststoff und Wasser. Prozessbasierte Übertragungsmodelle sind die Voraussetzung für die schematisierte Betrachtung des Quellterms über so genannte Quellstärkefunktionen und für die Ableitung von zulässigen Grenzkonzentrationen im Eluat verschiedener Tests.

Alle Laborelutionsversuche des LANUV NRW wurden in 2 bis 4 Parallelansätzen durchgeführt, so dass zugleich die Reproduzierbarkeit der Methoden mit bewertet werden kann. Viele weitere Forschungsgruppen des Teilschwerpunktes „Quellterm“ (Obmann Prof. Förstner) des BMBF-SiWaP haben sich mit der Neuentwicklung und / oder Optimierung von Labormethoden befasst (Einige seien hier genannt, die Schlussberichte sind überwiegend unter <http://www.tib.uni-hannover.de/> erhältlich. Säulenversuche: Thiem & Stieber (2005); Thiem & Stieber (2006); Swaboda & Gies (2005); Wehrer & Totsche, (2005a und b); Susset & Grath-

wohl (2003); Kern & Zurmühl (2005); Lange & Stien (2003); Beese et al. (2004); Gerth & Förstner (2003); Lysimeter-, Säulen- Schütteltests und BSE: Susset & Leuchs (2008); Bode & Becker (2005); Säulen-, Schütteltests, BSE: Becker et al. (2004); Delay & Frimmel (2004); Delay et al. (2006); pHstat, Durchflussszelle, Schüttel- und Säulentest: Hantsch et al. (2005); Hams et al. (2005); Schütteltest, Kaskadentest und Trogverfahren: Alstetter & Rude (2004).

Die Säulen- und Schüttelversuche wurden in einem laborübergreifenden Ringversuch der BAM im Rahmen des BMBF-SiWaP validiert (Kalbe & Berger, 2006).

2.2.2 Reproduzierbarkeit

Abbildung 2.2.2.1 zeigt für verschiedene Elutionsmethoden (Säulen-, Schüttelversuche und Sättigungsextrakte, detaillierte Versuchsbeschreibungen in Susset & Leuchs, 2008) materialübergreifend (für 9 verschiedene mineralische Ersatzbaustoffe und Böden) arithmetisch gemittelte Abweichungen der Ergebnisse der Einzelbestimmungen vom jeweiligen arithmetischen Mittelwert der Stoffkonzentrationen in Paralleluaten (mindestens Zweifach-, teilweise Vierfachbestimmungen). Die Abweichungen wurden wie folgt berechnet: Zunächst wurden die arithmetischen Mittelwerte sowie die prozentualen Fehler für alle Parallelbeprobungen ermittelt (MAPE, Mean Absolute Percentage Error, bei statischen Tests für die einmalige Probenahme, bei Säulenversuchen zu jedem Probenahmezeitpunkt). Daraus wurden die mittleren, prozentualen Abweichungen „über alle untersuchten Materialien hinweg“ und im Falle der Säulenversuche zusätzlich „über alle Probenahmezeitpunkte (Mehrfachbeprobung) hinweg“ durch arithmetische Mittelung berechnet.

Diese Bewertung schließt folglich die Unsicherheiten bei der Probenteilung (von der Laboratoriumsprobe zur Prüfprobe), beim Elutionsverfahren und bei der Analytik mit ein. Die Abweichungen bei Säulenversuchen gelten für die gesamte dynamische Elution (arithmetische Mittel über zeitliche Mehrfachbeprobungen).

Bei den Schüttelversuchen und Bodensättigungsextrakten (BSE) traten oftmals Positivbefunde und Unterschreitungen der Bestimmungsgrenze in Eluatparallelen auf, was theoretisch Abweichungen von 100 % entspricht. Diese Wertepaare wurden bei der hier vorgestellten Statistik nicht berücksichtigt - die mittleren Abweichungen für die statischen Tests würden sonst noch sehr viel höher ausfallen. Bei Säulenversuchen traten keine gegensätzlichen Befunde in Eluatparallelen auf.

Der Säulenversuch weist mit mittleren Abweichungen zwischen 2,5 % (pH, Lf) und 15 % (PAK) die besten Reproduzierbarkeiten im Vergleich zu allen hier angewandten Methoden auf. Auch im laborübergreifenden Ringversuch der Bundesanstalt für Materialforschung und – prüfung (Kalbe & Berger, 2006) mit 9 Teilnehmern aus dem BMBF-Verbundprojekt „Sickerwasserprognose“ wies der Säulenversuch die besten Reproduzierbarkeiten im Vergleich zu den BSE'n und Schütteltests auf. Säulenversuche eignen sich zudem für die gemeinsamen Elution und Untersuchung von Anorganika und Organika, da sie stoffübergreifend die höchsten Reproduzierbarkeiten (bzw. kleinsten stoffübergreifenden Abweichungen) aufweisen, weniger Artefakt-anfällig sind und im Gegensatz zum modifizierten BSE (MBSE) oder 1:1-Extrakt (Scheithauer et al., 2006) stets genügend Eluatvolumen zur Analyse aller relevanten Stoffe und Parameter liefern.

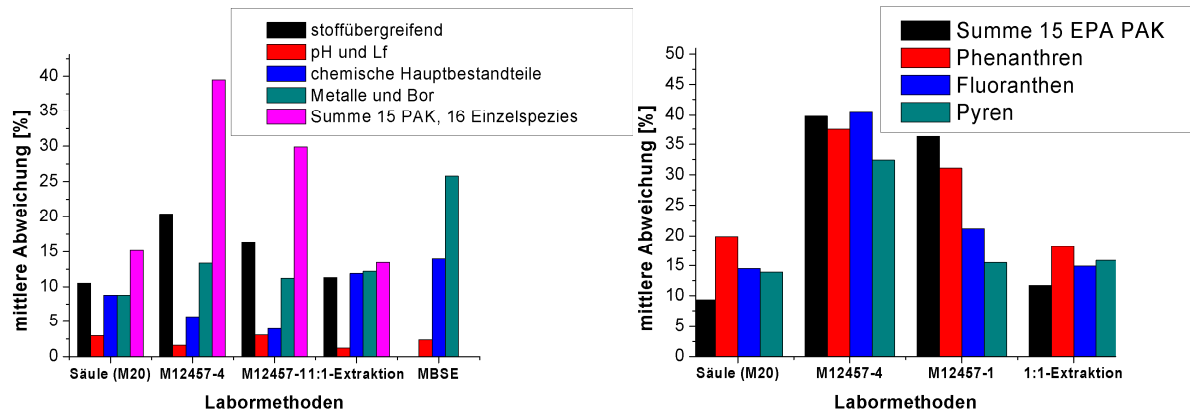


Abb. 2.2.2.1: Materialübergreifende (9 verschiedene mineralische Abfälle und Böden) Abweichungen der Einzelbestimmungen von Stoffkonzentrationen vom Mittelwert (mindestens Zweifach-, teilweise Vierfachbestimmungen) in Eluaten verschiedener Testmethoden. Diese Bewertung schließt Unsicherheiten bei der Probenteilung, der Elution und der Analytik mit ein. Betrachtet werden Abweichungen arithmetisch gemittelt über alle Stoffe und Parameter („stoffübergreifend“), über Stoffgruppen und für die PAK-Einzelspezies. Die Abweichungen bei Säulenversuchen gelten für die gesamte dynamische Elution (arithmetische Mittel über zeitliche Mehrfachbeprobungen).

2.2.3 Theoretische Übertragbarkeit auf In-Situ Sickerwasserkonzentrationen

Elutionsmethoden sind dann für die Sickerwasserprognose geeignet, wenn sie praxistauglich und reproduzierbar sind und die ermittelten Konzentrationen auf das „In-situ“- Sickerwasser übertragen werden können, also aussagekräftig sind. Die Übertragung kann entweder unmittelbar oder mittels bekannter Übertragungsfunktionen erfolgen. In diesem Sinne muss ein einfacher Übereinstimmungstest in einem systematischen Zusammenhang mit der Methode zur grundlegenden Charakterisierung stehen, um eine justiziable Bewertung zu ermöglichen.

Zum besseren Verständnis der Ergebnisse von Elutionsmethoden verschiedener Konzeptionen und der Übertragbarkeit von Testergebnissen untereinander und auf das In-Situ-Sickerwasser werden im Folgenden einige theoretische Überlegungen vorgestellt, aus welchen schließlich ein qualitatives Übertragungsmodell entwickelt wurde (detailliert in Susset, 2007 und Susset & Leuchs, 2008).

Bei Batchversuchen mit Kontaktzeiten von 24 h (z. B. Schütteltests, Bodensättigungsextrakte) wird, wie oben angesprochen, eine Gleichgewichtseinstellung angenommen. Bei einer durch Diffusion im porösen Material bestimmten Schadstoff-Freisetzung („Porendiffusion“, z. B. bei geringlöslichen hochsorbierenden Organika und Metallen) bedeutet dies, dass die Kontaktzeit des Elutionswassers mit dem kontaminierten Material so groß ist, dass genügend Zeit für den Stofftransfer vom Sorptionsort zum mobilen Wasser zur Verfügung steht bzw. ein Konzentrationsausgleich stattfinden kann.

Bei Lösungsvorgängen im direkten Kontakt des Wassers mit dem schadstoffhaltigen Feststoffpartikel (z. B. Gipslösung) stellt nicht der Stofftransfer zwischen immobilisierter und mobiler Phase die limitierende Größe dar, sondern die ggf. langsame Einstellung des thermodynamischen Gleichgewichts.

Die Lage des Gleichgewichts kann bei Sorption und Lösung durch den Verteilungskoeffizienten K_d definiert werden:

$$K_d = \frac{C_s}{C_w} = \frac{(X_{tot} - X_w)V_w}{X_w m_d} = \frac{X_s V_w}{X_w m_d} \quad (1)$$

Dabei bezeichnen C_s und C_w den Schadstoffgehalt im Feststoff ("sorbiert") bzw. die Stoffkonzentration im Wasser unter Gleichgewichtsbedingungen. X_{tot} , X_s , X_w , V_w und m_d stehen für die initiale und nach Gleichgewichtseinstellung sorbierte Schadstoffmasse im Feststoff, die Schadstoffmasse, die sich nach Gleichgewichtseinstellung noch im Wasser befindet, das Volumen des Wassers und die Trockenmasse des Feststoffs. Der Verteilungskoeffizient hängt sowohl von der "Sorptionsqualität" des Materials als auch von den Eigenschaften der Schadstoffe ab. Sehr leicht lösliche Stoffe, wie z. B. Chlorid werden abgereichert, praktisch die gesamte initiale Stoffmasse im Feststoff geht in das Wasser über und es resultieren K_d -Werte $\ll 1$ (die sorbierte Stoffmasse nach Gleichgewichtseinstellung geht gegen 0).

Für die Gleichgewichtskonzentration im Wasser gilt:

$$C_w = \frac{C_{s,o}}{\left(K_d + \frac{V_w}{m_d} \right)} \quad (2)$$

Dabei bezeichnet $C_{s,o}$ den initialen Schadstoffgehalt [mg kg^{-1}] im Feststoff. Wie aus der Gleichung einfach abgeleitet werden kann, führt ein hohes Wasser-/Feststoff-Verhältnis ($WF = V_w/m_d$) bei gleichzeitig niedrigem K_d -Wert ($K_d \ll V_w/m_d$) zu einer Verdünnung, die mit zunehmendem Wassergehalt linear zunimmt. Im Feld treten generell niedrigere WF als im Labor auf und in solchen Fällen würden Labor-Schütteltests mit hohen WF zu Minderbefunden gegenüber den tatsächlichen In-situ-Sickerwasserkonzentrationen führen. Ab wann der Verdünnungseffekt auftritt, hängt dann entscheidend vom K_d -Wert ab. Im Folgenden wird anhand einiger Modellrechnungen vorgestellt wie sich unterschiedliche Verfahrensweisen bzw. Randbedingungen auf die in Elutionstests bestimmten Schadstoffkonzentrationen im Wasser auswirken (Grathwohl, 2004;). Weitere theoretische Grundlagen finden sich in Grathwohl (1998) und z. T. in Förstner und Grathwohl (2007). Beispiele zur Elution verschiedener Schadstoffe aus Bodenmaterialien finden sich in Weiß et al. (1997) und Grathwohl (2000).

Der Einfluss eines zunehmenden WF ist in Abbildung 2.2.3.1 gezeigt. Hohe WF führen bei gleichzeitig niedrigen K_d -Werten zu einer Verdünnung, die im Feld bei meist weitaus niedrigeren WF nicht auftreten würde, und damit zu Minderbefunden. Ab wann der Verdünnungseffekt auftritt, hängt entscheidend vom K_d -Wert ab - bei Werten über 100 spielt er selbst bei WF 10 theoretisch keine große Rolle mehr. K_d kann bei organischen Schadstoffen aus dem Oktanol-/Wasser-Verteilungskoeffizienten und dem organischen Kohlenstoffgehalt der Probe abgeschätzt werden. Die dafür verwendeten empirischen Korrelationen gelten allerdings nur für natürliches organisches Material in Böden und Sedimenten - sobald z. B. Ruß- oder Kohlepartikel in der Probe vorkommen, können gravierende Fehleinschätzungen auftreten (Grathwohl, 1990; Grathwohl, 1999; Kleineidam et al., 1999a).

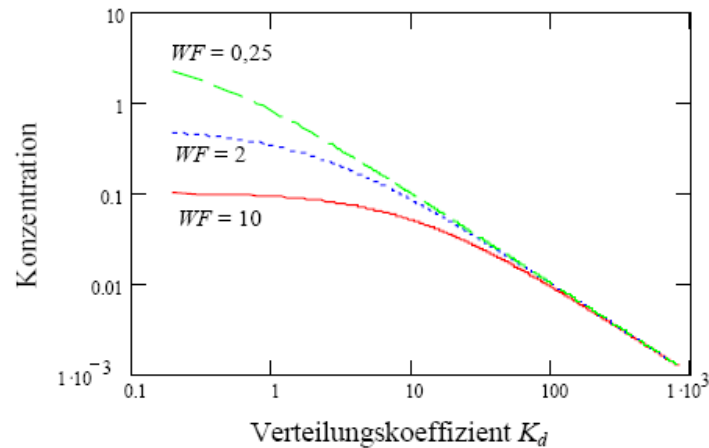


Abb. 2.2.3.1: Abnahme der Konzentration im Wasser bei zunehmendem Verteilungskoeffizienten K_d bei unterschiedlichen Wasser/Feststoff-Verhältnissen (nach Grathwohl, 2004).

In vielen Fällen wird die Schadstoff-Freisetzung von der Diffusion in porösem Material (z.B. Beton-, Gesteinsfragmente, Immobilisierungskörper etc.) bestimmt ("Porendiffusion", siehe auch Kleinedam et al., 1999b). Die Zeit zum Erreichen von Gleichgewichtsbedingungen nimmt dann mit dem Quadrat der Korngröße und mit zunehmendem WF zu. Abb. 2.2.3.2 zeigt die Unterschiede in der Zeit bis 30% der Gleichgewichtskonzentration in Abhängigkeit von WF und K_d für einen festen Wert der Ratenkonstante (d. h. unabhängig von K_d) erreicht sind. Bei großen Wasservolumina muss zur Gleichgewichtseinstellung mehr Schadstoff aus dem Material heraus diffundieren - mit zunehmendem K_d verläuft die Gleichgewichtseinstellung rascher, weil der Feststoff ein größeres Schadstoffreservoir vorhält und damit relativ wenig Schadstoffmasse aus dem Feststoff heraus diffundieren muss. Abb. 2.2.3.3 zeigt die Verhältnisse für den Regel-Fall, dass die Ratenkonstanten invers proportional zu K_d sind (die Porendiffusion verläuft dann retardiert, d. h. verzögert). Bei hohen WF nimmt die Zeit bis zur Gleichgewichtseinstellung mit zunehmendem K_d -Wert zunächst zu.

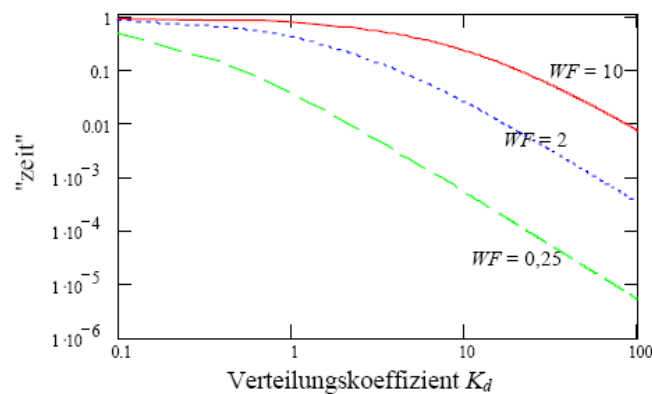


Abb. 2.2.3.2: Unterschiede in der Zeit (dimensionslos), die benötigt wird, um mindestens 30% der Gleichgewichtskonzentration zu erreichen (nach Grathwohl, 2004).

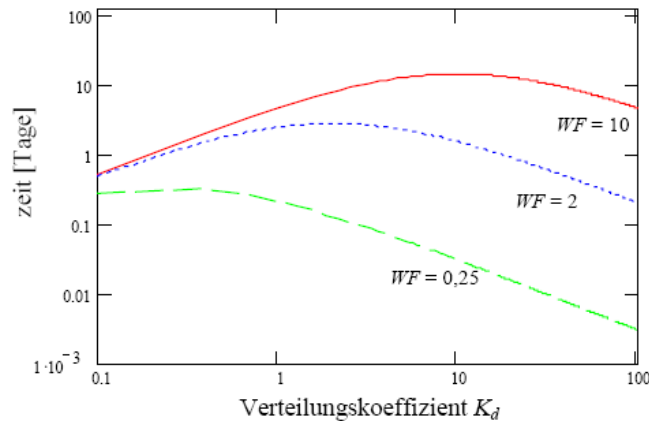


Abb. 2.2.3.3: Einfluss von WF und K_d auf die für die Gleichgewichtseinstellung benötigte Zeit bis 30% der Gleichgewichtskonzentration erreicht sind. (nach Grathwohl, 2004).

Die dargestellten Zusammenhänge verdeutlichen, dass die für die Gleichgewichtseinstellung benötigte Zeit bei Säulenversuchen mit kleinen initialen WF von 0,2 (gilt für eine Porosität von 0,35, ist also typischerweise viel kleiner als in Batchversuchen und entspricht ungefähr den realen Verhältnissen im Gelände) für K_d -Werte zwischen 1 und 100 um Faktor 5 bis 3 Größenordnungen kleiner ist, als bei Eluaten mit WF 10. Deshalb stellen sich zu Beginn des Säulenversuchs auch noch bei vergleichsweise geringen Kontaktzeiten von wenigen Stunden i. d. R. Gleichgewichtsbedingungen ein (Susset, 2004; Susset & Leuchs, 2008, frdl. Mitteilung von Herrn Delay, Universität Karlsruhe, zu den Ergebnissen von Säulenversuchen mit Kontaktzeiten von 10 Minuten bis 8 Stunden).

Vor dem oben genannten theoretischen Hintergrund wurde das in Abbildung 2.2.3.4 gezeigte qualitative Modell zur theoretischen Übertragbarkeit von Konzentrationen, die mit verschiedenen Elutionsmethoden und im Sickerwasser gefunden werden, entwickelt (Susset, 2007; Susset & Leuchs, 2008). Dabei wurde davon ausgegangen, dass eine Gleichgewichtseinstellung in den verschiedenen Tests erfolgen kann.

Liegen Quotienten verschiedener WF (hohes zu niedriges WF) bei einem Wert von 1 wird unabhängig von den WF des Elutionsverfahrens theoretisch dieselbe Konzentration des Stoffes ermittelt. Quotienten kleiner 1 zeigen an, dass bei niedrigerem WF höhere Konzentrationen erzielt werden. D. h. hohe WF führen zu einer Verdünnung des Stoffes im Eluat. Dies trifft für gut wasserlösliche Stoffe (z. B. Salze und mobile Metalle bzw. deren mobilen Anteile mit sehr kleinen K_d -Werten) zu. Sie unterliegen einem raschen Lösungsprozess. Bei "endlichem Schadstoffreservoir" und niedrigen K_d -Werten werden diese i. d. R. abgereichert. Hohe WF führen dann zu einer "Verdünnung", d. h. Quotienten < 1 ($K_d \ll WF$, vgl. Gl. 2).

Bei geringlöslichen, hochsorbptiven Stoffen (z. B. PAK, wenig mobile Metalle bzw. deren wenig mobilen Anteile) und hohen Sorptionskapazitäten des Materials ($K_d \gg WF$, vgl. Gl. 2) spielt der Verdünnungseffekt keine Rolle mehr und es resultieren Quotienten um 1. Steile Konzentrationsgradienten zwischen kontaminiertem Material und Perkolat führen zur raschen Einstellung der (niedrigen) Gleichgewichtskonzentrationen im Wasser – das Schadstoffreservoir im Feststoff ist in solchen Fällen quasi "unendlich groß" (Susset, 2004 und Susset, 2007).

Anhand des Modells kann folgende Arbeitshypothese für die Sickerwasserprognose bzw. für die Ableitung eines Bewertungskonzepts formuliert werden: Es ist keine stoff- oder material-unabhängige Übertragbarkeit der mit verschiedenen Standardtests ermittelten Konzentrationen auf das In-situ-Sickerwasser zu erwarten. Es besteht jedoch im Idealfall die Möglichkeit einer Identifizierung von Material-/Schadstoffklassen mit konstanter „Sorptionsqualität“, für

welche ein bestimmtes Elutionsverfahren robust ist und einfache Übertragungsfunktionen/-faktoren resultieren. Bei der Abreicherung von Salzen entspricht die initiale Sickerwasserkonzentration im Lysimeterablauf oder im Feld (Konzentration zu frühen Probenahmezeitpunkten z. B. Löslichkeit bei Salzen) theoretisch der Konzentration, die in Batchversuchen bei sehr kleinem WF gefunden werden (z. B. Bodensättigungsextrakt) während hohe WF zu einer starken Verdünnung führen. Bei der diffusionslimitierten Desorption hochsorbierender Stoffe unter Gleichgewichtsbedingungen entspricht die quasikonstante Sickerwasserkonzentration im Lysimeterablauf oder im Feld theoretisch der konstanten Gleichgewichtskonzentration in Batcheluat bei verschiedenen WF bzw. der über einen längeren Zeitraum konstanten Gleichgewichtskonzentration im Säuleneluat.

Einschränkend muss darauf hingewiesen werden, dass die oben erläuterte Übertragbarkeit der Ergebnisse verschiedener Elutionstests nur dann gilt, wenn Artefakte das Ergebnis nicht überprägen. So führen z. B. Kolloid-/Trübe-/Partikeleinflüsse, unterschiedliche pH-Bedingungen und methodische Probleme (z. B. Minderbefunde durch Filtration, Höherbefunde durch unzureichende Fest-/Flüssigtrennung bei Schütteltests, "Memoryeffekte" durch Verschleppung der Schadstoffe) zu starken Abweichungen und im schlechtesten Fall zu einer nicht hinreichenden Bewertbarkeit der Ergebnisse. Eine solche Methode wäre für eine justiziable Sickerwasserprognose nicht geeignet.

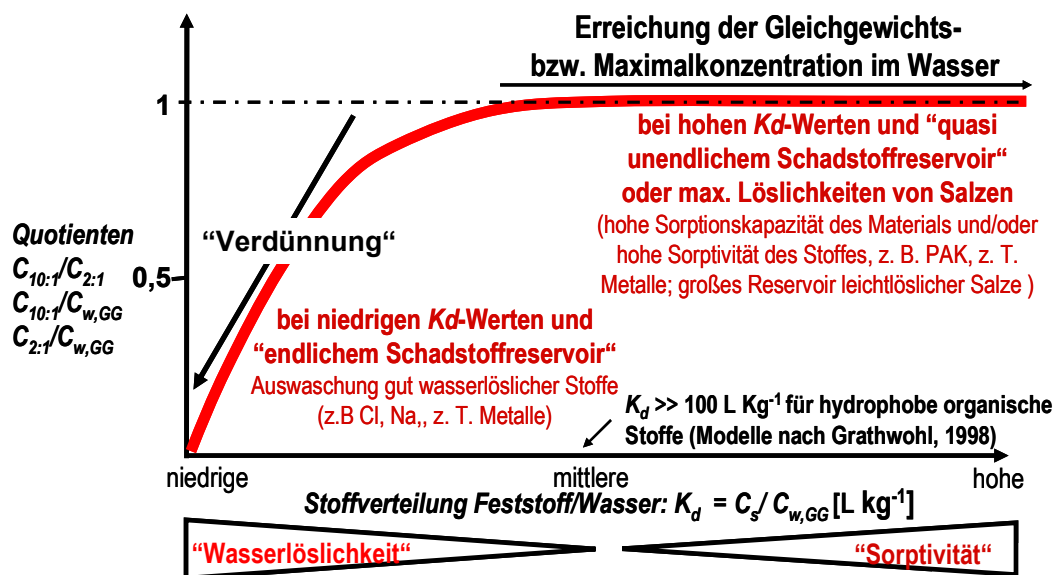


Abb. 2.2.3.4: Qualitatives Modell zur Übertragbarkeit der mit einfachen Standard-Elutionstests gefundenen Konzentrationen auf das Sickerwasser. Abkürzungen: K_{oc} : auf organisch gebundenen Kohlenstoffgehalt normierter Verteilungskoeffizient K_d , K_{ow} : Oktanol-/Wasserverteilungskoeffizient; S : Wasserlöslichkeit; $C_{w,GG}$: gleichgewichtsnahe Konzentration im Sickerwasser bzw. Sickerwassermaximalkonzentration zu frühen Probenahmezeitpunkten (nach Susset, 2007).

Wie das theoretische Übertragungsmodell zeigt, können Eluatkonzentrationen von Batchversuchen nur dann direkt auf das Sickerwasser übertragen werden, wenn sich

- sowohl im Batchversuch bei verschiedenen WF als auch im Säulenversuch/Sickerwasser entweder ein Löslichkeitsgleichgewicht (z. B. Sättigungskonzentrationen von Salzen) oder
- ein Desorptionsgleichgewicht (z. B. Gleichgewichtskonzentrationen bei PAK) einstellt.

- c) keine Artefakte durch suspendierte Partikel, Mobilisierung von DOC oder Bioabbau (alles abhängig von *WF*) auftreten

Die im Folgenden dargestellten Auswertungen der Batchresultate zeigen jedoch, dass Fall a.) für *WF* 2 nicht mehr eintritt, da es zu einer Verdünnung ("Abreicherung") kommt und Fall b.) aus methodischen Gründen mit Batchversuchen nicht korrekt dargestellt werden kann. Insbesondere bei Schüttelversuchen führen die Erhöhung der Kontaktflächen durch die Verinselung der Körner zu Höherbefunden, Suspensionsbildung (massive DOC-Mobilisierung) und anschließende Sorption an Filtermaterialien bzw. im Filterkuchen wiederum zu Minderbefunden. Diese methodischen Artefakte überprägen das Ergebnis und führen zu starken Abweichungen von real ablaufenden Prozessen, welche Grundlage des prozessbasierten Übertragungsmodells sind. Selbst bei guten Reproduzierbarkeiten der Batchversuche, ist die Übertragbarkeit auf das Sickerwasser auch dann schlecht bzw. nur schwer einschätzbar, wenn bei gut homogenisierten Materialien letztendlich "Artefakte reproduziert" werden.

In der Natur werden Böden, Sedimente und Ersatzbaustoffe, die offen eingebaut werden vom Sickerwasser perkoliert. Säulenversuche zielen darauf ab, diese Perkolation der Quelle annähernd zu simulieren und sind damit – abgesehen von Freilandlysimeterversuchen – realitätsnäher als alle anderen Laborelutionsmethoden. Wie oben dargestellt liefern sie im Vergleich zu den statischen Batchtests (Schütteleluat und Sättigungsextrakte) auch die besten material- und stoffübergreifenden Reproduzierbarkeiten. Dabei wird die Probe in eine Säule gepackt, im Aufwärtsstrom wassergesättigt perkoliert und das Säuleneluat kontinuierlich gesammelt und je nach Bedarf mehrmals analysiert. Durch die Perkolation im Aufwärtsstrom werden Luftblasen ausgetrieben. Die Erfahrungen der letzten Jahre zeigen, dass ungesättigte Säulenversuche (Beregnung von oben) sehr aufwändig und wenig praktikabel sind und zu nicht reproduzierbaren Ergebnissen führen (Grathwohl & Susset, 2001). Insbesondere bei der Bestimmung von leichtlöslichen Stoffen und mobilen Stoffanteilen unterscheiden sich die Ergebnisse zwischen wassergesättigter und ungesättigter Perkolation jedoch kaum. Bei schwerlöslichen Stoffen treten nur dann relevante Unterschiede auf, wenn bei abbaubaren Substanzen unterschiedlich effektiver Bioabbau (abhängig vom Sauerstoffangebot, bei ungesättigter Strömung i. d. R. effektiver) eine wichtige Rolle spielt (Stieber et al., 2006). Für eine zu normierende Konventionsmethode wird deshalb eine wassergesättigte Perkolation im Aufwärtsstrom empfohlen (vgl. Kap. 2.2.6; Grathwohl & Susset, 2001). Das Säuleneluat kann direkt, ohne weitere Flüssig-/Feststofftrennungsschritte (i. d. R. werden infolge des Eigenfiltrationsvermögens der Säulenpackung klare Eluate erhalten) für die Analyse eingesetzt werden.

Analytische Lösung für Säulen- (Lysimeterversuche):

Vereinfacht betrachtet, bewegt sich beim Säulenversuch eine Front von schadstofffreiem Wasser durch die Säule ("piston flow"). Im Fall einer vorgesättigten Säule wird das equilibrierte Wasser ausgetauscht. Beim Aufsättigen einer Säule mit trocken eingebautem Material, erlauben steile Konzentrationsgradienten zwischen Feststoff und Wasser i. d. R. eine Gleichgewichtseinstellung. Deshalb werden von Beginn an in beiden Fällen Gleichgewichtskonzentrationen beobachtet (i. d. R. gilt die Annahme eines lokalen Gleichgewichts). Schließlich gehen die Konzentrationen im weiteren Elutionsverlauf im Säuleneluat in Abhängigkeit der Randbedingungen zurück. Bei deutlichen Nichtgleichgewichtsbedingungen können die Konzentrationen im Säuleneluat von Beginn an abfallen, z. B. wenn die schadstofffreie Wasserfront den Säulenauslass nach Austausch eines Porenvolumens (*PV*) erreicht. Dies kann bei sehr grobkörnigem Material mit entsprechend großen Diffusionsstrecken im Intrapartikelporenraum der Fall sein. Im feinen Material mit entsprechend kurzen Diffusionsstrecken werden häufig Gleichgewichtskonzentrationen im Säuleneluat über einen sehr langen Zeitraum bzw. über weite *PV* bzw. *WF* beobachtet. Insbesondere leicht lösliche Salze können von Beginn an verdünnt werden, wenn das Stoffreservoir im Feststoff begrenzt ist und abgereichert wird (siehe oben). Dann wird ein rascher Konzentrationsrückgang im Säuleneluat unter Gleichgewichtsbedingungen beobachtet.

Die beschriebenen Prozesse können sehr gut mit dem kombinierten numerischen Modell SMART (Streamtube Model for Advective and Reactive Transport; Finkel et al. 1989) und BESSY (Batch Experiment Simulation System; Jäger & Liedl, 2000) demonstriert werden. Das Modell erlaubt eine Prognose der Konzentrationsentwicklung unter Gleichgewichts-/oder Ungleichgewichtsbedingungen unter Berücksichtigung der u. a. Korngrößenabhängigen Desorptionskinetik basierend auf einem Intrapartikeldiffusionsansatz (Grathwohl, 1998; Kleinedam et al. 1999b; Susset, 2004).

Abbildung 2.2.3.5 zeigt modellierte Konzentrationsprofile zu verschiedenen Zeitschritten innerhalb einer Säule (Abb. 2.2.3.5, II) und Durchbruchkurven am Säulenauslass für den Fall einer vorkonditionierten Säule bei einer Kontaktzeit von 3 h (Zeit zum Austausch eines Porenvolumens, detailliert in Susset, 2004).

Fall A (rote, fette Linien) zeigt die Ergebnisse für ein Feinmaterial, bei welchem kurze Diffusionsdistanzen über lange Zeit eine Gleichgewichtseinstellung erlauben. Bei Fall B (grüne dünne Linien) stellt sich nur zu Beginn Gleichgewichtsbedingungen ein, relativ große Diffusionsdistanzen im grobkörnigen Material verhindern eine Gleichgewichtseinstellung über lange Zeiträume. In beiden Fällen können jedoch Gleichgewichtskonzentrationen nach der Aufsättigung zu Beginn beobachtet werden, welche im Fall A über eine lange Beobachtungszeit bzw. weite *PV* und/oder *WF* bestehen bleiben. In Fall B erreicht die Frischwasserfront, die im Nichtgleichgewicht mit dem Feststoff steht bereits nach 3 Zeitschritten den Säulenauslass (vgl. Konzentrationsprofile in Abbildung 2.2.3.5, II grüne, dünne Linien). Daraus resultiert ein Konzentrationsrückgang im Säuleneluat nach dem Austausch von einem *PV* (vgl. Durchbruchkurve in Abb. 2.2.3.5 III, grüne, dünne Linien).

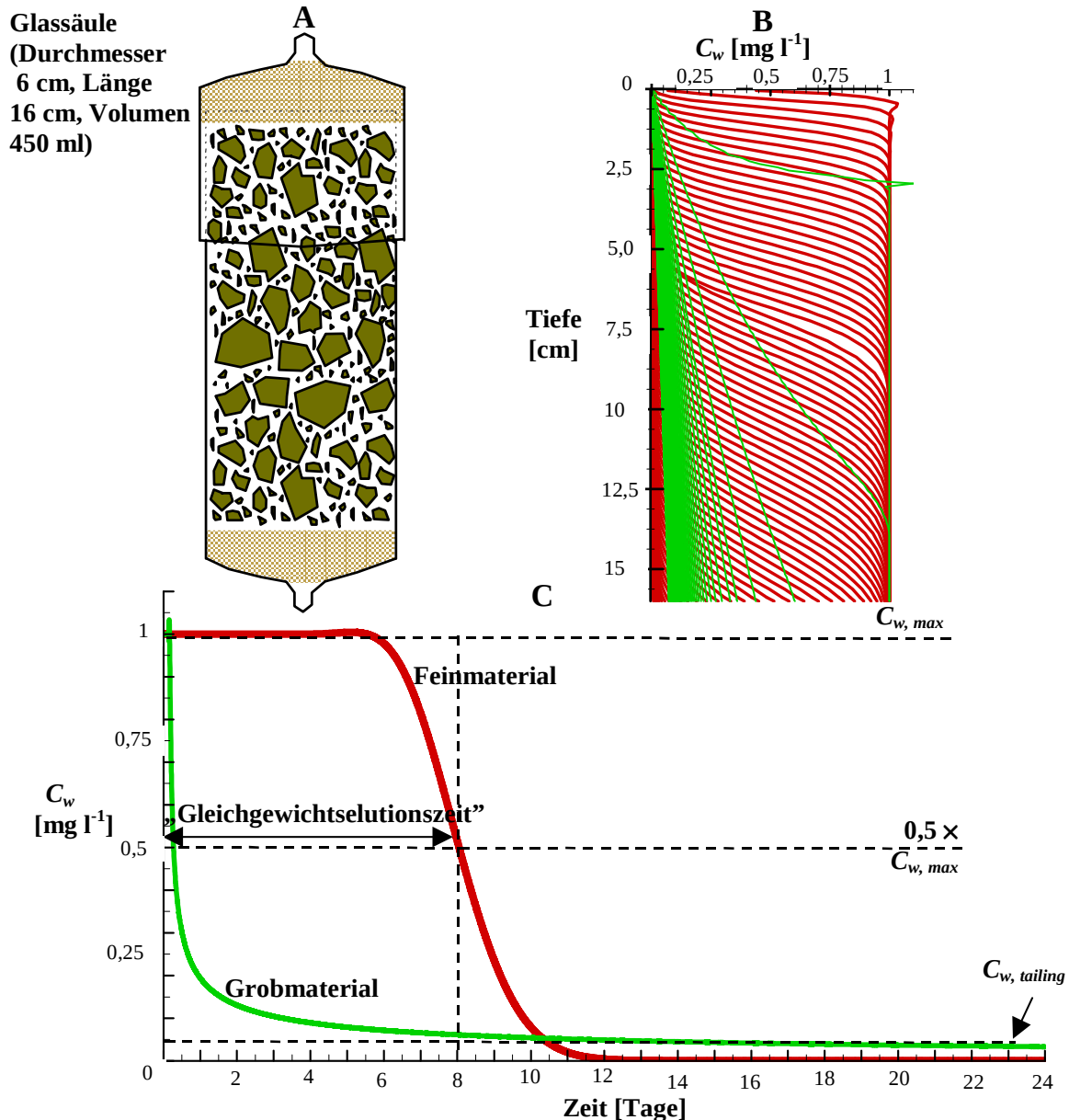


Abb. 2.2.3.5 Ergebnis eines “numerischen Säulenexperimentes” mit SMART+BESSY nach Susset (2004): A: Experimenteller Aufbau, B: Numerische Konzentrationsprofile in der Säule (zu gleichen Zeitschritten), C_w : Numerisch bestimmte Konzentrationen im Säuleneluat über die Zeit, Szenario A (rote, fette Linien), Mittelschluff (Kornradius = 0,01 mm), Szenario B (grüne, dünne Linien) Grobsand-Referenzmaterial (Kornradius = 1 mm).

Die Elution oder besser die Bewegung der schadstofffreien Wasserfront durch die Säule kann durch ein gängiges Advektions-Dispersionsmodell beschrieben werden:

$$D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial C}{\partial t} R_d \quad (3)$$

D ist der longitudinale Dispersionskoeffizient [m s⁻¹], v die Fließgeschwindigkeit [m s⁻¹], x die Länge der Säule die mit dem Material befüllt ist [m] und R der Retardationsfaktor [-], der wie folgt definiert ist:

$$R = 1 + K_d \frac{\rho}{n} \quad [\text{kg l}^{-1}] \quad \text{und die Porosität [-] des Ma-} \quad (4)$$

terials. K_d ist der Verteilungskoeffizient [L kg^{-1}] definiert als Verhältnis aus der Konzentrationen im Feststoff zu den Konzentrationen im Wasser (vgl. Gl. 1). Bei linearen Sorptionsisothermen wird K_d konzentrationsunabhängig.

Hier ist zu beachten, dass das Verhältnis n/ρ [l kg^{-1}] der initialen Wasser-/Feststoffrate in der Säule entspricht (WF_i) (diese ist mit $0,2 \text{ L kg}^{-1}$ bei einer Porosität von 0,35 typischerweise viel kleiner als in Batchversuchen und entspricht ungefähr den realen Verhältnissen im Gelände).

Eine häufig verwendete Näherungslösung für Gleichung 3 und für die Randbedingungen eines Säulenversuchs lautet wie folgt:

$$\frac{C}{C_o} = 1 - 0.5 \operatorname{erfc} \left[\frac{x - \frac{v}{R} t}{2 \sqrt{\frac{D}{R} t}} \right] = 1 - 0.5 \operatorname{erfc} \left[\frac{x - \frac{v}{R} WF \frac{x}{v} \frac{\rho}{n}}{2 \sqrt{\frac{D}{R} WF \frac{x}{v} \frac{\rho}{n}}} \right] \quad (5)$$

Erfc steht für die "complementary error function". Im zweiten Term der Gleichung wird die Zeit t als Wasser-/Feststoffverhältnis ausgedrückt, welches sich aus der bis zu einem bestimmten Zeitschritt angefallenen Wassermenge versus der Trockenmasse des in die Säule eingebauten Materials ergibt. Der Bezug auf WF erlaubt später eine bessere Vergleichbarkeit der Ergebnisse z. B. mit den Ergebnissen von Batchversuchen.

$$t = WF \frac{x}{v} \frac{\rho}{n} \quad (6)$$

C_o ist die initiale Gleichgewichtskonzentration in der Säule, welche basierend auf einer Massenbilanz aus der initialen Feststoffkonzentration $C_{s,ini}$ und der initialen Wasser-/Feststoffrate in der Säule berechnet, gemäß Gleichung 2 gilt:

$$C_o = \frac{C_{s,ini}}{\left(K_d + \frac{n}{\rho} \right)} = \frac{\frac{C_{s,ini}}{K_d}}{\left(1 + \frac{n}{K_d \rho} \right)} \quad (7)$$

Hier ist zu beachten, dass sich $C_{s,ini}/K_d$ auf die Konzentration im Wasser ohne Berücksichtigung der initialen Stofffreisetzung eines Stoffes bezieht.

Gleichung 5 ist eine Näherungsfunktion und gilt nur für kleine Werte des Dispersionskoeffizienten (die Dispersionslänge α [m] muss wesentlich kleiner sein als die Säulenlänge: $\alpha < 0.1 x$). Bei stärkerer Dispersion (oder Vermischung) in der Säule wird eine erweiterte Lösung benötigt (Ogata und Banks, 1961):

$$\frac{C}{C_o} = 1 - 0.5 \left[\operatorname{erfc} \left(\frac{x - \frac{v}{R} t}{2 \sqrt{\frac{D}{R} t}} \right) + \exp \left(\frac{v x}{D} \right) \operatorname{erfc} \left(\frac{x + \frac{v}{R} t}{2 \sqrt{\frac{D}{R} t}} \right) \right] \quad (8)$$

Lösung für sequentielle Extraktion/Kaskadentest

Der Kaskadentest wird, wenn auch selten angewendet, für die Untersuchung des Langzeitelutionsverhaltens oder für gealterte Stofffreisetzung von Schadstoffen aus dem Feststoff in das Wasser empfohlen (z. B. van der Sloot, 1996). Der Feststoff wird vollständig mit dem Wasser gemischt bis der Gleichgewichtszustand erreicht wird. Anschließend wird das Wasser vom Feststoff getrennt (üblicherweise durch Zentrifugation und/oder Filtration) und das Verfahren wird in einem neuen Batch mit neuem Frischwasser wiederholt. Diese sequentielle Extraktion kann mit einer einfachen Exponentialfunktion auch bekannt als Kaskadenmodell beschrieben werden.

$$\frac{C}{C_o} = \exp \left[\frac{-WF}{K_d + \frac{n}{\rho}} \right] \quad (9)$$

Wenn das dynamische WF dem Term $(K_d + n/\rho)$ entspricht, wird in Gleichung 9 $C/C_o \exp(-1) = 0.368$ und in Gleichung 3 erreicht C/C_o für dasselbe Argument den Wert 0,5. Dieses WF entspricht der Zeit, nachdem das Porenvolumen in der Säule R -fach (mit R = Retardationsfaktor) ausgetauscht wurde.

Das Kaskadenmodell wird häufig auch als Kappamodell bezeichnet und in folgender Form angegeben:

$$\frac{C}{C_o} = \exp[-\kappa WF] \quad (10)$$

Der Abklingkoeffizienten κ steht mit Gl. 9 wie folgt im Zusammenhang:

$$\kappa = 1/(K_d + n/\rho) \quad (11)$$

Lösung für Batchversuche

Im Falle von Gleichgewichtsbedingungen kann die Konzentration im Wasser als Funktion von WF aus der Definition für den K_d -Wert nach Gleichung 1 abgeleitet werden. Die Gleichgewichtskonzentration im Wasser wird aus der initialen Konzentration im Feststoff ($C_{s,ini} = X_{tot/md}$) wie oben gezeigt nach Gleichung 2 berechnet. Der Einfluss des K_d auf die Gleichgewichtskonzentration wurde weiter oben diskutiert.

Vergleich der analytischen Lösungen verschiedener Versuchskonzeptionen

Nach Gleichung 5 hängt C/C_o bei $WF = (K_d + n/\rho)$ im Fall sehr hoher Dispersivitäten auch vom Dispersionskoeffizienten ab (Abnahme mit ansteigender Dispersivität). Abbildung 2.2.3.6 vergleicht die verschiedenen analytischen Lösungen für kleine und große Werte der longitudinalen Dispersivität. Für kleine Dispersivitäten stimmen die Gleichungen 5 und 8 sehr gut überein, wogegen bei hohen Dispersivitäten die Gleichungen 8 und 9 bzw. 10 hinreichend gut übereinstimmen. In diesem Fall liegt eine nahezu vollständige Mischung bei sehr hohen Dispersivitäten vor.

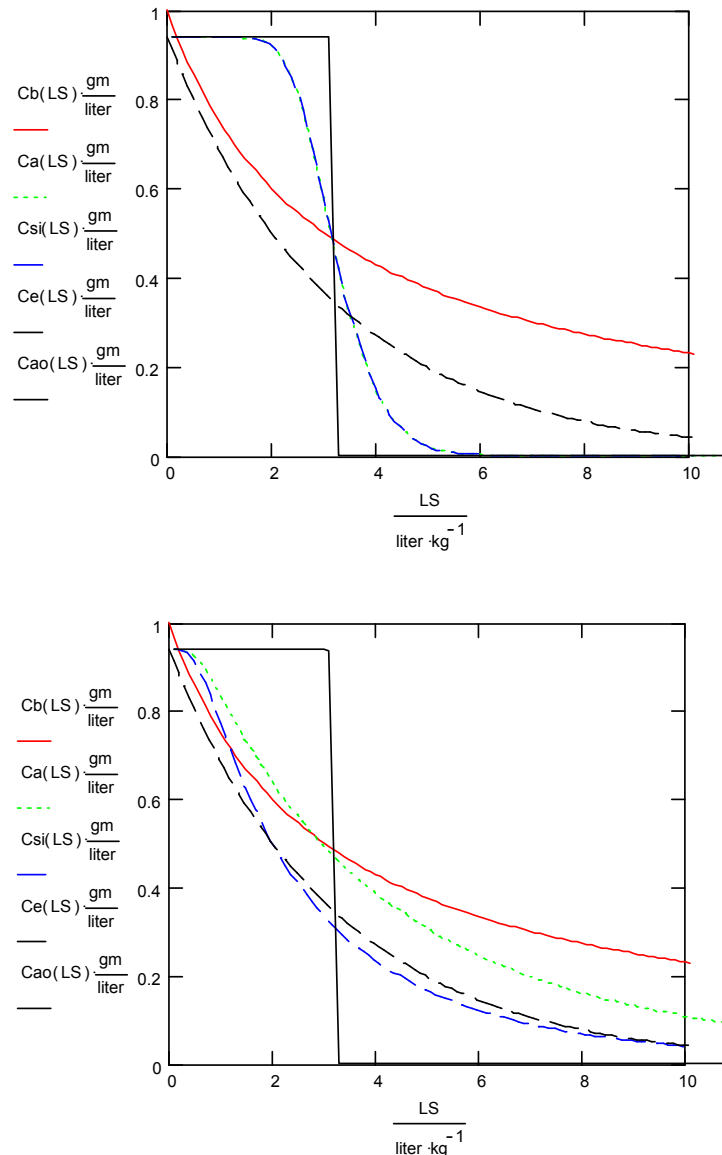


Abb. 2.2.3.6: Vergleich von Elutionskurven verschiedener Elutionsmodelle versus WF (durch Prof. Grathwohl freundlicherweise zur Verfügung gestellt); oben: $\alpha = 0,5$ cm; unten: $\alpha = 0,5$ (C_b: batch model, Gl. 2; C_a: approximate solution, Gl. 5; C_{si}: semi-infinites Fall, Gl. 8; C_e: Sequentielle Extraktion / Kaskadenmodelle / Kappamodelle, Gl. 9 und 10; C_{ao}: Gl. 5 mit um den Faktor 100 reduzierten Dispersionskoeffizienten (C_{s,ini} = 3 mg kg⁻¹; K_d = 3, n = 0,35; d_s = 2.7 kg l⁻¹; ρ = 1.775 kg l⁻¹; Länge der Säule = 20 cm, v_a = 1 m day⁻¹)

Bis auf die Näherungslösung 5 wird bei allen Modellen bei hohen Dispersivitäten eine sehr gute Übereinstimmung der Massenbilanzen erzielt. Bei niedrigen Dispersivitäten stimmen die Massenbilanzen für Gl. 5. und Gl. 8 gut überein. Bei hohen Dispersivitäten finden sich wiederum gute Übereinstimmungen für Gl. 8 und 9 bzw. 10 also zwischen der ausführlichen Lösung des Advektions-Retardationsmodells und dem Kappamodell.

2.2.4 Vergleich von Lysimeter- und Laborelutionsergebnissen

Im Hinblick auf die Vergleichbarkeit der Konzentrationen von Säuleneluaten und Konzentrationen im Auslauf von Freilandlysimetern (beste Näherung an reales Sickerwasser) können drei verschiedene Gruppen von Stoffen unterschieden werden (Grundlage für diesen Vergleich sind bezogen auf *WF* gut aufgelöste Versuche, detaillierte Darstellungen dieser und weiterer Untersuchungsergebnisse in Susset & Leuchs, 2008). In den folgenden Abbildungen sind zusätzlich Konzentrationen verschiedener Batcheluats dargestellt (Schütteltests und Sättigungsextrakte):

Gruppe 1 – Säuleneluat = Lysimeterablauf (Abb. 2.2.4.1 a und 2.2.4.1 b):

Für viele relevante Stoffe kann unabhängig von der Materialklasse bei bekannter *WF*-Entwicklung die Konzentration im Sickerwasser mit dem Säulenversuch „direkt gemessen“ werden. In diese Gruppe fallen leichtlösliche Salze und mobile Anteile der Metalle (bzw. deren DOC-gekoppelten Anteile), die einem reinen „Auswaschungsprozess“ unterliegen.

Gruppe 2 – Säuleneluat = maximale Konzentration im Lysimeterablauf (Abb. 2.2.4.2):

Insbesondere für EPA-PAK und sorptiv gebundene Metalle stellt sich im Säuleneluat eine annähernd konstant hohe Gleichgewichtskonzentration (Desorptionsgleichgewicht) ein, die bei Einhaltung einer Mindestkontaktzeit (T_{Kontakt} , min. 3-6 Stunden für PAK; Susset, 2004) unabhängig von der Fließgeschwindigkeit ist und an die sich ein diffusionslimitiertes „Tailing“ anschließen kann. Wie Abbildung 2.2.4.2 zeigt, markiert die Konzentration im Gleichgewichtsplateau des Säuleneluats bzw. der Konzentrationsgang im Säuleneluat bei vielen Materialien die maximal erreichbare Konzentration im Freilandlysimeter. Der Konzentrationsverlauf im Säuleneluat bildet also die Einhüllende von real vorkommenden stark variablen Sickerwasserkonzentrationen. Sofern sich unter Lagerungsbedingungen oder Einbaubedingungen keine stark alkalischen pH-Werte einstellen, die einen Bioabbau hemmen, und ein aerober Abbau (hier: PAK) stattfinden kann, können sich Laborwerte (höher) deutlich von den Konzentrationen im Sickerwasser unterscheiden. Bei den neutralen pH-Werten des RM Boden werden die PAK-Konzentrationen gegenüber der Gleichgewichtskonzentration im Säuleneluat, das nicht durch Bioabbau überprägt ist, daher stark verringert (Abweichung bei RM Boden um ca. 2 Größenordnungen). Bei RM Bauschutt ist dieser Bioabbau bei relativ hohen pH-Werten um 9-10 gehemmt und die Abweichungen liegen lediglich bei Faktor 3.

Gruppe 3 – Säuleneluat $\neq$ Lysimeterablauf (Abb. 2.2.4.3):

Die wasserungesättigten Bedingungen von Freilandlysimeterversuchen unterscheiden sich von den wassergesättigten Laborsäulenversuchen hinsichtlich des Bioabbaus, dem Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht und dem pH-Wert. Theoretisch wäre zu erwarten gewesen, dass aufgrund unterschiedlicher Stabilitäten oder Löslichkeiten von Mineralphasen stets unterschiedliche Lösungszusammensetzungen in Eluat und Lysimeterablauf resultieren. Bei den meisten Parametern führen die unterschiedlichen Miteubedingungen jedoch nicht zu Problemen bei der Bewertung von Säulenversuchen. Die nachstehend beschriebenen Abweichungen zeigen jedoch, dass zur Bewertung eine ausführliche grundlegende Charakterisierung von MEB und/oder weitergehende Kenntnisse erforderlich sind.

Sulfat

Die Abklingfunktion des Sulfats im Lysimeterversuch weicht bei vielen Materialien systematisch von der in Säulenversuchen ab. Während im Säulenversuch ein rasches Abklingen des Sulfates erfolgt, gehen die Sulfatkonzentrationen im Lysimeter im Allgemeinen (Ausnahme der synthetisch hergestellte RC-Baustoff 0/4) über die Versuchsdauer langsamer zurück. Diese Unterschiede sind irrelevant unterhalb des Konzentrationsniveaus des GFS-Wertes (s. Kap. 3.2), wie dies bei dem Referenzmaterial Boden oder dem RC-Baustoff der Fall ist. Hier wird Sulfat vermutlich diffusiv und nicht durch einen Auswaschungsprozess freigesetzt. Bei Hausmüllverbrennungsasche werden die Abweichungen i. d. R. erst ab einem *WF* von etwa 2 deutlich (vgl. Abb. 2.2.4.3). Bei Hochofenstüchschlacken und einer untersuchten Hausmüllverbrennungsasche zeigten

die Säulenversuche zwar etwas geringere Sulfatkonzentrationen an. Beim Sammeln des Säuleneluates bis WF 2 resultierten jedoch in allen Fällen noch so hohe Konzentrationen (HOS: > 800 mg/L gegenüber 1100 mg/L im Feldlysimeter, HMVA > 950 mg/L gegenüber 2000 mg/L im Feldlysimeter), dass nach dem hier vorgestellten Konzept die gleichen Verwertungslimitierungen bzw. Einschränkungen im offenen Einbau resultieren. Die pH-Werte liegen im Säulenversuch mit Ausnahme einer kurzen „saureren“ Phase konstant im alkalischen Bereich zwischen pH 10 und 11, wohingegen unter naturnahen Bedingungen unter dem Einfluss von Luft die alkalischen Mineralphasen der Materialien offenbar karbonatisieren und sich schwach alkalische Verhältnisse einstellen. Bei Hochofenschlacke kommt noch die säureproduzierende Oxidation des Thiosulfates hinzu. Im wassergesättigten Säulenversuch kann aufgrund des fehlenden Luftzutritts einerseits kein Sulfat aus reduzierten Schwefelverbindungen gebildet werden, andererseits kann keine Karbonatisierung erfolgen, so dass im System $\text{Ca-CO}_2\text{-SO}_4\text{-H}_2\text{O}$ andere Mineralphasen als unter durchlüfteten wasserungesättigten Bedingungen löslichkeitslimitierend sein können.

Die beschriebenen Freilandbedingungen lassen sich in Laborversuchen grundsätzlich nicht abbilden. Bei der Bewertung von Laborversuchergebnissen muss das Freisetungsverhalten unter Realbedingungen (soweit bekannt) berücksichtigt werden. Im Fall des Sulfats ist jedoch darauf hinzuweisen, dass beim Sammeln des Säuleneluates bis WF 2, wie es das weiter unten dargestellte fachliche Konzept vorsieht, geringere und tolerierbare Abweichungen zu erwarten sind (vgl. Kap. 2.2.6 und 3.3).

Metalle

Bei sehr kleinen WF, die im Lysimeter nur kumulativ beprobt werden konnten, weisen die Säuleneluats gegenüber dem Lysimeterablauf kurzfristig erhöhte Metallkonzentrationen auf, die signifikant positiv mit dem DOC-Verlauf korrelieren.

Insbesondere schlecht gepufferte Industrieabfälle zeigten unter Freilandbedingungen eine „saure Elutionsphase“ (z. B. infolge Auflösung des Härterbestandteils Paratoluolsulfonsäure in harzgebundenem Gießereirestsand; Protonenfreisetzung durch Umsetzung von Thiosulfat nach Sulfat in Hochofenstüchschlacken). Die vorübergehenden starken pH-Wert-Absenkungen gingen mit erhöhten Metallausträgen einher.

Für Fall 3 steht keine praktikable Laborelutionsmethode zur Verfügung, die die tatsächlichen geochemischen Randbedingungen nachbilden und den exakten Elutionsverlauf im Gelände simulieren kann (vgl. hierzu auch Studien von Gerth & Förstner, 2003 mit Säulenversuchen bei unterschiedlichen erzwungenen hydrogeochemischen Randbedingungen).

Die gemeinsamen Darstellungen der Batcheluats zeigen in vielen Fällen deutliche Abweichungen der Batcheluatskonzentrationen von den Referenzwerten und theoretischen Erwartungswerten (Abweichungen von den rechnerisch kumulierten Säuleneluatskonzentrationen, sowohl Minder- als auch Überbefunde). Weiter wird veranschaulicht, dass Ergebnisse der Paralleluats bei Batchuntersuchungen häufig abweichen, während die Reproduzierbarkeiten der Säuleneluats sehr gut sind.

Susset & Leuchs (2008) zeigen eine Evaluierung der verschiedenen Laborelutionsmethoden hinsichtlich deren Einsetzbarkeit für eine Sickerwasserprognose basierend auf einer qualitativen Auswertung der Übertragbarkeiten.

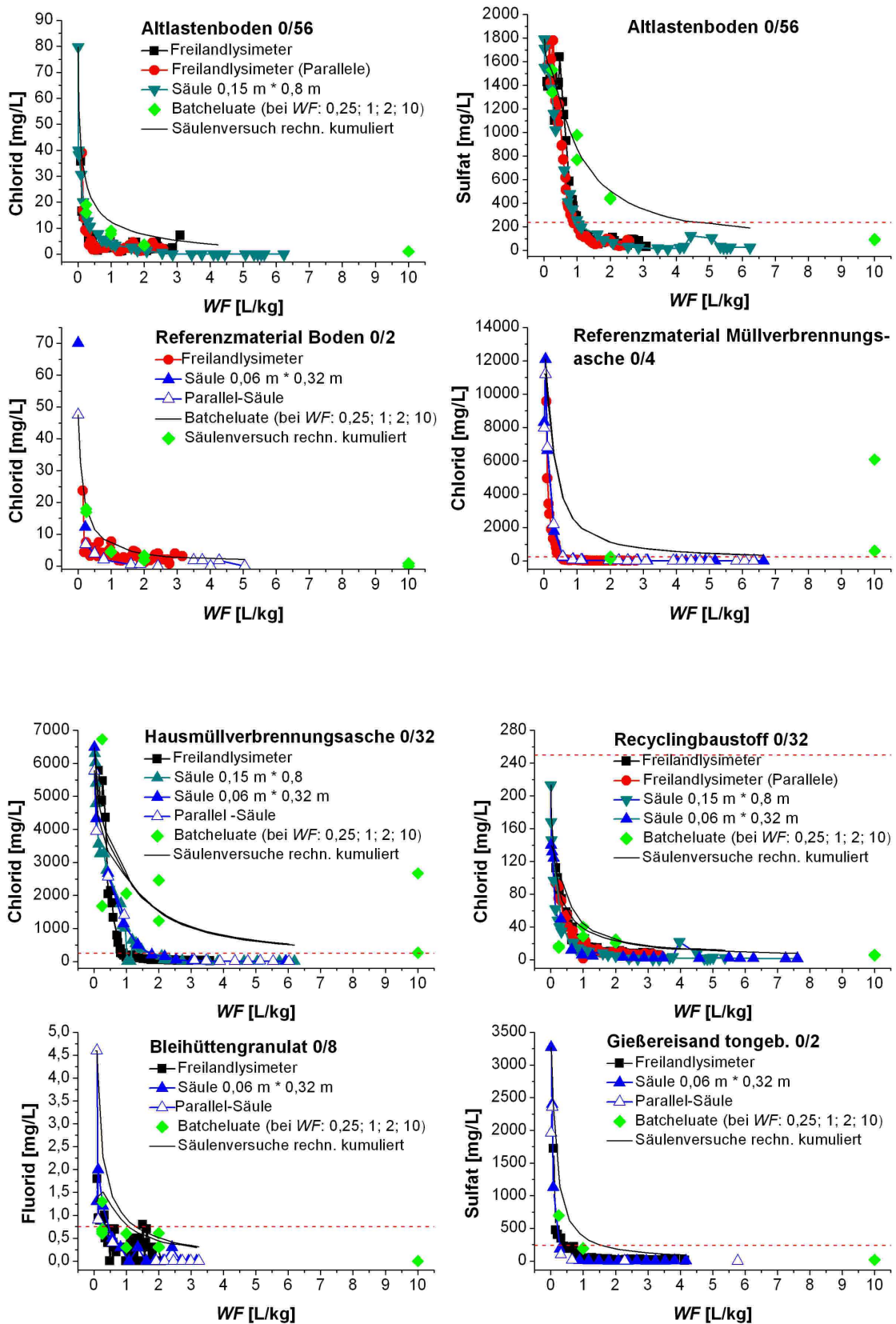


Abb.2.2.4.1a: Gruppe 1 - direkte Übertragbarkeit Säule/Feldlysimeter: Vergleich der Konzentrationen verschiedener Laboreluate mit dem zeitlichen Verlauf der Konzentrationen im Sickerwasser an der Unterseite verschiedener MEB und Böden gegen WF

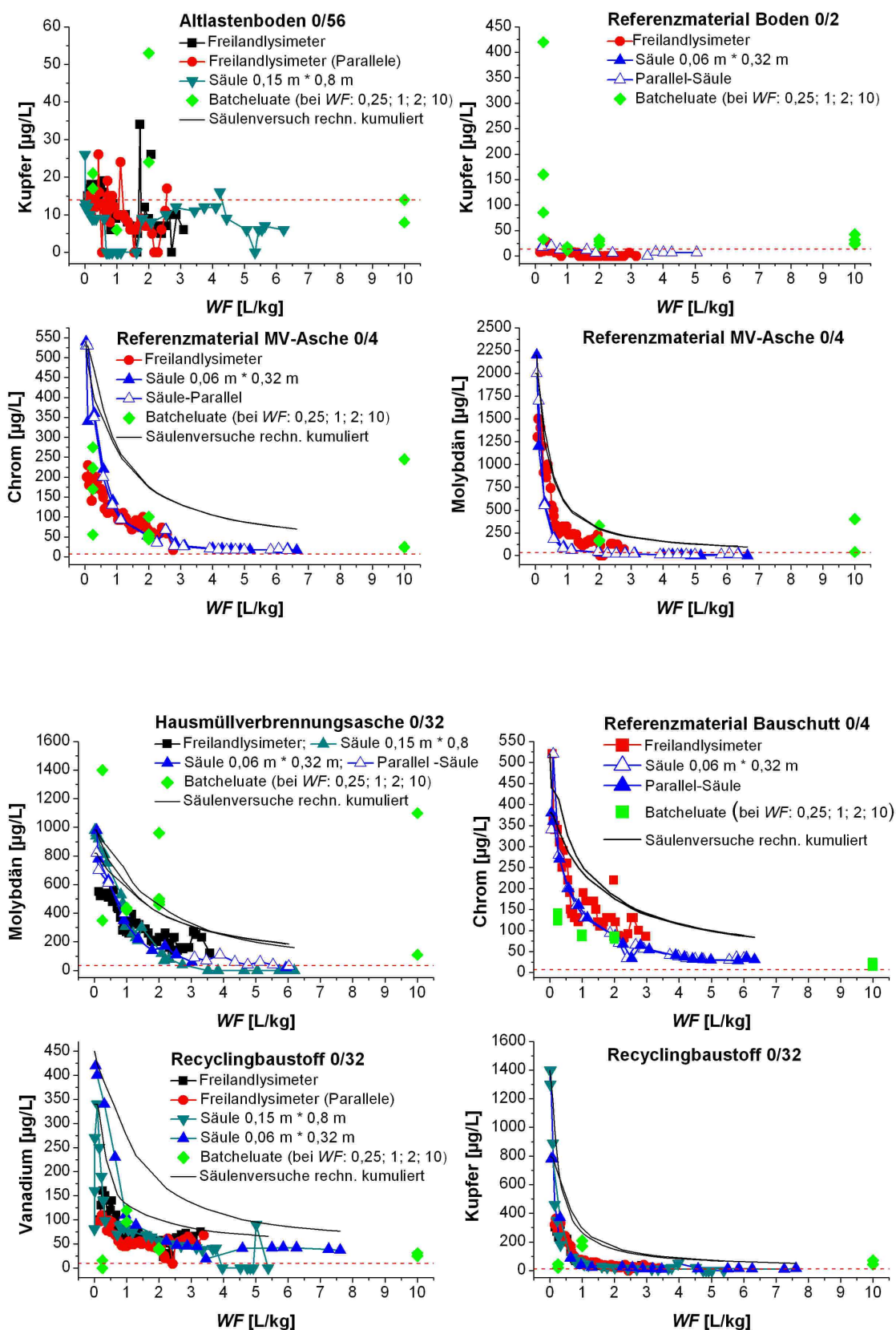


Abb.2.2.4.1b: Gruppe 1 - direkte Übertragbarkeit Säule/Feldlysimeter: Vergleich der Konzentrationen verschiedener Laboreluate mit dem zeitlichen Verlauf der Konzentrationen im Sickerwasser an der Unterseite verschiedener MEB und Böden gegen WF.

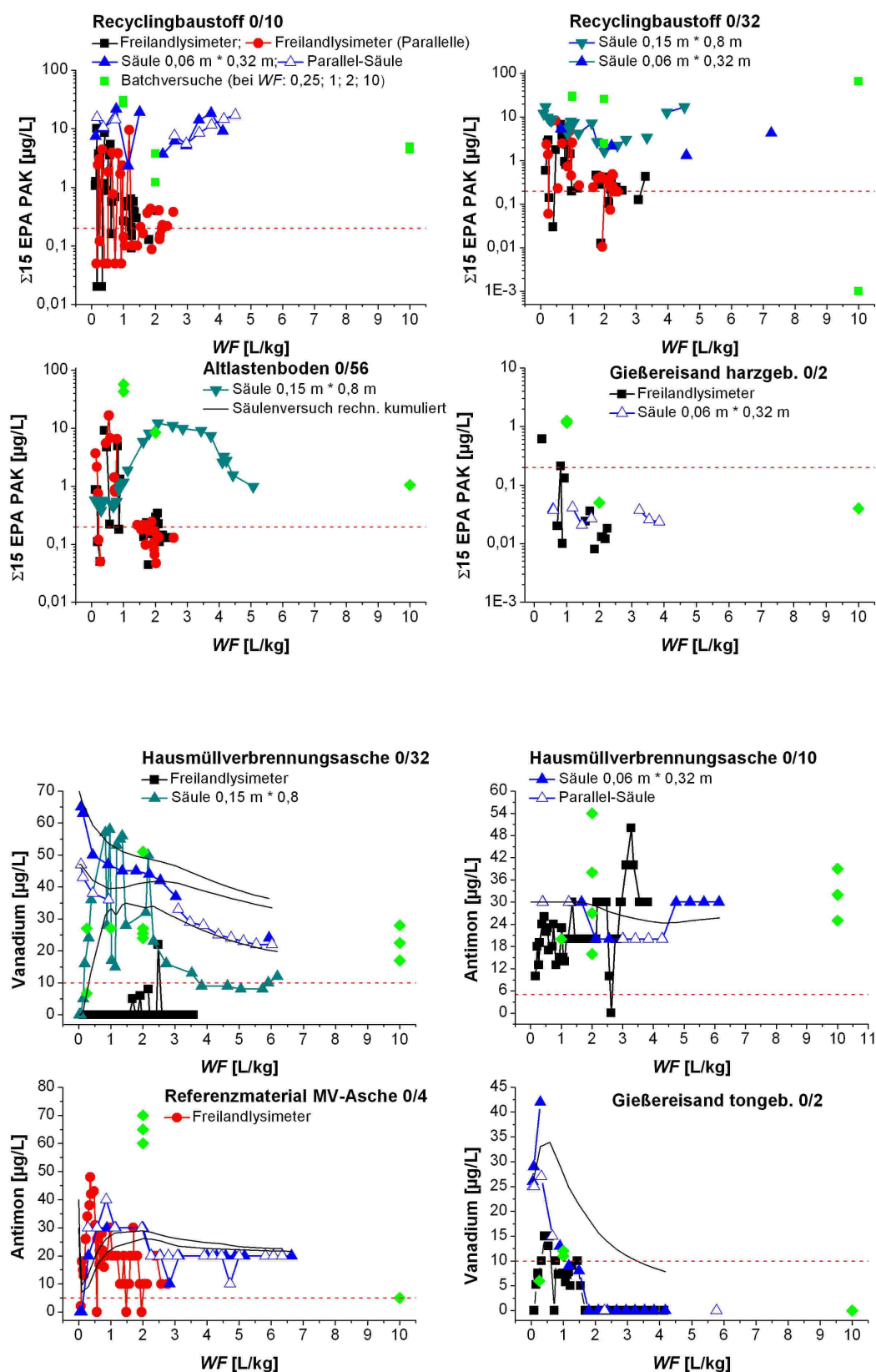


Abb. 2.2.4.2: Gruppe 2 - Maximum, obere Einhüllende: Vergleich der Konzentrationen verschiedener Laboreluate mit dem zeitlichen Verlauf der Konzentrationen im Sickerwasser an der Unterseite verschiedener MEB und Böden gegen WF

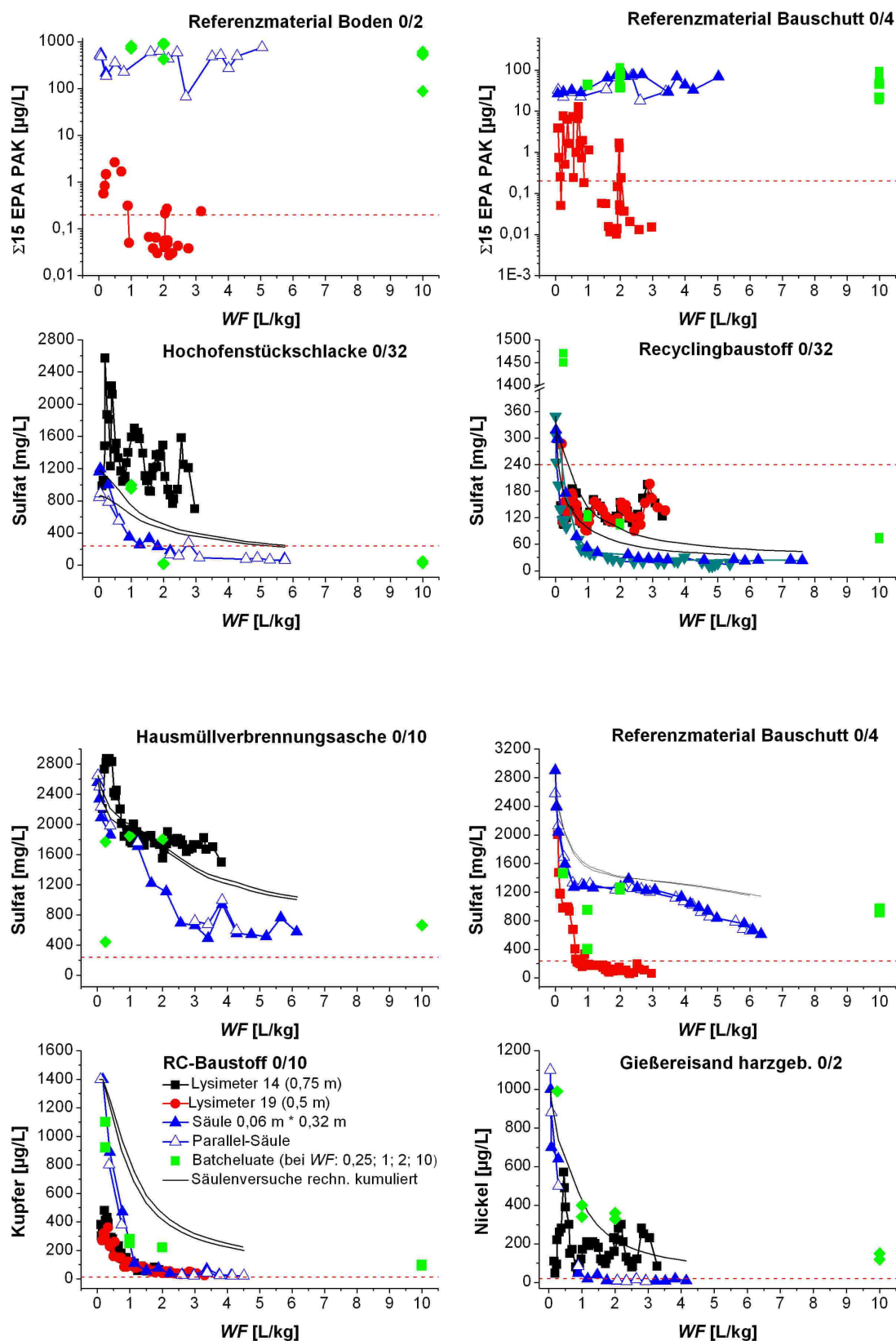


Abb.2.2.4.3: Gruppe 3 - systematische Abweichungen: Vergleich der Konzentrationen verschiedener Laboreluate mit dem zeitlichen Verlauf der Konzentrationen im Sickerwasser an der Unterseite verschiedener MEB und Böden gegen WF

2.2.5 Validierung der theoretischen Übertragung

Die Umrechnung von Säulenversuchs-(Gleichung 8) und Batchversuchsergebnissen (Gleichung 2) wird am Beispiel des leichtlöslichen Chlorids und für Nickel in RC-Baustoff (0/10) gezeigt (Abb. 2.2.5.1). Bei Chlorid bilden die Ergebnisse der bei vier verschiedenen WF durchgeführten Batchversuche ungefähr den Trend der linearen Verdünnung (Steigung -1 im Doppellog-Plot) ab. Die tatsächlichen zu einem bestimmten Zeitpunkt (bzw. entsprechendem WF) auftretenden Konzentrationen sind Folge eines advektiv-dispersiven Transports (Gleichung 8 in 2.2.3). Die aus den Momentankonzentrationen und Wasservolumina errechneten kumulativen Konzentrationen im Säulenversuch bis zu verschiedenen WF (vgl. Rechengang in Susset & Leuchs, 2008) korrelieren im Verdünnungsast noch bei weitem besser mit der linearen Verdünnungsrechnung als die Batchversuche. Ergebnisse von Delay et al. (2006) und Durner et al. (2006) bestätigen dies.

Bei Nickel findet keine reine Verdünnung statt, da zusätzlich Sorptionsprozesse eine Rolle spielen. Batcheluatkonzentrationen und berechnete kumulative Säuleneluatkonzentrationen korrelieren dann im einfachsten Fall mit $1/(WF + K_d)$ (Gleichung 2), Momentankonzentrationen im Säuleneluat mit Gleichung 8 der Lösung für advektiv-dispersiven Transport + Gleichgewichtsretardation. Durner et al. (2006) entwickelten ein Parameterabschätzungs- und Vorhersagemodell zur Berechnung der Konzentrationen bei verschiedenen WF für den Fall nichtlinearer Sorption.

Die lösungslimitierte Freisetzung eines Salzes kann neben dem Advektions-Dispersionsmodell noch einfacher und hinreichend genau mit dem "Kappamodell" beschrieben werden. Bei dieser einfachen Exponentialfunktion kann die Abklingkonstante $Kappa$ aus dem K_d , der Porosität n und der Einbaudichte des Materials abgeleitet werden (vgl. Gleichungen 10 und 11).

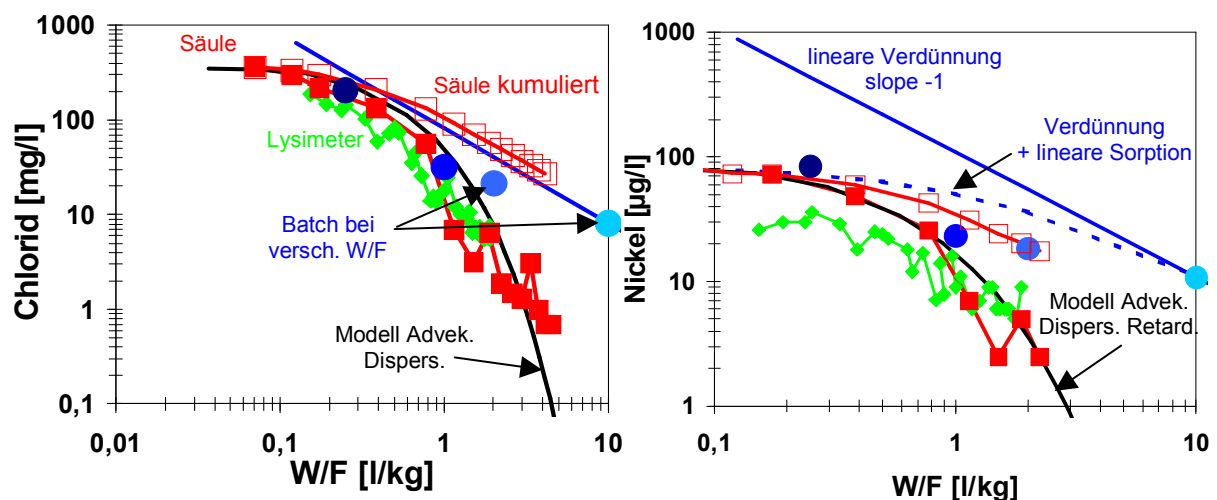


Abb. 2.2.5.1: Übertragbarkeiten Säule/Lysimeter/Sickerwasser/Batcheluat: Umrechnung von Säuleneluatkonzentrationen in Batchkonzentrationen bei einem reinen Verdünnungsprozess (links: Chlorid, lineare Verdünnung über $1/WF$) bzw. bei Verdünnung + Sorption (rechts: Nickel, $1/(WF + K_d)$)

Die im Rahmen des hier vorgestellten Projekts und in Susset & Leuchs (2008) durchgeführten material- und stoff-übergreifenden Auswertungen von Lysimeterversuchen, Säulenversuchen und Schütteleluaten zeigen, dass die Umrechenbarkeit für leichtlösliche Salze und mobile Anteile der Metalle relativ gut funktioniert. Bei langsamer diffusionslimitierter Freisetzung sorptiv gebundener (wenig mobiler) Metallanteile und Organika schneiden die genannten Modelle die Langzeitkonzentrationen im diffusionslimitierten Ast jedoch ab und unterschätzen das Freisetzungs- und damit Gefährdungspotential. Die Angabe von Quellstärkefunktionen für diesen Fall ist analytisch kaum möglich, sondern bedarf komplexer ggf. numerischer

Modelle unter Berücksichtigung von Intrapartikeldiffusionsprozessen (vgl. Grathwohl, 1998; Jäger & Liedl, 2000; Susset, 2004).

Wie im Folgenden exemplarisch für die Auswaschung von Chlorid aus einer 50 cm mächtigen Schicht aus Hausmüllverbrennungsasche zeigt, ist die Abschätzung des Gefährdungspotentials durch leichtlösliche Stoffe im Feld, auf der Grundlage von Säulenversuchergebnissen, vergleichsweise einfach. Die Konzentrationen von Chlorid nehmen im Säulen- und Lysimeterversuch mit zunehmendem WF ab, Chlorid wird vollständig abgereichert (Abb. 2.2.5.2). Die gemessene Konzentration im Säulenversuch (Momentankonzentrationen) kann über das WF direkt auf das Sickerwasser übertragen werden. Die in den Schüttelversuchen ermittelten Konzentrationen liegen beim gleichen WF über denen des Säulen-/Lysimeterversuchs, da die Einzel- bzw. Momentankonzentrationen im Schüttel eluat aufkumuliert werden. Die Konzentrationen bei WF 10 sind im Falle von Chlorid entsprechend der Verdünnung etwa 5 mal niedriger als bei WF 2. Die Ergebnisse des ausführlichen Säulenversuchs können nach rechnerischer Kumulierung der Momentankonzentrationen direkt mit den Schüttel eluatkonzentrationen verglichen werden.

Um die Abklingdauer von Chlorid z. B. bei Hausmüllverbrennungsasche in einem bestimmten Einbauszenario beurteilen zu können, muss die Zeit bzw. die zeitliche WF -Entwicklung betrachtet werden:

$$WF = \frac{SWN}{M \rho_d} t \quad (12)$$

Hierbei ist SWN die Sickerwasserneubildungsrate [$L^3/(L^2 T)$], M die Mächtigkeit der Quelle [L], ρ_d die Trockenraumdichte der Quelle [M/L^3] und t die Zeit. Im Freilandlysimeter (natürlicher Niederschlag, Kiesüberschichtung sorgt für nahezu vollständige Versickerung des Niederschlags) wurde WF 2 nach ca. 3 Jahren erreicht. Linear interpoliert würde WF 10 für diesen Fall einem Zeitraum von ca. 15 Jahren entsprechen. Die tatsächliche Sickerwasserneubildung ist im Gelände jedoch i. d. R. geringer (Überdeckung des Materials mit geringdurchlässigem Material, Evaporation etc.) und die Einbaumächtigkeit oft größer (z. B. 4 m mächtiger Lärmschutzwall), so dass die gleichen WF erst nach viel längeren Zeiträumen erreicht werden. Für Verwertungsmaßnahmen ergeben sich deshalb i. d. R. wesentlich größerer Abklingzeiträume im Bereich von mehreren Jahrzehnten. Im Säulenversuch werden die gleichen WF bei gegenüber den Freilandlysimeterversuchen erhöhten erzwungenen Perkolationsraten und geringeren Einbaumengen des Probematerials wesentlich schneller erreicht. Batchversuche stellen die kumulierte Konzentration bis zu einem bestimmten WF dar.

In realen Einbaumaßnahmen würde sich WF 10 erst nach sehr langen Zeiträumen einstellen (Beispiel: 4 m mächtiger Lärmschutzwall, mittlere Sickerwasserrate 300 L/(a m^2), Einbaudichte 1900 kg/ m^3 , Zeitraum bis zur Erreichung von WF 10 an der Unterkante des Lärmschutzwalls: ca. 250 Jahre). Die Übertragbarkeit von Stoffkonzentrationen über die Berücksichtigung der zeitliche WF -Entwicklung wurde in Freilandlysimetervarianten mit unterschiedlichen Mächtigkeiten von RC-Baustoff als Quellschicht validiert (Susset & Leuchs, 2008).

In vielen Fällen (insbesondere bei Stoffen, die ein deutliches Abklingverhalten aufweisen) führt eine Bestimmung im Schüttel eluat bei WF 10 darüber hinaus zu einer Verdünnung der Konzentrationen auf ein sehr niedriges Konzentrationsniveau, bei welchem die Analytik mit hohen Unsicherheiten behaftet ist oder die Bestimmungsgrenze unterschritten wird. Somit können auch bei Einhaltung z. B. der GFS-Werte Wertüberschreitungen über Jahrzehnte an der Unterkante von eingebauten MEB auftreten. Eine sachgerechte Bewertung der zu erwartenden Grundwassergefahr kann deshalb mit dem Schüttel eluat bei WF 10 nicht vorgenommen werden.

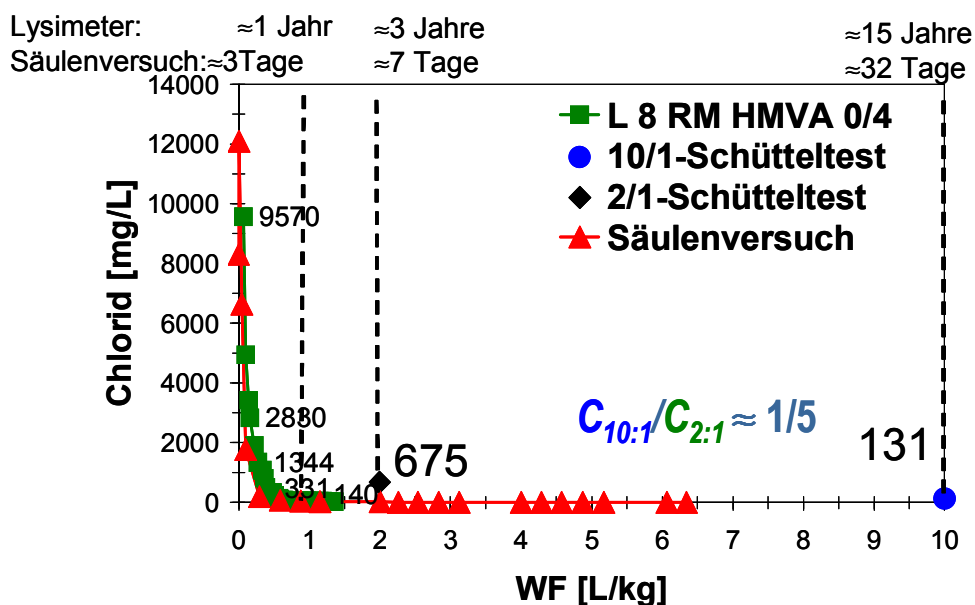


Abb. 2.2.5.2: Übertragbarkeiten Säule/Lysimeter/Sickerwasser/Batcheluat: Zeitskalen verschiedener Elutionsmethoden (Susset, 2007 und Susset & Leuchs, 2008).

2.2.6 Empfehlung des Laborsäulenversuchs

Im Rahmen des BMBF-SiWaP sowie mittels der theoretischen Betrachtungen wurde nachgewiesen, dass der Säulenversuch vergleichsweise realitätsnahe Ergebnisse liefert und sich für die grundwasserbezogene Bewertung am besten eignet. Um eine fachlich fundierte Beurteilung der Auswirkungen eingebauter Materialien auf Boden und Grundwasser vornehmen zu können, müssen das kurz- bis langfristige Auslaugungsverhalten und die Bestimmung der charakteristischen Eigenschaften eines (Bau)Materials bekannt sein. Insoweit ist ein Säulenversuch mit Mehrfachbeprobung zur "grundlegenden Charakterisierung" ("basic characterisation") unverzichtbar. Bei der Erst-Charakterisierung ist wichtig, dass alle potentiell problematischen Stoffe untersucht werden (s. Kap. 4.2 und Anhang 1). Nur so kann ermittelt werden, welche Parameter für eine medienbezogene Bewertung zu betrachten sind. Da eine Veränderung der materialspezifischen Problemstoffe und deren Freisetzungverhalten bei vielen Materialien z. B. aufgrund von Änderungen der Produktions- oder Aufbereitungsprozesse nicht ausgeschlossen werden kann, ist eine regelmäßige Wiederholung der grundlegenden Charakterisierung in größeren Abständen (z. B. alle 3 – 5 Jahre) und die Überprüfung der darauf basierenden Umsetzungen erforderlich.

Für Übereinstimmungstest z. B. im Rahmen einer regelmäßigen Güteüberwachung werden einfachere Tests benötigt. Wie oben diskutiert, müssen Übereinstimmungsuntersuchungen allerdings mit den Eignungstest in einem systematischen Zusammenhang stehen, da sonst keine Verknüpfung zwischen Eignung und Übereinstimmung hergestellt werden kann.

Als geeignetes Untersuchungsverfahren hat sich aus methodischer Sicht und im Hinblick auf die Bewertung ein sog. Säulenkurztest, bei dem das Eluat bis zu einem WF 2 gesammelt wird, herausgestellt. Aufgrund des geringeren WF werden die mittelfristig auftretenden Konzentrationen erfasst, die anfänglich häufig erhöhten Konzentrationen sind mit höheren Anteilen vertreten und die Gefahr einer Verdünnung auf Konzentrationen unter die Bestimmungsgrenzen ist geringer. Die über den Zeitraum bis WF 2 gemittelte kumulative Konzentration nivelliert zwischen anfänglich erhöhten Konzentrationen und quasi konstanten Langzeitkonzentrationen, die zwar deutlich unterhalb der Maximalkonzentrationen liegen, aber über sehr lange Zeiträume die Bezugswerte deutlich überschreiten können.

Die Betrachtung zeitlich gemittelter Konzentrationen entspricht auch der Philosophie des BMBF-SiWaP, nach der für die Bewertung von kontaminiertem Material eher der mittlere z.B. jährliche Schadstoffeintrag ins Grundwasser bzw. die über ein Jahr gemittelte Sickerwasserkonzentration und weniger Konzentrationsschwankungen bzw. Schwankungen der Stoffflüsse von Interesse sind (Grathwohl & Susset, 2001; Reinstorf et al., 2001; Liedl et al., 2005).

Das Austragsverhalten stark sorbierender Organika wie PAK ist durch lang anhaltend, konstante Säuleneluatkonzentrationen gekennzeichnet (Gleichgewichtskonzentration). Für die Bewertung kann die Gleichgewichtskonzentration herangezogen werden, die theoretisch unabhängig von *WF* ist (vgl. Kapitel 2.2.3 und 2.2.4). Aus methodischen Gründen sollten diese hochsorbierenden Organika ausschließlich im Säuleneluat gemessen werden (ausf. Säulenversuch und/oder Säulenkurztest bis *WF* 2, vgl. Kapitel 2.2.2, 2.2.4 und DIN E 19528).

Der Säulenkurztest bis *WF* 2 weist sehr gute Reproduzierbarkeiten auf, die mit denen des ausführlichen Säulenversuchs gut übereinstimmen (Abb. 2.2.6.1). Unsicherheiten in Folge etwaiger Instationaritäten und "First Flush"-Effekte wirken sich bei *WF* 2 also nicht aus.

WF 2 wird bei einer festgesetzten Kontaktzeit von 5 h in Abhängigkeit von der Dichte des Untersuchungsmaterials nach 16 – 46 h erreicht (Tab. 2.2.6.1). Das Säuleneluat kann - wie weiter oben in diesem Kapitel dargelegt – aufgrund der geringen Trübung sofort und ohne weitere Feststoff-/Flüssig-Trennungsschritte (ggf. lediglich direkte Filtration einer Teilprobe des klaren Säuleneluats über Membranspritzenfilter für die Metallanalytik) auf alle Schadstoffgruppen (sowohl leichtlösliche als auch hochsorbierende Stoffe) untersucht werden. Bei einem vergleichbaren Schütteltest (DIN E 19529, Schütteltest bei *WF* 2) liegt die Versuchsdauer konstant bei 24 h. Hinzu zu zählen sind Arbeits- und Zeitaufwand für den Flüssig-/Feststofftrennungsschritt (Zentrifugation, Dekantierung und Druckfiltration des Eluats mit Druckfiltrationsapparatur; F/T-Schritt entfällt beim Säuleneluat). Für die wichtigsten Stoffströme (RC-Baustoff, Verbrennungaschen und Böden) liegen damit die Versuchszeiten des Säulenkurzeluats im Bereich des Schütteltests. Hierbei ist auch zu beachten, dass im Falle einer Untersuchung auf hochsorbierende Organika und Anorganika (z. B. Altlastenböden und RC-Baustoffe) in jedem Fall ein Säulenversuch durchgeführt werden sollte, da Schütteltests für die Untersuchung auf Organika nicht eingesetzt werden sollen.

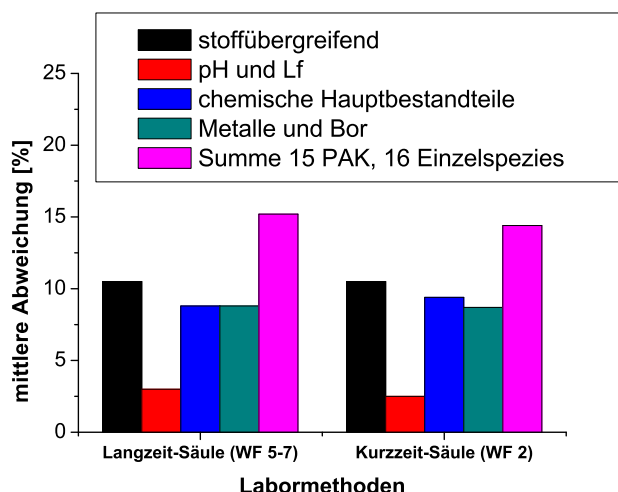


Abb. 2.2.6.1: Materialübergreifende (9 verschiedene mineralische Abfälle und Böden) Abweichungen der Einzelbestimmungen von Stoffkonzentrationen vom Mittelwert (mindestens Zweifach-, teilweise Vierfachbestimmungen) gemittelt über die gesamte dynamische Elution eines ausführlichen Säulenversuchs und eines Säulenkurztests bis *WF* 2. Diese Bewertung schließt Unsicherheiten bei der Probenentteilung, der Elution und der Analytik mit ein. Betrachtet werden Abweichungen arithmetisch gemittelt über alle Stoffe und Parameter („stoffübergreifend“) sowie über Stoffgruppen und für die PAK-Einzelspezies

Tab. 2.2.6.1: Auszug aus einem Versuchsprotokoll von Säulenkurzelutionen nach DIN E 19528 bis WF 2 mit verschiedenen Materialien (Säulen Innendurchmesser: 5,8 cm, Länge: 22 cm, 2 h Aufsättigung, 5h Kontaktzeit)

Kontaktzeit = 5 h	Nr.	Datum und Uhrzeit	Gesamtdauer [h]	Flussrate [ml/min]	Durchfluss kumuliert [ml]	WF [l/kg TS]	Einwaage [g]	(Einbau-) Trockendichte [g/cm³]
RC-Baustoff	Säule	14.06 10:53						
	I	15.06 10:55	24,04	0,940	1356	2,00	679	1,45
kontaminierter Boden	Säule	02.07 10:00						
	II	03.07 20:34	34,58	0,770	1598	2,00	800	1,71
Müllverbrennungssasche	Säule	12.07 07:43						
	III	12.07 23:44	16,02	1,290	1240	2,00	620	1,32
Metallhüttenschlacke	Säule	02.07 10:00						
	IV	04.07 08:14	46,24	0,770	2136	2,00	1070	2,29

Theoretisch wäre alternativ zum Säulenkurzeluat bis WF 2 für Anorganika auch das Schütteluat bei WF 2 geeignet, sofern die Ergebnisse des Schütteltests nicht zu stark vom systematischen Zusammenhang bzw. von den Ergebnissen der ausführlichen Säulen-/Lysimeterversuche abweichen (z. B. infolge von Artefaktüberprägungen). Zur Verbesserung der Datenlage für die geplante Ersatzbaustoffverordnung wurden bereits entsprechende Zusatzuntersuchungen (UBA-Projekt Dehoust et al., 2007; Kap. 4.2 und Anhang 1 dieser Bericht) für die Materialklassen RC-Baustoff, Müllverbrennungssasche, Hüttensand und Bodenmaterial mit insgesamt über 100 ausführlichen Säulenversuchen sowie Schütteluelaten bei WF 2 und 10 durchgeführt. Dabei waren insbesondere bei den Elementen Kupfer und Chrom sowie bei weiteren Metallen sehr große Abweichungen der Schütteltestergebnisse bei WF 2 von den rechnerisch bis WF 2 kumulierten Momentankonzentrationen des kontinuierlich beprobten, ausführlichen Säulenversuchs (bei WF = 0,25, 1 und 2) festzustellen (vgl. Kap. 3.3.2, 4.1 und Anhang 1). Im Schütteluat bei WF 10 wurden die Konzentrationen durch das zu hohe WF in vielen Fällen bis unter die Bestimmungsgrenze verdünnt, wogegen die Ergebnisse bei WF 2 und des ausführlichen Säulenversuchs GFS-Überschreitung über mehrere Jahrzehnte erwarten ließen.

Nach dem vorliegenden Erkenntnisstand wird daher der Säulenversuch für geeigneter gehalten und zur Anwendung empfohlen. Hinzu kommt als Vorteil die Möglichkeit der parallelen Bestimmung von allen relevanten Stoffgruppen, während Schütteluate nach DIN E 19529 und DIN EN 12457 (1-4) auf die Untersuchung anorganischer Parameter begrenzt sind.

Die hier vorgestellten Ergebnisse und Ergebnisse anderer Stellen im BMBF-SiWaP fließen derzeit direkt in die Normvorhaben des Deutschen Instituts für Normung zur DIN E 19528 (Elution von Feststoffen — Perkulationsverfahren zur gemeinsamen Untersuchung des Elutionsverhaltens von anorganischen und organischen Stoffen) und DIN E 19529 (Elution von Feststoffen — Schüttelverfahren zur Untersuchung des Elutionsverhaltens von anorganischen Stoffen mit einem Wasser-Feststoff-Verhältnis von 2 l/kg) mit ein, die aktuell in einem groß angelegten Ringversuch validiert werden. Bei den Ringversuchen werden sowohl der ausführliche Säulenversuch, der Säulenkurztest bis WF 2 und der Schütteltest bei WF 2 geprüft. Anhand der Ergebnisse kann dann entschieden werden, ob das Schütteluat bei WF 2 gleichberechtigt mit dem Säulenkurztest bis WF 2 empfohlen werden kann. Voraussetzung dafür ist die Einbindbarkeit der Schütteltestergebnisse in den systematischen Zusammenhang der nachweislich zwischen den Ergebnissen des Säulenkurztests und den Ergebnissen des ausführlichen Säulenversuchs besteht.

Bei der Entwicklung dieser Normen wurde besonderes Augenmerk auf die Steigerung der Praktikabilität der Methoden gelegt: Vor dem Hintergrund der Ergebnisse des BMBF-SiWaP ist es aus wissenschaftlicher Sicht vertretbar, mit dem Ziel einer Steigerung der Praktikabilität der Methoden, die Versuchsdauer möglichst niedrig zu halten, in dem Auf sättigungsdauer und Kontaktzeit so festgelegt werden, dass ausführliche Säulenversuche in weniger als einer Arbeitswoche abgeschlossen werden können. Eine Auf sättigungsdauer von 1 bis 2 Stunden und eine Kontaktzeit von 5 h sind hier empfehlenswert. Wie die Ergebnisse für Salze, Schwermetalle und PAK zeigen, wird mit einer Kontaktzeit von 5 h zu Beginn des Säulenversuchs weitestgehend ein Gleichgewicht erreicht (s. Kap. 2.2.3 und Susset & Leuchs, 2008). Für den Säulenkurztest bis *WF* 2 resultieren je nach Dichte des Untersuchungsmaterials die oben genannten Versuchszeiten (vgl. Tabelle 2.2.6.1). Für Steinkohleflugaschen (Untersuchung mittels Zumischung von 70 - 80% Quarzssand) liegen die Versuchszeiten im Bereich von 8 h.

Es wird an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass anhand der Ringversuchsergebnisse die Reproduzierbarkeit der Methoden und systematische Zusammenhänge zwischen den Ergebnissen geprüft werden können. Danach kann entschieden werden, ob Säulenversuche und/oder Schüttelversuche geeignet sind. Weitere Erkenntnisse zur Varianz der materialspezifischen Stoffströme werden hierdurch nicht gewonnen.

2.3 Quantifizierung von Transportvorgängen

Im Prinzip kehren sich beim Transport von im Sickerwasser gelösten Stoffen durch die Bodenzone die bei der Freisetzung zu beachtenden Prozesse um; in der Schadstoffquelle freigesetzte Stoffe können während des Transports zum Grundwasser z. B. wieder sorbiert, d. h. retardiert werden. Bei konstanter Sickerrate können die Schadstoffflüsse und auch die sich einstellenden Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser aus dem belasteten Material heraus (Quellterm) vereinfachend als zeitlich konstant betrachtet werden. In Abhängigkeit von den beim Transport wirkenden Prozessen stellen sich für verschiedene Zeitschritte charakteristische Konzentrationsprofile ein (Abb. 2.3.1). In der Abbildung 2.3.1 wurden Retardation (Beispiel A), Abbau (Beispiel B) sowie Retardation, Abbau und partikelgetragener Transport entlang bevorzugter Fließwege (Beispiel C) mit einfachen analytischen Lösungen der eindimensionalen Advektions- und Dispersions-Gleichung (Ogata & Banks, 1961; Bear, 1979) mit dem elektronischen Datenblatt (MathCad) berechnet (aus Susset, 2004). Eine detaillierte Beschreibung der Prozesse geben z. B. Grathwohl & Susset (2001) und Reinstorf et al. (2001).

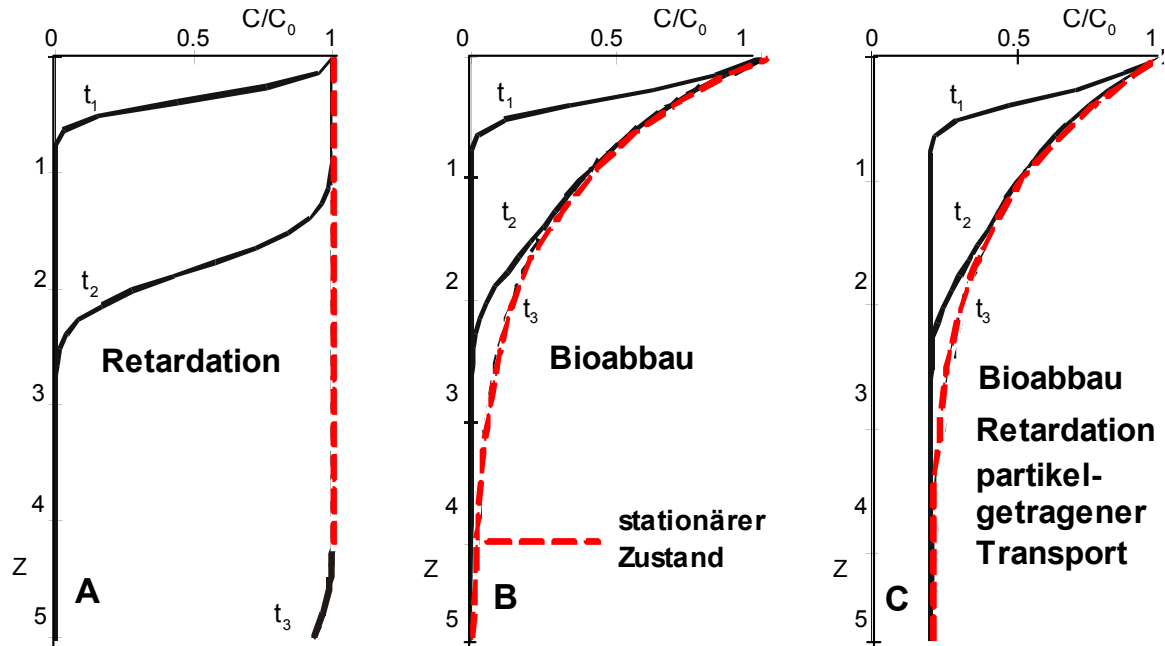


Abb. 2.3.1: Vergleich der verschiedenen Transportprozesse beim Transport von Stoffen mit dem Sickerwasser durch eine 4,5 m mächtige Bodenzone. Die Kurven zeigen die Konzentrationsverteilung eines Stoffes über die Tiefe z [Meter] zu verschiedenen Zeitpunkten: $t_1 = 1$ Jahr, $t_2 = 6$ Jahre, $t_3 = 16$ Jahre $\cong$ stationärer Zustand (gestrichelte Linien), d.h. keine Änderung des Konzentrationsprofils (Grundwasserneubildungsrate = 1 mm Tag⁻¹; longitudinale Dispersivität $\alpha_L = 2,8$ cm; wassererfüllter Porenraum $\theta = 0,1$; Retardationskoeffizient $R_d = 10$).

Zu den in Abb. 2.3.1 unterschiedenen Fällen ist folgendes anzumerken:

- **A: Retardation:**
Im hier vorgestellten vereinfachten Fall (GG-Ansatz) wurde die Retardation direkt aus dem Sorptionskoeffizienten (K_d), der Trockenraumdichte und dem wassererfüllten Porenraum bei der Feldkapazität berechnet. Die (reversible) Sorption von Schadstoffen im Untergrund führt lediglich zu einer Verzögerung (Retardation) des Stofftransports relativ zur Sickerwassergeschwindigkeit, d.h. die Schadstoffe treten nach einer gewissen Zeit (>16 Jahre, in Abhängigkeit vom Retardationsfaktor) in unverminderter Konzentration an der Grundwasseroberfläche in 4,5 m Tiefe auf.
- **B: Bioabbau:**
Für die gleichen Anfangs- und Randbedingungen der Ogata-Banks-Gleichung wurde hier eine eindimensionale Lösung nach Bear (1979) zur Beschreibung des advektiv-dispersiven 1D-Flusses unter Berücksichtigung von Abbaukinetik 1. Ordnung eingesetzt. Der Berechnung liegt eine Halbwertszeit des abbaubaren Stoffes von einem Jahr zugrunde. Die Schadstoffkonzentration nimmt im günstigsten Fall (biologisch gut abbaubare Stoffe) soweit ab, dass dauerhaft kein Schadstoffeintrag mehr ins Grundwasser erfolgen kann (vgl. stationärer Fall für $t_3 = 16$ Jahre).
- **C: Präferentieller Transport:**
Ein Teil der Schadstoffe (hier: 20 %) gelangt so rasch ins Grundwasser, dass Rückhalte- (Retardation) und Abbauprozesse (Bioabbau) nicht vollständig greifen (präferentielles Fließen und/oder partikelgetragener Transport). Die einfachste Möglichkeit, diesem raschen, extrem von den Standortbedingungen abhängigen Stofftransport bei

der Sickerwasserprognose Rechnung zu tragen, liegt hier in der unwahrscheinlichen (worst-case-)Annahme, dass ein gewisser Anteil der Schadstofffracht (hier z. B. 20 %) keinen Rückhalte- und Abbauprozessen unterliegt und dieser Anteil der Stoffkonzentration praktisch immer an der Grundwasseroberfläche vorliegt.

Vor dem Hintergrund der neuen wissenschaftlichen Erkenntnisse (vgl. Kap. 2.1) werden bei der im Rahmen dieses Vorhabens entwickelten systematischen Bewertung des Rückhaltepotentials nur Retardationsvorgänge und für abbaubare Substanzen zusätzlich noch der Bioabbau betrachtet. Präferentieller und / oder partikelgetragener Transport sind aus den in Kapitel 2.1 genannten Gründen für die hier gewählten Standardszenarien vernachlässigbar.

Die Modellierung der Retardation und des Bioabbaus wurde mit analytischen 1D-Lösungen der reaktiven Stofftransportgleichung durchgeführt. Die 1 D-Lösungen wurden im Rahmen des BMBF-Teilprojekts 02WP0198 weiterentwickelt und zur Verifizierung des numerischen Modells SMART, welches innerhalb eines Teilverbunds des BMBF-SiWaP weiterentwickelt und validiert wurde, eingesetzt (Liedl et al., 2005).

Basierend auf van Genuchten und Alves (1982) können die Schadstoffkonzentrationen am Ort der Beurteilung analytisch berechnet werden, sofern der Austrag aus der Schadstoffquelle zeitlich konstant ist und die Bodeneigenschaften homogen verteilt sind (detailliert in Liedl et al. 2005):

$$c(x,t) = \frac{c_{Quelle}}{2} \left(e^{\frac{v^*x^*(1-\Gamma)}{2D}} * \operatorname{erfc} \frac{x-v^*t*\Gamma}{\sqrt{4*D*t}} + e^{\frac{v^*x^*(1+\Gamma)}{2D}} * \operatorname{erfc} \frac{x+v^*t*\Gamma}{\sqrt{4*D*t}} \right) \quad (13)$$

mit

$$\Gamma = \sqrt{1 + \frac{4*\lambda*D}{v^2}} \quad (14)$$

Dabei bezeichnen v die Abstandsgeschwindigkeit, x die Transportstrecke, D den Dispersionskoeffizient und λ die Abbauratenkonstante.

Bei zusätzlicher Berücksichtigung von linearer Sorption im Gleichgewicht gilt nach Liedl et al. (2005):

$$c(L,t) = \frac{c_{Quelle}}{2} e^{-\lambda x/v} \cdot \left(\operatorname{erfc} \frac{L - \sqrt{1+2\alpha\lambda/v} \cdot vt/R}{\sqrt{4\alpha vt/R}} + e^{\sqrt{1+2\alpha\lambda/v} \frac{L}{\alpha}} \operatorname{erfc} \frac{L + \sqrt{1+2\alpha\lambda/v} \cdot vt/R}{\sqrt{4\alpha vt/R}} \right) \quad (15)$$

Dabei bezeichnen L die Transportstrecke, α die Dispersivität und R den Retardationskoeffizienten.

Ohne Abbau gilt:

$$c(L, t) = \frac{c_{inp}}{2} \left(\operatorname{erfc} \frac{L - vt / R}{\sqrt{4\alpha vt / R}} + e^{\frac{L}{R}} \operatorname{erfc} \frac{L + vt / R}{\sqrt{4\alpha vt / R}} \right) \quad (16)$$

Die mit der vorstehenden analytischen Lösung berechneten Durchbruchkurven stimmen sehr gut mit den Ergebnissen des numerischen Modells SMART überein (Abb. 2.3.2).

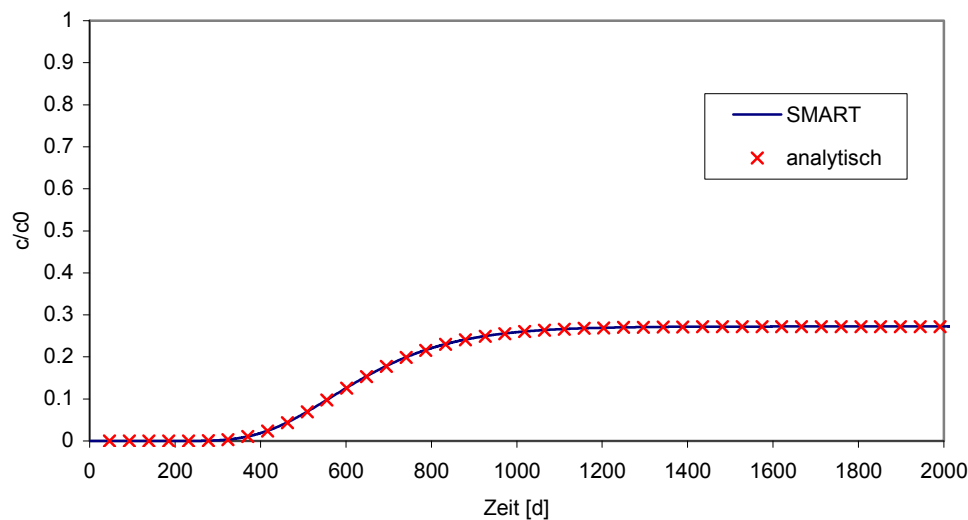


Abb. 2.3.2: Vergleich analytisch und numerisch ermittelter Durchbruchkurven aus Liedl et al., (2005)

Da beide Durchbruchkurven gut übereinstimmen folgern Liedl et al. (2005), dass die Kombination aus Advektion, Dispersion und mikrobiellen Abbauprozessen erster Ordnung mit dem analytischen Ansatz gleich gut beschrieben werden kann.

Weiterführende Informationen zur Anwendbarkeit von analytischen oder numerischen Modellen für Sickerwasserprognosen finden sich in Liedl et al. (2005). Reinstorf et al. (2001) geben eine Übersicht zu kommerziellen numerischen Modellen und deren Anwendbarkeit für Sickerwasserprognosen.

Der Aufwand für die Transportprognose hängt vom Ziel ab: Zur Vorhersage eines hochauflösenden zeitlichen Verlaufs (z. B. tageszeitlich) der Konzentration in verschiedenen Tiefen ist ein sehr großer Rechenaufwand mit gleichzeitig hoher Parameterunsicherheit (bzgl. Dispersionskoeffizienten, Sorptionsisothermen- und Sorptions-/Desorptionskinetik, ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit, Ratenkonstanten für Bioabbau, etc.) notwendig. Die mittlere Zeit bis zum Auftreten von Schadstoffen in bestimmten Tiefen kann jedoch über die mittlere Sickerwasserrate (bzw. Grundwasserneubildungsrate), die Tiefe und effektive Transportparameter für die Retardation (bei sorbierenden Stoffen) und ggf. für den Bioabbau relativ einfach mit analytischen Modellen auf der sicheren Seite abgeschätzt werden. Aus diesem Grund wird im vorliegenden Bericht für die Quantifizierung der Transportvorgänge ein von Liedl entwickeltes Excel-worksheet eingesetzt, mit dem die analytische Lösung der Stofftransportgleichung ermittelt wird.

Für die Beurteilung der Retardation von Schwermetallen wurde im BMBF-SiwaP eine allgemeine Pedotransferfunktion entwickelt (Utermann et al., 2005) aus der für die Hauptbodeneinheiten Deutschlands über die entsprechenden Bodenparameter (C_{org} , pH, Tongehalt etc.) Verteilungskoeffizienten (K_d -Werte) abgeleitet werden können (Kap. 3.4.2).

Spezielle Untersuchungen zu Verteilungskoeffizienten organisch gebundener Schadstoffe waren nicht Bestandteil des BMBF-SiWaP. Hierzu wurde auf andere Untersuchungsergebnisse zurückgegriffen (s. Kap. 3.4.2).

Biologisch abbaubare Verbindungen werden, wenn die Bedingungen günstig sind (z. B. aerobe Verhältnisse, pH weder stark sauer noch stark alkalisch etc.) effektiv abgebaut. Allerdings können Ratenkonstanten für den Bioabbau bislang nicht für bestimmte Untergrundverhältnisse pauschal vorhergesagt werden (Thiem & Stieber, 2006). Für die Modellierung waren daher plausible, konservative Annahmen zu treffen (s. Kap. 3.4.2).

Die sorptive Rückhaltung von Stoffen führt über den Zeitraum der Rückhaltung zu einer Stoffanreicherung in der Rückhaltezone. Diese wurde durch einen einfachen Massenbilanzansatz berechnet (s. Kap.3.4.3), indem die Emission aus der konstanten Quelle über den Rückhaltezeitraum auf die Masse der Rückhaltezone bezogen wurde (gleichmäßige Verteilung der Stoffmasse über die Rückhaltezone gleichbedeutend mit einer über die Transportzone gemittelten Feststoffkonzentration).

2.4 Durchsickerung von technischen Bauwerken

Aufgrund der Oberfläche und des Gefälles unterscheiden sich die Sickerwasserraten der Bauweisen des Erd- und Straßenbaus. Dies ist bei der Ableitung medienschutzbezogener Einbauwerte (Eluatkonzentrationen) für Ersatzbaustoffe zu berücksichtigen, da das Freisetzungsverhalten der Stoffe und deren Rückhaltung in der Transportzone maßgeblich von der Durchströmungssituation und den Sickerwasserneubildungsraten abhängen. Im Folgenden wird daher dieser Einfluss bei Pflaster, Lärmschutzwall und Straßendamm näher beleuchtet.

Beyer et al. (2007) stellen hierzu Simulationen der Durchsickerung von realitätsnahen Lärmschutzwall-, Straßendamm und Pflaster-Szenarien vor und zeigen den Einfluss von Kapillarsperreneffekten, die zu einem teilweisen Umfließen der Schadstoffquelle führen. Bei Berücksichtigung des nicht in den Ersatzbaustoff infiltrierenden Sickerwassers durch kleinräumige Konzentrationsmittelung (d. h. über die gesamte Bauwerksbreite) ergeben sich Konzentrationsminderungen um 30 bis 40 %. Verantwortlich für die Ausbildung von Kapillarsperreneffekten sind das Gefälle der Böschungen und der Kapillarsperreneffekt, der sich ergibt, wenn z. B. die Bodenabdeckung eine geringere Korngröße aufweist als der Schüttkern.

Die den Szenarien zugrunde liegenden Geometrien orientieren sich an den einschlägigen aktuellen Werken zur Standardisierung von Bauwerken und Verkehrsflächen der FGSV (detailliert in Beyer et al. 2007).

Beyer et al. (2007) verwenden als obere Modellrandbedingung Infiltrationsraten, die als Mittelwerte für die Bundesrepublik Deutschland abgeschätzt wurden. Hierzu wurde das BAGLUVA-Verfahren nach Glugla et al. (2003) angewendet. Als mittlerer korrigierter Niederschlag wurde ein Wert von 859 mm a^{-1} angenommen (BMU, 2000). Die jährliche mittlere Sickerwasserrate ergibt sich als Differenz des Jahresniederschlags und der Jahressumme der Evapotranspiration. Diese wird mit dem BAGLUVA-Verfahren als Funktion der Energieverfügbarkeit in Form der maximalen Verdunstung und standortspezifischer Parameter wie der Art des Oberbodens, der Oberflächenausprägung (Pflanzenbewuchs, Pflasterbedeckung, etc.) bestimmt.

Für das Parkplatz (Pflaster)-Szenario wurde die Sickerwasserrate nach Beyer et al. (2007) auf diese Weise mit 583 mm a^{-1} abgeschätzt. Dieser Wert liegt im oberen Bereich für sickertfähige Pflasterdecken (Richter, 2003). Beyer et al. (2007) geben weiterhin 583 mm/a für ungebundene Trag- und Deckschichten sowie ungebundene Tragschichten unter Plattenbelägen, 313 mm/a für Lärmschutzwälle und 2318 mm/a für Straßendämme (Mittelwert über den gesamten Bankett- und Böschungsbereich) an (s. Kap. 3.6).

Für den Straßendamm ergibt sich die über Bankett und Böschung zu entwässernde Wassermenge nach Beyer et al. (2007) als Summe des Oberflächenabflusses der 10 m breiten Asphaltdecke (Abflussbeiwert = 0.9; RAS-Ew, 2005) und des auf Bankett und Böschung fallenden Niederschlags abzüglich der Evapotranspiration. Dabei nehmen Beyer et al. (2007) als Näherung an, dass die zu entwässernde Wassermenge gleichmäßig über Bankett und Böschung versickert. Auf deren Querschnitt bezogen ergibt sich unter den oben genannten Annahmen so eine Infiltrationsrate von 2318 mm/a.

Die Sickerfähigkeit von Platten- und Pflasterbelägen wurde auch von Flöter (2006) mittels Lysimeterversuchen in Hamburg untersucht. Die Testfelder von jeweils 2 x 2 m Flächen waren in einen (niedrig frequentierten) privaten Parkplatz eingebunden, wobei die Pflasterdecke im Bereich der Abstellplätze und der Plattenbelag im Bereich des Gehweges angelegt waren. Die Beläge wurden nach straßenbaulichem Regelwerk mit folgenden Kennwerten gebaut und wiesen ein Gefälle von 1,5 % auf:

- Pflastersteine im Format 20 x 10 x 10 cm mit 3 mm breiten Fugen gefüllt mit 0/2mm Natursand (Fugenfläche 4,9 %),
- Platten im Format 50 x 50 x 7 cm mit 4,6 mm breiten Fugen gefüllt mit 0/2mm Natursand (Fugenfläche 1,75 %).

Tragschicht und Unterbau waren in beiden Testfeldern grundsätzlich gleich aufgebaut (von oben nach unten):

- Bettung aus Natursand 0/2mm (2 bzw. 4 cm)
- Tragschicht ca. 0,5 m aus HMVA 0/32 mm
- Unterbau 0,26 bzw. 0,28 cm Sand 0/2 mm
- Filterkies

Für die Hamburger Niederschlagsverhältnisse (ca. 850 mm/a) mit wenigen Starkniederschlagsereignissen, die zu einer Erhöhung des Oberflächenabflusses führen würden, gibt Flöter eine Infiltrationsrate von 80 % bei Pflaster und 54 % bei Plattenbelägen an. Diese Untersuchung bestätigt die früheren Untersuchungen der Berliner Wasserwerke (Kowalewski et al., 1984), dass Pflaster oder Plattenbeläge eine gute Wasserdurchlässigkeit aufweisen und nicht als teildurchlässig einzustufen sind.

Allerdings ist zu beachten, dass die Liegezeit mit 4 Jahren vergleichsweise kurz war und die Pflasterfläche nur gering befahren war. Flöter (2006) stellte fest, dass die Fugen der Pflasterdecke im Verlauf der Zeit einen Bewuchs aufwiesen, was bei stark befahrenen Pflasterdecken nicht vorkommt und dazu führen kann, dass sich Wasser aufstaut und in größeren Mengen versickert. Darüber hinaus kann auch die Verwendung des Natursandes als Bettungs- und Fugenmaterial die gewonnenen Ergebnisse verfälschen, da für Bettungsmaterial üblicherweise nur noch Brechsand-Splitt-Gemische (0/5 oder 0/8mm) verwendet werden (ZTV-P-StB, 2000). Für Fugenmaterial ist für mit KFZ befahrenen Pflasterflächen weiterhin auch ein Mindestfeinkornanteil vorgeschrieben (frdl. mdl. Mitt. Prof. Krass). Untersuchungen der Ruhr-Universität Bochum (frdl. mdl. Mitt. Prof. Radenberg, B. Buscham) an stärker befahrenen und verschiedenen alten Pflasterdecken zeigen einen deutlichen Einfluss der Liegezeit des Pflasteralters und der Verkehrsbelastung auf die Versickerungsleistung. Mit zunehmendem Alter und zunehmender Verkehrsichte nimmt die Versickerungsleistung ab. Umgekehrt zeigt sich, dass der Oberflächenabfluss bei langer Liegezeit deutlich höher ist als bei kurzer Liegezeit.

Die von Flöter (2006) bei Plattenbelägen festgestellten geringeren Sickerwassermengen sind aufgrund des geringeren Fugenanteils plausibel. Gerade bei älteren Flächen ist jedoch festzustellen, dass der ursprüngliche Plattenverband durch Frost oder Baumwurzeln gestört ist und dadurch eine bessere Wasserwegsamkeit geschaffen wird.

Die genannten Effekte wurden bei der Parametrisierung der Pflaster und Plattenbeläge berücksichtigt. Übereinstimmend mit Beyer et al. (2007) wurde für Plattenbeläge eine Sickerwasserrate von 583 mm/a eingesetzt. Für Pflaster wurde aus den oben genannten Gründen eine gegenüber Beyer et al. (2007) reduzierte Sickerwasserrate von 313 mm/a verwendet (s. Kap. 3.6). Es ist festzuhalten, dass beide Beläge gut wasserdurchlässig sind und darunter als Tragschicht eingebaute MEB aus Sicht des Medienschutzes bewertet werden müssen.

Beim Lärmschutzwall strömen nach Beyer et al. (2007) ca. 40 % des infiltrierenden Wassers am Verwertungsmaterial vorbei (s. Abb. 2.4.1). Auf das gesamte Bauwerk bzw. auf die gesamte infiltrierende Wassermenge bezogen, reduzieren sich die Maximalkonzentration durch kleinräumige Mittelung (Mittelung über die gesamte Bauwerksbreite) um einen Faktor von 0.59 (Verdünnungsfaktor VF). Wie die Ergebnisse in Kap. 4.3 zeigen darf dadurch die tolerierbare Anfangskonzentration im Quellterm um den Faktor 1,7 höher sein, dementsprechend steigen auch die einzuhaltenden Eluatwerte an.

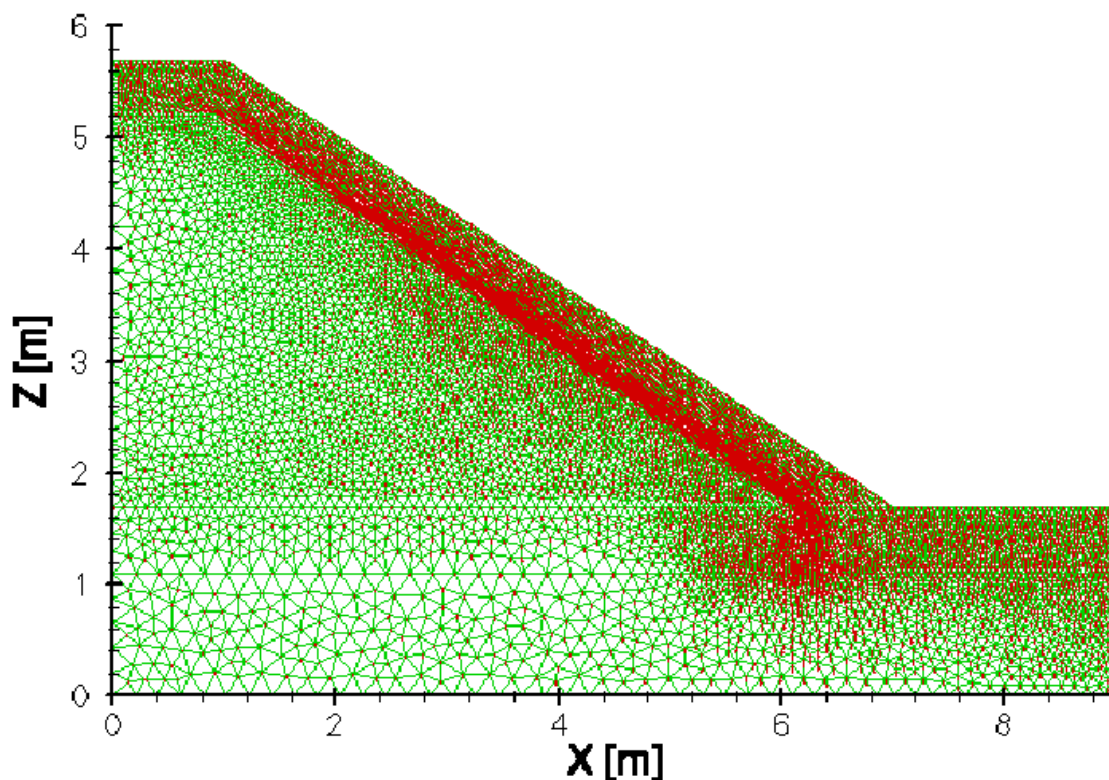


Abb. 2.4.1: Finite-Elemente-Netz und Geschwindigkeitsvektoren der ungesättigten Strömung an allen Elementknoten im Lärmschutzwall nach Beyer et al. (2007). Die Konzentration des Flusses in der Bodendeckschicht ist Resultat des Kapillarsperreneffektes. Diese wird hier durch die feinere Netzdiskretisierung jedoch überzeichnet.

Auch für das Straßendamm - Szenario ist ein Kapillarsperreneffekt zu beobachten (Abb. 2.4.2). Während sich im Bankettbereich eine relativ gleichförmige Verteilung der Sickerwasserströmung zeigt, strömt in der Bodenabdeckung der Böschung ein Teil des Sickerwassers am Ersatzbaustoff vorbei und infiltriert konzentriert am Böschungsfuß. Nach Beyer et al. (2007) resultiert bei kleinräumiger Mittelung der Konzentrationen eine Verdünnung der Durchbruchkonzentrationen mit einem $VF = 0,69$.

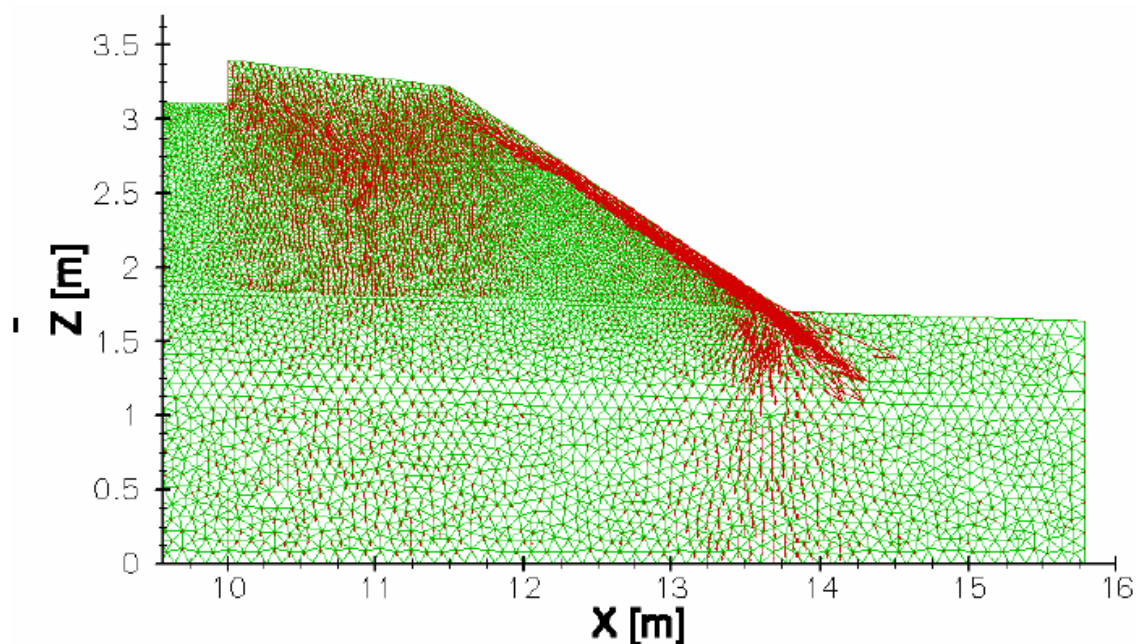


Abb. 2.4.2: Finite-Elemente-Netz und Geschwindigkeitsvektoren der ungesättigten Strömung an allen Elementknoten im Straßendamm (Ausschnitt der Flanke) nach Beyer et al. (2007). Die Konzentration des Flusses in der Bodendeckschicht ist Resultat des Kapillarsperreneffektes, wird hier durch die feinere Netzdiskretisierung jedoch überzeichnet.

Dadurch ergeben sich tolerierbare Anfangskonzentrationen im Quellterm, die um den Faktor 1,45 höher sein dürften. Für einen 4 m hohen Straßendamm ergibt sich wegen der breiteren Aufstandsfläche ein breiterer Böschungsbereich von ca. 8,20 m (Bankett + Böschung). Der durchsickerte Bereich wird somit kleiner; der aufgrund der Flächenproportionen geschätzte Verdünnungsfaktor liegt ca. bei 0,32.

Bei der vorstehenden Betrachtung wird nur der offen liegende Bereich des Banketts und der Böschung berücksichtigt. Unter der Voraussetzung, dass auch der durch eine Asphaltdecke abgedeckte Bereich in die Mittelung einbezogen wird, ergibt sich für die von Beyer et al. (2007) gewählte Geometrie mit einer Breite der Asphaltdecke von 10 m und einem Bankett- und Böschungsbereich ein Faktor aus $(1/[0,69 \cdot 3,8 / (10 + 3,8)]) = 5,26$ um den die Anfangskonzentration höher sein darf. Es ist zu beachten, dass bei der Mittelung über das Gesamtbauwerk real kein zusätzliches Verdünnungswasser anfällt und insoweit eher die Kleinräumigkeit des Böschungstreifens bezogen auf die Breite des Gesamtbauwerks berücksichtigt wird (vgl. LAWA 2002).

Nach Beyer et al. (2007) führen die beobachteten Kapillarsperreneffekte für erhebliche Teile des Sickerwassers zu einem Umfließen des Verwertungsmaterials, was sich in der Schadstoffbilanz für das Bauwerk mindernd auf kleinräumig (über die Breite des Bauwerks) integrierte Konzentrationen auswirkt. Das Umfließen von Schlacken in Straßendämmen wurde auch in Feldstudien von Hjelm et al. (2006) nachgewiesen. Die Wirksamkeit der Kapillarsperren und die daraus resultierende räumliche Variabilität der Transportgeschwindigkeit ist weitgehend unabhängig von der Durchlässigkeit des Untergrundes und somit für alle betrachteten Unterboden-/Untergrundeinheiten ähnlich stark ausgeprägt. Grundvoraussetzung für einen Kapillarsperreneffekt ist die Überdeckung einer grobkörnigen Schicht mit geringer Kapillarität bzw. Wasserrückhaltefähigkeit (Kapillarschicht) durch feinkörnigeres Material mit höherer Kapillarität (Kapillarschicht) sowie eine hinreichende Neigung der Materialschichtgrenze. In Abhängigkeit von Neigung und Länge der Fläche, den jeweiligen Matrixpotential-Sättigungs- bzw. Leitfähigkeits-Sättigungsbeziehungen der Materialien und der Höhe des

Wasserflusses kann das infiltrierende Wasser in der Kapillarschicht bzw. auf dem grobkörnigen Kapillarblock lateral ablaufen, ohne in diesen zu infiltrieren.

Die in dieser Studie beobachteten Verdünnungsfaktoren sind aus diesem Grund nur für die hier betrachteten Geometrien, Randbedingungen (Infiltrationsraten) und Materialkombinationen quantitativ gültig. Nichtsdestotrotz legt die Betrachtung der Strömungsbilanzen für Straßendamm und Lärmschutzwall nahe, dass durch geeignete Geometrien und Baumaterialien, deren hydraulische Eigenschaften auf das Ausbilden von Kapillarsperren hin ausgerichtet werden, weitere Reduktionen der Infiltration in den MEB und des Austrags von Schadstoffen in das Grundwasser zu erzielen wären.

3 Fachliches Konzept zur Ableitung von Materialwerten und Einbauwerten

3.1 Weiterentwicklung bisheriger Bewertungsansätze und Zusammenfassung des neuen Konzeptvorschlags

Das sog. GAP-Papier der LAWA ("Grundsätze des Grundwasserschutzes bei Abfall- und Produkteinsatz" LAWA, 2002) fordert, dass die GFS-Werte für das Grundwasser mit ausreichendem Sicherheitsabstand im Sickerwasser vor Übergang in das Grundwasser eingehalten werden. Daraus werden verallgemeinernd zwei Fallgestaltungen unterschieden:

- Einhaltung der GFS-Werte im Sickerwasser an der Unterkante der eingebauten Schicht (Regelfall) oberhalb der Grundwasseroberfläche
- Einhaltung der GFS-Werte im Sickerwasser an der Unterkante einer rückhaltefähigen Bodenschicht (nur bei technischen Bauwerken) oberhalb der Grundwasseroberfläche

In beiden Fällen ist bis zum Grundwasser noch eine Filterstrecke gegeben, so dass mit dem Sickerwasser im Regelfall nur Stoffkonzentrationen in das Grundwasser eingetragen werden können, die die GFS-Werte unterschreiten.

Aufgrund dieser Vorgaben stellen die GFS-Werte den Bezugsmaßstab für die Bewertung der Einbaubarkeit von MEB oder Abfällen dar. Es hat sich durch Untersuchungen der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe allerdings herausgestellt, dass bei einigen auch natürlich vorkommenden Elementen Sickerwasser von unbelasteten Böden die GFS-Werte u. U. nicht einhalten können. Aus diesem Grund wurden bei den betreffenden Elementen anstelle der GFS-Werte, höhere Werte als Bezugsmaßstab verwendet, um natürliche unbelastete Böden weiterhin uneingeschränkt verwenden zu können. Die deutlichste Abweichung ergab sich bei Cadmium (s. Tabelle 3.2.1).

Die GFS-Werte bzw. die die GFS-Werte ersetzenden Werte (zusammengefasst im Folgenden Bezugsmaßstab genannt) gelten für Sickerwasser. Sickerwasser fällt allerdings erst nach dem Einbau der MEB/Abfälle durch den Zutritt von Niederschlagswasser an. Um die Eignung der Materialien vor Einbau beurteilen zu können, sind daher einfache, praktikable Laborverfahren erforderlich, deren Ergebnis im Hinblick auf die zu erwartende Sickerwasserbelastung bewertet werden kann. Bisher wurde zur entsprechenden Beurteilung von Verwertungsmaßnahmen oder der Ablagerbarkeit von Abfällen auf Deponien standardmäßig ein sog. Schütteleluat nach DIN EN 12547-4 verwendet, bei dem 100 g Probe mit 1 Liter Wasser geschüttelt wird (*WF* 10) und im abfiltrierten Eluat die Schadstoffkonzentrationen bestimmt werden. Aufgrund der langjährigen Kritik an der Aussagekraft dieses Schüttelversuchs wurde in der BBodSchV dem Bodensättigungsextrakt (BSE) zur Beurteilung des Wirkungspfad des Boden-Grundwasser der Vorzug gegeben. Der BSE ist ein statischer Extraktionsversuch bei dem bezogen auf die Feststoffprobe je nach Materialeigenschaften nur etwa 25 % Wasser zugesetzt wird (*WF* 0,25). In der Technischen Regel Boden (TR Boden, LAGA, 2004a) hat

man, um einerseits der Zielsetzung der BBodSchV zu entsprechen und andererseits der besseren Praxiseignung des Schütteleluates Rechnung zu tragen, versucht, Zuordnungswerte für das S4-Eluat abzuleiten, bei denen die Ergebnisse im Schütteleluat auf die des BSE bezogen wurden. Es wurde angenommen, dass der BSE näherungsweise die Konzentrationen im Bodensickerwasser abbilden. Von daher war Bezugsmaßstab die Einhaltung der GFS-Werte im BSE.

Die in der TR Boden verwendete Ableitungssystematik hat sich aus verschiedenen wissenschaftlichen und sonstigen Gründen nicht durchgesetzt.

Mittlerweile kann man aufgrund des BMBF-Vorhabens belegen, dass die Konzentrationen im S4-Eluat bei vielen Schadstoffen die tatsächlich im Sickerwasser über lange Zeiträume entstehenden Konzentrationen unterschätzen (s. Kap. 2.2.5). Die Ergebnisse im BSE liegen demgegenüber nahe bei den sich nur kurzfristig einstellenden Anfangskonzentrationen, so dass dieses Verfahren die mittel- und langfristig zu beurteilenden Konzentrationen überschätzt. Diese Erkenntnisse stammen aus Langzeitbeobachtungen von Freiland-Lysimeterversuchen sowie vergleichenden ausführlichen Säulenversuchen im Labor. Dabei wurde nachgewiesen, dass Säulenversuche vergleichsweise realitätsnahe Ergebnisse liefern, da neben einer Durchströmung der Probe auch realitätsnahe Porositäten und *WF* erreicht werden. Die Säulenversuchsergebnisse eignen sich darüber hinaus als Grundlage, um das unterschiedliche Freisetzungsverhalten verschiedener Schadstoffgruppen zu charakterisieren und daraus ein bewertungsrelevantes praktikables Elutionsverfahren abzuleiten (s. Kap. 2.2.6).

Als solches wird der Säulenkurztest, bei dem das Eluat bis zu einem *WF* von 2 gesammelt wird, empfohlen. Die für die Beurteilung der Ergebnisse aus der Güteüberwachung vorgeschlagenen Materialwerte (s. Kap. 4.2) beziehen sich daher auf dieses Verfahren. Diese Werte können mit Ausnahme von Sulfat (Chlorid) direkt mit den Bezugsmaßstäben verglichen werden, da sie die sich im Sickerwasser mittel- und langfristig einstellenden Konzentrationen gut abbilden (s. Kap. 2.2.6). Bei Sulfat wird ein zusätzlicher Bewertungsschritt vorgenommen, da die Konzentrationen bei einem *WF* von 2 die Konzentrationen im Sickerwasser bei großen Schichtdicken stark unterschätzen können. Aus diesem Grund wird für die zu unterscheidenden Schichtdicken anhand der Abklingfunktionen (Ergebnisse ausführlicher Säulenversuche) berechnet, ob die Anfangskonzentrationen nach einer definierten kürzeren Zeit die GFS-Werte unterschreiten.

In der LAGA-Mitteilung 20 (LAGA, 2003) wurden rückhaltefähige Schichten dahingehend berücksichtigt, dass dort mineralische Abfälle mit höheren Eluatkonzentrationen (bei sorbierbaren und abbaubaren Stoffen) verwertet werden durften. Voraussetzung waren 2 m mächtige Bodenschichten aus Lehmen, Schluffen oder Tonen.

Nach den Ergebnissen des BMBF-SiWaP kann man davon ausgehen, dass auch geringer mächtige Lehme und Schluffe und auch Sande ein nachhaltiges Rückhaltevermögen aufweisen (s. Kap. 2.1). Aus diesem Grund werden zur Vereinfachung des Vollzugs bei der Ableitungssystematik zwei Rückhalteszenarien (bezüglich Sorption, Abbau) unterschieden, die Rückhaltung auf Sandböden und die Rückhaltung auf Lehm/Schluffböden. Die Rückhalteigenschaften dieser Bodenarten wurden in einer Modellierung so definiert, dass die in Deutschland vorkommenden Sandböden bzw. alle Schluffböden, die mit einer grundwasserfreien Mächtigkeit von mindestens 1 m vorkommen, überwiegend mindestens diese Eigenschaften erfüllen (s. Kap. 3.4.1). Bei reversibler Sorption bricht die auf eine Rückhalteschicht aufgebrachte Sickerwasserkonzentration früher oder später durch. Inwiefern Schadstoffe irreversibel in Bodenbestandteile eingebunden und ggfs. nicht mehr rückgelöst werden können ist derzeit noch nicht klar und kann insbesondere nicht quantifiziert werden. Da nach den Erfahrungen die Rückhaltewirkung dennoch effizient ist, wurde für die einheitliche Modellierung ein bewertungsrelevanter Modell-Zeitraum definiert (s. Kap. 3.4.3). Dieser soll sicher-

stellen, dass die GFS-Werte/Bezugsmaßstäbe am unteren Ende der Rückhalteschicht auch nach ausreichend langer Zeit noch eingehalten werden können und damit nachhaltig sind. Durch Berechnungen wurde ermittelt, welche maximale Konzentration dauerhaft und konstant auf die rückhaltende Bodenschicht über das Sickerwasser einwirken kann, ohne dass vor Ablauf dieser ausreichend langen Zeit am unteren Ende dieser Bodenschicht Konzentrationen auftreten, die über dem Bezugsmaßstab liegen. Dass nach diesem Zeitraum tatsächlich erhöhte Konzentrationen durchbrechen, ist nicht nur wegen der irreversiblen Schadstoffeinbindung, sondern auch wegen der auf der sicheren Seite durchgeführten Definition der Rückhalteeigenschaften unwahrscheinlich. Häufig ist beispielsweise die Mächtigkeit der rückhaltenden Schicht nicht nur 1 m sondern weist mehrere Meter auf, was im einfachsten Fall zu einer linearen Erhöhung der Durchbruchzeit führt. Ergebnis dieses Schrittes ist eine maximale Konzentration, die das Sickerwasser im Material bzw. das Eluat bei WF 2 aufweisen darf, um das Modellkriterium „Einhaltung des Bezugsmaßstabs“ für einen ausreichend langen Zeitraum einzuhalten. Schlecht sorbierbare Stoffe erfüllen diese Bedingung in der Regel nicht, während gut sorbierbare Stoffe nach diesem Kriterium unrealistisch hohe Konzentrationen aufweisen könnten (Kap. 3.4.3).

Da die Sorption zu einer Anreicherung von Schadstoffen im Boden führt, könnte bei hohen Aufbringungskonzentrationen im Sickerwasser die Filterkapazität der rückhaltenden Schicht aufgebraucht werden und z. B. die bodenschutzrechtlichen Vorsorgewerte (Feststoff) überschreiten. Um diesen Effekt zu vermeiden, wurde bei der Bewertung der Rückhalteprozesse als gleichrangiges zweites Bewertungskriterium die Erschöpfung der Filterkapazität betrachtet. Die nutzbare Filterkapazität ergibt sich aus der Differenz zwischen Vorsorgewert und Hintergrundwert für Unterböden/Untergründe der jeweiligen Bodenart. Um noch einen Puffer für die Rückhaltung anderer potentieller Eintragsquellen zu erhalten, wird im Modell nur 50 % dieser Filterkapazität in Rechnung gestellt (Kap. 3.4.3). Dies entspricht grundsätzlich auch dem Ansatz der bei der Ableitung der Zuordnungswerte Z 1.2 in der TR Boden (LAGA, 2004) gewählt wurde. Bei gut sorbierbaren Stoffen begrenzt in der Regel die 50 %-ige Auslastung der Filterkapazität die maximale Konzentration im Sickerwasser (bzw. im Eluat bei WF 2), mit der die rückhaltende Bodenschicht beaufschlagt werden darf.

Diejenigen Stoffe, die nach dem Konzept einer Rückhaltung unterliegen, führen, bezogen auf die Aufbringungskonzentration im Sickerwasser (Eluat bei WF 2) beim Sand zu geringer erhöhten Konzentrationen als beim Schluff, da dieser ein höheres Rückhaltepotential gegenüber sorptiven Stoffen aufweist.

In so genannten Einbautabellen (pro MEB eine Einbautabelle) werden hinsichtlich der Bodeneigenschaften am Standort, wie oben beschrieben, die beiden Kategorien „ungünstige“ und „günstige“ Eigenschaften der Grundwasserdeckschichten unterschieden, wobei die günstigen in Sand und Lehm/Schluff differenziert werden. Neben diesen werden noch Wasserschutzgebiete (2 Kategorien) und Wasservorranggebiete getrennt ausgewiesen und bewertet. In den Zeilen der Einbautabellen sind alle im Straßen- und Wegebau sowie straßenbegleitenden Erdbau relevanten technischen Einsatzgebiete des Straßenbauregelwerks aufgeführt. Diese wurden für die Modellierung im Hinblick auf Schichtdicke, Sickerwasserrate, Geometrie und Flächengröße ebenfalls kategorisiert. Nach dem oben beschriebenen Bewertungsansatz werden unmittelbar die Einsatzgebiete bewertet, bei welchen Sickerwasser anfallen kann. Für jedes einzelne Tabellenfeld ergibt sich in Abhängigkeit von den zugrunde gelegten Eingabekenngrößen nach dem fachlichen Bewertungsansatz pro Schadstoff ein spezifischer rechnerisch ermittelter medienschutzbezogener Einbauwert (zulässige Grenzkonzentration). Durch Vergleich der Materialwerte mit diesen Einbauwerten ergibt sich, ob der Einbau des Materials zulässig ist (+), nicht zulässig ist (-) oder unter eingeschränkten Bedingungen (Buchstabenregelungen) erfolgen kann (Kap. 4.3 und Anhang 3). Die Bewertungen (z. B. der schwer wasserdurchlässigen Bauweisen) der übrigen Tabellenfelder ergeben sich mittelbar durch relative Bewertung des Gefährdungspotentials in Abhängigkeit von der Empfindlichkeit des Standortes. Hierbei werden die wasserundurchlässigen Bauweisen

positiv beurteilt und die Wasserschutzgebiete aus Vorsorgegründen strenger bewertet als die Gebiete außerhalb von Wasserschutzgebieten. Zusätzlich müssen in Wasserschutzgebieten immer günstige Deckschichteigenschaften vorliegen, wenn MEB in ungebundenen Schichten eingebaut werden sollen.

3.2 Bezugsmaßstäbe/-werte

Für die Beurteilung von Sickerwasser werden im Allgemeinen die Geringfügigkeitsschwellenwerten der LAWA (LAWA, 2004) bzw. bei einigen anorganischen Stoffen die Hintergrundwerte von Sickerwasser natürlicher humusarmer Böden unter Berücksichtigung methodenbedingter Abweichungen im Eluat bei WF 2 (Arbeitsergebnisse von Dr. Utermann, BGR, für die BMU-Themengruppe Boden-Grundwasser). Auf diese Weise wurde auch der Bezugswert von Vanadium ermittelt, dessen GFS derzeit ausgesetzt ist. Die teilweise Anpassung der GFS-Werte ist einerseits erforderlich um natürliche Böden uneingeschränkt verwenden zu können und andererseits zielt sie darauf ab, dass die Sickerwasserkonzentrationen nicht unmittelbar sondern indirekt über ein Eluat gemessen werden und insoweit geringe Abweichungen auftreten können. Die in Tabelle 3.2.1 tabellierten Bezugswerte gelten bei umweltoffenen wasserdurchlässigen Bauweisen in Abhängigkeit vom Bodenszenario an der Unterkante der eingebauten Schicht oder an der Unterkante eines rückhaltenden Bodens. Liegen die im Säulenkurzeluat bis WF 2 festgestellten Konzentrationen unterhalb der Bezugswerte ist ein Einbau in wasserdurchlässigen Bauweisen grundsätzlich möglich. Höhere Konzentrationen sind tolerierbar, wenn durch Rückhaltvorgänge eine nachhaltige Schadstoffreduktion erfolgt oder der Einbau des Materials in oder unter wasserundurchlässigen Schichten erfolgt. Da es bei Salzen (Sulfat, Chlorid) auch auf die Schichtdicke des Einsatzgebietes ankommt, kann trotz Einhaltung des GFS-Wertes im WF 2 Säulenkurzeluat ein längerfristiger Austrag von Konzentrationen oberhalb der Bezugswerte vorkommen. Aus diesem Grund wird bei Salzen das Abklingverhalten ausgehend von der Anfangskonzentration und differenziert für die verschiedenen Mineralstoffe und Einsatzgebiete (Bauweisen) ermittelt (Kap. 3.3 und 4.1). Dadurch können sich medienenschutzbezogene Einbauwerte ergeben, die unterhalb der GFS von Chlorid und Sulfat liegen.

In Tabelle 3.2.1 sind die in dieser Arbeit für relevant erachteten Stoffe dargestellt. Für die Bewertung hier nicht behandelter MEB oder spezifisch verunreinigter Böden können andere Schadstoffe relevant sein. In diesen Fällen können als Bezugsmaßstab die Geringfügigkeitsschwellen der LAWA oder analog abgeleitete Werte verwendet werden.

Tab. 3.2.1: Bezugsmaßstäbe für die Beurteilung von Sickerwasser

Kenngröße	Dim.	Bezugswert
pH-Wert		(6,5 – 9,5) ¹
el. Leitfähigkeit	µS/cm	(350) ¹
Chlorid	mg/L	(250) ²
Sulfat	mg/L	(240) ²
Fluorid	mg/L	0,75
DOC	mg/L	30
Antimon	µg/L	5
Arsen	µg/L	10
Blei ³	µg/L	9
Cadmium ³	µg/L	2,5
Chrom, ges.	µg/L	7
Kupfer	µg/L	14
Molybdän	µg/L	35
Nickel ³	µg/L	20
Quecksilber	µg/L	0,2
Vanadium ³	µg/L	10
Zink ³	µg/L	120
PAK ₁₅	µg/L	0,2
Kohlenwasserstoffe	µg/L	100
BTX	µg/L	20
LHKW	µg/L	20
PCB ₆	µg/L	0,01
Phenol(index)	µg/L	8
Nonylphenol	µg/L	0,3
Chlorphenole	µg/L	1
Chlorbenzole	µg/L	1
Hexachlorbenzol	µg/L	0,01
Atrazin	µg/L	0,1
Bromacil	µg/L	0,1
Diuron	µg/L	0,1
Glyphosat	µg/L	0,1
PSM-Summe	µg/L	0,5

¹ Zur Bedeutung von pH-Wert und Leitfähigkeit wird auf Kap. 4.2.2 verwiesen

² Bei Einhaltung der GFS-Werte im Säulenkurzeluat bis WF 2 von Chlorid und Sulfat kann es in bestimmten Bauweisen zu einer länger andauernden Überschreitung der GFS-Werte im Sickerwasser kommen. Aus diesem Grund müssen beide Stoffe gesondert behandelt werden (s.Kap.3.3.1 und 4.1).

³ Hintergrundwerte von Sickerwasser natürlicher humusarmer Böden einschl. methodenbedingter Abweichungen im Eluat bei WF 2 (Arbeitsergebnisse von Dr. Utermann, BGR, für die BMU-Themengruppe Boden-Grundwasser)

3.3 Quellstärkefunktionen

3.3.1 Rechengang zur Berechnung von Grenzkonzentrationen (Salzen)

Die Quellstärkefunktion ist eine mathematische Beschreibung des stofflichen Abklingverhaltens eines durch ein Material beeinflussten Sickerwassers oder Säuleneluats. Voraussetzung für die Berechnung der Freisetzungsdauer leichtlöslicher Stoffe und der Ableitung von zulässigen Eluatkonzentrationen (Materialwerte) sind konstante ggf. material- und stoffspezifische Quellstärkefunktionen.

Eine konstante Quellstärkefunktion ist dadurch definiert, dass das Abklingverhalten von Stoffen unabhängig von der Ausgangskonzentration immer ähnlich ist und mit der Funktion hinreichend genau beschrieben werden kann. In diesem Fall stellen sich zu einem bestimmten Zeitpunkt bzw. WF stets ähnliche Relativkonzentration $C_0/C_{w,momentan}$ ein. Dies wurde hier für eine Vielzahl von Ersatzbaustoffen geprüft. Zur Bewertung, ob das Abklingverhalten der Stoffe hinreichend konstant ist, wurden - separat für jede Materialklasse und für die relevanten Stoffe - die Mittelwerte der Relativkonzentrationen bei bestimmten WF und die Standardabweichungen berechnet, indem jeweils die Momentankonzentration auf die Maximal- bzw. Anfangskonzentration (C_0) bezogen wurde. Nachfolgend wurde die Quellstärkefunktion durch Modellfitting an die Mittelwerte der Relativkonzentrationen angepasst (s. Kap. 4.1 und Anhang 1). Dabei zeigt sich grundsätzlich bei allen Stoffen, dass das Abklingverhalten und folglich die gefitteten Verteilungskoeffizienten bzw. der korrespondierenden κ -Werte stoff- und materialabhängig sind. Insbesondere für leichtlösliche Stoffe (Salze) und teilweise für mobile Stoffanteile (Metalle) ist das Abklingverhalten zumindest innerhalb einer bestimmten Materialklasse hinreichend konstant, so dass konstante Abklingkoeffizienten / Quellstärkefunktionen abgeleitet werden können.

Dazu wurden sämtliche Lysimeter- und Säulenelutionsdaten durch Fitting der analytischen Lösungen der Advektions-Retardationsgleichung (Gleichungen 5 und 8 in Kapitel 2.2.3) an die Messdaten mit dem K_d -Wert als Anpassungsgröße angepasst. Zudem wurde überprüft, ob die Randbedingungen für eine alternative Verwendung des Kappamodells nach Gleichung 9 bzw. 10 gegeben sind (s. Kap. 2.2.3, hinreichende Durchmischung bei hoher Dispersivität). Der Abklingkoeffizient κ kann dann nach Gleichung 11 aus den ermittelten K_d -Werten unter Berücksichtigung der versuchs- und / oder bauwerksspezifischen Trockenraumdichten berechnet werden (s. Kap 2.2.3, Abb. 2.2.3.6).

Wie Abbildung 3.3.1.1 exemplarisch für Chlorid in RC-Baustoffen zeigt, wurde der K_d mit einem erwartungsgemäß kleinen Wert von $0,4 \text{ L kg}^{-1}$ angepasst. Die nach dem Advektions-Dispersions-Modell (Gleichung 8) und dem Kappamodell (Gleichung 10 und 11, κ wurde für die Trockenraumdichten im Säulenversuch berechnet) resultierenden Quellstärkefunktionen bilden die Messwerte hinreichend genau nach.

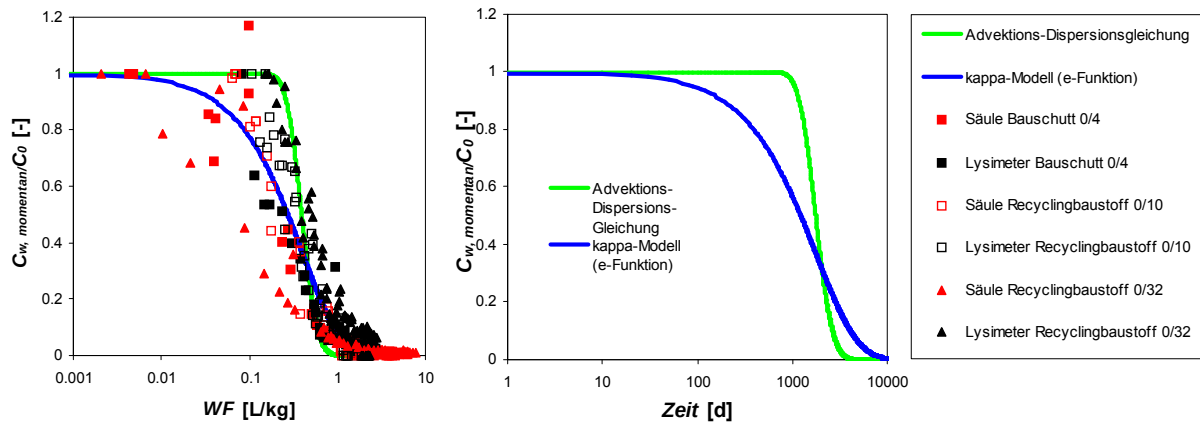


Abb. 3.3.1.1: An Freilandlysimeter- und Säulenversuchsergebnisse angepasstes Kappa-Modell (Gl. 10) und Advektionsdispersionsmodell (Gl. 8) für Chlorid in RC-Baustoff. Die Zeitachse der angepassten Quellfunktionen wurde in Abhängigkeit von der Grundwasserneubildungsrate, der Mächtigkeit, Trockenraumdichte und des effektiven Wassergehalts eines 4 m mächtigen Verwertungsszenarios "Lärmschutzwall" skaliert (s. Tab. 3.6.1 und 4.1.1).

Vorteil des Kappamodells ist, dass bei konstantem κ durch relativ einfache Umformungen der Gleichungen (10 und 11) für bestimmte Einbauweisen (in Abhängigkeit der bauwerks-spezifischen Sickerwasserneubildungsraten, Mächtigkeiten, Verdünnungsfaktoren sowie Einbaudichten und Porositäten des Ersatzbaustoffes) eine zulässige Konzentration im Eluat bei verschiedenen WF berechnet werden kann, die eine Einhaltung von Bezugsmaßstäben innerhalb eines Beurteilungszeitraums an der Unterseite des Bauwerks gewährleisten.

Anhand der Kappafunktionen lassen sich sowohl der Verlauf der Momentankonzentrationen als auch der kumulativen Konzentrationen durch Emissionsbetrachtungen (hier für das Beispiel an der Unterseite einer 50 cm mächtigen Schicht aus RC-Baustoff) berechnen (Abb. 3.3.1.2).

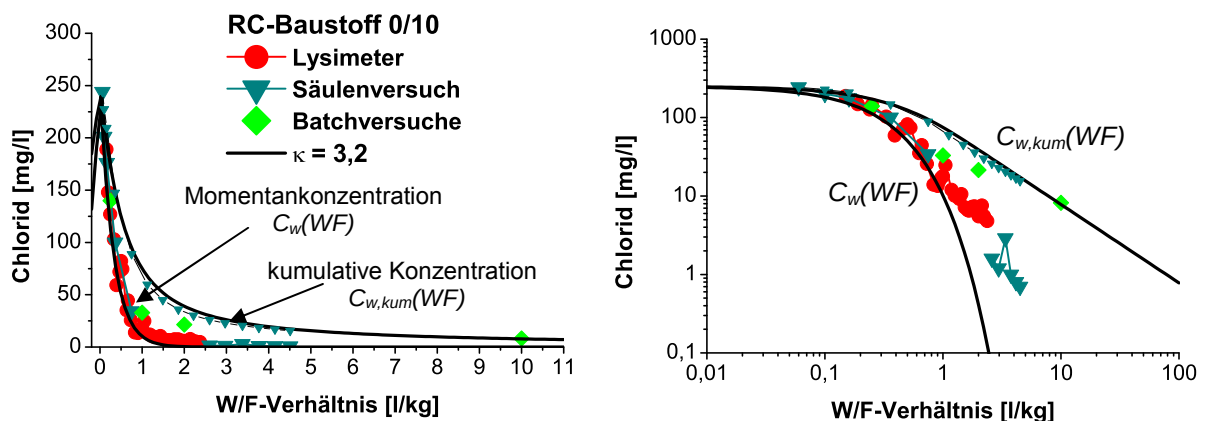


Abb. 3.3.1.2: Typischer Konzentrationsverlauf von leichtlöslichen Stoffen (hier: Chlorid aus einer 50 cm mächtigen Schicht RC-Baustoff im Lysimeter) versus WF und Ergebnisse der statischen Tests (Eluate bei den WF : 0,25; 1; 2; 10) sowie Modellierungsergebnisse von Momentankonzentrationen und kumulativen Konzentrationen im Lysimeterablauf und Säuleneluat.

Zur Ableitung einer zulässigen Konzentration im kumulativen Eluat (Schüttel-elution und Säulenkurztest) bei WF 2, für die in einer bestimmten Bauweise in Abhängigkeit der Mächtigkeit und der Einbaudichte des Materials und in Abhängigkeit der Sickerwasserneubildungsrate (ggf. bauwerksspezifisch) innerhalb eines kurzfristigen Beurteilungszeitraums $T_{kurzfristig}$ die Bezugsgröße im Sickerwasser (Momentankonzentrationen) an der Unterkante des Bauwerks eingehalten wird sind folgende Umformungen notwendig.

Zunächst wird ein so genanntes Grenz- WF [L/kg] berechnet. Dieses WF wird im Gelände bauwerksspezifisch innerhalb $T_{kurzfristig}$ erreicht. Für dieses gilt nach Gleichung 12 aus Kapitel 2.2.5:

$$WF_{Grenz} = \frac{T_{KURZFRISTIG} SWN}{M \rho_d} \quad (17)$$

T bezeichnet die Zeit [T], M [L] die Mächtigkeit der Quellschicht, ρ_d [M/L³] die Trockenraumdichte und SWN [L³/(L² T)] die Sickerwasserneubildungsrate.

Als noch kurzfristig wird angesehen, wenn die Konzentrationen eines Salzes im Sickerwasser innerhalb von 4 Jahren unter den jeweiligen Bezugswert zurückgehen. Der gewählte Zeitraum stellt eine Konkretisierung des GAP-Konzeptes (LAWA, 2002) dar, nach dem die GFS-Werte kurzzeitig überschritten werden dürfen. Der gewählte Zeitraum erscheint im Vergleich zu den bisher diskutierten Zeiträumen von 0,5 bis 1 Jahr als hoch. Aufgrund der bei den meisten MEB vorkommenden erhöhten Sulfatbelastungen hätten die kürzeren Zeiträume zu einem weit reichenden Verbot des offenen Einbaus der MEB geführt. In Anbetracht der kleinen Eintragsflächen technischer Bauwerke und des endlichen Sulfatvorrats, der dazu führt, dass nach Abklingen der anfänglich erhöhten Konzentrationen nur noch irrelevante Sulfatkonzentrationen ausgetragen werden und kein Sulfat mehr freigesetzt wird, erscheint der gewählte Zeitraum von 4 Jahren aus Sicht des vorsorgenden Grundwasserschutzes als noch tolerierbar.

Die maximal zulässige Anfangskonzentration ($C_{0,Grenz}$) an der Unterkante eines Bauwerks ergibt sich durch Auflösung von Gleichung 10 nach C_0 und durch Einsetzen von WF_{Grenz} und der Zielkonzentration bzw. Bezugskonzentration ($C(WF_{Grenz})$) die bei WF_{Grenz} bzw. $T_{kurzfristig}$ erreicht werden soll – hierbei handelt es sich in der Regel um den Bezugswert (Tabelle 3.2.1). Es gilt:

$$C_{0,Grenz} = \frac{C(WF_{Grenz})}{\exp(-\kappa WF_{Grenz})} \quad (18)$$

Da sich die Bewertung auf eine kumulative Eluat im Säulenkurzversuch bis WF 2 bzw. im Schütteltest bei WF 2 bezieht, müssen kumulative Grenzkonzentrationen abgeleitet werden. Die kumulative Konzentration $C(WF)_{kum}$ ergibt sich aus der Emission bezogen auf WF :

$$C(WF)_{kum} = E(WF) / WF \quad (19)$$

Die Emission wird durch Ableitung der Kappafunktion nach WF erhalten:

$$E(WF) = (C_0 / \kappa) (1 - \exp(-\kappa WF)) \quad (20)$$

Setzt man Gl. 20 in Gl. 19 ein, kann die kumulative Grenzkonzentration in Abhängigkeit von WF wie folgt berechnet werden:

$$C_{(WF)_{kum},Grenz} = \frac{C_{0,Grenz} [1 - \exp(-\kappa WF)]}{\kappa WF} \quad (21)$$

Für verschiedene WF kann nun unter Verwendung der Grenz- C_0 eine zulässige Konzentration im Kumulat z. B. bei WF 2 berechnet werden, die ein Abklingen der Momentankonzentrationen an der Unterkante eines Bauwerks innerhalb des Beurteilungszeitraums auf den Bezugswert gewährleistet.

Die Ermittlung der Freisetzungsdauer als Beurteilungsmaßstab ist wegen des besonderen Freisetzungsverhaltens (streng monotonen Abklingen) nur bei Salzen erforderlich. Da sie in der Bodenzone nicht zurückgehalten werden können, stellt dies das einzige Bewertungskriterium dar.

3.3.2 Umrechnung von Eluatwerten auf andere Wasser-/Feststoffverhältnisse

Zur besseren Beurteilung von Ergebnissen des Säulenkurzeluats bis WF 2 wäre ein Bezug auf die zahlreicher vorliegenden Schüttelversuchsergebnisse (WF 10) hilfreich. Grundsätzlich besteht die Schwierigkeit, dass es sich um zwei methodisch unterschiedliche Verfahren handelt. Eine Übertragung ist nur dann möglich, wenn das Freisetzungsverhalten der Stoffe innerhalb einer Materialklasse, welches mit Feldlysimeterversuchen und ausführlichen Säulenversuchen ermittelt wird (grundlegende Charakterisierung), hinreichend konstant ist (vgl. auch 3.3.1) und entweder die Schüttelversuchsergebnisse mit denen der rechnerisch kumulierten Säulenversuche bei gleichem WF gut übereinstimmen oder in einem systematischen Zusammenhang stehen. Eine Bewertung mit einem Übereinstimmungstest (z. B. im Rahmen einer Güteüberwachung) ist nur dann möglich, wenn eine Beziehung zwischen den Ergebnissen der Übereinstimmungstests und grundlegenden Charakterisierung besteht. Hier ist insbesondere zu überprüfen, ob methodenspezifische Artefakte diesen systematischen Zusammenhang nicht nachteilig überprägen (s. Kap. 2.6 und 3.3.3).

Die Umrechnung kann theoretisch mit Gleichung 22 vorgenommen werden. Diese ergibt sich aus Gleichung 21, indem nach $C_{0,Grenz}$ aufgelöst und mit den entsprechenden Größen für WF 2 und WF 10 gleichgesetzt wird:

$$C_{(WF=10)kum} = \frac{C_{(WF=2)kum} [1 - \exp(-\kappa 10)]}{5[1 - \exp(-\kappa 2)]} \quad (22)$$

Bei konstanten Kappawerten könnten letztlich auch einfache Faktoren für die Umrechnung von Eluaten bei WF 2 auf Eluate bei WF 10 angegeben werden.

Für Recyclingbaustoffe, Hausmüllverbrennungssaschen und Böden wurden im Rahmen der Studie des Ökoinstituts (Dehoust et al., 2007) umfassende Datensätze von ausführlichen Säulenversuchen sowie Schütteleluaten bei *WF* 2 und 10 ermittelt. Für das erwartungsgemäß vergleichsweise homogene Material Hüttensand wurden im Rahmen der Studie 2 Proben entsprechend untersucht. Die Ergebnisse wurden zur Überprüfung der Übertragbarkeiten wie folgt ausgewertet:

1. Prüfung der Relevanz von Stoffausträgen des Ersatzbaustoffes anhand der Auswertung der Konzentrationsverläufe ausführlicher Säulenversuche und ggf. Lysimetertests (Momentankonzentrationen, s. Kap. 4.2 und Anhang 1).
2. Prüfung auf Konstanz des Abklingverhaltens der Stoffe innerhalb einer Materialklasse; hierzu wurden die Konzentrationen der Säuleneluats und Feldlysimeterabläufe rechnerisch kumuliert, auf C_0 normiert und die Mittelwerte und Standardabweichungen der Relativkonzentrationen ($C_{w,kum}/C_0$) bei bestimmten *WF* berechnet (s. Kap. 4.1 und Anhang 1).
3. Prüfung der Eignung von Methoden zur Bestimmung der Grenzkonzentration bei *WF* 2. Dazu wurden die Mittelwerte und Standardabweichungen der Relativkonzentrationen von Säulenkurztests bis *WF* 2 (rechnerisch) sowie der Schütteltests bei *WF* 2 und 10 berechnet. Zur Berechnung der Relativkonzentrationen der Eluattests wurden die Eluatkonzentrationen auf C_0 des ausführlichen Säulenversuchs bezogen. Die Eignung der Methoden ergibt sich aus dem relativen Vergleich der Standardabweichungen und aus den Abweichungen der Mittelwerte der Übereinstimmungstests (Säulenkurzeluat bis *WF* 2, Schütteltests bei *WF* 2 und 10) von den Mittelwerten der Relativkonzentrationen des ausführlichen Säulenversuchs (Eignungstest, s. Kap. 4.1 und Anhang 1).
4. Identifizierung der Methode mit den geringsten Abweichungen (s. Kap. 4.1)
5. Modellfitting der Quellstärkefunktion nach Gleichung 8 an die Mittelwerte der Relativkonzentrationen des Eignungstests (ausführlicher Säulenversuch) zur Bestimmung des K_d -Wertes (s. Kap. 4.1 und Anhang 1).
6. Berechnung der bauwerksspezifischen Kappawerte für Salze aus den K_d -Werten nach Gleichung 11 (s. Kap. 4.1 und Anhang 1)
7. ggf. Angabe von Kappawerten für weitere Stoffe zur Umrechnung von Testergebnissen (diese Kappawerte sind nicht bauwerksspezifisch sondern gelten für die erzielten typischen Dichten und Porositäten bei Säulenversuchen, vgl. DIN E 19528) vorbehaltlich der ggf. hohen Unsicherheiten (s. Kap. 4.1 und Anhang 1)

Die Ergebnisse der vorstehend genannten Vorgehensweise werden in folgender Abbildung 3.3.2.1 exemplarisch für die Materialklasse der RC-Baustoffe und Sulfat dargestellt. Grundlage waren ausführliche Säulenversuche sowie Schütteltests bei *WF* 2 und 10 mit 50 Baustoffproben von verschiedenen Anlagen aus Deutschland (Schütteltest und Säulenversuche wurden im Rahmen der Zusatzuntersuchungen des Ökoinstituts; Dehoust et al., 2007, erhoben).

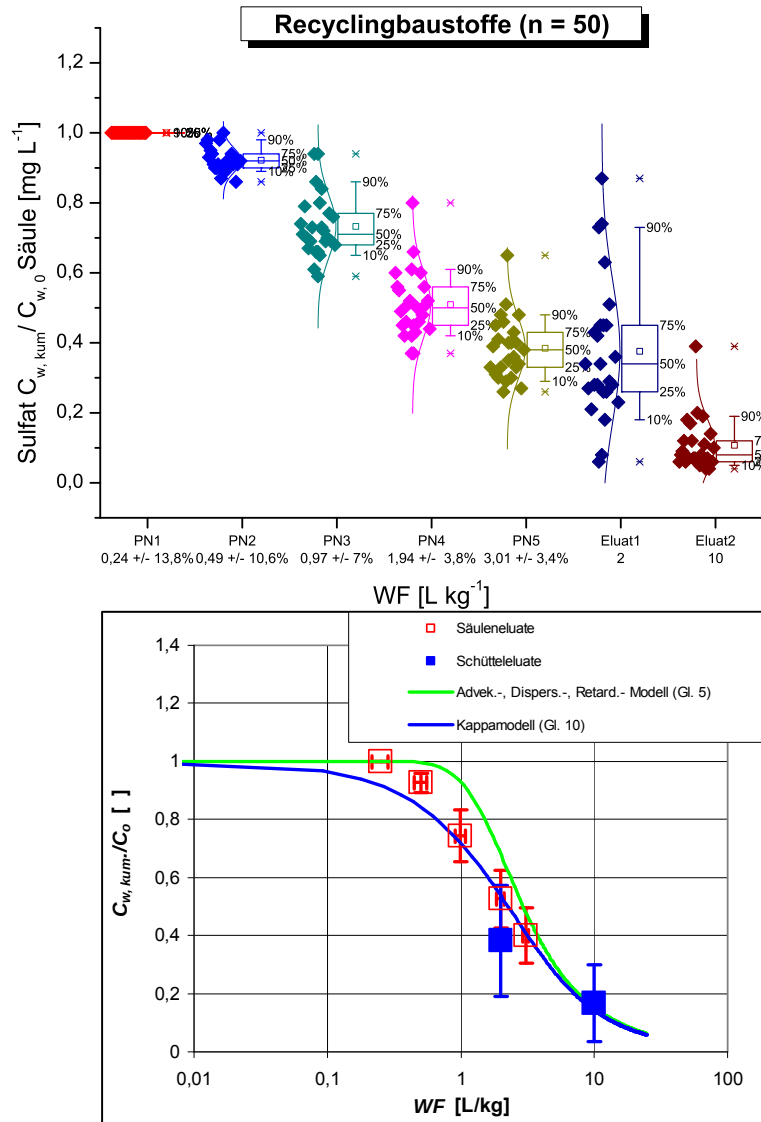


Abb. 3.3.2.1 Oben: Box-Plot-Auswertung der statistischen Verteilung der Relativkonzentrationen von Sulfat in Säuleneluaten sowie Schütteluaten bei WF 2 und 10 von 50 verschiedenen RC-Baustoffproben (davon lagen bei 29 RC-Proben die Säuleneluatkonzentrationen oberhalb der GFS). Unten: Halblogarithmische Darstellung mit Standardabweichung des WF und der Relativkonzentrationen sowie an die Mittelwerte der Relativkonzentrationen des ausführlichen Säulenversuchs (für 29 RC-Baustoffe mit relevanten Sulfatkonzentrationen) angepasste Quellstärkefunktion.

Das Abklingverhalten bzw. die Quellstärkefunktion von Sulfat ist für die Materialklasse der RC-Baustoffe mit relativ geringen Standardabweichungen hinreichend konstant und statistisch gut belegt:

- Probenahme WF 0,5: 4 %
- Probenahme WF 1: 12%
- Probenahme WF 2: 19% entspricht rechnerisch dem Säulenkurzeluat bis WF 2
- Probenahme WF 3: 24 %
- (Probenahme WF 4,5 (6 Messungen): (13 %)

Die Unsicherheiten steigen mit zunehmendem WF und damit zunehmender Verdünnung (abnehmendes Konzentrationsniveau) erwartungsgemäß an.

Das Schütteleluat bei WF 2 mit einer Standardabweichung von 51 % und das Schütteleluat bei WF 10 mit einer Standardabweichung von 80 % weisen gegenüber dem Säulenkurzeluat bis WF 2 (rechnerisch) deutlich höhere Schwankungsbreiten auf. Die Prognose des Abklingverhaltens und die Bestimmung des daraus abgeleiteten zulässigen Materialwertes wären demnach mit größeren Unsicherheiten behaftet als mit dem Säulenversuch.

Das Abklingverhalten bzw. die Quellstärkefunktion von Chrom in RC-Baustoffen ist wegen der sehr hohen Standardabweichungen der Mittelwerte der Relativkonzentrationen nicht hinreichend konstant bzw. statistisch deutlich schlechter belegt als beim Sulfat. Weiter zeigen die Schütteleluate bei WF 2 und 10 tendenziell Überbefunde gegenüber dem ausführlichen Säulenversuch bzw. dem Säulenkurzeluat bei WF 2 (rechnerisch). Sie weisen zudem mit 113 % bei WF 2 und 238 % bei WF 10 sehr hohe Schwankungsbreiten gegenüber dem ausführlichen Säulenversuch bzw. Säulenkurzeluat bei WF 2 auf.

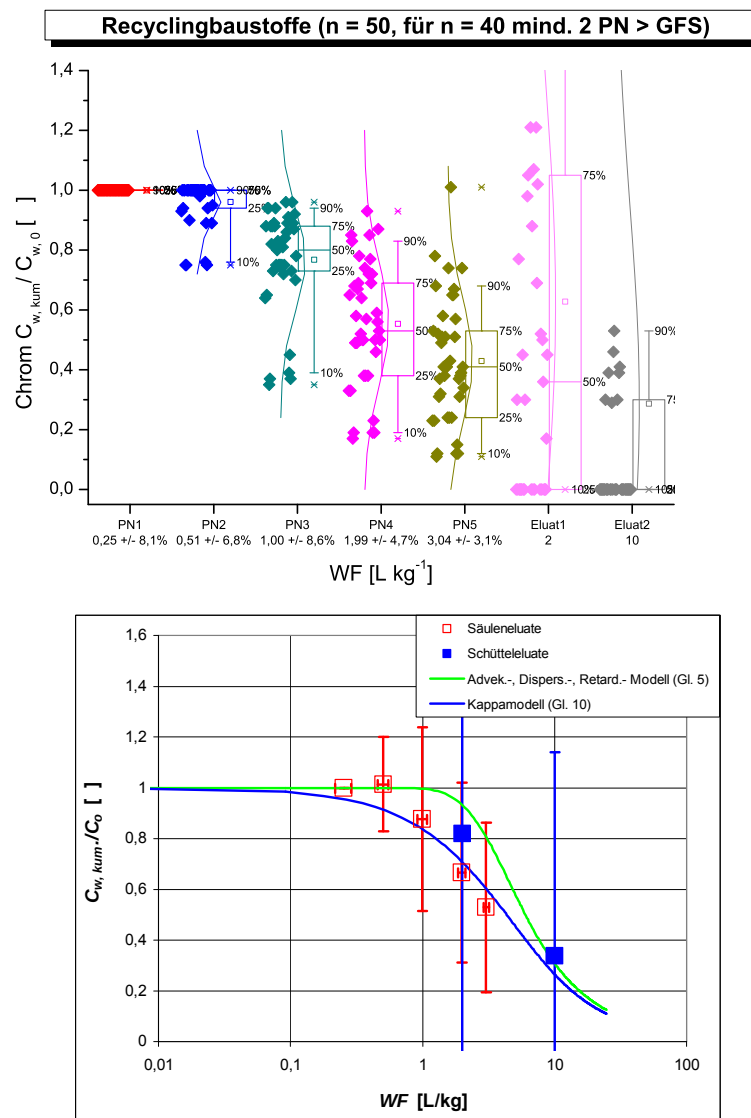


Abb. 3.3.2.2 Oben: Box-Plot-Auswertung der statistischen Verteilung der Relativkonzentrationen von Chrom in Säuleneluaten sowie Schütteleluaten bei WF 2 und 10 von 50 verschiedenen RC-Baustoffproben (davon lagen bei allen 50 RC-Proben die Säuleneluate oberhalb der GFS). Unten: Halblogarithmische Darstellung mit Standardabweichungen des WF und der Relativkonzentrationen sowie an die Mittelwerte der Relativkonzentrationen des ausführlichen Säulenversuchs angepasste Quellstärkefunktion.

Die für Sulfat und Chrom in Recycling-Baustoffen festgestellten Verhältnisse gelten ähnlich für andere MEB. Nach den derzeit vorliegenden Untersuchungen verhält sich Chlorid wie Sulfat und viele Metalle wie das Chrom.

Eine rechnerische Übertragung von Eluatkonzentrationen von einem WF auf ein anderes WF ist derzeit nur für Chlorid und Sulfat möglich und wissenschaftlich vertretbar (wegen der hinreichenden Konstanz des Abklingverhaltens von Sulfat in RC-Baustoffen kann zudem eine hinreichend genaue Berechnung von zulässigen medien-schutzbezogenen Einbauwerten für Sulfat in verschiedenen Bauweisen erfolgen). Bei Metallen lässt sich meist keine statistisch signifikante Quellstärkefunktion ableiten. Es ist allerdings nicht auszuschließen, dass sich insbesondere bei MEB aus einheitlichen Prozessen oder gleicher Herkunft beim Vorliegen weiterer Daten einheitlichere Quellstärkefunktionen ergeben. Kapitel 4.1 und Anhang 1 zeigt die Ergebnisse einer umfassenden Auswertung entsprechender Datensätze für verschiedene Materialklassen und die jeweiligen relevanten Stoffe.

3.4 Methode zur generalisierten Bewertung von Rückhaltevorgängen

3.4.1 Auswahl von Standortszenarien

Zielsetzung

Nach den Technischen Regeln der LAGA (LAGA, 2003) bzw. den LAGA-Eckpunkten (LAGA, 2004b) dürfen Materialien mit erhöhten Schadstoffbelastungen (bis zu Z 1.2) umweltoffen eingebaut werden, wenn günstige Bodeneigenschaften vorliegen. Als günstig angesehen wurden 2 m mächtige bindige Schichten aus Lehmen, Schluffen oder Tonen. Nach den in Kap. 2.1 dargestellten Ergebnissen weisen nicht nur diese Böden, sondern auch weniger bindige Böden wirksame Rückhalteeigenschaften auf. Aus diesem Grund erscheint es notwendig, diese Eigenschaften der Böden zu quantifizieren und in die so genannten medien-schutzbezogenen Einbauwerte einzurechnen. Dies entspricht grundsätzlich auch der Vorgehensweise der LAGA, allerdings wird die Rückhaltung in Abhängigkeit von den stoffspezifischen Sorptionseigenschaften der Stoffe berücksichtigt und es wird ein einheitliches rechnerisches Verfahren zugrunde gelegt. Zur Vermeidung von zu differenzierten und komplexen Regelungen wird vorgeschlagen, nur zwei Standortszenarien zu definieren, die sich hinsichtlich ihrer Rückhaltewirkung unterscheiden. Das Standortszenario „Sand“ soll typische in Deutschland häufig vorliegende (bezogen auf die Rückhaltung) mäßig günstige Bodenverhältnisse repräsentieren. Das Szenario „Lehm/Schluff“ soll in etwa dem LAGA-Szenario entsprechen und günstige Rückhalteeigenschaften aufweisen. Beide Kategorien sollen so parametrisiert werden, dass in der jeweiligen Kategorie ein möglichst großer Anteil der in Deutschland vorkommenden Bodenarten die Anforderungen erfüllen können. Sofern am Standort von Baumaßnahmen noch günstigere Bodeneigenschaften vorliegen, würden diese für sorbierbare Stoffe zu höheren tolerierbaren Werten im Eluat des MEB führen.

Umsetzung

Die Umsetzung des Konzeptes basiert auf der Bodenübersichtskarte (BÜK) der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) im Maßstab 1:1000000 (BÜK 1000, BGR, 2006) und einer darauf aufbauenden Klassifizierung und Parametrisierung von Unterboden/Untergrundeinheiten (in Anlehnung an Rügner et al., 2005 und Henzler et al., 2006). Die Arbeiten erfolgten in Kooperation mit H. Dr. Beyer (ZAG, Univ. Tübingen).

Skelettböden mit einem Skelettanteil von über 50 % sowie Profile ohne auswertbare Daten wurden nicht betrachtet. Insgesamt konnten ca. 400 Leitprofile der BÜK 1000 für die Auswertung herangezogen werden, deren Flächenverbreitung im Einzelnen ausgewiesen ist und die insgesamt eine Fläche von etwa 85 % in Deutschland abdecken. Die Profilmächtigkeit variiert und beträgt maximal 2 m. Die Begrenzung auf 2 m ergibt sich aus der Erkundungstiefe der Bodenkarte von 2 m. Die tatsächliche Mächtigkeit derselben Bodenart kann beträchtlich

höher liegen. Endteufen von < 2 m ergeben sich i. W. bei Böden innerhalb von Festgesteinsgebieten. Die aktuelle BÜK 1000 enthält keine Angaben zu den Grundwasserstufen. Nach Auswertung der früheren BÜK 1000, welche diese ausweist, liegen die Grundwasserflurabstände in Deutschland überwiegend > 2 m (frdl. mdl. Mitt. Dr. Hennings, BGR). Diese Gebiete nehmen eine Fläche von etwa 80 % ein. Allerdings überschätzt dieser Wert die tatsächlichen Verhältnisse etwas, da die Flusstäler in den Mittelgebirgen nicht erfasst sind. Unter Einbeziehung dieses Fehlers wird ein Anteil von ca. 70 % geschätzt. Sofern man für die Modellierung der Transportvorgänge eine grundwasserfreie Transportstrecke von 1 m zu Grunde legt, liegt man in den meisten Gebieten Deutschlands auf der sicheren Seite und hätte in vielen Gebieten noch einen Sicherheitsabstand zur Grundwasseroberfläche.

Zielgrößen der Auswertung der BÜK 1000 (BGR, 2006) sind Profilmächtigkeit (ohne A-Horizonte), Tongehalt, pH-Wert, TOC-Gehalt sowie einige bodenphysikalische Kenngrößen. Aus der Profildatenbank der BÜK 1000 wurden zunächst durch eine Datenbankabfrage die Profile mit klassierten Angaben Bodenart, Humusgehalt ($C_{org} = \text{Humus}/1,72$), pH-Wert, Skelettanteil, Rohdichte extrahiert und mit numerischen Werten nach KA4 (Bodenkundliche Kartieranleitung, 2005) belegt. Zur Belegung mit numerischen Werten wurde jeweils der Mittelwert aus oberer und unterer Klassengrenze zugewiesen (und ggf. auf 1 normiert, z. B. bei den Korngrößenanteilen). Abweichend hierzu wurde bei der Parametrisierung des Humusgehalts der Klasse h0 (kein Humus) vorgegangen. Humusfreie oder TOC-freie Böden und Untergründe gibt es nicht. Aus diesem Grund besteht die Möglichkeit die Bestimmungsgrenze des TOC von 0,01% zu setzen. Betrachtet man dann die Abstände zwischen den jeweiligen Klassenmitten, ergibt sich von der Klasse h1 zu h0 ein Faktor von etwa 30, während der Abstand zwischen den Mitten der übrigen Humusklassen zwischen 1,5 und 3 liegt. Aus diesem Grund wird vorgeschlagen den relativ ungünstigsten Abstands faktor von 3 für die Ermittlung des TOC-Gehaltes der Klasse h0 aus der Klassenmitte von h1 zu wählen. Damit ergibt sich ein TOC-Gehalt von 0,1 % ($h1 = 0,3 \text{ \% TOC}$). Dies entspricht auch der Vorgehensweise von Maier et al. (2008).

Für die einzelnen Horizonte der Böden wurden die prozentualen Anteile an der Gesamtprofilmächtigkeit berechnet. Diese Anteile sind die Wichtungsfaktoren für die Umrechnung der horizontbezogenen Eigenschaften auf einen Profilmittelwert. Anhand der über die Profile mittels Horizontanteilen gewichtet gemittelten Anteile an Sand, Schluff und Ton wurde eine Klassifizierung der Profile als Sand, Schluff, Lehm oder Ton nach dem Korngrößendreieck (KA4, S. 134, Zitat) vorgenommen.

Die Ergebnisse von Henzler et al. (2006) wurden im Rahmen des UBA-F/E-Vorhabens weiter aggregiert. Grundsätzlich wurden die jeweils ungünstigsten Werte gewählt, die von allen auswertbaren Sand- bzw. Schluffprofilen der BÜK 1000 mindestens eingehalten werden bzw. i. d. R. günstiger sind. Diese gilt auch für die Auswahl der Lagerungsdichten (ρ_{bulk}) und die nutzbaren Feldkapazitäten (n_{FK}). Höhere Trockenraumdichten bzw. geringe nutzbare Feldkapazitäten führen zu einer höheren Retardation, also stärkeren Verzögerung des Schadstofftransportes gegenüber dem konservativen Tracer. Als Ergebnis dieser Aggregation ergeben sich die in Tabelle 3.4.1.1 tabellierten Kennwerte für das Sand- bzw. das Lehm-/Schluff-Szenario.

Tab. 3.4.1.1: Kennwerte verschiedener Transportszenarien

Bodenvarianten	Sand	Lehm/Schluff/Ton
Sickerstrecke (m)	1	1
Tongehalt (%)	2,46	12
pH (CaCl ₂)	4,8	6,6
TOC (%)	0,1	0,1
Trockenraumdichte	1,42	1,45
Eff. Porosität	0,17	0,26

Sickerstrecke (Profilmächtigkeit)

Die Sickerstrecke wirkt sich auf die Durchbruchzeiten retardierbarer Stoffe aus. Mit zunehmender Sickerstrecke steigt die Verweilzeit der Stoffe in der Transportzone und es verzögert sich der Durchbruch. Abbaubare Substanzen werden bei zunehmender Verweilzeit stärker abgebaut, so dass die Zeit bis zum Erreichen der GFS weiter ansteigt und die erreichbare Maximalkonzentration sinkt. Eine Mindestsickerstrecke von 1 m wird für beide Szenarien verwendet. Hiermit soll erreicht werden, dass

- lokal auftretende Inhomogenitäten (bevorzugte Wegsamkeiten) nicht zu einem unmittelbaren Durchbruch der Schadstoffkonzentrationen führen (vgl. Kapitel 2.1),
- ein ausreichender Sicherheitsabstand zum Grundwasser vorliegt.⁵

Nach der Auswertung der BÜK 1000 erfüllen 76 % der Sandböden und 60 % der Lehm/Schluff-Böden dieses Kriterium. Dort ist an vielen Standorten davon auszugehen, dass die tatsächlichen Mächtigkeiten größer sind. Diese können bei höheren Grundwasserflurabständen auch deutlich größer als 2 m betragen.

Tongehalt

Der Tongehalt ist ein maßgeblicher Einflussfaktor für die Ermittlung der Retardation von Schwermetallen. Der in beiden Boden-Kategorien definierte Tongehalt wird jeweils von 90 % der Böden überschritten.

pH-Wert (CaCl₂)

Wie der Tongehalt ist der pH-CaCl₂ die wesentliche Steuergröße für die Retardation von Schwermetallen. Die pH-Wert-Verteilung in sandigen Unterböden hängt mit der Geländenutzung zusammen. Nach Untersuchungen der BGR (Arbeitsgruppe Dr Utermann), die in diesem Fall aktueller und detaillierter sind als die Angaben in der BÜK 1000, beträgt der Mittelwert des pH-Wertes von Sandböden unter Acker 5,51, unter Grünland 5,57 und unter Wald 4,33. Die Berücksichtigung des ungünstigsten Mittelwertes würde zu einer zu schlechten Bewertung führen, da man nicht davon ausgehen kann, dass der überwiegende Teil von Straßenbaumaßnahmen durch Forstgebiete führt. Aus diesem Grund wurde ein flächengewichteter pH-Wert unter der Annahme, dass die Forstnutzung etwa ein Drittel der Fläche Deutschlands ausmacht, verwendet. Hieraus ergibt sich ein

pH-Wert von 4,8 ($\log(0,33 \cdot 10^{-4,33} + 0,66 \cdot 10^{-5,5})$),

der grundsätzlich für die Modellierung verwendet wird und auch viele Böden unter Forstnutzung (z. B. solche die durch Waldkalkung positiv beeinflusst sind) abdecken würde. Für den überwiegenden Teil der Baumaßnahmen der außerhalb des Forsts erfolgt, liegt der pH-Wert auf der sicheren Seite. Ungünstigere Verhältnisse sind hier praktisch auszuschließen.

Auf Schluff- oder Lehmböden existiert auch im Forst keine Versauerungsproblematik. Der pH-Wert wurde von der BGR hier mit dem Wert in Tabelle 3.4.1.1 angegeben. Dies entspricht auch den Ergebnissen der BÜK 1000 (90. Perzentil).

TOC

Der TOC-Gehalt des Bodens ist für das Sorptionsvermögen und folglich für die Retardation lipophiler organischer Schadstoffe entscheidend. Unterböden und Untergründe haben deutlich geringere TOC-Gehalte als Oberböden. Insoweit ergibt sich grundsätzlich eine schlech-

⁵ Nach Auffassung der LAWA-AG stellt der Ansatz zur Berücksichtigung von Rückhaltevorgängen eine Weiterentwicklung des GAP-Konzeptes dar. Aus Vorsorgegründen wird jedoch neben der 1 m Sickerstrecke ein zusätzlicher grundwasserfreier Transportraum (1 m, langjähriges Mittel der GwHöchststände: Beschluss 52. AG) für erforderlich gehalten. Die Vorgehensweise für die Transportprognose ändert sich durch dieses Petitum nicht, die „nutzbaren“ Flächen würden sich geringfügig verringern. Bei den Standortanforderungen könnte diese zusätzlichen Bedingungen ergänzt werden.

tere Rückhaltungswirkung im Unterboden. Nach der oben beschriebenen Auswertung weisen alle Böden einen TOC-Gehalt von mindestens 0,1 % auf.

Trockenraumdichte, effektive Porosität

Beide Parameter wirken sich gleichwertig auf die Retardation aller Stoffe aus. Sie wurden so gewählt, dass jeweils 90 % der Böden für das Rückhaltvermögen günstigere hydraulische Bedingungen aufweisen (vgl. oben).

Dispersivität

Für die Simulation des Stofftransports wurde nach Beyer et al. (2007) und Henzler et al. (2006) eine longitudinale Dispersivität von $\alpha_L = 0,1$ m eingesetzt.

Fazit

Bezogen auf die Flächenverbreitung der jeweiligen Bodenklasse sind bei den Sandböden alle Bedingungen jeweils auf einer Fläche von ca. 50 % erfüllt. Betrachtet man nur Bodenprofile, die eine Sickerstrecke von > 1 m aufweisen, würden diese in der Kategorie Sand etwa 65 % der Verbreitungsfläche von Sandböden überdecken und bei den Lehm-/Schluffböden 55 %.

Bezogen auf die Gesamtfläche Deutschlands nehmen die Sande und Lehme/Schluffe mit allen definierten Kennwerten eine Fläche von 16 bzw. 26 % ein. Zusammen könnten nach dem Vorschlag also bei 42 % der Fläche Deutschlands Retardations- und Abbauvorgängen berücksichtigt werden. Hauptsächlich limitierend ist die Sickerstrecke. Für den Vollzug ist es ausreichend die Bodenart (Fingerprobe) und die grundwasserfreie Mächtigkeit (Prüfkriterium 1 m) im Rahmen der Baugrunderkundung zu ermitteln (dazu liegen ggf. auch Kartenwerke der Länder vor). Aufgrund der oben beschriebenen statistischen Auswertungen kann davon ausgegangen werden, dass die übrigen Kriterien, die für die Modellierung der Rückhaltung der beiden Standortszenarien eingesetzt werden, in der Regel eingehalten werden.

3.4.2 Verteilungskoeffizienten und Abbauraten

Utermann et al. (2005) geben statistisch validierte Freundlichisothermen an, bei denen für die meisten Metalle aus dem Tongehalt und dem pH-Wert des Bodens und einem element-spezifischen Faktor für jede Lösungskonzentration ein im Gleichgewicht befindlicher sorbierter Stoffgehalt berechnet werden kann. Zur Bestimmung der Freundlich-Isothermen haben Utermann et al. (2005) die Proben mit Lösungen von Elementcocktails equilibriert (frdl. mdl. Mitt Dr. Utermann, BGR). Dabei enthielt die Lösung mehrere Elemente in der Regel in Konzentrationen von mehreren hundert µg/L bis einigen tausend µg/L. Ziel war es, solche Ausgangskonzentrationen zu wählen, die nach Einstellung des Sorptionsgleichgewichts eine Konzentration in der Bodenlösung im Bereich der GFS-Werte erzielen. Aufgrund des Versuchsansatzes ist bei der Verwendung der Isothermen im Konzentrationsbereich um 100 µg/L (s. Kap. 4.2.2 und 4.3) nicht damit zu rechnen, dass konkurrierende Sorption und/oder eine Erschöpfung der Sorptionskapazität eintritt.

Zur Vereinfachung der Modellierung muss die Freundlich-Isotherme für eine betrachtete Konzentrationsspanne linearisiert werden. Hierzu wurde der K_d als Steigung bei $(C_{w,min} + C_{w,max})/2$ bestimmt, wobei $C_{w,max}$ der Anfangskonzentration C_0 (Grenzkonzentration, die nach dem Betrachtungszeitraum von z. B. 200 a die Bezugswerte einstellt) entspricht. Dabei wird die Sorption über weite Konzentrationsbereiche unterschätzt.

Nach der beschriebenen Vorgehensweise können konkret die Elemente Antimon, Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Molybdän, Vanadium und Zink beurteilt werden.

Für die organischen Stoffe wurde analog Grathwohl (2004) mit empirischen Korrelation nach Seth et al. (1999), Karickhoff et al. (1979), Grathwohl und Rahman (2002) sowie nach Chiou et al. (1979) unter Verwendung von effektiven Wasserlöslichkeiten bzw. von effektiven Oktanol-/Wasserverteilungskoeffizienten ein entsprechender effektiver K_{OC} -Wert für den organischen Einzelstoff bzw. die repräsentative Modellsubstanz berechnet. Die bodenspezifischen K_d -Werte ergeben sich dann für den Fall einer linearen Sorption vereinfacht aus den gegebenen organisch gebundenen Kohlenstoffgehalten und den berechneten K_{OC} -Werten aus dem K_{OC} - f_{OC} -Konzept nach Karickhoff et al. (1979).

Bei Bodenmaterial können neben den PAK auch KW, PCB, BTEX und LHKW beurteilungsrelevant sein. Analog zur Vorgehensweise bei PAK wird den Stoffgruppen die Eigenschaft einer typischen, mittleren Verbindung zugeordnet (Grathwohl, 2004). Diese sind bei KW das Oktan, bei PCB das PCB-52, bei BTEX das Toluol und bei LHKW das Trichlorethen (Tab. 3.4.2.1). Für weitere organische Stoffe, einschl. einiger PSM, die für Gleisschotter relevant sein können, hat Dr. Kördel (Frauenhofer-Institut Schmallenberg) dankenswerterweise Daten zur Verfügung gestellt.

Tabelle 3.4.2.1: Stoffspezifische Kenndaten zur Sorption und zum Abbau von organischen Stoffen

Stoff	Modellsubstanz	Berechnungsansatz				
Antimon	-	PTF ¹⁾				
Arsen	-	Schug et al. (2000)				
Blei	-	aus PTF ¹⁾				
Cadmium	-	aus PTF ¹⁾				
Chrom, ges.	-	aus PTF ¹⁾				
Kupfer	-	aus PTF ¹⁾				
Molybdän	-	aus PTF ¹⁾				
Nickel	-	aus PTF ¹⁾				
Quecksilber	-	keine Daten				
Selen	-	keine Daten				
Vanadium	-	Glüh (2006)				
Zink	-	aus PTF ¹⁾				
	Modellsubstanz	Berechnungsansatz	$\log K_{ow, eff}$ oder S_{eff} [mol/l]	$\log K_{oc}$	K_d [L/kg]	HWZ [Tage]
PAK ₁₅	Fth/Py ²⁾	nach Karickhoff et al. (1979); $\log K_{oc} = \log K_{ow} - 0,21$	5,33	5,12	1,32E+02	70 ⁴⁾
Naphtalin		-“-	3,37	3,16	1,45E+00	30 ⁴⁾
MKW	Oktan ²⁾	nach Seth et al. (1999); $\log K_{oc} = -0,88 \cdot \log (S_{eff}(\text{mol/l})) + 0,07$	0,66	4,68	4,78E+01	nicht abbaubar
BTEX	Toluol ²⁾	-“-	500	2,06	1,16E-01	nicht abbaubar
LHKW	Trichlorethen ²⁾	nach Grathwohl und Rahman (2002) $\log K_{oc} = -1,06 \cdot \log (S_{eff}(\text{mol/l})) - 0,119$	1000	2,13	1,34E-01	nicht abbaubar
PCB ₆	PCB-52 ²⁾	nach Chiou et al. (1983); $\log K_{oc} = -0,729 \cdot \log (S_{eff}(\text{mol/l})) + 0,001$	0,25	4,42	2,66E+01	nicht abbaubar
Phenol(index)	-		-	1,4 ³⁾	2,51E-02	4 ³⁾
Nonylphenol	-		-	4,5 ³⁾	3,16E+01	10 ³⁾
Chlorphenole	Trichlorphenol ³⁾		-	2,5 ³⁾	3,16E-01	10 ³⁾
Chlorbenzole	PCB-52 ²⁾		-	4,42	2,66E+01	nicht abbaubar
Hexachlorbenzol	-			4,75 ³⁾	5,62E+01	nicht abbaubar ³⁾
Atrazin	-		-	2,17 ³⁾	1,48E-01	80 ³⁾
Bromacil			-	1,86 ³⁾	7,24E-02	180 ³⁾
Diuron			-	2,60 ³⁾	3,98E-01	135 ³⁾
Glyphosat			-	3,42 ³⁾	2,63E+00	60 ³⁾
Simazin			-	2,13 ³⁾	1,34E-01	46 ³⁾

1) Berechnung über teillinearisierte Pedotransferfunktionen nach Utermann et al. (2005)

2) nach Grathwohl (2004): Σ 15 EPA PAK: Ableitung nach Karickhoff et al. (1979) für $\log K_{ow, eff} = 5,33$ (Fluoranthren/Pyren) für die Σ 15 EPA PAK; Naphtalin: Ableitung nach Karickhoff et al. (1979) für $\log K_{ow, eff} = 3,37$; MKW: Ableitung nach Seth et al. (1999) für eine effektive Wasserlöslichkeit von Octan mit 0,66 mg/L, gilt für gealterte Rückstände ohne BTEX, die bei „frischem“ Öl auftreten und ohne PAK bei Diesel und Altöl, Molekulargewicht von Octan = 114,23 g; BTEX: Ableitung nach Seth et al. (1999) für eine effektive Wasserlöslichkeit von Toluol mit 500 mg/L, Molekulargewicht von Toluol = 92,14 g; LHKW: Ableitung nach Grathwohl und Rahman (2002) für eine effektive Wasserlöslichkeit von TCE mit 1000 mg/L, Molekulargewicht von TCE = 131,39 g; PCB₆ und Chlorbenzole: Ableitung nach Chiou et al. (1979) für eine effektive Wasserlöslichkeit von PCB 52 mit 0,25 mg/l, Molekulargewicht von PCB 52 (C₁₂H₆Cl₄) = 291,99 g

3) frdl. Mitt. Dr. W. Kördel, Fraunhofer Gesellschaft, Schmallenberg

4) frdl. Mitt. Prof. Dr. Grathwohl, ZAG Tübingen

Erläuterung: Der K_d -Wert wurde für einen TOC-Gehalt von 0,1 Gew.-% berechnet. Dieser Gehalt wird bei beiden Standard-Transport-szenarien angesetzt (s. Kap. 3.4.1).

3.4.3 Durchbruch und Stoffanreicherung

Bei der Modellierung von Sorptionsvorgängen wird von einer vollständigen Reversibilität der Sorption ausgegangen. Dies bedeutet, dass die Quellkonzentration irgendwann durchbricht. Je nach den Stoffeigenschaften und den Sorptionseigenschaften des Bodens kann dieser Durchbruch erst in mehreren hundert Jahren erfolgen. Sobald die Rückhaltewirkung (Sorptionsvorgänge) bei der Beurteilung in Anspruch genommen wird, müssen Annahmen über den Zeitraum getroffen werden, für den man Sicherheit erreichen will. Dass dann tatsächlich die Anfangskonzentrationen durchbrechen, ist eher unwahrscheinlich, da die Quellkonzentration langfristig zurückgehen kann und mit zunehmender Zeit ein Teil der sorptiv gebundenen Stoffe in die mäßig oder schlecht mobilisierbare Bodenfraktion verlagert werden kann. Dieser Anteil kann leider nicht quantifiziert werden. Er nimmt jedoch mit zunehmender Zeit zu. Wegen der beschriebenen Problematik ist es einerseits erforderlich einen Konsens über ein akzeptiertes Restrisiko zu treffen (z. B. analog Toxikologie), und dabei andererseits auch Prognoseunsicherheiten zu berücksichtigen.⁶ Eine andere Herangehensweise wäre im Falle endlicher Quellen die Fracht über entsprechende Grenzwerte so zu begrenzen, dass kein langfristiger Durchbruch mit Konzentrationen oberhalb der GFS möglich ist. Letzteres bietet sich aus den in Kap. 2 ausführlich dargelegten Gründen (Metalle und Organika reichern sich mittelfristig kaum ab und stellen in vielen Fällen quasi unendliche Quellen dar) nicht an.

Es wird daher vorgeschlagen für die Beurteilung von technischen Bauwerke einen Durchbruchzeitraum von im Regelfall 200 a und für den Einsatz von Boden im Landschaftsbau oder zur Verfüllung von Trockenabgrabungen einen Durchbruchzeitraum von 500 a zu betrachten. Innerhalb dieses Zeitraums dürfen keine Konzentrationen oberhalb des GFS-Wertes an der Unterkante der Sickerstrecke durchbrechen. Aus dieser Vorgabe ist es möglich eine zugehörige Quellkonzentration abzuleiten. Der Durchbruchzeitraum für die Feststellung des Altlastverdachts von belasteten Böden im Rahmen der orientierenden Untersuchung darf höchstens 200 a betragen, sollte aber kürzer gewählt werden (z. B. 100 a).

Das Verwenden unterschiedlicher Bewertungszeiträume für die einzelnen Fallgestaltungen stellt sicher, dass Vorsorgeanforderungen strenger sind als Nachsorgeanforderungen. Innerhalb der Vorsorge werden dadurch die Maßnahmen, bei denen Boden dauerhafter Bestandteil der Geosphäre wird, strenger bewertet als technische Bauwerke, die räumlich kleiner, gegenüber der Geosphäre abgegrenzt und von begrenzter Lebensdauer sind.

Die über diese Zeiträume andauernde Retardation von Schadstoffen kann theoretisch zur Erschöpfung der Filterfunktion und zur Überschreitung der Vorsorgewerte in der Rückhaltezone führen. Aus diesem Grund wird als weiteres Beurteilungskriterium die Schadstoffanreicherung im Boden eingeführt. Die Anreicherung im Boden errechnet sich aus der Stoffemission aus der Quelle im Bewertungszeitraum bezogen auf die Masse des Bodens in der Transportzone wie folgt:

$$C_{\text{Feststoff}} = \frac{SWN C_w T_{\text{zulässig}}}{M \rho_d} \quad (23)$$

SWN [$\text{L}^3/(\text{L}^2 \text{ T})$] bezeichnet die Sickerwasserneubildungsrate, C_w die konstante Quellstärkekonzentration [M/L], $T_{\text{zulässig}}$ [T] den Bewertungszeitraum (z. B. 200 Jahre bei technischen Bauwerken) [T], M [L] die Mächtigkeit der Quellschicht und ρ_d [M/L^3] die Trockenraumdichte.

⁶ Anmerkung: Bei der hier vorgeschlagenen Vorgehensweise wird die Rückhaltewirkung der geologischen Barriere in Anspruch genommen. Bei Deponien erfüllt die geologische Barriere entsprechende Funktionen, wenn die Dichtungssysteme versagen. Der Unterschied besteht in der Höhe der Belastung und dem Zeitraum, ab der die Wirkung benötigt wird.

Es wird vorgeschlagen, die Filterkapazität des Bodens als Differenz von Vorsorgewert und Hintergrundwert zu ermitteln und diese Filterkapazität – um Stoffeinträge aus anderen Quellen zu kompensieren - nur zu 50 % auszuschöpfen (Tab. 3.4.3.1). Für einige Parameter, die nur bei einigen Mineralstoffen relevant sein können, liegen keine Vorsorgewerte und/oder Hintergrundwerte vor. Die Filterkapazität für diese Stoffe wurde hilfsweise auf der Grundlage anderer Überlegungen abgeschätzt (s. Hinweise zur Tab. 3.4.3.1).

Das Kriterium „Durchbruchzeit“ ist bei den weniger gut sorbierbaren Stoffen limitierend, während die 50 %ige Ausnutzung der Filterkapazität die Konzentrationen der gut sorbierbaren Stoffe begrenzt (Abbildungen 3.4.3.1 und 3.4.3.2). Das im Sand wenig sorptive Zink bricht schon bei dauerhafter Einwirkung von Sickerwasserkonzentrationen in Höhe des Bezugswertes nach weniger als 200 Jahren durch (Abb. 3.4.3.1). Nach dem Anreicherungskriterium wären dagegen dauerhafte Zinkkonzentrationen von über 400 µg/L zulässig. Nach dem Bewertungsansatz können deshalb auf Sandböden keine Rückhaltevorgänge in Rechnung gestellt werden; der Bezugswert von 120 µg/L muss eingehalten werden.

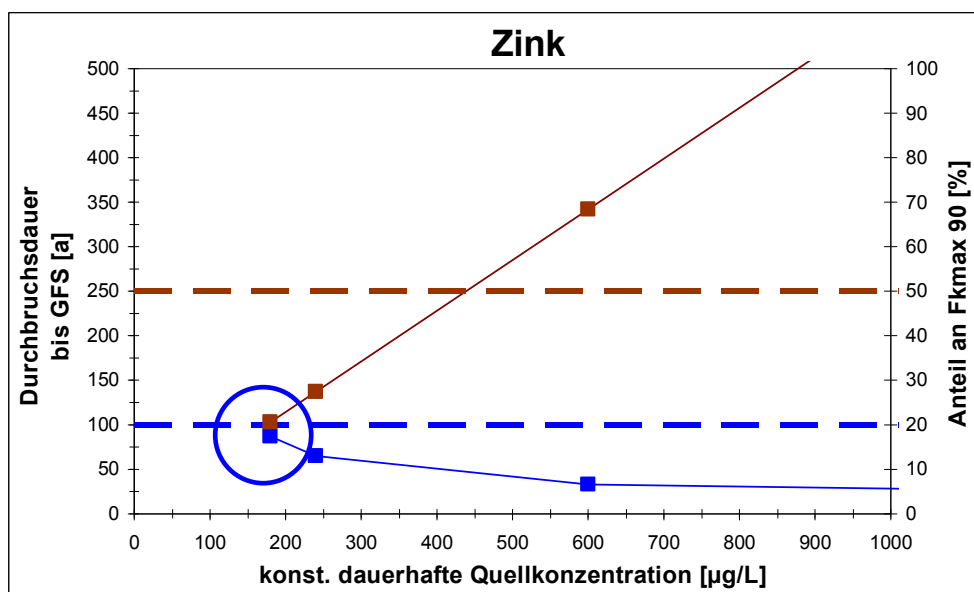


Abb. 3.4.3.1: Modelliertes Durchbruchs- und Anreicherungsverhalten von Zink im Sandszenario in Abhängigkeit der Höhe der konstanten dauerhaften Quellkonzentration (Sickerwasserrate: 583 mm/a, braune Symbole: Anteil an Fkmax 90, blaue Symbole: Durchbruchdauer bis die GFS erreicht wird, blauer Kreis markiert die konstante Quellkonzentration, limitiert über das Durchbruchkriterium)

Das gut sorbierbare Chrom bricht auch bei Aufgabe hoher konstanter Quellkonzentrationen von weit über 800 µg/L nicht innerhalb von 200 a durch eine 1 m mächtige Transportzone aus Schluff in relevanten Konzentrationen durch (Abb. 3.4.3.2). Das Anreicherungskriterium limitiert dagegen die Quellkonzentrationen auf einen Wert von 200 µg/L. In diesem Fall kann nach dem Bewertungskonzept ein Ersatzbaustoff, der eine Chromkonzentration von ≤ 200 µg/L an das Sickerwasser abgibt, auf Schluffböden eingebaut werden.

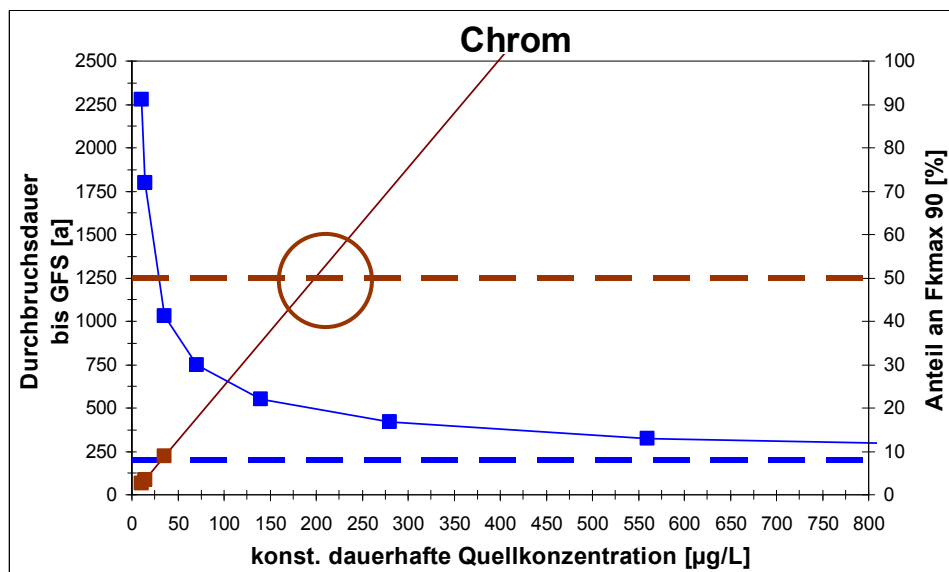


Abb. 3.4.3.2: Modelliertes Durchbruchs- und Anreicherungsverhalten von Chrom im Schluffszenario in Abhängigkeit der Höhe der konstanten dauerhaften Quellkonzentration (Sickerwasserrate: 583 mm/a, braune Symbole: Anteil an Fkmax 90, blaue Symbole: Durchbruchsdauer bis die GFS erreicht wird, brauner Kreis markiert die konstante Quellkonzentration, limitiert über das Anreicherungskriterium)

Tab. 3.4.3.1: Ableitung der maximalen Filterkapazität Fkmax aus Vorsorgewert VW nach BBodSchV bzw. Ersatzwert EW (kursiv) minus Hintergrundwert HGW

Parameter	Sand			Lehm/Schluff/(Ton)		
	VW/EW	HGW ⁻¹	Fkmax	VW/EW	HGW ²	Fkmax
	mg/kg					
Antimon ³	3	0,9	2,1	6	1	5
Arsen ⁴	12,4	3,8	8,6	32,5	6,4	26,1
Blei	40	12	28	70	29	41
Cadmium	0,4	0,24	0,16	1	0,22	0,78
Chrom	30	15	15	60	28	32
Kupfer	20	7	13	40	20	20
Molybdän ³	2	0,9	1,1	3	0,9	2,1
Nickel	15	9,4	5,6	50	30	20
Quecksilber	0,1	0,05	0,05	0,5	0,13	0,37
Vanadium ³	100	37	63	150	80	70
Zink	60	24	36	150	59	91
Σ15 EPA PAK	3	0,3 ⁵	2,7	3	0,3 ⁵	2,7
PCB5	0,05	0,005 ⁵	0,045	0,05	0,005 ⁵	0,045
MKW ⁶	100	10	90	100	10	90
BTX ⁶	1	0,1	0,9	1	0,1	0,9
LHKW ⁶	1	0,1	0,9	1	0,1	0,9
Chlorphenole (PCP) ⁷	6,3	0,63	5,7	6,3	0,63	5,7
Chlorbenzole (HCB) ⁷	0,5	0,05	0,45	0,5	0,05	0,45
PSM-Summe (Aldrin) ⁷	0,25	0,025	0,23	0,25	0,025	0,23

1 Als Hintergrundwert HGW für Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel und Zink wird jeweils das 90. Perzentil der sandigen Unterböden in Deutschland nach LABO (2003) definiert.

2 Als Hintergrundwert für Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel und Zink wird jeweils der Mittelwert der 90. Perzentile aus Unterboden und Untergrund sowie Nord- und Süddeutschland von Geschiebelehm nach LABO (2003) definiert.

3 Die Vorschläge für neue Vorsorgewerte für Antimon, Molybdän und Vanadium wurden vom BMU (frdl. Mitt. Dr. Böhmer) zur Verfügung gestellt. Als Hintergrundwerte wurden der Mittelwert der Klassenmitte der 90. Perzentile von Unterböden und Untergrund einer Auswertung der BGR (frdl. Mitt. Dr. Utermann) definiert.

4 Für Arsen gibt es keine Vorsorgewerte. Um dennoch einen Anhaltspunkt für die Bewertung der Schadstoffanreicherung im Boden zu haben, wurde nach der o. g. Auswertung der BGR eine Filterkapazität aus der Differenz des maximalen 90. P. im Oberboden und des Mittelwerts der Klassenmitte der 50. Perzentile von Unterböden und Untergrund berechnet. Die Verwendung des maximalen Perzentils erfolgte in Anlehnung an die Ableitungsgrundsätzen für Vorsorgewerte bei denen der Vorsorgewert über dem natürlichen Hintergrundwert liegt. Die absolute Höhe der Werte ist nicht entscheidend, sondern nur die Differenz.

5 Für PAK und PCB gibt es keine bundesweiten Hintergrundwerte für Unterböden. Aus diesem Grund wird für die Abschätzung der Schadstoffanreicherung 1/10 des Vorsorgewertes als Hintergrundwert angesetzt.

6 Für die Parameter MKW, BTX und LHKW gibt es weder Vorsorgewerte noch Hintergrundwerte. Hilfsweise werden die Zuordnungswerte Z0 der TR Boden (alt) (LAGA M 20, LAGA 1997) als „Vorsorgewerte“ (Ersatzwerte) verwendet. „Hintergrundwerte“ analog PAK, PCB.

7: Für Chlorphenole/-benzole und PSM werden als „Vorsorgewerte“ (Ersatzwerte) Hilfsweise die Prüfwerte für den Wirkungspfad Boden-Mensch nach BBodSchV abgeleitet, in dem die Werte für die Nutzung Kinderspielflächen durch 8 geteilt werden. Dieser Faktor ergibt sich aus dem Verhältnis von Prüfwert zu Vorsorgewert bei PCB. Die Filterkapazitäten für Chlorphenole erscheinen zu hoch, die für PSM zu niedrig.

Hinweis: Bei geringsorptiven Metallen sind die definierten Filterkapazitäten nicht entscheidend, da der Durchbruch der Konzentrationen im Sickerwasser limitierend ist (z. B. Arsen).

3.5 Einbauweisen und resultierende Einbautabellen

Um eine möglichst differenzierte Bewertung der Einsetzbarkeit der MEB vornehmen zu können, werden alle relevanten technischen Einsatzgebiete betrachtet und in den Einbautabellen einzeln aufgeführt (s. Tab. 3.5.1). Sie entsprechen etwa den Einsatzmöglichkeiten des Straßenbauregelwerks (RuA-Stb, 2001) und sind umfangreicher als die Einbauweisen der LAGA-Eckpunkte (LAGA, 2004b) und der nordrhein-westfälischen Verwerterlasse (z. B. MUNLV, 2001). Für jede Kombination der Tabelle wird pro MEB (bzw. MEB-Klasse) in Abhängigkeit vom Materialwert angegeben, ob ein Einbau generell, eingeschränkt oder nicht möglich ist.

Diese Vorgehensweise orientiert sich an der Systematik der nordrhein-westfälischen Verwertungsregelungen, bei denen sich differenzierte Einbaumöglichkeiten in Abhängigkeit vom tabellierten Materialwert ergeben (MUNLV, 2001). Diese Systematik hat sich im nordrhein-westfälischen Vollzug gut bewährt. Die Einteilung der LAGA in verschiedene Einbauklassen, die durch einen (einheitlichen) Materialwert definiert sind, wurde zugunsten dieser differenzierteren Regelung aufgegeben. Die differenzierte Betrachtung der Einbauweisen erlaubt die Berücksichtigung fall-spezifischer günstiger Randbedingungen bei der Modellierung der medianschutz-bezogenen Einbauwerte. Bei einer Aggregation der Einbauweisen auf wenige allgemeine Fälle (vgl. LAGA Eckpunkte, LAGA, 2004b) müssten die Randbedingungen des ungünstigsten Falls auf der sicheren Seite gewählt werden. Einzelfallspezifische positive Effekte können dann nicht mehr berücksichtigt werden und es resultieren restriktivere medianschutzbezogene Einbauwerte.

Die verschiedenen bautechnischen Einsatzgebiete im Straßenoberbau und straßenbegleitenden Erdbau sowie die verschiedenen Eigenschaften der Grundwasserdeckschichten und die wasserwirtschaftlich zu bewertenden Gebiete wurden in einer einheitlichen Einbautabelle zusammengeführt (Matrix aus 168 Feldern, Tab. 3.5.1).

Unmittelbar nach dem gewählten fachlichen Ansatz bewertet werden die wasserdurchlässigen Bauweisen (Tab 3.5.1: blaue Felder) auf drei verschiedenen Deckschichtszszenarien. Neben den in Kap. 2.4 beschriebenen Differenzierungen wird noch die Kleinräumigkeit bei Tragschichten oder dem Unterbau unter gebundenen Deckschichten sowie der geringe Schadstoffvorrat der geringmächtigen Bauweisen „Bettungssand“ und „Deckschicht“ positiv dahingehend berücksichtigt, dass geringe Überschreitungen der konzeptionellen Einbaukonzentrationen toleriert werden. Außerhalb von Wasserschutzgebieten und Wasservorranggebieten werden in den Tabellen drei Eigenschaften der Grundwasserdeckschichten unterschieden „ungünstig“, „günstig - Sand“, „günstig - Lehm/Schluff“. Der Abstand zwischen Planum des Bauwerks und der Grundwasseroberfläche muss mindestens 0,1 m betragen. Die beiden Transportvarianten müssen grundwasserfrei sein. Folgt man der Auffassung der LAWA-AG ist ein zusätzlicher grundwasserfreier Raum von 1 m in der Legende zur Einbautabelle zu definieren (bezogen auf den mittleren Grundwasserhöchststand). Innerhalb der Wasserschutzgebiete und Wasservorranggebiete wird in Anlehnung an die RUA-StB (2001) der Einbau auf Standorte mit günstigen Deckschichteigenschaften begrenzt. Jedem blau eingefärbtem Feld der Tab. 3.5.1 sind (verschiedene) Grenzkonzentrationen (medienschutz-bezogene Einbauwerte) für die einzelnen Parameter (s. Kap. 4.3) hinterlegt. Mit diesen werden die materialtypischen Werte verglichen. Wird der Einbauwert durch den Materialwert eingehalten, ist ein Einbau möglich, was durch den Eintrag eines „+“-Zeichens in der Einbautabelle verdeutlicht wird.

Beim Einbau von Mineralstoffen als ungebundene Deckschicht sollten Einbaubeschränkungen zusätzlich vorgenommen werden, wenn hohe Feststoffbelastungen nicht auszuschließen sind. Hierdurch soll insbesondere die Gefährdung von Kindern durch "orale Bodenaufnahme" vermieden werden. Zu dieser Einschränkung sind im Rahmen dieses Projektes keine spezifischen Untersuchungen und Überlegungen vorgenommen worden. Insoweit sind die Eintra-

gungen in den Einbautabellen in Anhang 3 als Einschätzungen der Autoren aufzufassen, die sich aus deren Kenntnis der Feststoffbelastung der MEB sowie der Diskussionen über die NRW-Verwertererlasse (MUNLV, 2001) und die Technischen Regeln der LAGA (LAGA 2003 und 2004b) ergeben.

Die Einordnungen der Mineralstoffe zu den nicht oder schlecht wasserdurchlässigen Bauweisen ergeben sich relativ zur Zuordnung der Materialien zu den wasserdurchlässigen Bauweisen und abgestuft in Abhängigkeit des Gefährdungspotentials. Aus Sicht der Autoren sind sie stimmig zur Beurteilung der wasserdurchlässigen Bauweisen, im Einzelfall, da harte Beurteilungskriterien fehlen, jedoch grundsätzlich diskutabel.

Ein Vorschlag für mögliche Bewertungen ist in Anhang 3 beigefügt.

Aus Sicht des Medienschutzes ist der Einbau von hochbelasteten Materialien in wasserundurchlässigen Bauweisen unkritisch (Tab. 3.5.1: schwarze Felder). Innerhalb von Wasserschutzgebieten sind in Anlehnung an die RUA-StB (2001) keine günstigen Deckschichtigenschaften erforderlich, wenn die Mineralstoffe in Asphaltbauweisen eingesetzt werden.

Für Dämme, Lärmschutzwälle und Hinterfüllungen von Bauwerken hat die FGSV ein „Merkblatt über Technische Sicherungsmaßnahmen bei schadstoffbelasteten Böden und Baustoffen im Erdbau, Teil 2: Bauweisen - (E2007)“ (FGSV, E2007) erarbeitet. Folgende Bauweisen werden hier unterschieden (s. Anhang 3):

- Bauweise A: Damm/Wall mit witterungsempfindlicher Abdichtung
- Bauweise B: Damm/Wall mit witterungsempfindlicher Abdichtung und Sickerschicht
- Bauweise C: Damm/Wall mit witterungsunempfindlicher Abdichtung
- Bauweise D: Damm aus schwach durchlässigem Boden oder Baustoff der EK 2
- Bauweise E: Damm mit Kern aus Boden oder Baustoff der EK 2
- Bauweise F: Damm/Wall mit einer Anspritzung aus Bitumenemulsion und einer Abdeckung aus natürlichem/kulturfähigem Boden

Da im Rahmen dieses Vorhabens keine spezifischen Erkenntnisse ermittelt wurden, konnte nur eine oberflächliche Prüfung der Bauweisen vorgenommen werden. Danach erscheinen die Bauweisen A bis F im Hinblick auf die anfängliche Wasserdurchlässigkeit grundsätzlich als gleich gut eingestuft. Bei sehr stark belasteten Mineralstoffen könnten geringe Bewertungsunterschiede im Hinblick auf die Langzeitbeständigkeit sinnvoll sein. Darüber hinaus sollten wegen der hohen Materialmengen Einschränkungen auf ungünstigen Standorten vorgenommen werden.

Tab. 3.5.1: Grundsätzliches Vorgehen bei der Zuordnung der Mineralstoffe zu den Einsatzmöglichkeiten bei verschiedenen Eigenschaften der Grundwasserdeckschichten

Mineralstoff:						
Einsatzmöglichkeiten	Eigenschaft der Grundwasserdeckschicht					
	außerhalb von Wasserschutzgebieten			innerhalb von Wasserschutzgebieten		
	ungünstig	günstig		günstig		
		Sand	Lehm/Schluff	WSG III A	WSG III B	Wasservor-ranggebiete
	1	2	3	4	5	6
Decke bitumen- oder hydraul. gebunden						
Tragschicht bitumengebunden						
Unterbau unter Fundament-/Bodenplatten						
Tragschicht mit hydraulischen Bindemitteln unter gebundener Deckschicht						
Bodenverfestig. unter gebundener Schicht						
Verfüllung v. Leitungsgräben unter geb. Schicht						
Verfüllung von Baugruben u. geb. Schicht						
Asphalttragschicht (teilwasserdurchlässig) unter Pflasterdecken und Plattenbelägen						
Tragschicht hydraulisch gebunden (Dränbeton) unter Pflaster und Platten						
ToB u. geb. Deckschicht						
Bodenverbessg. unter gebundener Schicht						
Unterbau bis 1 m ab Planum unter gebundener Schicht						
Dämme gem. Bauweisen A-F (FGSV (2007)						
Hinterfüllung von Bauwerken analog Bauweisen A-F (FGSV (2007)						
Schutzwälle gem. Bauweisen A-F (FGSV (2007)						
Bettungssand unter Pflaster, Plattenbelägen						
Deckschicht ohne Bindemittel						
ToB, Bodenverbesserung unter Deckschicht ohne Bindemittel, Plattenbelägen						
ToB, Bodenverbesserung unter Pflaster						
Unterbau bis 1 m Dicke ab Planum unter Deckschicht ohne Bindemittel, Plattenbelägen						
Unterbau bis 1 m Dicke ab Planum unter Pflaster						
Verfüllung von Leitungsgräben unter Deckschicht ohne Bindemittel, Plattenbelägen						
Verfüllung von Leitungsgräben unter Pflaster						
Verfüllung von Baugruben unter Deckschicht ohne Bindemittel, Plattenbelägen						
Verfüllung von Baugruben unter Pflaster						
Hinterfüllung von Bauwerken im Böschungsbereich unter kulturfähigem Boden						
Dämme im Böschungsbereich unter kulturfähigem Boden						
Schutzwälle im Böschungsbereich unter kulturfähigem Boden						

Erläuterungen zu Tab. 3.5

- hellblau (Spalte 1 bis 3): Beurteilung unmittelbar nach dem fachlichen Konzept durch Vergleich der Einbauwerte (Grenzkonzentrationen für Sickerwasser) mit den Materialwerten.
- dunkelgrau (Spalte 1 bis 3): wasserundurchlässige Bauweisen, bei denen ein Einbau aus Sicht des Grundwasserschutzes grundsätzlich zugelassen werden kann.
- mittelgrau (Spalte 1 bis 3): sehr gering wasserdurchlässige Bauweisen oder gebundene gering wasserdurchlässige Bauweisen, bei denen keine relevanten Mengen oder keine Belastungen im Sickerwasser anfallen. Die Einstufung kann in Relation zu den Entscheidungen in den hellblauen und dunkelgrauen Feldern in Abhängigkeit von den Belastungen der Materialien erfolgen.
- dunklere Farben der Spalten 4 bis 6: Hierdurch soll symbolisiert werden, dass aus Vorsorgegründen die Zuordnung strenger als in denselben Zeilen der Spalten 1 bis 3 sein soll. Die Bewertungsunterschiede zwischen Spalte 4 und 5/6 sind nicht dargestellt.

3.6 Bauwerksspezifische- und materialbezogene Annahmen für die Modellierung

Die Berechnung der zulässigen Konzentrationen im Säulenkurzeluat bis *WF* 2 erfolgte in Abhängigkeit der bauwerksspezifischen Schichtdicken, der material- und bauwerksspezifischen Trockenraumdichten (relevant für Salze, s. auch Tab. 4.1.1 und Tab. 4.1.2 in Kap. 4.1) sowie der räumlichen Ausdehnung und Geometrie (siehe resultierende Verdünnungsfaktoren) und der Durchsickerung (vgl. Kapitel 2.4) der Bauwerke und Erdbauweisen. Die Verdünnungsfaktoren und die Durchsickerung sind auch für die Ableitung der medianschutzbezogenen Einbauwerte der Metalle und Organika relevant. Die folgende Tabelle 3.6.1 stellt diese Bauweisen (blaue Felder aus Tabelle 3.5.1) mit den für diese Modellierungen relevanten Parametern zusammen.

Tab. 3.6.1: Bauwerksspezifische Modellierungsparameter

Bauweise	Modellierungsparameter			
	Beurteilungszeit- raum [Jahre] Salze, sorb. Stoffe	Schichtdicke [cm]	Sickerwasserrate [mm/a]	Faktor um den Quell- stärkenkonzentration erhöht sein darf
Technische Bauwerke				
ToB u. geb. Deckschicht ¹	4, 200	50	2318 ³	5,3
Bodenverbessg. unter gebunden- er Schicht ¹	4, 200	50	2318 ³	5,3
Unterbau bis 1 m ab Planum unter gebundener Schicht ¹	4, 200	100	2318 ³	5,3
Deckschicht ohne Bindemittel	4, 200	6	583	1
ToB, Bodenverbesserung unter Deckschicht ohne Bindemittel, Plattenbelägen ²	4, 200	50	583	1
ToB, Bodenverbesserung unter Pflaster ²	4, 200	50	313	1
Unterbau bis 1 m Dicke ab Pla- num unter Deckschicht ohne Bindemittel, Plattenbelägen ²	4, 200	100	583	1
Unterbau bis 1 m Dicke ab Pla- num unter Pflaster ²	4, 200	100	313	1
Verfüllung von Leitungsgräben unter Deckschicht ohne Binde- mittel, Plattenbelägen ²	4, 200	100	583	1
Verfüllung von Leitungsgräben unter Pflaster ²	4, 200	100	313	1
Verfüllung von Baugruben unter Deckschicht ohne Bindemittel, Plattenbelägen ²	4, 200	300	583	1
Verfüllung von Baugruben unter Pflaster ²	4, 200	300	313	1
Hinterfüllung von Bauwerken im Böschungsbereich unter kultur- fähigem Boden (Kapillarsperre)	4, 200	400	2318 ³	1 (3,1)
Dämme im Böschungsbereich unter kulturfähigem Boden (Ka- pillarsperre)	4, 200	400	2318 ³	1 (3,1)
Schutzwälle im Böschungsbe- reich unter kulturfähigem Bo- den(Kapillarsperre)	4, 200	400	313	1 (1,7)
Technische Maßnahmen in- nerhalb Verfüllungen				
Deckschicht ohne Bindemittel	4, 200	6	583	1
ToB, unter Deckschicht ohne Bindemittel	4, 200	50	583	1
Böschungsstabilisierung	4, 200	400	313	1
Verfüllung	4, 500	-	313	1
Altlastenverdachtsflächen	n. rel, 100	-	583	1

¹Bei diesen eigentlich wasserundurchlässigen Bauweisen wird die Durchströmung von MEB im so genannten "Zwickel" im Bankett- und Böschungsbereich bewertet

²Aufgrund der in Kapitel 2.4 geführten Diskussionen um die Sickerfähigkeit von Pflaster- und Plattenbelägen in Abhängigkeit von Liegezeit und Verkehrsbelastung wird bei Pflasterbelägen eine geringere Sickerwasserrate (313 mm/a) als bei Platten (583 mm/a) angenommen.

³Durch Bilanzierung der Sickerwasserraten entlang der Unterkante des gesamten Straßendammszenarios resultiert auf der Grundlage der Ergebnisse des Durchströmungsmodells von Beyer et al. (2007, s. Kap. 2.4) eine gemittelte Sickergeschwindigkeit in der unterliegenden Transportzone von 800 mm/a. Diese wird zur Modellierung des Stoffdurchbruchs herangezogen.

4 Ergebnisse

4.1 K_d - und Kappawerte

Zur Berechnung der Kappawerte für die Materialien mit relevanten Salzkonzentrationen nach Gleichung 11 wurden bauwerks- und materialspezifische Trockenraumdichten (auch Lagerungsdichten) und Porositäten bzw. gesättigte Porositäten berücksichtigt. Falls entsprechende Daten zur Verfügung standen wurden die Trockenraumdichten durch Multiplikation des Verdichtungsgrads mit der Proctordichte berechnet. Die Porosität ergibt sich aus der Korn-dichte (ρ_s) und der Trockenraumdichte (ρ_b) wie folgt: $n = 1 - \rho_b/\rho_s$. Die gesättigte Porosität wurde durch Multiplikation der Porosität mit dem Sättigungsgrad berechnet (Beyer et al., 2007). Schwierig ist die Angabe einer mittleren relativen Sättigung für die Szenarien. Eine Auswertung der Matrixpotential-Wassergehalts-Beziehungen - die für die drei Szenarien sehr ähnlich sind - mit dem Van-Genuchten-Mualem-Modell (Beyer et al., 2007) ergeben mittlere relative Sättigungen von 45 % (frdl. Mitteilung durch Herrn Dr. Beyer, Universität Tübingen). Demgegenüber stehen Lysimetermessergebnisse von Pütz et al. (2005) und Klotz (2006), die tendenziell auf höhere relative Sättigungen hinweisen. Nach frdl. Mitteilung der FEhS werden für Tragschichtmaterialien üblicherweise relative Sättigungen von 65 % angenommen. Für die Modellierungen wurde hier einheitlich für alle Szenarien auf letzteren Erfahrungswert zurückgegriffen.

Tab. 4.1.1: Bauwerks- und materialspezifische Lagerungsdichten und Porositäten zur Berechnung der zugehörigen Kappawerte aus den materialspezifischen K_d -Werten der Modellfittings. Die Daten für RC-Baustoff und HMVA stammen aus Beyer et al. (2007) und Grathwohl et al. (2006), Proctordichten von HOS, HS und SWS aus einer frdl. Mitteilung durch die FEhS. Für Bettungs-, Trag- und Deckschichten wird entsprechend den Vorgaben zum Mindestverdichtungsgrad von Verkehrsflächen der Belastungsstufe VI nach ZTV T-StB 95 (2002) ein Verdichtungsgrad von 100 % der Proctordichte eingesetzt (siehe auch Beyer et al., 2007). Für den Lärmschutzwall wird nach ZTVE-StB 94 (1997) ein Verdichtungsgrad von 95 % der Proctordichte und für den Straßendamm ein Verdichtungsgrad von 100 % der Proctordichte angesetzt (beim Straßendamm wird zur Vereinfachung die etwas geringere Verdichtung ab 1 m unter Planum bis zur Dammsohle nicht berücksichtigt). Die genannten Werte gelten für grobkörnige Materialien. Der geringere Verdichtungsgrad der feinkörnigen SFA (Mindestanforderung 97 %) wird nicht berücksichtigt (geringe Verdichtungsunterschiede wirken sich auf die Modellrechnungen kaum aus, die Unterschiede liegen im Rundungsbereich der Kappawerte). Abkürzungen: T: Bettungs-, Trag- und Deckschichten, L: (Lärm-) Schutzwälle, SD: Straßendämme; V = Verdichtungsgrad, ρ_p = Proctordichte; ρ_b = Trockenraumdichte (auch Lagerungsdichte), n = Porosität; S = rel. Sättigung, θ = gesättigte Porosität.

Parameter	RC-Baustoff		HMVA		HOS		HS		SFA/SKA	
	T u. SD	L	T u. SD	L	T u. SD	L	T u. SD	L	T u. SD	L
V					1	0,95	1	0,95	1	0,95
ρ_p [kg m ⁻³]					1,90	1,90	1,50	1,50	1,70	1,70
ρ_b [kg m ⁻³]	1,94	1,84	1,90	1,81	1,90	1,81	1,50	1,43	1,70	1,62
n []	0,27	0,31	0,33	0,36	0,30	0,33	0,30	0,33	0,30	0,33
S [%]	0,65	0,65	0,65	0,65	0,65	0,65	0,65	0,65	0,65	0,65
θ []	0,18	0,20	0,22	0,23	0,19	0,22	0,20	0,22	0,19	0,22

Die K_d -Werte wurden für RC, HMVA und HS aus dem Modellfitting der Messergebnisse der Zusatzuntersuchungen (Dehoust et al., 2007) ermittelt. Die K_d -Werte für HOS und SFA stammen aus entsprechenden Modellierungen von Säulen- und Lysimeterdaten (Susset & Leuchs, 2008) und Säulenversuchsdaten (SFA: frdl. Überlassung anonymisierter Säulenversuchs - Daten aus LeachXS durch Dr. H. v.d. Slaat, Energy research Centre of the Netherlands). Die Angabe von Standardabweichungen ist nur bei den zahlreicher untersuchten RC-Baustoffen und Hausmüllverbrennungsaschen möglich. Hier zeigt sich für Salze ein konstan-

tes Abklingverhalten (geringe Standardabweichungen der Mittelwerte der Relativkonzentrationen), das mit den Quellstärkefunktionen hinreichend genau angepasst werden kann. Es wird zudem verdeutlicht, dass die Standardabweichungen bei den Ergebnissen der Schüttel-eluate i. d. R. höher sind (Tabelle 4.1.2, Tabellen zum Untersuchungsumfang und graphische Darstellungen in Anhang 1).

Tab. 4.1.2: Materialklassenspezifische K_d -Werte und Säulenversuchs- sowie bauwerksspezifische Kappawerte von Chlorid und Sulfat sowie ggf. Standardabweichungen der Mittelwerte der Relativkonzentrationen in verschiedenen Eluaten für die hinsichtlich Salzen bewertungsrelevanten Materialklassen. Abkürzungen: n_U : Gesamtzahl untersuchter Materialproben; n_a : auswertbare Datensätze (Proben mit relevanten Überschreitungen der Bezugsmaßstäbe des betreffenden Stoffes in den Eluaten); PN: Probenahme; T: Bettungs-, Trag- und Deckschichten; L: (Lärm-) Schutzwälle; SD: Straßendämme.

Parameter	RC-Baustoff ($n_U=50$; $n_a=29$)		HMVA ($n_U = n_a = 16$)		HOS ($n_U = n_a = 1$)		HS ($n_U = n_a = 2$)		SFA ($n_U = n_a = 3$)		SKA (K_d nach TAC, 2000)	
	T u. SD	L	T u. SD	L	T u. SD	L	T u. SD	L	T u. SD	L	T u. SD	L
Sulfat; Chlorid												
K_d [L/kg]	1,2		3,2; 0,6		1,8		0,6		0,4		0,9	
bauwerksspez. κ [kg/L]	0,78	0,76	0,30; 1,40	0,30; 1,37	0,53	0,52	1,37	1,33	1,95	1,87	0,99	0,97
Säulenversuchsspez. κ [kg/L]	0,71		0,28; 1,08		0,48		1,05		1,38		1,00	
StAbw. bei PN ¹ : 1,2,3,4,5 ² [%]	4, 12, 19, 24, 13 ²		3, 10, 18, 24, 2, 9, 14, 17		-		-		-		-	
StAbw. Säule WF 2 (rechnerisch) [%]	19		10, 9		-		-		-		-	
StAbw. Schütteluat WF 2 [%]	51		33, 25		-		-		-		-	
StAbw. Schütteluat WF 10 [%]	80		52, 78		-		-		-		-	

¹Die bei den Probenahmen verschiedener Versuchskampagnen im Mittel erzielten WF sind in nachfolgender Tabelle 4.1.3 aufgeführt

²nur an 6 RC - Proben gemessen

Die materialspezifischen Kappawerte von Salzen in Säulenversuchen unterscheiden sich von den bauwerksspezifischen Kappawerten, da hier die typischen Dichten und Porositäten (wassergesättigt), die in Säulenversuchen erzielt werden (vgl. DIN E 19528) berücksichtigt sind (Tabelle 4.1.2).

Für die relevanten Metalle der verschiedenen MEB ergeben sich die in Tabelle 4.1.3 dargestellten Ergebnisse. Die Kappawerte gelten für typische Dichten und Porositäten, die in wassergesättigten Säulenversuchen erzielt werden (vgl. DIN E 19528). Für die $\Sigma 15$ EPA PAK gilt grundsätzlich eine direkte Übertragung, da die Konzentrationen theoretisch unabhängig von *WF* sind. Stoffe die desorptionslimitiert freigesetzt werden reichern sich kaum ab und stellen über weite *WF* quasi konstante Konzentrationen ein (vgl. Kap 2.2.4 und 2.2.5). Dieses Freisetzungsverhalten kann mit Kappafunktionen nicht korrekt beschrieben werden, es werden keine Kappawerte angegeben, sondern vorbehaltlich der Unsicherheiten eine direkte Übertragung empfohlen. Dies gilt auch für einzelne Metalle (s. Tab. 4.1.3).

Überwiegend hohe Standardabweichungen der Mittelwerte der Relativkonzentrationen weisen auf eine geringe Konstanz des Abklingverhaltens der meisten Metalle auch innerhalb einer Materialklasse hin. Folglich weisen auch die Modellanpassungen eine größere Unsicherheit als bei den Salzen auf. Grundsätzlich sind die Unsicherheiten bei den Schütteleluaten höher (relativer Vergleich der Standardabweichungen) als bei den Säulenkurzeluaten bis *WF* 2 (rechnerisch) und bei den ausführlichen Säulenversuchen. Diese Unsicherheiten steigen mit zunehmenden *WF* erwartungsgemäß weiter an (das Schütteleluat bei *WF* 10 weist i. d. R. die höchsten Standardabweichungen auf). Insoweit können Umrechnungen auf andere *WF* mit z. T. größeren Fehlern behaftet sein. Dies erschwert die Beurteilung der Einbaubarkeit der in Deutschland vorliegenden Materialqualitäten anhand des auf dem Säulenkurzeluat basierenden Bewertungskonzepts und verdeutlicht die Notwendigkeit weiterer Untersuchungen repräsentativer Proben. Anhang 1 zeigt für die einzelnen Materialklassen und deren relevanten Stoffe graphische Darstellungen der Standardabweichungen der Mittelwerte der Relativkonzentrationen der einzelnen Untersuchungsmethoden und die angepassten Quellstärkefunktionen. Für RC, HMVA, HS und Böden kann die relative Lage der Mittelwerte der Relativkonzentrationen einzelner Untersuchungsmethoden zu den Mittelwerten der durch die grundlegende Charakterisierung im ausführlichen Säulenversuch statistisch vergleichsweise gut belegten Abklingkurve verglichen werden. Dabei wird deutlich, dass die Schütteleluate Chrom bei RC und Antimon bei HMVA überschätzen (Überbefund) und Kupfer bei beiden Materialklassen unterschätzen (Minderbefund), während für Sulfat und Chlorid die Konzentrationen in Schütteleluaten bei allen Materialklassen auf den statistisch gut belegten Erwartungswerten der Abklingkurve liegen. Interessant sind die Ergebnisse für Böden. Schütteleluationen führen bei Böden zu sehr hohen DOC- und Trübewerten, dagegen gehen diese in Säuleneluaten rasch auf Werte wie im In-situ Sickerwasser zurück (z. B. Weiß et al., 1997). Insbesondere bei den Stoffen Antimon, Blei und Kupfer kommt es zu den erwarteten und aus der Literatur bekannten verstärkten Mobilisierungen und damit Überbefunden in Schütteleluaten. Die wenig systematischen Abweichungen der Schütteltestergebnisse von den durch den ausführlichen Säulenversuch i. d. R. statistisch besser belegten Abklingverhalten der Metalle stellen die Anwendbarkeit des Schütteltests für eine Bestimmung von Materialwerten grundsätzlich in Frage.

Tab. 4.1.3: Materialklassenspezifische K_d -Werte und Kappawerte für Säulenversuche sowie Standardabweichungen der Mittelwerte der Relativkonzentrationen verschiedener Elutionsmethoden für relevante Metalle verschiedener MEB (graphische Auswertungen in Anhang 1). Kappawerte für relevante Metalle bei Steinkohlenkesselaschen nach TAC-Arbeitsgruppe zur EU landfill directive (TAC, 2000). Abkürzungen: n_U : Gesamtzahl untersuchter Materialproben; n_a : auswertbare Datensätze (Proben mit relevanten Überschreitungen der Bezugsmaßstäbe des betreffenden Stoffes in den Eluaten), d. Ü.: direkte Übertragung, da die Konzentrationen theoretisch unabhängig von WF sind: Stoffe die desorptionslimitiert freigesetzt werden reichern sich kaum ab und stellen über weite WF quasi konstante Konzentrationen ein. Dieses Freisetzungsverhalten kann mit Kappafunktionen nicht korrekt beschrieben werden, es werden keine Kappawerte angegeben sondern vorbehaltlich der Unsicherheiten eine direkte Übertragung empfohlen.

RC-Baustoffe ($n_u = 50$)	Chrom, ges. ($n_a=50$)	Kupfer ($n_a=50$)	Vanadium ($n_a=41$)
K_d [L/kg]	2,5	1,8	5
κ [kg/L]	0,37	0,5	d. Ü.
StAbw. der Mittelwerte der Relativkonz. ausf. Säule bei WF : 0,5; 1; 2; 3 [%]	18, 41, 53, 63	6, 14, 23, 26	6, 17, 29, 38
StAbw. der Mittelwerte der Relativkonz. Säule WF 2 (rechnerisch) [%]	53	23	29
StAbw. der Mittelwerte der Relativkonz. Schütteleluat WF 2 [%]	113	102	58
StAbw. der Mittelwerte der Relativkonz. Schütteleluat WF 10 [%]	238	415	77

Hausmüllverbrennungsaschen ($n_u = 16$)	Antimon ($n_a=16$)	Arsen ($n_a=10$)	Chrom, ges. ($n_a = 14$)	Kupfer ($n_a = 16$)	Molybdän ($n_a = 16$)	Vanadium ($n_a = 16$)
K_d [L/kg]	5	4	2,2	3,0	2	6
κ [kg/L]	d. Ü.	0,24	0,4	0,3	0,43	d. Ü.
StAbw. der Mittelwerte der Relativkonz. ausf. Säule bei WF : 0,3; 0,6; 1,2; 2,4; 3,6 [%]	4, 49, 71, 68	-	10, 26, 34, 36	6, 15, 30, 38	8, 21, 29, 34	6, 48, 80, 70
StAbw. der Mittelwerte der Relativkonz. Säule WF 2 (rechnerisch) [%]	49	-	34	30	29	80
StAbw. der Mittelwerte der Relativkonz. Schütteleluat WF 2 [%]	98	-	69	56	71	55
StAbw. der Mittelwerte der Relativkonz. Schütteleluat WF 10 [%]	93	-	67	56	91	60

SKA (TAC, 2000)	Arsen	Molybdän	Vanadium
K [kg/L]	d. Ü.	0,35	d. Ü.

Fortsetzung Tab. 4.1.3

SFA ($n_u = 5$)	Arsen ($n_a = 2$)	Cadmium ($n_a = 2$)	Chrom ($n_a = 1$)	Molybdän ($n_a = 1$)	Vanadium ($n_a = 1$)
K_d [L/kg]	5	1,3	0,12	0,15	> 8
K [kg/L]	d. Ü.	0,62	2,24	2,10	d. Ü.
StAbw. der Mittelwerte der Relativkonz. ausf. Säule bei WF: 0,1; 0,4; 0,6; 1,1; 2,0; 5,1; 6,1; 8,1; 10,0 [%]	-	-	-	-	-
StAbw. der Mittelwerte der Relativkonz. Säule WF 2 (rechnerisch) [%]	-	-	-	-	-
StAbw. der Mittelwerte der Relativkonz. Schütteleluat WF 2 [%]	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.
StAbw. der Mittelwerte der Relativkonz. Schütteleluat WF 10 [%]	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.

Hüttensande ($n_u = 2$)	Vanadium ($n_a = 2$)	SWS ($n_u = 5$)	Fluorid ($n_a = 4$)	Molybdän ($n_a = 4$)	Vanadium ($n_a = 5$)
K_d [L/kg]	5	K_d [L/kg]	5	0,8	6
K [kg/L]	d. Ü.	K [kg/L]	d. Ü.	1,00	d. Ü.
StAbw. der Mittelwerte der Relativkonz. ausf. Säule bei WF: 0,3; 0,6; 1,2; 2,3; 3,6 [%]	-	StAbw. der Mittelwerte der Relativkonz. ausf. Säule bei WF: 0,1; 0,2; 0,6; 1,0	11, 20, 22	12, 37, 42	-
StAbw. der Mittelwerte der Relativkonz. Säule WF 2 (rechnerisch) [%]	-	StAbw. der Mittelwerte der Relativkonz. Säule WF 2 (rechnerisch) [%]	k. A.	k. A.	k. A.
StAbw. der Mittelwerte der Relativkonz. Schütteleluat WF 2 [%]	-	StAbw. der Mittelwerte der Relativkonz. Schütteleluat WF 2 [%]	k. A.	k. A.	k. A.
StAbw. der Mittelwerte der Relativkonz. Schütteleluat WF 10 [%]	-	StAbw. der Mittelwerte der Relativkonz. Schütteleluat WF 10 [%]	k. A.	k. A.	k. A.

Böden ($n_u = 25$)	Blei ($n_a = 8$)	Chrom ($n_a = 2$)	Kupfer ($n_a = 20$)	Nickel ($n_a = 5$)	Zink ($n_a = 7$)
K_d [L/kg]	4	2	2	1,8	0,8
K [kg/L]	d. Ü.	0,45	0,44	0,48	0,91
StAbw. der Mittelwerte der Relativkonz. ausf. Säule bei WF: 0,1; 0,4; 1,0; 1,6; 2,2 [%]	13, 22, 36, 48	-	35, 51, 45, 45	18, 43, 53, 60	8, 18, 28, 31
StAbw. der Mittelwerte der Relativkonz. Säule WF 2 (rechnerisch) [%]	36	-	45	53	28
StAbw. der Mittelwerte der Relativkonz. Schütteleluat WF 2 [%]	248	-	117	119	112
StAbw. der Mittelwerte der Relativkonz. Schütteleluat WF 10 [%]	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.

4.2 Ableitung von Materialwerten

4.2.1 Bestimmung relevanter Parameter

Zur Identifizierung der für eine Grundwassergefahrenbeurteilung relevanten Wasserinhaltsstoffe in den Sickerwässern der verschiedenen Ersatzbaustoffe wurden statistische Kennwerte der zeitlichen Konzentrationsverläufe von Lysimetersickerwässern, wassergesättigten Säulenversuchen und verschiedenen Eluattests den Bezugswerten in Tabelle 3.2.1 gegenübergestellt.

Die verfügbaren Daten sind hinsichtlich ihrer Aussagekraft unterschiedlich zu bewerten. Die Ergebnisse für einzelne Untersuchungsmaterialien des LANUV stammen aus Lysimeteruntersuchungen und Säulenversuchen. Die Lysimeterdaten bilden dabei die Praxisverhältnisse am besten ab.

Die vom Ökoinstitut durchgeführten Zusatzuntersuchungen an verschiedenen mineralischen Ersatzbaustoffen (RC-Baustoff, Müllverbrennungsasche, Hüttensand, Bodenmaterial) geben eine gute Übersicht über die Schwankungsbreite der auftretenden Qualitäten in Säulenversuchen.

Die sonstigen im Vorhaben des Ökoinstitutes durchgeführten statistischen Auswertungen beziehen sich auf Güteüberwachungsdaten, insbesondere das Schütteleluat bei *WF* 10. Da diese Ergebnisse aus Sicht des Grundwasserschutzes nicht bewertbar sind und eine sehr hohe Varianz aufweisen, werden diese Daten insoweit nur hilfsweise herangezogen.

Aus Sicht des Grundwasserschutzes sind nur solche Stoffe relevant und wurden im Einzelnen begutachtet, welche die Bezugswerte mehr als nur kurzfristig im Säulenversuch bzw. Lysimeterversuch überschreiten. Umgekehrt werden Stoffe als nicht relevant angesehen, wenn die Bezugswerte insgesamt unterschritten werden oder z. B. nur Einzelwerte die Bezugswerte überschreiten.

Eine Übersicht über die verwendeten Daten (Analysenanzahl, Untersuchungsumfang) und die daraus abgeleiteten relevanten Parameter (einschl. der graphischen Dokumentation von Messergebnissen der Zusatzuntersuchungen und Quellstärkefunktionen) findet sich in Anhang 1.

4.2.2 Vorschläge für Materialwerte

Die Materialwerte für das Säulenkurzeluat bis *WF* 2 ergeben sich entweder direkt aus den boden- und grundwasserbezogenen Anforderungen innerhalb eines Deckschichtenszenarios (z. B. Bodenmaterial⁷) oder aus den materialspezifischen Belastungen. Im ersten Fall entsprechen sie den Einbauwerten, wohingegen sie im zweiten Fall den Charakter von Materialwerten aufweisen. Die Notwendigkeit zur Differenzierung von Wertekategorien innerhalb gleicher Materialklassen ist nur bei solchen Mineralstoffen gegeben, die eine große Streuung aufweisen und bei denen eine Trennung von verschiedenen Qualitätsstufen möglich ist. Es wurde versucht die Klassenbildung innerhalb einer Materialklasse dahingehend zu optimieren, dass möglichst große Mengen des Materials in möglichst vielen Einsatzgebieten eingebaut werden können. Diese Optimierung wird dadurch erschwert, dass mehrere relevante Inhaltsstoffe mit z. T. gegensätzlichen Eigenschaften in manchen Materialien gemeinsam vorkommen (z. B. werden hohe Sulfatgehalte in Bauweisen mit hohem Wasserdurchsatz

⁷ Bodenmaterial kann sehr unterschiedliche Belastungen aufweisen, die vorher nicht bekannt sind. Aus diesem Grund muss Bodenmaterial, bei dem wegen der Herkunft und Nutzung Belastungen nicht von vorneherein ausgeschlossen werden können, im Gegensatz zu den anderen hier behandelten Ersatzbaustoffen anlassbezogen vor Einbau untersucht werden. Die stofflichen Anforderungen an den Einbau von Bodenmaterial orientieren sich daher unmittelbar an den Einbauwerten (s. Kap. 4.3).

rasch ausgewaschen (positive Beurteilung), zugleich werden jedoch Metalle rascher in das Grundwasser transportiert (negative Beurteilung).

Die bisherige Einstufung des Parameters elektrische Leitfähigkeit (pH-Wert) hat insbesondere bei alkalisch reagierenden Materialien, die teilweise auch hohe Salzkonzentrationen aufweisen können, zu unnötigen Diskussionen geführt. Häufig waren Überschreitungen der Leitfähigkeiten mit hohen pH-Werten der Eluate verbunden. Die ursprüngliche Absicht unerwünschte Salzbelastungen über die Leitfähigkeit zu entdecken, ist gerade bei den alkalisch reagierenden Materialien in der Regel nicht möglich. Da die durch Hydroxidionen bedingte Leitfähigkeitsüberschreitung als solche unkritisch ist, wird vorgeschlagen, die Leitfähigkeit und den pH-Wert grundsätzlich nur als indikative Orientierungswerte zu verwenden. Grenzwertcharakter sollen pH-Wert und Leitfähigkeit nur noch bei den pH-neutralen bis schwach alkalischen Materialien (Bodenmaterial, Gleisschotter, tongebundener Gießereirestsand, Schmelzkammergranulat) bekommen. Bei diesen Materialien verhindert die Begrenzung einen zu hohen Anteil an mineralischen Fremdbestandteilen, die alkalisch reagieren und sulfathaltig sind, ohne dass ein schwer zu überwachender Anteil an diesen Stoffen angegeben werden muss. Die elektrische Leitfähigkeit wird entweder aus verfügbaren Daten von Säulenversuchen abgeleitet oder aus den Äquivalentleitfähigkeiten der Salze (Sulfat, Chlorid) und der Hydroxidionen ($pOH = 14 - pH$) abgeschätzt.

Die Datenlage, die für die Ableitung von Materialwerten für das Säulenkurzeluat bis *WF 2* zur Verfügung stand, ist unterschiedlich. Sofern im Verlauf der Diskussion des Verordnungsentwurfes weitere Untersuchungsergebnisse (ausführlicher Säulenversuch) zur Verfügung gestellt werden, kann eine Anpassung der Materialwerte vorgenommen werden. Die Materialwerte sind daher für das Bewertungskonzept nicht entscheidend. Sie stellen somit einen Vorschlag der Autoren dar, der sich aus den o. g. Intentionen und den bekannten Qualitäten im Säuleneluat ergibt. Entscheidend sind dagegen die Einbauwerte, die sich unmittelbar aus dem fachlichen Konzept ergeben. Wird ein Materialwert z. B. erhöht, ist bei offenen Bauweisen durch einen Vergleich mit dem materialunabhängigen Einbauwert zu prüfen, ob der Einbauwert noch unterschritten wird und sich weiterhin eine Einbaumöglichkeit ergibt (vgl. Kap. 3.1 und 4.3). Stellen sich die Qualitäten aufgrund weiterer Untersuchungen besser dar, können sich weitere Einbaumöglichkeiten ergeben.

Bodenmaterial (BM)

Unter Bodenmaterial wird Material aus Böden im Sinne von § 2 Abs. 1 BBodSchG und deren Ausgangssubstraten, jedoch ohne Mutterboden (n. § 202 BauG) verstanden. Der Anteil von Fremdbestandteilen wird nicht begrenzt. Sofern die vorgeschlagenen pH-Werte und Leitfähigkeiten im Säulenkurzeluat (Grenzwertcharakter) eingehalten werden, kann davon ausgegangen werden, dass der Anteil mineralischer Fremdbestandteile gering und unproblematisch ist (s. o.).

Schadstoffunverdächtiges natürliches Bodenmaterial kann uneingeschränkt eingebaut werden. Beim Vorliegen eines spezifischen Schadstoffverdachts sind speziell danach ausgerichtete Untersuchungen durchzuführen. Untersuchungsumfang und -verfahren (Aufschluss, Elution) richten sich nach den Vorkenntnissen und dem beabsichtigten Einsatz des Bodenmaterials. Die weiter unten angegebenen Werte für spezifische Belastungsparameter von Bodenmaterial (und Gleisschotter hinsichtlich PSM) sind diejenigen, die sich nach dem Konzept im Säuleneluat bisher bewerten lassen. Gefährdungsabschätzungen von festgestellten Belastungen dort nicht aufgeführter Parametern müssen im Einzelfall nach anderen geeigneten Kriterien vorgenommen werden.

Die aus Sicht des Bodenschutzes oder Abfallwirtschaft ggfs. bestehende Notwendigkeit zusätzlicher Untersuchungen im Feststoff wird hier nicht weiter behandelt.

Abweichend von den Vorschlägen in der TR Boden der LAGA (2004a) wird es bei technischen Bauwerken für ausreichend erachtet, wenn der TOC-Gehalt einen Wert von 2 % nicht überschreitet. Diese Abweichung trägt dem Umstand Rechnung, dass in der Praxis humoses Bodenmaterial mit leicht erhöhten Schadstoffgehalten nicht als Oberbodenmaterial und wegen der erhöhten TOC-Gehalte nicht als Schüttmaterial in technischen Bauwerken eingesetzt werden kann. Üblicherweise wird der TOC in Bodenmaterial durch pflanzliches Material mit einem hohen C/N-Verhältnis gebildet. Es ist daher anzunehmen, dass in technischen Bauwerken Gehalte von 2 % weder relevante N-Mineralisierungen noch Methangasbildungen verursachen.

Da Bodenmaterial erhöhte Feststoffbelastungen aufweisen kann, sollte der Einsatz in ungebundenen Deckschichten (orale Schadstoffaufnahme) eingeschränkt werden (betrifft vermutlich nur die Kategorien BM-2).

Bodenmaterial kann je nach Genese und anthropogener Überprägung ein weites Schadstoffspektrum und eine große Varianz der Schadstoffkonzentrationen aufweisen. Darüber hinaus wird bei Bodenmaterial – anders als bei den anderen (sekundären) Baumaterialien – eine anlassbezogene Untersuchung durchgeführt. Insoweit ist es möglich, eine differenzierte Zuordnung des einzubauenden Bodens zu den verschiedenen Einsatzgebieten vorzunehmen. Es wird daher vorgeschlagen, 4 verschiedene Wertekategorien für das Säulenkurzeluat von Bodenmaterial zu unterscheiden.

Die Ableitung von Bodenwertkategorien richtet sich für den offenen Einbau nach den Standortvoraussetzungen (3 Kategorien) und für den geschlossenen Einbau (1 Kategorie) nach den Obergrenzen der vorkommenden Belastungen.

Die in Tabelle 4.2.2.1 aufgeführten Einbauwerte (= Materialwerte) beziehen sich auf den Regeluntersuchungsumfang. Es wird darauf hingewiesen, dass nach heutigen Erkenntnissen gegenüber den LAGA-Eckpunkten teilweise andere Parameter relevant sind. Sulfat und Chlorid werden in der Regel nur in unproblematischen Konzentrationen gefunden. Aus diesem Grund sind sie für die regelmäßigen Untersuchungen nicht aufgeführt. Um relevante Anteile anderer Mineralstoffe zu erkennen, wurden die Einbauwerte für den pH-Wert und die elektrische Leitfähigkeit allerdings verändert. Durch dieses Vorgehen kann auf die Untersuchung von Chlorid und Sulfat verzichtet werden. Tabelle 4.2.2.2 enthält Anforderungen an spezifische Belastungsparameter. Die BM-0-Werte entsprechen den Bezugswerten in Tabelle 3.2.1. Die BM-1-Werte entsprechen denjenigen Grenzkonzentrationen, die auf dem Sandboden bei einer angenommenen Sickerwasserrate von 583 mm/a offen noch eingebaut werden können. Dies gilt analog für die Ableitung der BM-2-Werte auf Lehm/Schluff. Die BM-3-Werte ergeben sich einerseits aus einem erforderlichen Abstand zu den BM-2-Werten und den statistischen Auswertungen des Ökoinstituts. Wie bereits oben erwähnt gibt es für die Ableitung der BM-3-Werte keine schutzgutbezogene Basis. Bei einem Abstand eines Faktors von 2 bis 3 zu den BM 2-Werten liegt man nach der Auswertung der dem Ökoinstitut zur Verfügung gestellten Datensätze für das 10:1-Eluat deutlich über dem 90. Perzentil des ungünstigsten Datensatzes (Dehoust et al., 2007). Bei Blei und Chrom wurde eine geringerer Faktor gewählt, weil die für den offenen Einbau auf Lehm/Schluff zulässigen Werte das 90. Perzentil des Bezugsdatensatzes bereits überschreiten.

Tab. 4.2.2.1: Materialwerte im Säulenkurzeluat bis WF 2 (DIN E 19528) für den Einsatz von Bodenmaterial in technischen Bauwerken (Regeluntersuchungsumfang)

Parameter	Dim.	BM-0	BM-1	BM-2	BM-3
pH		6,5 – 9,5	6,5 – 9,5	6,5 – 9,5	5,5 – 12
Leitfähigkeit	µS/cm	350	350	350	2000
Blei	µg/L	9	175	250	300
Chrom	µg/L	7	90	200	300
Kupfer	µg/L	14	75	125	300
Nickel	µg/L	20	20	125	300
Zink	µg/L	120	120	550	1200
PAK	µg/L	0,2	3	4,5	15

Hinweis: TOC im Feststoff bei BM-0 bis BM-2 maximal 2 Masse %

Tab. 4.2.2.2: Materialwerte im Säulenkurzeluat bis WF 2 (DIN E 19528) für spezifische Belastungsparameter beim Einbau von Bodematerial in technischen Bauwerken

Parameter	Dim.	BM-0	BM-1	BM-2	BM-3
Anorganische Stoffe					
Antimon	µg/L	5	5	5	15
Arsen	µg/L	10	10	10	30
Cadmium	µg/L	2,5	2,5	5	15
Molybdän	µg/L	35	35	35	105
Vanadium	µg/L	10	25	190	300
Organische Stoffe					
MKW	µg/L	100	100	100	300
BTEX	µg/L	20	20	20	60
LHKW	µg/L	20	20	20	60
Phenol	µg/L	8	2000	2000	2000
PCB, gesamt	µg/L	0,01	0,01	0,01	0,03
Chlorphenole, ges.	µg/L	1	25	30	80
Chlorbenzole, ges.	µg/L	1	1	1	4
Hexachlorbenzol	µg/L	0,01	0,01	0,01	0,03

Bei der Verfüllung von Sand- und Kiesabgrabungen mit Bodenmaterial (Tab. 4.2.2.3 und 4.2.2.4) wird dauerhaft Material in die Bodensphäre oder Geosphäre eingebracht. Insoweit sind im Vergleich zum Einbau von Bodenmaterial in technischen Bauwerken strengere Anforderungen zu stellen (Kap. 3.4.3 und 3.6). Grundsätzlich können auch bei Verfüllungen von Sand und Kiesabgrabungen Rückhaltevorgänge einbezogen und ebenfalls die beiden Standard-Bodenszenarien (Sand bzw. Lehm/Schluff) verwendet werden. Um eine nachhaltigere Rückhaltung als bei technischen Bauwerken sicherzustellen, wird ein längerer Beurteilungszeitraum von 500 Jahren zugrunde gelegt (Kap. 3.6).

Tab 4.2.2.3. Materialwerte im Säulenkurzeluat bis WF 2 (DIN E 19528) für die Verfüllung von Kies-/Sandabgrabungen und den Einsatz von Bodenmaterial im Landschaftsbau (Regeluntersuchungsumfang)

Mineralstoff: Bodenmaterial							
Verfüllung von Abgrabungen Landschaftsbau		Eigenschaft der Grundwasserdeckschicht außerhalb von Wasserschutzgebieten			innerhalb von Wasserschutzgebieten		
		ungünstig (BM 0)	Sand S (BM-0/1)	Günstig Lehm/Schluff L/U (BM-1/2)	WSG I-III A HSG I-III	Wasservor- rangan- gebiete Karst	WSG III B ¹⁾ HSG IV (BM-0/1)
Parameter	Dimension	1	2	3	4	5	6
pH		6,5 – 9,5	6,5 – 9,5	6,5 – 9,5	Verfüllung nicht zugelassen		6,5 – 9,5
Leitfähigkeit	µS/cm	350	350	350			350
Arsen	µg/L	10	10	10			10
Blei	µg/L	9	120	190			120
Cadmium	µg/L	2,5	2,5	3,5			2,5
Chrom	µg/L	7	65	150			65
Kupfer	µg/L	14	50	90			50
Nickel	µg/L	20	20	90			20
Zink	µg/L	120	120	420			120
PAK	µg/L	0,2	1	2,5			1

Hinweis: Nach den Technischen Regeln Boden (LAGA, 2004a) sind zusätzlich TOC-Gehalte und Schadstoffgehalte im Feststoff einzuhalten. Darüber hinaus ist der Verfüllkörper durch 2 m mächtigen unbelasteten Boden zu überdecken.

Der Regeluntersuchungsumfang ist wegen der besonderen Empfindlichkeit des bodenähnlichen Einsatzgebietes geringfügig größer als bei technischen Bauwerken.

Tab 4.2.2.4: Materialwerte im Säulenkurzeluat bis WF 2 (DIN E 19528) für die Verfüllung von Kies-/Sandabgrabungen und den Einsatz von Bodenmaterial im Landschaftsbau (spezifische Belastungsparameter)

Mineralstoff: Bodenmaterial							
Verfüllung von Abgrabungen Landschaftsbau		Eigenschaft der Grundwasserdeckschicht außerhalb von Wasserschutzgebieten			innerhalb von Wasserschutzgebieten		
		Ungünstig	Sand S	Günstig Lehm/Schluff L/U	WSG I-III A HSG I-III	Wasservor- rangan- gebiete Karst	WSG III B ¹⁾ HSG IV
Parameter	Dimension	1	2	3	4	5	6
Antimon	µg/L	5	5	5	Verfüllung nicht zugelassen		5
Molybdän	µg/L	35	35	35			35
Vanadium	µg/L	10	12	120			12
MKW	µg/L	100	100	100			100
BTEX	µg/L	20	20	20			20
LHKW	µg/L	20	20	20			20
Phenol	µg/L	8	2000	2000			2000
PCB, gesamt	µg/L	0,01	0,01	0,01			0,01
Chlorphenole, ges.	µg/L	1	12	14			12
Chlorbenzole, ges.	µg/L	1	1	1			1
Hexachlorbenzol	µg/L	0,01	0,01	0,01			0,01

Gleisschotter

Gleisschotter (Basalt, Grauwacke etc.) weist im ursprünglichen Zustand eine Korngröße zwischen 22 und 63 mm auf. Durch Abrieb, Humusbildung etc. nimmt im Verlauf der Zeit der Feinkornanteil zu, mit der Folge, dass Niederschlagswasser nicht mehr schnell genug vom Gleisbett abgeführt werden kann. Dieser gealterte Schotter (0 - 63 mm) wird daher regelmäßig durch frischen Gleisschotter ersetzt. Dieser kann auch durch Aufbereitung des Altschotters gewonnen werden. Eine Belastung dieser Grobfraction ist nicht zu erwarten. Insoweit besteht keine Notwendigkeit einer medienbezogenen Beurteilung. Der Altschotter (0 - 63 mm) bzw. der abgetrennte Siebrückstand (0 - 22 mm) kann im Gleiskörper aus technischen Gründen nicht mehr eingesetzt werden. Ob und inwieweit ein Einsatz z. B. im Straßenbau möglich ist, muss näher betrachtet werden. Von der Herkunft und der Mineralogie kann Altschotter als Bodenmaterial angesehen und entsprechend bewertet werden. Um der besonderen Belastungssituation von Gleisanlagen Rechnung zu tragen, müssen allerdings teilweise andere Parameter betrachtet werden. Aus dem Betrieb des Fahrwegs werden Schwermetalle aus Abrieb (Schienen, Räder, Bremsen, Fahrleitungen), Mineralölkohlenwasserstoffe (Schmiermittel-Verluste, Weichen- und Spurkranzschmierung), polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK - aus Tränkmitteln für Holzschwellen) und Herbizide in den Gleiskörper eingetragen, welche sich vorrangig in der entstandenen Feinfraktion (< 22 mm) anreichern.

Für die Beurteilung der Einbaumöglichkeiten von Altschotter bzw. dessen Siebrückstands sind MKW, PAK, und Herbizide sowie die Metalle Cadmium, Chrom, Kupfer, Molybdän, Nickel, Vanadium und Zink zu betrachten. Nach frdl. Mitteilung der Deutschen Bahn AG (Frau Henrici) sind bei den Herbiziden die Alt-Wirkstoffe Atrazin, Simazin, Diuron und Dimefuron relevant. Heute kommen Glyphosat, Flumioxazin und seit 2006 in geringem Umfang Flazasulfuron zum Einsatz. Das Abbauprodukt des Glyphosats AMPA wird ebenfalls für relevant erachtet. Die von der DB AG durchgeführten Eluatuntersuchungen (Schüttteleuat bei WF 10) zeigen bei den für relevant erachteten Parameter 90. Perzentilwerte, die über den Bezugswerten liegen. Da nicht bekannt ist, ob die Ergebnisse die Problematik unterschätzen, wird noch vorgeschlagen das Bromacil in den Untersuchungsumfang aufzunehmen. Bromacil wurde in NRW häufig im Umfeld von Bahnanlagen im Grundwasser gefunden.

Für Altschotter und den Siebrückstand sind Ergebnisse des Säulenkurzeluats vom Feinanteil 0 bis 22 mm beurteilungsrelevant. Es wird davon ausgegangen, dass die Belastungen der organischen Parameter einbaulimitierend sind. Die aufgeführten Metalle werden in metallischer Bindung in den Gleiskörper eingetragen und sind vermutlich nur gering wasserverfügbar. Beim Vorliegen entsprechender Erfahrungen (Säulenversuchsergebnisse) könnte der Untersuchungsumfang reduziert werden.

Für die Beurteilung der Analysen wird vorgeschlagen, wie bei Bodenmaterial Einbau bezogene Wertekategorien zu bilden (Tab. 4.2.2.5).

Tab. 4.2.2.5: Materialwerte im Säulenkurzeluat bis WF 2 (DIN E 19528) für den Einsatz von Gleis-
schotter in technischen Bauwerken (Regeluntersuchungsumfang).

Parameter	Dim.	GS-0	GS-1	GS-2	GS-3
pH		6,5 – 9,5	6,5 – 9,5	6,5 – 9,5	5,5 – 12
Leitfähigkeit	µS/cm	350	350	350	1000
Cadmium	µg/L	2,5	2,5	5	15
Chrom	µg/L	7	90	200	300
Kupfer	µg/L	14	75	125	300
Molybdän	µg/L	35	35	35	105
Nickel	µg/L	20	20	125	300
Vanadium	µg/L	10	25	190	300
Atrazin	µg/L	0,1	0,3	0,4	1,1
Bromacil	µg/L	0,1	0,2	0,2	0,6
Diuron	µg/L	0,05	0,1	0,1	0,3
Glyphosat	µg/L	0,1	0,4	0,5	1,5
Simazin	µg/L	0,1	0,4	0,8	2,4
Sonstige Herbizide, Abbauprodukte¹⁾	µg/L	0,1	0,2	0,2	0,6
MKW	µg/L	100	100	100	300
PAK	µg/L	0,2	3	4,5	15

1) Dimefuron, Flumioxazin, Flazasulfuron, AMPA

Recycling-Baustoff (RC)

RC-Baustoff wird in der Regel aus verschiedenen Quellen in einer Aufbereitungsanlage aufbereitet und das Produkt im Haufwerk in größeren Abständen überwacht. Es ist daher davon auszugehen, dass die Lieferqualitäten über eine weite Konzentrationsspanne schwanken. Analog der LAGA-Eckpunkte werden drei RC-Qualitäten (RC-1, RC-2 und RC-3) unterschieden (Tab. 4.2.2.7). Der uneingeschränkte Einbau ist aufgrund der vorkommenden Qualitäten des RC-Baustoffs nicht möglich. Die Werte für die offen einbaubaren RC-Baustoffe RC-1 und RC-2 orientieren sich daher an den Grenzkonzentrationen für den Einbau auf Sand- bzw. Lehm-/Schluffböden. Ergänzend werden für die Klassenbildung die statistische Verteilung der Ergebnisse der Zusatzuntersuchungen (Dehoust et al., 2007) herangezogen (Abb. 4.2.2.1, Tab. 4.2.2.6 und Anhang 1).

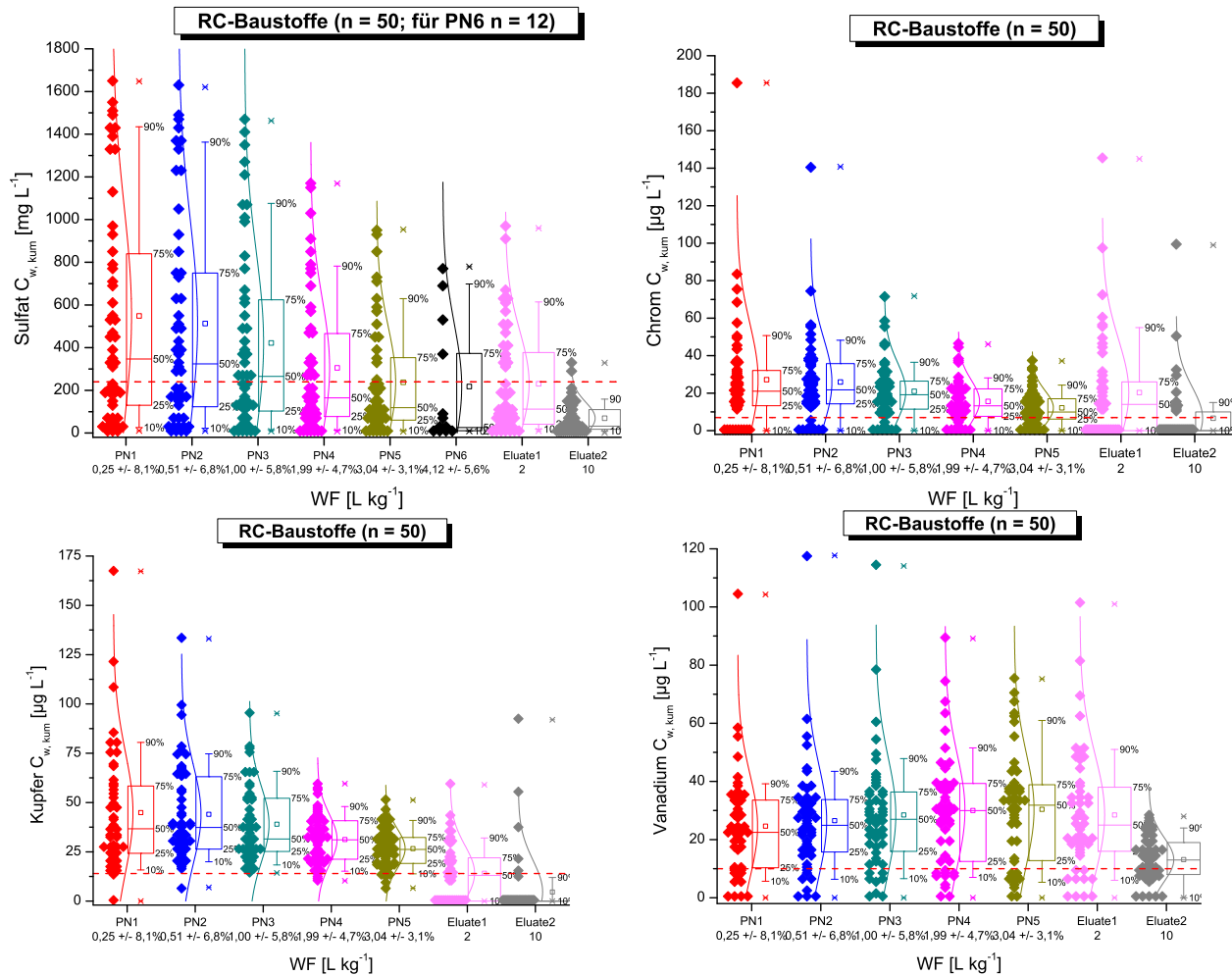


Abb. 4.2.2.1 Konzentrationen ausgewählter relevanter Parameter in Säuleneluaten bei verschiedenen WF (PN1 bis PN5, in äquidistanter Darstellung) sowie in Schütteluaten bei WF 2 (Eluate 1) und 10 (Eluate 2) von 50 RC-Baustoff-Proben: Jeweils rechts neben der Verteilung der Einzelergebnisse sind die statistischen Kennwerte als Box-Plot-Darstellung eingetragen. In Anhang 1 finden sich Darstellungen zu weiteren Parametern und MEB.

Es wird angestrebt, dass die abzuleitenden Materialwerte einem möglichst hohen Perzentilwert dieses Datensatzes entsprechen und das 50. Perzentil nicht unterschreiten. Hierdurch soll sichergestellt werden, dass die überwiegende Mehrheit der anfallenden Qualitäten in möglichst vielen Einsatzgebieten eingebaut werden kann.

Nach den Modellierungen sind – je nach Einsatzgebiet - entweder Sulfat oder die PAK und Vanadium (RC-1 Einbau auf Sand) limitierend. Bei Chrom und Kupfer liegen die aus Sicht des Grundwasser- und Bodenschutzes zulässigen Konzentrationen häufig über denen, die der Mineralstoff aufweist.

Tab. 4.2.2.6: Statistische Kennwerte für das Säulenkurzeluat bis WF 2 (DIN E 19528, Datensatz Zusatzuntersuchungen, Dehoust et al., 2007)

Parameter	Dim	50. P	75. P	90. P	Max
Sulfat	mg/L	180	470	780	1200
Chrom	µg/L	15	25	30	50
Kupfer	µg/L	33	39	48	60
Vanadium	µg/L	30	40	51	90
PAK	µg/L	2	3	4,5	36

Die Materialwerte für RC-3 ergeben sich wie bei Bodenmaterial durch Multiplikation der RC-2-Werte mit dem Faktor 2 bis 3. Es ergeben sich Materialwerte, die nach den Zusatzuntersuchungen mit Ausnahme eines Ausreißers bei den PAK einhaltbar sind.

Tab. 4.2.2.7: Materialwerte im Säulenkurzeluat bis WF 2 (DIN E 19528) für den Einsatz von RC-Baustoff in technischen Bauwerken

Parameter	Dim	RC-1	RC-2	RC-3
pH		7-12,5	7-12,5	7-12,5
Leitfähigkeit	µS/cm	2000	2500	10000
Sulfat	mg/L	200	350 ¹⁾	1400
Chrom	µg/L	50	60	100
Kupfer	µg/L	40	70	100
Vanadium	µg/L	30	50	100
PAK	µg/L	3	4,5 ¹⁾	15

1) in bestimmten Bauweisen Überschreitungen zulässig (s. Einbautabellen Anhang 3)

Hochofenstückschlacke (HOS)

HOS enthält reduzierte Schwefelverbindungen, die bei Zutritt von Luftsauerstoff bis zum Sulfat oxidiert werden können. Anfänglich liegt in der HOS Sulfat neben Thiosulfat in relevanten Konzentrationen vor. Thiosulfat wird schnell abgereichert, während Sulfat ein langsames Abklingverhalten aufweist und durch Thiosulfatoxidation nachgeliefert werden kann. Bei der Oxidation werden Protonen freigesetzt, die eine Versauerung der Schlacke und eine verstärkte Freisetzung einer Reihe von Metallen in hohen Konzentrationen bewirken können. Diese Vorgänge wurden bei den Lysimeteruntersuchungen des LANUV beobachtet. Ob eine Versauerung im Straßenbau erfolgt, hängt von der Durchlüftung der HOS ab. Unter Einbaubedingungen, bei denen HOS i. d. R. stärker verdichtet ist, kann der Sauerstoffzutritt gehemmt sein. Bei Untersuchungen in einer als Lysimeter ausgebauten Straße aus HOS wurden keine niedrigen pH-Werte im Lysimeterablauf beobachtet (frdl. Mitt. Dr. Motz, FEhS). Die während der sauren Elutionsphase durch das LANUV festgestellten Schwermetallkonzentrationen können durch keinen praktikablen Laborversuch nachgebildet werden.

In der sich an die saure Elutionsphase im Lysimeterversuch des LANUV anschließenden neutralen Phase sind dann noch Nickel und eingeschränkt Selen und Vanadium in erhöhten Konzentrationen aufgetreten. Im Säulenversuch sind diese Parameter nicht auffällig, da dort stark alkalische Elutionsbedingungen herrschen. Auch dies spricht gegen eine regelmäßige Güteüberwachung.

Es wird daher vorgeschlagen neben pH und Leitfähigkeit nur Gesamtschwefel regelmäßig zu überwachen. In den LAGA-Eckpunkten werden zwei Klassen unterschieden und der Gesamtschwefel (Summe des Sulfat-S und Thiosulfat-S) als Sulfat umgerechnet. Nach Mitteilung der FEhS wurde die Unterteilung der HOS in zwei Materialklassen vorgenommen, um hohe Werte eines Werkes von den besseren häufiger vorkommenden Qualitäten zu trennen. Ursache sind die eingesetzten Erze. Durch die globale Neuordnung des Eisen- und Stahlmarktes werden heute die Erzrohstoffe zentral eingekauft, so dass erzbedingte Qualitätsun-

terschiede der Schlacke nur schwer vorhergesagt werden können. Die Schlackenqualität entwickelt sich daher tendenziell zur schlechteren Qualität. Die in den LAGA-Eckpunkten angegebenen Werte von 300 und 800 mg/L (Gesamtsulfat) wurden über die Quellstärkefunktion mit dem spezifischen Abklingkoeffizienten für Sulfat in HOS (siehe Anhang 1) in die korrespondierende Konzentration für das Säulenkurzeluat umgerechnet (Tab. 4.2.2.8). Dieses Vorgehen erscheint wegen der bei Salzen in der Regel gut belegten Quellstärkefunktionen gerechtfertigt.

Tab. 4.2.2.8: Materialwerte im Säulenkurzeluat bis WF 2 (DIN E 19528) für den Einsatz von HOS in technischen Bauwerken. Die Säulenversuchswerte für Gesamtschwefel wurden über die Quellstärkefunktion aus den 10:1-Werten der LAGA-Eckpunkte abgeleitet (κ -Werte s. Tab. 4.1.2).

Parameter	Dim.	HOS-1		HOS-2	
		10:1	2:1-Säule berechnet	10:1	2:1-Säule berechnet
pH-Wert	-	9 - 12	9 - 12	9 - 12	9 - 12
Elektr. Leitf.	$\mu\text{S/cm}$	1500	5000	1500	7000
Gesamtschwefel als Sulfat	mg/L	300	900	800	2500

Die hohen Sulfatkonzentrationen von HOS führen nach dem Ableitungskonzept i. d. R. bereits zu einer Beschränkung der Einsatzmöglichkeiten von HOS 1 und HOS 2 auf geschlossene oder gering wasserdurchlässige Einbauweisen. Im Falle dünner Schichten (ungebundene Deckschicht) und bei kleinräumig begrenztem Sulfatreservoir (so genannte Zwickelfälle, Einbauweisen unter gebundenen Deckschichten vgl. Tab. 3.6.1 und Anmerkung 1 zu Tab. 3.6.1) wird ein Einbau außerhalb von Wasserschutzgebieten dann für zulässig gehalten, wenn günstige Deckschichteneigenschaften vorliegen (vgl. Einbautabellen in Anhang 2). Diese sind notwendig um die, in den genannten Studien nachgewiesenen, potentiellen Metallausträge zurückzuhalten.

Hüttensand (HS)

Hüttensand als granuliert Variante der Hochofenstüchschlacke weist insgesamt ein günstiges Elutionsverhalten auf. Dies betrifft auch das Sulfat. Die Sulfatkonzentrationen im Säulenkurzeluat bis WF 2 liegen bei 200 mg/L (s. Anhang 1). Dies entspricht einer rechnerischen 10:1-Konzentration von ca. 50 mg/L, die nach der Datenzusammenstellung des Ökoinstitutes in der Regel einhaltbar ist. Bei den Metallen kommt nur das Vanadium in leicht erhöhten Konzentrationen vor. Das Freisetzungsverhalten des Vanadiums wird sowohl durch eine Abreicherung als auch durch die pH-Wert-Veränderung geprägt. Im anfänglich schwach alkalischen Bereich wird dabei etwas mehr Vanadium freigesetzt als im sich anschließenden stärker alkalischen Bereich. Die Säuleneluat-Konzentrationen bilden das Freisetzungsverhalten des Vanadiums gut ab. Als einzuhaltender Wert wird 30 $\mu\text{g/L}$ vorgeschlagen. Obwohl nur wenige Untersuchungen vorliegen, wird bei den vergleichsweise einheitlichen Produktionsbedingungen davon ausgegangen, dass der in den Hüttenwerken anfallende Hüttensand die vorgeschlagenen Materialwerte einhalten kann (Tab. 4.2.2.9).

Tab. 4.2.2.9: Materialwerte im Säulenkurzeluat bis WF 2 (DIN E 19528) für den Einsatz von HS in technischen Bauwerken

Parameter	Dim.	HS
pH-Wert	-	9–12
Elektr. Leitf.	$\mu\text{S/cm}$	1000
Sulfat	mg/L	200
Vanadium	$\mu\text{g/L}$	30

Stahlwerksschlacke (SWS) aus der Erzeugung von Massen- und Qualitätsstählen (LD-Schlacken LDS und Elektroofenschlacken EOS)

Nach den LAGA-Eckpunkten (LAGA, 2004b) wurden die Parameter Fluorid, Chrom und Vanadium bewertet. Zur Differenzierung von Einbaumöglichkeiten wurden dort 3 Wertekategorien aufgestellt. Im Rahmen dieses Vorhabens standen Untersuchungsergebnisse von Alstetter & Rude (2004), die insbesondere Chrom, Molybdän und Vanadium bearbeitet haben und 5 feinkörnige Stahlwerksschlacken (< 4 mm) der LeachXS-Datenbank des ECN (frdl. Überlassung der anonymisierten Daten durch Dr. H. v. d. Slood, Energy research Centre of the Netherlands) zur Verfügung. Nach Auswertung und Prüfung der zu vielen Stoffen vorliegenden LeachXS-Daten sind die Parameter Fluorid, Molybdän und Vanadium näher zu betrachten. Das bisher für relevant erachtete Chrom ist eher unauffällig. Es zeigt anfänglich erhöhte Konzentrationen, die bei einem WF von 2 in der Regel die Bezugswerte einhalten. Die Anfangskonzentrationen der übrigen genannten Parameter (90. Perzentil) liegen bei 3 mg/L Fluorid, 3600 µg/L Molybdän und 670 µg/L Vanadium. Mit Ausnahme von Fluorid und Vanadium zeigen die Stoffe ein ausgeprägtes Abklingverhalten mit zunehmendem Wasser-Feststoffverhältnis. Dies erklärt warum sich im Schütteleluat bei WF 10 die hohen Anfangskonzentrationen in der Regel nicht mehr nachweisen lassen. Die kumulierten Konzentrationen bei WF 2 liegen jedoch noch sehr deutlich über den Bezugswerten. Nach den statistischen Kennwerten der FEhS für das Schütteleluat bei WF 10 weist Molybdän Konzentrationen auf, die im Bereich der Bezugswerte liegen (Dehoust et al., 2007). Vanadium und Fluorid erreichen dagegen Werte deutlich oberhalb dieser Werte. Dies hängt damit zusammen, dass beide Parameter kein signifikantes Abklingverhalten aufweisen und sich infolge der geringeren Verdünnung auch bei WF 10 noch erhöhte Konzentrationen einstellen können.

Die auf den LeachXS-Daten basierenden Ergebnisse zu Chrom, Molybdän und Vanadium werden grundsätzlich auch durch die Arbeit von Alstetter & Rude (2004) bestätigt. Molybdän und Vanadium treten ebenfalls in erhöhten Konzentrationen auf, insbesondere bei niedrigen WF. Da Alstetter & Rude keine Säulenversuche durchgeführt haben, sind die Ergebnisse nicht unmittelbar vergleichbar. Es deutet sich allerdings an, dass die von Alstetter & Rude untersuchten Proben ein geringeres Belastungsniveau aufweisen als die „LeachXS-Schlacken“. Untersuchungen in Säulenversuchen der FEhS bestätigen die Säulenversuchsergebnisse zur Relevanz und zur Auslaugdynamik der Metalle. Speziell zum Molybdän scheint es jedoch verschiedene Freisetzungsmuster zu geben. Die Untersuchungen bestätigen einerseits die niederländischen Ergebnisse, zum anderen liegen jedoch die Anfangskonzentrationen deutlich niedriger und die Quellstärke klingt weniger deutlich ab. Aus diesem Grund erscheint es sinnvoll, drei verschiedene Materialqualitäten zu definieren und zu bewerten. Um sicherzustellen, dass Stahlwerksschlacke mit unproblematischen Molybdän- und Vanadiumkonzentrationen offen verwertet werden kann, wird eine Qualität SWS-1 mit entsprechend niedrigen Materialwerten definiert. Die Materialwerte für SWS-2 und 3 werden hilfsweise auf der Basis der statistischen Kennwerte der FEhS (Mittelwerte und Maximalwerte) und der aus den LeachXS abgeleiteten Quellstärkenfunktionen (s. Anhang 1) in die beurteilungsrelevanten Säuleneluatkonzentrationen bei WF 2 umgerechnet (Tab. 4.2.2.10). Zur Absicherung der vorgeschlagenen Werte wären ergänzende Säulenkurztests mit repräsentativen Proben aus deutschen Stahlwerken sinnvoll.

Tab. 4.2.2.10: Materialwerte im Säulenkurzeluat bis WF 2 (DIN E 19528) für den Einsatz von SWS in technischen Bauwerke

Parameter	Dim.	SWS-1	SWS-2	SWS-3
pH-Wert	-	10 -13	10-13	10-13
Elektr. Leitf.	µS/cm	10000	10000	10000
Fluorid	mg/L	0,75	0,75	4
Molybdän	µg/L	35	70	230
Vanadium	µg/L	25	100	800

Gießereikupolofenschlacke (GKOS)

Nach den LAGA-Eckpunkten sind bei Gießereikupolofenschlacken Chrom und Nickel relevant. Dies wird auch durch die Datenzusammenstellung des Ökoinstitutes (Dehoust et al., 2007) bestätigt. Ob diese jedoch aus heutiger Sicht tatsächlich die beurteilungsrelevanten Stoffe darstellen, ist zu bezweifeln. Vermutlich sind eher Molybdän und Vanadium ausschlaggebend, für die allerdings auch keine 10:1-Daten vorliegen. Auf Grundlage der vorliegenden Daten kann der Einsatz in offenen Bauweisen nicht beurteilt werden. Wegen der relativ großen Ähnlichkeit der GKOS zu SWS wird vorgeschlagen, GKOS analog SWS zu untersuchen und zu bewerten (Tab. 4.1.2.10).

Gießereirestsand (GRS)

Unter Gießereirestsand wird abgegossener Kern- und Formsand oder deren Gemisch verstanden. Formsande sind in der Regel bentonitgebunden und enthalten Glanzkohlenstoffbildner. Kernsande sind meist harzgebunden. Im Rahmen des BMBF-Förderschwerpunktes hat das LANUV einen bentonitgebundenen und einen harzgebundenen Restsand untersucht.

Harzgebundener Gießereirestsand weist sehr schlechte Elutionseigenschaften auf. Im Lysimeterablauf des harzgebundenen Restsands wurden sehr hohe DOC-Konzentrationen festgestellt, die auf Bestandteile von Phenol- und Furanharzen sowie andere organische Hilfsstoffe der Härtersubstanzen zurückzuführen sind. Gleichzeitig führt die Auswaschung von z. B. Paratoluolsulfonsäure zu sehr niedrigen pH-Werten und damit verbunden zur massiven Schwermetallfreisetzung. Dies war grundsätzlich bekannt. In der LAGA Mitteilung 20 (LAGA, 1997) hat man versucht den Anteil der harzgebundenen Sande (überwiegend Kernsande) am Restsandgemisch über den pH-Wert (min. 5,5) zu minimieren. Wegen der festgestellten ungünstigen Befunde sollte harzgebundener Gießereirestsand nicht für einen Einbau zugelassen werden.

Tongebundener Gießereirestsand kann nach den vorliegenden Erkenntnissen in vielen Einsatzgebieten eingesetzt werden. Der vom LANUV untersuchte tongebundene Gießereirestsand aus einer Stahlgießerei weist eine vergleichsweise gute Qualität auf. Nach den Lysimeterergebnissen sind nur Chrom und Molybdän in etwas erhöhten Konzentrationen zu finden. Die Bedeutung der bisher im Feststoff bewerteten PAK, die Gehalte bis 20 mg/kg aufweisen können, ist überschätzt worden. Dies wird darauf zurückgeführt, dass der abgegossene Glanzkohlenstoffbildner gute Sorptionseigenschaften aufweist und PAK bei den hier gefundenen TOC-Gehalten von 1,5 – 2% nur in sehr geringen Konzentrationen freigesetzt werden. Der vom LANUV untersuchte tongebundene Gießereirestsand wies im Lysimeterablauf nur sehr geringe Konzentrationen auf (1/20 des Bezugswertes, detaillierte Beschreibung der Ergebnisse für Gießereisande in Susset & Leuchs, 2008)).

Zur materialspezifischen Festlegung von Güteüberwachungswerten fehlen bewertbare Daten. Hinzu kommt, dass je nach Art des Gießverfahrens und des Gusswerkstücks verschiedene Legierungsstoffe relevant sein können. Als Standarduntersuchungsumfang werden pH, Lf und DOC sowie Cr, Ni, Mo, V und PAK vorgeschlagen. DOC, pH und Lf dienen dazu, problematische harzgebundene Gießereirestsande auszuschließen. Chrom, Ni, Mo und V sind häufig Bestandteil von Stählen; Chrom wird darüber hinaus über Chromitsande zugeführt. Da PAK im Formsand in höheren Gehalten auftreten können, sollten diese ebenfalls regelmäßig im Eluat kontrolliert werden, ob sie wasserverfügbar sind.

Sofern in den Gießereien weitere Legierungselemente eingesetzt werden, sollten diese im Rahmen des Eignungsnachweises gemessen werden. Bei Überschreitung der BM 0-Werte, wird eine regelmäßige Güteüberwachung empfohlen. Die Bewertung der Metalle/Legierungselemente sowie der PAK erfolgt analog Bodenmaterial.

Tab. 4.2.2.11: Materialwerte im Säulenkurzeluat bis WF 2 (DIN E 19528) für den Einsatz von tongebundenem Gießereirestsand GRS_{ton} in technischen Bauwerken (Regeluntersuchungsumfang). Untersuchung ergänzender Parameter ggf. erforderlich (Bewertung analog Tab. 4.2.2.1 bzw. 4.2.2.2)

Parameter	.	GRS_{ton-0}	GRS_{ton-1}	GRS_{ton-2}	GRS_{ton-3}
pH	-	6,5 – 9,5	6,5 – 9,5	6,5 – 9,5	5,5 – 12
Leitfähigkeit	$\mu S/cm$	350	350	350	2000
Chrom	$\mu g/L$	7	90	200	300
Molybdän	$\mu g/L$	35	35	35	105
Nickel	$\mu g/L$	20	20	125	300
Vanadium	$\mu g/L$	10	25	190	300
PAK ₁₅	$\mu g/L$	0,2	3	4,5	15
DOC	mg/L	30	30	30	30

Schmelzkammergranulat aus der Schmelzfeuerung von Steinkohle (SKG)

Schmelzkammergranulat wird im Winterdienst als Abstumpfungsmittel ohne Anwendungsbeschränkungen eingesetzt. Entsprechend erfolgte eine Einstufung der LAGA (1997) als Z0-Baustoff. Die vom Ökoinstitut zusammengestellten Eluatdaten bestätigen diese Einstufung im Wesentlichen. Einzelne erhöhte Werte sind durch fehlerhafte Analysendaten bzw. zu hohe Bestimmungsgrenzen verursacht. Sofern man eine Güteüberwachung vorsehen will, genügt die Analyse von pH-Wert und Leitfähigkeit. Nach den vorliegenden Daten können die in den LAGA-Eckpunkten definierten Materialwerte auch für das Säulenkurzeluat übernommen werden (pH: 6 - 9, elektr. Leitfähigkeit: 200 $\mu S/cm$).

Kesselasche aus der Steinkohlenfeuerung (SKA)

Für Steinkohlen-Kesselasche SKA liegen in der LeachXS-Datenbank (frdl. Überlassung der Daten durch Dr. H. v. d. Sloot, Energy research Center of the Netherlands) und dem Ökoinstitut ausschließlich 10:1-Daten vor. Bisher wurden Sulfat, Arsen und Quecksilber für beurteilungsrelevant gehalten. Nach den nunmehr vorliegenden Erkenntnissen sind dies Sulfat, Molybdän und Vanadium. Die TAC-Arbeitsgruppe, die die Kriterien für die Annahme von Abfällen auf Abfalldeponien (c_0 -, 2:1- und 10:1-Werte) für die ENTSCHEIDUNG DES RATES vom 19. Dezember 2002 vorbereitet hat, hat eine Quellstärkenfunktionen (Kappa-Werten) von Kesselasche (als Modellsubstanz) angenommen (TAC, 2000, Tabelle 4.1.3). Legt man hilfsweise diese hier zugrunde, ergeben sich aus den statistischen Kennwerten (80. Perzentil, Datensatz des VGB) für das Eluat bei WF 10 für Sulfat, Arsen, Molybdän und Vanadium einsatzlimitierende Werte im Säulenkurzeluat bis WF 2. Zur Absicherung der vorgeschlagenen Werte wären ergänzende Säulenkurztests repräsentativer Proben aus deutschen Kraftwerken sinnvoll.

Tab. 4.2.2.12: Materialwerte im Säulenkurzeluat bis WF 2 (DIN E 19528) für den Einsatz von SKA in technischen Bauwerken, berechnet aus Eluatwerten bei WF 10 (Sulfat, Arsen, Molybdän und Vanadium) mit κ -Werte des TAC (2000, s. Tab. 4.1.2 und 4.1.3)

Parameter	Dim.	SKA	
		10:1 (80. P. VGB)	Säulenkurzeluat berechnet
pH-Wert	-	10-12	10-12
Leitfähigkeit	$\mu\text{S}/\text{cm}$	1000	2000
Sulfat	mg/L	120	520 gerundet 500
Arsen	$\mu\text{g}/\text{L}$	25	26 gerundet 25
Molybdän	$\mu\text{g}/\text{L}$	30	78 gerundet 80
Vanadium	$\mu\text{g}/\text{L}$	65	65

Steinkohlenflugasche aus der Trocken- und Schmelzfeuerung (SFA)

Für Steinkohlenflugasche liegen in der LeachXS-Datenbank (frdl. Überlassung der Daten durch Dr. H. v. d. Sloot, Energy research Centre of the Netherlands) Säulenversuchsdaten sowie 10:1-Daten aus der laufenden Güteüberwachung (Dehoust et al., 2007) vor. Steinkohlenflugaschen waren wegen der hohen Auslaugung von Sulfat sowie Arsen, Cadmium und Chrom nach der LAGA Mitteilung 20 (LAGA, 1997) Z2*-Baustoff, also nur eingeschränkt in der Einbauklasse 2 einsetzbar. Als Güteüberwachungsparameter war neben pH-Wert und Leitfähigkeit noch Chlorid aufgeführt. Die schlechte Einstufung wird durch die vorliegende Untersuchung bestätigt. Als problematisch stellen sich allerdings noch weitere Parameter (z. B. Molybdän, Vanadium, vgl. Anhang 1) heraus. Für den offenen Einbau wären noch ggfs. Chlorid und Kupfer problematisch. Da der offene Einbau nach dem Bewertungsansatz zu einer unzulässigen Boden- und Grundwasserverunreinigung⁸ führen könnte, werden diese Parameter nicht weiter betrachtet (vgl. Kap. 4.3). Bei den Parametern Sulfat, Arsen, Cadmium und Chrom wurde auf Basis der Zuordnungswerte aus den LAGA-Eckpunkten mittels der material- und stoffspezifischen Abklingkoeffizienten der Quellstärkefunktion (Anpassung an Säulenversuchsdaten der LeachXS-Datenbank, s. Anhang 1 und Tabelle 4.1.3) ein Materialwert für das Säulenkurzeluat abgeleitet. Die Materialwerte für Molybdän und Vanadium wurden aus den Säulenversuchsdaten der LeachXS-Datenbank abgeleitet. Wie auch bei Steinkohlenkesselaschen wären zur Absicherung der vorgeschlagenen Werte ergänzende Säulenkurztests repräsentativer Proben aus deutschen Kraftwerken sinnvoll.

⁸ Aufgrund der hier gewonnen Erkenntnisse wird empfohlen, SFA nicht im offenen Einbau einzusetzen. Aufgrund der Korngrößenverteilung ist allerdings beim verdichteten Einbau (und ggf. nach Zusatz von hydraulischem Bindemittel) nicht auszuschließen, dass SFA monolithische, schwer wasserdurchlässige Schüttkörper bildet. In diesem Fall würde u. U. Niederschlagswasser in der Bodenabdeckung abfließen, ohne dass durch den Kontakt zur SFA eine Belastung des Sickerwasser hervorgerufen wird. Da im Rahmen dieses Vorhabens hierzu keine spezifischen Erkenntnisse gewonnen wurden und aus der neueren Literatur keine diesbezüglichen Ergebnisse bekannt sind, ist diese Option in Kapitel 4.3 und der Einbautabelle im Anhang 3 nicht berücksichtigt.

Tab. 4.2.2.13: Materialwerte im Säulenkurzeluat bis WF 2 (DIN E 19528) für den Einsatz von SFA in technischen Bauwerken.

Parameter	Dim.	SFA
pH-Wert	-	8,0 – 13,0
Leitfähigkeit	µS/cm	13000
Sulfat	mg/L	5000
Arsen	µg/L	100
Cadmium	µg/L	35
Chrom ges.	µg/L	1700
Molybdän	µg/L	3000
Vanadium	µg/L	1000

Hausmüllverbrennungsasche (HMVA)

Nach den Lysimeteruntersuchungen und Säulenversuchen des LANUV sowie den Zusatzuntersuchungen weisen die Hausmüllverbrennungsaschen übereinstimmend sehr hohe Konzentrationen insbesondere bei Chlorid, Sulfat, Antimon, Arsen, Chrom, Kupfer, Molybdän und Vanadium auf. Selbst unter Berücksichtigung aller Differenzierungsmöglichkeiten ist aufgrund der gegebenen Belastungen ein offener Einbau in allen denkbaren Einsatzgebieten nicht möglich (s. Kap. 4.3 und Einbautabellen in Anhang 3). Aus Sicht des Boden- und Grundwasserschutzes kann HMVA daher nur in einigen gesicherten Bauweisen eingesetzt werden. Die tabellierten Werte entsprechen dem oberen Bereich der in den Zusatzuntersuchungen (Dehoust et al., 2007) gefundenen Konzentrationen. Ggf. besteht in Abhängigkeit der Prozessführung sowie einer Nachbehandlung noch die Möglichkeit bessere HMVA-Qualitäten zu erzielen. Nach hier vorliegenden Kenntnissen wurden in der Vergangenheit die bisher definierten Materialwerte (bzw. Zuordnungswerte) für das Schütteleluat bei WF 10 von Aschen bestimmter Anlagen nicht ausgeschöpft. Um verbesserte Einbaumöglichkeiten von HMVA aufzuzeigen, werden strengere Materialwerte für eine HMVA I definiert, die auch offen eingebaut werden könnte. Die Materialwerte für diese Qualität werden so vorgeschlagen, dass das häufig vorkommende Einsatzgebiet als Tragschicht unter Pflaster keine nachteilige Wirkung aus Sicht des Boden- und Grundwasserschutzes bewirkt.

Tab. 4.2.2.14: Materialwerte im Säulenkurzeluat bis WF 2 (DIN E 19528) für den Einsatz von HMVA in technischen Bauwerken

Parameter	Dim.	HMVA-1	HMVA-2
pH-Wert	-	7 - 13	7-13
Elektr. Leitf.	µS/cm	5000	15000
Chlorid	mg/L	560	2500
Sulfat	mg/L	280	2000
Antimon	µg/L	5	200
Arsen	µg/L	10	60
Chrom, ges.	µg/L	90	250
Kupfer	µg/L	75	2000
Molybdän	µg/L	35	1000
Vanadium	µg/L	25	120

4.2.3 Vorschläge für Prüfwerte für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser

Analog zum Einbau von Bodenmaterial in technische Bauwerke können Werte für das Säulenkurzeluat zur Beurteilung belasteter Böden von Altlastverdachtsflächen angegeben werden. Diese Werte, die die Funktion von Prüfwerten besitzen können, könnten im Rahmen der orientierenden Untersuchung zur Feststellung des Altlastenverdachts bzw. der –freiheit dienen. Es genügt die Erkundung der Bodenart (Bodenansprache) und der Grundwasserstandsverhältnisse mit einfachen Mitteln. Bei Unterschreitung der Prüfwerte ist davon auszugehen, dass am Ort der Beurteilung Grundwasser nicht verunreinigt wird. Bei Überschreitung ist eine weitere Sachverhaltsermittlung durchzuführen.

Sofern im Rahmen der Sickerwasserprognose nach BBodSchV Materialuntersuchungen zur Beurteilung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser durchgeführt werden, wird vorgeschlagen hierfür den Säulenkurztest nach DIN E 19528 durchzuführen. Bei der Bewertung der Ergebnisse kann wie bei den technischen Bauwerken vorgegangen werden. Liegen ungünstige Bodeneigenschaften vor, sind die in Tabelle 3.2.1 aufgeführten Bezugswerte unmittelbar einzuhalten. Für Fallgestaltungen, in denen die Mächtigkeit der grundwasserfreien Transportschicht mehr als einen Meter beträgt, können je nach Bodenart (Sand oder Lehm/Schluff) gewissermaßen im Rahmen einer vorgezogenen und vereinfachten Transportprognose zwei weitere Prüfwertkategorien angegeben werden. Hierdurch kann einerseits der Untersuchungsaufwand für gering belastete Flächen reduziert und andererseits vermieden werden, dass Böden aus Altlastverdachtsflächen strenger bewertet werden als Böden, die in technische Bauwerke eingebaut werden. Voraussetzung für den letztgenannten Aspekt ist jedoch, dass für das Altlastregime weniger strenge Umweltziele bei der Parametrisierung der Modellrandbedingungen angelegt werden als bei der Umweltvorsorge. Zur Differenzierung wurde einerseits ein kürzerer Betrachtungszeitraum von 100 Jahren (s. Kap. 3.6, Ergebnisse in Tabelle 4.2.3.1) und andererseits eine höhere Ausschöpfung der Filterkapazität von 0,8 FK (Ergebnisse in Tabelle 4.2.3.2) angenommen.

Die Prüfwerte der Spalte 2 der Tabellen 4.2.3.1 und 4.2.3.2 entsprechen den in Kap. 3.2 dargestellten Beurteilungsmaßstäben für das Säulenkurzeluat bis *WF* 2 und insoweit dem Diskussionsstand in der BMU-Themengruppe Boden-Grundwasser

Tab. 4.2.3.1: Methodenspezifische Prüfwerte im Säulenkurzeluat bis WF 2 (DIN E 19528) für Materialuntersuchungen nach § 8 Abs. 1 Satz 2 Nr. 1 des Bundes-Bodenschutzgesetzes für folgende Randbedingungen: Sickerwasserrate 583 mm/a, Beurteilungszeitraum 100 Jahre, Ausschöpfung der Filterkapazität zu 50 %. Aufgeführt sind altlastrelevante Stoffe, für die stoffspezifische Kenndaten vorliegen, ggf. wurde Bioabbau berücksichtigt (vgl. Tab. 3.4.2.1)

Altlastverdachtsflächen		Eigenschaften der Grundwasserdeckschichten		
		Ungünstig	Günstig	
			Sand S	Lehm/Schluff L/U
Parameter	Dimension	1	2	3
Anorganische Stoffe				
Antimon	µg/L	5	5	5
Arsen	µg/L	10	10	10
Blei	µg/L	9	340	500
Cadmium	µg/L	2,5	2,5	10
Chrom gesamt ¹⁾	µg/L	7	180	400
Kupfer	µg/L	14	150	250
Molybdän	µg/L	35	35	35
Nickel	µg/L	20	20	250
Vanadium	µg/L	10	50	560
Zink	µg/L	120	120	1100
Organische Stoffe				
MKW	µg/L	100	200	280
BTEX	µg/L	20	20	20
Benzol	µg/L	1	1	1
LHKW	µg/L	20	20	20
Σ Tri & Per	µg/L	10	10	10
Phenol	µg/L	8	2000	2000
PCB, gesamt	µg/L	0,01	0,01	0,01
PAK, gesamt	µg/L	0,2	30	30
Naphthalin	µg/L	1	8	18
Chlorphenole, ges.	µg/L	1	58	60
Chlorbenzole, ges.	µg/L	1	1	1
HCB	µg/L	0,01	0,027	0,035
Nonylphenol	µg/L	0,3	42	250

Tab. 4.2.3.2: Methodenspezifische Prüfwerte im Säulenkurzeluat bis WF 2 (DIN E 19528) für Materialuntersuchungen nach § 8 Abs. 1 Satz 2 Nr. 1 des Bundes-Bodenschutzgesetzes für folgende Randbedingungen: Sickerwasserrate 583 mm/a, Beurteilungszeitraum 200 Jahre, Ausschöpfung der Filterkapazität zu 80 %. Aufgeführt sind altlastrelevante Stoffe, für die stoffspezifische Kenndaten vorliegen, ggf. wurde Bioabbau berücksichtigt (vgl. Tab. 3.4.2.1)

Altlastverdachtsflächen		Eigenschaften der Grundwasserdeckschichten		
		Ungünstig	Günstig	
			Sand S	Lehm/Schluff L/U
Parameter	Dimension	1	2	3
Anorganische Stoffe				
Antimon	µg/L	5	5	5
Arsen	µg/L	10	10	10
Blei	µg/L	9	275	400
Cadmium	µg/L	2,5	2,5	7,5
Chrom gesamt ¹⁾	µg/L	7	140	320
Kupfer	µg/L	14	75	195
Molybdän	µg/L	35	35	35
Nickel	µg/L	20	20	200
Vanadium	µg/L	10	25	190
Zink	µg/L	120	120	900
Organische Stoffe				
MKW	µg/L	100	100	100
BTEX	µg/L	20	20	20
Benzol	µg/L	1	1	1
LHKW	µg/L	20	20	20
Σ Tri & Per	µg/L	10	10	10
Phenol	µg/L	8	2000	2000
PCB, gesamt	µg/L	0,01	0,01	0,01
PAK, gesamt	µg/L	0,2	3	4,5
Naphthalin	µg/L	1		
Chlorphenole, ges.	µg/L	1	48	50
Chlorbenzole, ges.	µg/L	1	1	1
HCB	µg/L	0,01	0,01	0,01
Nonylphenol	µg/L	0,3	42	250

4.3 Vorschläge für medianschutzbasierte Einbauwerte in technischen Bauwerken

Im Folgenden werden so genannte medianschutzbasierte Einbauwerte für alle Stoffe (und Materialien) dargestellt. Dies sind im Falle von Chlorid und Sulfat maximal zulässige Konzentrationen im Säulenkurzeluat bis WF 2 nach DIN E 19528, die nach dem oben vorgeschlagenen Bewertungskonzept und den dabei vorgeschlagenen Randbedingungen und Bezugszeiträumen eine Abnahme der Konzentrationen im Sickerwasser an der Unterkante des Bauwerks innerhalb von 4 Jahren auf das Niveau der Bezugswerte gewährleisten. Diese Einbauwerte von Chlorid und Sulfat sind sowohl vom materialspezifischen Freisetzungsverhalten, das hier mit entsprechenden Quellstärkefunktionen modelliert wurde, als auch von den bauwerksspezifischen Parametern abhängig. Deshalb resultieren im Falle von Salzen für jedes Material und jede Bauweise i. d. R. unterschiedliche Einbauwerte. Diese sind in der nachfolgenden Tabelle 4.3.1 zusammengefasst.

Im Falle von Metallen und Organika handelt es sich um maximal zulässige Konzentrationen im Säulenkurzeluat bis *WF* 2, welche per Konvention als konstante Quellstärkenkonzentration angesehen wird, also eine mittlere Sickerwasserkonzentration, die dauerhaft durch das Material eingestellt werden kann. Die maximal zulässige Konzentration im Säulenkurzeluat muss nach dem fachlichen Konzept bei ungünstigen Bodenverhältnissen am Standort der Baumaßnahme (keine Rückhaltung) die Bezugsmaßstäbe (Tab. 3.2.1) einhalten. Bei günstigen Bodenverhältnissen (Rückhaltung) darf der MEB im Säulenkurzeluat maximal eine Konzentration aufweisen, die mindestens über einen Zeitraum von 200 Jahren zurückgehalten werden kann und im Zeitraum von 200 Jahren nicht zu einer Überschreitung der maximalen Filterkapazität der Rückhaltezone um mehr als 50 % führt. Diese medienenschutzbasierten Einbauwerte von Metallen und Organika sind unabhängig vom Material, aus dem sie freigesetzt werden, jedoch abhängig von den Eigenschaften des Stoffes, von den Sickerwasserraten, die unterhalb des Bauwerks auftreten und vom Rückhaltevermögen der Standardtransportschichten. In einigen Fällen ergeben sich zusätzlich von der Durchströmung des Bauwerks abhängige Werte, da dort eine Verdünnung bei Teildurchströmung des Bauwerks angerechnet werden kann (s. Sickerwasserraten und Verdünnungsfaktoren in Kap. 3.6 und Tab. 3.6.1)

Es resultieren im Falle von Metallen und Organika somit materialunabhängige aber stoff- und bauwerksspezifische Werte, die in den folgenden Tabellen 4.3.1 -5 dargestellt sind.

Durch Vergleich der Materialwerte aus Kap. 4.2 mit den Einbauwerten der Tabellen 4.3.1-5 ergibt sich, ob der Einbau des MEB in den einzelnen Bauweisen in Abhängigkeit von den Standortbedingungen möglich ist oder nicht. In Anhang 3 wurde dieser Vergleich für jeden Mineralstoff umgesetzt und in den entsprechenden Matrixfeldern durch ein „+ -Zeichen“ für zulässigen Einbau, ein „- -Zeichen“ für unzulässigen Einbau und einen Buchstaben für eingeschränkten Einbau kenntlich gemacht. Dabei wurden auch Vorschläge für die anderen Matrixfelder gemacht, die nicht nach dem medienbasierten Ansatz bewertbar sind. Hierbei spielten auch andere Bewertungskriterien eine Rolle (s. Kap. 3.5.). In Kapitel 3.5 wurde auch darauf hingewiesen, dass die Eintragungen in den wasserundurchlässigen Bauweisen und in den wasserwirtschaftlich bedeutenden Gebieten relativ zur Bewertung in den wasserdurchlässigen Bauweisen vorgenommen wurden und in Nuancen grundsätzlich auch andere Festlegungen getroffen werden können.

Tab. 4.3.1: Medienschutzbezogene Einbauwerte für Sulfat und Chlorid. Die Werte in Klammern gelten bei Ausbildung des Böschungsbereiches als Kapillarsperren (Bauweisen in Anlehnung an RAS-Ew 2005). MW_{max} : maximal auftretende Materialwerte (s. Kapitel 4.2).

Einbauwerte für Sulfat; Chlorid (Werte auf 5 mg/L gerundet)			Eigenschaft der Grundwasserdeckschicht				
			ungünstig			günstig	
						Sand S	Lehm/Schluff L/U
			HOS	HS	SKA		
SFA	HMVA	RC					
			1			2	3
ToB u. geb. Deckschicht			> MW _{max}	> MW _{max}	> MW _{max}	Werte unterscheiden sich nicht vom ungünstigen Fall, da bei Chlorid und Sulfat keine Rückhaltung angerechnet werden kann	
			> MW _{max}	> MW _{max} >MW _{max}	> MW _{max}		
Bodenverbesserung unter gebundener Schicht			> MW _{max}	> MW _{max}	> MW _{max}		
			> MW _{max}	> MW _{max} >MW _{max}	> MW _{max}		
Unterbau bis 1 m ab Planum unter gebundener Schicht			> MW _{max}	>MW _{max}	> MW _{max}		
			> MW _{max}	>MW _{max} ; >MW _{max}	> MW _{max}		
Deckschicht ohne Bindemittel			> MW _{max}	>MW _{max}	> MW _{max}		
			> MW _{max}	>MW _{max} >MW _{max}	> MW _{max}		
ToB, Bodenverbesserung unter Deckschicht ohne Bindemittel, Plattenbelägen			540	>MW _{max}	1570		
			> MW _{max}	380; 2620	785		
ToB, Bodenverbesserung unter Pflaster			300	805	450		
			1065	270; 530	330		
Unterbau bis 1 m Dicke ab Planum unter Deckschicht ohne Bindemittel, Plattenbelägen			285	690	405		
			875	260; 470	310		
Unterbau bis 1 m Dicke ab Planum unter Pflaster			210	260	215		
			255	220; 210	200		
Verfüllung von Leitungsgräben unter Deckschicht ohne Bindemittel, Plattenbelägen			285	690	405		
			875	260; 470	310		
Verfüllung von Leitungsgräben unter Pflaster			210	260	215		
			255	220; 210	200		
Verfüllung von Baugruben unter Deckschicht ohne Bindemittel, Plattenbelägen			185	165	165		
			150	205; 150	165		
Verfüllung von Baugruben unter Pflaster			165	120	135		
			100	190; 115	145		
Hinterfüllung von Bauwerken im Böschungsbereich unter kulturfähigem Boden			280 (870)	680 (2110)	400 (1245)		
			860 (2690)	260 (810); 465 (1450)	310 (960)		
Dämme im Böschungsbereich unter kulturfähigem Boden			280 (870)	680 (2110)	400 (1245)		
			860 (2690)	260 (810); 465 (1450)	310 (960)		
Schutzwälle im Böschungsbereich unter kulturf. Boden			160 (275)	110 (185)	130 (220)		
			90 (153)	190 (320); 110 (190)	140 (235)		

Werte unterscheiden sich nicht vom ungünstigen Fall, da bei Chlorid und Sulfat keine Rückhaltung angerechnet werden kann

Tab. 4.3.2: Medienschutzbasierte Einbauwerte für Antimon, Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, ges. und Kupfer. Weitere Hinweise siehe Tabellenüberschrift Tab. 4.3.1

Einbauwerte für die Stoffe (auf 1 µg/L gerundet):	Eigenschaft der Grundwasserdeckschicht								
	ungünstig			Günstig					
				Sand			Lehm/Schluff		
				S			L/U		
	1			2			3		
ToB u. geb. Deckschicht	26	53	47	26	53	658	26	53	973
	13	37	74	13	329	289	13	747	473
Bodenverbessg. unter gebundener Schicht	26	53	47	26	53	658	26	53	973
	13	37	74	13	329	289	13	747	473
Unterbau bis 1 m ab Planum unter gebundener Schicht	26	53	47	26	53	658	26	53	973
	13	37	74	13	329	289	13	747	473
Deckschicht ohne Bindemittel	5	10	9	5	10	175	5	10	250
	2,5	7	14	2,5	90	75	5	200	125
ToB, Bodenverbesserung unter Deckschicht ohne Bindemittel, Plattenbelägen	5	10	9	5	10	175	5	10	250
	2,5	7	14	2,5	90	75	5	200	125
ToB, Bodenverbesserung unter Pflaster	5	10	9	5	10	310	5	10	475
	2,5	7	14	2,5	160	140	9	370	235
Unterbau bis 1 m Dicke ab Planum unter Deckschicht ohne Bindemittel, Plattenbelägen	5	10	9	5	10	175	5	10	250
	2,5	7	14	2,5	90	75	5	200	125
Unterbau bis 1 m Dicke ab Planum unter Pflaster	5	10	9	5	10	310	5	10	475
	2,5	7	14	2,5	160	140	9	370	235
Verfüllung von Leitungsgräben unter Deckschicht ohne Bindemittel, Plattenbelägen	5	10	9	5	10	175	5	10	250
	2,5	7	14	2,5	90	75	5	200	125
Verfüllung von Leitungsgräben unter Pflaster	5	10	9	5	10	310	5	10	475
	2,5	7	14	2,5	160	140	9	370	235
Verfüllung von Baugruben unter Deckschicht ohne Bindemittel, Plattenbelägen	5	10	9	5	10	175	5	10	250
	2,5	7	14	2,5	90	75	5	200	125
Verfüllung von Baugruben unter Pflaster	5	10	9	5	10	310	5	10	475
	2,5	7	14	2,5	160	140	9	370	235
Hinterfüllung von Bauwerken im Böschungsbereich unter kulturfähigem Boden (Kapillarsperre)	5 (16)	10 (31)	9 (28)	5 (16)	10 (31)	125 (391)	5 (16)	10 (31)	185 (579)
	2,5 (8)	7 (22)	14 (44)	2,5 (8)	63 (197)	55 (172)	4 (13)	142 (445)	90 (282)
Dämme im Böschungsbereich unter kulturfähigem Boden (Kapillarsperre)	5 (16)	10 (31)	9 (28)	5 (16)	10 (31)	125 (391)	5 (16)	10 (31)	185 (579)
	2,5 (8)	7 (22)	14 (44)	2,5 (8)	63 (197)	55 (172)	4 (13)	142 (445)	90 (282)
Schutzwälle im Böschungsbereich unter kulturfähigem Boden (Kapillarsperre)	5 (9)	10 (17)	9 (15)	5 (9)	10 (17)	310 (527)	5 (9)	10 (17)	475 (808)
	2,5 (4)	7 (12)	14 (24)	2,5 (4)	160 (272)	140 (238)	9 (15)	370 (629)	235 (400)

Tab. 4.3.3: Medienschutzbasierte Einbauwerte für Molybdän, Nickel, Vanadium, Zink, $\Sigma 15$ EPA PAK und MKW. Weitere Hinweise siehe Tabellenüberschrift Tab. 4.3.1

Einbauwerte für die Stoffe (auf 1 µg bzw. 0,1 µg/L bei PAK ge- rundet):			Eigenschaft der Grundwasserdeckschicht								
			ungünstig			Günstig					
						Sand			Lehm/Schluff		
Mo	Ni	V	1			2			3		
Zn	Σ15 EPA PAK	MKW									
ToB u. geb. Deckschicht			184	105	53	184	105	116	184	460	552
			631	1,1	526	631	6,3	526	2210	9	526
Bodenverbessg. unter gebundener Schicht			184	105	53	184	105	116	184	460	552
			631	1,1	526	631	6,3	526	2210	9	526
Unterbau bis 1 m ab Planum unter gebundener Schicht			184	105	53	184	105	116	184	460	552
			631	1,1	526	631	6,3	526	2210	9	526
Deckschicht ohne Bindemittel			35	20	10	35	20	25	35	125	190
			120	0,2	100	120	3	100	550	4,5	100
ToB, Bodenverbesserung unter Deckschicht ohne Bindemittel, Plattenbelägen			35	20	10	35	20	25	35	125	190
			120	0,2	100	120	3	100	550	4,5	100
ToB, Bodenverbesserung unter Pflaster			35	20	10	35	20	55	35	230	460
			120	0,2	100	120	30	200	1050	30	210
Unterbau bis 1 m Dicke ab Planum unter Deckschicht ohne Bindemittel, Plattenbelägen			35	20	10	35	20	25	35	125	190
			120	0,2	100	120	3	100	550	4,5	100
Unterbau bis 1 m Dicke ab Planum unter Pflaster			35	20	10	35	20	55	35	230	460
			120	0,2	100	120	30	200	1050	30	210
Verfüllung von Leitungsgräben unter Deckschicht ohne Bindemittel, Plattenbelägen			35	20	10	35	20	25	35	125	190
			120	0,2	100	120	3	100	550	4,5	100
Verfüllung von Leitungsgräben unter Pflaster			35	20	10	35	20	55	35	230	460
			120	0,2	100	120	30	200	1050	30	210
Verfüllung von Baugruben unter Deckschicht ohne Bindemittel, Plattenbelägen			35	20	10	35	20	25	35	125	190
			120	0,2	100	120	3	100	550	4,5	100
Verfüllung von Baugruben unter Pflaster			35	20	10	35	20	55	35	230	460
			120	0,2	100	120	30	200	1050	30	210
Hinterfüllung von Bauwerken im Böschungsbereich unter kulturfähigem Boden (Kapillarsperre)			35 (110)	20 (62)	10 (31)	35 (110)	20 (63)	22 (69)	35 (110)	88 (275)	105 (329)
			120 (376)	0,2 (0,6)	100 (313)	120 (376)	1,2 (3,8)	100 (313)	420 (1315)	1,7 (5,32)	100 (313)
Dämme im Böschungsbereich unter kulturfähigem Boden (Kapillarsperre)			35 (110)	20 (62)	10 (31)	35 (110)	20 (63)	22 (69)	35 (110)	88 (275)	105 (329)
			120 (376)	0,2 (0,6)	100 (313)	120 (376)	1,2 (3,8)	100 (313)	420 (1315)	1,7 (5,32)	100 (313)
Schutzwälle im Böschungsbereich unter kulturfähigem Boden (Kapillarsperre)			35 (60)	20 (34)	10 (17)	35 (60)	20 (34)	55 (94)	35 (60)	230 (391)	460 (782)
			120 (204)	0,2 (0,34)	100 (170)	120 (204)	30 (51)	200 (340)	1050 (1785)	30 (51)	210 (340)

Tab.4.3.4 . Medienschutzbasierte Einbauwerte für Phenol, PCB ges., BTEX, Chlorphenole ges., Chlorbenzole ges. und Hexachlorbenzol. Weitere Hinweise siehe Tabellenüberschrift Tab. 4.3.1

Einbauwerte für die Stoffe (auf 1 bzw. 0,01 µg/L gerundet):			Eigenschaft der Grundwasserdeckschicht								
			ungünstig			Günstig					
						Sand S			Lehm/Schluff L/U		
			Phenol	PCB ges.	BTX	1			2		
Chlor-phenole ges.	Chlor-benzole ges.	Hexa-chlor-benzol									
ToB u. geb. Deckschicht			42	0,05	105	2000	0,05	105	2000	0,05	105
			5	5	0,05	111	5	0,05	132	5	0,05
Bodenverbessg. unter gebundener Schicht			42	0,05	105	2000	0,05	105	2000	0,05	105
			5	5	0,05	111	5	0,05	132	5	0,05
Unterbau bis 1 m ab Planum unter gebundener Schicht			42	0,05	105	2000	0,05	105	2000	0,05	105
			5	5	0,05	111	5	0,05	132	5	0,05
Deckschicht ohne Bindemittel			8	0,01	20	2000	0,01	20	2000	0,01	20
			1	1	0,01	25	1	0,01	30	1	0,01
ToB, Bodenverbesserung unter Deckschicht ohne Bindemittel, Plattenbelägen			8	0,01	20	2000	0,01	20	2000	0,01	20
			1	1	0,01	25	1	0,01	30	1	0,01
ToB, Bodenverbesserung unter Pflaster			8	0,01	20	2000	0,01	20	2000	0,01	23
			1	1	0,01	60	1	0,03	68	1	0,05
Unterbau bis 1 m Dicke ab Planum unter Deckschicht ohne Bindemittel, Plattenbelägen			8	0,01	20	2000	0,01	20	2000	0,01	20
			1	1	0,01	25	1	0,01	30	1	0,01
Unterbau bis 1 m Dicke ab Planum unter Pflaster			8	0,01	20	2000	0,01	20	2000	0,01	23
			1	1	0,01	60	1	0,03	68	1	0,05
Verfüllung von Leitungsgräben unter Deckschicht ohne Bindemittel, Plattenbelägen			8	0,01	20	2000	0,01	20	2000	0,01	20
			1	1	0,01	25	1	0,01	30	1	0,01
Verfüllung von Leitungsgräben unter Pflaster			8	0,01	20	2000	0,01	20	2000	0,01	23
			1	1	0,01	60	1	0,03	68	1	0,05
Verfüllung von Baugruben unter Deckschicht ohne Bindemittel, Plattenbelägen			8	0,01	20	2000	0,01	20	2000	0,01	20
			1	1	0,01	25	1	0,01	30	1	0,01
Verfüllung von Baugruben unter Pflaster			8	0,01	20	2000	0,01	20	2000	0,01	23
			1	1	0,01	60	1	0,03	68	1	0,05
Hinterfüllung von Bauwerken im Böschungsbereich unter kulturfähigem Boden (Kapillarsperre)			8 (25)	0,01 (0,03)	20 (63)	2000 (2000)	0,01 (0,03)	20 (63)	2000 (2000)	0,01 (0,03)	20 (63)
			1 (3)	1 (3)	0,01 (0,03)	21 (66)	1 (3)	0,01 (0,03)	25 (78)	1 (3)	0,01 (0,03)
Dämme im Böschungsbereich unter kulturfähigem Boden (Kapillarsperre)			8 (25)	0,01 (0,03)	20 (63)	2000 (2000)	0,01 (0,03)	20 (63)	2000 (2000)	0,01 (0,03)	20 (63)
			1 (3)	1 (3)	0,01 (0,03)	21 (66)	1 (3)	0,01 (0,03)	25 (78)	1 (3)	0,01 (0,03)
Schutzwälle im Böschungsbereich unter kulturfähigem Boden (Kapillarsperre)			8 (14)	0,01 (0,02)	20 (34)	2000 (2000)	0,01 (0,02)	20 (34)	2000 (2000)	0,01 (0,02)	39
			1 (2)	1 (2)	0,01 (0,02)	60 (102)	1 (2)	0,03 (0,05)	68 (116)	1 (2)	0,05 (0,09)

Tab. 4.3.5: Medienschutzbasierte Einbauwerte für Atrazin, Bromacil, Diuron, Glyphosat, Simazin und sonstige Herbizide und deren Abbauprodukte (Dimefuron, Flumioxazin, Flazasulfuron, Ampa). Weitere Hinweise siehe Tabellenüberschrift Tab. 4.3.1

Einbauwerte für die Stoffe (auf 0,1 µg/L gerundet):	Eigenschaft der Grundwasserdeckschicht								
	ungünstig			Günstig					
				Sand			Lehm/Schluff		
				S			L/U		
	1			2			3		
ToB u. geb. Deckschicht	0,5	0,5	0,5	1,1	0,7	0,5	1,6	1,1	0,5
	0,5	0,5	0,5	1,1	1,6	0,7	2,1	2,6	1,1
Bodenverbessg. unter gebundener Schicht	0,5	0,5	0,5	1,1	0,7	0,5	1,6	1,1	0,5
	0,5	0,5	0,5	1,1	1,6	0,7	2,1	2,6	1,1
Unterbau bis 1 m ab Planum unter gebundener Schicht	0,5	0,5	0,5	1,1	0,7	0,5	1,6	1,1	0,5
	0,5	0,5	0,5	1,1	1,6	0,7	2,1	2,6	1,1
Deckschicht ohne Bindemittel	0,1	0,1	0,1	0,3	0,2	0,1	0,4	0,2	0,1
	0,1	0,1	0,1	0,4	0,4	0,2	0,5	0,8	0,2
ToB, Bodenverbesserung unter Deckschicht ohne Bindemittel, Plattenbelägen	0,1	0,1	0,1	0,3	0,2	0,1	0,4	0,2	0,1
	0,1	0,1	0,1	0,4	0,4	0,2	0,5	0,8	0,2
ToB, Bodenverbesserung unter Pflaster	0,1	0,1	0,1	0,5	0,2	0,1	0,9	0,3	0,2
	0,1	0,1	0,1	0,7	1,1	0,2	1,7	3	0,3
Unterbau bis 1 m Dicke ab Planum unter Deckschicht ohne Bindemittel, Plattenbelägen	0,1	0,1	0,1	0,3	0,2	0,1	0,4	0,2	0,1
	0,1	0,1	0,1	0,4	0,4	0,2	0,5	0,8	0,2
Unterbau bis 1 m Dicke ab Planum unter Pflaster	0,1	0,1	0,1	0,5	0,2	0,1	0,9	0,3	0,2
	0,1	0,1	0,1	0,7	1,1	0,2	1,7	3	0,3
Verfüllung von Leitungsgräben unter Deckschicht ohne Bindemittel, Plattenbelägen	0,1	0,1	0,1	0,3	0,2	0,1	0,4	0,2	0,1
	0,1	0,1	0,1	0,4	0,4	0,2	0,5	0,8	0,2
Verfüllung von Leitungsgräben unter Pflaster	0,1	0,1	0,1	0,5	0,2	0,1	0,9	0,3	0,2
	0,1	0,1	0,1	0,7	1,1	0,2	1,7	3	0,3
Verfüllung von Baugruben unter Deckschicht ohne Bindemittel, Plattenbelägen	0,1	0,1	0,1	0,3	0,2	0,1	0,4	0,2	0,1
	0,1	0,1	0,1	0,4	0,4	0,2	0,5	0,8	0,2
Verfüllung von Baugruben unter Pflaster	0,1	0,1	0,1	0,5	0,2	0,1	0,9	0,3	0,2
	0,1	0,1	0,1	0,7	1,1	0,2	1,7	3	0,3
Hinterfüllung von Bauwerken im Böschungsbereich unter kulturfähigem Boden (Kapillarsperre)	0,1 (0,3)	0,1 (0,3)	0,1 (0,3)	0,2 (0,6)	0,1 (0,4)	0,1 (0,3)	0,3 (0,9)	0,2 (0,6)	0,1 (0,3)
	0,1 (0,3)	0,1 (0,3)	0,1 (0,3)	0,2 (0,6)	0,3 (0,9)	0,1 (0,4)	0,4 (1,2)	0,5 (1,5)	0,2 (0,6)
Dämme im Böschungsbereich unter kulturfähigem Boden (Kapillarsperre)	0,1 (0,3)	0,1 (0,3)	0,1 (0,3)	0,2 (0,6)	0,1 (0,4)	0,1 (0,3)	0,3 (0,9)	0,2 (0,6)	0,1 (0,3)
	0,1 (0,3)	0,1 (0,3)	0,1 (0,3)	0,2 (0,6)	0,3 (0,9)	0,1 (0,4)	0,4 (1,2)	0,5 (1,5)	0,2 (0,6)
Schutzwälle im Böschungsbereich unter kulturfähigem Boden (Kapillarsperre)	0,1 (0,2)	0,1 (0,2)	0,1 (0,2)	0,5 (0,8)	0,2 (0,4)	0,1 (0,2)	0,9	0,3	0,2
	0,1 (0,2)	0,1 (0,2)	0,1 (0,2)	0,7 (1,4)	1,1 (1,8)	0,2 (0,4)	1,7	3	0,3

5 Danksagung

Für die Initiierung und fachliche Begleitung des Vorhabens sowie die zahlreichen Diskussionen und dem steten Interesse am Fortgang der Arbeiten danken die Autoren Herrn Dr. Claus G. Bannick (Umweltbundesamt).

Im Rahmen der übergreifenden wissenschaftlichen Auswertung der Teilprojekte des BMBF-SiWaP, der Bewertung der Ergebnisse sowie der Umsetzung in ein fachliches Konzept für den Vollzug bestand reger Kontakt zum Zentrum für Angewandte Geowissenschaften der Universität Tübingen (ZAG) und zur Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR). Hervorzuheben sind hier Herr Prof. Dr. Peter Grathwohl und Herr Dr. Christoph Beyer (ZAG) sowie Herr Dr. Jens Untermann (BGR), die zu vielen Teilaspekten sehr wertvolle Anregungen oder Daten beigesteuert und zum Gelingen dieses Vorhabens beigetragen haben. Für die angenehme kollegiale Zusammenarbeit möchten sich die Autoren herzlich bedanken.

Herr Prof. Dr. Rudolf Liedl (TU Dresden) hat dankenswerterweise ein Excel-Worksheet mit analytischen Lösungen für die eindimensionale Stofftransportgleichung zur Verfügung gestellt, mit dem nach weiteren zweckmäßigen Ergänzungen, die Berechnungen der bauweisenspezifischen Einbauwerte vorgenommen wurde.

Herrn Dr. Hennings (BGR) wird für die Unterlagen und die Diskussionen zum Grundwasserflurabstand in Deutschland gedankt.

Für die Überlassung der Statistikdaten bzw. der Analysenergebnisse der Zusatzuntersuchungen, die im Rahmen des UBA-Vorhabens „Aufkommen, Qualität und Verbleib mineralischer Abfälle“ (Förderkennzeichen 204 33 325) danken die Autoren Herrn Günther Dehoust (Ökoinstitut Darmstadt).

6 Zusammenfassung

Im Rahmen der Arbeiten zum vorliegenden Bericht wurden die Ergebnisse des BMBF-Verbundes Sickerwasserprognose im Hinblick auf konkrete Vorschläge für den Vollzug ausgewertet.

Dabei stellte sich heraus, dass die wasserverfügbaren Schadstoffe mineralischer Ersatzbaustoffe unter einbaunahen Expositionsbedingungen einem zeitlich dynamischen Freisetungsverhalten unterliegen. Die meisten Stoffe weisen anfänglich hohe Konzentrationen auf, die mit der Zeit in Abhängigkeit von den Stoffeigenschaften rasch oder sehr langsam abklingen. Die Stoffe sind dann entweder abgereichert und nicht mehr nachweisbar oder es stellt sich ein niedrigeres Konzentrationsplateau ein, das entweder über oder unter den aus Sicht des Grundwasserschutzes tolerierbaren Konzentrationen liegen kann. Übertragen auf reale Einbauweisen können allerdings Jahre bis Jahrzehnte vergehen bis die Stoffkonzentrationen abgeklungen sind. Diese Freisetzungsdynamik wird in ausführlichen Säulenversuchen in der Regel gut nachgebildet.

Der bisher im Vollzug eingesetzte Schüttelversuch nach DIN EN 12457-4 verwendet ein Wasser-/Feststoffverhältnis (WF) von 10. Dieses stellt sich unter Einbaubedingungen erst langfristig nach mehreren Jahrzehnten und in mächtigen Einbauweisen auch erst nach mehreren 100 Jahren ein. Insoweit beeinflussen die anfänglich erhöhten in der Praxis auftretenden Konzentrationen kaum noch das Analysenergebnis. In vielen Fällen wird daher die reale grundwasserbezogene Problematik eines mineralischen Ersatzbaustoffes nicht erfasst, da sich aufgrund der starken Verdünnung bei den hohen WF nur sehr geringe Konzentrationen

im Eluat einstellen. Diese liegen oft im Bereich der Bestimmungsgrenze. Da bei niedrigen Konzentrationen die analytischen Fehler größer werden, weisen die Analysenwerte darüber hinaus eine große Streuung auf, die auch dazu führen kann, dass bei einzelnen wenigen Stoffen die tatsächliche Problematik überschätzt wird. Neben den beschriebenen grundsätzlichen Nachteilen bei der Verwendung hoher *WF* (diese gelten unabhängig von der gewählten Elutionsmethode) kann die unter Einbaubedingungen stattfindende Perkolation des Sickerwassers durch den mineralischen Ersatzbaustoff durch eine Schüttelelution nicht nachgebildet werden. Während der 24 h andauernden Schüttelelution laufen in Abhängigkeit von den Eigenschaften der Materialien realitätsferne zeitlich variable Freisetzungsprozesse ab, die insgesamt schwer nachvollziehbar sind. Nach Versuchsende muss die wässrige Lösung vom Feststoff, durch Zentrifugation und anschließende Filtration abgetrennt werden. Dabei können freigesetzte in Lösung befindliche Stoffe wieder am entstehenden Filterkuchen sorbiert werden, so dass das resultierende Analysenergebnis einer Fülle von Fehlerquellen ausgesetzt ist. Dieser Flüssig-/Festtrennungsschritt entfällt beim Säuleneleuat. Manche Schwermetalle, wie z. B. das Blei bilden bei der Schüttelelution Kolloide, die sich in Abhängigkeit von den Materialeigenschaften häufig nur schwer abfiltrieren lassen, so dass sich im Schütteleluat stark schwankende und oft hohe Konzentrationen einstellen. In den vielfältigen Lysimeter- und Säulenversuchen aller untersuchten mineralischer Ersatzbaustoffe hat sich Blei dagegen nie als Problemstoff erwiesen. Dies entspricht im Übrigen dem nach den chemisch-physikalisch Eigenschaften von Blei zu erwartenden Verhalten. Für die Beurteilung organischer Schadstoffe, wie z. B. PAK, stand das Schüttelelutionsverfahren seit Jahren in der Kritik der Fachöffentlichkeit, da gerade bei den schwer wasserlöslichen organischen Verbindungen, die Resorption an Filterkuchen und Filtermaterialien zu Minderbefunden führt. All diese methodischen Artefakte bei der Schüttelelution führen folglich je nach Material und / oder Schadstoff entweder zu Minder- oder zu Überbefunden und lassen sich weder prozessbasiert noch statistisch korrigieren.

Nach den heute vorliegenden wissenschaftlichen Erkenntnissen ist folgende Schlussfolgerung zu ziehen: Ergebnisse von Elutionen bei hohen Wasser-/Feststoffverhältnissen im allgemeinen und insbesondere Schüttelelutionen nach DIN EN 12457-4 sind im Hinblick auf den Grundwasserschutz (mit wenigen stofflichen Ausnahmen) nicht bewertbar. Die auf dieser Basis erstellten Bewertungssysteme sind daher fragwürdig.

Um eine fachlich fundierte Beurteilung der Auswirkungen eingebauter Materialien auf Boden und Grundwasser vornehmen zu können, müssen das kurz- bis langfristige Auslaugungsverhalten und die Bestimmung der charakteristischen Eigenschaften eines (Bau)Materials bekannt sein. Insoweit ist ein Säulenversuch mit Mehrfachbeprobung zur "grundlegenden Charakterisierung" ("basic characterisation") unverzichtbar. Bei der Erst-Charakterisierung ist wichtig, dass alle potentiell problematischen Stoffe untersucht werden. Hieraus ergeben sich die für eine medienschutzbezogene Bewertung zu betrachtenden Parameter. Da eine Veränderung der materialspezifischen Problemstoffe und deren Freisetzungsverhalten bei vielen Materialien z. B. aufgrund von Änderungen der Produktions- oder Aufbereitungsprozesse nicht ausgeschlossen werden kann, ist eine regelmäßige Wiederholung der grundlegenden Charakterisierung in größeren Abständen (z. B. alle 3 – 5 Jahre) und die Überprüfung der darauf basierenden Umsetzungen erforderlich. Solche Daten können dann bei Novellierungen von Regelungen genutzt werden und ggf. zu einer Neubewertung führen.

Für regelmäßig durchzuführende Übereinstimmungstests z. B. im Rahmen einer Güteüberwachung werden einfachere Tests benötigt. Wie oben diskutiert, müssen Übereinstimmungsuntersuchungen mit den Eignungstest in einem systematischen Zusammenhang stehen, da sonst keine Verknüpfung zwischen Eignung und Übereinstimmung hergestellt werden kann.

Als geeignetes Untersuchungsverfahren hat sich aus methodischer Sicht und im Hinblick auf die Bewertung ein sog. Säulenkurztest, bei dem das Eluat bis zu einem *WF* von 2 gesamt-

melt wird, herausgestellt. Aufgrund des geringeren *WF* werden die mittelfristig auftretenden Konzentrationen erfasst, die anfänglich häufig erhöhten Konzentrationen sind mit höheren Anteilen vertreten und die Gefahr einer Verdünnung auf Konzentrationen unter die Bestimmungsgrenzen ist geringer. Die über den Zeitraum bis *WF* 2 gemittelte kumulative Konzentration nivelliert zwischen anfänglich erhöhten Konzentrationen und quasi konstanten Langzeitkonzentrationen, die zwar deutlich unterhalb der Maximalkonzentrationen liegen, aber über sehr lange Zeiträume die Bezugswerte deutlich überschreiten können. Diese Konzentration stellt per Konvention die bewertungsrelevante Größe im hier vorgestellten Konzept dar.

Der Säulenkurztest bis *WF* 2 weist sehr gute Reproduzierbarkeiten auf, die mit denen des ausführlichen Säulenversuchs gut übereinstimmen.

Neben dem Säulenkurztest wird auch die Möglichkeit diskutiert, die grundwasserbezogene Beurteilung anorganischer Stoffe mit einem Schüttel eluat bei *WF* 2 vorzunehmen. Die methodischen Nachteile, die oben für den Schüttelversuch beschrieben sind, gelten auch für das Schüttel eluat bei *WF* 2. Nach den im Rahmen dieses Vorhabens durchgeführten Vergleichsuntersuchungen hat sich gezeigt, dass die Vorbehalte für den Schüttelversuch berechtigt sind, da die Streuung der Analyseergebnisse deutlich höher ist als bei den Säulenversuchen. Auf Basis der zurzeit vorliegenden Daten muss das Säulenkurzeluat bis *WF* 2 eindeutig dem Schüttel eluat bei *WF* 2 vorgezogen werden. Hinzu kommt, dass der Schüttelversuch für organische Stoffe generell nicht angewendet werden kann (vgl. E-DIN 19529).

In der LAGA-Mitteilung 20 (LAGA, 1997 und 2003) wurden rückhaltefähige Schichten dahingehend berücksichtigt, dass dort mineralische Abfälle mit höheren Eluatkonzentrationen (bei sorbierbaren und abbaubaren Stoffen) verwertet werden durften. Voraussetzung waren 2 m mächtige Bodenschichten aus Lehmen, Schluffen oder Tonen. Nach den Ergebnissen des BMBF-Verbundes Sickerwasserprognose kann man davon ausgehen, dass auch geringer mächtige Lehme und Schluffe und auch Sande ein nachhaltiges Rückhaltevermögen aufweisen können. Darüber hinaus können abbaubare Stoffe in Abhängigkeit der Sickerdauer und Abbaurate bei der Bodenpassage eliminiert werden. Sofern bestimmte Mindestschichtdicken nicht unterschritten werden, können partikelgebundener Transport oder bevorzugte Fließwege vernachlässigt werden. Insoweit ist es also grundsätzlich möglich, Rückhaltung und Abbau bei der Bodenpassage zu quantifizieren und diesen Anteil auf die zulässigen Eluatkonzentrationen des mineralischen Ersatzbaustoffs aufzuschlagen.

Neben dem Freisetungsverhalten der mineralischen Ersatzbaustoffe und den Bodeneigenschaften am Standort von Baumaßnahmen beeinflussen noch die bodenphysikalischen Eigenschaften der Materialien sowie Aufbau, Dicke und Geometrie der verschiedenen im Erd- und Straßenbau üblichen Bauweisen den Sickerwasserdurchsatz und die (grundwasserrelevanten) Stoffkonzentrationen im Sickerwasser. Grundsätzlich ist zwischen wasserundurchlässigen Bauweisen und wasserdurchlässigen Bauweisen zu unterscheiden. Die wasserundurchlässigen Bauweisen sind aus Sicht des Grundwasserschutzes irrelevant. Bei den wasserdurchlässigen Bauweisen muss im Hinblick auf den Grundwasserschutz stark differenziert werden. So hat sich herausgestellt, dass abhängig von den anfallenden Sickerwasserraten, den Schichtdicken und beim Erdbau in Abhängigkeit von den relativen Durchlässigkeitsunterschieden zwischen Schüttkörper und Bodenauflage sehr unterschiedliche Stofffrachten in das Grundwasser eingetragen werden. Aus diesem Grund ist es aus fachlicher Sicht erforderlich diesbezüglich sehr differenzierte Betrachtungen vorzunehmen.

Auf der Grundlage der wissenschaftlichen Erkenntnisse zum Untersuchungsverfahren, zu den Transportprozessen und den bauweisenbedingten Spezifika wurde ein fachliches Konzept entwickelt mit dem eine aus Sicht des Boden- und Grundwasserschutzes einheitliche, fachlich begründete Bewertung des Einbaus mineralischer Stoffe im Erd- und Straßenbau vorgenommen werden kann. Das im Einzelnen aufwändige Verfahren wird zur Erleichterung

des Vollzugs in einfache und leicht verständliche aber differenzierte Tabellen zu den zulässigen Einbauweisen umgesetzt. Eine Verallgemeinerung und Aggregation der Einbautabellen auf wenige Fälle haben zur Folge, dass die spezifischen, oft günstigen Eigenschaften der Einbauweisen nicht mehr berücksichtigt werden können, da für den Allgemeinfall jeweils die Kriterien des jeweils ungünstigsten Falls limitieren. In der Konsequenz würde dies zu niedrigeren Einbauwerten und damit zu einer strengeren Bewertung führen.

Grundlage für die Bewertung der aus Sicht des Grundwasserschutzes einzuhaltenden Konzentrationen sind die sog. Geringfügigkeitsschwellen (GFS-Werte) der LAWA für das Grundwasser (2004). Da die GFS-Werte für das Grundwasser nur mit den Hintergrundkonzentrationen des Grundwassers abgeglichen wurden, wurde befürchtet, dass bei der Anwendung der Werte für die Beurteilung von Emissionen der wasserungesättigten Zone diese Werte zu niedrig sein könnten, da Sickerwässer natürlich meist höher belastet sein kann. Untersuchungen der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) ergaben, dass diese Befürchtung bei einigen Metallen (z. B: Vanadium) berechtigt war. Aus diesem Grund wurden bei diesen Stoffen anstelle der GFS-Werte die Hintergrundwerte (90. Perzentil des Messwertkollektivs) als Bezugswerte eingesetzt.

Diese Bezugswerte sind nach dem sog. GAP-Papier der LAWA (LAWA 2002) je nach den Bodenverhältnissen an verschiedenen Orten einzuhalten. Bei ungünstigen Bodenverhältnissen, bei denen keine Rückhaltevorgänge wirksam sind, sind die Bezugswerte an der Unterseite der eingebauten wasserdurchlässigen Schicht bzw. im Material selbst einzuhalten. Bei günstigen rückhaltefähigen Bodenschichten am Standort der Baumaßnahmen gelten die Bezugswerte am unteren Ende dieser Schicht.

Viele mineralische Ersatzbaustoffe sind sulfathaltig. Da Sulfat anfänglich in hohen Konzentrationen freigesetzt wird, die dann exponentiell auf unproblematische Konzentrationen abnehmen, ist es erforderlich für die jeweiligen Bauweisen die Dauer abzuschätzen bis die hohen Anfangskonzentrationen auf den GFS-Wert abgesunken sind. Diese Abschätzung erfolgt über sog. Quellstärkefunktionen, die für Sulfat (und Chlorid bei HMVA) bei allen betroffenen mineralischen Ersatzbaustoffen gut abgesichert sind. Nach dem vorgelegten Konzept wird ein offener Einbau aus Sicht des Grundwasserschutzes für noch tolerierbar angesehen, wenn die Salzkonzentrationen nach einem Zeitraum von 4 Jahren die GFS-Werte unterschreiten.

Die Beurteilung rückhaltefähiger Stoffe und abbaubarer Stoffe erfolgt für zwei verschiedene Bodenszenarien, einen Sandboden und einen Schluffboden von jeweils 1 m Mächtigkeit. Diese Szenarien einschließlich der zugewiesenen für die Sorption relevanten Bodeneigenschaften sind so gewählt, dass die Bedingungen von möglichst vielen Böden erfüllt werden und im Vollzug außer der Prüfung der Bodenart und der Mächtigkeit keine Untersuchungen/Erkundungen erforderlich sind. Die Ausweisung günstigerer Szenarien hätte den Nachteil, dass nur wenige Böden die Bedingungen erfüllen und die günstigeren sorptionsrelevanten Bodeneigenschaften untersucht werden müssten. Sofern besondere Umstände vorliegen, könnten im Einzelfall nach der Vorgehensweise des fachlichen Konzepts abweichende Bewertungen erfolgen.

Rückhaltevorgänge können theoretisch nur dann positiv in Rechnung gestellt werden, wenn zumindest der Großteil der sorbierten Schadstoffmenge irreversibel gebunden bleibt und die hohen Aufbringungskonzentrationen nicht durch die unterlagernde Bodenschicht durchbrechen oder wenn bei endlichen Quellen die Fracht so begrenzt werden kann, dass kein langfristiger Durchbruch mit Konzentrationen oberhalb der GFS möglich ist. Letzteres bietet sich aus den oben genannten Gründen (Metalle und Organika reichern sich kaum ab und stellen in vielen Fällen quasi unendliche Quellen dar) nicht an. Es gibt viele wissenschaftliche Hinweise, dass mit zunehmender Alterung sorbierte Stoffe in schwerer mobilisierbare Bindungsformen übergehen. Der Anteil kann zurzeit jedoch nicht quantifiziert werden. Die Modellierung des Stofftransports erfolgt daher reversibel, d. h. dass in Abhängigkeit von den Stoffei-

genschaften nicht abbaubare Stoffe nach einer bestimmten Zeit durchbrechen. Um dennoch Rückhaltevorgänge positiv berücksichtigen zu können, wurden diese im fachlichen Konzept nur dann berücksichtigt, wenn der theoretische Durchbruch von Konzentrationen mit Werten über den Bezugswerten im Modell erst nach Ablauf von 200 Jahren erfolgt.

Neben der Durchbruchkonzentration wird die Filterkapazität der Transportschicht bewertet. Um zu verhindern, dass durch die Sorption innerhalb des Beurteilungszeitraums aus Sicht des Bodenschutzes unzulässig hohe Feststoffgehalte resultieren, die die Vorsorgewerte überschreiten oder das Filtervermögen auslasten, wird die Filterkapazität begrenzt. Die Filterkapazität darf innerhalb des Beurteilungszeitraums von 200 Jahren zu 50 % ausgeschöpft werden und ergibt sich aus der Differenz zwischen Vorsorgewert und Hintergrundwert.

Es wird davon ausgegangen, dass mit diesen konzeptionellen Konventionen, die Wirkungen auf den Boden und das Grundwasser nur geringfügig sind und damit ein nachhaltiger Schutz der Medien gewährleistet ist.

Anhand der vorliegenden Analysendaten wurden Vorschläge für Materialwerte im Säulenkurzeluat für Hochofenstückschlacke, Hüttensand, Stahlwerksschlacken (LD-Schlacke, Elektroofenschlacke), Gießereikupolofenschlacken, Gießereirestsand, Schmelzkammergranulat, Steinkohlen-Kesselasche, Steinkohlenflugasche, Hausmüllverbrennungssasche, Recycling-Baustoff, Bodenmaterial und Gleisschotter abgeleitet. Die Materialwerte umfassen für jeden mineralischen Ersatzbaustoff einen unterschiedlichen Parameterumfang. Zu untersuchen sind nur solche Parameter, die im offenen, wasserdurchlässigen Einbau zu Einbaubeschränkungen führen würden. Die Höhe der Materialwerte orientiert sich grundsätzlich an der Streuung der real vorkommenden Qualitäten. Bei einigen Ersatzbaustoffen wurden verschiedenen Materialwertkategorien differenziert. Die zugrunde liegenden Daten reichen bei manchen Ersatzbaustoffen u. U. nicht aus, um die in Deutschland vorliegenden Bandbreiten der Qualitäten vollständig zu charakterisieren. Sofern neue Erkenntnisse vorgelegt werden, ist es jedoch unproblematisch die Materialwerte zu modifizieren und die Einbaulisten anzupassen.

Entscheidend für den Einbau der Ersatzbaustoffe in wasserdurchlässigen Bauweisen sind die sog. Einbauwerte, die sich aus den Randbedingungen des fachlichen Konzepts und den Modellrechnungen ergeben. Die Einbauwerte sind abhängig von den technischen Einsatzmöglichkeiten und den Eigenschaften der Grundwasserdeckschichten. Erhöhen sich Materialwerte, vermindern sich die Einbaumöglichkeiten und umgekehrt. Bei Bodenmaterial gab es keine Anhaltspunkte für eine Abgrenzung verschiedener Belastungskategorien, so dass hier die Materialwerte für Bodenmaterial an die Einbauwerten für die drei Eigenschaften der Grundwasserdeckschichten (ungünstig, günstig-Sand, günstig-Schluff) angepasst wurden. Dies gilt auch für Gleisschotter und tongebundenen Gießereirestsand.

Um eine möglichst differenzierte Bewertung der Einsetzbarkeit der Ersatzbaustoffe vornehmen zu können, werden alle relevanten möglichen technischen Einsatzgebiete und alle unterschiedlich zu beurteilenden hydrogeologischen und wasserwirtschaftlichen Standortbedingungen betrachtet und in sog. Einbautabellen zusammengeführt (Matrix aus 168 Feldern).

Der Einbau mineralischer Ersatzbaustoffe in wasserdurchlässigen Bauweisen erfolgt durch direkten Vergleich von Materialwerten und Einbauwerten. Unterschreitet der Materialwert den Einbauwert ist ein Einbau nach dem Konzept möglich, bei Unterschreitung dagegen nicht möglich. Dieser Vergleich ist für jeden mineralischen Ersatzbaustoff in einer Einbautabelle mit einem +-Zeichen oder einem -Zeichen umgesetzt. Die Bewertungen der übrigen Tabellenfelder (z. B. der wasserundurchlässigen Bauweisen oder innerhalb von Wasserschutzgebieten) ergeben sich mittelbar durch relative Bewertung des Gefährdungspotentials in Abhängigkeit von der Empfindlichkeit des Standortes. Hierbei werden die wasserundurchlässigen Bauweisen positiv beurteilt und die Wasserschutzgebiete aus Vorsorgegründen

strenger bewertet als die Gebiete außerhalb von Wasserschutzgebieten. Zusätzlich müssen in Wasserschutzgebieten immer günstige Deckschichteigenschaften vorliegen, wenn Ersatzbaustoffe in ungebundenen Schichten eingebaut werden sollen.

Bei der Bewertung der Einbaubarkeit können in einzelnen Bauweisen noch abfallwirtschaftliche Kriterien und Bodenschutzkriterien eine Rolle spielen. Beim Ausfüllen der Tabellen sind diese Aspekte beachtet worden. Eine vertiefte Auseinandersetzung ist im Rahmen dieser Arbeit jedoch nicht erfolgt.

7 Literatur

Alstetter, H., Rüde, T., R. (2004): Prüfung der Prognosesicherheit aus Eluattests über die Mobilisierung von Oxyanionen aus Stahlwerksschlacken hinsichtlich der Sickerwassergehalte und des Transportes in das Grundwasser (PROGEMOS).- Abschlussbericht der Univ. München, Department für Geo- und Umweltwissenschaften, zum Teilprojekt BMBF 02WP0203 im BMBF- F&E-Vorhaben „Sickerwasserprognose“, vorgelegt beim Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Projektträger Forschungszentrum Karlsruhe, Bereich Wassertechnologie und Entsorgung (PTKA-WTE), Koordination: Heinrich-Sontheimer-Laboratorium für Wassertechnologie (HSL) im Technologiezentrum Wasser (TZW), 70 S., Technische Informationsbibliothek, Universitätsbibliothek Hannover (TIB/UB), <http://www.tib.uni-hannover.de/>

BBodSchV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 16. Juli 1999.- Bundesgesetzblatt, Teil I, Nr.36, S. 1554-1682.

Bear, J. (1979): Hydraulics of Groundwater.- McGraw-Hill, New York, 764 S.

Becker, V., Lager, T., Hamer, K. (2004): Prognose der Quellstärke: Standardisierte Laborversuche zur Verifizierung und Sensitivitätsanalyse eines in der Praxis anwendbaren Computermodells.- Abschlussbericht der Univ. Bremen zum Teilprojekt 02WP0142a im BMBF- F&E-Vorhaben „Sickerwasserprognose“, vorgelegt beim Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Projektträger Forschungszentrum Karlsruhe, Bereich Wassertechnologie und Entsorgung (PTKA-WTE), Koordination: Heinrich-Sontheimer-Laboratorium für Wassertechnologie (HSL) im Technologiezentrum Wasser (TZW), 125 S., Technische Informationsbibliothek, Universitätsbibliothek Hannover (TIB/UB), <http://www.tib.uni-hannover.de>

Beese, F., Ludwig, B., Khanna, P., Prenzel, J. (2004): Optimierung der Verfahren zur Quellstärkenbestimmung am Beispiel von Aschen und Schlacken. Überprüfung von bestehenden Computermodellen für ungesättigte Böden hinsichtlich ihrer Anwendbarkeit für die Sickerwasserprognose.- Abschlussbericht der Univ. Göttingen, Institut für Bodenkunde und Waldernährung zum Teilprojekt BMBF 02WP0122 im BMBF- F&E-Vorhaben „Sickerwasserprognose“, vorgelegt beim Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Projektträger Forschungszentrum Karlsruhe, Bereich Wassertechnologie und Entsorgung (PTKA-WTE), Koordination: Heinrich-Sontheimer-Laboratorium für Wassertechnologie (HSL) im Technologiezentrum Wasser (TZW), 21 S., Technische Informationsbibliothek, Universitätsbibliothek Hannover (TIB/UB), <http://www.tib.uni-hannover.de/>

Berger W., Kalbe U., Eckardt J. (2005): Aufbereitung von Referenzmaterialien für die Ableitung von Verfahren zur Sickerwasserprognose.- Abschlussbericht der Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (BAM), Abteilung IV Material und Umwelt, Fachgruppe IV.3 Abfallbehandlung und Altlastensanierung, Arbeitsgruppe IV.31 Altlasten-

- behandlung und Umwelttechnik zum Teilprojekt 02WP0143 im BMBF- F&E-Vorhaben „Sickerwasserprognose“, vorgelegt beim Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Projektträger Forschungszentrum Karlsruhe, Bereich Wassertechnologie und Entsorgung (PTKA-WTE), Koordination: Heinrich-Sontheimer-Laboratorium für Wassertechnologie (HSL) im Technologiezentrum Wasser (TZW), Karlsruhe im Juni 2005, 31 S., Technische Informationsbibliothek, Universitätsbibliothek Hannover (TIB/UB), <http://www.tib.uni-hannover.de>
- Beyer, C., Konrad, W., Hee, P., C., Bauer, S., Rügner, H., Liedl, R., Grathwohl, P. (2007): „Modell-basierte Sickerwasserprognose für die Verwertung von Recyclingbaustoff“- Grundwasser, Vol. 12, 2, Juni 2007
- BGR, 2006: Nutzungsdifferenzierte Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:1.000.000 (BÜK 1000 N2.3). Auszugskarten Acker, Grünland, Wald.- Digit. Archiv FISBo BGR (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe); Hannover und Berlin
- BMU, 2000: Hydrologischer Atlas von Deutschland, 3. Lieferung 2003.- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit), Berlin
- Bode, R., Becker, K.-W. (2005): Schadstoffaustrag aus schwach belasteten Abfällen, Recyclingprodukten und kontaminierten Materialien: Verifizierung im Lysimeter und Vergleich mit bekannten Prognoseverfahren.- Abschlussbericht der Univ. Göttingen, Inst. f. Bodenwissenschaft zum Teilprojekt 02WP0205 im BMBF- F&E-Vorhaben „Sickerwasserprognose“, vorgelegt beim Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Projektträger Forschungszentrum Karlsruhe, Bereich Wassertechnologie und Entsorgung (PTKA-WTE), Koordination: Heinrich-Sontheimer-Laboratorium für Wassertechnologie (HSL) im Technologiezentrum Wasser (TZW), 125 S., Technische Informationsbibliothek, Universitätsbibliothek Hannover (TIB/UB), <http://www.tib.uni-hannover.de>
- Bodenkundliche Kartieranleitung (2005): K4, Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden der Staatlichen Geologischen Dienste und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. Hrsg. von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Fachliche Red.: H. Sponagel, 5., verb. und erw. Aufl., Schweizerbart, Stuttgart 2005, 103 Tabellen und 31 Listen, 438 S.
- Chiou, C.T., Peters, L. J., Freed, V. H. (1979): A physical concept of soil-water equilibria for nonionic organic compounds.- Science, 206, 11, S. 831-832.
- Dehoust, G., Küppers, P., Gebhardt, P., Rheinberger, U., Hermann, A. (2007): Aufkommen, Qualität und Verbleib mineralischer Abfälle.- Schlussbericht des Ökoinstituts zum gleichnamigen FuE-Vorhaben des UBA mit der FKZ 20433325, Dessau, 123 S. + 107 S. Anhang
- Delay, M., Frimmel, F.-H. (2004): Verbundprojekt Entwicklung eines Verfahrens zur experimentellen Quantifizierung der Schadstoff-Quellstärke für Lockermaterial, Teilprojekt 2: Einfluss von Redoxpotential, gelöstem organischen Kohlenstoff und Temperatur auf die Mobilisierung von anorganischen Schadstoffen.- Abschlussbericht der Univ. Karlsruhe, Engler-Bunte-Inst., Lehrstuhl für Wasserchemie zum Teilprojekt 02WP0089 im BMBF- F&E-Vorhaben „Sickerwasserprognose“, vorgelegt beim Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Projektträger Forschungszentrum Karlsruhe, Bereich Wassertechnologie und Entsorgung (PTKA-WTE), Koordination: Heinrich-Sontheimer-Laboratorium für Wassertechnologie (HSL) im Technologiezentrum Wasser (TZW), 189 S., Technische Informationsbibliothek, Universitätsbibliothek Hannover (TIB/UB), <http://www.tib.uni-hannover.de>

- Delay, M., Bahnmüller, S., Doll, T., Glauner, T., Haak, D., Heise, C., Kiesel, D., Klüpfel, A., Metreveli, G., Reichert, U., Sembritzki, R., Voskamp, M. (2006): Elutionsversuche zur Ermittlung von Näherungsfunktionen für die Schadstoff-Quellstärke von Lockermaterialien.- Abschlussbericht der Univ. Karlsruhe, Engler-Bunte-Inst., Lehrstuhl für Wasserchemie zum Nachfolgeprojekt 02WP0516 an das Teilprojekt 02WP0089 im BMBF-F&E-Vorhaben „Sickerwasserprognose“, vorgelegt beim Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Projektträger Forschungszentrum Karlsruhe, Bereich Wassertechnologie und Entsorgung (PTKA-WTE), Koordination: Heinrich-Sontheimer-Laboratorium für Wassertechnologie (HSL) im Technologiezentrum Wasser (TZW), 100 S., Technische Informationsbibliothek, Universitätsbibliothek Hannover (TIB/UB), <http://www.tib.uni-hannover.de>
- Dijkstra, J. (2007): Development of a consistent geochemical modelling approach for leaching and reactive transport processes in contaminated materials.- Wageningen, Univ., Diss., 2007, ISBN: 90-8504-607-6, 192 S
- DIN EN 12457-4 (2002): 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); Deutsche Fassung EN 12457-4:2002, Beuth Verlag, Berlin
- DIN E 19528 (2007): Elution von Feststoffen - Perkulationsverfahren zur gemeinsamen Untersuchung des Elutionsverhaltens von organischen und anorganischen Stoffen für Materialien mit einer Korngröße bis 32 mm – Grundlegende Charakterisierung mit einem ausführlichen Säulenversuch und Übereinstimmungsuntersuchung mit einem Säulenschnelltest', Ausgabe Juli 2007.- Beuth Verlag, Berlin
- DIN E 19529 (2007): 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, Ausgabe Juli 2007.- Beuth Verlag, Berlin
- Durner, W., Gronwald, N., Iden, S., C., Peters, A. (2006): Entwicklung eines Verfahrens zur Sickerwasserprognose am Beispiel schwerflüchtiger organischer Schadstoffe aus behandelten Böden.- Abschlussbericht der Universität Braunschweig, Institut für Geoökologie zum Teilprojekt 02WP0299 im BMBF- F&E-Vorhaben „Sickerwasserprognose“, vorgelegt beim Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Projektträger Forschungszentrum Karlsruhe, Bereich Wassertechnologie und Entsorgung (PTKA-WTE), Koordination: Heinrich-Sontheimer-Laboratorium für Wassertechnologie (HSL) im Technologiezentrum Wasser (TZW), 189 S., Technische Informationsbibliothek, Universitätsbibliothek Hannover (TIB/UB), <http://www.tib.uni-hannover.de>
- Eschenbach, A., Farahbakhsh, M., Henke, J., Kloth, K., Wienberg, R., Mahro, B. (2005): Entwicklung und Erprobung einer Freilandsimulierenden Labor-Testbatterie zur Bestimmung des maximalen Sickerwasseraustrags beim Recycling von PAK-belasteten Abfällen in Böden.- Abschlussbericht der Hochschule Bremen, Institut für Technischen Umweltschutz zum Teilprojekt 02WP0186 im BMBF- F&E-Vorhaben „Sickerwasserprognose“, vorgelegt beim Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Projektträger Forschungszentrum Karlsruhe, Bereich Wassertechnologie und Entsorgung (PTKA-WTE), Koordination: Heinrich-Sontheimer-Laboratorium für Wassertechnologie (HSL) im Technologiezentrum Wasser (TZW), 157 S., Technische Informationsbibliothek, Universitätsbibliothek Hannover (TIB/UB), <http://www.tib.uni-hannover.de>

- FGSV (E 2007): Merkblatt über Technische Sicherungsmaßnahmen bei schadstoffbelasteten Böden und Baustoffen im Erdbau, Teil 2: Bauweisen - (E2007)“ wird derzeit durch die FGSV erarbeitet.
- Finkel M., Liedl R., Teutsch G. (1989): Modelling surfactant-enhanced remediation of polycyclic aromatic hydrocarbons.- J. Environ. Modelling & Software 14, S. 203-211
- Flöter, O. (2006): Wasserhaushalt gepflasterter Strassen und Gehwege: Lysimeterversuche an drei Aufbauten unter praxisnahen Bedingungen unter Hamburger Klima.- Hamburg: Verein zur Förderung der Bodenkunde in Hamburg, Hamburger bodenkundliche Arbeiten; 58 S, Hochschulschrift, zugl.: Hamburg, Univ., FB Geowiss., Diss., 2006
- Förstner, U., Grathwohl, P. (2007): Ingenieurgeochemie.- Springer, 2. neu bearbeitete Auflage
- Gerth, J., Förstner, G. (2003): Entwicklung eines Verfahrens zur experimentellen Quantifizierung der Schadstoff-Quellstärke für Lockermaterial: CO₂-beeinflusste Mobilisierung anorganischer Schadstoffe.- Abschlussbericht der TU Hamburg-Harburg zum Teilprojekt 02WP0082 im BMBF- F&E-Vorhaben „Sickerwasserprognose“, vorgelegt beim Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Projektträger Forschungszentrum Karlsruhe, Bereich Wassertechnologie und Entsorgung (PTKA-WTE), Koordination: Heinrich-Sontheimer-Laboratorium für Wassertechnologie (HSL) im Technologiezentrum Wasser (TZW), 33 S., Technische Informationsbibliothek, Universitätsbibliothek Hannover (TIB/UB), <http://www.tib.uni-hannover.de>
- Glugla, G., Jankiewicz, P., Rachimow, C., Lojek, K., Richter, K., Fürtig, G., Krahe, P (2003): Wasserhaushaltsverfahren zur Berechnung vieljähriger Mittelwerte der tatsächlichen Verdunstung und des Gesamtabflusses.- BfG-Bericht, Nr. 1342, 106 S.
- Glüh, K. (2006): Erstellung von Adsorptionsisothermen zur Charakterisierung des Sorptionsvermögens von Böden für Vanadium.- Diplomarbeit am Institut für Umweltgeologie der TU Braunschweig, 111 pp.
- Grathwohl, P. (1990): Influence of organic matter from soils and sediments from various origins on the sorption of some chlorinated aliphatic hydrocarbons: Implications on Koc-correlations.- Environ. Sci. Technol., 24, (11): 1687-1693
- Grathwohl, P (1998).: Diffusion in Natural Porous Media: Contaminant Transport, Sorption/Desorption and Dissolution Kinetics. 224 S.; Kluwer Academic Publishers, Boston
- Grathwohl, P. (1999): Empirische Korrelation zur Sickerwasserprognose.- Bodenschutz, 2/99, S. 44-47
- Grathwohl, P. (2000): Elemente der Sickerwasserprognose zur Gefahrenbeurteilung "Grundwasser" bei kontaminierten Böden/Materialien/Altlasten.- Handbuch Bodenschutz, BoS. Lfg. V/00, 40 S.
- Grathwohl P., Susset B. (2001): Sickerwasserprognose für organische Schadstoffe Grundlagen und Stand der Forschung.- altlasten spektrum, 6/2001, S. 285- 293.
- Grathwohl, P., Rahman, M. (2002): Partitioning and pore-filling: Solubility-normalized sorption isotherms of nonionic organic contaminants in soils and sediments.- Israel J. of Chemistry, 42, 67 -75
- Grathwohl, P (2004).: Gutachten zur Beschreibung von fachlichen Eckpunkten für die Festlegung von Zuordnungswerten der Einbauklasse 1.1 (Z 1.1) für organische Schadstoffe

in mineralischen Abfällen.- Umweltbundesamt (Hrsg.) Texte 37/2004. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Forschungsbericht 36301047, UBA-FB 000721, Berlin, 71 S.

Grathwohl, P., Liedl, R., Beyer, C., Konrad, W., Amankwah, E. A. (2006): Übertragung der Ergebnisse des BMBF – Förderschwerpunktes „Sickerwasserprognose“ auf repräsentative Fallbeispiele.- Abschlussbericht der Universität Tübingen, Zentrum für Angewandte Geowissenschaften zum Nachfolgeprojekt 02WP0517 (Teil 1a) an das Teilprojekt 02WP0198 im BMBF- F&E-Vorhaben „Sickerwasserprognose“, vorgelegt beim Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Projektträger Forschungszentrum Karlsruhe, Bereich Wassertechnologie und Entsorgung (PTKA-WTE), Koordination: Heinrich-Sontheimer-Laboratorium für Wassertechnologie (HSL) im Technologiezentrum Wasser (TZW), 119 S., Technische Informationsbibliothek, Universitätsbibliothek Hannover (TIB/UB), <http://www.tib.uni-hannover.de>

Hantsch, S., Vogel, D., Bilitewski, B. (2005): Ermittlung der Quellstärke zur Prognose des Schadstoffeintrags in das Grundwasser mit dem Sickerwasser: Ermittlung relevanter Randbedingungen für Extraktionstests.- Abschlussbericht der TU Dresden, Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten (IAA) zum Teilprojekt 02WP0157 im BMBF- F&E-Vorhaben „Sickerwasserprognose“, vorgelegt beim Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Projektträger Forschungszentrum Karlsruhe, Bereich Wassertechnologie und Entsorgung (PTKA-WTE), Koordination: Heinrich-Sontheimer-Laboratorium für Wassertechnologie (HSL) im Technologiezentrum Wasser (TZW), 102 S., Technische Informationsbibliothek, Universitätsbibliothek Hannover (TIB/UB), <http://www.tib.uni-hannover.de>

Hams, S., Becker, G., Gallenkemper, B. (2005): Prognose des Schadstoffeintrages in das Grundwasser (Sickerwasserprognose) - Quellstärkeermittlung für feinkörnige und verfestigende Materialien.- Abschlussbericht der Fachhochschule Münster, Fachbereich Bauingenieurswesen, Labor f. Abfallwirtschaft, Siedlungswasserwirtschaft, Umweltchemie (LASU) zum Teilprojekt 02WP0287 im BMBF- F&E-Vorhaben „Sickerwasserprognose“, vorgelegt beim Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Projektträger Forschungszentrum Karlsruhe, Bereich Wassertechnologie und Entsorgung (PTKA-WTE), Koordination: Heinrich-Sontheimer-Laboratorium für Wassertechnologie (HSL) im Technologiezentrum Wasser (TZW), 102 S., Technische Informationsbibliothek, Universitätsbibliothek Hannover (TIB/UB), <http://www.tib.uni-hannover.de>

Henzler, R., Rügner, H., Grathwohl, P. (2006): Bewertung der Filter- und Pufferfunktion von Unterböden für organische Schadstoffe.- Bodenschutz 1/2006, S. 8–14

Hjelmar, O., Holm J., Crillesen, K. (2006): Utilisation of MSWI bottom ash as sub-base in road construction: First results from a large-scale test site.- J. Hazard. Mater.

Jäger, R., Liedl, R. (2000): Prognose der Sorptionskinetik organischer Schadstoffe in heterogenem Aquifermaterial.- Grundwasser, 2, S. 57-66

Kalbe, U., Berger, W. (2006): Laborvergleichsuntersuchungen SIWAP.- Abschlussbericht zum FuE-Vorhaben Laborvergleichsuntersuchungen SIWAP im Rahmen des UBA-Projektes "Evaluierung von Methoden zur Sickerwasserprognose".- Abschlussbericht der Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (BAM), Abteilung IV Material und Umwelt, Fachgruppe IV.3 Abfallbehandlung und Altlastensanierung, 92 S., Technische Informationsbibliothek, Universitätsbibliothek Hannover (TIB/UB), <http://www.tib.uni-hannover.de>

- Karickhoff, S., Brown, D., Scott, T. (1979): Sorption of hydrophobic pollutant on natural sediments.- *Wat. Res.*, 13, S. 241-248.
- Kern, A., Zurmühl, T. (2005): Aufbau und Verifizierung eines Laborverfahrens zur Ermittlung der Sickerwasserkonzentration unterhalb von Kontaminationszonen in ungesättigten Böden.- Abschlussbericht der AGROLAB GmbH, Oberhummel zum Teilprojekt 02WP0174 im BMBF- F&E-Vorhaben „Sickerwasserprognose“, vorgelegt beim Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Projektträger Forschungszentrum Karlsruhe, Bereich Wassertechnologie und Entsorgung (PTKA-WTE), Koordination: Heinrich-Sontheimer-Laboratorium für Wassertechnologie (HSL) im Technologiezentrum Wasser (TZW), 153 S., Technische Informationsbibliothek, Universitätsbibliothek Hannover (TIB/UB), <http://www.tib.uni-hannover.de>
- Kleineidam, S., Rügner, H., Ligouis, B., Grathwohl, P. (1999a): Organic matter facies and equilibrium sorption of phenanthrene.- *Environ. Sci. Tech.* 33 (10), S. 1637–1644
- Kleineidam, S., Rügner, H., Grathwohl, P. (1999b): Impact of grain scale heterogeneity on slow sorption kinetics.- *Environ. Tox. Chem.* 18 (8), S. 1673–1678.
- Klotz, D. (2006): Untersuchungen in Laboranordnungen und Freilandlysometern zur Sickerwasserprognose.- Abschlussbericht des Forschungszentrums für Umwelt und Gesundheit (GSF), Neuherberg, Institut für Grundwasserökologie (vormals: Hydrologie), zum Teilprojekt 02WP0219 im BMBF- F&E-Vorhaben „Sickerwasserprognose“, GSF-Bericht 01/06, vorgelegt beim Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Projektträger Forschungszentrum Karlsruhe, Bereich Wassertechnologie und Entsorgung (PTKA-WTE), Koordination: Heinrich-Sontheimer-Laboratorium für Wassertechnologie (HSL) im Technologiezentrum Wasser (TZW), 112 S., Technische Informationsbibliothek, Universitätsbibliothek Hannover (TIB/UB), <http://www.tib.uni-hannover.de>
- Kowalewski P., Nobis-Wicherding H., Siegert G. & Kambach S. (1984): Entwicklung von Methoden zur Aufrechterhaltung der natürlichen Versickerung von Wasser.- *Berliner Wasserwerke*, 136 S.
- LABO (2003): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden.- *Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz*, 3. überarbeitete und ergänzte Auflage, <http://www.labo-deutschland.de/>
- LAGA (1997): Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen -Technische Regeln.- *Mitteilungen der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA)*, Nr. 20., www.laga-online.de
- LAGA (2003 und 2004a): Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Abfällen.- *Technische Regeln- Mitteilungen der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA)* 20, Überarbeitung, Endfassung vom 06.11.2003, Teil I: Allgemeiner Teil (06.11.2003), HINWEIS: Nur der Teil I wurde von der LAGA veröffentlicht. Die Anwendung der Teile - Teil II: Technische Regeln für die Verwertung - 1. Bodenmaterial und sonstige mineralische Abfälle (31.08.2004) und - Teil III: Probenahme und Analytik (31.08.2004) wird in den Ländern unterschiedlich gehandhabt, www.laga-online.de.
- LAGA (2004b) Eckpunkte www.laga-online.de
- Lange, T., Stien, J. (2003): Entwicklung eines Verfahrens zur experimentellen Quantifizierung der Schadstoff-Quellstärke für Lockermaterial, Teilprojekt 3: Mobilisierung von organischen Schadstoffen.- Abschlussbericht des DVGW-Technologiezentrums Wasser (TZW), Karlsruhe, zum Teilprojekt 02WP0088 im BMBF- F&E-Vorhaben „Sicker-

- wasserprognose“, vorgelegt beim Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Projektträger Forschungszentrum Karlsruhe, Bereich Wassertechnologie und Entsorgung (PTKA-WTE), Koordination: Heinrich-Sontheimer-Laboratorium für Wassertechnologie (HSL) im Technologiezentrum Wasser (TZW), 244 S., Technische Informationsbibliothek, Universitätsbibliothek Hannover (TIB/UB), <http://www.tib.uni-hannover.de>
- LAWA (2002): Grundsätze des vorsorgenden Grundwasserschutzes bei Abfallverwertung und Produkteinsatz.- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, www.lawa.de.
- LAWA (2004): Geringfügigkeitsschwellen (Prüfwerte) zur Beurteilung von Grundwasserverunreinigungen.- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, www.lawa.de.
- Liedl, R., Grathwohl, P., Halm, D., Bold, S., Madlener, I., Amankwah, E., A. (2005): “Entwicklung und Validierung eines Modells zur Abschätzung der Stoffkonzentration am Beurteilungsort – Teil 1: Bestimmung der Retardation unter Nichtgleichgewichtsbedingungen“.- Abschlussbericht der Universität Tübingen, Zentrum für Angewandte Geowissenschaften, zum Teilprojekt 02WP0198 im BMBF- F&E-Vorhaben „Sickerwasserprognose“, vorgelegt beim Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Projektträger Forschungszentrum Karlsruhe, Bereich Wassertechnologie und Entsorgung (PTKA-WTE), Koordination: Heinrich-Sontheimer-Laboratorium für Wassertechnologie (HSL) im Technologiezentrum Wasser (TZW), 70 S., Technische Informationsbibliothek, Universitätsbibliothek Hannover (TIB/UB), <http://www.tib.uni-hannover.de>
- Maier, U., Beyer, Ch., Susset, B., Grathwohl, P. (2008): Modelling of solute mass transfer across the capillary fringe.- GQ07: Securing Groundwater Quality in Urban and Industrial Environments (Proc. 6th International Groundwater Quality Conference held in Fremantle, Western Australia, 2–7 December 2007). IAHS Publ., 2008.
- MUNLV (2001): Anforderungen an den Einsatz von mineralischen Stoffen aus industriellen Prozessen im Straßen- und Erdbau.- Gemeinsamer Runderlass des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (MUNLV) IV – 3 – 953-26308 – IV – 8 – 1573-30052- und des Ministeriums für Wirtschaft und Mittelstand, Energie und Verkehr – VI A 3 – 32-40/45 – vom 9.10.2001, 22 S.
- Ogata, A., Banks, R., G. (1961): A solution of the differential equation of longitudinal dispersion in porous media.- U.S. Geological Survey Professional Paper, 411-A Washington.
- Pütz, T., Rützel, R., Vereecken, H. (2005): Großlysimeterversuche mit Hausmüllverbrennungsasche, Abbruchmaterial und PAK-belastetem Bodenmaterial auf Parabraunerde in Kombination mit Wassertracern und Indikatorstoffen - Applikation und 34 Monate Versuchsdauer.- Bericht des Forschungszentrum Jülich, Inst. f. Chemie u. Dynamik d. Geosphäre (ICG-IV): Agrosphäre, Jülich, zum Teilprojekt 02WP021 im BMBF- F&E-Vorhaben „Sickerwasserprognose“, vorgelegt beim Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Projektträger Forschungszentrum Karlsruhe, Bereich Wassertechnologie und Entsorgung (PTKA-WTE), Koordination: Heinrich-Sontheimer-Laboratorium für Wassertechnologie (HSL) im Technologiezentrum Wasser (TZW), 47 S., Technische Informationsbibliothek, Universitätsbibliothek Hannover (TIB/UB), <http://www.tib.uni-hannover.de>
- RAS-Ew (2005): Richtlinien für die Anlage von Straßen, Teil: Entwässerung (RAS-Ew).- Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen, Arbeitsgruppe Straßenentwurf / Arbeitsgruppe Erd- und Grundbau, Köln, 80 S.

- Reinstorf, F., Susset, B., Marre, D., Grathwohl, P., Walther, W. (2001): Modelle zur Sickerwasserprognose.- Bodenschutz, 1-01, 18-24.
- Richter, T. (2003): Regenwasserversickerung durch Pflasterdecken.- Zement-Merkblatt Straßenbau, 15 S., [http://www.vdz-online.de/fileadmin/gruppen/vdz/3Literatur Recherche](http://www.vdz-online.de/fileadmin/gruppen/vdz/3Literatur_Recherche)
- Roth, K., Bayer, A. (2005) : Erfassung und Quantifizierung von bevorzugten Wegsamkeiten in gröbstrukturierten Materialien.- Abschlussbericht der Universität Heidelberg, Institut für Umweltphysik, zum Teilprojekt 02WP0261 im BMBF- F&E-Vorhaben „Sickerwasserprognose“, vorgelegt beim Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Projektträger Forschungszentrum Karlsruhe, Bereich Wassertechnologie und Entsorgung (PTKA-WTE), Koordination: Heinrich-Sontheimer-Laboratorium für Wassertechnologie (HSL) im Technologiezentrum Wasser (TZW), 11 S., Technische Informationsbibliothek, Universitätsbibliothek Hannover (TIB/UB), <http://www.tib.uni-hannover.de>
- RuA-Stb (2001): Richtlinien für die umweltverträgliche Anwendung von industriellen Nebenprodukten und Recycling-Baustoffen im Straßenbau.- RuA-StB 01, Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen (FGSV), Arbeitsgruppe Mineralstoffe im Straßenbau, FGSV-Verl. Ausg. 2001, Köln, FGSV 642, 24 S.
- Rügner, H., Henzler, R., Grathwohl, P. (2005): Beurteilung der Empfindlichkeit der Filter- und Pufferfunktion von Böden (i.B. Unterböden) nach Maßstäben des vorsorgenden Bodenschutzes für organische Schadstoffe.- Abschlussbericht der Universität Tübingen, Zentrum für Angewandte Geowissenschaften zum Projekt: „LABO 2003 B 2.03“ (Programm: "Wasser und Boden" 2002 der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz)
- Scheithauer, M., Erhard, Rexer, Gierig (2006): Vergleichende Untersuchung von praxistauglichen in-situ-Verfahren und Laborverfahren zur Bewertung der Sickerwasserbeschaffenheit von Altlastenverdachtsflächen in Bayern Kurzbezeichnung "In-situ-Verfahren".- Abschlussbericht des Bayer. Landesamtes für Umwelt (LfU, Referat 76, Stoff- und Chemikalienbewertung) zum gleichnamigen F&E Vorhaben des Bayer. Staatsministeriums für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (StMUGV, Ref. 86), Wielenbach, 134 S., <http://www.lfu.bayern.de/>
- Schneider & Stöfen (2004): Entwicklung von Qualitätsanforderungen für Sickerwassermodelle und Eignungsbewertung vorhandener Modelle.- Abschlussbericht der TU Hamburg-Harburg, Arbeitsbereich Wasserwirtschaft und Wasserversorgung; zum Teilprojekt 02WP0220 im BMBF- F&E-Vorhaben „Sickerwasserprognose“, vorgelegt beim Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Projektträger Forschungszentrum Karlsruhe, Bereich Wassertechnologie und Entsorgung (PTKA-WTE), Koordination: Heinrich-Sontheimer-Laboratorium für Wassertechnologie (HSL) im Technologiezentrum Wasser (TZW), 273 S., Technische Informationsbibliothek, Universitätsbibliothek Hannover (TIB/UB), <http://www.tib.uni-hannover.de>
- Schneider & Stöfen (2006): Prozessbasierte Beschreibung der Quellstärkeentwicklung „Task Force“ Quellstärkefunktionen - TFQ-3: Übertragung der Laborergebnisse auf den Feldmaßstab.- Abschlussbericht der TU Hamburg-Harburg, Arbeitsbereich Wasserwirtschaft und Wasserversorgung; zum Task Force Projekt TFQ-3 im BMBF- F&E-Vorhaben „Sickerwasserprognose“, vorgelegt beim Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Projektträger Forschungszentrum Karlsruhe, Bereich Wassertechnologie und Entsorgung (PTKA-WTE), Koordination: Heinrich-Sontheimer-Laboratorium für Wassertechnologie (HSL) im Technologiezentrum Wasser (TZW), 49 S

- Schug B, Düring R.-A., Gäth S. (2000): Improved cadmium sorption isotherms by the determination of initial contents using the radioisotope ^{109}Cd .- J. Plant Nutrition and Soil Sci., 163: 197-202.
- Seth, R., Mackay, D., Muncke, J. (1999): Estimating of organic carbon partition coefficient and its variability for hydrophobic chemicals.- Environ. Sci. Technol. 33 (14), S. 2390-2394
- Stieber, M., Kraßnitzer, S., Coutinho, C. d. S., Thiem, A. (2006): Teilvorhaben TFQ-4: Laborsäulenversuche mit Referenzmaterialien zur Beurteilung des zeitlichen Verlaufs der Quellstärke unter gesättigten und ungesättigten Bedingungen.- Abschlussbericht des DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW) zum Task Force Projekt TFQ-4 im BMBF-F&E-Vorhaben „Sickerwasserprognose“, vorgelegt beim Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Projektträger Forschungszentrum Karlsruhe, Bereich Wassertechnologie und Entsorgung (PTKA-WTE), Koordination: Heinrich-Sontheimer-Laboratorium für Wassertechnologie (HSL) im Technologiezentrum Wasser (TZW), 30 S.
- Susset, B., Grathwohl, P., (2003): Unterscheidung Gleichgewicht/Nichtgleichgewicht in Säulenversuchen zur Elution organischer Schadstoffe: Materialuntersuchungen und Modellentwicklung.- Abschlussbericht der Universität Tübingen, Zentrum für Angewandte Geowissenschaften zum Teilprojekt 02WP0081 im BMBF- F&E-Vorhaben „Sickerwasserprognose“, vorgelegt beim Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Projektträger Forschungszentrum Karlsruhe, Bereich Wassertechnologie und Entsorgung (PTKA-WTE), Koordination: Heinrich-Sontheimer-Laboratorium für Wassertechnologie (HSL) im Technologiezentrum Wasser (TZW), 112 S., Technische Informationsbibliothek, Universitätsbibliothek Hannover (TIB/UB), <http://www.tib.uni-hannover.de>
- SUSSET, B. (2004): „Materialuntersuchungen und Modellierungen zur Unterscheidung Ungleichgewicht/Gleichgewicht in Säulenversuchen zur Sickerwasserprognose für organische Schadstoffe“.- Tübinger Geowissenschaftliche Arbeiten TGA 74, 112 S.
- Susset, B. (2007): „Materialien zur Sickerwasserprognose“.- in: Förstner, U., Grathwohl, P. (1997): Ingenieurgeochemie.- Springer, Beitrag zur 2. neu bearbeiteten Auflage
- Susset, B., Leuchs, W (2008): „Stofffreisetzung aus mineralischen Ersatzbaustoffen und Böden - Ermittlung der Quellstärke-Entwicklung und des Rückhalte- und/oder Abbaupotentials mittels Freilandlysimetern und Laborelutionsmethoden“.- Abschlussbericht des Landesamt für Natur Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV NRW) zum Teilprojekt 02WP0286 im BMBF- F&E-Vorhaben „Sickerwasserprognose“, vorgelegt am 20.06.2008 beim Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Projektträger Forschungszentrum Karlsruhe, Bereich Wassertechnologie und Entsorgung (PTKA-WTE), Koordination: Heinrich-Sontheimer-Laboratorium für Wassertechnologie (HSL) im Technologiezentrum Wasser (TZW), 286 S. (+212 S. Anhang), Technische Informationsbibliothek, Universitätsbibliothek Hannover (TIB/UB), <http://www.tib.uni-hannover.de>
- Swaboda, D., Gies, R. (2005): Sickerwasserprognose mittels Laboruntersuchungen zur Übertragung der Praxisrelevanz, Themenpunkt 2: Entwicklung eines rechnergestützten Expertensystems für eine reproduzierbare laborative Ermittlung von Migrationsparametern zur Prognose der Sickerwasserbeschaffenheit.- Abschlussbericht des Dresdner Grundwasserforschungszentrums, Dresden zum Teilprojekt 02WP0197 im BMBF- F&E-Vorhaben „Sickerwasserprognose“, vorgelegt beim Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Projektträger Forschungszentrum Karlsruhe, Bereich Wassertechnologie und Entsorgung (PTKA-WTE), Koordination: Heinrich-Sontheimer-Laboratorium für Wassertechnologie (HSL) im Technologiezent-

- rum Wasser (TZW), 275 S., Technische Informationsbibliothek, Universitätsbibliothek Hannover (TIB/UB), <http://www.tib.uni-hannover.de>
- TAC (2000): Report of workshop on limit setting for environmental protection around landfills.- Directive 1999/31/EC on the landfill waste, The Hague, June 2000, unveröffentlicht
- Thiem, A., Stieber, M. (2005): Projektverbund: Entwicklung und Validierung eines Modells zur Abschätzung der Stoffkonzentration am Beurteilungsort, Teilprojekt 4: Untersuchung der Bedeutung des mikrobiellen Abbaus für den Transport persistenter organischer Schadstoffe in der ungesättigten Zone: Abschlussbericht des DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW), Karlsruhe, zum Teilprojekt 02WP0201 im BMBF- F&E-Vorhaben „Sickerwasserprognose“, vorgelegt beim Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Projektträger Forschungszentrum Karlsruhe, Bereich Wassertechnologie und Entsorgung (PTKA-WTE), Koordination: Heinrich-Sontheimer-Laboratorium für Wassertechnologie (HSL) im Technologiezentrum Wasser (TZW), 51 S., Technische Informationsbibliothek, Universitätsbibliothek Hannover (TIB/UB), <http://www.tib.uni-hannover.de>
- Thiem, A., Stieber, M. (2006): Projektverbund "Entwicklung und Validierung eines Modells zur Abschätzung der Stoffkonzentration am Beurteilungsort", Teilprojekt 3: Untersuchung der Bedeutung des mikrobiellen Abbaus für den Transport persistenter organischer Schadstoffe in der ungesättigten Zone.- Abschlussbericht des DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW), Karlsruhe, zum Anschlußprojekt 02WP0515 an das Teilprojekt 02WP0201 im BMBF- F&E-Vorhaben „Sickerwasserprognose“, vorgelegt beim Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Projektträger Forschungszentrum Karlsruhe, Bereich Wassertechnologie und Entsorgung (PTKA-WTE), Koordination: Heinrich-Sontheimer-Laboratorium für Wassertechnologie (HSL) im Technologiezentrum Wasser (TZW), 92 S., Technische Informationsbibliothek, Universitätsbibliothek Hannover (TIB/UB), <http://www.tib.uni-hannover.de>
- Utermann, J., Meyenburg, G., Altfelder, S., Gäbler, H., K., Duijnisveld, W., Bahr, A. Streck, T. (2005): Entwicklung eines Verfahrens zur Quantifizierung von Stoffkonzentrationen im Sickerwasser auf der Grundlage chemischer und physikalischer Pedotransferfunktionen.- Abschlussbericht der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) zum Teilprojekt 02WP0206 im BMBF- F&E-Vorhaben „Sickerwasserprognose“, vorgelegt beim Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Projektträger Forschungszentrum Karlsruhe, Bereich Wassertechnologie und Entsorgung (PTKA-WTE), Koordination: Heinrich-Sontheimer-Laboratorium für Wassertechnologie (HSL) im Technologiezentrum Wasser (TZW), 212 S., Technische Informationsbibliothek, Universitätsbibliothek Hannover (TIB/UB), <http://www.tib.uni-hannover.de>
- Van Genuchten M. T., Alves W. J. (1982): Analytical solutions of the one-dimensional convective-dispersive solute transport equation. Tech. Bull. 1661, U.S. Dept. of Agriculture, Washington, DC.
- Wehrer, M., Totsche, K. U. (2005a): Optimierung von Durchflussverfahren zur Quellstärkeermittlung kontaminierter natürlicher und anthropo-technogener Schüttgüter.- Abschlussbericht der Univ. Jena, Inst. f. Geowissenschaften, zum Teilprojekt 02WP0118 im BMBF- F&E-Vorhaben „Sickerwasserprognose“, vorgelegt beim Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Projektträger Forschungszentrum Karlsruhe, Bereich Wassertechnologie und Entsorgung (PTKA-WTE), Koordination: Heinrich-Sontheimer-Laboratorium für Wassertechnologie (HSL) im Technologiezentrum Wasser (TZW), 52 S., Technische Informationsbibliothek, Universitätsbibliothek Hannover (TIB/UB), <http://www.tib.uni-hannover.de>

- Wehrer, M., Totsche, K. U. (2005b): Identifikation und Quantifizierung ratenlimitierender Prozesse bei der Quellstärkeermittlung von organischen und anorganischen Schadstoffen mit Säulenexperimenten.- Abschlussbericht der Univ. Jena, Inst. f. Geowissenschaften zum Anschlußprojekt 02WP513 an das Teilprojekt 02WP0118 im BMBF-F&E-Vorhaben „Sickerwasserprognose“, vorgelegt beim Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Projektträger Forschungszentrum Karlsruhe, Bereich Wassertechnologie und Entsorgung (PTKA-WTE), Koordination: Heinrich-Sontheimer-Laboratorium für Wassertechnologie (HSL) im Technologiezentrum Wasser (TZW), 40 S., Technische Informationsbibliothek, Universitätsbibliothek Hannover (TIB/UB), <http://www.tib.uni-hannover.de>
- Weiß, H., Eberhardt, C., Grathwohl, P. (1997): Säulenversuche zur Grundwassergefährdungsabschätzung an kontaminierten Standorten.- TerraTech 5, 52-55
- ZTV E-StB 94 (1997): Zusätzliche Technische Vertragsbedingungen und Richtlinien für Erdarbeiten im Straßenbau.- Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen, Köln, 108 S.
- ZTV P-StB (2000): Zusätzliche technische Vertragsbedingungen und Richtlinien für den Bau von Pflasterdecken und Plattenbelägen.- Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen, Arbeitsgruppe Mineralstoffe im Straßenbau, Ausg. 2000, Köln, FGSV 699, 39 S.
- ZTV T-StB 95 (2002) Zusätzliche Technische Vertragsbedingungen und Richtlinien für Tragschichten im Straßenbau.- Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen, Ausgabe 1955 / Fassung 2002, Köln, 126 S.