

---

Aus dem Fachgebiet Bodenkunde  
am Fachbereich Landwirtschaft, Internationale Agrarentwicklung  
und Ökologische Umweltsicherung der  
Universität Gesamthochschule Kassel

# Aufbereitete Aluminium-Salzschlacke als Rekultivierungsmaterial

Untersuchungen zum Stoff- und Wasserhaushalt eines  
salzhaltigen Rekultivierungsmaterials im Labor und Freiland

Inaugural-Dissertation  
zur Erlangung des akademischen Grades eines  
Doktor - Ingenieur (Dr.-Ing.)

vorgelegt von  
Volko Wöhler

aus Oldenburg i. Olb.

1. Gutachter: Prof. Dr. Holger Wildhagen
2. Gutachter: Prof. Dr. Robert Mayer

Tag der mündlichen Prüfung: Witzenhausen, 17. September 1999

---

<u>Inhaltsverzeichnis.....</u>	<u>I</u>
<u>Abkürzungsverzeichnis.....</u>	<u>IV</u>
<u>Vorbemerkungen.....</u>	<u>V</u>
<u>1 Einleitung, Problemstellung und Zielsetzung .....</u>	<u>1</u>
1.1 Einleitung.....	1
1.2 Problemstellung und Zielsetzung .....	3
<u>2 Untersuchungsgebiet / Situation an der Halde Sigmundshall.....</u>	<u>8</u>
2.1 Salzlagerstätten in Niedersachsen .....	9
2.2 Klimatische Gegebenheiten .....	9
2.3 Haldenwässer und Haldenwachstum .....	10
2.4 Rekultivierungsmaßnahme.....	12
<u>3 Beschreibung der eingesetzten technogenen Substrate .....</u>	<u>13</u>
3.1 REKAL-Rückstand .....	13
3.1.1 Herkunft des REKAL-Rückstands.....	13
3.1.2 Aufarbeitung von Salzschlacken nach dem REKAL-Verfahren .....	15
3.2 Zuschlagstoffe im Rekultivierungsmaterial .....	16
3.2.1 SAV-Stabilisat .....	16
3.2.2 WSA-Stabilisat .....	17
3.2.3 Verfestigungsprozesse durch Zuschlagsstoffe.....	17
3.2.4 Verwendungsmöglichkeiten der Zuschlagsstoffe .....	19
<u>4 Bodenphysikalische und -chemische Kenndaten der Rekultivierungsmaterialien.....</u>	<u>21</u>
4.1 Material und Methoden .....	21
4.1.1 Korngröße .....	21
4.1.2 Festsubstanzdichte .....	21
4.1.3 Pseudokorn .....	21
4.1.4 pH-Wert.....	22
4.1.5 Stoffgehalte der Materialien.....	22
4.1.6 Kationenaustauschkapazität (KAK) .....	24
4.1.7 Farbbestimmung .....	24
4.1.8 Statistik.....	24
4.1.9 Software .....	24
4.2 Ergebnisse und Folgerungen .....	25
4.2.1 Körnung.....	25
4.2.2 Festsubstanzdichte .....	26
4.2.3 Pseudokorn .....	26
4.2.4 pH-Wert.....	27
4.2.5 Stoffgehalte der Materialien.....	28
4.2.6 Kationenaustauschkapazität (KAK) .....	33

---

4.2.7	Farbe.....	34
<b>5</b>	<b>Laborversuche zum Stoff- und Wasserhaushalt.....</b>	<b>35</b>
5.1	Material und Methoden .....	35
5.1.1	Lysimeterversuche .....	35
5.1.1.1	Untersuchungskonzepte .....	35
5.1.1.2	Versuchsaufbau.....	37
5.1.1.3	Analysen.....	39
5.1.2	Topfversuche zur Struktur und Verfestigung.....	41
5.1.2.1	Untersuchungskonzept .....	41
5.1.2.2	Versuchsaufbau.....	41
5.1.2.3	Analysen.....	42
5.1.3	Schwermetalluntersuchungen zur Mobilität und Immobilisierung.....	42
5.1.3.1	Untersuchungskonzept .....	42
5.1.3.2	Analysen.....	43
5.2	Ergebnisse und Folgerungen .....	46
5.2.1	Strukturparameter .....	46
5.2.1.1	Innere Verdichtung .....	46
5.2.1.2	Charakterisierung der Struktur .....	49
5.2.1.3	Scherwiderstand .....	50
5.2.1.4	Eindringwiderstand .....	52
5.2.1.5	Fließ- und Ausrollgrenzen.....	53
5.2.1.6	Korrosion des REKAL-Rückstands .....	54
5.2.1.7	Anzustrebender SAV-Stabilisat-Anteil in der Rekultivierungsmischung.....	56
5.2.2	Wasserhaushalt in den Laborversuchen.....	58
5.2.2.1	Porengrößenverteilung .....	58
5.2.2.2	Scheinbarer Diffusionskoeffizient (Gasdiffusion).....	61
5.2.2.3	Gesättigte hydraulische Leitfähigkeit.....	61
5.2.2.4	Wasserbewegung in den Laborlysimetern .....	63
5.2.2.5	Bewertung des Wasserhaushalts für die Vegetation .....	64
5.2.2.6	Bewertung des Wasserhaushalts für die Entsalzung .....	65
5.2.3	Stoffhaushalt in den Laborlysimetern.....	67
5.2.3.1	Entsalzung der Laborlysimeter.....	67
5.2.3.2	Stoffbestand im Eluat der Laborlysimeter.....	71
5.2.3.3	pH-Werte der Eluate aus den Laborlysimetern.....	73
5.2.3.4	Kennzeichnung des Eluats in der Entsalzungsphase .....	74
5.2.4	Versuche zur Mobilisierung und Immobilisierung von Schwermetallen .....	76
5.2.4.1	Gesamtgehalte an Schwermetallen im REKAL-Rückstand, SAV-Stabilisat und WSA-Stabilisat.....	76
5.2.4.2	Mobilisierbare Anteile nach DEV S4 .....	77
5.2.4.3	Laborlysimeter .....	78
5.2.4.4	Sequentielle Extraktion .....	81
5.2.4.5	Schwermetallgehalte im Bodensättigungsextrakt des REKAL-Rückstands ....	83
5.2.4.6	Diffusion und Retention von Schwermetallen aus den Rekultivierungsmaterialien in stehende Flüssigkeiten .....	84
5.2.4.7	pH-Einfluß auf die Schwermetallmobilisierung .....	86
5.2.4.8	Verdünnungsreihe .....	87

---

5.2.4.9	Einordnung der Schwermetallgehalte in die rechtlichen Vorgaben.....	88
5.2.4.10	Einfluß auf die Begrünung.....	90
5.2.4.11	Schwermetallmobilisierung in der Entsalzungsphase .....	92
5.2.4.12	Schwermetallmobilisierung nach der Entsalzungsphase .....	95
<b>6</b>	<b>Versuche an der Rückstandshalde Sigmundshall .....</b>	<b>96</b>
6.1	Material und Methoden .....	96
6.1.1	Profilbeschreibungen und Entnahme von Materialproben.....	97
6.1.2	Niederschläge auf der Halde Sigmundshall .....	97
6.1.3	Haldenwassermenge.....	98
6.1.4	Verdunstung.....	98
6.1.5	Scher- und Eindringwiderstand.....	100
6.1.6	Gesättigte hydraulische Leitfähigkeit der Kruste .....	100
6.1.7	Erosion .....	101
6.1.8	Salzgehalt .....	102
6.1.9	pH-Wert.....	102
6.1.10	Schwermetalle .....	102
6.2	Ergebnisse.....	104
6.2.1	Profilbeschreibungen, Lagerungsdichten und Gesamtporenvolumina .....	104
6.2.2	Gesättigte hydraulische Leitfähigkeit der Kruste .....	106
6.2.3	Erosion .....	106
6.2.4	Scherwiderstand.....	107
6.2.5	Eindringwiderstand.....	108
6.2.6	Salzgehalt .....	109
6.2.7	Abschätzung von Verdunstung, Oberflächenabfluß und Sickerwassermengen .	112
6.2.8	Wassergehalte .....	114
6.2.9	Entwicklung der Haldenwassermenge.....	116
6.2.10	pH-Wert .....	118
6.2.11	Schwermetalle .....	120
6.3	Diskussion .....	122
6.3.1	Gefüge der Rekultivierungsschicht .....	122
6.3.2	Standssicherheit der Rekultivierungsschicht .....	123
6.3.2.1	Böschungsbrüche .....	123
6.3.2.2	Erosion .....	124
6.3.3	Stoff- und Wasserhaushalt .....	124
6.3.3.1	Entsalzung.....	124
6.3.3.2	Entwicklung der Haldenwassermenge .....	127
6.3.3.3	Entwicklung der Haldenwasserqualität.....	128
<b>7</b>	<b>Zusammenfassung .....</b>	<b>133</b>
<b>8</b>	<b>Literaturverzeichnis.....</b>	<b>135</b>
<b>9</b>	<b>Anhang.....</b>	<b>148</b>

## Abkürzungsverzeichnis

$\Delta W$	Wasservoratsänderung	LAB	Länderarbeitskreis Bergbau
$\Delta WG$	Änderung des Wassergehalts	LAGA	Länderarbeitsgemeinschaft Abfall
$A_0/Z_0$	oberirdische Zu- und Abflüsse	LD	Lagerungsdichte
$A_1/Z_1$	unterirdische Zu- und Abflüsse	N	Niederschlag
AAS	Atomadsorptionsspektralphotometer	n	Anzahl
aq. demin.	aqua demineralis	n.b.	nicht bestimmt
BA Goslar	Bergamt Goslar	nFK	nutzbare Feldkapazität
BBergG	Bundesberggesetz	nFKWe	nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraums
BBodSchG	Bundesbodenschutzgesetz	PET	Polyethylenperephthalat
BMU	Bundesumweltministerium	pF	negativer dekadischer Logarithmus der Saugspannung in [cm Wassersäule]
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf	pH	negativer dekadischer Logarithmus der $H^+$ -Konzentration in [mol]
DBG	Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft	PVC	Polyvinylchlorid
DEV	Deutsches Einheitsverfahren	r	Korrelationskoeffizient
DIN	Deutsche Industrienorm	REA	Rauchgasentschwefelungsanlage
$D_s$	scheinbarer Diffusionskoeffizient	REKAL	Rezyklierung von Kalium und Aluminium
DVWK	Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau	RR	REKAL-Rückstand
DWD	Deutscher Wetterdienst	RROP	Regionales Raumordnungsprogramm
E	Evaporation	$S_0$	Infiltration
E [%N]	relative Evaporation auf die Niederschlagsmenge bezogen	$S_1$	Sickerwasser
E.L.	elektrische Leitfähigkeit	SAV	Sprühadsorptionsverfahren
EAK	europäischer Abfallkatalog	SE	Schadeinheit
EDTA	Ethylendinitrilotetraessigsäure	SS	SAV-Stabilisat
et al.	et altera	T	Transpiration
Fa.	Firma	t	Zeit
FAO	Welternährungsorganisation	TA	Technische Anleitung
FK	Feldkapazität	TK	Topographische Karte
FSD	Festsubstanzdichte	TS	Trockensubstanz
Gew. %	Gewichtsprozent	üNN	über Normalnull
GOF	Geländeoberfläche	V	Verdunstung
GPV	Gesamtporenvolumen	VK%	relativer Variationskoeffizient
HDPE	hochverdichtetes Polyethylen	Vol. %	Volumenprozent
HLVA	Hessische landwirtschaftliche Versuchsanstalt	W	Wirbelschichtaschenanteil in der Mischung vorhanden
ICP-AES	Plasmaemissionsspektrometer	WFPS	water filled pore space (wassergefüllter Porenraum)
KAK	Kationenaustauschkapazität	WS	WSA-Stabilisat
Kap.	Kapitel	WSA	Wirbelschichtasche
kf	Leitfähigkeitsbeiwert der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit		
KrW-/AbfG	Kreislaufwirtschafts-/Abfallgesetz		
L	Lösungsmaximum		
L1 bis L10	Lysimeter 1 bis 10		

## Vorbemerkungen

Die vorliegende Arbeit wurde im Rahmen des "Wissenschaftlichen Begleitprogramms zur Rekultivierung der Halde Sigmundshall" angefertigt. Die Finanzierung erfolgte durch die Fa. Kali und Salz.

Kooperationspartner waren das Fachgebiet Landschaftsökologie und Naturschutz der Universität GhKassel (Prof. Dr. Schmeisky, Herr Scheer und Mitarbeiter), das Institut für Bodenkunde der Universität Hannover (Prof. Dr. van der Ploeg und Herr Hermsmeyer), das Niedersächsische Landesamt für Bodenforschung (Dr. Schäfer, Dr. Meyer), das Kaliforschungsinstitut (Dr. Rest und Mitarbeiter), das Werk Sigmundshall der Kali und Salz GmbH (Dr. Diekmann und Mitarbeiter). Begleitet haben das Wissenschaftliche Begleitprogramm das Bergamt Goslar, das Niedersächsische Landesamt für Bodenforschung und das Niedersächsische Landesamt für Ökologie.

Aufgrund der finanziellen und zeitlichen Ausgestaltung, des in dieser Arbeit dargestellten Programmteils, war es nicht immer möglich, die angestrebte Zahl an Wiederholungen und Versuchsvarianten durchzuführen. Dass die Untersuchungen trotz der vorgenannten Beschränkungen in der vorliegenden Breite durchgeführt werden konnten, ist dem Einsatz aller oben genannten Kooperationspartner und den Mitarbeitern um Prof. Dr. Wildhagen vom Fachgebiets Bodenkunde der Universität GhKassel zu danken.

# 1 Einleitung, Problemstellung und Zielsetzung

## 1.1 Einleitung

Vielen Menschen sind die „weißen“ Berge, die Rückstandshalden der Kalisalzindustrie, in der ansonsten relativ flachen Landschaft um Hannover bekannt. Einige dieser teilweise über 100 Jahre alten Rückstandshalden sind noch in Betrieb, z.B. die Rückstandshalde des Werkes Sigmundshall in der Gemarkung Mesmerode bei Wunstorf, deren Rekultivierung das Ziel des Projekts ist, in dessen Rahmen die vorliegenden Untersuchungen durchgeführt wurden.

Die bei der Gewinnung von Kaliumsalzen für Düngung und industrielle Nutzung geförderten Rohsalze beinhalten derzeit ca. 25 Gew. % nutzbares Sylvin (KCl). Der nicht nutzbare Rückstand besteht hauptsächlich aus Halit (NaCl) mit Spuren anderer Salze und geringen Mengen an unlöslichem Bestandteilen wie z.B. Ton. Dieser Rückstand wird zum Teil oberirdisch aufgehaldet, da er aus verfahrenstechnischen Gründen nicht vollständig unter Tage versetzt werden kann (K+S, 1998).

Das aufgehaldete Salz wird durch Niederschläge gelöst. Die entstehende Lösung (Haldenwasser) sammelt sich in einem Ringgraben um die Halde und wird im Falle der Halde Sigmundshall per Pipeline direkt in die Leine eingeleitet. Bis 1995 wurde dieses Wasser noch in einen Arm des Nebenflusses Aue eingebracht. Die damit verbundene Versalzung der Vorfluter kann die Ökosysteme der Gewässer beeinträchtigen, wie seit langem und vielfältig berichtet wurde (Wackenroder, 1876; Anonymus, 1907; Heuss, 1966; Kahler, 1993). Bereits 1913 konnte in der Leine, in die die Aue einmündet, ein erhöhter Chloridgehalt ermittelt werden, der dem Kalibergbau entstammte (Dunbar, 1913).

Die Beseitigung, Behandlung oder umweltverträgliche Einleitung der Lösungen bedeutet für die Bergbautreibenden teilweise erhebliche finanzielle Aufwendungen. Solange der vollständige Wiedereinbau der Produktionsrückstände in die untertägigen Hohlräume ausgeschlossen bleibt, bietet die Rekultivierung der Rückstandshalden eine kostengünstige Lösung zur Vermeidung bzw. Minimierung von Lösungen.

Nach dem Bergrecht (BBergG, 1980) soll bei ständigen oder langfristigen oberirdischen Bauwerken, wie sie die Zwischenlager darstellen, eine „Wiedernutzbarmachung“ angestrebt werden. Nach dem regionalen Raumordnungsprogramm für den Großraum Hannover (RROP, 1990) ist ein Rekultivierungsgebot nach Stilllegung der Bergbautätigkeit an der Halde Sigmundshall gegeben.

Bislang ist auf keiner der größeren Rückstandshalden der Salzindustrie die anzustrebende Wiedernutzbarmachung - vorbereitende Maßnahmen zur Rekultivierung - erfolgreich abgeschlossen worden. Erste erfolgversprechende Ansätze bietet die Arbeit von Podlacha (1999), der mit Andeckungen geringer Schichtstärke (< 3 m) aus Bodenaus-hub-Asche-Gemischen ein begrünungsfähiges Substrat untersuchte, welches die besonderen Anforderungen bei der Rekultivierung von größeren Rückstandshalden zu erfüllen scheint.

Ein wesentliches Ziel der Rekultivierung ist die Minimierung der Sickerwassermenge, die für die Emission von Salzen in die Oberflächengewässer von entscheidender Bedeutung ist. Alle der Halde entstammenden Sickerwässer sind bis zum Lösungsmaximum mit

Salz angereichert. Zur Minimierung des Salzaustrags ist folglich die Verringerung der Sickerwassermenge, dem Transportmittel des Salzes, unabdingbar.

Neben den morphologischen Besonderheiten von Rückstandshalden der Kaliindustrie, wie steile (35 bis 40°) und lange Hänge (> 100 m), haben die besonderen Eigenschaften der Salze eine wesentliche Bedeutung für die Rekultivierung. Einerseits ist das Salz ein amorpher Stoff, der der Verformung unterliegt, andererseits kann es zu karstartigen Aushöhlungen und zu Subrosion kommen. Letzteres ist besonders zu beachten, wenn die Andeckung bzw. Sicherungsmaßnahme (z.B. Kapselung) zu wenigen Wassereintrittspunkten in den Haldenkörper neigt.

Die vorliegende Arbeit nimmt die von Podlacha (1999) geführte Argumentation und Empfehlung zur Rekultivierung von Rückstandshalden der Kaliindustrie mit mineralischen Andeckungen geringer Schichtmächtigkeit und puzzolanischen Abbindungen auf. Es soll geprüft werden, ob in den von Podlacha (1999) verwendeten Rekultivierungssubstraten aus Boden-Asche-Gemischen der Bodenanteil durch mineralische Abfälle ersetzt werden kann, da die Verfügbarkeit an Bodenaushub regional eingeschränkt ist.

Der in dieser Arbeit untersuchte mineralische Abfall ist eine aufbereitete Aluminium-Salzschlacke (REKAL-Rückstand). Die Aluminium-Salzschlacken fallen bei der Rezyklierung von Aluminat als Abfall an. Ihre Entsorgung stellt u.a. aufgrund des großen Energieaufwands zur Trennung der mineralischen und salzhaltigen Komponenten weltweit ein Problem dar (Diekmann, 1996). Die mineralische Komponente wird durch einen erhöhten Schwermetallanteil geprägt (Graczyk et al., 1997).

Mit dem von der Fa. Kali und Salz (K+S) entwickelten REKAL-Verfahren (Rezyklierung von Kalium und Aluminium) wird die Aluminium-Salzschlacke selektiv entsalzt, d.h. nur KCl wird zurückgewonnen, während NaCl und andere Salze in der Schlacke verbleiben. Somit wird Energie, im Vergleich zur vollständigen Entsalzung und der damit notwendigen Volleindampfung, eingespart.

Die Verwendung von salzhaltigen mineralischen Abfällen zur Wiedernutzbarmachung sollte bei entsprechenden hohen Hintergrundgehalten an Salz einer Salzhalde keine Rolle spielen (vgl. Schmeisky, 1993; LAGA, 1997b; LAB, 1998)<sup>1</sup>. Bodenaushub könnte durch salzhaltige mineralische Abfälle, vorbehaltlich der entsprechenden Eignung, substituiert werden und damit einer höherwertigen Verwertung im Sinne des Kreislaufwirtschafts-Abfallgesetzes (KrW-/AbfG, 1994) zugeführt werden (Wöhler und Wildhagen, 1997). Die Eignung eines Materials zur Rekultivierung von Rückstandshalden der Kaliindustrie ist u.a. von den Einflüssen auf das Allgemeinwohl (KrW-/AbfG, 1994), der Standesicherheit und der mittelfristigen Kulturfähigkeit abhängig.

---

<sup>1</sup> LAGA = Länderarbeitsgemeinschaft Abfall; LAB = Länderarbeitskreis Bergbau



## 1.2 Problemstellung und Zielsetzung

Die vorrangige Aufgabe dieser Arbeit soll die Untersuchung und Bewertung des REKAL-Rückstands in bezug auf seine Eigenschaft als Rekultivierungsmaterial auf der Halde Sigmundshall sein.

Neben der Charakterisierung des neuartigen Materials ist es das Ziel, anhand von Labor- und Freilandversuchen die Beschreibung der ersten Phase der Materialveränderung, im vorliegenden Fall die Entsalzung, vorzunehmen. Erst nach der Entsalzung kann das verwendete Material als kulturfähig angesprochen und eine Rekultivierung eingeleitet werden. Im folgenden wird ausschließlich der Begriff Rekultivierung<sup>1</sup> verwendet, auch wenn das untersuchte Material zum Zeitpunkt der Untersuchung noch nicht kulturfähig ist.

Es sollen Aussagen zum langfristigen Verhalten des Materials getroffen und so eine Bewertung der folgenden Punkte vorgenommen werden:

- Funktion der Rekultivierungsschicht (Standssicherheit und Wasserspeicherung)
- Auswirkungen auf das Allgemeinwohl (Stoffausträge mit dem Haldenwasser)
- Eignung als Wuchsort für Pflanzen.

In Versuchen mit Laborlysimetern soll die erste Phase der stofflichen und physikalischen Veränderungen des Materials beschrieben und mit dem Mittel der „falschen Zeitreihe“ vorausgesagt werden. Dies wird durch eine künstliche Beregnung, die es erlaubt, eine etwa 9fache Beschleunigung des Entsalzungsprozesses zu simulieren, möglich.

Durch zusätzliche Untersuchungen im Labor (Topfversuche) und im Freiland (Versuchsfeld Südflanke) sollen diese Erkenntnisse validiert und die Datengrundlage zum Thema verbreitert werden.

Neben dem Verhalten des REKAL-Rückstands als Rekultivierungsmaterial werden seine Wechselwirkungen mit den Kraftwerksprodukten SAV-Stabilisat, einem Material aus der Rauchgasentschwefelung und dem WSA-Stabilisat, einem Verbrennungsrückstand aus der Wirbelschichtfeuerung, untersucht. Diese beiden Komponenten, im folgenden auch Aschen genannt, werden zur Erhöhung der Standssicherheit der Andeckung benötigt.

Nachfolgend werden das Konzept der Rekultivierung an der Rückstandshalde Sigmundshall und die in dieser Arbeit u.a. zu behandelnden und zu berücksichtigenden Themenkomplexe vorgestellt:

### **Konzept der Rekultivierung der Rückstandshalde Sigmundshall**

Das Konzept der biologischen Versiegelung (Liebmann und Schramm, 1982; Fiedler, 1990; Schmeisky et al., 1993; Borchard und Pacalaj, 1994) basiert auf der langjährigen, negativen Erfahrung mit starren Barrieren, wie sie aus dem Deponiebau bekannt sind. Da eine vollständige Abschirmung der Rückstandshalden mit starren Barrieren nicht realisierbar ist, sollen Lockermaterialien verwendet werden, die begrünbar sind. Über den

---

<sup>1</sup> Die Abgrenzung der Begriffe Wiedernutzbarmachung und Rekultivierung wird z.B. bei Boldt und Weller (1992) und Beckmann (1995) definiert.

Bewuchs auf diesen Andeckungen kann im Rekultivierungsmaterial gespeichertes Wasser in die Atmosphäre zurückgeführt und der unterirdische Abfluß (Sickerwasser) minimiert werden (Abbildung 1).

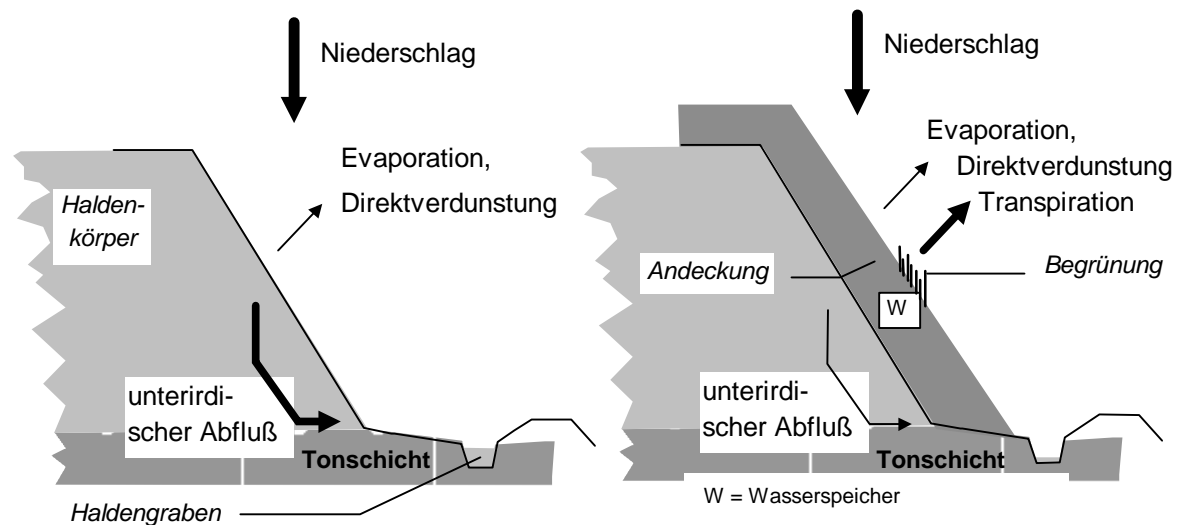


Abbildung SEQARABISCH1: Konzept der Rekultivierung von Rückstandshalden der Salzindustrie mit schwachmächtigen Andeckungen

Die Problematiken mit starren Andeckungen, Begrünung und die Diskussion um die Mächtigkeit von Andeckungen wird in der Literatur ausführlich behandelt (Heinze, 1982; Liebmann und Schramm, 1982; Lenz, 1983; Müffelmann, 1986; Zundel, 1987; Kalms, 1993; Schmeisky et al., 1993; Schaef, 1995; Lücke, 1997; Prause und Kautz, 1997; Podlacha, 1999).

### Standssicherheit

Die Rückstandshalden der Salzindustrie werden in der Regel ohne Bermen gebaut, um eine möglichst geringe Grundfläche zu beanspruchen und somit Niederschlägen eine geringe Angriffsfläche zu bieten sowie ökonomische Vorteile zu erlangen (Schroth, 1977). Potentielle Rekultivierungsmaterialien müssen den 35 bis 40° steilen und mehr als 100 m langen Hängen angepaßt sein.

Feinkörnige Materialien wie Sand haben natürliche Schüttwinkel von 30 bis 35°, wie es z.B. bei Wanderdünen an der Leeseite zu beobachten ist (Holmes, 1965). Größere Materialien wie Kies oder stark kantige Sande können Böschungswinkel bis zu 45° erreichen (Schmidt, 1947).

In der Ingenieurbiologie werden Böschungswinkel  $> 26^\circ$  als labil bzw. instabil bezeichnet (Prinz, 1991) und Hanglängen von 20 m in der Regel nicht überschritten (Begemann, 1994). Zur Rekultivierung der Rückstandshalden wird also ein Material benötigt, das auch auf längeren Hängen und bei Böschungswinkeln  $> 35^\circ$  standsicher ist. Hierfür eignen sich entweder kantige, grobkörnige oder stabilisierte, d.h. verkittete Materialien.

Neben der angesprochenen Standfestigkeit darf die Andeckung nicht zu starr sein, da ansonsten ebenfalls Brüche entstehen können (Schmeisky, 1997). Das Material muß sich der Kontur der Halde anpassen können, da die amorphen Salze langsam auseinanderfließen (Jeremic, 1994) und die aus der Rekultivierungsschicht austretenden Wässer

das darunterliegende Salz lösen. Diese Prozesse bewirken einen ständigen Wechsel der Morphologie der Haldenoberfläche.

### **Wasserhaushalt**

Ein weiterer Themenkomplex ist die Wasserspeicherfähigkeit des Materials. Mit dem Ziel, das Niederschlagswasser über eine Vegetation in die Atmosphäre zurückzuführen, ist eine möglichst große Wasserspeicherung im Wurzelraum von Vorteil. Generell benötigt die Vegetation Wasser zur Aufnahme von Nährstoffen, aber Pflanzen betreiben über den eigentlichen Bedarf an Wasser Luxuskonsum, wenn entsprechende Mengen vorhanden sind (Baeumer, 1992). Erhöhte Wasserspeicherung bedeutet, daß die Periode, in der Wasserverbrauch stattfinden kann, optimiert wird. Weiterhin ist zu beachten, daß die größten Niederschlagsmengen im Winterhalbjahr zu erwarten sind, wenn die Vegetation am wenigsten Wasser verbraucht und dieses deshalb gespeichert werden sollte.

Eine feinkörnige Andeckung bietet, begrenzt durch die Infiltrationsmöglichkeit in das Material, in ihrem Wasserhaltevermögen Vorteile gegenüber einer grobkörnigen Andeckung, da die Wasserspeicherkapazität in der Regel höher ist. Kleinere Partikel können sich enger aneinander lagern, die Zwischenräume (Poren) werden enger und damit die Saugspannung im Materialkörper erhöht, die einem Versickern von Wasser aufgrund der Schwerkraft entgegenwirkt (vgl. Melchior, 1993; Miyazaki, 1993).

Zur Beurteilung der Wasserspeicherfähigkeit ist neben der nutzbaren Feldkapazität auch die Geometrie der Poren zu untersuchen. Die Geometrie bezeichnet Länge und Kontinuität der Fließstrecke und beeinflusst die zeitliche Komponente des Abflusses und die Quantität bei Wasserverlagerung.

### **Stoffhaushalt**

Der in dieser Arbeit zu untersuchende REKAL-Rückstand ist in seiner Zusammensetzung zunächst nicht begrünungsfähig. Im Material sind bis zu 50 Gew. % Salze enthalten. Untersuchungen von Merkel (1978) zeigten, daß der Salzanteil mit der fünffachen Wassermenge, die dem Porenvolumen entspricht, aus einer nicht aufbereiteten Aluminium-Salzschlacke herausgelöst werden kann.

Im Laufe der Auslaugung verändert sich die Zusammensetzung des Eluats bzw. Sickerwassers. Dies beruht auf den unterschiedlichen Lösungsmaxima, die im Material bzw. den Mischungen aus REKAL-Rückstand und SAV-Stabilisat enthaltenen Salzen und auf den Lösungsgleichgewichten der unterschiedlichen Salze zueinander (Bodnar et al., 1997).

Die Chemismen bzw. Interaktionen der beteiligten Ionen sind komplex. In der Regel werden Salzlösungen mit mehr als fünf Reaktionspartnern (incl. Wasser) nicht auf ihre Lösungsgleichgewichte untersucht. Im Falle des REKAL-Rückstands sind allein durch das im Material enthaltene Schmelzsalz NaCl, KCl, CaF<sub>2</sub> und Wasser vier Reaktionspartner in nennenswerten Mengen enthalten (Lehnert et al., 1996). In der Schmelze des Aluminiumschrotts werden nach Merkel (1978) in nicht unerheblichem Umfang auch Stickstoffverbindungen (Nitride, Ammoniak und Nitrat) gefunden, die teilweise unter Anwesenheit von Wasser freigesetzt werden. Peterson (1997) vermutet, daß es häufig zu

Verunreinigungen der Schrotte und Krätzen mit Ammoniumnitrat während des Transports kommt.

Bei Zugabe von Aschen zur Erhöhung der Standsicherheit des REKAL-Rückstands werden noch verschiedene Calciumverbindungen in das System eingeführt. In den Aluminium-Salzschlacken und Aschen sind insgesamt mehr als 15 Salze nachzuweisen. Hauptbestandteile des Eluats sind NaCl und KCl, die mengenmäßig mindestens 94 Gew. % des in der Aluminium-Salzschlacke enthaltenen Schmelzsalzes ausmachen.

### **Auswirkungen auf das Allgemeinwohl**

Neben den Ansprüchen an die Funktionsfähigkeit der Rekultivierungsschicht und den Wuchsortqualitäten, müssen die Materialien auf ihre Umweltwirkungen hin untersucht werden. Nach Bergrecht (BBergG, 1980) und dem Abfallrecht (KrW-/AbfG, 1994 und TA Siedlungsabfall, 1993) ist eine schädliche Auswirkung durch die Verwertung von Abfällen in der Rekultivierung auf das Allgemeinwohl zu vermeiden. In dieser Arbeit werden die Emissionen, die mit dem Haldenwasser in den Vorfluter gelangen können, betrachtet. Äolische Verlagerungen und Emissionen gasförmiger Stoffe werden in anderen Teilprojekten bearbeitet (K+S, 1996 ff.).

Da das Bergrecht keine eindeutigen Vorgaben in bezug auf die Verwertung mineralischer Abfälle in der Wiedernutzbarmachung von oberirdischen Bauwerken macht, soll hier eine Übertragung der abfallrechtlichen Vorgaben erfolgen. Der Länderarbeitskreis Bergbau (LAB, 1998) leitet im Entwurf für die technischen Regeln zur Verwertung bergbaufremder Abfälle im Bergbau über Tage bei der Rekultivierung von Salzhalden Richtwerte nach den Zuordnungswerten für Boden der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA, 1997a) ab. Das Land Niedersachsen ist bestrebt, die technischen Regeln in das geltende Gesetz zu übernehmen (in K+S, 1996 ff.).

Der REKAL-Rückstand stellt im Falle der Halde Sigmundshall eine Ausnahme dar. Er ist hier nicht als bergbaufremder Abfall klassifiziert worden. Daher sind in diesem besonderen Fall nicht die „technischen Regeln für die Verwertung von bergbaufremden Abfällen im Bergbau über Tage“ der LAB (1998) anzuwenden. Da dies aber auf allen anderen Rückstandshalden der Kaliindustrie der Fall wäre, werden in dieser Arbeit beispielhaft die Richtwerte nach W 1.2 der LAB (1998) angewandt, die den Zuordnungswerten Z 1.2 der LAGA (1997a) für Boden außer für Cl, SO<sub>4</sub>, EL und pH entsprechen.

Des weiteren muß aufgrund der gehobenen wasserrechtlichen Genehmigung des Bergamts Hannover und der Bezirksregierung Hannover (1992, in K+S, 1996 ff.) bewertet werden, ob die Einleitung des Haldenwassers in die Vorflut stattfinden kann. Mit dem Niederschlagswasser könnten mobile Anteile der Schwermetalle verlagert oder ausgewaschen werden. Diese finden sich im Wasser wieder, das in den Vorfluter eingeleitet wird. Zu prüfen ist, ob die Konzentration von Schwermetallen bei Einleitung in den Vorfluter den Vorgaben entsprechen wird. Dazu soll die Mobilität der Schwermetalle unter den an der Halde gegebenen Bedingungen überprüft werden.

Der aus der Umweltökonomie abgeleitete Gedanke, ob auch bei erhöhten Schwermetallemissionen die durch die Minimierung der Haldenwassermenge gemachten Fortschritte eine insgesamt positivere ökologische Situation entstehen lassen, soll geprüft werden. Diese Prüfung ist zugleich ein Ansatz der gesamtökologischen Bewertung.

## Eignung als Wuchsort für Pflanzen

Die Ansprüche der Vegetation an den Standort sind grundlegend durch die Versorgungssituation mit Energie, Wasser und Nährstoffen bestimmt. Daneben kommen evtl. vegetationshemmenden Faktoren am Standort in Form von Schadstoffen oder Verdichtungen des Substrats Bedeutung zu.

Die Versorgung mit Nährstoffen kann von der Angebotsseite künstlich durch Mineraldünger oder Kompostgaben verbessert werden. Der Transport dieser Nährstoffe wird unter anderem durch das oben angesprochene Wasserdargebot beeinflusst.

Entscheidend für diese Arbeit waren die grundlegenden Fragen der Begrünung, wie beispielsweise der Eindringwiderstand als Maß für die Durchwurzelbarkeit der Andeckung aus REKAL-Rückstand oder Mischungen aus REKAL-Rückstand und SAV-Stabilisat, Wasserdargebot und Wasserspeicherung sowie potentielle Hemmnisse durch Schadstoffe.

## Fragestellungen

Folgende Fragestellungen zur Verwertung von REKAL-Rückstand als Rekultivierungsmaterial und zur Zumischung von SAV-Stabilisat und WSA-Stabilisat werden bearbeitet:

### Allgemeine Fragen

- Welches sind die bodenphysikalischen und -chemischen Eigenschaften von REKAL-Rückstand, SAV-Stabilisat und WSA-Stabilisat und deren Gemischen?
- Müssen Schädigungen des Allgemeinwohls durch Emissionen mit dem Haldenwasser befürchtet werden?
- Sind trotz möglicherweise erhöhten Emissionen von Schadstoffen Verbesserungen der gesamtökologischen Situation gegenüber dem Status quo zu erwarten?

### Spezielle Fragen zum REKAL-Rückstand

- Sind die Voraussetzungen für die Standsicherheit einer Andeckung auf den 35 bis 40° steilen Hängen durch den REKAL-Rückstand gegeben?
- Weist der REKAL-Rückstand nach der Entsalzung Substratqualitäten auf, die eine Begrünung der Andeckung erlauben?
- Wie und wie lange verläuft der Entsalzungsprozeß des REKAL-Rückstands, und werden durch die Entsalzung die physikalischen Eigenschaften der Andeckung verändert?

### Spezielle Fragen zu Mischungen aus REKAL-Rückstand und Aschen

- Wieweit kann eine Zumischung von SAV-Stabilisat und WSA-Stabilisat die Standsicherheit erhöhen?
- Kann der REKAL-Rückstand oder Mischungen mit Aschen die Anforderungen an die Funktionsfähigkeit der Andeckung erfüllen?
- Kommt es zu Einschränkungen für die Wuchsortqualitäten durch die Zumischung von SAV-Stabilisat und/oder WSA-Stabilisat?

## 2 Untersuchungsgebiet / Situation an der Halde Sigmundshall

Die Halde Sigmundshall befindet sich nahe der Stadt Wunstorf in der Gemarkung Mesmerode (TK 3522; Abbildung 2 und 3). Das Steinhuder Meer liegt ~5 km nordwestlich und die Stadt Hannover ~25 km östlich der Halde.

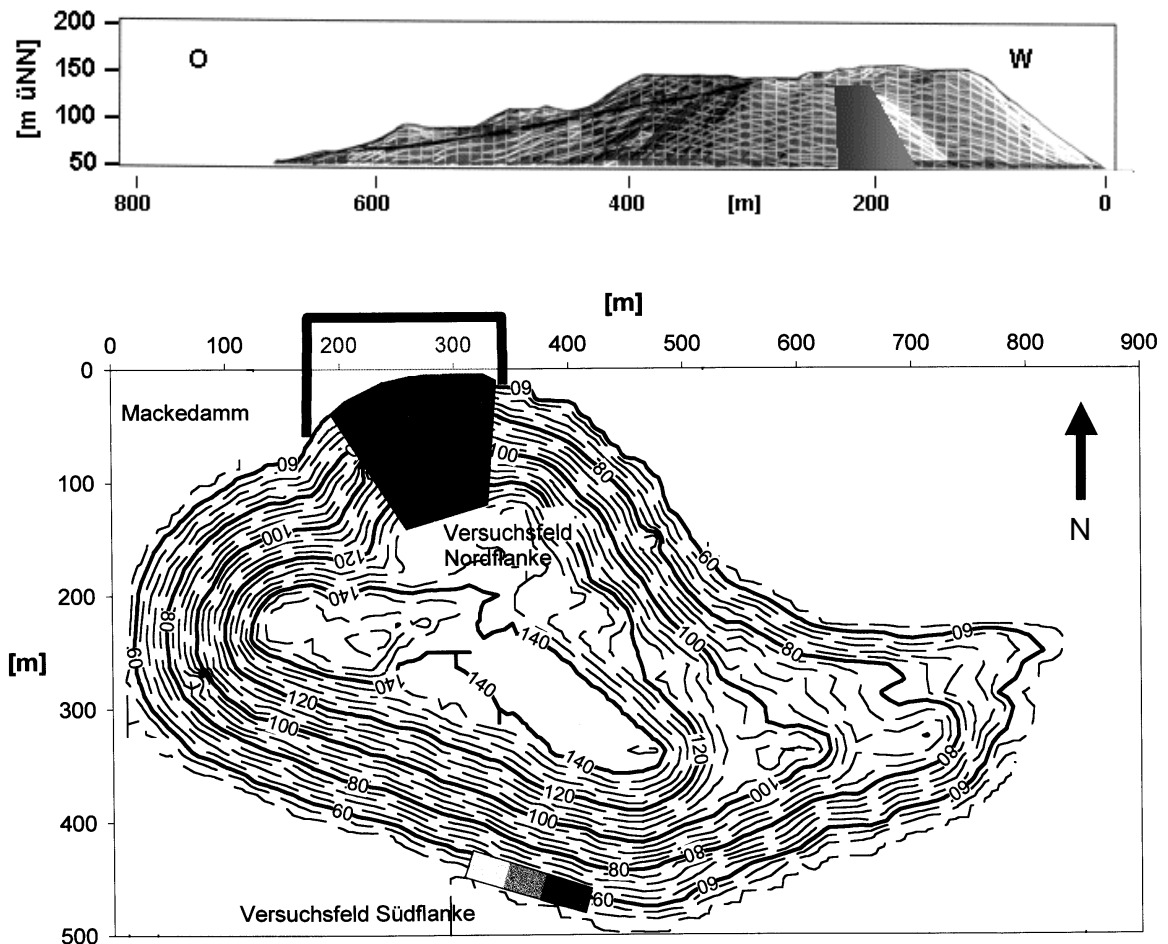


Abbildung SEQARABISCH2: Rückstandshalde Sigmundshall nach einem Plan von K+S (1993); oben: Seitenansicht von Norden; unten: topographische Darstellung mit Lage der Versuchsfelder Nordflanke (Abwurf von REKAL-Rückstand) und Südflanke

Zu Beginn der Untersuchungen (1995) betrug die Haldengrundfläche etwa 25 ha (Tabelle 1), zum Ende der Untersuchungen (1999) etwa 28 ha. Die Rückstandshalde ist derzeit max. 110 m (über GOF) hoch und der Haldenfuß liegt 50 (SW) bis 62 m üNN (NO). Die Flanken haben eine Steilheit von 30 bis 42° (57 bis 90 % Steigung) mit einem mittleren Böschungswinkel von 36° (72 %).

In der Nachbarschaft befinden sich die Schächte Weser und Kolenfeld, die ebenfalls zum Werk Sigmundshall gehören und in dieselbe Lagerstätte reichen. Die Lagerstätte erstreckt sich von Nordwest nach Südost über 12 km Länge und etwa 1,5 km Breite mit dem Werk Sigmundshall in der Mitte (K+S 1998).

## 2.1 Salzlagerstätten in Niedersachsen

Die Salzlagerstätten im Hannoverschen Kalisalzrevier sind mit 11 % Kalirohsalzförderung, neben dem Werra-Fulda und dem Südhazrevier das drittgrößte Kalisalzrevier der BRD. Kalisalze sind Bestandteile des Zechsteins. Die Zechsteinformation (Alter 245 - 255 Mio. Jahre) besteht aus verschiedenen Serien mit unterschiedlicher Salzzusammensetzung (Hohl, 1985) und ist in ganz Niedersachsen zu finden. Während im Hannoverschen Revier noch Kali- und Steinsalze abgebaut werden, beschränkt sich die Nutzung der Salzstöcke im übrigen Niedersachsen auf die Lagerung von Erdgas, Erdöl und Druckluft aus Überkapazitäten der Energieerzeugung. Teile der aufgelassenen Salzstöcke dienen als Lager für Sonder- und radioaktive Abfälle (Seedorf und Meyer, 1992).

Die Salzsichten im Hannoverschen Revier weisen intensive Faltungen auf, im Gegensatz zu den Flözen im Werra-Fulda Revier, die flachgelagert sind (Anonymus, 1991). Aus diesem Grund wurde bereits in vielen Salzstöcken im Hannoverschen Revier die Förderung von Kalisalzen eingestellt, im Salzstock Sigmundshall ist jedoch der KCl-Anteil im Rohsalz besonders hoch, so daß die Gewinnung auch unter erschwerten Bedingungen lohnenswert ist.

Der Gehalt an Kalisalzen (Sylvin, KCl) schwankt in den Kaliflözen zwischen 12 und 20 Gew. %  $K_2O$ . Der Rest besteht hauptsächlich aus Steinsalz (Halit, NaCl).

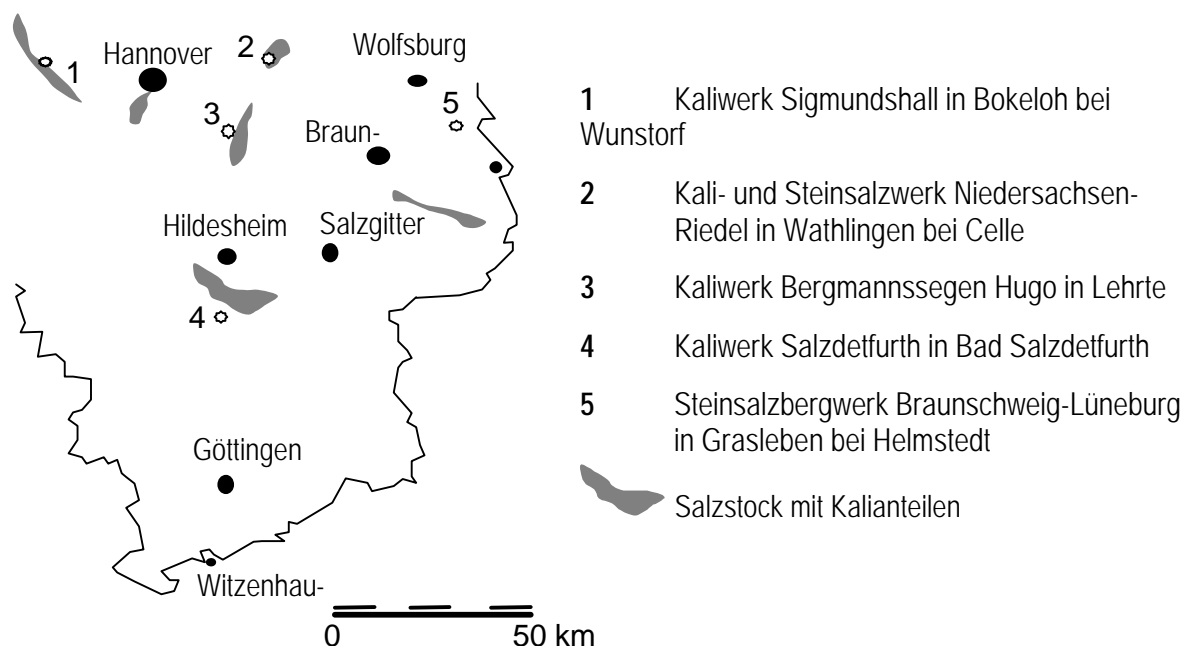


Abbildung SEQARABISCH3: Kalisalzlagerstätten in Niedersachsen (verändert nach Bentz und Martini 1968)

## 2.2 Klimatische Gegebenheiten

Die nächstgelegene Klimastation des Deutschen Wetterdienstes ist auf dem Flughafen Langenhagen bei Hannover (Abbildung 4). Die Entfernung zur Halde Sigmundshall beträgt etwa 23 km Luftlinie. Die Höhe der Station mit 55 m üNN entspricht dem Grundniveau der Halde.

Bei der Umsetzung der klimatischen Daten ist zu beachten, daß die Rückstandshalde Sigmundshall ein Sonderstandort ist und somit die mittleren Temperaturen etc. durch die Haldengeometrie – unterschiedliche Inklination und Expositionen – beeinflusst werden. Zudem ist die Niederschlagsmessung auf Halden nach Lücke (1997) erschwert, und die relative Luftfeuchtigkeit über Salz kann nur in Grenzen erfaßt werden (Liebmann und Schramm, 1982).

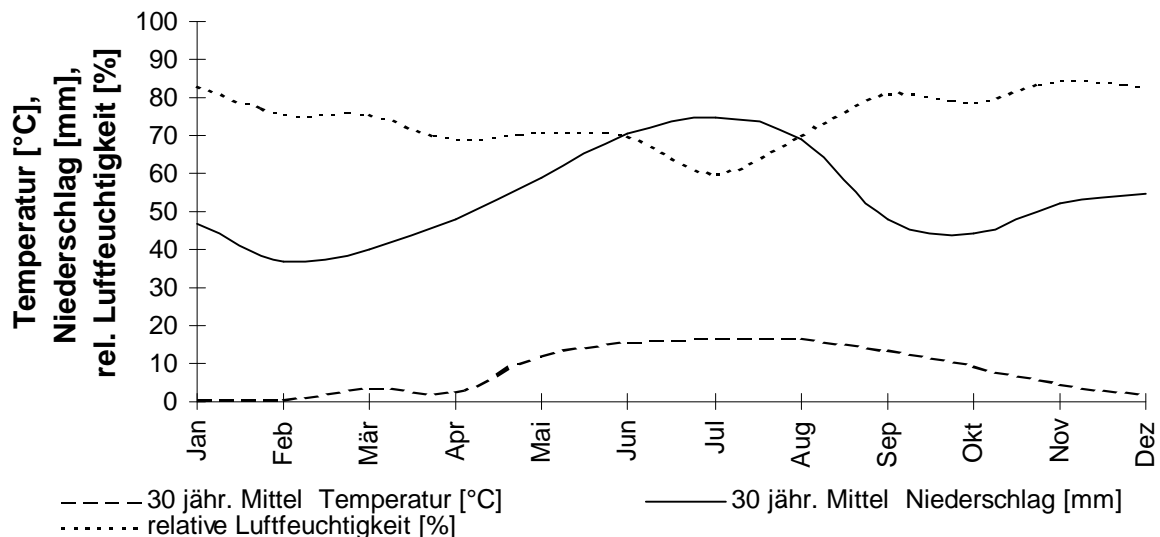


Abbildung SEQARABISCH4: Langjährige Mittel der Monatswerte für Temperatur [°C], Niederschlag [mm] und relative Luftfeuchte [%] am Flughafen Langenhagen (verändert nach DWD 1994 ff.)

Die mittleren Niederschlagsmengen im Gebiet der Rückstandshalde Sigmundshall betragen 600 bis 650 mm Niederschlag (Keller, 1978), wie auch das langjährige Mittel des Flughafens Langenhagen (643 mm). Die mittlere Jahrestemperatur beträgt 8,7 °C (DWD 1994 ff.)

Die Niederschlagsmessungen auf dem Plateau der Halde zeigen im Durchschnitt von zehn Jahren (1988 bis 1997) Niederschlagsmengen von 515 mm (vgl. Tabelle 1). Bei einer potentiellen Verdunstungshöhe von 475 bis 500 mm (Lebscher und Keller, 1979) ergibt sich eine geringfügig positive klimatische Wasserbilanz. Nach Podlacha (1999) ist zu beachten, daß auf Halden durch höhere Windgeschwindigkeiten eine erhöhte Verdunstung zu erwarten ist, was bedeutet, daß die klimatische Wasserbilanz bei entsprechender Wasserspeicherung ausgeglichen bzw. negativ werden könnte.

### 2.3 Haldenwässer und Haldenwachstum

Das Werk Sigmundshall fördert seit 1898 Kalisalze. Der heutige Wertstoffgehalt im Rohsalz liegt bei ca. 15 bis 17 Gew. %  $K_2O$  (entspricht 22 bis 25 Gew. %  $KCl$ ). Zur Zeit werden zur Abscheidung der Kalisalze aus dem Rohmaterial das Flotationsverfahren und das Heislöseverfahren eingesetzt. Das nicht verwertbare Restmaterial (Bergematerial) wird zu etwa 2/3 unter Tage verbracht und zu einem Drittel aufgehaldet (K+S, 1998). In den letzten Jahren ist dabei die Halde flächenmäßig um 0.63 ha/a gewachsen (vgl. Tabelle 1).



Der auf die Halde auftreffende Niederschlag löst Salze. Die Salzfrachten betragen 320 bis 350 g Salz/l Haldenwasser (K+S, 1996 ff.).

Den Wasserversickerungen wirkt die Verdunstung entgegen. Vergleicht man die Abflüsse der Halde mit den eingetragenen Niederschlägen (durchschnittlich 515 mm/a siehe Tabelle 1) liegt die Haldenwassermenge (salzhaltiger Abfluß vom Haldengelände) bei durchschnittlich 609 mm/a. Die Werte beziehen sich auf die Rückstandshalde und die vertonte Fläche, die zur Beschüttung mit Salz vorbereitet worden ist. Korrigiert man die Haldenwassermenge um den Salzgehalt (vgl. Anhang A-3), erhält man mittlere jährliche Abflußraten von 525 mm/a.

Daraus ergäbe sich eine aktuelle klimatische Wasserbilanz von -10 mm/a. Allerdings müssen neben den Niederschlägen weitere Einträge, wie z.B. Nebel, Tau oder den Rückständen anhaftende Prozeßwässer, einbezogen werden. Diese Bilanzierung wird im Kapitel 6 durchgeführt.

Überließe man die Halde sich selber, so würde sie sich im Laufe der Zeit auflösen. Diesen Zeitraum kann man mittels des jährlichen Niederschlags und der Höhe der Halde kalkulieren. Bei 515 mm effektivem Niederschlag und einer mittleren Salzkonzentration von 335 g Salz/l Haldenwasser könnten jährlich 176 kg Salz/m<sup>2</sup> gelöst werden. Bei einer Salzdichte von 2,16 g/cm<sup>3</sup> und einer normalen Verdunstung von 20 % bei 500 bis 700 mm Niederschlag (Bäthge, 1994) entspricht dies einem Volumen von 76 l/m<sup>2</sup> oder einem Abtrag von etwa 7,6 cm/a bei einer Lagerungsdichte des Salzes von 1,8 g/cm<sup>3</sup>, was mit den empirischen Beobachtungen der Althalden in der Umgebung und einem Rekultivierungsversuch an der Halde Sigmundshall übereinstimmt (7 cm nach Rickens, 1998). Bei einer Haldenhöhe von 110 m hätte sich die Halde nach 1.600 Jahren aufgelöst.

Tabelle 1: Übersicht über die Entwicklung der Haldengrundfläche, Haldenwassermenge und Beziehung zum Niederschlag auf dem Haldenplateau

Jahr	Haldengrundfläche [ha]	Niederschlag [mm]	Haldenwassermenge [m <sup>3</sup> ]	Abfluß [mm]
1988	20,73	635	153075	738
1989	21,37	426	113298	530
1990	22,01	518	110452	502
1991	22,64	444	113270	500
1992	23,43	507	132183	564
1993	24,21	652	200605	829
1994	24,76	647	218752 / 198645*	802
1995	25,31 / 26,41**	465	252514 / 152280*	577
1996	25,75 / 26,85**	445	144732	539
1997	26,6 / 31,1**	411	158054	508
<i>Mittel</i>	<i>+ 0,63 ha/a</i>	<i>515</i>		<i>609 ***</i>

\* korrigierte Werte (Anpassung anhand des maximalen spezifischen Abflusses)

\*\* Grundfläche + vertonte Fläche und "Macketeich" (s. Kap. 2.4)

\*\*\* Zusammensetzung: Wasser und Salz; zusätzliche Einträge von Produktionswässern (vgl. Tab. 48)

## 2.4 Rekultivierungsmaßnahme

Die untersuchten Materialien werden als Rekultivierungsmaterialien bezeichnet, obwohl formaljuristisch die Aufbringung von Material als Wiedernutzbarmachung im Sinne der Vorbereitung einer Rekultivierung anzusehen ist, und die Materialien nicht als Substrate<sup>1</sup> gelten können, da sie teilweise einer Entsalzung bedürfen. Die Materialien REKAL-Rückstand, SAV-Stabilisat und WSA-Stabilisat werden im Kapitel 4 bodenphysikalisch und -chemisch charakterisiert und im Kapitel 3 ihre Herkunft und Entstehungsweise beschrieben.

Im derzeitigen Versuchsstadium der Rekultivierung der Rückstandshalde Sigmundshall werden die Rückstände des REKAL-Verfahrens im Absetzverfahren an der Nordflanke der Halde aufgebracht (Abbildung 2). Dabei wird die zum Absetzen von Salz verwendete Förderstrecke benutzt, um den REKAL-Rückstand auf das Haldenplateau zu befördern. Seit Mitte 1998 werden Versuche mit Gemischen aus REKAL-Rückstand und SAV-Stabilisat betrieben.

Angestrebt wird eine gleichmäßige Verteilung des Materials über die gesamte Flankenlänge, um eine homogene, hangparallele Andeckung von im Mittel 2 m Mächtigkeit zu erhalten.

Zur Sicherung wurde unterhalb des Versuchs Nordflanke (Abbildung 2) ein Deich gebaut, um mögliche Rutschungen und erosive Abträge aufzufangen. Dieser Komplex wurde nach dem Ingenieurbüro Macke als Mackedamm bezeichnet und die Wasserfläche, die sich aufgrund von Niederschlägen zwischen Deich und Halde gebildet hatte, als Macketeich.

Nähere Angaben der Rekultivierung an der Rückstandshalde Sigmundshall sind den Protokollen und Jahresberichten zum Wissenschaftlichen Begleitprogramm (WBP) zu entnehmen (K+S 1996 ff.).

Am wissenschaftlichen Begleitprogramm waren die Universitäten Hannover und Kassel/Witzenhausen, das Niedersächsische Landesamt für Bodenforschung (NLfB), das Niedersächsische Landesamt für Ökologie (NLÖ), das Bergamt Goslar, sowie diverse Ingenieurbüros beteiligt. Die jeweiligen Aufgabenstellungen der beteiligten Institutionen wurden durch das WBP geregelt und den sich ändernden Fragestellungen angepaßt. Die Anschriften der beteiligten Institutionen finden sich im Anhang A-2.

---

<sup>1</sup> Substrate werden als Materialien definiert, die als Wuchsort für Pflanzen dienen könnten. Dies ist im Falle des originären REKAL-Rückstands nicht der Fall, da die Salzgehalte im REKAL-Rückstand ein Pflanzenwachstum verhindern. SAV-Stabilisat und WSA-Stabilisat sind im originären Zustand begründbar (Scheer in K+S, 1996 ff.).

### 3 Beschreibung der eingesetzten technologischen Substrate

Die in dieser Arbeit eingesetzten Materialien sind technologischen Ursprungs. Da in verschiedenen Arbeiten unterschiedliche Begrifflichkeiten gebraucht werden, sollen hier die Definitionen von Bongard und Kneib (1995) verwendet werden. Die Begriffe werden teilweise synonym zu den Rekultivierungsmaterialien REKAL-Rückstand, SAV-Stabilisat und WSA-Stabilisat angewandt.

- Aschen: Bei Verbrennungsprozessen anfallende Rückstände.
- Schlacken: Bei der Verhüttung von Erz (Eisen und NE- bzw. Buntmetalle) und der Verarbeitung von Metall durch Schmelzen abgetrennte Nebenprodukte.
- Bergematerial: Beim Abbau und Aufbereitung von Kohle oder mineralischen Rohstoffen (Erzen) anfallendes, nicht abbauwürdiges Nebengestein einer Lagerstätte.

Aus diesen Definitionen ergeben sich für den REKAL-Rückstand der Begriff Schlacke, für die Kraftwerksprodukte SAV-Stabilisat und WSA-Stabilisat der Begriff Asche und für den Haldenkörper die Definition Bergematerial. Weiter eingrenzen ließen sich die Materialien nach dem Europäischen Abfallkatalog (EAKV, 1996). Danach sind:

- REKAL-Rückstand: Abfälle aus der Behandlung von Salzschlacken und schwarzen Krätzen (EAK 10 03 10) bzw. unter Berücksichtigung der LAGA 1997b Salzschlacken aus der Zweitschmelze (EAK 10 03 08).
- SAV-Stabilisat: Reaktionsabfälle auf Kalziumbasis aus der Rauchgasentschwefelung in fester Form (EAK 10 01 05)
- WSA-Stabilisat: Rost- und Kesselasche (EAK 10 01 01)

Die bodenphysikalischen und -chemischen Kennwerte der Materialien werden im Kapitel 4 dargestellt.

#### 3.1 REKAL-Rückstand

##### 3.1.1 Herkunft des REKAL-Rückstands

Der REKAL-Rückstand ist das Endprodukt bzw. der Reststoff aus der Aufarbeitung von Salzschlacken aus der Sekundär-Aluminiumindustrie. Er steht am Ende der Verwertungsreihe von Kalisalz über Schmelzsatz (Montanal) zur Salzschlacke (Abbildung 5). Als relativ schwer weiterverarbeitbares Produkt ist für den REKAL-Rückstand die einfachste und kostengünstigste Lösung die Deponierung zur Verwertung (Einsatz als Rekultivierungsmaterial).

Andere Möglichkeiten der Weiterverwertung bestehen z.B. in der Verwendung des salzfreien REKAL-Rückstands als Rohstoff zur Ziegelproduktion (Merkel, 1978; Kim und Thormanetz, 1994) oder im weiteren Einsatz in der Primäraluminiumproduktion (Scheef, 1978). Aufgrund der wechselnden Zusammensetzung der Salzschlacken – je nach Anlieferungsbetrieb und Ausgangsmaterial – stellt die Verwendung in der Ziegelproduktion eine Schwierigkeit dar, zumal das Salz zuvor entfernt werden muß. Ansonsten haben die

aus  $\text{Al}_2\text{O}_3$  gewonnenen Ziegel in Verbindung mit Tonen gute Baueigenschaften (Kim und Thormanetz, 1994).

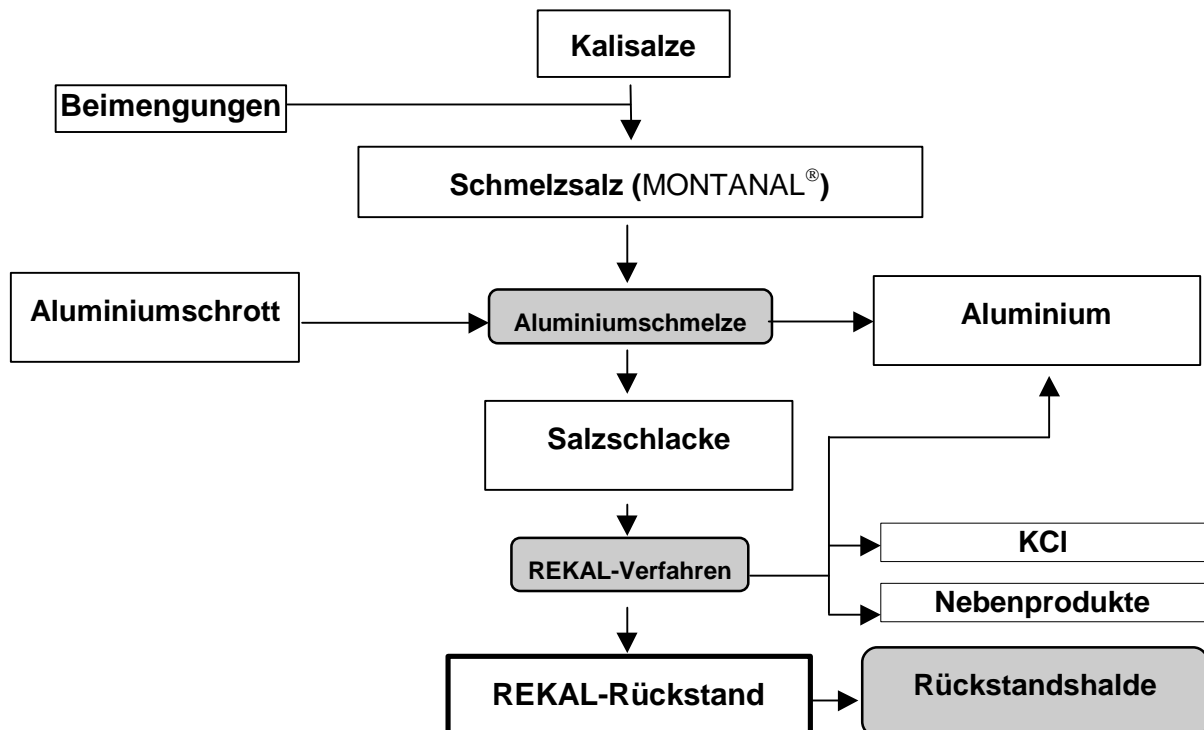


Abbildung SEQARABISCH5: Schematischer Entstehungsweg des REKAL-Rückstands

Die Herstellung eines Schmelzsatzes für die Sekundär-Aluminiumindustrie ist ein Produktionszweig der K+S GmbH, Werk Sigmundshall. Die Sekundär-Aluminiumindustrie verwendet im Gegensatz zur Primär-Aluminiumindustrie zur Produktion von Aluminium statt Bauxit Aluminiumschrotte, -krätzen, -stäube oder andere stark aluminiumhaltige Materialien. Bei Erzeugung der gleichen Menge Reinaluminium werden im Recyclingvorgang nur etwa fünf Prozent der Energie benötigt, die ansonsten zur Herstellung von Primär-Aluminium aufgebracht werden müßte (Krol und Glimm, 1989; Rottwinkel und Sanhen, 1990). Aufgrund dieses Verhältnisses ist es auch zu erklären, daß in den letzten Jahren die Menge der wiederverwerteten Materialien aus Aluminium gestiegen ist (Tabelle 2).

Zur Rezyklierung des Aluminiums muß dieses jedoch aufgeschmolzen werden. Dabei stören Fremdstoffe, die vornehmlich aus Legierungen stammen oder von Verunreinigungen, wie z.B. Farbaufträge auf Getränkedosen oder Joghurtbecherdeckeln herrühren (Köster, 1998). Ebenfalls hat die Oxidation des Aluminiums einen störenden Einfluß auf die Weiterverarbeitung des Materials.

Tabelle 2: Anteil der Sekundär-Aluminiumproduktion an der Gesamt-Aluminiumproduktion in der BRD (alt) in 1.000 t (Metallgesellschaft AG 1992)

Al-Produktion	1981	1983	1985	1987	1989	1991
Primär	728,9	743,3	745,3	737,7	742,0	690,3
Sekundär	397,5	425,5	457,3	501,2	537,4	541,6
Gesamt	1.126,4	1.168,8	1.202,6	1.238,9	1.279,4	1.231,6
Anteil Sekundär [%]	35,3	36,4	38,0	40,5	42,0	44,0

Zur Trennung von Schmelze und Atmosphäre (Vorbeugung gegen Oxidation des Aluminiums) und Bindung von Störstoffen werden Schmelzsalze in den Prozeß eingebracht. Diese Salze werden u.a. von der Fa. K+S (MONTANAL) und der Fa. Hanse (RESAL) hergestellt. Die Bestandteile sind im wesentlichen NaCl (68 %) und KCl (28 %) sowie einige Beisalze (2 %  $MgSO_4$ ,  $CaSO_4$  u.a. und 2 bis 4 %  $CaF_2$ ). Während der Schmelze dient das  $CaF_2$  dazu, die Aluminiumoxidhaut an den Metalloberflächen vom reinen Aluminium zu trennen (Lehnert et al., 1996).

Da das Salz leichter ist als das Aluminium, bildet es eine Schwimmdecke, durch die die Aluminiumschmelze vom Sauerstoff abgeschirmt wird. Dadurch wird die Neubildung von Aluminiumoxid verhindert. Dieser Schutz ist die Hauptaufgabe des Salzes. Weitere Funktionen sind die Aufnahme von Verunreinigungen aus der Schmelze und die Einleitung von Wärme in das Schmelzbad. Neuerdings werden Schmelztechniken entwickelt, die bei der Aluminiumschmelze ohne Salz auskommen (Gripenberg et al., 1997).

Nach dem Schmelzvorgang werden Schlacke und Reinaluminium getrennt abgestochen und weiterverarbeitet. Die Salzschlacke besteht ungefähr zu einem Drittel aus festen oder schwer löslichen Bestandteilen, hauptsächlich Metalloxiden und zu zwei Dritteln aus leicht löslichen Salzen, überwiegend NaCl und KCl (Becker, 1994; Lehnert et al., 1996).

Mögliche Entsorgungswege für Salzschlacken waren bis vor kurzem die Verklappung auf hoher See, die seit 1998 nicht mehr erlaubt ist (Hohe-See-Einbringungsgesetz, 1998) oder die geordnete Deponierung auf Hausmülldeponien, die aufgrund der Salzgehalte der TA Siedlungsabfall (1993) zuwiderhandelt.

### 3.1.2 Aufarbeitung von Salzschlacken nach dem REKAL-Verfahren

Vor der Ablagerung auf der Halde Sigmundshall wird die Salzschlacke weiterbehandelt (Abbildung 6). Hauptziele sind dabei die Rückgewinnung von KCl und Aluminium, sowie die Entgasung der Schlacken, da hier erhebliche Mengen an ökotoxikologisch relevanten Gasen ausgetrieben werden können.

Zunächst werden die Schlacken selektiv in vier Schritten aufgemahlen und abgesiebt. Dabei fallen Aluminiumbestandteile – etwa 65 % des enthaltenen Aluminiums – an, die als Reinaluminium weiterverkauft werden können. Nach der endgültigen Mahlung besitzt das Material eine Körnung von < 6 mm. Dieses Material wird anschließend bei etwa 100°C verflüchtigt, wobei fast sämtliche Gase ausgetrieben werden (z.B.  $H_2S$ , HCN,  $As_5H_3$ ,  $NH_3$ ,  $H_2$  oder  $CH_4$ ). Dies geschieht in verschiedenen Arbeitsschritten unter jeweiliger Zugabe von NaOH und Dampf sowie HCl. Die Gase werden in weiteren vier Verfahrensschritten gewaschen und dann unter Nutzung des Wärmeinhalts verbrannt.

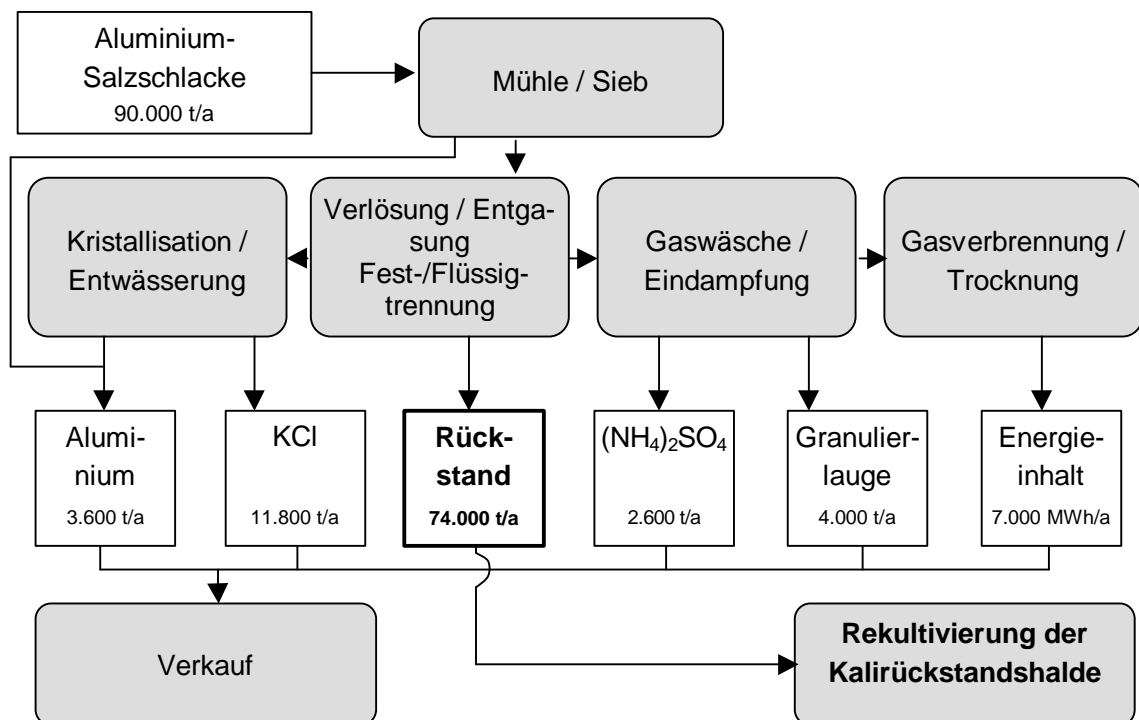


Abbildung SEQARABISCH6: Flußschema des REKAL-Verfahrens (verändert nach K+S 1994)

Die selektive Auslösung des KCl beruht auf den unterschiedlichen Lösungsgleichgewichten von Salzlösungen bei unterschiedlichen Temperaturen (vgl. Clyne et al., 1981; Bodnar et al., 1997), wobei hier eine mit NaCl gesättigte Salzlösung eingesetzt wird. Die Trennung der festen von der flüssigen Phase wird seit Oktober 1998 mit einem Dekanter vorgenommen, der eine bessere Abtrennung der flüssigen Phase als Filterkerzen erlaubt.

Bei der Abkühlung der flüssigen Phase wird KCl auskristallisiert. Die Restlösung kann wieder zur Lösung von KCl aus Schlacke verwendet werden (K+S, 1994; Diekmann, 1996).

Das an den Filterkerzen oder in Dekantern abgeschiedene feste Material bildet den REKAL-Rückstand, der auf die Rückstandshalde aufgebracht werden soll. Dieser besteht jetzt noch aus ca. 50 Gew. % Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> mit diversen Beimengungen an anderen unlöslichen Stoffen und zu ca. 50 Gew. % NaCl und geringen Mengen anderer Salze in der Trockensubstanz sowie eine Feuchte von 15 bis 25 Gew. % TS.

Bei der Gasreinigung werden zudem noch die Stoffe Ammoniumsulfat (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> und eine Granulierlauge gewonnen. Das Ammoniumsulfat kann verkauft, die verbleibenden Salze bei der Produktion von Düngemitteln als Granulierhilfsmittel eingesetzt werden.

## 3.2 Zuschlagstoffe im Rekultivierungsmaterial

### 3.2.1 SAV-Stabilisat

Das SAV-Stabilisat ist ein Kraftwerksrückstand z.B. des Gemeinschaftskraftwerks Hannover (GKH), in dem energiereiche, ballastarme Steinkohle in einer Staubfeuerungsanlage zur Strom- und Wärmeproduktion verwendet wird. Es ist ein Produkt, das bei der Rauchgasentschwefelung (REA) nach dem Sprühabsorptionsverfahren (SAV) anfällt. Die Sorption von Schwefeldioxid ( $\text{SO}_2$ ) erfolgt mittels Eindüsung von Kalkmilch. Vorteil dieses Verfahrens ist, daß ein trockenes Produkt anfällt. Bei der Rauchgasentschwefelung des GKH werden zugleich Flugaschen gebunden und mit dem REA-Produkt mittels Staubabscheider abgetrennt. Der Anteil dieser Flugasche beträgt etwa 40 bis 60 % im SAV-Stabilisat (Demmich, 1990; Demmich und Weißflog, 1994; Gerstner, 1996).

Bestandteile des SAV-Stabilisats sind zum einen die abgebundenen Schwefelverbindungen Calciumsulfit ( $\text{CaSO}_3$ ) und Calciumsulfat ( $\text{CaSO}_4$ ) und die nicht verbrauchten Kalkhydrate ( $\text{CaCO}_3 \cdot n \text{H}_2\text{O}$ ) der Kalkmilch. Zum anderen sind amorphe energiereiche (reaktive) Kieselsäuren ( $\text{SiO}_2 \cdot n \text{H}_2\text{O}$ ) und silikatische sowie aluminatische Verbindungen ( $\text{SiO}_2$ ;  $\text{Al}_2\text{O}_3$ ) in der Flugasche zu finden. Mit dem Flugascheanteil kann eine Verfestigung des SAV-Stabilisats durch die hydraulische Abbindung des Gipses und den puzolanischen Effekt der amorphen Kieselsäuren erfolgen (Weißflog und Demmich 1989; 1990).

### 3.2.2 WSA-Stabilisat

Das WSA-Stabilisat entstammt einer Wirbelschichtfeuerung der Anlage Nord der VW-Kraftwerksgesellschaft mbH (Wolfsburg). Es ist der Rückstand aus dem Brennraum, welcher als Wirbelschichttasche (WSA) bezeichnet wird.

Bei der Wirbelschichtfeuerung (fluidized bed combustion) werden gemahlene Kohlen (< 1 cm) bei relativ geringen Temperaturen von 800 - 1.000°C verbrannt. Das Material schwebt dabei in einem Luftstrom und verändert seinen Aggregationszustand in einen Zustand zwischen fest und flüssig, der mit flüchtig beschrieben wird (Kautz, 1986).

Der Vorteil dieser Methode liegt neben den niedrigeren Emissionen an Stickoxiden in der einfachen Reduzierung von Schwefel. Dieser wird direkt im Brennraum mit Kalk ( $\text{CaCO}_3$ ) zu Anhydrit ( $\text{CaSO}_4$ ) abgebunden. Aufgrund niedrigerer Temperaturen und besserer Verbrennungseigenschaften der Anlage können Importkohlen (energieärmer, ballastreicher) verwendet werden (Martin, 1990; Simon, 1990; Grathwohl, 1993).

Der für die Verfestigungsreaktionen wichtige Anteil an Anhydrit im Verbrennungsrückstand liegt bei etwa 15 Vol. %. Zusätzlich finden sich ungefähr 5 Vol. % an freiem Kalk ( $\text{CaO}$ ), der von dem eingesetzten Kalkmehl stammt (Gerstner, 1996). Die restlichen Bestandteile sind mineralischer Art und Kohlereste.

### 3.2.3 Verfestigungsprozesse durch Zuschlagsstoffe

Die Aschen (SAV-Stabilisat und WSA-Stabilisat) werden in diesem Projekt zur Verfestigung der Andeckung verwendet. Dabei spielen viele Reaktionen und Mechanismen eine Rolle. Beispielhaft seien im folgenden die fünf wichtigsten Verfestigungsprozesse genannt und beschrieben.

#### Puzzolan-Effekt

Der Begriff Puzzolan stammt von den Puzzolanerden aus der Region Putuoli (Italien), wo vulkanische Auswurfmassen abgebaut werden. Seit der Römerzeit finden diese Stoffe beim Bau Verwendung. Ähnliche Stoffe wurden in der Eifel (Traß), in Griechenland (Santorinerde) und in Dänemark (Molererde) benutzt. Später wurden technologische Stoffe mit gleichen Eigenschaften in der Bauindustrie, z.B. Ziegmehl, Hüttensand oder Flugasche bei der Herstellung von Beton eingesetzt (Knoblauch und Schneider, 1987; Henning und Knöfel, 1988).

Ursache des Puzzolaneffekts sind die Kieselsäuren, die bei hoher Erhitzung anfallen. Wirksam werden dabei der energiereiche Zustand einer gestörten Gitterstruktur (amorpher Zustand), ihre relativ große Oberfläche und die glasartige Struktur (Baumgart et al., 1984; Richartz, 1984). Der Anteil amorpher Kieselsäuren in den Puzzolanerden beträgt etwa 60 bis 80 %.

Der Puzzolaneffekt basiert auf der Verbindung von Calciumhydroxid ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ) mit den Oxiden von Silicium ( $\text{SiO}_2$ ), Aluminium ( $\text{Al}_2\text{O}_3$ ) und Eisen ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ). Eine schematische Gleichung ist in Gleichung (1) dargestellt. Die Materialien sind bei ausreichendem Wasserdargebot in der Lage, ähnlich wie Beton abzubinden. Dabei bilden sich längere Ketten/Nadeln, die die stabilisierende Eigenschaft der Puzzolane darstellen (Krenkler, 1980).



Zu diesen Reaktionen ist eine alkalische Umgebung notwendig. Die Abbindung wird als nicht hydraulisch bezeichnet, da zur Verfestigung nicht allein Wasser notwendig ist, sondern ein Anreger (z.B. Calciumhydroxid) zugegen sein muß.

#### Latent hydraulische Abbindung

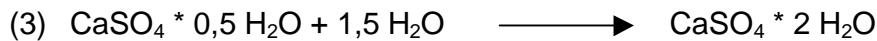
Ähnlich den Puzzolanen werden bei der latent hydraulischen Abbindung überwiegend calciumsilikatische und -aluminatische Phasen unter Anregung von  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  und / oder  $\text{CaO}$  verfestigt. Die Endprodukte unterscheiden sich von den Puzzolanen durch Zusammensetzung und Menge der gebildeten Calciumsilikathydrate und -aluminat (Kempf, 1997).

#### Hydratation

Im Gegensatz zum Puzzolaneffekt und zum latent hydraulischen Effekt ist bei der Hydratation nur Wasser zum Aufbau einer stabilen Verbindung notwendig (hydraulische Abbindung). Als allgemein bekanntes Beispiel kann hier das Anhydrit ( $\text{CaSO}_4$ ) angeführt werden, das unter Wasseraufnahme zu Gips ( $\text{CaSO}_4 * 2 \text{H}_2\text{O}$ ) verfestigt.

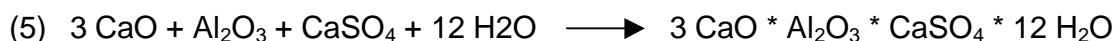
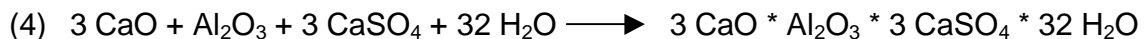


Dieser Prozeß (schematisch in (2) und (3)) läuft bei Anwesenheit von Chlorid (Cl<sup>-</sup>) beschleunigt ab (Thole, 1987). Über größere Zeiträume kann der Gips jedoch wieder gelöst und ausgewaschen werden. Diese Stabilisierung kann also nur unter trockenen Bedingungen längere Zeit wirksam sein.



### Ettringitbildung

Das Ettringit ( $3 \text{ CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 3 \text{ CaSO}_4 \cdot 32 \text{ H}_2\text{O}$ ) und das Monosulfathydrat ( $3 \text{ CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot \text{CaSO}_4 \cdot 12 \text{ H}_2\text{O}$ ) sind Mineralneubildungen (schematisch in (4) und (5)), die eine mehrwöchige, mehrmonatige Entstehungszeit benötigen. Dabei wachsen die Kristalle in die Porenräume der umgebenden Festsubstanzen ein. Zudem findet durch eine Volumenzunahme aufgrund der Kristallbildung eine Verdichtung des umgebenden Materials statt (vgl. Heitfeld, 1985; Kayser, 1986; Lukas und Henzinger, 1986)



Die Bildung von Ettringit wird in der Bauindustrie als schädlich angesehen. Wenn die Entstehung erst nach der Abbindung des Zements einsetzt, wird durch die Volumenvergrößerung der Verbund gesprengt und somit eine Entfestigung des Betons herbeigeführt (Ueberschaar 1988). Findet die Ettringitbildung jedoch zeitgleich mit der Verfestigung statt, wird zwar das Volumen vergrößert, aber keine Sprengung o.ä. verursacht. Kann die zeitliche Abfolge eingehalten werden, ist die Bildung von Ettringit beim Einsatz von Asche als Stabilisat erwünscht, da es eine hohe Wasserbeständigkeit aufweist.

### Brückenbildung durch Kristallisation

Wie bei der Hydratation kann auch durch Kalk ( $\text{CaCO}_3$ ) eine kurzfristige Verfestigung erreicht werden. Gelöster Kalk fällt bei Austrocknung in den Menisken der einzelnen Partikelzwischenräume aus und bildet hier eine feste Verbindung. Der gleiche Prozeß kann mit Salzbrücken geschehen, die sich bei Trockenheit in den Menisken der Partikelzwischenräume bilden. Dieser Prozeß ist aber reversibel und wird bei Wiederbefeuchtung (z.B. Niederschlag) aufgehoben.

### 3.2.4 Verwendungsmöglichkeiten der Zuschlagsstoffe

Die oben erwähnten Zuschlagsstoffe SAV-Stabilisat und WSA-Stabilisat werden neben der Rekultivierung bereits seit langem als Unterbau im Straßenbau, Mörtel in Bergwerken, als Dünger sowie als Substitut und Bindemittel in Baustoffen eingesetzt.

Verwertungskonzepte für den Einsatz im Straßenbau sehen vor, daß die Aschen im Unterbau der Straßendecken zugeschlagen werden, um den Straßenkörper zu verfestigen. Nach Aufbringung der Asphaltdecke bleibt der Körper in der Regel vor Wasser geschützt und die Stabilität somit erhalten. Die Vorteile des Einsatzes von Aschen bestehen in der geringeren Hydratationswärme bei der Verfestigung, so daß Bauwerke nicht einem Hit-

zestreuß ausgesetzt werden (Keck und Riggs, 1997). Probleme bereiten jedoch die begrenzte Verfügbarkeit und die schwankende Qualität des Materials.

Bei der Verfüllung von Bergwerken werden schnell und stark abbindende Aschen in zu stabilisierende Stollen eingeblasen oder als Stützmaterialien, ähnlich Beton, zur Verfüllung verwendet (Puch und v. Berg, 1997).

In der Forstwirtschaft wird seit einiger Zeit die Kalkung der Bestände mit Kraftwerksaschen und REA-Produkten betrieben. Die Gründe waren anfangs rein ökonomischer Art, später jedoch erkannte Bannwarth (1991) auch andere Vorteile, wie z.B. den geringeren Humusabbau im Gegensatz zur Kalkdüngung, die Zufuhr von Mikronährstoffen (Ca, Mg, B, Mo, Se) und den Austausch von Sulfat gegen Hydroxyd-Ionen (self-liming effect). Von guten Erfahrungen mit Braunkohlenaschen bei der Forstkalkung berichten auch Bartels und Asche (1993). Kautz (1989) und Lenz et al. (1989) berichten von besseren Erfahrungen mit Steinkohle-Wirbelschichtaschen.

Im Landschaftsbau scheint der Einsatz von Aschen nach einer Untersuchung von Engelke und Marschner (1991) aufgrund des hohen Salzgehaltes zwar möglich, aber weniger geeignet zu sein.

Möglichkeiten des Einsatzes bestehen auch in der Produktion von Baumaterialien. Abgesehen von Beigaben zu Zement, werden die Aschen verstärkt auch in der Produktion von Kunststeinen oder Platten eingesetzt (Kautz, 1986; Clementi, 1989; Neumann, 1989; Krass, 1994).

## **4 Bodenphysikalische und -chemische Kenndaten der Rekultivierungsmaterialien**

Zur Beschreibung der eingesetzten Materialien wurden allgemeine Kenndaten erhoben, wie sie in der Bodenkunde üblicherweise angegeben werden.

Für die Erhebung von Kenndaten wurden Standards der untersuchten Materialien erzeugt, die aus 63 Stichproben (REKAL-Rückstand), bzw. 8 Einzelproben (SAV-Stabilisat und WSA-Stabilisat) stammen.

### **4.1 Material und Methoden**

#### **4.1.1 Korngröße**

Die Körnung des REKAL-Rückstands wurde anhand der kombinierten Sieb- und Schlämmethode nach DIN 19683 ermittelt. Abweichend wurde bis 20 µm gesiebt. Im REKAL-Rückstand ist vor der Siebung das Carbonat zerstört worden und eine Dispergierung mit Natriumpolyphosphat erfolgt.

Die Korngrößenbestimmungen der GfR zum SAV-Stabilisat sind mit einem Laserdiffraktometer durchgeführt worden. Diese Methode führt zu einer leichten Überschätzung der Partikelgrößen, da mit dem Laser der mittlere Durchmesser eines Partikels gemessen wird, im Gegensatz zur DIN-Methode, bei der der kleinste Durchmesser bestimmt wird.

Die Korngrößenbestimmung des SAV-Stabilisats wurde ohne weitere Vorbehandlung von der Fa. GfR durchgeführt. Im SAV-Stabilisat sind nur 36 Gew. % und im WSA-Stabilisat 68 Gew. % unlösliche Bestandteile enthalten (Kempf und Demmich, 1990).

Die Bodenarten sind mittels Fingerprobe nach AG Boden (1994) bestimmt worden.

#### **4.1.2 Festsubstanzdichte**

Die Bestimmung der Festsubstanzdichte erfolgte mit einem Heliumpyknometer im Bodentechnologischen Institut Bremen (BTI) in Anlehnung an DIN 19683.

#### **4.1.3 Pseudokorn**

Zur Darstellung des Pseudokorns, der „effektiven“ Korngröße, wurden 5 Siebungen im Oktober 1997 an frischem REKAL-Rückstand durchgeführt. Im Gegensatz zur Körnung der Matrix, also der einzelnen Partikel, können sich Aggregate oder Aggregationen bilden, die höchst stabil sind und eine andere mechanische Eigenschaft besitzen als die Körnung der Partikel vermuten lässt. Dies ist bei Beurteilung des Abrollverhaltens an der Haldenflanke und der Standsicherheit von Bedeutung. Die Korngrößenverteilung des Pseudokorns im Falle des REKAL-Rückstands ist stark abhängig vom Wassergehalt, da leicht lösliche Salze die wichtigste Kittsubstanz bilden.

Die Siebung erfolgte in Anlehnung an die Trockensiebung zur Aggregatstabilität nach de Boodt et al. (1961) und wurde abweichend mit den Fraktionsgrenzen > 36, 16 bis 36, 10 bis 16, 2 bis 10 und < 2 mm durchgeführt.

Anschließend wurde die Fraktion < 2 mm in die Fraktionen Grob-, Mittel- und Feinsand sowie Grobschluff getrennt. Dabei kam statt Wasser vergällter Alkohol zum Einsatz, des-

sen Wasseranteil von ca. 6 % mit Salz aufgesättigt wurde, um eine Lösung der Kittsubstanz Salz zu verhindern.

#### 4.1.4 pH-Wert

Der pH-Wert wurde mit einer Einstabmeßkette (Fa. Metrohm) gemessen. Die Bestimmung von pH-Werten an den Materialien erfolgte im 1:2,5 H<sub>2</sub>O-Extrakt bzw. im 1:2,5 0,01M CaCl<sub>2</sub>-Extrakt.

#### 4.1.5 Stoffgehalte der Materialien

##### Gesamtgehalte

Die Bestimmung der einzelnen Elemente erfolgte im Königswasseraufschluß nach DEV S7 mit der Bestimmung in einem ICP-AES durch das akkreditierte Labor des Kalifornischen Instituts (KAFI, 1996 ff.). Vergleichend wurden röntgenfluoreszenzspektroskopische (KAFI, 1996 ff.) und röntgendiffraktometrische (Hanke, 1997) Messungen durchgeführt.

##### Salzbestimmung

Die Salzbestimmung erfolgte parallel durch zwei Methoden. Zum einen wurde die Bestimmung der elektrischen Leitfähigkeit (a) durchgeführt, zum anderen die sogenannte Trocknungsmethode (b) angewandt. Beide Bestimmungen liefern Summenparameter des Salzanteils einer Lösung, wobei die Leitfähigkeitsmessung kumulativ die Salze einer vergleichbaren KCl-Lösung zuordnet, während die Trocknungsmethode die Summe der Salzgewichte bestimmt.

Zur Salzgehaltsbestimmung in den Materialien wurde die Probe mit dem 2,5fachen des Probengewichts an Wasser versetzt, nach zwei Stunden im Horizontalschüttler abfiltriert und mit den unten genannten Methoden bestimmt.

##### a) Elektrische Leitfähigkeit

Die Elektrische Leitfähigkeit (E.L.) wurde in Anlehnung an DIN 19684, Teil 11 mittels eines Konduktometers (Fa. Metrohm; E 518) mit einer Eintauchmeßzelle ( $C = 0,81\text{cm}^{-1}$ ) bestimmt. Die Bestimmung erfolgte in unverdünnten Lösungen, anschließend wurden die Meßwerte mit einer Eichkurve (Bereich 0,0005 - 150 g KCl/l) in KCl-Äquivalente umgerechnet.

##### b) Trocknung

Bei der Trocknungsmethode wird ein Aliquot der Salzlösung im Trockenschrank bei 120°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet.

Die Temperatur von 120°C ergab sich aus der Erfahrung, daß bei 105°C Trocknungstemperatur die Salze einen Restwassergehalt von ca. 1 - 2 % aufwiesen. Hierzu wurde eine Untersuchung mit definierten Salzmengen bei verschiedenen Trocknungstemperaturen durchgeführt. Ab 115°C sind Abweichungen zur Gewichtskonstanz nicht mehr signifikant nachzuweisen (Abbildung 7). Ein Sicherheitszuschlag von 5 °C wurde gegeben. Es wird davon ausgegangen, daß bei diesen Temperaturen weder Kristallwasser noch salzbildende Elemente verdampfen.

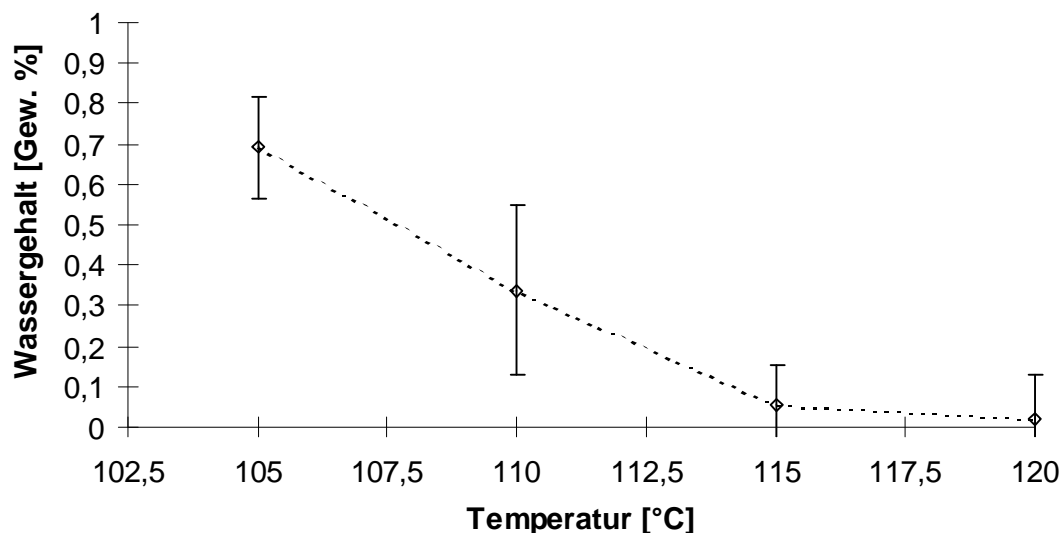


Abbildung SEQARABISCH7: Wassergehalte von Salzproben im Temperaturbereich 105 bis 120°C (n=5)

Der Vergleich der Methoden a) und b) anhand einer Reihe von Messungen an Proben aus dem Lysimeter L2 (vgl. Kapitel 5) zeigt eine relativ gute Übereinstimmung der Methoden (Abbildung 8).

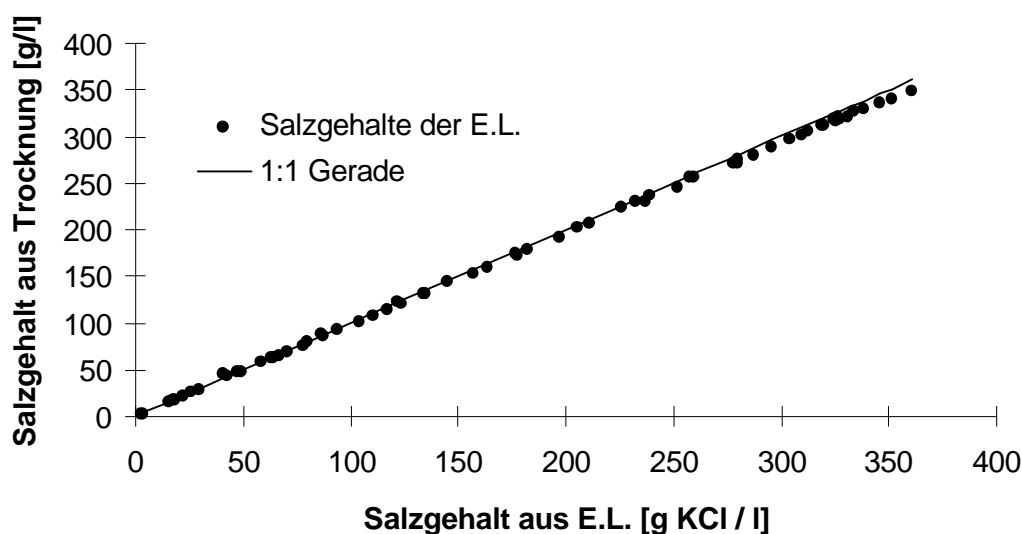


Abbildung SEQARABISCH8: Vergleich der Methoden zur Salzgehaltsbestimmung anhand von Eluaten aus dem Lysimeterversuch L1 (n=66)

Die Abweichung der elektrischen Leitfähigkeitsmessung zur Trocknungsmethode beträgt im Durchschnitt -2,0 % mit einem Variationskoeffizienten von 1,7 %.

## Stickstoff und Kohlenstoff

Die Bestimmung von  $N_t$  und  $C_t$  erfolgte mit dem Elementaranalysegerät der Fa. Elementar (vario EL) nach der Dumas-Methode (Kupka und Sieper, 1988; Sieper et al., 1997).

Der Carbonatgehalt konnte aufgrund von Artefakten – Ausgasung von anderen, teilweise C-haltigen Gasen – nicht mit dem Gerät nach Scheibler (DIN 19684) bestimmt werden.

Es erfolgte keine Bestimmung von  $C_{org}$  und  $N_{org}$ . Alle Materialien wurden vor ihrer Verwendung auf über 500°C erhitzt. Damit wären entsprechende Gehalte an Organika Meßartefakte oder bei den Aschen unverbrannte Kohle, die ebenfalls nicht zu  $C_{org}$  oder  $N_{org}$  gerechnet werden könnten.

### **Pflanzenverfügbare Nährstoffe**

An pflanzenverfügbaren Nährstoffen wurden  $N_{min}$ ,  $P_{CAL}$ ,  $K_{CAL}$  und  $Mg_{CaCl_2}$  bestimmt. Die Methodik lehnt sich für die einzelnen Elemente an das Methodenbuch VDLUFA Band 1 (Hoffmann, 1991) an. Zur Bewertung der Gehalte an pflanzenverfügbaren Nährstoffen wurden die gefundenen Werte in die Gehaltsklassen A bis E für die mittlere Bodenarten-gruppe nach HLVA (1998) eingeordnet.

#### **4.1.6 Kationenaustauschkapazität (KAK)**

Die Bestimmung der KAK erfolgte nach der Methode von Mehlich (vgl. DIN 19684).

#### **4.1.7 Farbbestimmung**

Zur Charakterisierung des Materials und zur groben Abschätzung der Albedo<sup>1</sup> ist die Farbe der Materialien und ihrer Mischungen anhand der Munsell soil color charts (1954) bestimmt worden. Zur Anwendung kam die Farbtafel für die grundwasserbeeinflussten Typen der Gleye.

#### **4.1.8 Statistik**

Als statistische Kenngrößen wurden arithmetische Mittelwerte bzw. Mediane ermittelt. Die Abweichungen von diesen Mitteln sind entweder als Standardabweichung (in Grafiken) oder als relative Variationskoeffizienten (in Tabellen) angegeben, wenn die Anzahl der Wiederholungen  $n = 2$  überschritt.

Ein Vergleich von Mittelwerten wurde bei entsprechend großen Stichproben mit dem Tukey-Test ( $\alpha = 0,05$ ) vorgenommen.

#### **4.1.9 Software**

Die Arbeit wurde mit Programmen des MS-Office (Officepakete zu Windows 3.11, 95 und NT) erstellt. Zusätzlich wurde für einige grafische Darstellungen das Programm Sigma Plot 3.01 verwendet und für die statistische Auswertung das Programm SPSS 8.0 (NT)

---

<sup>1</sup> Rückstrahlung der eingestrahlten Sonnenenergie; diese Energie kann nicht zur Verdunstung aufgewendet werden.

genutzt. Zur Literaturverwaltung fand das Programm EndNote Plus 3.0 und eine Paradoxdatenbank Verwendung.

Simulationen und Projektionen sind bis auf die Modellierung der Verdunstung mit CROPWAT 7.0 über MS-Excel erfolgt.

## 4.2 Ergebnisse und Folgerungen

### 4.2.1 Körnung

Die Ergebnisse der Korngrößenanalyse sind in der Tabelle 3 dargestellt. Die Bezeichnung der einzelnen Korngrößenfraktionen richtet sich nach AG Boden (1994). Dabei wird „oy“ für künstlich technologische Substrate als geogenetischer Hinweis vorangestellt, um zu symbolisieren, daß sich die Bodenarten ausschließlich auf die Korngröße und nicht auf Funktionen oder Eigenschaften dieser Partikel beziehen.

Die Materialien lassen sich den Bodenarten Ut4 (REKAL-Rückstand) und Ut3 (SAV-Stabilisat und WSA-Stabilisat) zuordnen und werden entsprechend der Substrateigenschaft als Ysm-Ut4 (Metallhüttenschlacke) und Yiw-Ut3 (REA-Produkt) bzw. Yak-Ut3 (Steinkohlenkraftwerksaschen) angegeben.

Der Variationskoeffizient der einzelnen Messungen zueinander lag für den REKAL-Rückstand unter 2 %. Die normale Variation dürfte höher sein, da hier mit einem Standard gearbeitet wurde und die Materialien unter Praxisbedingungen entsprechend den verfahrenstechnischen Gegebenheiten unterschiedlichen Vorbehandlungen ausgesetzt sind oder verschiedenen Quellen entstammen.

Tabelle 3: Korngrößenverteilung der Materialien REKAL-Rückstand (RR), SAV-Stabilisat (SS) und WSA-Stabilisat (WS) – vgl. Methodik in Kapitel 4.1.1 (n=3; VK% < 2 %)

	Sand			$\Sigma$ oy S	Schluff			$\Sigma$ oy U	$\Sigma$ oy T	d <sub>50</sub> [µm]	Bodenart
	oy Sg	oy Sm	oy Sf		oy Ug	oy Um	oy Uf				
RR	1,4	12,0	20,2	33,6	16,8	18,7	17,7	53,2	13,2	19,4	Uls
SS	0,0	3,3	11,2	14,5	45,9	18,8	12,4	77,1	8,4	26,6	Ut2
WS	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	Ut3

n.b. = nicht bestimmt

Natürliche Böden mit hohen Anteilen an Schluff gelten als besonders erosionsgefährdet. Betrachtet man diese Bodenarten allein unter dem Gesichtspunkt der Korngröße und schließt die weiteren Bedingungen, wie Verkittung durch Humus und Kohäsion von Tonen aus, dann bieten die Bodenarten Schluff und feiner Feinsand äußerst geringe Widerstände gegenüber Wasser; die Erosionswiderstände der Bodenarten Uls, Ut3 und Ut4 werden als sehr gering bis gering eingestuft (Marks et al., 1989).

Zu berücksichtigen ist, daß die Aggregation, bzw. die Verkittung, der Materialverlagerung durch Erosion wesentlich entgegenwirkt.

Für das SAV-Stabilisat kann prognostiziert werden, daß die Körnung kleiner ist, da die Proben nicht entsprechend der DIN 19683 vor der Siebung behandelt wurden. Wesentliche Bestandteile des SAV-Stabilisats bestehen aus löslichen (Restkalke, div. Ca-Verbindungen) oder quasiorganischen (Kohlereste) Fraktionen (Reimann, 1990).

Die Korngrößen der eingesetzten Materialien könnten sich aufgrund von Korrosion durch den Salzanteil im REKAL-Rückstand verringern.

#### 4.2.2 Festsubstanzdichte

Die Festsubstanzdichten (FSD) der Materialien REKAL-Rückstand (RR), SAV-Stabilisat (SS) und WSA-Stabilisat (WS) sind als Mittel der Messungen mit einem Heliumpyknometer in Tabelle 4 dargestellt. Andere Messungen (K+S, 1996 ff.) und die Angaben der GfR schwanken um 2 % um diese Ergebnisse.

Die Schätzung der Salzdichte beruht auf der Annahme, daß Halit eine Dichte von 2,1 bis 2,2 g/cm<sup>3</sup> besitzt (Bauer und Tvrz, 1993). Für reines Natriumchlorid (NaCl) wird eine spezifische Dichte von 2,16 g/cm<sup>3</sup> bei 20°C angegeben (Falbe und Regitz, 1996), welches anteilig mehr als 75 % der Salze im REKAL-Rückstand ausmacht.

Tabelle 4: Festsubstanzdichten [g/cm<sup>3</sup>] von REKAL-Rückstand (RR), SAV-Stabilisat (SS) und WSA-Stabilisat (WS) sowie die Dichte von NaCl und der im Eluat gelösten Bestandteile (n=2)

	REKAL-Rückstand	SAV-Stabilisat	WSA-Stabilisat	Salz (NaCl)	im Eluat gelöste Stoffe
Festsubstanzdichte [g/cm <sup>3</sup> ]	3,05	2,29	2,48	2,16	2,56

Die Dichte des REKAL-Rückstands scheint plausibel unter der Annahme, daß der überwiegende Anteil des Materials aus Aluminiumoxid (Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>) mit einer spezifischen Dichte von 3,97 g/cm<sup>3</sup> besteht, während reines Aluminium (Al) nur 2,73 g/cm<sup>3</sup> und der etwa 10 %ige Anteil an Siliziumoxid (SiO<sub>2</sub>) 2,65 g/cm<sup>3</sup> wiegt (Falbe und Regitz, 1996, Kammer, 1995).

Die FSD des SAV-Stabilisats von 2,29 g/cm<sup>3</sup> (Tabelle 4) ist vergleichbar mit den Angaben von Gerold und Grotheer (1991) mit 2,45 g/cm<sup>3</sup> und von Gerstner (1996) mit 2,31 g/cm<sup>3</sup>.

Trotz der Siliziumoxid- und Aluminiumoxidanteile können durch Gehalte an Gips und Salz (2,31 g/cm<sup>3</sup>, Reimann, 1990) geringere Dichten gefunden werden. Der Anteil an Flugasche ist von Bedeutung für die FSD. Sie weist Werte von 2,16 bis 2,66 g/cm<sup>3</sup> auf (Richartz, 1984; Hilgraf und Kleibs, 1990) und stellt mit einem Anteil von 40 Gew. % einen wesentlichen Bestandteil des hier untersuchten SAV-Stabilisats dar.

Der für das WSA-Stabilisat gemessene Wert von 2,48 g/cm<sup>3</sup> wurde auch von Kautz (1986) ermittelt. Puch und v. Berg (1997) ermittelten dagegen eine Spannweite von 2,42 bis 3,00 g/cm<sup>3</sup> mit einem Mittel von 2,73 g/cm<sup>3</sup>. Die Werte seien allerdings abhängig von der eingesetzten Kohle und dem Wirkungsgrad der Verbrennung. Kohle hat eine Dichte von 2,0 bis 2,2 g/cm<sup>3</sup> (Bauer und Tvrz, 1993).

#### 4.2.3 Pseudokorn

Der REKAL-Rückstand bildet bei Trocknung Aggregationen aus, die meist auf der Auskristallisation von Salz basieren. Diese Aggregate bilden das Schüttgut, welches an der Halde Sigmundshall abgesetzt wird.



Die Ergebnisse in der Tabelle 5 zeigen, daß die Aggregate in der Regel kleiner als 36 mm sind und unter 20 Gew. % an Feinkorn (< 2 mm) im Schüttgut vorhanden sind.

Das Feinkorn hat einen hohen Anteil in der Sandfraktion. Die feineren Aggregate bzw. Partikel können als Artefakte der Siebung, z.B. durch Reibung, angesehen werden.

Tabelle 5: Pseudokornverteilung des REKAL-Rückstands (n=5; VK% = 17 bis 36 %)

Pseudokornverteilung im Schüttgut		Verteilung des Feinkorns (< 2 mm)	
Korndurchmesser [mm]	Anteil [Gew. %]	Korndurchmesser [mm]	Anteil [Gew. %]
> 36	0,0	0,63 – 2	41,6
16 bis 36	12,6	0,2 – 0,63	28,1
10 bis 16	16,0	0,063 – 0,2	11,9
2 bis 10	53,8	0,02 – 0,063	4,2
< 2	17,6	< 0,02	14,2

Berechnet man den mittleren Durchmesser der Pseudokornverteilung von 5,3 mm und vergleicht diesen mit dem mittleren Durchmesser der Korngrößenanalyse von 24 µm, zeigt sich die starke Verkittung durch das Salz.

Die Aggregatstabilität läßt sich nach de Boodt et al. (1961) als eine Beziehung zwischen der trocken und naß gesiebten Probe darstellen. Da die Kittsubstanz fast ausschließlich aus Salz besteht, welches bei der Naßsiebung gelöst wird, ergibt sich bei der Naßsiebung ein gemittelter Durchmesser, der dem  $d_{50}$  Siebdurchgang der Körnung nach DIN 19863 nahekommt.

Damit wäre aber der mechanische Index ( $I_{ma}$ , vgl. (6)) nach Düwel (1990), der das Verhältnis der mittleren Durchmesser Trockensiebung ( $GMD_a$ ) zur Naßsiebung ( $GMD_b$ ) unter Berücksichtigung des  $d_{50}$  der Korngrößenanalyse ( $GMD_t$ ) angibt, fast oder gleich 0 %.

$$(6) \quad I_{ma} = 100 - [(GMD_a - GMD_b) / (GMD_a - GMD_t)] * 100$$

Der salzhaltige REKAL-Rückstand weist keine Aggregatstabilität auf, wenn nicht stabilisierende Substanzen zugeschlagen würden.

#### 4.2.4 pH-Wert

Die Ergebnisse der pH-Wert-Bestimmungen sind in Tabelle 6 dargestellt. Die Materialien SAV-Stabilisat und WSA-Stabilisat weisen beide sehr hohe pH-Werte auf. Im Falle des REKAL-Rückstands erniedrigt der Salzanteil den pH-Wert.

Tabelle 6: Ergebnisse der pH-Messung in aqua demin. ( $pH_{H_2O}$ ) und in Calciumchlorid ( $pH_{CaCl_2}$ ) der Materialien SAV-Stabilisat, WSA-Stabilisat und REKAL-Rückstand (salzfrei und mit 35 Gew. % Salzanteil); (n=10, VK% < 1 %)

	REKAL-R. (salzfrei)	REKAL-R. (35 Gew. % Salz)	SAV-St.	WSA-St.
$pH_{CaCl_2}$	8,0	7,2	12,6	12,1

pH <sub>H<sub>2</sub>O</sub>	8,2	7,4	12,7	12,3
------------------------------	-----	-----	------	------

Gerstner (1996) hat in mehrjährigen Untersuchungen zur Qualitätskontrolle von SAV-Stabilisat und WSA-Stabilisat gleiche Werte gefunden. Allgemein haben Kraftwerksrückstände hohe pH-Werte aufgrund des Freikalkgehalts (Puch und v. Berg 1997). Der Freikalkgehalt definiert sich über die unverbrauchte Kalkgabe im oder nach dem Brennprozeß, bei dem die schwefeligen Verbrennungsprodukte gebunden werden. In der Regel liegt der Freikalk in Form von CaO (pH 12,1) oder Ca(OH)<sub>2</sub> (pH 12,6) vor.

## 4.2.5 Stoffgehalte der Materialien

### Gesamtgehalte

Die Hauptkomponenten des REKAL-Rückstands sind die Elemente Al, Cl, Na, K, Ca und Mg. Addiert man die Gehalte aller analysierten Elemente in der Tabelle 7 auf, so erhält man einen Anteil von 53,0 Gew. % des eingesetzten Materials. Nach DEV S7 (Königswasseraufschluß) wird der verbleibende Rest als Sauerstoff angesehen.

Sehr schwach wird im Königswasseraufschluß das Element Si wiedergefunden, dessen Anteil aufgrund der eingesetzten Aluminiumschrotte deutlich höher sein müßte. Auch ein Anteil von 11,7 Gew. % an Al wird dem erwarteten Gehalt nicht gerecht. Läge das Aluminium nur in der oxidischen Form Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> vor, so wäre sein Gesamtanteil 22,1 Gew. %. Für Silizium ergäbe sich in der Oxidationsform SiO<sub>2</sub> ein Gesamtgehalt von 0,03 Gew. %.

Aus der röntgendiffraktometrischen Untersuchung ist bekannt, daß nur die Minerale Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, MgAl<sub>2</sub>O<sub>4</sub> und SiO<sub>2</sub> eines salzfreien Rückstands in einer Größenordnung > 5 Gew. % vorliegen (vgl. Anhang A-4).

Beckmann (1991) gibt für eine aufgearbeitete Salzschlacke einen Aluminiumanteil von etwa 32 Gew. % an. Graczyk et al. (1997) fanden in einer entsalzten Aluminium-Salzschlacke 33,1 Gew. % Al. Diese Ergebnisse stimmen mit den Ergebnissen der Röntgenfluoreszenzanalyse (Tabelle 8) überein. Allerdings ist der Anteil, der für Al bestimmt wurde, um den Salzgehalt zu korrigieren. Damit läge der absolute Al-Gehalt eines salzfreien REKAL-Rückstands bei etwa 40 Gew. %. Dennoch ist dieser Wert wahrscheinlicher als etwa 18 Gew. % (um das Salz korrigiert) nach dem Königswasseraufschluß.

Für Silicium geben Beckmann (1991) und Graczyk et al. (1997) 5,0 Gew. % respektive 3,4 Gew. % an. Diese Gehalte liegen wiederum in der Nähe der Röntgenfluoreszenzanalyse von 3,3 Gew. %.

Allgemein wird in der Literatur angegeben, daß der Königswasseraufschluß die silikatische Fraktion deutlich unterschätzt (Schlichting et al., 1995). Der Fehler wird nicht beziffert, dennoch kann davon ausgegangen werden, daß alle für die Umwelt relevanten, d.h. potentiell mobilisierbaren Gehalte bestimmt werden. Die Residualfraktion ist als unspezifisch anzusehen (Hoffmann, 1991).

Die Gesamtgehalte an Schwermetallen werden im Kapitel 5.4.2.1 gesondert angesprochen. Erkennbar ist bereits, daß das Kupfer (Cu) eine Sonderstellung unter den Schwermetallen einnimmt, da es mit einem Anteil von 0,5 Gew. % im REKAL-Rückstand

vorliegt, während die Gesamtgehalte der anderen untersuchten Schwermetalle darunterliegen (< 0,1 Gew. %).

Die beiden Aschen SAV-Stabilisat und WSA-Stabilisat weisen beide hohe Anteile an Calcium auf. Dieses rührt von der Behandlung der Verbrennungsrückstände mit CaO bzw. Ca(OH)<sub>2</sub> her, die in den Kraftwerken zur Bindung des Schwefels durchgeführt wurde. Entsprechend sind die Schwefel- und Carbonatanteile ebenfalls hoch. Eisen, Chlor, Silizium, Aluminium, Kalium und Magnesium stammen aus den eingesetzten Kohlen.

Tabelle 7: Elementgehalte mit Königswasseraufschluß (DEV S7) von REKAL-Rückstand, SAV-Stabilisat und WSA-Stabilisat (Analyse mit ICP-AES) [ppm] (n=2)

Element	REKAL-Rückstand	SAV-Stabilisat	WSA-Stabilisat
Al	117.000	25.000	42.000
As	< 2	33	39
Ba	510	31	76
Ca	15.000	157.000	137.000
Cd	< 2	< 2	< 2
Cr	365	55	56
Cu	3.090	129	102
Fe	9.000	25.000	35.000
Hg	< 0,2	0,7	0,7
K	30.000	4.000	9.000
Mg	11.000	6.000	7.000
Mn	1210	377	657
Na	130.000	3.000	2.000
Ni	337	120	94
PO <sub>4</sub>	400	5.000	3.000
Pb	300	100	200
S	200	5.400	33.000
Si	131	111	129
Sr	186	374	345
Zn	1.000	100	500
Br	< 250	< 250	< 250
Cl	203.000	17.000	1000
CO <sub>3</sub>	5.000	25.000	4.000
F	3.900	480	370
NO <sub>3</sub>	531	575	575
NH <sub>4</sub>	283	< 50	< 50

Tabelle 8: Halbquantitative Röntgenfluoreszenzanalyse der Materialien REKAL-Rückstand, SAV-Stabilisat und WSA-Stabilisat [Gew. %] (n=1)

Element	REKAL-Rückstand	SAV-Stabilisat	WSA-Stabilisat
Al	31,0	7,7	9,4
Cl	17,0	2,6	0,2
Na	6,3	0,9	0,6
K	5,5	1,8	3,1
Mg	4,9	0,7	0,8
Si	3,3	8,8	13,0
Ca	2,3	20,0	21,0
Fe	1,2	3,7	6,5
Cu	0,5	< 0,1	< 0,1
S	0,4	11,0	4,5
Ti	0,4	0,5	0,5
Mn	0,2	< 0,1	0,1
Zn	0,2	< 0,1	0,1
Ba	0,1	0,1	0,1
P	< 0,1	0,2	0,1
Cr, Ni, Pb, Sr, Zr,	Spuren	Spuren	Spuren
Br	Spuren	n.b.*	Spuren
Rb	n.b.*	Spuren	Spuren
Rest als O (berechnet)	~ 27	~ 42	~ 39

\* n.b. = nicht bestimmt

### Salzgehalte

Die Salzbestimmung zeigt einen hohen Salzgehalt des REKAL-Rückstands. Mit der gewählten Methode (elektrische Leitfähigkeit) wird keine Unterscheidung bezüglich der gefundenen Salze getroffen und die Ergebnisse als KCl-Äquivalente angegeben. Damit können die tatsächlichen Gehalte unter- oder überschätzt werden.

Die Angaben der Tabelle 9 beziehen sich auf leicht lösliche Salze. Im Verlaufe der Entsalzung werden zudem noch schwerer lösliche Salze ausgetragen, wie z.B.  $\text{CaCO}_3$  oder  $\text{CaSO}_4$ . Auch kann in den Lysimeterversuchen (Kap. 5.2.4.3) gezeigt werden, daß einige Substanzen langfristig freigesetzt werden, die nicht zu den Salzen gehören wie z.B. Al, Fe oder Mn.

Tabelle 9: Salzgehalte der Standards von REKAL-Rückstand, SAV-Stabilisat und WSA-Stabilisat [Gew. %] (n=3, VK% = &lt; 1 %)

	REKAL-Rückstand	SAV-Stabilisat	WSA-Stabilisat
Salzgehalt [Gew. %]	34,4	7,4	1,8

Die Salzgehalte im REKAL-Rückstand lagen vor Erstellung des Standards zwischen 0,3 und 52,4 Gew. %. Vorgesehen ist nach dem Betriebsplan der Fa. K+S (1994), daß der

REKAL-Rückstand einen Salzgehalt von ungefähr 50 Gew. % TS und 20 Gew. % TS Wasser haben soll. Um dieses Ziel zu erreichen, wurden bei den Probeanschüttungen an der Halde Sigmundshall Rückstandssalze der Kaliproduktion bis zu einem Gewichtsanteil von 60 Gew. % zugemischt (GGU in K+S, 1996 ff.).

### Stickstoff und Kohlenstoff

Die Bestimmung der Gehalte an  $C_t$  und  $N_t$  zeigt, daß neben den beim Königswasseraufschluß bestimmten Elementen Carbonat, Ammonium und Nitrat noch andere C- und N-Verbindungen vorhanden sein müssen, da die Gesamtgehalte in der Elementarbestimmung über denen des Königswasseraufschlusses lagen.

Die hohen Gehalte von 27 Gew. % an  $C_t$  im WSA-Stabilisat zeigen die Herkunft der Asche aus der Wirbelschichtfeuerung an. Diese hohen Gehalte bergen die unverbrannten Reste an Kohle. Im SAV-Stabilisat ist dieser Anteil geringer (4 Gew. %), da hier nur Flugaschen enthalten sind.

Berechnet man die Differenz zwischen dem Carbonatanteil des REKAL-Rückstands aus dem Gesamtaufschluß (Tabelle 7) und dem Gesamtkohlenstoffanteil (Tabelle 10), wäre nach den normalen bodenkundlichen Gegebenheiten ein Anteil von 0,76 Gew. % an  $C_{org}$  zu erwarten. In diesem Fall kann aber davon ausgegangen werden, daß sich mineralische Komponenten hinter diesem Rest verbergen, da der REKAL-Rückstand eine thermische Vorbehandlung während des Prozesses der Aluminiumschmelze erfahren hat, der einen Organikanteil ausschließt.

Nach Beckmann (1991) enthalten die salzfreien Aluminiumschlacken neben Carbonaten auch Kohlenstoffverbindungen als Aluminiumcarbid ( $Al_4C_3$ ) und die Stickstoffverbindung Aluminiumnitrid (AlN). Graczyk et al. (1997) fanden 3,6 Gew. %  $C_t$  in den salzfreien Aluminiumschlacken und 0,54 Gew. %  $N_t$ .

Zur Klärung dieser Frage wurde salzfreier REKAL-Rückstand mit HCl behandelt und der Rückstand auf  $C_t$  und  $N_t$  untersucht. Dabei konnten keine klaren Aussagen hinsichtlich der Carbonatanteile gewonnen werden, da der  $C_t$ -Anteil auf 1,56 Gew. % anstieg, während der  $N_t$ -Anteil mit 0,15 Gew. % nahezu gleich blieb. Eine Klärung dieses Umstands erfordert weitere Forschungsarbeit.

Während der Entsalzung werden 20 Gew. % des Gesamtstickstoffs im REKAL-Rückstand ausgetragen (Tabelle 10).

Tabelle 10: Gesamtgehalte von Stickstoff und Kohlenstoff in den Materialien REKAL-Rückstand, SAV-Stabilisat und WSA-Stabilisat [Gew. %] (n=3, VK% = < 2 %)

	REKAL-Rückstand			SAV-Stabilisat	WSA-Stabilisat
	salzhaltig	salzhaltig (um Salz korrigiert)	salzfrei		
$C_t$	1,26	1,70	1,37	3,86	27,14
$N_t$	0,13	0,18	0,14	0,93	0,51
$C_t / N_t$		9,9	9,8	4,2	53,2

## Pflanzenverfügbare Nährstoffe

Die Gehalte an pflanzenverfügbaren Makronährstoffen sind in der Tabelle 11 dargestellt. Betrachtet man die dort ebenfalls angegebenen Gehaltsklassen, so könnte für eine Vegetation auf reinem REKAL-Rückstand allein bei Phosphor ein Mangel auftreten. Andererseits sind die Gehaltsklassen für landwirtschaftliche Böden ausgelegt, von denen zur Erzielung von maximalen Erträgen erhöhte Nährstoffgehalte bereitgestellt werden müssen. Dagegen soll als Vegetation auf dem Rekultivierungsmaterial eher ein extensives Grünland installiert werden.

Der Phosphormangel im REKAL-Rückstand könnte mit mineralischer Phosphorgabe beseitigt werden. Wenn Mischungen aus SAV-Stabilisat und REKAL-Rückstand eingesetzt werden, dürfte theoretisch ab einem Anteil von 40 Gew. % an SAV-Stabilisat kein Phosphormangel mehr vorhanden sein.

Phosphor wird bei den eingesetzten Materialien dennoch aufgrund des hohen Anteils an amorphen Kieselsäuren (vgl. Puzzolan-Effekt, Kap. 3.2.3) und aktiven Aluminium- und Eisenverbindungen (vgl. latent hydraulische Abbindung, Kap. 3.2.3) mittelfristig schwer verfügbar sein. Die gleichen Substanzen, die zur Verfestigung der Andeckung beitragen, binden Phosphor. Vergleichbare Mechanismen sind von Andosolen (vulkanischen Böden, van Wambeke, 1993; Miller 1995; Mandret, 1996 und Lukito et al. 1998) bekannt, die latenten Phosphormangel aufweisen. Shoji et al. (1993) beschreiben, daß die Phosphordüngung landwirtschaftlich genutzter Andosole nur zu 10 bis 20 % für die Pflanzen zur Verfügung steht. Mit steigendem pH-Wert (ab pH 9) nimmt die Löslichkeit von Kieselsäuren und aktivem Aluminium und Eisen zu (Hunt, 1972 und Rahman et al., 1996) und damit die Phosphorverfügbarkeit ab.

Auch im reinen REKAL-Rückstand sind aktive Al- und Fe-Verbindungen zu finden. Dies ist auf die reduzierenden Verhältnisse im Material zurückzuführen.

Aus den Versuchen von Scheer (in K+S 1996 ff.) ist bekannt, daß Phosphor ein Mangelnährstoff von REKAL-Rückstand ist. Er vermutet, daß es durch die reaktiven Ca-Verbindungen zur Ausbildung schwer löslicher Calciumphosphate kommt.

Vergleicht man die im Königswasseraufschluß gemessenen  $PO_4$ -Gehalte mit den pflanzenverfügbaren Phosphorgehalten, dann zeigt sich für REKAL-Rückstand und WSA-Stabilisat ein verfügbarer Anteil von etwa 1 % und für SAV-Stabilisat von 11 % des Gesamtgehalts (Tabellen 7 und 11).

Tabelle 11: Pflanzenverfügbare Nährstoffe in den Materialien REKAL-Rückstand (entsalzt), SAV-Stabilisat und WSA-Stabilisat [ppm] und die Einordnung in Gehaltsklassen nach HLVA (1998)

	$N_{min}$	$P_{CAL}$	$K_{CAL}$	$Mg_{CaCl_2}$
REKAL-Rückstand	1.230	40 (A)	1.030 (E)	220 (E)
SAV-Stabilisat	110	180 (C)	350 (E)	20 (B)
WSA-Stabilisat	240	90 (B)	300 (E)	20 (B)

Die verfügbaren Stickstoffgehalte im REKAL-Rückstand sind als hoch anzusehen. Rechnet man die gemessenen Werte auf eine 30 cm tiefe Schicht um, so findet man 4.430 kg

$N_{\min}$ /ha. Vergleicht man die  $N_{\min}$ -Werte, die Summe aus  $NH_4$ -N und  $NO_3$ -N, dann zeigt sich nur eine geringe Differenz von etwa 70 ppm bzw. ca. 5 % zum Gesamtstickstoffgehalt. Diese Differenz liegt im Bereich des Meßfehlers.

Im SAV-Stabilisat liegen 1,2 Gew. % und im WSA-Stabilisat 4,7 Gew. % des Gesamtstickstoffs als  $N_{\min}$  vor. Die absoluten  $N_{\min}$ -Konzentrationen in den Aschen ließen eine gute Versorgung der Vegetation mit Stickstoff zu.

Im Königswasseraufschluß wurden für  $NH_4$ -N und  $NO_3$ -N für SAV-Stabilisat und WSA-Stabilisat jeweils 130 ppm N gemessen. Dies liegt in der Größenordnung der  $N_{\min}$ -Gehalte. Für REKAL-Rückstand wurden im Königswasseraufschluß 340 ppm N als  $NH_4$ -N und  $NO_3$ -N bestimmt. Dies liegt etwa in der Größenordnung der Austräge während der Entsalzung des REKAL-Rückstands. Im Vergleich von salzhaltigem zu salzfreiem REKAL-Rückstand wurde eine Differenz von 450 ppm  $N_t$  (0,045 Gew. %) gefunden (vgl. Kap. 4.2.5).

In landwirtschaftlich genutzten Böden wird ein  $N_{\min}$ -Gehalt nach der Ernte von  $< 50$  kg  $N_{\min}$ /ha angestrebt, um einer Belastung des Grundwassers vorzubeugen (Brandt, 1997). In der Regel sind die verfügbaren Mengen an Stickstoff leicht verlagerbar.

Die mit der  $N_{\min}$ -Methode gefundenen Gehalte an  $NO_3$  und  $NH_4$  können nicht wie in natürlichen Böden vorgelegen haben, da sie ansonsten ausgewaschen worden wären. Eine Mobilisierung kann ausgeschlossen werden, da sich im REKAL-Rückstand weder mineralisierbare organische Substanz noch mikrobielle Aktivität finden läßt. Die Prozesse müssen in anderen Bereichen gesucht werden. Dafür bieten sich z.B. für das  $NO_3$  die reduktiven Bedingungen des REKAL-Rückstands an, die zu einer Bindung von  $NO_3$  oder einer Reduktion zu  $NH_3$  führen könnten. Zudem wird von Merkel (1978) und Graczyk (1997) betont, daß die Verbindungen meist in reduzierter Form vorliegen. Diese Verbindungen lassen sich schwerer verlagern als  $NO_3$  und  $NH_4$ .

Kalium und Magnesium sind für das Pflanzenwachstum in ausreichender Menge vorhanden, auch wenn dem REKAL-Rückstand die an Magnesium armen Aschen beigegeben werden. Der Vergleich zu den Gesamtgehalten zeigt für Kalium eine Verfügbarkeit von 3 % bei REKAL-Rückstand und WSA-Stabilisat und 9 % für SAV-Stabilisat. Magnesium liegt im REKAL-Rückstand mit 2 % in pflanzenverfügbarer Form vor, während SAV-Stabilisat und WSA-Stabilisat nur Anteile von 0,3 % aufweisen.

#### 4.2.6 Kationenaustauschkapazität (KAK)

Die Bestimmung der Kationenaustauschkapazität (KAK) zeigte, daß nur wenige Austauscher im REKAL-Rückstand, SAV-Stabilisat und WSA-Stabilisat vorhanden sind. Die potentielle KAK ( $KAK_{\text{pot}}$ ) des REKAL-Rückstands liegt zwischen 0 und 3,4 mmol IÄ. Gleiche Ergebnisse lieferte die Untersuchung von SAV-Stabilisat und WSA-Stabilisat. In der Regel lag die Summe der Kationen um das 4 bis 10fache über der  $KAK_{\text{pot}}$ , bedingt durch residuale Salze.

Eine Bestimmung der  $KAK_{\text{pot}}$  der Tonfraktion des REKAL-Rückstands erbrachte keine höheren Austauschkapazitäten gegenüber dem Gesamtrückstand.

Aus diesen Ergebnissen kann gefolgert werden, daß die Materialien keine Austauscherfunktion in Form von Tonmineralen (Schichtsilikaten) oder organischer Substanz besit-

zen und die Kationen allein über die Oberflächenladung gebunden oder vereinzelte Liganden ausgetauscht werden. Die Kohlereste der Aschen sind zwar potentielle Aufnahmeorte für Kationen, doch besitzen sie nicht die Eigenschaften der Tonminerale oder von Humus. Es erfolgt kein Rücktausch von gebundenen Ionen.

#### 4.2.7 Farbe

Die Farbe der Materialien soll im folgenden zur Kennzeichnung derselben angegeben werden. Da die Materialien unterschiedliche Farben aufweisen, hat die Zusammensetzung der Mischungen einen entscheidenden Einfluß auf die Farbe und damit auf die Albedo. Während REKAL-Rückstand feucht dunkelgrau und das WSA-Stabilisat dunkelbraungrau erscheinen, ist das SAV-Stabilisat hellgrau. Mit der Eigenschaft des hellgrauen SAV-Stabilisats, feuchte REKAL-Rückstandsaggregate zu umhüllen, deckt es in einer Mischung die dunkelgraue Farbe des REKAL-Rückstands fast völlig ab.

Tabelle 12: Farbabschätzung verschiedener Substratmischungen nach der Munsell-Tafel für Gleye (Mischungen REKAL-Rückstand / SAV-Stabilisat (W = Substitution von 20 Gew. % SAV-Stabilisat durch WSA-Stabilisat))

Mischungen	100/0	70/30	70/30W	50/50	50/50W	0/100	0/100W
feucht	N 4	N 5	N 5	N 6	N 5	N 6	N 5
trocken	N 5	N 6	N 6	N 7	N 7	N 7	N 7

Wenn man die Farben der Substrate nach einer bodenkundlichen Farbskala beurteilt, kommt man zu den in Tabelle 12 gezeigten Ergebnissen. Je niedriger die genannte Zahl (entspricht dem Farbwert) ist, desto dunkler erscheint das Material (AG Boden 1994).

Mit zunehmendem SAV-Stabilisatanteil wird das Material heller. Eine Substitution von SAV-Stabilisat durch WSA-Stabilisat hebt diesen Effekt auf. Die Zumischung von SAV-Stabilisat könnte also die Albedo erhöhen und damit in der Entsalzungsphase die Verdunstung im Vergleich zu Andeckungen aus reinem REKAL-Rückstand minimieren.



## 5 Laborversuche zum Stoff- und Wasserhaushalt

### 5.1 Material und Methoden

Das Kapitel Material und Methoden ist in die Bereiche Lysimeterversuche und Topfversuche, jeweils nach dem Untersuchungsbehälter benannt, sowie in den Bereich Schwermetalluntersuchungen, der aus den normalen Untersuchungen zum Stoffhaushalt ausgegliedert wurde, aufgeteilt. Die Ergebnisse werden dagegen nach den untersuchten Themen Strukturparameter, Wasserhaushalt, Stoffhaushalt in den Laborversuchen und Schwermetalluntersuchungen gegliedert.

#### 5.1.1 Lysimeterversuche

##### 5.1.1.1 Untersuchungskonzepte

###### Laborlysimeter mit REKAL-Rückstand

Zur Beschreibung der Entsalzungsphase des REKAL-Rückstands wurden Lysimeter eingesetzt. Mit der Lysimetertechnik kann die Verlagerung von Stoffen aus und durch einen Materialkörper getestet werden.

Im allgemeinen versteht man unter Lysimetern oben offene Behälter, in denen Lösungsprozesse betrachtet werden können. Dabei sind die Bauart und der Standort zunächst nicht entscheidend.

Die erste Beschreibung eines Lysimeters stammt von de la Hire (in: Dalton 1802). Einen Überblick zur Lysimetertechnik und -entwicklung gibt Haushofer (1962). Bekanntheit erlangten die Lysimeteruntersuchungen von Fraas (1857), die von Liebig (1864) in seiner Beschreibung der Mineralstofftheorie aufgriff. Hier wurden neben den Verdunstungsmessungen auch Stoffverlagerungen untersucht.

Die unterschiedlichen Bauweisen der Lysimeter sind den meist spezifischen Fragestellungen angepaßt. Anleitungen zum Bau von Lysimetern geben der DVWK (1980) und die FAO (Aboukhaled, 1983).

Der Einsatz der Lysimetertechnik zur Untersuchung von technogenen Substraten scheint vor dem Hintergrund der unzureichenden Erfahrung mit diesen Materialien ein sinnvoller, zeitsparender Weg, insbesondere durch die Methodik der „falschen“ Zeitreihe bzw. des „Zeitraffers“ (s.u.). Damit lassen sich Materialeigenschaften und potentielle Gefahrenquellen bei einer langfristigen Anwendung dieser Materialien frühzeitig erkennen und abschätzen.

Zur Kennzeichnung des REKAL-Rückstands und der Entsalzungsphase wurden verschiedenartige Lysimeter verwendet. In Tabelle 13 sind die für die entsprechenden Fragestellungen verwendeten Lysimeter dargestellt. Die Beschreibung der Bauweisen befindet sich im Kapitel 5.1.1.2.

Die Technik des REKAL-Verfahrens hat sich in den Jahren 1995 bis 1998 verändert. Ab Ende 1996 wurde der Mahlungsprozeß standardisiert (vgl. Kapitel 3.1.2), so daß, abgesehen von der Feuchte und dem Salzgehalt, ein einheitliches Material vorlag. Die Fa. K+S stellte Ende 1996 Materialproben zur Verfügung, die unter dem Gesichtspunkt einer

einheitlichen Feuchte und einem einheitlichen Salzgehalt homogenisiert wurden. Alle Hauptversuche sollten mit diesem Material durchgeführt werden. Dies ist bis auf den Versuch L5 (vgl. Tabelle 14) erfolgt.

Tabelle 13: Zielsetzung der Versuche mit REKAL-Rückstand befüllten Lysimeter

Lysimeter	Füllvolumen	Zielsetzung
L1	120 l	Kennzeichnung des Entsalzungsprozesses
L2	250 l	Testen des Filters, Simulation langer Fließwege
L3	600 l	Beschreibung des Entsalzungsverlaufs; Bestimmung chemischer und physikalischer Parameter nach der Entsalzung
L4	600 l	Beschreibung des Entsalzungsverlaufs; Bestimmung chemischer und physikalischer Parameter während der Entsalzung

Das Ziel der Lysimeterversuche war es, in einer falschen Zeitreihe die Zustandsänderung des REKAL-Rückstands zu beschreiben. Als falsche Zeitreihe wird die Beregnung des Materials mit einer Wassermenge angesehen, die diejenige des natürlichen jährlichen Niederschlags weit übersteigt. In den Untersuchungen wurde die 9fache Menge an Wasser pro Jahr aufgewandt, die im langjährigen Mittel an der Halde Sigmundshall gemessen wurde. Damit sollte die vollständige Auswaschung von Salzen innerhalb von 18 Monaten aus einer 17 dm mächtigen Schicht simuliert werden.

Nach Beendigung des Beregnungsprozesses ist das Material aus den Lysimetern entnommen und bodenphysikalisch und -chemisch untersucht worden.

### Laborlysimeter mit Rekultivierungsgemischen

Nach mehrfach auftretenden Standsicherheitsproblemen bei der Anschüttung von REKAL-Rückstand an einem Steilhang (Probeabwurf Nordflanke der Halde Sigmundshall), wurde eine Möglichkeit gesucht, die Andeckung zu stabilisieren. Ein Lösungsansatz war die Beimengung von verfestigenden Zuschlagsstoffen. Andere Möglichkeiten, wie z.B. die Veränderung der Korngröße oder der Aufbau einer „terrassierten“ Böschung ließen sich nur schwer verwirklichen, da in anderen Bereichen technische Schwierigkeiten zu erwarten gewesen wären (z.B. unvollständige Entgasung bei gröberer Körnung; zu großer Vorlandverbrauch bei Terrassierung).

Als Zuschlagsstoffe kommen mehrere Materialien in Frage. Je nach Material liegen die stabilisierenden Eigenschaften in verschiedenen Bereichen. Wünschenswert wäre ein Zuschlagstoff, welcher in seiner Struktur dem REKAL-Rückstand ähnlich ist, in ausreichendem Maße zur Verfügung steht, von dem nur ein geringer Zumischungsanteil benötigt wird und der dauerhafte Stabilität verspricht. Diese Anforderungen könnten von REA-Produkten und Aschen aus der Steinkohlenverbrennung erfüllt werden. Die Stabilität dieser Aschen wird über eine hydraulische Abbindung, insbesondere bei Anwesenheit von Kalk erreicht (Puzzolan-Effekt).

In den Laborlysimetern sind Mischungen aus REKAL-Rückstand und SAV-Stabilisat (REA-Produkt) getestet worden. Der Einsatz von Kraftwerksrückständen zur Stabilisierung ist bereits mehrfach in der Rekultivierung erfolgreich getestet worden (Schmeisky, 1997 und Podlacha, 1999).

Ziel dieser Versuche war es, die Veränderung der Eluate bei voranschreitender Entsalzung zu beschreiben. Weiterhin sollten entsalzte Materialien gewonnen werden, um mögliche Veränderungen der bodenphysikalischen und -chemischen Parameter zu beschreiben, wie z.B. Porenraum oder Mobilisations-/Immobilisationsprozesse.

Die verschiedenen Fragestellungen wurden mit unterschiedlichen Lysimetern bearbeitet. Eine Übersicht gibt die Tabelle 14. Die Kenndaten des REKAL-Rückstands sind dem Kapitel 4 zu entnehmen. Abweichend enthielt der in L5 eingesetzte 70 %ige REKAL-Rückstand statt 34,4 Gew. % Salz nur 11,7 Gew. % Salz.

Das Verhältnis von REKAL-Rückstand zu SAV-Stabilisat wird als Gewicht des salzfreien, trockenen REKAL-Rückstands zum Gewicht des trockenen SAV-Stabilisats angegeben.

Tabelle 14: Kenndaten der Lysimeterversuche im Labor

Lysimeter	Höhe [cm]	Durchmes- ser [cm]	Einfüllvolu- men [l]	Verhältnis REKAL-Rückstand / SAV- Stabilisat	Anfangssalzge- halt [Gew. %]
L1	100	50	120	100 / 0	35
L2	380	30	250	100 / 0	36
L3	200	62	510	100 / 0	34
L4	200	62	510	100 / 0	34
L5	200	62	510	70 / 30	10
L6	100	50	120	80 / 20	29
L7	100	50	120	65 / 35	25
L8	100	50	120	50 / 50	21
L9	100	50	120	35 / 65	17
L10	100	20	30	20 / 80	13

### 5.1.1.2 Versuchsaufbau

#### Erstellung der Lysimeterbehälter

Die Lysimeter L3, L4 und L5 wurden von der Fa. K+S, Werk Heringen, gebaut. Sie bestanden aus einer Plexiglasröhre, die auf eine trichterförmig ausgefräste PVC-Grundplatte aufgeklebt war (vgl. Tabelle 14). Diese Röhre stand auf einem ca. 50 cm hohen Metallgestell. Der Ablauf wurde mittig in Form eines PVC-Ansatzstücks eingeklebt, das in einen Schlauch übergeht, der in einen Kanister (30 l) einmündet. Eine schematische Zeichnung dieser Lysimeter zeigt Abbildung 9.

Das Lysimeter L1 war eine Plexiglasscheibe, die zu einem Rohr gebogen und auf eine PVC-Grundplatte geklebt wurde.

Das Lysimeter L2 bestand aus zwei zusammengesteckten PVC-Röhren, die auf einer PVC-Grundplatte befestigt wurden.

Im Falle der Lysimeter L6 bis L10 wurden aus 1 mm starker PET-Folie in 6facher Wicklung Röhren gebaut, die auf jeweils eine PVC-Platte geklebt wurden. Die Installation der Abflüsse erfolgte seitlich.

Alle Lysimeter waren in klimatisierten Räumen untergebracht. Die Eluate wurden in HDPE- Behältern aufgefangen.

### Lysimeterbefüllung

Als Filter wurden in den Lysimetern Quarzkiesschichten mit abgestufter Korngröße eingebaut (DIN 4924), da Vorversuche zeigten, daß eine Verwendung von Geotextilien u.ä. als Drainage nicht möglich war.

Der Aufbau der Kiesschicht ist aus Tabelle 15 ersichtlich. Die hydraulische Leitfähigkeit des Filters lag bei  $> 10.000$  cm/d.

Tabelle 15: Kornabgestufter Filteraufbau in den Laborlysimetern in der Schichtung von oben (1) nach unten (4)

Schicht	Korngröße [mm]	Schichthöhe [mm]
1	1,0 – 1,6	100
2	2,0 – 3,2	100
3	3,0 – 5,6	100
4	5,6 – 8,0	120

Der vorgewaschene Quarzkies (Fa. Westdeutsche Quarzwerke GmbH Dr. Müller/Dorsten) wurde vor dem Einbau erneut in einem Drehmischer gewaschen bis im Eluat des Kiesel kein Sediment mehr zu erkennen war. Die Wäsche war erforderlich, um anhaftende Tonminerale auszuwaschen, da diese mit ihrer hohen Austauschkapazität Schwermetalle sorbieren können.

Das Einfüllen des Rekultivierungsmaterials in die Lysimeter erfolgte durch Abwurf aus einer Höhe von etwa einem Meter. Jeweils nach 10 bis 15 cm Einfüllmenge wurde das Material durch Andrücken im Lysimeter leicht verfestigt. Die Lagerungsdichte der eingebauten Materialien lag in den mit REKAL-Rückstand befüllten Lysimetern (L1 bis L4) um  $1,2$  g/cm<sup>3</sup>. Damit werden in den mit reinem REKAL-Rückstand befüllten Lysimetern die Lagerungsdichten eingestellt, wie sie im Mittelteil der Probeanschlüttung an der Nordflanke der Halde Sigmundshall gemessen wurden (GGU in K+S, 1996 ff.).

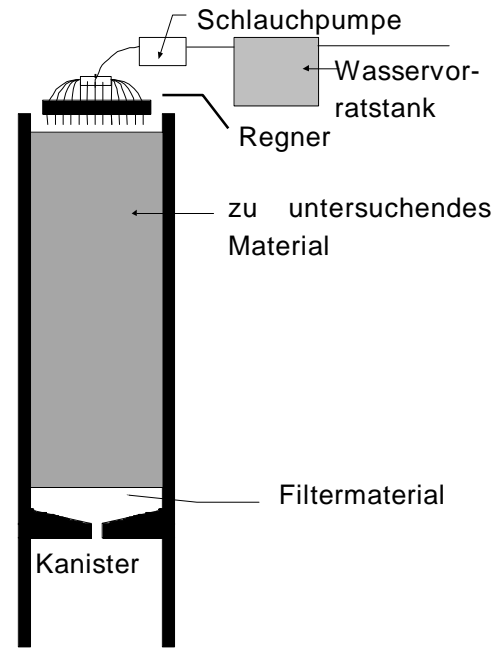


Abbildung 9: Schematischer Lysimeteraufbau (Wöhler und Wildhagen 1997)

Bei den mit Mischungen befüllten Lysimetern wurde eine Lagerungsdichte um  $0,9 \text{ g/cm}^3$  eingestellt. Dies ist eine im Vergleich zu den Lysimetern mit reinem REKAL-Rückstand geringere Lagerungsdichte, aber mit vergleichbaren Gesamtporenvolumina.

### Mischungsansatz

In die Lysimeter L5 bis L10 wurden Mischungen aus REKAL-Rückstand und SAV-Stabilisat eingefüllt, die in einem Drehmischer homogenisiert worden waren. Die jeweilige Homogenisierungsphase dauerte eine halbe Stunde, so daß anschließend keine Aggregate aus REKAL-Rückstand mit einem Durchmesser von  $> 1 \text{ cm}$  mehr vorhanden waren (vgl. Kap. 4.2.3). Das SAV-Stabilisat lag staubfein vor.

Die Mischungsverhältnisse wurden als Verhältnis der Massen auf den reinen Mineralgehalt bezogen (Mischungsverhältnisse vgl. Tabelle 14).

### Berechnung

Der Aufbau der Berechnungseinheiten wurde so angelegt, daß über einen Verteiler per Druckausgleich gleichzeitig mehrere Schläuche angesteuert werden konnten, die jeweils in acht Kanülen ( $0,40 \times 40$ , Fa. Braun/Melsungen) endeten. Die Wahl der Kanülen hat entscheidenden Einfluß auf die Druckverteilung und die Tropfengröße. Mit der verwendeten Technik konnte eine Tropfendichte von 367 bis 489 Kanülen je  $\text{m}^2$  erzielt werden.

Die Berechnungsintensität wurde mittels Drehzahlregulierung einer Schlauchpumpe (BPV-MP5, Fa. Ismatec) gesteuert. Die Wasserzufuhr konnte mit einem Magnetventil und einer Wasseruhr für jedes Lysimeter einzeln kontrolliert werden. Die Berechnung erfolgte als eintägiger Impuls mit einer Ruhephase von sechs Tagen.

#### 5.1.1.3 Analysen

Zusätzlich zu den unten angegebenen Methoden wurden einige in Kap. 4.1 aufgeführte Methoden verwendet.

### Lagerungsdichte/Porenvolumen

Lagerungsdichten wurden in vierfacher Wiederholung mit  $100 \text{ cm}^3$  Stechzylindern in den Tiefen 0 bis 5, 20 bis 30 und 45 bis 55 cm gemessen. Die Probenahme erfolgte in den Lysimetern nachdem keine weitere Sackung bzw. Quellung mehr stattfand.

Das Gesamtporenvolumen in [%] (GPV) wurde aus der Beziehung zwischen Trocknungsrückstand (bei  $120^\circ\text{C} \cong \text{LD}$ ) und Festsubstanzdichte (FSD, Kap. 4.2.2) errechnet (Gleichung (7)).

$$(7) \text{ GPV} = (1 - \text{LD} / \text{FSD}) * 100$$

### Porenraumverteilung

Die Porengrößenverteilung in einer Probe wurde mit Hilfe einer pF-Apparatur nach der von Hartge und Horn (1989) beschriebenen Methode bestimmt. Das Unterdruckverfahren wurde für die Druckstufen pF 1,0 und 1,5 angewendet (pF 1  $\cong$  log 1 mbar). Alle weiteren Druckstufen (pF 1,8; 2,0; 2,5; 3,0 und 4,2) wurden in Drucktöpfen mit Überdruck bestimmt.

## Hydraulische Leitfähigkeit

Die hydraulische Leitfähigkeit ist ein Maß für die Durchflußgeschwindigkeit von Wasser durch eine Materialschicht. Die Bestimmung erfolgte mit einer Apparatur in Anlehnung an Hartge (1966) an entsalzten Materialien. Salzhaltige Proben wurden nach der Methode nach Roth (1992) im inversen Verfahren untersucht.

## Scheinbarer Diffusionskoeffizient

Der scheinbare Diffusionskoeffizient ( $D_s$ ) ist ein Parameter zur Charakterisierung der Porenkontinuität. Bei der Beschreibung eines Porensystems ist es von Bedeutung, inwieweit die Poren bei einem bestimmten Wassergehalt in der Lage sind, den Gastransport zu gewährleisten.

Gemessen wurde der scheinbare Diffusionskoeffizient mit einer Apparatur nach Frede (1986), wobei Sauerstoff durch eine Bodenprobe von 100 cm<sup>3</sup> in ein Gefäß (Kammervolumen 1.630 cm<sup>3</sup>) mit reiner Stickstoffatmosphäre diffundiert. Gemessen wurde die sich ändernde Konzentration von Sauerstoff mit einem Gaschromatographen (Shimadzu, WLD-Detektor, 1m Stahlsäule 1/8“ MS 5Å, N<sub>2</sub>-Trägergas, 80 °C Ofentemperatur). Berechnet wurde  $D_s$  nach der modifizierten Formel (9) von Richter und Schäfer (1987) und mit der Formel (10) nach Rolston (1986) korrigiert :

$$(8) -b = \delta [ \ln ( C - C_o / C_o - C_s ) ] / \delta t$$

$$(9) -D_s = -b * ( V * l / A )$$

$$(10) D_{s_{\text{korrigiert}}} = D_{s_{\text{Messung}}} * ( T_{\text{Messung}} / T_{293K} )^{1,72}$$

$D_s$  = scheinbarer Diffusionskoeffizient;  $C$  = aktuelle O<sub>2</sub>-Konzentration;  $C_o$  = O<sub>2</sub>-Konzentration zu  $t_o$ ;  
 $C_s$  = O<sub>2</sub>-Konzentration der Außenluft;  $V$  = Volumen der Meßkammer;  $l$  = Länge der Bodensäule;  
 $A$  = Durchströmungsquerschnitt;  $t$  = Zeit;  $T$  = Temperatur

## Fließ- und Ausrollgrenzen

Die Bestimmung der Plastizität des Materials erfolgte nach DIN 19684 durch die Bestimmung der Fließ- und Ausrollgrenzen. Untersucht wurden REKAL-Rückstand und WSA-Stabilisat sowie die Mischungen der Materialien.

Bestimmungen der Fließ- und Ausrollgrenzen besitzen nur bis zur Verfestigung des Materials eine Aussagekraft. Meßwerte nach der Verfestigung sind mit dieser Methodik nicht zu erfassen, da die vorhandenen Verkittungen beim Ansetzen der Versuchsproben zerstört würden.

Indirekt können die Fließ- und Ausrollgrenzen anhand der pF-Kurve abgeschätzt werden. Demnach entspricht  $pF < 1,4$  der Fließgrenze und  $pF \sim 2,7$  der Ausrollgrenze (AG Boden 1994).

Die Differenz zwischen der Fließ- und der Ausrollgrenze bildet die Bildsamkeit des Materials.

## Elementbestimmungen im Lysimetereluat

Die Bestimmung der einzelnen Elemente im Eluat erfolgte mit den in Tabelle 16 angegebenen Geräten.

Tabelle 16: Geräteeinsatz zur Bestimmung von einzelnen Elementen im Eluat

Element	Gerät/Hersteller
K, Na	Flammenphotometer/Eppendorf
Cl, SO <sub>4</sub>	AutoAnalyzer II/Technicon
Mg, Ca, Cu	AAS/Perkin Elmer 3100
Schwermetalle	ICP-AES / (Analyse durch KAFI) bzw. AAS (Analyse durch Um-lab)

## 5.1.2 Topfversuche zur Struktur und Verfestigung

### 5.1.2.1 Untersuchungskonzept

Die Untersuchung der Verfestigungseigenschaften und Ermittlung von optimalen Mischungsverhältnissen zwischen den Mischungspartnern REKAL-Rückstand und SAV-Stabilisat erfolgte in Topfversuchen mit den in Tabelle 17 angegebenen Mischungen. Die Mischungen wurden der Witterung ausgesetzt, um eine praxisnahe Untersuchung vornehmen zu können.

Tabelle 17: Gewichtsanteile der in den Topfversuchen untersuchten Mischungen aus REKAL-Rückstand (RR; um den Salzgehalt korrigiertes Gewicht), SAV-Stabilisat (SS) und WSA-Stabilisat (WS) in [Gew. %]

	100/0	80/20	70/30	70/30W	65/35	50/50	50/50W	35/65	20/80	0/100	0/100W
RR	100	80	70	70	65	50	50	35	20	0	0
SS		20	30	24	35	50	40	65	80	100	80
WS				6			10				20

Zur Kennzeichnung der Verfestigung fanden Messungen der Scherwiderstände der einzelnen Mischungen statt. Unter dem Gesichtspunkt, daß bei zu starker Abbindung eine Hemmung des Pflanzenwachstums erfolgen kann, wurden zugleich Eindringwiderstände gemessen.

### 5.1.2.2 Versuchsaufbau

Für die Verfestigungs- und Strukturversuche wurden Pflanztöpfe (15 x 15 cm) angesetzt. Die Mischungen sind in Kapitel 5.1.2.1 angegeben.

Jede Variante war in drei Wiederholungen angelegt. Der Versuchsort war eine Freiluft-halle. Nach dem Befüllen wurden die Töpfe durch 10maliges Aufstoßen aus einer Höhe

von 5 cm verdichtet. Die Einbaudichten wurden bestimmt und lagen zwischen 1,0 g/cm<sup>3</sup> bei Töpfen mit hohem Anteil an SAV-Stabilisat und 1,2 g/cm<sup>3</sup> bei Töpfen mit hohem Anteil an REKAL-Rückstand.

Die Töpfe wurden, soweit nicht anders angegeben, solange bewässert bis die Eluate einen Salzgehalt < 0,5 g Salz/l aufwiesen.

### **5.1.2.3 Analysen**

Soweit die hier verwendeten Methoden nicht angegeben sind, sind sie in den Kap. 4.1 und 5.1.1.2 zu finden.

### **Scherwiderstand**

Die Scherwiderstände wurden mit einer Flügelschersonde (Fa. Geonor) in mindestens 9facher Wiederholung gemessen. Die Meßgenauigkeit des Geräts lag bei 2 KPa.

### **Eindringwiderstand**

Der Eindringwiderstand wurde mit einem Penetrometer der Fa. Eijkelkamp in 15facher Wiederholung gemessen. Die Meßgenauigkeit lag bei 25 KPa.

## **5.1.3 Schwermetalluntersuchungen zur Mobilität und Immobilisierung**

Die Methode der Schwermetallbestimmung richtet sich nach dem Untersuchungslabor. Soweit nicht anders kenntlich gemacht, wurden die Schwermetalle vom KAFI gemessen. Abweichend wurden Schwermetallgehalte auch durch das akkreditierte Labor Umlab bestimmt und Messungen der Kupferkonzentration im Labor des Fachgebiets Bodenkunde der Universität GhKassel durchgeführt. Letztere sind im Text kenntlich gemacht (vgl. Tabelle 16).

### **5.1.3.1 Untersuchungskonzept**

Nach LAGA (1997a) und nach dem 5. Entwurf der LAB-Richtlinie „Anforderungen an die stoffliche Verwertung von bergbaufremden Abfällen im Bergbau über Tage“ (1998) werden zwei Bewertungskriterien zur Beurteilung der Schwermetallgehalte genannt:

- Gesamtgehalt im Feststoff
- Mobilisierbare Anteile im Eluat.

Die Kenntnis der Gesamtgehalte ergibt einen Anhaltspunkt, in welchem Maße ein Material seine Umgebung beeinflussen kann. Hohe Gehalte eines Inhaltsstoffs lassen die Vermutung zu, daß dieser in die Umgebung gelangen und dort das Allgemeinwohl beeinflussen kann. Die Beeinflussung der Umgebung beinhaltet, daß diese mit dem Material in Wechselwirkung tritt und ein Stoffaustausch oder ein Stofffluß stattfindet, was die Beurteilung der Stoffmobilität notwendig macht.

In der Literatur wird seit längerem darüber diskutiert, daß unterschiedliche Nutzungen des Mediums Boden unterschiedliche Ansprüche an die Reinheit verlangen (z.B. van Lidth de Jeude, 1985; Eikmann und Kloke, 1993; BBodSchG, 1998). In diesem Zusam-



menhang kam das Konzept der Wirkpfade Boden - Grundwasser, Boden - Pflanze, Boden - Mensch auf (BMU, 1991).

Berücksichtigt man nicht nur die unterschiedlichen Ansprüche an die Reinheit eines Materials, im Sinne der Abwesenheit von Schadstoffen oder schädlichen Konzentrationen eines Stoffs, dann muß auch bedacht werden, daß die diversen Nutzungen verschiedene Freisetzungsprozesse beinhalten. Beispiele sind Niederschlagswasser bei der Verlagerung ins Grundwasser, Pflanzenexsudate bei der Aufnahme in die pflanzliche Biomasse oder Magensäuren bei oraler Aufnahme von Material durch Mensch und Tier. Mit anderen Worten: die Extraktions- bzw. Elutionsmittel müssen verschieden gewählt werden.

Die angewandten Untersuchungsmethoden sollten ein möglichst umfassendes Bild der Schwermetallmobilisierung bieten und Bezüge zu den Nutzungen aufzeigen. Die Nutzungen sind im vorliegenden Fall ausschließlich mit den Wirkpfaden Boden - Pflanze und Boden - Grundwasser zu beurteilen, wobei der Pflanzenaufwuchs keiner weiteren Nutzung zugeführt werden soll. Damit wird der Wirkpfad Boden - Pflanze nur in der Weise berührt, daß die Wuchsleistung der Begrünung und somit die Sickerwasserminderung betroffen ist. Der Wirkpfad Boden - Mensch wird direkt (orale Aufnahme) und indirekt (Verwertung von Pflanzenmaterial) ausgeschlossen.

Obwohl diese Arbeit nur exemplarische Versuche zur Schwermetallfreisetzung unter den an der Halde gegebenen Umweltbedingungen enthält, soll versucht werden, die potentiell auftretenden Schwermetallausträge zu benennen.

### **5.1.3.2 Analysen**

#### **Gesamtgehalte der eingesetzten Materialien**

Die Gesamtgehalte an Schwermetallen wurden im Königswasseraufschluß nach DEV S7 (entspricht DIN 38414, Teil 7) bestimmt.

#### **Schwermetallgehalte im Bodensättigungsextrakt des REKAL-Rückstands**

Eine Annäherung an die mögliche Belastung des Grundwassers durch ausgetragene Stoffe eines Bodenkörpers ergibt die Analyse des Bodensättigungsextrakts. Dabei wird davon ausgegangen, daß gelöste Stoffe mit dem Wasserstrom in die Tiefe verlagert werden und so in das Grundwasser gelangen.

Die im Wasserstrom befindlichen Stoffe sollten mit den Stoffen identisch sein, die im Porenwasser des Materials vorhanden sind.

Die Versuchsanstellung richtete sich nach der Methode von Schlichting et al. (1995).

Verwendet wurde reiner REKAL-Rückstand mit einem Wassergehalt von 22,3 Gew. %, einem pH-Wert von 9,1 und einem Salzgehalt von 24,0 Gew. %. Die Probenahme erfolgte am 14.10.1998 an frisch produziertem Material.

#### **Mobilisierbare Schwermetalle nach DEV S4**

Zur Kennzeichnung der mobilisierbaren Schwermetallkonzentrationen wird nach LAGA (1997a) eine Untersuchung im Eluat einer 24 Stunden geschüttelten Probe gefordert. Dies erfolgt nach der Methode DEV S4 (entspricht DIN 38414, Teil 4). Bei der Auslau-

gung ist das Material in dem Zustand zu eluieren, in dem es verwertet werden soll. Die Meßwerte sind abweichend zum DEV S4 als Ionenkonzentration im Eluat anzugeben.

Zusätzlich wurde ein salzfreier Rückstand mit einem salzgesättigten Wasser (Eluat aus dem Lysimeter L3; 400g Salz/l) eluiert. Dies spiegelt die Schnittstelle zwischen einer entsalzten Andeckung und kapillar aufsteigenden Wässern wider, wie sie während der Entsalzung in der Andeckung und nach der Entsalzung des Rekultivierungsmaterials an der Schnittstelle zwischen Haldenkörper und Andeckung auftreten können.

Als weitere Variante wurde ein salzfreier REKAL-Rückstand mit aq. demin. eluiert, wie es die Verhältnisse nach der Entsalzung der Andeckung repräsentierten.

Die Metalle As und Tl wurden nicht im Eluat bestimmt, da ein zuvor durchgeführter Aufschluß mit konz.  $\text{HNO}_3$  und konz.  $\text{H}_2\text{SO}_4$  Meßwerte unterhalb der nach LAGA (1997a) geforderten Bestimmungsgrenzen ergab.

### Schwermetalluntersuchungen im Eluat der Laborlysimeter

Im Ablauf der Lysimeter L3 bis L5 wurden periodisch die Konzentrationen der Metalle Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb und Zn untersucht.

### Sequentielle Extraktion von Schwermetallen

Die sequentielle Extraktion von Schwermetallen wurde nach Zeien und Brümmer (1989) für die Materialien REKAL-Rückstand, SAV-Stabilisat und WSA-Stabilisat durchgeführt. Abweichend wurde die Stufe VII dieser Methode (Tabelle 18) aus der Differenz der Gesamtgehalte und der Summe der Stufen I bis VI berechnet.

Tabelle 18: Extraktionsmittel und Bindungsformen der einzelnen Stufen/Fractionen (verändert nach Zeien und Brümmer 1989)

Fraktion	Bindungsform	Extraktionsmittel
I	Mobile Fraktion	1M $\text{NH}_4\text{NO}_3$
II	leicht nachlieferbare Fraktion	1M $\text{NH}_4\text{Oac}$
III	Mn-Oxid gebundene Fraktion	0,1M $\text{NH}_4\text{OH-HCl}$ + 1M $\text{NH}_4\text{Oac}$
IV	organisch gebundene Fraktion	0,025M $\text{NH}_4\text{EDTA}$
V	an schlecht kristalline Fe-Oxide gebundene Fraktion	0,2M $\text{NH}_4\text{-Oxalat}$
VI	an kristalline Fe-Oxide gebundene Fraktion	0,1M Ascorbinsr. in 0,2M Oxalatpuffer
VII	residual gebundene Fraktion	konz. $\text{HClO}_4$ + konz. $\text{HNO}_3$

### Diffusion und Sorption von Schwermetallen bei Lagerung der Materialien in Salzlösungen

Zur Abschätzung der Diffusion von Schwermetallen aus der Festsubstanz in eine unbewegte Lösung in Abhängigkeit von der Elektrolytkonzentration wurden REKAL-Rückstand und SAV-Stabilisat in verschieden stark angereicherten Salzlösungen im Labor bei 20 bis 25 °C und bei Tageslicht gelagert. Es wurden Salzlösungen mit 400, 200, 100, 50, 8 und 4 g Salz/l verwendet.

Die eingewogene Materialmenge betrug 50 g, die mit 500 ml Lösung versetzt in einem Glasgefäß aufbewahrt wurde. Die Gefäße waren verschlossen, um einer Verdunstung vorzubeugen. Der REKAL-Rückstand war ausgelaugt, d.h. salzfrei. Dies war nötig, um Salzanreicherungen in den niedrig konzentrierten Salzlösungen zu verhindern. Das SAV-Stabilisat wurde im Originalzustand eingesetzt.

Eine Entnahme von Proben fand 14 und 100 Tage nach Ansatz statt. Gleichzeitig wurde an parallelen Proben der Materialverlust durch Korrosion bestimmt.

In einem zweiten Versuchsansatz wurden die Materialien REKAL-Rückstand und SAV-Stabilisat in einer 100 ppm Cu-Standardlösung gelagert. Der REKAL-Rückstand war zuvor entsalzt worden. Die Standardlösung wurde im Verhältnis zum Feststoff mit 10:1 angesetzt. Hier sollte die Sorptionskraft der Materialien untersucht und die Möglichkeit eines Rücktauschs in das Material simuliert werden.

### **Mobilisierung von Schwermetallen bei unterschiedlichen pH-Werten**

Standardisierte Proben von REKAL-Rückstand und SAV-Stabilisat wurden mit aq. demin. und Salzlösung versetzt, deren pH-Werte 2,5, 4, 5,5, 7, 8,5, 11 und 12,5 betragen. Damit sollte eine Versauerung der Materialien simuliert werden.

Nach einer dreistündigen Reaktionszeit wurde der pH-Wert, soweit dieser sich aufgrund der Pufferung des Materials verschoben hatte, auf die Ausgangssituation eingestellt. In der Auswertung wurde als Bezugsbasis jedoch der End-pH-Wert gewählt, da es auch später noch zu geringfügigen Abweichungen ( $\pm 0,2$  pH-Stufen) im Ausgangs-pH-Wert aufgrund der Pufferung gekommen war.

### **Verdünnungsreaktionen von Eluaten**

Während der Anschüttungsphase der Rekultivierungsschicht besteht ein Teil des Wassers im Haldengraben aus Wässern, die durch den pH-Wert des Niederschlags geprägt sind, da sie durch keine Andeckung perkolierten. Dieser pH-Wert wird auch nach der Passage des Haldenkörpers nicht oder nur unwesentlich verändert, da das Salz des Haldenkörpers fast ausschließlich aus NaCl, einem Neutralsalz, besteht.

Die aus der Rekultivierungsschicht austretenden Wässer werden mit den oben erwähnten Wässern verdünnt. Daher sollten mögliche Interaktionen zwischen diesen beiden Flüssigkeiten überprüft werden.

Es wurde Eluat aus dem Lysimeter 14 des Lysimeterfelds an der Südflanke der Halde Sigmundshall mit aq. demin. und hochkonzentrierter Salzlösung (~360 g/l, Salz der Rückstandshalde) verdünnt und nach einem Tag die entstandenen Ausfällungen abfiltriert. Am Filtrat ist Cu als Leitmetall gemessen worden. Die Ausgangskonzentration des Eluats betrug 1852 ppm Cu. Als Verdünnungsschritte wurden 2, 4, 8, 16 und 32fache Verdünnung gewählt.

## 5.2 Ergebnisse und Folgerungen

### 5.2.1 Strukturparameter

#### 5.2.1.1 Innere Verdichtung

Locker geschüttete Materialien neigen in der Regel dazu sich zu setzen, d.h. die einzelnen Partikel regeln sich ein und erreichen damit eine dichtere Lagerung. Durch Wasser wird dieser Effekt beschleunigt. Bei der Setzung spricht man von einer inneren Verdichtung, da das Volumen abnimmt, ohne daß sich die Masse des Materials verringert hat. Zur Abgrenzung wird der Volumenverlust im Material aufgrund des Materialverlustes bei Entsalzung als Sackung bezeichnet. Dies ist ebenfalls eine innere Verdichtung des Materials, die durch die Auflast des jeweils darüberliegenden Materials bedingt ist.

In Tabelle 19 sind die Lagerungsdichten (LD) und Gesamtporenvolumina (GPV) nach Entsalzung aus einem Topfversuch dargestellt. Die Ergebnisse zeigen eine zunehmende Verdichtbarkeit des Materials bei Zugabe von SAV-Stabilisat. Die Mischungen weisen untereinander kaum Unterschiede in der Lagerungsdichte auf, während das SAV-Stabilisat eine signifikant höhere und der REKAL-Rückstand eine signifikant geringere LD als die Mischungen besitzt.

Betrachtet man die GPV, so zeigen die Mischungen, daß mit zunehmendem Anteil an SAV-Stabilisat das GPV geringer wird. Die Gründe für die Variation gegenüber den LD sind in der unterschiedlichen Festsubstanzdichte zu suchen.

Der Volumenverlust durch das Auswaschen von Salz wird nicht durch Veränderung in der LD kompensiert, d.h. die Struktur des Materials in den oberen cm der Andeckung bleibt fast konstant. Berechnet man das theoretische Gesamtporenvolumen ( $GPV_T = GPV$  der salzhaltigen Mischung zuzüglich des Volumens des Salzes), also dem Porenvolumen, wie es nach der Entsalzung ohne einen Volumenverlust vorläge, dann wird deutlich, daß die maximale Abweichung zum gemessenen GPV nach Entsalzung 2,5 Vol. % bei Mischungen und 1,2 Vol. % beim reinen SAV-Stabilisat beträgt.

Tabelle 19: Lagerungsdichten (LD), und Gesamtporenvolumina (GPV) in der Tiefe 6 bis 10 cm nach Entsalzung bei verschiedenen Mischungsverhältnissen von REKAL-Rückstand (RR) zu SAV-Stabilisat (SS) im Topfversuch und theoretisches GPV ( $GPV_T$ ) nach Entsalzung; (n=6)

Mischung RR / SS	100 / 0	80 / 20	65 / 35	50 / 50	35 / 65	20 / 80	0 / 100
LD [ $g/cm^3$ ]	0,65	0,70	0,71	0,72	0,70	0,71	0,81
VK% der LD	2,4	1,6	1,2	1,8	1,2	0,8	0,6
GPV [Vol. %]	78,7	75,9	74,5	73,1	72,7	71,0	64,8
$GPV_T$ [Vol. %]	78,7	76,2	74,3	72,4	70,5	68,5	66,0

Bei Untersuchungen an der Halde Sigmundshall sind in der Andeckung des Versuchsfelds Nordflanke Lagerungsdichten von 1,2 bis 1,4  $g/cm^3$  vor Entsalzung festgestellt worden (GGU in K+S 1996 ff.). Die höheren Lagerungsdichten stammen aus den Bereichen des Absatzkegels und des Haldenfusses; Bereiche, in denen massiver Druck auf das Material einwirkte. Im Mittelteil der Andeckung liegen die gemessenen LD um 1,2  $g/cm^3$ .

Mit steigendem GPV nimmt in der Regel die Infiltration in das Material zu und damit die Erosion ab (de Roo, 1993). Andererseits bedeutet ein hohes GPV auch eine geringere Stabilität (niedrigerer Erosionswiderstand) aufgrund sinkender Zahl an Kontaktpunkten. Dies ist vor allem bei hohen Wassergehalten zu finden.

Zu beachten ist jedoch, daß die Krustenbildung die Infiltration in das Material hemmt und damit, unter Berücksichtigung der Steilheit der Hänge, eine Erosion verstärkt auftreten kann (Hillel und Gardener, 1969; Bresson und Boiffin, 1990; Moore und Singer, 1990; Aboujaoudé et al., 1991).

Vergleicht man die Ergebnisse aus Tabelle 19 mit den Ergebnissen bodenphysikalischer Messungen aus Lysimeterversuchen in Tabelle 20, dann zeigt sich, daß die Stabilität der Struktur im wesentlichen auch in der Tiefe erhalten bleibt. Eine Verdichtung, d.h. eine Verringerung des Porenraums, berechnet aus den gemessenen Werten ( $GPV_A = GPV$  bei Ausbau aus dem Lysimeter) und dem theoretischen Porenraum bei Ausbau ( $GPV_T$ ), findet nur in einem geringem Umfang statt. Der theoretische Porenraum ergibt sich aus einer Probe, zu deren Porenvolumen bei Einbau das Volumen des Salzanteils addiert wurde. Die Differenzen zwischen  $GPV_A$  und  $GPV_T$  betragen maximal 4 Vol. %, wobei im oberen Bereich bis 30 cm keine oder sehr geringe (< 2 Vol. %) Veränderungen gefunden wurden.

Tabelle 20: Lagerungsdichte ( $LD$ ), Gesamtporenvolumen ( $GPV$ ), Wassergehalt ( $WG$ ) und wassergefülltes Porenvolumen ( $WFPS$ ) bei Einbau ( $LD_E$  und  $GPV_E$ ) und Ausbau ( $LD_A$  und  $GPV_A$ ) der Lysimeter L2, L7 und L8; Setzung und Sackung berechnet aus ausgebauten und theoretischen Porenvolumina ( $GPV_T$ ); ( $n = 5$ ;  $VK\% = 2$  bis  $7\%$ )

Mischung REKAL-R. / SAV- St. (Lysimeter)	Einbau		Ausbau				Setzung / Sackung	
	$LD_E$ [g/cm <sup>3</sup> ]	$GPV_E$ [Vol. %]	$LD_A$ [g/cm <sup>3</sup> ]	$GPV_A$ [Vol. %]	$WG$ [Gew. %]	$WFPS$ [Vol. %]	$GPV_T$	$GPV_T - GPV_A$ [ΔVol. %]
100 / 0 (L2)								
Tiefe 35–40 cm	1,1	60	0,7	76	74	43	77	1
Tiefe 140-150 cm	1,1	60	0,8	73	67	63	74	1
Tiefe 330-335 cm	1,1	60	1,2	56	55	84	60	4
65 / 35 (L7)								
Tiefe 02-07 cm	0,9	66	0,7	74	60	58	74	0
Tiefe 20-30 cm	0,9	66	0,8	72	62	69	74	2
Tiefe 45-55 cm	0,9	66	0,8	70	69	82	74	4
50 / 50 (L8)								
Tiefe 02-07 cm	0,9	65	0,8	71	52	55	71	0
Tiefe 20-30 cm	0,9	65	0,8	70	70	81	71	1
Tiefe 45-55 cm	0,9	65	0,8	70	74	87	71	1

Zur Beschreibung der Setzung respektive Sackung wurde der Volumenverlust in den Lysimetern bestimmt. Der Unterschied zwischen Setzung und Sackung liegt im Masseverlust, der bei der Sackung die Volumenabnahme begründet, während bei der Setzung

eine Verringerung des Volumens eintritt, ohne daß sich die Masse des Materials verändert.

In der Abbildung 10 ist der Volumenverlust als Absenkung der Oberfläche gegenüber dem Ausgangsniveau angegeben. Für das Lysimeter L2 wird deutlich, daß neben der Setzung, die in der Regel einen logarithmischen Verlauf hat, ein zweiter eher linearer Prozeß hinzukommt, der als Sackung bezeichnet werden kann und parallel zum Salzaustrag verläuft.

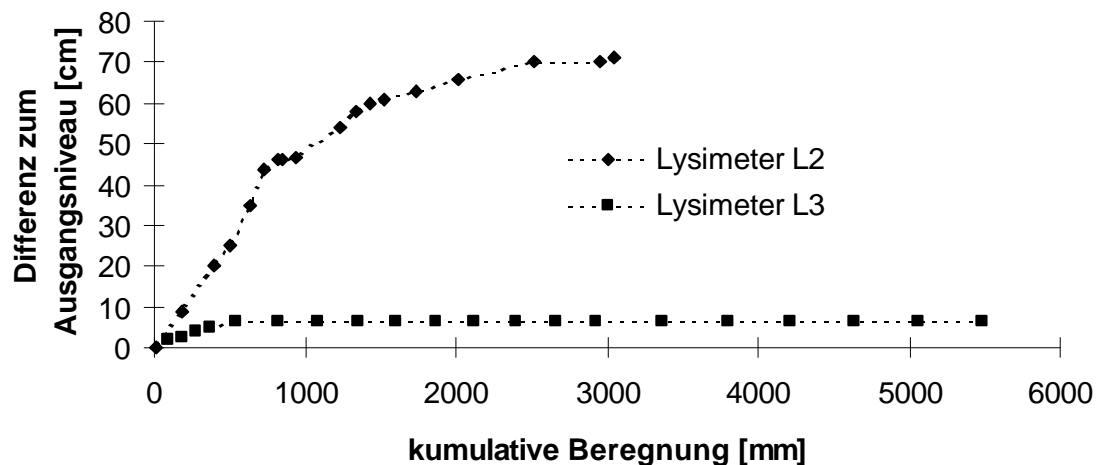


Abbildung 10: Absenkung der Oberfläche nach Beregnung gegenüber dem Ausgangsniveau (340 cm) im Lysimeterversuch L2 bei einer Einbaudichte von  $1,1 \text{ g/cm}^3$  und im Lysimeter L3 (167 cm Ausgangsniveau, Einbaudichte  $1,2 \text{ g/cm}^3$ )

Im Verlauf der ersten Beregnungsphase (875 mm) des Lysimeters L2 bis zur Nachfüllung des Lysimeters wurden knapp 10 l Salz, die  $\sim 14 \text{ cm}$  Füllhöhe entsprechen, ausgewaschen. Der gesamte Volumenverlust in diesem Zeitraum betrug hingegen 33 l oder  $\sim 47 \text{ cm}$ , also die dreifache Menge. Wie in Tabelle 20 gezeigt wurde, beträgt der Volumenverlust innerhalb des Materials 0 bis 4 Vol. %, die, umgerechnet auf die Höhe des Materialkörpers, entsprechende Volumenverluste an der Oberfläche erklären können.

Im Lysimeterversuch L2 betrug das Verhältnis von Setzung zu Sackung 2 zu 1. In den anderen Lysimeterversuchen konnte dieses Verhältnis nicht bestätigt werden. Teilweise ist die Setzung des Materials im Lysimeter L2 durch Füllhöhe (340cm) bedingt, da mit steigender Füllhöhe auch die Auflast in der Tiefe zunimmt. Die Füllhöhe der Lysimeter L3 und L4 lag bei 165 cm und die des Lysimeters L1 bei 60 cm.

Ein weiterer Einflußfaktor für die Setzung ist die Vorverdichtung, die über den Parameter Einbaudichte deutlich wird. Im Lysimeter L2 war die Einbaudichte mit knapp  $1,1 \text{ g/cm}^3$  geringer als in den Lysimetern L1, L3 und L4 mit  $1,20$  bis  $1,22 \text{ g/cm}^3$ . Auch aus diesem Grund ist die Setzung im Lysimeter L2 stärker erfolgt als im Lysimeter L3 (Abbildung 10), welches einen Setzungs-/Sackungsverlauf aufwies, wie er typischerweise in den Lysimeterversuchen gefunden wurde.

In den Lysimeterversuchen mit höheren SAV-Stabilisatanteilen findet die Setzung nicht bzw. nur schwach statt, da einige Verfestigungsreaktionen (vgl. Kap. 3.2.3) sehr schnell ablaufen. Dies gilt auch für die Sackung, die vom zeitlichen Verlauf her nur zu Beginn

der Versuche möglich gewesen wäre. Bei dem Versuch L8 liegen die inneren Verdichtungen in der Tiefe im Bereich des Meßfehlers und sind damit nicht nachweisbar.

Ein weiterer Aspekt kommt durch die Methodik des Lysimeterversuchs hinzu. Da die Verdunstung im Labor aufgrund fehlender Luftbewegung äußerst gering ist, stellt sich in den Poren ein hoher Wassergehalt ein. Wasser wirkt, bei hohen Gehalten, einer Auflast durch das Material stützend entgegen.

In der Natur sind diese Phänomene z.B. bei jungen Auenböden zu finden, die seit ihrer Entstehung ständig dem Grundwasser ausgesetzt waren und keinerlei Auflast durch Überfahrten oder Trittbelastung erfuhren. Dies ist auch bei Andosolen, deren kennzeichnende Eigenschaft die geringe Lagerungsdichte ist (0,4 bis 0,9 g/cm<sup>3</sup>, Quantin, 1994 und Shoji et al., 1996), obwohl die Festsubstanzdichte der Partikel um 2,6 g/cm<sup>3</sup> liegt, zu finden. Die Struktur ist u.a. aufgrund von amorphen Kieselsäuren verfestigt worden.

Die natürliche Lagerung und der anschließende Entsalzungsprozeß lassen eine Materialstruktur entstehen, die von einem hohen bis extrem hohen Porenvolumen geprägt ist. Der REKAL-Rückstand läßt sich mit zunehmendem Anteil an Asche vermehrt verfestigen. Mögliche Konsequenzen wären vermehrte Erosionserscheinungen, wenn die Struktur nach der Entsalzung erhalten bleibt, da die Erosionskraft mit steigendem GPV zunimmt und die Verfestigungen an der Oberfläche ungenügend sind.

### 5.2.1.2 Charakterisierung der Struktur

Die Struktur von Materialproben birgt wichtige Hinweise auf die Stabilität, die Wasserbewegung im Material und auf die Wuchsorteigenschaften für Pflanzen.

In den Topfversuchen zeigte sich ein charakteristischer Gefügebau. Alle Materialmischungen bildeten eine Kruste aus. Darunter befand sich ein Hohlraum/Spalt von wenigen Millimetern.

Der Materialkörper konnte in zwei Schichten gegliedert werden; eine lockere Schicht, die klar abgetrennt über einer verfestigten Schicht lag (Abbildung 11).



Kruste (0,2 bis 0,8 cm mächtig)

Hohlraum (0,2 bis 0,4 cm mächtig)

Lockerschicht (6 bis 8 cm mächtig)

Verfestigung (ab ~8 cm Tiefe)

Abbildung 11: Schematischer Aufbau der Struktur im Modellversuch mit Pflanztöpfen

Charakteristisch ist die sehr schnelle Ausbildung der Kruste. Durch Niederschläge respektive Wasserzugabe kommt es zur Verschlammung der Oberfläche. Eine Darstellung der Krustenbildung ist bei Bresson und Boiffin (1990) zu finden. Wie in Kap. 4.2.3 ange-

sprochen wurde, besitzt das Material kaum eine Aggregatstabilität, wenn noch keine Verfestigung der Aschen eingetreten ist. Die Stabilisierung der Struktur durch Salze wird bei Wasserzugabe aufgehoben. Deswegen kann die Verschlammung der Oberfläche leicht stattfinden.

Die Oberfläche des Materials ist der Witterung ausgesetzt und wird wechselweise befeuchtet und ausgetrocknet. Die Bedingungen dazu waren durch die Aufstellung in der Freilufthalle gegeben. Damit vollziehen sich die Verfestigungsprozesse (vgl. Kap. 3.2.3) an der Schnittstelle zwischen Material und Atmosphäre am schnellsten.

Der Aufbau der beiden unteren Schichten (Materialkörper) war in allen Modellversuchen mit Mischungen aus REKAL-Rückstand und SAV-Stabilisat gleich. Über einer verfestigten, kompakten Schicht war eine lockere Schicht zu finden. Mögliche Ursache für die Ausbildung der Lockerschicht (Sekundärprozeß) wäre die Sprengung einer bereits eingetretenen Verfestigung (Primärprozeß) durch Auskristallisation von Ettringit und Gips (Puertas et al., 1998). Der Kristallisationsdruck, der während des Wachstums der Kristalle entsteht, ist u.a. für die Verwitterung von Gestein oder Beton verantwortlich (Wigger und Epperlein, 1997; Stark et al., 1998).

Eine Unterbindung von Verfestigungsreaktionen durch die Anwesenheit von Salz läßt sich aus den angestellten Versuchen nicht belegen, da in den durchgeführten Untersuchungen auch salzhaltige Mischungen einer Verfestigung unterlagen. Salz kann allerdings Abbindeprozesse verzögern, da sich Kittsubstanzen nicht oder schwer an Salzoberflächen anlagern können (Thies, 1987; Gerahrd-Abozari, 1995). Stabilisierende Prozesse wie z.B. die Nadelbildung also die „Verstrebung“ der Struktur werden davon nicht betroffen.

### **5.2.1.3 Scherwiderstand**

Scherwiderstände gelten als ein weiteres Maß der Strukturstabilität. Sie zeigen die Kraft, die aufgewendet werden muß, um ein Bodenkompartment gegen ein anderes zu verschieben.

Die in Tabelle 21 angegebenen Scherwiderstände weisen die stabilisierende Wirkung der Aschen nach. Wie aus den Feldversuchen (Kap. 6) folgt, entsprechen die Scherwiderstände der Tiefe 10 bis 13 cm, also des verfestigten, kohärenten Gefüges denen, wie sie im verfestigten Teil des Materialkörpers der Haldenandeckung anzunehmen sind. Demnach ist ein Anteil von 35 Gew. % SAV-Stabilisat notwendig, um eine Erhöhung der Stabilität zu erreichen. In der oberen Schicht (0 bis 3 cm) wird erst ab einem Anteil von 80 Gew. % SAV-Stabilisat eine signifikante Erhöhung der Stabilität erreicht, in der Lockerschicht (5 bis 8 cm) ab einem Anteil von 65 Gew. % SAV-Stabilisat.

Die Zunahme der Scherwiderstände mit steigendem Ascheanteil erfolgt nicht linear.

Nimmt man zum Vergleich die Scherwiderstände von feuchten Böden, deren Korngrößenzusammensetzung Mischungen aus REKAL-Rückstand und SAV-Stabilisat entspricht, werden durchschnittliche Werte von 12 kPa gemessen, bei trockeneren Böden steigt der Wert auf 26 kPa an (DVWK, 1995). Zu ähnlichen Ergebnissen kommen Zhang und Hartge (1995).



Tabelle 21: Gemittelte Scherwiderstände [KPa] verschiedener Mischungen aus REKAL-Rückstand und SAV-Stabilisat in den Tiefen 0 bis 3, 5 bis 8 und 10 bis 13 cm in den Topfversuchen (Wassergehalt 10 bis 13 Gew. %; n = 15; VK% = 11 bis 26 %)

Mischung	100 / 0	80 / 20	65 / 35	50 / 50	35 / 65	20 / 80	0 / 100
0 bis 3 cm	9	12	14	15	18	23	59
5 bis 8 cm	12	12	15	25	35	51	76
10 bis 13 cm	13	14	20	35	53	59	93

Da die starke Hangneigung (35 bis 40°) zu berücksichtigen ist, sollten die Scherwiderstände höher sein, um die Standsicherheit der Andeckung zu garantieren. Als Maßstab könnte die Mindestanforderung aus der TA Siedlungsabfall (1993) mit 25 KPa dienen. Da die TA Siedlungsabfall (1993) von Böschungswinkeln 1:2 bis 1:3 ausgeht (= 18 bis 27°), sollte ein Scherwiderstand über 25 KPa angestrebt werden.

Die in den Topfversuchen gemessenen Scherwiderstände für Mischungen mit einem Anteil < 50 Gew. % SAV-Stabilisat erfüllen nicht die Kriterien der TA Siedlungsabfall (1993) und liegen unter den Scherwiderständen vergleichbarer Böden. Als Bewertungsgrundlage muß die Schicht ab 10 cm gelten, da die darüberliegende Lockerschicht einen Sonderfall darstellt, der nur für die oberen cm gilt.

Die Zugabe von WSA-Stabilisat (Substitution von 20 Gew. % des SAV-Stabilisats durch WSA-Stabilisat) bringt bei reinem SAV-Stabilisat eine signifikante Erhöhung der Scherfestigkeit (Tabelle 22). Der Einsatz von WSA-Stabilisat hat im trockenen Zustand (15 Gew. % Feuchte) nur teilweise eine stabilisierende Wirkung. Im feuchten Zustand (40 Gew. % Feuchte) ist die Zugabe als indifferent mit einem Trend zum Negativen zu bewerten.

Tabelle 22: Gemittelte Scherwiderstände [KPa] verschiedener Mischungen aus REKAL-Rückstand, SAV-Stabilisat und WSA-Stabilisat bei unterschiedlichen Wassergehalten (15 und 40 Gew. %) (n=15; VK% = 7 bis 14 %); W = Substitution von 20 Gew. % SAV-Stabilisat durch WSA-Stabilisat; Tiefe 10 bis 13 cm

RR/SS (W)	70/30	70/30 W	50/50	50/50 W	0/100	0/100 W
-40 Gew. % H <sub>2</sub> O	28	22	37	28	37	44
-15 Gew. % H <sub>2</sub> O	33	41	40	43	67	105

Gerstner (1996) gibt ebenfalls für die Zugabe von WSA-Stabilisat zu SAV-Stabilisat eine indifferente Wirkung auf die Scherfestigkeit an. Er nennt Werte von 42 KPa bei reinem SAV-Stabilisat und 45 KPa bei Zugabe von 20 Gew. % WSA-Stabilisat.

Grundsätzlich ist die Scherfestigkeit der Materialmischungen nicht nur von ihren Komponenten abhängig, sondern auch von den Rahmenbedingungen der Messung wie Tabelle 23 zeigt.

Die Zusammenstellung von Scherwiderstandsmessungen am REKAL-Rückstand unter verschiedenen Randbedingungen zeigt, daß neben der Feuchte die Lagerungsdichte und der Salzgehalt einen stärkeren Einfluß ausüben.

Tabelle 23: Scherwiderstände im REKAL-Rückstand bei unterschiedlichen Lagerungsdichten, Salz- und Feuchtegehalten in den Topfversuchen; (VK% = 6 bis 28 %)

Lagerungsdichte [g/cm <sup>3</sup> ]	Salzgehalt [Gew. %]	Scherwiderstand [KPa]		Anzahl feucht / trocken
		feucht (40 Gew. % H <sub>2</sub> O)	trocken (15 Gew. % H <sub>2</sub> O)	
0,8	0	6-11	11-17	15 / 30
1,0	10	5-12	7-18	9 / 9
1,0	34	6-10	6-10	9 / 9
1,2	34	5-12	8-15	9 / 9
1,5	10	28-46	36-46	9 / 9

Die Haupteinflußgröße auf den Scherwiderstand ist nach Tabelle 23 die Lagerungsdichte. Es wird deutlich, daß ein erhöhtes GPV, aufgrund der geringeren Lagerungsdichte, erosionsverstärkend sein kann. Die Einstellung höherer Lagerungsdichten ist an der Halde erschwert, da die Methode zur Installation der Andeckung (Absetzer) keine Verdichtung zuläßt. Einzig die zu erwartende Selbstverfestigung des Materials ist eine Möglichkeit, die Lagerungsdichte zu erhöhen. Technisch wäre unterstützend z.B. das Anwalzen mit Geräten aus dem Weinbau möglich.

Unterschiedliche Salzgehalte in den Materialien beeinflussen ebenfalls die Scherwiderstände. Dies liegt vor allem an der Verkittung der Partikel im trockenen Zustand durch flächig auskristallisierte Salze und in der Lösung derselben bei Befeuchtung des Materials.

#### 5.2.1.4 Eindringwiderstand

Die Messung des Eindringwiderstands wird als Simulation einer Pflanzenwurzel verstanden, die zum Wachstum die Widerstände des Bodens überwinden muß. Dabei können verschiedene Pflanzenarten unterschiedlich große Kräfte mobilisieren. Als Grenzwiderstände gelten für einsprossige Pflanzen ca. 400 KPa (Dexter, 1986) und für mehrsprossige Pflanzen 3.600 bis 4.000 KPa (Ehlers, 1993; 1996). Da die Ansaat auf Rekultivierungsflächen mit Gräsern erfolgen soll, ist letzterer Wert anzunehmen. Es ist zu berücksichtigen, daß die Eindringwiderstände stark vom Wassergehalt des Materials abhängen.

Mit der Messung der Eindringwiderstände kann das Gefüge, wie in Abbildung 11 dargestellt, mit Meßwerten belegt und die subjektiven Beschreibungen von locker und fest quantifiziert werden (Tabelle 24).

Die eingangs gezogenen Grenzen für das Pflanzenwachstum werden von keinem Material bzw. keiner Mischung in den Topfversuchen erreicht (Tabelle 24).

Tabelle 24: Gemittelte Eindringwiderstände [KPa] verschiedener Mischungen in Topfversuchen (n=15); Wassergehalt 10 bis 13 Gew. %, VK% = 5 bis 17 %

Mischung	100 / 0	80 / 20	65 / 35	50 / 50	35 / 65	20 / 80	0 / 100
0-1 cm	20	37	30	24	23	10	303
5-6 cm	25	32	38	49	55	94	451
10-11 cm	63	65	75	134	136	183	475

Die Beschreibung der Kruste mit Meßwerten des Eindringwiderstands ist schwierig, da sie zu geringmächtig ist. Die Kruste kann einen sehr hohen Eindringwiderstand besitzen, der apparativ nicht nachzuvollziehen ist (Fritton, 1990).

Die Wirkung der Kruste geht in zwei Richtungen. Zum einen kann sie das Eindringen einer Wurzel verhindern, die von einem auf der Oberfläche liegendem Samen ausgeht (Rolston, 1991), zum anderen kann sie das Auflaufen eines im Boden befindlichen Keimlings unterbinden, da dieser eventuell nicht in der Lage ist, die Kruste von unten zu durchstoßen. Keimlinge können erheblich weniger Kraft aufwenden als Wurzeln größerer Pflanzen (Arndt, 1965a, b).

Der Hohlraum unterhalb der Kruste (Abbildung 11) kann bei Trockenheit eine Behinderung des Auflaufens von Keimen darstellen. Durch diesen Hohlraum wird der Anschluß der Poren der Kruste an die darunterliegende Schicht unterbrochen, daher kann die Kruste austrocknen, ohne daß Wasser kapillar nachgeliefert wird.

Aufgrund von Austrocknung der Kruste kommt es neben den höheren Eindringwiderständen, die das Eindringen der Keimwurzeln verhindern, zu einem Wassermangel des Keimlings. Das Einsetzen von längerem Streckenwachstum der Keimwurzel auf einer verhärteten Oberfläche führt zu ihrer Austrocknung.

### **5.2.1.5 Fließ- und Ausrollgrenzen**

Die Fließ- und Ausrollgrenzen sind Parameter, die die Plastizität des nicht verfestigten Materials beschreiben.

Bereits nach wenigen Stunden verschieben sich die Fließ- und Ausrollgrenzen der untersuchten Materialmischungen, da Verfestigungsreaktionen (Kap. 3.2) einsetzen. Der Prozeß der Verfestigung ist entsprechend den Umweltbedingungen erst nach Wochen bis Monaten abgeschlossen.

In Abbildung 12 ist zu erkennen, daß mit zunehmendem Anteil an SAV-Stabilisat in der Rekultivierungsmischung die Fließ- und Ausrollgrenzen sinken. Zudem ist die geringe Plastizität der Materialien erkennbar. Als Index für die Plastizität wird die Bildsamkeit, die Differenz zwischen Fließ- und Ausrollgrenze, berechnet. Sie beträgt zwischen 2 und 4 Gew. % und ist als sehr gering einzustufen. Praktisch bedeutet dies, daß der Übergang eines brüchigen Materials in einen breiigen Zustand schon bei geringer Wasserzugabe erfolgt.

Nach AG Boden (1994) können die Konsistenzgrenzen für Böden aus der pF-Kurve abgeleitet werden. Demnach entspricht  $pF < 1,4$  etwa der Fließgrenze und  $pF 2,7$  ungefähr der Ausrollgrenze. Diese Werte sind für Materialien bestimmt worden, die bereits entsalzt waren, entsprechen also dem Zustand nach der Verfestigung durch die Aschen, ohne deren zusätzliche Stabilisierung zu berücksichtigen. Die Wassergehalte der Materialien liegen danach bei etwa 61 bis 70 Gew. % für die Fließgrenzen und circa 35 bis 50 Gew. % für die Ausrollgrenze. Diese von den oben genannten Werten stark abweichenden Werte für salzhaltige Materialien haben ihren Ursprung in den sehr hohen Porenvolumina nach der Entsalzung.

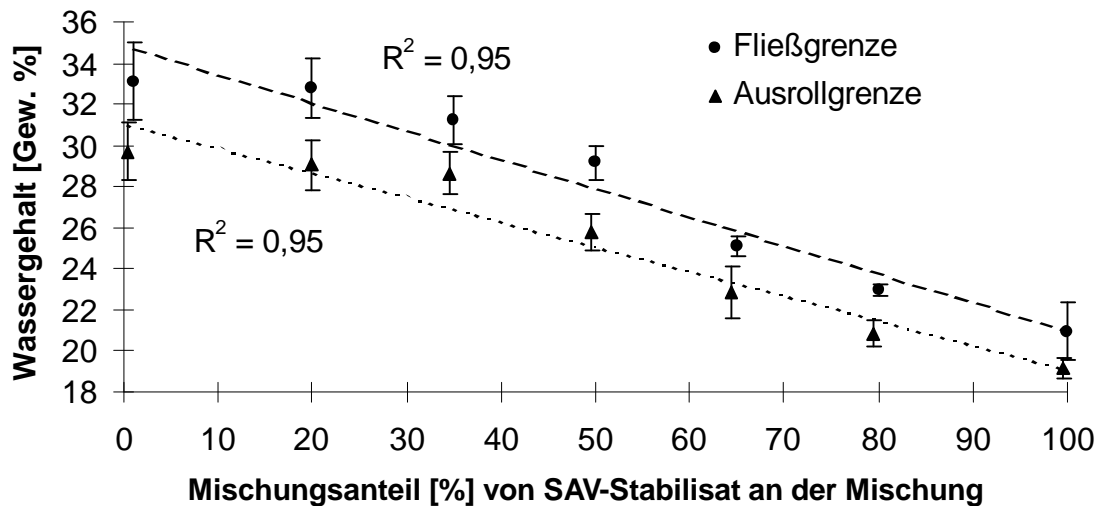


Abbildung 12: Fließ- und Ausrollgrenzen von Mischungen aus REKAL-Rückstand (35 Gew. % Salzanteil) und SAV-Stabilisat (n=3)

Die Bestimmung der Fließ- und Ausrollgrenzen des REKAL-Rückstands mit verschiedenen Salzgehalten zeigt, daß durch die Verringerung des Salzgehalts die Plastizität zunimmt und die Fließgrenzen deutlich erhöht werden (Tabelle 25).

Tabelle 25: Fließ- und Ausrollgrenzen des REKAL-Rückstands bei verschiedenen Salzgehalten (n=2)

REKAL-Rückstand / SAV-Stabilisat	Salz [Gew. %]	Fließgrenze Wassergehalt [Gew. %]	Ausrollgrenze Wassergehalt [Gew. %]	Bildsamkeit
100 / 0	35	21,0	19,2	1,4
100 / 0	11	34,7	32,7	2,1
100 / 0	0	56,2	47,5	8,7

Vergleicht man die Werte der drei verschiedenen REKAL-Rückstände mit unterschiedlichen Salzgehalten untereinander, so wird deutlich, daß mit zunehmender Entsalzung die Stabilität zunimmt und die Bildsamkeit erhöht wird.

Nach Loos und Grasshoff (1963) nimmt der Winkel der inneren Reibung mit zunehmender Plastizität ab. Da der Winkel der inneren Reibung eng mit dem natürlichen Schüttwinkel korreliert ist, könnte die Hangneigung der Andeckung unterhalb von 35° fallen, was den eingangs gestellten Anforderungen an die Hangparallelität der Andeckung für die Rekultivierung von Rückstandshalden der Kaliindustrie mit schwachmächtigen Schichten zuwiderläuft.

### 5.2.1.6 Korrosion des REKAL-Rückstands

Eine Auswirkung von Salz oder Salzlösung auf Metalle und Metallverbindungen ist die Korrosion, landläufig für Eisen auch als Rost bekannt. Dabei kommt es zu Veränderungen der Redoxpotentiale an der Oberfläche des Festkörpers, was zu einer Umoxidation des Metalls führt und Metallionen in Lösung bringt. Die Folge von starker Korrosion ist ein Materi-

alverlust, der eine Verringerung der Korngröße bewirkt. Diese ist bei zwei Untersuchungen vor und nach einer Einwirkung von Salz auf das Material bestimmt worden.

In der Abbildung 13 ist die Veränderung der Korngröße im Lysimeter L3 mit zunehmender Tiefe nach der Entsalzung des REKAL-Rückstands gezeigt. Hierbei sind die unteren Schichten längere Zeit dem Einfluß des Salzes ausgesetzt gewesen als die oberen.

Der Tonanteil im Lysimeter L3 nimmt in der Tiefe 40 bis 160 cm um etwa 7 Gew. %, der Schluffanteil um ca. 1,5 Gew. % zu und der Sandanteil um gut 8 Gew. % ab. Die Ursachen für die Verringerung der Korngröße liegt in der oben angesprochenen Korrosion.

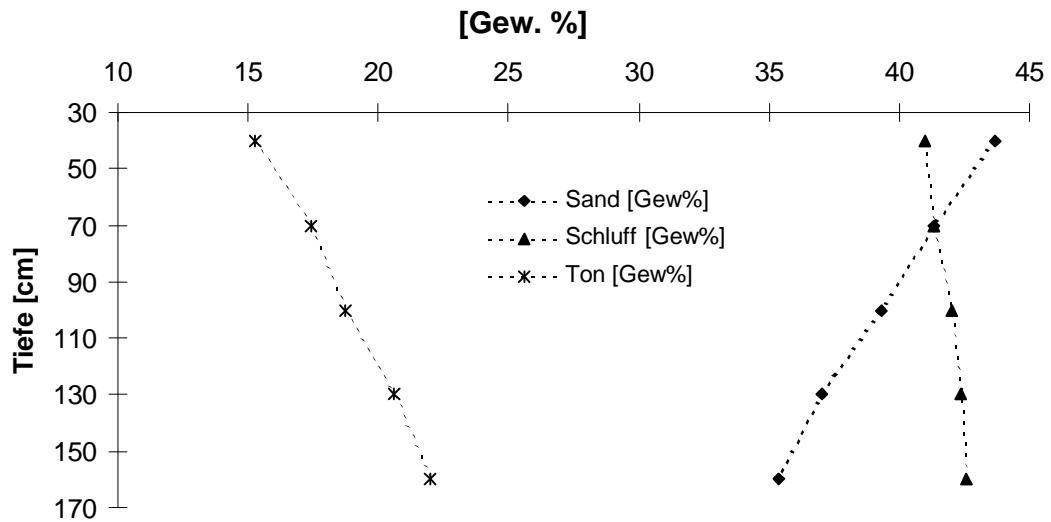


Abbildung 13: Korngrößenverteilung des REKAL-Rückstands im Lysimeter L3 nach Entsalzung (n=2)

In einem weiteren Korrosionsversuch im Labor wurde REKAL-Rückstand der Korngröße Grobsand (Sg) und Mittelsand (Sm) mit einem Korndurchmesser von 200 bis 2.000 µm mit aq. demin. als Kontrolle, einem Lysimetereluat (L3) mit 350 g/l und einem angesäuerten Wasser (pH 2,5) 14 Tage behandelt und das Materialgewicht der Kornfraktion > 200 µm nach Beendigung des Versuchs bestimmt. Dabei zeigte sich eine deutliche Abnahme des Materialgewichts um etwa 2 Gew. % bei einer Behandlung des REKAL-Rückstands mit konzentrierter Salzlösung und von etwa 6 Gew. % bei der Behandlung mit angesäuertem Wasser (Tabelle 26).

Tabelle 26: Materialverlust von REKAL-Rückstand der Korngröße Grob- und Mittelsand (Sg und Sm) nach 14tägiger Behandlung mit aq. demin. (Kontrolle), Salzlösung (350g/l) und angesäuertem Wasser (pH 2,5)

	Kontrolle	Salzlösung	angesäuertes Wasser
Materialverlust [Gew. %]	0,3	2,3	6,6
n / VK%	4 / 122	8 / 48	4 / 26

### 5.2.1.7 Anzustrebender SAV-Stabilisat-Anteil in der Rekultivierungsmischung

Hauptziel bei der Zumischung von Aschen zum REKAL-Rückstand ist es, die Struktur des Materials zu stabilisieren und damit die Standsicherheit zu erhöhen. Im folgenden werden die Ergebnisse der Strukturuntersuchungen im Hinblick auf den SAV-Anteil in der Rekultivierungsmischung betrachtet.

Der Scherwiderstand erhöht sich ab einem Anteil von 50 Gew. % SAV-Stabilisat in der Mischung (Tabelle 21). Der in der TA Siedlungsabfall genannte Wert von 25 KPa kann erreicht werden. Bei reinem REKAL-Rückstand wären ähnliche Scherwiderstände durch die Erhöhung der Lagerungsdichte auf  $1,5 \text{ g/cm}^3$  zu erreichen (Tabelle 23). Unter Praxisbedingungen ist somit ein Mindestanteil von 50 Gew. % SAV-Stabilisat in einer Mischung von REKAL-Rückstand und SAV-Stabilisat zu fordern. Die Beimengung von WSA-Stabilisat erscheint nach den in den Topfversuchen bei unterschiedlichen Feuchten gemessenen Scherwiderständen nicht notwendig (Tabelle 22).

Die Eindringwiderstände erhöhen sich gleichfalls ab einem Anteil von 50 Gew. % SAV-Stabilisat in der Mischung. Eine Behinderung des Wurzelwachstums ist aber erst ab einem Anteil von 80 Gew. % SAV-Stabilisat in der Mischung unter extremen Trockenbedingungen zu befürchten (Tabelle 24).

Die Struktur der Andeckung ist stark abhängig von der Zumischung von Asche(n). Prägend wirkt sich dies auf den Porenraum aus. Die Stabilisierung ist schon bei Zugabe geringer Mengen an Aschen stark genug, um die Sackung aufgrund des Materialverlusts zu unterbinden. Es war kaum innere Verdichtung zu erkennen.

Die in Tabelle 20 berechnete Setzung/Sackung zeigt aber auch, daß diese Aussagen von der Vorverdichtung, also der Schüttdichte abhängen. Die im Labor verwendete Schüttdichte von  $0,9 \text{ g/cm}^3$  für Mischungen erwies sich ab einem Anteil von 50 Gew. % an SAV-Stabilisat als stabil. Untersuchungen mit geringeren Mischungsanteilen an SAV-Stabilisat zeigten aber auch, daß die Sackung nicht so groß ist, daß die ursprüngliche Schüttdichte wieder erreicht würde.

Reiner REKAL-Rückstand behält seine Struktur bzw. sein Volumen ab einer Schüttdichte von etwa  $1,2 \text{ g/cm}^3$  (Lysimeterversuche L3; Abbildung 10). Im Lysimeterversuch L2 kam es zu starken Gesamt-Volumenverlusten während der Beregnung. In diesem Versuch war mit einer Einbaudichte von etwa  $1,1 \text{ g/cm}^3$  und einer sehr viel größeren Säulenhöhe (340 cm) bei geringerem Durchmesser gearbeitet worden.

In allen Modellversuchen ist eine Schichtung entstanden (Kruste - Hohlraum - Lockerschicht - verfestigte Schicht), die möglicherweise bei starken Niederschlägen zu Erosion durch Wasser führen könnte. Ein möglicher Ansatz für Erosion ist in der Lockerschicht zu suchen, wenn unter ungünstigen Umständen, wie z.B. Starkregenereignisse, die Versiegelung durch die Kruste nicht genügenden Erosionswiderstand aufweist. Winderosion ist aufgrund der Verfestigung der Kruste nur in einem geringen Maße möglich.

Zur Einstellung des optimalen Schüttwinkels sind nach Angaben der GfR (Gerstner, 1996) Feuchten von 20 bis 24 Gew. % notwendig. Mit einem Anteil von  $> 65 \text{ Gew. \%}$  an SAV-Stabilisat in der Mischung wird die Fließgrenze unter 25 Gew. % Wasser gesenkt.

Gleiches gilt für die Ausrollgrenze. Die Fließ- und Ausrollgrenzen bedingen somit eine Begrenzung des SAV-Stabilisat-Anteils auf 65 Gew. % in der Mischung.

Aus den obengenannten Gründen liegt der zu bevorzugende Anteil an SAV-Stabilisat in einer Mischung mit REKAL-Rückstand zwischen 50 und 65 Gew. %. Dies entspricht im trockenen, salzhaltigen Ausgangszustand des REKAL-Rückstands mit 50 Gew. % Salzanteil einer Zumischung von 37 bis 48 Gew. % oder 30 bis 45 Vol. % an SAV-Stabilisat.

## 5.2.2 Wasserhaushalt in den Laborversuchen

### 5.2.2.1 Porengrößenverteilung

Der Porenraum läßt sich zum einen über die Anteile an Wasser, Luft und Festsubstanz charakterisieren, zum anderen über die Porengrößenverteilung.

Die Verteilung der Porenklassen<sup>1</sup> ist in Abbildung 14 dargestellt. Aus diesen Porenklassen kann man die Porenvolumina des Materials benennen, die in der Regel nicht bzw. immer mit Wasser gefüllt sein werden. Diese Anteile sind die Luftkapazität (Porendurchmesser > 50 µm) und der Totwasseranteil (Porendurchmesser < 0,2 µm). Der restliche Porenraum kann, abhängig von den Umweltbedingungen, Wasser speichern oder leiten und ist somit für die Beurteilung der Wuchsortqualitäten und der Wassermenge, die gespeichert werden kann, relevant.

Die Luftkapazität nimmt mit steigendem Anteil von SAV-Stabilisat an einer Mischung mit REKAL-Rückstand ab. Allgemein werden bei landwirtschaftlichen Böden minimale Werte für die Luftkapazität unter Grasland von 6 bis 8 Vol. % und bei Ackerböden von 10 bis 12 Vol. % gefordert (vgl. Domzal und Hodora, 1992 und Diepenbrock, 1999). Diese Werte werden von den Mischungen 20/80 (REKAL-Rückstand zu SAV-Stabilisat) und 35/65 nicht erreicht (Abbildung 14).

Unter der Voraussetzung, daß später eine mehrschichtige Pflanzendecke (Kraut-, Strauch- und Baumschicht) an der Halde installiert werden soll (Schmeisky, 1993), wurden die Werte für Ackerpflanzen berücksichtigt. Im folgenden wird aber nur eine einschichtige Vegetationsschicht (extensives Grünland) diskutiert, da die Installation von Gehölzen, abhängig von der voranschreitenden Entsalzungstiefe, erst in einem unbekanntem Zeitraum erfolgen kann. In der Zwischenzeit wird eine Veränderung der Porenraumverteilung erwartet.

Die nach oben begrenzenden Werte für die Luftkapazität liegen bei 25 Vol. %. In dieser Größenordnung diffundiert zuviel Sauerstoff in den Boden und fördert den Humusabbau (Piccolo, 1996). Diese Überlegung ist zunächst theoretisch, da bislang kein Abbau aufgrund der fehlenden organischen Substanz und der Absenz des Edaphons erfolgen kann, was sich jedoch mit Beginn einer Begrünung ändern wird. Zu diesem Zweck sollen zur Grunddüngung und Förderung des Bodenlebens Komposte in die oberen dm der Andeckung eingebracht werden (Scheer, 1998 in K+S, 1996 ff.).

Ein hoher Anteil an Grobporen ermöglicht vermehrten Luftaustausch in den oberen cm der Materialschicht, was zu einer schnelleren Erwärmung des Materials zu Beginn der Vegetationsperiode führt (Bartels et al. 1985). Dies kommt der Vegetation und damit dem Ziel der maximalen Verdunstung von Wasser aus der Andeckung entgegen, da die Vegetationsperiode verlängert wird.

Durch Auflast wird sich die Andeckung selbst verdichten (Horn et al. 1995, Ahl et al. 1998). Langfristig ist dies auch bei stabilisierten Strukturen zu erwarten. Die Verdichtung eines Bodens/Substrates geht in erster Linie zu Lasten der Grobporen (> 50µm). Damit wird sowohl der luftführende Teil des Porenraums geringer, als auch der Teil, der für ei-

---

<sup>1</sup> Porenklassen sind kumulierte Volumina von Poren mit definierten Porendurchmessern



ne schnelle Versickerung von Wasser sorgt. Dies ist vor allem bei den Mischungen aus REKAL-Rückstand und SAV-Stabilisat zu erwarten, die nur geringe Anteile an SAV-Stabilisat in der Mischung enthalten, aber eine Luftkapazität über 25 Vol. % aufweisen (80/20 und reiner REKAL-Rückstand).

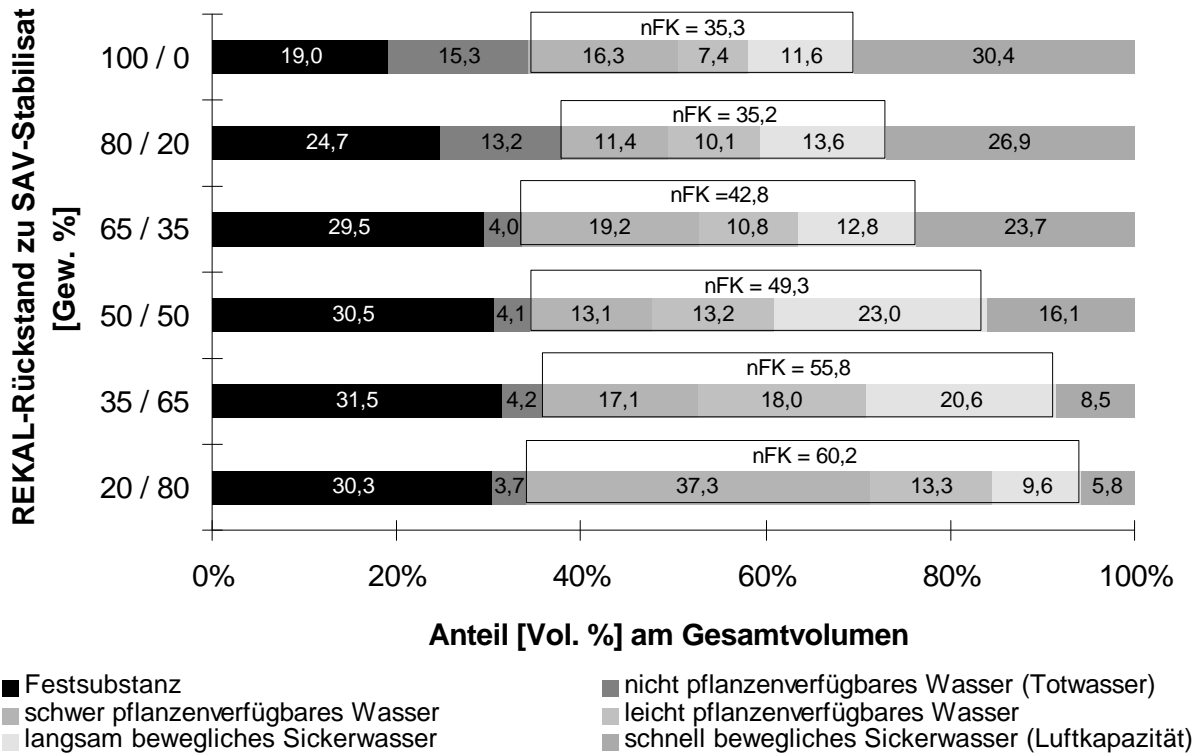


Abbildung 14: Festsubstanz und Porenraumverteilung [Vol. %] verschiedener Mischungen aus REKAL-Rückstand und SAV-Stabilisat in 50 cm Tiefe der Lysimeter L1 und L6 bis L10 (n=5; VK% = 8 bis 23 %)

Mit der nutzbaren Feldkapazität (nFK) wird die in der Regel maximal pflanzenverfügbare Wassermenge im Rekultivierungsmaterial angegeben. Diese ergibt sich als Differenz zwischen der Feldkapazität<sup>1</sup> und dem Totwasseranteil (Abbildung 14).

Mit der Erhöhung des SAV-Stabilisat-Anteils in einer Mischung aus REKAL-Rückstand und SAV-Stabilisat nimmt die nutzbare Feldkapazität zu. Eine nutzbare Feldkapazität von 35 Vol. % im reinen REKAL-Rückstand ist als hoch anzusehen. Böden mit einer vergleichbaren Körnung und Lagerungsdichte weisen eine nFK um 26 Vol. % auf (AG Boden, 1994).

Bezieht man die nFK auf die effektiv durchwurzelte Tiefe des Materials, d.h. die Tiefe, die von der Vegetation zur Wasseraufnahme genutzt werden kann, ergibt sich die nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraums (nFKWe). Diese Größe bezeichnet für die Rekultivierungsschicht den Wasserspeicher, der der Vegetation zur Verdunstung zur Verfügung steht.

Nach Müller et al. (1993) und der Thüringer Haldenrichtlinie (1995) soll dieser Wasserspeicher in einer Rekultivierungsschicht 300 mm ( $l/m^2$ ) betragen. Zur Erfüllung dieser Forderungen müßte eine Andeckung aus reinem REKAL-Rückstand etwa 86 cm mächtig sein. Bewertet man ein Gemisch aus 50 Gew. % SAV-Stabilisat und 50 Gew. % REKAL-Rückstand, dann bräuchte die Andeckung nur 61 cm mächtig zu sein. Letzteres entspricht dem Raum, der in der Regel von extensivem Grünland als effektiver Wurzelraum genutzt werden kann (Ellenberg, 1996). Der in der Praxis relevante Wurzelraum in den Andeckungen von Rückstandshalden der Kaliindustrie wird sich erst im Freilandversuch zeigen.

Sind genügend Nährstoffe in den oberen dm der Andeckung vorhanden, wird der effektive Wurzelraum geringmächtiger sein, da die Pflanzen dort eine intensive Durchwurzelung durchführen. Ist dagegen eine schlechtere Nährstoffversorgung durch das Material gegeben, wie in Kap. 4.2.5 für Phosphor angesprochen, ist mit einer tieferen Durchwurzelung des Materials zu rechnen (Schinner und Sonnleitner, 1996). Für Böden mit vergleichbarer Körnung werden effektive Wurzelräume von 90 bis 110 cm angegeben (Renger und Strebel, 1980).

Aus diesen Überlegungen folgt, daß der effektive Wurzelraum in größere Tiefen hineinreichen wird und mehr als die von Müller et al. (1993) geforderten 300 mm Niederschlag im Material zur Verdunstung zur Verfügung stehen.

Einschränkend sei auf das in Abbildung 14 als schwer pflanzenverfügbares Wasser angesprochene Porenvolumen hingewiesen. Die in diesen Porenvolumina befindlichen Wassermengen sind teilweise für Pflanzen schwer verfügbar, insbesondere bei Materialien mit einem unstrukturierten Porenraum.

In den Lysimeterversuchen konnte gezeigt werden, daß die Wassergehalte des Materials bei Ausbau aus den Lysimetern sehr hoch sind. Die Beprobung der entsalzten Materialien erfolgte nach mehr als zwei Tagen, d.h. der Wassergehalt im beprobten Material hatte maximal Feldkapazität. Vergleicht man die bei Ausbau aus dem Lysimeter gemessenen Wassergehalte (Tabelle 20) mit der Feldkapazität für die Lysimeter L7 (65 Gew. % REKAL-Rückstand) und L8 (50 Gew. % REKAL-Rückstand) in Abbildung 14, findet man vergleichbare Größen. Beide Wassergehalte liegen bei Ausbau um 3,6 Vol. % niedriger als die theoretische Feldkapazität.

Der Totwasseranteil (Porendurchmesser  $< 0,2 \mu m$ ) der Mischungen aus REKAL-Rückstand und SAV-Stabilisat beträgt ab einem Mischungsanteil von 35 Gew. % SAV-Stabilisat konstant um 4 Vol. %. Eine Ursache ist in der Mischung des REKAL-Rückstands mit SAV-Stabilisat zu suchen. Während im REKAL-Rückstand ein höherer Anteil an Feinporen (Porendurchmesser  $< 0,2 \mu m$ ) zu finden ist, besitzen die Partikel des SAV-Stabilisats eine gläserne Oberfläche, d.h. Feinporen können nur durch die Lagerung auftreten. Bei reinem REKAL-Rückstand können Feinporen auch durch die Oberflächenstruktur erklärt werden. Die Oberflächenbeschaffenheit ist bei beiden Materialien durch die Genese begründet.

---

<sup>1</sup> Die Feldkapazität bezeichnet den wassergefüllten Porenraum einer vollständig mit Wasser aufgesättigten Probe, die nach 48 h Standzeit wassergefüllt geblieben ist. In der Regel sind dies die Poren mit einem mittleren Durchmesser von  $< 50 \mu m$

Es ist zu berücksichtigen, daß das Porensystem in den angeschütteten Rekultivierungsmaterialien nicht im gleichen Maße ausgebildet ist, wie bei natürlich gewachsenen Böden. Dies wird sich nach wenigen Vegetationsperioden ändern, da durch Pflanzenwurzeln biogene Makroporen geschaffen werden (Latif, 1993).

### 5.2.2.2 Scheinbarer Diffusionskoeffizient (Gasdiffusion)

Über den scheinbaren Diffusionskoeffizienten ( $D_s$ ) lassen sich Aussagen zur Porenkontinuität und Porenform machen. Poren, deren Form kontinuierlich und deren Länge im Vergleich zur Probenhöhe relativ kurz sind, erleichtern den diffusiven Sauerstoffdurchtritt. Daraus folgt, daß bei dieser Saugspannung ebenfalls eine schnellere Passage von Wasser möglich ist (Paul, 1990). Die Ergebnisse der Messungen sind in Tabelle 27 dargestellt.

Die Diffusionskoeffizienten als Maß für die Porenkontinuität lassen sich dahingehend interpretieren, daß zwar im Vergleich zu Mischungen weniger Sauerstoff durch reinen REKAL-Rückstand diffundieren kann, aber das luftführende Porenvolumen von Böden in der Regel geringer ist. Typische Werte liegen dort für  $D_s$  bei pF 1,8 im Bereich von 0,0009 bis 0,0034 cm<sup>2</sup>/s (Frede, 1986).

Ein anderes Bild ergibt sich bei alleiniger Berücksichtigung der Wasserspannung. Dann sind die Diffusionskoeffizienten als sehr hoch einzustufen. Der Grund liegt in dem sehr hohen Gesamtporenvolumen des REKAL-Rückstands.

Tabelle 27: Scheinbare Diffusionskoeffizienten ( $D_s$  [cm<sup>2</sup>/s]) von REKAL-Rückstand und Mischung 65/35 bei pF 1,8 und 2,5 im Vergleich zu scheinbaren Diffusionskoeffizienten von Lößböden aus dem Göttinger Raum (Frede 1986) mit gleichen luftführenden Porenvolumina

pF	Variante	$D_s$ [cm <sup>2</sup> /s]	Porenvolumen [Vol. %]	Vergleichsböden [cm <sup>2</sup> /s]	Differenz [%]
1,8	65/35	0,0112	24,0	0,0118	-5,4
1,8	100/0	0,0069	30,0	0,0241	-71,4
2,5	65/35	0,0162	36,5	0,0177	-8,6
2,5	100/0	0,0127	42,0	0,0295	-56,9

Berechnet man die Tortuosität (Verwinkelung der Poren) nach Frede (1987) der oben dargestellten Proben, dann ergeben sich Porenlängen von 1,2 bis 1,4 cm Porenlänge/cm Probenhöhe für eine Mischung aus 35 Gew. % SAV-Stabilisat und 65 Gew. % REKAL-Rückstand. Dies sind Tortuositäten, die auch in Böden zu finden sind. In reinem REKAL-Rückstand lassen sich ebenfalls Tortuositäten berechnen, die mit Böden vergleichbar sind. Es ist aber zu berücksichtigen, daß der Vergleich mit Böden gleicher Porenvolumina stattfand. Böden mit vergleichbarem WFPS haben in der Regel ein niedrigeres Verhältnis von Porenlänge zu Probenhöhe, also kürzere Poren, bzw. eine geringere Verwinkelung der Poren.

### 5.2.2.3 Gesättigte hydraulische Leitfähigkeit

Die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit (Wasserdurchlässigkeit) beschreibt den Wasserfluß im Material als Menge (cm<sup>3</sup>) pro Fläche (cm<sup>2</sup>) und Zeit (d). Damit lassen sich Aussagen zur Versickerungsgeschwindigkeit machen.

Die Ergebnisse der Untersuchungen zur gesättigten hydraulischen Leitfähigkeitsmessung (kf-Wert) verschiedener Mischungen der Topfversuche sind in Tabelle 28 dargestellt.

Mit zunehmendem SAV-Stabilisatanteil nimmt die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit ab, die Zugabe von WSA-Stabilisat verstärkt diesen Effekt zusätzlich. Die Wasserdurchlässigkeit aller Proben ist als sehr hoch bis äußerst hoch zu interpretieren. Das Gemisch aus SAV-Stabilisat und WSA-Stabilisat (0/100W) wies mittlere Wasserdurchlässigkeiten auf.

Tabelle 28: Gesättigte hydraulische Leitfähigkeit [cm/d] in verschiedenen entsalzten Mischungen aus REKAL-Rückstand, SAV-Stabilisat (W = Substitution von 20 Gew. % SAV-St. durch WSA-St.) in Topfversuchen, (n = 5; VK% = 11 bis 54 %)

Tiefe	100/0	70/30	70/30 W	50/50	50/50 W	0/100	0/100W
0 - 5 cm	920	785	590	185	130	125	65

Weitere Ergebnisse liegen aus den Lysimeterversuchen an entsalztem Material vor. Mit Anteilen von mehr als 50 Gew. % an SAV-Stabilisat kommt es zu einer Verringerung der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit (Tabelle 29). Die kf-Werte sinken auf  $\leq 5$  cm/d in der oberen Materialschicht (2 bis 7 cm). Im Vergleich dazu konnten im reinen REKAL-Rückstand (Lysimeter L2) in dieser Schicht Werte von 580 cm/d gemessen werden. Dieses Ergebnis konnte auch bei Untersuchungen der Lysimeter L6 bis L8 gefunden werden.

Nach AG Boden (1994) ist die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit der meisten Mischungen in der Tiefe 45 bis 55 cm als mittel bis hoch, ab einem SAV-Stabilisatanteil von 65 Gew. % aber als gering bis sehr gering einzustufen.

Tabelle 29: Gesättigte hydraulische Leitfähigkeit in den Lysimetern L2 und L6-L10 nach der Entsalzung (n = 4, VK% = 12 bis 32 %)

REKAL-Rückstand / SAV-Stabilisat	Tiefe 2 – 7 cm		Tiefe 45 - 55 cm	
	[cm/d]	[m/s]	[cm/d]	[m/s]
100 / 0 (L2)	580	$7 \times 10^{-5}$	–	–
80 / 20 (L6)	630	$7 \times 10^{-5}$	130	$2 \times 10^{-5}$
65 / 35 (L7)	580	$7 \times 10^{-5}$	180	$2 \times 10^{-5}$
50 / 50 (L8)	340	$4 \times 10^{-5}$	13	$2 \times 10^{-6}$
35 / 65 (L9)	5	$6 \times 10^{-7}$	12	$1 \times 10^{-6}$
20 / 80 (L10)	1	$1 \times 10^{-7}$	1	$2 \times 10^{-7}$

In größeren Tiefen (150 bis 200 cm) sank der kf-Wert in dem mit reinem REKAL-Rückstand befüllten Lysimeter L2 ebenfalls ab. Er wurde mit 68 cm/d bestimmt. Dies

entspricht der zu erwartenden gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit einer Andeckung aus REKAL-Rückstand, da für die Andeckungen eine Mächtigkeit von 200 cm angestrebt wird und die geringste Leitfähigkeit auf einer Fließstrecke die Versickerungsgeschwindigkeit für das gesamte System bestimmt. Die Abnahme der hydraulischen Leitfähigkeit basiert darauf, daß die Grobporen am leichtesten zusammendrücken sind, aber auch das meiste Wasser durchlassen können.

Eine Bestimmung der ungesättigten Wasserleitfähigkeit ist mit den konventionellen Methoden nach Plagge (1991) oder Schindler und Müller (1995) – definierte Austrocknung der Proben – in der Entsalzungsphase nicht erfolgt, da mit dem verdunstenden Wasser Salze transportiert worden wären, und die Messungen damit zu stark verfälschten Ergebnissen geführt hätten. Ähnliche Probleme würden auch bei alternativen Methoden wie die von Perroux und White (1987) mit der Diskinfiltrometermethode auftreten. Eine Modellierung der  $ku$ -Werte auf der Grundlage der  $pF$ -Kurve nach van Genuchten (1980) oder Renger et al. (1997) scheitern an den extremen Gesamtporenvolumina, die eine Verletzung der Gültigkeitsbestimmungen dieser Modelle darstellen (Schultze, 1998). Ferner kann den Hystereseeffekten des jungen, unstrukturierten Materials keine Rechnung getragen werden.

#### 5.2.2.4 Wasserbewegung in den Laborlysimetern

Der Wasserfluß ist eine Darstellung der Wassereinträge in das Lysimeter bzw. Wasserausträge aus dem Lysimeter in Abhängigkeit der Zeit. Da mit definierten Wassereinträgen, d.h. mit einer gleichbleibenden Beregnungsmenge pro Zeiteinheit, gearbeitet wurde ist der Abfluß aus dem Lysimeter eine Beschreibung des Fließwiderstands des Materials gegenüber durchfließendem Wasser. Dieser Fließwiderstand ist abhängig vom Wassersättigungsgrad des Materials. Nach einer anfänglichen Aufsättigungsphase stellt sich jedoch eine Wassersättigung gemäß der Feldkapazität ein (Kap. 5.2.2.1) und es kommt zum stationären Fluß (Abbildung 15).

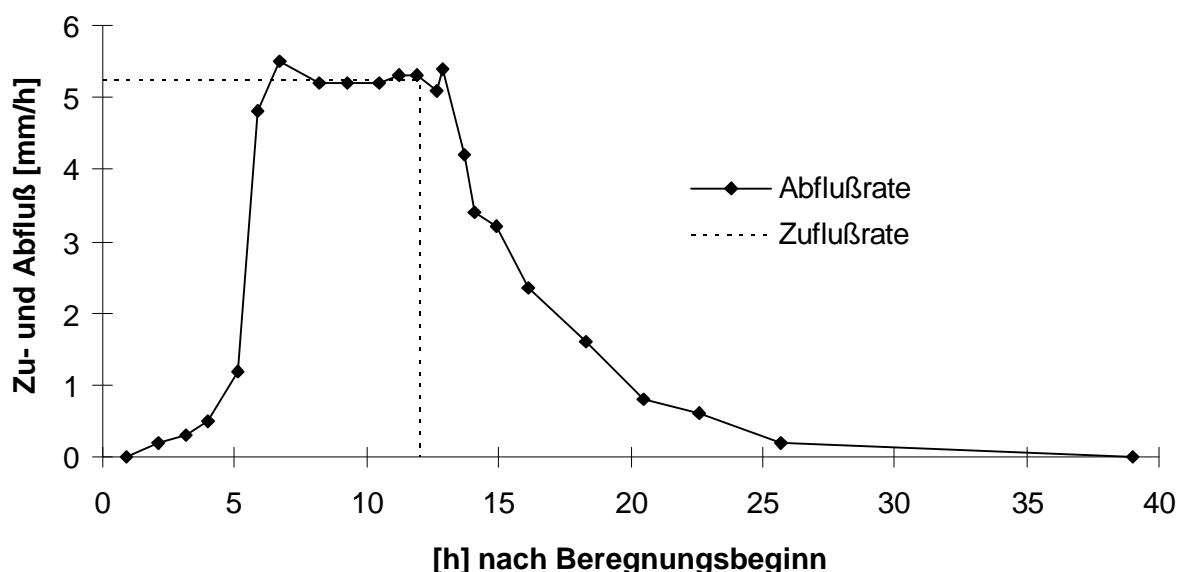


Abbildung 15: Zu- und Abflußrate [mm/h] des Lysimeters L9 während einer Beregnung mit 5,25 mm/h über 12 h

In Abbildung 15 ist der Abfluß von Eluat aus dem Lysimeter L 9 nach 200 mm Beregnungsmenge zu erkennen. Bereits kurz nach Beginn der Beregnung (2 h ) ist der erste Abfluß zu messen.

Typisch ist der Verlauf der Abflußraten. Am Anfang sind wenige Poren am Transport des Wassers beteiligt, während andere Porenräume mit Wasser gefüllt werden. Dies sind Prozesse des Druckausgleichs. Hinzu kommen Hystereseeffekte, die zu einer Verzögerung des Abflusses beitragen (Hillel, 1972; Miyazaki, 1993 und Iwata et al., 1995).

Etwa 6 h nach Beregnungsbeginn floß das Eluat mit einer Rate von durchschnittlich 5,25 mm/h (12,6 cm/d) ab. Die ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit im Lysimeter L9 war zu diesem Zeitpunkt größer als zum Ende der Untersuchungen, als die gesättigte Wasserleitfähigkeit an Stechzylinderproben aus dem Lysimeter bestimmt wurde. Die gesättigte Wasserleitfähigkeit nach Entsalzung des Materials betrug 1 cm/d im oberen Bereich des Lysimeters und 12 cm/d am unteren Rand der Materialsäule.

Die Viskosität des salzhaltigen Wassers ist geringer als die des salzfreien (Iwata et al., 1995). Dies bedeutet, daß die Wasserleitfähigkeit des Materials zum untersuchten Zeitpunkt größer war, als die Messungen zeigen.

Nach Schultze (1998) liegt die ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit in der Regel deutlich unterhalb der gesättigten. Gründe für die Verringerung der hydraulischen Leitfähigkeit während der Entsalzung sind die Korrosion (Kap. 5.2.1.6) und die kleinräumige Umlagerung von Mineralpartikeln sowie die Neubildung von Mineralen (Kap. 3.2.3), die zu einem Verstopfen der Poren führen.

Ein Vergleich des Afterflows nach Einstellung der Beregnung zeigt für die Materialmischungen in den Lysimetern L6 bis L9 (vgl. Tabelle 14) übereinstimmende Verläufe des Abflusses (Abbildung 16).

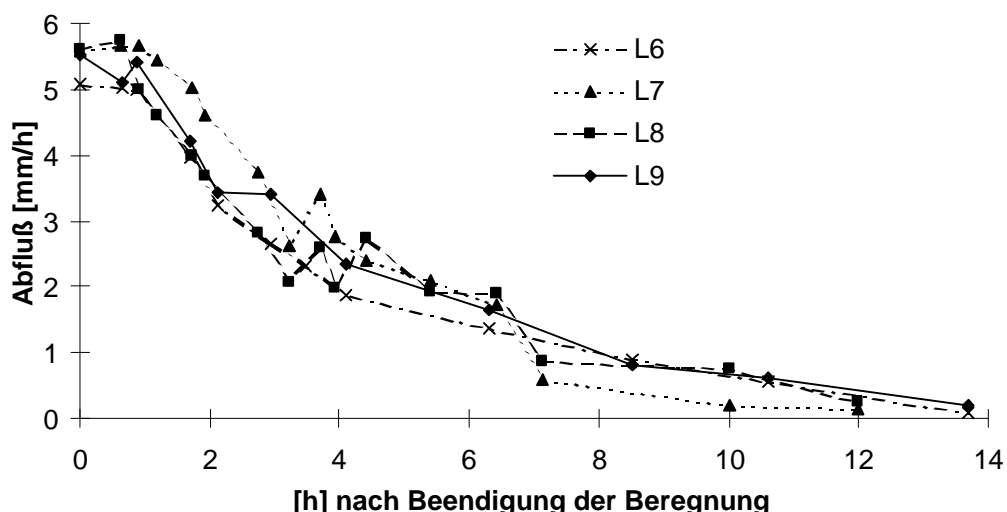


Abbildung 16: Abflußraten [mm/h] der Lysimeter L6 bis L9 nach 12 h Beregnung mit 5,25 mm/h

### 5.2.2.5 Bewertung des Wasserhaushalts für die Vegetation

Für die Vegetation ist die Frage der Wasserspeicherung und die Wassernachlieferung des Rekultivierungsmaterials besonders wichtig. Die Wasserspeicherung ist in allen un-

tersuchten Materialien sehr hoch. Dies läßt sich an den ermittelten Werten der nutzbaren Feldkapazität ablesen (Abbildung 14).

Die Bewertung der Wassernachlieferung und der Wasserbewegung im Material ist eine Funktion aus der Porenform und der Kontinuität der Poren. Hier konnte anhand des scheinbaren Diffusionskoeffizienten (Tabelle 27) bewiesen werden, daß die Porenform und Kontinuität mit strukturierten Böden vergleichbar ist.

Kapillare Wassernachlieferung wird im allgemeinen anhand der Korngrößenverteilung abgeschätzt (AG Boden, 1994). Diese Abschätzung aus der Korngrößenverteilung wurde nicht durchgeführt, da der mittlere Porendurchmesser aufgrund des hohen Porenvolumens unterschätzt würde. Stattdessen wurde der mittlere Porendurchmesser, der mit Hilfe der Porengrößenverteilung ermittelt wurde, verwendet (11).

$$(11) \text{ Aufstieghöhe [cm]} = 3.000 / \text{mittlerer Porendurchmesser } [\mu\text{m}]$$

Berechnet man die mittlere kapillare Aufstieghöhe des Wassers (11), so ist mit einer Wassernachlieferung aus einem wassergesättigten Bereich von etwa 9 bis 11 cm zu rechnen.

Unter diesem Aspekt sollen die Vorgaben zur Wasserspeicherung (300 mm FK) einer Andeckung von Müller et al. (1993) und der Thüringer Haldenrichtlinie (1993) nochmals betrachtet werden. Da die Wasserspeicherung dazu dienen soll, die Winterniederschläge zu speichern, um diese einer Vegetation zur Verfügung zu stellen, ist eine Berechnung der nFKWe zuzüglich des kapillaren Aufstiegs zu bewerten. Bei der Berechnung nach Müller et al. (1993) könnten mit hohen Totwasseranteilen und/oder mächtigeren Andeckungen die Vorgaben erfüllt werden, ohne daß die berechnete Wassermenge von der Vegetation genutzt werden kann.

Im Falle einer Andeckung aus 50 Gew. % SAV-Stabilisat und 50 Gew. % REKAL-Rückstand beträgt die Wasserspeicherung bei einem effektiven Wurzelraum von 60 cm und einer kapillaren Nachlieferung aus 10 cm unterhalb des Wurzelraums 345 mm. Nimmt man die Berechnungsgrundlage der Thüringer Haldenrichtlinie, beträgt die Wasserspeicherung bei einer 200 cm mächtigen Andeckung 986 mm (vgl. Abbildung 14).

Statt der oben beschriebenen Berechnung des Potentials des Materials zur Wasserspeicherung ist schlußendlich die tatsächliche Wassernachlieferung (Rate) in den verschiedenen Wachstumszeiten der Vegetation im Feld zu beurteilen.

#### **5.2.2.6 Bewertung des Wasserhaushalts für die Entsalzung**

Die Entsalzung von REKAL-Rückstand und Mischungen aus REKAL-Rückstand und SAV-Stabilisat ist abhängig von der effektiven Niederschlagsmenge, der Wasserbewegung im Material und der Lösungskinetik der Salze. Nur dort, wo Sickerwasser fließt kann auch Salz gelöst und verlagert werden.

Die effektive Niederschlagsmenge auf der Halde Sigmundshall wird nach Tabelle 1 im 10jährigen Mittel von K+S (1996 ff.) mit 515 mm angegeben. Hier sind noch verschiedene Korrekturen z.B. aufgrund des Meßsystems (Messung in 1 m Höhe) oder aufgrund der Verdunstung, die von Bähge (in K+S, 1994) mit 20 % des Niederschlags (bei 500 bis 700 mm/a) angegeben wird, vorzunehmen.

Die Lösungskinetik der Salze wird im Kapitel 5.2.3 angesprochen.

Die Wasserbewegung im Material wird anhand der gesättigten Wasserleitfähigkeit, dem scheinbaren Diffusionskoeffizienten und der Porengrößenverteilung bewertet. Nach der Porengrößenverteilung steht genügend Porenraum zur Verfügung, um in allen untersuchten Materialien und Materialmischungen eine Wasserbewegung und damit den Austrag an salzhaltigen Wässern aus der Andeckung zu ermöglichen.

Der Porenraum gliedert sich nach den Untersuchungen an reinem REKAL-Rückstand und einer Mischung mit 35 Gew. % SAV-Stabilisat zum scheinbaren Diffusionskoeffizienten in kontinuierliche Poren, die einen stetigen und zügigen Wasserfluß erlauben.

Diese Ergebnisse zur Porenkontinuität wurden durch die Untersuchungen zur gesättigten Wasserleitfähigkeit bestätigt. Für Mischungen aus REKAL-Rückstand und SAV-Stabilisat bei Mischungen mit einem SAV-Stabilisat-Anteil > 50 Gew. % wurde eine verringerte gesättigte Wasserleitfähigkeit ermittelt. Dadurch kann es potentiell zu Wasserstau kommen und eine Entsalzung behindern.

Letzteres ist vor allem bei größeren Tiefen zu befürchten, da die gesättigte Wasserleitfähigkeit mit der Tiefe abnimmt (Tabelle 29). Im Kap. 5.3.2.3. wurde ebenfalls die Senkung der gesättigten Wasserleitfähigkeit im REKAL-Rückstand in der Tiefe > 200 cm aus dem Lysimeterversuch L2 beschrieben.

Wie bereits in Kap. 5.2.1.7 ausgeführt wurde, sollte der SAV-Stabilisat-Anteil nicht mehr als 50 Gew. % betragen. Unterhalb dieses Anteils kann von einer Wasserbewegung ausgegangen werden, die eine Entsalzung zügig zuläßt. Diese zügige Entsalzung ist notwendig, um in einem möglichst kurzen Zeitraum nach Anschüttung der Andeckung eine Begrünung durchführen zu können.



## 5.2.3 Stoffhaushalt in den Laborlysimetern

Im Kapitel Stoffhaushalt soll die Entsalzung und die Bestimmung der Eluatbestandteile dargestellt werden. Die Schwermetalle werden im darauffolgenden Kapitel 5.2.4 gesondert abgehandelt.

### 5.2.3.1 Entsalzung der Laborlysimeter

Die Entsalzungsdynamik in den Laborlysimetern wurde anhand der Salzkonzentration im Eluat betrachtet. Um eine Vergleichbarkeit zwischen den verschiedenen Lysimetern zu ermöglichen, mußte der Entsalzungsverlauf in Relation zur Beregnungsmenge gesetzt werden. Die Aufsättigungsphasen der einzelnen Lysimeter unterschieden sich im Wassergehalt zu Beginn der Beregnung, weswegen die Darstellungen der Entsalzungsverläufe mit dem ersten Auftreten von Eluat beginnen. In der Folgezeit sind die Beregnungsmengen und die Schüttungen (Ausflüsse) der Lysimeter annähernd gleich.

Die Entsalzung von REKAL-Rückstand wies in allen Lysimetern einen ähnlichen Verlauf auf. In Abbildung 17 ist der Entsalzungsverlauf der Lysimeter L1, L2 und L3 dargestellt. Zu erkennen ist ein anfangs etwa konstanter Salzgehalt der Eluate, der anschließend mehr oder minder rasch auf einen Salzgehalt von etwa 10 bis 25 g Salz/l Eluat abnimmt. In der Abschlußphase geht die Salzkonzentration wesentlich langsamer zurück (asymptotischer Verlauf).

Da für das salzunbeeinflusste Pflanzenwachstum nicht die absolute Salzfreiheit des Materials notwendig ist, sondern nur die Unterschreitung eines definierten Werts, wurde der Zeitpunkt der Entsalzung diesem Punkt gleichgesetzt.

Nach Maas (1985) und Marschner (1995) können einige Gräser, wie z.B. das Deutsche Weidelgras (*Lolium perenne*) 7.000 bis 7.700  $\mu\text{S}/\text{cm}$  im Bodensättigungsextrakt tolerieren, ohne daß es zu Depressionen kommt. Übertragen auf einen natürlich gelagerten Boden entspräche dies 2 bis 3 g Salz/kg Boden. Ein Salzgehalt von 3 g Salz/kg Boden wird auch von Oehmichen (1983) als Obergrenze angesehen. Zugleich verweist Oehmichen (1983) darauf, daß der Salzgehalt in der Porenlösung in Abhängigkeit der Wassergehalte des Materials unterschiedliche Konzentrationen annehmen kann. Daher wurde in dieser Arbeit die Grenze von der salzhaltigen zur salzfreien Andeckung mit 2 g/kg Material bzw. im Eluat der von Marschner (1995) angegebene Wert von 7.000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , entsprechend etwa 4 g KCl/l Eluat angenommen. Im folgenden wird die KCl-Konzentration, entsprechend dem Kapitel 4.1.5, als Salzkonzentration im Eluat angegeben.

Die Salzfreiheit (s.o.) wird im Lysimeter L3 (reiner REKAL-Rückstand) nach ~5.500 mm Beregnung erreicht. Im Versuch L1 ist sie schon bei ~1.000 mm erfolgt, doch unterscheiden sich die Lysimeter in ihrem Füllvolumen und in der Füllhöhe. Zum Vergleich der Entsalzungsgeschwindigkeiten von Lysimeter L1 und L3 muß man die Füllvolumina auf ein Volumen bei gleicher Füllhöhe und einer Oberfläche von 1 m<sup>2</sup> standardisieren und die Entsalzungsgeschwindigkeit statt einer zeitlichen Komponente sondern mit der Beregnungsmenge berechnen, da die Beregnung in einer falschen Zeitreihe erfolgte. Damit beträgt die durchschnittliche Entsalzungsgeschwindigkeit 0,061 cm/l im Lysimeter L1 und 0,030 cm/l im Lysimeter L3. Umgerechnet werden im Lysimeter L1 im Mittel 174 g Salz/l Beregnungswasser bis zur vollständigen Entsalzung gelöst, bzw. 86 g Salz/l Bereg-

nungswasser im Lysimeter L3. Beide Werte liegen deutlich unterhalb des Lösungsmaximums von NaCl von 360 g/l, welches das dominierende Salz im REKAL-Rückstand ist.

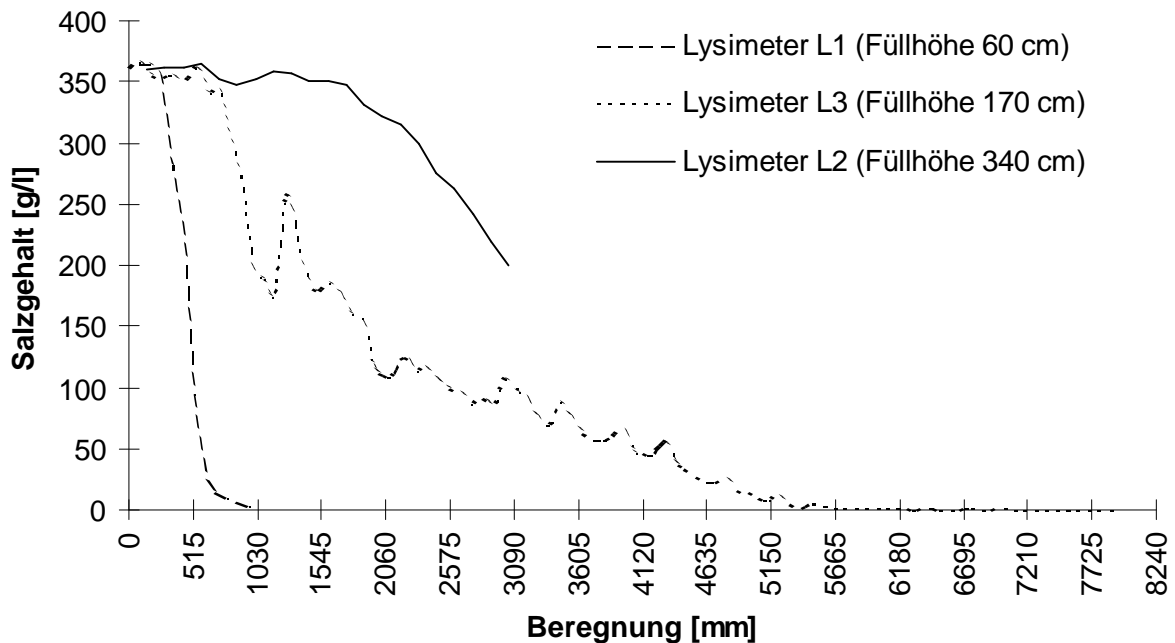


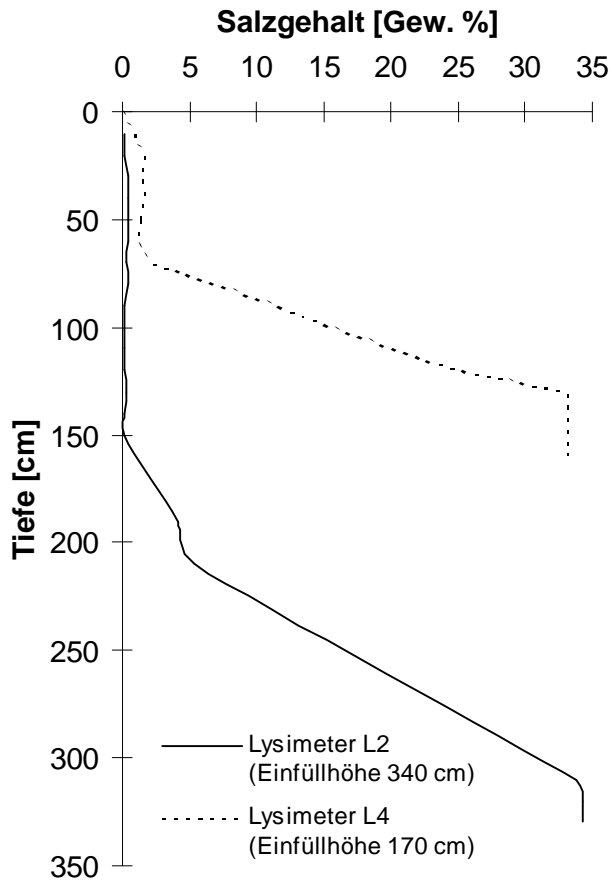
Abbildung 17: Salzgehalt [g/l] im Eluat der mit reinem REKAL-Rückstand befüllten Lysimeter L1, L2 und L3 in Abhängigkeit der Beregnungsmenge

Eine Beprobung der Lysimeter L2 und L4 erfolgte bei unvollständiger Entsalzung. Die Salzgehalte in den verschiedenen Tiefen sind in der Abbildung 18 dargestellt. Daraus lassen sich kontinuierliche Entsalzungsfronten in den Lysimetern L2 und L4 ableiten. Der Verlauf läßt jedoch auch den Schluß zu, daß die Entsalzung eines Tiefenabschnitts nicht vollständig abgeschlossen ist, wenn bereits in dem darunterliegenden Tiefenabschnitt Salz gelöst und verlagert wird. Dies ist mit der Porenraumstruktur erklärlich, da die Wasserbewegung in den weiten Poren schneller erfolgt als in den engeren Poren.

Die Salze, die an oder nahe den weiten und schnelldrainierenden Poren vorkommen, werden schneller verlagert als die Salze, die in Bereichen vorliegen, die vom Wasser quantitativ weniger durchströmt werden.

Ist die oben gemachte Aussage zutreffend, muß sich die Grenzschicht zwischen entsalztem Material und nicht entsalztem Material mit zunehmender Entsalzungstiefe vergrößern. Dies wird bei den Lysimetern L2 und L4 gefunden. Im Lysimeter L2 erstreckt sich die Grenzschicht, beginnend bei ca. 15 dm Tiefe, über etwa 10 dm und in Lysimeter L4 über 5 dm, nachdem ungefähr 8 dm entsalzt worden sind.

Weiter wird deutlich, daß die Entsalzung auch in größeren Tiefen (unterhalb der Entsalzungsfront) erfolgte, da die Ausgangssalzgehalte von 36 Gew. % im Lysimeter L2 und 34 Gew. % im Lysimeter L4 bereits vermindert sind. Dies wäre mit einem Bypassfluß (preferentieller Fluß) erklärlich. Dabei ist der Wasserfluß nicht nur unterschiedlich stark in den verschiedenen Porenklassen (Kap. 5.2.2.1), sondern zusätzlich kommt es zu bevorzugten (preferierten) Wasserleitbahnen im Material.



Dies können in Lysimetern Randspalten sein, die zwischen der glatten Lysimeterwand und dem Material entstehen und daneben Wasserwegsamkeiten, die sich im Laufe der Zeit bilden. Ursachen und Wirkungsweisen werden z.B. von Flury (1996) und Montas et al. (1997a; b) diskutiert.

Der preferentielle Fluß und die Abhängigkeit des Wasserflusses von Porenform und -größe erklärt den Abfluß von ungesättigten Salzlösungen aus dem Lysimeter bei unvollständiger Entsalzung, wie in Abbildung 18 für die Lysimeter L2 und L4 dargestellt. Daraus erklären sich mittlere Salzkonzentrationen von 80 bis 170 g Salz/l Eluat bis zur Entsalzung des gesamten Lysimeters, wie für die Lysimeter L1 und L3 ermittelt

wurde.

Die Ergebnisse der Untersuchungen von Materialmischungen aus REKAL-Rückstand und SAV-Stabilisat (Abbildung 19) lassen den Schluß zu, daß durch die Zumischung von SAV-Stabilisat zu REKAL-Rückstand kaum eine Veränderung zum

Abbildung 18: Salzgehalte der Lysimeter L2 und L4 bei Ausbau (unvollständiger Entsalzung)

Entsalzungsverlauf mit reinem REKAL-Rückstand besteht. Versickerungsgeschwindigkeit und Entsalzungsdynamik stimmen mit den Untersuchungen des Lysimeters L1 (reiner REKAL-Rückstand) mit gleichem Füllvolumen und vergleichbarer Füllhöhe überein.

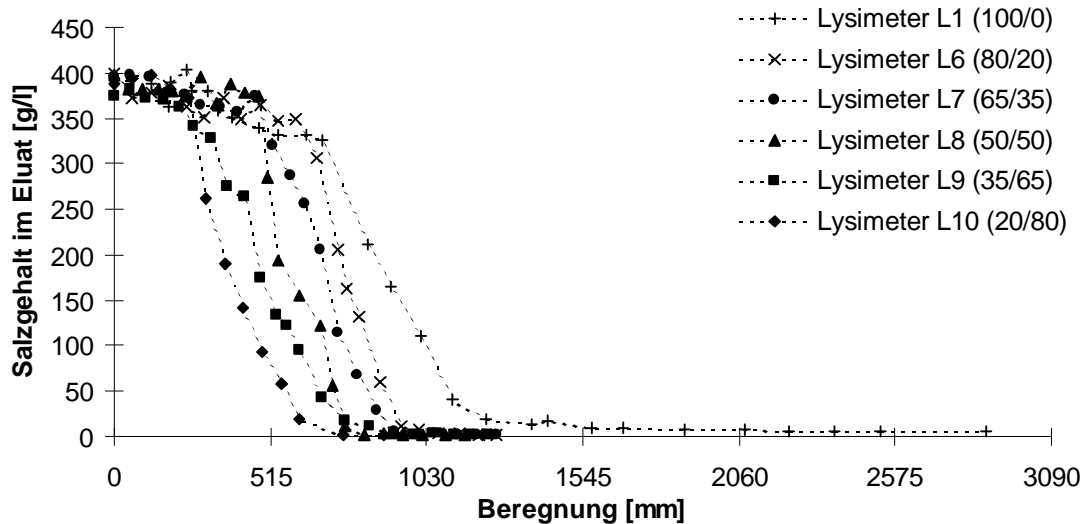


Abbildung 19: Verlauf der Salzkonzentration im Eluat [g/l] in Abhängigkeit der kumulativen Beregnungsmenge [mm] in den Lysimetern L1 und L6 bis L10; Ausgangssalzgehalte in Tabelle 14 dargestellt

Durch den Zuschlag von SAV-Stabilisat wird der Zeitpunkt der vollständigen Entsalzung entsprechend dem geringeren Ausgangssalzgehalt verschoben (vgl. Abbildung 19 und Tabelle 14).

Da die produktionstechnisch angestrebte Zusammensetzung des REKAL-Rückstands etwa 50 Gew. % Salz enthält, ergibt sich rechnerisch in einer Mischung mit einem Anteil von 50 Gew. % REKAL-Rückstand und 50 Gew. % SAV-Stabilisat ein Ausgangssalzgehalt von 33 Gew. %. Daraus ließen sich Verhältnisse wie im Lysimeter L1 für eine etwa 60 cm mächtige Schicht ableiten, da im dort untersuchten Material ein Ausgangssalzgehalt von 35 Gew. % vorlag.

Greift man die oben geführten Argumentationen zur Wasserbewegung und zum preferentiellen Fluß auf, so wird die Entsalzung des Materials mit zunehmendem Salzgehalt und zunehmender Tiefe langsamer erfolgen, worauf bereits Merkel (1978) bei Untersuchungen von Aluminium-Salzschlacken im Freiland verwies. Dies bedeutet bei einem standardisierten REKAL-Rückstand und SAV-Stabilisat, daß nicht von einer linearen Entsalzung des Materials über die Zeit ausgegangen werden kann. Schematisch läßt sich die Entsalzung nach der Abbildung 20 beschreiben. Mit zunehmender Entsalzung nimmt der Zuwachs der Entsalzungstiefe ab.

Die schematische Zeichnung in Abbildung 20 links zeigt einen Salzaustrag ohne preferentiellen Fluß. Die Wassermenge, mit der die gleiche Menge an Salz verlagert wurde, sei zu allen Zeitschritten gleich. Damit wäre bei einer kontinuierlichen Beregnung, wie sie im Lysimeter stattfand, auch das Zeitintervall, in dem eine bestimmte Menge an Salz ausgetragen wurde, gleich.

Durch eine unterschiedlich schnelle und große Wasserbewegung in Grob-, Mittel- und Feinporen kommt es in der Übergangsschicht zwischen salzfreiem Material und Material mit Ausgangssalzgehalt dazu, daß teilweise die Grobporen dieser Übergangsschicht und angrenzende Räume bereits entsalzt sind, während Bereiche, die nicht von wasserleitenden Grobporen durchzogen sind, noch salzhaltiges Material aufweisen. Mit zunehmender Entsalzungstiefe wird die Übergangsschicht immer mächtiger, da der Wassertransport in den Grobporen nicht nur schneller verläuft, sondern dort auch mehr Sickerwasser durchperkoliert, welches aufgesättigt werden kann.

Da sich die Entsalzungstiefe durch die Mächtigkeit der salzfreien Schicht definiert, nimmt die Zuwachsrate derselben durch die Zunahme der Mächtigkeit der Übergangsschicht ab, da zunehmend Salz aus einer Tiefenschicht gelöst wird, während in der darüberliegenden Schicht noch keine Salzfreiheit besteht.

In der schematischen Abbildung 20 links ist zum Zeitpunkt  $t_n$  10 % der Gesamttiefe entsalzt. Im gleichen Zeitintervall sind 10 % des Salzes ausgetragen worden. Nach Austrag von 50 % des Salzes ( $t_{n+2}$ ) ist die Entsalzungstiefe allerdings nur auf 33 % angewachsen und eine Übergangsschicht erkennbar geworden.

In Abbildung 20 rechts kommt der preferentielle Fluß hinzu. Hier nimmt nicht nur die Zuwachsrate der Entsalzungstiefe mit stetiger Entsalzung ab, sondern auch die Menge an ausgetragenem Salz. Dies ist mit dem zunehmend ungesättigten Abfluß an Salzlösung aus dem betrachteten Kompartiment zu erklären. Dieser ungesättigte Abfluß entsteht

durch die Versickerung von Wasser in den oben beschriebenen Grobporen, die nach einiger Zeit nicht mehr mit den salzhaltigen Bereichen der Andeckung in Verbindung stehen.

Der preferentielle Fluß bedeutet auch, daß nicht alle Grobporen an der Versickerung des Wassers beteiligt sind und damit der durchströmte Porenraum im Vergleich zur schematischen Darstellung in Abbildung 20 links reduziert ist. Die Folge ist, daß im Zeitintervall von  $t_n$  zu  $t_{n+4}$  nicht nur der Zuwachs der Entsalzungstiefe abnimmt, sondern auch die konstante Beziehung von Wassereintrag und Salzaustrag nicht mehr besteht. Angedeutet wird dies dadurch, daß zum Zeitpunkt  $t_{n+4}$  in dem linken Schema 50 % des Salzes ausgetragen wurden und im rechten Schema nur 45 %.

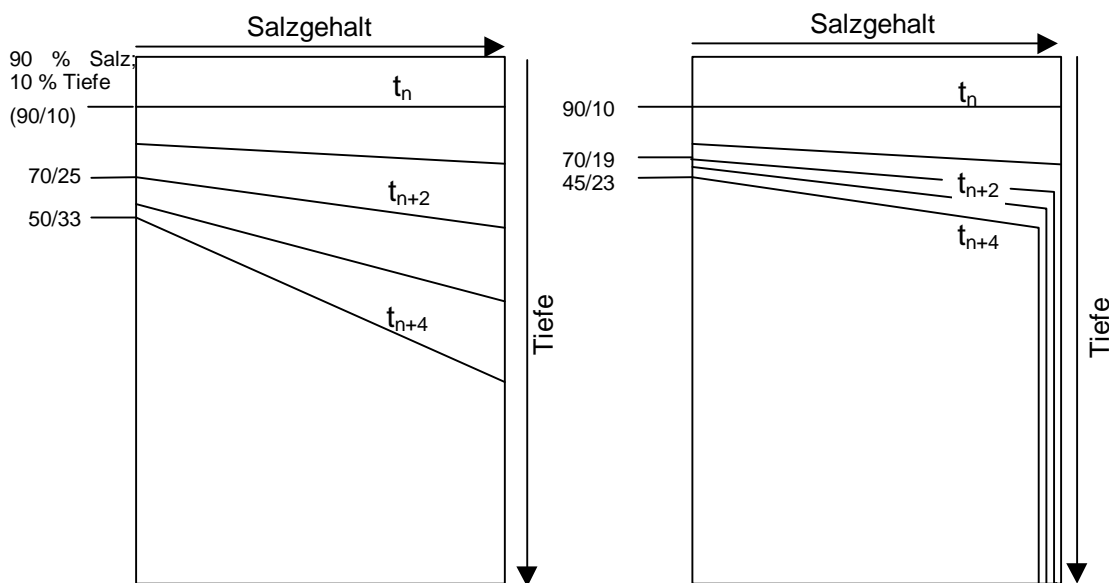


Abbildung 20: Schematische Darstellung der Beziehung von Salzgehalt im Material und der Tiefe zu verschiedenen Zeitpunkten ( $t_{n,x}$ ) ohne (links) und mit (rechts) preferentiellen Fluß in der Andeckung; der Salzaustrag und die Entsalzungstiefe sind als Verhältnis angegeben z.B. für  $t_n$  (links) 10 % Entsalzungstiefe und 90 % des Ausgangssalzgehalts

Nicht in der Abbildung 20 dargestellt ist der Zeitpunkt, an dem im linken Schema keine Schicht mehr vorhanden ist, die den Ausgangssalzgehalt besitzt, d.h. die Übergangsschicht bis an das untere Ende der Andeckung reicht. Zu diesem Zeitpunkt kommt es wie im rechten Schema zu einem Abfluß an salzengesättigtem Sickerwasser.

### 5.2.3.2 Stoffbestand im Eluat der Laborlysimeter

Die Charakterisierung des Eluats mit den vorherrschenden Stoffen aus einem Lysimeter mit reinem REKAL-Rückstand (L3) wird für den Bereich von 0 bis 380 g Salz/l in Abbildung 21 dargestellt. Es zeigt sich, daß sich die Verhältnisse zwischen den Hauptbestandteilen Cl, Na, K und  $SO_4$  nur leicht ändern. Während Cl fast linear mit dem Gesamtsalzgehalt im Eluat abnimmt, sind Na und K leicht antagonistisch in Lösung gegangen. Zu Beginn der Entsalzung ist das K-Na-Verhältnis enger und wird mit abnehmendem Gesamtsalzgehalt weiter.

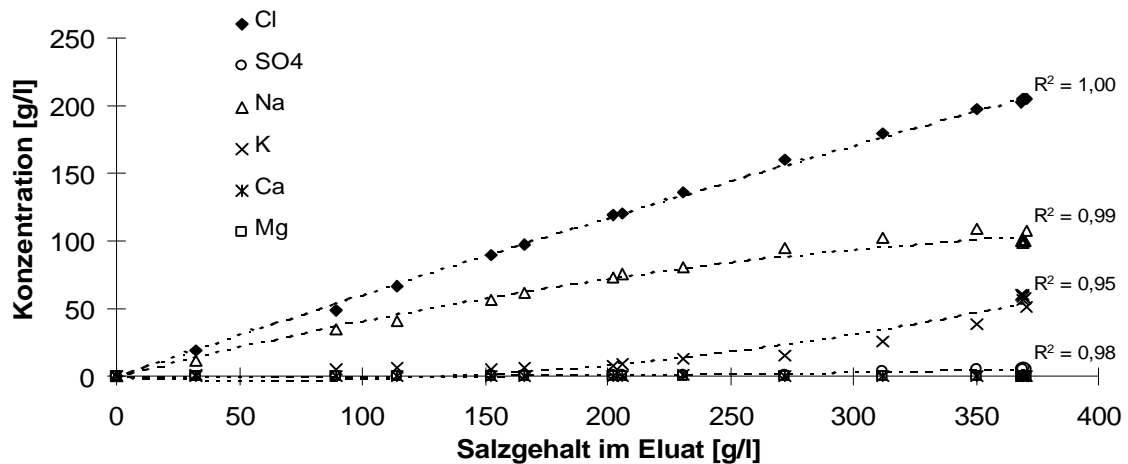


Abbildung 21: Konzentration der Hauptbestandteile [g/l] im Eluat des Lysimeters L3 (reiner REKAL-Rückstand) im Bereich von 0 bis 400 g Salz/l

Dieser Antagonismus ist abhängig von den anderen Salzen in der Salzlösung und wird von Bodnar et al. (1997) für ein ähnliches Salzgemisch beschrieben. Die unterschiedlichen Lösungsgleichgewichte werden z.B. in der Kaliindustrie zur Trennung von Kalium und Natriumsalzen verwendet.

Ca und Mg sind im Eluat des reinen REKAL-Rückstands mengenmäßig schwach vertreten. Dies ändert sich bei Zumischung von SAV-Stabilisat für Ca, aber nicht für Mg. Durch die hohen Anteile an  $\text{CaCO}_3$  und leicht löslichem  $\text{CaCl}_2$  im SAV-Stabilisat konnte dieser Unterschied zum reinen REKAL-Rückstand erwartet werden (Abbildung 22). Der  $\text{SO}_4$ -Anteil im Eluat nimmt durch die Zumischung von SAV-Stabilisat ab. Zwar sind im SAV-Stabilisat größere Mengen an Sulfat vorhanden als im REKAL-Rückstand, allerdings liegen sie als schwerlösliche  $\text{CaSO}_4$ -Verbindungen vor.

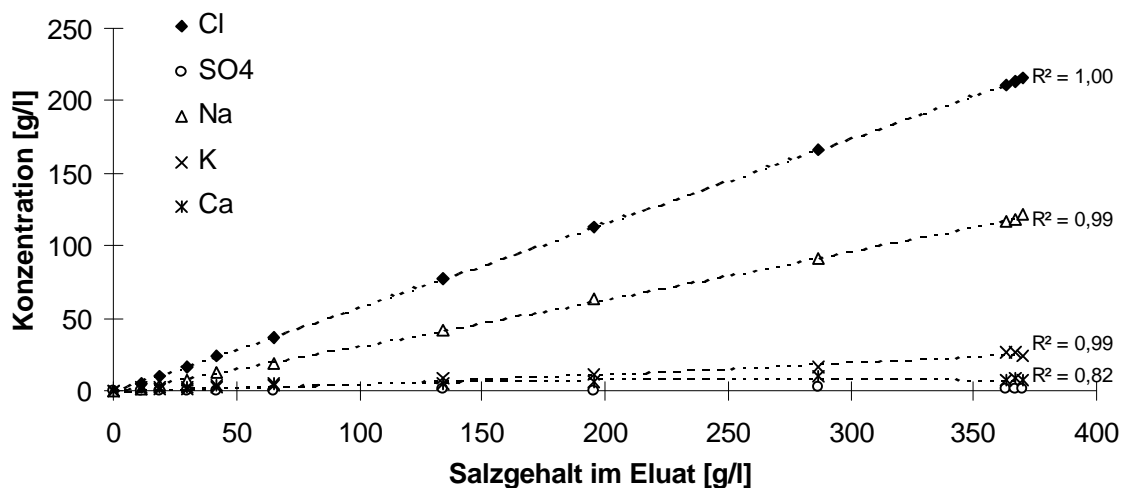


Abbildung 22: Konzentration der Hauptbestandteile [g/l] im Eluat des Lysimeters L5 (Mischung von 70 Gew. % REKAL-Rückstand zu 30 Gew. % SAV-Stabilisat) im Bereich von 0 bis 400 g Salz/l

Vergleicht man die Zusammensetzung der Eluate aus den Lysimetern L3 und L5 in bezug auf Cl, Na und K, die gewichtsbezogen die drei Hauptbestandteile darstellen, so wird deutlich, daß die Anteile von Cl bei gleichem Gesamtsalzgehalt in beiden Lysimetern gleich sind und bei Na und K zumindest im Bereich von 0 bis 320 g Salz/l Eluat ähnliche

Konzentrationen aufweisen. Bei höheren Konzentrationen weichen die Gehalte an Na und K voneinander ab (Abbildung 23). Dies ist durch verschiedenen Lösungsgleichgewichte der Salze bei unterschiedlichen Salzzusammensetzungen bedingt.

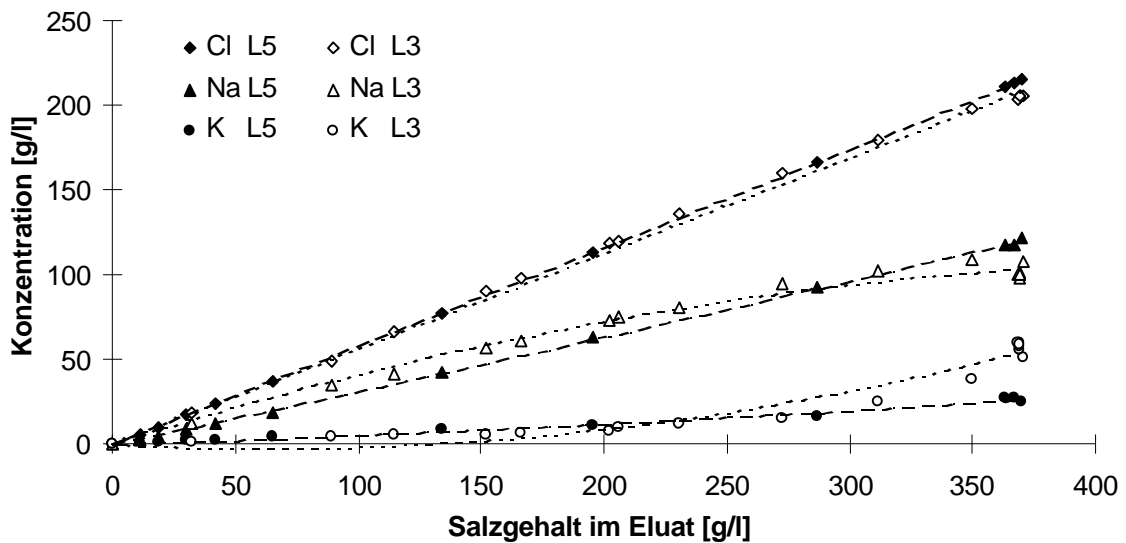


Abbildung 23: Vergleich der Cl-, Na- und K-Konzentrationen im Eluat in Abhängigkeit der Gesamtsalzkonzentrationen im Eluat der Lysimeter L3 und L5

### 5.2.3.3 pH-Werte der Eluate aus den Laborlysimetern

Der pH-Wert, der im Eluat bei Austritt aus den Lysimetern mit reinem REKAL-Rückstand gefunden wurde, stieg stetig mit zunehmender Entsalzung von pH 7,5 auf 9,3 an. Nach einer vollständigen Entsalzung, wie sie im Kap. 5.2.3.1 definiert wurde (ca. 5.500 mm), blieb der pH-Wert konstant bei pH 9,3 (Abbildung 24).

Wird der pH-Wert des Eluats jedoch ein zweites Mal nach einer Standzeit von 24 h bzw. 14 Tagen gemessen, so zeigte sich eine Reduzierung des pH-Werts. Diese Reduzierung war abhängig von der Lagerungsdauer und dem Salzgehalt bzw. Stoffgehalt des Eluats.

Die größte Absenkung innerhalb von 14 Tagen war ein Abfall von 8,2 pH-Stufen auf pH 1,1. Die Reaktion lief weiter, konnte aber aufgrund der apparativen Gegebenheiten nicht weiter als bis zum pH-Wert von 0,25 verfolgt werden.

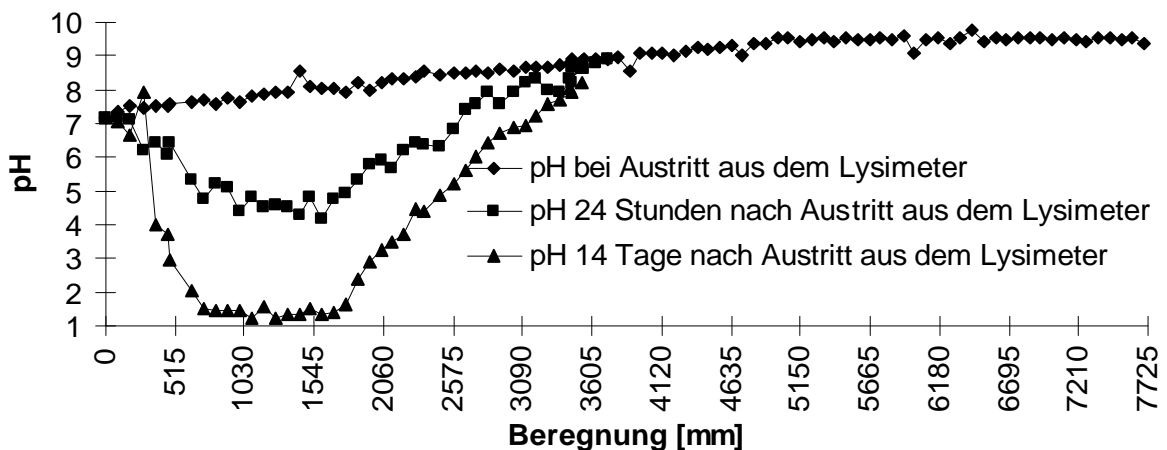


Abbildung 24: pH-Werte im Eluat des Lysimeters L3 bei Austritt aus dem Lysimeter, 24 h nach Austritt aus dem Lysimeter und 14 Tage nach Austritt aus dem Lysimeter

Versuche zur Klärung des Lagerungseffekts mit den Variationen warm-kalt, hell-dunkel und geöffnetes bzw. geschlossenes Lagerungsgefäß zeigten einen eindeutigen Einfluß der Temperatur. Bei geringen Temperaturen (6 °C) kam es zu fast keiner Reaktion der Eluate während sich bei der Variante Warm (22 °C) Absenkungen von etwa 2 pH-Stufen zeigten. Geringe Beeinflussungen durch den Luftaustausch konnten festgestellt werden (Abbildung 25).

Erklärungsansätze für den Abfall des pH-Werts sind zum einen in der Ausgasung von  $\text{NH}_3$  zu suchen, was aber nur vom alkalischen Bereich in den neutralen führt. Danach müssen Redoxreaktionen einsetzen, die aber noch zu klären ist.

Der Einfluß der Temperatur weist auf eine biologische Ursache hin. Dies wäre z.B. durch *Thiobacillus desulfuricans*, eine Spezies die bei pH-Werten um 1 zu existieren vermag, möglich. Dennoch werden biotische Prozesse aufgrund anderer widrige Umweltbedingungen ausgeschlossen.

Weist das Eluat ein Sediment aus REKAL-Rückstand oder SAV-Stabilisat auf, so treten die pH-Senkungen nicht oder nur schwach in Erscheinung. Damit ist die Reaktion der pH-Wert-Absenkung im Haldenbetrieb nicht zu erwarten.

Bei einem Anteil von mehr als 50 Gew. % SAV-Stabilisat in Materialmischungen lagen die pH-Werte des Eluats bei den eigenen Untersuchungen stets über pH 8 und richten sich nach den Ausgangs-pH-Werten der Materialien (vgl. Tabelle 6). Bei geringeren Mischungsanteilen von SAV-Stabilisat an der Mischung zeigten sich ebenfalls Reduktionen des pH-Werts.

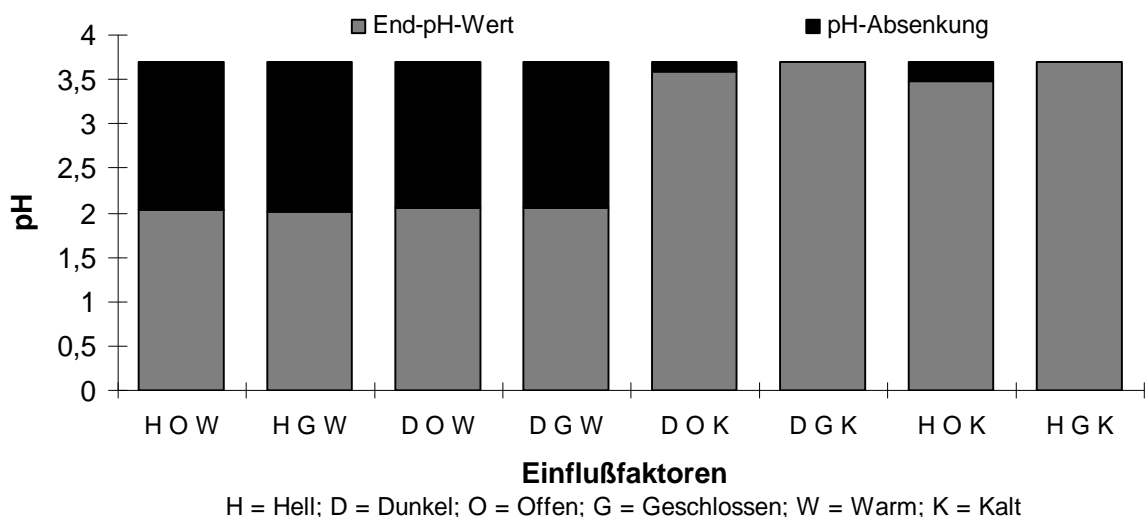


Abbildung 25: Einflüsse auf die pH-Absenkung der Eluate aus dem Lysimeter L3 bei unterschiedlichen Lagerungsbedingungen

#### 5.2.3.4 Kennzeichnung des Eluats in der Entsalzungsphase

Die Entsalzung des REKAL-Rückstands und der Mischungen aus REKAL-Rückstand und SAV-Stabilisat lassen sich in eine Reihe mit anderen Auslaugungsversuchen stellen und zeigen keine übermäßigen Abweichungen zu bekannten Mechanismen (vgl. Butters and Jury, 1989; van der Ploeg et al., 1995).



Es konnte eine Abhängigkeit der Entsalzungsgeschwindigkeit (entsalzte Tiefe / kumulative Niederschlagshöhe) von der Mächtigkeit und dem Ausgangssalzgehalt der Materialien gezeigt werden, die nicht linear ist. Die Mächtigkeit ist nicht nur über die Erhöhung der Gesamtsalzmenge, die ausgewaschen werden muß, sondern auch über die Wasserbewegung im Material wirksam. Hier kann ein preferentieller Fluß angenommen werden.

Die Hauptbestandteile der Eluate aus Mischungen und reinem REKAL-Rückstand sind Na und Cl. Weitere Bestandteile, die in nennenswerten Anteilen vorkommen, sind K, SO<sub>4</sub> und in Mischungen aus REKAL-Rückstand und SAV-Stabilisat K, SO<sub>4</sub> und Ca. Die Bestandteile des Eluats liegen weitestgehend in konstanten Verhältnissen untereinander vor.

Bemerkenswert ist das Verhalten des pH-Werts in den Lysimeteruntersuchungen, das die sehr reaktiven (reduzierenden) Verhältnisse im REKAL-Rückstand widerspiegelt. Eine Auswirkung haben die pH-Wert-Absenkungen im Eluat in der Praxis nicht. Von Interesse ist allerdings die Reaktionsfreudigkeit des Eluats, das evtl. in unerwünschte Interaktion mit Bauteilen der Haldenfassung treten könnte.

## 5.2.4 Versuche zur Mobilisierung und Immobilisierung von Schwermetallen

Im folgenden werden die Schwermetalle auf ihre Mobilität und Immobilisierung untersucht. Als Bewertungsgrundlage werden die Richtwerte nach LAGA (1997a) und die Überwachungswerte für Wässer bei Einleitung in die Leine nach dem NLÖ (in K+S 1996 ff.) verwendet. Diese Werte wurden gewählt, um eine Einstufung in den rechtlichen Rahmen vornehmen zu können, wie sie bei der Rekultivierung einer Rückstandshalde der Kaliindustrie in der Regel anzuwenden ist.

### 5.2.4.1 Gesamtgehalte an Schwermetallen im REKAL-Rückstand, SAV-Stabilisat und WSA-Stabilisat

Die Kenntnis der Gesamtgehalte an Schwermetallen erlaubt eine vorläufige Bewertung eines unbekanntes Materials. Mit dieser Kenntnis können z.B. Elemente von weiteren Untersuchungen ausgeschlossen werden, die nicht oder nur geringfügig im untersuchten Material vorkommen und damit auch nicht oder nur im geringen Maße mobilisiert werden können (Leuchs und Bistry, 1998).

Die Gesamtgehalte der eingesetzten Materialien sind in der Tabelle 30 dargestellt. Die beiden Aschen (SAV-Stabilisat und WSA-Stabilisat) unterscheiden sich kaum in ihrer Zusammensetzung. Der REKAL-Rückstand weist dagegen höhere Cu, Ni und Zn-Gehalte als die Aschen auf und hat geringere Gehalte an As, Cd und Tl.

Tabelle 30: Gesamtgehalte [ppm] in der Festsubstanz von REKAL-Rückstand, SAV-Stabilisat und WSA-Stabilisat nach DEV S7 (Königswasseraufschluß); eigene Analysen und nach Angaben der K+S und GfR, sowie der Zuordnungswert Z 1.2 für Boden nach LAGA (1997a); (n=2)

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Tl	Zn
REKAL-Rückstand	1	1	365	3.090	1	337	300	0,1	1.000
REKAL-Rückstand (K+S)	0,9	4	612	1.643	< 0,1	116	372	< 0,1	629
SAV-Stabilisat	33	< 2	55	129	0,7	120	100	0,5	100
SAV-Stabilisat (GfR)	24	< 1	121	128	0,6	154	112	< 0,5	215
WSA-Stabilisat	39	< 2	56	102	0,7	94	200	0,5	500
WSA-Stabilisat (GfR)	< 28	< 1	106	130	1,6	118	110	0,5	317
Z 1.2	50	3	200	200	3	200	300	3	500

Die Gehalte des REKAL-Rückstands liegen bei Cr, Cu, Ni und Zn oberhalb der LAGA-Zuordnungswerte für die Zuordnungsklasse Z 1.2 für Boden, Pb liegt im Grenzbereich. Die Materialien SAV-Stabilisat und WSA-Stabilisat weisen keine Überschreitungen des Zuordnungswerts Z 1.2 für Boden auf.

Tl ist in allen drei Materialien in so geringen Mengen vorhanden, daß keine weitere Untersuchung auf seine Mobilität erfolgen muß. Dies gilt auch für As in bezug auf den REKAL-Rückstand (Tabelle 30).

Der Vergleich der eigenen Analysenergebnisse mit den Angaben der Fa. K+S (1994) ergab keine gravierenden Unterschiede unter Berücksichtigung der ständig wechselnden Ausgangsmaterialien, die im REKAL-Prozeß eingesetzt werden. Auch die Analysenergebnisse der Fa. K+S (1994) zum REKAL-REKAL-ückstand überschreiten bei einigen Elementen die LAGA-Zuordnungswerte nach Z 1.2 für Boden. Lediglich für Cd und Ni ändern sich die Zuordnungen nach den Zuordnungswerten Z 1.2 für Boden nach LAGA (1997a).

Die Ergebnisse der halbquantitativen Röntgenfluoreszenzanalyse (Tabelle 8) bestätigen die ermittelten Gehalte des Königswasseraufschlusses im wesentlichen. Cu wird als einziges Element in der Größenordnung von 0,5 Gew. % erfaßt. Die anderen Metalle werden als Spuren mit einem Anteil < 0,1 Gew. % angegeben.

Ein Vergleich der Gesamtgehalte an Schwermetallen in den untersuchten Materialien mit Böden (z.B. Wilcke und Döhler, 1995; Liebe et al. 1997) oder anderen technogenen Substraten (Meuser, 1996; Liebe et al. 1997) zeigt, daß im REKAL-Rückstand hohe bis sehr hohe Gehalte und für SAV-Stabilisat und WSA-Stabilisat teilweise erhöhte Gehalte zu finden sind. Nach den Klassifikationen von Eikmann und Kloke (1993) sowie Meuser (1996) sind nur sehr eingeschränkte Nutzungen des REKAL-Rückstands zu empfehlen.

Da keinerlei Nutzung der rekultivierten Flächen im Sinne von Eikmann und Kloke (1993) sowie Meuser (1996) geplant ist, muß nur die Mobilisierung und die entsprechende Emission in die Vorfluter bewertet werden sowie eine Abschätzung der Auswirkungen auf die zu installierende Vegetation.

#### **5.2.4.2 Mobilisierbare Anteile nach DEV S4**

Die Bestimmung der mobilisierbaren Anteile der Rekultivierungsmaterialien mit unterschiedlichen Extraktionsmitteln ergab in den Wiederholungen annähernd gleiche Gehalte. Die Mittelwerte sind in Tabelle 31 dargestellt.

Die Behandlung des salzfreien REKAL-Rückstands (RR sf) und des SAV-Stabilisats (SS) mit dem Extraktionsmittel aqua demin. (H<sub>2</sub>O) ergibt eine geringe Mobilisierung der untersuchten Schwermetalle. Alle Metalle sind kaum mobilisierbar. Allerdings scheint der Cu-Gehalt des SAV-Stabilisats in der untersuchten Charge mit 13 ppb besonders hoch gewesen zu sein, da Gerstner (1996) im Mittel der Jahre 1989 bis 1996 geringere Werte angibt (< 5 ppb).

Betrachtet man die Ergebnisse der Extraktion mit einem salzhaltigen Elutionsmittel (SL), so liegen alle gefundenen Schwermetallgehalte in der Nähe oder oberhalb der Zuordnungswerte nach Z 1.2. Besonders hoch sind die Werte bei Cu, wo im REKAL-Rückstand fast 30 ppm mobilisiert werden und im SAV-Stabilisat über 1 ppm. Extrem ist auch die Mobilisierung von Hg im SAV-Stabilisat, wo 140 ppb nachgewiesen werden konnten. Cr und Hg sind im REKAL-Rückstand auch mit dem Extraktionsmittel Salz nicht im besonderen Maße verfügbar.

Der Vergleich der Meßergebnisse nach Elution mit Salzlösung mit dem Überwachungswert des NLÖ (in K+S 1996 ff.) bzw. mit den Zuordnungswerten Z 1.2 für Boden nach

LAGA (1997a) ergibt, daß die Zuordnungs-/Überwachungswerte in fast allen Fällen überschritten werden.

Eine Ausnahme ist das Cr im SAV-Stabilisat bei Elution mit Salzlösung. Da das NLÖ strengere Maßstäbe bei Cr anlegt als die LAGA, wird nur der Überwachungswert überschritten.

Die Untersuchungen der S4-Eluate mit salzfreiem und salzhaltigem REKAL-Rückstand weisen keine erheblichen Abweichungen voneinander auf. Eine Unterscheidung zwischen getrockneten und frischem REKAL-Rückstand war nicht erkennbar. Die analysierten Werte sind daher in Tabelle 31 gemittelt worden.

Tabelle 31: Schwermetallgehalte im Eluat von salzhaltigem (RR sh) und salzfreiem REKAL-Rückstand (RR sf) sowie SAV-Stabilisat (SS) unter Verwendung der Extraktionsmittel aqua demin. (H<sub>2</sub>O) und Salz (SL) nach DEV S4 [ppb] (n=2, für Cu: n=10, VK% = 3 bis 18 %); Zum Vergleich: Zuordnungswerte Z 1.2 für Boden nach LAGA (1997a) und Überwachungswerte des NLÖ (Ü NLÖ)

	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
RR sf – H <sub>2</sub> O	< 2	< 2	8	0,02	< 3	< 20	< 50
RR sf – SL	35	21	29.750	0,11	1.049	6.770	10.880
RR sh – H <sub>2</sub> O	< 2	< 2	10	n.b.	< 12	< 50	< 5
RR (K+S)*	< 100	< 100	< 100	< 1,00	< 100	< 100	< 100
SS – H <sub>2</sub> O	< 2	3	13	0,06	2	< 20	< 50
SS – SL	5	50	1.221	139,00	174	391	253
SS (GfR)*	< 0,5	63	< 5	< 0,50	< 5	10	< 50
Z 1.2	5	75	150	1,00	150	100	300
Ü NLÖ	10	30	500	3,00	150	100	-

\* Herstellerangaben (vgl. K+S, 1994, Gerstner, 1996) n.b. = nicht bestimmt

### 5.2.4.3 Laborlysimeter

In den Versuchen zur Schwermetallmobilisierung mit Laborlysimetern sind zwei Untersuchungswege beschrieben worden. Zum einen wurde die Veränderung des Materials durch die Entsalzung bilanziert, um Aussagen zur Mobilisierung zu ermöglichen und zum anderen die Emissionen während der Entsalzung sporadisch überprüft, um die Konzentrationen im Sickerwasser bzw. dem potentiellen Haldenwasser bestimmen zu können.

Nach Beendigung der Beregnung des Lysimeters L3 (vollständige Entsalzung eines REKAL-Rückstands) wurden in sechs Tiefen die Gesamtgehalte im Königswasseraufschluß bestimmt. Dabei zeigte sich eine Abnahme der Gehalte von Cu, Cr, Ni mit zunehmender Tiefe.

Auch andere Elemente weisen abnehmende Gesamtgehalte mit zunehmender Tiefe auf, wie z.B. Al, Mn oder Ba.

Als Vergleichsbasis für die Gesamtgehalte der in Tabelle 32 aufgeführten Elemente in verschiedenen Tiefen konnte nicht die Analyse der Gesamtgehalte des Standards (Tab. 7) verwendet werden, da die Ergebnisse im Mittel 5 % unterhalb der Analyseergebnisse

des entsalzten Materials der Tiefe 10 cm lagen. Daher wurde aus den Ergebnissen der untersuchten Tiefen für jedes Element der Gesamtgehalt der Tiefe 0 cm mittels linearer Regression berechnet und als Bezugsbasis verwendet (Tabelle 32).

Die Abnahme der Schwermetall-Gesamtgehalte zeigt eine sehr hohe Korrelation zur Tiefe ( $\varnothing r = -0,93$ ). Es muß von einer zunehmenden Mobilisierung und Auswaschung von Schwermetallen mit der Tiefe ausgegangen werden, da ein aufwärts gerichteter Wasserfluß im Laborlysimeter aufgrund der fehlenden Verdunstung ausgeschlossen werden kann. Eine Anreicherung im oberen Teil des Lysimeters kann nicht stattfinden.

Die maximale Mobilisierbarkeit der einzelnen Stoffe konnte anhand der Untersuchungen nicht ermittelt werden, da die Abnahme der Gesamtgehalte von der Tiefe 130 zu 160 cm noch stetig war. Die Gesamtgehalte der Elemente As, Cd und Pb lagen unterhalb oder auf dem Niveau der gewählten Bestimmungsgrenzen. Bei diesen Elementen ist keine Aussage zu den maximalen Mobilisierungsmengen möglich.

Die mittlere ausgetragenen Cu-Menge im Lysimeter L3 beträgt 5,6 Gew. % (262 ppm Cu). Dies stimmt in etwa mit den kumulierten Austrägen in Tabelle 33 überein.

Tabelle 32: Gesamtgehalte einiger Elemente im Königswasseraufschluß [ppm] und relativer und absoluter Austrag in der Tiefe 160 cm gegenüber der berechneten Tiefe 0 cm ( $\Delta_{0-160 \text{ cm}}$ ); (n = 1, Tiefe 0 cm als lineare Regression aus den anderen Tiefen berechnet)

Tiefe [cm]	0	10	40	70	100	130	160	$\Delta_{0-160 \text{ cm}}$	$\Delta_{0-160 \text{ cm}}$	
	berechnet							[%]	[g/m <sup>3</sup> ]	
		[ppm]								
Al	196.000	191.000	191.000	188.000	178.000	176.000	167.000	14,8	13.770	
As	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	-		
Ba	808	789	801	769	731	705	716	11,4	44	
Ca	20.229	20.000	20.000	20.000	19.000	19.000	19.000	6,1	584	
Cd	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	-		
Cr	655	657	616	577	573	559	513	21,7	67	
Cu	4.958	4.916	4.771	4.846	4.558	4.543	4.407	11,1	262	
Fe	13.467	13.000	13.000	13.000	12.000	12.000	11.000	18,3	1.171	
Mg	17.210	17.000	17.000	16.000	15.000	15.000	15.000	12,8	1.049	
Mn	1.896	1.852	1.857	1.815	1.690	1.692	1.630	14,0	126	
Ni	655	612	573	586	543	524	510	22,1	69	
Pb	200	200	200	200	200	< 200	< 200	-		
Sn	109	105	104	104	113	95	90	17,4	9	
Zn	1.547	1.500	1.500	1.500	1.400	1.400	1.300	16,0	117	

Für größere Tiefen als 160 cm ist mit mindestens der gleichen Mobilisierbarkeit der Schwermetalle Cr (22 %), Cu (11 %) und Ni (22 %) zu rechnen, wie sie in der Tiefe 160 cm gefunden wurde.

Pb wurde zu mehr als 50 % des Ausgangsgehalts in der Tiefe 10 bis 160 cm ausgetragen. Dies ergibt sich aus der Differenz zwischen den in der Tabelle 30 dargestellten Er-

gebissen und den für den um das Salz rechnerisch bereinigten Standard. Demnach hat der Pb-Gehalt von 450 ppm auf unter 200 ppm Pb in der Tiefe > 100 cm abgenommen.

Die Untersuchung der Eluate ergab einen mittleren kumulierten Austrag an Cu der Lysimeter L3 und L4 von 113 g. Dies ergibt einen Austrag von etwa 180 ppm bezogen auf die Festsubstanz (FS) bzw. ca. 240 ppm auf die salzfreie Festsubstanz (FS<sub>salzfrei</sub>). Berechnet man den Austrag auf den Gesamtgehalt an Cu im Material, so werden 5,8 % des Gesamtgehalts an Cu mobilisiert (Tabelle 33).

Der Vergleich der Lysimeter L3/L4 zum Lysimeter L5 zeigt, daß im Lysimeter L5 weniger Cu mobilisiert wurde (1,1 %). Die Unterschiede zwischen den Lysimetern L3/L4 und L5 liegen aber nicht nur in der Zumengung von SAV-Stabilisat, sondern auch in dem geringeren Ausgangssalzgehalt im REKAL-Rückstand und in der Berechnungsmenge beim Lysimeterversuch L5. Letzteres hatte einen marginalen Einfluß auf die Mobilisierung von Cu, da die mobilisierten Mengen an Cu zum Ende der Berechnung (quasi salzfreie Eluate) gegen 0 tendierten.

Tabelle 33: Cu-Gesamtausträge aus dem Mittel der Lysimeter L3 und L4 im Vergleich zu Lysimeter L5 während der Entsalzungsphase

	[g / Lysimeter]	[g / m <sup>3</sup> ]	Mobilisierung [ppm FS]	Mobilisierung [ppm FS <sub>salzfrei</sub> ]	Mobilisierung [%Cu]
Lysimeter L3 und L4	113,0	216,3	178,8	236,5	5,8
Lysimeter L5	21,1	41,4	38,0	42,9	1,1

Die Analysen der Eluate der Laborlysimeter L3 bis L5 zeigen einen abnehmenden Cu-Gehalt im Eluat bei zunehmender kumulierter Berechnungsmenge (Abbildung 26 rechts). Ähnliche Entwicklungen werden auch von Scheer und Hermsmeyer (in K+S, 1996 ff.) für die Freilandlysimeter an der Halde Sigmundshall beschrieben.

Diese Abnahme besitzt eine enge Beziehung zum Salzgehalt des Eluats. Für die Lysimeter L3 und L4 konnte ein Bestimmtheitsmaß von  $r^2=0.99$  und für das Lysimeter L5  $r^2=0,97$  errechnet werden (Abbildung 26 links).

Die Cu-Gehalte im Eluat des Lysimeters L5 liegen bei hohen Salzgehalten unter denen der Lysimeter L3 und L4. Bei einem Salzgehalt von 360 g/l Eluat wurde eine bis zu 40 ppm geringere Konzentration gefunden.

Bei Salzgehalten unterhalb von 300 g/l Eluat weisen die Eluate des Lysimeters L5 stets einen höheren Cu-Gehalt im Eluat auf.

Der Verlauf der Cu-Konzentration im Lysimeter L5 ist mit dem schnellen Absinken der Salzkonzentration im Sickerwasser zu erklären. Während in den Lysimetern L3 und L4 die mobilen Cu-Ionen bereits ausgetragen wurden und Cu-Ionen aus dem Material mobilisiert wurden, sind im Lysimeter L5 noch bei geringeren Salzgehalten (< 4 g/l) Cu-Ionen ausgewaschen worden, die der mobilen Fraktion zuzuordnen sind. Die Konzentrationen liegen bei 30 bis 40 ppm Cu im quasi salzfreien Sickerwasser, während sie in den Sickerwässern der Lysimeter L3 und L4 unter 1 ppm liegen.

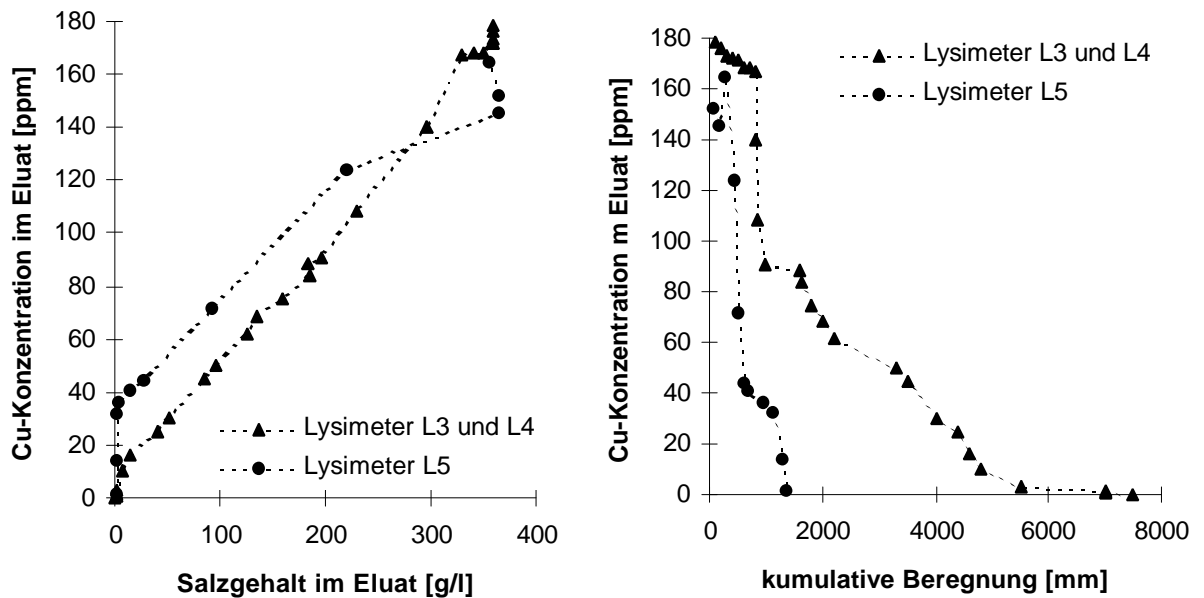


Abbildung 26: Beziehung zwischen den Cu-Konzentrationen und den Salzgehalten in den Eluaten der Lysimeter L3 bis L5 (links) und der Cu-Konzentration und der kumulierten Beregnung (rechts)

Förstner und Calmano (1982) sowie Brümmer et. al. (1986) weisen auf die mobilisierende Wirkung des Chlorids bei der Verwendung von Salzlösungen zur Extraktion von Schwermetallen hin. Es bilden sich Chlorokomplexe, die leicht eluierbar sind. Nach Kap. 5.2.3.2 stellen Chlorionen den Hauptbestandteil der im Eluat gefundenen Stoffe dar.

Bahadir et al. (1987) fanden für Salzlösung mit 5 % Chlorid Immobilisierungsprozesse und ab 15 % Chlorid, entsprechend 250 g NaCl/l, Mobilisierungseffekte für Schwermetalle. Allerdings werden Immobilisierungsprozesse in Böden durch die organische Substanz und die Tonminerale bestimmt (Alloway, 1999). Es finden Sorptionen an den Austauschern statt, die nicht oder schwer reversibel sind. Solche Sorptionsprozesse können nicht bei den untersuchten Materialien erwartet werden, da die Kationenaustauschkapazität (Kap. 4.2.6) nahezu nicht vorhanden ist.

Bauske (1994) untersuchte den Zusammenhang zwischen verschiedenen schwachen Salzlösungen und der Mobilisierbarkeit von Schwermetallen in Böden und technogenen Substraten. Dabei zeigte sich eine hemmende Wirkung schwach salzhaltiger Lösungen auf das Auslaugungsverhalten gegenüber aq. demin. für die meisten Schwermetalle. Chloridische Salze haben nach Bauske (1994) einen stärkeren Einfluß auf die Mobilisierung als Ammoniumsalze.

#### 5.2.4.4 Sequentielle Extraktion

Die Ergebnisse der sequentiellen Extraktion des REKAL-Rückstands, SAV-Stabilisats und WSA-Stabilisats zeigen ein sehr differenziertes Mobilisationsvermögen auf (Tabelle 34).

Betrachtet man zunächst die residuale Schwermetallfraktion (Stufe VII in Tabelle 34 und Tabelle 18) des REKAL-Rückstands, fallen Al, Cr, Hg und Zn als schwer mobilisierbar auf.

Cd und Cu sind leicht verfügbar und Pb kann aus der leicht nachlieferbaren Fraktion (Stufe II) frei werden. Ni ist dagegen schwer mobilisierbar an schlecht kristalline Fe-Oxide gebunden (Stufe V).

Die Bindung von Schwermetallen im SAV-Stabilisat ist bis auf Cd und Cu sehr stark. Cd und Cu sind zu 24 % bzw. 13 % leicht verfügbar (Stufe I und II). Hg befindet sich zwar zum größten Teil in der residualen Fraktion, hat aber einen hohen, leicht nachlieferbaren und mobilen Anteil von 5 % (Stufe I und II).

Tabelle 34: Relative Verfügbarkeit [%] von Schwermetallen in Abhängigkeit des Elutionsmittels im RE-KAL-Rückstand (RR), SAV-Stabilisat (SS) und WSA-Stabilisat (WS) (Methode Zeien und Brümmer (1989); \* berechnet aus dem Gesamtgehalt abzüglich der Summe der Stufen I – VI; n = 1)

Material	Stufe	Al	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
RR	I	0,0	18,9	-	17,4	4,6	1,6	0,6	0,2
RR	II	0,6	14,8	0,5	9,5	0,1	4,0	12,0	4,4
RR	III	1,2	18,9	0,8	6,7	0,3	3,2	10,5	4,5
RR	IV	1,2	7,9	1,1	3,4	1,0	3,8	13,4	3,2
RR	V	10,5	-	11,4	3,4	2,9	14,1	21,4	5,5
RR	VI	14,3	8,8	11,5	2,7	0,8	9,3	15,5	3,9
RR	VII*	72,4	30,8	74,7	57,0	90,3	64,0	26,6	78,3
SS	I	-	12,0	0,9	10,2	4,1	1,2	0,6	0,3
SS	II	0,0	11,7	0,5	3,1	8,1	1,2	1,2	0,6
SS	III	0,1	6,8	7,8	2,7	0,1	4,6	4,3	1,2
SS	IV	1,1	7,2	4,0	8,0	0,5	1,4	3,6	3,1
SS	V	3,0	6,8	5,0	8,2	0,7	3,8	2,2	4,2
SS	VI	3,2	9,1	3,9	5,3	0,1	4,6	3,5	4,2
SS	VII*	92,7	46,4	78,0	62,5	86,4	83,1	84,6	86,4
WS	I	-	31,5	2,8	9,5	0,2	2,9	3,9	3,7
WS	II	0,1	14,7	0,6	1,7	0,1	1,2	21,8	7,9
WS	III	0,7	8,4	1,0	-	-	1,2	13,8	4,5
WS	IV	1,7	6,9	1,1	5,5	0,2	2,8	14,3	4,6
WS	V	7,1	6,3	2,0	6,2	0,5	3,1	2,1	12,2
WS	VI	4,7	8,8	7,7	7,5	0,1	11,3	3,7	14,2
WS	VII*	85,7	23,4	84,8	69,6	98,9	77,6	40,5	52,8

Im WSA-Stabilisat ist die Bindung von Schwermetallen nicht so stark wie in den anderen beiden Materialien. Al, Cr, Hg und Ni sind schwer mobilisierbar. Herausragend sind die potentiellen Freisetzungen von Cd mit 46 %, Pb mit 26 % und Zn mit 12 % in den Stufen I und II.

Betrachtet man die potentielle Mobilisierung, stellen Cd und Cu die Elemente dar, die bei einer möglichen Belastung von Sicker-/Haldenwässern eine Rolle spielen könnten. Betrachtet man die Metalle unter dem Gesichtspunkt der absoluten Werte, d.h. die Verfügbarkeiten in Verbindung mit den Gesamtgehalten, so erhält man die in Tabelle 35 ange-



gebenen mobilen, mobilisierbaren und gesamten Fraktionen. Die Gliederung richtet sich nach der Einteilung von Brümmer et al. (1998).

Die mobile Fraktion ist der  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbare Anteil (Stufe I) und die mobilisierbare Fraktion, die durch einen EDTA-Cocktail extrahierbare Menge (Summe der Stufen I bis IV). Als dritte Fraktion ist der Gesamtgehalt nach dem Königswasseraufschluß (KW, gesamt) angegeben.

Betrachtet man die  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbare Fraktion des REKAL-Rückstands, so wird deutlich, daß von den entsprechenden Gesamtgehalten (außer bei Cr) Mengen freigesetzt werden können, die den Zuordnungswert Z 1.2 nach LAGA nicht einhalten. Wie eingangs erwähnt, müssen bei verschiedenen Extraktionsmitteln auch unterschiedliche Richtwerte gelten. Verwendet man die Überwachungswerte des NLO werden die Werte für Cd, Cu, Ni, Pb und Hg ebenfalls überschritten. Auch die Annahme, daß die  $\text{NH}_3\text{NO}_3$ -extrahierbaren Gehalte möglicherweise in einem Zeitraum von 5 Jahren freigesetzt werden, läßt Überschreitungen des Überwachungswertes von Cd, Ni, Hg und Pb erwarten.

Tabelle 35: Mobile ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -Extraktion), mobilisierbare (Extraktion mit dem EDTA-Cocktail) und gesamte (Königswasseraufschluß) Fraktionen [ppm] von REKAL-Rückstand (RR), SAV-Stabilisat (SS) und WSA-Stabilisat (WS)

Material	Fraktion	Al	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
RR	Mobil	5	0,2	-	536	0,046	6	2	2
RR	mobilisierbar	3.380	0,6	9	1.140	0,060	43	109	123
RR	Gesamt	117.000	1,0	365	3.090	1,000	337	300	1.000
SS	Mobil	-	0,1	1	13	0,024	2	1	1
SS	mobilisierbar	295	0,4	16	31	0,077	13	11	11
SS	Gesamt	42.000	< 2	55	129	0,700	120	100	100
WS	Mobil	-	0,3	3	12	0,003	3	4	12
WS	mobilisierbar	1.038	0,6	6	22	0,008	10	59	66
WS	gesamt	25.000	< 2	56	102	0,700	94	200	500

Für die Materialien SAV-Stabilisat und WSA-Stabilisat können die gleichen Überschreitungen des Z 1.2-Werts für Boden bei der Extraktion mit  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ , dem ersten Extraktionsschritt, gefunden werden, wie für den REKAL-Rückstand.

Die mit dem EDTA-Cocktail extrahierten Schwermetallmengen sind nach Angaben der Literatur erst langfristig im Sickerwasser zu finden (Zeien, 1995; Zauner, 1996; Liebe et al., 1997). Der Zeitraum wird mit Jahrzehnten bis Jahrhunderten angegeben.

#### 5.2.4.5 Schwermetallgehalte im Bodensättigungsextrakt des REKAL-Rückstands

Die Schwermetallkonzentrationen im Bodensättigungsextrakt sind in der Tabelle 36 aufgeführt. Zu erkennen ist die gute Mobilisierbarkeit von Cu, Pb und Zn. Wie bei der Elution mit salzhaltigen Lösungen im Kap. 5.2.4.2 wird Cr nur schwach mobilisiert. Der Anteil des Ni im Bodensättigungsextrakt ist gering, was im Widerspruch zu den ansonsten gut vergleichbaren Ergebnissen der DEV S4-Elution mit Salzlösung steht.

Tabelle 36: Schwermetallekonzentrationen im Bodensättigungsextrakt des REKAL-Rückstands (n = 1)

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
[ppb]	22	< 2	2500	12	5000	5300

#### 5.2.4.6 Diffusion und Retention von Schwermetallen aus den Rekultivierungsmaterialien in stehende Flüssigkeiten

Bei Lagerung des REKAL-Rückstands und des SAV-Stabilisats in verschiedenen salzhaltigen Lösungen ist nur eine geringe Diffusion von Schwermetallen aus den Rekultivierungsmaterialien in das jeweilige umgebende Medium gefunden worden (Tabellen 36 und 37).

Durchgängig, d.h. bei allen Salzkonzentrationen/Elektrolytgehalten können nur Cd, Cu und Ni bei Versuchen mit REKAL-Rückstand bewertet werden. Für das SAV-Stabilisat sind es die Elemente Cd, Cr und Ni.

In der Regel werden durch eine hohe Salzkonzentration im Elutionsmittel (400g/l) größere Mengen an Cd, Cu, Ni und Pb freigesetzt. Dies ist in der Untersuchung nur für Cd, Cu und Pb im REKAL-Rückstand und SAV-Stabilisat gefunden worden.

Wie die Ergebnisse zeigten, sind die Beziehungen zwischen den Salzgehalten und den Konzentrationen der einzelnen Metalle nicht linear. Für Al und Cr wird sogar eine gegenläufige Beziehung zwischen Elektrolytgehalt und Metallkonzentration erkennbar.

Tabelle 37: Diffusion [ppb] von Schwermetallen aus REKAL-Rückstand und SAV-Stabilisat in umgebende Medien mit verschiedenen Salzkonzentrationen nach 14-tägiger Lagerung (n=1)

Material	Zeit [d]	Salzkonzentration [g/l]	[ppb]							
			Al	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
REKAL-Rückstand	14	400		82,9		1.850	0,1	38	1.160	343
REKAL-Rückstand	14	200		9,1		79		28		
REKAL-Rückstand	14	100		3,4		18		17		
REKAL-Rückstand	14	50		2,8				13		
REKAL-Rückstand	14	20		2,7				9		
REKAL-Rückstand	14	4						8		
SAV-Stabilisat	14	400		2,2		137		36		
SAV-Stabilisat	14	200		3,8	27		0,06	32		
SAV-Stabilisat	14	100	386	3,2	31			25		
SAV-Stabilisat	14	50	856	3,2	48			25		
SAV-Stabilisat	14	20	1.030	3,2	52		0,06	21		1.210
SAV-Stabilisat	14	4	674	2,8	69			48		255

Der Einfluß der Verweilzeit hat einen negativen Effekt auf die Schwermetallgehalte in den Lösungen, was bei allen Elementen festgestellt werden kann. So sinken die Cu-Konzentrationen in den Lösungen mit REKAL-Rückstand von ca. 1.900 auf etwa 1.200 ppb bei 400 g Salz/l und bei Cd von 83 auf 20 ppb (Tabellen 37 und 38).

Hg kann bei allen Versuchsanstellungen als gering mobilisierbar angesehen werden. Es diffundiert nur vereinzelt in nicht nennenswerten Konzentrationen in das umgebende

Medium. Cr und Al werden bei Diffusionsversuchen mit REKAL-Rückstand nur in geringsten Mengen gefunden, ebenso wie Pb und Zn bei Untersuchungen mit SAV-Stabilisat.

Gemessen an den LAGA-Zuordnungswerten Z 1.2 für Schwermetalle in Eluaten sind nur die Varianten mit den höchsten Salzkonzentrationen bei REKAL-Rückstand beachtenswert. Hier werden die Zuordnungswerte sowohl nach 100- als auch bei 14-tägiger Lagerung für Cd, Cu und Pb teilweise erheblich überschritten.

Tabelle 38: Diffusion [ppb] von Schwermetallen aus REKAL-Rückstand und SAV-Stabilisat in umgebende Medien mit verschiedenen Salzkonzentrationen nach 100-tägiger Lagerung (n=1)

Material	Zeit [d]	Salzkonzentration [g/l]	[ppb]							
			Al	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
REKAL-Rückstand	100	400		20,3		1.180	0,05	36	714	219
REKAL-Rückstand	100	200		8,4		98		22	23,6	
REKAL-Rückstand	100	100		3,8		13		16		
REKAL-Rückstand	100	50	284			12		50		79
REKAL-Rückstand	100	20	309		81	8		3		
REKAL-Rückstand	100	4	383		24			53		
SAV-Stabilisat	100	400	440	4,6		269		33		
SAV-Stabilisat	100	200	271	3,3	26			26		
SAV-Stabilisat	100	100		2,9	30			26		
SAV-Stabilisat	100	50		2,9	41			23		
SAV-Stabilisat	100	20		2,8	37			21		
SAV-Stabilisat	100	4	220	2,7	20		0,06			

Im Kap. 5.2.3.3 war ein Einfluß von REKAL-Rückstand- und SAV-Stabilisat-Sedimenten auf das Eluat gefunden worden, ohne daß die Rekultivierungsmaterialien nennenswerte Austauschkapazitäten besitzen (Kap. 4.2.6). Diese Einflüsse sollten mit einem Retentionsversuch für Schwermetalle im Eluat am Beispiel des Cu überprüft werden.

Die Lagerung von REKAL-Rückstand und SAV-Stabilisat in Cu-Standardlösungen ergab das in der Tabelle 39 gezeigte Retentionsvermögen. Die Cu-Konzentration in der Lösung wurde durch die Wechselwirkung mit den Materialien erheblich reduziert. Die Messung ergab eine Retention von 80 % des eingesetzten Cu bei REKAL-Rückstand und 100 % bei SAV-Stabilisat.

Selbst unter Zugabe von HNO<sub>3</sub> zur Stabilisierung der Lösung konnte das SAV-Stabilisat die Hälfte des eingesetzten Cu sorbieren. Die Stabilisierung der Lösung beruht auf der pH-Abhängigkeit der Schwermetallkonzentration in der Lösung. Dabei werden Austauscher und Oberflächenladungen mit Protonen belegt.

Tabelle 39: Retentionsvermögen des REKAL-Rückstands und des SAV-Stabilisats in bezug auf Cu [%]

Lösung	Kontrolle	REKAL-Rückstand	SAV-Stabilisat
100 ppm Cu	0	79,2	100,0

100 ppm Cu + HNO<sub>3</sub>

0

3,3

50,4

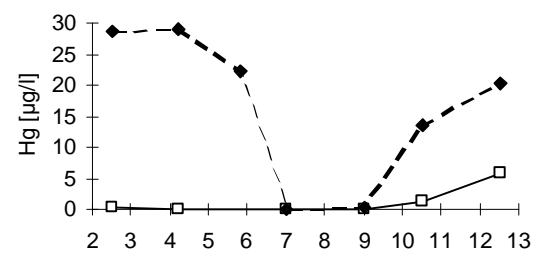
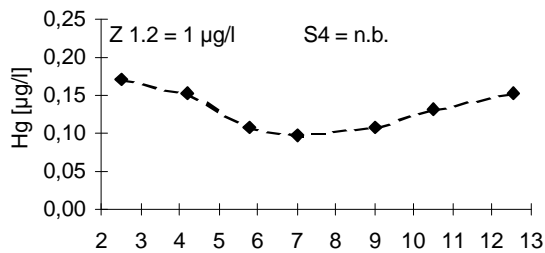
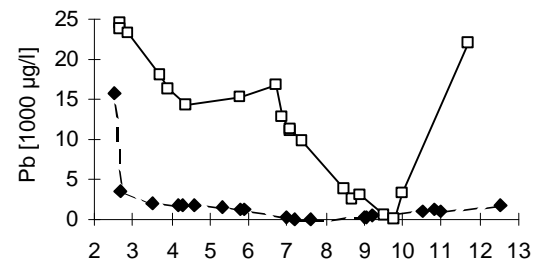
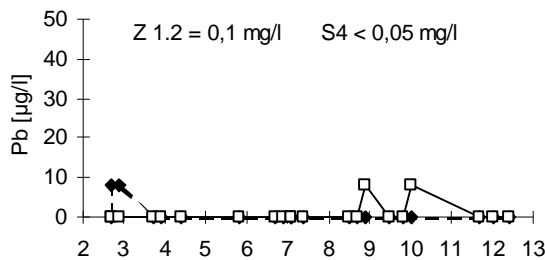
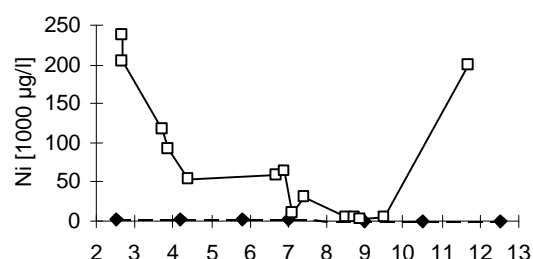
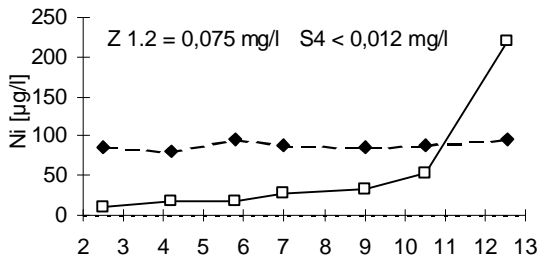
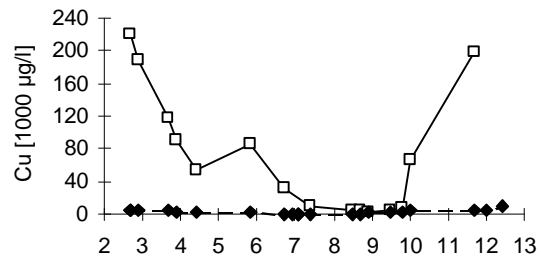
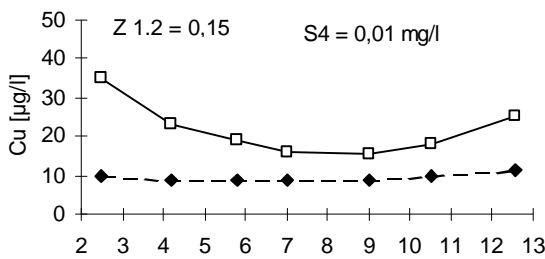
Die Immobilisierung von gelösten Schwermetallen findet in der Regel durch die Sorption an organischer Substanz oder an Tonmineralen statt (Mayer, 1981; Römken und Dol-fing, 1998; Alloway, 1999). Die gefundene Retention von Cu in der durchgeführten Un-tersuchung ist allerdings auf die Bildung schwerlöslicher Kupferverbindungen bzw. durch Ionentausch z.B. mit Eisen- oder Aluminiumhydroxide zurückzuführen (Alloway, 1999).

### 5.2.4.7 pH-Einfluß auf die Schwermetallmobilisierung

In Abbildung 27 sind die Schwermetallkonzentrationen bei verschiedenen pH-Werten dargestellt.

mit aq. demin eluiert

mit Salzlösung eluiert (alle Werte > Z 1.2)



◆ SAV-Stabilisat      □ salzfreier REKAL-Rückstand

S4 = DEV S4, Gehalte im Eluat

Z 1.2 = Zuordnungswert nach LAGA 20

Abbildung 27: Mobilisierte Schwermetalle [ppb] aus REKAL-Rückstand und SAV-Stabilisat bei Elution mit aq. demin. und Salzlösung [400g/l] bei unterschiedlichen pH-Werten

Die Abhängigkeit der Schwermetallmobilisierung vom pH-Wert ist vielfältig beschrieben worden (z.B. Hahne und Krontje, 1973; Lindsay, 1979; Kuntze et al. 1996; Alloway, 1999). Vom sauren pH-Bereich in den neutralen Bereich nimmt die Mobilisierbarkeit von Schwermetalloxiden ab. Bei Übergang in den alkalischen Bereich nimmt die Mobilisierbarkeit wieder zu (Kerney und Margill, 1991). Oft sind die Untersuchungen zur Mobilisierung und Immobilisierung von Schwermetallen unter Einfluß des pH-Werts durch Effekte von Tonmineralen und organischer Substanz, aufgrund ihrer Sorptionseigenschaften, geprägt (Mayer und Schultz, 1987).

Diese Effekte können bei den Untersuchungen von REKAL-Rückstand, SAV-Stabilisat und WSA-Stabilisat ausgeschlossen werden. Eine Sorption von Schwermetallen an Austauschern ist nicht möglich, insbesondere da organische Substanzen in den untersuchten Materialien fehlen und fast keine Kationenaustauschkapazitäten bestimmt werden konnten (Kap. 4.2.5 und 4.2.6).

Aus den oben dargestellten Mobilisierungspotentialen und den Versuchen zur Mobilisierung von Cu bei verschiedenen Salzgehalten und pH-Werten läßt sich die in Abbildung 28 dargestellte zweifaktorielle Beziehung ableiten.

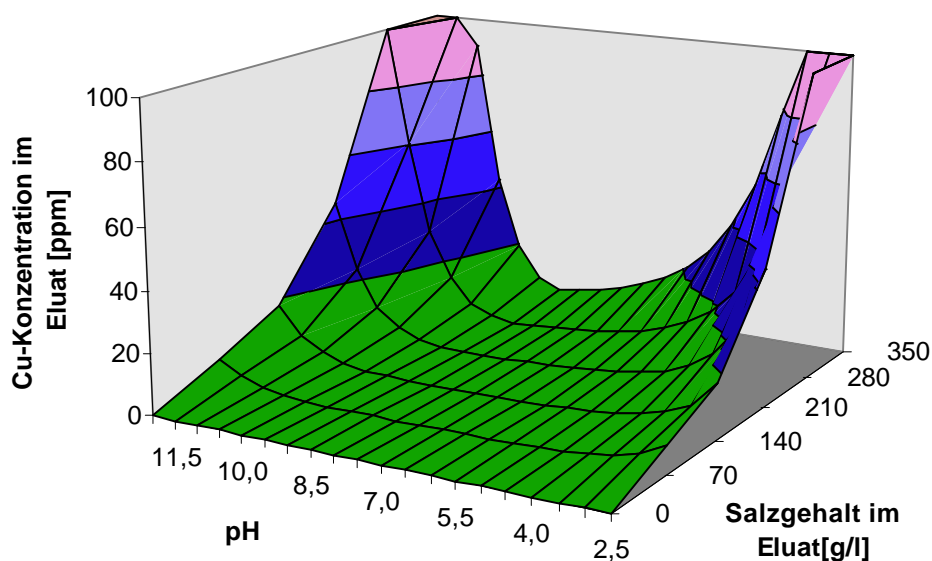


Abbildung 28: Cu-Konzentration im Eluat in Abhängigkeit des pH-Werts und der Salzkonzentration

Zu erkennen ist die starke Abhängigkeit der Schwermetallkonzentration im Eluat vom pH-Wert, die durch den Salzgehalt des Eluats verstärkt werden kann.

### 5.2.4.8 Verdünnungsreihe

Die Verdünnungsreihe eines Eluats sollte die Situation an der Halde nachbilden, wenn Sickerwässer aus der Andeckung in den Haldengraben einfließen. Ähnliche Verhältnisse sind im Haldenmantel zu erwarten, wo sich Sickerwässer aus angedeckten und nicht angedeckten Bereichen mischen.

In Abbildung 29 ist die theoretisch entstehende Konzentration eines verdünnten Eluats den tatsächlichen Cu-Konzentrationen in der Lösung gegenübergestellt. Bei der Verdünnung des Eluats kam es zu Ausfällungen, die abfiltriert wurden. Die anschließend im Filtrat gemessenen Cu-Konzentrationen liegen ab der Verdünnungsstufe 1:4 deutlich unterhalb der theoretischen Gehalte im Eluat. Aufgrund der geringen Probenzahl kann kein Unterschied zwischen den Verdünnungsmitteln Salzlösung und aq. demin. belegt werden.

Eine Röntgenfluoreszenzanalyse der abfiltrierten Niederschläge (KAFI, 1996 ff.) bestätigt die Ausfällung von Cu-Verbindungen. Dies sind Kupferhydroxychloride ( $\text{Cu}_2[(\text{OH})_3\text{Cl}]$ ) und  $\text{Cu}_4[(\text{OH})_6\text{Cl}]$ .

Die Verdünnung bewirkte eine Veränderung des pH-Werts, die die überproportionale Abnahme der Cu-Konzentration teilweise erklärt. Die pH-Werte näherten sich dem Neutralpunkt und liegen ab der Verdünnungsstufe 1:8 um pH 7. Diese pH-Werte werden nach Cieslik (in K+S, 1996 ff.) auch im Haldenwasser gefunden.

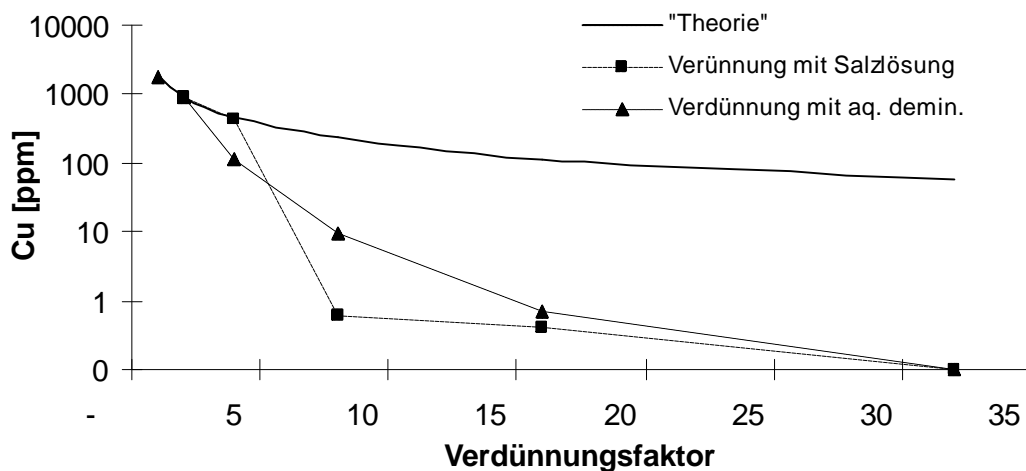


Abbildung 29: Wiederfindung von Cu nach Verdünnung eines Cu-reichen Lysimetereluats mit Salzlösung und aqua demin. und der theoretische Cu-Gehalt in der Lösung (n=1)

### 5.2.4.9 Einordnung der Schwermetallgehalte in die rechtlichen Vorgaben

In Niedersachsen wird nach Aussagen des Bergamts Goslar (Rieche, 1999 in K+S, 1996 ff.) die Einführung der technischen Regeln zur Verwendung bergbaufremder mineralischer Abfälle im Bergbau über Tage der LAB (1998) angestrebt, die zur Bewertung der in den Untersuchungen verwendeten Materialien theoretisch anzuwenden wäre. Die Umsetzung ist bis April 1999 nicht erfolgt.

Für alle anderen Bundesländer gelten weiter die Vorgaben der LAGA (1997a), die Regelungen bezüglich der Verwertung mineralischer Abfälle im Bergbau zur Rekultivierung für das WSA-Stabilisat (EAK 10 01 01) bereits getroffen haben.

Die beiden Abfallkategorien EAK 10 01 05 (entspricht dem SAV-Stabilisat) und EAK 10 03 10 (entspricht dem REKAL-Rückstand) sind noch nicht explizit durch die LAGA geregelt.

Zur rechtlichen Beurteilung der Schwermetallgehalte im REKAL-Rückstand, bzw. dessen Eluaten, können bei Einsatz als Rekultivierungsmaterial auf der Halde Sigmundshall derzeit keine Regelwerke angewendet werden. Im Falle der Halde Sigmundshall wird der REKAL-Rückstand als Abfallprodukt der Kaliproduktion bezeichnet und ist damit ein bergbaueigener Abfall. Andernorts würde der REKAL-Rückstand als Aluminium-Salzschlacke (EAK 10 03 10) angesprochen werden, da die Aufbereitung in der REKAL-Anlage die Schlacke in ihren Bestandteilen zu weniger als 50 % verändert (LAGA 1997b).

Im folgenden wird eine Bewertung der eingesetzten Materialien unter der Annahme einer Halde vorgenommen, die nicht den Besonderheiten der Rückstandshalde Sigmundshall entspricht. Daher werden die Zuordnungswerte der LAGA (1997a) für Boden verwendet, wie sie bei einer Umsetzung der oben angesprochenen technischen Regeln der LAB gelten würden. Ferner wird angenommen, daß die zu bewertende Halde einer Bauweise entspricht, die einer Einordnung in die Zuordnungsklasse Z 1.2 (eingeschränkter offener Einbau in hydrogeologisch günstigen Gebieten) erlauben würde.

Unberührt von den oben angestellten Überlegungen wird die Einleitung der Haldenwässer in die Leine durch die Überwachungswerte des NLÖ (in K+S 1996 ff.) reglementiert.

Grundsätzliche rechtliche Fragen zur Verwertungseigenschaft des REKAL-Rückstands, den Rekultivierungspflichten des Haldenbetreibers oder der Begrifflichkeit „Schutz des Allgemeinwohls“, die vor einer rechtlichen Prüfung der Eluat- und Feststoffkonzentrationen für Schwermetalle stehen, sollen in dieser Arbeit nicht behandelt werden.

Der Themenbereich „Verwertungseigenschaften“ und „Anforderungen an die Verwertung“ ist dem KrW/AbfG (1994), der LAGA (1997a und b) und Bley et al. (1998) zu entnehmen. Definitionen und Abgrenzungen der Rechtsbereiche „Rekultivierungspflicht“ und „Wiedernutzbarmachung“ finden sich im BBergG (1980), bei Boldt und Weller (1992), Beckmann (1995), Rottländer et al. (1996), der VDI-Gesellschaft Energietechnik (1997) sowie Gilcher und Bruns (1999). Der Begriff „Schutz des Allgemeinwohls“ ist dem KrW/AbfG (1994) zu entnehmen

Die Bewertung der Schwermetalle in der Festsubstanz nach dem LAGA Zuordnungswert Z 1.2 für Boden ist nach den Materialien zu differenzieren. Sowohl das SAV-Stabilisat als auch das WSA-Stabilisat lassen sich nach Z 1.2 für Boden einordnen. Der REKAL-Rückstand hingegen überschreitet bei Cr, Cu, Ni und Zn den Zuordnungswert Z 1.2 und liegt bei Pb im Grenzbereich (300 ppm).

Der offene Einbau von Abfällen unter definierten Sicherheitsbedingungen (Z 1) ist gestattet, wenn die absehbaren Emissionen nach dem Abfallrecht (KrW-/AbfG, 1994) so gering sind, daß eine Beeinträchtigung des Allgemeinwohls nicht zu erwarten ist. Diese Emissionen werden z.B. anhand der Konzentration im Eluat nach dem DEV S4 bewertet. Dabei zeigt sich in den eigenen Messungen eine Unterschreitung der Zuordnungswerte nach LAGA Z 1.2 für Boden für die Schwermetalle.

Die bisherige analytische Methodik zur Bewertung der Schwermetallkonzentrationen in den Eluaten nach LAGA wird in den technischen Regeln der LAB (1998) unspezifisch um Methoden erweitert, die geeigneter erscheinen, die reale Belastung der Umwelt zu kennzeichnen. Als solche Methoden werden in dieser Arbeit der Bodensättigungsextrakt und die  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -Extraktion nach DIN 19730 angesehen (Liebe et al., 1997; Ruf, 1997; E-BodSchV, 1998).

Als weitere geeignete Kennzeichnung wurde die Elution nach DEV S4 modifiziert mit einer konzentrierten Salzlösung durchgeführt, die das Porenwasser in der Andeckung nachbilden sollte. Damit wird dem allgemeinen Kritikpunkt an der Elution nach DEV S4 (vgl. Förstner und Thöming, 1997; Ruf et al., 1997) Rechnung getragen, der sich im speziellen bei der Untersuchung von REKAL-Rückstand im Salzgehalt zeigt.

Bei einem Anteil von 50 Gew. % Salz im REKAL-Rückstand wird eine maximale Salzkonzentration im Eluat von 5 Gew. % Salz im Elutionsmittel erzeugt, statt 35 bis 40 Gew. % wie in den Halden- oder Lysimeterwässern. Auch die maximale Konzentration der zu bewertenden Stoffe kann nach der Vorschrift der LAGA (1997a) nur ein Zehntel der Gesamtkonzentration betragen.

Bewertet man die Eluate aus REKAL-Rückstand und Mischungen aus REKAL-Rückstand und SAV-Stabilisat nach den Vorgaben der wasserrechtlichen Genehmigung des NLÖ (in K+S 1996 ff.), dann sollte die mobilisierbare Menge bzw. Schwermetallkonzentration im Sicker-/Haldenwasser verwendet werden. Diese können auf der Grundlage der durchgeführten Untersuchungen nicht exakt bestimmt werden. In Abhängigkeit der Umweltbedingungen werden die Richtwerte von Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb und Zn teilweise massiv überschritten.

Die Bewertung der Schwermetallkonzentrationen nach den oben genannten Zuordnungs- und Überwachungswerten wird durch die vielfältigen Einflußfaktoren erschwert, die bei verschiedenen Methoden unterschiedlich stark zum Tragen kommen.

Als Beispiele können die S4-Elutionen mit Salzlösung (Tabelle 31) oder die Diffusionsversuche (Tabelle 37) dienen. Bei ersterem zeigen Cd, Cu, Ni, Pb und Zn Auffälligkeiten, bei letzterem Cd, Cu und Pb. Die Cd-Freisetzung bei der Diffusion aus dem Material fällt dabei aber wesentlich stärker aus als bei der Elution des Materials mit Salzlösungen. Die anderen Metalle lassen sich im Diffusionsversuch in geringeren Mengen nachweisen als in den S4-Versuchen mit Salzlösung.

Die Abschätzung der Sickerwässer über die Methode des Sättigungsextrakts führt zu der Erkenntnis, daß Cu zwar das Leitmetall des REKAL-Rückstands ist, die anderen Metalle aber nicht entsprechend der anderen oben genannten Elutionsmethoden freigesetzt werden. Auch dieser Ansatz zielt auf eine Beurteilung der „praxisüblichen“ Gehalte des Sickerwassers, welches nach den Vorgaben des NLÖ zu bewerten ist.

Die bis März 1999 vorgeschriebenen Zuordnungswerte nach LAGA Z 1.2 können im Eluat mit der dort angegebenen Methodik eingehalten werden, im Feststoff hingegen werden teilweise Überschreitungen gefunden. Cu überschreitet auch den Z 2-Wert.



#### 5.2.4.10 Einfluß auf die Begrünung

Die untersuchten Metalle stellen zum einen Mikronährstoffe dar, zum anderen sind sie in hohen Konzentrationen wuchshemmend oder sogar toxisch für Pflanzen. Im folgenden sollen beispielhaft die Auswirkungen von Cu auf eine Grasvegetation dargestellt werden.

Da den durchgeführten Untersuchungen keine Versuche mit Pflanzen zugrunde liegen, soll nur der Hinweis auf möglicherweise hemmende Wirkungen des Cu in der Biomasse gegeben werden. Die hohen Anteile an Cu, die mit  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  extrahiert werden konnten, weisen auf eine hohe Mobilität des Cu im Porenwasser hin. Zu erwarten sind daher hohe bis sehr hohe Gehalte im Grasaufwuchs wie sie aufgrund der Angaben von Kuntze et al. (1991) und Liebe et al. (1997) vorausgesagt wurden und von Scheer (in K+S, 1996 ff.) bewiesen werden konnten. Diese können zu Depressionen des Wachstums führen und evtl. sogar letale Folgen haben.

Die Ansprüche der Pflanzen an ihre Cu-Versorgung differieren. Man kann dies an den üblichen Cu-Gehalten in unterschiedlichen Arten erkennen. Während Mais (*Zea mays*) mit ~2 ppm TS wenig Cu benötigt und verträgt (Bachthaler und Stritesky 1973) sind Metallophyten, wie z.B. ein afrikanischer Lippenblütler (*Aeolanthus biformifolius*) mit 2600 ppm TS im Blatt und 13700 ppm TS in der Wurzel, sehr hohe Konzentrationen gewohnt (Malaisse et al., 1978; Morrison et al., 1981).

Für Cu werden Mindestgehalte von 5 ppm im Aufwuchs von Gras angegeben (Jones 1980; Snyder und Augustin, 1986). Unterhalb dieser Gehalte treten Mangelerscheinungen mit verminderter Wachstumsleistung auf. Keine Beeinflussungen finden sich bei Cu-Gehalten von 7 bis 25 ppm TS im Aufwuchs (Turner, 1993). Mengel (1991) gibt den Bereich der normalen Cu-Gehalte in Pflanzen mit 2 bis 20 ppm TS an, Bergmann (1988) befindet 6 bis 12 ppm TS für Deutsches Weidelgras (*Lolium perenne*) als ausreichend. Die Einlagerung des Kupfers erfolgt zumeist in die Wurzelteile. Eine Konkurrenz zu anderen Metallen wird als unbedeutend angesehen. Eine Übersicht zum Cu-Metabolismus der Pflanzen geben Lepp (1981) und Alloway (1999).

Um Cu aufnehmen zu können, wird ein Angebot von minimal 5 ppb in der Bodenlösung benötigt (vgl. Rahimi und Bussler, 1974; Marschner, 1995). Im allgemeinen wird die Grasvegetation über diese Konzentration in der Bodenlösung hinaus gut versorgt. Die Beziehung zwischen den Gehalten in den Porenwässern und den Gehalten in der Biomasse ist nach Liebe et al. (1997) eng miteinander korreliert.

Gehalte ab 25 ppm sollen zu Minderleistungen in der Biomasseproduktion führen. Vereinzelt werden auch Werte von 20 ppm TS (Hoffmann, 1982) oder 15 ppm TS (Sauerbeck, 1982) im Aufwuchs angegeben. Letale Folgen sind nach Davis und Beckett (1978) erst ab 150 ppm TS zu erwarten. Die Spanne von 15 bis 25 ppm TS erklärt sich eher aus der Weiterverwendung von Pflanzenmaterial in der Tierhaltung. Da insbesondere Schafe eine große Empfindlichkeit gegenüber Cu aufweisen, wird ein Grenzwert von 20 ppm TS im EU-Futtermittelrecht festgelegt. Die Nutzung der oberirdischen Biomasse ist im Falle der Rekultivierung der Halde Sigmundshall auszuschließen.

Kuntze et al. (1991) verweisen auf unterschiedliche Aufnahmemengen der Pflanzen in Abhängigkeit der Bindungsform des Metalls. So scheint bei großer Verfügbarkeit des Cu aus dem Mineralkörper über den Luxuskonsum hinaus Cu aufgenommen zu werden, wäh-

rend teilweise auch bei extremen Gesamtgehalten (1.600 ppm im Mineralkörper) eine physiologische Sperre bei 12 ppm TS im Aufwuchs z.B. bei Getreidepflanzen eintritt.

Scheer (in K+S, 1996 ff.) fand bei Versuchen mit entsalztem REKAL-Rückstand bis zu 50 ppm TS im Aufwuchs und bei Mischungen aus REKAL-Rückstand und SAV-Stabilisat bis zu 80 ppm TS in der oberirdischen Biomasse. Im Vergleich zu dem oben gesagten bedeutet dies, daß die Wuchsleistung der Pflanzen zunächst eingeschränkt ist.

Rekultivierungen mit ähnlichen Materialien, die ebenfalls sehr hohe Kupfergehalte aufwiesen, zeigten nach einigen Jahren eine Abnahme der Cu-Konzentrationen in der Biomasse (Schmeisky et al., 1993).

Versuche mit SAV-Stabilisat, deren Inhaltsstoffe ebenfalls durch hohe Temperaturen in eine oxidische Form überführt wurden, zeigen durchschnittliche Gehalte von 10 ppm TS in der oberirdischen Biomasse (Engelke und Marschner, 1991).

Die Ergebnisse der  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -Extraktion überschätzen die tatsächlich mobilisierbaren Anteile an Cu zum Zeitpunkt der Begrünung, da zu diesem Zeitpunkt ein großer Teil des mobilen Cu aufgrund der salzhaltigen Porenwässer zu Beginn der Andeckung bereits eluiert ist. Mittelfristig ist mit Cu-Konzentrationen um die 80 ppb in den Porenwässern zu rechnen, wie sie bei der Elution nach DEV S4 mit aq. demin. gefunden wurden. Nach Rahimi und Bussler (1974) liegt dies im Bereich des optimalen Cu-Angebots.

Die Wuchsleistung der Pflanzen kann anfänglich beeinträchtigt sein und somit die Funktion der Vegetation als „Wasserpumpe“. Mit voranschreitender Rekultivierungsdauer sollte sich diese Funktion aber in einem Maße wieder einstellen, daß die Andeckung aus Sicht der Gesamtnutzungszeit der Rekultivierung keine erheblichen Störungen aufweist.

Die Schwermetalle reichen als Mikronährstoffe zur Pflanzenversorgung aus.

#### **5.2.4.11 Schwermetallmobilisierung in der Entsalzungsphase**

Die Wirkung eines Rekultivierungsmaterials auf die Qualität des Sickerwassers ist im Falle der Halde Sigmundshall nicht gleichzusetzen mit der Wirkung auf das Grundwasser. Das Sickerwasser wird zum größten Teil vom Ringgraben um die Halde aufgenommen und per Pipeline in die Leine abgepumpt (K+S, 1998). Trotzdem kann es zu diffusen Einträgen in das Grundwasser kommen, auch wenn die Halde Sigmundshall in allen relevanten Bereichen eine Tonabdichtung besitzt und der Untergrund aus Grundmoräne (GK25, Blatt 3522) besteht.

Trotz der obigen Vorbemerkungen wird im folgenden der Wirkpfad Material - Wasser betrachtet, da auch das Oberflächenwasser weiter genutzt wird (z.B. Trinkwasser in Bremen) oder in Kontakt mit dem Grundwasser kommen kann (Bachmann, 1998).

Der Wirkpfad Material - Wasser ist nach den Grundsätzen der Fracht und der Konzentration zu beurteilen. Die Konzentration ist abhängig von der Menge an gelösten Stoffen und der Menge des transportierenden Mediums. Die Fracht gibt eine grundsätzliche Belastung der Umwelt an (BMU, 1991).

Am ehesten wären die technogenen Substrate mit frisch verwittertem Gestein zu vergleichen. Während Böden einer jahrhundertelangen Beeinflussung durch die Witterung unterliegen, ist bei den hier verwendeten Materialien das Alter mit 1 bis 4 Jahren extrem jung.

Die bei unterschiedlichen Messungen festgestellten Konzentrationen im Eluat für Cu bewegten sich in einem Bereich von  $< 2$  ppb bis 0,2 ‰. Mögliche Formen der Schwermetalle in der Lösungsphase sind nach Mayer (1981) in echten Lösungen hydratisierte Kationen oder organisch/anorganische Komplexe und in kolloidalen Lösungen organische Komplexe oder Chelate.

Organische Verbindungen können für die untersuchten Materialien ausgeschlossen werden, da nur Kohlereste als quasiorganische Verbindungen vorhanden sind. Diese sind nach Blume et al. (1998) nicht mit den organischen Verbindungen in Böden vergleichbar. Von den beiden verbleibenden anorganischen Formen wird im folgenden nur die Komplexierung untersucht, da die Verlagerung von Ionen mit dem Sickerwasser aufgrund der Untersuchungen zur Retention der Materialien (Kap. 5.2.4.6) erschwert ist.

Die Cu-Konzentration kann in den Lysimeterversuchen in eine Beziehung zum Salzgehalt des Eluats gesetzt werden. Auch bei den Elutionen nach DEV S4 und den Diffusionsversuchen zeigte sich ein starker Einfluß des Salzes. Dies ist mit der Komplexierung von Cu durch Cl zu erklären.

Hahne und Krontje (1973) konnten diese Komplexierungen für Hg, Cd, Zn und Pb nachweisen. Mayer (1981) verweist darauf, daß z.B. bei Streusalzanwendung die Chlorokomplexe von Schwermetallen dominieren, wobei die Stabilität der Komplexe in der Reihenfolge  $\text{Cd} > \text{Pb} > \text{Fe}^{3+} > \text{Ni} = \text{Cu} = \text{Zn} = \text{Mn} = \text{Fe}^{2+} = \text{Cr}^{3+} = \text{Co}$  stehen.

Bei den Versuchen mit salzgesättigten Lösungen besitzt der pCl stets einen negativen Wert; d.h. es sind stets genügend Cl-Ionen zur Komplexierung der Schwermetalle vorhanden. Eine Konkurrenzsituation zwischen den verschiedenen Schwermetallen kann nicht entstehen.

Auch bei den Lysimeterversuchen L3/L4, bei denen die Chloridkonzentration im Laufe der Beregnung abnimmt, stehen über eine längere Periode hinweg genügend Chlorid-Ionen zur Verfügung, um eine Komplexierung und damit eine Verlagerung zu ermöglichen (Bahadir et al., 1987). Diese Situation ändert sich erst, wenn die Entsalzung soweit fortgeschritten ist, daß sich nur noch wenige Salze im Sickerwasser lösen können.

Da im Lysimeter L5 die Entsalzung aufgrund des geringeren Ausgangssalzgehalts sehr schnell erfolgte und damit die Chloridkonzentration (pCl) rasch sank, konnten leicht mobilisierbare Schwermetalle nicht so schnell verlagert werden, als wenn die Salzkonzentration über einen längeren Zeitraum, wie in den Lysimetern L3 und L4, gewirkt hätte.

Von einer zweiten Form der Komplexierung von Cu, den Kupfertetraminkomplexen, berichtet Scheer (in K+S, 1996 ff.). Solche durch ihre blaue Farbe auffälligen Komplexe konnten bei den eigenen Untersuchungen selten gefunden werden. Ein Grund ist die Reduzierung des  $\text{NH}_3$ -Gehalts im REKAL-Rückstand durch die Trocknung des Materials vor der Einfüllung in die Lysimeterbehälter.

Eine einheitliche Beziehung der Schwermetalle untereinander ist nicht zu erkennen. Allerdings konnte bei allen Untersuchungen Cu gefunden werden, weshalb Cu als Leitmetall angesprochen wird. Auch die bei der sequentiellen Extraktion nach Zeien und Brümmer (1989) bestimmte Größe der mobilen Fraktion kann nicht auf die anderen Untersuchungen übertragen werden.

Bei der sequentiellen Extraktion werden z.B. 17 % des Cu als mobil bestimmt, während im Lysimeter L3 in 160 cm Tiefe als Maximalwert nur 11 % ausgetragen wurden, was sich mit dem Elutionsversuch mit Salzlauge deckt. Für Ni und Cr hingegen wurde in dieser Tiefe 17 bzw. 22 % ausgetragen, obwohl in der sequentiellen Extraktion nur 1,6 % Cr und kein Ni als mobil bestimmt wurden. Diese Unterschiede deuten auf weitere Mechanismen der Schwermetallmobilisierung hin.

Eine Beziehung von Lösungsgleichgewichten der Salze und Komplexe zueinander ist nicht berechenbar. Unter Einbeziehung aller Salze, die mindestens den gleichen Masseanteil am Eluat aufweisen wie das Cu, übersteigt die Anzahl der zu betrachtenden Komponenten eine handhabbare Menge.

Bekannt sind die Hauptkomponenten der Salze, NaCl, KCl, CaCO<sub>3</sub>, CaF, CaF<sub>2</sub>, CaSO<sub>4</sub>, CaCl<sub>2</sub> und MgCl<sub>2</sub>. Inwieweit andere Elemente eine Rolle spielen wie z.B. Sr oder Ba, die nachgewiesen wurden, und ob die am häufigsten vorkommenden Kationen Na, Mg und K auch in sulfidischer, fluoridischer oder carbonatischer Form vorliegen, ist unbekannt.

Die Tendenz ist trotz dieser oben gezeigten Unsicherheit klar. Mit steigendem Salzgehalt kann auch ein größerer Teil des Metalls in Lösung gebracht werden. Diese Tendenz ist nonlinear. Ab einem bestimmten Grad der Salzkonzentration nimmt die zusätzliche Lösung von Cu durch eine weitere Aufkonzentration des Elutionsmittels ab.

Ein von Hahne und Krontje (1973) sowie Kerney und Magill (1991) beschriebener Aspekt ist die unterschiedliche Mobilisierbarkeit von Schwermetallen bei unterschiedlichen pH-Werten. Demnach liegt die geringste Mobilität von Schwermetallen außer Cd (pH 11) im Bereich von pH 8 und 9. Außerhalb dieses Bereichs steigt die Mobilität an.

Dieser Nachweis konnte auch für den REKAL-Rückstand erbracht werden. In der Abbildung 28 ist die Mobilisierbarkeit von Cu durch Salz und pH-Wert dargestellt. Dabei zeigt sich der verstärkende Effekt des Salzes auf die Mobilisierung von Cu bei Veränderung des pH-Werts aus dem Bereich von pH 8 bis 9 und umgekehrt.

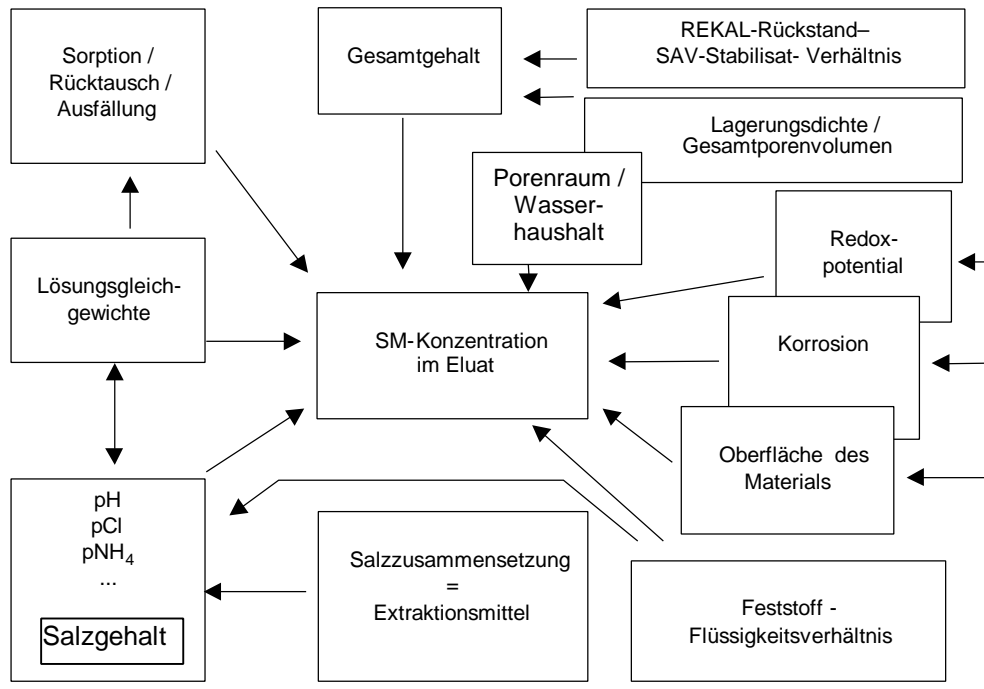


Abbildung 30: Einflußfaktoren auf die Schwermetallkonzentration im Eluat

Die Beaufschlagung des REKAL-Rückstands mit einer Asche verschiebt den pH-Wert aus dem optimalen Bereich in einen Bereich mit erhöhten Mobilitätspotentialen (pH 10 bis 11). Dieser Effekt kann auch auf anderen Ursachen als den kalkhaltigen Aschen beruhen. Eine dieser Ursachen könnte z.B. das NH<sub>3</sub> sein, welches im Laufe der Zeit ausgast und zu einer Reduktion des pH-Werts führt, was eine Verringerung des Austrags an Schwermetallen bedeutet.

Der Vergleich der Lysimeter L3/4 und L5 zeigt auch, daß mit den divergierenden Anfangssalzgehalten eine weitere Größe einfließt, nämlich der Wasserhaushalt. Grundsätzlich gilt, daß eine Verlagerung von Schwermetallen nur stattfinden kann, wenn auch ein adäquates Transportmittel zur Verfügung steht, denn allein über eine Komplexierung ist keine Verlagerung erreichbar. Dies ist in der Abbildung 30 mit dem Stichwort Wasserhaushalt/Porenraum angedeutet.

Das Beziehungsgeflecht der Abbildung 30 kann als grobes Schema für die Einflüsse auf die Mobilisierung von Schwermetallen dienen. In den Untersuchungen konnten als wichtige, die Mobilisierung von Schwermetallen beeinflussende Faktoren der Salzgehalt des Porenwassers und der pH-Wert aufgezeigt werden.

#### 5.2.4.12 Schwermetallmobilisierung nach der Entsalzungsphase

Nach der Entsalzung des REKAL-Rückstands ändert sich die Mobilität der Schwermetalle. Der größte Teil der mobilen Schwermetalle ist ausgetragen worden und die Nachlieferung bestimmt die Schwermetallkonzentration in den Eluaten.

Bei der Elution von entsalztem REKAL-Rückstand nach S4 werden nur für Cu und Hg nennenswerte Konzentrationen gefunden. Beide Elemente sind in einer Menge mobil,

die zu keiner die Umwelt schädigenden Wirkung führt. Auch in dem Lysimeterversuch L3 wird gezeigt, daß die abnehmende Konzentration an Cu mit dem sinkenden Salzgehalt korreliert und bei einem nahezu salzfreien Zustand Konzentrationen erreicht werden, die keine negativen Einflüsse auf die Umgebung erwarten lassen.

Die Potentiale, in Form möglicher Nachlieferung von Schwermetallen in die Porenwässer, sind hoch. Dennoch ist der tatsächliche Transfer von Schwermetallen aus dem Material in die umgebenden Medien zeitlich gesehen gering. Dies resultiert aus den langen Zeiträumen, in denen die Metalle mobilisiert werden können (Zauner, 1996).

Mittelfristig werden die Mobilitäten der einzelnen Metalle aber auch vom Aneignungsvermögen der Pflanzen geprägt sein. Inwieweit hier Potentiale bestehen, die gebundenen Elemente freizusetzen, läßt sich auch aufgrund der verschiedenen Analysen schwer voraussagen. Zur Aufnahme von Nährstoffen scheiden die Pflanzen eine Reihe von Exsudaten aus, die teilweise die Materialien aufschließen, teilweise oberflächlich anhaftende Ionen austauschen oder diese per Komplexierung in Lösung bringen bzw. halten (Lepp, 1981; Alloway, 1999). Dieser Prozeß kann vor allem dadurch gefördert werden, daß die Nährelemente nicht in jedem Fall in einer Form vorliegen, die von den Pflanzen aufgenommen werden kann. Damit wird der Ernährungsdruck größer und die Ausscheidung entsprechender Substanzen zum Aufschluß der Stoffe größer (Marschner, 1995). Dieser Prozeß kann mit der Etablierung einer relativ konstanten und lebensfähigen mikrobiellen Besiedlung stabilisiert werden. Zeitgleich entwickeln sich Nährstoffreservoirs aus der pflanzlichen Nekromasse, die zu einer stetigen Quelle werden (Vangronsveld und Cunningham, 1998).

## 6 Versuche an der Halde Sigmundshall

Im Zeitraum vom 12. Juni bis 8. Juli 1997 wurden an der Südflanke der Rückstandshalde des Werks Sigmundshall Probeanschüttungen mit verschiedenen Rekultivierungsmaterialien angelegt, insbesondere zum Vergleich der Standsicherheit. Dies erfolgte, da die Aufhaldung von reinem REKAL-Rückstand an der Nordflanke der Rückstandshalde Erosionserscheinungen und Böschungsbrüche erkennen ließ. Zur Erhöhung der Standsicherheit des Rekultivierungsmaterials wurde der Zuschlag der Kraftwerksrückstände SAV-Stabilisat und WSA-Stabilisat, nachfolgend auch als Aschen bezeichnet, getestet. Dieser Versuch wird im folgenden „Versuchsfeld Südflanke“ betitelt (vgl. Abbildung 2).

### 6.1 Material und Methoden

Das Versuchsfeld Südflanke ist etwa 115 m lang und 10 m hoch und gliedert sich in 13 Parzellen. Die Lage ist der Abbildung 31a zu entnehmen.

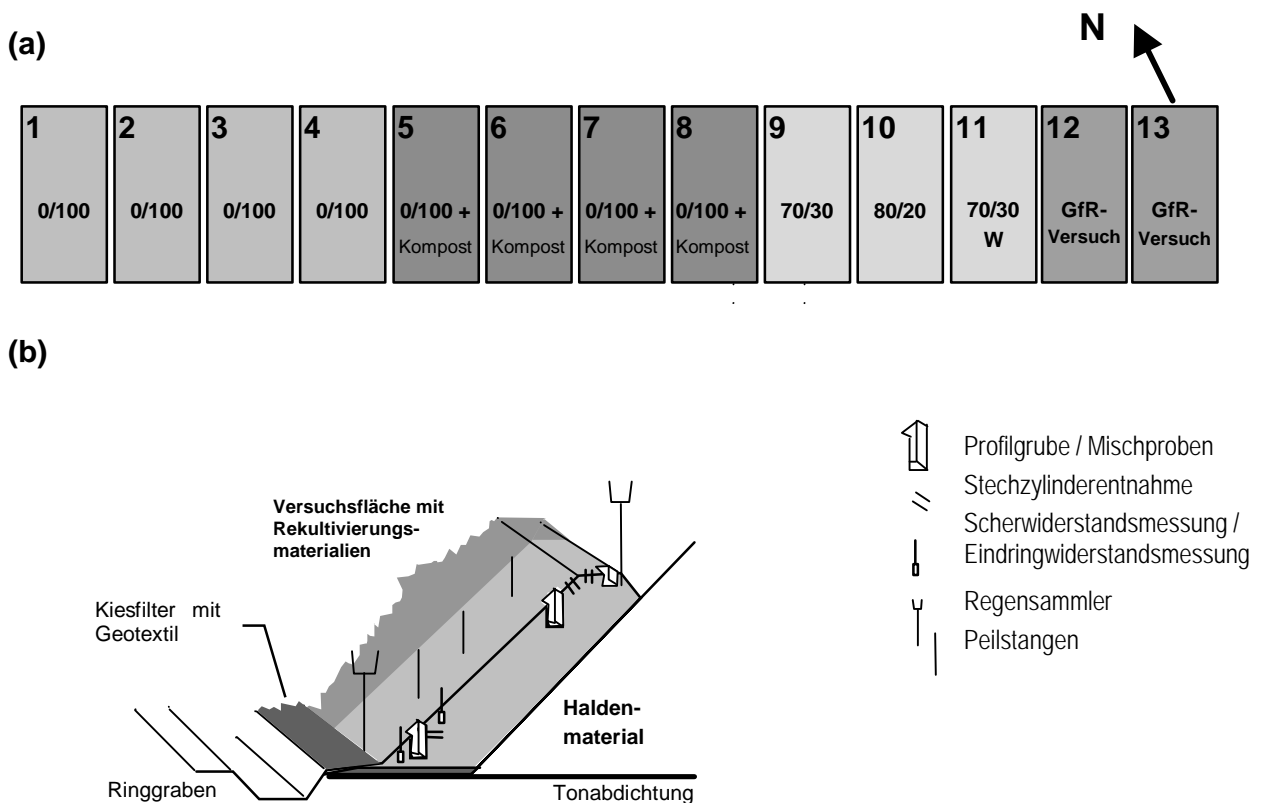


Abbildung 31: Schematische Übersicht der Versuchspartellen des Versuchsfelds Südflanke (a) und räumliche Darstellung der Probenahmeorte auf den Parzellen 9, 10 und 11 (b)

Die Anschüttungen der Parzellen 9, 10 und 11 bestehen aus Mischungen von REKAL-Rückstand, SAV-Stabilisat und WSA-Stabilisat. Auf diesen Parzellen wurden von Ende 1997 bis Februar 1999 Untersuchungen zur Validierung der Laborversuche vorgenommen. Die Bezeichnungen der Mischungsverhältnisse (Abbildung 31a) beziehen sich auf das volumenbezogene Verhältnis von salzhaltigem, feuchten REKAL-Rückstand zu SAV-Stabilisat zum Zeitpunkt des Einbaus für trockenes Material und betragen gewichtsbezogen nach Abzug des Salzgehalts im REKAL-Rückstand etwa 50/50 (Parzelle

9 und 11) und 60/40 (Parzelle 10). Die Andeckung auf der Parzelle 11 setzt sich aus REKAL-Rückstand und einem Aschengemisch zusammen, bei dem 20 % des SAV-Stabilisats durch WSA-Stabilisat substituiert wurden. Dies wurde mit einem W kenntlich gemacht (Tabelle 40).

Tabelle 40: Übersicht über die Zusammensetzung der aufgetragenen Mischungen der Parzelle 9, 10 und 11

	Parzelle	9	10	11
Volumenbezogene, feuchte und salzhaltige Mischung* [Vol. %]		70/30	80/20	70/30 W
Salzgehalt* [Gew. %]		36,0	38,0	33,3
Wassergehalt* [Gew. %]		20,1	20,3	14,9
Gewichtsbezogene, trockene und salzfreie Mischung [Gew. %]		50/50	62/38	52/48 W

\*(GGU, 1998 in K+S, 1996 ff.)

Bei den nicht weiter untersuchten Parzellen 1 bis 8 handelt es sich um reine SAV-Stabilisat-Anschüttungen, die kurz nach der Fertigstellung des Versuchsfelds begrünt wurden. Dies erfolgte mittels eines Anspritzverfahrens, wie es auch beim Bau von Lärmschutzwällen u.ä. üblich ist (Prinz, 1991). Den Parzellen 5 bis 8 ist Kompost als Düngung und biotische Komponente beigemischt worden (Scheer, 1998 in K+S, 1996 ff.). An den Parzellen 12 und 13 erprobte die Fa. GfR, Würzburg, verschiedene Einbaumethoden der Rekultivierungsmaterialien.

### 6.1.1 Profilbeschreibungen und Entnahme von Materialproben

Auf den Parzellen 9, 10 und 11 sind Profilgruben zur Entnahme von Misch- und Stechzylinderproben am Hangfuß, Oberhang und auf dem Plateau angelegt worden. Eine Beschreibung der Aggregierungsgrade und Festigkeitsverhältnisse erfolgte im Mai 1998. Ziel war es, die Gefügeentwicklung festzustellen.

Obwohl der REKAL-Rückstand und die Aschen feinste Partikel in der Größe  $< 2 \mu\text{m}$  (Ton) enthalten, besitzen diese nicht die Eigenschaften von Tonmineralien (Schichtsilikaten), die die Gefügebildung maßgeblich beeinflussen. Dennoch finden bei der Gefügeansprache bodenkundliche Begriffe Verwendung, wie dies vom AK Stadtböden (DBG, 1997) vorgeschlagen wird.

Die Bestimmung der Lagerungsdichten erfolgte abweichend von DIN 19683 mittels Trocknung bei  $120^\circ\text{C}$ . Die Gesamtporenvolumina wurden daraus berechnet (Gleichung 7).

### 6.1.2 Niederschläge auf der Halde Sigmundshall

Alle Niederschlagsdaten, die sich nicht auf das Versuchsfeld Südflanke beziehen, stammen aus den Klimamessungen der Jahre 1987 bis 1997 der Fa. K+S, Sigmundshall. Meßort war das Haldenplateau (Tabelle 1). Speziell für die Parzelle 9 wurden in 1 m Höhe direkt an der Parzelle gemessene Niederschläge für den Zeitraum der Untersuchungen (August 1997 bis Februar 1999) verwendet (Scheer, 1997 ff.).



### 6.1.3 Haldenwassermenge

Grundlage der Prognose der Entwicklung der Haldenwassermenge der nächsten 50 Jahre bilden die Daten von 1987 bis 1997 in Tabelle 1. Aus den mittleren Niederschlagsmengen wurde unter Berücksichtigung der in Kapitel 6.2.7 dargestellten Verdunstungsgrößen die Haldenwassermenge als lineare Progression berechnet.

### 6.1.4 Verdunstung

Die Berechnung der Verdunstungsmengen auf dem Versuchsfeld Südflanke erfolgte in der ersten Annäherung anhand einer Bilanzierung. Dazu wurden die in Abbildung 32 dargestellten Wasserflüsse berechnet bzw. geschätzt, wenn keine Originaldaten zur Verfügung standen.

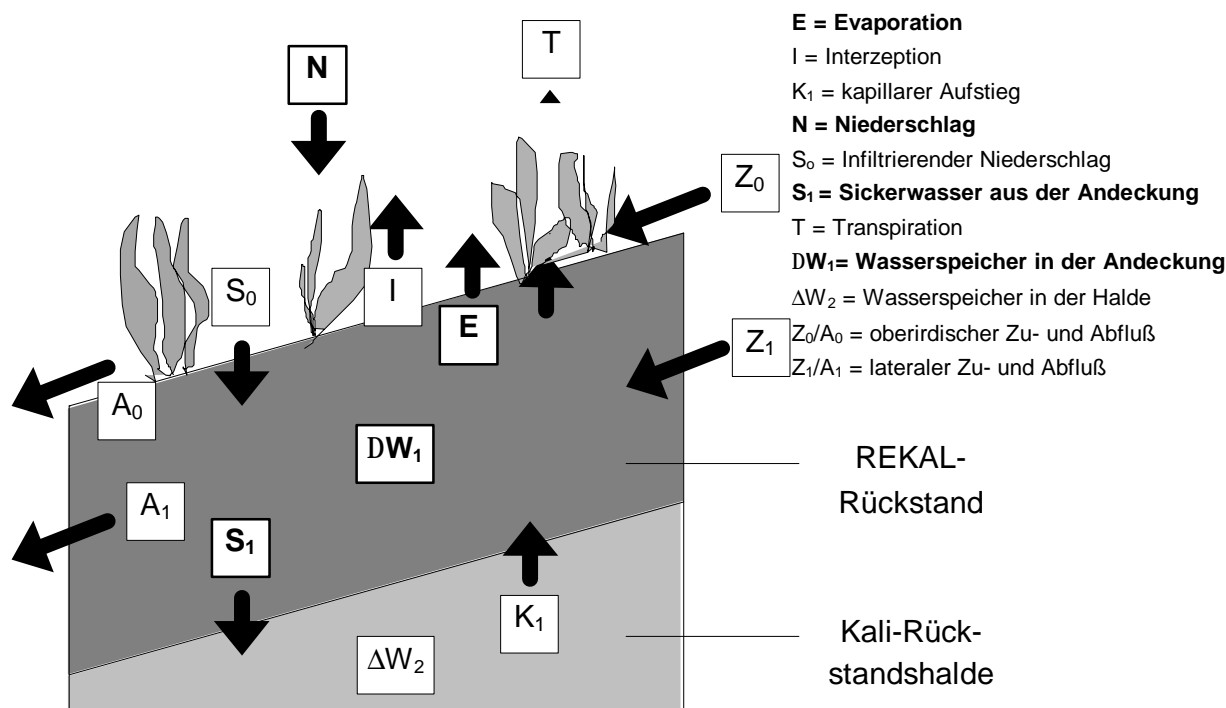


Abbildung 32: Schematische Darstellung der Wasserflüsse in und aus einem Kompartiment der Rekultivierungsschicht

Bei einer vorläufigen schematischen Betrachtung können die Wasserflüsse Transpiration (T) und Interzeption (I) ausgeschlossen werden, da keine Pflanzen auf dem Standort wachsen. Damit kann der Niederschlag (N) komplett infiltrieren (S<sub>0</sub>), wenn die oberirdischen Zu- und Abflüsse (Z<sub>0</sub> und A<sub>0</sub>) vorläufig vernachlässigt werden. Der laterale Wasserzu- und -abfluß (Z<sub>1</sub> und A<sub>1</sub>) wird ausgeschlossen, da weder Hinweise auf diese Wasserbewegung gefunden wurden und potentielle Zu- und Abflüsse gleich groß sein würden.

Die Wasservorratsänderung (ΔW<sub>2</sub>) der Rückstandshalde wurde nicht in die Berechnung der Verdunstung einbezogen, da von einer mehrfach höheren abwärtsgerichteten Wasserleitfähigkeit des Salzes im Gegensatz zur Andeckung ausgegangen wird (Schmeisky, 1993) und der kapillare Aufstieg (K<sub>1</sub>) aus dem Haldenkörper in die Andeckung, für den

der Wasservorrat des Haldenkörpers die Ausgangsgröße darstellt, als marginale Wassermenge vernachlässigbar ist.

Für die Berechnung der Verdunstung verbleiben der Niederschlag (N), die Wasservorratsänderung ( $\Delta W_1$ ) der Rekultivierungsschicht, das Sickerwasser ( $S_1$ ) aus dem betrachteten Kompartiment und die Verdunstungsgröße Evaporation (E). Diese lassen sich nach Gleichung 12 in Beziehung setzen.

$$(12) N = \Delta W_1 + S_1 + E$$

Da die Größen N und  $\Delta W_1$  gemessen wurden und  $S_1$  über den Salzaustrag geschätzt werden kann, verbleibt E als Bilanzrest. Die Schätzung des Sickerwassers beruht auf dem Lösungsmaximum (L) für Salze (350 g/l) und der gemessenen Salzgehaltsänderung ( $\Delta SG$ ) in dem betrachteten Kompartiment. Damit läßt sich die Gleichung 12 umstellen in Gleichung 13.

Um eine minderstarke Aufsättigung zu simulieren wurde die Bilanzierung zusätzlich mit  $L = 260$  g/l berechnet. Dieses ist die Menge an NaCl, die sich spontan im Wasser löst ( $t < 15$  s).

$$(13) E = N - \Delta W_1 - \Delta SG/L$$

Die zunächst vernachlässigten Bilanzgrößen werden im Ergebnisteil aufgrund von Schätzungen und Ergebnissen anderer Messungen präzisiert, konnten aber nicht gemessen werden und sind darum mit einer Unschärfe behaftet.

### **Verdunstung der unrekultivierten Halde**

Um die Größe der Evaporation einer Andeckung in bezug zur Verdunstung einer unrekultivierten Halde setzen zu können, wurde diese für das Jahr 1997 abgeschätzt. Die Schätzung ist in Form einer Bilanz in Tabelle 48 dargestellt. Die mögliche Veränderung der Verdunstung durch die teilweise erfolgte Andeckung der Halde (1 ha) wird aufgrund der Gesamtfläche (31 ha) vernachlässigt.

Die atmosphärischen Einträge werden als Niederschlag (411 mm/a), Nebel (20 mm/a<sup>1</sup>) und Tau (0,15 mm/d bei 30 Tautagen) für 31,1 ha angenommen. Die Einträge über das Prozeßwasser können mit 5 Gew. % für das Salz und 40 Gew. % für den REKAL-Rückstand veranschlagt werden. Dabei wurde von einer Aufhaltung von 746.666 t Salz (<sup>1</sup>/<sub>3</sub> der Jahresproduktion abzüglich der verkauften Produkte) und 52.000 t REKAL-Rückstand (K+S 1996 ff.) für das Jahr 1997 ausgegangen.

Die Austräge werden mit einer Wassergehaltsänderung für das Salz von 3 % und für den REKAL-Rückstand von 20 Gew. % berechnet. Die Differenz der Einträge und der Wassergehaltsänderung wird als Verdunstung angesehen. Von diesem Rest werden zusätzlich noch die Direktverdampfung von den vertonten Flächen (25 mm bei 1,8 ha; von Hoyningen gen. Huene, 1980) und die Evaporation der offenen Wasserflächen (1,5 \*

<sup>1</sup> Rechnerische Erhöhung des zu erwartenden Nebels durch Einbeziehung hygroskopischer Prozesse an der Haldenoberfläche, die im weiteren nicht gesondert quantifiziert werden

$E_{\text{Halde}}$ , 0,4 ha Grabensystem und 1,6 ha „Macketeich“<sup>1)</sup> abgezogen. Die Transpiration wird aufgrund des fehlenden Bewuchses ausgeschlossen.

### **Verdunstung der begrünten Halde**

Zur Abschätzung der zukünftigen Verdunstung an der Halde im bewachsenen Zustand wurde der Wasserhaushalt mit dem Programm CROPWAT 7.0 der FAO (1995) simuliert. Zur Abschätzung der Verdunstungsmenge wurde in einem ersten Schritt ein Grünlandstandort unter den Witterungsbedingungen der Halde Sigmundshall mit dem Programm CROPWAT 7.0 (FAO, 1995) simuliert. Eingegeben wurden die langfristigen Mittel der Temperaturen und Niederschläge, als  $ET_P$  wurden die Daten der Berechnung nach Wendling et al. (1991) von 1996 (K+S 1996 ff.) verwendet. Eine alternative Verwendung der  $ET_P$ -Daten eines vergleichbaren Standorts, bzw. die Berechnung nach Penman (1948) brachten keine wesentlichen Veränderungen des Ergebnisses.

In einem zweiten Schritt wurde die Wuchsleistung der Vegetation variiert. Dabei fanden die Annahmen eines optimalen und eines durchschnittlichen Grünlands Verwendung sowie die Simulation des angenommenen worst case mit einem Deckungsgrad von 10 %.

In den berechneten Szenarien wurde von einem konstanten Niederschlag von 515 mm ausgegangen und von einer sich jährlich erweiternden Halde (+ 0,63 ha), wobei die maximale Haldenausdehnung auf 40 ha festgesetzt wurde. Die Konstanten Niederschlag und Zuwachsrate der Halde sind als Durchschnittswerte der Jahre 1987 bis 1997 der Tabelle 1 entnommen.

### **6.1.5 Scher- und Eindringwiderstand**

Die Scherwiderstandsmessung an dem Versuchsfeld Südflanke erfolgte im Mai 1998 mit einer Flügelschersonde (Fa. Geonor), welche baugleich mit dem in den Laborversuchen verwendeten Gerät ist. Die Bauweise beschreibt Schaffer (1960). Die Messungen wurden vertikal in den Tiefen 7, 30 und 75 cm am Hangfuß in 10facher Wiederholung durchgeführt.

Die Messung der Eindringwiderstände fand im August 1998 statt. Der Tiefenabschnitt 0 bis 40 cm wurde horizontal mit 10 Wiederholungen in 5 cm-Abschnitten gemessen, darunter in 50, 60 und 75 cm Tiefe. Es fand ein Penetrometer der Fa. Eijkelkamp mit einem Meßbereich von 25 bis 500 KPa Verwendung.

### **6.1.6 Gesättigte hydraulische Leitfähigkeit der Kruste**

Die durch Niederschläge hervorgerufene Verschlammung und Ausbildung einer Kruste sollte möglichst ungestört gemessen werden. Die hydraulische Leitfähigkeit stellt ein Maß für die Durchlässigkeit der Kruste gegenüber Wasser dar. Die Kruste ist die Grenzschicht zwischen der Andeckung und der Atmosphäre.

Die Bestimmung der hydraulischen Leitfähigkeit erfolgte in Anlehnung an die Methodik von Hartge (1966). Der Einbau und die Entnahme der Stechzylinder wurde nach Roth (1992) durchgeführt. Dabei wurden die Stechzylinder im August 1997 am Oberhang und

---

<sup>1</sup> Offene Wasserfläche, die sich innerhalb eines Sicherheitsbeckens vor der Anschüttung Nordflanke gebildet hat.

auf dem Plateau zu  $\frac{3}{4}$  ihrer Höhe in das Material eingesetzt und im Dezember 1997 geborgen. Durch die zeitliche Differenz zwischen Einbau und Entnahme konnte sich eine Kruste bilden, die bei der Entnahme nicht zerstört wurde.

Die Messung der hydraulischen Leitfähigkeit wurde invers durchgeführt, d.h. der Wasserstrom erfolgte durch die mit der Oberfläche nach unten in die kf-Apparatur eingebaute Probe (Schmidt, 1996). Damit konnten Brüche der Kruste durch austretende Gasblasen bei der Aufsättigung und dem Anströmungsdruck des Wassers während der Messung vermieden werden. Der verbliebene Raum oberhalb der Kruste wurde mit Feinsand ausgeglichen (Schlichting et al., 1995).

### 6.1.7 Erosion

Zur Erfassung von Erosionsereignissen sind im August 1998 verschieden lange Peilstangen in die Parzellen 9, 10 und 11 eingesetzt worden. Die Installation fand an drei Positionen am Hang (Ober-, Mittel- und Unterhang; vgl. Abbildung 31b) statt. Es wurde die Länge der herausragenden Enden der Peilstangen zu mehreren Terminen bestimmt. Die Differenz entspricht dem Materialabtrag bzw. der Sackung des Materials. Die Meßgenauigkeit dieser Methode liegt im cm-Bereich. Der Ausbau der Peilstangen erfolgte auf allen Parzellen im Februar 1999.

Die Unterscheidung zwischen Sackung und Erosion ist mit Hilfe der unterschiedlich langen Peilstangen berechenbar. Dies ist notwendig, da die langen Peilstangen 60 cm tief in die Abdeckung eingesetzt wurden und eine Sackung in der Tiefe 0 bis 60 cm einen erosiven Abtrag vortäuschen würde, wenn das Material zwischen dem unteren Ende der Peilstange und der Geländeoberfläche (GOF) sein Volumen änderte, ohne daß Material von der Oberfläche verlagert worden wäre.

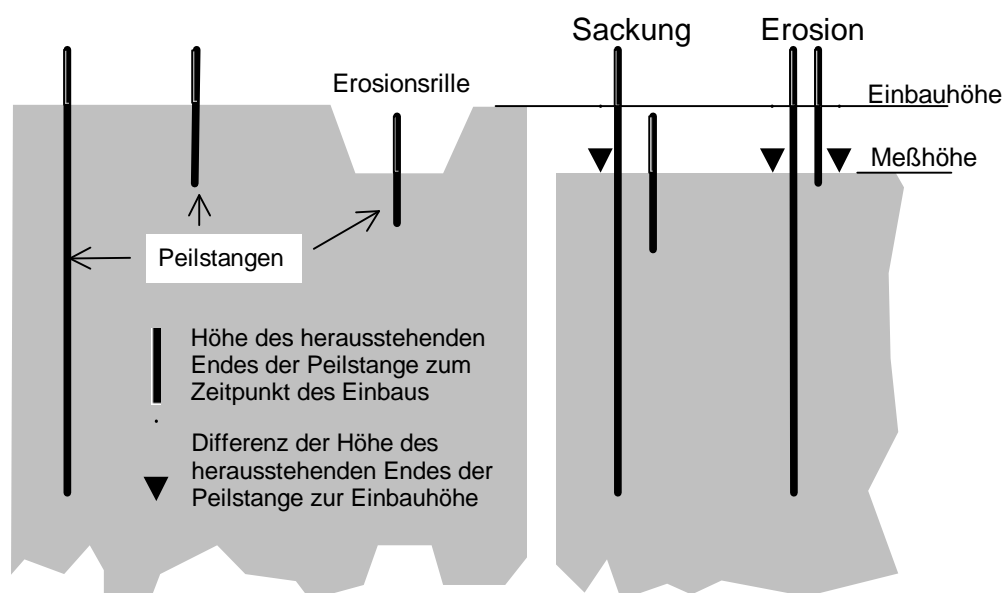


Abbildung 33: Schematische Darstellung der Höhenmessungen zu mehreren Zeitpunkten an kurzen und langen Peilstangen zur Bestimmung des erosiven Abtrags und der Sackung während der Untersuchungsperiode

Eine Differenz der aus der Oberfläche stehenden Enden der kurzen und langen Peilstangen zwischen zwei Zeitpunkten zeigt eine Sackung oder einen erosiven Abtrag an (Abbildung 33). Ist die Differenz bei kurzen (10 cm im Material) und langen Peilstangen gleich, ist keine Sackung in 10 bis 60 cm Tiefe im betrachteten Zeitraum erfolgt, während bei unterschiedlichen Differenzen zwischen den Zeitpunkten und den unterschiedlich tief eingesetzten Stangen von einer Sackung in der Tiefe 10 bis 60 cm ausgegangen wird.

In den Erosionsrillen (vgl. Kap. 6.2.3) waren ebenfalls kurze Stangen installiert worden, um zu überprüfen, ob sich die Rillen weiter einkerbten und ob sie eventuell ihre Position veränderten.

### **6.1.8 Salzgehalt**

Zur Überprüfung der Salzverlagerung wurden Mischproben (~ 1 kg) aus dem Anschüttungskörper der Parzellen 9, 10 und 11 entnommen. Die Probenahme erfolgte an fünf Terminen: im Januar, Mai, August und Oktober 1998 und Februar 1999. Dabei wurden Proben aus 1 bis 10 cm Abschnitten entnommen. Die Tiefenangaben beziehen sich auf eine lotrecht zur Grundfläche bezogene Tiefe, während die Entnahme der Proben dem 35 bis 40° Winkel der Hangoberfläche angepaßt war.

Die Bestimmung der Salzgehalte erfolgte nach DIN 19864 indirekt als Messung der elektrischen Leitfähigkeit mit einem Konduktometer (Fa. Metrohm) im 1:2,5-Wasserextrakt und wird als KCl-Äquivalent angegeben.

### **6.1.9 pH-Wert**

Die Bestimmung der pH-Werte der Materialien in Abhängigkeit von der Tiefe erfolgte in 1:2,5-Wasserextrakten.

Die Proben wurden teilweise vor der Messung getrocknet (20, 60°C Lufttrocknung; 120°C Trockenschrank) und teilweise feldfeucht bzw. unmittelbar nach Entnahme gemessen. Das Verhältnis 1:2,5 (trockenes Material zu aq. demin.) wurde in jedem Fall beibehalten. Einige Proben wurden mehrfach befeuchtet und getrocknet.

### **6.1.10 Schwermetalle**

Im Mai 1998 wurden bei der Beprobung der Profilwände im Bereich der Parzelle 9 Proben aus den Tiefen 0 bis 10 cm in 2 cm-Schritten und 15 sowie 20 cm entnommen und mit aq. demin. ausgeschüttelt. Der eluierbare Cu-Gehalt wurde im 1:5 Extrakt mit einem AAS (Fa. Perkin Elmer 3100) bei 324,8 nm bestimmt. Eine Untersuchung weiterer Schwermetalle erfolgte im akkreditierten Labor Umlab/Kassel.

Im Oktober 1998 fand eine zweite Beprobung statt, die ebenfalls vom Labor Umlab analysiert wurde. Als Entnahmetiefen wurden 4 bis 6, 15 bis 20 und 45 bis 50 cm gewählt.

Um den Anteil der Schwermetalle an der Gesamtbelastung des Haldenwassers und damit die gesamtökologische Wirkung der Rekultivierungsmaßnahme abschätzen zu können, wurde die Berechnung des Schadwerts – Summe der Schadeinheiten (SE) – nach Maßgabe des Abwasserabgabengesetzes §3, Anlage 3 (in: Hein und Schwedt, 1992)

vorgenommen. Danach müssen nicht nur Fischgiftigkeit und CSB berücksichtigt werden, sondern auch die Einleitung von Metallen und Stickstoff.

Bei der Berechnung der SE werden die toxischen Wirkungen einzelner Metalle unterschiedlich bewertet und so in Beziehung gesetzt. Beispielsweise wird je 20 g Hg eine SE angerechnet, während 1000 g Cu eine SE ergeben. Die Berechnung bezieht sich auf die Fracht im Haldenwasser innerhalb eines Jahres.

Zur Simulation eines belasteten Haldenwassers wurde eine Berechnung durchgeführt, die von untenstehenden Annahmen ausging.

Die Belastung des Eluats durch Schwermetalle, berechnet als Schadeinheiten (SE) wurde mit dem 1,2fachen einer potentiellen Cu-Konzentration abgeschätzt. Gerechnet wurde mit einer zusätzlichen Belastung von 0,006, 0,078 und 0,24 SE/m<sup>3</sup> Haldenwasser, bei einer Grundbelastung von 21,9 SE/1000 m<sup>3</sup> durch das Salz (K+S 1994). Die Werte 0,006 und 0,078 SE/m<sup>3</sup> ergeben sich aus den Minima und Maxima der an der Halde gefundenen Cu-Konzentrationen im Mai 1998 aus den eigenen Messungen (5 und 65 ppm Cu) und 0,24 SE/m<sup>3</sup> als Maximalbelastung aus den Laborlysimeterversuchen (200 ppm Cu).

## 6.2 Ergebnisse

### 6.2.1 Profilbeschreibungen, Lagerungsdichten und Gesamtporenvolumina

Nach einem  $\frac{3}{4}$  Jahr haben sich in den Materialien der Parzellen 9, 10 und 11 ähnliche Gefüge entwickelt, die in drei horizontale Schichten unterteilt und wie in Abbildung 34 dargestellt, beschrieben werden können.

Zu differenzieren ist zunächst zwischen den Typen I und II. Der Typ I findet sich in allen Profilen am Unterhang, der Typ II am Oberhang bzw. auf dem Plateau. Typ II unterscheidet sich von Typ I durch die großen Aggregate (Durchmesser 2 bis 15 cm) in der Schicht 1. Dabei handelt es sich teilweise um reine Ascheartefakte, teilweise um Mischungen von REKAL-Rückstand und Aschen mit einer Ummantelung aus Asche.

Der Unterschied zwischen den Schichten bestand im Verfestigungsgrad und in der Gefügeausprägung. Nach AG Boden (1994) und DBG (1997) kann die Schicht 1 als sehr lose mit einem Einkorn-Übergangsgefüge (ein-k), die Schicht 2 als lose mit einem durch Carbonat und Salz geprägten Kittgefüge (kit-n) und die Schicht 3 als fest mit einem Kohärentgefüge (koh-n) angesprochen werden.

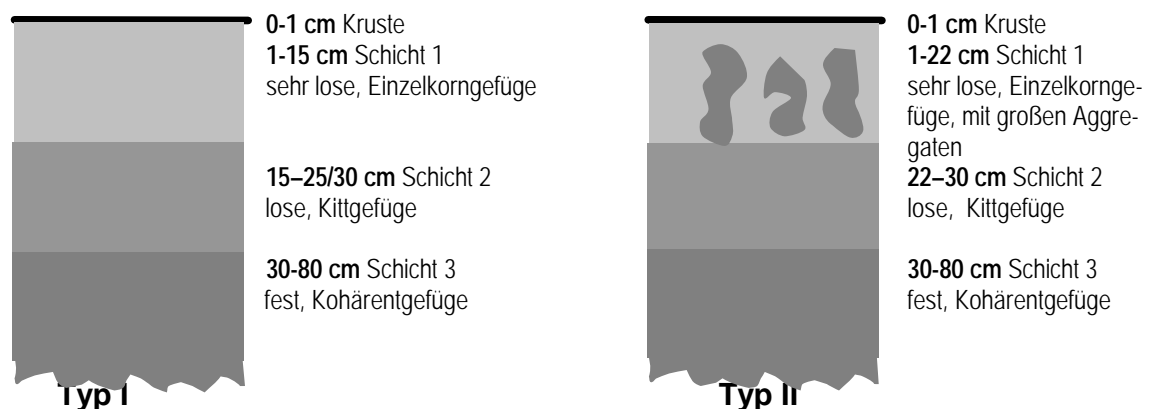


Abbildung 34: Schematische Gefügebeschreibung der Profile auf den Parzellen 9, 10 und 11 (Mai 98) am Unterhang (Typ I) und Oberhang (Typ II)

Die Mächtigkeit der Schicht 1 ist am Unterhang mit 15 cm im Freiland größer als in den Topfversuchen (6 bis 8 cm). Ebenfalls weicht die Ausbildung der Schicht 2 von den Topfversuchen ab, die dort nicht gefunden wurde.

Auf der Parzelle 10 konnten am Unterhang in 20 bis 30 cm Tiefe Aschebänder mit einer Mächtigkeit von 2 bis 10 cm beobachtet werden, wie auch am Unterhang der Parzelle 11 in der Tiefe  $> 72$  cm. Die Aggregierung der Parzelle 11 war meist stärker als die der Parzellen 9 und 10 ausgeprägt.

### Lagerungsdichten und Gesamtporenvolumina

Für die Parzelle 9 liegen von drei Terminen Lagerungsdichten vor (Tabelle 41). Im salzhaltigen Material wurden Dichten zwischen  $0,9 \text{ g/cm}^3$  und  $1,1 \text{ g/cm}^3$  gemessen, die im Vergleich zu Böden gering sind, aber eine höhere Dichte aufwiesen als die Mischungen

im Lysimeter L7 und L8, die etwa die Mischungen der Parzellen 9 und 10 repräsentieren (Tabelle 20). Werden die unterschiedlichen Ausgangssalzgehalte der Freiland- und Laborlysimeterversuche berücksichtigt, sind die Lagerungsdichten vergleichbar. Die Lysimeter L7 und L8 hatten nach der Entsalzung Lagerungsdichten von ca.  $0,8 \text{ g/cm}^3$ , was leicht über den um den Salzgehalt korrigierten Werten der Parzellen 9, 10 und 11 ab 30 cm Tiefe liegt.

Mit fortschreitender Zeit verändern sich die Lagerungsdichten in der Tiefe von 5 cm aufgrund der Salzverlagerung.

Aufgrund der geringen zeitlichen Differenz lassen sich die um den Salzgehalt korrigierten Lagerungsdichten vom Januar und Mai 1998 zusammenfassen. Damit ist die im Kapitel 6.2.1 beschriebene Schichtabfolge tendenziell auch in der Lagerungsdichte erkennbar. Zwischen 15 und 22 cm nimmt die Lagerungsdichte um  $0,04 \text{ g/cm}^3$  und zwischen 22 und 30 cm um  $0,1 \text{ g/cm}^3$  zu.

Die Differenz zwischen der Tiefe 5 cm im August 1997 und 60 cm im Mai 1998 beträgt sowohl bei vollständig salzhaltigem als auch bei salzfreiem Material etwa  $0,2 \text{ g/cm}^3$ .

Tabelle 41: Lagerungsdichten [ $\text{g/cm}^3$ ] der Parzelle 9 zu drei Terminen in verschiedenen Tiefen ( $n = 4$ ; VK% = 4 bis 12 %; \* K+S, 1996 ff.)

	Termin	5 cm	15 cm	22 cm	30 cm	40 cm	60 cm
Meßwerte	August 1997*	0,89					
	Januar 1998	0,68	0,86		1,09		
	Mai 1998	0,66		0,87		1,02	1,09
um Salzgehalt bereinigte Lagerungsdichten	August 1997*	0,60					
	Januar 1998	0,58	0,58		0,72		
	Mai 1998	0,57		0,62		0,74	0,76

Die Gesamtporenvolumina der Materialien sind aus den Lagerungsdichten entsprechend den Festsubstanzdichten von REKAL-Rückstand, SAV-Stabilisat und Salz berechnet worden (Tabelle 42). Wie bereits in den Laborversuchen liegen die Gesamtporenvolumina sehr hoch. Vergleichbar sind diese sehr hohen Porenvolumina von 72 bis 79 Vol. % mit denen von Andosolen, während in Böden Norddeutschlands normalerweise Gesamtporenvolumina von 42 bis 50 Vol. % gefunden werden.

Tabelle 42: Gesamtporenvolumina [Vol. %] der Parzelle 9 zu drei Terminen in verschiedenen Tiefen ( $n = 4$ ; VK% = 4 bis 12 %; \* K+S, 1996 ff.)

	Termin	5 cm	15 cm	22 cm	30 cm	40 cm	60 cm
Meßwerte	August 1997*	64,4					
	Januar 1998	73,8	65,6		56,3		
	Mai 1998	74,6		65,5		59,6	56,6
um Salzgehalt bereinigte Gesamtporen- volumina	August 1997*	77,6					
	Januar 1998	78,3	78,3		73,1		
	Mai 1998	78,7		76,8		72,3	71,6



## 6.2.2 Gesättigte hydraulische Leitfähigkeit der Kruste

Die hydraulische Leitfähigkeit wurde auf den Parzellen 9, 10 und 11 im Dezember 1997 gemessen (Tabelle 43). Die Bodenfeuchte lag zum Entnahmeterrmin bei etwa 40 Gew. % Wasser.

Tabelle 43: Hydraulische Leitfähigkeit [cm/d] der Kruste am Oberhang und auf dem Plateau der Parzellen 9, 10 und 11 im Dezember 1997 (VK% = 14 bis 27 %)

Position	Parzelle 9	Parzelle 10	Parzelle 11
Plateau (n=10)	692	554	988
Oberhang (n=4)	1060	689	799
Median aller Messungen	709	581	890

Alle gemessenen kf-Werte liegen nach AG Boden (1994) im äußerst hohen Bereich ( $k_f 6 \cong > 300 \text{ cm/d}$  bzw.  $> 3,5 \cdot 10^{-1} \text{ m/s}$ ). Zwischen den Materialmischungen bestehen bezüglich der kf-Werte der Kruste kaum Unterschiede.

Die gesättigten Wasserleitfähigkeiten der in Lysimeter L7 und L8 untersuchten Mischungen mit 35 bzw. 50 Gew. % SAV-Stabilisat-Anteil betragen 580 bzw. 350 cm/d im entsalzten Zustand und waren damit etwas niedriger als die im Freiland gemessenen. Die in den Topfversuchen bestimmten kf-Werte lagen für die Mischung mit einem 30 %igen SAV-Stabilisat-Anteil ebenso hoch wie im Freiland; die gesättigte Wasserleitfähigkeit der Mischung mit 50 Gew. % SAV-Stabilisat-Anteil war jedoch deutlich geringer (185 cm/d).

In gewachsenen Böden liegt die gesättigte Wasserleitfähigkeit bei ähnlicher Korngrößenzusammensetzung und Lagerungsdichte bei etwa 50 cm/d (AG Boden, 1994).

## 6.2.3 Erosion

Größere Erosionsereignisse waren auf den Flächen von Beginn der Anschüttung bis Mitte Mai 1998, trotz vereinzelter stärkerer Niederschläge, nicht zu beobachten.

Ende Mai und Anfang Juni 1998 fanden Starkregenereignisse statt, die zur Bildung von Erosionsrillen führten. Die Rillen verliefen vertikal, wenig verzweigt und waren am Hangfuß 4 bis 8 cm breit und 8 bis 10 cm tief, was nach DVWK (1996) als mittlere Ausprägung bewertet wird (11 bis 25 Rillen je 10 m Hangbreite).

Die Mächtigkeit der Schicht 1 (vgl. Abbildung 34) blieb von Mai 1998 bis August 1998 unverändert. Daher kann angenommen werden, daß der erosive Abtrag ausschließlich in den Erosionsrillen erfolgte.

Anhand der eingesetzten Peilstangen konnte von August 1998 bis Oktober 1998 leichte, flächenhafte Erosion festgestellt werden. Am Oberhang waren Abträge  $< 1 \text{ cm}$  erkennbar, am Unterhang ließ sich dagegen kein Auf- oder Abtrag nachweisen. Schürfe am Unter- und Oberhang zeigten keine Veränderungen in der Krustenmächtigkeit und der Mächtigkeit der Schicht 1.

Von Oktober 1998 bis Februar 1999 kam es zu einem flächenhaften Abtrag von 4 bis 5 cm am Unterhang der Parzelle 9. Am Ober- und Mittelhang waren jedoch nur 2 bis 3 cm aberodiert. Auch auf den Parzellen 10 und 11 konnte an allen drei Positionen ein Abtrag von 2 bis 3 cm festgestellt werden. Damit verringerte sich die Mächtigkeit der Schicht 1

von 15 auf durchschnittlich 12 cm. Die Erosionsrillen vertieften sich in diesem Zeitraum ebenfalls um 2 bis 3 cm. Zum Vergleich war eine Messung auf der schütter begrünter Parzelle 12 erfolgt, die keine Veränderung der Oberfläche erkennen ließ.

Der durchschnittliche Materialverlust auf den Parzellen 9, 10 und 11 kann, unter Einbeziehung der Erosionsrillen, am Unterhang mit durchschnittlich 27,5 kg/m<sup>2</sup> (21 bis 34 kg/m<sup>2</sup>) innerhalb von 5 Monaten beziffert werden.

Sackungen konnten im Untersuchungszeitraum nicht beobachtet werden.

## 6.2.4 Scherwiderstand

Die Ergebnisse der Scherwiderstandsmessung aus dem Mai 1998 sind als Mediane in der Abbildung 35 dargestellt. Die Messungen ergaben eine deutliche Differenzierung zwischen den Materialien und in den verschiedenen Tiefen. Die Schicht 1 (7 cm) war durchgängig mit 5 KPa extrem locker. Die mittlere Schicht weist eine erhöhte Scherfestigkeit auf und die dritte Schicht der Parzellen 9 und 11 sehr hohe Widerstände.

Mit zunehmendem Anteil an SAV-Stabilisat kommt es zu einer Erhöhung des Scherwiderstands, die in der Tiefe von 30 cm tendenziell und in der Tiefe 75 cm signifikant ist. Eine weitere Steigerung der Scherfestigkeit fand auf der Parzelle 11 durch teilweise Substitution von SAV-Stabilisat durch WSA-Stabilisat statt. Dies war bereits in den Topfversuchen (Tabelle 22) bei geringen Wassergehalten zu erkennen.

Die Wassergehalte im Mai 1998 der Tiefe >20 cm waren auf allen Parzellen geringer als in der Tiefe 0 bis 20 cm, was die Differenzierung der Tiefe 7 cm zur Tiefe 30 cm erklären kann (Tabelle 47). Die Abschätzung der Wasserspannung nach der Wasserspannung-Wassergehalts-Beziehung, der im Labor untersuchten Mischungen, ergibt einen pF-Wert zwischen 2,6 und 2,8 (20 bis 25 Vol. % Feuchte) für Parzelle 9.

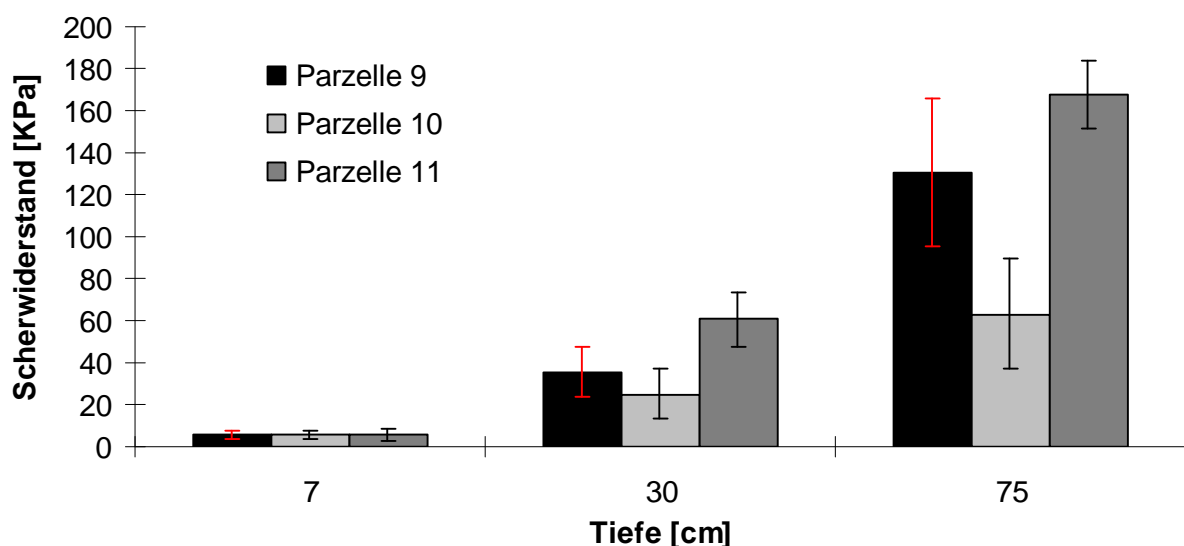


Abbildung 35: Mediane der Scherwiderstandsmessung [KPa] in den Tiefen 7, 30 und 75 cm der Parzellen 9, 10 und 11

In den Topfversuchen mit Materialmischungen wurden für die Tiefe 5 bis 8 cm für die Mischungen 70/30, 50/50 und 50/50W Scherwiderstände zwischen 28 und 43 KPa bei

differierenden Wassergehalten in der verfestigten Schicht gemessen. Die Scherwiderstände lassen sich mit den Ergebnissen der Freilanduntersuchungen der Tiefe 30 cm in Beziehung setzen, wo die Auflast noch nicht so groß ist und die Verfestigung des Materials noch vorhanden ist.

## 6.2.5 Eindringwiderstand

In Abbildung 36 sind die Mediane und Standardabweichungen der Eindringwiderstände auf den verschiedenen Parzellen einander gegenübergestellt. Dabei sind die Werte der Tiefen 5 und 75 cm kritisch zu betrachten, da ein Teil der Messungen außerhalb des Meßbereichs von 25 bis 500 KPa lag.

Mit zunehmender Tiefe werden die Eindringwiderstände größer. Die Beziehung zwischen Tiefe und Eindringwiderstand ist in Bereichen linear, wenn auch in den Tiefen 15 bis 20 und 30 bis 35 cm eine sprunghafte Zunahme der Eindringwiderstände zu erkennen ist. Die Mischungen weisen untereinander keine absicherbaren Unterschiede auf. Tendenziell sind die in Abbildung 36 nicht dargestellten Eindringwiderstände der Parzelle 10 etwas geringer.

Vereinzelt wurden Aschebänder im Profil gefunden, deren Eindringwiderstände um 400 KPa betragen. Durch die verfestigten Aschebänder verändert sich auch der Wasserhaushalt des darunter liegenden Materials und somit die Entsalzung. Höhere Salzgehalte gingen aufgrund der Verfestigung durch die Salzkristalle mit höheren Eindringwiderständen einher.

Die Untersuchungen zeigen eine Dreiteilung des Profils mit der gleichen Schichtung wie die Profilbeschreibung (Typ I) in Kapitel 6.2.1. Die dort qualitativ vorgenommene Bewertung der Schichten als sehr lose, lose und fest läßt sich aus den gemessenen Eindringwiderständen belegen.

Die gravimetrischen Wassergehalte der Materialien zum Zeitpunkt der Probenahme, die sich auf die Eindringwiderstände auswirken, sind in Tabelle 47 aufgeführt.

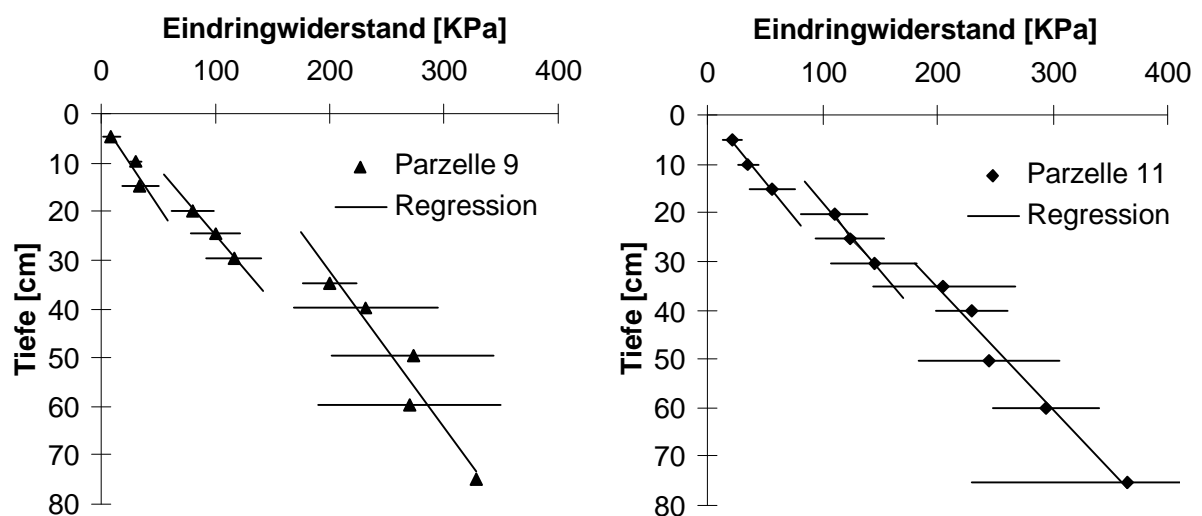


Abbildung 36: Eindringwiderstände [KPa] der Andeckungen auf den Parzellen 9 und 11 in verschiedenen Tiefen im August 1998 (n=10)

Die in den Topfversuchen gemessenen Eindringwiderstände sind bezogen auf die Schichtung, mit den Untersuchungen im Freiland vergleichbar. Am oberen Ende der verfestigten Schicht wurden sowohl in den Topfversuchen und in den Freilanversuchen Eindringwiderstände zwischen 100 und 175 KPa gemessen.

Weder aus den Ergebnissen der Labor- noch der Freilandversuche kann eine Beeinträchtigung des Pflanzenwachstums durch zu große Eindringwiderstände bei Verwendung einer Mischung mit 50 Gew. % SAV-Stabilisat abgeleitet werden.

## 6.2.6 Salzgehalt

Die Bestimmung der Salzgehalte im angeschütteten Material diente der Überprüfung der im Labor gefundenen Entsalzungsdynamik. In erster Linie sollte der Zeitpunkt ermittelt werden, an dem die Entsalzung soweit fortgeschritten ist, daß eine Begrünung der Andeckung erfolgversprechend wäre.

Die Untersuchungen der Parzellen 9, 10 und 11 ließen einen fortschreitenden Entsalzungsprozeß erkennen. Wie in den Laborversuchen konnte das Material in drei Bereiche eingeteilt werden: den vorwiegend entsalzten Bereich (salzfrei), den Übergangsbereich zwischen vorwiegend entsalztem und salzhaltigem Material (Entsalzungsgrenze) und Material, das dem Ausgangssalzgehalt entspricht (salzhaltig).

Im Januar 1998 war die Entsalzungsgrenze auf der Parzelle 9 in der Tiefe 5 bis 10 cm feststellbar; bis Mai 1998 war sie bereits in den Bereich von 12 bis 22 cm verschoben. Im August 1998 lag die Grenze noch etwas tiefer. Im Oktober 1998 kam es zu einer Entsalzung der oberen dm bei gleichzeitigem Salzaufstieg in die Tiefe > 30 cm.

Im Februar 1999 zeigte sich eine Salzverlagerung, die zu einer Entsalzung bis in die Tiefe unterhalb von 20 reichte. In der Abbildung 37 wird beispielhaft der Salzgehalt zu sechs Terminen in dm-Abschnitten für die Parzelle 9 gezeigt.

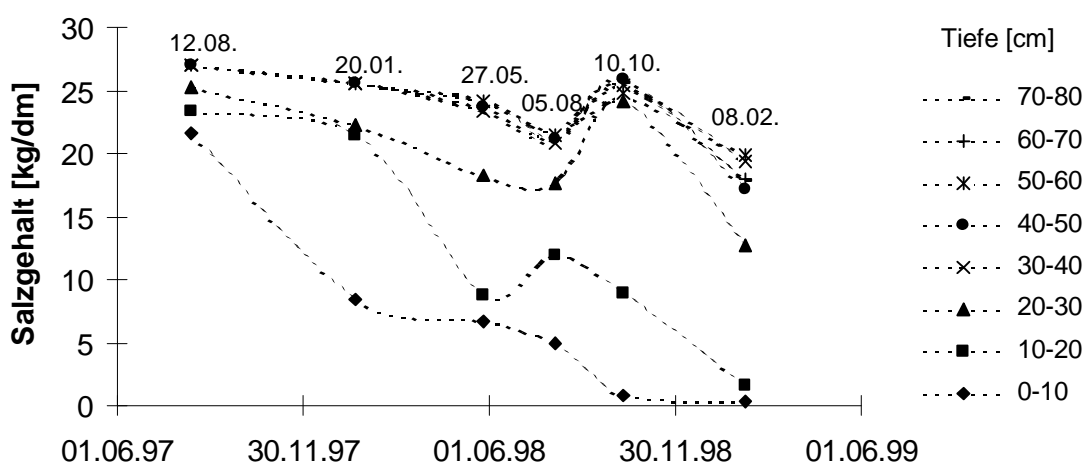


Abbildung 37: Salzgehalte eines 1 m<sup>2</sup> großen Ausschnitts der Parzelle 9 zu sechs Terminen bis 80 cm Tiefe in dm-Abschnitten (n=1)

Bilanziert man die Salzgehalte der Parzelle 9 über das erste Jahr, um die Salzausträge festzustellen, so findet man für ein 0,8 m<sup>3</sup> Kompartiment (0,8 m tief, Grundfläche 1m<sup>2</sup>) im Zeitraum August 1997 bis August 1998 einen Salzaustrag von 64,4 kg bei 550 mm Niederschlag und im Zeitraum Januar 1998 bis Februar 1999 einen Austrag von 72,7 kg bei 655 mm Niederschlag (Tabelle 44). Die durchschnittlich verlagerte Salzmenge je mm Niederschlag beträgt 105 g.

Tabelle 44: Kumulierter Niederschlag [mm] und absoluter Salzgehalt [kg] des betrachteten Kompartiments (0,8 m<sup>3</sup>) der Parzelle 9 zu sechs Terminen

	Aug 97	Jan 98	Mai 98	Aug 98	Okt 98	Feb 99
Niederschlagssumme [mm]	0	280	424	550	695	935
Salzgehalt [kg] 0-80cm	205,2	179,5	153,2	140,8	160,7	106,8

In den oberen 10 cm der Parzelle 9 nimmt der Salzgehalt kontinuierlich ab (Abbildung 38). Dieser Trend wird durch die Messungen im Mai und August 1998 in der Tiefe 0 bis 5 cm durchbrochen. Zu diesen Terminen kann eine Salzanreicherung in den oberen cm festgestellt werden, die zudem einen sehr gleichförmigen Verlauf in der Tiefe 0 bis 10 cm aufweist. Derartige Anreicherungen der bereits entsalzten Bereiche sind in den Laborversuchen aufgrund der fehlenden Verdunstung nicht festgestellt worden.

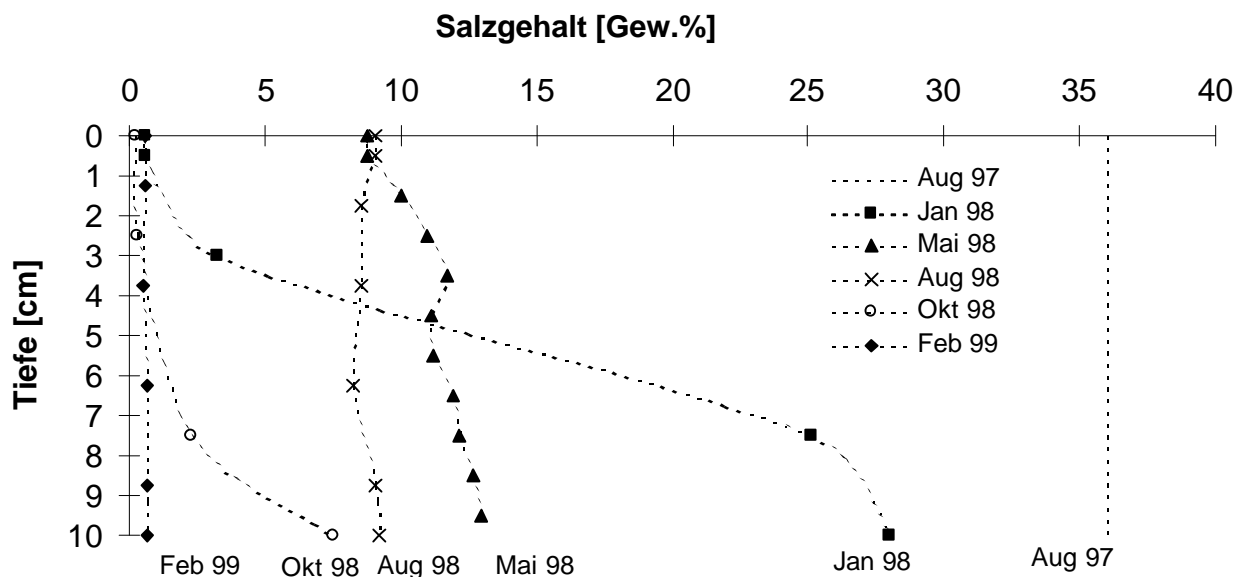


Abbildung 38: Salzgehalte der oberen 10 cm auf der Parzelle 9 zu sechs Terminen

In der Abbildung 39 sind die Salzgehalte in einem kleinen Ausschnitt aus der Parzelle 9 in etwa 20 cm Tiefe dargestellt. Dabei sind die relativen Salzgehalte zum Minimum (= 100 %) des Ausschnitts aufgetragen. Zu erkennen ist, daß die Bereiche mit niedrigen und hohen Salzgehalten unterschiedlich verteilt sind. Bereiche mit niedrigen Salzgehal-

ten bilden konzentrische Muster um einen Mittelpunkt, während die Bereiche höherer Salzkonzentrationen als Grad oder Riff angesprochen werden können.

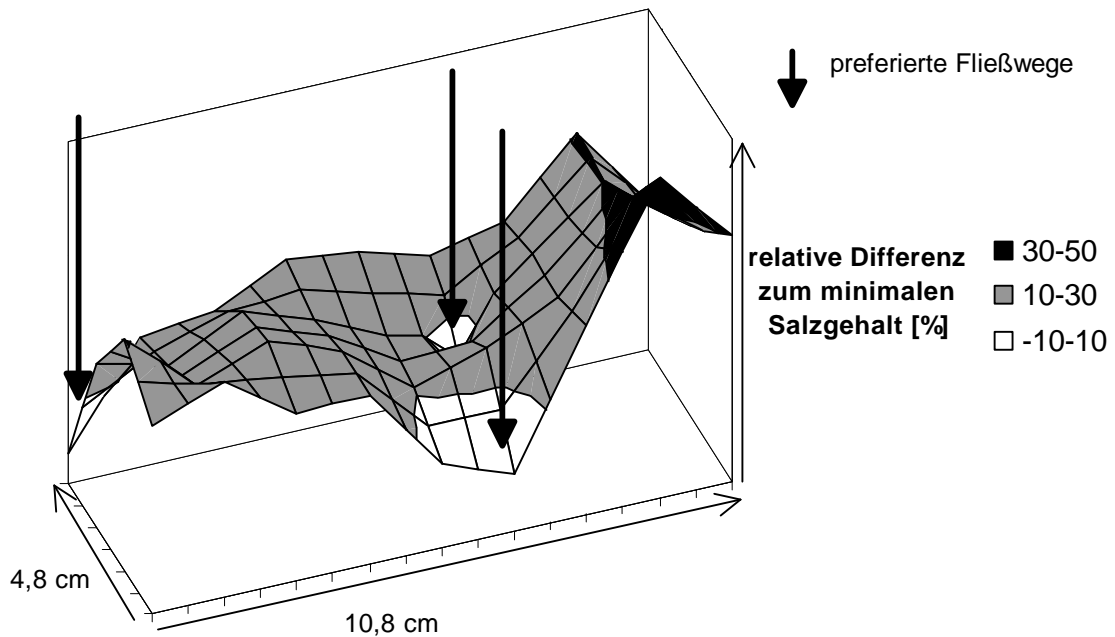


Abbildung 39: Verteilung der Salzgehalte in einem kleinen Ausschnitt der Parzelle 9 in 20 cm Tiefe im August 1998; 9,35 Gew. % = 100 % (Grundfläche des Ausschnitts: 10,8 x 4,8 cm)

Die Abnahme der Salzgehalte in den Mischungen auf den Parzellen 9, 10 und 11 verläuft bis Mai 1998 nahezu parallel (Abbildung 40). Im Oktober 1998 ist ein deutlicher Unterschied zwischen den Parzellen mit weniger REKAL-Rückstand (Parzelle 9 und 11) und der Parzelle mit einem höheren Anteil an REKAL-Rückstand in der Mischung (Parzelle 10) und den entsprechend unterschiedlichen Ausgangssalzgehalten eingetreten. Ein Einfluß durch die Beimengung von WSA-Stabilisat in der Andeckung der Parzelle 11 im Vergleich zur Parzelle 9 (ohne WSA-Stabilisat) läßt sich nicht erkennen (Abbildung 41).

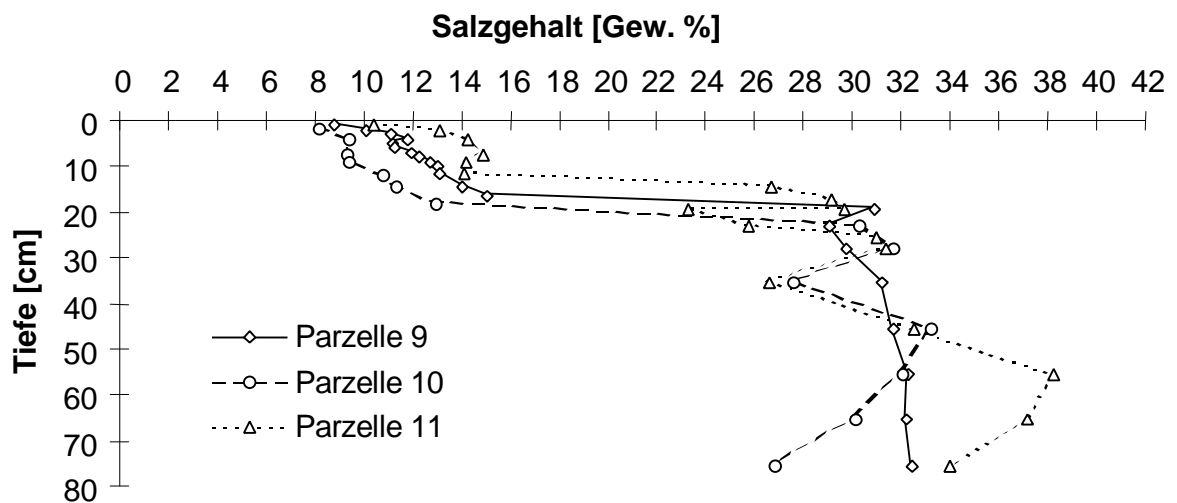


Abbildung 40: Vergleich der Salzgehalte [Gew. %] in unterschiedlichen Tiefen auf den Parzellen 9, 10 und 11 im Mai 1998

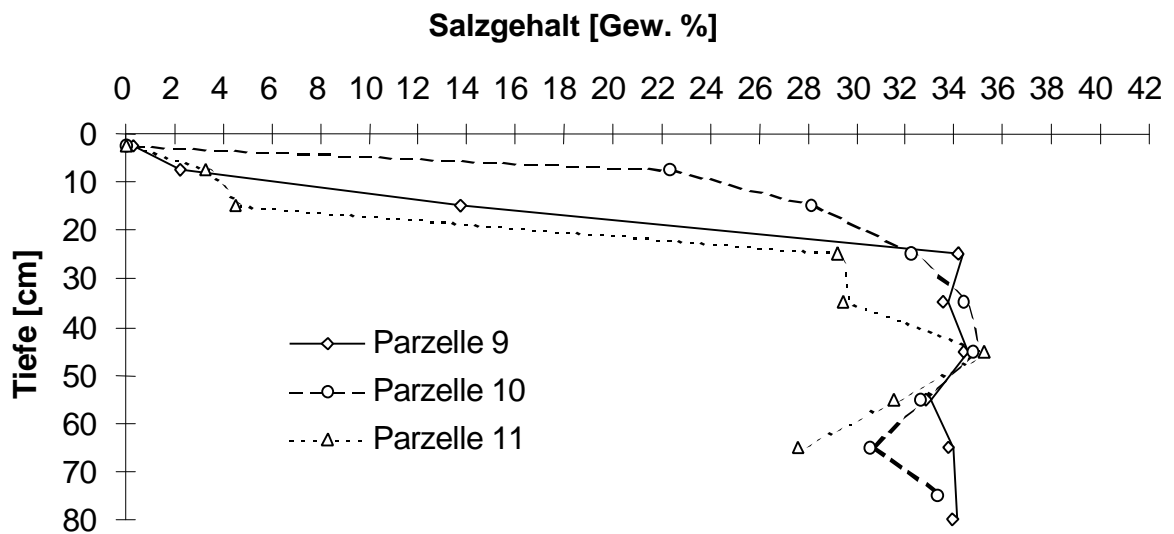


Abbildung 41: Vergleich der Salzgehalte [Gew. %] in unterschiedlichen Tiefen auf den Parzellen 9, 10 und 11 im Oktober 1998

### 6.2.7 Abschätzung von Verdunstung, Oberflächenabfluß und Sickerwassermengen

Der Wasserhaushalt im Freiland unterscheidet sich vom Wasserhaushalt der Laborlysimeter hauptsächlich in den Größen Verdunstung und Oberflächenabfluß. Daher soll zunächst die Verdunstung nach Gleichung 13 (Kap. 6.1.4) berechnet werden (Tabelle 45) und in einem zweiten Schritt über Annahmen zum Oberflächenabfluß/Erosion die resultierende Sickerwassermenge korrigiert werden.

Wird der Wasserhaushalt der Rekultivierungsschicht bilanziert, so könnte nach Gleichung 13 die Verdunstung (V) bzw. die Evaporation (E) berechnet werden. Der Verdunstungsanteil (E [%N]) ist auf die Niederschlagsmenge (N) bezogen.

In Tabelle 45 ist die Bilanzierung nach Gleichung 13 für den gesamten Untersuchungszeitraum angegeben. Dabei ist zusätzlich eine Korrektur der kumulierten Niederschlagssumme von 915 mm auf 1.043 mm im Zeitraum August 1997 bis Februar 1999 erfolgt, die aufgrund der Minderbestimmung des Niederschlags durch die Messung in 1 m Höhe statt in Bodenhöhe vorgenommen wurde. Schmeisky (1999) beziffert den bodenebenen Niederschlag auf dem Lysimeterfeld an der Halde Sigmundshall, das in unmittelbarer Nähe des Versuchsfelds Südflanke liegt, mit 770 mm im Jahre 1998. In diesem Zeitraum sind 675 mm Niederschlag im unteren Niederschlagsammler an der Parzelle 9 in 1 m Höhe gemessen worden. Die Differenz beträgt 95 mm bzw. 14 % zwischen bodenebenen und in 1 m Höhe gemessenem Niederschlag. Nach Lücke (1997) liegt der Fehler bei 14 % auf einer thüringischen Rückstandshalde der Kaliindustrie bzw. nach Häckel (1990) bei 5 bis 10 % Minderbestimmung.

Für den gesamten Untersuchungszeitraum von August 1997 bis Februar 1999 wurden nach Gleichung 13 für die Evaporation zunächst 56 bis 65 % des Niederschlags berech-

net (Tabelle 45). Dieses Ergebnis stellt ein Zwischenergebnis dar. Eine genauere und weitergehende Berechnung der Evaporation findet sich in Tabelle 46.

Tabelle 45: Bilanzierung der Wasserein- und -austräge von August 1997 bis Februar 1999 aus der Rekultivierungsschicht mit unterschiedlichen Lösungsmaxima der Salzlösung (Austrag I: 260 g Salz/l / Austrag II: 350 g Salz/l); Niederschlagssumme um 14 % korrigiert (vgl. Text)

	Eintrag	Austrag I (260 g/l)	Austrag II (350 g/l)	
N [mm]	1.043,8	85,1	85,1	$\Delta W_1$ [mm]
$\Delta SG$ [kg]	98,4	378,5	281,1	$S_1$ [mm]
		580,2	677,6	E [mm]
		55,6	64,9	$E$ [%N]

Niederschlag = N; Salzgehaltsänderung =  $\Delta SG$ ; Wasservorratsänderung =  $\Delta W_1$ ; Sickerwasser =  $S_1$ ; Verdunstung (Evaporation) = E; *relative Verdunstung* =  $E$  [%N] @ % des Niederschlags

Aus den Untersuchungen der Salzgehalte der Tiefe 40 bis 80 cm zu sechs Terminen geht hervor, daß aus diesem Tiefenabschnitt Salz ausgetragen wurde. Daher kann das Wasser, welches diese Schicht durchströmte, nicht salzgesättigt gewesen sein. Diesem Umstand sollte durch das geringere Lösungsmaximum bei Berechnung des Austrags I in Tabelle 45 Rechnung getragen werden.

Eine Berechnung des Oberflächenabflusses auf der Parzelle 9 könnte auf der Grundlage des Materialverlusts von August 1998 bis Februar 1999 erfolgen. Pro m<sup>2</sup> wurde am Unterhang mindestens eine Rille gefunden, die ein Volumen von 5 bis 6 l besaß und ein flächenhafter Abtrag von etwa 30 bis 50 l Material. Bei einer Lagerungsdichte von 0,6 g/cm<sup>3</sup> wäre dies insgesamt ein Materialverlust von 21 bis 34 kg/m<sup>2</sup>.

Die Wassermenge, die zur Verlagerung einer Einheit Material benötigt wird, wurde mit 10 l/kg Material angenommen. Aus der Erosionsforschung an Lößböden ist bei Gefällen von 12 % ein Abtrag von 2 kg Boden mit 60 l Niederschlag, entsprechend 0,03 kg/l, bekannt (Brandt 1997). Maximale Sedimentkonzentrationen lagen bei 0,1 kg/l. Aufgrund der höheren Steilheit der Haldenflanken bei den Rekultivierungsflächen (70 % bis 84 %) kann eher mit einem engen Material-Abfluß-Verhältnis gerechnet werden, z.B. 0,1 kg/l.

Unter Annahme eines Material-Abfluß-Verhältnisses von 1:10 (0,1 kg/l) werden für 21 bis 34 kg erodiertes Material eine Wassermenge von 210 bis 340 mm benötigt. Diese Wassermenge entspricht dem angenommenen Oberflächenabfluß (Tabelle 46).

Aufgrund der Einbeziehung des Oberflächenabflusses in die Bilanzierung der Wasserflüsse auf der Parzelle 9 in Tabelle 46 wird eine Aufteilung des absoluten Niederschlags in 27 bis 36 % Sickerwasser und 29 bis 39 % Verdunstung bei einem mittleren Oberflächenabfluß von 26 % (20 bis 33 %) berechnet. Damit liegt die Verdunstung einer unbedeckten Andeckung aus einem REKAL-Rückstand/SAV-Stabilisat-Gemisch 11 bis 21 % über der Verdunstung einer unrekultivierten Halde. Addiert man die relativen Anteile des Niederschlags auf, so muß unter den getroffenen Annahmen immer vom Maximalwert



der angegebenen Spannen ausgegangen werden (36 % Sickerwasser und 39 % Verdunstung)

Tabelle 46: Bilanzierung der Wasserein- und -austräge von August 1997 bis Februar 1999 aus der Rekultivierungsschicht unter Berücksichtigung des Oberflächenabflusses (%N = relativer Anteil am Niederschlag)

Einflußgröße	Methode	Berechnung	Symbol	[mm]	[%N]
Niederschlag	Messung	Korrektur mit Daten des Lysimeterfelds (N + 14 %)	N	1043,8	
Oberflächenabfluß	Annahme	Verhältnis Abtrag zu Wasser 1:10 (~ 210 – 340 mm)	A <sub>0</sub>	ca. 275	ca. 26
Infiltration	Berechnung	N – A <sub>0</sub>	S <sub>0</sub>	768,8	
Salzaustrag	Messung	98,4 kg	ΔSG		
Lösungsmaximum	Annahme	260 bzw. 350 g Salz/l	L		
Sickerwassermenge	Berechnung	ΔSG/L	S <sub>1</sub>	378,5 / 281,1	27 – 36
Wasservoratsänderung	Messung		ΔW <sub>1</sub>	85,1	
Evaporation / Verdunstung	Berechnung	$E = S_0 - S_1 - \Delta W_1$	E	305,2 / 402,6	<b>29 – 39</b>

Der Salzaustrag aus der Andeckung beträgt ca. 10,5 kg/100 mm Niederschlag in 1 m Höhe im Gegensatz zu den Lysimeteruntersuchungen, in denen in der Anfangsphase zwischen 35 und 38 kg Salz/100 mm Beregnung ausgetragen wurden. Diese Diskrepanz kann durch Verdunstung und Oberflächenabfluß erklärt werden.

### 6.2.8 Wassergehalte

Die Bestimmung der Wassergehalte wurde einerseits durchgeführt, um Aussagen zur Wasserspeicherung treffen zu können und ist andererseits notwendig, um die Scher- und Eindringwiderstände zu beurteilen.

Die gravimetrischen Wassergehalte der Mischproben der Parzelle 9 sind in Tabelle 47 für sechs Termine dargestellt. Die Wassergehalte der Schicht bis 30 cm sind veränderlich, darunter scheint eine kontinuierliche Feuchtigkeit im Bereich von 20 bis 30 Gew. % zu herrschen (Tabelle 47).

Da für die Parzelle 9 Lagerungsdichten vorliegen, können die volumetrischen Wassergehalte angegeben werden.

Für Mai 1998 kann eine gleichmäßige Durchfeuchtung der Tiefe 0 bis 30 cm ausgewiesen werden, wobei der volumetrische Wassergehalt im unteren Bereich des Profils zunimmt. Im August 1998 war im gesamten Profil der volumetrische Wassergehalt gleich, was bedeutet, daß die oberen Bereiche stärker ausgetrocknet waren als die unteren, da oben größere Gesamtporenvolumina bestimmt wurden als unten. Dies ist anhand des wassergefüllten Porenvolumens (WFPS) ersichtlich (Abbildung 42).

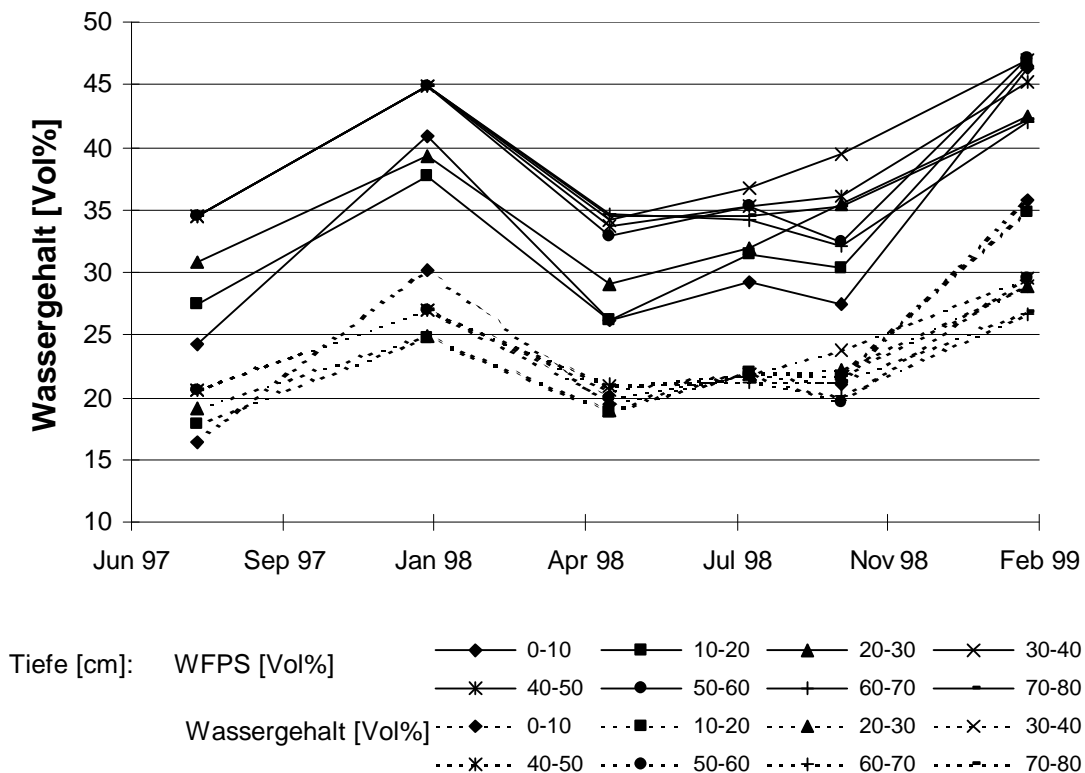


Abbildung 42: Volumetrischer Wassergehalt [Vol. %] und wassergefülltes Porenvolumen (WFPS) zu sechs Terminen in der Parzelle 9 in unterschiedlichen Tiefen

Die Messung des volumetrischen Wassergehalts bzw. des wassergefüllten Porenvolumens im Freiland gibt zugleich ein Maß über die Wasserspeicherfähigkeit des Materials. Die Wasserspeicherung nimmt mit fortschreitender Entsalzung zu. In der Andeckung auf der Parzelle 9 liegt sie bei 20 bis 35 Vol. %, bezogen auf das Gesamtvolumen.

Im Labor lag bei entsalztem Material die Feldkapazität (FK), die aus der Porenraumverteilung einer Mischung 50/50 ermittelt wurde, bei 54 Vol. % bzw. 54 mm/dm. Die Gesamtporenvolumina der im Labor untersuchten Proben waren etwa 7 Vol. % geringer.

Betrachtet man die Minimalwerte der Wassergehalte im Mai und Oktober 1998 (Abbildung 42) als untere Grenze der Wasserspeicherung, kann von einer nutzbaren Feldkapazität (nFK) von 15 bis 20 mm in der Schicht 1 und evtl. 2 ausgegangen werden und von einer derzeitigen (versalzt) nFK im unteren Bereich (Schicht 3) von 10 bis 15 mm/dm. Dagegen betrug die nFK in der Untersuchung der Porenraumverteilung fast 50 Vol. %.

Nimmt man den effektiven Wurzelraum eines Grünlands mit 70 cm Tiefe an (nach Ellenberg, 1996), so erhält man bei entsalztem Material eine nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraums (nFKWe) von 100 bis 120 mm. Diese ist nach AG Boden (1994) als gering zu beurteilen.

Tabelle 47: Wassergehalte [Gew. %] der Proben (Mittelwerte) von August 1997 bis Februar 1999

Parzelle	Tiefe [cm]	0-1	1-5	5-10	10-20	20-30	30-50	50-80
9	Aug 97*	20,1	20,1	20,1	20,1	20,1	20,1	20,1
	Jan 97	57,7	52,4	34,7	28,6	27,1	26,9	26,7
	Mai 98	29,1	29,6	28,9	25,4	21,5	21,0	23,3
	Aug 98	30,3	35,5	33,6	28,7	23,9	23,5	20,7
	Okt 98	34,0	35,1	35,9	29,2	23,6	23,6	21,2
	Feb 99	80,3	57,6	55,9	52,4	34,9	33,0	30,0
10	Aug 97*	20,3	20,3	20,3	20,3	20,3	20,3	20,3
	Jan 97	65,7	49,8	38,9	29,2	29,2	27,5	n.b.
	Mai 98	29,5	30,1	28,4	25,4	23,8	24,6	21,8
	Aug 98	31,8	33,4	35,3	32,1	26,7	23,5	22,6
	Okt 98	36,2	34,7	33,0	25,9	23,1	21,6	21,8
11	Aug 97*	14,9	14,9	14,9	14,9	14,9	14,9	14,9
	Jan 97	61,5	54,1	43,7	31,0	31,0	27,0	n.b.
	Mai 98	28,8	30,0	30,2	24,8	23,0	23,6	25,5
	Aug 98	31,7	30,2	30,7	26,0	23,1	20,2	20,9
	Okt 98	38,1	36,2	24,6	25,8	23,8	22,8	22,3

\* nach K+S 1996 ff.

### 6.2.9 Entwicklung der Haldenwassermenge

Ziel der Rekultivierung der Halde Sigmundshall ist die Reduzierung der Haldenwassermenge. Dies soll mit einer schwachmächtigen Andeckung eines Gemischs aus REKAL-Rückstand und SAV-Stabilisat erfolgen. Zur Abschätzung der zukünftigen Haldenwassermenge, die in den Vorfluter eingeleitet werden wird, wurden vier Szenarien berechnet, die von konstanten Niederschlägen (Mittel der Jahre 1987 bis 1997), einem kontinuierlichen Haldenwachstum und von verschiedenen Verdunstungsmengen ausgehen, die durch eine Rekultivierung erreicht werden können und der Haldenwasserentwicklung einer unrekultivierten Halde gegenübergestellt.

Die Verdunstung der unrekultivierten Halde beträgt unter den diversen Annahmen der Ein- und Austräge in das Hydrosystem Halde Sigmundshall 18 % des Niederschlags, die in der Tabelle 48 für das Jahr 1997 bilanziert wurden. Das Jahr 1997 bot einerseits die am besten abgesicherte Datengrundlage und ist zeitlich der Rekultivierungsphase am nächsten. Die bereits einfließenden Daten für eine rekultivierte Fläche (Andeckung mit REKAL-Rückstand) können aufgrund des geringen Flächenanteils von max. 5 % an der Gesamtfläche der Halde vernachlässigt werden.

Tabelle 48: Bilanzierung der Wasserströme der Rückstandshalde Sigmundshall für 1997 (alle Werte bis auf Niederschlag und Haldenwasser geschätzt)

#### Einträge:

Atmosphärische Einträge	
Niederschlag	127.821 m <sup>3</sup>
Nebel	6.650 m <sup>3</sup>
Tau	1.400 m <sup>3</sup>
Prozeßwasser	
Salzaufhaltung	37.333 m <sup>3</sup>
Aufhaltung von REKAL-Rückstand	20.800 m <sup>3</sup>
Summe	194.004 m <sup>3</sup>

#### Austräge:

Haldenwässer (um Salz korrigiert, Anhang A-3)	135.285 m <sup>3</sup>
Vorratsänderung in der Halde	32.800 m <sup>3</sup>
Verdunstung	
Oberflächenverdampfung (Zwischenlager u. vertonte Fläche)	450 m <sup>3</sup>
Evaporationserhöhung durch offene Wasserflächen	2.457 m <sup>3</sup>
Evaporation auf der Halde ( $E_{\text{Halde}}$ )	23.012 m <sup>3</sup>
Transpiration	0 m <sup>3</sup>
Summe	194.004 m <sup>3</sup>

In der in der Abbildung 43 dargestellten Simulationen der Entwicklung der Haldenwassermenge für die nächsten 50 Jahre wurden die jährlichen Flächenanteile berechnet, die unrekultiviert, rekultiviert sowie rekultiviert und begrünt sein werden. Dabei betrug der jährliche Zuwachs der Rekultivierungsfläche in diesen Szenarien 1,6 ha, auf denen nach drei Jahren eine Begrünung angesät wird, die im vierten Jahr nach der Anschüttung dieser Fläche die Verdunstung entsprechend dem gewählten Zustand des Grünlands auf 53, 72 oder 100 % der Niederschlagsmenge erhöht. Die Verdunstung der rekultivierten und nicht begrünt Fläche wurde mit 39 % des Niederschlags angenommen (Kap. 6.2.7).

Die maximale Reduktion der Haldenwässer kann erst erfolgen, wenn die Halde vollständig angedeckt und begrünt ist und eine optimale Vegetation existiert. In der Realität gehören dazu entsprechende optimale Klimabedingungen.

Unter den schlechtesten Bedingungen mit einer Begrünung wird etwa die Hälfte der Niederschläge verdunstet. Im „Normalfall“ wird die Haldenwassermenge auf etwa ein Drittel der unrekultivierten Halde gebracht. Schon eine Andeckung ohne Begrünung reduziert die Haldenwassermenge auf ca. zwei Drittel der nicht rekultivierten Halde.

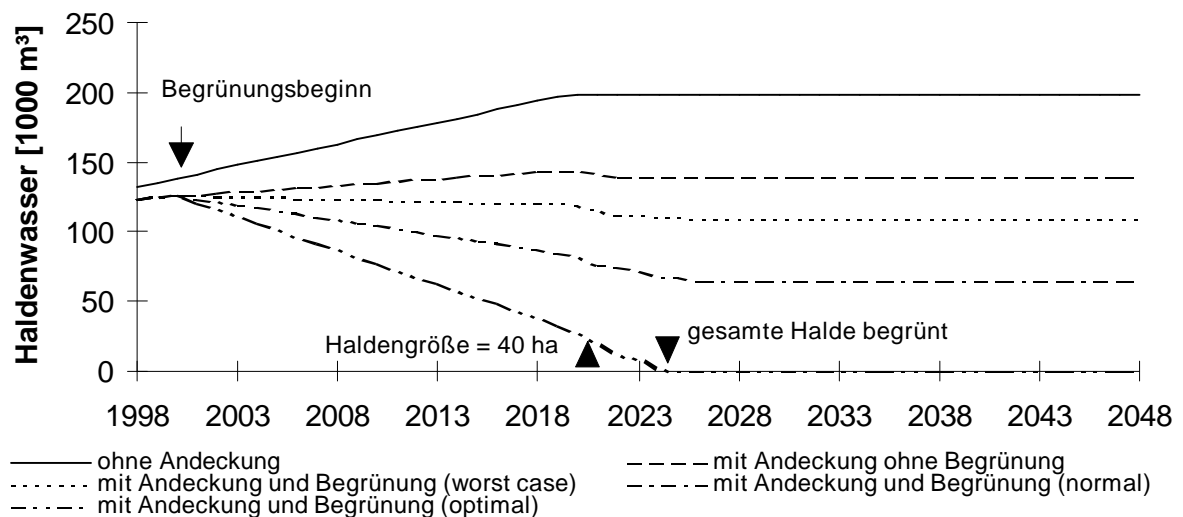


Abbildung 43: Entwicklung der Haldenwassermenge unter Einfluß einer Rekultivierung und Begrünung (feste Parameter: 515 mm/a Niederschlag; 31,1 ha Ausgangsgrundfläche; 40 ha maximale Fläche; 0,63 ha/a Flächenzuwachs; Begrünungsbeginn nach 3 Jahren; Verdunstungsleistungen der verschiedenen Oberflächenzustände mit 18, 39, 53, 72 und 100 % des Niederschlags festgelegt)

### 6.2.10 pH-Wert

An den Materialien der verschiedenen Mischungen auf dem Versuchsfeld Südflanke wurde der pH-Wert gemessen. Zwischen den Parzellen 9, 10 und 11 waren nur geringe Unterschiede festzustellen (Abbildung 44).

Die pH-Werte weisen bei allen eigenen Untersuchungen einen deutlichen Tiefengradienten auf. In einem typischen Tiefenprofil steigen die pH-Werte sprunghaft um 2 Stufen von pH 8,5 auf 10,5, z.B. im August 1998 in der Tiefe 10 bis 20 cm.

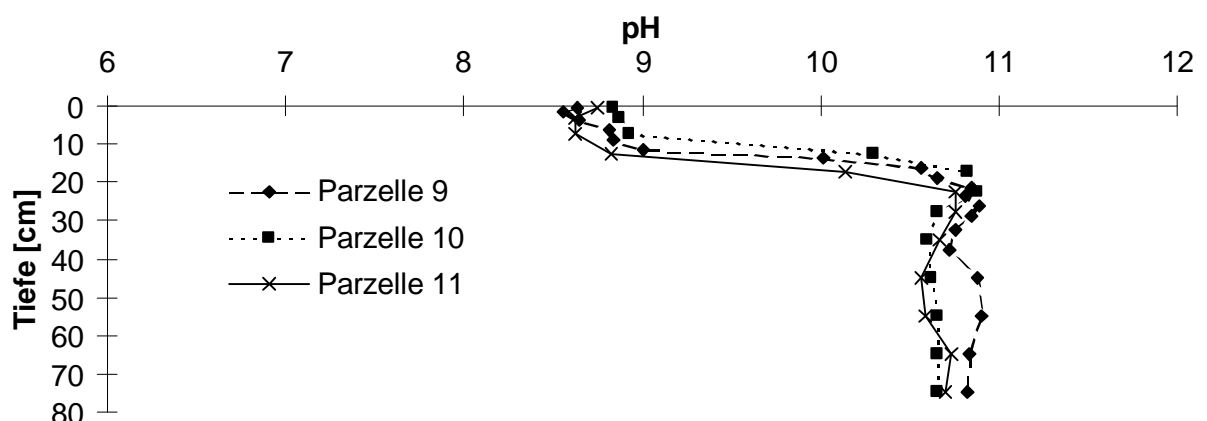


Abbildung 44: Vergleich der tiefenabhängigen pH-Werte der Parzellen 9,10 und 11 im August 98 (Messung im feldfeuchten Zustand)

Der pH-Sprung von zwei Einheiten wurde in den im Labor untersuchten Materialien nicht gefunden. Ein Grund für das Ausbleiben eines solchen Befunds in den Laboruntersu-

chungen war die Trocknung der untersuchten Materialien vor der Bestimmung des pH-Werts.

Die Vorbehandlung der Proben scheint einen Einfluß auf das Meßergebnis zu haben. Die in Abbildung 45 dargestellten Werte für die Parzelle 9 zeigen erhebliche Unterschiede. Messungen an zuvor getrockneten Proben zeigen um 1 bis 3 pH-Stufen geringere Werte als Messungen an feldfeuchten Proben. Dabei weisen die Proben mit der längsten Trocknungsprozedur (Lufttrocknung bei 20 °C und abschließende Trocknung bei 120°C im Trockenschrank) die größten Verschiebungen auf, während die Lufttrocknung bei 60 °C einen geringeren Einfluß zeichnet.

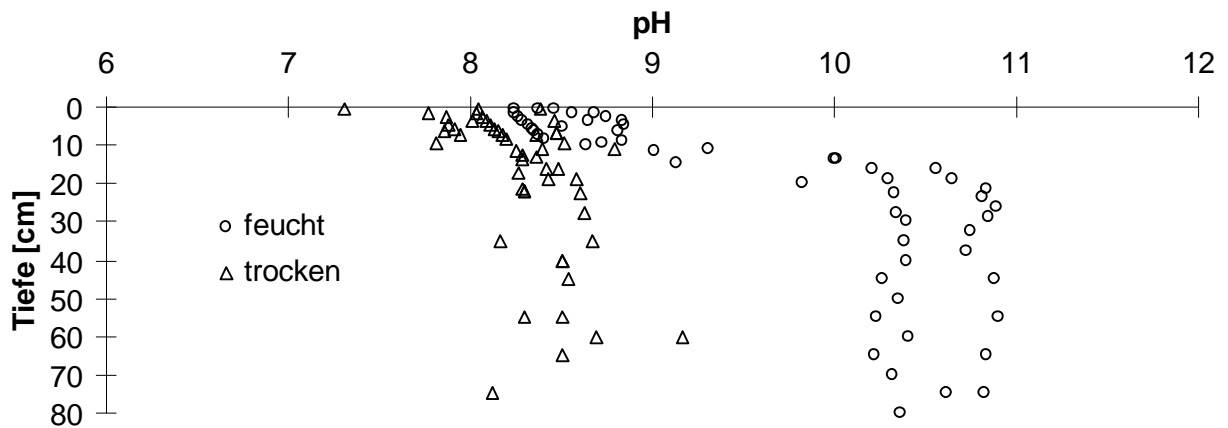


Abbildung 45: Vergleich der pH-Werte der Parzelle 9 bei Messung der Proben im feldfeuchten und getrockneten Zustand (Zusammenstellung aller pH-Messungen der Parzelle 9)

Von Januar bis August 1998 scheint der pH-Anstieg in der Tiefe von 15 cm erhalten zu bleiben. Hier steigt der pH-Wert um 2 Stufen an. Diese Grenze wird aber im Oktober 1999 weiter nach unten verlagert.

Die Ursache des pH-Sprungs könnte in der Verlagerung oder Ausgasung von  $\text{NH}_4$  bei Austrocknung (in situ oder im Labor) oder durch die Verlagerung eines anderen stark basisch wirkenden Stoffs bestehen. Der pH-Sprung steht in einem Zusammenhang mit der Entsalzung und Ausgasung des Materials, wobei die Entsalzung schneller verläuft als die Absenkung des pH-Werts.

Dies ist z.B. in der Abbildung 46 zu erkennen, wo der Kurvenverlauf des pH-Werts so gestreckt wurde, daß ein Vergleich des pH-Werts in der Tiefe mit dem Salzgehalt möglich wird. Die Senkung des pH-Werts erfolgt zeitversetzt zur Entsalzung. Der pH-Sprung liegt etwa 2 bis 5 cm oberhalb der Entsalzungstiefe.

Ebenfalls von Bedeutung ist, daß die Absenkung des pH-Werts nicht reversibel zu sein scheint, da bei Wiederversalzung z.B. im Mai und August 1998 keine Erhöhung des pH-Werts in den oberen cm erfolgte.

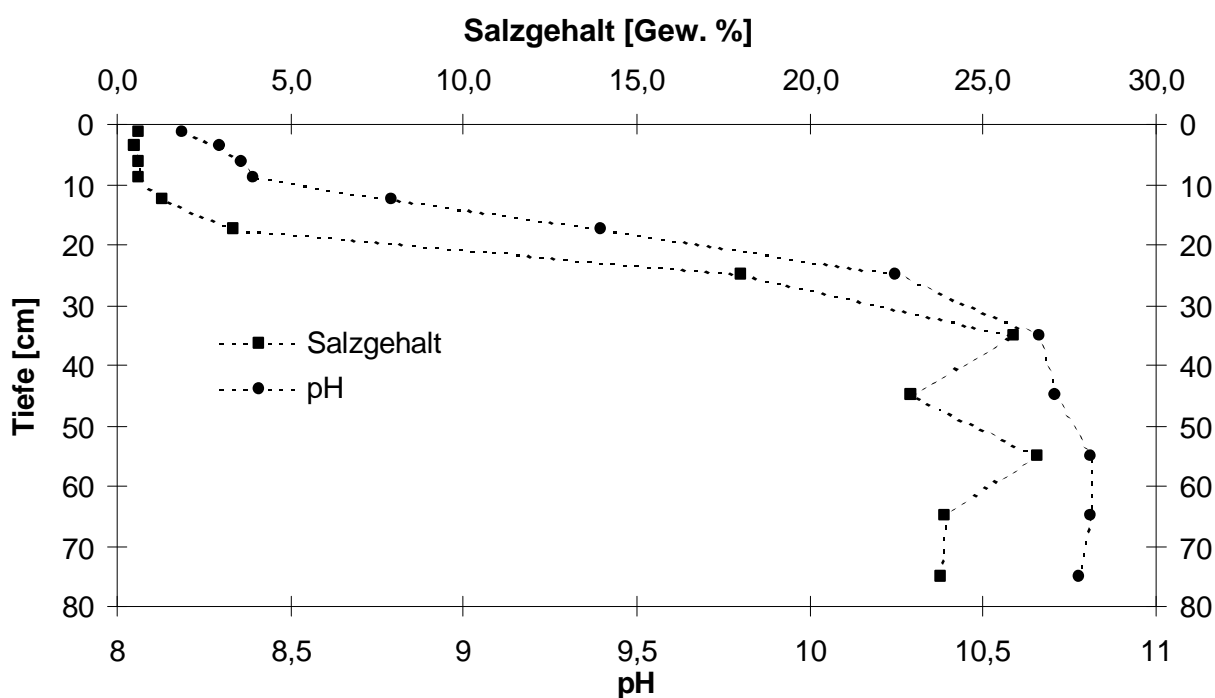


Abbildung 46: pH und Salzgehalte im Februar 1999 in 0 bis 80 cm Tiefe

### 6.2.11 Schwermetalle

Die Schwermetalluntersuchungen am Versuchsfeld Südflanke auf den Parzellen 9, 10 und 11 umfassen die Bestimmung der im H<sub>2</sub>O-Extrakt extrahierbaren Schwermetallanteile an Cd, Cr, Cu, Ni, Pb und Zn (Tabelle 50). Die Ergebnisse einer vorangegangenen Untersuchung von Cu-Gehalten im 1:5 Wasserextrakt finden sich in Tabelle 49.

Die extrahierbaren Kupfergehalte nahmen mit zunehmender Entsalzung von 65.000 ppb in der Tiefe 15 bis 20 cm (27 Gew. % Salz) auf 5.000 ppb in der Tiefe 0 bis 2 cm (9 Gew. % Salz) ab. Die Korrelation zwischen Salzgehalt und Cu-Gehalt beträgt in diesem Fall  $r=0,94$ . Nach den Analysen des Labors Umlab sind im Oktober 1998 nur geringe Kupfermengen extrahierbar (Tabelle 50).

Tabelle 49: Extrahierbarer Kupferanteil auf der Parzelle 9 in der Tiefe 0 bis 20 cm im 1:5 Wasserextrakt im Januar 1998 in den Tiefen 0 bis 20 cm [ppb] (n = 1; eigene Untersuchungen)

Tiefe [cm]	0 – 2	2 – 4	4 - 6	6 – 8	8 - 10	10 - 15	15 - 20
Januar 1998	5.000	9.000	8.000	20.000	20.000	63.000	65.000

Eine umfassendere Untersuchung von Proben im Oktober 1998 auf die Schwermetalle Cd, Cr, Cu, Ni, Pb und Zn für die drei Parzellen 9, 10 und 11 (Tabelle 50) zeigt, daß im Vergleich zu den Zuordnungswerten Z 1.2 für Boden nach LAGA (1997a) keine Beeinträchtigungen der Umwelt zu erwarten sind.

Die Analysenergebnisse der Schwermetalluntersuchungen im Haldenmaterial zu verschiedenen Zeitpunkten sind im Oktober 1998 vergleichbar mit den DEV S4-Untersuchungen mit aq. demin. als Extraktionsmittel im Labor (Kap. 5.2.4.2). Der Vergleich zeigt im Freiland etwas niedrigere Konzentrationen im Filtrat als bei Laboruntersuchungen mit reinem REKAL-Rückstand oder SAV-Stabilisat im 1:10 Extrakt, wenn ein Kor-

rekturfaktor von 2 aufgrund der unterschiedlichen Feststoff-Flüssigkeitsverhältnisse verwendet wird.

Tabelle 50: Extrahierbare Schwermetallgehalte der Parzellen 9, 10 und 50 in den Tiefen 5, 20 und 50 cm im Oktober 1998 und Zuordnungswert Z 1.2 für Boden [ppb] (n = 1; Analyse durch das Labor Umlab)

Tiefe [cm]	Parzelle 9			Parzelle 10			Parzelle 11			Z 1.2
	5	20	50	5	20	50	5	20	50	
Cd	< 4	< 4	6	< 4	< 4	< 4	< 4	< 4	< 4	5
Cr	< 4	< 4	8	< 4	< 4	< 4	< 4	6	10	75
Cu	10	< 10	24	< 10	< 10	< 10	12	16	< 10	150
Ni	< 24	< 24	< 24	< 24	< 24	< 24	< 24	< 24	< 24	150
Pb	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	100
Zn	< 10	< 10	22	< 10	< 10	< 10	14	< 10	20	300



## 6.3 Diskussion

### 6.3.1 Gefüge der Rekultivierungsschicht

Das Gefüge der Andeckung beeinflusst maßgeblich den Wasserhaushalt und damit mittelbar den Stoffhaushalt. Es wirkt sich aber auch auf die Standsicherheit der Andeckung aus. Dieser Punkt wird im Kapitel 6.3.2 diskutiert (Abbildung 34).

Die Ausprägung des Gefüges der drei untersuchten Parzellen 9, 10 und 11 gleicht sich in den wesentlichen Merkmalen. Die Unterscheidungen liegen zwischen Typ I, der am Unterhang auftritt und Typ II, der am Oberhang/Plateau liegt. Mögliche Ursachen der Entstehung von großen Aggregaten, die am Oberhang der Andeckung zu finden sind, liegen im Mischverfahren zur Herstellung der Rekultivierungsgemische begründet. Dabei sind feuchte Aggregate aus REKAL-Rückstand vom trockenen SAV-Stabilisat umhüllt worden und beim Absetzen der Mischung aufgrund unterschiedlichen Gewichts an verschiedenen Positionen abgelagert worden (Lang und Huder, 1994).

Die aufgetretenen Inhomogenitäten, wie sie in Kapitel 6.2.1 beschrieben wurden, beruhen ebenfalls auf der Art von Ansatz und Einbau der Mischungen. Die Bänderungen können somit als Artefakte angesehen werden und unberücksichtigt bleiben.

Die Schicht 1 am Unterhang der untersuchten Parzellen 9, 10 und 11 ist in ähnlicher Form bereits in den Topfversuchen gefunden worden (Kap. 5.2.1.2) und scheint eine typische Gefügeausbildung bei Andeckungen aus Mischungen von REKAL-Rückstand und SAV-Stabilisat zu sein. Bedeutung erlangt die Schicht 1 im Falle von Starkregenereignissen, da ihr Gefüge der Schleppekraft des Wassers wenig Widerstand entgegenzusetzen kann. Im folgenden soll die Entstehung der Schicht 1 diskutiert werden.

Werden bei hoher Verdunstung salzhaltige Porenwässer an die Oberfläche transportiert (hohe Matrixpotentiale) und dort verdunstet, wird eine Versiegelung der Oberfläche durch die Kristallisation von Salz in den Poren der Kruste bewirkt. Über diese Sperrschicht kann ein Druckpotential aufgebaut werden. Diese Erscheinung kann auf salzhaltigen, subtropischen Böden des öfteren beobachtet werden (Driessen und Rudal 1991).

Die Folge der Versiegelung der Oberfläche und des entstehenden Drucks ist ein Zerreißen des Gefüges. Diese Risse lassen aus dem kohärenten Gefüge ein grob aggregiertes Gefüge entstehen.

Driessen und Rudal (1991) beschreiben auch eine andere Art der Sprengung von Verkittungen. Dies wird z.B. bei „puffy solonchaks“ durch Salzkristallisation erreicht. Dort wird die obere Schicht durch die Bildung von  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  in Form von Kristallnadeln angehoben. Die Kristalle fallen bei Austrocknung des oberen Horizonts oder bei Temperatur unter dem Gefrierpunkt aus.

Der Kristallisationsdruck von  $\text{NaCl}$  ist ebenfalls sehr stark (Jeremic, 1994). Diese Kristalle wachsen in der Regel gleichförmig nach allen Seiten. Verschiedene Autoren beschreiben diesen Prozeß bei der Verwitterung von Gesteinen, der Desquamation (Holmes, 1965; Hohl, 1985).

Eine weitere Verbindung, die die Neigung hat in kristallinen Nadeln auszufallen, ist das Ettringit. Diese Möglichkeit besteht allerdings nur, wenn die Verkittung der Materialien

schneller erfolgte als die Kristallisation des Ettringits bzw. die Ettringitneubildung (Kalde et al. 1998; Seyfarth und Stark, 1998)

Ein Zusammenhang zwischen Entsalzung und dem lockeren Gefüge der Schicht 1 kann aufgrund der Untersuchungen vom Februar 1999 ausgeschlossen werden. Zu diesem Zeitpunkt lag die Entsalzungsgrenze der Parzelle 9 mehr als 10 cm unterhalb der Schichtgrenze zwischen Schicht 1 und Schicht 2. Diese entsalzungsunabhängige Grenze war auch in den Topfversuchen zu erkennen (Kap. 5.2.1.2).

Die Konstanz der Schichtmächtigkeit der Schicht 1 im Zeitraum von Januar 1998 bis Februar 1999 weist daraufhin, daß der Entstehungsprozeß zwischen August 1997 und Januar 1998 ablief und in der Folgezeit nicht die Umweltbedingungen geherrscht haben, die zu einer Vertiefung der Schichtmächtigkeit hätten führen können. Letzteres wäre z.B. bei Kristallisationsprozessen von NaCl der Fall, da die Kristallisation nur im oberen Bereich der Andeckung erfolgen kann, da dort die Verdunstung von Wasser in die Atmosphäre am größten ist und dabei Salz ausfällt.

### **6.3.2 Standsicherheit der Rekultivierungsschicht**

Die Standsicherheit der Andeckung ist ein zentraler Punkt bei der Rekultivierung von Rückstandshalden der Kaliindustrie mit langen und steilen Hängen. Zu diesem Thema arbeiten in diesem Projekt ebenfalls die Firmen Macke und GGU, Braunschweig sowie Mitarbeiter von K+S und die Universität Hannover mit zwei Instituten (IfBK und IGBE; Anschriften im Anhang A-2).

Die Beurteilung der Standsicherheit umfaßt zwei Kriterien. Zum einen stellt sich die Frage nach potentiellen Böschungsbrüchen, zum anderen nach Erosionserscheinungen.

#### **6.3.2.1 Böschungsbrüche**

Böschungsbrüche können mathematisch mit einer Formel für die Standsicherheitsberechnung vorausgesagt werden. Hier gehen die Scherparameter, die Feuchte, das Gewicht der potentiell scherenden Scholle und die Hangneigung ein (DIN 4084 und K+S 1996 ff.).

Bei Zugrundelegung der eigenen Scherwiderstandsmessungen liegt die Standsicherheit einer Andeckung mit einer Mächtigkeit von 2 m vor, wenn die Sicherheit nach DIN 4084 berechnet wird ( $\eta = 4,3$ ).

Erosionserscheinungen oder Böschungsbrüche an den Andeckungen des Versuchsfelds Südflanke hätten vor dem Mai 1998 einsetzen müssen, als die Verfestigung der Aschen noch unvollständig war, bzw. als im Januar 1998 die Wassergehalte der Rekultivierungsschicht mit 55 bis 70 Gew. % deutlich oberhalb der Fließgrenzen von 25 bis 30 Gew. % lagen (Kap. 5.2.1.5).

Die Schwierigkeit bei der Beurteilung der Standsicherheit entsteht durch die Verkittung der Aschen, die mit der angewandten Methode der Scherwiderstandsmessung und der Bestimmung der Fließ- und Ausrollgrenzen schwer bzw. nicht nachzuweisen ist, aber einen erheblichen (erwünschten) Einfluß auf die Struktur der Andeckung ausübt.

Böschungsbrüche, wie sie bei Andeckung mit reinem REKAL-Rückstand gefunden wurden (K+S, 1996 ff.), könnten auch auftreten, wenn die Verfestigung der Aschen nur unzureichend ausgebildet werden kann. Eine Beeinflussung der Verfestigung wird durch den Salzgehalt im REKAL-Rückstand bewirkt, da die Verkittung durch Mineralneubildungen an Salzoberflächen schlechter haften und bei Auflösung der Salzkristalle teilweise unwirksam werden kann. Die Verfestigungseffekte durch Puzzolane werden aber nicht durch den Salzgehalt vollständig unterbunden (Helmy, 1991; Nasser und Lai, 1992; Fay und Kepler, 1993).

Einen negativen Einfluß auf die Ausbildung von Verfestigungen durch Puzzolane hat nach Akman und Yildirim (1987)  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ , das nach Peterson (1997) in Aluminium-Salzschlacken zu finden ist.

### **6.3.2.2 Erosion**

Am Versuchsfeld Nordflanke waren zu Beginn des Projekts (1996) Erosionsereignisse beobachtet worden, die die Entstehung einer kulturfähigen, d.h. salzfreien Schicht verhinderten (Hermsmeyer in K+S, 1996 ff.). Auch aufgrund dieser Erfahrungen wurde der Zuschlag von stabilisierenden Substanzen am Versuchsfeld Südflanke getestet.

Bei Oberflächenabfluß können Erosionsrillen entstehen. Die Erosion beginnt dort, wo Wasser in die lockere, salzfreie Schicht 1 eindringen und durch eine entsprechende Schleppkraft die Oberfläche einkerben kann. Dies ist an den Stellen der Fall, wo die Kruste geringmächtiger war oder die Möglichkeit zur schnellen Infiltration z.B. durch Steine (Mischungsartefakte) bestand (Summer und Stewart, 1992). Die geringen Scherwiderstände der Schicht 1 (Kap. 6.2.4) weisen auf die Instabilität des Gefüges hin.

Flächenhafte Erosion kann vor allem an Hängen mit einer aufgeweichten Kruste stattfinden, wenn die Verkittung zwischen den Partikeln geschwächt ist und die Schleppkraft des Wassers ausreicht, um mit dem oberflächlich abfließenden Wasser Sediment zu verlagern (de Boodt und Gabriels, 1980).

Im erodierten Material waren zu Beginn des Versuchs 8 bis 12 kg Salz enthalten. Im gleichen Zeitraum wurden aber durch den Niederschlag 34 kg Salz aus der Tiefe 0 bis 80 cm ausgetragen. Damit läßt sich die Erosion als Störelement aber nicht als Hemmnis für die Ausbildung einer salzfreien Substratschicht bezeichnen.

### **6.3.3 Stoff- und Wasserhaushalt**

Unter diesem Punkt werden der Stoffhaushalt, insbesondere die Salz- und Schwermetalllösung und -abfuhr im Zusammenhang mit dem Wasserhaushalt diskutiert.

#### **6.3.3.1 Entsalzung**

Das Konzept zur Reduzierung der Haldenwassermenge beinhaltet die Installation einer Vegetation auf der Andeckung. Dazu bedarf es einer kulturfähigen Schicht, die eine Begrünung erlaubt. Bei der Verwendung des salzhaltigen REKAL-Rückstands als Rekultivierungsmaterial muß u.a. das enthaltene Salz durch Niederschläge ausgewaschen werden, um die Voraussetzung für eine Begrünung zu schaffen, da Salz das Pflanzenwachstum hemmt.

Die Mächtigkeit der zu schaffenden kulturfähigen Schicht wird von Schmeisky (1999) mit 30 cm hangparallel, entsprechend 52 cm Sickerstrecke<sup>1</sup>, angegeben. Diese Entsalzungstiefe ist aufgrund des möglichen kapillaren Aufstiegs von salzhaltigen Wässern in den Wurzelraum notwendig. Die Berechnung der kumulativ ausgetragenen Salzmenge im Untersuchungszeitraum in Abhängigkeit der Tiefe ergibt eine Mächtigkeit der entsalzten Schicht von 30 cm (Sickerstrecke), bei ca. 98 kg Salzverlagerung (August 1997 bis Februar 1999), ausgehend von einer Anfangslagerungsdichte von 0,89 g/cm<sup>3</sup> und einem Salzgehalt von 36 Gew. %. Theoretisch wäre somit nach 1½ Jahren eine salzfreie Schicht entstanden, die unter Vorbehalt eine Begrünungsmaßnahme erlaubte.

In situ ist die theoretische Entsalzungstiefe von durchgehend 30 cm nicht erreicht worden, weil die Entsalzung nicht linear zur Tiefe, sondern im ganzen betrachteten Segment (min. 0 bis 80 cm) stattfand. Dies ist mit dem Weg des Wassers durch die Andeckung zu erklären.

Die Verlagerung von Salz erfolgt durch Wasser als Lösungs- und Transportmittel. Es konnte gezeigt werden, daß in der Andeckung salzfreie und salzhaltige Bereiche nebeneinander vorkommen (Kap. 6.2.6). Daraus ist zu schließen, daß die salzhaltigen Bereiche nicht oder nur unvollkommen an das wasserleitende Porensystem, in dem die Verlagerung von Salz stattfindet, angeschlossen ist.

Das Wasser hat in den groben und den mittleren Poren unterschiedlich schnelle Sickergeschwindigkeiten, was zu einer schnelleren Entsalzung der Grobporen und deren Nebenbereiche führt (Selim und Ma, 1998). Diese Bereiche sind teilweise auch die bevorzugten Leitbahnen für den preferentiellen Fluß des Sickerwassers (Jardine et al., 1990), wodurch hier die Entsalzung schneller und tiefer voranschreitet.

Das in der Abbildung 20 dargestellte Schema zur Entsalzung bei preferentiellen Fluß kann auf die Realität der Freilandversuche übertragen werden. Hinzu kommen noch die jahreszeitlichen Einflüsse der Verdunstung, wie z.B. der kapillare Aufstieg salzhaltiger Wässer in bereits entsalzten Bereiche.

Die Auswirkung des unterschiedlichen Fließverhaltens in groben und feineren Poren wird mit der Bildung der Grenzschicht zwischen dem entsalzten und dem salzhaltigen Bereich deutlich. Die Wirkung des preferentiellen Flusses in der Andeckung am Versuchsfeld Südflanke ist die Entsalzung unterhalb dieser Grenzschicht.

Preferentielle Flüsse lassen sich nicht nur anhand der Abbildung 39 belegen, sondern auch durch die Entwicklung der Salzgehalte in der Tiefe 40 bis 80 cm, die nicht mit einem unterschiedlichen Fließverhalten des Wassers in groben oder mittleren Poren erklärt werden kann. In der Tiefe größer 40 cm nimmt der Salzgehalt in allen Tiefenabschnitten (je 10 cm) gleichmäßig ab. Eine Ausnahme bilden die Meßergebnisse im Oktober 1998 (Abbildung 37).

Auf der Parzelle 9 wurden im Untersuchungszeitraum August 1997 bis Februar 1999 beispielsweise 41 kg Salz/m<sup>2</sup> unterhalb der Entsalzungsgrenze ausgetragen, die etwa 42 Gew. % des Salzaustrags in diesem Kompartiment entsprechen.

---

<sup>1</sup> 30 cm / sin 35° (0,5736) = 52,3 cm

Betrachtet man den Verlauf der Entsalzung auf den Parzellen 9, 10 und 11 im Untersuchungszeitraum für die Tiefe 0 bis 30 cm unter Berücksichtigung der Ausgangssalzgehalte, dann ergibt sich das in Tabelle 51 dargestellte Verhältnis. Die Austräge der einzelnen Parzellen sind relativ betrachtet gleich. Im ersten Versuchsjahr von August 1997 bis August 1998 sind zwischen 49 und 51 Gew. % Salz aus den oberen 30 cm ausgetragen worden.

Bei einem Vergleich der absoluten Salzausträge unterscheiden sich die Parzellen 9, 10 und 11 untereinander. Setzt man den Austrag der Parzelle 9 als Maß an, so werden auf der Parzelle 11 (mit WSA-Stabilisat) etwa 10 % weniger und auf der Parzelle 10 (höherer Ausgangssalzgehalt) ca. 7 % mehr Salz ausgetragen.

Der Unterschied zwischen der theoretischen Entsalzungstiefe von 30 cm und der tatsächlichen Entsalzung beträgt 20 % des Ausgangssalzgehalts (Tabelle 51). Die Entsalzung der angestrebten Kulturschicht von 52 cm ist im Februar 1999 auf der Parzelle 9 erst zu 43 % erfolgt. Der Vergleich zu den Laborversuchen zeigt, daß bei 1043 mm Beregnung, die dem bodenebenen Niederschlag im Untersuchungszeitraum entsprach, im Lysimeter L8 das eingefüllte Material (Füllhöhe von 60 cm) bereits entsalzt war.

Tabelle 51: Vergleich der absoluten [kg] und relativen [%] Salzgehalte der Parzellen 9, 10 und 11 in 0 bis 30 cm Tiefe von August 1997 bis Februar 1998

Termin	Parzelle 9		Parzelle 10		Parzelle 11	
	Salzgehalt [kg/m <sup>2</sup> *30cm] / [%]					
August 1997	70,2	100,0	76,3	100,0	65,7	100,0
Januar 1998	52,0	74,1	55,5	72,8	41,4	63,0
Mai 1998	33,7	48,1	47,0	61,7	35,4	53,9
August 1998	34,5	49,2	38,0	49,9	33,6	51,2
Oktober 1998	33,8	48,1	49,7	65,2	25,1	38,2
Februar 1999	14,5	20,7	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Σ Austrag August 1997 – August 1998	- 35,7	- 50,8	- 38,3	- 50,1	- 32,1	- 48,8

n.b. = nicht bestimmt

Die Stagnation bzw. Zunahme der Salzgehalte in der Tiefe 0 bis 30 cm in den Sommermonaten des Jahres 1998 läßt sich mit einer Unterbindung des Wasserflusses oder einem Salzeintrag in diesem Tiefenabschnitt erklären.

Ein Salzeintrag in bereits entsalzten Schichten ist über den kapillaren Aufstieg aus den darunterliegenden, salzhaltigen Tiefenabschnitten erklärlich. Bei der aufsteigenden Wasserbewegung wird das salzhaltige Wasser gegen die Schwerkraft angehoben (Hartge und Horn, 1991). Die treibende Kraft für diese Wasserbewegung ist das Matrixpotential. Im Falle von salzhaltigen Materialien wirkt zusätzlich das osmotische Potential (Melchior, 1993). Bei den Untersuchungen im Mai und August 1998 zeigte die Parzelle 9 deutlich geringere Wassergehalte (etwa 10 Vol. % WFPS) in den oberen 30 cm als in den Tiefen

darunter. Der resultierende Kapillarsog war größer als die Schwerkraft und das dem Matrixpotential entgegenwirkende osmotische Potential des salzhaltigen Materials.

### 6.3.3.2 Entwicklung der Haldenwassermenge

Die Menge des Haldenwassers soll nach dem Konzept der Rekultivierung mit schwachmächtigen Andeckungen und Stabilisierung durch die Transpiration der Vegetation verringert werden. Im folgenden wird die Verdunstung als Sammelgröße diskutiert, die die Transpiration ebenso wie die Evaporation von der Oberfläche der Andeckung beinhaltet.

Der Wasserhaushalt der unbegrünten Andeckung auf der Parzelle 9 wird in Kap. 6.2.7 auf die Größen Niederschlag, Sickerwasser, Oberflächenabfluß und Verdunstung reduziert. Für die Ermittlung der Haldenwassermenge können Sickerwassermenge und Oberflächenabfluß zusammengefaßt werden, da beide als Haldenwasser gefaßt und in den Vorfluter eingeleitet werden. Daher ist bei den folgenden Betrachtungen die Sickerwassermenge der Niederschlag abzüglich der Verdunstung, vor allem da in anderen Arbeiten der Oberflächenabfluß nicht auftrat oder vernachlässigt wurde.

Unbewachsene Rekultivierungsschichten anderer Rückstandshalden der Kaliindustrie verringerten die Haldenwassermenge um 6 bis 40 % der Niederschlagsmenge (Heinze 1982; Liebmann und Schramm 1982). Dabei kann neben den verwendeten Materialien ein Einfluß des Meßverfahrens, der Niederschlagsmenge und der Bodenfarbe erkannt werden.

Lücke (1997) fand unterschiedliche Niederschlagsmengen in Bodennähe und 1 m Höhe. Die Verdunstungsmengen schwankten daher bei einer Materialmächtigkeit von 85 cm zwischen 17 und 40 %.

Nach Müller et al. (1993) kann für einen Grasbewuchs auf einer Halde eine mittlere Verdunstung von 60 % des Niederschlags angenommen werden. Diese Verdunstungsmengen entsprechen Grünlandstandorten mit ähnlichen klimatischen Umweltbedingungen, wie sie auf der Rückstandshalde Bleicherode, die Podlacha (1999) untersuchte vorherrschten.

Podlacha (1999) zeigte, daß die Verdunstung von Oberflächen der Rückstandshalden der Kaliindustrie durch die Niederschlagsmenge, die Haldenexposition (Lage der Versuchsflächen) und die Windgeschwindigkeit geprägt ist und daher höhere Verdunstungsmengen zu erwarten sind, als sie auf den umliegenden Grünlandstandorten typisch sind.

Die Verdunstung auf der Parzelle 9 der Versuchsfläche Südflanke der Halde Sigmundshall lag etwa 10 bis 20 % über der mittleren Verdunstung der unrekultivierten Halde im Jahre 1997 (18 % Verdunstung der Niederschläge). Die bilanzierten Werte zur Verdunstung in Tabelle 48 der offenen Halde decken sich mit den langjährigen Beobachtungen an Rückstandshalden der Kaliindustrie (Schmeisky et al., 1993, Bähge in K+S, 1994 und Schmeisky und Lenz, 1998).

Zur Abschätzung der zukünftigen Entwicklung des Wasserhaushalts der Halde im bewachsenen Zustand wurde eine Bilanzierung unter Zuhilfenahme des Programms CROPWAT 7.0 der FAO (1995) durchgeführt. Die mittlere Reduktion des Haldenwassers

aufgrund einer 72 % Verdunstung des Niederschlags durch die Vegetation liegt im Bereich der von Podlacha (1999) mit 70 bis 80 % Reduktion der Sickerwassermenge angegebenen Spanne und über den von Müller et al. (1993) angenommenen Verdunstungsmenge von 60 % des Niederschlags.

Die Reduktion der Haldenwässer auf 0 mit einer optimalen Begrünung ist nicht sehr wahrscheinlich. Dagegen kann eine Reduktion zwischen den aufgezeigten Werten auf 28 bis 46 % des Niederschlags unter worst case und normalen Bedingungen als wahrscheinlich angenommen werden. Dies führt zu einer deutlichen Entlastung der Vorfluter, da die mittlere Haldenwassermenge nach der vollständigen Begrünung von 200.000 m<sup>3</sup>/a um 90.000 bis 130.000 m<sup>3</sup>/a gesenkt wird (Abbildung 43).

Aufgrund der begrenzten Datenlage bezieht sich die Verdunstungsabschätzung im Kapitel 6.2.7 nur auf die Südexposition der Halde, und wurde für 1997/98 abweichend zur unrekultivierten Halde (1997) berechnet, dennoch kann eine höhere Verdunstung bei Überdeckung mit einem Rekultivierungsmaterial festgestellt werden.

Häkel (1990) sowie Kofalk und Wessolek (1998) zeigten, daß die Verdunstung am Südhang um 1 bis 25 % über der Verdunstung am Nordhang liegen kann. Berger (1998) verweist darauf, daß die Einstrahlung der Sonne am Südhang bei 30° Steigung im Sommer nur marginal erhöht ist, wie auch am West- und Osthang und damit keine wesentliche Erhöhung der Verdunstung am Südhang zu erwarten ist. Dieses Ergebnis wurde bereits von Markwardt (1990) beschrieben. Unterschiede zwischen Nord- und Südhang beruhen hauptsächlich auf reduzierten Einstrahlungsmengen am Nordhang. Im Winter ist die Einstrahlung und damit die Verdunstung am Südhang stark erhöht (Berger, 1998).

### **6.3.3.3 Entwicklung der Haldenwasserqualität**

Die Qualität des Haldenwassers wird durch die Salzmengen bestimmt, die darin gelöst sind und durch die Schwermetalle, die damit in die Vorfluter eingeleitet werden.

Die Untersuchungen zur Mobilität von Schwermetallen in der Andeckung am Versuchsfeld Südflanke zeigten im Oktober 1998 die Einhaltung der Zuordnungswerte Z 1.2 für Boden nach LAGA (1997a). Die angewandte Untersuchungsmethode (DEV S4) kann allerdings aufgrund der Laboruntersuchungen zur Mobilisation von Schwermetallen nur als eingeschränkt aussagefähig bezeichnet werden (Kap. 5.2.4.11). Die Untersuchungsergebnisse zu den Laborversuchen lagen aber erst nach Abschluß der Untersuchungen im Freiland vor.

Neben der Kritik an der Methodik des Elutionsverfahrens nach DEV S4 kann die Aussage getroffen werden, das keine gesicherten Erkenntnisse zur Beurteilung der chemischen Reaktionen im REKAL-Rückstand zur Verfügung stehen. Dies begründet sich aus der Entstehung des REKAL-Rückstands aus Aluminium-Salzschlacke, die unter Sauerstoffabschluß hochoverhitzt wurde (Kap. 3.1) und das Material, auch nach Durchlaufen des REKAL-Verfahrens, noch hochreaktiv und chemisch instabil ist (Stahl, 1999).

Durch den Salzgehalt des Materials entsteht Korrosion, die immer wieder neue Oberflächen schafft, an denen weitere elektrochemische Reaktionen ablaufen. Reines Alumini-

um, Kupfer und Blei sind als Werkstoffe in der Umgebung von Salz aufgrund der starken Korrodierbarkeit durch KCl- und NaCl-Lösungen ungeeignet (Kaltofen et al., 1986). Nach Kammer (1995) löst sich die schützende Oxidschicht des Aluminiums oberhalb von pH 8,5 leicht auf und erleichtert die Wechselwirkung von Salzlösungen mit dem reinen Aluminium. Da der REKAL-Rückstand hauptsächlich aus Aluminiumoxiden besteht (K+S, 1994), werden bei deren Auflösung die im REKAL-Rückstand enthaltenen Legierungsstoffe freigesetzt oder in Kontakt mit Komplexbildnern gebracht. Bei fehlenden Sorbenten können die freigesetzten Metalle ausgewaschen werden.

Die von Scheer (in K+S, 1996 ff.) berichteten  $\text{Cu}(\text{NH}_3)_4$ -Komplexe besitzen eine hohe Bindungsstärke. Solche Komplexe gelangen im überwiegenden Fall in das Haldenwasser.  $\text{CuCl}_2$  dagegen zerfällt leichter (Schröter et al., 1995). Durch die Salzzusammensetzung im REKAL-Rückstand (Kap. 5.2.3.2) sind Chlorokomplexe die Regel.

Leckie und Davis (in: Niragu, 1979) geben die Lösungskonstanten für 23 anorganische Cu-Verbindungen an. Da jedoch nicht geklärt werden konnte, welche Oxidationsstufen und Bindungsformen die Elemente besitzen können schwerlich Aussagen zu generellen Reaktionen oder Umsetzungsraten gegeben werden.

Die angewandten Elutions- und Extraktionsverfahren wirken verschieden und mobilisieren somit auch unterschiedliche Fraktionen der Schwermetalle, d.h. es werden teilweise Schwermetallmengen mobilisiert, die nicht der Realität angemessen erscheinen. Als Beispiele seien die Elution nach DEV S4 mit nahezu keiner Mobilisierung (Kap. 5.2.4.2) und die Extraktion mit  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  (Kap. 5.2.4.4) genannt, bei der 17 % des Gesamt-Cu als mobil gelten. In den Versuchen mit Laborlysimetern sind maximal 11 % Gesamt-Cu nach vollständiger Entsalzung mobilisiert worden (Kap. 5.2.4.1).

Zur Bewertung der zukünftigen Entwicklung an der Halde Sigmundshall sind die Untersuchungen an den Lysimetern am plausibelsten. Als Extraktionsmethode für das Labor scheinen sowohl der Bodensättigungsextrakt als auch die Elution mit salzgesättigtem Lysimetereluat geeignet. Der Vorteil letzterer Methode liegt nicht nur im geringen apparativen und zeitlichen Aufwand, sondern auch in der relativ großen Annäherung an die Praxis. Der Nachteil ist die Unsicherheit in bezug auf die Salzkonzentration des Poren- und Sickerwassers in der Realität. Das Sickerwasser ist nicht immer salzgesättigt, wie die Versuche mit Laborlysimetern und den Untersuchungen im Freiland zeigten.

Zur Beurteilung der Schwermetallausträge aus der Andeckung muß neben den Salzgehalten im Eluat auch der Einfluß des pH-Werts berücksichtigt werden, wie in den Laborversuchen gezeigt werden konnte (Kap. 5.2.4.7).

Im Freiland wurde eine enge Korrelation zwischen der Veränderung des pH-Werts mit der Tiefe und der Entsalzung gefunden, wobei der pH-Sprung aber stets 2 bis 3 cm über der Entsalzungsgrenze lag (Kap. 6.2.10). Zugleich wurde durch verschiedene Vorbehandlungen der Proben der Einfluß eines flüchtigen Stoffs nachgewiesen. Dieser Stoff ist das  $\text{NH}_3$ , das bei der Trocknung entweicht und eine Versauerung des Materials bewirkt.

Eine Mischung der Materialien REKAL-Rückstand und SAV-Stabilisat im Verhältnis 1:1 ergäbe einen theoretischen pH-Wert von 7,2 (bei 50 Gew. % Salz im REKAL-Rückstand)



bis 8,5 (salzfreier Zustand), der bei den Untersuchungen des entsalzten Materials im Freiland gefunden wurde.

In größeren Tiefen steigt der pH-Wert auf 9,7 bis 10,9 im feldfeuchten Zustand an. Dies wäre theoretisch durch einen Mischungsanteil von 97 bis > 99 % Aschen zu erreichen, was aber unrealistisch ist, da der Ascheanteil in den Mischungen 38 oder 50 Gew. % betrug (Tabelle 40). Durch die Mischung oder die Materialien selbst müssen also Reaktionen ausgelöst werden, die zu einer Erhöhung des pH-Werts um 2 bis 3 pH-Stufen führen.

Das Ammoniak in den Aluminium-Salzschlacken wird im REKAL-Verfahren nicht vollständig ausgetrieben. Durch die hohen Lösungsmaxima des Ammoniaks in Wasser (350 g bei 15°C) verbleibt es im feuchten REKAL-Rückstand und wird abgelagert.

Nach dem in Abbildung 47 gezeigten Schema ist die geringste Verfügbarkeit von Schwermetalloxiden bei pH-Werten von 8,5 zu erwarten. Diese Werte liegen im entsalzten Bereich der Andeckung vor. Die in den darunterliegenden Tiefen gefundenen pH-Werte von 10 bis 11 lassen eine höhere Verfügbarkeit der Schwermetalle erwarten.

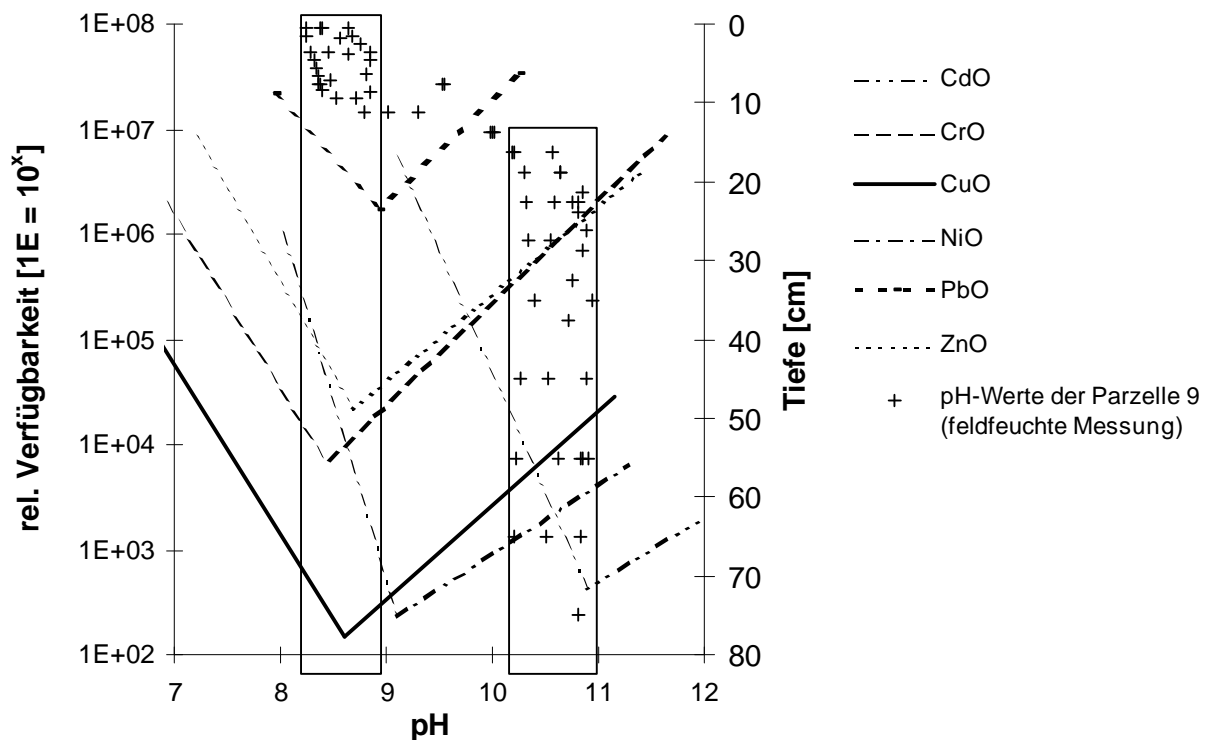


Abbildung 47: Relative Verfügbarkeit von Schwermetalloxiden (verändert nach Kerney und Margill 1991) und die Einordnung der feldfeucht gemessenen pH-Werte der Parzelle 9 in dieses Schema

Es bedarf einer Nachbehandlung der Haldenwässer bis die Andeckung entsalzt ist und somit die Schadstoffausträge abnehmen. Entscheidend für den Zeitraum der Nachbehandlung der Haldenwässer ist die Mächtigkeit der Andeckung, die entsalzt werden muß. Die Entsalzungsgeschwindigkeit ist neben der Niederschlagsmenge von der Transpirationsleistung der Vegetation auf der Andeckung abhängig.

Potentielle Senke für Schwermetalle ist die Tonauskleidung des Haldengrabens oder die Rekultivierungsmaterialien selbst (Kap. 5.2.4.6). Wirkungsvoller für die Immobilisierung

von Schwermetallen ist in der Zeit, in der die Halde unvollständig abgedeckt ist die Verdünnung von Sickerwässern aus rekultivierten mit denen aus unrekultivierten Bereichen. Die dabei ausfallenden Kupferhydroxide (Kap. 5.2.4.8) können allerdings durch pH-Wert-Änderungen zu einem späteren Zeitpunkt mobilisiert werden.

Zur Beurteilung der potentiellen Schadstoffausträge, insbesondere der Schwermetalle, wurde eine vereinfachte Simulation mit Hilfe der Berechnung von Schadeinheiten vollzogen. Bei diesem Vorgang werden die Schadstoffe entsprechend ihrer Toxizität gewichtet und auf ein einheitliches Niveau bezogen.

Für die Belastung der Haldenwässer durch Schwermetalle wurden mehrere Szenarien berechnet (Abbildung 48). Dabei wird ein mittlerer Niederschlag von 515 mm/a (Tabelle 1) zugrunde gelegt. Diese Szenarien bauen auf dem Szenario „Aundeckung und Begrünung (normal)“ mit einer Verdunstung von 72 % des Niederschlags für die Entwicklung der Haldenwassermenge auf.

Das Sickerwasser wird solange mit einer konstanten Schwermetallbelastung berechnet wie Salz in der Aundeckung vorhanden ist (Beziehung Salz-Schwermetalle in Kap. 5.2.4.7). Die Entsalzung verläuft linear zur Sickerwassermenge mit einem Salzaustrag von 350 g/l. Nach der vollständigen Entsalzung findet kein Schwermetallaustrag mehr statt und die Sickerwassermenge wird nur noch mit der Grundbelastung durch Salz, die aufgrund der Aufsättigung bei der Passage des Haldenmantels entsteht, berechnet.

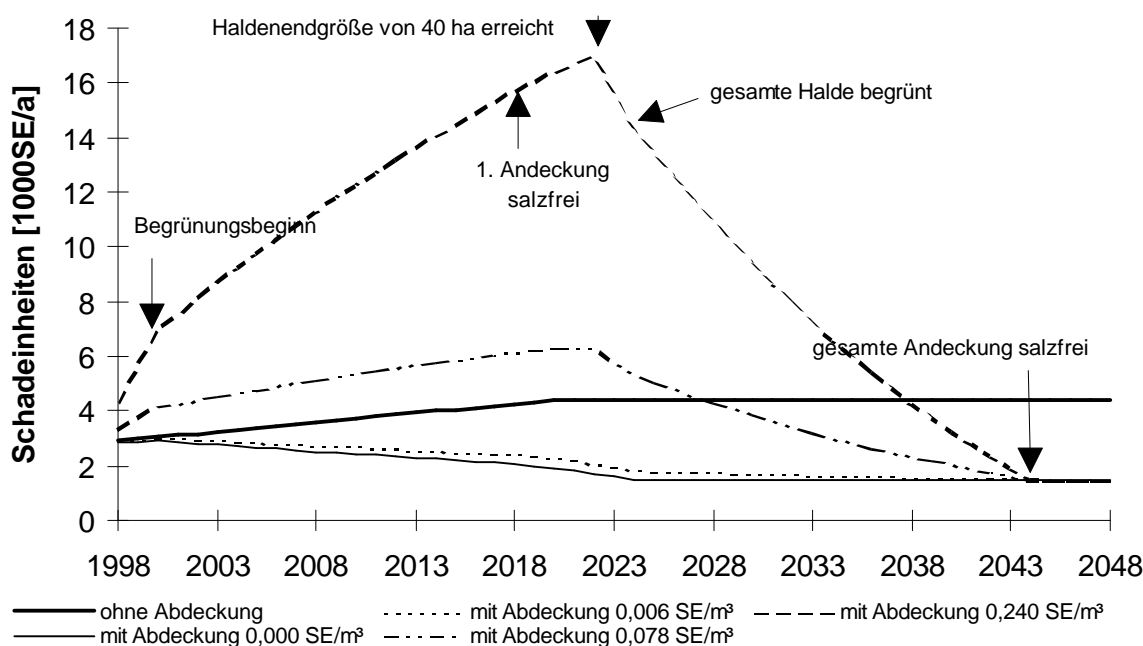


Abbildung 48: Entwicklung der Schadeinheiten [SE/a] bei 72 % Verdunstung des Niederschlags im bewachsenen Zustand in Abhängigkeit von der Schwermetallmobilisierung aus der Aundeckung (angegeben als Fracht im Haldenwasser [SE/m<sup>3</sup>])

Die Variante mit einer salzfreien Aundeckung hat stets einen geringeren Schadeinheitsausstoß als das Szenario der unrekultivierten Halde. Bei der Simulation eines Haldenwassers mit Gehalten, die den Laborlysimetern entsprechen (0,24 SE/m<sup>3</sup>), wird bei 72 %

Verdunstung erst nach 41 Jahren nach Rekultivierungsbeginn der Schadwert einer unrekultivierten Halde unterschritten, während bei Gehalten von 0,078 SE/m<sup>3</sup> der Schadwert denjenigen einer unrekultivierten Halde nach 31 Jahren unterschreitet. Diese Variante zeigt eine Rekultivierungssituation, die verglichen mit dem Status quo als gleich gut zu bewerten ist.

Bei einer Emission von weniger als 0,042 SE/m<sup>3</sup> (Szenario nicht in Abbildung 48 dargestellt) ist eine gesamtökologische Verbesserung der derzeitigen Situation gegeben. Dies zeigt z.B. die Variante mit 0,006 SE/m<sup>3</sup>, die stets eine Verbesserung gegenüber dem Ist-Zustand darstellt.

Bezieht man die Erkenntnisse aus den Labor- und Freilandversuchen ein, so wird der Verlauf der Graphen in Abbildung 48 nicht die Realität zeichnen. Zum einen wird der Beziehung zwischen Salzgehalten und Schwermetallkonzentration, wobei eine Abnahme des Salzgehalts im Sickerwasser eine Reduzierung des Schwermetallaustrags bewirkt, keine Beachtung geschenkt (Kap. 5.2.4.7). Wie in den Feldversuchen gezeigt werden konnte, beträgt die Salzkonzentration des Sickerwassers in der Regel nicht 350 g/l oder mehr (Kap. 6.2.6 und 6.2.7).

Wird die Sickerstrecke in der Andeckung deutlich vergrößert, kann eine Aufsättigung der Sickerwässer mit Salz erfolgen, die zu erhöhten Schwermetallkonzentrationen im Haldenwasser führen.

Aus den Lysimeterversuchen mit Einfüllhöhen bis zu 300 cm an der Halde Sigmundshall (Scheer in K+S, 1996 ff.) wird deutlich, daß die Schadstoffausträge im Freiland (z.B. 1.000 bis 5.000 ppm Cu im Eluat) in den ersten Jahren über den in den Laborversuchen gefundenen Mengen liegen.

Auch wenn die langen Zeiträume der Haldenverlösung berücksichtigt werden, 1.600 Jahre im unrekultivierten Zustand und 4.800 Jahre im rekultivierten Zustand, muß die Dauer der erhöhten Schadstoffausträge (29 bis 40 Jahre; Abbildung 48), die für eine 2 m mächtige Andeckung simuliert wurde, als lang bewertet werden. Als Maßstab für erhöhte Schadstoffausträge wird der Zeitraum bewertet, in dem die Schadwerte der rekultivierten Halde über denen der unrekultivierten Halde liegen.

## 7 Zusammenfassung

Ziel der Rekultivierung von Rückstandshalden der Kaliindustrie ist die Minimierung der Emissionen an Haldenwässern, die mit ihrer Salzfracht negativ auf die Umwelt einwirken. Zu diesem Zweck wird an der Rückstandshalde Sigmundshall die Rekultivierung mit REKAL-Rückstand, einer aufbereiteten salzhaltigen Aluminium-Salzschlacke, SAV-Stabilisat, einem REA-Produkt, und WSA-Stabilisat, einer Wirbelschichtasche im Verfahren der dünnmächtigen Andeckung mit puzzolanischer Abbindung getestet. Nach vollständiger Rekultivierung der Halde Sigmundshall soll die auf der Andeckung installierte Vegetation zu einer möglichst hohen Verdunstung der fallenden Niederschläge beitragen und so die Menge des abfließenden Wassers reduzieren.

In zweijährigen Untersuchungen im Labor und Freiland wurden die chemischen und physikalischen Eigenschaften der verwendeten Materialien bestimmt. Mit Lysimeter- und Topfversuchen konnten Aussagen zur Struktur der Materialien, ihrem Stoffhaushalt und zum Wasserhaushalt getroffen und im Freiland überprüft werden.

Zur Beurteilung der Standsicherheit der Andeckung an den 35 bis 40° steilen Flanken der Rückstandshalde wurden Mischungen mit unterschiedlichen Mischungsanteilen an REKAL-Rückstand und SAV-Stabilisat untersucht.

Aufgrund des Salzgehalts der eingesetzten Materialien, der eine Begrünung der Andeckung im Rohzustand nicht erlaubt, ist die Entsalzung, vor allem Geschwindigkeit und Dynamik, eingehend untersucht worden. Zudem wurden Versuche zu den Wuchsortqualitäten angestellt um zu überprüfen, ob eine Vegetation potentiell auf den entsalzten Materialien und deren Mischungen installiert werden kann.

Die Auswirkungen auf das Allgemeinwohl sind abgeschätzt worden und eine Bewertung der gesamtökologischen Situation nach Rekultivierung der Halde mit einem Rekultivierungsgemisch aus REKAL-Rückstand und SAV-Stabilisat ist ansatzweise für eine 2 m mächtige Andeckung erfolgt.

Die Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

1. Die Zumischung von SAV-Stabilisat zum REKAL-Rückstand bewirkt eine Verfestigung der Andeckung. Die Stabilisierung erfolgt innerhalb kurzer Zeit und trägt zur Ausbildung einer Struktur bei, die geeignet erscheint, den Anforderungen eines 35 bis 40° steilen Hanges zu genügen. Der anzustrebende SAV-Stabilisat-Anteil in einer Mischung aus REKAL-Rückstand und SAV-Stabilisat liegt bei 50 bis 65 Gew. %. Die Substitution von 20 Gew. % SAV-Stabilisat durch WSA-Stabilisat bringt bei günstigen Umweltbedingungen (trockenes Material) eine Verbesserung der Stabilität, zeigt aber bei ungünstigen Umweltbedingungen (sehr feuchtes Material) weder im Labor noch im Freiland eine Verbesserung der Standsicherheit.
2. Die Andeckung aus einem REKAL-Rückstand/SAV-Stabilisat-Gemisch gliedert sich nach kurzer Zeit in drei Schichten, die unterschiedlich mächtig sind und in der Festigkeit und Aggregation von oben nach unten zunehmen. Zwischen den Materialmischungen, die im Freiland untersucht wurden, bestehen hinsichtlich des Gefügebbaus keine Unterschiede. Prägend für die Struktur der Andeckung ist ein sehr großes

- Gesamtporenvolumen, das in den oberen 1,5 m der Andeckung durch die Verfestigungsprozesse erhalten bleibt.
3. Mit der Zumischung von SAV-Stabilisat zum REKAL-Rückstand wird die Erosionsanfälligkeit der Andeckung gesenkt. Obwohl Erosion auf den Untersuchungsflächen auftrat, kann eine entsalzten Schicht entstehen, die zur Installation von Vegetation notwendig ist.
  4. Die Bildungsdauer einer entsalzten Schicht ist wesentlich von den physikalischen Materialeigenschaften, dem Ausgangssalzgehalt und dem Wasserhaushalt abhängig. In Lysimeterversuchen mit unterschiedlichen Einfüllhöhen konnte gezeigt werden, daß bei gleichbleibender Beregnungsintensität die Zuwachsraten der Schichtmächtigkeit des entsalzten Bereichs abnimmt. Dieses Ergebnis konnte mit den Untersuchungen im Freiland bestätigt werden.
  5. Anhand der im Freiland durchgeführten Untersuchungen an einer unbegrünten Andeckung sowie mit Berechnungen zum Wasserhaushalt der unrekultivierten und Simulationen der begrünten Andeckung wurden mittlere Sickerwassermengen für die Halde abgeschätzt. Mit Anschüttung einer Andeckung kann die Sickerwassermenge von etwa 82 % des Niederschlags auf 30 bis 40 % (bei 30 bis 40 % Verdunstung und 20 bis 30 % Oberflächenabfluß) gesenkt werden. Durch eine Begrünung wird die mittlere Sickerwassermenge auf 30 % des Niederschlags begrenzt, wobei die Extreme bei 0 (optimal) und 50 % (worst case) liegen. Damit kann das Ziel, die salzhaltigen Abwässer der Halde Sigmundshall zu reduzieren, mit einer dünnmächtigen Andeckung mit puzzolanischer Verfestigung erreicht werden.
  6. Die Mobilität der in den Materialien enthaltenen Schwermetalle ist unter verschiedenen Umwelteinflüssen im Labor untersucht worden. Als wesentliche Faktoren für die Freisetzung von Schwermetallen konnten pH-Wert und Salzgehalt des Materials festgestellt werden. Die Mobilität der Schwermetalle ist mengenmäßig hoch, jedoch ist nach Abschluß der Entsalzung nur noch mit sehr geringen Freisetzungen an Schwermetallen zu rechnen. Die Untersuchungsmethode DEV S4 nach den Vorgaben der LAGA ist nicht geeignet, um Aussagen zur Umweltverträglichkeit salzhaltiger, technogener Substrate zu machen.
  7. Die Wuchsortqualitäten der Materialien und ihrer Mischungen wurden untersucht und potentiell die Begrünungsfähigkeit festgestellt. Zur Pflanzenernährung und Förderung des Bodenlebens müssen zu Beginn der Begrünung Maßnahmen (z.B. mineralische Düngung, Kompostgabe) getroffen werden.
  8. Der Einsatz einer Mischung aus REKAL-Rückstand und SAV-Stabilisat zur Rekultivierung von Kalirückstandshalden ist gesamtökologisch sinnvoll, wenn Sicherungsmaßnahmen für die Haldenwässer während der Entsalzungsphase der Andeckung zu Verfügung stehen.

## 8 Literaturverzeichnis

- Aboujaoudé, A., P. Belleudy und M. Vauclin (1991):** A numerical study of infiltration through crusted soils: flat and other surface configurations. *Soil Technology* 4, 1-18.
- Aboukhaled, A. (1983):** Lysimeters. FAO irrigation and drainage paper 39.
- AG Boden (1994):** Bodenkundliche Kartieranleitung. Hannover, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Stuttgart).
- Ahl, C., R.G. Joergensen, E. Kandeler, B. Meyer und V. Woehler (1998):** Microbial biomass and activity in silt and sand loams after long-term shallow tillage in central Germany. *Soil and tillage research* 49, 93-104.
- Akman, M. und M. Yildirim (1987):** Loss of durability of concrete made from portland cement blended with natural pozzolans due to ammonium nitrate. *Durability of building materials* 4, 357-369.
- Alloway, B.J. (1999):** Schwermetalle in Böden. Berlin, Springer.
- Anonymus (1907):** XX. Gutachten des Reichsgesundheitsrates über den Einfluß der Ableitung von Abwässern aus Chlorkaliumfabriken auf die Schunter, Oker und Aller. Arbeiten aus dem Kaiserlichen Gesundheitsamte 25.
- Anonymus (1991):** Salzlagerstätten in Niedersachsen (Abbildung). *Jahrbuch für Bergbau, Öl und Gas, Elektrizität, Chemie* 98.
- Arndt, W. (1965a):** The impedance of soil seals and the forces of emerging seedlings. *Australian Journal of Soil Research* 65/3, 55-68.
- Arndt, W. (1965b):** The nature of the mechanical impedance to seedlings by soil surface seals. *Australian Journal of Soil Research* 65/3, 45-54.
- Bachmann, G. (1998):** Zum Begriff „bodengefährdend“ und zu seiner Bedeutung für den Boden- und Grundwasserschutz. *DVWK Schriften* 122, 447-470.
- Bachthaler, G. und A. Stritesky (1973):** Wachstumsuntersuchungen an Kulturpflanzen auf einem mit Cu überversorgten Mineralboden. *Bayrisch Landwirtschaftliches Jahrbuch* 50, 73-81.
- Baeumer, K. (1992):** Allgemeiner Pflanzenbau. Stuttgart, Ulmer.
- Bahadir, M., E.S. Lahaniatis, D. Bieniek, F. Korte und D. Neuherberg (1987):** Chloridgehalt in Flugaschen: Einfluß auf die Eluatzusammensetzung bei Verfestigung. *TIZ-Fachberichte* 111, 683-686.
- Bannwarth, H. (1991):** Bodenverbesserung durch Kraftwerksreststoffe. *Ökologische Briefe* 22, 17-18.
- Bartels, R., H. Kuntze, W. Schäfer und B. Scheffer (1985):** Kalkbedarf von Marschböden. *Kongreßband 1985 - VDLUFA Schriftenreihe*, 295-311.
- Bartels, U. und N. Asche (1993):** Verfahren zur Charakterisierung von Düngemitteln für die Waldkalkung. *Chemie in Labor und Biotechnik* 93/5, 218-221.
- Bäthge, H.-G. (1994):** Zur Abdeckung. in: *K+S* (1994)
- Bauer, J. und F. Tvrz (1993):** Der Kosmos Mineralienführer. Bindlach, Gondrom Verlag GmbH & Co. K.G. (Sonderausgabe).
- Baumgart, W., A.C. Dunham und C. Amstutz (1984):** Process mineralogy of ceramic materials. Stuttgart, Enke Verlag.
- Bauske, B. (1994):** Einfluß von Salzlösungen unterschiedlicher Zusammensetzung auf die Mobilität von Schwermetallen in Straßenrandböden und im Laborauslaugungsversuch. *Hamburger Bodenkundliche Arbeiten* 24.
- BBergG (1980):** Bundesberggesetz. *Bundesgesetzblatt: I* 1310, zuletzt geändert 6.5.1995 BGBl. I 778.

- BBodSchG (1998):** Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten. BGBl. I: 5702.
- Becker, E. (1994):** Reststoffe des Aluminium-Recyclings - Chancen der Aufarbeitung und Weiterverwertung. Dissertation, TU Aachen.
- Beckmann, M. (1991):** Aufarbeitung von Salzschlacken in Nordrhein-Westfalen. Aluminium 67, 586-593.
- Beckmann, M. (1995):** Wiedernutzbarmachung und Folgenutzung bergbaulicher Anlagen und Flächen. G. Kühne, F. Schoch und M. Beckmann. Gegenwartsprobleme des Bergrechts Band 114, Baden-Baden, Nomos Verlag.
- Begemann, W. (1994):** Ingenieurbiologie - Handbuch zum ökologischen Wasser- und Erdbau. Wiesbaden, Bauverlag.
- Bentz, A. und H.J. Martini (1968):** Lehrbuch der angewandten Geologie - Band 2. Stuttgart, Enke Verlag.
- Berger, K. (1998):** Validierung und Anpassung des Simulationsmodells HELP zur Berechnung des Wasserhaushalts von Deponien für deutsche Verhältnisse. Berlin, Bundesumweltamt.
- Bergmann, W. (1988):** Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. Stuttgart, Fischer.
- Bley, J., L. Monn, H. Reinfelder, V. Schweikle und M. Thater (1998):** Voraussetzungen für die Verwertung von Abfällen auf/in Böden. Bodenschutz 2, 126-130.
- Blume H.P., K. Bohne, H.W. Döhring, H. Fleige, R. Horn, M. Kaupenjohann, U. Kraher und M. Zahn (1998):** Filter- und Puffereigenschaften von Böden und deren Ermittlung im Felde – Stand und Aussichten. DVWK Schriften 122, 379-401.
- BMU, Beirat des (1991):** Überlegungen für ein stoffspezifisches Bewertungsschema für das Verhalten von wassergefährdenden Stoffen im Untergrund. Umweltbundesamt, LTwS 25.
- Bodnar, R.J., M.O. Vityk, J.N. Hyrn und J. Mavrogenes (1997):** Phase equilibria in the System  $H_2O-NaCl-KCl-MgCl_2$  relevant to salt cake processing. Light Metals 1997, 1145-1151.
- Boldt, G. und H. Weller (1992):** Ergänzungsband zum Kommentar zum Bundesberggesetz. Berlin, de Gruyter Verlag.
- Bongard, B. und W. Kneib (1995):** Inventarisierung von technogenen Substraten und Charakterisierung technisch hergestellter Böden. Umweltbundesamt Texte 54/95.
- Borchardt, W. und C. Pacalaj (1994):** Kalirückstandshalden im Südharzrevier - Untersuchung von Begrünungsverfahren. Natur und Landschaft 69, 543-546.
- Brandt, M. (1997):** Grünguthäcksel-Verwertung zur Vermeidung von Bodenerosion und Nährstoffaustrag. Boden und Landschaft 18.
- Bresson, L.M. und J. Boiffin (1990):** Morphological characterization of soil crust development stages on an experimental field. Geoderma 47, 301-327.
- Brümmer, G.W., W. G., F. Liebe und J. Keppler (1998):** Mobile und mobilisierbare Fraktionen anorganischer Schadstoffe in Böden. DVWK Schriften 122, 403-420.
- Butters, G.L. und W.A. Jury (1989):** Field scale transport of bromide in an unsaturated soil, II. Dispersion modeling. Water Resource Research 25, 1582-1588.
- Clementi, F. (1989):** Herstellung von wärmedämmenden Leichtbausteinen aus Steinkohleaschen. Essen, VGB Kraftwerkstechnik.
- Clyne, M.A., R.W. Potter und J.W. Haas (1981):** Solubility of NaCl in aqueous electrolyte solutions from 10 to 100°C. Journal of Chemical Engineering Data 26, 396-398.
- Dalton, J. (1802):** Experiments and observations to determine whether the quantity of rain and dew is equal to the quantity of water carried off by the rivers and raised by evaporation with an inquiry into the origin of springs. Memoirs 5, 360-372.

- Davis, R.D. und P.H.T. Beckett (1978):** Upper critical levels of toxic elements in plants II. *New Phytology* 80, 23-32.
- de Boodt, M. und D. Gabriels Hrsg. (1980):** Assessment of erosion. Chichester, Wiley and sons.
- de Boodt, M., L. de Leenheer und D. Kirkham (1961):** Soil aggregat stability and crop yield. *Soil Science* 91, 138-146.
- de Roo, A.P.J. (1993):** Modelling of surface runoff and soil erosion in catchments using geographical information systems. Universiteit Utrecht, Faculteit Ruimtelijke Wetenschappen.
- DBG (1997):** Empfehlungen des Arbeitskreises Stadtböden der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft für die bodenkundliche Kartieranleitung urban, gewerblich, industriell und montan überformter Flächen (Stadtböden) – Teil 1: Feldführer. Kiel, büro für bodenbewertung.
- Demmich, J. (1990):** Reststoffe aus Kohlekraftwerken. *Müll und Abfall* 29, 9-11.
- Demmich, J. und E. Weißflog (1994):** Menge, Beschaffenheit, Verwertung und Entsorgung von Schlacken aus Eisenhütten, Gießereien und Kraftwerken. *Müll und Abfall Beiheft* 31, 16-25.
- DEV S4/S7** siehe DIN 38414.
- Dexter, A.R. (1986):** Model experiments on behaviour of roots at the interface between a tilled seed-bed and a compacted subsoil. *Plant and Soil* 95, 123-133.
- Diekmann, R. (1996):** Neue Wege in der Aufbereitung von Aluminium-Salzschlacken. Vortrag 7. Duisburger Recycling-Tage 1996.
- Diepenbrock, W. (1999):** Spezieller Pflanzenbau. Stuttgart, Ulmer.
- DIN 4084:** Böschungs- und Geländebruchberechnung. (1981), Berlin, Beuth-Vertrieb GmbH.
- DIN 4924:** Filtersande und Filterkiese für Brunnenbau. (1972), Berlin, Beuth-Vertrieb GmbH.
- DIN 19683:** Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau – Physikalische Laboruntersuchungen. (1973), Berlin, Beuth-Vertrieb GmbH.
- DIN 19684:** Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau – Chemische Laboruntersuchungen. (1977), Berlin, Beuth-Vertrieb GmbH.
- DIN 19730:** Extraktion von Spurenelementen mit Ammoniumnitratlösung. (1997), Berlin, Beuth-Vertrieb GmbH.
- DIN 38414:** Deutsches Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung – Schlamm und Sedimente (Gruppe S). (1984), Berlin, Beuth-Vertrieb GmbH.
- Domzal, H. und J. Hodora (1992):** Effects of intensive traffic on soil physical properties and plant yield. *International Agrophysics* 6, 119-122.
- Driessen, P.D. und R. Rudal (1991):** The major soils of the world. Wageningen, Koninklijke Wöhrmann B.V.
- Dunbar, W.P. (1913):** Die Abwässer der Kaliindustrie. München, Oldenbourg.
- Düwel, O. (1990):** Aggregation und Aggregatstabilität winderosionsgefährdeter Sandböden Norddeutschlands. Diplomarbeit Universität Göttingen (unveröffentlicht).
- DVWK (1980):** Empfehlungen zum Bau und Betrieb von Lysimetern. DVWK Merkblätter 114.
- DVWK (1995):** Gefügestabilität ackerbaulich genutzter Mineralböden. DVWK Merkblätter 234.
- DVWK (1996):** Bodenerosion durch Wasser - Kartieranleitung aktueller Erosionsformen. DVWK Merkblätter 239.



- DWD (1994 ff.):** Monatlicher Witterungsbericht. Offenbach, Deutscher Wetterdienst 42 ff.
- EAKV (1996):** Verordnung zur Einführung des Europäischen Abfallkatalogs. BGBl I 1428.
- E-BBodSchV (1998):** Entwurf der Verordnung zur Durchführung des Bundes-Bodenschutzgesetzes (Bodenschutz und Altlastenverordnung. Entwurf vom 9.9.1998 in: <http://members.aol.com/bvboden/aktuell.htm>, Stand 15.06.1999.
- Ehlers, W. (1993):** Kann Bodenbearbeitung zum Schutz des Bodens vor Verdichtung und Erosion beitragen? Mitteilungen Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft 72, 1447-1450.
- Ehlers, W. (1996):** Wasser in Boden und Pflanze. Stuttgart, Ulmer.
- Eikmann, T. und A. Kloke (1993):** Nutzungs- und schutzbezogene Orientierungswerte für (Schad-) Stoffe in Böden. Bodenschutz. Berlin, Erich Schmidt Verlag. Nr. 3590, 1-26.
- Ellenberg, H. (1996):** Die Vegetation Mitteleuropas und der Alpen. Stuttgart, Ulmer.
- Engelke, G. und H. Marschner (1991):** Möglichkeiten des Einsatzes von Kraftwerk-reststoffen als Bodensubstrat im Landschaftsbau aus Sicht der Pflanzenernährung. Tagung "Verwertung von Reststoffen aus Kohlekraftwerken zur Bodenverbesserung und Pflanzenernährung", VGB Vereinigung der Großkraftwerksbetreiber e.V., V 12.
- Falbe, J. und M. Regitz (1996):** Römpf - Chemie Lexikon A-Z. Stuttgart, Thieme.
- FAO (1995):** CROPWAT 7.0. <ftp://ftp.fao.org/agl/aglw/cropwat> Stand: Juli 98.
- Fay, K.F. und W.F. Kepler (1993):** Freeze-thaw durability of concretes with various fly ashes. Electric Power Research Institute Palo Alto / USA , Proceedings of 10th ash use symposium 40.1-40.14.
- Fiedler, H.J. (1990):** Bodennutzung und Bodenschutz. Basel, Birkhäuser Verlag.
- Flury, M. (1996):** Experimental evidence of transport of pesticides through field soils - a review. Journal of Environmental Quality 25, 25-45.
- Förstner, U. und J. Thöming (1997):** Altlasten einfach wegrechnen? Bodenschutz 2, 72-73.
- Fraas, C. (1857):** Von den Lösungen im Boden. Ergebnisse landwirtschaftlicher und agrikulturchemischer Versuche an der Station des Generalcomité des Bayrischen Landwirtschaftlichen Vereins in München 1, 56-80.
- Frede, H.G. (1986):** Der Gasaustausch des Bodens. Göttinger Bodenkundliche Berichte 87.
- Fritton, D.D. (1990):** A standard for interpreting soil penetrometer measurements. Soil Science 150, 542-551.
- Gerahrd-Abozari, E., H. Hoecker und K. Littmann (1995):** Aushärtung wässriger und lösungsmittelhaltiger Steinschutzstoffe in Gegenwart von Salzen. Jahresberichte aus dem Forschungsprogramm Steinzerfall-Steinkonservierung 5, 83-90.
- Gerold, G. und J. Grotheer (1991):** Eigenschaften von Bodensubstrat aus Kraftwerk-reststoffen aus bodenkundlicher Sicht. VGB Sondertagung, Essen Vortrag Nr. 12.
- Gerstner, E. (1996):** schriftliche Mitteilung der Fa. GfR / Würzburg über die Zusammensetzung der Aschen GKH und VWKN (SAV- und WSA-Stabilisat).
- Gilcher, S. und D. Bruns (1999):** Renaturierung von Abbaustellen. Stuttgart, Ulmer.
- GK 25, Blatt 3522:** Geologische Karte. Hannover, Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung.
- Graczyk, D.G., A.M. Essling, E.A. Huff, F.P. Smith und C.T. Snyder (1997):** Analytical chemistry of aluminium salt cake. Light Metals 1997, 1135-1140.
- Grathwohl, M. (1993):** Energieversorgung. Berlin, Verlag de Gruyter.

- Gripenberg, H., M. Müllerham und N. Jäger (1997):** Salt-free dross processing with alurec - two years experience. *Light Metals* 1997, 1171-1177.
- Häckel, H. (1990):** Meteorologie. Stuttgart, Ulmer.
- Hahne, H.C.H. und W. Krontje (1973):** Significance of pH and chloride concentration on behavior of heavy metal pollutants: mercury(II), cadmium(II), zinc(II) and lead(II). *Journal of Environmental Quality* 2, 444-450.
- Hanke, K. (1997):** Röntgendifraktometrische Untersuchung des REKAL-Rückstands - schriftliche Mitteilung. Mineralogisches Institut, Universität Göttingen.
- Hartge, K.-H. (1966):** Ein Haubenpermeameter zum schnellen Durchmessen zahlreicher Stechzylinderproben. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung* 7, 155-163.
- Hartge, K.-H. und R. Horn (1989):** Die physikalische Untersuchung von Böden. Stuttgart, Enke Verlag.
- Hartge, K.-H. und R. Horn (1991):** Einführung in die Bodenphysik. Stuttgart, Enke Verlag.
- Haushofer, H. (1962):** Die Erfindung des Lysimeters. *Zeitschrift für Agrargeschichte und Agrarsoziologie* 10, 57-60.
- Hein, H. und G. Schwedt (1992):** Richt- und Grenzwerte (Wasser - Boden - Abfall - Chemikalien - Luft). Würzburg, Vogel.
- Heinze (1982):** Boden - Pflanze - Beziehungen auf natürlichen und künstlichen Gipsstandorten Thüringens. Dresden, Dissertation B, Sektion Forstwirtschaft der TU Dresden.
- Heitfeld, K.H. (1985):** Hydrogeologische Beurteilung der Auswirkungen von Braunkohlekraftwerksaschedeponien bei Anwendung eines Verfahrens zur Verfestigung dieser Aschen durch Wasserzugabe bzw. Zugabe flüssiger Abfälle - Gutachten im Auftrag des RP Köln (Aachen 1985, unveröffentlicht) in B. Thole (1987): Braunkohle, 37, 318-327.
- Helmy, I.M. (1991):** Chemical attack on hardened pastes of blended cements. part II - attack of sea water. *Zement - Kalk - Gips* 44, 139-144.
- Hempel, G., S. Weh, M. Schulz, V. Slowik und T. Klink (1997):** Neuere Erfahrungen mit chemischen Treibreaktionen in Betonbauteilen. *Österreichische Bauwirtschaft* 11, 38-44.
- Henning, O. und D. Knöfel (1988):** Baustoffchemie. Wiesbaden, Bauverlag GmbH.
- Heuss, K. (1966):** Beitrag zur Fauna der Werra, einem salinarem Binnengewässer. *Gewässer und Abwässer* 43, 48-63.
- Hilgraf, P. und Kleibs (1990):** Schüttguteigenschaften und Lagerzeit als Einflußgrößen bei der Auswahl des Silierungskonzeptes von Flugaschen. *VGB Kraftwerktechnik* 70, 479-486.
- Hillel, D. (1972):** Soil and water. Physical principles and processes. New York, Academic Press.
- Hillel, D. und W.R. Gardener (1969):** Steady infiltration into crust topped profiles. *Soil Science* 108, 137-142.
- HLVA (1998):** Erläuterungen zum Bodenuntersuchungsbefund. Kassel, HLVA.
- Hoffmann, G. (1991):** Methodenbuch. R. Bessler. Band 1 - die Untersuchung von Böden. Darmstadt, VDLUFA-Verlag.
- Hoffmann, G.G. (1982):** Zusammenhänge zwischen kritischen Schadstoffgehalten im Boden, in Futter- und in Nahrungspflanzen. *Landwirtschaftliche Forschung Sonderheft* 39, 130-153.
- Hohe-See-Einbringungsgesetz (1998):** Gesetz über das Verbot der Einbringung von Abfällen und anderen Stoffen und Gegenständen in die Hohe See. BGBl I 2455.
- Hohl, R. (1985):** Die Entwicklungsgeschichte der Erde. Hanau, Verlag Werner Dausien.

- Holmes, A. (1965):** Principles of Physical Geology. London, Nelson.
- Horn, R., T. Baumgartl, R. Kayser und S. Baasch (1995):** Effekt of aggregate strength on strength and stress distribution in structures soil. K.H. Hartge und B.A. Stewart. Soil structure. Its development and function. Boca Raton, CRC Press, 31-52.
- Hunt, C.B. (1972):** Geology of soils. Their evolution, classification and uses. San Francisco, Freeman.
- Iwata, S., T. Tabuchi und B.P. Warkentin (1995):** Soil - water interactions. Mechanisms and applications. New York, Marcel Dekker.
- Jardine, P.M., G.V. Wilson und R.J. Luxmoore (1990):** Unsaturated solute transport through a forest soil during rain storm events. Geoderma 46, 103-118.
- Jeremic, M.L. (1994):** Rock mechanics in salt mining. Rotterdam, A.A. Balkema.
- Jones, J.R. (1980):** Turf grass analysis. Golf Course Manage 48, 29-32.
- K+S (1993):** Plan der Rückstandshalde Sigmundshall - schriftliche Mitteilung. Wunstorf, Kali und Salz Werk Sigmundshall.
- K+S (1994):** Betriebsplan-Antrag 4.65.10. Sigmundshall, K+S (unveröffentlicht).
- K+S (1996 ff.):** Jahresberichte und Protokolle zum WBP. Bokeloh, K+S Sigmundshall.
- K+S (1998):** 100 Jahre Sigmundshall 1898-1998. Kassel, Kali und Salz GmbH.
- KAFI (1996 ff.):** schriftliche Mitteilungen des Kali Forschungsinstituts (KAFI) zu den Meßergebnissen der eingesandten Proben.
- Kahlert, M. (1993):** Auswirkungen der Werraversalzung auf die ökologischen Verhältnisse der Auenlandschaft der Werra. Ökologie und Umweltsicherung 3.
- Kalde, M., D. Heinz und U. Ludwig (1998):** Schädigende späte Ettringitbildung in Zementpasten, Mörteln und Betonen. Wissenschaftliche Zeitschrift Bauhaus Universität Weimar 44, 34-42.
- Kalms, K. (1993):** Ausbildung von Oberflächenabdichtungen für Salzhalden. Diplomarbeit, TU Braunschweig (unveröffentlicht).
- Kaltofen, R., R. Opitz, K. Schumann und J. Ziemann (1986):** Tabellenbuch Chemie. Thun, Verlag Harry Deutsch.
- Kammer, C. (1995):** Aluminium-Taschenbuch Band 1. Düsseldorf, Aluminium-Verlag GmbH.
- Kautz, K. (1986):** Verwertung von Wirbelschichtfeuerungsanlagen-Rückständen. VDI-Berichte 601, 319-334.
- Kautz, K. (1989):** Erste Erfolge mit einem wirbelschichttaschehaltigen Bodenhilfstoff bei der Revitalisierung eines stark geschädigten Buntsandstein-Waldbodens - Freiland-Großversuche. Babcockmitteilungen 208.
- Kayser, R. (1986):** Großtechnischer Versuch zur Deponierung von Braunkohleasche - Gutachten im Auftrag des Landesoberbergamtes NW (Braunschweig, 1986, unveröffentlicht). in: Thole, B., Braunkohle, 39, 318-327.
- Keck und Riggs (1997):** Specifying fly ash for durable concrete. Concrete International 19, 35-38.
- Keller, R. (1978):** Hydrologischer Atlas der Bundesrepublik Deutschland - Kartenband. Bonn, im Auftrag der Deutschen Forschungsgemeinschaft.
- Kempf, W.-D. (1997):** Puzzolane und puzzolanische Effekte - schriftliche Mitteilung. Fa. GfR / Würzburg.
- Kempf, W.-D. und J. Demmich (1990):** Bindemittelzugabe zu Reststoffen aus Kohlekraftwerken. Müll und Abfall 29, 42-46.
- Kerney, U. und M. Margill (1991):** Aufarbeitungsmöglichkeiten schwermetallhaltiger Schlämme. Erzmetall 44, 548-556, in: Schmeisky (1993).

- Kim, Y.-J. und E. Thormanetz (1994):** Orientierende Untersuchung zur Verwertbarkeit von Aluminiumoxid-Abfall-Filterkuchen aus der Primär-Aluminiumherstellung. Müll und Abfall 94, 16-17.
- Knoblauch, H. und U. Schneider (1987):** Bauchemie. Düsseldorf, Werner-Verlag.
- Kofalk, S. und G. Wessolek (1998):** Räumliche und zeitliche Verteilungsmuster von Nitratgehalten und Wasserhaushaltskomponenten eines Hangstandorts. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 85, 1381-1384.
- Köster, I. (1998):** Übersicht über das Recycling von Aluminium in Japan. marburger hefte zur japanischen umwelt 7.
- Krass, K. und M. Radenberg (1994):** Verwertung von industriellen Nebenprodukten und Recycling-Baustoffen. Müll und Abfall Beiheft 31, 11-15.
- Krol, W. und S. Glimm (1989):** Auf dem Weg zur Null-Emission? - Erfolgreicher Umweltschutz in der NE-Metallindustrie. Metall 43, 874-877.
- KrW-/AbfG (1994):** Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz. Bundesgesetzblatt: I 2705, zuletzt geändert 1998 BGBl. I 1494.
- Kuntze, H., G. Roeschmann und G. Schwerfeger (1994):** Bodenkunde. Stuttgart, Ulmer.
- Kuntze, H., M. Grupe, M. Filipinski und E. Pluquet (1991):** Geogene und anthropogene Schwermetalle in Böden - Lösbarkeit und Pflanzenaufnahme. UBA-Texte 22/91.
- Kuntze, H., H. Fleige, M. Grupe, D. Koch, E. Pluquet und A. Stumpfe (1996):** Kennzeichnung der Empfindlichkeit der Böden gegenüber Schwermetallen. UBA-Texte 55/96.
- Kupka, H. und H.P. Sieper (1988):** Ein neues Gerätekonzept zur Stickstoff/Proteinanalyse. GIT 88/11, 1179-1182.
- LAB (1998):** Anforderungen an die stoffliche Verwertung von Abfällen im Bergbau über Tage. Technische Regeln für den Einsatz von bergbaufremden Abfällen im Bergbau über Tage Entwurf 10/98.
- LAGA (1997a):** Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen /Abfällen - Technische Regeln. Mitteilungen der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) 20.
- LAGA (1997b):** Definition und Abgrenzung von Abfallverwertung und Abfallbeseitigung sowie von Abfall und Produkt nach dem KrW-/AbfG. Protokoll der Beschlußfassung vom 17.03.1997.
- Lang, H.-J. und J. Huder (1994):** Bodenmechanik und Grundbau. Berlin, Springer Verlag.
- Latif, A. (1993):** Die physikalischen Eigenschaften der Böden von Braunkohleabraumhalden in ihrer Begrünung und Erodierbarkeit. Ökologie und Umweltsicherung 4/93.
- Lebscher, H.J. und R. Keller (1979):** Abfluß. R. Keller. Hydrologischer Atlas der Bundesrepublik Deutschland - Textband. Bonn, im Auftrag der Deutschen Forschungsgemeinschaft, 90-159.
- Lehnert, W., G. Drossel, O. Liesenberg, W. Huppertz, M. Paul, S. Friedrich und C. Kammer (1996):** Aluminium-Taschenbuch Band 2. Düsseldorf, Aluminium Verlag GmbH.
- Lenz, O. (1983):** Stand der Untersuchungen zur Begrünung von Rückstandshalden der Kaliindustrie. Kali und Steinsalz 8, 406-410.
- Lenz, U., H. Kreusing, N. Möhlenbruch und B. Thole (1989):** Verwertungsmöglichkeiten von Aschen aus rheinischer Braunkohle. Braunkohle 41, 239-244.
- Lepp, N.W. (1981):** Copper. in: N.W. Lepp, Effect of heavy metal pollution on plants. London, Advanced Science Publishers.

- Leuchs, W. und Bistry T. (1998):** Sickerwasserprognose für anorganische Schadstoffe. DVWK Schriften 122, 421-434.
- Liebe, F., G. Welpel und G.W. Brümmer (1997):** Mobilität anorganischer Schadstoffe in Böden Nordrhein-Westfalens. Essen, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen.
- Liebmann, H. und J. Schramm (1982):** Untersuchungen zur Hydrologie der Rückstandshalden. Kali – Steinsalz - Spat 15, 192-197.
- Lindsay, W.L. (1979):** Chemical equilibria in soils. New York, Wiley and Sons.
- Loos, W. und H. Grasshoff (1963):** Kleine Baugrundlehre. Köln, Verlagsgesellschaft Rudolf Müller.
- Lücke, M. (1997):** Rekultivierung von Rückstandshalden der Kaliindustrie - Untersuchungen zum Standort, zur Begrünung mit Komposten und zur Gehölzsukzession von Rückstandshalden mit anhydritischen Auflageschichten. Ökologie und Umweltsicherung 12/97
- Lukas, W. und J. Henzinger (1986):** Deponierung von Flugasche- und Flugasche-Gips-Gemischen (Festigkeitsentwicklung und Durchlässigkeit). TIZ-Fachberichte 110, 67-70.
- Lukito, H.P., K. Kouno und T. Ando (1998):** Phosphorous requirement of microbial biomass in a Regosol and an Andosol. Soil biology and biochemistry 30, 865-872.
- Maas, E.V. (1985):** Crotolerance to saline sprinkling water. Plant and Soil 89, 272-284.
- Malaisse, F., J. Gregorie, R.R. Brooks, R.S. Morrison und R.D. Reeves (1978):** Aeo-lanthus biformifolius De Wild.: A hyperaccumulator of copper from Zaire. Science 199, 887-888.
- Mandret, G. (1996):** Carences minerales des prairies sur Andosol a la Reunion. Fourrages 146, 141-148.
- Marks, R., M.J. Müller, H. Leser und H.-J. Klink (1989):** Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushalts. Forschungen zur deutschen Landeskunde 229, 221-229.
- Markwardt, N. (1990):** Der Bodenwasserhaushalt in Deponieabdeckschichten. Dissertation, TU Berlin, FB Landschaftsentwicklung.
- Marschner, H. (1995):** Mineral nutrition of higher plants. London, Academic Press.
- Martin, H. (1990):** Entwicklungsrichtungen zukünftiger Kohlekraftwerke. VDI-Berichte 808.
- Mayer, R. (1981):** Natürliche und anthropogene Komponenten des Schwermetallhaushalts von Waldökosystemen. Göttinger Bodenkundliche Berichte 70.
- Mayer, R. und R. Schultz (1987):** Effects of soil acidification on heavy metal cycling in forest ecosystems. Proceedings of the 6th international conference on heavy metals in the environment, 15.-18. Sept. 1987, New Orleans, (Edinburgh, CEP Consultants) Vol.2, 402 - 406.
- Melchior, S. (1993):** Wasserhaushalt und Wirksamkeit mehrschichtiger Abdecksysteme für Deponien und Altlasten. Hamburg, Hamburger Bodenkundliche Arbeiten 22.
- Mengel, K. (1991):** Ernährung und Stoffwechsel der Pflanzen. 7. Auflage.
- Merkel, E. (1978):** Auswirkungen bei der Ablagerungen von Salzsclacken aus Umschmelzbetrieben der Leichtmetallindustrie. Salze und salzhaltige Lösungen. UBA-Texte 2/78, 61-70.
- Metallgesellschaft AG (1992):** Metallstatistik 1981-1991. Frankfurt am Main, Metallgesellschaft AG.
- Meuser, H. (1996):** Technogene Substrate als Ausgangsgestein der Böden urban-industrieller Verdichtungsräume. Schriftenreihe des Instituts für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Universität Kiel Bd. 35.
- Miller, R.W. (1995):** Soils in our environment. Englewood Cliffs, Prentice Hall.

- Miyazaki, T. (1993):** Water flow in soils. New York, Marcel Dekker.
- Montas, H.J., J.D. Eigel, B.A. Engel und K. Haghghi (1997a):** Deterministic modeling of solute transport in soils with preferential flow pathways - Part 1. Model development. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers 40, 1245-1256.
- Montas, H.J., J.D. Eigel, B.A. Engel und K. Haghghi (1997b):** Deterministic modeling of solute transport in soils with preferential flow pathways - Part 2. Model validation. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers 40, 1257-1265.
- Moore, D.C. und M.J. Singer (1990):** Crust Formation Effects on Soil Erosion Processes. Soil Science Society of America Journal 54, 1117-1123.
- Morrison, R.S., R.D. Brooks, R.D. Reeves, F. Malaise, P. Horowitz, M. Aronson und G.R. Merriam (1981):** The diverse chemical forms of heavy metals in tissue extracts of some metallophytes from Shaba province, Zaire. Phytochemistry 20, 455-458.
- Müffelmann, H. (1986):** Umweltsichernde Bodendecken auf umweltgefährdenden Halden. Diplomarbeit, TU Braunschweig (unveröffentlicht).
- Müller, J., H.G. Schellin, J. Riemann und A. Schumann (1993):** Ergebnisse eines komplexen agrarmeteorologischen Wasserhaushaltsmodells und seiner Nutzung als Entscheidungsgrundlage für Halden- und Deponieabdeckungen. Tagungsband der Deutschen Meteorologischen Gesellschaft e.V. vom 13.09. bis 17.09.1993 in Stuttgart.
- Munsell (1954):** Soil color chart. Baltimore, Macbeth.
- Nasser, K.W. und P.S.H. Lai (1992):** Resistance of fly ash concrete to freezing and thawing. American Concrete Institute, Proceedings of 4th International Conference "Fly ash, silica fume, slag and natural pozzolans in concrete" Istanbul, May 1992, 205-226.
- Neumann, G. (1989):** Verwertungsmöglichkeiten des Entschwefelungsproduktes aus Sprühadsorptionsverfahren. Kraftwerk und Umwelt 1989, 266-269.
- Nriagu, J.O. (1979):** Copper in the environment; 1: Ecological cycling. New York, Wiley and sons.
- Oehmichen, J. (1983):** Pflanzenproduktion – Band 1: Grundlagen. Berlin, Verlag Paul Parey.
- Paul, R. (1990):** Korrelative Beziehung zwischen Makrogasdiffusion und anderen Bodenparametern. Archiv für Acker-, Pflanzenbau und Bodenkunde 34, 5-12.
- Penman, H.L. (1948):** Natural evaporation from open water, bare soil and grass. Proceedings of the Royal Society Series A 193, 121-143.
- Perroux, K.M. und I. White (1987):** Designs for disk permeameters. Soil Science Society of America Journal 52, 1205-1215.
- Peterson, W.S. (1997):** Molten aluminium - ammonium nitrate explosions. Light Metals 1997, 1195-1198.
- Piccolo, A., Ed. (1996):** Humic substances in terrestrial ecosystems. Amsterdam, Elsevier Science B.V.
- Plagge, R. (1991):** Bestimmung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit im Boden. Dissertation, TU Berlin, Fachgebiete Bodenkunde und Regionale Bodenkunde.
- Podlacha, G. (1999):** Rekultivierung von Kalirückstandshalden der Kaliindustrie – Untersuchungen zur Substratdeckung mit geringen Schichtstärken aus Bodenaushub-Wirbelschichtasche-Gemischen und ihrer Begrünung. Ökologie und Umweltsicherung 16/99.
- Prause, B. und K. Kautz (1997):** Modellierung einer optimalen Oberflächenabdichtung für Rückstandshalden der Kaliindustrie. Müll und Abfall 97/11, 684-691.
- Prinz, H. (1991):** Abriß der Ingenieurbiologie. Stuttgart, Enke Verlag.

- Puch, K.-H. und W. v. Berg (1997):** Wirbelschichtaschen - Eigenschaften und Einsatzmöglichkeiten. VDI Berichte 1314, 439-457.
- Puertas, F., M.T. Blanco-Varela, A. Palomo und T. Vazquez (1998):** Behaviour of a new white cement fabricated with raw material containing  $\text{CaF}_2$  and  $\text{CaSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ . Durability and chemical resistance. ZKG-International 51, 94-100.
- Quantin, P. (1994):** The Andosols. Transactions of the 15th World congress of soil science (Acapulco) 6a, 848-859.
- Rahimi, A. und W. Bussler (1974):** Kupfermangel bei höheren Pflanzen und sein histochemischer Nachweis. Landwirtschaftliche Forschung Sonderheft 30, 101-111.
- Rahman, S., H. Takaki, M. Tamai und Y. Nagatomo (1996):** Distribution of zinc, manganese, copper, cobalt and nickel in Andosols profiles. Soil science and plant nutrition 42, 881-891.
- Reimann, D.O. (1990):** Übersicht zu den verschiedenen Methoden. Müll und Abfall 29, 28-31.
- Renger, M. und O. Strebel (1980):** Wasserverbrauch und Ertrag von Pflanzenbeständen. Kalibriefe 15, 135-143.
- Renger, M., H. Stoffregen, R. Plagge, C. Roth, J. Klocke, M. Facklam und G.I. Wesolek (1997):** Berechnung der Wasserleitfähigkeit für den gesättigten und ungesättigten Bereich. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 85, 143-146.
- Richartz, W. (1984):** Zusammensetzung und Eigenschaften von Flugaschen. Zement - Kalk - Gips 37, 62-71.
- Richter, G. und W. Schäfer (1987):** Sauerstoff - Diffusion im Boden. (unveröffentlicht).
- Rickens, K. (1998)** persönliche Mitteilung zum 1. Begrünungsversuch mit Getränkekästen an der Halde Sigmundshall.
- Rolston, D.E. (1986):** Gas diffusivity. K. A. Methods of soil analysis - Part I. Madison, American Society of Agronomy.
- Rolston, D.E. (1991):** Micropenetrometer for in situ measurement of soil surface strength. Soil Science Society of America Journal 55, 481-485.
- Römken, P.F.A.M. und J. Dolfig (1998):** Effect of Ca on solubility and molecular size distribution of DOC and Cu binding in soil solution samples. Environ. Sci. Technol. 32, 363-369.
- Roth, C.H. (1992):** Die Bedeutung der Oberflächenverschlammung für die Auslösung von Abfluß und Abtrag. Bodenökologie und Bodengenese 6.
- Rottländer, E., P. Reinhard und M. Rentschler (1996):** Veränderung von Böden durch anthropogene Einflüsse. Berlin, Springer Verlag.
- Rottwinkel, T. und N. Sanhen (1990):** Aluminium recycling - an European perspective. Light Metals, 683-689.
- RROP (1990):** Regionales Raumordnungsprogramm des Großraumes Hannover. Hannover, Zweckverband Großraum Hannover (S. 16, RN 06).
- Ruf, J. (1997):** Bodenschutz und Grundwasserschutz. Bodenschutz 2, 53-57.
- Ruf, J., W. Leuchs, T. Bistry und C.G. Bannick (1997):** Altlasten einfach wegrechnen? Bodenschutz 2, 112-113.
- Sauerbeck, D. (1982):** Welche Schwermetallgehalte in Pflanzen dürfen nicht überschritten werden, um Wachstumsbeeinträchtigungen zu vermeiden? Landwirtschaftliche Forschung Sonderheft 39, 108-120.
- Schaeff, H.-J. (1995):** Oberflächenabdeckungen von Halden. Schriften Angewandte Geologie Karlsruhe 37, 16-23.

- Schaffer, G. (1960):** Eine Methode der Scherwiderstandsmessung bei Ackerböden zur Beurteilung ihrer Strukturfestigkeit im Felde. *Landwirtschaftliche Forschung* 8, 24-32.
- Scheef, S. (1978):** Entstehung der Salzschlacke, Möglichkeiten einer umweltfreundlichen Rückgewinnung von Salzen und Salzschlacken. *Salze und salzhaltige Lösungen*. UBA-Texte 2/78, 8-10.
- Scheer, T. (1997 ff.):** Niederschläge im Niederschlagssammler N13 - persönliche Mitteilung.
- Schindler, U. und L. Müller (1995):** Die Messung der hydraulischen Leitfähigkeit im Boden für die Quantifizierung der Versickerung und Grundwasserneubildung. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 76, 145-148.
- Schinner, F. und R. Sonnentner (1996):** *Bodenökologie Bd. I. Mikrobiologie und Bodenenzymatik*. Berlin, Springer.
- Schlichting, E., H.-P. Blume und K. Stahr (1995):** *Bodenkundliches Praktikum*. Berlin, Blackwell Wissenschaftsverlag.
- Schmeisky, H. (1993):** Stellungnahme zur Aufhaldung von Rückständen aus dem REKAL-Verfahren - Aufarbeitung von Salzschlacken aus der Sekundär-Aluminium-Industrie. Witzenhausen (unveröffentlicht).
- Schmeisky, H. (1997):** Möglichkeiten der Rekultivierung von Rückstandshalden der Kali-Industrie. Hohenheimer Umwelttagung. *Abbau von Bodenschätzen und Wiederherstellung der Landschaft*. Hohenheim, Verlag Günter Heimbach. 29, 119-131.
- Schmeisky, H. (1999):** Schreiben vom 05.02.1999 an Kali und Salz, Werk Sigmundshall.
- Schmeisky, H., M. Kunick und O. Lenz (1993):** Zur Begrünung von Rückstandshalden der Kaliindustrie. *Kali und Steinsalz* 11, 132-152.
- Schmeisky, H. und O. Lenz (1998):** Zur Begrünung von Rückstandshalden der Kaliindustrie – Ergebnisse einer 25jährigen Forschungsarbeit. *Kali und Steinsalz* 16, 501-515.
- Schmidt, B. (1996):** Einfluß von Grünguthäcksel- und Kompostanwendung auf physikalische Parameter einer Ackeroberfläche. Diplomarbeit, Universität GHS-Kassel/Witzenhausen, FG Bodenkunde.
- Schmidt, H. (1947):** *Geologie*. Wolfenbüttel, Wolfenbüttler Verlagsanstalt GmbH.
- Schröter, W., K.-H. Lautenschläger und H. Bibrack (1995):** *Taschenbuch der Chemie*. Thun, Verlag Harry Deutsch.
- Schroth, H.E. (1977):** Die Errichtung einer Großhalde unter umweltschützenden Bedingungen. *Kali und Steinsalz* 7, Heft 4, 147-154.
- Schultze, B. (1998):** Optimierung der Messung bodenhydraulischer Eigenschaften durch inverse Simulation von Ausfluß- und Rückflußexperimenten an Bodensäulen. *Bayreuther Forum Ökologie* 60.
- Seedorf, H.H. und H.-H. Meyer (1992):** *Landeskunde Niedersachsen. Natur- und Kulturgeschichte eines Bundeslandes - Band 1: Historische Grundlagen und naturräumliche Ausstattung*. Neumünster, Karl Wachholtz Verlag.
- Selim, H.M. und L. Ma (1998):** *Physical nonequilibrium in soils - Modeling and application*. Chelsea, Ann Arbor Press
- Seyfarth, K. und J. Stark (1998):** Ettringitbildung im erhärteten Beton - Schadensbilder, mögliche Schadensmechanismen. *Wissenschaftliche Zeitschrift Bauhaus Universität Weimar* 44, 24-32.
- Shoji, S., M. Nanzyo und R.A. Dahlgren (1993):** *Volcanic ash soils. Genesis, properties and utilization*. Amsterdam, Elsevier.



- Shoji, S., M. Nanzyo, R.A. Dahlgren und P. Quantin (1996):** Evaluation and proposed revisions of criteria for Andosols in the World Reference Base for Soil Resources. *Soil Science* 161, 604-615.
- Sieper, H.-P., R. Winkler und H. Kupka (1997):** Further developments of the elemental analyzer vario EL for improved analytical performance and applications. Vortrag auf der Konferenz für "Micro-Organic Analysis", Osaka, Japan (15.Mai 1997).
- Simon, M. (1990):** Status und Perspektiven der Kraftwerkstechnik. VDI-Berichte 808.
- Snyder, G.H. und B.J. Augustin (1986):** Managing micronutrient applications on Florida turfgrass. in: B.G. Joyner, *Advances in turfgrass fertility*, 149-179.
- Stahl, I. (1999):** mündliche Mitteilung, Feb. 1999.
- Stark, J., K. Bollmann und K. Seyfarth (1998):** Ettringite - cause of damage, damage intensifier or uninvolved third party. *ZKG - international* 51, 280-292.
- Summer, M.E. und B.A. Stewart (1992):** Soil crusting. Boca Raton, Lewis Publishers.
- TA Abfall (1991):** Technische Anleitung zur Lagerung, chemisch/physikalischen, biologischen Behandlung, Verbrennung und Ablagerung von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen. *GMBI*. 139, berichtigt 467.
- TA Siedlungsabfall (1993):** Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen. *Bundesanzeiger*, 4967.
- Thies, A. (1987):** Verfestigung von Sonderabfällen. *Kurzberichte aus der Bauforschung* 28, 763.
- Thole, B. (1987):** Entsorgung von Rückständen aus den Braunkohlekraftwerken des rheinischen Reviers. *Braunkohle* 37, 318-327.
- Thüringer Haldenrichtlinie (ThürHalR) (1995):** Richtlinie für die Begrünung und Abdeckung von Kalihalden im Freistaat Thüringen. *Thüringer Staatsanzeiger* 51, 2126-2132.
- TK 25, Blatt 3522:** Topographische Karte. Hannover, Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung.
- Turner, T.R. (1993):** Turfgrass. in: W.F. Bennett, *Nutrient deficiencies and toxicities in crop plants*. St. Paul, The American Phytopathological Society.
- Ueberschaar, H.-J. (1988):** Zusammensetzung, Eigenschaften und Verbringung der Kraftwerkaschen der Braunschweigischen Kohlen-Bergwerke AG. *Braunkohle* 40, 142-145.
- van der Ploeg, R.R., H. Ringe und G. Machulla (1995):** Late fall site-specific soil nitrate upper limits for groundwater protection purposes. *Journal of Environmental Quality* 24, 725-733.
- van Genuchten, M.T. (1980):** A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal* 44, 892-898.
- Van Gronsveld, J. und S.D. Cunningham (1998):** Metal-contaminated soils – in situ interaction and phytoremediation. Berlin, Springer.
- van Lidth de Jeude, J.W. (1985):** Bodensanierung in den Niederlanden - Verwaltungsmäßige, rechtliche und finanzielle Aspekte. UBA - Materialien 1/85, 147-168.
- van Wambeke, A. (1993):** Soils of the tropics. New York, McGraw-Hill.
- VDI-Gesellschaft Energietechnik (1997):** Tagungsband: "Wiedernutzbarmachung ehemaliger ostdeutscher Bergbaugebiete. Technische, wirtschaftliche, rechtliche und politische Aspekte" Leipzig, 29. und 30. Oktober 1997. Düsseldorf, VDI-Verlag.
- von Hoyningen gen. Huene, P. (1980):** Mikrometeorologische Untersuchungen zur Evaporation von bewässerten Pflanzenbeständen. *Berichte des Instituts Meteorologie und Klimatologie der Universität Hannover* (in: Häckel, 1990)
- von Liebig, J. (1864):** Die Chemie in ihrer Anwendung auf Agricultur und Physiologie. Braunschweig, Verlag F. Vieweg und Sohn.

- Wackenroder, B. (1876):** Die Effluvien der chemischen Fabriken zu Straßfurt-Lepoldshall. Ein Wort, geredet im Sinne der Anwohner des Bodeflusses zwischen Straßfurt und Nienburg a. d. Saale. Ministerium für Handel und Gewerbe. Errichtung von Kalifabriken und die Verunreinigung der Gewässer durch dieselben. Bernburg, GStA Merseburg. Rep.: 120 BB IIa 2/85, 17.
- Weißflog, E. und J. Demmich (1989):** Zur Praxis der Entsorgung von Aschen aus der Wirbelschichtfeuerung bzw. aus der Rauchgasentschwefelung. Kraftwerk und Umwelt 1989, 293-297.
- Weißflog, E. und J. Demmich (1990):** Steinkohlenflugaschen und REA-Gips. Müll und Abfall 29, 32-36.
- Wending, U., H.G. Schellin und M. Thomä (1991):** Bereitstellung von täglichen Informationen zum Wasserhaushalt des Bodens für die Zwecke der agrarmeteorologischen Beratung. Zeitschrift für Meteorologie 41, 468-475.
- Wieker, W., C. Huebert, H. Schubert und R. Herr (1997):** Sekundäre Ettringitbildung und ihre Bedeutung für die Dauerhaftigkeit. Betoninstandsetzung 97 (30. und 31.01.97 / Innsbruck-Igls; 19. und 20.06.97 / Berlin), Berichtsband, 107-120.
- Wilcke, W. und D. Döhler (1995):** Schwermetalle in der Landwirtschaft. KTBL-Arbeitsberichte 217.
- Wigger, H. und R. Epperlein (1997):** Sondierungsuntersuchungen an einem Turmmauerwerk. Baustoffe in Praxis, Lehre und Forschung Festschrift zum 65. Geburtstag von Prof. Dr.-Ing. F.S. Rotasy, 223-229.
- Wöhler, V. und H. Wildhagen (1997):** Stoff- und Wasserhaushalt eines Rekultivierungsmaterials aus der Sekundär-Aluminiumindustrie. Mitteilungen Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft 85, 801-804.
- Zauner, G. (1996):** Schwermetallgehalte und -bindungen in Gesteinen und Böden aus südwestdeutschem Jura und Keuper. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 31.
- Zeien, H. (1995):** Chemische Extraktionen zur Bestimmung der Bindungsformen von Schwermetallen in Böden. Bonner Bodenkundliche Abhandlungen 17.
- Zeien, H. und G.W. Brümmer (1989):** Chemische Extraktionen zur Bestimmung der Bindungsformen von Schwermetallen in Böden. Mitteilung Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft 59, 505-510.
- Zhang, H.Q. und K.H. Hartge (1995):** Mechanical properties of soils as influenced by the incorporation of organic material. K.H. Hartge und B.A. Stewart. Soil structure - Its development and function. Boca Raton, CRC Press, 93-108.
- Zundel, R. (1987):** Zur Rekultivierung der Rückstandshalden der Kaliindustrie und anderen schwierigen Standorten. Information der Universität Göttingen (in: Lücke, 1997).

## 9 Anhang

A-1	Verzeichnis der Abbildungen und Tabellen	149
A-2	Liste der beteiligten Projektpartner und Behörden	154
A-3	Nomogramm zur Umrechnung von Salzgehalten in Dichten und Korrekturfaktor zur Umrechnung von salzhaltigem Eluat in salzfreies Eluat aus reinem REKAL-Rückstand	155
A-4	Röntgenographische Untersuchung des REKAL-Rückstands nach Hanke (1997)	156

## A-1 Verzeichnis der Abbildungen und Tabellen

### Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Konzept der Rekultivierung von Rückstandshalden der Salzindustrie mit schwachmächtigen Andeckungen	4
Abb. 2:	Rückstandshalde Sigmundshall nach einem Plan von K+S (1993); oben: Seitenansicht von Norden; unten: topographische Darstellung mit Lage der Versuchsfelder Nordflanke (Abwurf von REKAL-Rückstand) und Südflanke	8
Abb. 3:	Kalialzlagertstätten in Niedersachsen (verändert nach Bentz und Martini 1968)	9
Abb. 4:	Langjährige Mittel der Monatswerte für Temperatur [°C], Niederschlag [mm] und relative Luftfeuchte [%] am Flughafen Langenhagen (verändert nach DWD 1994 ff.)	10
Abb. 5:	Schematischer Entstehungsweg des REKAL-Rückstands	14
Abb. 6:	Flußschema des REKAL-Verfahrens (verändert nach K+S 1994)	16
Abb. 7:	Wassergehalte von Salzproben im Temperaturbereich 105 bis 120°C (n=5)	23
Abb. 8:	Vergleich der Methoden zur Salzgehaltsbestimmung anhand von Eluaten aus dem Lysimeterversuch L1 (n=66)	23
Abb. 9:	Schematischer Lysimeteraufbau (Wöhler und Wildhagen 1997)	38
Abb. 10:	Absenkung der Oberfläche nach Beregnung gegenüber dem Ausgangsniveau (340 cm) im Lysimeterversuch L2 bei einer Einbaudichte von 1,1 g/cm <sup>3</sup> und im Lysimeter L3 (167 cm Ausgangsniveau, Einbaudichte 1,2 g/cm <sup>3</sup> )	48
Abb. 11:	Schematischer Aufbau der Struktur im Modellversuch mit Pflanztöpfen	49
Abb. 12:	Fließ- und Ausrollgrenzen von Mischungen aus REKAL-Rückstand (35 Gew. % Salzanteil) und SAV-Stabilisat (n=3)	54
Abb. 13:	Korngrößenverteilung des REKAL-Rückstands im Lysimeter L3 nach Entsalzung (n=2)	55
Abb. 14:	Festschubstanz und Porenraumverteilung [Vol. %] verschiedener Mischungen aus REKAL-Rückstand und SAV-Stabilisat in 50 cm Tiefe der Lysimeter L1 und L6 bis L10 (n=5; VK% = 8 bis 23 %)	59
Abb. 15:	Zu- und Abflußrate [mm/h] des Lysimeters L9 während einer Beregnung mit 5,25 mm/h über 12 h	63
Abb. 16:	Abflußraten [mm/h] der Lysimeter L6 bis L9 nach 12 h Beregnung mit 5,25 mm/h	64
Abb. 17:	Salzgehalt [g/l] im Eluat der mit reinem REKAL-Rückstand befüllten Lysimeter L1, L2 und L3 in Abhängigkeit der Beregnungsmenge	68
Abb. 18:	Salzgehalte der Lysimeter L2 und L4 bei Ausbau (unvollständiger Entsalzung)	69
Abb. 19:	Verlauf der Salzkonzentration im Eluat [g/l] in Abhängigkeit der kumulativen Beregnungsmenge [mm] in den Lysimetern L1 und L6 bis L10; Ausgangssalzgehalte in Tabelle 14 dargestellt	69
Abb. 20:	Schematische Darstellung der Beziehung von Salzgehalt im Material und der Tiefe zu verschiedenen Zeitpunkten ( $t_{n+x}$ ) ohne (links) und mit (rechts) preferentiellm Fluß in der Andeckung; der Salzaustrag und die Entsalzungstiefe sind als Verhältnis angegeben z.B. für $t_n$ (links) 10 % Entsalzungstiefe und 90 % des Ausgangssalzgehalts	71
Abb. 21:	Konzentration der Hauptbestandteile [g/l] im Eluat des Lysimeters L3 (reiner REKAL-Rückstand) im Bereich von 0 bis 400 g Salz/l	72
Abb. 22:	Konzentration der Hauptbestandteile [g/l] im Eluat des Lysimeters L5 (Mischung von 70 Gew. % REKAL-Rückstand zu 30 Gew. % SAV-Stabilisat) im Bereich von 0 bis 400 g Salz/l	72
Abb. 23:	Vergleich der Cl-, Na- und K-Konzentrationen im Eluat in Abhängigkeit der Gesamtsalzkonzentrationen im Eluat der Lysimeter L3 und L5	73

Abb. 24:	pH-Werte im Eluat des Lysimeters L3 bei Austritt aus dem Lysimeter, 24 h nach Austritt aus dem Lysimeter und 14 Tage nach Austritt aus dem Lysimeter	73
Abb. 25:	Einflüsse auf die pH-Absenkung der Eluate aus dem Lysimeter L3 bei unterschiedlichen Lagerungsbedingungen	74
Abb. 26:	Beziehung zwischen den Cu-Konzentrationen und den Salzgehalten in den Eluaten der Lysimeter L3 bis L5 (links) und der Cu-Konzentration und der kumulierten Beregnung (rechts)	81
Abb. 27:	Mobilisierte Schwermetalle [ppb] aus REKAL-Rückstand und SAV-Stabilisat bei Elution mit aq. demin. und Salzlösung [400g/l] bei unterschiedlichen pH-Werten	86
Abb. 28:	Cu-Konzentration im Eluat in Abhängigkeit des pH-Werts und der Salzkonzentration	87
Abb. 29:	Wiederfindung von Cu nach Verdünnung eines Cu-reichen Lysimetereluats mit Salzlösung und aqua demin. und der theoretische Cu-Gehalt in der Lösung (n=1)	88
Abb. 30:	Einflußfaktoren auf die Schwermetallkonzentration im Eluat	94
Abb. 31:	Schematische Übersicht der Versuchspartellen des Versuchsfelds Südflanke (a) und räumliche Darstellung der Probenahmeorte auf den Parzellen 9, 10 und 11 (b)	96
Abb. 32:	Schematische Darstellung der Wasserflüsse in und aus einem Kompartiment der Rekultivierungsschicht	98
Abb. 33:	Schematische Darstellung der Höhenmessungen zu mehreren Zeitpunkten an kurzen und langen Peilstangen zur Bestimmung des erosiven Abtrags und der Sackung während der Untersuchungsperiode	101
Abb. 34:	Schematische Gefügebeschreibung der Profile auf den Parzellen 9, 10 und 11 (Mai 98) am Unterhang (Typ I) und Oberhang (Typ II)	104
Abb. 35:	Mediane der Scherwiderstandsmessung [KPa] in den Tiefen 7, 30 und 75 cm der Parzellen 9, 10 und 11	107
Abb. 36:	Eindringwiderstände [KPa] der Andeckungen auf den Parzellen 9 und 11 in verschiedenen Tiefen im August 1998 (n=10)	108
Abb. 37:	Salzgehalte der Parzelle 9 zu sechs Terminen bis 80 cm Tiefe in dm-Abschnitten (n=1)	109
Abb. 38:	Salzgehalte der oberen 10 cm auf der Parzelle 9 zu sechs Terminen	110
Abb. 39:	Verteilung der Salzgehalte in einem kleinen Ausschnitt der Parzelle 9 in 20 cm Tiefe im August 1998; 9,35 Gew. % = 100 % (Grundfläche des Ausschnitts: 10,8 x 4,8 cm)	111
Abb. 40:	Vergleich der Salzgehalte [Gew. %] in unterschiedlichen Tiefen auf den Parzellen 9, 10 und 11 im Mai 1998	111
Abb. 41:	Vergleich der Salzgehalte [Gew. %] in unterschiedlichen Tiefen auf den Parzellen 9, 10 und 11 im Oktober 1998	112
Abb. 42:	Volumetrischer Wassergehalt [Vol. %] und wassergefülltes Porenvolumen (WFPS) zu sechs Terminen in der Parzelle 9 in unterschiedlichen Tiefen	115
Abb. 43:	Entwicklung der Haldenwassermenge unter Einfluß einer Rekultivierung und Begrünung (feste Parameter: 515 mm/a Niederschlag; 31,1 ha Ausgangsgrundfläche; 40 ha maximale Fläche; 0,63 ha/a Flächenzuwachs; Begrünungsbeginn nach 3 Jahren; Verdunstungsleistungen der verschiedenen Oberflächenzustände mit 18, 39, 53, 72 und 100 % des Niederschlags festgelegt)	118
Abb. 44:	Vergleich der tiefenabhängigen pH-Werte der Parzellen 9,10 und 11 im August 98 (Messung im feldfeuchten Zustand)	118
Abb. 45:	Vergleich der pH-Werte der Parzelle 9 bei Messung der Proben im feldfeuchten und getrockneten Zustand (Zusammenstellung aller pH-Messungen der Parzelle 9)	119
Abb. 46:	pH und Salzgehalte im Februar 1999 in 0 bis 80 cm Tiefe	120
Abb. 47:	Relative Verfügbarkeit von Schwermetalloxiden (verändert nach Kerney und Margill 1991)	130

- und die Einordnung der feldfeucht gemessenen pH-Werte der Parzelle 9 in dieses Schema
- Abb. 48: Entwicklung der Schadeinheiten [SE/a] bei 72 % Verdunstung des Niederschlags im bewachsenen Zustand in Abhängigkeit von der Schwermetallmobilisierung aus der Abdeckung (angegeben als Fracht im Haldenwasser [SE/m<sup>3</sup>]) 131

## Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Übersicht über die Entwicklung der Haldengrundfläche, Haldenwassermenge und Beziehung zum Niederschlag auf dem Haldenplateau	11
Tab. 2:	Anteil der Sekundär-Aluminiumproduktion an der Gesamt-Aluminiumproduktion in der BRD (alt) in 1.000 t (Metallgesellschaft AG 1992)	15
Tab. 3:	Korngrößenverteilung der Materialien REKAL-Rückstand (RR), SAV-Stabilisat (SS) und WSA-Stabilisat (WS) – vgl. Methodik in Kapitel 4.1.1 (n=3; VK% < 2 %)	25
Tab. 4:	Festsubstanzdichten [g/cm <sup>3</sup> ] von REKAL-Rückstand (RR), SAV-Stabilisat (SS) und WSA-Stabilisat (WS) sowie die Dichte von NaCl und der im Eluat gelösten Bestandteile (n=2)	26
Tab. 5:	Pseudokornverteilung des REKAL-Rückstands (n=5; VK% = 17 bis 36 %)	27
Tab. 6:	Ergebnisse der pH-Messung in aqua demin. (pHH <sub>2</sub> O) und in Calciumchlorid (pHCaCl <sub>2</sub> ) der Materialien SAV-Stabilisat, WSA-Stabilisat und REKAL-Rückstand (salzfrei und mit 35 Gew. % Salzanteil); (n=10, VK% < 1 %)	27
Tab. 7:	Elementgehalte mit Königswasseraufschluß (DEV S7) von REKAL-Rückstand, SAV-Stabilisat und WSA-Stabilisat (Analyse mit ICP-AES) [ppm] (n=2)	29
Tab. 8:	Halbquantitative Röntgenfluoreszenzanalyse der Materialien REKAL-Rückstand, SAV-Stabilisat und WSA-Stabilisat [Gew. %] (n=1)	30
Tab. 9:	Salzgehalte der Standards von REKAL-Rückstand, SAV-Stabilisat und WSA-Stabilisat [Gew. %] (n=3, VK% = < 1 %)	30
Tab. 10:	Gesamtgehalte von Stickstoff und Kohlenstoff in den Materialien REKAL-Rückstand, SAV-Stabilisat und WSA-Stabilisat [Gew. %] (n=3, VK% = < 2 %)	31
Tab. 11:	Pflanzenverfügbare Nährstoffe in den Materialien REKAL-Rückstand (entsalzt), SAV-Stabilisat und WSA-Stabilisat [ppm] und die Einordnung in Gehaltsklassen nach HLVA (1998)	32
Tab. 12:	Farbabschätzung verschiedener Substratmischungen nach der Munsell-Tafel für Gleye (Mischungen REKAL-Rückstand / SAV-Stabilisat (W = Substitution von 20 Gew. % SAV-Stabilisat durch WSA-Stabilisat)	34
Tab. 13:	Zielsetzung der Versuche mit REKAL-Rückstand befüllten Lysimeter	36
Tab. 14:	Kenndaten der Lysimeterversuche im Labor	37
Tab. 15:	Kornabgestufter Filteraufbau in den Laborlysimetern in der Schichtung von oben (1) nach unten (4)	38
Tab. 16:	Geräteinsatz zur Bestimmung von einzelnen Elementen im Eluat	41
Tab. 17:	Gewichtsanteile der in den Topfversuchen untersuchten Mischungen aus REKAL-Rückstand (RR; um den Salzgehalt korrigiertes Gewicht), SAV-Stabilisat (SS) und WSA-Stabilisat (WS) in [Gew. %]	41
Tab. 18:	Extraktionsmittel und Bindungsformen der einzelnen Stufen/Fractionen (verändert nach Zeien und Brümmer 1989)	44
Tab. 19:	Lagerungsdichten (LD), und Gesamtporenvolumina (GPV) in der Tiefe 6 bis 10 cm nach Entsalzung bei verschiedenen Mischungsverhältnissen von REKAL-Rückstand (RR) zu SAV-Stabilisat (SS) und theoretisches GPV (GPVT) nach Entsalzung; (n=6)	46
Tab. 20:	Lagerungsdichte (LD), Gesamtporenvolumen (GPV), Wassergehalt (WG) und wassergefülltes Porenvolumen (WFPS) bei Einbau (LDE und GPVE) und Ausbau (LDA und	47

	GPVA) der Lysimeter L2, L7 und L8; Setzung und Sackung berechnet aus ausgebauten und theoretischen Porenvolumina (GPVT); (n = 5; VK% = 2 bis 7 %)	
Tab. 21:	Gemittelte Scherwiderstände [KPa] verschiedener Mischungen aus REKAL-Rückstand und SAV-Stabilisat in den Tiefen 0 bis 3, 5 bis 8 und 10 bis 13 cm in den Topfversuchen (Wassergehalt 10 bis 13 Gew. %; n = 15; VK% = 11 bis 26 %)	51
Tab. 22:	Gemittelte Scherwiderstände [KPa] verschiedener Mischungen aus REKAL-Rückstand, SAV-Stabilisat und WSA-Stabilisat bei unterschiedlichen Wassergehalten (15 und 40 Gew. %) (n=15; VK% = 7 bis 14 %); W = Substitution von 20 Gew. % SAV-Stabilisat durch WSA-Stabilisat; Tiefe 10 bis 13 cm	51
Tab. 23:	Scherwiderstände im REKAL-Rückstand bei unterschiedlichen Lagerungsdichten, Salz- und Feuchtegehalten in den Topfversuchen; (VK% = 6 bis 28 %)	52
Tab. 24:	Gemittelte Eindringwiderstände [KPa] verschiedener Mischungen in Topfversuchen (n=15); Wassergehalt 10 bis 13 Gew. %; VK% = 5 bis 17 %	52
Tab. 25:	Fließ- und Ausrollgrenzen des REKAL-Rückstands bei verschiedenen Salzgehalten (n=2)	54
Tab. 26:	Materialverlust von REKAL-Rückstand der Korngröße Grob- und Mittelsand (Sg und Sm) nach 14tägiger Behandlung mit aq. demin. (Kontrolle), Salzlösung (350g/l) und angesäuertem Wasser (pH 2,5)	55
Tab. 27:	Scheinbare Diffusionskoeffizienten (Ds [cm <sup>2</sup> /s]) von REKAL-Rückstand und Mischung 65/35 bei pF 1,8 und 2,5 im Vergleich zu scheinbaren Diffusionskoeffizienten von Lößböden aus dem Göttinger Raum (Frede 1986) mit gleichen luftführenden Porenvolumina	61
Tab. 28:	Gesättigte hydraulische Leitfähigkeit [cm/d] in verschiedenen entsalzten Mischungen aus REKAL-Rückstand, SAV-Stabilisat (W = Substitution von 20 Gew. % SAV-St. durch WSA-St.) in Topfversuchen, (n = 5; VK% = 11 bis 54 %)	62
Tab. 29:	Gesättigte hydraulische Leitfähigkeit in den Lysimetern L2 und L6-L10 nach der Entsalzung (n = 4, VK% = 12 bis 32 %)	62
Tab. 30:	Gesamtgehalte [ppm] in der Festsubstanz von REKAL-Rückstand, SAV-Stabilisat und WSA-Stabilisat nach DEV S7 (Königwasseraufschluß); eigene Analysen und nach Angaben der K+S und GfR, sowie der Zuordnungswert Z 1.2 für Boden nach LAGA (1997a); (n=2)	76
Tab. 31:	Schwermetallgehalte im Eluat von salzhaltigem (RR sh) und salzfreiem REKAL-Rückstand (RR sf) sowie SAV-Stabilisat (SS) unter Verwendung der Extraktionsmittel aqua demin. (H <sub>2</sub> O) und Salz (SL) nach DEV S4 [ppb] (n=2, für Cu: n=10, VK% = 3 bis 18 %); Zum Vergleich: Zuordnungswerte Z 1.2 für Boden nach LAGA (1997a) und Überwachungswerte des NLO (Ü NLO)	78
Tab. 32:	Gesamtgehalte einiger Elemente im Königwasseraufschluß [ppm] und relativer und absoluter Austrag in der Tiefe 160 cm gegenüber der berechneten Tiefe 0 cm ( $\Delta_{0-160}$ cm); (n = 1, Tiefe 0 cm als lineare Regression aus den anderen Tiefen berechnet)	79
Tab. 33:	Cu-Gesamtausträge aus dem Mittel der Lysimeter L3 und L4 im Vergleich zu Lysimeter L5 während der Entsalzungsphase	80
Tab. 34:	Relative Verfügbarkeit [%] von Schwermetallen in Abhängigkeit des Elutionsmittels im REKAL-Rückstand (RR), SAV-Stabilisat (SS) und WSA-Stabilisat (WS) (Methode Zeien und Brümmer (1989); * berechnet aus dem Gesamtgehalt abzüglich der Summe der Stufen I – VI; n = 1)	82
Tab. 35:	Mobile (NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> -Extraktion), mobilisierbare (Extraktion mit dem EDTA-Cocktail) und gesamte (Königwasseraufschluß) Fraktionen [ppm] von REKAL-Rückstand (RR), SAV-Stabilisat (SS) und WSA-Stabilisat (WS)	83
Tab. 36:	Schwermetallekonzentrationen im Bodensättigungsextrakt des REKAL-Rückstands (n =	83

	1)	
Tab. 37:	Diffusion [ppb] von Schwermetallen aus REKAL-Rückstand und SAV-Stabilisat in umgebende Medien mit verschiedenen Salzkonzentrationen nach 14-tägiger Lagerung (n=1)	84
Tab. 38:	Diffusion [ppb] von Schwermetallen aus REKAL-Rückstand und SAV-Stabilisat in umgebende Medien mit verschiedenen Salzkonzentrationen nach 100-tägiger Lagerung (n=1)	85
Tab. 39:	Retentionsvermögen des REKAL-Rückstands und des SAV-Stabilisats in bezug auf Cu [%]	85
Tab. 40:	Übersicht über die Zusammensetzung der aufgebrauchten Mischungen der Parzelle 9, 10 und 11	97
Tab. 41:	Lagerungsdichten [g/cm <sup>3</sup> ] der Parzelle 9 zu drei Terminen in verschiedenen Tiefen (n = 4; VK% = 4 bis 12 %; * K+S, 1996 ff.)	105
Tab. 42:	Gesamtporenvolumina [Vol. %] der Parzelle 9 zu drei Terminen in verschiedenen Tiefen (n = 4; VK% = 4 bis 12 %; * K+S, 1996 ff.)	105
Tab. 43:	Hydraulische Leitfähigkeit [cm/d] der Kruste am Oberhang und auf dem Plateau der Parzellen 9, 10 und 11 im Dezember 1997 (VK% = 14 bis 27 %)	106
Tab. 44:	Kumulierter Niederschlag [mm] und absoluter Salzgehalt [kg] des betrachteten Kompartiments (0,8 m <sup>3</sup> ) der Parzelle 9 zu sechs Terminen	110
Tab. 45:	Bilanzierung der Wasserein- und -austräge von August 1997 bis Februar 1999 aus der Rekultivierungsschicht mit unterschiedlichen Lösungsmaxima der Salzlösung (Austrag I: 260 g Salz/l / Austrag II: 350 g Salz/l); Niederschlagssumme um 14 % korrigiert (vgl. Text)	113
Tab. 46:	Bilanzierung der Wasserein- und -austräge von August 1997 bis Februar 1999 aus der Rekultivierungsschicht unter Berücksichtigung des Oberflächenabflusses (%N = relativer Anteil am Niederschlag)	114
Tab. 47:	Wassergehalte [Gew. %] der Proben (Mittelwerte) von August 1997 bis Februar 1999	116
Tab. 48:	Bilanzierung der Wasserströme der Rückstandshalde Sigmundshall für 1997 (alle Werte bis auf Niederschlag und Haldenwasser geschätzt)	117
Tab. 49:	Extrahierbarer Kupferanteil auf der Parzelle 9 in der Tiefe 0 bis 20 cm im 1:5 Wassereextrakt im Januar 1998 in den Tiefen 0 bis 20 cm [ppb] (n = 1; eigene Untersuchungen)	120
Tab. 50:	Extrahierbare Schwermetallgehalte der Parzellen 9, 10 und 50 in den Tiefen 5, 20 und 50 cm im Oktober 1998 und Zuordnungswert Z 1.2 für Boden [ppb] (n = 1; Analyse durch das Labor Umlab)	121
Tab. 51:	Vergleich der absoluten [kg] und relativen [%] Salzgehalte der Parzellen 9, 10 und 11 in 0 bis 30 cm Tiefe von August 1997 bis Februar 1998	126



## A-2 Liste der beteiligten Projektpartner und Behörden

BA Goslar  
Bergamt Goslar  
Herr Rieche  
Postfach 1240  
38602 Goslar

BTI  
Bodentechnologisches Institut (NLfB)  
Dr. Schäfer  
Friedrich Mißler Str. 46/48  
28211 Bremen

Dr. Macke  
Ingenieurgemeinschaft Dr. Eugen Macke mbH  
Am Hafen 22  
38112 Braunschweig

FG Boku  
FG Bodenkunde  
Prof. Dr. Wildhagen und Herr Wöhler  
Postfach 1252  
37202 Witzenhausen

FG LÖN  
FG Landschaftsökologie und Naturschutz  
Prof. Dr. Schmeisky und Herr Scheer  
Postfach 1252  
37202 Witzenhausen

GfR  
Gesellschaft für die Aufbereitung und Verwertung  
von Reststoffen mbH  
Dr. Demmich, Dr. Weißflog und Dr. Gerstner  
Postfach 6529  
97006 Würzburg

GGU  
Gesellschaft für Grundbau und Umwelttechnik  
mbH, Am Hafen 22  
38112 Braunschweig

IfBK

Institut für Bodenkunde  
Prof. Dr. van der Ploeg und Herr Hermsmeyer  
Herrenhäuser Str. 2  
30419 Hannover

IGBE  
Institut für Grundbau, Bodenmechanik und Ener-  
giewasserbau  
Prof. Dr. Blümel  
Abbel Str. 9 A  
30167 HannoverK+S

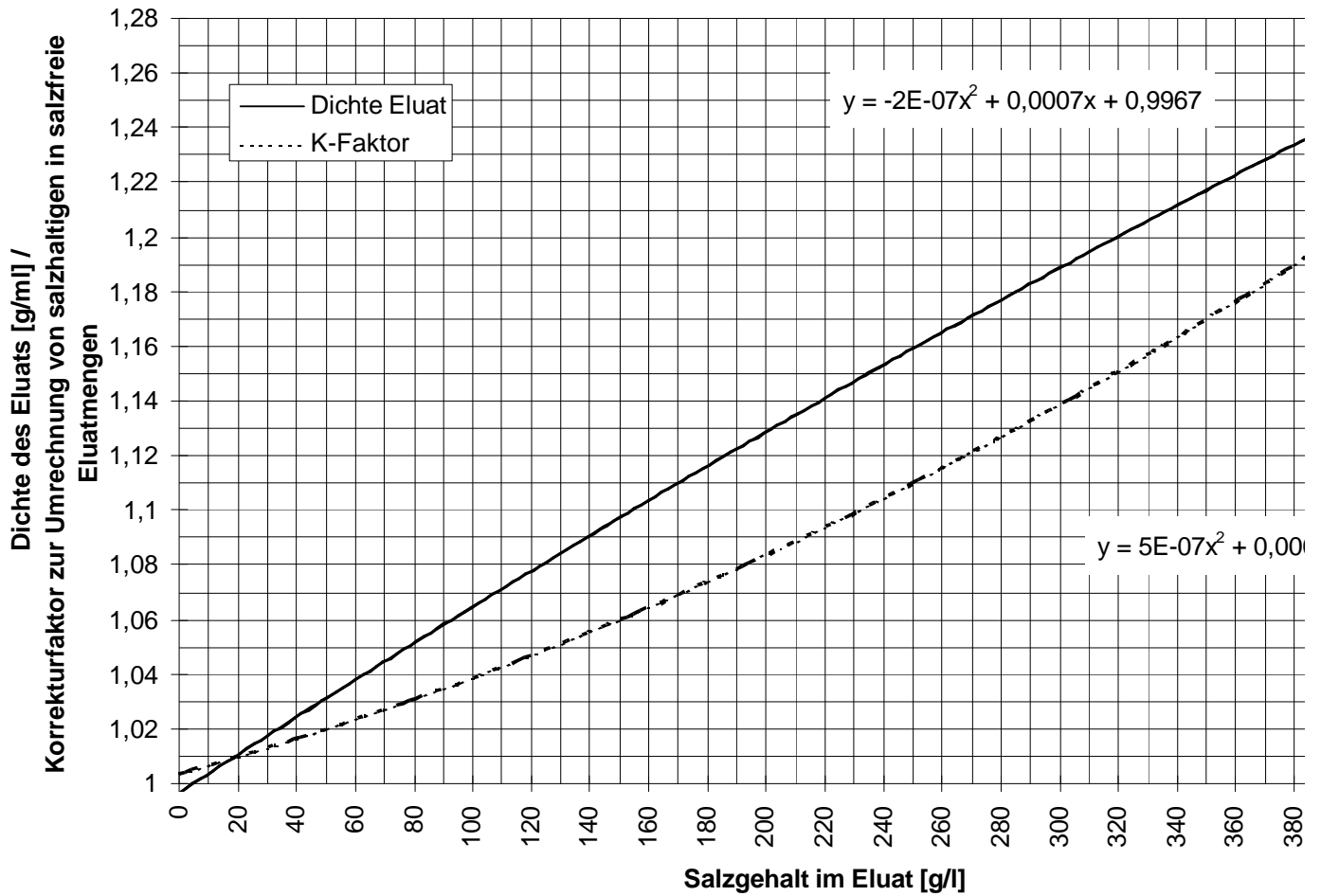
Kali und Salz  
Dr. Diekmann und Herr Rickens  
Postfach 1352  
31511 Wunstorf

KAFI  
Kali-Forschungsinstitut  
Herr Rest  
In der Aue 1  
36266 Heringen

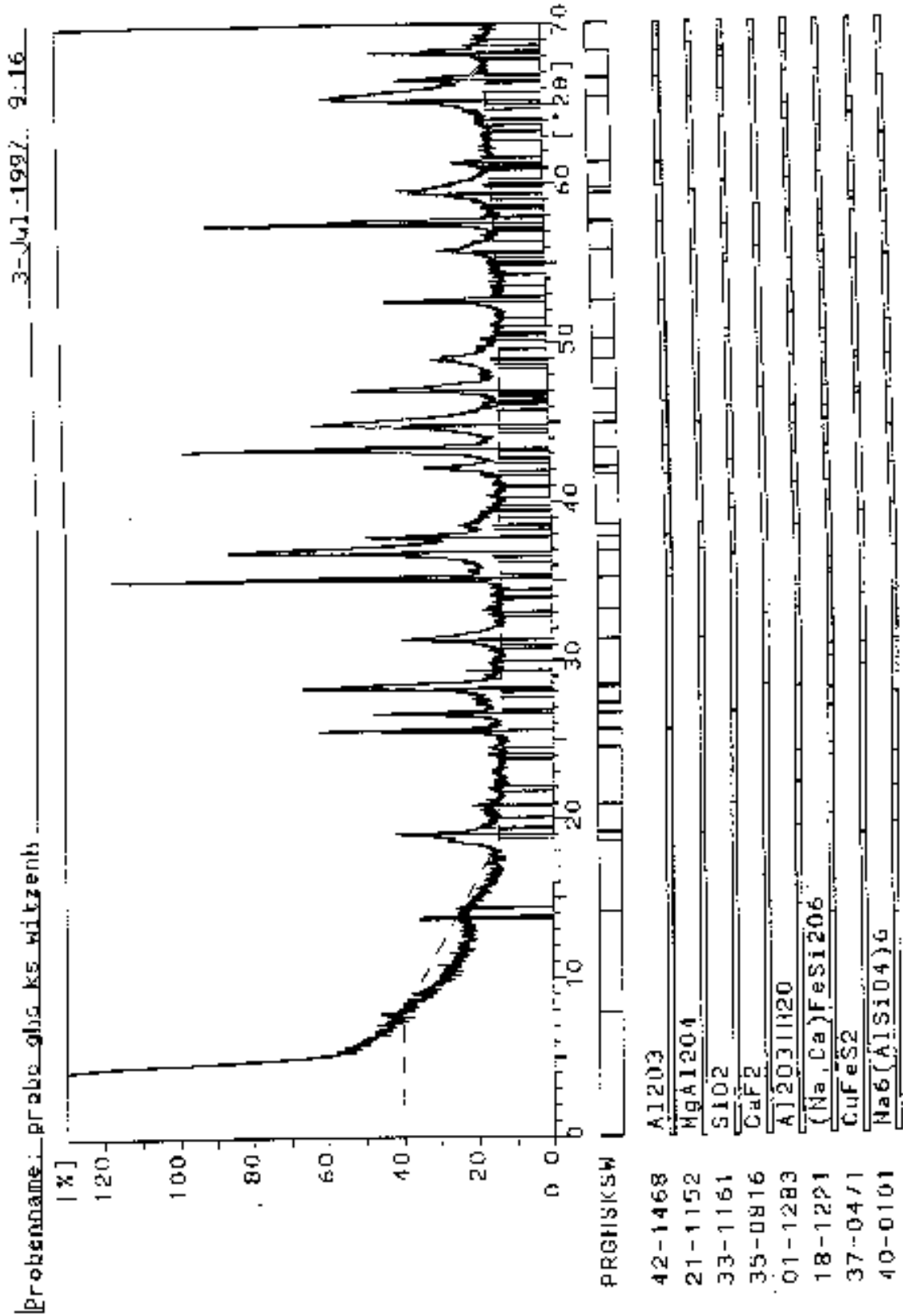
NLfB  
Niedersächsisches Landesamt für Bodenfor-  
schung  
Dr. Meyer  
Postfach 510153  
30631 Hannover

NLÖ  
Niedersächsisches Landesamt für Ökologie  
Dr. Heine  
An der Scharlake 29  
31135 Hildesheim

Umlab  
Labor für Umweltanalytik GmbH  
Karthäuser Str. 3a  
34117 Kassel



**A-3 Nomogramm zur Umrechnung von Salzgehalten in Dichten und Korrekturfaktor salzhaltigem Eluat in salzfreies Eluat aus reinem REKAL-Rückstand**



**A-4 Röntgenographische Untersuchung des REKAL-Rückstands nach Hanke (1997)**

## Danksagung

An der Entstehung dieser Dissertation sind viele Menschen beteiligt gewesen, die aktiv oder unterstützend, genannt und ungenannt zum Gelingen beigetragen haben. Die Fertigstellung gibt mir die Gelegenheit mich bei Ihnen zu bedanken.

An erster Stelle möchte ich Herrn Prof. Dr. Holger Wildhagen für die Überlassung des Themas, der Freiheit zur Ausgestaltung und das in mich gesetzte Vertrauen bei der Durchführung des Projekts danken. Er ist mir ein Lehrer in der wissenschaftlichen Methodik und Arbeitsweise gewesen.

Ebenfalls möchte ich Herrn Prof. Dr. Robert Mayer für die gewährte Unterstützung, dem freundlichen Rat und die Übernahme des Korreferats danken.

Herrn Prof. Dr. Helge Schmeisky danke ich für die vielen Anregungen bei der Durchführung des Projekts sowie der Umsetzung und Weiterentwicklung der gestellten Aufgaben. Auch für die Teilnahme an der Prüfungskommission bin ich ihm und Herrn Prof. Dr. Peter Wolff zu Dank verpflichtet.

Herrn Dr. Ralf Diekmann und den Mitarbeitern von Kali und Salz bin ich für die Unterstützung und Begleitung der Untersuchungen dankbar, wie auch der finanzielle Ausstattung, die die Untersuchungen zu dieser Arbeit erst ermöglichten. Insbesondere möchte ich Herrn Klaus Rickens danken, der stets mit offenem Ohr die Wünsche und Besorgnisse der Wissenschaft zu meistern wußte. Auch den Mitarbeitern des KAFI, die zahllose Schwermetallproben für mich analysiert haben, bin ich sehr dankbar.

Herrn Tobias Scheer danke ich für die anregenden Diskussionen und seinen kritischen Blick. Für die gute Zusammenarbeit möchte ich auch Herrn Dirk Hermsmeyer danken.

Bei den MitarbeiterInnen des Fachgebiets Bodenkunde und den KollegInnen des Fachgebiets Landschaftsökologie und Naturschutz möchte ich mich ganz herzlich bedanken. Stellvertretend seien Frau Renate Spinger und Frau Elsa Zwicker genannt, die mir bei der Laborarbeit beigestanden haben. Frau Marion Höck danke ich für die Durchsicht des Manuskripts; vielen lieben Dank dafür und für die Hilfsbereitschaft und gute Zusammenarbeit.

Zu guter Letzt möchte ich meinen Eltern für ihre vielfältige Unterstützung im Studium und während der Promotion danken. Ohne sie wäre es nicht möglich gewesen, die Berge zu erklimmen. Auch Herrn Friedrich Popken sei an dieser Stelle für Unterstützung und so manche Anregung gedankt. Ebenso danke ich meinen Freunden, insbesondere Herrn Dr. Knut Meyer und Herrn Joachim Streit, für ihre Geduld und den mentalen Beistand bei der Anfertigung dieser Arbeit. Frau Christine Kenter sei der Ansatz des Hobels in letzter Sekunde ganz herzlich gedankt. Einen besonders großen Dank möchte ich Herrn Dr. Günter Podlacha aussprechen, der mich in vielfältiger Weise durch Höhen und Tiefen der Arbeit begleitet hat und mir stets mit fachlichem und persönlichem Rat zur Seite stand.