



UFZ-Bericht

RSCHUNGSZENTRUM LEIPZIG-HALLE GMBH

Nr. 34/2000

Dissertation

**Untersuchungen zu hydraulischen und
hydrochemischen Prozessen im Initial-
stadium bindiger Mischbodenkippen des
Mitteldeutschen Braunkohlenreviers**

Beispiel: Tagebaukippe Zwenkau/Cospuden

Heiner Dohrmann

ISSN 0948-9452

2001

85

Untersuchungen zu hydraulischen und hydrochemischen Prozessen im Initialstadium bindiger Mischbodenkippen des Mitteldeutschen Braunkohlenreviers

-Beispiel: Tagebaukippe Zwenkau/Cospuden-

Von der Fakultät für Physik und Geowissenschaften der Universität Leipzig genehmigte

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades:

doctor rerum naturalium

(Dr. rer. nat.)

vorgelegt von:

Dipl.-Ing. agr. Heiner Dohrmann

geboren am 12.05.1968 in Preußnitz (Sachsen Anhalt)

Archiv

Gutachter:

Prof. Dr. W. Gläßer	Sektion Hydrogeologie des Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle
Prof. Dr. S. Wohnlich	Fakultät für Geowissenschaften der Ludwig-Maximilian- Universität München
Prof. Dr. P. Wycisk	Institut für Geologische Wissenschaften und Geiseltalmuseum der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

Tag der Verleihung: 18.09.2000

01-0085

Vorwort und Dank

Die vorliegende Arbeit entstand im Rahmen eines von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) geförderten Projektes, das Ende 1994 zusammen von den Hochschullehrern Prof. Dr. Walter Gläßer (Universität Leipzig) und von Prof. Dr. Stefan Wohnlich (LMU München) erarbeitet und beantragt wurde. Nach zwei Jahren Projektlaufzeit wurde von der Deutschen Forschungsgemeinschaft das Schwerpunktprogramm (SPP) „Geochemische Prozesse mit Langzeitfolgen im anthropogen beeinflussten Sicker- und Grundwasser“ eingerichtet, in das der Tagebau Zwenkau/Cospuden als Referenzobjekt Eingang fand.

Die vorliegende Arbeit soll im Rahmen des SPP einen Überblick über die hydraulischen und hydrochemischen Prozesse einer relativ jungen Mischbodenkippe geben, da wesentliche Prozesse bisher unzureichend beschrieben worden sind. Die Flurkippe Zwenkau/Cospuden ist von der technologischen und geologischen Seite typisch in der postmontanen Landschaft des Weißelsterbeckens.

Mein erster und ganz besonderer Dank gilt meinem Betreuer Herrn Prof. Dr. Walter Gläßer, ohne dessen Vertrauen, Unterstützung und Zuversicht ich diese Arbeit nicht hätte beginnen und fertigstellen können.

Zum Gelingen der Arbeit beigetragen haben unzählige Diskussionen sowie fachliche Anregungen und Unterstützungen von Herren Dr. T. Wieser, Dipl.-Min. K. Knöller, Dr. habil. G. Christoph, Dipl.-Geophys. H.R. Gläser, Dr. G. Strauch, Dr. D. Lazik und vieler Kollegen der Sektion Hydrogeologie des Umweltforschungszentrums.

Für die Durchführung vieler komplizierter Wasseranalysen bedanke ich mich bei Frau A. Sawallisch aus der Analytikabteilung der Sektion Hydrogeologie sowie bei der Sektion Analytik des Umweltforschungszentrums. Für die Durchführung spezieller Probenanalytik bedanke ich mich bei Herrn Dr. A. Pleßow vom Geochemischen Institut der Universität Göttingen, bei Herrn Dr. A. Bergmann und Frau Dr. U. Schulte vom Lehrstuhl angewandte Geologie der Ruhr-Universität Bochum.

Für die Unterstützung bei der Probenahme sowie der Material- und Datenbeschaffung bedanke ich mich bei Herrn Helbing und Herrn Maier aus der Markscheiderei der LMBV sowie bei Herrn Zeh und Herrn Herrmann aus der Abteilung Hydrologie der LMBV in Espenhain. Eben solcher Dank gilt Herrn Segner und Herrn Dr. Jolas sowie weiteren Mitarbeitern der MIBRAG Theissen und Zwenkau.

Meiner Familie und ganz besonders meiner langjährigen Freundin Sabine danke ich für das Verständnis und die Geduld mit mir sowie für jegliche Unterstützung in der aufreibenden Fertigstellungsphase dieser Arbeit.

III

Inhalt

1	Einleitung	1-1
2	Problemstellung und Untersuchungsziel	2-5
3	Untersuchungsgebiet und Untersuchungsobjekt	3-6
3.1	Geographische Lage und naturräumliche Einordnung	3-7
3.2	Geologische Verhältnisse	3-8
3.2.1	Regionalgeologische Einordnung	3-8
3.2.2	Prätertiär	3-8
3.2.3	Tertiär	3-8
3.2.4	Quartär	3-9
3.2.5	Mineralogie der Braunkohlennebangesteine	3-9
3.2.6	Grundwasserleiter	3-10
3.3	Tagebaubetrieb und technologisch bedingter Kippenaufbau	3-11
3.4	Überblick über den Wissensstand zur Hydrogeologie in Tagebaukippen	3-14
4	Untersuchungen zum Aufsättigungsverhalten von bindigen Mischbodenkippen	4-19
4.1	Zielsetzung	4-19
4.2	Voruntersuchungen und Feldbeobachtungen	4-21
4.3	Kippenbohrungen	4-23
4.4	Bodenphysikalische Untersuchungen	4-25
4.5	Entwicklung der Wasserstände im Untersuchungsgebiet	4-29
4.6	Initialer Aufsättigungsprozeß in bindigen Mischbodenkippen	4-31
4.6.1	Voraussetzungen und Modellgrundlagen	4-31
4.6.2	Ergebnisse	4-35
4.6.2.1	Vertikalschnitt quer zur Streichrichtung der Rippenstruktur	4-35
4.6.2.1.1	Modellgeometrie, Rand- und Anfangsbedingungen	4-35
4.6.2.1.2	Wasseranstieg in der Förderbrückenkippe	4-37
4.6.2.1.3	Wasseranstieg in der Absetzerkippe	4-40
4.6.2.2	Vertikalschnitt parallel zur Streichrichtung der Rippenstrukturen	4-41
4.6.2.2.1	Anlaß der Untersuchung und Modellgrundlagen	4-41
4.6.2.2.2	Ergebnisse	4-42
4.7	Schlußfolgerung	4-44
5	Auswirkungen des Tagebaubetriebes auf die Beschaffenheit von Kippenwässern	5-45
5.1	Ergebnisse aus Untersuchungen geochemischer Sedimentparameter	5-46
5.1.1	Schlußfolgerungen	5-51
5.2	Die Hydrochemie des Kippenwassers	5-53

IV

5.2.1	In-situ-Messungen zur Beschaffenheit und Qualitätsentwicklung von Kippengrundwässern	5-53
5.2.1.1	Ergebnisse	5-54
5.2.1.2	Schlußfolgerungen	5-59
5.2.2	Durchlaufsäulenversuche zur Einstufung und Bewertung der Beschaffenheit und Entwicklung von Kippenwässern	5-60
5.2.2.1	Untersuchungsziel	5-60
5.2.2.2	Versuchsaufbau und Durchführung	5-61
5.2.2.3	Ergebnisse	5-65
5.2.2.3.1	Reaktionsraum Kippenkörper (R_{KK})	5-66
5.2.2.3.2	Reaktionsraum Verwitterungszone (R_{VWZ})	5-74
5.2.2.3.3	Mobilisierung und Fixierung von Wasserinhaltsstoffen unter Strömungsverhältnissen in ungestörten Kippensedimenten	5-79
5.2.2.3.4	Elutionsfunktionen	5-84
5.2.2.4	Schlußfolgerungen aus den Säulenversuchen	5-85
5.2.3	Untersuchungen zur Hydrochemie und altersabhängigen Beschaffenheit Zwenkauer Kippenwässer	5-87
5.2.3.1	Anlaß und Ziel der Untersuchung	5-87
5.2.3.2	Untersuchungsobjekte und -umfang	5-89
5.2.3.3	Ergebnisse der hydrochemischen Untersuchungen	5-90
5.2.3.3.1	Milieuparameter, Anionen, Kationen und Spurenelemente	5-92
5.2.3.3.2	Abhängigkeiten hydrochemischer Parameter und Sättigungsberechnungen	5-94
5.2.3.4	Untersuchungen zur Sulfatreduktion	5-95
5.2.3.4.1	Grundlagen	5-95
5.2.3.4.2	Ergebnisse	5-99
5.2.4	Modellvorstellung zur hydrochemischen Beschaffenheitsentwicklung im Gesamtsystem „bindige Mischbodenkippe“	5-101
5.2.5	Veränderung der hydrochemischen Beschaffenheit durch großkalibrige Bohrungen	5-104
5.3	Zusammenfassung	5-108
6	Untersuchung zur Bewertung hydrochemischer Vollanalysen ionenstarker Grund- und Sickerwässer des Untersuchungsgebietes	6-110
6.1	Ziel der Untersuchung und Grundlagen	6-110
6.2	Ergebnisse	6-113
6.2.1	Korrektur hydrochemischer Analysen neutraler Proben	6-113
6.2.2	Korrektur von Analyseergebnissen saurer Wässer	6-116
6.3	Zusammenfassung und Auswertung	6-119
7	Zusammenfassung und Diskussion	7-121
8	Literaturverzeichnis und Patentschriften	8-124
9	Anhang	9-132

Abbildungen

Abb. 1-1: Geographische Lage des Weißelsterbeckens	1-1
Abb. 1-2: Stratigraphische Gliederung des Känozoikums in Nordwestsachsen und dem Weißelsterbecken	1-2
Abb. 3-1: Satellitenszene [06/1994] des Untersuchungsgebietes (gestrichelt markiert)	3-6
Abb. 3-2: Geologischer Schnitt des Tagebaus Zwenkau	3-8
Abb. 3-3: Einteilung der Kippen nach dem Großrelief	3-11
Abb. 3-4: Tagebauriß der FBK Zwenkau, Ausschnitt, 1976, BK-KOMBINAT ESPENHAIN (Zulegeriß, Blatt Kulkwitz 10)	3-11
Abb. 3-5: Abbau und Versturztechnologie des Tagebaus Zwenkau	3-12
Abb. 3-6: Angeschnittene Kiesbahn in der Förderbrückenkippe (0,4-0,8 m mächtig, mit Schüttwinkel einfallend)	3-13
Abb. 3-7: Abhängigkeit des Durchlässigkeitsbeiwertes (k_f) von der Lagerungsdichte (d)	3-16
Abb. 3-8: Konzeptionelles Modell zur Prognose und Beschreibung von Tagebaukippen nach DOHRMANN <i>et al.</i> (1997)	3-18
Abb. 4-1: pH-Werte der Teilseen im Tagebau Cospuden zu Flutungsbeginn	4-21
Abb. 4-2: Kippenquellen zum Restsee Cospuden (Beginn der See-Flutung, 1993); Kartengrundlage: MIBRAG (1994), TGB Cospuden, Luftbilddauswertung	4-22
Abb. 4-3: Standorte der Kippenbohrungen 1 bis 8, schematisch; Kartengrundlage: MIBRAG (1992)	4-23
Abb. 4-4: Bohrprofile 5 m entfernter Kippenbohrungen	4-24
Abb. 4-5: Ausgangswassergehalte der FBK	4-25
Abb. 4-6: Sättigungen s von Kippensedimenten der Kippenbohrung 1, Probenabstand 5 m, ASK bis 17 m Tiefe	4-26
Abb. 4-7: k_f -Werte ungestörter Bohrproben	4-28
Abb. 4-8: Kornverteilungskurven in der ASK und FBK	4-28
Abb. 4-9: Lagerungsdichte von Kippensedimenten	4-29
Abb. 4-10: Entwicklung der Wasserstände im Untersuchungsgebiet südlich des Restsees	4-29
Abb. 4-11: Pegelanstiege von Mehrfachmeßstellen in Abhängigkeit von Kippenalter und Kippenteil (ASK+FBK)	4-30
Abb. 4-12: Untersuchungsgebiet südlich des Restsees Cospuden	4-31
Abb. 4-13: Superelemente des vertikal-ebenen Modells quer zur Rippenstruktur der FBK	4-35
Abb. 4-14: Berechnete Sättigungsverteilung in der FBK nach 100 Tagen	4-37
Abb. 4-15: Berechnete Sättigungsverteilung in der FBK nach einem Jahr	4-38
Abb. 4-16: Berechnete Sättigungsverteilung in der FBK nach 7 Jahren	4-38
Abb. 4-17: Sättigungsverteilung der FBK nach 7 a (Kippenmatrix: $k_f = 10^{-9}$ m/s)	4-39
Abb. 4-18: Sättigungsverteilung beider Kippenteile linkes Bild: ASK 1 Jahr, FBK 8 Jahre Liegezeit; rechtes Bild ASK 7 Jahre, FBK 14 Jahre Liegezeit (Legende: Abb. 4-14)	4-41

VI

Abb. 4-19: Sättigungsverteilung parallel zu der Rippenstreichrichtung vor (oberes Bild) und 54 Jahre nach Beginn der Restlochflutung	4-43
Abb. 5-1: pH-Werte und el. Leitfähigkeiten von Sedimenten aus 6 verschiedenen Kippenbohrungen	5-47
Abb. 5-2: Boden-pH-Werte der FBK-Verwitterungszone, vertikal und zeitlich differenziert	5-47
Abb. 5-3: Pyritschwefelgehalte in Kippensedimenten (der Pfeil markiert die Lage der Verwitterungszone)	5-48
Abb. 5-4: Korrelation von C_{org} und Disulfidschwefel in Kippensedimenten	5-50
Abb. 5-5: Teil des Untersuchungsgebietes mit in-situ-Meßstellen	5-53
Abb. 5-6: Lagebeziehung der Filterstrecken von K-GWM	5-54
Abb. 5-7: In-situ-Konzentrationen von Hauptelementen der ASK ($n = 8$) und FBK ($n = 64$)	5-55
Abb. 5-8: Entwicklung el. Leitfähigkeiten in Meßstellen der FBK	5-56
Abb. 5-9: Entwicklung der pH-Werte in Meßstellen der FBK	5-57
Abb. 5-10: Mittlere Schwermetall- und Spurenelementgehalte aller Meßebenen der K-GWM 1	5-57
Abb. 5-11: Versuchsaufbau der Säulenversuche für gesättigte Durchströmung (Versuchsaufbau nach LAZIK & DOHRMANN [1996])	5-61
Abb. 5-12: O_2 -Nachlieferung [mg/l] in eine pyritfreie Versuchssäule in der Zeit (t)	5-62
Abb. 5-13: Teufenabhängigkeit und Variationsbreite der el. Lf. und des pH-Wertes aller Eluate aller Versuchssäulen unter simulierter Kippenwasserdurchströmung (einheitliches Versuchsfluid: Tab. 5-1)	5-65
Abb. 5-14: Häufigkeiten aller gemessener pH-Werte im Reaktionsraum Kippe (R_{KK})	5-66
Abb. 5-15: Errechnete Sättigungsindizes (SI) für Kalzit in Abhängigkeit vom pH-Wert	5-67
Abb. 5-16: El. Lf. in Abhängigkeit vom pH-Wert der Eluate im Reaktionsraum Kippenkörper (R_{KK})	5-68
Abb. 5-17: Errechnete Sättigungsindizes (SI) für Gips in Abhängigkeit von der Kalziumkonzentration	5-70
Abb. 5-18: Errechnete Gipssättigungsindizes (SI) in Abhängigkeit von C_{Sulfat} (Vierecke: Werte aus 26 m Teufe, 10 m unter FBK-Oberkannte)	5-71
Abb. 5-19: Häufigkeitsverteilung aller gemessener pH-Werte im Reaktionsraum Verwitterungszone (R_{VWZ})	5-74
Abb. 5-20: Errechneter Sättigungsindex (SI) für amorphes Eisenhydroxyd der Versuchslösung in Abhängigkeit vom pH-Wert	5-75
Abb. 5-21: El. Lf. der Säuleneluate des R_{VWZ} in Abhängigkeit vom pH-Wert	5-76
Abb. 5-22: Schwankungen des pH-Wertes und des Redoxpotentials in Abhängigkeit der durchströmten Fluidmenge ($pH-E_h$; $r = -0,8$)	5-77
Abb. 5-23: Prozentuale Ionenkonzentrationsänderung zum Versuchsfluid in Säuleneluaten des R_{KK} (Hauptionen)	5-81

Abb. 5-24: Prozentuale Ionenkonzentrationsänderung zum Versuchsfluid in Säuleneluaten des R_{KK} (Spurenelemente und Schwermetalle)	5-82
Abb. 5-25: Änderung (%) der Ionenkonzentration zum Versuchsfluid in Säuleneluaten des R_{vwz} (Hauptionen)	5-83
Abb. 5-26: Prozentuale Änderung der Ionenkonzentration zum Versuchsfluid in Säuleneluaten des R_{vwz} (Schwermetalle und Spurenelemente)	5-83
Abb. 5-27: Versuchstypische Elutionsfunktion, gezeigt durch die el. Lf. der Säule 26 - 27 m	5-86
Abb. 5-28: Lage der Meßstellen und Altersangabe der Kippenteile (FBK und ASK) zur Zeit der Messungen (Frühjahr bis Sommer, 1997)	5-89
Abb. 5-29: Sulfatkonzentration von ASK- und FBK-Wässern in Abhängigkeit vom Kippenalter	5-91
Abb. 5-30: Spannweiten der Milieuparameter der ASK und FBK	5-92
Abb. 5-31: Spannweiten der Konzentrationen der Hauptionen (ASK und FBK)	5-92
Abb. 5-32: Sättigungsindizes für Kalzit und Gips in Abhängigkeit vom pH-Wert	5-94
Abb. 5-33: Korrelation zwischen $\delta^{34}S$ (Sulfat)-Werten und korrespondierenden Sulfatkonzentrationen der ASK	5-99
Abb. 5-34: Korrelation zwischen $\delta^{34}S$ (Sulfat)-Werten und korrespondierenden Sulfatkonzentrationen der FBK	5-99
Abb. 5-35: Übersicht über die wichtigsten beschaffenheitsprägenden Prozesse in Kippenwässern des Untersuchungsgebietes	5-103
Abb. 5-36: Ausbauschema K-GWM 1	5-104
Abb. 5-37: Entwicklung und Höhe des Seewasser- und Rohrwasseranstiegs (K-GWM 1)	5-105
Abb. 5-38: Hydrochemische Veränderungen durch Bohrungen (schematisch)	5-106
Abb. 5-39: Diskontinuitäten hydrochemischer Parameter (K-GWM 1)	5-107
Abb. 6-1: Abhängigkeit der Lösungskonzentration von der berechneten el. Lf. nach ROSSUM (1975)	6-111
Abb. 6-2: Häufigkeiten der Ladungsbilanzabweichung aller Analysen.	6-112
Abb. 6-3: Häufigkeitsverteilung der LBA pH-neutraler Analysen vor und nach der Korrektur; links: n = 99, Labor 1; rechts n = 75, Labor 2	6-115
Abb. 6-4: Gemessene und mit WATEQ4F berechnete el. Lf.en ausgesuchter Analysen (ohne LBA)	6-116
Abb. 6-5: Entwicklung der Sulfatkonzentration eines Eluates im Laborversuch	6-117
Abb. 6-6: Entwicklung der Eisenkonzentration eines Eluates im Laborversuch	6-117
Abb. 6-7: Häufigkeitsverteilung von LBA pH-Wert < 5 vor und nach der Korrektur; links: n = 46, Labor 1; rechts: n = 42, Labor 2	6-118
Abb. 6-8: Häufigkeitsverteilung der LBA aller Analysen nach Korrektur	6-119

VIII

Tabellen

Tabelle 3-1: Mineralgehalte der oligozänen Schichten im Bereich der Beckenfazies - in Gew.-% nach BELLMANN <i>et al.</i> (1984) (<i>Kürzel: siehe Verzeichnis der Abkürzungen</i>)	3-10
Tabelle 3-2: Korngrößenzusammensetzung (in %-Anteil der angeführten Bodenart) von Grundwasserleitern oligozäner Schichten im Untersuchungsgebiet nach BELLMANN <i>et al.</i> (1984)	3-10
Tabelle 3-3: Mittlere Rippenabstände, Mächtigkeiten und Schüttwinkel der FBK-Zwenkau	3-13
Tabelle 4-1: Mittelwert (MW), Minima (Min), Maxima (Max) und Standardabweichung (S) für Sulfid-S-Gehalte [Gew.-%]	5-49
Tabelle 4-2: Errechnete Mineralgehalte in Gew.-% der FBK an der Kippenbohrung 1 (*idealisierte Summenformel)	5-51
Tabelle 4-3: Mittlere Werte der ASK (n=8)	5-55
Tabelle 4-4: Min, Max und Mittelwerte hydrochemischer Beschaffenheitsparameter der FBK, unterschieden nach Meßstellenausbau (*NWG, Fettdruck: Überschreitung des kleinsten Grenzwertes nach TWV der BRD [1990], Holland/Hamburg-Liste)	5-58
Tabelle 4-5: Analyse und berechnete Mineralsättigungen des Versuchsfluides	5-63
Tabelle 4-6: MW, Min, Max und Standardabweichung (S) für Hauptkationen der Eluatanalysen (R _{KK})	5-69
Tabelle 4-7: MW, Min, Max und Standardabweichung (S) für Anionen der Eluatanalysen (R _{KK})	5-71
Tabelle 4-8: Schwermetalle und Spurenelemente des R _{KK} (kleinster Grenzwert: Trinkwasserverordnung der BRD [1990], Holland-/Hamburg-Liste; * = Nachweisgrenze; Fett- u. Kursivdruck = Überschreitung des angeführten Grenzwertes)	5-73
Tabelle 4-9: Konzentrationsbereiche gelöster Inhaltsstoffe in des R _{VWZ} ; Fett- u. Kursivdruck = Überschreitung des kleinsten Grenzwertes für Spuren und Schwermetalle nach TWV der BRD [1990] und der Holland/Hamburg-Liste; (*NWG)	5-78
Tabelle 4-10: Mittlere Inhaltsstoffkonzentration der Eluate (Versuchssäule 0,5 - 1,5 m)	5-80
Tabelle 4-11: Spannweiten von Inhaltsstoffkonzentrationen der ASK und FBK *(n: ASK/FBK)	5-93
Tabelle 5-1: Ladungsbilanzabweichungen (LBA) und Analysenanzahl (n) unterschieden nach Labor und pH-Wert	6-113
Tabelle 5-2: Mittelwerte und Extrema der zur Korrektur herangezogenen Analysen	6-114
Tabelle 5-3: Mathematische Beziehung der Ionenkonzentration zur gemessenen el.Lf.	6-114
Tabelle 5-4: Mittelwerte und Extrema el. Lf. und Eisen- (II)-Konzentration der zur Korrekturfunktion herangezogenen Analysen	6-116

Abkürzungen**Wörter**

AMP	Adenosinmonophosphat
AOX	adsorbierbare organische Halogenverbindungen
APS	Adenosin-5'-phosphosulfat
ASK	Absetzerkippe
atm	Atmosphären
ATP	Adenosintriphosphat
C _{org}	organischer Kohlenstoff
DOC	Dissolved Organic Carbon (gelöster organischer Kohlenstoff)
el. Lf.	elektrische Leitfähigkeit
FBK	Förderbrückenkippe
ggf.	gegebenenfalls
GOK	Geländeoberkante
GWL	Grundwasserleiter
GWN	Grundwasserneubildung
GWNH	Grundwasserneubildungshöhe
GWS	Grundwasserspiegel
K-GWM	Kippengrundwassermeßstelle
LBA	Ladungsbilanzabweichung
Liner	Sedimentbohrkerne
MAX	Maximum
MIN	Minimum
MW	Mittelwert
n	Probenanzahl
n.n	nicht nachweisbar
NWG	Nachweisgrenze
PAPS	Phosphoadenosinphosphosulfat
Sp	Spuren
TIC	total inorganic carbon (gesamter anorganischer Kohlenstoff)
VWZ _{ASK}	Verwitterungszone in der Hangendpartie der Absetzerkippe
VWZ _{FBK}	Verwitterungszone in der Hangendpartie der Förderbrückenkippe

Minerale

Chlo	Chlorit
Dolo	Dolomit
Kao	Kaolinit
KFs	Kalifeldspat
M-I-WL	Montmorillonit-Illit-Wechselagerungen
Plks	Plagioklas

Einheiten

°C	Grad Celsius
Ceq	Konzentrationsäquivalent
Gew.-%	Gewichtsprozent
mmeq/l	Millimolequivalent pro Liter
mS/cm	Millisiemens pro cm
mV	Millivolt
d ₁₀ , d ₆₀	Korngröße im Schnittpunkt der 10 bzw. 60 %-Linie mit der Kornverteilungskurve

1 Einleitung

Historisch umfaßt das Mitteldeutsche Braunkohlenrevier alle westlich der Elbe liegenden bis nördlich des Harzes reichenden Abbaugelände mit drei zentralen Förderräumen: das Weißelsterbecken (südlich von Leipzig), das Bitterfelder Revier (nördlich von Leipzig), den Raum Halle und mehrere größere isolierte Braunkohlengelände wie das Geiseltal, Nachterstedt/Königsau, Helmstedt und Amsdorf/Oberröblingen. Nach bereits erfolgter Überbaggerung von rund 600 km² und einem Bodenumsatz in Größenordnungen von 30 bis 35 km³, mit einer Grundwasserhebung von maximal rund 500 Mio. m³/a (1988), betragen die industriell gewinnbaren Vorräte noch einige hundert Millionen Tonnen (LUCKNER *et. al* [1995]; DvWK [1999]).

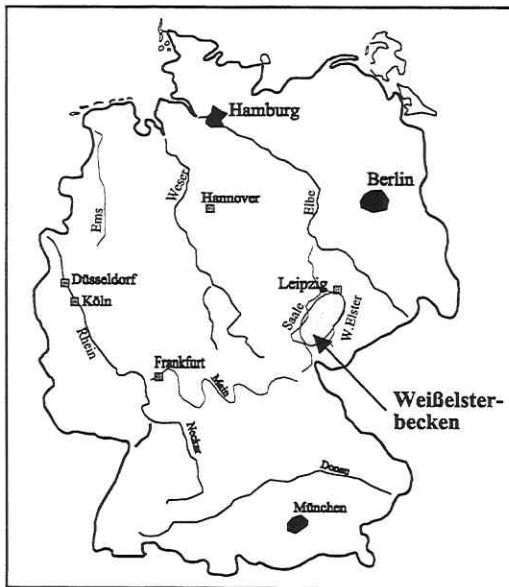


Abbildung 1-1: Geographische Lage des Weißelsterbeckens

Im Weißelsterbecken (Abb. 1-1) liegen die Anfänge des Braunkohlenbergbaus bereits mehr als 325 Jahre zurück. Nachdem der Arzt und Alchimist MATTHIAS ZACHARIAS PILLING 1671 nördlich der Straße Altenburg-Meuselwitz, östlich der abzweigenden Heukendorfer Straße die „braune brennbare Erde“ entdeckte, entstand 1672 die erste Braunkohlengrube (GLÄSER [1995]).

Anfang der 20-er Jahre dieses Jahrhunderts erfolgte der Übergang zur Braunkohlengewinnung in Großtagebauen. Mit der adäquaten Errichtung von Braunkohlenveredlungswerken verdoppelte sich die Förderung von 1918 (ca. 5,4 Millionen t/a) bis 1930. In diesem Jahr betrug die Anzahl der fördernden Betriebe 20. Die Großtagebaue des

Weißelsterbeckens konnten ihre Förderleistung in den Jahren 1980-1990 auf ein Maximum von über 40 Millionen Jahrestonnen hochschrauben (Gesamtleistung des Mitteldeutschen Reviers in dieser Zeit: rund 100 Millionen t/a, DvWK [1999]). Durch die Anpassung der Betriebe an marktwirtschaftliche Bedingungen schrumpfte die Kohleförderung im Weißelsterbecken 1994 auf 17,5 Mio. Jahrestonnen. Diese Leistung wird von den aktiven Tagebauen „Vereinigtes“ Schleenhain (ab 1999), Profen und Zwenkau (bis 1999) erbracht (LMBV [1995]). Zukünftig werden in dem rund 700 km² großen Südraum Leipzig mehr als 240 km² (ca. 35 %) Land durch Tagebaue überbaggert sein. Im Ergebnis hinterläßt der

Braunkohlentagebau hier rund 170 km² Kippenfläche sowie 70 km² Seefläche (HILDMANN [1993]).

Durch die im Weißelsterbecken auftretende Vielgestaltigkeit der känozoischen Schichtenfolge, die durch Verzahnung von terrestrischen mit marinen Sedimenten und hinsichtlich der Lagerung durch epirogene und subrosive Vorgänge gekennzeichnet ist (Abb. 1-2), blieb der massive Eingriff in den Naturhaushalt nicht ohne beträchtliche Folgen.

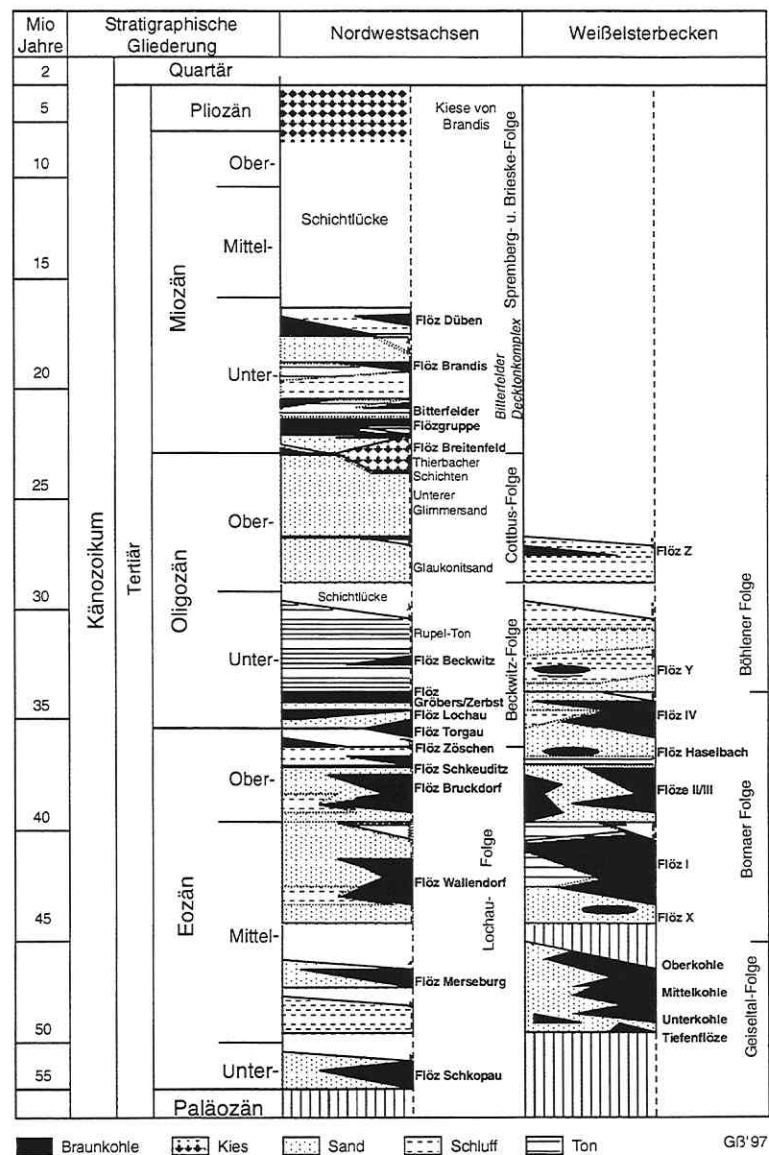


Abbildung 1-2: Stratigraphische Gliederung des Känozoikums in Nordwestsachsen und dem Weißelsterbecken

Neben der direkten Zerstörung durch Auskohlung führte die dafür notwendige technologisch bedingte Grundwasserabsenkung zu nachhaltigen Auswirkungen auf die hydrologischen Verhältnisse. In Anlehnung an GLÄßER (1994) sind im folgenden die langfristig wirkenden montan bedingten Veränderungen im Südraum Leipzig zusammengefaßt:

a) Veränderung des geologischen Regimes

- Veränderung der lithologischen Verhältnisse unter Entzug des Rohstoffkörpers (Massendefizit, das zukünftig z.B. durch einen Wasserkörper ersetzt wird)
- Veränderung der Faziesverhältnisse (natürliche Fazies werden durch anthropogene Mischfazies ersetzt)
- Störung des natürlich entstandenen Korn- und Flächengefüges
- Zerstörung der stratigraphischen Verhältnisse

b) Veränderung des grundwasserhydraulischen Systems

- Durch montanwirtschaftliche Wasserhaltung (Schaffung von Absenkungstrichtern, die eine Belüftung von Grundwasserleitern und -stauern zur Folge haben)
- Veränderung des regionalen Fließverhaltens
- Beeinflussung der regionalen Grundwasserneubildung
- Veränderungen des unterirdischen Grundwasserabflusses einschließlich der Interaktion mit tieferliegenden Grundwasserleitern
- Die Wassergüte der Restseen entscheidet infolge hydraulischer Kurzschlüsse über die Qualität der Wassergüte in den abströmigen angeschnittenen Grundwasserleitern

c) Veränderungen des geochemischen Systems

- Oxidation sulfidischer Minerale in Auensedimenten, tertiären Deckgesteinen und in Mischkippenlockergesteinen
- Mischung von säurebildenden mit chemisch puffernden Gesteinen in Kippen-substraten, dadurch Veränderung des geochemischen Inventars

d) Veränderung des hydrochemischen Inventars

- Zeitweilige oder länger anhaltende Versauerung und Versalzung von Kippen-grundwässern, Grundwasserleitern und Tagebaurestseen
- Modifikation der hydrochemischen Zusammensetzung der Infiltrationswässer in angeschnittenen und unverritzten Grundwasserleitern

- Beeinflussung von Grund- und Restseewasser durch anthropogene Ablagerungen (Hausmüll-, Asche- und Sonderabfalldeponien in Tagebaurestlöchern, karbochemische Rückstandsversenkungen/-verpressungen in tiefe Grundwasserleiter)

Speziell in den verbleibenden Tagebaukippen wirkt die Mehrzahl der genannten Veränderungen durch intensive Mischung und ausgiebigen atmosphärischen Kontakt der Sedimente besonders drastisch. Soweit nicht durch spezielle Tagebautechniken verhindert, können Kippen immer Randbedingungen für angrenzende Systeme, wie entstehende massendefizitäre Tagebaurestseen und unverritzte Grundwasserleiter (GWL), darstellen.

Um in Zukunft realistische Aussagen über das Ausmaß der Systeminteraktionen Kippe-Restsee-GWL treffen zu können, ist es unumgänglich, hydraulische und geochemische Prozesse sowie deren Abhängigkeiten im System Tagebaukippe zu untersuchen. Dies gestaltet sich vor allem durch die Heterogenität der verkippten Sedimente schwierig. Unterschiedliche Korngrößen- und Sättigungsverteilung in Kippenkörpern bewirken spezielle hydro- und geochemische Situationen, deren Auswirkungen auf die Kippenentwicklung bisher unbekannt sind. Die Anwendung der hydraulischen Grundsätze eines unverritzten Gebirges auf Tagebaukippen ist aus genannten Gründen problematisch.

2 Problemstellung und Untersuchungsziel

Zur Rehabilitation der devastierten Gebiete angewandte Strategie des Bergbautreibenden im Mitteldeutschen Revier ist die Flutung des durch Massendefizit entstandenen Restloches und die folgende meist erholungsorientierte Nutzung des Areals. Im Sinne dieser Vorgehensweise sind Kippen, die im hydraulischen, geochemischen und biologischen Regime durch den intensiven Eingriff am gestörtesten zurückbleiben, als Randbedingung zu peripheren Grundwasserleitern und den entstehenden Restseen, die hydrogeologisch am schwersten abzuschätzende Einflußgröße.

Die von hydrochemischen Prozessen (Sulfidoxidation, Säurepufferreaktionen, Sulfatreduktion) geprägte Grundwasserqualität in Tagebaukippen ist von einer Reihe anthropogener (alle bergbaulichen Einflüsse) und geogener (Mineralgehalte, Substrateigenschaften etc.) Faktoren abhängig. Einzelne Prozesse und deren Einflußgrößen sind im Detail erforscht und hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf Grundwässer bekannt.

Bei der Auswertung hydrologischer und hydrochemischer in-situ-Messungen auf der Basis konventioneller Grundsätze (z.B. ansteigende Pegel repräsentieren den flächigen Auffüllprozeß der Kippensedimente unter dem Einfluß lateraler und vertikaler Zuflüsse) ergaben sich Widersprüche. Um die auf unzureichende Kenntnis der hydraulischen Regeneration bindiger Mischbodenkippen zurückzuführenden Widersprüche zu lösen, wurden am Beispieltagebau Zwenkau/Cospuden Untersuchungen durchgeführt, deren Ziele durch folgende Fragen zu präzisieren sind:

- Wie vollzieht sich der Grundwasserwiederanstieg in bindigen Mischbodenkippen unter Berücksichtigung der durch den Schüttungsprozeß vorgegebenen endogenen Strukturen der Kippe und der örtlichen Niederschlagsmenge ?
- Wie und in welcher Form wird die hydrochemische Beschaffenheit des Kippenwassers durch den Wasseranstieg in bindigen Mischbodenkippen beeinflusst?
- Wie wirkt die Tagebautechnologie auf die hydrochemische Beschaffenheit der Kippenwässer?
- Wie wirkt die Tagebautechnologie auf die hydrochemische Beschaffenheit der Kippenwässer?
- Wie beeinflusst die Anordnung und Ausrichtung der Kippenstruktur in hydraulischer und geochemischer Hinsicht angrenzende Systeme wie Restsee und Grundwasserleiter?

Da für Kippen hauptsächlich die auf natürlichen Aquiferen beruhenden Parameter und Prozeßmodelle angewendet werden, sollen die folgend dargestellten Untersuchungen zeigen, unter welchen Voraussetzungen und mit welchen Einschränkungen diese Modelle anwendbar sind. Seither entwickelte Strömungs- und Beschaffenheitsmodelle für Tagebaukippen berücksichtigen nicht die an den technologischen Schüttprozeß gebundenen regelmäßigen Strukturen und die damit verbundene Verteilung der hydraulischen Parameter in Kippen. Bisher wird die nötige Differenzierung der hydraulischen Parameter in Strömungsmodellen durch stochastische Methoden erreicht (FRENZEL *et al.* [1997], GEHRKE *et al.* [1998]).

3 Untersuchungsgebiet und Untersuchungsobjekt

Die hydraulischen und hydrochemischen Untersuchungen bindiger Mischbodenkippen des Weißelsterbeckens südlich von Leipzig sind beispielhaft am Tagebau Zwenkau/Cospuden durchgeführt worden. Der Tagebau Cospuden ist eines der ersten Objekte der Region, das

nach dem wirtschaftlichen Ruin der DDR - Braunkohleindustrie entsprechend aktueller ökonomischer und ökologischer Richtlinien renaturiert und der wasserwirtschaftlichen und touristischen Nutzung übergeben wird. Das Untersuchungsgebiet zeigt Abb. 3-1 (SPOT-Szene).

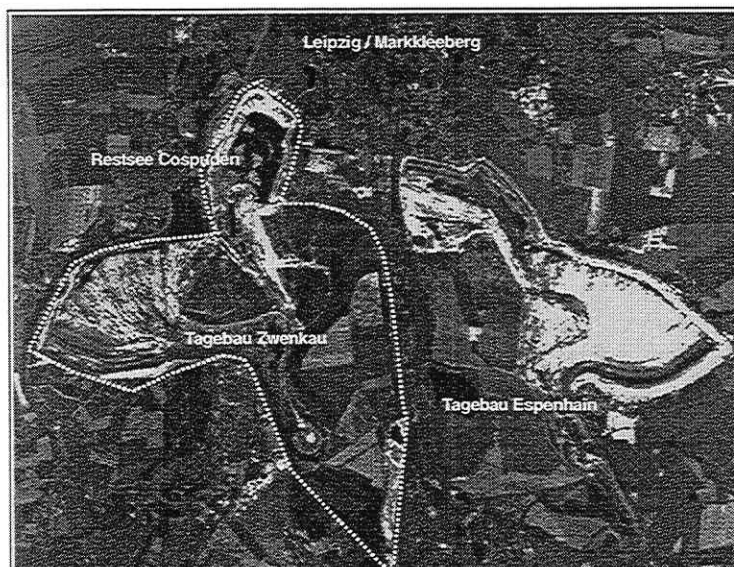


Abbildung 3-1: Satellitenszene [06/1994] des Untersuchungsgebietes (gestrichelt markiert)

Der Tagebau Zwenkau, in der Einheit mit dem nördlicheren Tagebau Cospuden, ist im geologischen und historischen Sinne

die Fortsetzung des 1921 erschlossenen Tagebaus Böhlen. Seither wurden im Tagebau Zwenkau 550 Mio t Rohbraunkohle mit jährlichen Spitzenleistungen von rund 13 Mio t gefördert.

Nach der für 1999 geplanten Schließung des aktiven Tagebaus wird weit über 1,3 Mrd. m³ Abraum als Flurkippe geschüttet sein (MIBRAG [1995]). Teil der Kippengesteine sind die im Tagebau Cospuden von 1981 bis 1992 geförderten Abraummassen von rund 87 Mio m³. Die Gesamtförderleistung des Tagebaus Cospuden betrug in diesem Zeitraum rund 32 Mio t Rohbraunkohle (LMBV [1996]). Aufgrund von Bürgerinitiativen erfolgte 1991 die abrupte Stilllegung und der Beginn der Sanierung des Tagebaus.

In der Bergbaufolgelandschaft der Tagebaue Zwenkau und Cospuden werden Kippensedimente Teil der Begrenzung entstehender Restseen sein. Im großräumigen Grundwasseranstrom (SSO-NNW), zum Restsee Cospuden liegend, wird der südliche Rand (etwa 25 % der Gesamtböschungslänge) des 3,93 km² großen Restsees Cospuden aus Kippensedimenten gebildet. Das nördliche und westliche Ufer (etwa 50 % der

Gesamtböschungslänge) des ab 2008 zu flutenden etwa 4,5 km² großen Tagebaurestsees Zwenkau werden ebenfalls Kippenschüttungen sein.

Die Standortwahl für die Untersuchungen begründet sich neben der regionalen Bedeutung auf die faziellen und montantechnischen Charakteristika des Reviers. So enthalten die mächtigen mitteloligozänen Braunkohlennebangesteine aufgrund der marinen Genese hohe Pyrit- (bis 9 Gew-%) und Karbonatgehalte (bis 15 Gew-%) und einen hohen Feinkornanteil.

Die bergbautechnische Charakteristik liegt darin, daß durch die Förderbrückentechnologie, kombiniert mit Band- und Zugabsetzern, eisensulfidreiche Sedimente für längere Zeit (bis 11 Jahre) der Verwitterung ausgesetzt sind. Durch die Wirkung der Atmosphärien findet an den temporären Kippen- und Tagebauoberflächen eine intensive Eisensulfidoxidation statt.

Die Untersuchungen umfassen die Komplexität hydrochemischer und hydraulischer Prozesse einer typischen Tagebaukippe des Reviers. Die Ergebnisse sind, bei analogem Kippenaufbau, generell auf die im Bergbaurevier südlich von Leipzig charakteristischen bindigen Mischbodenkippen anwendbar.

3.1 Geographische Lage und naturräumliche Einordnung

Das Untersuchungsgebiet befindet sich in der Leipziger Tieflandsbucht im Mündungsgebiet der Pleiße in die Weiße Elster. Nördlich grenzt es unmittelbar an die Stadt Leipzig, im Süden befindet sich die Stadt Zwenkau.

Die naturräumliche Einordnung des Gebietes erfolgt nach dem ATLAS DER DDR (1976) über Naturraumtyp, Boden, Vegetation und Klima.

Im Untersuchungsgebiet finden sich zwei Naturraumtypen. Außerhalb der Flußauen liegt das Gelände am südwestlichen Rand der Lößgebiete im Leebereich der Mittelgebirge als Ebene mit dünner Sandlößdecke über mächtigen Lockermaterial. Die Flußauen zählen zu den staunässe- und grundwasserbeeinflussten Grundmoränengebieten und werden hier als flachwelliges Lehmgebiet mit Sanddecken unterschiedlicher Mächtigkeit bezeichnet.

Die Auenböden sind hauptsächlich den Lehm-Vega-, Decklehm-Halbgley- und den Braunerde-Bodengesellschaften zuzuordnen. Außerhalb der Flußauen sind Parabraunerde-Bodengesellschaften anzutreffen.

Ursprüngliche Vegetation der Flußniederungen im Untersuchungsgebiet sind Stieleichen-Eschenwälder. Das übrige Gebiet zählt vegetationsgeographisch zu den Stieleichen-Hainbuchenwäldern und befindet sich südwestlich im Verbreitungsgebiet des Zitterseggen-Stieleichen-Winterlinden-Hainbuchenwaldes.

Die Leipziger Tieflandsbucht liegt wie die Heidegebiete zwischen Mulde und Schwarzer Elster klimatisch im Raum des stark kontinental beeinflussten Binnentieflandes. Das 50-jährige Niederschlagsmittel (1901-1950) beträgt rund 550 mm/a.

3.2 Geologische Verhältnisse

3.2.1 Regionalgeologische Einordnung

Regionalgeologisch ist das Weißelsterbecken eine epirogen-subrosiv entstandene Senkungszone des Norddeutschen Tertiärbeckens im Weißelster-Pleiße-Gebiet.

Das Untersuchungsgebiet mit den Tagebauen Zwenkau und Cospuden liegt nördlich der herzynisch streichenden Röthaer Störung auf der Nordwestsächsischen Hochscholle.

Die Kohlelagerstätten im Südraum Leipzigs wurden im epikontinentalen Senkungsraum des Weißelsterbeckens angelegt. Die Sedimentation erfolgte im Nachgang von Subrosionserscheinungen aber vor allem als Folge epirogener Bewegungen.

Die geologische Beschreibung gibt einen Überblick über die Ergebnisse der Untersuchungen von BELLMANN (1976), MÜLLER (1983), BELLMANN *et al.* (1984), BELLMANN *et al.* (1990), und EISSMANN & LITT (1994).

3.2.2 Prätertiär

Der Untergrund besteht im wesentlichen aus Gesteinen des proterozoischen Leipziger Grauwackenkomplexes, dessen Hangendteil sich in einer 15 - 60 m mächtigen kaolinitischen Verwitterungsschicht äußert. Diese im Untergrund stark reliefbildende Zersatzzone mit NNO-SSW streichenden Rücken und Senken wird direkt von den tertiären Ablagerungen überdeckt (Abb. 3-2).

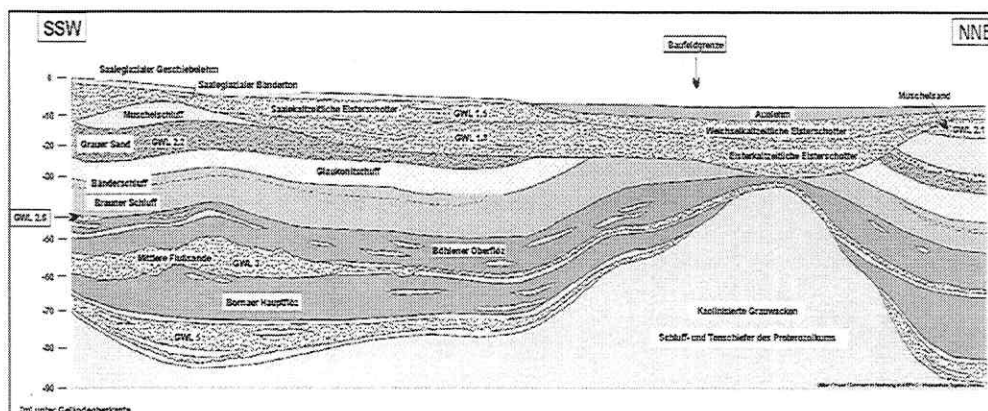


Abbildung 3-2: Geologischer Schnitt des Tagebaus Zwenkau

3.2.3 Tertiär

Kennzeichnend für das Weißelsterbecken sind zwei große Sedimentkomplexe aus mehreren Zyklen. Der älteste Komplex, die Bornauer Folge, endet mit dem Böhlener Oberflöz, das bereits dem Unteroligozän zuzuordnen ist.

Dem ältesten Komplex folgen die bis zum Südrand der Leipziger Bucht verbreiteten marinen bis litoralen Feinsande der Böhlemer Schichten, die in zwei Transgressionsphasen, eine ältere, meist braungetönte "Braune Folge" und eine jüngere, grau-grüne "Grüne Folge" zu unterteilen sind.

Im Tagebau Cospuden folgt über relativ geringmächtigen tertiären Basalschichten das 2-8 m mächtige, dem Obereozän zuzuordnende Bornaer Hauptflöz (Flöz II). Es ist im Untersuchungsgebiet eines von zwei abbauwürdigen Hauptkohleflözen.

Das relativ geringmächtige Zwischenmittel von 1-3 m (Richtung Süden mächtiger werdend bis 5-10 m) wird von terrestrischen (mittlere Flußsande) und limnisch-brackischen Sanden, Kiesen, Schluffen und Tonen aufgebaut.

Das unteroligozäne Böhlemer Oberflöz (Flöz IV) weist bei einer recht gleichmäßigen Lagerung eine Mächtigkeit von 8-12 m auf. Es ist das zweite abbauwürdige Hauptkohleflöz.

Die Deckgebirgsschichten des Flözes IV, im Untersuchungsgebiet der küstenfernen Beckenfazies des oligozänen Meeres zuzuordnen, bestehen aus brackisch bis ästuarinen und marinen Feinsanden und Schluffen.

Zahlreiche Fossilfunde sowie das Vorkommen von Phosphorit- und Karbonatkonkretionen (bis 15 Gew.-% Karbonate im Muschelschluff der Grauen Folge) und hohe Pyritgehalte (bis 8 Gew.-% im schluffigen Braunen Sand der Braun-Grünen-Folge) kennzeichnen die marinen Schichten.

3.2.4 Quartär

Quartäre Deckschichten glazifluviatiler, glazilimnischer Kiese und Sande, Grundmoränen, Bändertone, Lößlehme sowie Auenkiese und -lehme pleistozäner und holozäner Ablagerungen von 5 - 15 m Mächtigkeit bilden den Abschluß des geologischen Profils.

3.2.5 Mineralogie der Braunkohlennebangesteine

Von Interesse hinsichtlich des geogenen Ausgangsmaterials sowie der geochemischen Veränderungen unter dem Einfluß des Tagebaus sind die Mineralgehalte der zum Versturz gebrachten Massen.

Mit Ausnahme von Quarz sind im Zwischenmittel nur den Schluffen und Tonen nennenswerte Mineralgehalte zuzuordnen, die sich hauptsächlich auf die Tonminerale Illit (bis 50 Gew.-%) und Kaolinit (bis 27 Gew.-%) beschränken.

In Tabelle 3-1 sind die Massenanteile einzelner Minerale für die oligozänen Schichten aufgezeigt.

Tabelle 3-1: Mineralgehalte der oligozänen Schichten im Bereich der Beckenfazies - in Gew.-% nach BELLMANN *et al.* (1984) (Kürzel: siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Geol. Schicht	n	Illit	M-I-WL	Chlo	Kao	Quarz	KFs	Plkls	Kalzit	Dolo	Pyrit
Grauer Formsand	8	14	9	2	2	47	8	16	Sp.	1	1
Muschelsand	6	15	16	4	2	39	1	10	4	7	2
Muschelschluff	16	16	24	2	Sp.	33	2	6	9	6	2
Grauer Sand	7	9	5	Sp.	1	75	4	3	Sp.	1	2
Glaukonitschluff	12	23	20	1	6	41	2	1	Sp.	Sp.	6
Bänderschluff	6	28	19	2	15	28	Sp.	0	Sp.	1	7
Brauner Schluff	5	22	22	1	4	44	0	0	0	0	6
Schluffiger Brauner Sand	3	14	22	0	Sp.	51	4	1	0	0	8
Weißer Sand	2	3	0	0	0	95	2	0	0	0	0

3.2.6 Grundwasserleiter

Neben den quartären saale- und elsterkaltzeitlichen Schottergrundwasserleitern (GWL 1.5, 1.8) treten im oligozänen Deckgebirge weitere GWL auf. Dies sind die mehrere Meter mächtigen, hauptsächlich feinsandigen GWL 2.1 (Grauer Formsand, Muschelsand) und GWL 2.2 (Grauer Sand) sowie der geringer mächtige GWL 2.6 (Brauner Sand) (Tab. 3-2).

Tabelle 3-2: Korngrößenzusammensetzung (in %-Anteil der angeführten Bodenart) von Grundwasserleitern oligozäner Schichten im Untersuchungsgebiet nach BELLMANN *et al.* (1984)

GWL	Grobsand	Mittelsand	Feinsand	Σ Schluff, Ton
Grauer Formsand	0	2	80	18
Muschelsand	0	2	63	35
Grauer Sand	0	4	80	16
Brauner Sand	1	16	50	33

Terrestrische und limnisch-brackische Sande und Kiese des Zwischenmittels bilden im Untersuchungsgebiet den GWL 3.

Den Abschluß des tertiären Grundwasserleiterkomplexes bilden Liegendsande (GWL 5), die gespanntes Grundwasser führen. Sie werden vom Unterflöz durch einen geringmächtigen Liegendton abgegrenzt.

Die ungestörte Grundwasserfließrichtung führt nach Norden.

3.3 Tagebaubetrieb und technologisch bedingter Kippenaufbau

Der Aufschluß eines Tagebaus erfolgt in der Regel durch das Anlegen einer Aufschlußhalde (Begriffe nach KNABE [1959]: Abb. 3-3; auch: GRUSCHKA [1988]).

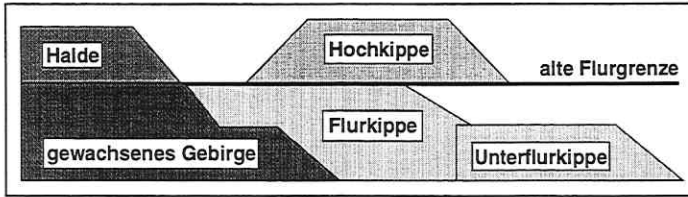


Abbildung 3-3: Einteilung der Kippen nach dem Großrelief

Gleichmäßige Lageverhältnisse des Abraums und der Flöze ermöglichen den Einsatz von Förderbrücken (ausführliche Beschreibung der Technologie in STRZODKA *et al.* [1980]). Die dadurch entstehende Rippenstruktur der Innenkippe (Förderbrückenkippe, FBK) mit Randschläuchen parallel zur Grubenflanke ist charakteristisch für Förderbrückentagebaue.

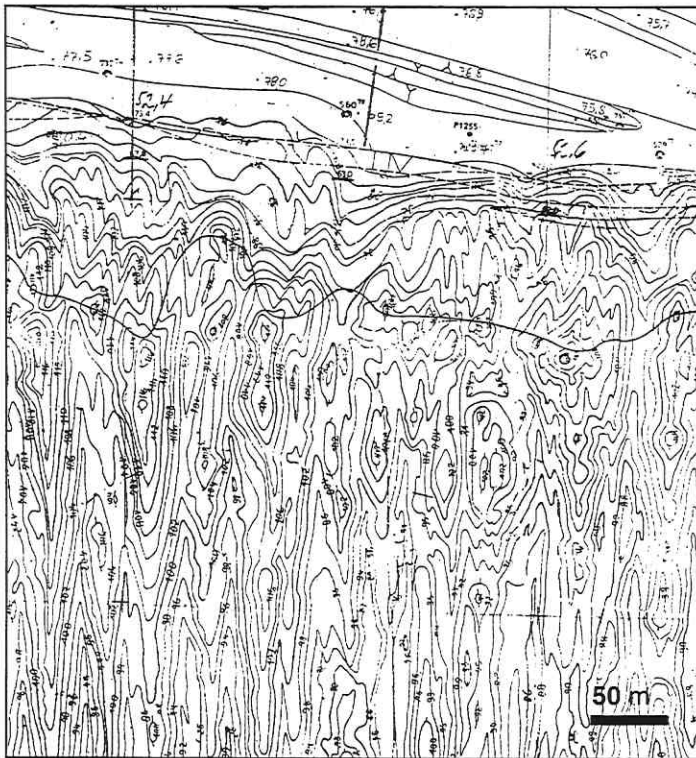


Abbildung 3-4: Tagebauriß der FBK Zwenkau, Ausschnitt, 1976, BK-KOMBINAT ESPENHAIN (Zulegeriß, Blatt Kulkwitz 10)

Die Entwässerung des Tagebaus erfolgt an der Stirnseite in Abbaurichtung durch gestaffelte Brunnengalerien sowie an der Grubenflanke parallel zu dem Randschlauch durch den sogenannten Randriegel. Innerhalb des Tagebaus werden je nach Erfordernis spezielle Entwässerungssysteme betrieben.

Nach der Schüttung der Förderbrückenkippe erfolgt je nach Lagerstätte der Abbau und Versturz eines oder mehrerer Mittel. Dieser Abraum wird mittels Band- oder Zug-

betrieb zu Absetzern befördert und als Absetzerkippe (ASK), als Hangendes der FBK, zur Flurkippe geschüttet.

Abschließend wird aus dem Vorschnitt des Tagebaus gewonnenes kulturfähiges Substrat als Basis zur Wiederurbarmachung auf die Flurkippe aufgebracht.

Den Aufbau und die Struktur sowie die daraus entstehenden hydrogeologischen Eigenschaften einer Kippe bei Anwendung der Förderbrückentechnologie untersuchte KAUBISCH (1986). Er fand in Förderbrückenkippen gut *homogenisierte* „Blöcke“, deren Größe und Struktur im wesentlichen von der eingesetzten Förderbrücke abhängig sind. Wesentliche Faktoren sind dabei die Anzahl der Schnittebenen und Abwürfe einer Förderbrücke.

Im Gegensatz zu geochemischen Parametern einer Kippe, die vom Bergbautreibenden nicht routinemäßig erhoben wurden, ist der Aufbau von Kippen mit Hilfe von erstellten Tagebaurissen gut dokumentiert (Abb. 3-4).

Der Aufschluß des Tagebaus Zwenkau (ehem. Tagebau Böhlen) erfolgte 1921 über das Anlegen einer Aufschlußhalde.

Die allgemeinen Lagerungsverhältnisse in der Region ermöglichten auch im Tagebau Zwenkau 1930 die Einführung der Förderbrückentechnologie. Die Schüttung des Hangenden des Böhlemer Oberflözes, überwiegend feinkörnige marine tonige Schluffe teilweise auch quartäre Sande und Flußschotter (Abschn. 3.2), erfolgte dadurch quer zur Abbaurichtung. Abb. 3-5 zeigt die Förderbrücke mit gesamter Abbau- und Versturztechnologie des Tagebaus Zwenkau.

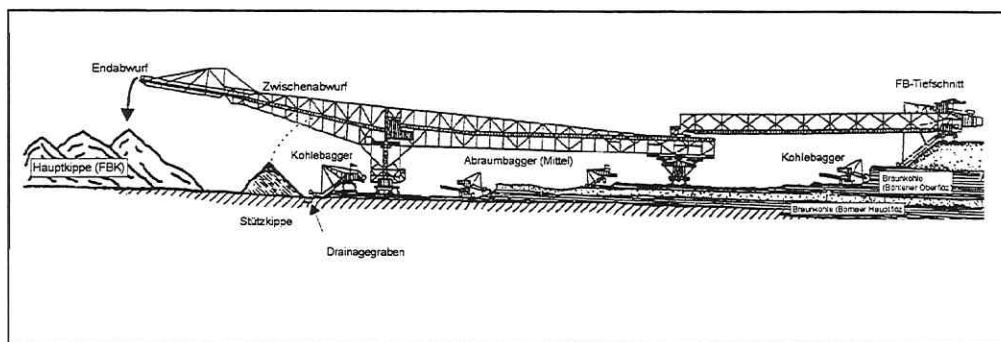


Abbildung 3-5: Abbau und Versturztechnologie des Tagebaus Zwenkau

Zusätzlich zur Hauptentwässerung werden am parallel zur Rippenstruktur verlaufenden drainierten Fuß der Stützkippe aufsteigende Grundwässer, Sickerwässer der Stützkippe und Niederschlagswässer gehoben. Die Schüttung der Stützkippe erfolgt aus geotechnischen Gründen im Abstand von etwa 50 m zur Stabilisierung der Hauptkippe. Die Stützkippe ist ein regelmäßiger und wesentlicher Bestandteil der FBK.

Für den Kippenaufbau bedeutsam ist die bis 1995 bestehende Möglichkeit, Abraum aus dem Förderbrückenhochschnitt zu verstricken (seit 1995 arbeitet die Förderbrücke ausschließlich im Tiefschnitt). Hierdurch wurden unter anderem frühlsterglaziale Flußschotter und jüngere Erosionsrelikte der Elstergrundmoräne sowie Flußschotter der saaleglazialen Hauptterrasse der Weißen Elster in die Förderbrücke eingebaut. Die sich daraus ergebenden Kiesschichten (Abb. 3-6) stellen potentiell gut permeable Bereiche innerhalb der FBK dar, die für die hydraulische Regeneration der Kippen von entscheidender Bedeutung sein können.

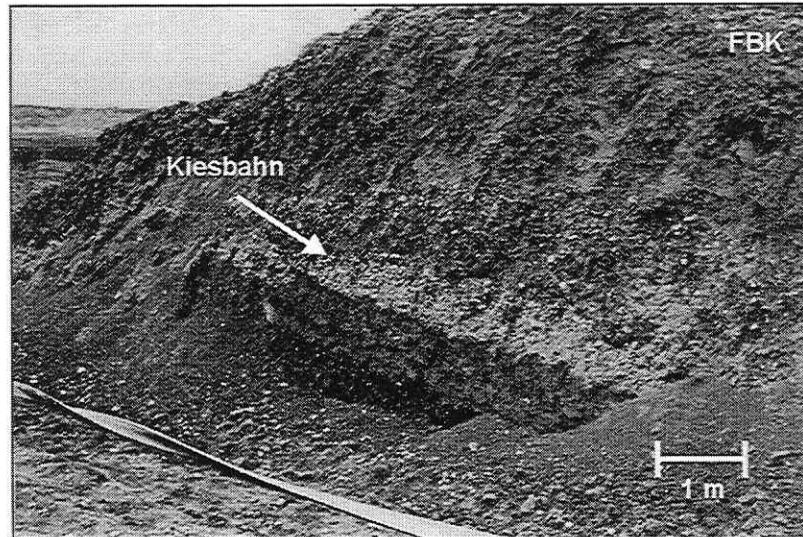


Abbildung 3-6: Angeschnittene Kiesbahn in der Förderbrückenkippe (0,4-0,8 m mächtig, mit Schüttwinkel einfallend)

KAUBISCH (1986) weist bei der Betrachtung des hydraulischen Regimes von FBKn des Weißelsterbeckens auf die Bedeutung eingebauter quartärer Kiese hinsichtlich der Entwässerbarkeit von Mischbodenkippen hin.

Die FBK an sich wird als Unterflurkippe (Abb. 3-3) geschüttet. Sie stellt den unteren Teil (etwa 2/3) der späteren Flurkippe (Abb. 3-3) dar. Anhand von Tagebaurissen sind mittlere Rippenabstände, Mächtigkeiten und Schüttwinkel errechnet worden (Tab. 3-3).

Tabelle 3-3: Mittlere Rippenabstände, Mächtigkeiten und Schüttwinkel der FBK-Zwenkau

Schüttwinkel	36°
Höhe	34 m
Rippenabstand	25 m
Rippenhöhe	7 m

Das Hangende der FBK bildet die durch Absetzertiefschüttung verstrückte ASK, deren Aufbau, im Gegensatz zur FBK, stark vom Tagesbetrieb abhängig ist. Während die FBK nicht selektiv

verstürzt wurde, kamen in der ASK, je nach anfallendem Abraum und Anforderungen an die Kohleförderung, verschiedene Materialien aus unterschiedlichen Bereichen des Tagebaus zur Verkipfung. Aus diesem Grund weist die ASK in ihrer klein- und großräumigen Struktur größere Inhomogenitäten als die FBK auf. In der ASK überwiegen kohlige und schluffige Fein- bis Mittelsande aus dem Mittel der beiden Flöze. Weitere Bestandteile sind pleistozäne Kiese, Sande, Schluffe, Tone und Geschiebelehm. Den hangenden Abschluß der ASK bildet die in Absetzerhochschüttung bis zur Endflurhöhe von +110 bis +114 m NN verkippte kulturfähige Schicht aus Geschiebemergel, -lehm und Auesubstraten.

Die Flurkippe Zwenkau ist auf etwa 25 km² geschüttet und zum Teil durch Wiederaufforstung mit heimischen Laubgehölzen sowie durch landwirtschaftlich genutzte Dauerkulturen renaturiert.

3.4 Überblick über den Wissensstand zur Hydrogeologie in Tagebaukippen

Hydrologische Untersuchungen an Tagebaukippen waren auf dem Gebiet der ehemaligen DDR dem Bergbautreibenden mit der „Richtlinie zur Verhütung von Rutschung im Braunkohlentagebau“ (Rutschungsrichtlinie) gesetzlich vorgeschrieben.

Diese Vorgabe führte dazu, daß die Bergbaubetriebe die Kippenareale mit Pegelmeßstellen besetzten, um über den Grundwasserwiederanstieg Einschätzungen zur Standsicherheit der Böschungen zu gewinnen. Die bisherigen Untersuchungen zu hydraulischen Vorgängen im Kippengestein dienten hauptsächlich geotechnischen Aussagen bezüglich der Standsicherheit.

Kippen unterscheiden sich in hydrogeologischen Eigenschaften wie beispielsweise k_f -Wert-Variation, Porosität, Lagerungsdichte und Lagerungsverhältnisse (kleinräumige Schragschüttung) von natürlich gewachsenen Porengrundwasserleitern.

Es ist im allgemeinen anzunehmen, daß nichtbindige, demzufolge **rollige** Mischbodenkippen (häufig im Lausitzer Braunkohlenrevier), in ihren Eigenschaften natürlichen Porengrundwasserleitern am nächsten kommen. Im Gegensatz dazu sind der Umfang und die Dynamik der Grundwasserführung in **bindigen** Mischbodenkippen des Mitteldeutschen Reviers durch starke Sedimentheterogenität und der daraus resultierenden speziellen hydrologischen Situation sehr schwer faßbar.

Bereits 1968 beschrieben HEIMBOLD *et al.* im Zusammenhang mit Entwässerungs- und Standsicherheitsuntersuchungen von Mischbodenkippen die kausale Verknüpfung zwischen montantechnisch bedingter Kippenstruktur und hydrologischer Regeneration. Die Autoren kamen zu der Überzeugung, daß Pegelstandsmessungen zur Bestimmung der Grundwasseroberfläche in Kippen, im Gegensatz zum gewachsenem Gebirge, als zweifelhaft angesehen werden müssen.

Diese Erkenntnis begründete sich aus bis zu 55m tiefen Forschungsbohrungen auf Tagebaukippen des Mitteldeutschen Reviers, in deren Profilen **wasserführende** Schichten mit **bergfeuchtem** Material (mit Mengenanteilen bis zu $\frac{3}{4}$ des Kippenvolumens) wechselten. Die

abgelesenen Pegelstände der untersuchten Kippe stiegen zuvor beständig an und befanden sich zum Zeitpunkt der Bohrung nur wenige Meter unter Geländeoberkannte (GOK). Fazit der Untersuchungen war, daß Pegelmeßstellen mit vollgeschlitztem Filterrohr und die aus diesen Meßstellen konstruierten Hydroisohypsenpläne aufgrund mangelnder Aussagefähigkeit ungeeignet sind.

Ein ähnliches Modell zur Wasserführung in Mischbodenkippen beschreibt JAKOB (1984). Seine Untersuchungen ergeben, daß aufgrund der spezifischen Struktur die Festlegung der Durchlässigkeit und des Grundwasserspiegels auf Tagebaukippen durch geoelektrische Verfahren sehr problematisch ist. Der Autor beschreibt das kippenspezifische Auftreten von „schwebenden“ Grundwasser-Horizonten.

Im Gegensatz zu Absetzerkippen zeigen Förderbrückenkippen technologisch bedingt eine relativ gleichmäßige Kornzusammensetzung (HALLBAUER & KLENGEL [1981], KAUBISCH [1986]).

An der Kippenböschung kommt es je nach Materialbeschaffenheit zu Entmischungs- und Klassierungserscheinungen (LEIBINGER [1964]), die insbesondere am Böschungsfuß zu metermächtigen Lagen aus „panierten“ Ton- und Schluffgeröllen führen können.

Hydrologisch von Bedeutung ist, daß offenliegende, großflächig stark gegliederte Förderbrückenkippen schon bei geringen Feinkornanteilen nach etwa 2 Jahren Liegezeit in den Rippentälern zentimeterdicke Kolmationskrusten bilden. Die Durchlässigkeitsbeiwerte (k_f) der Krusten liegen bei $1 \cdot 10^{-9}$ bis $1 \cdot 10^{-8} \text{ ms}^{-1}$ (SCHOLZ & KAUBISCH [1986]).

Eine wichtige Größe bei der Beurteilung der hydraulischen Regeneration der Kippenareale ist die Menge der jährlichen Grundwasserneubildung (GWN). Es ist allgemein bekannt, daß unbewachsene Areale eine GWN fördern, da Transpiration und Interzeption praktisch nicht erfolgen.

Untersuchungen von MATSCHAK & WALDE (1968, 1970) weisen auf Tagebaukippen des Mitteldeutschen Reviers lediglich 11% des Jahresniederschlages als GWN aus. Als Ursache für die geringen Werte werden einerseits eine höhere Verdunstung durch erhöhte Porenvolumina und andererseits eine Verhinderung der Versickerung durch bindige Kippenabdeckungen genannt.

Die geringen Versickerungsraten gehen mit hohen Pegelanstiegen einher. MATSCHAK & WALDE (1968, 1970) führen 75% des Pegelanstiegs auf laterale Zuflüsse zurück. An einer Beispielkippe des Lausitzer Reviers ermittelte WINKLER (1984, 1990) durch Pumpversuche und geohydraulische Berechnungen, daß der Pegelanstieg hauptsächlich auf die GWN zurückzuführen ist. Um die Pegelanstiege von bis zu 2 m/a einer Innenkippe mit einem geohydraulischen Modell rechnerisch nachzuvollziehen, war ein flächenhafter, jährlicher Input für die GWN von $10 \text{ l/s} \cdot \text{km}^2$ ($\approx 315 \text{ mm/a} \cdot \text{m}^2$) erforderlich (ARNOLD & SEIDEL [1983]).

Anhand der angeführten Veröffentlichungen wird die Problematik deutlich, die allen Untersuchungen zugrundeliegt.

Die komplexen Vorgänge bei der hydraulischen Regeneration sind vom Umfang und Ausmaß aller Prozesse schwer vollständig erfaßbar. Als simples Beispiel für die Kopplung von bodenmechanischen mit hydraulischen Prozessen wird die Erkenntnis von FISCHER & KAUBISCH (1989) sowie PETERSON & WADE (1997) angeführt, wonach die Setzung von Kippen, d.h. die bodenmechanische Erhöhung der Lagerungsdichte, sich um so intensiver einem Endwert nähert, je stärker der Wasserfüllprozeß fortschreitet. Den Einfluß der Lagerungsdichte auf den Durchlässigkeitsbeiwert zeigt Abb. 3-7 (nach DOHRMANN *et al.* [1997]).

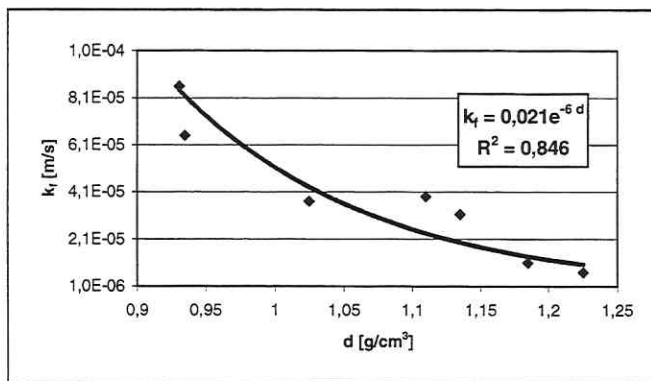


Abbildung 3-7: Abhängigkeit des Durchlässigkeitsbeiwertes (k_f) von der Lagerungsdichte (d)

Hydrodynamische Prozesse bestimmen Lösung, Transport und Fällung von Wasserinhaltsstoffen. Hydrodynamisch-geochemische Beziehungen und Wechselwirkungen sind außerdem eng an hydraulische Vorgänge gekoppelt. In welchem Maße geochemische Veränderungen hydraulische Eigenschaften von Sedimenten nachhaltig verändern können, zeigt KNÖLLER (1995). Er wies in Laborsäulenversuchen,

die mit Braunkohlenfilteraschen versetzte Kippsubstrat-Äquivalente enthielten, nach, daß durch Bildung sekundärer Mineralphasen eine Verringerung des effektiven Porenvolumens eintritt, der Durchlässigkeitsbeiwert (k_f) sinkt und wird erst nach milieubedingter Lösung der Mineralphasen größer.

Zusätzlich wird durch den Vorgang der Kippenkonsolidierung, die zu einer Erhöhung der Lagerungsdichte bis maximal 10% im Mitteldeutschen Revier führen kann, die Wassersättigung des Kippenmaterials verändert. Das einfache Anlegen einer Meßstelle, zu der in den meisten Fällen eine Bohrung oder eine Rammung nötig ist, kann aufgrund der Energiefreisetzung kleinräumig ähnliche Effekte hervorrufen wie großflächige Setzungserscheinungen. Aussagen zur Repräsentanz von Grundwassermeßstellen auf Kippenarealen finden sich im Zusammenhang mit der diffizilen Struktur von Tagebaukippen bei HEIMBOLD *et al.* (1968).

Eng mit der hydraulischen Entwicklung von Tagebaukippen verknüpft ist die chemische Beschaffenheitsentwicklung des Grundwassers. Dabei steht in Tagebaukippen als primärer Prozeß die Freisetzung und der Transport von Sulfat, Eisen und Protonen durch die Oxidation geogener Eisensulfide im Vordergrund.

Über die Auswirkungen des Tagebaubetriebes auf die Beschaffenheitsveränderung von Grundwässern im Mitteldeutschen Braunkohlenrevier sind bisher keine detaillierten Forschungsergebnisse veröffentlicht. Lediglich im Zusammenhang mit der Kippen-entwässerung wird von mehreren Autoren die Brunnenverockerung diskutiert, die schon ab Fe^{2+} -Konzentrationen von 1 mg/l relevant ist und insbesondere in Kippen wirksam wird (GABRIEL [1977]). Als maximale Stoffkonzentration in Kippengrundwässern, die nach dem Wasserwiederanstieg beobachtet wurden, nennt IBRAHIM (1987) 600 mg/l Gesamteisen, $5000\text{ mg/l SO}_4^{2-}$ und pH-Werte von 2.

1975 veröffentlichen SCHUMANN & WINKLER eine Studie zur Wasserqualität in 175 Tagebaugewässern. 35% der Restlöcher wiesen pH-Werte im Bereich von 2-3 auf. Die Autoren beschrieben damit die ökologische Brisanz der Sulfidverwitterung bei intensiver Braunkohlegewinnung im Tagebau.

Umfassende Untersuchungen, allerdings nicht an Kippensedimenten des Weißelsterbeckens, zur Sulfidverwitterung, den bedingenden Faktoren, Auswirkungen auf das Grundwasser sowie die modellmäßige Erfassung von Prozessen wurden beispielsweise von SULLIVAN *et al.* (1986, 1987), KÖLLING (1990), PREIN (1993), WISOTZKY (1994, 1996¹ und ²), WISOTZKY & OBERMANN (1995), VAN BERK & WISOTZKY (1995) und WERNER (1998) veröffentlicht.

WISOTZKY (1994) erläutert die Verteilung und den Einfluß von Sulfidverwitterungsprodukten auf die chemische Beschaffenheit von Kippengrundwässern im Niederrheinischen Revier. Er beschreibt auch einen Zusammenhang mit der Tagebau-Gewinnungstechnologie. Diese unterscheidet sich grundlegend von der Abbautechnologie im Weißelsterbecken. Durch ausgeprägte endogene Strukturen in Kippen des Weißelsterbeckens, die offensichtlich eine spezielle Hydrodynamik verursachen, ist zu erwarten, daß auch Qualitätsdifferenzen bei Kippengrundwässern auftreten. Der mögliche strukturelle Einfluß auf die Grundwasserchemie wurde bisher nicht beschrieben.

Ein generelles Problem bei der Betrachtung von anthropogen beeinflussten, geologisch jungen und ausgesprochen heterogenen Schüttungen ist, daß es anhand von empirischen Erhebungen nahezu unmöglich ist, alle abhängig verknüpften Prozesse und deren bestimmende Faktoren am Untersuchungsobjekt nachzuweisen.

Gemessene Daten stehen oft im Widerspruch zu Feldbeobachtungen, die immer die Integration mehrerer Prozesse widerspiegeln. Bei Klärungsbedarf stehen aufgrund der Menge an relevanten Prozessen eine entsprechende Anzahl von Erklärungsvarianten zur Verfügung, was sich in der Literatur teilweise reflektiert.

Unter diesen Bedingungen ist die Entwicklung eines numerischen Modells notwendig, in dem bekannte Prozesse berücksichtigt werden und eine Prozesserweiterung jederzeit durchführbar ist. Grundlage des numerischen Modells könnte ein entsprechend komplexes konzeptionelles Modell sein (DOHRMANN *et al.* [1997]). Die Strukturierung des **konzeptionellen Modells** zeigt Abb. 3-8.

Der Grundgedanke des Modells basiert darauf, daß auf der einen Seite verschiedene Prozesse teilweise nur in der Verbindung zueinander verstanden werden können und auf der anderen Seite an habituelle Strukturen gebunden sind.

Geogene Faktoren werden im strengen Zusammenhang mit anthropogenen Faktoren betrachtet. Dies hat den entscheidenden Vorteil, daß die Ortsspezifität des Reviers berücksichtigt werden kann, wodurch die Übertragbarkeit auf andere Systeme erhöht wird. Bis zur numerischen Umsetzung eines solchen Modells besteht allerdings immenser Forschungsbedarf.

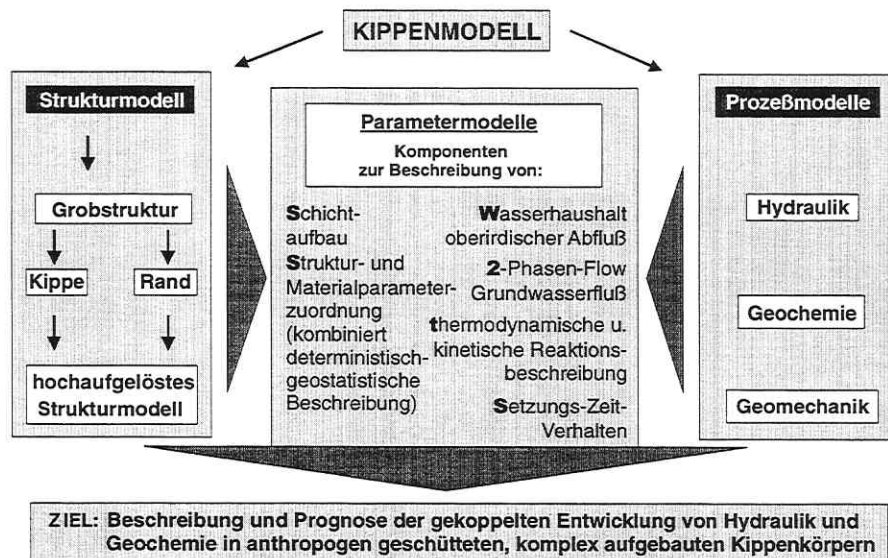


Abbildung 3-8: Konzeptionelles Modell zur Prognose und Beschreibung von Tagebaukippen nach DOHRMANN *et al.* (1997)

4 Untersuchungen zum Aufsättigungsverhalten von bindigen Mischbodenkippen

4.1 Zielsetzung

Nach der Aufgabe des Tagebaues führt die Einstellung der Wasserhaltung zur Wiederauffüllung des bergbaulich bedingten Grundwasserabsenkungstrichters. Dies hat zur Folge, daß sich entwässerte Grundwasserleiter füllen und in massendefizitbedingten Restlöchern Seen entstehen. Aus geotechnischen Gründen wird vom Bergbaubetreiber die Flutung der Restseen, im Einzelfall durch gezielte Fremdwasserzuleitung, forciert. In den meisten Fällen, soweit nicht durch spezielle Technologien verhindert, wird der Restsee von einer Kippe flankiert.

Bisherige Untersuchungen (Abschn. 3.4) verdeutlichen eine grundsätzliche Problematik bei dem Versuch Wiederauffüllprozesse in Kippenkörpern zu beschreiben und rechnerisch zu erfassen. Da in bisherigen Untersuchungen lediglich einzelne hydraulisch wirksame Größen, wie die GWN, Durchlässigkeitsbeiwerte, betrachtet wurden und diese teilweise im Widerspruch zur Wasserbilanz standen, konnte bisher nicht eindeutig herausgearbeitet werden, welche Faktoren den Wasserwiederanstiegsprozeß in bindigen Mischbodenkippen bedingen. Diese Tatsache begründet sich auch in der bisher fehlenden Rechenkapazität für hinreichend genaue Sensitivitätsanalysen zur Ermittlung von Effektivparametern.

Beispielsweise zeigen empirische Erhebungen, daß aufgrund von relativ bindigen Kippenabdeckungen und erhöhter Verdunstung durch geringe Lagerungsdichten (Verdunstungsversuche von MATSCHAK & WALDE [1970]) eine eher niedrige Rate der GWN von 10-20% des jährlichen Niederschlags meßbar ist. Im Gegensatz dazu sind auf allen Kippenarealen stark steigende Pegelstände zu beobachten. Um den Widerspruch der Wassermengenbilanz zu lösen, wurden teils laterale GW-Ströme oder deutlich höhere Grundwasserneubildungsraten angenommen. Ein System von bevorzugten Sickerbahnen und hängenden Grundwasserzonen im Kippengestein wurden relativ früh erkannt und beschrieben.

Im Widerspruch dazu standen Erkenntnisse, die durch Pumpversuche oder an Entwässerungsanlagen auf Kippen gewonnen wurden. Es fehlte meist ein ausgeprägtes Speichervolumen des Kippenkörpers, und die Pegelstände stiegen nach dem Abpumpen teilweise sehr langsam an. Dieser Umstand erklärt sich nicht durch ausgeprägte laterale Zuströme, hängende geschlossene Wasserkörper und bevorzugte Sickerbahnen.

Es soll nun am Beispiel untersucht werden, wie sich der Wasserwiederanstieg einer bindigen Mischkippe nach ihrer Schüttung vollzieht. Zur Klärung der vorherrschenden hydrogeologischen Verhältnisse, in der als Beispiel gewählten Tagebaukippe Cospuden/Zwenkau, wurden die Aufnahme von Grundwasserpegeldaten sowie bodenphysikalische Untersuchungen einer Modellanalyse vorangestellt. Bereits in Voruntersuchungen zeigte sich, daß die Kippe Cospuden/Zwenkau ein kompliziertes hydro-

geologischen System darstellt, das von der klassischen hydrogeologischen Beschreibung für Porengrundwasserleiter abweicht.

Das Untersuchungsziel wird durch folgende Fragen präzisiert:

- Welche strukturellen Regelmäßigkeiten ergeben sich beim Aufbau einer Braunkohlentagebaukippe ?
- Kann eine Modellvorstellung erarbeitet werden, die beschreibt, wie sich Kippen im Untersuchungsgebiet orts- und zeitdiskret hydraulisch regenerieren?
- Welche Rolle spielt die bindige Beschaffenheit der abgelagerten Materialien bei der hydraulischen Regeneration?
- Wie wirkt sich die Grundwasserneubildung auf den Wasserfüllprozess des Kippenkörpers aus?
- Wo und unter welchen Bedingungen sind Wechselwirkungen zwischen Kippenwässern und Grundwasserleitern bzw. Restseen zu erwarten?

Die Untersuchungen dienen als Grundlage zur Erkennung und Bewertung hydro-geochemischer Prozesse, da diese eng an hydraulische Prozesse gekoppelt sind.

4.2 Voruntersuchungen und Feldbeobachtungen

Zur Zeit des Flutungsbeginns des Tagebaurestsees wurde die Fließrichtung in den GWLn oberhalb der Restseesohle durch einen stark in den Restsee gerichteten Gradienten (GWL-

Quartär $\Delta h/\Delta l \approx 0,01$; GWL-Tertiär $\Delta h/\Delta l \approx 0,05$) bestimmt. Messungen des pH-Wertes in den Teilseen zeigten im südlichen Teil der Hohlform deutlich saure Werte (um 3), die nördlichen Lachen wiesen neutrale Werte auf (Abb. 4-1, Datenerfassung: R. TRETIN, H.R. GLÄSER).

Während im Norden hauptsächlich quartäre GWL neutrale Wässer in den Restsee entwässerten, ist der potentielle Einfluß saurer Wässer im Süden (Kippe) und im Südwesten deutlich (belüftete tertiäre GWL).

Nach den ersten Feldbegehungen und -untersuchungen zeigte sich, daß sich die Kippe hinsichtlich der Wasseraustritte anders verhält als die angeschnittenen und entwässernden Grundwasserleiter. Während die tertiären und quartären Grundwasserleiter über Quellbänder flächig entwässerten, wurden an der Kippenböschung in unregelmäßigen Abständen nur wenige GW-Austrittsstellen (Einzelquellen) beobachtet. Die Schüttung der Quellen erfolgte periodisch und differierte stark. Sie

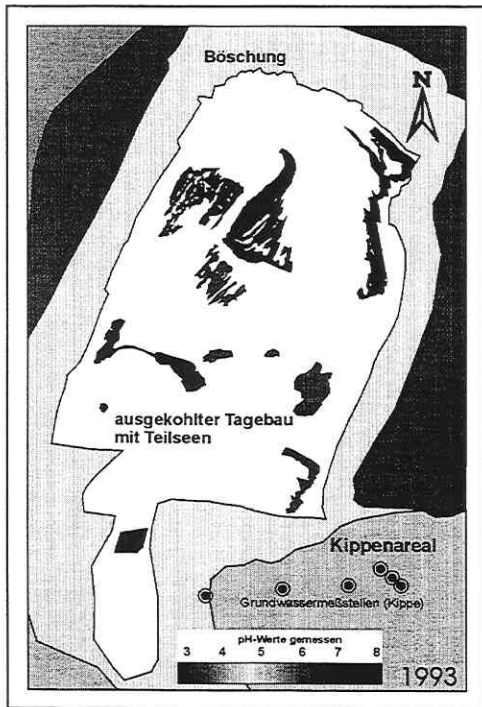


Abbildung 4-1: pH-Werte der Teilseen im Tagebau Cospuden zu Flutungsbeginn

Grafik: T. WIESER

erfolgte offensichtlich in Abhängigkeit des örtlichen Niederschlags und reichte bis zum Trockenfallen. Eine hohe Schwankungsziffer ($Q_{\max}/Q_{\min}$) der Quellen deutet auf ein wenig ausgeprägtes Speichervolumen im Kippenkörper hin.

Die gemessene hydraulische Druckhöhe, etwa 100 m südlich der Uferlinie bei der Kippenquelle (KiQ) 3 (Abb. 4-2), belief sich am 20.03.1995 auf +98,21 m NN während der Seewasserspiegel einen Tag später mit +76,54 m ü.NN eingemessen wurde. Etwa 150 m südöstlich der KiQ 1 betrug der Grundwasserstand am 20.01.1995 +92,99 m ü.NN, der Seewasserspiegel lag zu dieser Zeit bei etwa 75,75 m ü.NN. Der hydraulische Gradient ist demnach, wie der Gradient der nördlichen und westlichen GWL der Seeperipherie, deutlich in

den Restsee gerichtet. Trotz des großen Gradienten sind an der Kippenböschung nur wenige punktuelle Grundwasseraustritte zu beobachten.

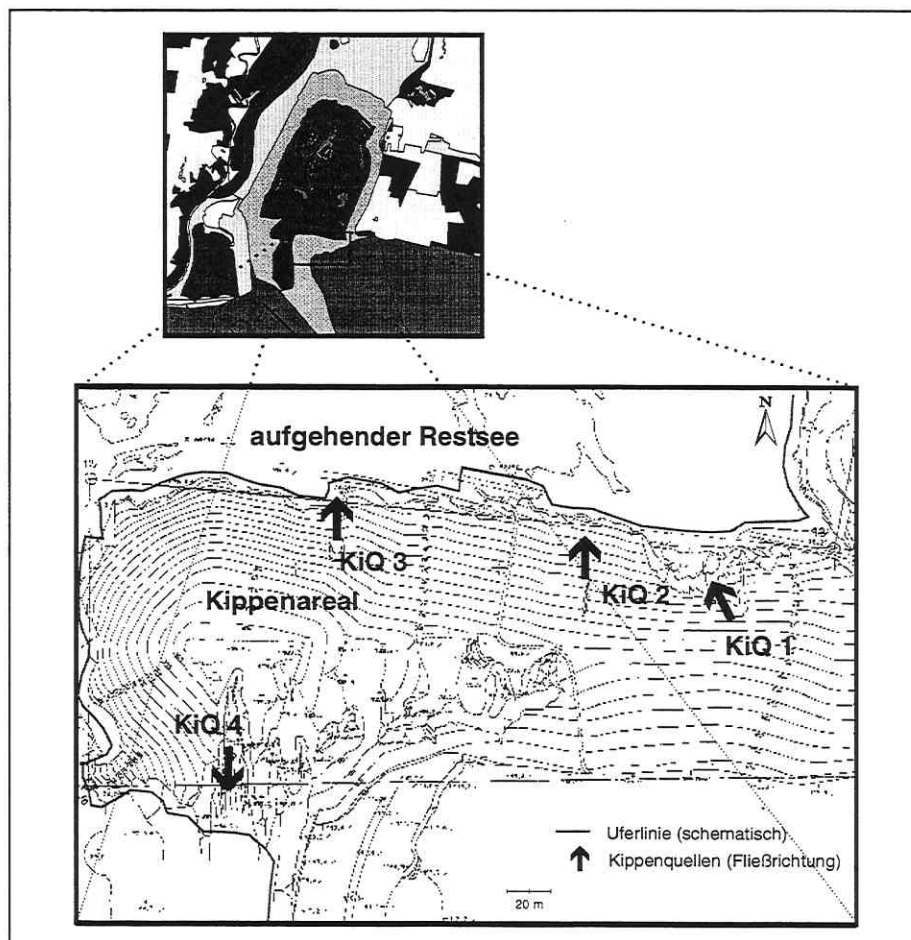


Abbildung 4-2: Kippenquellen zum Restsee Cospuden (Beginn der Seeflutung, 1993); Kartengrundlage: MIBRAG (1994), TGB Cospuden, Luftbildauswertung

Wie in Abb. 4-2 deutlich wird, treten 3 der 4 Kippen-Quellen im Böschungsbereich von +88 m bis +94 m ü. NN aus. Der Kippenfuß befindet sich in dem Areal etwa bei +60 m ü. NN, wobei die ASK im Mittel etwa 30 m mächtig ist. Das Seebodenniveau entspricht rund +75 m ü. NN. Die Anordnung und Quellstärke der Kippenwasseraustritte im Zusammenhang mit dem großen hydraulischen Gradienten deuten bereits kompliziertere hydrogeologische Strukturen des Kippenkörpers im Gegensatz zu Grundwasserleitern im Untersuchungsgebiet an.

Die Feldbeobachtungen verdeutlichen bereits, daß Kippen nicht ohne weiteres die Voraussetzung, hinsichtlich ihrer hydrodynamischen und hydrogeochemischen Eigenschaften in Modellbetrachtungen erfüllen wie homogen geschichtete Grundwasserleiter und daß hinsichtlich des Einflusses endogener Kippenstrukturen Untersuchungsbedarf besteht.

4.3 Kippenbohrungen

Zur Installation von Grundwassermeßstellen wurden insgesamt 8 Kippenbohrungen abgeteuft (Abb. 4-3), sechs davon im Untersuchungsgebiet südlich des Restsees Cospuden sowie zwei auf der etwa 30 Jahre alten Flurkippe Espenhain. Zur Darstellung der Variabilität geologischer und hydrologischer Eigenschaften des Kippenmaterials eignen sich die Espenhainer Bohrungen besonders, da diese in einem geringen Abstand von 5 m abgeteuft wurden.



Abbildung 4-3: Standorte der Kippenbohrungen 1 bis 8, schematisch; Kartengrundlage: MIBRAG (1992)

Die Entscheidung für das Bohrverfahren wurde bestimmt durch die Notwendigkeit der teufenorientierten, möglichst unbeeinflussten Probenahme.

Geböhrt wurde mit einer Kombination aus Dreh- und Schlagbohrverfahren (Erläuterungen in: REUTER, F.; KLENGEL, K. & J. PAŠEK [1979]; S. 221ff). In trockenen, erdfeuchten und bindigen Schichten kam zur teufenorientierten Probenahme das Trockendrehbohrverfahren mit Schneckenbohrer zur Anwendung. In feuchten, nassen und nichtbindigen Lagen wurde das Seilschlagbohren mit Ventilbohrer angewendet. Der Nachteil des Ventilbohrverfahrens besteht darin, daß es nur unter hydrostatischem Druckausgleich im Bohrloch, durch Fremdwasserzugabe, angewendet werden kann. Damit ist die Probe aus der entsprechenden

Schicht durch das Fremdwasser beeinflusst und verfahrensbedingt sehr gestört. Der Einfluß des Fremdwassers auf folgende Proben bleibt sehr klein, wenn die nichtbindige nasse Schicht durchteuft ist und bindiges Bohrgut mit dem nächsten Schneckenbohrgang pfropfenartig gezogenen und so das überstehende Rohr(Fremd-)wasser entfernt wird.

Entsprechend dem beschriebenen montantechnisch bedingten Kippenaufbau (Abschn. 3.3) sind die erwarteten Inhomogenitäten besonders im Bereich der Absetzerkippe sehr stark ausgeprägt.

In Abb. 4-4 sind die Bohrprofile zweier Bohrungen auf der TGB-Kippe Espenhain dargestellt. Neben den starken Inhomogenitäten des Bohrmaterials sind gut voneinander getrennte

gesättigte Horizonte beobachtet worden. Hier handelt es sich offensichtlich um perkolierende Fronten neugebildeten Grundwassers. Beim Abteufen weiterer Bohrungen unmittelbar im Untersuchungsgebiet wurde auch in tieferen Schichten (bis 45m unter GOK) beobachtet, daß große Teile der Kippe Zwenkau-Cospuden sehr differenzierte Feuchteverhältnisse aufwiesen. Breiig nasse Schichten (wasser-gesättigt) wechselten sowohl im Bereich der FBK als auch der ASK mit trockenen und erdfeuchten Schichten unterschiedlicher Mächtigkeit.

Durch die Bohrungen auf der Kippe in Espenhain konnte gezeigt werden, daß diese Differenzierung noch nach mehr als 30 Jahren Kippenstandzeit in der Absetzerkippe und im oberen Bereich der FBK vorhanden sein kann. Entsprechend der angeschnittenen nassen Schichten stellt sich beim Bohren ein Rohrwasserspiegel ein, der im Verlauf der Bohrung unterschiedliche Niveaus annehmen kann. So mußte die anvisierte Ausbautiefe der Kippenbohrung 4 (Abb. 4-3) von 55 m unter GOK aufgegeben

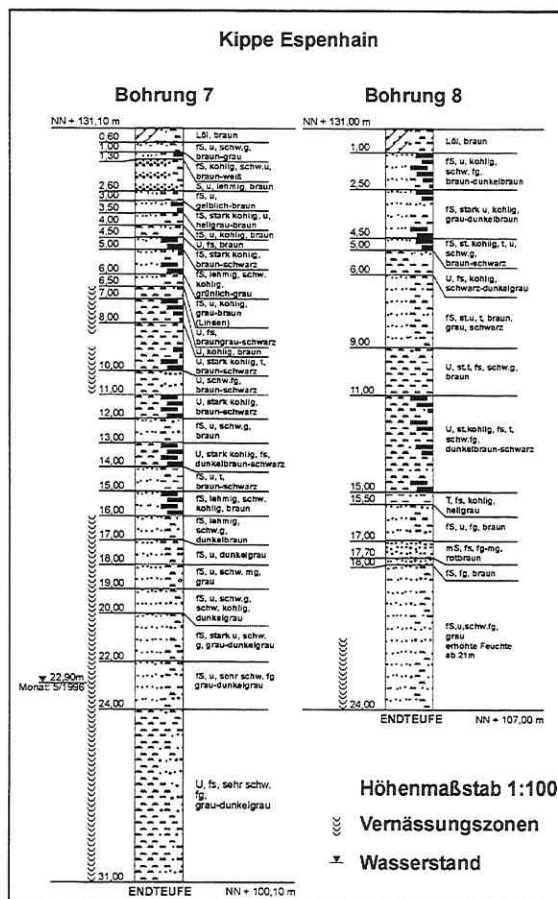


Abbildung 4-4: Bohrprofile 5 m entfernter Kippenbohrungen

anvisierte Ausbautiefe der Kippenbohrung 4 (Abb. 4-3) von 55 m unter GOK aufgegeben

werden, da die Einstellung eines Rohrwasserspiegels in dieser Tiefe ausblieb. Die Bohrung wurde bis auf 19 m unter GOK verfüllt und die Filterstrecke auf 15-17 m unter GOK ausgebaut. In dieser Teufe wurde während der Bohrung eine stark durchfeuchtete Schicht erbohrt.

Nach dem Ausbau der Grundwassermeßstellen erfolgte die Erfassung der Entwicklung der Pegelstände. Es zeigte sich, daß insbesondere bei den tiefen Bohrungen in der FBK die Pegelstände in den ersten Wochen um Dekameter (Kippenbohrung 1) anstiegen und erst nach Wochen bis Monaten ein stabiler Grundwasserstand eingestellt ist. Die Einstellung der Pegelstände in Kippen ist insbesondere kurz nach Bohrende stark schwankend und in einzelnen Bohrungen unterschiedlich.

4.4 Bodenphysikalische Untersuchungen

Als Voraussetzung zur Abschätzung und Beurteilung der Grundwasserdynamik im Kippensystem des Untersuchungsgebietes sind im Feld und im Labor verschiedene hydraulisch wirksame Parameter bestimmt worden. Die ermittelten Kennwerte dienten als Basis für eine konzeptionelle und numerische Modellierung.

Bei der Ermittlung der Infiltration in Kippen nach deren Schüttung sind die Anfangswassergehalte von entscheidender Bedeutung. Zur Ermittlung der Ausgangsfeuchte im Kippenkörper sind Wassergehaltsbestimmungen an 6 frischen, durch die Förderbrücke verstärzten Sedimentproben, vorgenommen worden. Die Feuchtebestimmung erfolgte gravimetrisch nach HARTGE & HORN (1992).

Im Ergebnis der Untersuchungen liegen die Anfangswassergehalte des (bergmännisch) „baggerfähigen“ Materials bei 23,4 bis 24,2 Gew-%, bezogen auf trockenen Boden (Abb. 4-

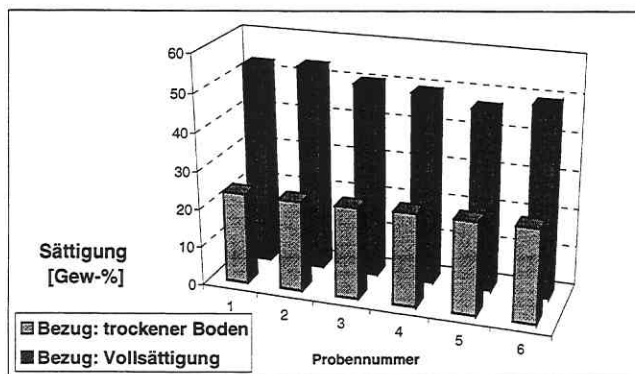


Abbildung 4-5: Ausgangswassergehalte der FBK

5). In der Relation zur Vollsättigung werden 46,8 - 53,4 % erreicht. Es ist daher von etwa 50 % Sättigung des Kippenmaterials unmittelbar nach der Schüttung auszugehen. Je nach Disposition und Zeit des Offenliegens sind diese Werte veränderlich.

An der im Untersuchungsgebiet niedergebrachten Kippenbohrung 1 (Abb. 4-3) sind in 5 m-Abständen 11 ungestörte, 1 m lange

Bohrkerne, sogenannte Liner, gewonnen worden. Der Übergang von der ASK zur FBK wurde in der Bohrung bei etwa 17 m Teufe ermittelt.

Die Bohrkern wurden im tiefgefrorenen Zustand in einzelne Zylinder zerlegt, so daß sie in weiteren Untersuchungsschritten wie Stechzylinder behandelt werden konnten. Im Labor erfolgte anschließend die gravimetrische Bestimmung der aktuellen Wassergehalte (W_{akt}) und die Bestimmung der Wasserkapazität (W_{max}) nach FIEDLER (1964). Die Bestimmung der Gesamtporosität (ϵ) und der Porenraumverteilung nach WOODRUFF & RICHARDS erfaßte weite Grobporen ($wGP = >50 \mu m$), enge Grobporen ($eGP = 50 - 10 \mu m$) und weite Mittelporen ($wMP = 10 - 3 \mu m$). Die Lagerungsdichte (d_B) der Proben wurde nach HARTGE & HORN (1992) bestimmt. Die effektive Porosität (P^*) wurde über die im Labor ermittelten Durchlässigkeitsbeiwerte (k_f) bestimmt (MAROTZ [1968]).

Im Bereich der Bohrung 1 lag das Kippenalter der FBK zur Zeit der Untersuchungen etwa bei 14 Jahren und das Alter der ASK etwa bei 7 Jahren. Die aktuellen Wassergehalte der ungestörten Bohrproben schwanken zwischen 9,7 und 51,9 Gew.-%, bezogen auf trockenen Boden. Die größten Schwankungen treten in der ASK bis 15 m Tiefe auf.

Die aktuelle Sättigung (s) des Kippenmaterials wurde als Quotient aus dem im Labor bestimmten aktuellen Wassergehalt und der maximalen Wasserkapazität errechnet (Gl. 4-1).

$$s = \frac{W_{akt}}{W_{max}}$$

Gleichung 4-1

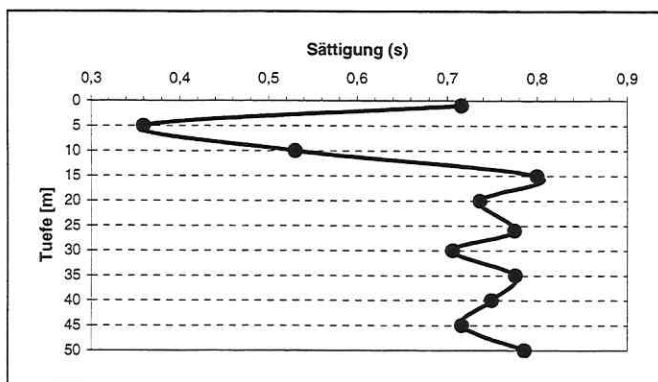


Abbildung 4-6: Sättigungen s von Kippenedimenten der Kippenbohrung 1, Probenabstand 5 m, ASK bis 17 m Tiefe

Abb. 4-6 zeigt, daß das schluffig - feinsandige Material der FBK in der bisherigen Liegezeit lediglich zu etwa 75 % gesättigt ist. Die höchste Sättigung von 80,8 % wird am Fuß der ASK in 15 m Tiefe erreicht. In diesem Bereich sind die Rippentäler durch schüttungsbedingtes Abrollen bindiger Konkretionen sowie durch fluviatil erodiertes Feinmaterial und Verkrustungen flächig kolmatiert, was zur An-

sammlung von Niederschlagswasser führt. Bei der Absetzerschüttung werden diese Bereiche überkippt, wodurch möglicherweise die Ausbildung „hängender“ Wasserkörper möglich wird.

Die Gesamtporosität (ϵ), auch bezeichnet als Porenvolumen ($V_{\text{Porenraum}}/V_{\text{ges}}$), beträgt für die ASK durchschnittlich 0,49 und für die FBK 0,44. Zur besseren Übersicht sind die ermittelten Werte mit Schwankungsbereichen in Tab. 4-1 dargestellt.

Anhand der im Labor ermittelten Porenraumverteilung ist ein Vergleich mit den über die k_f -Werte ermittelten effektiven Porositäten möglich. Dabei wird deutlich, daß bei der Addition der ermittelten Porenanteile bis $3\mu\text{m}$ die Porositäten deutlich über den errechneten effektiven Porositäten liegen. Die Summe der Grobporenanteile ($>50 - 10\mu\text{m}$) läßt sich anhand der Untersuchungen größenordnungsmäßig mit den berechneten effektiven Porositäten vergleichen. Bei den untersuchten Sedimenten wird die hydraulische Leitfähigkeit hauptsächlich durch die weiten und engen Grobporen bestimmt.

Tabelle 4-1: Porositäten (ϵ) ermittelt für die ASK und FBK anhand ungestörter Bodenproben (n je Tiefe = 3)

	Tiefe[m]	ϵ (MW)	ϵ (Min)	ϵ (Max)	Σ GP	Σ GP, wMP	P* aus k_f
ASK	0-1	0,50	0,49	0,51	0,16	0,19	
	5-6	0,39	0,36	0,40	0,25	0,27	0,21
	10-11	0,51	0,50	0,52	0,18	0,22	0,18
	15-16	0,55	0,54	0,55	0,13	0,13	0,15
FBK	20-21	0,44	0,43	0,45	0,15	0,27	0,18
	26-27	0,50	0,48	0,52	0,15	0,22	0,15
	30-31	0,37	0,35	0,39	0,12	0,16	
	35-36	0,46	0,45	0,47	0,13	0,21	
	40-41	0,44	0,44	0,44	0,15	0,22	
	45-46	0,45	0,44	0,46	0,13	0,22	0,15
	50-51	0,45	0,43	0,49	0,18	0,24	0,16

Die Bestimmung der Durchlässigkeitsbeiwerte (k_f) erfolgte im Labor an ungestörten Bohrproben der Kippenbohrungen 1, 3, 4 und 5. Der im Abschn. 5.2.2.2 beschriebene Versuchsaufbau eignet sich zur Bestimmung des k_f -Wertes gemäß Gleichung 4-2 (Darcy-Gesetz).

$$k_f[m/s] = \frac{Q \cdot l}{F \cdot h} \quad \text{Gleichung 4-2}$$

Im Laborversuch ist, gemäß Gleichung 4-2, die senkrecht zur Strömungsrichtung stehende Fläche F [m^2] bestimmt durch den Linerquerschnitt, die Fließlänge l [m] durch die Linerlänge und die Druckhöhe h [m] durch den Höhenunterschied des Wasserspiegels im Vorratsbehälter und des Linerauslaufes. Die durch den Liner geflossene Wassermenge Q [m^3/s] wurde in verdunstungsgeschützten Behältern ermittelt. Die Parameter wurden mehrmals unabhängig über gestaffelte Zeiträume (1 - 3 Wochen) und unter verschiedenen Druckhöhen ermittelt.

Die in Abb. 4-7 graphisch dargestellten k_f -Werte sind für die jeweilige Teufe ermittelten Mittelwerte unterschiedlicher Bohrungen. Die untersuchten Proben lieferten für die ASK

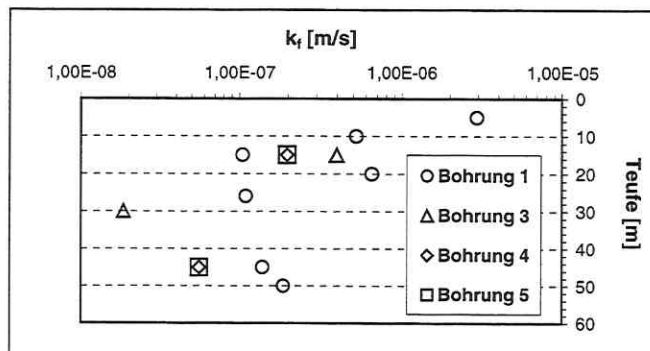


Abbildung 4-7: k_f -Werte ungestörter Bohrproben

für die FBK k_f -Werte im Bereich von $5 \cdot 10^{-9}$ bis $2,9 \cdot 10^{-6}$ m/s und für die FBK $1,8 \cdot 10^{-8}$ bis $6,5 \cdot 10^{-7}$ m/s. Die Abb. 4-7 zeigt einen leichten Trend zu geringeren k_f -Werten in der FBK und zu größeren Varianzen innerhalb der ASK.

Die in der Kippenbohrung 1 (Abb. 4-3) gewonnenen Proben wurden hinsichtlich der Korngrößenverteilungen in homogenisierten 2 m-Abständen bis

50 m Teufe untersucht. In Abb. 4-8 ist durch den steilen Verlauf der Kornverteilungskurven die starke Gleichförmigkeit der Sedimente erkennbar. Die sich daraus ergebenden geringen Ungleichförmigkeitszahlen ($U=d_{60}/d_{10}$) von 1,31 bis 4,13 machen die hohe Gleichförmigkeit der Partikel deutlich. Diese erklärt auch im Zusammenhang mit dem Schüttungsprozess die relativ hohen Gesamtporositäten der Kippensedimente.

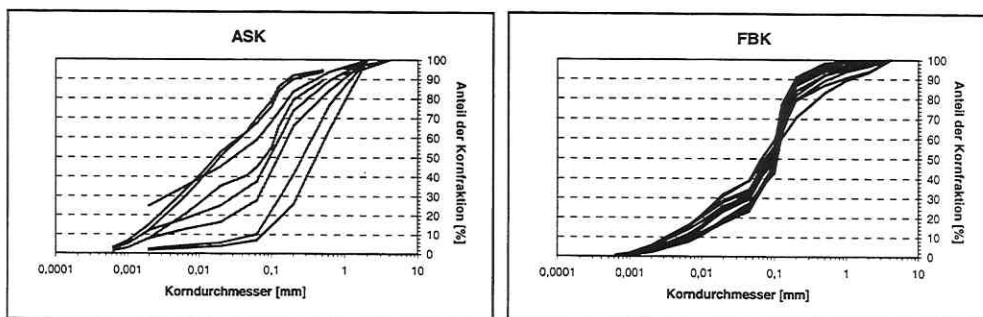


Abbildung 4-8: Kornverteilungskurven in der ASK und FBK

Der Kurvenverlauf der FBK-Sedimente in Abb. 4-8 verdeutlicht, analog der k_f -Wert-Verteilung, eine höhere Homogenität in den Sedimenten der FBK. Die Hauptgemengeanteile werden in der FBK durch die Feinsandfraktion bestimmt. In der ASK variieren mittelschluffige bis mittelsandige Hauptgemengeanteile. Die aus den Korngrößenanalysen von FBK-Sedimenten ermittelten k_f -Werte nach BEYER (1964) lagen im Bereich

von $5,82 \cdot 10^{-7}$ bis $9,01 \cdot 10^{-8}$ m/s. Diese so bestimmten Werte sind aufgrund der hohen Gleichförmigkeit der Sedimente gut mit den im Labor ermittelten Werten vergleichbar. Eine Parallele im Bereich der ASK ist wegen der größeren Inhomogenität der Materialien nicht angebracht.

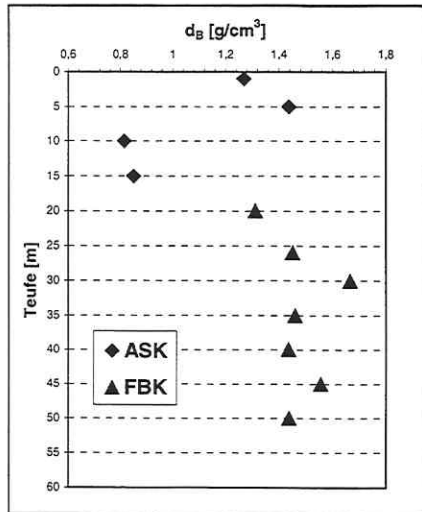


Abbildung 4-9: Lagerungsdichte von Kippensedimenten

Zur Bestimmung der Lagerungsdichte (d_B) an ungestörten Kippensedimenten wurde das Material im ofentrockenen Zustand (105°C) gewogen und auf das entsprechende Stechzylindervolumen bezogen.

In Abb. 4-9 sind die ermittelten Lagerungsdichten als Tiefenprofil im 5 m-Abstand der Kippenbohrung 1 dargestellt. Die Lagerungsdichten der Sedimente bewegen sich im Bereich um $1,45 \text{ g/cm}^3$. In dieser Größenordnung liegen die Werte leicht unter der Lagerungsdichte gut gerundeter homogener Quarzkörner. In Übereinstimmung dazu weisen die Kippensedimente höhere Porenziffern auf. Auffällig sind wiederum die hohen Schwankungsbreiten in der ASK.

4.5 Entwicklung der Wasserstände im Untersuchungsgebiet

Die Veränderung der Wasserstände vor und während des aktiven Bergbaus sowie in der Bergbaufolgelandschaft standen und stehen im Mittelpunkt der montanen Wasserhaltung. In diesem Zusammenhang besteht

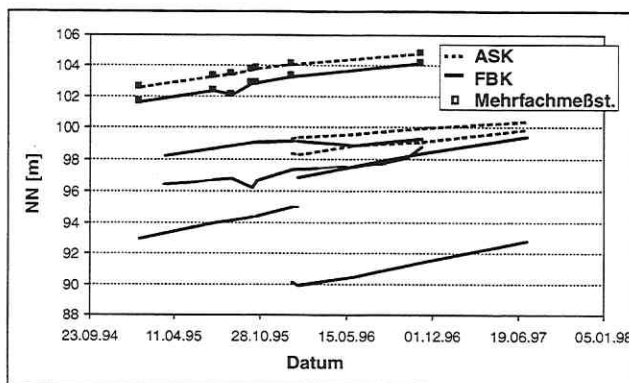


Abbildung 4-10: Entwicklung der Wasserstände im Untersuchungsgebiet südlich des Restsees

auf Kippenflächen ein grobmaschiges Meßnetz, an dem seit Abschluß der Kippen-schüttung vom Bergbau-treibenden kontinuierliche Messungen vorgenommen werden.

Um den Fortgang der Rohrwasserstände im Kippenbereich der Bohrungen nachvollziehen zu können, wurden an zusätzlich 6

Meßstellen im begrenzten Teil des Untersuchungsgebietes (Abb. 4-12), getrennt nach ASK und FBK, über mehr als 2 Jahre Rohrwasserstände aufgezeichnet. Die Anstiege der zusätzlich untersuchten Kippenwassermeßstellen sind in Abb. 4-10 graphisch dargestellt.

Durchschnittlich liegen die Rohrwasseranstiege der FBK in diesem Bereich bei 1,8 m/a mit einer geringen Streuung von 0,2 m/a. Die Rohrwasserstände der ASK steigen um 1,4 m/a mit einer höheren Streuung von 0,8 m/a. Diese Anstiegsgeschwindigkeiten sind mit denen anderer Meßstellen, bei gleichem Kippenalter, direkt vergleichbar.

Anhand von Mehrfachmeßstellen konnte im Untersuchungsgebiet (über 5-10 Jahre) beobachtet werden, daß bei Differenzen des Rohrwasserspiegels (ASK-FBK) von etwa einem Meter die Zunahmen der Anstiegshöhen in der FBK höher waren als in der ASK (Bsp. Abb. 4-10: Mehrfachmeßstelle mit Anstiegendifferenz 0,31m).

In Abb. 4-11 ist die Entwicklung von Wasserständen in Abhängigkeit vom Kippenalter dargestellt. Während die ASK und die FBK in bis über 30-jährigen Pegelmeßstellen deutliche Differenzen aufweisen, nimmt diese Tendenz mit dem Kippenalter ab.

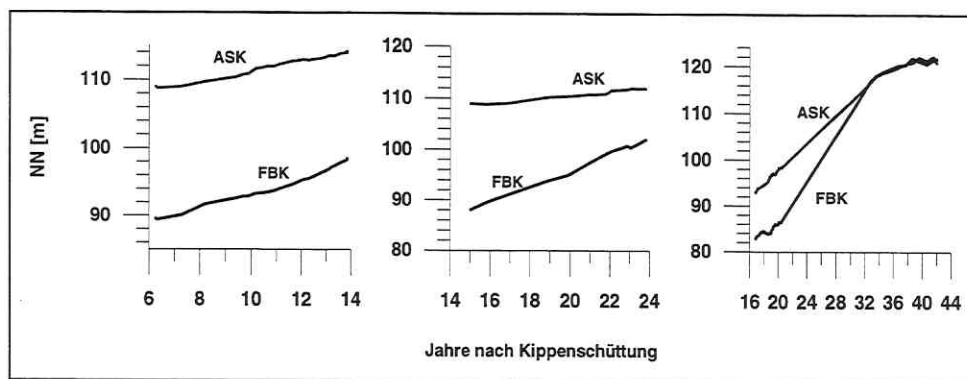


Abbildung 4-11: Pegelanstiege von Mehrfachmeßstellen in Abhängigkeit von Kippenalter und Kippenteil (ASK+FBK)

Der jährliche Pegelanstieg der FBK kann 30 % über denen der ASK liegen. Die Wasserstände der FBK steigen nach über 28 Jahren der Kippenschüttung noch um 1,4 m/a. Pegelmeßstellen, die älter als 40 Jahre sind, zeigen erstmals nach kontinuierlichem Anstieg stagnierende Druckhöhen.

4.6 Initialer Aufsättigungsprozeß in bindigen Mischbodenkippen

Die im folgendem dargestellten Ergebnisse beruhen im wesentlichen auf Erkenntnissen, die

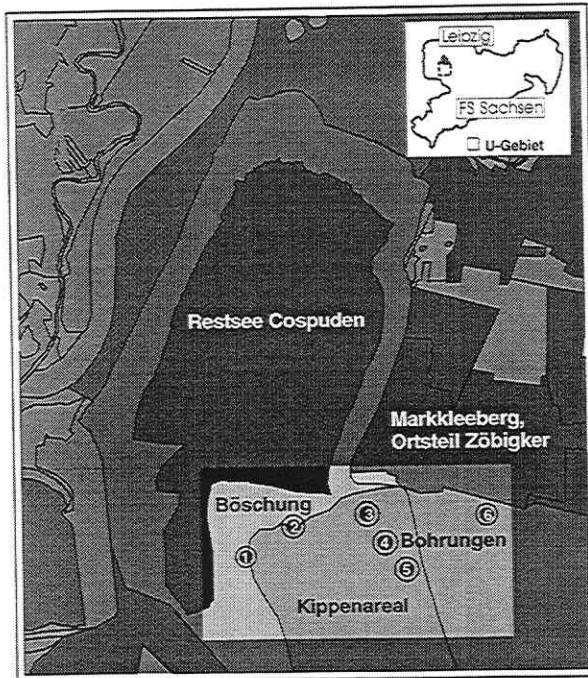


Abbildung 4-12: Untersuchungsgebiet südlich des Restsees Cospuden

teils in den vorangegangenen Kapiteln beschrieben und durch eine Summe von geologischen, bodenphysikalischen sowie hydrochemischen Beobachtungen und Messungen in einem Teil des Untersuchungsgebietes (Abb. 4-12) erlangt wurden. Die experimentellen Einzeluntersuchungen, angefertigt zur vergleichenden und möglichst umfassenden Beschreibung des Untersuchungsobjektes, sollen durch eine Modellstudie interpretiert und verallgemeinerbar werden. Die hydrodynamischen Berechnungen entsprechen Modellstudien, die mit dem Simulationsprogramm FEFLOW® von CHRISTOPH (1999) und CHRISTOPH, DOHRMANN & GLÄBER (1999) erstellt wurden.

4.6.1 Voraussetzungen und Modellgrundlagen

Wie u.a. im Abschn. 3.4 beschrieben unterscheiden sich Untersuchungen des Wasseranstieges in bindigen Mischbodenkippen teilweise erheblich voneinander. Dabei sind die Messungen von Grundwasserständen, -anstiegsgeschwindigkeiten, -neubildungen und lateralen Zuflüssen keineswegs falsch. Die Diskrepanz liegt vielmehr darin begründet, daß geeignete Modelle zur aussagefähigen Verknüpfung der Meßdaten fehlten und somit die Interpretation der modellierten Größen ausgesprochen schwer ist und gemessen an natürlich gewachsenen Abfolgen zu falschen Rückschlüssen führte.

Bisherige Modellannahmen zur Abschätzung des Gefahrenpotentials in Kippen, meist aus geotechnischen Gesichtspunkten, beschreiben Tagebaukippen als homogene oder homogen geschichtete Systeme mit einem zusammenhängenden horizontalen Übergang von der gesättigten zur ungesättigten Zone (REICHEL *et. al.* [1989]; WINKLER [1984, 1990]) und

tragen somit nicht zur Klärung der Widersprüche bei. Selbst die Einbeziehung stochastischer Kippenstrukturen und die Berücksichtigung tieferer ungesättigter Zonen im Kippenkörper (FRENZEL *et al.* (1997), GEHRKE *et al.* [1998]) bewirken keine ausreichende Aufklärung der Widersprüche.

Die bisher in dieser Arbeit beschriebenen in-situ- und Labormessungen sowie Feldbeobachtungen zeigen einerseits die beschriebenen Gegensätze, andererseits sind neue Erkenntnisse hinsichtlich der Porenwasserverteilung hinzugekommen.

Anhand von Erkenntnissen und Daten, die aus eigenen Untersuchungen gewonnen wurden, läßt sich folgende komplexe Situation im Zusammenhang mit dem Wasseranstieg für das Untersuchungsgebiet beschreiben:

- Sämtliche Meßstellen zeigen im Untersuchungsgebiet Wasserstände, die über dem sich entwickelnden Seewasserspiegel und dem NN-Niveau der FBK liegen.
- In allen Meßstellen sind ansteigende Pegelstände nachweisbar, wobei die in der FBK verfilterten Meßrohre höhere mittlere Anstiegsgeschwindigkeiten zeigen als die der ASK.
- Kippenwasseraustritte treten trotz des großen hydraulischen Gradienten zum entstehenden Restsee lediglich lokal und in einem in der NN-Höhe begrenzten Bereich auf. Dieser Bereich markiert im Untersuchungsgebiet den Übergang von der FBK zur ASK.
- Vertikale Bohrungen zeigen wechselnde Feuchteverhältnisse auch in tieferen Kippenbereichen, wobei der Wasserstand in der Bohrung nach dem Meßstellenausbau in wenigen Monaten um Dekameter ansteigen kann (Kippenbohrung 1, Abb. 4-3).
- Anhand von Laborversuchen lassen sich in tiefen Zonen der FBK ungesättigte Bereiche lokalisieren.
- In Bohrungen bis in den Bereich der Kippenbasis (Kippenbohrung 4 (Abb. 4-3) stellt sich kein Rohrwasserstand ein. Diese Bohrung wurde weitgehend verfüllt und im Bereich einer erbohrten wasserführenden Schicht, zum Beispiel in der ASK, verfiltert.
- Kolmationserscheinungen treten an der Basis der ASK (schüttungsbedingte Matrialklassierung durch abgerollte bindige Konkretionen) sowie an der Oberfläche der FBK (Verkrustung, fluviale Erosion und Ablagerung in Tallagen) auf.
- Die gemessenen hydraulischen Materialparameter der FBK sind schüttungsbedingt homogener als die der ASK. Grundsätzlich ist die Verteilung des Ausgangssubstrates in Kippen als inhomogene Mischung aufzufassen; in Abhängigkeit vom geologischen Ausgangsmaterial und der Förderbrückenbauart bieten Förderbrücken im Dezimeter- bis Meterbereich eine weitgehend homogene Mischung des Ausgangssubstrates. In beiden Kippenteilen können hydraulisch gut leitende geringmächtige Schichten eingebaut sein.
- Die Grundwasserneubildung in Kippen wird in sehr unterschiedlichen Größenordnungen angegeben. Messungen der GWN ergeben eine Rate von 50 - 200 mm/a · m² (etwa 10 - 40 % des Jahresniederschlags) (KNAPPE [1998], persönliche Mitteilung; MATSCHAK &

WALDE [1970]; WINKLER [1984, 1990]). In Modellstudien wird zum Ausgleich der Wasserbilanz mit größeren Raten gerechnet $> 200 \text{ mm/a} \cdot \text{m}^2$ (ARNOLD & SEIDEL [1983]).

Um die bestehenden Widersprüche im Untersuchungsgebiet zu klären, bedarf es einer Modellstudie, die sowohl den Auffüllprozeß (stationär, instationär), den Sättigungszustand und den inneren Aufbau der Kippe (ASK, FBK sowie hydraulisch gut leitende Schichten in beiden Kippenteilen) berücksichtigt.

In einer von CHRISTOPH (1999) und CHRISTOPH, DOHRMANN & GLÄBER (1999) entworfenen Modellstudie wird versucht, die vorliegenden und aufgeführten Erkenntnisse unter einer übergeordneten Perspektive zu analysieren, zu interpretieren und zu verallgemeinern. Im folgenden wird die Modellstudie in den wesentlichen Aussagen wiedergegeben.

Modellgrundlagen

Grundannahme der durchgeführten Modelluntersuchungen ist ein instationärer Auffüllprozeß einer im Initialstadium ungesättigten inhomogenen Kippe mit drainierenden Zwischenschichten. Die so vorausgesetzte Entwicklung von Tagebaukippen ist über hydrodynamische Gleichungen des ungesättigten Flusses beschreibbar.

Zur Beschreibung des Flusses der ungesättigten Zone wurde das nichtlineare Gleichungssystem der RICHARDS- (Gl. 4-3) und DARCYgleichung (Gl. 4-4) (DIERSCH [1998]), für das hydraulische Potential h , den DARCYflußvektor q und die Sättigung s , gewählt. Die gesättigte Zone ($s = 1$) tritt in diesem Gleichungssystem als Grenzfall auf und ist somit beschreibbar. Die Abhängigkeiten der relativen hydraulischen Leitfähigkeit k_r (Gl. 4-6) und der kapillaren Druckhöhe Ψ von der effektiven Sättigung s_e (Gl. 4-5) in der ungesättigten Zone sind durch das parametrisierte VAN GENUCHTEN-MUALEM-Modell (DIERSCH [1998]) beschrieben worden. Die effektive Sättigung ergibt sich aus Gl. 4-7.

$$Q_h = \left[S_0 s(\psi) + \varepsilon \frac{\partial s(\psi)}{\partial \psi} \right] \frac{\partial h}{\partial t} + \nabla \cdot q \quad \text{Gleichung 4-3}$$

$$q = -k_r(s) k_{\max} \left(\nabla h + \frac{\rho - \rho_0}{\rho} e \right) \quad \text{Gleichung 4-4}$$

h	$= z + \psi = z + p^f / \rho_0 g$ hydraulisches Potential	z	$=$ Vertikalkoordinate
ψ	$=$ kapillare Druckhöhe	p^f	$=$ Druck
g	$=$ Erdbeschleunigung	S_0	$=$ Speicherkompressibilität
ε	$=$ Porosität	Q_h	$=$ Fluß-, Quelldichte
$k_{\max}$	$=$ maximale hydraulische Lf.	k_r	$=$ relative hydraulische Lf.
ρ_0, ρ	$=$ Dichte und Bezugsdichte des Wassers	e	$=$ vertikaler Einheitsvektor

$$s_e = \frac{1}{[1 + A|\psi|^n]^m} \quad \text{für } \psi < 0; \quad s_e = 1 \quad \text{für } \psi \geq 0 \quad \text{Gleichung 4-5}$$

$$k_r = (s_e)^{1/2} \left\{ 1 - [1 - (s_e)^{1/m}]^m \right\}^2 \quad \text{Gleichung 4-6}$$

$$s_e = \frac{s - s_r}{s_s - s_r} \quad \text{Gleichung 4-7}$$

s = Sättigung s_s = maximale Sättigung s_r = residuale Sättigung
 A, n, m (mit $m = 1 - 1/n$) = empirisch ermittelte Anpaßparameter

Die Lösung des Gleichungssystems erfolgte mit dem Simulationsprogramm FEFLOW® (Version 4.7).

Unter Berücksichtigung des hydrogeologischen Aufklärungsgrades, der Sicherung der Konvergenz des nichtlinearen Gleichungssystems und der Rechenkapazität zuzuweisenden Grenzen wurde die Modellierung der Kippenaufsättigung auf grundsätzliche hydrogeologische Diskrepanzen und Fragen in speziellen Orts- und Zeitskalen begrenzt.

Folgende Situationen wurden untersucht:

- Aufsättigungsprozesse beider Kippenteile (FBK + ASK) in einem Vertikalschnitt quer zur Streichrichtung der Rippenstruktur im Bereich einer fiktiven Grundwasserscheide
- Aufsättigungsprozesse beider Kippenteile im Vertikalschnitt parallel zur Streichrichtung der Rippenstruktur von einer fiktiven Grundwasserscheide im Kippenkörper zur Hohlform des künftigen Tagebaurestsees
- Aufsättigung der Kippe unter dem Einfluß der Flutung und des gefüllten Tagebaurestsees im Vertikalschnitt parallel zur Streichrichtung der Rippenstruktur

4.6.2 Ergebnisse

4.6.2.1 Vertikalschnitt quer zur Streichrichtung der Rippenstruktur

4.6.2.1.1 Modellgeometrie, Rand- und Anfangsbedingungen

Die Superelemente des vertikal-ebenen Modells sind in Abb. 4-13 dargestellt. Die 12

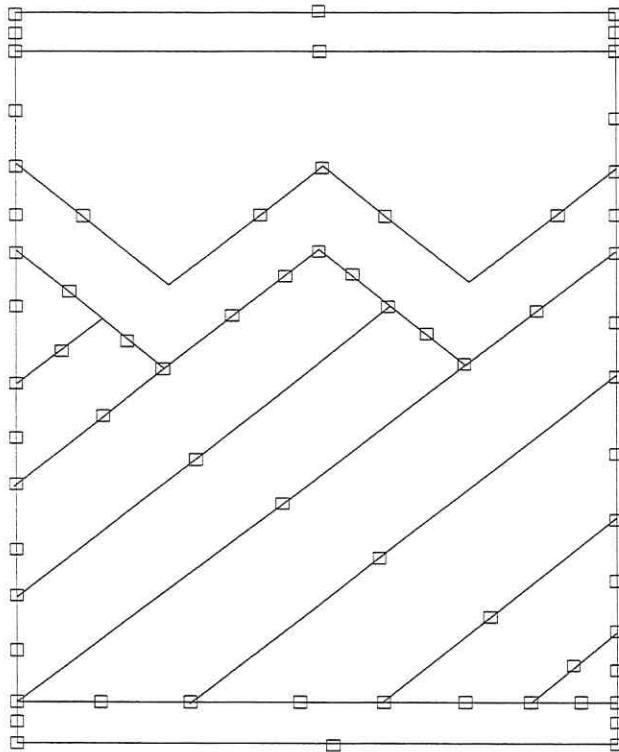


Abbildung 4-13: Superelemente des vertikal-ebenen Modells quer zur Rippenstruktur der FBK

Superelemente sind durch etwa 42000 Dreiecksflächen (finite Elemente) diskretisiert. In den homogenen Großstrukturen der FBK sind zwei in sich homogene unabhängige Drainagesysteme mit einer Mächtigkeit von etwa 0,6 m eingelassen, die aus modellmäßigen Gründen die kolmatierte Zwischenschicht im Rippentäl durchbrechen. Durch diese Drainageschichten, die nach Lage und hydraulischen Eigenschaften hypothetisch, allerdings in der Realität nachweisbar sind, soll die schüttungsbedingte Inhomogenität beider Kippenanteile erfaßt werden. Die Lage der Drainageschichten im Modell läßt sich für die FBK aus Abb. 4-14 und für die ASK aus Abb. 4-18 (linkes Bild) entnehmen.

Rand- und Anfangsbedingungen

Der Fluß durch das Liegende der Kippe wurde aus montantechnischen Gründen vernachlässigt, ebenso der Fluß quer zu der Rippenstruktur am Rand der ausgewählten zwei repräsentativen Rippen. Ein Fluß durch diesen Rand ist grundsätzlich nicht auszuschließen. Die schütntechnologische Symmetrie der Kippe weist jedoch, zumindest in größerem Maßstab,

auf eine Vernachlässigung des Flusses quer zu den Rippen hin. Die Grundwasserneubildung ist als Randbedingung 2. Art an der jeweiligen Obergrenze des modellierten Kippenabschnitts angesetzt. Die Grundwasserneubildung entspricht den in Lysimetern gemessenen empirischen Werten. Dabei wurden, mit typischen Sedimenten des Untersuchungsgebietes etwa 0,2 m/a (KNAPPE [1998], persönliche Mitteilung), in dem benachbarten Tagebau Espenhain etwa 0,1 m/a (MATSCHAK & WALDE [1970]) gemessen. Die Feuchteverteilung in der Kippe zu Beginn des Modells wurde anhand der gemessenen Schüttfeuchte (Abschn. 4.4) festgelegt.

Materialdaten

Die Eingangsmaterialdaten, die teilweise in der Modellstudie variiert wurden, sind:

$\varepsilon = 0,55$	im gesamten Modellgebiet	$k_f = 10^{-7}$ m/s	Kippenkörper ASK und FBK
$k_f = 10^{-8}$ m/s	Zwischenschicht ASK-FBK	$k_f = 10^{-5}$ m/s	Drainageschichten
$k_f = 10^{-9}$ m/s	Deckschicht ASK	$S_0 = 10^{-4}$ m ⁻¹	Speicherkompressibilität
$s_s = 1$	maximale Sättigung	$s_r = 0,05$	residuale Sättigung
$A = 1,2$ m ⁻¹	$n = 3$ Parameter (VAN GENUCHTEN-MUALEM-Modell)		

Die folgenden Abbildungen zeigen die mit der maximal gemessenen Porosität von 0,55 gerechneten Sättigungszustände. Es konnte gezeigt werden, daß selbst in dem für die Aufsättigung ungünstigen Fall einer hohen Porosität ohne Grundwasserneubildung relativ schnell ansteigende Rohrwasserspiegel erwartet werden müssen. Die gezeigten Modellstudien wurden gleichermaßen mit $\varepsilon = 0,45$ gerechnet; diese Ergebnisse werden im weiteren angeführt.

Die nicht durch Messungen belegbaren, aber in der Modellstudie verwendeten Parameter begründen sich wie folgt:

Für die Zwischenschicht (zusammenfassend für die Basis der ASK und die obere Schicht der FBK) muß der k_f -Wert aufgrund von Kolmationserscheinungen kleiner sein als in der FBK. Für Drainageschichten wurde zweckmäßigerweise ein erheblich größerer k_f -Wert als für den übrigen Kippenkörper gewählt. Die Deckschicht der ASK ist im Modell durch sandigem Lehm beschrieben.

Die Speicherkompressibilität wurde als Programmvorgabe der FEFLOW® 4.7-Version übernommen. Da für die Kippensedimente keine Materialdaten für die ungesättigte Zone vorliegen, wurden die Parameter „A“ und „n“ aus Mittelwerten ähnlicher Materialien aus der Literatur (DIERSCH [1998]) übernommen.

Aufgrund fehlender experimenteller Daten wurden die Parameter zur Beschreibung der ungesättigten Zone auf das gesamte Modellgebiet angewendet. Durch dieses Vorgehen wird in gewisser Weise Realitätsnähe aufgegeben, doch vor dem Hintergrund, prinzipielle Aussagen über den Einfluß einzelner Modellannahmen und Parameter zu treffen, ist diese Vorgehensweise gerechtfertigt. Die gewählte Residualsättigung des Modells wurde kleiner als die niedrigste gemessene Sättigung (Abschn. 4.4) angenommen.

4.6.2.1.2 Wasseranstieg in der Förderbrückenkippe

Zu Beginn der Modellierung ($t = 0$) existierten in der FBK keine gesättigten Zonen. Wie bereits erwähnt, entspricht die Anfangssättigung empirisch ermittelten Werten von $s = 0,5$. Die Grundwasserneubildung beträgt, zeitgemittelt als Randbedingung 2. Art, an der Modelloberkannte $0,2 \text{ m/a}$.

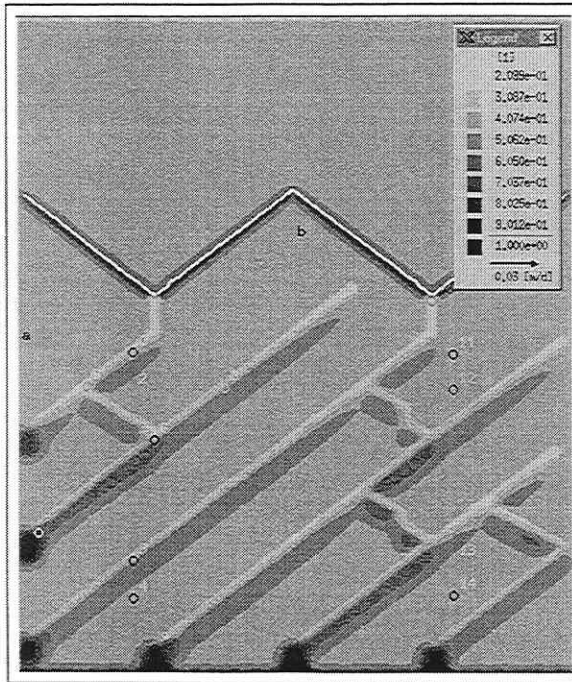


Abbildung 4-14: Berechnete Sättigungsverteilung in der FBK nach 100 Tagen

Die in diesem Zeitschnitt ($t = 0$ bis 7 Jahre) noch nicht vorhandene ASK wurde entsprechend vernachlässigt.

Die Sättigungsverteilung in der FBK ist für einen Modellzeitraum von 100 Tagen (Abb. 4-14), ein Jahr (Abb. 4-15) und 7 Jahre (Abb. 4-16) nach der Schüttung ($t = 0$) entsprechend verdeutlicht.

Im Modell zeigt sich bereits nach zehn Tagen, daß die Sättigung in den Drainagezonen im Hangendbereich ab und an der Basis zunimmt. Es findet eine relativ starke Entwässerung der bevorzugten Fließwege von oben nach unten statt.

Nach 100 Tagen (Abb. 4-14) bilden sich am Fuß der Drainagezonen bereits vollständig gesättigte Bereiche heraus.

Nach einem Jahr (Abb. 4-15) hat sich am Kippenfuß eine geringmächtige, zusammenhängende gesättigte Zone herausgebildet, wobei deren Profil offensichtlich eine Speisung über gut durchlässige Schichten in der Kippe erkennen läßt. Deutliche Sättigungsdifferenzen sind jetzt auch im übrigen Kippenkörper zu erkennen.

Nach 7 Jahren (Abb. 4-16), dem im Modell vorgesehenen Ende der offenliegenden FBK, hat sich eine relativ ausgeglichene Grundwasserschicht mit einer mittleren Mächtigkeit von etwa $8,6 \text{ m}$ (für $\epsilon = 0,45$ etwa $13,8 \text{ m}$) herausgebildet, woraus sich eine mittlere Wasseranstiegsgeschwindigkeit von $1,22 \text{ m/a}$ ($\epsilon = 0,45$ etwa $2,05 \text{ m/a}$) ergibt. Die so ermittelten Werte stimmen gut mit den gemessenen Anstiegsgeschwindigkeiten im Untersuchungsgebiet überein.

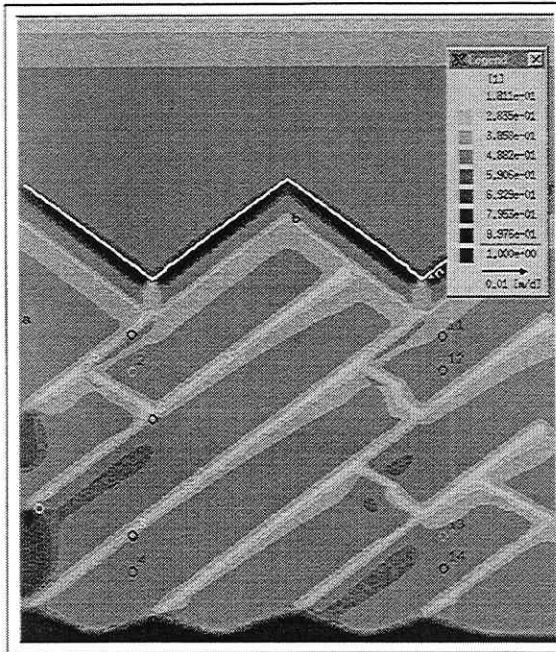


Abbildung 4-15: Berechnete Sättigungsverteilung in der FBK nach einem Jahr

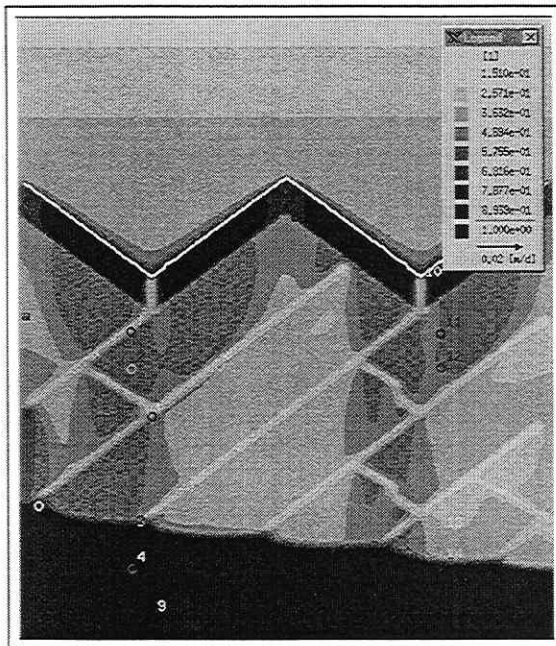


Abbildung 4-16: Berechnete Sättigungsverteilung in der FBK nach 7 Jahren

Die in der Abb. 4-16 nach rechts abfallende Grundwasseroberfläche ergibt sich aus dem relativ höheren Anteil gut leitender, entwässernder Drainageschichten in der linken Modellhälfte. Die an der Modelloberkante angesetzte flächige GWN führt zur relativen Aufsättigung der oberen Meter in der Förderbrückenkippe (Abb. 4-16).

Um den Einfluß der GWN zu testen, wurden gleichartige Modellrechnungen ohne GWN durchgeführt. Nach 7 Jahren ergeben sich geringere mittlere Wasseranstiegsgeschwindigkeiten von etwa 0,9 m/a ($\epsilon = 0,45$ etwa 1,05 m/a). Insgesamt entspricht das Ergebnis aber dem in Abb. 4-16 dargestellten. Dieses Modellergebnis relativiert den Einfluß der GWN als primäre Ursache für den initialen Wasseranstieg in Kippen des Untersuchungsgebietes.

Im Modell wird der initiale Wasseranstieg nur in geringer Höhe durch die GWN geregelt. Der Wasseranstieg erklärt sich nahezu vollständig über die dem Modell zugrundegelegte k_f -Verteilung, Anfangssättigung und Geometrie der Drainagezonen.

Um Aussagen über den Einfluß der genannten Größen auf die Sättigungsverteilung im Kippenkörper machen zu können, wurden die Parameter modifiziert und analog der bisherigen Zeitschnitte modelliert.

Die modellmäßige Betrachtung einer homogenen FBK, d.h. ohne Drainagezonen, mit einem einheitlichen k_f -Wert des Kippenkörpers von 10^{-7} m/s ergab nach 7 Jahren eine zusammenhängende Grundwasserschicht, mit $GWN = 0,2$ m/a, von etwa 2,3 m Mächtigkeit ($\varepsilon = 0,45$ etwa 3,15 m). Der gleiche Fall ohne GWN ($GWN = 0$) ergab für die zusammenhängende Grundwasserschicht praktisch die gleichen Anstiegshöhen. Mit $GWN = 0,2$ m/a ist allerdings im Laufe der Zeit mit einer Aufsättigung der Kippe von oben nach unten zu rechnen, wobei in dem betrachteten Zeitraum von 7 Jahren die Grundwasserschicht an der Kippenbasis nicht beeinflusst wird. Die mit einer homogenen k_f -Verteilung errechneten mittleren Grundwasseranstiegsgeschwindigkeiten von rund 0,33 m/a ($\varepsilon = 0,45$ etwa 0,43 m/a) sind im Vergleich zu den in situ gemessenen Werten zu gering.

Wird im Modell die Anfangssättigung variiert, ergeben sich nach Gl. 4-6 für den k_f -Wert andere Anfangswerte, wodurch die vertikale Fließgeschwindigkeit beeinflusst wird. Höhere Anfangssättigungen führen zur schnelleren, niedrigere Werte zur langsameren Ausbildung einer zusammenhängenden Grundwasserschicht an der Kippenbasis.

Eine sehr interessante Sättigungsverteilung ergibt sich aus der Modellvariation, in der mit einem k_f -Wert des Kippenkörpers von 10^{-9} m/s gerechnet wurde. Es zeigt sich (Abb. 4-17),

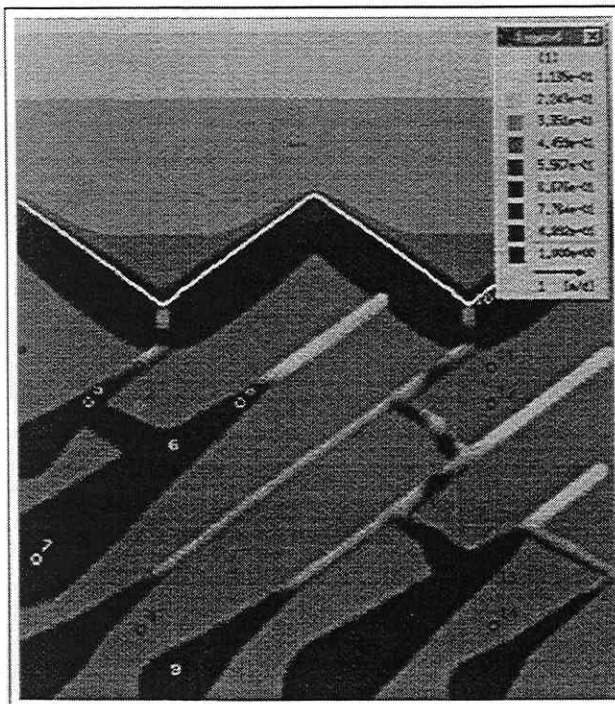


Abbildung 4-17: Sättigungsverteilung der FBK nach 7 Jahren (Kippenmatrix: $k_f = 10^{-9}$ m/s)

daß im untersuchten Zeitraum von 7 Jahren keine zusammenhängende Wasserschicht an der Kippenbasis gebildet wird. Das Sättigungsmuster entspricht vielmehr der Strukturierung hydraulisch gut leitender Schichten, die ihrer Drainagefunktion (je kleiner der k_f -Wert der Kippenmatrix gewählt wird) in zunehmendem Maße gerecht werden. Bei entsprechend kleinem k_f -Wert der Kippenmatrix ähnelt das hydraulische Verhalten der Kippe einem aus dem Festgestein bekannten Kluftgrundwasserleiter.

Aus diesem Modell ergibt sich z.B., daß es durchaus realistisch ist, wenn im

Kippenkörper nach etwa 8-jähriger Liegezeit der FBK eine Bohrung (KB 4, Abb. 4-3) bis in den Bereich der Kippenbasis abgeteuft wird, in der sich kein Rohrwasserspiegel einstellt. In verschiedenen Bohrungen (z.B. KB 1 und 2) konnten in tieferen Bereichen der FBK wechselnde Sättigungszustände, bis hin zu wasserführenden Schichten, beobachtet werden. Da die Drainageschichten nicht in jedem Fall hydraulisch kommunizieren, können sich, je nach Lage des Filterbereiches, in verschiedenen Grundwassermeßstellen durchaus verschiedene Druckpotentiale abbilden.

4.6.2.1.3 Wasseranstieg in der Absetzerkippe

Im Modell erfolgt der Beginn für die Betrachtung der ASK, wie im Untersuchungsgebiet vorgegeben, nach 7 Jahren Liegezeit der FBK.

Als Materialparameter wurden die gleichen Werte vorgegeben wie in der FBK. Die Randbedingung GWN wird jetzt von der Rippenstruktur der FBK an die Oberfläche der ASK verlagert. Dort wurde sie, aufgrund der in der FBK gezeigten relativierten Abhängigkeit, auf 0,1 m/a begrenzt.

Die Durchlässigkeit der an die morphologische Struktur der FBK angepaßten unteren Begrenzung der ASK wird vollständig von der k_f -Verteilung der Zwischenschicht gesteuert. In die ASK wurden hydraulisch gut leitende Schichten, allerdings nicht in der Regelmäßigkeit aber mit gleichen Materialparametern wie in der FBK, eingebaut.

Es zeigt sich, daß die Durchlässigkeit der Zwischenschicht darüber entscheidet, ob sich an der ASK-Basis, durch die gleichen Einflußgrößen gesteuert wie in der FBK, ein Zustand der Vollsättigung herausbildet oder das zur ASK-Basis drängende Wasser in ungesättigte Bereiche der FBK abfließt.

Anhand des Modells wurden als kritische Durchlässigkeitsgrenze ein k_f -Wert von 10^{-8} m/s ermittelt. Wird dieser Wert für die Zwischenschicht angenommen, fließt bis zum 7. Modelljahr, nach einem etwa 3-jährigen kontinuierlichen Anstieg in den Rippentälern, das an der ASK-Basis akkumulierte Grundwasser in die ungesättigte FBK ab. Dies ist daraus abzuleiten, daß der für die Zwischenschicht festgelegte k_f -Wert nicht klein genug ist, um die FBK-Basis wirksam abzudichten. In dem betrachteten Zeitraum überwiegt, nachdem die über die Drainagezonen herangeführte Wassermenge kleiner wird, der senkrechte Fluß durch die Zwischenschicht.

In Abb. 4-18 sind die Ergebnisse der Modellierung mit einem k_f -Wert der Zwischenschicht von 10^{-9} m/s dargestellt. Es wird deutlich, daß sich in beiden Kippenteilen zwei hydraulisch unabhängige Grundwasserzonen herausbilden, die beide im betrachteten Zeitraum ansteigen. Nach Überstauung der Rippenberge bildet sich auch in der ASK eine zusammenhängende Grundwasserschicht aus.

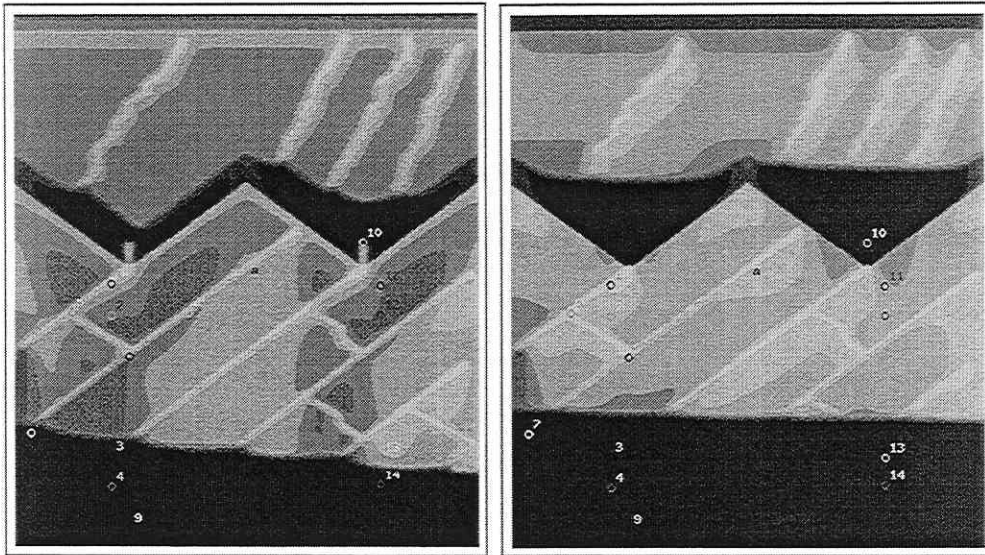


Abbildung 4-18: Sättigungsverteilung beider Kippenteile linkes Bild: ASK 1 Jahr, FBK 8 Jahre Liegezeit; rechtes Bild ASK 7 Jahre, FBK 14 Jahre Liegezeit (Legende: Abb. 4-14)

Werden laterale Zuflüsse vernachlässigt, ist abzusehen, daß über den betrachteten Zeitraum hinaus der Wasseranstieg in der ASK durch die GWN gesteuert wird. Die vollständige Aufsättigung der FBK wird dann in erster Linie über die Durchlässigkeit der Zwischenschicht gesteuert und kann somit durchaus über lange Zeit verzögert werden.

4.6.2.2 Vertikalschnitt parallel zur Streichrichtung der Rippenstrukturen

4.6.2.2.1 Anlaß der Untersuchung und Modellgrundlagen

Laterale Zuflüsse in Kippen gewinnen mit der Wiederauffüllung der bergbaubedingten Grundwasserabsenkungstrichter nach Einstellung der Wasserhaltung zunehmend an Bedeutung. Aufgrund der meist aus geotechnischen Gründen beschleunigten Flutung der Tagebaurestlöcher sind die entstehenden Restseen als hydraulische Randbedingung für Kippen zuerst relevant.

In diesem Zusammenhang wurde der Einfluß des sich füllenden Restsees Cospuden auf die Sättigung des angrenzenden Kippenkörpers auf der Basis der im Abschn. 4.6.2.1 gewonnenen Erkenntnisse modellhaft untersucht (CHRISTOPH [1999] und CHRISTOPH, DOHRMANN & GLÄBER [1999]).

Dazu wurde die durch die DARCYgleichung zu erwartende Tatsache genutzt, daß ein Modell ohne die geringmächtigen hydraulisch gut leitenden Zonen mit einem größeren k_f -Wert

näherungsweise einen gleichen mittleren Wasserstand liefert wie das ursprüngliche Drainagemodell, daß in den Abschnitten 4.6.2.1.2 und 4.6.2.1.3 beschrieben ist.

Auf diese Weise wurden, unter Voraussetzung realistischer Modellannahmen und der Vergleichbarkeit der modellierten Daten mit den in-situ-Messungen, die Wasseranstiegsgeschwindigkeit aus dem Modell mit Drainageschichten unter Annahme eines effektiven k_f -Wertes auf ein Modell ohne Drainageschichten übertragen. Die Kippe wurde damit zwar, wider der Realität, als homogen angesehen, aber für die Betrachtung einer speziellen Zielgröße (Anstiegsgeschwindigkeit) ist das so erzielte Resultat nicht grundsätzlich falsch. Hydrogeologische Großraummodelle, die großmaßstäbiger in ähnlicher Verfahrensweise zur Einsparung von Computer- und Arbeitsleistung betrieben werden, haben eine für Detailaussagen eingeschränkte Aussagekraft, liefern aber in ihrer Ortsskala gute Ergebnisse.

Abb. 4-19 zeigt das Modellgebiet. Die Geometrie des Modells ist weitestgehend maßstabsgerecht an reale Kippendimensionen angepaßt. Die zu betrachtende maximale Entfernung von dem am linken Modellrand ansteigenden Restsee liegt in ca. 1000 m Entfernung. Am rechten Bildrand soll sich eine hypothetische Grundwasserscheide befinden. Die Lage der Grundwasserscheide bedingt, daß der Fluß am rechten Bildrand Null ist und hier die mittleren Ergebnisse des Drainagemodells die Wasserstände bestimmen. Der Schnitt parallel zur Streichrichtung der Rippen bedingt, daß die ASK-Basis einheitlich bei 19,5 m unter GOK, über einer 3 m mächtigen Zwischenschicht über der FBK ansetzt. Die Gesamtmächtigkeit der Kippe beträgt wie im Drainagemodell 56 m. Die k_f -Werte sind vertikal, nicht aber horizontal differenziert. Für die ASK und FBK wurde einheitlich, durch Testrechnungen im Vergleich zum Drainagemodell abgesichert, ein k_f -Wert von 10^{-7} m/s angenommen. Die Zwischenschicht besitzt einen k_f -Wert von 10^{-9} m/s. Sie läßt somit die Ausbildung zweier unabhängiger Grundwasserlagen in der ASK und FBK zu. Alle übrigen Materialparameter entsprechen denen des Drainagemodells.

4.6.2.2.2 Ergebnisse

Die Sättigungsverteilung nach 14 Jahren Liegezeit der FBK und 7 Jahren Liegezeit der ASK zeigt Abb. 4-19 (oberes Bild). Erwartungsgemäß zeigt das Bild eine in beiden Kippenteilen nahezu gleichmäßig ausgeprägte Grundwasserschicht ohne nennenswerte Horizontalgeschwindigkeiten in der Kippe. Lediglich in der etwa 90 m breiten Randzone fällt die Grundwasseroberfläche zur offenen linken Modellseite ab. Bis zu dem Zeitpunkt wurden an der zukünftigen Seeseite der Kippe Sumpfpumpen betrieben, wodurch im Modell die hydraulische Höhe konstant an der unteren Modellgrenze liegt.

Nach etwa 14 Jahren Liegezeit der FBK erfolgt im Modell die Restlochflutung, entsprechend der mittleren Seeanstiegsgeschwindigkeit von 5,5 m/a, als zeitlich abhängige linke Randbedingung. Nach etwa 10 Jahren Flutung ist der Restsee um ca. 55 m gestiegen. Im Modell liegt nun der Wasserspiegel etwa einen Meter unter der Modelobergrenze.

Als Ergebnis der Modellierung läßt sich zusammenfassen, daß der in die Kippe eindringende Restsee ein lokales, mit der Zeit abnehmendes, in die Kippe wanderndes Minimum der

Grundwasseroberfläche der Kippe verursacht. Anhand der Abb. 4-19 (unteres Bild), die die Sättigungsverhältnisse 5 Jahre nach Beginn der Seeflutung zeigt, läßt sich dokumentieren, daß zu diesem Zeitpunkt der See nur bis etwa 100 m in die Kippe vorgedrungen ist.

Zu diesem Zeitpunkt konnte in keiner Meßstelle des Kippenrandbereiches durch Isotopenuntersuchungen (δD , $\delta^{18}O[H_2O]$) Seewassereinfluß nachgewiesen werden (KNÖLLER [1999], persönliche Mitteilung). Etwa 10 Jahre nach Beginn der Restlochflutung ist diese

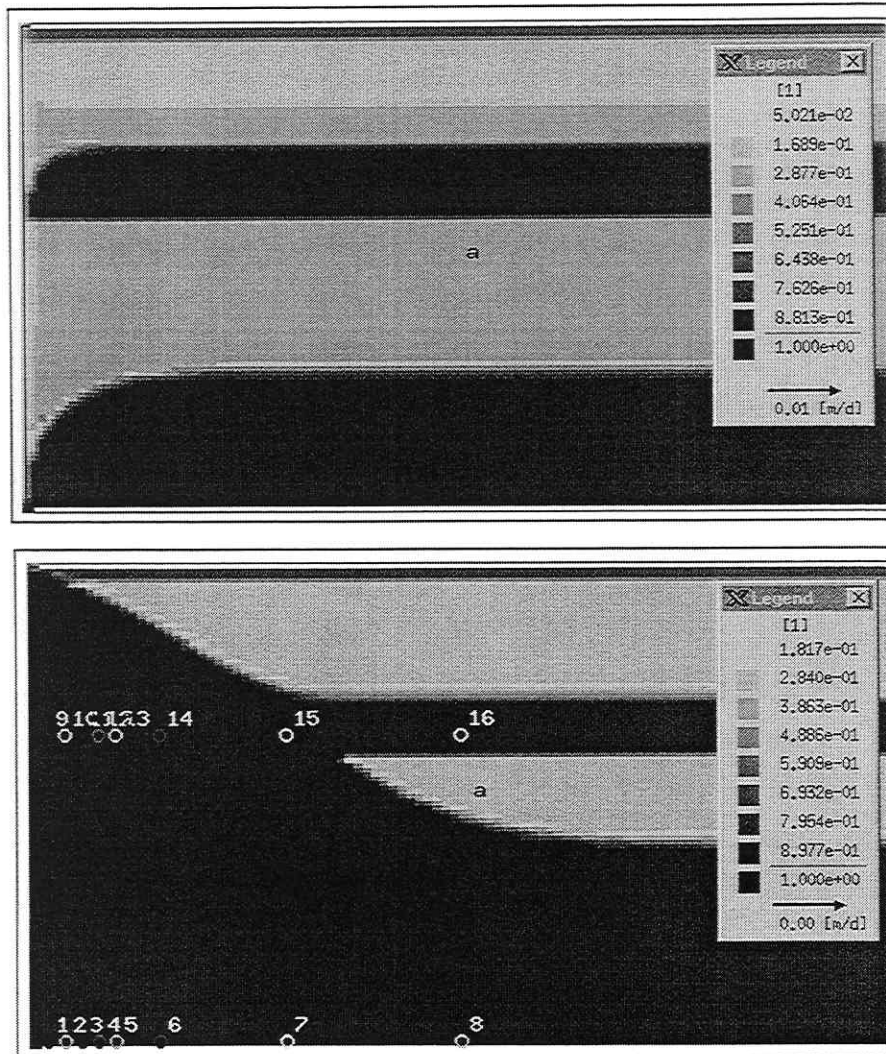


Abbildung 4-19: Sättigungsverteilung parallel zu der Rippenstreichrichtung vor (oberes Bild) und 54 Jahre nach Beginn der Restlochflutung

abgeschlossen. Der See ist ab diesem Zeitpunkt mit 55 m Höhe linke Randbedingung des

Modells. Es zeigt sich, daß etwa 30 Jahre nach abgeschlossener Seeflutung in der FBK, weniger als 500 m vom Restsee entfernt, noch ungesättigte Bereiche in der FBK nachzuweisen sind. Zumindest bis zu diesem Zeitpunkt ist mit einem Eindringen von Kippenwasser in den Restsee nicht zu rechnen.

4.7 Schlußfolgerung

Die Besonderheiten des Untersuchungsgebietes erklären sich, bezogen auf andere Braunkohlentagebaugebiete in Deutschland (Lausitzer Revier, am Niederrhein, Bitterfelder Revier), aus einer Summe geogener und anthropogener Faktoren. Als wesentliche Besonderheiten hydraulischer Art sind zu nennen:

- Eine **hydraulisch schlecht leitende Kippenmatrix** aus bindigen marinen Sedimenten,
- eine **relativ hohe Anfangssättigung**,
- montantechnologisch bedingt, **hydraulisch gutleitende geringmächtige Schichten**.

Das lange Offenliegen der FBK (Verkrustungs- und Kolmationserscheinungen auf der Oberfläche) einerseits sowie die getrennte Schüttung der ASK (Materialklassierung und Verdichtung an der Basis) andererseits bedingen, daß die hydraulische Kommunikation an der Grenze ASK-FBK durch eine Zwischenschicht eingeschränkt wird. In Abhängigkeit der Durchlässigkeit dieser Zwischenschicht können sich getrennte Wasserkörper in der Kippe ausbilden. Im Fall der Undurchlässigkeit (k_f -Wert $<10^{-9}$ m/s) bleiben über lange Zeit (30 Jahre nach Beendigung der Restseeflutung) tiefere Bereiche der FBK ungesättigt. Die unmittelbare Folge ist das vielfach beschriebene Entstehen „hängender Wasserkörper“. Aus der Literatur ist bekannt (Abschn. 3.4), daß der k_f -Bereich der Zwischenschicht in realen Kippensystemen im Bereich von 10^{-8} m/s bis 10^{-9} m/s schwanken kann. Eben dieser Umstand trägt entscheidend zur hydraulischen Heterogenität bindiger Mischbodenkippen bei.

Nach der Schüttung der einzelnen Kippenteile werden die Lage gesättigter Zonen und die dazugehörigen Wasseranstiegsgeschwindigkeiten in erster Linie durch die Geometrie und k_f -Verteilung in der Kippe bestimmt.

Die Höhe der Grundwasserneubildung spielt im Initialstadium der Aufsättigung für die Wasseranstiegsgeschwindigkeiten in der FBK und ASK keine dominante Rolle. Erst nachdem sich das bewegliche Porenwasser des geschütteten Kippenkörpers an der Kippenbasis akkumuliert hat, wird unter Ausschluss lateraler Zuflüsse der Druckhöhenanstieg in Pegelmeßstellen durch die GWN gesteuert.

Auf der Grundlage der dargestellten Modellannahmen ist zu erwarten, daß durch den langsamen Aufsättigungsprozeß der Kippe die Wasserqualität des Restsees Jahrzehnte nicht negativ durch Kippenwasser beeinflusst wird.

5 Auswirkungen des Tagebaubetriebes auf die Beschaffenheit von Kippenwässern

Tagebaufolgelandschaften sind anthropogen gestörte oder zerstörte hydrogeologische Systeme, die teilweise mit veränderten Strukturen neu entstehen (Kippen). Das sich einstellende geochemische Milieu ist in erster Linie von dem Zusammenwirken geochemischer, boden- und geomechanischer sowie hydrogeologischer Eigenschaften abhängig.

Braunkohlentagebaue hinterlassen massendefizitbedingte Hohlformen, die als Restseen geflutet werden und in der Regel eine Einheit mit angrenzenden verkippten Sedimenten bilden. Im Südraum Leipzigs ist aufgrund der angestrebten erholungsorientierten Nutzung der Bergbauareale die Wasserqualität des Restsees ein entscheidender Sanierungsparameter. Da Stoffumwandlungsprozesse in Kippen durch den vollständigen Sedimentversatz größere Ausmaße annehmen und aufgrund der Durchmischung heterogener Materialparameter bieten als Grundwasserleiter, ist die Beschreibung und die Prognose der Grundwasserqualität problematisch.

Durch teils marine, teils terrestrische Bildungsformen der Braunkohlennebangesteine im Weißelsterbecken enthalten die verkippten Sedimente unterschiedliche Mengen an oxidierbaren Eisensulfiden. Die bei der Oxidation von Eisensulfiden entstehenden Verwitterungsprodukte führen bei der Lösung in wäßriger Phase zur Aufmineralisation des Porenwassers. Dabei kommt es zur Freisetzung der Reaktionsprodukte Sulfat, Eisen, Protonen (Säure) sowie zur Lösung metallischer und metalloider Spurenelemente (z.B. SULLIVAN *et al.* [1986, 1987], PREIN, [1993] und WISOTZKY, [1994]).

Die Autoren beschreiben ausführlich die Mechanismen, die bestimmenden Faktoren und die ökosystemrelevanten Auswirkungen der Sulfidoxidation. Das Ausmaß der Oxidation von Eisensulfiden in verkippten Sedimenten hängt einerseits von anthropogenen Faktoren (Tagebautechnologie, Expositionszeit der Sedimente, Wasserhaltung) andererseits von geogenen Faktoren (Sulfidschwefelgehalt, Puffereigenschaften, Sauerstoffnachlieferung) ab.

Der technologisch bedingte Aufbau der Tagebaukippe im Untersuchungsgebiet entspricht den für Förderbrückentagebaue charakteristischen Gesetzmäßigkeiten. Eine selektive Verkipfung der durch die Förderbrücke erfaßten geologischen Schichten ist nicht möglich. So ist es technologisch nicht zu verhindern, daß nach der Schüttung der FBK sulfidreiche (bis 9 Gew.-% Pyrit) Braunkohlennebangesteine mariner Fazies die Oberfläche der FBK bedecken und über einen längeren Zeitraum gegenüber Atmosphärien exponiert sind.

Die in Folge ablaufende Oxidation reduzierter Mineralphasen wie Markasit und Pyrit führt entweder zur Bildung leicht löslicher sekundärer Mineralphasen oder je nach Sickerwasserangebot zur Anreicherung von Reaktionsprodukten im Porenwasser.

Durch abschließende Schüttung der ASK wird die Verwitterungszone der FBK (VWZ_{FBK}), im gesamten Tagebau Zwenkau nahezu 100 Millionen m³, konserviert. Mit der Schüttung der

ASK wird der potentielle Sickerwassereintrag an die Oberfläche der ASK verlagert. Im Zuge des Aufsättigungsprozesses des gesamten Kippenkörpers können die vorläufig gespeicherten Verwitterungsprodukte gelöst und damit reaktions- und migrationsfähig werden.

Da die tertiären Grundwasserleiter des Untersuchungsgebietes in der prämontanen Entwicklungsstufe Trinkwasserqualität besaßen und in Zukunft Tagebaurestseen als Badegewässer genutzt werden sollen, sind bei der Bewertung der Spurenelement- und Schwermetallkonzentrationen als Qualitätskriterium Trinkwassergrenzwerte zu berücksichtigen. Um die Spanne der gemessenen Wasserinhaltsstoffe zu erfassen, wurden die jeweils kleinsten Grenzwerte der Trinkwasserverordnung (TWV) der BRD [1990] und der Holland/Hamburg-Liste (JORDAN & WEDER [1995]) herangezogen.

Hydrochemische Analysen seeseitiger Kippenquellen im Untersuchungsgebiet zeigen in allen Fällen starke Versauerung mit pH-Werten um 2,6. Sie besitzen eine hohe ionare Fracht (Lösungsrückstand: 20 g/l), und die Spuren- und Schwermetallkonzentrationen sind gegenüber Trinkwassergrenzwerten bis zu 100-fach überhöht.

Inwiefern diese Wässer die Kippenwasserqualität repräsentieren, soll im folgenden untersucht werden. Eine Voraussetzung dafür ist die Bestimmung der Lage und des Einflusses systematischer, endogener Kippenstrukturen durch Sedimentkennwerte.

Die Untersuchungen dienen hauptsächlich der Fragestellung, inwieweit sich für die Kippe ein konzeptionelles geochemisches Modell entwickeln läßt, welches die wesentlichen geo- und hydrochemischen Prozesse, die ausschlaggebend für die Entwicklung der Kippenwasserbeschaffenheit in Flutung befindlicher Tagebaukippen sind, beschreibt.

5.1 Ergebnisse aus Untersuchungen geochemischer Sedimentparameter

Die Untersuchung der Kippensedimente hinsichtlich geochemischer Sedimentparameter hat hauptsächlich zwei Gründe. Erstens dient sie dem Erkennen und zweitens der Charakterisierung hydrochemisch relevanter *Struktureinheiten* des Kippenkörpers.

Eine erkennbare geochemische Zonierung des Kippenkörpers wird durch die Dominanz stark verwitterter Schichten in erster Linie im Vertikalprofil zu erwarten sein.

Die Bohrprofilaufnahme von Grundwassermeßstellen ergab, daß im Untersuchungsgebiet die Basis der ASK etwa 15 bis 20 m und die Basis der FBK etwa 48 bis 52 m unter Geländeoberkante (GOK) ansetzt. Daher ist im Bereich von 15 bis etwa 20 m die ehemals exponierte FBK-Oberfläche zu erwarten. Messungen des pH-Wertes und der el. Boden-Leitfähigkeit an Kippensedimenten bestätigen die Existenz einer Verwitterungszone (VWZ) im Bereich von 20 m Teufe. Hier wurden sehr niedrige Boden-pH-Werte und hohe elektrische Leitfähigkeiten gemessen (Abb. 5-1).

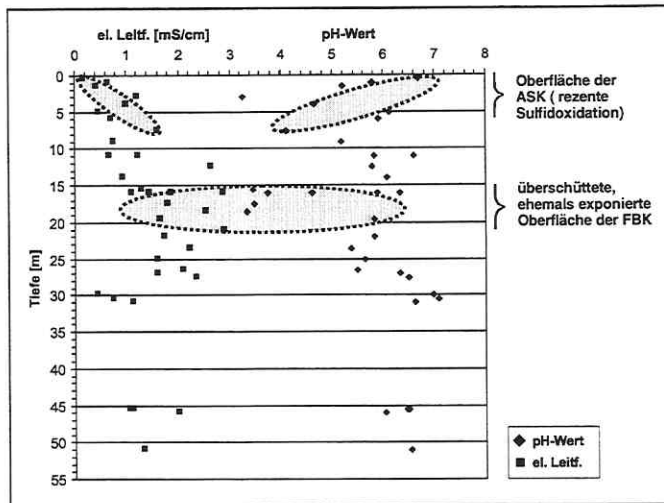


Abbildung 5-1: pH-Werte und el. Leitfähigkeiten von Sedimenten aus 6 verschiedenen Kippenbohrungen

durch eine Reaktion von Luftsauerstoff mit geogenen Eisensulfiden eine rezente Verwitterungszone zu erwarten. Bestätigt wird diese Annahme anhand von Boden-pH-Werten (Abb. 5-1).

Zur Bestimmung des Ausmaßes der Verwitterungszone in der Hangendpartie der FBK

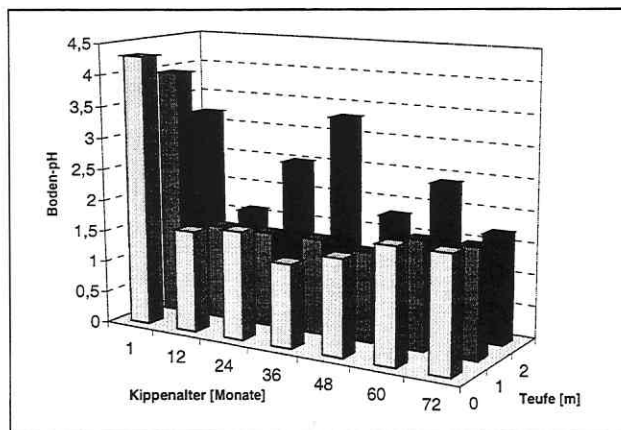


Abbildung 5-2: Boden-pH-Werte der FBK-Verwitterungszone, vertikal und zeitlich differenziert

2 m und wie in einigen Bohrungen nachgewiesen auch mächtiger sein kann. In der Kippenbohrung 1 (Lage der Meßstelle: Abb. 4-3) war über 4 m in der Hangendpartie der FBK

Durch das Offenliegen der FBK konnte im Kontakt mit Atmosphärien über Jahre hinweg geogenes Eisendisulfid verwittern. Je nach Sickerwasserangebot sind die Verwitterungsprodukte als Sekundärminerale vor Ort gespeichert oder in löslicher Form in tiefere Schichten verlagert worden.

In der Hangendpartie der ASK, unterhalb der Kippendeckschicht aus bindigem Material ist

wurden per Bohrstockproben Boden-pH-Werte vertikal und über das Kippenalter differenziert (Abb. 5-2). Dabei zeigte sich, daß nach sehr kurzer Liegezeit in den oberen 2 m der FBK deutlich Versauerungsmerkmale erkennbar sind. Bereits nach 12 Monaten ist ein Niveau um pH 1,5 erreicht, daß in den folgenden 7 Jahren nicht wesentlich unterschritten wird. Diese Erkenntnisse zeigen, daß die Verwitterungszone bereits nach kurzer Liegezeit mindestens

nahezu kein Sulfidschwefel nachzuweisen (coulometrische Titration des SO_2 nach Verbrennung der Sedimente bei 550°C , LEUCHS [1988]). Deutlich beeinflusst von der Verwitterungszone waren in der Kippenbohrung 1 noch Zonen 10 m unter der ehemaligen Oberfläche. Die FBK war in diesem Kippenareal für etwa 7 Jahre der Verwitterung ausgesetzt.

Die Messungen der Kohlenstoff- und Schwefelkonzentration erfolgte gemäß der von LEUCHS (1988) beschriebenen coulometrischen Titration (vgl. auch LANGE & BRUMSACK [1977]). Ferner erfolgte eine infrarotspektrometrische Pyritschwefelanalyse in Sedimenten nach Erhitzen der Proben im Sauerstoffstrom über des entweichende SO_2 . Die Messungen erfolgten in Anlehnung an das Verfahren von BRUMSACK (1981) bei einer Ofentemperatur von 800°C (vgl. auch PLEBOW [1999]).

Die Sulfidschwefelanalysen in Sedimenten von Kippenbohrungen bestätigen eine rezente Verwitterungszone im Hangendbereich der ASK (Abb. 5-3). Im Bild ist die Lage der Verwitterungszone durch Pfeile gekennzeichnet. Teufenbereiche, die durch geringere Pyritschwefelgehalte gekennzeichnet sind, erstrecken sich von 1 - 5 m und 15 - 20 m. Sedimente der Kernzonen der ASK (5 - 15 m) und der FBK (20 - 50 m) beinhalten höhere Pyritschwefelgehalte (Tab. 5-1). Die etwa 1 m mächtige Deckschicht aus Auen- bzw.

Geschiebelehm ist sulfidfrei.

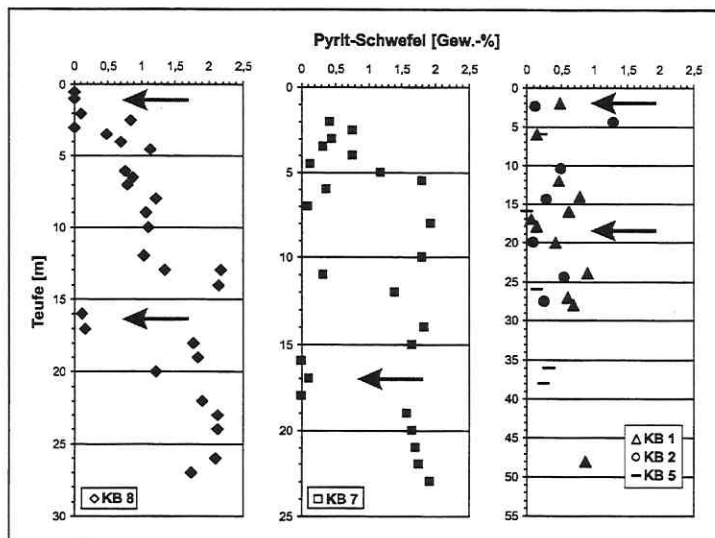


Abbildung 5-3: Pyritschwefelgehalte in Kippensedimenten (der Pfeil markiert die Lage der Verwitterungszone)

Die Pyritschwefelkonzentrationen der einzelnen Bohrungen streuen stark. In der ASK gemessene Werte liegen im Mittel bei 1,22 und in der FBK bei 1,11 Gew.-%. Sulfidschwefelgehalte von bis zu 0,8 Gew.-% in Teufen ab 2 m zeigen, daß in den oberen ungesättigten Metern noch eine Oxidation von Sulfiden möglich ist.

In der Verwitterungszone der FBK röntgenographisch nachgewiesene metastabile Speicherminerale wie Jarosit und Gips dienen als Zwischenspeicher für Reaktionsprodukte

der Sulfidverwitterung. Die Lösung der gespeicherten Eisenhydroxy- bzw. Eisensulfate kann u.a. durch Milieuänderungen beim Durchfluß der VWZ mit nichtversauertem Kippenwasser erfolgen. Die während des Prozesses freigesetzten Eisen-(III)-ionen führen dann durch Hydrolyse zur zusätzlichen Freisetzung erheblicher Säurefrachten.

Tabelle 5-1: Mittelwert (MW), Minima (Min), Maxima (Max) und Standardabweichung (S) für Sulfid-S-Gehalte [Gew-%]

Tiefe in m	n	MW	MAX	MIN	STABW	mittlere Pyritgehalte nach (Gl. 5-1)	KIPPENTEIL
1 bis 5	16	0,49	1,29	0,00	0,38	0,91	ASK
5 bis 15	28	1,22	4,34	0,09	1,00	2,28	ASK
15 bis 20	12	0,53	1,84	0,00	0,70	0,99	Überg. ASK-FBK
20 bis 50	21	1,11	2,13	0,09	0,73	2,06	FBK
	77	0,94	4,34	0,00	0,84	1,75	Gesamtkippe

Wie bereits erwähnt leiten sich die Pyritschwefelgehalte aus coulometrisch titrierten bzw. infrarot-dedektierten SO_2 -Konzentrationen ab, die während der Erhitzung des Sedimentes auf 550°C bzw. 800°C freigesetzt werden. Voraussetzung für die direkte Umrechnung von Sulfidschwefel auf Eisendisulfid ist, daß die Monosulfidgehalte und die Gehalte an organisch gebundenem Schwefel gering sind. BELLMANN *et al.* (1984) weisen anhand mineralogischer Untersuchungen Pyrit (Eisendisulfid) als Sulfidmineral in den oligozänen Meeressedimenten nach. Die organischen Kohlenstoffkonzentrationen (C_{org}) der Kippensedimente sind an 25 Proben über 2 vertikale Profile bestimmt worden. Die Gehalte lagen bis auf 3 Proben unter 10 Gew.-%. Da die Schwefelkonzentration von Braunkohlen im Mittel bei etwa 2 % liegt (SEIM & TISCHENDORF [1988]), ist die erwogene Beeinträchtigung durch organisch gebundene Sulfide zu vernachlässigen.

Unter der Voraussetzung, daß der gemessene reduzierte Schwefel als Eisendisulfid vorliegt, ergeben sich, bei Berücksichtigung des stöchiometrischen Verhältnisses, die Pyritgehalte der Kippensedimente (Gl. 5-1).

$$C_{\text{Pyrit}} [\text{Gew.} - \%] = C_{\text{Pyritschwefel}} [\text{Gew.} - \%] + C_{\text{Pyriteisen}} [\text{Gew.} - \%]$$

Gleichung 5-1

$$C_{\text{Pyriteisen}} [\text{Gew.} - \%] = C_{\text{Pyritschwefel}} [\text{Gew.} - \%] * \Delta M$$

$$\Delta M = \frac{A_r(\text{Eisen})}{2 A_r(\text{Schwefel})}$$

A_r = relative Atommasse

Untersuchungen ergaben, daß in sandigen, marinen Sedimenten der metabolisierbare organische Kohlenstoff eine Leitgröße bei der Pyritbildung darstellt und generell die Sedimentationsrate gut mit der Sulfidisierung korreliert (z.B. BERNER [1984], CANFIELD

[1989]). Da der organisch gebundene Kohlenstoff bei der Pyritbildung in Meeres-sedimenten metabolisiert wird und das Sulfatangebot nicht den für die Sulfatreduktion limitierenden Faktor darstellt, schwanken Pyritgehalte mariner Fazies, je nach Angebot und Verfügbarkeit organischen Kohlenstoffs zur Bildungszeit, um niedrige C_{org} -Gehalte. Verdeutlicht wird dies anhand der FBK zuzuordnenden Werte in Abb. 5-4.

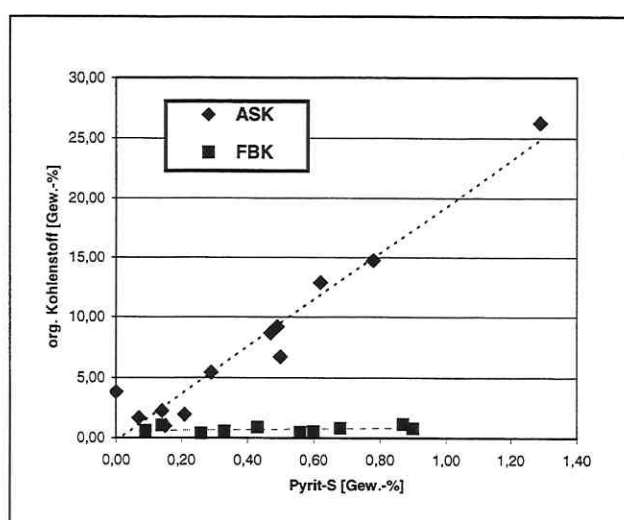


Abbildung 5-4: Korrelation von C_{org} und Disulfid-schwefel in Kippensedimenten

Schichten des Mitteloligozäns zuzuordnen. Sie zeigen daher keine Korrelation zu den C_{org} -Gehalten. In der ASK führt der hohe Anteil von minderwertiger Verschnittkohle zu einer gut sichtbaren Korrelation der C_{org} - und der Pyrit-S Konzentrationen, da die Pyritbildung in Braunkohlenlagerstätten an den Inkohlungsprozeß gebunden ist.

Anhand der Abb. 5-4 wird deutlich, daß die Pyritgehalte der Kippe grundsätzlich zwei verschiedenen Bildungsbedingungen (marine Sedimente und an den Inkohlungsprozeß gebundener Pyrit) zuzuordnen sind.

Die Sedimentgehalte anorganisch gebundenen Kohlenstoffs sind mit durchschnittlich 0,02 Gew.-% über das Vertikalprofil der Kippe sehr gering. Sie können allerdings partiell bis über 7 Gew.-% ansteigen (Kippenbohrung 1: 30 m unter GOK). Hohe Kalzit- und Dolomitgehalte von zusammen bis zu 16 Gew.-% wurden von BELLMANN *et al.* (1984) im mitteloligozänen Muschelschluff und Muschelsand gemessen.

Über die von BELLMANN *et al.* (1984) angegebene Mineralzusammensetzung der Böhlener Schichten läßt sich unter der Voraussetzung einer homogenen Mischung der FBK über eine einfache Mischungsgleichung (Gl. 5-2) unter Vernachlässigung von Dichtedifferenzen der einzelnen Schichten die mittlere Zusammensetzung der Ausgangsmineralkonzentrationen (C_{Kippe}) berechnen.

Anhand geologischer Schnitte (BELLMANN [1976]) sind als Beispiel für den Punkt der Kippenbohrung 1 (Abb. 4-3) die berechneten Mineralgehalte in Tabelle 5-2 dargestellt.

$$C_{Kippe} = \frac{\sum_{i=1}^n C_{Schicht(i)} * V_{Schicht(i)}}{V_{Kippe}} \quad \text{Gleichung 5-2}$$

Die Karbonatgehalte des Muschelsandes und des Muschelschluffes leiten sich aus mehreren, weit aushaltenden Schillbänken, in denen Molluskenschalen recht gut erhalten sind, und großen Kalk-Schluff-Konkretionen (Septarien) ab (MÜLLER [1983]), so daß die Karbonatverteilung der Kippe von der Korpusverteilung der Konkretion abhängt.

Die gemessenen Pyritkonzentrationen liegen etwa 1 Gew.-% unter den in Tabelle 5-2 berechneten Werten.

Tabelle 5-2: Errechnete Mineralgehalte in Gew.% der FBK an der Kippenbohrung 1 (*idealisierte Summenformel)

Geol. Schnitt	Illit $K_{0,8}Mg_{0,25}Al_{2,3}Si_{9,5}O_{10}(OH)_2$	Montm.-Illit-Wechsel-lager-stätte	Chlorit (Chlorit 14A) $Mg_3Al_2Si_3O_{10}(OH)_{10}$	Kaolinit $Al_2Si_2O_{10}(OH)_8$	Quarz SiO_2	K-feldsp. $KAlSi_3O_8$	Plagioklas $Ca_{0,5}Na(Al_2Si_2O_8)$	Kalzit $CaCO_3$	Dolomit $CaMg(CO_3)_2$	Pyrit FeS_2
W-O	13,89	15,67	1,72	1,09	47,57	3,83	7,53	2,64	3,06	3,09
N-S	14,02	15,73	1,81	1,04	46,16	3,83	8,05	3,54	3,47	2,44

Insgesamt kann die Errechnung der Mineralgehalte anhand von geologischen Profilkarten lediglich einen Überblick über die möglichen Mineralkomponenten und -konzentrationen in Kippengesteinen liefern. Sekundärmineralbildungen infolge Verwitterung geogener Mineralkomponenten werden somit nicht erfaßt.

5.1.1 Schlußfolgerungen

Aus den Sedimentuntersuchungen wird deutlich, daß die Kippe hinsichtlich ihrer geochemischen Beschaffenheit dem Schüttprozeß zuzuordnende endogene Strukturen aufweist.

Durch die Bestimmung der elektrischen Bodenleitfähigkeit und des Boden-pH-Wertes läßt sich in den Hangendpartien der ASK eine rezente und der FBK eine konservierte (fossile), der Morphologie folgende Zone sekundärer Sulfidverwitterung nachweisen. In der Verwitterungszone der FBK wurden Jarosit und Gips als Sekundärmineralbildungen nachgewiesen.

Pyrit ist mit Ausnahme der 3 - 4 m mächtigen Verwitterungszonen im gesamten Kippenkörper bis zu 8 Gew.-% enthalten. Nur in den stark versauerten Kippensedimenten (pH um 3,5) ist die Pyritkonzentration nahezu Null.

Unterhalb der Verwitterungszonen sind die Sedimente infolge des vertikalen Austrags von Reaktionsprodukten der Sulfidverwitterung durch erhöhte elektrische Bodenleitfähigkeiten gekennzeichnet. Diese Bereiche sind mit pH-Werten um 6 allerdings nicht versauert.

Die karbonatische Pufferkapazität der Sedimente hängt von der Korpusverteilung geogener Karbonatkonkretionen ab.

Errechnete theoretische Mineralverteilungen anhand von vorbergbaulichen Schichtenverzeichnissen geben lediglich in Größenordnungen den Ausgangsmineralbestand des Kippenkörpers wieder.

5.2 Die Hydrochemie des Kippenwassers

5.2.1 In-situ-Messungen zur Beschaffenheit und Qualitätsentwicklung von Kippengrundwässern

Die im folgenden dargestellten in-situ-Messungen beziehen sich auf ein etwa 2 km² begrenztes Meßfeld unmittelbar südlich des Restsees Cospuden (Abb. 5-5). Die in diesem Gebiet abgeteuften Kippen-Grundwassermeßstellen (K-GWM) sind mit dem Ziel konzipiert worden, die in-situ-Beschaffenheit der Grundwässer im Kippenkörper zu identifizieren und den beim Wasserwiederanstieg in der Kippe auftretenden hydrochemischen Reaktionsprozeß teufen- und zeitabhängig zu erfassen. Es wird erwartet, daß aufgrund der überregionalen, nordwärts gerichteten Grundwasserströmungsrichtung nachhaltig die Seewasserqualität durch Kippenwässer negativ beeinflußt wird.

Durch sechs K-GWM waren neun Teufen der FBK und zwei der ASK beprobbar. Die K-GWM 1 (Abb. 5-5) ist als Multilevelmeßstelle ausgebaut mit vier in der FBK stationierten Kippenwasser - Entnahmeeinheiten (Sammler). Die Entnahme des Grundwassers erfolgt durch Druckgas über Membranpumpen.

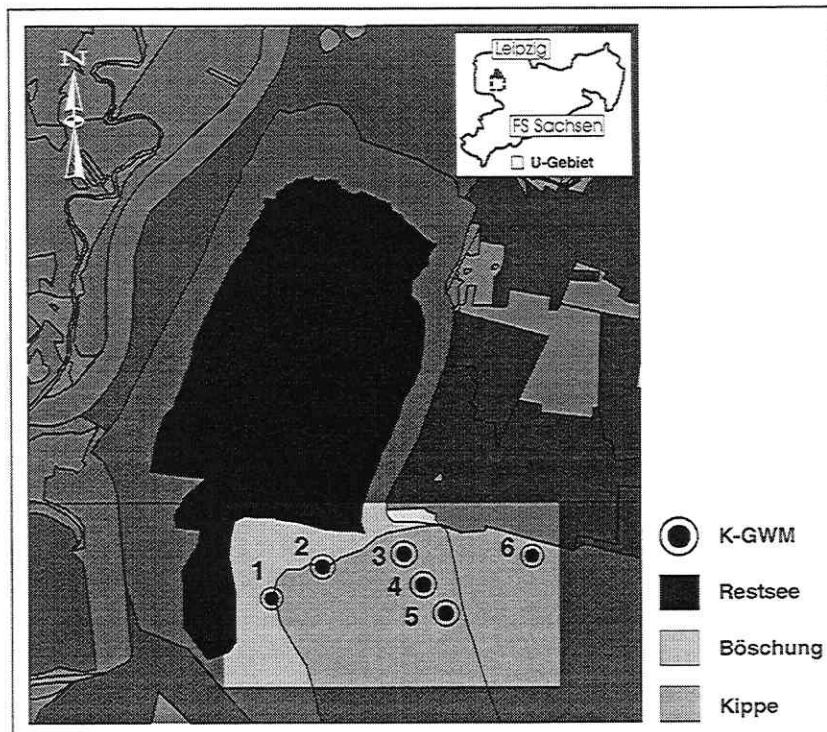


Abbildung 5-5: Teil des Untersuchungsgebietes mit in-situ-Meßstellen

Die K-GWM 2, 3, 4 und 5 sind als 4 Zoll Einfachmeßstellen ausgebaut. Die Filterstrecken der K-GWM 2 und 5 liegen im tieferen Bereich der FBK. Die Meßstelle 2 ist mit einer 4 m langen Filterstrecke in 56,4 bis 50,4 m Teufe 7 m über der Kippenbasis versehen. Die Meßstelle 5 ist von 47,4 bis 53,4 m unter GOK direkt über der Kippenbaseis über eine Steckte von 6 m verfiltert. Die K-GWM 3 und 4 befinden sich mit Filterbereichen von 16,5 bis 26,5 m und 15 bis 17 m in der ASK.

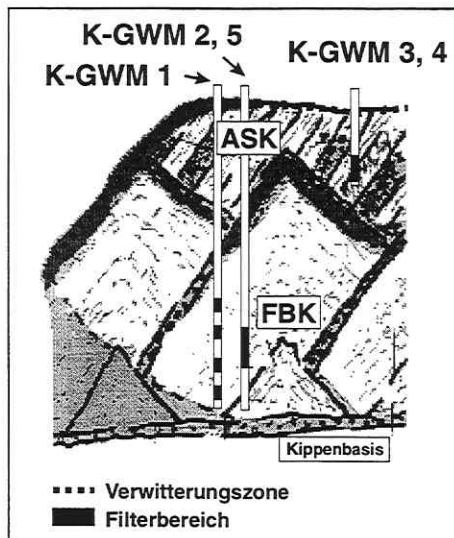


Abbildung 5-6: Lagebeziehung der Filterstrecken von K-GWM

Die Meßstelle 6 liegt in dem nördlichen Tagebau-Randschlauch. Die Zuordnung dieser Meßstelle zu der ASK oder der FBK ist nicht möglich. Aufgrund dessen sind die erhobenen Daten der Meßstelle in den weiteren Betrachtungen nicht berücksichtigt. Die hydrochemischen Messungen deuten auf den Einfluß einer Verwitterungszone hin.

Die Meßstellen 2, 3, 4 und 5 wurden im Zeitraum von etwa 2 Jahren 4 mal beprobt. Die Meßstelle 1 im gleichen Zeitraum 12 mal.

Die Lagebeziehungen der Filterstrecken zu den Kippenteilen ist in Abb. 5-6 dargestellt.

5.2.1.1 Ergebnisse

Die in-situ-Untersuchungen ergaben, wie in einem heterogen geschütteten System zu erwarten, ein äußerst uneinheitliches Bild der Kippen-Grundwässer. In der ASK wurden ausschließlich, in der FBK teilweise, Wässer gefördert, deren Mineralisation (in Bereichen von 1,5 - 2,5 mS/cm) zwar den Bergbaueinfluß deutlich machten, allerdings waren diese Wässer mit pH-Werten um 6,5 bis 6,9 schwach bzw. nicht versauert. In der FBK, vor allem auch in tieferen Bereichen, wurden Grundwasserproben gefördert, in deren Entwicklung sich eine zunehmende Versauerung widerspiegelte.

In Abb. 5-7 sind die Schwankungen der Wasserinhaltsstoffe über einen Zeitraum von etwa 2 Jahren dargestellt.

Die deutlich größere Anzahl von Proben aus der FBK ergibt sich aus der 3-fach höheren Anzahl an Meßpunkten und der höheren Probenahmedichte an der K-GWM 1.

ASK

Für die ASK wurde ein mittlerer pH-Wert von 6,5 (Min: 6,18; Max: 6,81) ermittelt. Mit Ausnahme des Eisens ergeben sich relativ geringe Schwankungen für die meisten der untersuchten Inhaltsstoffe. Eine zeitliche Abhängigkeit der gemessenen in-situ Parameter konnte in der Untersuchungsperiode anhand der ermittelten Meßwerte nicht festgestellt werden.

In Tabelle 5-3 sind die durchschnittlichen Inhaltsstoffkonzentrationen aufgeführt. Entsprechend dem pH-Wert sind Schwermetalle und Spurenelemente in den Wässern der

ASK nahezu nicht nachzuweisen. Bei einer Einzelbeprobung lagen die Konzentrationen der Elemente As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, P, Pb, Sn und Uran unter der Nachweisgrenze. Die Konzentrationen der Elemente B und Ba lagen mit Werten von rund 0,8 bzw. 0,03 mg/l unter dem kleinsten Grenzwert aus der Trinkwasserverordnung

Tabelle 5-3: Mittlere Werte der ASK (n=8)

Milieuparameter		Ion	mg/l	Ion	mg/l
pH	6,5	Ca ²⁺	673	K ⁺	19,5
el. Lf. (mS*cm)	4,3	Cl ⁻	84,3	Mg ²⁺	197
E _h (mV)	152	Fe ²⁺	27,6	Mn ²⁺	4,9
T (°C)	13,1	Fe ³⁺	1,61	Na ⁺	153,8
O ₂ (mg/l)	0,42	HCO ₃ ⁻	759	SO ₄ ²⁻	2003,5

(TWV) der BRD (1990) und der Holland/Hamburg-Liste. Über dem Grenzwert von 0,01 mg/l liegende Zinkkonzentrationen wurden in der K-GWM 3 mit 0,046 mg/l und in der K-GWM 4 mit 0,17 mg/l gemessen.

Der Sättigungszustand bezüglich verschiedener Mineralien und CO₂-Gas wurden mit dem geochemischen Gleichgewichtsprogramm PHREEQC (PARKHURST [1995]) berechnet.

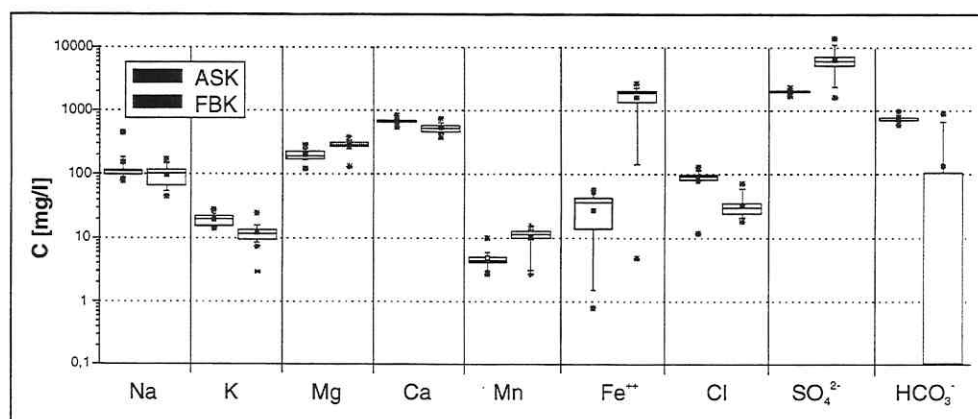


Abbildung 5-7: In-situ-Konzentrationen von Hauptelementen der ASK (n = 8) und FBK (n = 64)

Ermittelte Sättigungsindizes (SI) ergeben, daß die Wässer der ASK sehr exakt im Bereich der Sättigung zu Gips, Kalzit und Siderit liegen. Unter der Voraussetzung des Nachweises in Kippensedimenten bestimmen diese Minerale die Konzentrationen der Sulfat-, Kalzium- und Eisenionen der wäßrigen Phase. Tatsächlich konnten in Kippensedimenten der ASK unter dem Binokular Gips und Karbonat qualitativ nachgewiesen werden.

Geringe Mengen Sulfid (0,01 – 0,1 mg/l) wie auch Eisen(III)-Ionen wurden in den Wässern der ASK nachgewiesen. Die Sättigungsberechnungen ergeben für das Eisen(III)-Hydroxid Hämatit und das Eisenhydroxosulfat K-Jarosit starke Übersättigung. Bereits bei 0,01 mg/l gelösten Sulfids sind Zinksulfid (Sphalerit) und Pyrit aufgrund der geringen Löslichkeit und der hohen Fe(II)-Gehalte stark übersättigt.

Der rechnerisch ermittelte CO_2 -Partialdruck ist im Bereich von 0,4 bis 4 % sehr hoch. Die errechneten Werte werden durch Messungen des CO_2 -Partialdruckes der Bodenluft bestätigt (NITSCHKE [1999]). Die Autoren weisen durch Messungen des $\delta^{13}\text{C}$ -Wertes des Bodenluft- CO_2 im oberen 10 m-Bereich der ASK nach, daß der überwiegende Teil des Gases aus der Auflösung mariner Karbonate stammt. Vor allem in den gesättigten Teilen der ASK gewinnt mit zunehmender Liegezeit der Sedimente die dissimilatorische Sulfatreduktion (Abschn. 5.2.3.4) an Bedeutung. Durch diesen Prozeß wird CO_2 durch Oxidation organischer Substanz freigesetzt und im Kippenwasser u.a. als HCO_3^- gelöst. KNÖLLER (1999) (persönliche Mitteilung) kann anhand von $\delta^{13}\text{C}$ (HCO_3^-) Isotopenuntersuchungen sowohl CO_2 -Anteile aus der Lösung mariner Karbonate als auch den Einfluß der dissimilatorischen Sulfatreduktion nachweisen.

FBK:

Wesentlich heterogener als in der ASK sind die in-situ Messungen in der FBK (Abb. 5-7). Die Ionenkonzentrationen von Magnesium, Mangan, Eisen und Sulfat liegen über denen der ASK. Vor allem die Sulfat-, Hydrogenkarbonat- und Eisenkonzentrationen streuen stark.

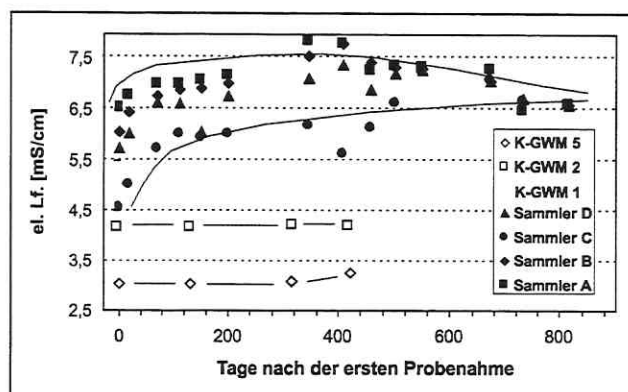


Abbildung 5-8: Entwicklung el. Leitfähigkeiten in Meßstellen der FBK

Bei einem Vergleich der FBKn-Meßstellen wird deutlich, daß sich die Beschaffenheitsentwicklung aller Meßebenen der K-GWM 1 signifikant von den Wässern der Meßstellen 2 und 5 unterscheidet. Während das hydrochemische Milieu und die Inhaltsstoffkonzentration der FBKn-Meßstellen 2 und 5 vergleichbar mit denen der ASK sind, kann in der Meßstelle 1 grundsätzlich

ein deutlicher Trend zur Versauerung und steigenden Ionenkonzentrationen nachgewiesen werden. In Abbildung 5-8 ist anhand der el. Leitfähigkeit die hydrochemische Entwicklung der FBK-Meßstellen dargestellt. Es wird deutlich, daß die el. Leitfähigkeiten in allen

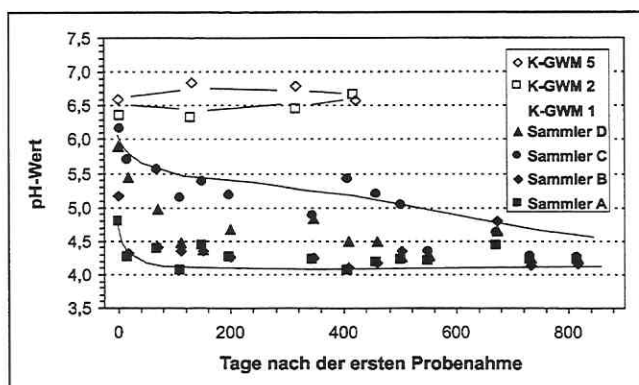


Abbildung 5-9: Entwicklung der pH-Werte in Meßstellen der FBK

Meßstellen unterschiedliche Niveaus einnehmen. Betrachtet man die pH-Werte der einzelnen Meßstellen (Abb. 5-9), so zeichnen sich ebenfalls zwei unterschiedliche Reaktionsbereiche ab.

Unter Berücksichtigung des Meßstellenausbaus wird deutlich, daß die in der Multilevelmeßstelle gemessene Hydrochemie des FBK-Wassers sich von der in Einfachmeßstellen signifikant unterscheidet. Auf-

grund dieser Tatsache werden die mittleren hydrochemischen Beschaffenheitsparameter der FBK in Tabelle 5-4 entsprechend dem Meßstellenausbau (d.h. separate Darstellung der Analysen der K-GWM 1) unterschieden.

Anhand der Abbildung 5-8 und 5-9 sowie der Tabelle 5-4 wird ersichtlich, daß sich mit der Aufmineralisation und Versauerung des Kippenwassers in der Meßstelle 1 in allen

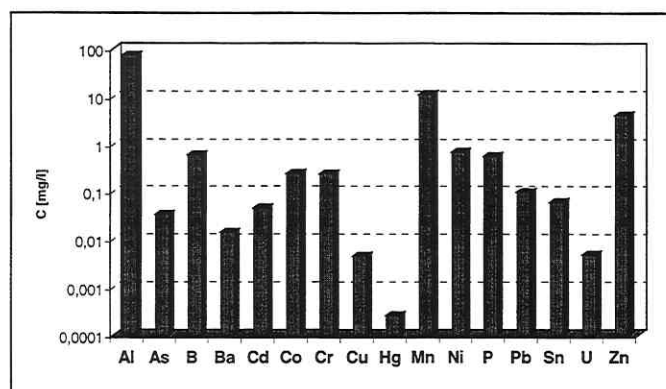


Abbildung 5-10: Mittlere Schwermetall- und Spurenelementgehalte aller Meßebenen der K-GWM 1

Meßebenen ein Versauerungsprozeß abbildet. Durch das mittlere stöchiometrische Verhältnis von 0,47 (relative Standardabweichung $[S_{rel}]$ von 23 %) von Eisen zu Sulfat weist der Versauerungsprozeß auf Pyritoxidation hin. Im Zuge der Versauerung sind hohe Schwermetall- und Spurenelementgehalte (Abb. 5-10 und Tab. 5-4) in der wäßrigen Phase nachzuweisen.

Tabelle 5-4: Min, Max und Mittelwerte hydrochemischer Beschaffenheitsparameter der FBK, unterschieden nach Meßstellenausbau (*NWG, Fettdruck: Überschreitung des kleinsten Grenzwertes nach TWV der BRD [1990], Holland/Hamburg-Liste)

	K-GWM 2 und 5				K-GWM 1 (alle Teufen)			
	<i>n</i>	<i>Min</i>	<i>Max</i>	<i>MW</i>	<i>n</i>	<i>Min</i>	<i>Max</i>	<i>MW</i>
<i>Milieuparameter</i>								
pH	8	6,31	6,85	6,58	56	4,05	6,22	4,59
Eh	8	134,0	148,7	141,3	48	246,7	572	368,2
T (°C)	8	9,8	12,4	11,9	56	10,2	13,4	12,6
el. Lf. (mS/cm)	8	3,04	4,21	3,635	56	4,55	7,85	6,73
O ₂ (mg/l)	2	0,2	0,3	0,25	48	0,1	2,3	0,78
<i>Hauptionen (mg/l)</i>								
Ca	8	458	668	595,125	56	406	713	516
Fe(III)	6	0	3	0,65				
Fe(II)	6	1,85	144	68,91				
Fe (ges.)	8	1,88	144	66,5	52	695	2448	1841
K	8	13,28	25,4	19,06	56	6,9	15,9	11,1
Mg	8	70,5	296	188,9	56	211,1	362	294,8
Mn	8	1,706	3,88	2,62	56	0,794	15,82	11,5
Na	8	56,2	199	113,42	56	41,7	167	94,5
Cl	8	24	73	45,66	56	17,4	61,2	31
HCO ₃	8	646,6	915	758,04	56	0	512,4	45,6
Sulfat	8	1510	2413	1950	56	3340	14869	7046
<i>Schwermetalle und Spurenelemente (mg/l)</i>								
Al	8	0,1*	2,94	0,4425	56	1,95	169,5	74,4
As					38	0,0003*	0,125	0,046
B	2	0,27	0,471	0,37	56	0,4494	0,94	0,62
Ba	2	0,019	0,033	0,026	56	0,0015	0,18	0,015
Br ⁻					30	0,04	32,6	3,75
Cd					48	0,003*	0,134	0,047
Co					36	0,1004	0,376	0,2512
Cr					52	0,0061	1,858	0,2441
Cu					56	0,0005*	0,023	0,0047
Hg					28	0,00005*	0,0005	0,0003
Ni	2	0,08*	0,08	0,08	56	0,1682	1,254	0,7222
P	2	0,32	0,93	0,63	52	0,0860	1,097	0,5871
Pb					56	0,0008*	0,2332	0,1025
SiO ₂	6	4,26	17,64	10,93				
Sn					32	0,00005*	0,2003	0,063
U					32	0,001*	0,0648	0,005
Zn	2	0,02*	0,083	0,04145	52	0,3165	10,04	4,20

Aufgrund des gemessenen Versauerungsprozesses in der Multilevelmeßstelle (Abb. 5-8 und 5-9) läßt sich anhand der in-situ Messungen im Untersuchungszeitraum kein einheitlicher hydrochemischer Zustand für die FBK beschreiben. Im Vergleich der FBK- und ASK-

Meßwerte wird deutlich, daß die Untersuchungsergebnisse aus Einfachmeßstellen in ihrem hydrochemischen Zustand vergleichbar sind. In Bezug auf errechnete Mineralsättigungen gelten für die Einfachmeßstellen der FBK die gleichen Aussagen wie für die Meßstellen der ASK.

Im Zusammenhang mit den Erkenntnissen des Modells zum Kippenwasseranstieg ergibt sich für die Multilevelmeßstelle (K-GWM 1) eine spezielle hydraulisch-hydrochemische Situation, die speziell im Abschn. 5.2.5 erläutert ist.

5.2.1.2 Schlußfolgerungen

Die in den Einfachmeßstellen der **FBK** geförderten Kippenwässer zeigen vergleichbar ähnliche hydrochemische Signaturen und Mineralgleichgewichte wie die Wässer der **ASK**.

Trotz des großen Altersunterschiedes von 8-10 Jahren beider Kippenteile (ASK, FBK) im Untersuchungsraum ist das sich einstellende Milieu des Kippengrundwassers in den Einfachmeßstellen direkt vergleichbar.

Eine Versauerung der Kippenwässer der **ASK** ist nicht nachzuweisen. Die hydrochemische Signatur der **ASK** zeigt aufgrund der hohen Sulfatkonzentrationen einen Einfluß durch Sulfidoxidation. Die Sulfat-, Kalzium- und Eisenkonzentrationen werden durch die Gleichgewichtseinstellung zur Mineralphase Gips, Kalzit und Siderit kontrolliert.

Bereits sehr geringe Sulfidkonzentrationen der Wässer führen zu einer rechnerischen Pyritübersättigung. Die Eisen-(III)-Konzentrationen sind durch die Gleichgewichtseinstellung zu Eisen-(III)-Hydroxiden begrenzt. Aufgrund der hohen pH-Werte bleiben Schwermetall- und Spurenelementkonzentrationen unter der Nachweisgrenze. Lediglich Zink ist in Bezug auf den kleinsten Grenzwert der TWV der BRD [1990] und der Holland/Hamburg-Liste erhöht.

Aufgrund von Lösungsprozessen mariner Karbonate im Bereich der Verwitterungszonen **und** durch die im Kippenkörper einsetzende dissimilatorische Sulfatreduktion durch Oxidation organischer Substanz sind im Kippenkörper sehr hohe CO₂-Partialdrücke nachweisbar.

Im Hinblick auf die hydraulische Besonderheit des Standortes (ungesättigte Zonen in tieferen Bereichen der FBK) wurde die Multilevelmeßstelle gesondert betrachtet. Eine potentiell durch die Bohrung induzierte Versauerung und zunehmende Aufmineralisation des Kippenwassers in allen Teufen ist nicht auszuschließen und wird im Abschn. 5.2.5 diskutiert.

Durch die komplizierten hydraulischen Verhältnisse bindiger Mischbodenkippen besteht generell das Risiko, daß durch konventionell ausgebaute großkalibrige Bohrungen künstlich induzierte hydrochemische Prozessen verursacht werden. Aus diesem Grund ist sowohl die örtliche als auch die zeitliche Aussage zur Qualitätsentwicklung durch in-situ Messungen problematisch.

Inwieweit die unterschiedlichen Reaktionen im Kippenkörper auf systematische, endogene Strukturen zurückzuführen sind, wird im weiteren anhand von matrixbezogenen Versuchen geprüft.

5.2.2 Durchlaufsäulenversuche zur Einstufung und Bewertung der Beschaffenheit und Entwicklung von Kippenwässern

5.2.2.1 Untersuchungsziel

Zur möglichst naturnahen Analyse hydrochemischer Veränderungen des Kippenwassers unter Grundwasserströmungsverhältnissen wurden Durchlaufsäulenversuche konzipiert und durchgeführt.

Die Säulenversuche wurden unter Verwendung ungestörter Bohrkerne nach dem Verfahren zum ungestörten Säulenversuch (Patentschrift: LAZIK *et al.* [1997]) aufgebaut.

Ziel der Säulentests war die Quantifizierung von Veränderungen der Inhaltstoffmatrix gelöster Stoffe unter simulierter, gesättigter Einphasenströmung. Durch die Verwendung von Bohrlinern (ungestörte Probe) können unter naturnahen Bedingungen die hydrochemischen Veränderungen der fluiden Phase in den Säulen erfaßt werden. Aufgrund der Teufenbeziehung der Bohrkerne ist zusätzlich eine Zuordnung der Ergebnisse auf innere Kippenstrukturen möglich. Durch die Versuchsergebnisse wird registriert, in welchem Ausmaß eine intensive Verwitterung, langfristig exponierter Kippenoberflächen, die hydrochemische Beschaffenheit des durchströmenden Grundwassers in Kippen, z.B. während des Wasseranstiegs beeinflusst. Dies ist hinsichtlich der Gefährdungsabschätzung für angrenzende Restseen von Bedeutung.

Zu Beginn der Säulenversuche liegt ein wesentliches Untersuchungsziel in der kontrollierten matrixbezogenen Probenahme. Dies dient, angesichts komplizierter, strukturgebundener hydrodynamischer Prozesse und des unzureichend erkundbaren Reaktionsraumes einer in-situ Grundwasserprobe, zunächst zur Gliederung der Kippenwässer und der Ermittlung beschaffenheitsprägender Prozesse. Damit dienen die Versuchsergebnisse dem Vergleich und somit auch der Zuordnung im Feld gewonnener Daten, deren Repräsentativität meßstellenbedingt eingeschränkt sein kann.

Die Versuchsanordnung ermöglichte zusätzlich die Analyse hydraulischer Eigenschaften (z.B. der k_f -Wert Bestimmung, Abschn. 4.4).

5.2.2.2 Versuchsaufbau und Durchführung

Die ungestörten Bohrproben (Liner) wurden mit definiertem Kippenwasser unter einem meß- und veränderbaren hydraulischen Potential gemäß des Versuchsaufbaus (Abb. 5-11) durchströmt. Die Säulenvolumina schwanken je nach Länge der Bohrproben von etwa 4,7 bis 8,7 Liter. Die Sättigung der ungestörten Bodenproben entspricht den in Abschn. 4.4 beschriebenen Werten.

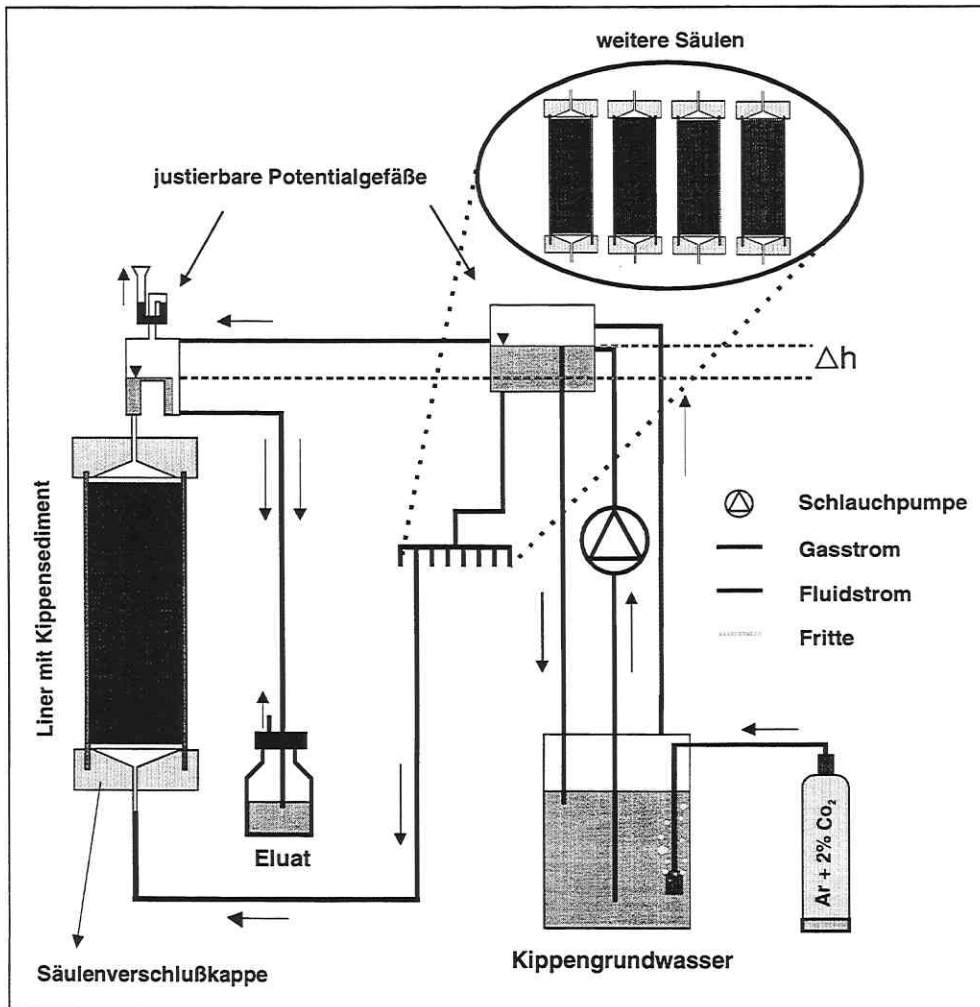


Abbildung 5-11: Versuchsaufbau der Säulenversuche für gesättigte Durchströmung (Versuchsaufbau nach LAZIK & DOHRMANN [1996])

Die Versuchsanordnung ist so gewählt, daß an jeder einzelnen Säule durch justierbare Gärröhrchen das hydraulische Potential regelbar ist. Die Gärröhrchen bedingen auch, daß der im System herrschende Druck durch die Argon + CO₂-Begasung in beiden Potentialflaschen gleich groß ist und durch die Wasserfüllung der Zutritt von Luftsauerstoff begrenzt wird.

Vor Versuchsbeginn mußte geklärt werden, inwieweit der Laboraufbau zur zusätzlichen Oxidation reduzierter Mineralphasen in den Versuchssedimenten führt. Aufgrund der Größe der Säulen, bedingt durch die Versuchsanordnung und die Säulenanzahl, ist ein effektiver Schutz vor Luftsauerstoff nur mit hohem Aufwand möglich.

Zur Abschätzung des Zutrittes von Luftsauerstoff in die Versuchssäulen ist in einem Experiment dessen Nachlieferung bestimmt worden. Ein Liner ohne Sediment wurde unter

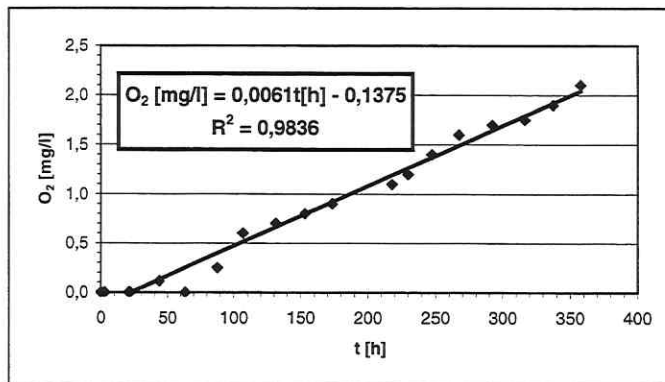


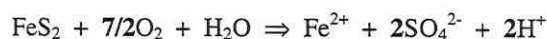
Abbildung 5-12: O₂-Nachlieferung [mg/l] in eine pyritfreie Versuchssäule in der Zeit (t)

Argon-Atmosphäre gesetzt und mit den Verschlusskappen versehen. Anschließend ist mit einer O₂-Sonde elektrometrisch der zeitliche Verlauf der Luftsauerstoffsättigung gemessen worden. In Abb. 5-12 ist die Funktion abgebildet (Gl. 5-4).

Untersuchungen (Abschn. 5.1) zeigen, daß die zu Versuchszwecken herangezogenen Sedimente reduzierte Schwefelver-

bindungen enthalten (bis 1,8 Gew.-% Pyritschwefel).

Betrachtet man die *vollständige* Umsetzung des in die Säule diffundierenden Luftsauerstoffs mit Eisendisulfid nach Gl. 5-3 und die vollständige Lösung der Reaktionsprodukte, dann sind entsprechend Gleichung 5-5 in einem Versuchsmonat zusätzlich rund 15 mg/l Sulfat- und rund 4,2 mg/l Eisen-II-Ionen auf die Sauerstoffdiffusion zurückzuführen. Dabei wurde eine Porenziffer von 0,5 in den Versuchssäulen vorausgesetzt. Der durch O₂-Eintrag in die Versuchssäule mögliche Anstieg der Sulfatkonzentration liegt damit im Bereich des Meßfehlers von 5 %.



Gleichung 5-3

$$\text{O}_2[\text{mg/l}] = 0,0061t - 0,1375$$

Gleichung 5-4

t = Zeit in Stunden

$$C_{(i)}[\text{mg/l}] = \frac{\text{O}_2[\text{mg/l}] \cdot M_{(i)} \cdot A_{r(i)}}{A_{r(\text{O}_2)} \cdot \varepsilon}$$

Gleichung 5-5

i = Reaktionsprodukte der Gl. 5-3 C = Konzentration in mg/l
 ε = Porenziffer A_r = relative Atommasse
 ΔM = Molverhältnis von den Reaktionsprodukten i zu O₂

Der Versuchsaufbau ist so konzipiert, daß durch einen ständigen Argongasstrom durch alle wasserfreien Schläuche, Potentialgefäße und Vorratsbehälter der Sauerstoffzutritt eingeschränkt wird, um mögliche Oxidationsprozesse einzudämmen.

Um eher realitätsnahe Bedingungen im Versuch zu erzielen, wurden dem Inertgas Argon 2 % CO₂ beigemischt. Damit soll in den Vorrats- und Auffangbehältern der hohe CO₂-Partialdruck der Kippe simuliert werden.

Das zur Durchströmung verwendete Kippengrundwasser entstammt der K-GWM 5, die als Grundwassergütemeßstelle errichtet wurde. Diese Meßstelle liefert entsprechend dem Redoxpotential reduzierendes Grundwasser.

Das Wasser entsprach der am häufigsten und plausibelsten gemessenen Grundwasserqualität aller bis zum Versuchsbeginn in situ beprobten Kippenwässer. Eine Analyse des Versuchsfluides (VF) sowie die mittels PHREEQC errechneten Sättigungsindizes zeigt Tabelle 5-5.

Tabelle 5-5: Analyse und berechnete Mineralsättigungen des Versuchsfluides

Milieuparameter			Aluminium	mg/l	<0,1
			Blei	mg/l	<0,1
Temperatur	°C	15,4	Nickel	mg/l	<0,08
el. Leitfähigkeit	mS/cm	2,208	Nitrat	mg/l	<0,05
pH-Wert		6,5	Cadmium	mg/l	<0,05
E _h -Wert	mV	68,9	Chrom	mg/l	<0,05
O ₂ -Wert	mg/l	0,7	Zink	mg/l	<0,02
			Kupfer	mg/l	<0,02
gelöste Inhaltsstoffe			Mineralsättigungen (SI)		
Sulfat	mg/l	1227,1	Name	SI	chem. Formel
Hydr.-karbonat	mg/l	997,35	CO ₂ (g) (pCO ₂ =0,15)	-0,82	CO ₂
Kalzium	mg/l	447,1	Anhydrit	-0,27	CaSO ₄
Magnesium	mg/l	130,5	Gips	-0,01	CaSO ₄ ·2H ₂ O
Natrium	mg/l	129,9	Dolomit	0	CaMg(CO ₃) ₂
Chlorid	mg/l	28,4	Rhodochrosit	0,09	MnCO ₃
Kalium	mg/l	11,9	Aragonit	0,11	CaCO ₃
Eisen (gesamt)	mg/l	1,637	Siderit	0,25	FeCO ₃
Mangan (ges.)	mg/l	0,815	Kalzit	0,26	CaCO ₃
Bromid	mg/l	0,12	Barit	0,61	BaSO ₄
Sulfid	mg/l	0,63	Pyrit	17,2	FeS ₂

Das Versuchsfluid wurde während des Versuches in einem Behälter unter Argonatmosphäre mit 2 % CO₂ aufbewahrt und hinsichtlich der Milieuparameter kontrolliert sowie gegebenenfalls erneuert. Mineralausfällungen in den Strömungsleitungen waren nach Analysen überwiegend Eisen- und Kalziumkarbonate sowie Gips. Sie bestätigen die

Sättigungsberechnungen, zeigen aber auch, daß der hohe CO_2 -Partialdruck im Kippenkörper nicht ohne weiteres nachzubilden ist.

Das Versuchsfluid kann aufgrund der erhöhten Sulfat- und Eisenkonzentrationen als sulfidoxidationsbeeinflusst bezeichnet werden. Die Milieuparameter sowie die erhöhten Gehalte anderer Elemente deuten allerdings darauf hin, daß die Beschaffenheit auch durch andere hydrochemische Prozesse geprägt ist. Die hohen HCO_3^- -Konzentrationen im Zusammenhang mit dem pH-Wert deuten die maximale karbonatische Pufferkapazität der wäßrigen Phase an. Der Redoxzustand bewegt sich im Bereich der (dissimilatorischen) Sulfatreduktion, die wiederum Ursache für den hohen CO_2 -Partialdruck und damit für die hohen HCO_3^- -Konzentrationen sein könnte. Der pH-Wert des Wassers limitiert die Verfügbarkeit der Spurenelemente Al, Pb, Ni, Cd, Cr, Zn und Cu.

Zu den Versuchen wurden insgesamt 15 Säulen aus 4 Bohrungen (K-GWM 1, 3, 4 und 5) aufgebaut. Der Versuch wurde so eingestellt, daß die maximale durchströmte Wassermenge in keiner Säule größer war als etwa 2 Liter pro Monat. Das entspricht etwa einem 3- bis 4-maligen Porenwasserwechsel. Aufgrund der geringen k_f -Werte wurde diese Häufigkeit des Porenwasserwechsels nur in einer Säule erreicht. Im Mittel lag der Porenwasserwechsel im untersuchten Zeitraum aller Säulen etwa 1,5.

Die durchgeströmten Wässer wurden mengenmäßig erfaßt und in Monatsabständen wie folgt analysiert:

- **hydrochemische Milieuanalyse:** elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert, O_2 -Gehalt, Temperatur und Redoxpotential,
- **Inhaltsstoffanalyse:** Sulfat, Eisen, Kalium, Natrium, Magnesium, Kalzium, Chlorid, Hydrogenkarbonat, Mangan, Aluminium, Arsen, Blei, Barium, Cadmium, Kobalt, Chrom, Kupfer, Quecksilber, Nickel, Phosphor, Blei, Uran, Zink, Zinn.

5.2.2.3 Ergebnisse

Im Rahmen der Versuchsauswertung ist davon auszugehen, daß die durch den Kippenaufbau vorgegebene vertikale Zonierung von versauerten und nicht versauerten Sedimenten sich auch in der chemischen Beschaffenheit der teufenbezogenen Eluate der Säulenversuche widerspiegelt. Zur Übersicht sind in Abb. 5-13 die pH-Werte und die el. Leitfähigkeiten aller Eluate der entsprechenden Teufe abgebildet. Die zeitliche Entwicklung bleibt in dieser Abbildung unberücksichtigt.

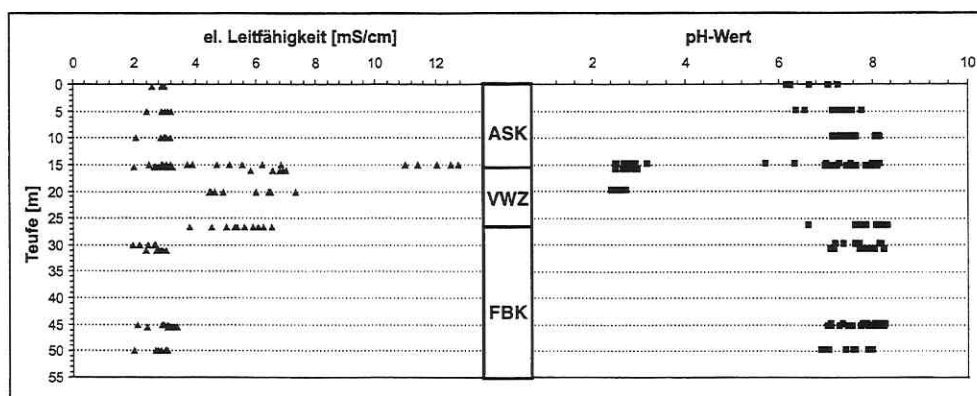


Abbildung 5-13: Teufenabhängigkeit und Variationsbreite der el. Lf. und des pH-Wertes aller Eluate aller Versuchssäulen unter simulierter Kippenwasserdurchströmung (einheitliches Versuchsfluid: Tab. 5-1)

In Abbildung 5-13 wird deutlich, daß der pH-Wert der Porenwässer, in Abhängigkeit von der Teufe, in den Bereichen zwischen 2-3 und 6-8 liegt. Dabei markieren grundsätzlich niedrige pH-Werte den Bereich der ehemals exponierten Oberfläche der FBK und damit die VWZ. Da die Oberfläche der FBK stark strukturiert ist, kann, wie in Abb. 5-13 deutlich wird, in 15 m Teufe die gesamte Variationsbreite der gemessenen Parameter auftreten, in Abhängigkeit davon, ob die VWZ in dieser Teufe erfaßt wird.

Die an den Säulenversuchen gemessenen Milieuparameter pH-Wert und el. Leitfähigkeit bestätigen die vertikale Gliederung des Kippenkörpers in unterschiedliche Reaktionsräume. Anhand der bestimmten pH-Werte und el. Leitfähigkeiten an Versuchssäulen (Abb. 5-13) lassen sich 2 Reaktionsbereiche im Kippeninneren ableiten, die streng an vorgegebene Strukturen gebunden sind.

Unter Anwendung der von WISOTZKY (1994) vorgeschlagenen Unterteilung in Primär- (im Zuge der GW-Absenkung und des Versturzes) und Sekundärverwitterung (offenliegende Oberflächen) sind die Reaktionsbereiche von beiden Prozessen geprägt. Der größte Teil der Absetzer- und Förderbrückenkippe ist primär oxidiert und im Untersuchungsgebiet nicht

versauert. Lediglich exponierte Kippenoberflächen unterlagen in unterschiedlichen Zeiträumen der sekundären Sulfidverwitterung und sind nachhaltig versauert. Dieses Erkenntnis macht es sinnvoll, bei der hydrochemischen Betrachtung des Kippenwassers grundsätzlich von 2 getrennten Reaktionsräumen auszugehen.

Da sich die Verwitterungszonen in der Hangendpartie der ASK (VWZ_{ASK}) und der FBK (VWZ_{FBK}) abbilden und sich in gleicher Weise vom jeweiligen Kippenkörper unterscheiden, werden in der weiterführenden Ergebnisdarstellung die Reaktionsräume *Verwitterungszone* (R_{VWZ}) und *Kippenkörper* (R_{KK}) unterschieden. Diese Vorgehensweise ermöglicht es, Kippenwässer, eines heterogenen Kippenkörpers mit bekannten und abgrenzbaren geochemischen Struktureinheiten, die unmittelbar an die Tagebautechnologie geknüpft sind, zu klassifizieren und zu beschreiben.

Neben der Klassifizierung und Beschreibung der Kippenwässer liefert der Säulenversuch eine Aussage über Mobilisierung und Fixierung von Reaktionsprodukten (Sulfat, Eisen, Spurenelemente und Schwermetalle) in Bezug auf das eingesetzte Versuchsfluid (typisches Kippenwasser).

Die Auswertung der Konzentrationsänderung als Folge simulierter Kippenwasserdurchströmung erfolgt als Funktion des Porenwasseraustausches. Dabei werden die Aus- bzw. Eintragsmengen der untersuchten Wasserinhaltsstoffe auf die Lagerungsdichte der Sedimente normiert. Dies soll in Zukunft vor allem bei „worst case“-Berechnungen im Zusammenhang mit der Modellierung des Wasserwiederanstiegs in bindigen Mischbodenkippen genutzt werden.

5.2.2.3.1 Reaktionsraum Kippenkörper (R_{KK})

pH-Wert

Abbildung 5-14 zeigt die Häufigkeitsverteilung der an Versuchssäulen gemessenen pH-Werte aus den Teufen 0 bis 15 m und 26 bis 50 m unter GOK. Diese Teufenbereiche markieren die

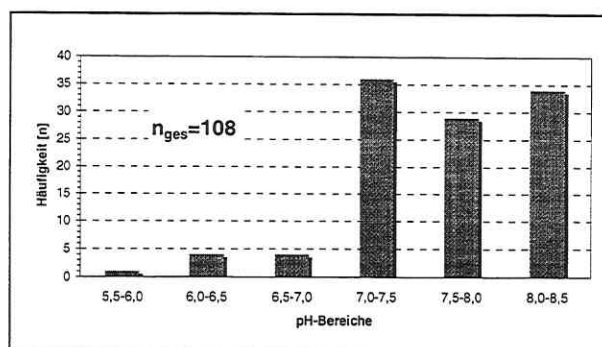


Abbildung 5-14: Häufigkeiten aller gemessener pH-Werte im Reaktionsraum Kippe (R_{KK})

nicht versauerten Bereiche der ASK und FBK. Mehr als 90 % der Meßwerte liegen im pH-Bereich 7 – 8,5. Aufgrund der hohen pH-Werte, die durch Karbonate der wäßrigen Phase nicht erreicht werden, kann von einer Kalzit-anwesenheit in den Versuchssäulen der genannten Teufen ausgegangen werden. Tatsächlich belegen Messungen an Säulensedimenten TIC- Konzentrationen von

0,1 - 0,8 Gew.-%. Neben der pH-Wert- und TIC-Messung wurden Sättigungsberechnungen für Kalzit mit dem geochemischen Gleichgewichtsprogramm PHREEQC durchgeführt. Ziel der Berechnung war es, mittelbar beschaffenheitsprägende Reaktionen zwischen Fest- und Wasserphase nachzuweisen.

In Abb. 5-15 ist der berechnete Sättigungsindex (SI) für Kalzit aller Versuchswässer als Funktion des pH-Wertes abgebildet. Anhand der Abbildung wird deutlich, daß ab etwa einem pH-Wert von 6,5 aufwärts die Porenlösungen im Bezug auf die Mineralphase Kalzit gesättigt sind. Dieser Bereich entspricht der hydrochemischen Situation, in der die Konzentration der

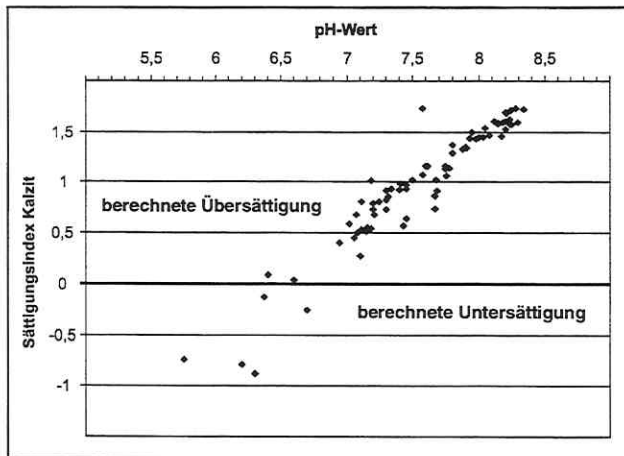


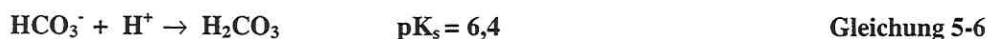
Abbildung 5-15: Errechnete Sättigungsindizes (SI) für Kalzit in Abhängigkeit vom pH-Wert

Kalzium- und Karbonationen der flüssigen Phase von der Gleichgewichtseinstellung zur karbonatischen Festphase bestimmt wird.

Anhand der Säulenversuche kann aufgrund der matrixbezogenen hydrochemischen Analysen unter simulierten Strömungsbedingungen in den Teufen 0 bis 15 und 26 bis 50 m ein pH-Wert bestimmendes Kalzit - Puffersystem im pH-Bereich von etwa 6,5 bis 8,5 nachgewiesen werden.

Sinken die pH-Werte unter 6,4 wurde Kalzituntersättigung berechnet. In diesem Fall (pH-Werte um 6,4) wurden die höchsten HCO_3^- -Gehalte von bis zu 413 mg/l ermittelt. Der pH-Wert 6,4 entspricht der Säurekonstanten der undissoziierten Säure nach Gleichung 5-6 (CHRISTEN [1988]). Die Säurekonstante markiert den hauptsächlichen Pufferbereich der dazugehörigen Reaktionsgleichung.

Eine vollständige Lösung fester Karbonate ist unterhalb des pH-Wertes von 6,4 zu erwarten. Daher ist davon auszugehen, daß unterhalb dieses pH-Wertes feste Karbonate für die pH-Wert-Einstellung der Lösung gegenstandslos sind.



WISOTZKY (1994) geht bei Untersuchungen von Kippenwässern des Rheinischen Braunkohlereviere davon aus, daß das Unterschreiten des pH-Wertbereiches von etwa 6,3 den Aufbrauch der aus den Sedimenten nachlieferbaren kalziumkarbonatischen Pufferkapazität

andeutet. Mit Unterschreiten dieses pH-Wertbereiches verschiebt sich das Gleichgewicht der Reaktion 5-6 nach rechts. Der überwiegende Anteil des anorganischen Kohlenstoffs der wäßrigen Phase liegt dann als Kohlendioxid bzw. Kohlensäure [$\text{H}_2\text{CO}_3 = \text{CO}_2(\text{aq})$ und $\text{H}_2\text{CO}_3(\text{aq})$] vor.

Elektrische Leitfähigkeit und Milieuparameter

In Abb. 5-16 ist die Beziehung der el. Lf. zu dem gemessenen pH-Wert aller Eluate in den Teufen 0-15 und 26-50 m graphisch dargestellt. Es ist zu erkennen, daß die Eluate in diesem Teufenbereich hauptsächlich durch elektrische Leitfähigkeiten zwischen 2 und 3,4 mS/cm bestimmt sind. Eine korrelative Abhängigkeit des pH-Wertes von der el. Lf. besteht nicht. Wird vorausgesetzt, daß die hohen el. Leitfähigkeiten hauptsächlich durch Sulfat aus der Pyritverwitterung stammen, wurden die gleichzeitig entstandenen Protonen in den betrachteten Bereichen gepuffert.

Die in der Abb. 5-16 durch Vierecke bezeichneten Beziehungen sind Meßwerte einer Versuchssäule, deren el. Lf. deutlich nach oben abweicht. Diese für den pH-Wertbereich untypischen, dennoch signifikant erhöhten Werte, wurden in einer Versuchssäule aus 26 m Teufe gemessen. Da diese Teufe unterhalb der VWZ_{FBK} liegt, kann von einem Ionenaustrag

von Sulfidverwitterungsprodukten in darunter liegende Bereiche mit gleichzeitig verlaufender H^+ -Pufferung ausgegangen werden.

Die Redoxpotentiale wurden auf das Potential der Wasserstoffelektrode umgerechnet. Sie sind dadurch vergleichbar und als E_h -Werte in mV angegeben. Der Wertebereich der 108 Proben erstreckt

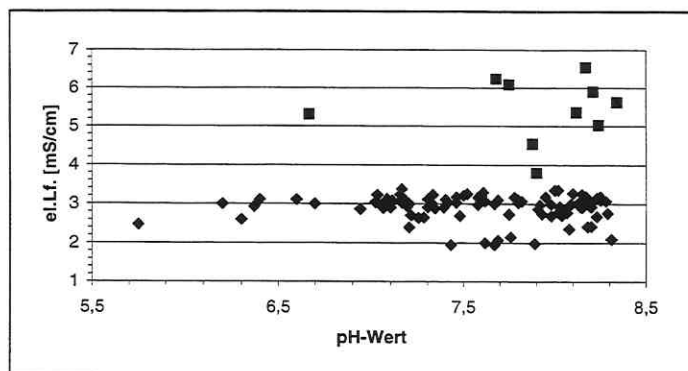


Abbildung 5-16: El. Lf. in Abhängigkeit vom pH-Wert der Eluate im Reaktionsraum Kippenkörper (R_{KK})

sich von 438 bis 755 mV. Der Mittelwert liegt bei 649 mV mit einer Standardabweichung (S) von 50 mV ($S_{\text{rel}} 7,6 \%$).

Nach experimentell ermittelten Redoxpotentialen von BRÜMMER (1974) und GOTOH & PATRICK (1974) liegen die gemessenen Werte im Grenzbereich zur NO_3^- -Reduktion und Mn^{2+} -Bildung.

Die gemessenen Konzentrationen an gelöstem O_2 schwanken von 1,4 bis 11,3 mg/l und liegen mit durchschnittlich 9 mg/l recht hoch. Die prozentual zum Mittelwert berechnete Standardabweichung beträgt über 22 %. Die O_2 -Konzentrationen korrelieren nicht mit dem gemessenen Redoxpotential. Da während der Probenahme nach dem Öffnen der Eluatfläschchen zuerst die Probengefäße für die Ionenanalysen befüllt und erst danach Milieuparameter bestimmt wurden, deutet die Diskrepanz der Milieuparameter einen versuchsbedingten Effekt an. Dieser könnte darin begründet sein, daß redoxbestimmende Ionenpaare wie z.B. Fe^{2+}/Fe^{3+} langsamer mit dem Oxidationsmittel reagieren als die diffusive O_2 -Zunahme im Eluat während der Probenahme.

Eine Möglichkeit diesen Effekt auszuschließen wäre der Einsatz eines Autosamplers, der in den Versuchsaufbau integriert die Messungen durchführt. Erste Ergebnisse über Konstruktion, Arbeitsweise und Einsatz eines sich selbst kalibrierenden Multi-parameter-Meßsystems wurden von MORGENEYER (1999) beschrieben (Auch LAZIK *et al.* [1997]; Patentschrift).

Kationen

Die Konzentrationsbereiche der Hauptkationen aller Eluatanalysen für den Reaktionsraum Kippenkörper sind in der Tabelle 5-6 abgebildet.

Tabelle 5-6: MW, Min, Max und Standardabweichung (S) für Hauptkationen der Eluatanalysen (R_{KK})

(n=108)	MW	Minimum	Maximum	S	S in %
	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]		
Kalzium	471,2	225,7	632,6	82,2	17,4
Magnesium	201,1	53,6	1212,3	190,1	94,5
Natrium	64,3	19,0	126,0	27,8	43,2
Kalium	12,8	5,0	26,7	3,6	28,0
Mangan	1,8	0,02	8,9	2,1	115,6
Eisen	0,16	0,02	1,4	0,2	128,3

Die Kalziumkonzentration der Säuleneluat schwankt im Bereich 225 mg/l bis 632 mg/l und liegt im Mittel bei 471 mg/l. An über 95% der Porenwässer, d.h. über den gesamten Bereich der gemessenen Kalziumionenkonzentration, wurde eine starke Kalzitübersättigung berechnet. SI-Berechnungen der Mineralphase Gips zeigen hingegen, daß die Kalziumkonzentration der

wäßrigen Phase Gipsuntersättigung zuläßt (Abb. 5-17). Erst ab etwa 600 mg/l Kalzium konnten permanente Gipsübersättigung, unter 400 mg/l permanente Gipsuntersättigung berechnet werden. Da ein Zusammenhang ($r = 0,57$) zwischen der Konzentration der Kalzium- und Sulfationen besteht, ist davon auszugehen, daß die maximale Konzentration der Kalziumionen in den Porenwässern des R_{KK} neben der Gleichgewichtseinstellung zur

Mineralphase Kalzit, hauptsächlich aber durch das sich schneller einstellende Gleichgewicht zur Mineralphase Gips kontrolliert wird.

Die mittlere Magnesiumkonzentration beträgt 201 mg/l. Die sehr hohe relative Standardabweichung von über 90 % vom Mittelwert drückt die hohe Spannbreite der Konzentration von

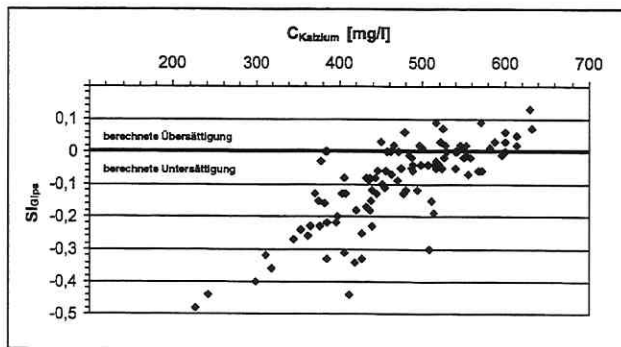


Abbildung 5-17: Errechnete Sättigungsindizes (SI) für Gips in Abhängigkeit von der Kalziumkonzentration

53 bis 1212 mg/l aus. Auffallend ist, daß im Teufenbereich von 26 bis 27 m die Maximalkonzentration sowie extrem erhöhte Werte (durchschnittlich 770 mg/l) auftreten. Wird dieser Bereich statistisch nicht berücksichtigt, sinkt der Mittelwert auf 147 mg/l. Die prozentuale Standardabweichung verbessert sich auf 25 %. Damit wird ein Teufenbereich ausgegrenzt, der wie schon erwähnt, unterhalb der Verwitterungszone der FBK liegt.

Infolge einer pH-Pufferreaktion durch magnesiumhaltige Karbonatphasen erhöht sich sprunghaft die Magnesiumkonzentrationen des Porenwassers. Damit wird die Annahme eines abwärts gerichteten Vertikalaustrages von Verwitterungsprodukten aus der VWZ_{FBK} bekräftigt.

Vom Mittelwert (1,8 mg/l) signifikant abweichende erhöhte Mangankonzentrationen finden sich in den Teufenbereichen um 5 und 26 m (C_{Mn} 4-6 mg/l). Saure Porenwässer aus der VWZ weisen u.a. aufgrund des pH-abhängigen Gleichgewichts zu Manganoxiden 10 bis 100-fach höhere Konzentrationen auf. SCHLICHTING & SCHWEIKLE (1980) stellten im Verlauf einer Bodenentwicklung eine wesentlich höhere Manganverlagerung und -auswaschung als Eisen fest. Mit einer vertikalen Sickerwasserbewegung im Kippenkörper kann Mangan in die Tiefe verlagert werden. In diesem Fall ist zumindest in der Tiefe von 26 m der Einfluß der VWZ_{FBK} deutlich. Geht man davon aus, daß sich, wie in Abbildung 5-1 anhand von Boden-Milieuparametern dargestellt, eine rezente VWZ in der Hangendpartie der ASK befindet, würden erhöhte Mangangehalte in Versuchssäulen einen VWZ_{ASK}-Einfluß auch in 5 m Teufe bestätigen.

Die Natrium- und Kaliumgehalte der Porenwässer entsprechen der Konzentration zu Vergleichszwecken analysierter unbeeinflusster Grundwässer tertiärer Grundwasserleiter des Untersuchungsgebietes.

Die Eisenkonzentrationen sind mit durchschnittlich 0,16 mg/l sehr gering und entsprechen in ihrer Höhe im wesentlichen ebenfalls den Gehalten bergbauunbeeinflusster tertiärer Grundwasserleiter im Untersuchungsgebiet.

Anionen

Die Konzentrationsbereiche der Hauptanionen aller Eluatanalysen für den Reaktionsraum Kippenkörper sind in der Tabelle 5-7 abgebildet.

Tabelle 5-7: MW, Min, Max und Standardabweichung (S) für Anionen der Eluatanalysen (R_{KK})

(n=108)	MW	Minimum	Maximum	S	S _{rel} [%]
	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]		
Sulfat	1951,9	685,5	5377,5	824,5	42,2
HCO₃⁻	155,9	95,0	412,3	66,3	42,5
Chlorid	33,6	2,38	69,8	17,2	51,2
CO₂ (frei)	18,8	0,4	74,8	25,1	133,4
Fluorid	0,2	0,07	2,0	0,3	145,9
Bromid	0,2	0,06	0,9	0,2	85,6

Die Sulfatkonzentrationen (C_{Sulfat}) in Säuleneluatden des R_{KK} sind erheblichen Schwankungen in einem Bereich von 685 bis 5377 mg/l unterworfen. Dabei sind wiederum in einer Teufe von 26 m die höchsten Konzentrationen meßbar. Ohne diese Werte, die im Durchschnitt über 4000 mg/l betragen,

sinkt der Mittelwert aller anderen Proben um etwa 200 mg/l und die prozentuale Standardabweichung halbiert sich. Wie schon im Zusammenhang mit der Kalziumkonzentration beschrieben, korreliert die Konzentration des Ionenpaars Ca^{++} und SO_4^{2-} positiv. In Abbildung 5-18 ist die Abhängigkeit des Sulfatgehaltes der Lösungen vom Gipssättigungsindex (SI_{Gips}) graphisch verdeutlicht. Bis auf die Ausnahme bei 26 m (in dieser Teufe ist die zur

berechneten Gipssättigung gehörige Sulfatkonzentration etwa 1000 mg/l höher und die Kalziumionenkonzentration mit 447 mg/l unterdurchschnittlich) bestimmt die Gleichgewichtseinstellung mit der Sekundärmineralphase Gips die Obergrenze von etwa 2500 mg/l Sulfat in der Lösung. Aufgrund der stattfindenden H^+ -Pufferung bei gleichzeitig in den Reaktionsraum gelangenden

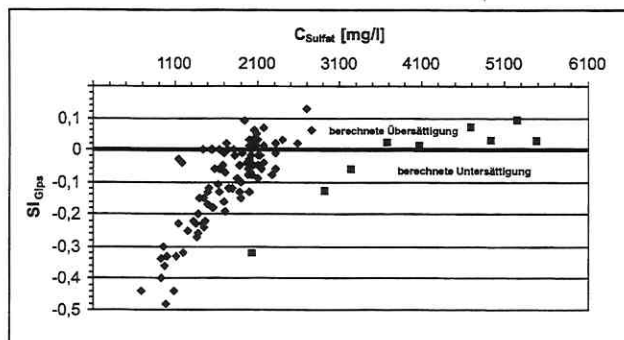


Abbildung 5-18: Errechnete Gipssättigungsindizes (SI_{Gips}) in Abhängigkeit von C_{Sulfat} (Vierecke: Werte aus 26 m Teufe, 10 m unter FBK-Oberkannte)

H^+ - und SO_4^{2-} -Ionen besteht wie schon bei der el. Lf. kein Zusammenhang ($r = 0,2$).

Die Chlorid-, Fluorid- und Bromidkonzentrationen entsprechen wie in Tabelle 5-7 aufgeführt Werten unbeeinflusster tertiärer Grundwasserleiter im Untersuchungsgebiet.

Aufgrund der sehr stark differierenden CO_2 -Partialdrücke im Kippenkörper (bis 0,25 atm) und im Säulenversuch (max. 0,02 atm) sind die in der Tabelle 5-7 verzeichneten Werte für HCO_3^- und freies CO_2 in Bezug auf Porenwässer des Kippenkörpers nicht repräsentativ.

Schwermetalle und Spurenelemente

Eine Reihe von Schwermetallen (SM) und Spurenelementen (SE) sind für biologische Einheiten (Pflanze, Tier) essentiell. In geringen Konzentrationen sind z.B. die Elemente Mangan, Kupfer, Zink, Molybdän und Bor Pflanzennährstoffe. Einige andere Elemente wie z.B. Kobalt sind in pflanzlicher Substanz enthalten und für die Ernährung tierischer Lebewesen notwendig. In höheren Konzentrationen sind Schwermetalle starke Gifte.

In der Tagebaufolgelandschaft können durch Oxidation von Metallsulfiden Schwermetalle und Spurenelemente in die wäßrige Phase freigesetzt und damit migrationsfähig werden. Durch die bergbautechnische Einheit von Kippen und Restseen würden die in Größenordnungen aus Kippen in Restseen migrierenden Schwermetalle und Spurenelemente für lebende Systeme eine Gefahr darstellen.

Das Gefahrenpotential wird anhand ökotoxikologischer Untersuchungen an stark sauren ($\text{pH} = 2,86$) Kippenquellen von SEGNER (1996) gezeigt. Die Exposition von lebenden Versuchszellen in diesen Wässern führte zu einem nahezu 100 %-igen Zelltod. Im Hinblick auf potentielle mutagene Effekte sind stark versauerte Kippenwässer als äußerst kritisch einzuschätzen.

Die an Durchlaufsäulen bestimmten SM und SE sind in der Tabelle 5-8 dargestellt. Bei neutraler Bodenreaktion ist die Löslichkeit von Schwermetallen gering. Mit wenigen Ausnahmen wie z.B. Cadmium und Zink, die bei pH-Werten von 6,5 - 6,0 bereits erhöhte Lösungskonzentration aufweisen, sind vor allem Nickel, Kupfer, Arsen, Chrom, Blei und Quecksilber erst bei pH-Werten von unter 4,5 bis unter 4 mobil (Nickel: 5,5).

Die Löslichkeit von Schwermetallen, d.h. die Konzentration in der Porenlösung bei gleichen adsorbierten Gehalten, sinkt in der Reihenfolge Cd, Zn, Ni, Cu, As, Cr, Pb, Hg (BLUME & BRÜMMER [1987]). Aus diesem Grund ist mit erhöhtem Auftreten der Elemente Cadmium, Zink und Nickel in der Porenlösung zu rechnen.

Zur Wertung der Schwermetall- und Spurenelementgehalte wurde im Hinblick auf die potentielle Gefährdung des angrenzenden Restsees und Grundwasserleiter durch Kippenwässer der für den betreffenden Inhaltsstoff niedrigste Grenzwerte der TWV der BRD von 1990 und der Holland/Hamburg-Liste (JORDAN & WEDER [1995]) gewählt.

Tabelle 5-8: Schwermetalle und Spurenelemente des R_{KK} (kleinster Grenzwert: Trinkwasserverordnung der BRD [1990], Holland-/Hamburg-Liste; * = Nachweisgrenze; Fett- u. Kursivdruck = Überschreitung des angeführten Grenzwertes)

Element	Probenzahl	MW	Minimum	Maximum	S	S in %	kleinster Grenzwert
	n	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]			[mg/l]
Al	95	≤0,1*					0,2
B	95	0,79	0,19	2,10	0,51	64,59	1
Ba	95	0,02	≤0,01*	0,17	0,02	111,76	0,5
Co	95	0,03	≤0,01*	0,45	0,08	262,69	0,2
Cr	95	≤0,05*					0,05
Cu	95	≤0,01*					0,2
Hg	27	≤5·10 ⁻⁵ *					0,0005
Ni	95	0,09	≤0,08*	0,28	0,03	36,91	0,015
P	95	0,24	≤0,10*	5,22	0,61	255,18	3
Sn	95	0,01	≤0,01*	0,04	0,00	31,25	0,01
U	27	0,05	≤0,02*	0,63	0,09	175,25	-
Zn	95	0,12	≤0,02*	2,50	0,39	332,46	0,01
As	95	≤0,08*					0,04
Cd	95	≤0,05*					0,005
Pb	95	≤0,1*					0,04

Die mittlere Elementkonzentration von **Zink** ist in den Säuleneluaten gegenüber dem vorgegebenen Grenzwert erhöht. Eine über dem Grenzwert liegende Maximalkonzentration ist bei den Elementen **Bor**, **Nickel**, **Phosphor** und **Zinn** festzustellen. Bei den Elementen **Arsen**, **Cadmium** und **Blei** erreicht die analytische Bestimmungsgrenze nicht den vorgegebenen Grenzwert.

WISOTZKY (1994) beobachtete an Versuchsanschüttungen aus sandigen pyrithaltigen Sedimenten unter ablaufender Sulfidoxidation eine Anreicherung von Nickel, Zink und Kobalt in den Porenwässern. Er geht davon aus, daß diese Elemente in sulfidischer Bindungsform vorlagen und mit der Sulfidoxidation und kombinierter pH-Senkung mobilisiert wurden.

Die gemessenen Zinkkonzentrationen aus den Säulenversuchen des R_{KK} liegen bei den ersten Eluatanalysen in den Bereichen von 0 - 10 m am höchsten und nehmen folgend sprunghaft ab. Daraus läßt sich schlußfolgern, daß sich im untersuchten Kippenkörper bei einem Vertikaleintrag durch Niederschlagswasser das aus der oberen VWZ_{ASK} ausgetragene Zink als sehr mobil erweist.

Die in den Säuleneluaten gemessenen Borkonzentrationen liegt im Mittel bei 0,79 mg/l. Diese hohen Werte spiegeln die in Meeressedimenten infolge erhöhter Borgehalte des Meerwassers

(im Mittel 4,6 mg/l) beobachtete Anreicherung in Tonmineralen wieder. Infolge der mit dem Versauerungsprozeß in Kippen im Zusammenhang stehenden Zerstörung von Silikaten ist die erhöhte Freisetzung von Bor ein Indikator für eine Überprägung der Wässer durch Reaktionsprodukte der Sulfidoxidation.

Die mittleren Konzentrationen bergbauunbeeinflusster tertiärer Sedimente im Untersuchungsgebiet betragen bei Bor 0,12 mg/l und bei Ba 0,06 mg/l.

5.2.2.3.2 Reaktionsraum Verwitterungszone (R_{VWZ})

Drei Versuchssäulen, die den Bereich der Hangendpartie der FBK (15 bis 20 m unter GOK) und damit die Verwitterungszone der FBK repräsentieren, wurden im Zeitraum eines mittleren Porenwasserwechsels von etwa 1,5 insgesamt 27 mal beprobt.

Es wurden hohe Inhaltsstoffkonzentrationen in einem drastischen Schwankungsbereich von unter 100 bis maximal 540 mmol/l registriert. Als Hauptanion der Eluate wurde Sulfat analysiert. Hauptkationen waren in abnehmender Reihenfolge Magnesium, Eisen und Kalzium. Die Konzentrationen nehmen im Verlauf des Versuches generell ab, womit die Auswaschung von leicht löslichen Sulfidverwitterungsprodukten bestätigt wird.

Bei der Errechnung der Ladungsbilanz wurden bei sauren Wässern, die aufgrund der leicht löslichen Sulfidverwitterungsprodukte Ionenkonzentrationen über 100 mmol/l (ΣC_{eq})

aufwiesen, beträchtliche Abweichungen ermittelt. Die in Kapitel 6 ermittelten und erläuterten Korrekturen wurden bei der Betrachtung des R_{VWZ} berücksichtigt.

pH-Wert

In Abb. 5-19 sind die Häufigkeiten der gemessenen pH-Werte an versauerten Versuchssäulen im Teufenbereich von 15 bis 20 m verdeutlicht. Die Versuchssäulen dieses Bereiches markieren die Hangendpartie der FBK und damit deren

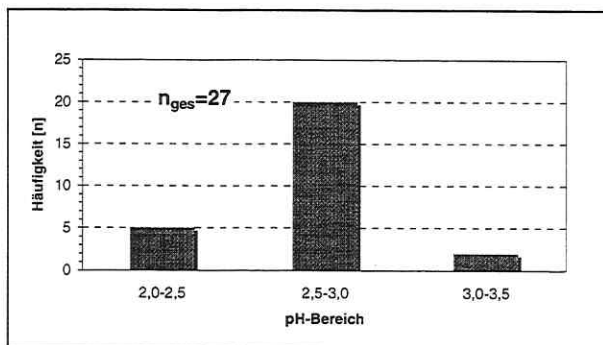


Abbildung 5-19: Häufigkeitsverteilung aller gemessener pH-Werte im Reaktionsraum Verwitterungszone (R_{VWZ})

versauerte, ehemals exponierte Oberfläche. Es wird ersichtlich, daß der überwiegende Teil der ermittelten pH-Werte im Bereich von 2,5 bis 3 liegt.

Wie Untersuchungen zeigen, liegt in diesem Teufenbereich neben Gips die aus der Sulfidverwitterung hervorgegangene sekundäre Mineralphase Jarosit vor. Da unter dem Milieu des Versuchsfluides Jarosit nicht stabil ist (BROWN [1971]), folgt durch den

simulierten Zutritt nichtversauerten und reduzierten Kippenwassers die Lösung der Mineralphase. Dieser Lösungsprozeß (Jarosithydrolyse) und die damit verbundenen Mineralum- und -neubildungen sind zur Zeit Thema intensiver Forschungen (GASHAROVA *et al.* [1998]). Der abrupte Milieuwechsel in der Versuchssäule wird allerdings zu einer beschleunigten Lösung des Jarosits führen. Infolge dieses Lösungsprozesses werden Sulfat- und Eisen(III)-ionen und im Falle des Hydronium-Jarosits Protonen in die fluide Phase freigesetzt. Im Rheinischen Bergbaurevier wurde Hydronium-Jarosit als sekundäre Mineralphase bei Pyritoxidation nachgewiesen (BRINKMANN [1976] und WISOTZKY [1994]).

Aufgrund des relativ hohen pH-Wertes des Versuchsfluides und der plötzlichen Freisetzung von Eisen (III)-Ionen führt die Hydrolyse des Eisens zur Bildung amorphen Eisenhydroxides und damit zur Freisetzung hoher Mengen Säure. Dieser Prozeß verläuft so lange, bis das Löslichkeitsprodukt amorphen Eisens unterschritten wird. Gleichgewichtsberechnungen eines Beispiel-Säuleneluates zeigen bei einem pH-Wert von etwa 3 Übersättigung an amorphen Eisenhydroxid (Abb. 5-20). Obwohl in den Sättigungsberechnungen in allen pH-Stufen Goethit und Hämatit stark übersättigt sind, ist deren Ausfällung ein kinetisch bedingt

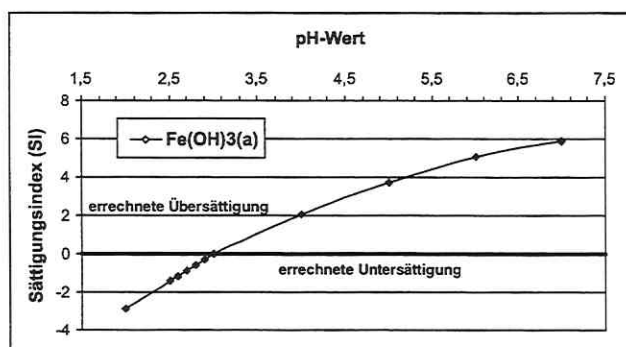
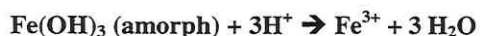


Abbildung 5-20: Errechneter Sättigungsindex (SI) für amorphes Eisenhydroxyd der Versuchslösung in Abhängigkeit vom pH-Wert

langsamer Prozeß. Von Quellaustritten ist bekannt, daß bei schneller Oxidation zweiwertigen Eisens die Rate der Eisen(III)-Anlieferung so hoch ist, daß sich keine geordneten Kristalle bilden können und vorrangig amorphes Eisenhydroxid bzw. Ferrihydrit ausfällt. Erst infolge des Alterungsprozesses der amorphen Ausfällungen bilden sich aus den ungeordneten Kristallen Goethit bzw. Hämatit.

In der Versuchssäule wird durch die abrupte Milieuänderung des durchströmenden nicht-versauerten Kippenwassers in Abhängigkeit von der Verfügbarkeit Jarosit hydrolysiert und in der Folge Eisen(III)- und Sulfationen freigesetzt. Die Jarosithydrolyse, Gegenstand intensiver Forschungen (GASHAROVA *et al.* [1998]), ist im Detail noch nicht geklärt. Es wird daher angenommen, daß es durch die Hydrolyse des freien dreiwertigen Eisens und Ausfällung amorphen Eisenhydroxides zur Säurefreisetzung bis zu einem pH-Wert von etwa 3 kommt. Im pH-Bereich um 3 tritt amorphes Eisenhydroxid selbst als Puffer auf (nach Gleichung 5-7).



Gleichung 5-7

Der Versauerungsprozeß in der Verwitterungszone wird u.a. durch die Gleichgewichtseinstellung zu anderen Mineralphasen beeinflusst. Dabei können Aluminiumhydroxide und Tonminerale in einem pH-Bereich über 3 puffernd wirken, wodurch erhebliche Mengen an Aluminium und Erdalkali-Ionen freigesetzt werden.

Die niedrigen pH-Werte der Säuleneluatate verdeutlichen das in der VWZ gespeicherte Säurepotential durch bereits abgelaufene Pyritverwitterung. Obwohl durch in-situ Messungen derart niedrige pH-Werte nicht nachgewiesen werden, ist bei der Durchströmung der Verwitterungszone mit diesen Reaktionen zu rechnen.

Elektrische Leitfähigkeit und Milieuparameter

In Abbildung 5-21 ist die Abhängigkeit der elektrischen Leitfähigkeit vom pH-Wert aller Säuleneluatate des R_{VWZ} der Teufen 15 - 20 m dargestellt. Die fehlende Korrelation bestätigt die Annahme eines Protonen puffernden Systems bei unterschiedlich hoher Aufmineralisation der

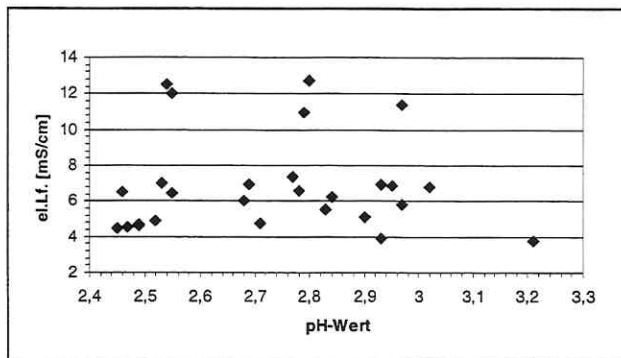


Abbildung 5-21: El. Lf. der Säuleneluatate des R_{VWZ} in Abhängigkeit vom pH-Wert

fluiden Phase. Die Erhöhung der Mineralisation, einerseits durch Lösung gespeicherter Reaktionsprodukte aus der Pyritverwitterung, andererseits durch die unter einem pH-Wert von 4 bedingte Auflösung von Tonmineralen, findet in großer Variation statt und zeigt sich im Diagramm relativ pH-Wert unabhängig.

Die gemessene Variation ist mit einer relativen Trägheit des Puffersystems erklärbar.

Die Freisetzung dreiwertigen Eisens und Sulfats aus sekundären Eisenhydroxysulfaten bedingt einerseits eine pH-Wert-Regulierung und andererseits veränderte elektrische Leitfähigkeiten. Je nach Probezeitpunkt sind daher unterschiedliche el. Leitfähigkeiten mit unterschiedlichen pH-Werten im angegebenen Pufferbereich möglich. Ursache dafür sind unter anderem der starke Milieusprung Sediment-Versuchsfluid sowie geochemisch oder hydraulisch bedingte Änderungen des Strömungsverhaltens im Säuleninneren.

Die Redoxpotentiale des Reaktionsraumes betragen im Mittel 676 mV und liegen damit über denen des R_{KK} . Im gemessenen Wertebereich von etwa 550 bis 800 mV kann eine gute Korrelation ($r = -0,8$) zwischen dem pH-Wert und dem Redoxpotential in Eluataten des R_{VWZ} nachgewiesen werden. Dieser Zusammenhang wird erwartet, da ausgehend von der dekadisch logarithmierten, erweiterten NERNSTschen Gleichung (Gl. 5-8), das Redoxpotential unter anderem durch den pH-Wert bestimmt wird.

$$E_h = E_0 - \frac{2,3 \cdot m \cdot R \cdot T}{n \cdot F} \cdot pH + \frac{R \cdot T}{n \cdot F} \cdot 2,3 \lg \frac{[ox]}{[red]} \quad \text{Gleichung 5-8}$$

E_h = Redoxpotential der Lösung [V] T = absolute Temperatur
 E_0 = Standardpotential der Redoxreaktion [V] R = Gaskonstante [$\text{J} \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$]
 F = FARADAYkonstante [$\text{J} \cdot \text{V}^{-1}$] n = Anzahl der an der Redoxreaktion
 ox/red = Aktivität der ox./red. Spezies [$\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$] beteiligten Elektronen

Für die Redoxpartner $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}(\text{OH})_3$ ergibt sich daraus für die Anwesenheit von Eisenhydroxid nach Reaktionsgleichung 5-9 eine Abhängigkeit der Fe^{2+} -Aktivität vom Redoxpotential und dem pH-Wert. Sinkt der pH-Wert muß das Redoxpotential steigen, um die Fe^{2+} -Aktivität einzuschränken, steigt der pH-Wert, erhöht sich die Fe^{2+} -Aktivität bei niedrigen Redoxpotentialen.



Dieses System arbeitet in beide Richtungen, so daß das Redoxpotential und der pH-Wert

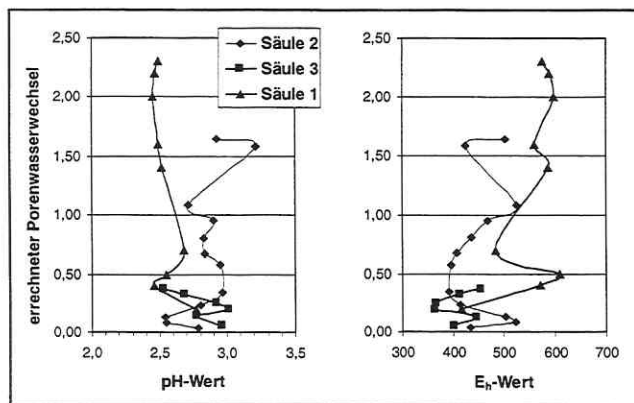


Abbildung 5-22: Schwankungen des pH-Wertes und des Redoxpotentials in Abhängigkeit der durchströmten Fluidmenge ($\text{pH}-E_h$: $r = -0,8$)

durch die Aktivität der Fe^{2+} -Ionen gesteuert wird. Da Versuchssäulen ständig von Wässern mit relativ niedrigem Redoxpotential durchströmt werden, muß sich das Redoxsystem im Bereich des oben beschriebenen Puffersystems (Gl. 5-7) bereits bei geringen Änderungen der Einflußgrößen ständig neu einstellen. Die Folge wäre eine über die Versuchszeit meßbare umgekehrt proportionale Schwankung des pH-Wertes und des Redoxpotentials im angegebenen

Pufferbereich. Daß diese Schwankungen tatsächlich gemessen wurden (Abb. 5-22), bestätigen die bisherigen Ausführungen. Aufgrund dieser Beobachtungen wird klar, daß infolge der starken Milieuänderung beim Kippenwasserdurchfluß, die hydrochemischen Reaktionen in der Verwitterungszone durch sehr komplexe Gleichgewichte zwischen fester und flüssiger Phase gesteuert werden. Beim Aufsättigungsprozeß der Tagebaukippe ist vor allem der Austrag von Protonen und anorganischen Schadstoffen aus den Verwitterungszonen in tiefere Kippenbereiche für deren Schadstofffracht maßgebend.

Tabelle 5-9: Konzentrationsbereiche gelöster Inhaltsstoffe in des R_{VWZ}; Fett- u. Kursivdruck = Überschreitung des kleinsten Grenzwertes für Spuren und Schwermetalle nach TWV der BRD [1990] und der Holland/Hamburg-Liste; (*NWG)

Inhaltsstoff [mg/l]	n	Minimum	Maximum
<i>Anionen</i>			
Sulfat	26	916,4	11503,9
Chlorid	25	1,0	94,6
Fluorid	8	0,1	22,9
Bromid	5	0,2	0,6
<i>Kationen</i>			
Eisen (ges.)	24	0,1	2189,0
Mangan (ges.)	21	0,1	117,0
Kalium	25	1,0	28,8
Natrium	25	19,0	121,0
Kalzium	25	360,2	1531,1
Magnesium	25	22,1	2037,1
<i>Spurenelemente und Schwermetalle</i>			
Al	23	≤0,1*	326,5
As	23	≤0,08*	0,08
B	22	0,232	2,73
Ba	23	0,006	0,0215
Cd	23	0,0399	0,1086
Co	23	0,01	2,197
Cr	23	0,0338	0,278
Cu	23	≤0,01*	0,13
Hg	6	≤0,00005*	0,00005
Ni	21	0,12	3,61
P	21	0,1	0,655
Pb	23	≤0,1*	0,748
Sn	23	0,01	0,0618
U	23	0,05	0,225
Zn	22	0,063	9,58

Kationen, Anionen, Schwermetalle und Spurenelemente

Die Konzentrationsbereiche der Hauptinhaltsstoffe aller Eluatanalysen für den Reaktionsraum Verwitterungszone sind in Tabelle 5-9 dargestellt. Aufgrund der deutlichen Ionenaustragsrate im Zusammenhang mit der komplizierten Einstellung des hydrochemischen Gleichgewichts ist zur besseren Übersicht die minimale und maximale Konzentration aufgeführt. Die Austragsraten sind als Funktion des Porenwasserwechsels im folgendem Abschnitt dargestellt.

Die Spurenelement- und Schwermetallkonzentrationen, insbesondere Aluminium, Nickel und Zink, sind gegenüber den Gehalten des R_{KK} stark erhöht.

Die in der Tabelle fett hervorgehobenen Konzentrationen kennzeichnen eine Überschreitung des kleinsten Grenzwertes der TWV der BRD (1990) und der Holland/Hamburg-Liste. Bei den Elementen Arsen und Blei erreicht die Bestimmungsgrenze nicht den vorgegebenen Grenzwert (Tab. 5-8).

5.2.2.3 Mobilisierung und Fixierung von Wasserinhaltsstoffen unter Strömungsverhältnissen in ungestörten Kippensedimenten

Wie bereits erwähnt, liefert der Säulenversuch neben der Klassifizierung und Beschreibung der Kippenwässer eine Aussage über Mobilisierung und Fixierung von Reaktionsprodukten in typischen Kippensedimenten (Sulfat, Eisen, Spurenelemente und Schwermetalle) in Bezug auf das eingesetzte Versuchsfluid. Der Betrieb der Säulenversuche erfolgte möglichst naturnah unter relativ geringen Durchflußmengen. Unter Berücksichtigung der Sättigungsverhältnisse vor dem Einbau der Säulen und dem erreichten geringen Porenwasserwechsel (im Mittel rund 1,5) bezieht sich die Aussage über das Stoffverhalten (Mobilisierung und Fixierung) auf das Sediment-Porenwassersystem der untersuchten Säule, die eine der zu beschreibenden Kippenstrukturen (R_{VWZ} , R_{KK}) repräsentiert.

Das Versuchsfluid (VF) (Tab. 5-5) für die Durchströmungsversuche besaß eine für die Kippe typische Inhaltsstoffzusammensetzung und repräsentierte die Porenwasserbeschaffenheit des überwiegenden Kippenkörpers. Die Gleichung 5-10 beschreibt durch die Differenzkonzentration Z , ob die entsprechende Versuchssäule für das jeweilige Ion i , über den Versuchszeitraum, als Quelle oder Senke anzusehen ist. Ist $Z_{(i)} < 0$ wird in der Säule das betreffende Ion gebunden, sie ist damit Senke. Im Fall $Z_{(i)} > 0$ ist das Sediment in der Versuchssäule als Quelle zu betrachten.

$$Z_{(i)} = C_{E(i)} - C_{VF(i)} \quad \text{Gleichung 5-10}$$

($C_{VF(i)}$: Konzentration des Ions im Versuchsfluid; $C_{E(i)}$: Konzentration des Ions im Eluat)

Zur übersichtlichen Darstellung (Abb. 5-23) wurde für die entsprechende Teufe die prozentuale Konzentrationsänderung ($\Delta C_{(i)} [\%]$) in Bezug auf das Versuchsfluid nach Gleichung 5-11 errechnet, wobei die negative Abweichung die Versuchssäule als Senke und die positive Abweichung als Quelle beschreibt.

$$\Delta C_{(i)} [\%] = \frac{(C_{E(i)} - C_{VF(i)})}{C_{VF(i)}} * 100 \quad \text{Gleichung 5-11}$$

Durch Spannweitendiagramme läßt sich anhand der Gleichung 5-11 für alle Eluatanalysen der jeweiligen Teufe die Quell- bzw. Senkenfunktion des untersuchten Sediment-Porenwassersystems für gelöste Wasserinhaltsstoffe übersichtlich über das vertikale Kippenprofil darstellen.

Die Versuchssäule aus der oberen Schicht von 0 - 1 m wurde zur Simulation der

Tabelle 5-10: Mittlere Inhaltsstoffkonzentration der Eluate (Versuchssäule 0,5 - 1,5 m)

Element	C [mg/l]	Element	C [mg/l]
Al	n.n.	Hg	n.n.
As	n.n.	K	13,88
B	1,83	Mg	109,38
Ba	0,04	Mn	1,46
Bromid	n.n.	Na	36,05
Ca	548,55	Ni	n.n.
Cd	n.n.	Nitrat	-1,47
Chlorid	38,08	P	n.n.
Co	n.n.	Pb	n.n.
Cr	n.n.	Sn	n.n.
Cu	n.n.	Sulfat	2182,93
Fe	0,14	U	0,14
Fluorid	0,11	Zn	1,41

hydrochemischen Veränderung neugebildeten Grundwassers mit synthetisch erzeugtem Niederschlagswasser durchströmt. Da die Inhaltsstoffgehalte des Niederschlagswassers gering sind (C_{ges} : 11,72 mg/l), wird die Anreicherung als durchschnittliche Konzentrationsangabe in Tabelle 5-10 dargestellt. Es zeigt sich, daß das perkolierende Niederschlagswasser bereits in der obersten Bodenzone die kippentypische hydrochemische Signatur erhält. Durch die Höhe der gelösten Inhaltsstoffe (Bor, Zink, Sulfat) wird deutlich, daß die Hangendpartie der ASK durch erhöhten Verwitterungseinfluß geprägt ist.

Reaktionsraum Kippenkörper

In Abb. 5-23 und 5-24 ist die Variationsbreite der prozentualen Änderung der Ionenkonzentration, im Eluat der Versuchssäulen des R_{KK} analysierter Ionen, graphisch dargestellt. Diese Daten bezeichnen mittlere Werte aller in der jeweiligen Tiefe gemessenen Inhaltsstoffe und sind als Richtwerte für die Fixierung und Mobilisation des jeweiligen Inhaltsstoffs in der untersuchten Teufe anzusehen.

Für die Hauptionen (Abb. 5-23) zeigt sich, daß die Versuchssedimente für Kalium, Kalzium, Magnesium, Mangan und Sulfat überwiegend eine Quellfunktion besitzen, die allerdings in relativ geringer Höhe über den Inputwerten liegen. Für Eisen und Natrium sind die Versuchssedimente aus dem R_{KK} Senke. Auffällig ist, daß der Magnesium-, Mangan- und Sulfataustrag in den Teufen von 5 und 26 m deutlich dominiert. Dies ist auf die erhöhte Freisetzung aus der jeweils darüberliegenden Verwitterungszone und die verzögerte Fixierung in den darunterliegenden Schichten zurückzuführen.

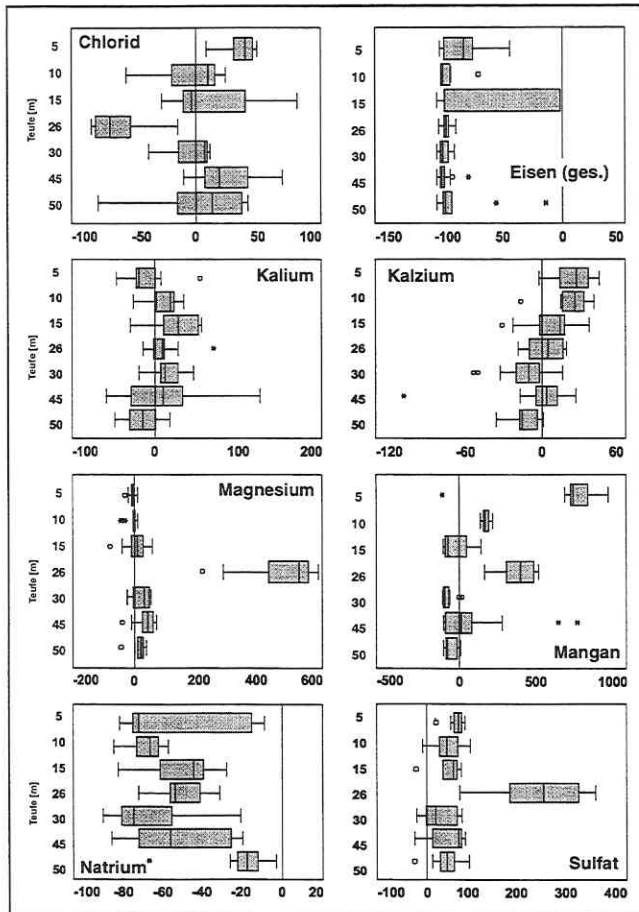


Abbildung 5-23: Prozentuale Ionenkonzentrationsänderung zum Versuchsfluid in Säuleneluaten des R_{KK} (Hauptionen)

bestimmt. Damit wird in Abb. 5-24 u.a. anhand des Austrages von Kobalt der Einfluß der darüberliegenden VWZ_{FBK} ersichtlich.

Der Austrag von Bor nimmt mit zunehmender Tiefe in der ASK ab und in der FBK zu. Betrachtet man Bor als Element, das durch versauerungsbedingte Lösung von Tonmineralen freigesetzt wird sowie infolge verzögerter Fixierung im Porenwasser der Kippe über lange Zeit mobil ist, lassen sich folgende Annahmen treffen.

Bei nicht abgeschlossener Aufsättigung, in beiden Kippenteilen zum Zeitpunkt der Sedimententnahme, bedeutet die kontinuierliche Abnahme der Bor-Konzentration in der ASK eine mit der Liegezeit in der Hangendpartie **wachsende** Borquelle. Die tiefenabhängige Zunahme der Borkonzentration in der FBK weist auf eine **abnehmende** Borquelle in der Hangendpartie hin. Diese Annahmen bestätigen in den Hangendpartien eine rezente Verwitterungszone der

Der Spurenelement- und Schwermetallaustrag in den Sedimenten des R_{KK} ist bedingt durch den pH-Wert eher gering. Bedenkliche Mengen der Elemente Kobalt, Nickel und Zink werden allerdings aus den Sedimenten unmittelbar unterhalb der Verwitterungszonen gelöst. Durch eine sequentielle Extraktion in sechs Schritten nach ZEEN & BRÜMMER (1991) konnte von (GLÄBER & WOHLICH [1998]) ermittelt werden, daß in Kippensedimenten das Element Kobalt zu über 50 % der leicht eluierbaren Fraktion zuzurechnen ist. Die leicht eluierbare Fraktion wird in dem Extraktionsverfahren durch wasserlösliche und unspezifisch adsorbierte Schwermetalle sowie leicht lösliche metallorganische Komplexe

ASK und eine rezessive (fossile) Verwitterungszone der FBK, wobei die eigentliche Aufsättigung der FBK erst nach Schüttung der ASK erfolgt, was zur Auslaugung der VWZ_{FBK} führt.

Die An- bzw. Abreicherungsrelationen der Elemente Aluminium, Arsen, Blei und Kupfer sind im R_{KK} bei den vorgegebenen Bestimmungsgrenzen nicht ermittelbar.

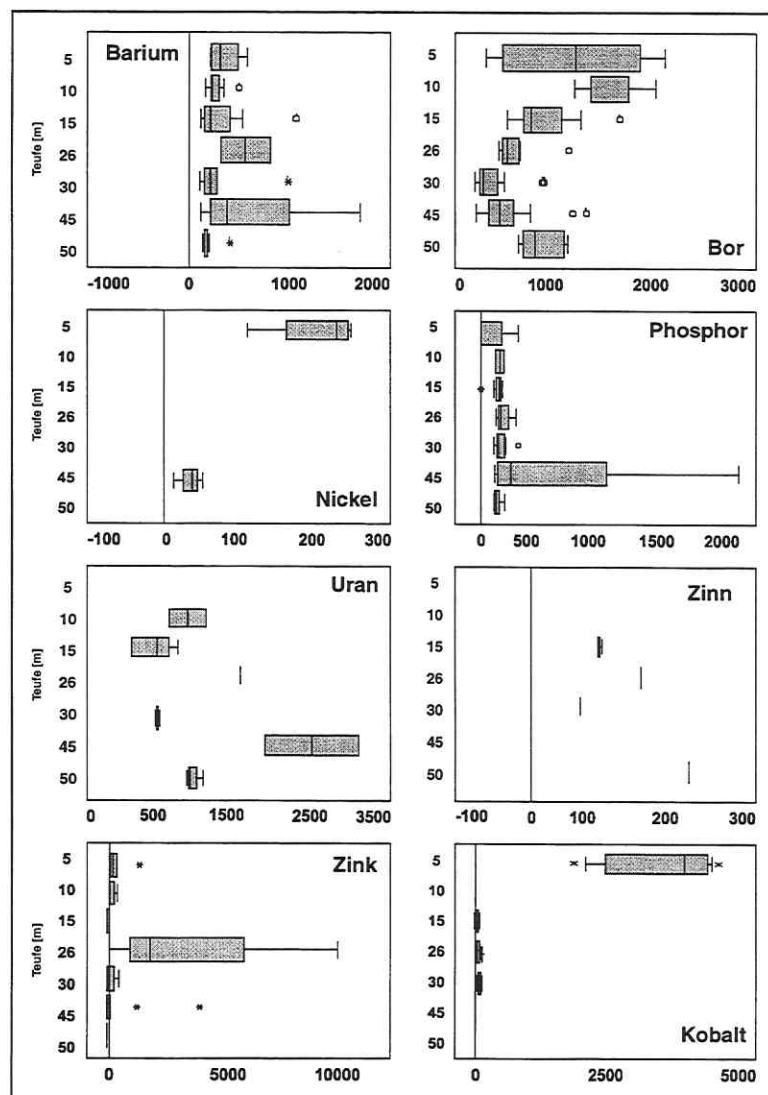


Abbildung 5-24: Prozentuale Ionenkonzentrationsänderung zum Versuchsfluid in Säuneluateten des R_{KK} (Spurenelemente und Schwermetalle)

Reaktionsraum Verwitterungszone

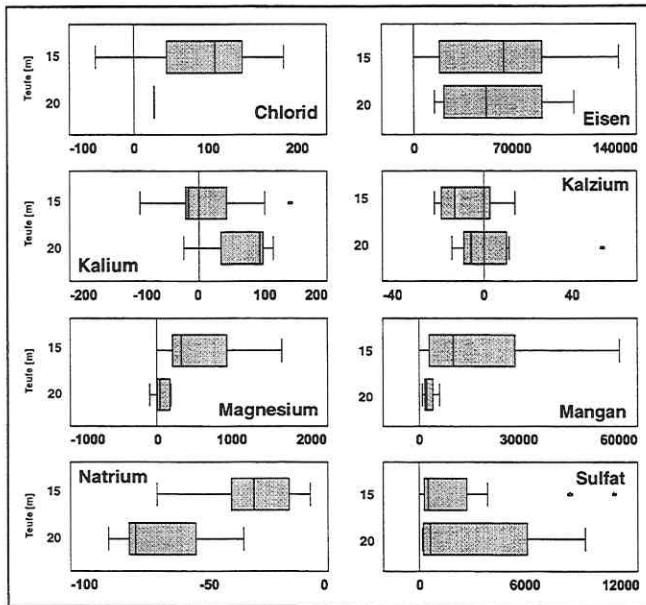


Abbildung 5-25: Änderung (%) der Ionenkonzentration zum Versuchsfluid in Säuleneluaten des Rvwz (Hauptionen)

In den Abbildungen 5-25 und 5-26 sind die prozentualen Änderungen der Inhaltsstoffe zur Inputkonzentration der Säuleneluaten des Rvwz dargestellt.

Es wird deutlich, daß nahezu alle Hauptionen mit Ausnahme des Kaliums, Kalziums und Natriums einem massiven Austrag unterliegen. Sämtliche analysierte Spurenelemente und Schwermetalle werden aus den Sedimenten der Verwitterungszone gelöst.

Aufgrund der guten Korrelation zwischen den Elementen Magnesium,

Bor und Aluminium läßt sich die durch niedrigen pH-Wert bedingte Zersetzung von Tonmineralen ableiten. Es kann allerdings nicht nachgewiesen werden, zu welchem Zeitpunkt diese Zersetzung stattfand, da auch infolge der Jarosithydrolyse in adäquaten Mengen im Jarosit fixierte Elemente freigesetzt werden können.

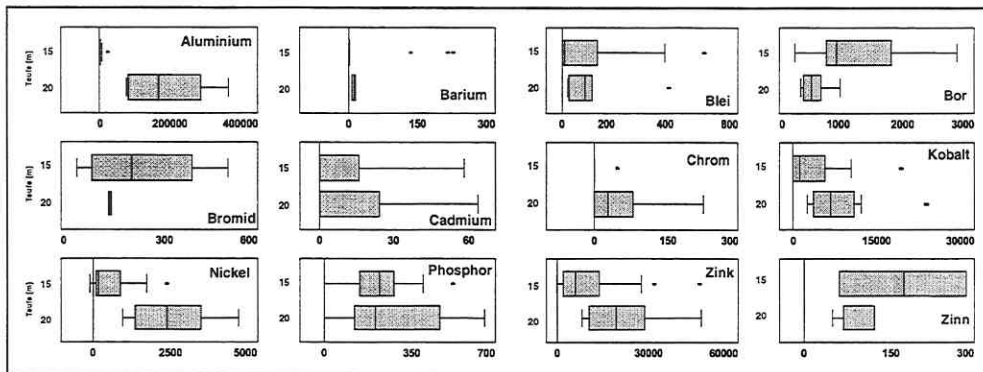


Abbildung 5-26: Prozentuale Änderung der Ionenkonzentration zum Versuchsfluid in Säuleneluaten des Rvwz (Schwermetalle und Spurenelemente)

5.2.2.3.4 Elutionsfunktionen

Aus der im vorausgegangenen Abschnitt (5.2.2.3.3) zur Übersicht beschriebenen prozentualen Konzentrationsänderung einzelner Ionen ist nicht die durchströmungsabhängige Entwicklung der untersuchten gelösten Spezies im Eluat abzuleiten.

Die Konzentrationsentwicklung einzelner gelöster Spezies im Eluat läßt sich über dem errechneten Porenwasserwechsel darstellen.

Da die Säulenversuche mit Sedimenten typischer Kippenbereiche geführt wurden, ist es sinnvoll, die durchströmungsabhängige Differenzkonzentration $Z_{(i)}$ (Gl. 5-10) auf die Lagerungsdichte (d_B) der Versuchssedimente zu normieren.

Die experimentell ermittelten Lagerungsdichten der Versuchssäulen des R_{KK} liegen im Mittel bei 1490 g/l, des R_{VWZ} bei 1540 g/l. Die normierte Lösungskonzentration eines Eluatinhaltstoffs (E_N [%o]) läßt sich gemäß Gl. 5-12 errechnen.

$$E_N(\%o) = \frac{Z_{(i)} [mg / l]}{d_B [g / l]} \quad \text{Gleichung 5-12}$$

$Z_{(i)}$ = Differenzkonzentration gemäß Gleichung 5-10

d_B = Lagerungsdichte der Sedimente

Durch die Funktion Φ kann der normierte Inhaltsstoffaustrag (E_N [%o]) als Funktion des Porenwasserwechsels (P_{WW}) dargestellt (Gl. 5-13) werden. Je nach Quell- oder Senkeneigenschaft der Versuchssäule beschreibt der positive Anstiegssfaktor a kontinuierlich zunehmenden Austrag bzw. kontinuierlich abnehmende Fixierung in der Säule, ein negatives Vorzeichen beschreibt einen kontinuierlich zunehmenden Austrag bzw. abnehmende Fixierung.

$$E_N [\%o] = \Phi (P_{WW}) = -a \ln(P_{WW}) + b \quad \text{Gleichung 5-13}$$

Ein funktional beschreibbarer Ionenaustrag läßt sich ab etwa einem halben Porenwasserwechsel darstellen. Die so empirisch ermittelbaren Austragsfunktionen lassen sich am besten logarithmisch beschreiben, da somit u.a. der Übergang einer Versuchssäule als Stoffquelle zur –Senke (und umgekehrt) beschreibbar ist. Der Geltungsbereich der ermittelten Funktionen ist auf die dargestellte Anzahl der Porenwasserwechsel begrenzt (Anhang: Teil 2).

Nicht alle Elemente zeigen in den untersuchten Teufen gleichmäßige Konzentrationsentwicklungen. Im R_{KK} unterliegen u.a. Cl, K, Ca, teilweise Mg und Mn und Zn, im R_{VWZ} Ca,

teilweise Mg einer diffusen, nicht hinreichend genau durch eine mathematische Funktion beschreibbaren Entwicklung im Eluat.

Die Austragsfunktionen und deren Gültigkeitsbereich (angegebener Bereich des Porenwasserwechsels) für die analysierten Wasserinhaltsstoffe sind für die untersuchten Teufen beider Reaktionsräume im Anhang (Teil 2) aufgeführt. Dabei werden die Gültigkeitsbereiche der Funktionen durch den angegebenen PWW der letzten Analyse begrenzt. Soweit das Austragsverhalten der analysierten Inhaltsstoffe nicht durch eine Funktion beschreibbar ist, sollten zu weiterführenden Modellrechnungen bzw. -validierungen die mittlere Eluatkonzentrationen (Tab. 5-6 bis 5-8) im Bereich des angegebenen Porenwasserwechsels herangezogen werden.

5.2.2.4 Schlußfolgerungen aus den Säulenversuchen

Die Versuchswahl begründete sich in der Notwendigkeit, höchst mögliche Realitätsnähe zu erreichen. Da die Repräsentanz von in-situ-Messungen in bindigen Mischbodenkippen Probleme bereitete, sollte in erster Linie eine matrixbezogene Probenahme möglich sein, um den Einfluß der komplizierten Kippenhydraulik zu begrenzen.

Die Kenntnis konservierter Verwitterungszonen im Kippenkörper machte außerdem Untersuchungen zur Schadstoffelution (Sulfidverwitterungsprodukte, einschließlich Schwermetalle und Spurenelemente) unter Kippenwasserdurchströmung notwendig. Nicht zuletzt sollte die realitätsnahe Bestimmung hydraulischer Kenngrößen möglich sein. Aus diesem Grund wurde ein Durchströmungsversuch als sogenanntes „Semibatch-Verfahren“ unter Verwendung von vor-Ort-Elutionslösungen (Kippenwasser, nachgebildetes Regenwasser) angewendet. Nach CALDWELL *et al.* (1990) zeichnet sich dieses Verfahren durch hohe Realitätsnähe aus, entspricht allerdings keiner Standardisierung.

Anhand der Säulenversuche wird u.a. die Existenz zweier abgrenzbarer, endogenen Kippenstrukturen folgenden Reaktionsräumen nachgewiesen. Dabei charakterisiert der Reaktionsraum „Kippenkörper“ (R_{KK}) den überwiegenden Teil der Förderbrücken- und Absetzerkippe. In diesem Reaktionsraum wird der pH-Wert durch gelöste Karbonatspezies im Sättigungsgleichgewicht zur Mineralphase Kalzit kontrolliert. Durch Gleichgewichtsberechnungen mit dem geochemischen Simulationsprogramm PHREEQC wurde ermittelt, daß die Ionenkonzentration der Kalzium- und Sulfationen durch die Gleichgewichtseinstellung zur Mineralphase Gips kontrolliert werden. Aufgrund des relativ hohen pH-Wertes ist die Schwermetallmobilität stark eingeschränkt. Außer Zink, hier überschreitet die mittlere Konzentration den Grenzwert um den Faktor zehn, sind nur Maximalkonzentrationen der Elemente Bor, Kobalt, Nickel, Phosphor und Zinn gegenüber dem vorgegebenen Grenzwert erhöht. Die simulierte Kippenwasserdurchströmung dieses Reaktionsbereiches ergab unterhalb von Verwitterungszonen einen erhöhten Austrag an Sulfat, Spurenelementen und Schwermetallen. In diesen Bereichen ist die Gleichgewichtseinstellung zur Mineralphase Gips verzögert, so daß höhere Sulfatkonzentrationen in der Lösung auftreten können. Anhand der Elemente Bor und Mangan konnte ebenfalls der vertikale Eintrag von Sulfidoxidaionsprodukten aus den über

dem Reaktionsraum liegenden Verwitterungshorizonten nachgewiesen werden, wodurch eine senkrechte Stömungskomponente in diesem Stadium der Kippenentwicklung bestätigt wird.

Der Reaktionsraum Verwitterungszone (R_{VWZ}) charakterisiert die Hangendpartie ASK und damit eine rezente Verwitterungszone sowie die ehemalig exponierte Hangendpartie FBK. Dieser Bereich ist anhand von Versuchssäulen in Teufen von 15 bis 20 m nachzuweisen. Die Existenz einer rezenten VWZ im Hangenteil der ASK ist anhand der Säulenversuche nur indirekt nachzuweisen.

Die Sedimente des R_{VWZ} zeigen unter simulierter Durchströmung mit nichtversauertem Kippenwasser aus der Reaktionszone Kippenkörper infolge milieubedingter Jarosithydrolyse starke Versauerung. Der pH-Wert unterliegt im Bereich von etwa 2,5 bis 3 einer postulierten Eisenhydroxid-Pufferung. Aufgrund des starken Milieuunterschiedes bei der Durchströmung stehen die Eluate nicht im hydro-geochemischen Gleichgewicht. Die starke Versauerung bedingt unter anderem, daß hohe Mengen an Schadstoffen, vor allem Aluminium infolge von Silikatlösung, in Größenordnungen ausgetragen werden.

Die auf die Sedimentmasse genormten Stoffausträge werden als logarithmische Funktion des Porenwasserwechsels dargestellt. Die Funktionen sind im Anhang Teil 2 für jede Versuchstiefe und für jeden untersuchten Inhaltsstoff dargestellt.

Anhand der versuchstypischen Elutionsfunktion (Bsp. Abb. 5-27), die einen Hinweis auf die

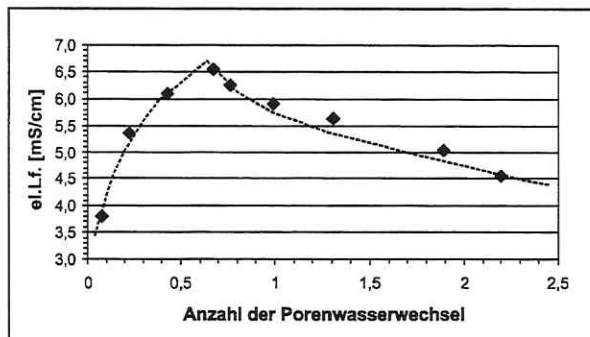


Abbildung 5-27: Versuchstypische Elutionsfunktion, gezeigt durch die el. Lf. der Säule 26 -27 m

Mischung von Porenwasser und Versuchsfluid gibt, zeigt sich, daß durch den relativ geringen Porenwasseraustausch die gemessenen Veränderungen in diesem Versuchsstadium unter anderem auf hydrochemische Reaktionen zurückzuführen sind. Damit beschreiben die Elutionsfunktionen, unter Berücksichtigung der Sättigungsverhältnisse vor dem Versuchsaufbau, das real existierende Sediment-Porenwassersystem des Kippenkörpers.

5.2.3 Untersuchungen zur Hydrochemie und altersabhängigen Beschaffenheit Zwenkauer Kippenwässer

5.2.3.1 Anlaß und Ziel der Untersuchung

Ziel der Untersuchung ist, neben einer hydrochemischen Gesamtübersicht einer typischen Tagebaukippe des Weißelsterbeckens, einen potentiellen Trend in der Beschaffenheitsentwicklung der Wässer in den Kippenteilen ASK und FBK nachzuweisen und möglichst durch ein konzeptionelles Modell zu beschreiben. Es sollte weiterhin erfaßt werden, inwieweit sich die aus Säulenversuchen gewonnenen Ergebnisse auf den gesamten Kippenkörper übertragen lassen.

Während der Schüttung der Sedimente kommt es infolge Belüftung durch Grundwasserabsenkung und Baggerung zur **primären** Oxidation (WISOTZKY [1994]) geogen vorhandener Eisensulfide. Die Menge des eingelagerten Luftsauerstoffs durch die Aufnahme und den Verstoß des Materials ist abhängig von der Porosität und dem Sättigungszustand der Sedimente. Unter Berücksichtigung der O_2 -Dichte von 1,492 g/l und dem O_2 -Partialdruck der Luft von etwa 21 Vol-% ergäben sich bei vollständig mit Pyrit reagierendem, im Porenraum (50 %) eingeschlossenem Luftsauerstoff nach den Massenverhältnissen der Gl. 5-3 maximale Sulfatkonzentrationen in der Porenlösung von rund 500 mg/l (Sättigung 0,5) und etwa 1000 mg/l (Sättigung 0).

Die Sulfatgehalte der untersuchten Kippengrundwässer sind mehrfach höher, als aus der primären Sulfidoxidation abgeleitet werden kann. Demzufolge ist der wesentliche, zur Versauerung und zur Aufmineralisation des Porenwassers beitragende Prozeß die an temporär exponierten Kippenoberflächen stattfindende **sekundäre** Sulfidverwitterung und der Transport dadurch beeinflusster Sickerwässer in Kippenbereiche, die bislang durch primäre Sulfidoxidation gekennzeichnet waren.

Die Auswirkungen der sekundären Verwitterung bleiben auf die oxidierten Kippenbereiche beschränkt, wenn keine Sicker- und Porenwasserströmung stattfindet. Bei Strömungsverhältnissen ist die Beeinflussung primär verwitterter Kippenbereiche von der Menge der gespeicherten bzw. von der aktuellen Verfügbarkeit der leicht eluierbaren ionaren Sulfidoxidaionsprodukte abhängig. Da die Kippe im Initialstadium nicht gesättigt ist, sind Sicker- und Porenwasserströmungen mit dem Wasserfüllprozeß der Kippe verbunden.

Die Untersuchungen zur Kippenhydraulik (Abschn. 4) zeigen, daß der Wasseranstieg in beiden Kippenteilen im wesentlichen durch 2 Prozesse gesteuert wird:

- 1. Ein initialer Wasseranstieg durch schwerkraftgerichtetes bewegliches Porenwasser
- 2. Durch äußere Zuflüsse (Restsee, GWN)

Bis zur vollständigen Sättigung der Kippensedimente, die Pegelbeobachtungen und Modellstudien zufolge auch in tieferen Bereichen der Kippe je nach Standort über 30 Jahre

andauern kann, ist in erster Linie, bedingt durch fehlendes hydraulisches Druckpotential, an der Kippenperipherie mit einer Vertikalströmung zu rechnen.

Die entscheidende Größe des Vertikaltransportes, die zur Elution der VWZ_{FBK} führt und somit entscheidenden hydrochemischen Einfluß hat, ist die Durchlässigkeit der Hangendpartie der FBK für das an der Kippenbasis der ASK akkumulierte Porenwasser.

In diesem Zusammenhang gewinnt die ehemals exponierte Oberfläche der FBK an Bedeutung, da sie für die hydraulische und die hydrochemische Entwicklung des Kippenkörpers einen neuralgischen Punkt darstellt.

Neben den Prozessen der Versauerung und Aufmineralisation des Sicker- und Grundwassers im Kippenkörper wirken unter Sauerstoffausschluß Protonen bindende und der Mineralisation entgegengesetzte Prozesse. Diese Prozesse gelten im Sinne der Tagebaukippen als regenerativ (Abschn. 5.2.3.4).

Zum indirekten Nachweis von Wechselwirkungen zwischen den gelösten Ionen der wäßrigen Phase untereinander sowie zwischen Sediment bzw. Gasphase dienen Sättigungsberechnungen mit dem geochemischen Gleichgewichtsprogramm PHREEQC. Von Bedeutung ist dabei, inwieweit die Konzentrationen von gelösten Ionen potentiell von Festphasen im Kippenkörper beeinflußt werden.

Durch identische Tagebautechnologie und fazielle Analogien im Untersuchungsgebiet ist davon auszugehen, daß die beschriebenen Prozesse über die gesamte Fläche nahezu einheitlich und damit vergleichbar sind. In diesem Zusammenhang war es zweckmäßig, Untersuchungen in Abhängigkeit vom Kippenalter durchzuführen, die zur Prognose der Grundwasserqualität in Tagebaukippen herangezogen werden können.

Eine Erhöhung der Zuverlässigkeit der Aussagen wäre dadurch erreicht, würde z.B. die Sulfatreduktion jeweils in einer Meßstelle über mehrere Jahre untersucht. Aufgrund der bereits beschriebenen, in der Untersuchungsperiode nicht nachzuweisenden Veränderungen der Sulfatkonzentration in den Kippenwassermessstellen, wurde die zeitliche Differenzierung über Meßstellen unterschiedlichen Kippenalters realisiert.

5.2.3.2 Untersuchungsobjekte und -umfang

Im Untersuchungsgebiet (Abb. 5-28) ist ein einfaches Pegelmeßnetz installiert. Es besteht hauptsächlich aus 2" Mehrfachmeßstellen, wobei in der Regel in zwei Meßrohren die Bereiche der ASK und FBK verfiltert sind.

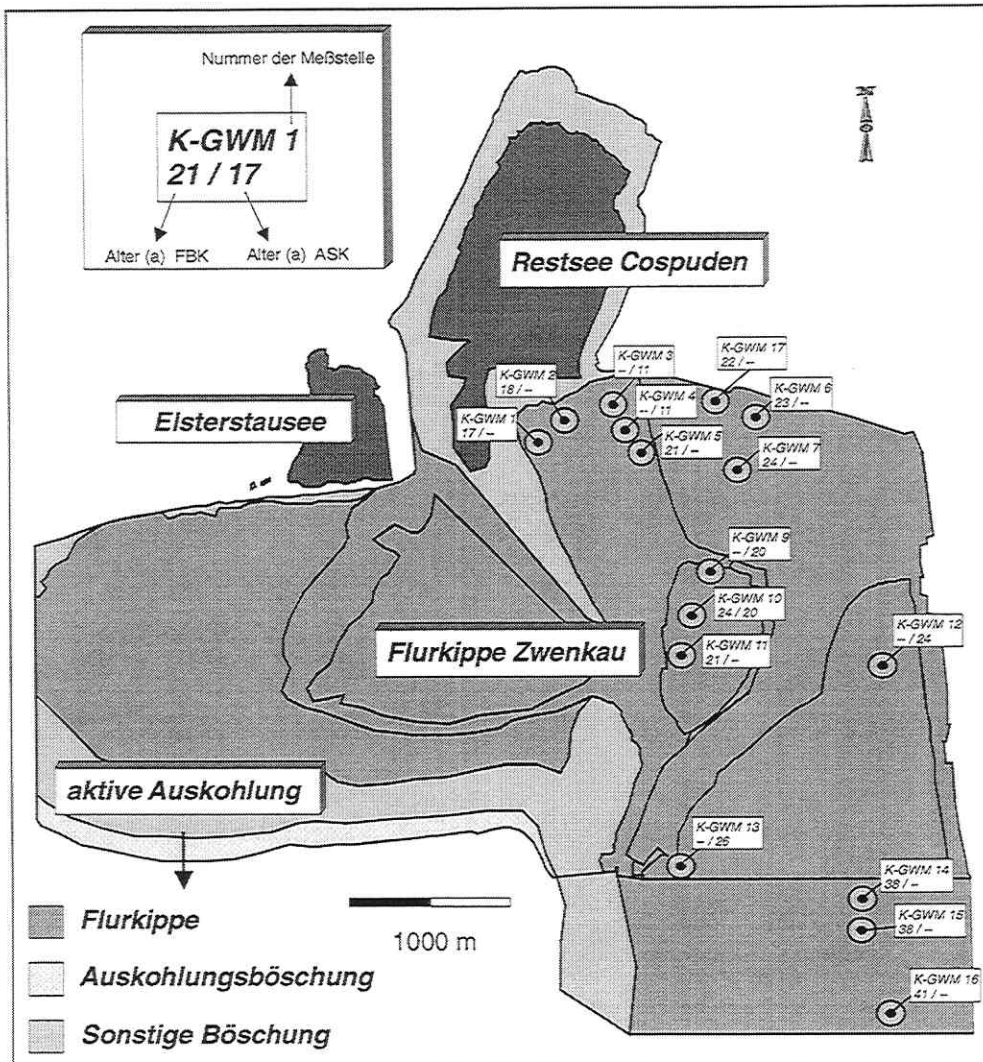


Abbildung 5-28: Lage der Meßstellen und Altersangabe der Kippenteile (FBK und ASK) zur Zeit der Messungen (Frühjahr bis Sommer, 1997)

Um die Pegelmeßstellen zur Untersuchung der Grundwassergüte heranzuziehen, bedarf es sorgfältiger Prüfung des Meßstellenausbaus. Es wurden zur Gütebestimmung nur jene Meßstellen herangezogen, deren Ausbau anhand von Verzeichnissen nachvollziehbar war.

Durch diese Vorgehensweise wurde weitestgehend sichergestellt, daß die Kippenwässer der ASK und der FBK getrennt betrachtet werden konnten. Ein weiteres Selektionskriterium zur Sicherung der Repräsentanz der Grundwasserproben war die Erneuerung des Standwasservolumens. In der Regel erfolgte eine dreimaliger Austausch des Standrohrvolumens, bei gringerer Schüttung der Meßstelle wurde mindestens 3 x das Filtervolumenequivalent ausgetauscht.

Das Schüttungsalter der Kippenteile am Ort der Probenahme ist aus Tagebaurissen bekannt. Die Niederbringung der Meßstellen erfolgte in der Regel 2 Jahre nach Abschluß der Absetzerkippschüttung. Abb. 5-28 zeigt die Lage der Meßstellen mit Angaben zum Schüttungsalter der jeweiligen Kippenteile (FBK und ASK).

Die Förderung der Grundwässer erfolgt mit der Unterwassermotorpumpe GRUNDFOS® MP1. Das Abpumpen wurde durch online gemessene Milieuparameter (Redoxpotential, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Temperatur und Sauerstoffgehalt) kontrolliert. Der optimale Probenahmezeitpunkt wurde entsprechend dem Austauschvolumen bei Parameterkonstanz ermittelt.

Untersucht wurden je Meßstelle, neben den o.g. Milieuparametern:

Kationen: K, Na, Ca, Mg, Fe (stets: gesamt Fe, teilweise: $\text{Fe}^{2+/3+}$), Mn;

Anionen: Sulfat, Chlorid, Nitrat, Bromid, Fluorid

Spurenelemente/Schwermetalle: Al, As, B, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn und Ni.

Die Beprobung fand im Zeitraum März bis Juni 1997 statt.

5.2.3.3 Ergebnisse der hydrochemischen Untersuchungen

Insgesamt wurden 17 Grundwasserproben gefördert, davon 6 ASK-Proben und 11 FBK-Proben.

Vertikal repräsentative Untersuchungen zur Zonierung in den einzelnen Kippenteilen waren aufgrund der Ausbauspezifik der Meßstellen nicht möglich. Anhand des gegebenen Ausbaus der Meßstelle war lediglich eine Zuordnung der Wässer zu den Kippenbereichen ASK und FBK möglich. Für die untersuchten Wässer konnte eine maximale Liegezeit der FBK von 41 Jahren und der ASK von 26 Jahren ermittelt werden. Die jüngsten untersuchten Kippenabschnitte lagen 11 Jahre (ASK) bzw. 18 Jahre (FBK).

Trotz der erwarteten Heterogenität der ASK wurden in diesem Kippenteil im Gegensatz zur FBK mit zunehmendem Kippenalter abnehmende Inhaltsstoffkonzentrationen der

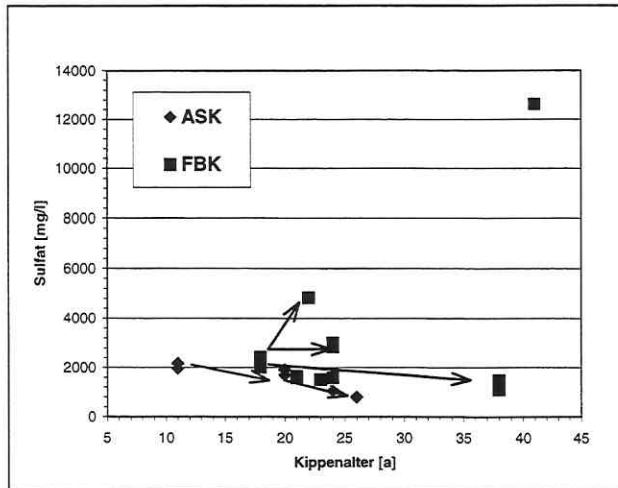


Abbildung 5-29: Sulfatkonzentration von ASK- und FBK-Wässern in Abhängigkeit vom Kippenalter

Porenwässer nachgewiesen.

In Abb. 5-29 ist beispielhaft die Entwicklung der Sulfatkonzentrationen in Abhängigkeit vom Kippenalter der ASK und FBK dargestellt. Es wird deutlich, daß neben einem abnehmenden Trend in der ASK mit zunehmender Liegezeit der FBK die Sulfatkonzentration stärker streut. Zeitlich abnehmende Konzentrationen sind in der ASK für die Ionen K, Na, Mg, Ca, Sulfat und Bor zu verzeichnen. Ein einheitlicher zeitlicher Trend kann an Wässern der FBK nicht nachgewiesen werden.

So wurde z.B. an dem Kippenwasser der Meßstelle 16, Liegezeit der FBK 41 Jahre (Abb. 5-28), die höchste Mineralisation und einer der geringsten pH-Werte aller Kippenwasserproben nachgewiesen.

Im folgenden wird gezeigt, daß die Kippenwässer durch ein vergleichbares hydrochemisches Milieu geprägt sind, wobei die Sulfat-, Eisen- und Hydrogenkarbonatkonzentrationen der FBK mit zunehmendem Kippenalter größeren Streuungen unterliegen.

5.2.3.3.1 Milieuparameter, Anionen, Kationen und Spurenelemente

Vergleiche mit Grundwässern tertiärer Grundwasserleiter aus dem Tagebauvorfeld Cospuden, die nicht durch Sulfidoxidation infolge der Grundwasserabsenkung beeinflusst sind, ergeben, daß sämtliche analysierte Ionenkonzentrationen in Kippengrundwässern höhere Werte

aufweisen. Am deutlichsten sind die Erhöhungen der Eisen-, Sulfat-, Kalzium-, Magnesium-, Natrium-, Chlorid- und Kaliumkonzentrationen (in aufgeführter Reihenfolge).

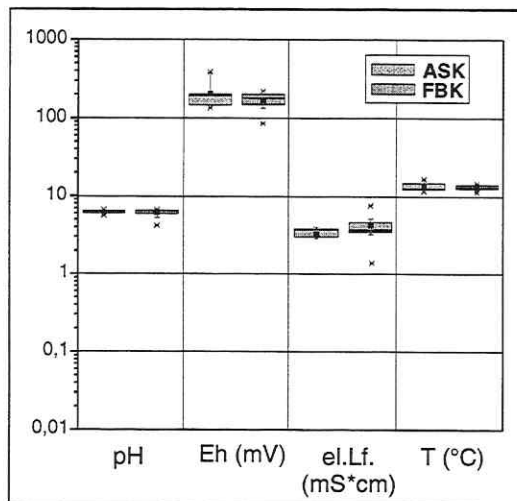


Abbildung 5-30: Spannweiten der Milieuparameter der ASK und FBK

Die Kippengrundwässer der ASK und der FBK befinden sich ausnahmslos im anoxischen Zustand, bei positiven Redoxpotentialen (Eh-Wert) von 167 bis 206 mV. Die Grundwässer der einzelnen Kippenteile (ASK, FBK) sind gegenüber tertiären Grundwasserleitern des Tagebauvorfeldes mit pH-Werten im schwach sauren Bereich erniedrigt bzw. mit elektrischen Leitfähigkeiten von durchschnittlich 3,26 bis 4,23 erhöht (Tab. 5-11). Die Kippengwässer sind demnach durch eine erhöhte Mineralisation gekennzeichnet, die aufgrund der spezifischen

Lösungsinhalte (Tab. 5-11) auf vorausgegangene Oxidation von Sulfiden zurückzuführen ist.

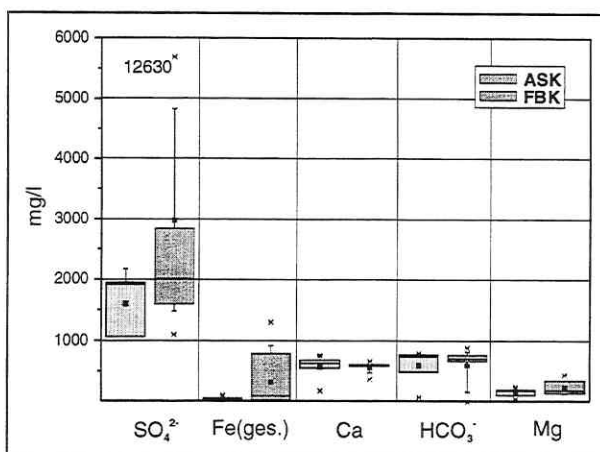


Abbildung 5-31: Spannweiten der Konzentrationen der Hauptionen (ASK und FBK)

Die größere Variabilität der elektrischen Leitfähigkeit der FBK wird in einem Spannweitendiagramm (Abb. 5-30) deutlich. Aufgrund der graphischen Auswertung der erhobenen Daten in Spannweitendiagrammen werden im folgenden durch Wertetabellen nur Minimum und Maximum und Mittelwert der Meßwerte angezeigt.

Die Variation der Konzentration der Hauptionen ist in Abb. 5-31 verdeutlicht. Wie

bereits anhand der el. Leitfähigkeit als Summenparameter der Lösungskonzentration festzustellen ist, sind die mittleren Sulfatgehalte der FBK im Gegensatz zur ASK höher und variieren stärker. Starken Schwankungen unterworfen ist auch die Konzentration des Gesamteises der FBK im Gegensatz zur ASK. Diese beiden Inhaltsstoffe stehen im direkten Zusammenhang mit der Sulfidverwitterung. Da die FBK generell eine längere Liegedauer als die ASK aufweist und von der im Mittel 15 m mächtigen ASK abgedeckt wird, können die höheren Werte an Sulfat und Eisen in der FBK keinesfalls durch eine rezente Oxidation von Eisensulfiden erklärt werden.

Die Konzentrationsspannweiten sind in Tabelle 5-11 dargestellt. Es wird deutlich, daß die Kalzium-, Magnesium-, Chlorid- und Hydrogenkarbonationenkonzentration und nahezu alle Schwermetall- und Spurenelementgehalte in beiden Kippenteilen in vergleichbar hohem Bereich liegen. Als Ausnahme: gelöstes Zink ist in der FBK im Mittel etwa zehnfach höher

als in der ASK. Die gelösten Konzentrationen der Elemente Ni und Al sind in der FBK ebenfalls erhöht. Die Ionenkonzentrationen der Kippengewässer bestätigen insgesamt die analogen hydrochemischen Verhältnisse beider Kippenteile.

Die durchschnittlichen Gehalte an gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) der Kippengewässer (Tab. 1-14) bewegen sich größenordnungsmäßig im von SIGG & STUMM (1994) angeführten Bereich eutropher Seen und deuten damit einen hohen Anteil an gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) in Kippengewässern an. Im Zuge der Bodenbildung ist bekannt, daß DOC-Konzentrationen kontinuierlich mit der Sickerwasserpassage abnehmen. So geben CRONAN & AIKEN (1985) für Porenwasser in oberen, belebten Bodenhorizonten

Tabelle 5-11: Spannweiten von Inhaltsstoffkonzentrationen der ASK und FBK *(n: ASK/FBK)

C [mg/l]	ASK			FBK		
	MIN	MAX	MW	MIN	MAX	MW
<i>Milieuparameter</i>						
pH	5,63	6,66	6,21	4,21	6,65	6,11
el. Lf. (mS/cm)	1,42	4,02	3,26	3,26	7,58	4,23
Eh (mV)	135	383	207	85	220	167
T (°C)	11,5	16,4	13,2	11,2	14,6	12,9
<i>Hauptanionen</i>						
SO ₄ ²⁻	798,15	2169,3	1597,3	575,9	12630	3057,9
Cl ⁻	59,19	112,40	77,10	24,80	193,8	71,52
HCO ₃ ⁻	79,35	793,52	595,14	164,8	885,0	659,84
<i>Hauptkationen</i>						
K ⁺	8,53	15,16	11,92	1,00	25,38	13,71
Na ⁺	18,70	106,00	54,17	20,30	156,0	49,49
Ca ⁺⁺	185,50	760,00	563,25	376,0	661,0	559,89
Mg ⁺⁺	49,75	244,90	158,18	133,5	443,0	232,19
Fe (ges.)	1,14	109,00	47,90	3,56	914,0	223,03
<i>Schwermetalle, Spurenelemente und DOC</i>						
DOC (4/7)*	3,80	26,50	10,92	3,49	19,60	8,29
Mn (6/10)*	1,28	23,03	6,64	1,71	11,51	5,58
Zn (5/8)*	0,04	0,17	0,07	0,02	0,51	0,12
Ba (5/10)*	0,01	0,03	0,02	0,01	0,03	0,02
B (6/10)*	0,06	0,80	0,39	0,06	0,56	0,27
Ni (2/5)*	0,08	0,24		0,10	0,89	0,26
P (6/9)*	0,27	0,52	0,39	0,27	2,69	0,89
Al (1/2)*		0,27		0,88	3,10	

10-30 mg/l und in weniger oder nicht bodenbildungsbeeinflussten Horizonten 2-5 mg/l DOC-Konzentrationen an. THURMAN (1985) findet im Grundwasser schließlich 0,1-2 mg/l DOC. Die DOC-Gehalte der Kippenwässer sind damit für Grundwässer recht hoch, im Einflußbereich von Kohleflözen aber nicht ungewöhnlich. Die leicht erhöhte DOC-Konzentration in der ASK ist auf den größeren Anteil minderwertiger Verschnittkohle zurückzuführen. Eine weitere Differenzierung des DOC wurde nicht vorgenommen, so daß keine Aussagen zur Herkunft bzw. zur biochemischen Verfügbarkeit getroffen werden können.

Anhand hydrochemischer Untersuchungen zeigt sich generell, daß die aufgrund der gemessenen bodenphysikalischen Parameter vorausgesetzte höhere Homogenität der FBK gegenüber der ASK durch hydrochemische Messungen nicht nachvollzogen werden kann. In nahezu allen im Zusammenhang mit der Sulfidoxidation stehenden Größen variieren die Werte in der FBK stärker. Angesichts der besseren Materialmischung, die innerhalb der FBK eine bessere Parameterstreuung, also insgesamt homogenere hydraulische Werte erkennbar werden lassen als in der ASK, sind die Ergebnisse der hydrochemischen Messungen nicht ohne weiteres aus den Ergebnissen über hydraulische Parameter abzuleiten.

5.2.3.3.2 Abhängigkeiten hydrochemischer Parameter und Sättigungsrechnungen

In den Kippenwässern des Untersuchungsgebietes wird der Einfluß von Reaktionsprodukten der Sulfidverwitterung dadurch deutlich, daß mit abnehmendem pH-Wert die Sulfat-, Eisen-, Magnesium-, Mangan- und Zinkkonzentrationen steigen, während die Konzentrationen der Kalzium- und Hydrogenkarbonationen sinken. Daß insbesondere durch die freigesetzte Säure mineralisationsfördernde Folgereaktionen ausgelöst werden, führt zur Erhebung des pH-Wertes als Ordnungskriterium für Bergbauwässer.

CO₂-Partialdrücke bis zu 25%, die einerseits in den Hangendpartien der Kippen aus der säurebedingten Karbonatlösung, andererseits in tieferen, gesättigten Kippenbereichen aus dem

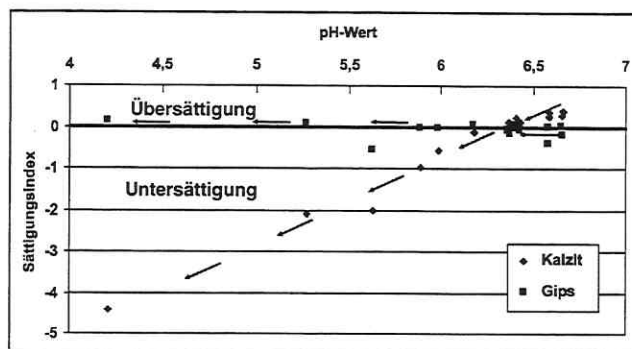


Abbildung 5-32: Sättigungsindizes für Kalzit und Gips in Abhängigkeit vom pH-Wert

dissimilatorischen Sulfatabbau stammen, bestimmen den pH-Wert der Kippenwässer und damit die wesentliche milieubestimmende Komponente. Der überwiegende Teil der Kippenwässer wird durch eine pH-Wert Regulierung im Bereich von 6,4, durch die Gleichgewichtseinstellung entsprechend der Reaktionsgleichung 5-6 bestimmt. Der pH-Wert ist

die Folge des hohen CO_2 -Partialdruckes im Kippenkörper, der einerseits zur Lösung geogener Karbonate (Kalzit bzw. Dolomit) über pH 6,4 und zum erhöhten HCO_3^- -Speziesanteil bei Säureeintrag unter pH 6,4 führt.

Die Lösung von Sulfidoxidationsprodukten im Porenwasser und die ständige CO_2 -Produktion in tieferen Kippenbereichen führt einerseits zur Lösung der geogenen Mineralphase Kalzit (Korrelation Ca^{++} und HCO_3^- mit $r = 0,83$), andererseits bei Überschreitung des Löslichkeitsproduktes zur Ausfällung der Sekundärmineralphase Gips. Wird die Sulfatkonzentration in Abhängigkeit der Gipssättigung betrachtet, ergibt sich für Sulfatgehalte ab etwa 1750 mg/l permanente Gipsübersättigung. Kalzit-Sättigungs-Berechnungen zeigen bei einem pH-Wert über 6,4 Kalzitübersättigung, unter einem pH von 6,4 nimmt die berechnete Kalzituntersättigung zu. Die Kalziumkonzentration wird unterhalb von etwa 600 mg/l durch die Gleichgewichtseinstellung zur Mineralphase Gips kontrolliert. Im Konzentrationsbereich um 600 mg/l Ca^{++} -Ionen sind sowohl Kalzit als auch Gips rechnerisch gesättigt.

Infolge des über lange Zeit nicht abgeschlossenen Wasserfüllprozesses in den Kippenteilen, ist davon auszugehen, daß permanente Veränderungen der Ionenfracht Gleichgewichtsbedingungen entgegenwirken. Kalzium und Sulfatkonzentrationen können die errechnete Sättigungsgrenze für Gips und Kalzit um ein vielfaches übersteigen, wodurch belegt wird, daß hydro- und geochemische Wechselwirkungen nicht im Gleichgewicht stehen und die Aussage von Gleichgewichtsprogrammen ohne konkrete Berücksichtigung der hydraulischen Situation und der betrachteten Zeiträume relativiert werden muß. Die Ergebnisse, die mit Gleichgewichtsprogrammen erzielt werden, sind daher sehr begrenzt und bieten als Minimalaussage die Erkenntnis, daß die Kippenwässer nicht im hydrogeochemischen Gleichgewicht stehen. Da dies auf das älteste untersuchte Kippenwasser zutrifft (K-GWM 16), ist davon auszugehen, daß mindestens über einen Zeitraum von 41 Jahren in Abhängigkeit von dem Wasserfüllprozeß eine im hydrogeochemischen Gleichgewicht stehende Hydrochemie, zumindest partiell nicht zu erwarten ist.

5.2.3.4 Untersuchungen zur Sulfatreduktion

In Voruntersuchungen wurde in K-GWM organoleptisch H_2S -Gas nachgewiesen, wodurch belegt ist, daß Sulfatabbauprozesse im Kippenkörper stattfinden. Es wird erwartet, daß der dissimilatorische Sulfatabbau, durch das Angebot an organischem Kohlenstoff und den Sulfatgehalten gesteuert, in vergleichbaren Kippenabschnitten mit zunehmendem Kippenalter weiter fortschreitet. Diese Prozesse können anhand von Messungen der Sulfatkonzentration und deren ^{34}S -Variationen in der wäßrigen Phase charakterisiert werden.

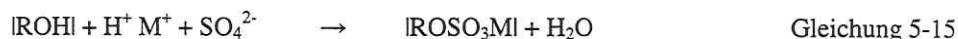
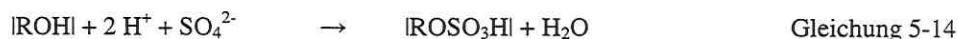
Die Untersuchungen wurden mit dem Ziel gestaltet, die Relevanz, den Entwicklungstrend und die Unterschiede der ASK und FBK hinsichtlich der Sulfatreduktion aufzuzeigen.

5.2.3.4.1 Grundlagen

Neben den biologisch-geochemischen Prozessen der Versauerung bergbaubeeinflusster Sedimente sowie Grund- und Oberflächenwässer existieren Prozesse, die Säure binden und

Alkalinität freisetzen. Diese Prozesse gelten im Sinne anthropogen induzierter Grundwasserbelastung durch Sulfat, Protonen und Schwermetalle, z.B. durch Braunkohlentagebaue grundsätzlich als regenerativ. Die wichtigsten hydrochemischen Prozesse sind neben der Nitrat-Assimilation und Denitrifikation die assimilatorische und dissimilatorische Sulfatreduktion. Aufgrund der geringen Nitratkonzentrationen des Kippengrundwassers spielen die mit diesem Anion in Verbindung stehenden Neutralisationsprozesse eine untergeordnete Rolle. Die mikrobiell gesteuerte assimilatorische und dissimilatorische Sulfatreduktion sind biologische Prozesse, die im Sinne der Regeneration in den von Sulfidoxidation beeinflussten Systemen Protonen binden, Alkalinität freisetzen und Sulfationen abbauen.

Die assimilatorische Sulfatreduktion dient nahezu allen niederen heterotroph bzw. autotroph lebenden Organismen (Bakterien und Pilze) sowie grünen Pflanzen zur Synthese beider schwefelhaltiger Aminosäuren Zystein und Methionin. Dabei wird Sulfat aus der wässrigen Phase aufgenommen und über 2 Schritte aktiviert (1. Schritt Aktivierung des Sulfates zu APS, 2. Schritt Phosphorylierung des APS zu PAPS) und über Sulfit zu Sulfid reduziert. Die biochemischen Vorgänge sind weitgehend aus den Untersuchungen zum Schwefelkreislauf höherer Pflanzen bekannt (SCHIFFMANN & SCHWENN [1994]). Als Stoffwechselzwischenprodukte entstehen organische Sulfate, die in der wässrigen Phase nicht als gelöste Moleküle, sondern in Suspension befindlichem Zellmaterial oder an Sedimente gebunden sind. Organische Sulfate bestehen im wesentlichen aus Sulfateestern ($-C-O-S-O_3^-$), Sulfamaten ($-C-N-S-O_3^-$, $-C-N-O-S-O_3^-$) sowie organischen Sulfiten (FITZGERALD [1985] und FRENEY [1961]). Bei der Bildung von organischen Sulfaten werden grundsätzlich Protonen aus der Lösung entfernt. Wobei nach KELLY & RUDD (1989) Gl. 5-14 zwei Mol bzw. nach BAKER *et al.* und URBAN & BAKER (1989) Gl. 5-15 ein Mol H^+ (falls Sulfatester basische Kationen enthalten) pro Mol SO_4^{2-} aus der Lösung entfernt werden.



(durch M werden sämtliche basischen Kationen, durch senkrechte Striche die Komponenten der Festphase repräsentiert)

Der Hauptteil des in der Natur, also in der wässrigen Phase gebildeten Schwefelwasserstoffs entstammt allerdings der dissimilatorischen Sulfatreduktion (SCHLEGEL [1992]). Dabei wird durch obligat anaerob lebende, sulfatreduzierende Bakterien (Desulfurkanten oder sulfidogene Bakterien) Substratwasserstoff auf Sulfat als terminalen Elektronenakzeptor übertragen und Sulfat zu Sulfid reduziert. Dieser Prozeß ist an streng anaerobe Milieubedingungen geknüpft, ist aber der physiologischen Atmung durch Sauerstoff als Wasserstoffakzeptor formal ähnlich und wird deshalb als „Sulfat-Atmung“ bezeichnet. Nach der Aufnahme des Sulfates aus der wässrigen Lösung findet in den Zellen der Mikroorganismen eine ATP-gestützte Sulfataktivierung statt (1. Schritt, vgl. assimilatorische Sulfatreduktion). Danach wird das Sulfat direkt (ohne 2. Aktivierungsschritt), unter Entstehung von AMP und Sulfit, reduziert. Anschließend wird durch das Enzym Sulfit-Rektuktase das Sulfit in einem

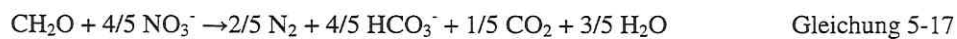
Sechs-Elektronen-Schritt direkt zu Sulfid reduziert. Ein weiterer Mechanismus der Sulfid-Bildung ist die Sulfitreduktion in 3 aufeinanderfolgenden Schritten unter Bildung von Intermediärprodukten Trithionat und Thiosulfat.

Die dissimilatorische Sulfatreduktion stellt sich in einem geochemischen System erst ein, wenn verschiedene, im Zusammenhang mit abnehmender mikrobieller Energieausbeute stehende Reduktionsprozesse durchlaufen wurden. Demnach werden bis zur Sulfatreduktion (unter Voraussetzung der Verfügbarkeit der angeführten Verbindungen) folgende Redoxstadien durchlaufen (STUMM & MORGAN [1981]; APELLO & POSTMA [1993]:

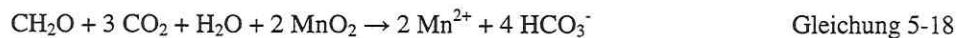
Aerobe Respiration (O_2 – Reduktion)



Denitrifikation (NO_3^- - Reduktion)



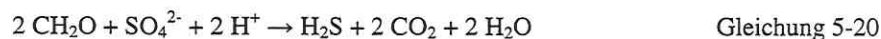
Manganreduktion



Eisenreduktion



Sulfatreduktion



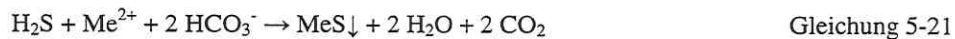
CH_2O stellt dabei in vereinfachter Form die den Mikroorganismen als Elektronendonator dienende organische Substanz dar.

Das nur bei der dissimilatorischen Sulfatreduktion (Gl. 5-20) entstehende H_2S wird freigesetzt und ist organoleptisch bei einer Konzentration von weniger als 1mg/l nachweisbar (CLARK & FRITZ [1997]). Weiterhin entsteht HCO_3^- , das durch seine Alkalinität steigende pH-Werte verursachen kann (COOK *et al.* [1986]; HOWARTH *et al.* [1992]; SCHINDLER *et al.* [1986]).

Das entstandene H_2S kann aus reduzierten Verhältnissen in die aerobe Zone diffundieren und oxidiert werden. Grundsätzlich sind alle im Zuge des Sulfatabbaus reduzierten Schwefelverbindungen in Abhängigkeit von Redox-Verhältnissen reoxidierbar. Im Falle einer Reoxidation werden die aus dem System gebundenen Protonen wieder freigesetzt.

Eine dauerhafte Neutralisation, gleichbedeutend mit der Regeneration von Kippensedimenten, ist erst zu erwarten, wenn durch die Bildung von Metallsulfiden Eisen, Schwermetalle und Sulfat aus dem Kippengrundwasser entfernt werden. Die Bildung frühdiagenetischer Eisenmonosulfide bzw. Metallsulfide kann mit Gl. 5-21 beschrieben werden.

Mit vorrückender Diagenese kann z.B. Eisenmonosulfid nach Gleichung 5-22 durch elementaren Schwefel in den thermodynamisch stabileren Pyrit umgewandelt werden (BERNER [1970]).



Die Rate der dissimilatorischen Sulfatreduktion wird von der Qualität und Quantität des zu oxidierenden organischen Kohlenstoffs sowie von dem Sulfatangebot beeinflusst (RUDD et al. 1986; SWEETS et al. [1986]; GIBLIN et al. [1990], COOK & SCHINDLER [1983]; KELLY & RUDD [1984], LOVLEY & KLUG [1986]).

Aufgrund der Untersuchungen von BOUDREAU & WESTRICH (1984), wonach unterhalb einer Sulfatkonzentration von 400 mg/l sich der Sulfatabbau verlangsamt, ist davon auszugehen, daß das Sulfatangebot in der untersuchten Tagebaukippe nicht als limitierender Faktor für die Sulfatreduktion wirksam wird.

LEUCHS (1988) schätzt die Sulfatabbaurrate in einem grob- bis feinsandigen pleistozänen Porengrundwasserleiter auf 2,19 mg/l*a. In Untersuchungen zu Sulfatreduktionsraten sind von 18,25 g/l*a, in Corg- und SO_4^{2-} -reichen marinen Sedimenten (WESTRICH & BERNER [1984]), bis zu 0,14 mg/l*a in sulfatarmen Seesedimenten (ZINDER & BROCK [1978]) bestimmt worden.

In Braunkohlentagebaukippen läßt sich die Entwicklung der Sulfatkonzentration einerseits hydrogeochemisch durch die chronologische Bestimmung der Sulfatkonzentration der wäßrigen Phase und andererseits isotopengeochemisch durch die bei der Sulfataufnahme der Mikroorganismen stattfindende signifikante Fraktionierung der S-Isotope im Sulfat nachweisen.

Die bei der mikrobiellen Sulfatreduktion stattfindende schnellere Reaktion des ^{32}S -Isotopes ist darauf zurückzuführen, daß ^{32}S -O-Verbindung mit weniger Energieaufwand gelöst werden als die ^{34}S -O-Bindungen. Diese Tatsache führt beim mikrobiologischen Sulfatabbau zur Anreicherung des ^{34}S -Isotopes an dem in der Lösung verbleibenden Sulfat.

Da im Initialschritt (Aktivierung des Sulfates zu APS) beide Abbauprozesse identisch sind (SCHLEGEL [1992]), ist mit den hydro- und isotopengeochemischen Methoden der dissimilatorische und assimilatorische Sulfatabbau lediglich in der Summe zu messen. Nachgewiesenes H_2S -Gas bestätigt den Ablauf dissimilatorischer Sulfatreduktion.

Der Sulfatabbau bedingt in erster Linie die Verringerung der Sulfatkonzentration unter Alkalinitätsbildung in versauerten Kippenwässern und ist ein wesentlicher Faktor für das Selbstheilungsvermögen der devastierten Areale.

5.2.3.4 Ergebnisse

Unter Berücksichtigung der im Abschn. 5.2.3.3 beschriebenen Korrelation der Wasserinhalts-

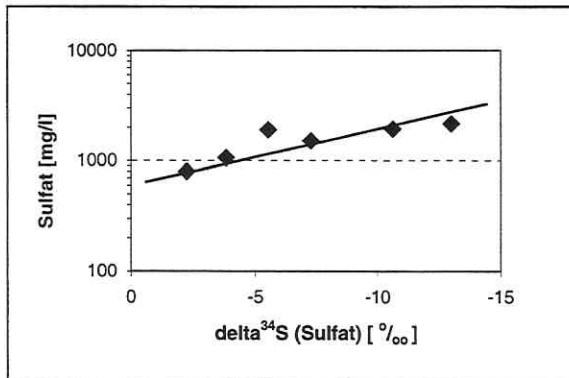


Abbildung 5-33: Korrelation zwischen $\delta^{34}\text{S}$ (Sulfat)-Werten und korrespondierenden Sulfatkonzentrationen der ASK

stoffe mit dem Kippenalter kann auch bei der Betrachtung der Sulfatgehalte in Abhängigkeit vom gleichzeitig am Sulfat gemessenen $\delta^{34}\text{S}$ -Gehalt gezeigt werden, daß deutliche Unterschiede in beiden Kippenteilen bestehen (Abb. 5-33 und 5-34). Die Entwicklung der $\delta^{34}\text{S}$ (Sulfat)-Werte bei der Sulfatreduktion verlaufen nach dem Gesetz der Rayleigh-Fraktionierung. Bei der Reduktion von Sulfat beschreibt diese Gesetzmäßigkeit die exponentielle Anhängigkeit der Entwicklung der $\delta^{34}\text{S}$ -Werte von einem Fraktionierungsfaktor (α).

Bei der Betrachtung eines Sulfatreduktionstrends in Tagebaukippen, dessen zeitliche Abhängigkeit nur über das Kippenalter durch verschiedene Grundwassermeßstellen bestimmt wurde, kann die der Rayleigh-Fraktionierung genutzt werden, um die Zusammengehörigkeit der Messungen (und damit einen Reduktionstrend) zu bestätigen. Ein zusammenhängender

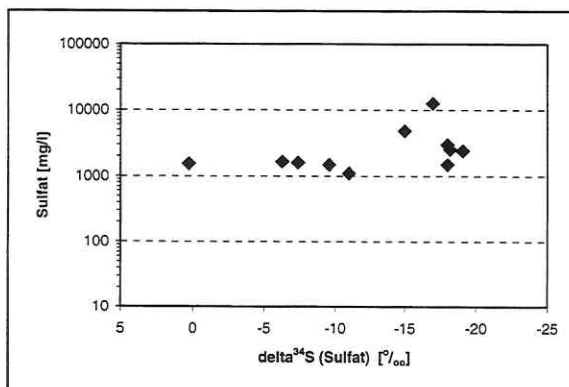


Abbildung 5-34: Korrelation zwischen $\delta^{34}\text{S}$ (Sulfat)-Werten und korrespondierenden Sulfatkonzentrationen der FBK

Reduktionstrend ergibt sich, wenn die logarithmische Darstellung der Sulfatkonzentration eine lineare Abhängigkeit zu den $\delta^{34}\text{S}$ -Werten zeigt. Wie in beiden Abb. (5-33 und 5-34) deutlich wird, ist die lineare Abhängigkeit aller Meßwerte nur in der ASK zu finden (Abb. 5-33). Für die FBK (Abb. 5-34) kann die lineare Abhängigkeit nicht nachgewiesen werden. In diesem Fall ist davon auszugehen, daß bei stattfindender Sulfatreduktion unterschiedliche Reaktionszellen untersucht wurden.

Unter diesen Voraussetzungen und den im Abschn. 5.2.4 geschilderten Modellvorstellungen zur hydrochemischen Entwicklung in den Kippenteilen läßt sich anhand der untersuchten Parameter (C_{Sulfat} , $\delta^{34}\text{S}$ (SO_4^{2-})) nur für die ASK eine effektive Sulfatabbaurate ermitteln.

Entsprechend den Modellannahmen von DOHRMANN & KNÖLLER [1999] ergibt sich für die ASK eine effektive Sulfatabbaurate von 50 mg/l-a. In dem Modell wird einen mittlerer Fraktionierungsfaktor von 1,015 sowie die durch Grundwasserneubildung (mit Depositionssulfat) in tiefere Kippenbereiche eingetragene Sulfatmenge aus der VWZ_{ASK} berücksichtigt. Das Modell setzt eine vollständige Mischung des neugebildeten Grundwassers mit dem Porenwasser der ASK voraus.

Aufgrund der speziellen hydraulischen Situation kann die Sulfatkonzentrationen der FBK in Abhängigkeit von der Elution der VWZ_{FBK} zumindest im Stadium der Aufsättigung stark schwanken. Sulfatabbauraten sind somit durch die dargestellten altersabhängigen Untersuchungen in der FBK nicht zu ermitteln. Da in der FBK die DOC- und die Sulfatkonzentrationen in vergleichbaren Größenordnungen anzutreffen sind, ist potentiell mit einer ähnlich hohen effektiven Abbaurate in der FBK zu rechnen.

5.2.4 Modellvorstellung zur hydrochemischen Beschaffenheitsentwicklung im Gesamtsystem „bindige Mischbodenkippe“

Ausgehend von den bisherigen Erkenntnissen der in-situ- und Labormessungen zur Grundwasserqualität im Untersuchungsgebiet soll eine Modellvorstellung entwickelt werden, die den Kippenaufbau (Tagebautechnologie), hydrochemische Messungen und wesentliche Erkenntnisse aus der hydraulischen Modellstudie berücksichtigt.

Tagebautechnologisch wird zuerst durch die Förderbrücke etwa zwei Drittel der Gesamtkippe im Untersuchungsgebiet in Form der FBK aus vorwiegend bindigen tertiären Sedimenten zum Teil auch aus quartären Sanden und Kiesen geschüttet. Infolge des hohen Pyritgehaltes der marinen tertiären Sedimente und der relativ langen Expositionszeit bis zur Schüttung der ASK bildet sich in der Hangendpartie der FBK eine sekundäre Verwitterungszone (VWZ_{FBK}) heraus. Bereits nach kurzer Zeit (12 Monate) besitzt diese Verwitterungszone mindestens 2 m Mächtigkeit. Gleichzeitig erfolgt, wie in Kapitel 3 beschrieben, ein initialer Wasseranstieg durch schwerkraftgetriebenes, bewegliches Porenwasser. Dieser Prozeß erfolgt unabhängig von lateralen Zuflüssen und bevorzugt in hydraulisch gut leitenden Drainageschichten. Bereiche der FBK bleiben längere Zeit ungesättigt.

Im Kippenkörper wird der durch den Schüttungsprozeß eingeschlossene Luftsauerstoff infolge der primären Sulfidoxidation verbraucht. Aufgrund der begrenzten Sauerstoffnachlieferung in tiefe Kippenbereiche ist die Mineralisation des Porenwassers relativ gering. Freigesetzte Säure wird durch karbonatische Festphasen unter initialer CO_2 -Freisetzung gepuffert.

Bereits kurz nach dem Kippenaufbau setzen an der Oberfläche der FBK Erosions-, Kolmations- und Verkrustungsvorgänge ein, die einer GWN entgegenwirken. Es bildet sich eine, bereits im hydraulischen Modell benannte, Kolmationsschicht heraus, die durch geringere k_f -Werte als der Kippenkörper gekennzeichnet ist. Diese Kolmationsschicht kann sowohl die GWN als auch, in Abhängigkeit des Wassergehaltes, die Nachlieferung von Luftsauerstoff einschränken. Aufgrund der dunklen Färbung der FBK-Sedimente ist eine höhere Absorption der kurzwelligen Strahlung zu erwarten, wodurch die Evaporation verstärkt wird. Die eher begrenzte GWN in der FBK führt zur Anreicherung von verwitterungsbedingten Sekundärmineralen, vor allem Gips und Jarosit in der Hangendpartie der FBK.

Der eigentliche wasserqualitätsprägende Prozeß in der FBK findet dadurch statt, daß das nach der Absetzerschüttung an der Kippenbasis der ASK akkumulierte Porenwasser geringer Mineralisation unter Elution der VWZ_{FBK} in ungesättigte Bereiche der FBK drängt. Dieser Vorgang ist einerseits von bevorzugten Fließwegen in der ASK, andererseits von der Durchlässigkeit der Kolmationsschicht abhängig (Kap. 3). Die durch diesen Prozeß stattfindende Aufmineralisation des Porenwassers in Abhängigkeit von der k_f -Verteilung der Kolmationsschicht erklärt auch die größere Streuung der Hydrochemie und die scheinbar zeitunabhängigen Mineralisationszustände in der FBK. Das pH-Puffervermögen der

FBK-Sedimente, abhängig von der Verteilung und Konzentration geogener Karbonate (Korpusverteilung des Muschelschills) und anderer puffernd wirkender Sedimentbestandteile sowie der Lösungsspezies, entscheidet über den sich einstellenden pH-Wert und damit über die Löslichkeit von Schwermetallen.

In gesättigten Bereichen der FBK bilden sich nach Verbrauch des während der Verkipppung eingetragenen Luftsauerstoffs sulfatreduzierende Bereiche aus, die zur weiteren Erhöhung des CO_2 -Partialdrucks im Kippenkörper führen.

Während des initialen Wasseranstiegs in der ASK bildet sich in der Hangendpartie eine rezente Verwitterungszone aus. Die freigesetzten Verwitterungsprodukte werden mit dem neugebildeten Grundwasser unter Aufsättigung des Kippenkörpers in tiefere Bereiche eingetragen. Hier erfolgt eine Mischung höher mineralisierten Sickerwassers (sekundäre Sulfidoxidation) mit Porenwässern (beeinflusst durch primäre Sulfidoxidation).

Die Aufmineralisation des Sickerwassers in der ASK ist davon abhängig, wieviel Sulfidoxidaionsprodukte durch die sekundäre Verwitterung entstehen und durch die Grundwasserneubildung in die Tiefe transportiert werden können. An Säulenversuchen mit ungestörtem Kippenmaterial des ersten Meters unter der Deckschicht aus Lehm wurden unter anaerober Durchströmung mit künstlichem Niederschlagswasser abnehmende Sulfatkonzentrationen des Sickerwassers beobachtet. Die initialen Sulfatkonzentrationen lagen bei 2400 mg/l. Es ist davon auszugehen, daß dieser Wert der Aufmineralisation des Niederschlagswassers bei Durchströmung der sekundären Verwitterungszone entspricht. Da die verkippten Sedimente auch in den oberen Metern noch bedeutende Mengen an Sulfiden enthalten (Kippen-GWM 1 = 0,4 Gew-% in 1-2 m Teufe), führt die sekundäre Verwitterung so lange zu einer Aufmineralisation des Sickerwassers, bis sich ein einheitlicher Grundwasserspiegel (GWS) bis zu pyritfreien Sedimenten eingestellt hat oder die Oxidationsfront den GWS erreicht.

In tieferen Zonen der ASK finden unter Abwesenheit von Oxidanzien (O_2 , NO_3^-), vorwiegend in gesättigten Bereichen, Sulfatreduktionsprozesse statt.

Die hydrochemisch prägenden Prozesse in der ASK, d.h. Verwitterungs- und GWN-Rate sowie zunehmende Sulfatreduktionszonen, sollten über die gesamte Kippe betrachtet relativ einheitlich sein. Aus diesem Grund können sich in der ASK aus hydrochemischer Sicht homogenere Bedingungen abbilden, wodurch u.a. auch ein Trend in der Sulfatreduktion nachweisbar ist.

In Abb. 5-35 sind schematisch die wichtigsten, im Initialstadium der Kippe die Grundwasserqualität beeinflussenden Prozesse in bindigen Mischbodenkippen des Untersuchungsgebietes dargestellt.

Die Prägung der Grundwasserchemie beider Kippenteile findet nach dem beschriebenen Schema (Abb. 5-35) solange statt, bis die Aufsättigung beider Kippenteile abgeschlossen ist oder ein hydraulisches Druckpotential in der Peripherie der Kippe, zum Beispiel durch eine schnelle Seeflutung, die Strömungsverhältnisse verändert. Bis zur vollständigen Aufsättigung

des gesamten Kippenkörpers kann die Hydrochemie des Kippenwassers durch eine Auslenkung des hydro-geochemischen Gleichgewichtes geprägt sein.

Die beschriebene Entwicklung der hydrochemischen Beschaffenheit im Initialstadium der Kippe ist hauptsächlich davon abhängig, in welchem Maße die VWZ_{FBK} durchströmt, d.h. eluiert wird. In diesem Zusammenhang muß für eine Prognose der Beschaffenheitsentwicklung die Durchlässigkeit der Kolmationszone umfassender untersucht werden. Zur weitgehenden Verhinderung der Elution der VWZ_{FBK} ist bei noch offenliegenden FBKn, vor der ASK-Schüttung eine Abdichtung der FBK, beispielsweise durch eine Montanwachsauflage, zu untersuchen.

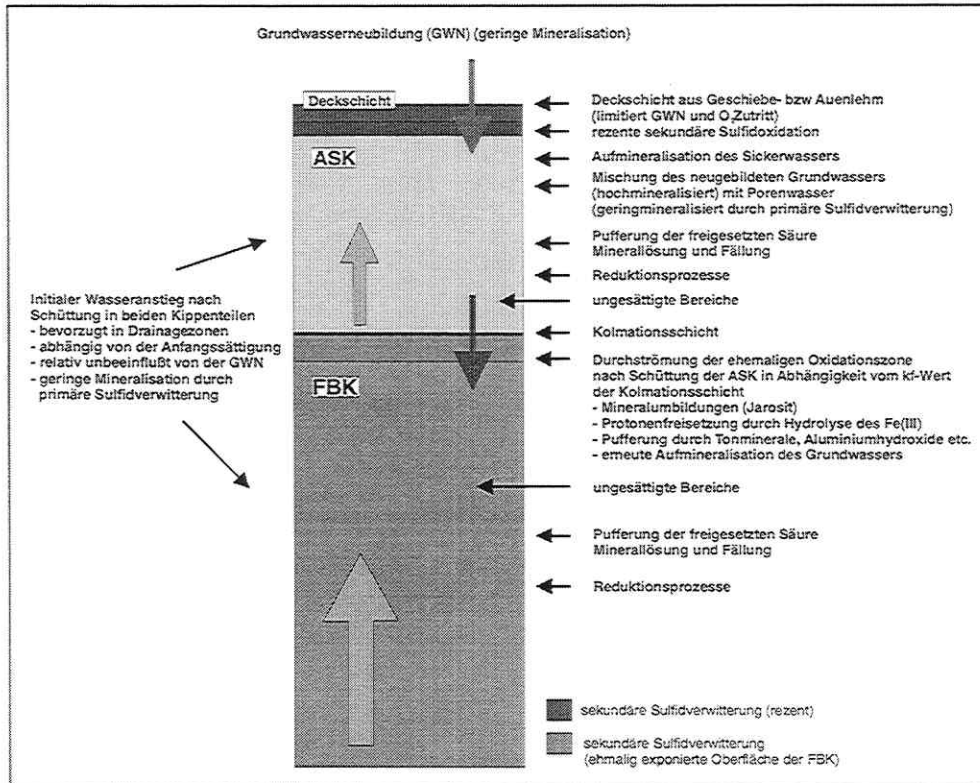


Abbildung 5-35: Übersicht über die wichtigsten beschaffenheitsprägenden Prozesse in Kippenwässern des Untersuchungsgebietes

5.2.5 Veränderung der hydrochemischen Beschaffenheit durch großkalibrige Bohrungen

Ausgehend von der in Kapitel 3 beschriebenen komplizierten hydraulischen Situation im Untersuchungsgebiet und den Abschnitten 5.2.1.1 und 5.2.3.3 aufgezeigten Differenzen der Grundwasserbeschaffenheit, die im Untersuchungsgebiet besonders in der FBK augenscheinlich werden, soll folgend die Frage der Repräsentanz von in-situ Messungen betrachtet werden.

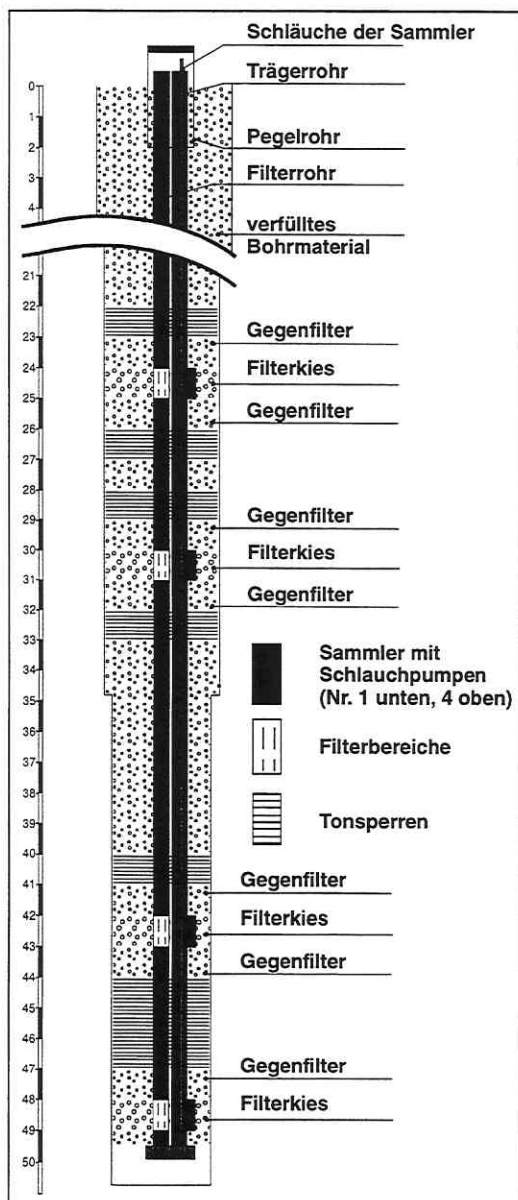


Abbildung 5-36: Ausbauschema K-GWM 1

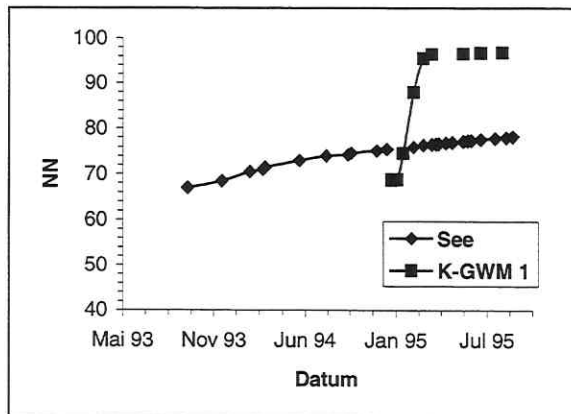
Anlaß der Untersuchung ist eine Forschungsbohrung (K-GWM 1, Abb. 5-28), die als Trockenbohrung auf dem nördlichen Kippenareal, südlich des zur Flutung freigegebenen Restloches Cospuden, abgeteuft wurde.

Zur Erfassung der hydrochemischen Beschaffenheitsentwicklung des Kippenwassers im Zuge der Restlochflutung wurde die Multi-levelmeßstelle mit 4 Meßebenen in der FBK konzipiert. Abb. 5-36 zeigt das Ausbauschema der Meßstelle.

Im Bereich von 16 bis 18 m ist der Übergang von der ASK zur FBK zu erwarten. Hauptbestandteil der Multi-levelmeßstelle ist ein 2"-Rohrsystem, bestehend aus einem Meßrohr und einem Trägerrohr für Pumpen und Schläuche. Das Meßrohr ist im Bereich der angebrachten Pumpen verfiltert und bietet die Möglichkeit zur Wasserstandsmessung und zusätzlichen Befahrung des Systems mit geophysikalischen Geräten, Milieusensoren und der GRUND-FOS®-Pumpentechnik.

Die tatsächliche hydraulische Situation war zum Zeitpunkt der Bohrung und Meßstelleneinrichtung nicht bekannt. Unmittelbar benachbarte Meßstellen, die allerdings

mehrere hundert Meter entfernt lagen, zeigten einen zum See abfallenden, etwa 10 bis 15 m unter GOK liegenden Wasserstand (Abschn. 4.2). In diesem Kippenareal wurde ein wesentlich niedrigerer Wasserstand erwartet, so daß der sprunghaft steigende Wasserstand, wie in Abb. 5-37 ersichtlich, nach Einbau des Meßsystems in Bohrung 1 zunächst nicht erklärt werden konnte.



**Abbildung 5-37: Entwicklung und Höhe des See-
wasser- und Rohrwasseranstiegs (K-GWM 1)**

Ein Einfluß des sich entwickelnden Restsees wurde aufgrund des Druckhöhenunterschiedes ausgeschlossen. Hydrochemische Untersuchungen (Kap. 5) und Modelle des Auf-sättigungsprozesses (Kap. 4) zeigen, daß der sprunghafte Wasseranstieg in den ersten 2 Monaten nach der Bohrung auf die Meßstelle selbst zurückzuführen ist. Anhand der K-GWM 1 kann somit beispielhaft erläutert werden, wie sich durch die spezielle hydraulisch-geochemische Situation im

Untersuchungsgebiet die konventionelle Einrichtung von GWMn auf die Beschaffenheit des Kippenwassers auswirken kann.

Abb. 5-38 zeigt schematisch die wesentlichsten hydraulisch- hydrochemischen Prozesse nach Niederbringung einer großkalibrigen Bohrung (426 mm bis 325 mm Bohrungsdurchmesser).

Aus dem Modell läßt sich ableiten, daß die Kippen-GWM 1 eine Gegebenheit widerspiegelt, die bei Bohrungen in bindigen Mischbodenkippen gleicher Struktur grundsätzlich in Betracht gezogen werden muß.

Da die aufgezeigte Problematik durch Packerung des verfilterten Meßrohres nicht verhindert werden konnte, ist der Effekt durch den Ausbau der Meßstelle eher erklärbar, als durch das Meßsystem selbst. Auch der Einsatz von Inertgas (N_2 , Ar) als Fördermedium in den Membranpumpen anstelle von Druckluft, um den Sauerstoffzutritt über undichte Leitungen auszuschließen, zeigte keinen Einfluß auf die hydrochemischen Messungen.

Durch den herkömmlichen Meßstellenausbau (Tonsperren nur zur Abschirmung der Filterbereiche) hat das Kippenwasser aus der ASK die Möglichkeit in tiefere Bereiche abzufließen. Das durch den Reaktionsraum Kippenkörper geprägte Wasser der ASK eluiert dabei die in der VWZ_{FBK} gespeicherten Sulfidoxidaionsprodukte (Sulfat, Eisen, Protonen, Schwermetalle und Spurenelemente). Daraus folgend ist in allen Meßebenen ein Versauerungsschub nachweisbar, der sich durch die Elution der Verwitterungszone, wie in den Laborversuchen registriert, erklärt.

Da das Problem durch die spezifische hydraulische Situation im Zusammenhang mit dem konventionellen Meßstellenausbau begründet liegt, hätte in dem speziellen Fall ein vollständig mit Ton gesperrter Hinterrohrraum den gezeigten Meßstelleneffekt möglicherweise verhindert. Grundsätzlich ist zu untersuchen, inwieweit ein vollständig gesperrter Ringraum Meßstelleneffekte verhindert. Ausgehend von den Erkenntnissen sind die in der K-GWM 1 erhobenen Daten für die tatsächlich ablaufenden hydrogeochemischen Reaktionen im Kippenkörper nicht repräsentativ.

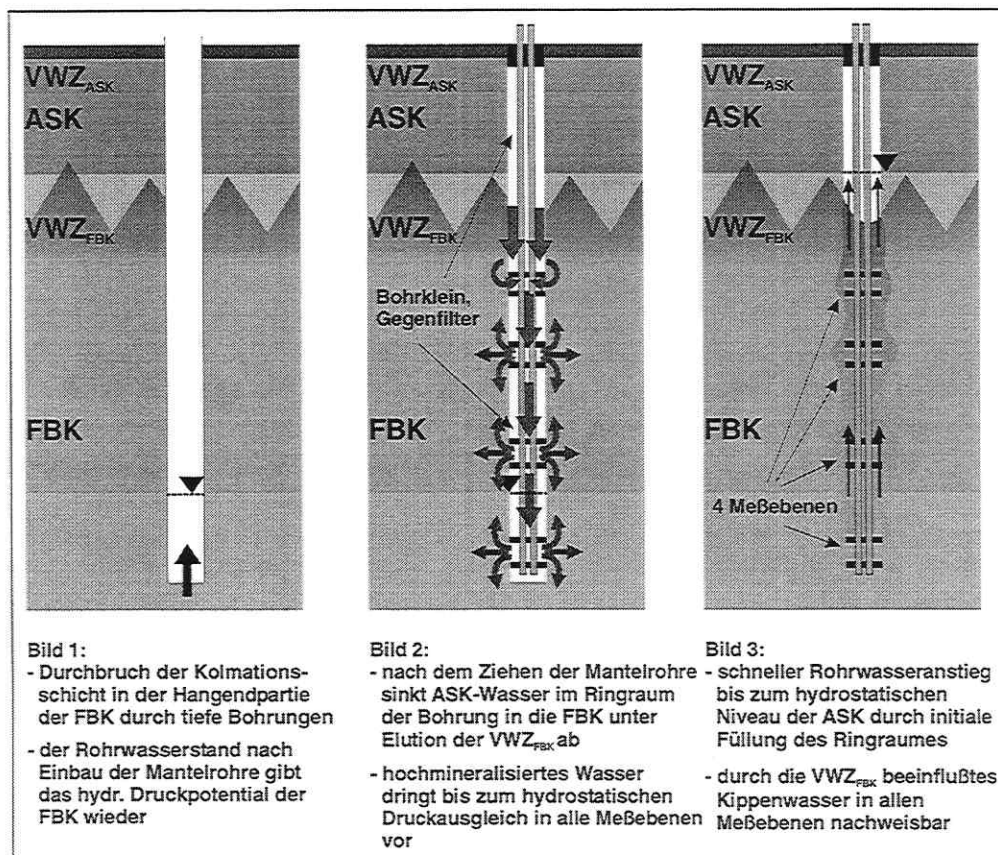


Abbildung 5-38: Hydrochemische Veränderungen durch Bohrungen (schematisch)

Analysen der Wässer aus der K-GWM 1 zeigen, wie u.a. bereits im Abschnitt 5.2.1 dargestellt, unzweifelhaft einen Versauerungsprozeß. Im Untersuchungszeitraum bewegt sich der pH-Wert nach anfänglich schnellem Absinken in allen Meßebenen im Bereich 4,3 bis etwa 5. Vor allem die Periodizität des gemessenen Milieus (pH-Kurve) und der Ionenkonzentration (el. Lf.-Kurve) zeigen Diskontinuitäten, die durch ein pH-Puffersystem (im Bereich 4,3 bis 5) und eine fortlaufende strömungsbedingte Auslenkung des hydrochemischen Gleichgewichts geprägt ist, wie bereits in Abschnitt 5.2.2.3.2 auf einem anderen pH-Niveau

beschrieben. In Abb. 5-39 sind diese Zusammenhänge beispielhaft für 2 Teufen der K-GWM 1 dargestellt.

Durch die „Titration“ des HCO_3^- infolge H^+ -Freisetzung während der Durchströmung der VWZ_{FBK} sinkt der pH-Wert unter Freisetzung von CO_2 (g). Da in diesen Tiefen das entstehende CO_2 nicht ungehindert gasförmig entweichen kann, steigt der CO_2 -Anteil der

Bodenluft im Kippenkörper. In Abhängigkeit vom CO_2 -Partialdruck ist die Reaktion (Gl. 5-6) bei einem pH-Wert unter 5 nahezu vollständig nach rechts verlaufen. Je höher der CO_2 -Partialdruck im Kippenkörper ist, desto mehr H^+ -Ionen verbraucht die beschriebene „Titration“ des Hydrogenkarbonates bis zu einem pH-Wert von 4,3. Aus diesen Erkenntnissen ist davon auszugehen, daß die Pufferkapazität des Kippenwassers durch das Hydrogenkarbonat im Zusammenhang mit der gehemmten CO_2 -Freisetzung bestimmt wird.

Unter Betrachtung der Meßstellen-spezifität wird deutlich, daß die gemessene Versauerung dadurch zustande kommt, daß durch einen künstlich induzierten hydraulischen Kurzschluß die geochemisch brisante Verwitterungszone der FBK eluiert wird. Im weiteren Sinne findet der Prozeß der Lösung gespeicherter

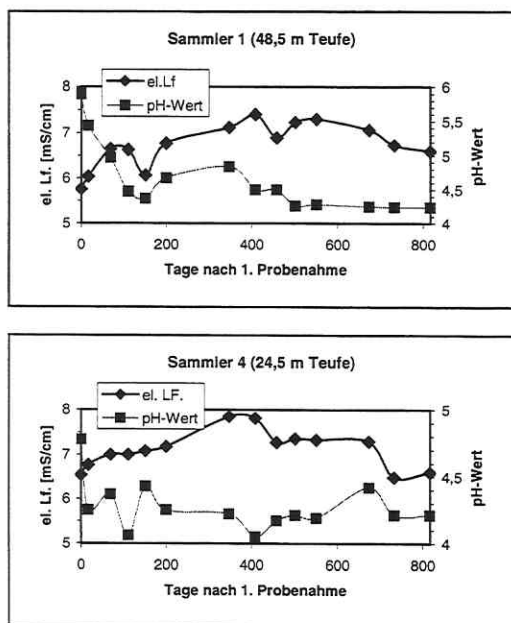


Abbildung 5-39: Diskontinuitäten hydrochemischer Parameter (K-GWM 1)

Verwitterungsprodukte in der Hangendpartie der FBK im Laufe der Aufsättigung der FBK ohnehin statt. Im engeren Sinne ist in allen Teufen der K-GWM 1 ein „worst case“-Szenario in-situ beobachtet worden. Die derart schnelle Elution, die sich bis in alle Tiefen der Kippe auswirkt, ist aufgrund der langsamen Strömungsverhältnisse im Kippenkörper nicht zu erwarten.

Zur repräsentativen hydrochemischen und geochemischen Probenahme, speziell in der FBK, ist in jedem Fall ein minimalinvasiver Eingriff in die Kippe anzustreben. Vorstellbar ist auch in diesem Zusammenhang, daß erbohrtes Kippenmaterial einer schnellstmöglichen Porenwasser- und Mineralanalyse unterzogen wird, ohne einen Meßstellenausbau am Bohransatzpunkt anzustreben. Für zeitabhängige Untersuchungen wären dann periodische Eingriffe notwendig.

5.3 Zusammenfassung

Durch Erfassung geochemischer Sedimentparameter (Boden-pH, el. Boden-Leitfähigkeit) können geochemisch relevante, in der Tagebautechnologie begründete Strukturen erfaßt werden, die die Kippe in versauerte (R_{VWZ}) und nicht versauerte (R_{KK}) Bereiche einteilt. Die versauerten Zonen korrelieren mit der Morphologie der ASK und der FBK.

Laborversuche zeigten für den Reaktionsraum Kippenkörper ein hydrochemisches Milieu, das durch die (maximale) karbonatische Pufferkapazität der wäßrigen Phase gekennzeichnet ist, wobei gleichgewichtstheoretisch feste Karbonatphasen möglich sind. Durch den pH-Wert wird die Löslichkeit von Schwermetallen im überwiegenden Teil der Kippe (R_{KK}) limitiert. Gleichgewichtsrechnungen mit dem geochemischen Programm PHREEQC zeigen, daß im R_{KK} die Sulfat- und Kalziumkonzentrationen durch die Gleichgewichtseinstellung zur Mineralphase Gips kontrolliert werden. Das hydrochemische Milieu des Reaktionsraumes Verwitterungszone (R_{VWZ}) wird bei der Durchströmung mit Wasser aus dem R_{KK} durch die Lösung gespeicherter, aus der Pyritverwitterung hervorgegangener Eisenhydroxysulfate, vor allem Jarosit, bestimmt. Durch die Eisen(III)-Hydrolyse und amorphe Ausfällung und Rücklösung von Eisen(III)-Hydroxiden sind die Wässer im pH-Bereich von 2,6 - 2,9 gepuffert. Die stark sauren Versuchswässer befanden sich im Untersuchungszeitraum nicht im hydrochemischen Gleichgewicht und sind aufgrund des niedrigen pH-Wertes und fehlender Mineralgleichgewichte stark belastet (Sulfat, Eisen, Spurenelemente und Schwermetalle).

Die **Felduntersuchungen** an Kippengrundwässern zeigen, daß die geochemische Entwicklung von bindigen Mischbodenkippen im Initialstadium nicht ohne Berücksichtigung der sich einregulierenden hydraulischen Situation gesehen werden kann. Eingriffe in kompliziert strukturierte, geochemisch und hydraulisch nicht konsolidierte Kippenkörper zum Zwecke geochemischer und hydrochemischer Untersuchungen sollten daher minimalinvasiv stattfinden. Zur Erhöhung der Aussagekraft hydrochemischer Untersuchungen ist eine schnellstmögliche Porenwasser- und Mineralanalyse des erbohrten Materials anzustreben. Zur Erfassung von zeitlichen Abhängigkeiten sollten Ausbauten von GWM möglichst kleinkalibrig stattfinden oder in entsprechenden Zeitintervallen neu abgeteuft werden. Konventionelle großkalibrige Bohrungen können sehr kraß das hydrochemische Gleichgewicht am Probenahmeort stören und die Betrachtung von kippenspezifischen Prozesse verhindern.

In dem beschriebenen Reaktionsmodell für die Tagebaukippe zeigt sich, daß die innere Struktur des Kippenkörpers bei der hydrogeochemischen Prozeßbetrachtung berücksichtigt werden muß, da in-situ- und Laborversuche beweisen, daß die für die Beschaffenheit der Kippenwässer kritischen Bereiche durch die Verwitterungszonen bestimmt werden.

Im untersuchten Kippenareal (bis 41 Jahre Kippenalter) ist ein hydraulisch bedingter Vertikalausstrag aus den Verwitterungszonen nachzuweisen. Aufgrund der langjährigen systematischen Verkipfung der Sedimente können innerhalb der Flurkippe Zwenkau, in

Abhängigkeit vom Kippenalter und dem Kippenaufbau geochemische Prozesse, die im Zusammenhang mit dem Sulfatabbau und Alkalinitätsfreisetzung stehen, gezeigt werden.

Während anhand von Modellannahmen in der ASK eine effektive Sulfatabbaurate von 50 mg/l·a (DOHRMANN & KNÖLLER [1999]) abgeleitet werden kann, ist aufgrund der initialen hydraulischen Situation eine einheitliche Sulfatabbaurate in der FBK nicht nachzuweisen. Aufgrund der hydrochemischen Analogien beider Kippenteile (ASK und FBK) ist allerdings mit einer entsprechenden Abbaurate in der FBK zu rechnen.

6 Untersuchung zur Bewertung hydrochemischer Vollanalysen ionenstarker Grund- und Sickerwässer des Untersuchungsgebietes

6.1 Ziel der Untersuchung und Grundlagen

Die hydrochemische Bestimmung von Bergbauwässern mit hohen Ionenkonzentrationen ist mit vorhandenen technischen Möglichkeiten, zum Beispiel mit Ionenchromatographen, problematisch. Da im Zusammenhang mit den durchgeführten Arbeiten die Werte der Analysen u.a. zur Prozesserkennung erhoben wurden, müssen deren Ergebnisse möglichst reproduzierbar sein. Eine größenordnungsmäßige Bestimmung der gelösten Bestandteile reicht in dem Fall nicht aus.

Die folgenden Untersuchungen sollen verdeutlichen, wie schwierig die Analyse von sauren Bergbauwässern ist und in welchem Maß vollständige Analysenprotokolle aus dem Untersuchungsgebiet zur Trendbestimmung verwertbar sind. Weiterhin wird untersucht, inwiefern die Analysen anhand der Plausibilitätskontrolle über die Ladungsneutralität und einer anschließenden Ionen-Korrektur über die gemessene elektrische Leitfähigkeit unterzogen werden können.

Ein Kriterium zur Bewertung von hydrochemischen Analysen liefert die Ladungsbilanz. Voraussetzung für dieses Verfahren ist die vollständige analytische Erfassung aller geladenen Wasserinhaltsstoffe. Als Ergebnis sollten bei vollständiger und richtiger Analyse die Summen aus Kationen- und Anionen-Ladungen Null sein.

Als Qualitätskriterium für die Annahme einer Wasseranalyse und deren Kat- und Anionen-konzentration, ist die Ladungsbilanz, die in den Empfehlungen des DvWK (1992) geregelt ist. Hier wird als akzeptabler Fehler zwischen Kationen- und Anionen-Äquivalentkonzentrationen bis 2 mmeq/l Gesamtkonzentration 5 % und bei höheren Stoffkonzentrationen von 2 % angegeben.

Als die häufigsten Ursachen für unstimmmige Ladungsbilanzen sind folgende Ursachen zu nennen:

- Nicht alle Ionen sind bestimmt.
- Eine genaue quantitative Bestimmung konnte nicht erzielt werden.
- Die Veränderung der Inhaltsstoffmatrix zwischen den Analysezeitpunkten, hervorgerufen durch Milieuwechsel oder Inkomplexierung bestimmter Ionen

Allgemein ist im erst genannten Fall jederzeit eine Nachbestimmung möglich. Wurde die Probe während der Analyse verbraucht, oder ist eine genauere Bestimmung aufgrund der im weiteren genannten Ursachen nicht möglich, ist die Analyse bei höheren Abweichungen der Ladungsneutralität nicht verwertbar.

Ein weiteres, wesentlich ungenaueres aber wichtiges Prüfkriterium einer Wasseranalyse ist der Rückschluß über die gemessene elektrische Leitfähigkeit einer wäßrigen Lösung auf deren gelöste Inhaltsstoffe. HÖLTING (1992) gibt zur Errechnung des Abdampfdruckstandes den Faktor 0,725 an, welcher multipliziert mit der elektrischen Leitfähigkeit (in mS/cm) die gelösten Inhaltsstoffe in mg/l größenordnungsmäßig wiedergibt. Dieses Prüfkriterium gewinnt an Bedeutung, wenn die Ladungsbilanz durch ausgleichende systematische Fehlerbestimmung von Kationen und Anionen ein scheinbar richtiges Ergebnis vorgibt.

Aufgrund der daraus folgenden möglichen Unsicherheit von Ladungsbilanzen ist es sinnvoll ein weiteres Prüfkriterium, die elektrische Leitfähigkeit, einzuführen, um die Plausibilität einer Analyse zu erhöhen. Unter Zuhilfenahme der elektrischen Leitfähigkeit sollte es möglich sein, analytische Fehler bei der Anionen- oder Kationenbestimmung nachzuweisen und ggf. zu korrigieren.

ROSSUM (1975) entwickelte ein Verfahren zur genauen Berechnung der elektrischen Leitfähigkeit einer Wasserprobe anhand der Äquivalentleitfähigkeit der einzelnen analytisch bestimmten Ionen. In die Berechnung fließen zusätzlich die Ionenstärke und die temperaturkorrigierte Viskosität mit ein. Nach HÖLTING (1992) ist das Verfahren so genau,

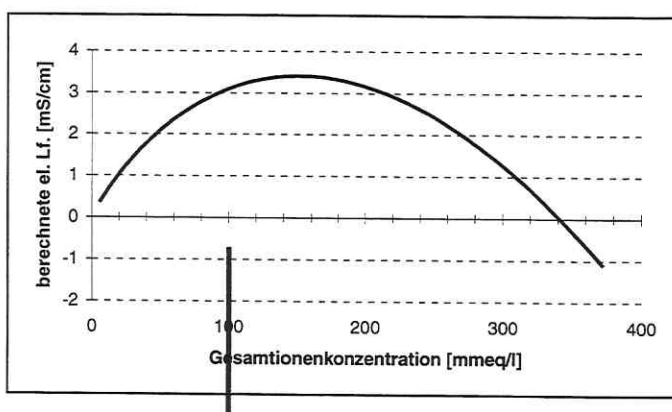


Abbildung 6-1: Abhängigkeit der Lösungskonzentration von der berechneten el. Lf. nach ROSSUM (1975)

daß analytische Bestimmungsfehler durch einen Vergleich der gemessenen und berechneten Leitfähigkeiten aufgezeigt werden. Die zu den Untersuchungen von ROSSUM (1975) herangezogenen el. Leitfähigkeiten der Wässer lagen in einem Bereich von 0,1 bis 1,4 mS/cm. Die von ROSSUM (1975) ermittelte Funktion läßt bei der vorliegenden In-

haltsstoffmatrix eine zuverlässige Berechnung der el. Leitfähigkeit nur bis Ionenequivalentkonzentrationen von rund 100 mmeq/l zu (Abb. 6-1, Markierung).

Die Korrektur erfolgt so, daß die Summen der Äquivalentkonzentrationen $\Sigma C_{eq} \text{Kationen}$, $\Sigma C_{eq} \text{Anionen}$) mit der gemessenen und berechneten elektrischen Leitfähigkeit in Beziehung gesetzt werden. Ist die berechnete elektrische Leitfähigkeit niedriger als die gemessene, sind die Ionen der niedrigeren Äquivalentionensumme unterbestimmt. In dem Fall kann das Konzentrationsniveau der unterbestimmten Ionen angehoben werden.

Korrigiert werden kann z.B. eine Wasseranalyse durch Erhöhung der Konzentration der Kationen, wenn die gemessene elektrische Leitfähigkeit höher ist als die berechnete, und die

Anionen-Summe ($\Sigma \text{Ceq Anionen}$) höher ist als die der Kationen ($\Sigma \text{Ceq Kationen}$). Bei gleicher Konstellation der Leitfähigkeiten, wären in derselben Analyse bei Richtigkeit der Ungleichung $\Sigma \text{Ceq Kationen} > \Sigma \text{Ceq Anionen}$, zu wenig Anionen bestimmt.

Für die Untersuchungen wurden insgesamt 262 Vollanalysen herangezogen. Die untersuchten Proben stammen aus einem Untersuchungsgebiet. Es sind, abgesehen von unterschiedlichen pH-Werten, Proben mit ähnlichen Matrixeigenschaften, die eine wichtige Voraussetzung zur Ermittlung der Korrekturfaktoren sind.

Bei den 262 Analyseergebnissen wurde die Plausibilitätskontrolle anhand der Ladungsbilanz durchgeführt und gemäß Gl. 6-1 berechnet. Das Ergebnis, der Fehler (dQ) aller Analysen ist in Abb. 6-2 dargestellt.

$$\text{Fehler } (dQ) \text{ in } \% = \frac{\sum \text{Ceq Kationen} - \sum \text{Ceq Anionen}}{0,5 * \sum \text{Ceq Kationen} + \sum \text{Ceq Anionen}} * 100 \quad \text{Gleichung 6-1}$$

Die hydrochemischen Analysen wurden von 2 Labors durchgeführt (keine Zweifachbestimmung). Dabei erfolgte die Bestimmung der Anionen in beiden Labors mittels

DIONEX-Ionenchromatographen, wobei in Labor 1 die Kationen K^+ , Ca^{++} , Mg^{++} und Na^+ gleichzeitig analysiert wurden. Labor 1 führte zu den Analysen keine weiteren Kationenbestimmungen durch.

Im Labor 2 wurden Kationen (Ca, Mg, K, Na, Fe, Al, Mn, Zn, B, Ba, As, Cd, Cr, Co, Cu, Ni, Hg, P, Pb, Sn, U) und Spurenelemente mittels ICP-AES bestimmt (Ausnahme: Natriumbestimmung erfolgte über Flame-AAS).

Je nach Analysekapazität wurden die Proben auf die Labors verteilt. Waren bei den im Labor 1 bestimmten Proben weitere Kationen oder Spurenelemente von Interesse, wurden diese im Labor 2 bestimmt. Dadurch ergeben sich zusätzliche Vergleichs- und Korrekturmöglichkeiten.

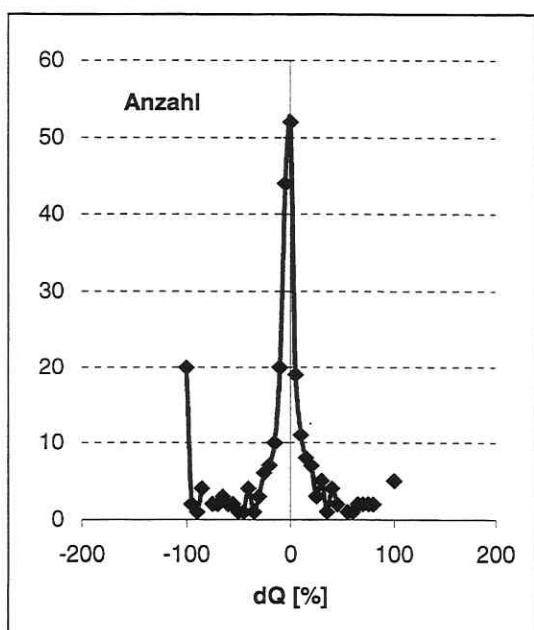


Abbildung 6-2: Häufigkeiten der Ladungsbilanzabweichung aller Analysen.

Bei den sehr hohen Ionenkonzentrationen ($\Sigma \text{Ceq} \approx 100 \text{ mmol/l}$) der Proben wären gemäß DVWK-Vorschrift lediglich 4,9 % der Gesamtanalysen im Bereich von 2 % Ladungs-

bilanzabweichung (LBA). Durch den analytisch bedingten 5%-igen Bestimmungsfehler je analysierter Ionspezies, können bei den Summenkonzentrationen der Ionen-Äquivalente von über 100 mmol/l, und ungünstiger Zufallsverteilung des Bestimmungsfehlers Ionenbilanzabweichungen von bis zu 10 % auftreten. Aus diesem Grund muß ein Bereich von - 10 % bis +10 % als akzeptabel eingestuft werden.

Somit fallen rund 44 % aller Analysen in diesen Bereich. Das heißt: 56 % aller Analysenprotokolle sind nicht verwertbar. Unterstellt man, daß eine genauere Messung der Wasserinhaltsstoffe nicht möglich war, kann im Nachhinein nur versucht werden, die Analysenergebnisse mit geeigneten Mitteln zu korrigieren.

6.2 Ergebnisse

Nach ersten Untersuchungen zeigte sich, daß es sinnvoll ist die Korrekturerwägungen in erster Linie nach dem pH-Wert und zusätzlich nach Labors zu trennen. Analysen mit einem pH-Wert < 5 erreichen im Durchschnitt nur 43 % der Zuverlässigkeit der Analysen pH-neutraler Wässer. Einen Überblick über die Analysengenauigkeit der Labors gibt Tabelle 6-1.

Tabelle 6-1: Ladungsbilanzabweichungen (LBA) und Analysenanzahl (n) unterschieden nach Labor und pH-Wert

	pH < 5				pH > 5			
	n	+/-10% LBA	<10% LBA	>10% LBA	n	+/-10% LBA	<10% LBA	>10% LBA
Labor 1	46	3	42	1	99	70	26	3
Labor 2	42	16	8	18	75	26	15	34

Hieraus wird ersichtlich, daß in Labor 1 das Analysenergebnis bei sauren Wässern sehr kritisch zu bewerten ist. Im neutralen pH-Bereich sind die Analysenergebnisse mit rund 71 % akzeptabler Ladungsbilanzabweichung besser. Die Analysen des Labors 2 sind mit jeweils über 60 % inakzeptablen Bestimmungsergebnissen durchgehend kritisch.

6.2.1 Korrektur hydrochemischer Analysen neutraler Proben

Nach ROSSUM (1975) wurde die elektrische Leitfähigkeit der Analysen berechnet. Die Berichtigung wurde dann entsprechend der im vorherigen Absatz dargestellten Methode durchgeführt. Zur Korrektur wurden die mengenmäßig bestimmenden Ionen der Lösung herangezogen. Aufgrund des hauptsächlichen Einflusses der Hauptionen auf die elektrische Leitfähigkeit des Fluides konnte generell eine starke Korrelation nachgewiesen werden. Bei den pH-neutralen Lösungen dienten die Kationen Kalzium und Magnesium sowie das Anion Sulfat zur Berichtigung. Die Korrekturfunktionen wurden anhand von Analysen mit Ladungsbilanzabweichungen im Intervall -5 %...+5 % (n = 52), für das jeweilige Ion, in Abhängigkeit von der gemessenen elektrischen Leitfähigkeit bestimmt. Die Mittelwerte und Extrema der zur Korrektur herangezogenen Analysen zeigt Tabelle 6-2.

Tabelle 6-2: Mittelwerte und Extrema der zur Korrektur herangezogenen Analysen

	El.Lf. (mS/cm)	Sulfat (mg/l)	Magnesium (mg/l)	Kalzium (mg/l)
Mittelwert	2,9	1736	158	478
Minimum	1,94	797	40	226
Maximum	4,28	2808	426	645

Bei den Sulfationen konnte mit einem Korrelationskoeffizienten (r) von 0,939 die größte Abhängigkeit von der el. Leitfähigkeit nachgewiesen werden, gefolgt von Magnesium ($r = 0,84$). Die Ca^{++} -Leitfähigkeitsbeziehung ist mit ($r = 0,54$) schwächer. Die Korrektur der Kationen über Kalzium wurde geprüft, sie führte allerdings in keinem Fall zu einem sinnvollen Ergebnis. Somit wurde Kalzium in der vorliegenden Arbeit zur Korrektur der Ionenbilanzen nicht verwendet. Die ionenspezifischen Korrekturgleichungen sind in Tabelle 6-3 dargestellt.

Tabelle 6-3: Mathematische Beziehung der Ionenkonzentration zur gemessenen el.Lf.

Ion	Mathematische Beziehung zur gemessenen Leitfähigkeit in mS/cm ²	r	
Sulfat	$= 826,3 * \text{el.Lf.} - 657,48$	0,939	Gleichung 6-2
Magnesium	$= 7,6667 * \text{el.Lf.}^{2,7356}$	0,804	Gleichung 6-3
Kalzium	$= 110,61 * \text{el.Lf.}^{1,3574}$	0,540	Gleichung 6-4

Labor 1

Abb. 6-3 (linkes Bild) zeigt die Häufigkeiten der LBA vor und nach der Korrektur in 5 % Intervallen. 26 % der Analysen zeigen vor der Korrektur negative Abweichungen der Ladungsbilanz (< -10 % des Vertrauensintervalls). Nur 3 % liegen oberhalb der 10 % LBA des vorgegebenen Vertrauensintervalls. Die Anzahl der zu korrigierenden Proben ($n = 53$) ergab sich aus der Gesamtzahl (99) der Analysen abzüglich der zu Ermittlung der Korrekturfunktion herangezogenen Analysen ($n = 46$) deren Ladungsbilanzabweichung nicht größer als 5 % war. Durch die Korrektur erhöhte sich die Anzahl der Analysen von 70 auf 91 Fälle mit akzeptabler LBA. Die Analysen außerhalb des Vertrauensintervalls wurden von 29 auf 8 verringert. Die Korrektur erfolgte in rund 64 % der Fälle durch Erhöhung der Kationenkonzentration, in 30 % durch die Erniedrigung der Anionenkonzentration und bei rund 6 % der Korrekturen wurde die Anionenkonzentration nach oben korrigiert. Das heißt: im Labor 1 wurden überwiegend zu wenig Kationen analysiert.

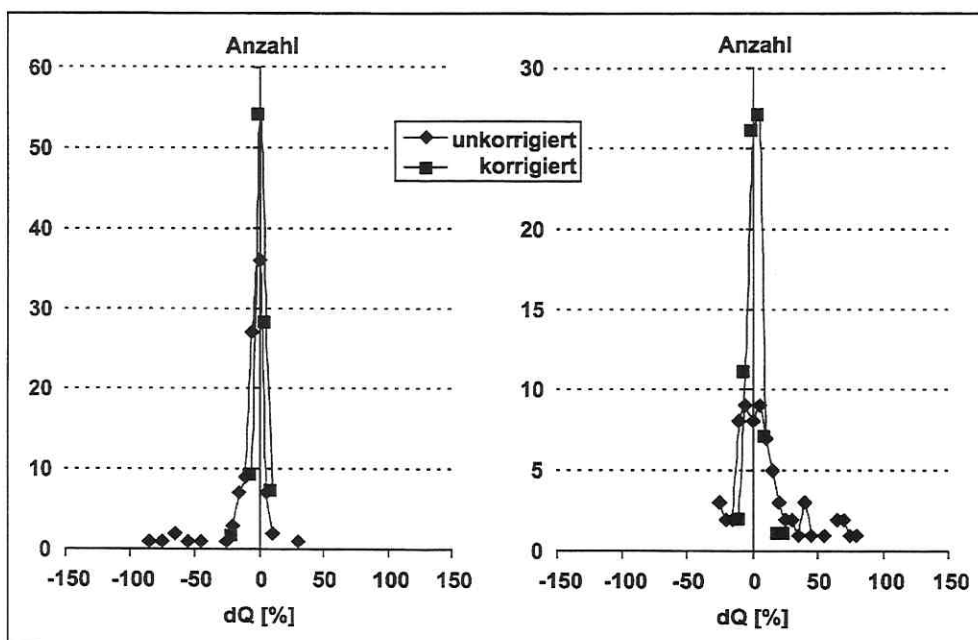


Abbildung 6-3: Häufigkeitsverteilung der LBA pH-neutraler Analysen vor und nach der Korrektur; links: n = 99, Labor 1; rechts n = 75, Labor 2

Labor 2

Durch die Korrektur wurde eine um rund 60 % verbesserte Ladungsneutralität erreicht. Im Ergebnis der Berichtigung liegen über 85 % der Analysen im akzeptablen 10 %-Bereich. Da 58 % der Vollanalysen durch Erhöhung der Sulfatkonzentration korrigiert werden konnten und nur jeweils 18 % durch Absenkung der Anionen- bzw. 20 % durch Anhebung und 4 % durch Absenkung der Kationenkonzentration, ist davon auszugehen, daß im Labor 2 bei den untersuchten Wässern Anionen unterbestimmt wurden. Abb. 6-3 (rechtes Bild) zeigt die Häufigkeitsverteilung der Ladungsbilanzabweichung pH-neutraler Wasseranalysen des Labors 2.

6.2.2 Korrektur von Analyseergebnissen saurer Wässer

Zusätzlich zu den Hauptionen SO_4^{2-} , Mg^{2+} und Ca^{2+} tritt bei der untersuchten Inhaltsstoffmatrix, ausgelöst durch Pyritoxidation, Fe^{2+} als Hauption in Lösung auf. Untersuchungen zur Bestimmung der in Lösung vorliegenden Fe^{2+} - und Fe^{3+} -Verteilung

zeigten, daß die gemessenen Gesamteisenkonzentrationen der betrachteten Grundwässer hauptsächlich als Fe-(II)-Ionen in der Lösung vorliegen. Tabelle 6-4 zeigt die zur Korrekturfunktion ermittelten Mittelwerte und Extrema.

Tabelle 6-4: Mittelwerte und Extrema el. Lf. und Eisen-(II)-Konzentration der zur Korrekturfunktion herangezogenen Analysen

	el. Lf. in $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$	Eisen (II) in mg/l
Mittelwert	4,72	470
Minimum	3,73	39
Maximum	6,93	967

Die als Korrekturfunktion ermittelte mathematische Beziehung zwischen der elektrischen Leitfähigkeit in $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ und $\text{C}_{\text{Fe}^{2+}}$ in mg/l zeigt Gleichung.

$$\text{C}_{\text{Fe}^{2+}} = 221,02 \cdot \text{el. Lf.} - 573,77 \quad (r = 0,64)$$

Gleichung 6-5

Die Korrekturfunktion wurde anhand der Analysen mit Ladungsbilanzabweichungen im Intervall $-5\% \dots +5\%$ ($n=9$) bestimmt. Aufgrund der Lösung von Sulfidoxidaionsprodukten liegen die Gesamtionenkonzentrationen der meisten sauren Proben deutlich über

der für die ROSSUMSche Korrekturfunktion limitierten Gehalte von rund 100 mmeq/l . Dadurch ist die Korrekturmöglichkeit mit dieser Methode stark eingeschränkt.

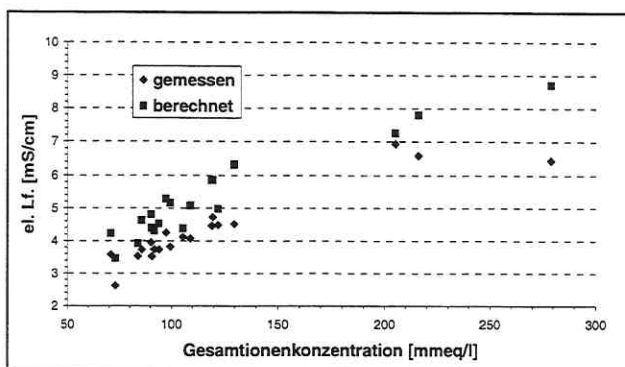


Abbildung 6-4: Gemessene und mit WATEQ4F berechnete el. Lf.en ausgesuchter Analysen (ohne LBA)

Um dennoch eine Korrekturmöglichkeit zu ermitteln, wurde die Berechnung der elektrischen Lf. mit dem geochemischen Gleichgewichtsprogramm WATEQ4F (BALL & NORDSTROM [1991] durch-

geführt und das Ergebnis auf Plausibilität geprüft.

Dabei zeigte sich, daß die so berechneten el. Leitfähigkeiten allgemein höher liegen als die gemessenen Werte und im höheren Konzentrationsbereich stärker ansteigen (Abb. 6-4).

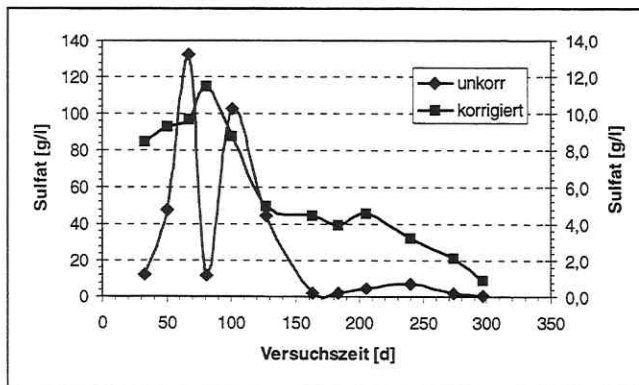


Abbildung 6-5: Entwicklung der Sulfatkonzentration eines Eluates im Laborversuch

weiligen Vorgänger- und Nachfolger durchgeführt wurden. Die Korrektur erfolgte so, daß unter Berücksichtigung der zu erwartenden Trends stark differierende Konzentrationen der

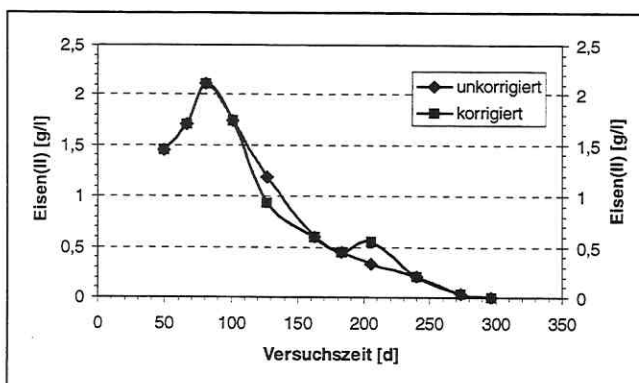


Abbildung 6-6: Entwicklung der Eisenkonzentration eines Eluates im Laborversuch

Bewertung der Ladungsbilanzabweichungen des Labors 1 die Kationenanalyse des Labors 2 hinzugezogen werden. 91 % (n = 46) der Ladungsbilanzen der in diese Kategorie fallenden

Damit steht im höheren

Ionenkonzentrationsbereich von > 100 mmeq/l kein geeignetes Mittel zur Verfügung, die Korrektur der Analyse über die berechnete el. Leitfähigkeit durchzuführen. Da gerade saure Wässer durch extreme Abweichung der Ladungsbilanz auffallen, ist in der vorliegenden Arbeit als zusätzliches Prüfkriterium bei Gesamtkonzentrationen über 100 mmeq/l an Reihenanalysen der Vergleich zum je-

Hauptionen mit den ermittelten Korrekturfunktionen ausgeglichen wurden. In Abb. 6-5 und 6-6 ist dies am Beispiel eines Laborversuches für die im Eluat enthaltenen Eisen- und Sulfationen bei erwartetem Austrag von Verwitterungsprodukten dargestellt.

Labor 1

Aufgrund der höheren Eisen- und Spurenelementgehalte der sauren Analysen müssen bei der

Analysen sind kleiner als -10 %. Lediglich 9 % der Analysen fallen in den Vertrauensbereich von ± 10 % LBA. Insgesamt wurden von den 46 Analysen 43 korrigiert. In 32 Fällen erfolgte die Korrektur durch die Absenkung der Sulfatgehalte. Daraus läßt sich ableiten, daß die bei der Analyse von sauren Bergbauwässern im Labor 1, im Gegensatz zu den neutralen Proben, überwiegend zuviel Sulfat bestimmt wurde. Das Ergebnis zeigt Abbildung 6-7 (linkes Bild). Resultierend aus der Korrektur erhöht sich die Zahl der verwertbaren Analysen von 4 auf 30.

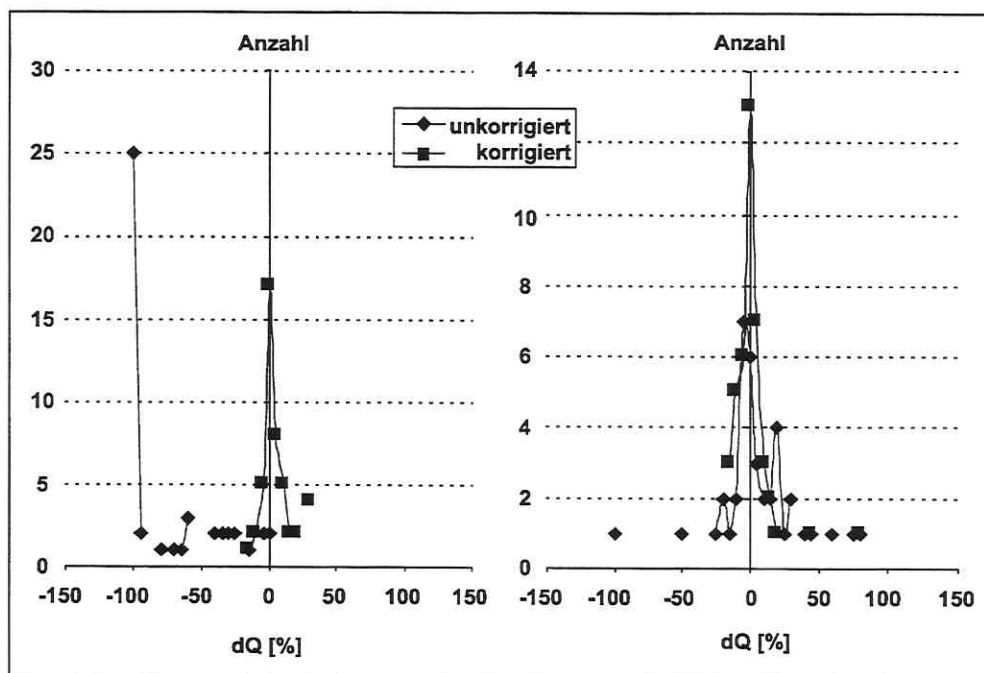


Abbildung 6-7: Häufigkeitsverteilung von LBA pH-Wert < 5 vor und nach der Korrektur; links: n = 46, Labor 1; rechts: n = 42, Labor 2

Labor 2

Von den 42 angefertigten Vollanalysen sind 16 im Zielbereich der ± 10 % LBA. Nach der Korrektur erhöht sich diese Zahl auf 26 (Abb. 6-7, rechtes Bild). Damit liegen rund 62 % der Analysen im Toleranzbereich. 54 % der Korrekturen erfolgten durch die Erhöhung der Sulfatkonzentration. Diese Tatsache bestätigt die bereits bei den neutralen Wässern festgestellte, überwiegend zu niedrige Bestimmung des Sulfates in Labor 2.

6.3 Zusammenfassung und Auswertung

Die Korrektur der Ionenkonzentrationen vermittels der Ionenbilanz ist ein Hilfsmittel, das nicht grundsätzlich angewendet werden sollte. Im Hinblick auf die Analyse hochmineralisierter Bergbauwässer ist der Entwicklung einer stabilen und zuverlässigen Bestimmungsmethode der Vorrang einzuräumen. Da diese Wässer äußerst sensibel auf Milieuveränderungen reagieren, ist die Bestimmungsmethode in der Vor-Ort-Analytik zu suchen.

Wichtige Voraussetzung für die Anwendung einer Korrekturfunktion ist die sehr genaue Kenntnis der Speziesverteilung einer Wasseranalyse, sowie deren geologischer Hintergrund. Die ermittelten Korrekturfunktionen gelten damit nur für Grundwässer des untersuchten Areal.

Bei der Anwendung der Korrekturmethode über die Berechnung der elektrischen Leitfähigkeit nach ROSSUM (1975) wurden bei neutralen Wässern sehr gute Ergebnisse erzielt, wenn die Gesamtionenkonzentration nicht über 100 mmeq/l liegt. Bei höheren Ionenkonzentrationen (oft mit einer zusätzlichen Versauerung verbunden) ist die berechnete nicht mehr mit der gemessenen elektrischen Leitfähigkeit vergleichbar.

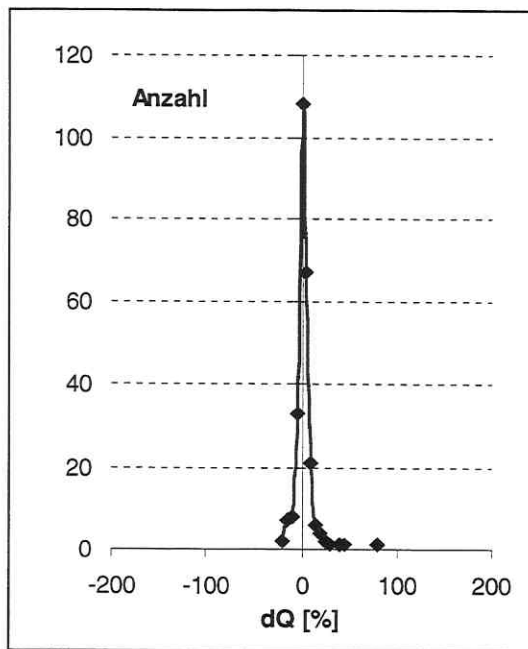


Abbildung 6-8: Häufigkeitsverteilung der LBA aller Analysen nach Korrektur

Berechnungen der elektrischen Leitfähigkeit mit dem geochemischen Gleichgewichtsprogramm WATEQ4F (BALL & NORDSTROM [1991]) ergaben, daß mit zunehmender Ionenkonzentration die berechnete von der gemessenen elektrischen Leitfähigkeit nach oben abweicht. Eine Korrektur höher konzentrierter Lösungen sollte in diesen Fällen nur bei Reihenuntersuchungen anhand der Vorgänger- und Nachfolgeranalyse vorgenommen werden.

In den meisten Fällen kann bei ausreichender Analysezahl auch ohne Korrektur schon ein Trend sichtbar sein, so daß die Korrektur lediglich zur Bestätigung des Trends dient und potentielle Änderungen der Lösungszusammensetzung über Berechnung der Speziesverteilung und der Sättigungsindizes lediglich eher erkennen läßt.

Unter Berücksichtigung der Zusammenhänge wurden in den beiden Vergleichslabors folgende Ergebnisse erzielt:

Labor 1:

In neutralen Wässern wurden überwiegend Kationen unterbestimmt (64 % der Fälle). Bei 30 % der Analysen erfolgte eine Überbestimmung von Sulfat. In sauren Wässern wurde grundsätzlich zuviel Sulfat bestimmt (98 % der Korrekturen). Verwertbarkeit der Analysen erhöht sich bei neutralen Wässern von 71 auf 92 % und bei sauren Wässern von 9 auf 65 %.

Labor 2:

In neutralen Proben erfolgte überwiegend eine Sulfatunterbestimmung (58 %), es wurde aber auch zu viel Sulfat analysiert (18 %) und Kationen zu niedrig bestimmt (20 %). In sauren Wässern deckt sich das Analyseergebnis mit dem der neutralen Wässer. Hier wurde überwiegend Sulfat unterbestimmt (55% der korr. Analysen). 33 % der Korrekturen erfolgten durch Anhebung der Kationenkonzentration.

Das Korrekturergebnis aller Analysen ist in Abbildung 6-8 dargestellt.

7 Zusammenfassung und Diskussion

Als geologisch sehr junges System ist die Entwicklung von Tagebaukippen durch eine Reihe von eng gekoppelten Prozessen gekennzeichnet, die stark von anthropogenen und geogenen Faktoren abhängen. Somit sind bis zur Einstellung einer stabilen Gleichgewichtsformation ineinandergreifende hydraulische und geochemische Vorgänge zu erwarten. Als übergeordnete Einflußgrößen für das Ineinandergreifen der einzelnen Prozesse im Kippenkörper und die Wechselwirkung mit angrenzenden Systemen sind die anthropogen geschaffene Struktur und der zeitliche Verlauf der Kippenschüttung anzusehen.

Die bisher bestehenden Diskrepanzen zwischen empirisch gewonnenen Daten bindiger Mischbodenkippen zur Grundwasserneubildung, zu lateralen Zuflüssen, der Speicherkapazität und der Grundwasseranstiegsgeschwindigkeit und Modellrechnungen zu diesen Größen wurden weitgehend gelöst (CHRISTOPH [1999] und CHRISTOPH, DOHRMANN & GLÄBER [1999]). Als Lösungsansatz dienten Modellbeschreibungen der ungesättigten Zone, wobei der Wasseranstieg als instationärer Prozeß einer anfangs ungesättigten Kippe mit drainierenden Zwischenschichten aufgefaßt wurde.

Als wesentliche hydraulische Besonderheiten bindiger Mischbodenkippen des Untersuchungsgebietes sind eine **schlecht leitende Kippenmatrix** aus bindigen Sedimenten, die eine **relativ hohe Anfangssättigung** bedingen, sowie in die Kippenmatrix eingebaute **hydraulisch gut leitende geringmächtige Schichten** aufzufassen.

Nach der Schüttung der einzelnen Kippenteile werden die Lagen gesättigter Zonen und die dazugehörigen Wasseranstiegsgeschwindigkeiten in erster Linie durch die Geometrie und k_f -Verteilung in der Kippe bestimmt. Die Höhe der Grundwasserneubildung spielt im Initialstadium der Aufsättigung für die Wasseranstiegsgeschwindigkeiten in der FBK und ASK keine dominante Rolle. Erst nachdem sich das bewegliche Porenwasser des geschütteten Kippenkörpers bevorzugt über Drainagezonen an der Kippenbasis akkumuliert hat, wird, unter Ausschluß lateraler Zuflüsse, der Druckhöhenanstieg in Pegelmeßstellen durch die GWN gesteuert.

Eingeschränkte hydraulische Kommunikation durch eine schlecht leitende Schicht zwischen der Absetzerkippe und der Förderbrückenkippe bedingt, je nach Durchlässigkeit dieser Schicht, die Ausbildung von zwei Grundwasserschichten, jeweils in der ASK und der FBK. Im Fall der Undurchlässigkeit (k_f -Wert Zwischenschicht 10^{-9} m/s) bleiben über lange Zeit (30 Jahre nach Beendigung der Restseeflutung) tiefere Bereiche der FBK ungesättigt. Die unmittelbare Folge ist das vielfach beschriebene Entstehen „hängender Wasserkörper“. Anhand der Modellstudie ist zu erwarten, daß durch einen langsamen Aufsättigungsprozeß der Kippe die Wasserqualität des Restsees zumindest Jahrzehnte nicht negativ beeinflusst wird.

Die hydrochemische Entwicklung ist nicht minder komplex. Durch Erfassung einfach zu bestimmender geochemischer Sedimentparameter wie Boden-pH und el. Boden-Leitfähigkeit

können versauerte und nicht versauerte Bereiche in der Kippe lokalisiert werden. Aufgrund deren Unterschiede im hydrochemischen Milieu werden in den Kippen Reaktionsräume unterschieden, die durch versauerte (R_{VWZ}) und nicht versauerte (R_{KK}) Porenwässer gekennzeichnet sind. Anhand von **Laborversuchen** ist für den Reaktionsraum Kippenkörper ein hydrochemisches Milieu beschreibbar, das durch feste Karbonatphasen bis hin zur maximalen karbonatischen Pufferkapazität der wäßrigen Phase gekennzeichnet ist. Durch den pH-Wert wird die Löslichkeit von Schwermetallen im überwiegenden Teil der Kippe (R_{KK}) limitiert. Gleichgewichtsrechnungen mit dem geochemischen Programm PHREEQC zeigen, daß im R_{KK} die Sulfat- und Kalziumkonzentrationen durch die Gleichgewichtseinstellung zur Mineralphase Gips kontrolliert werden.

Das hydrochemische Milieu des Reaktionsraumes Verwitterungszone (R_{VWZ}) wird bei der Durchströmung mit Wasser aus dem R_{KK} durch die Lösung gespeicherter, aus der Pyritverwitterung hervorgegangener Eisenhydroxysulfate, vor allem Jarosit, bestimmt. Durch die Eisen(III)-Hydrolyse und amorphe Ausfällung und Rücklösung von Eisen(III)-Hydroxiden sind die Wässer im pH-Bereich von 2,6 - 2,9 gepuffert. Die stark sauren Versuchswässer befanden sich im Untersuchungszeitraum nicht im hydrochemischen Gleichgewicht und sind aufgrund des niedrigen pH-Wertes und fehlender Mineralgleichgewichte stark belastet (Sulfat, Eisen, Spurenelemente und Schwermetalle). Anhand von **Felduntersuchungen** an Kippenwässern kann gezeigt werden, daß die geochemische Entwicklung von bindigen Mischbodenkippen im Initialstadium nicht ohne Berücksichtigung der sich einregulierenden hydraulischen Situation gesehen werden darf.

Eingriffe in kompliziert strukturierte, geochemisch und hydraulisch nicht konsolidierte Kippenkörper zum Zwecke geochemischer und hydrochemischer Untersuchungen sollten daher minimalinvasiv stattfinden. Zur Erhöhung der Aussagekraft hydrochemischer Untersuchungen ist eine schnellstmögliche Porenwasser- und Mineralanalyse des erbohrten Materials anzustreben. Zur Erfassung von zeitlichen Abhängigkeiten sollten Ausbauten von GWM möglichst kleinkalibrig stattfinden oder in entsprechenden Zeitintervallen neu abgeteuft werden. Konventionelle großkalibrige Bohrungen können sehr kraß das hydrochemische Gleichgewicht am Probenahmeort stören und die Betrachtung von kippenspezifischen Prozesse verhindern.

In dem beschriebenen Reaktionsmodell für die Tagebaukippe zeigt sich, daß die innere Struktur des Kippenkörpers bei der hydrogeochemischen Prozeßbetrachtung berücksichtigt werden muß, da in-situ- und Laborversuche beweisen, daß die für die Beschaffenheit der Kippenwässer kritischen Bereiche durch die Verwitterungszonen bestimmt werden.

Im untersuchten Kippenareal (bis 41 Jahre Kippenalter) ist ein hydraulisch bedingter Vertikalausstrag aus den Verwitterungszonen nachzuweisen. Aufgrund der langjährigen systematischen Verkippung der Sedimente können innerhalb der Flurkippe Zwenkau, in Abhängigkeit vom Kippenalter und dem Kippenaufbau geochemische Prozesse, die im Zusammenhang mit dem Sulfatabbau und Alkalinitätsfreisetzung stehen, gezeigt werden.

Während in der ASK eine effektive Sulfatabbaurate von 50 mg/l-a berechnet werden kann (DOHRMANN & KNÖLLER [1999]), ist aufgrund der initialen hydraulischen Situation eine einheitliche Sulfatabbaurate in der FBK nicht nachzuweisen. Aufgrund der hydrochemischen Analogien beider Kippenteile (ASK und FBK) ist allerdings mit einer entsprechenden Abbaurate in der FBK zu rechnen.

Nicht zuletzt kann gezeigt werden, warum hydrochemische Analysen ionenstarker Wässer des Untersuchungsgebietes einer Plausibilitätskontrolle durch die Ionenbilanz unterzogen werden müssen. Korrekturmöglichkeiten falscher Analysenergebnisse ergeben sich bis zu einer Gesamtkonzentration von 100 mmeq/l aus der Berechnung der elektrischen Leitfähigkeit nach ROSSUM (1975). Im Falle höher konzentrierter, meist saurer Proben ist die Plausibilität durch Nachfolger- und Vorgängeranalysen zu untersuchen.

8 Literaturverzeichnis und Patentschriften

- APELLO, C.A.J. & D. POSTMA (1993):** Geochemistry, Groundwater and Pollution.- Verlag Balkema, 536 S., Rotterdam
- ARNOLD, I. & K.-H. SEIDEL (1983):** Dreidimensionale Simulation der Grundwasserbewegung am Beispiel einer Innenkippe.- Neue Bergbautechnik, 13. Jg. Heft 7, S. 409-411
- ATLAS DER DDR (1976):** Atlas Deutsche Demokratische Republik.- 1.Auflage; VEB Hermann Haack Geographisch-Kartographische Anstalt Gotha/Leipzig
- BAKER, L.A.; URBAN, N.R.; BREZONIK, P.L. & L.A. SCHERMAN:** Sulfur cycling in a seepage lake.- In: SALTZMANN, E. & W. COOPER (HRSG.) (1989): Biogenic Sulfur in the Environment.- American Chemical Society, S. 79-100, Washington D.C.
- BALL, J.W. & D.K. NORDSTROM (1991):** WATEQ4F - User's manual with revised thermodynamic data base and test cases for calculating speciation of major, trace and redox elements in natural waters.- U.S.G.S. Open-File Report, 185 S.
- BELLMANN, H.-J (1965):** Sedimentpedrographische Untersuchungen tertiärer und pleistozäner Kiese und Sande am Süd- und Westrand des Weißelsterbeckens.- Diplomarbeit, Geologisches Institut, MLU Halle/S., unveröff.
- BELLMANN, H.-J. (1976):** Zur Geologie und Mineralogie der Abraumschichten der Braunkohle in der Leipziger Bucht südlich von Leipzig.- Diss. 1976, 188 S., Bergakademie Freiberg
- BELLMANN, H.-J.; EISMANN, L. & A. MÜLLER (1990):** Das marine und terrestrische Tertiär in den Großaufschlüssen der südlichen Leipziger Bucht.- Ber. Fachber. Geowiss. Univ. Bremen, 10, S. 2-12, Bremen
- BELLMANN, H.-J.; RÖSLER H. J. & R. STARKE (1984):** Faziesdifferenzierungen und Tonmineralbestand der oligozänen Schichten in der Leipziger Bucht.- Z. geol. Wiss. 12, S. 409-418, Berlin
- BERNER, R.A. (1970):** Sedimentary pyrite formation.- Am. J. Sci. 268, S. 1-23
- BERNER, R.A. (1984):** Sedimentary pyrite formation: An update.- Geochim. Cosmochim. Acta, 48, S. 605-615
- BEYER, W. (1964):** Zur Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit von Kiesen und Sanden aus der Kornverteilung.- Wasserwirtschaft-Wassertechnik (WWT), S. 165-169, Berlin
- BLUME, H.-P. & G. BRÜMMER (1987):** Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 53, S. 111-117, In: SCHEFFER, F. & P. SCHACHTSCHABEL (1989): Lehrbuch der Bodenkunde.- 12. Auflage, Enke-Verlag, 491 S., Stuttgart
- BOUDREAU, B.P. & J.T. WESTRICH (1984):** The dependence of bacterial sulfate reduction on sulfate concentration in marine sediments.- Geochim. Cosmochim. Acta, 48, S. 2503-2516
- BRINKMANN, K. (1976):** Zur Geochemie und Genese der Eisensulfide in jungertiären Sedimenten der Niederrheinischen Bucht.- Dissertation, 133 S., Univ. Köln
- BROWN J.B. (1971):** Jarosite-Goethite Stabilities at 25°C, 1 ATM.- Mineral.Deposita 6, S. 245-252, Springer Verlag Berlin
- BRÜMMER, G. (1974):** Geoderma 12, S 207-222. In: SCHEFFER, F. & P. SCHACHTSCHABEL (1989): Lehrbuch der Bodenkunde.- 12. Auflage, Enke-Verlag, 491 S., Stuttgart

- CALDWELL, R.; CONSTABLE, T.; CÔTÈ, P.; MCLELLAN, J.; SAWELL, S. & J. STEGMANN (1990):** Compendium of Waste Leaching Tests.- Environmental Protection Series ed., vol. EPS 3/HA/7 (Wastewater Technology Centre Environment Canada), Burlington, Canada
- CANFIELD, D. E. (1989):** Reactive iron in marine sediments.- *Geochim. Cosmochim. Acta*, 53, S. 619-632
- CHRISTEN, H.-R. (1988):** Grundlagen der allgemeinen und anorganischen Chemie.- 9. Aufl., 756 S., Otto Salle Verlag, Frankfurt am Main
- CHRISTOPH, G. (1999):** Modellstudien zum Aufsättigungsprozeß hydrogeologischer Erkundungsbohrungen in Kippen und ihre Auswirkungen auf die Hydraulik der Umgebung. In: Workshop "Prozesse und Stoffströme in Kippensedimenten - Tagebaue Zenkau, Cospuden, Espenhain" ; (UFZ-Bericht ; 25/1999) / Hrsg.: Bozau, E. ; Gläßer, W. ; Schreck, P.; Strauch, G.; Umweltforschungszentrum . - Leipzig : Umweltforschungszentrum, S. 52-59 ISSN : 0948-9452
- CHRISTOPH, G.; DOHRMANN, H. & W.GLÄßER (1999):** Modellstudien zum Aufsättigungsprozeß von Braunkohlentagebaukippen im Südraum Leipzig.- Grundwasser – Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie, zum Druck eingereicht, Springer-Verlag, Berlin
- CLARK, I & P. FRITZ (1997):** Environmental Isotopes in Hydrogeology.- 328 S., Lewis Publishers, Boca Raton, New York
- COOK, R. B.; KELLEY, C. A.; SCHINDLER, D. W. & M. A. TURNER (1986):** Mechanisms of hydrogen ion neutralization in an experimentally acidified lake.- *Limnol. Oceanogr.* 31, S.134-148
- COOK, R.B. & D.W. SCHINDLER (1983):** The biogeochemistry of sulfur in an experimentally acidified lake.- *Ecol. Bull. (Stockholm)* 35, S. 115-127
- COOK, R.B.; KELLEY, C.A. (1992):** Sulphur cycling and fluxes in temperate climatic lakes.- In: HOWART, R.W.; STEWART, J.W.B.; IVANOV, M.V. (EDS.): Sulphur cycling on the continents.- *SCOPE* 48, John Wiley & Sons, Chichester, S. 145-188
- CRONAN, C. S. & G. R. AIKEN (1985):** Chemistry and transport of soluble humic substances in forested watersheds of the Adirondack Park.- *Geochim Cosmochim Acta* 49, S. 1697-1705
- DIERSCH, H.-J. (1998):** Reference Manual FEFLOW.- Part 2 Applications. WASY Institute for Water Resources Planning and Systems Research Ltd., Berlin
- DOHRMANN, H. & K. KNÖLLER (1999):** Auswirkungen des Tagebaubetriebes auf die Hydrochemie des Kippenkörpers.- UFZ-Bericht: Prozesse und Stoffströme in Kippensedimenten-Tagebaue Zwenkau, Cospuden und Espenhain, S. 92-106, Leipzig
- DOHRMANN, H.; GLÄSER, H.-R.; KNAPPE, S.; LAZIK, D.; MEISSNER, R. & T. WIESER (1997):** Approaches in complex modelling of hydrogeochemical developments of lignite dump piles.- News letter, European Geophysical Society, No.62, 3, HS15, S. 125
- DVWK (1992):** Regeln zur Wasserwirtschaft. Entnahme und Untersuchungsumfang von Grundwasserproben.- 128/1992, DK 556.32.002.5 (Grundwasseruntersuchungen), DK 543.3.053 (Probenahme). Verl. Paul Parey, Hamburg und Berlin
- DVWK (1999):** Wasserwirtschaftlich – ökologische Forderungen für den Braunkohlenabbau.- Positionspapier, Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn, ISSN 1436-1639

- EISSMANN, L. & T. LITT [HRSG.] (1994):** Das Quartär Mitteldeutschlands.- Ein Leitfaden und Exkursionsführer. Mit einer Übersicht über das Präquartär des Saale-Elbe-Gebietes, Altenburger Naturwiss. Forschungen, Heft 7, 458 S., Altenburg,
- FIEDLER, H. J. (1964):** Die Untersuchung der Böden.- Bd.1, S.189-291, Theodor Steinkopf Verlag, Radebeul und Berlin
- FISCHER, M. & M. KAUBISCH (1989):** Möglichkeiten der Steuerung des Grundwasserwiederanstiegs in Kippen.- Neue Bergbautechnik, 19.Jg. Heft 3, S. 109-110
- FITZGRALD, J.W. (1985):** Sulfate ester formation and hydrolysis: a potentially important yet often ignored aspect of the sulfur cycle of aerobic soils.- Bact. Rev. 40, S. 698-721
- FRENEY, J.R. (1961):** Some observations on the nature of organic sulphur compounds in soil.- Aust. J. agric. Res. 12, S.424-432
- FRENZEL, H.; GRÜTZMACHER, G.; KESSELS, W. & M. LENGNICK (1997):** Modellierung des reaktiven Mehrkomponententransports in drei Dimensionen.- GBL-Gemeinschaftsvorhaben, Heft 4, 226 S. Niedersächsisches LA für Bodenforschung, Hannover
- GABRIEL, B. (1977):** Vergleichende Betrachtungen zu Wiederauffüllungsvorgängen in Braunkohlentagebaurestlöchern des Geiseltales, des Reviers Halle und des Weißeisterbeckens sowie Möglichkeiten der wasserwirtschaftlichen Nutzung.- Diss. MLU Halle-Wittenberg
- GASHAROVA, B.; GÖTTLICHER, J.; PENTINGHAUS, H. & W. GLÄBER (1999):** Jarosite und Alunite als Speicherminerale für toxische Inventare der Tagebaukippen Mitteldeutschlands: Stabilität und Einfluß auf die Schwermetallhaushalte in den Restwässern.- Zwischenbericht im DFG-SPP „Geochemische Prozesse mit Langzeitfolgen im anthropogen beeinflussten Sicker- und Grundwasser, 49 S., DFG Bonn
- GEHRKE, H. H.; MOLSON, J.W. & E.O. FRIND (1998):** Modelling the effect of chemical heterogeneity on acidification and solute leaching in overburden mine spoils.- Journal of hydrology, Special Issue: Reaktive Transport Modelling.
- GIBLIN, A.E.; LIKENS, G.E.; WHITE, D. & HOWARTH R.W. (1990):** Sulfur storage and alkalinity generation in New England lake sediments.- Limnol. Oceanogr. 35, S. 852-869
- GLÄBER, W. (1994):** Das gestörte Grundwasserregime im Südraum von Leipzig.- S. 6-8, in: K. Steinbock (Hrsg.) Zukunft im Südraum Leipzig.- HTWK Beiträge zu Lehre und Forschung, 2.Jg., Sonderheft: 55 S., Hochschule für Technik, Wirtschaft und Kultur (HTWK) in Leipzig
- GLÄBER, W. (1995):** Erläuterungen zur Geologischen Karte 1:25000 von Thüringen, Blatt Altenburg, Nr. 5040.- Mit Beiträgen von: M. Hänel, G. Hecht, W. Hiller, L. Katzschmann, J. Mädler, C. Michel, I. Pustal, G. Seidel & H. Wiefel. Thüringer Landesanstalt für Geologie, Weimar
- GLÄBER, W. & S. WOHNLICH (1998):** Hydrogeochemische Prozesse in Braunkohlentagebaukippen Mitteldeutschlands.- Zwischenbericht im SPP der DFG „Geochemische Prozesse mit Langzeitfolgen im anthropogen beeinflussten Sicker- und Grundwasser“, Bearbeiter: DOHRMANN, H.; HÜLMEYER, S. & A. VOGELGSANG, DFG Bonn
- GOTOH, S. & W. H. PATRICK (1974):** Soil Sci. Soc. Am. J. 38, S. 66-71. In: SCHEFFER, F. & P. SCHACHTSCHABEL (1989): Lehrbuch der Bodenkunde.- 12. Auflage, Enke-Verlag, 491 S., Stuttgart

- GRUSCHKA, G. (HRSG.) (1988):** ABC Tagebau.- 1. Aufl.- 275 S.: 177 Bild., 28 Tab., VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie, Leipzig
- HALLBAUER, C. & K. J. KLENGEL (1981):** Beitrag zur Untersuchung der Eigenschaften verkippter Lockergesteine des Braunkohlenbergbaus.- Neue Bergbautechnik, 11.Jg. Heft 12, S. 690-694
- HARTGE, K. H. & R. HORN (1992):** Die physikalische Untersuchung von Böden.- 3. Überarbeitete Auflage 177 S., 51 Abb. u. 12 Tab., Enke-Verlag, Stuttgart
- HEIMBOLD, J.; LANGE, J. & W. BOY (1968):** Ein Beitrag zur Hydrologie der Mischbodenkippen mit Schlußfolgerungen für die Entwässerung und die Standsicherheit der Kippen.- Neue Bergbautechnik, 18.Jg. Heft 9, S. 454-459
- HILDMANN, F. (1993):** Braunkohlenbergbau und Landschaftseingriffe – neue Orientierung für die Folgelandschaft.- S. 55-66 in: Ber. Z. Dt. Landeskunde; Trier 1
- HÖLTING, B. (1992):** Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie.- 4. überarb. Aufl., 415 S., Enke-Verlag Stuttgart
- HOWARTH, R.W.; STEWART, J.W. & M.V. IVANOV (HRSG.) (1992):** Scope 48 – Sulphur Cycling on the Continents: Wetlands, Terrestrial Ecosystems and Associated Water Bodies.- S. 67-79, Wiley & Sons, New York
- IBRAHIM, HUSSEIN (1987):** Horizontale Fassungsanlagen zur Beherrschung des Grundwasserwiederanstiegs in Kippen: dargestellt am Beispiel des Braunkohlebergbaus.- Diss., 124 S., Bergakademie Freiberg,
- JAKOB, W. (1984):** Zu einigen speziellen Aspekten des Einsatzes geoelektrischer Verfahren zur Beurteilung der Wasserführung in Mischbodenkippen.- Neue Bergbautechnik, 14. Jg. Heft 2, S. 50-53
- JORDAN, H., & H.-J. WEDER (1995):** Hydrogeologie Grundlagen und Methoden, Regionale Hydrogeologie: MV, BR & Berlin, SA, S & Thüringen.- 2. Aufl., 427 Abb., 178 Tab., 3 Karten, Enke-Verlag, Stuttgart
- KAUBISCH (1986):** Zur indirekten Ermittlung hydrogeologischer Kennwerte von Kippenkomplexen, dargestellt am Beispiel des Braunkohlenbergbaus.- Diss. 104 S., 21 Anlagen, Bergakademie Freiberg, unveröffentlicht
- KELLY, C.A. & J.W.M. RUDD (1984):** Epilimnetic sulfate reduction and its relationship to lake acidification.- Biogeochemistry 1, S. 63-77
- KELLY, C.A. & J.W.M. RUDD (1989):** Reply to comment by Urban an Baker.- Limnol. Oceanogr. 34. S. 1146-1148
- KNABE (1959):** Zur Wiederurbarmachung im Braunkohlenbergbau.- VEB Deutscher Verlag der Wissenschaften, Berlin
- KNÖLLER, K. (1995):** Untersuchungen zum Einsatz von Braunkohlenfilteraschen bei der Rekultivierung von Bergbaufolgelandschaften.- Zwischenbericht II für das Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Projekt: Schadstoffverhalten in definierten Abraum/BFA-Gemischen unter dem Einfluß saurer natürlicher Wässer – Mobilisierung, Migration und Fixierung, unveröffentlicht, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle

- KÖLLING, M. (1990):** Modellierung geochemischer Prozesse im Sickerwasser und Grundwasser.- Berichte aus dem Fachbereich Geowissenschaften der Universität Bremen Bd. 8/1990 135 S.
- LANGE, A. & H.-J. BRUMSACK (1977):** Total sulfur analysis in geological and biological materials by atomic absorption spectrophotometrie and the hydrofluoric acid decomposition technique.- Z. Anal. Chem. 286, S. 361-366
- LEIBINGER, H. (1964):** Über Gesetzmäßigkeiten der Bodenentmischung beim Verkippen von Mischböden in Braunkohlentagebauen.- Freiburger Forschungsheft A 309, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie, Leipzig
- LEUCHS, W. (1988):** Vorkommen Abfolge und Auswirkungen anoxischer Redoxreaktionen in einem pleistozänen Porengrundwasserleiter.- Besondere Mitteilungen zum Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch, Nr. 52, 106 S., Düsseldorf
- LMBV (1996):** Sanierungstagebau Cospuden.- Informationsbroschüre, Lausitzer- und Mitteldeutsche Bergbauverwaltungsgesellschaft Länderbereich Westsachsen/Thüringen Röthaer Str. 22 04552 Borna, Stand 09/96
- LOVLEY, D.R. & M.J. KLUG (1986):** Model for the distribution of sulfate reduction and methanogenesis in freshwater sediments.- Geochim. Cosmochim. Acta 50, S. 11-18
- LUCKNER, L.; HAFERKORN, B.; MANSEL, H.; SAMES, D. & F. REHFELD (1995):** Rehabilitierung des Wasserhaushaltes.- Hrsg. LMBV Lausitzer- und Mitteldeutsche Bergbauverwaltungsgesellschaft (LMBV), 86 S., UniMedia GmbH-Verlag für universelle Medienproduktion Leipzig und Dresden
- MAROTZ, G. (1968):** Technische Grundlagen einer Wasserspeicherung im natürlichen Untergrund.- Schriftenreihe des KWK, H.18, 228 S., 95 Abb., 14 Tab., 1 Anlage, Hamburg
- MATSCHAK, H. & M. WALDE (1968):** Versickerungs- und Feuchtemessungen in den Tagebaukippen.- Neue Bergbautechnik, 18.Jg. Heft 12, S. 620-625
- MATSCHAK, H. & M. WALDE (1970):** Untersuchungen über Versickerungs- und Zuflußanteile bei der Grundwasserregenerierung in Tagebaukippen.- Neue Bergbautechnik, 20. Jg. Heft 11, S. 561-569
- MIBRAG (1995):** Tagebau Zwenkau.- Firmeninformation zur Entwicklung des Tagebaus Zwenkau, MIBRAG Mitteldeutsche Braunkohlengesellschaft mbH, Wiesenstraße 20, 06727 Theißen
- MORGENEYER, B. (1999):** Entwicklung, Aufbau und Anwendung automatischer Probenahme-, Meß- und Datenerfassungsmodule für hydrogeochemische Versuche.- Diplomarbeit Nr. 58/98, 145 S., HTWK Leipzig
- MÜLLER, A. (1983):** Fauna und Palökologie des marinen Mittelologozäns der Leipziger Tieflandsbucht (Böhlener Schichten).- Altenburger Naturwiss. Forschungen, Heft 2, 152 S.; Altenburg
- NITSCHKE, H.-M.; GLÄSER, H.-R. & M. SCHRECK (1999):** Faseroptische Temperaturmessungen und gasisotopische Untersuchungen auf der Innenflurkippe des Tagebaurestloches Cospuden.- UFZ-Bericht: Prozesse und Stoffströme in Kippensedimenten-Tagebaue Zwenkau, Cospuden und Espenhain, S. 154-191, Leipzig

- PARKHURST, D.L. (1995):** PHREEQC – A computerprogram for speciation, reaktion-path, advective-transport and inverse geochemical calculation. US Geol. Survey Water-Resources Investigations Report 95-4227, 143 S., Lakewood, Colorado
- PETERSON, T. W. & N. H. WADE (1997):** Collapse settlement of wetted mine waste – Two case histories.- In: Tailings and Mine Waste 1997. BALKEMA/Rotterdam/Brookfield. P. 667-667
- PLEBOW, A. (1999):** Verfahren zur Bestimmung der Migrationsform von Spurenelementen in Sickerwässern und Porenlösungen sulfidhaltiger Abraumhalden.- Diss., Univ. Göttingen, ISBN 3-89700-078-4
- PREIN, A. (1993):** Sauerstoffzufuhr als limitierender Faktor für die Pyritverwitterung in Abraumkippen von Braunkohlentagebauen.- Mitteilungen des Institutes für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau der Universität Hannover, Heft 79, S. 1-129, ISSN 0343-8090
- REICHEL, F.; GUTT, B. & M. KAUBISCH (1989):** Rechnergestützte Modellierung des Grundwasseranstieges in einer Förderbrücke des Braunkohlenbergbaus.- Neue Bergbautechnik, 19.Jg. Heft 3, S. 103-109
- REUTER, F.; KLENGEL, K. & J. PAŠEK (1979):** Ingenieurgeologie.- 2. durchgesehene Auflage. – 451 S., 263 Bild., 133 Tab., 1 Beil., S. 221-228, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie, Leipzig,
- ROSSUM, J.R. (1975):** Checking the Accuracy of Water Analyses Through The Use of Conductivity.- Research Journal Oct. 10, 1974, san. Engr., California Wtr. Svce. Co., San Jose, Calif.
- RUDD, J.W.M.; KELLY, C.A. & A. FURUTANI (1986):** Organic volatile sulfur in lakes of the Canadian Shield and its loss to the atmosphere.- Limnol. Oceanogr. 36, S. 482-486
- SCHEFFER, F. & P. SCHACHTSCHABEL (1989):** Lehrbuch der Bodenkunde.- 12. Auflage, Enke-Verlag, 491 S., Stuttgart
- SCHIFFMANN, S. & S. SCHWENN (1994):** APS-sulfotransferase activity is identical to higher plant APS-kinase (EC 2.7.1.25).- FEBS Letters 355, 229-232
- SCHINDLER, D.W.; TURNER, M.A.; STANTON, M.P. & G.A. LINSAY (1986):** Natural sources of acid neutralizing capacity in low-alkalinity lakes of the Precambrian Shield.- Science 232, S. 844-847
- SCHLEGEL, H.G. (1992):** Allgemeine Mikrobiologie.- 7. Überarbeitete Auflage u. Mitarb. von C. Zaborosch, 251 S. 236 Abb. 41 Tab., Georg Thieme Verlag Stuttgart u. New York
- SCHLICHTING, E. & V. SCHWEIKLE (1980):** Soil Sci 130, S. 200-204 In: SCHEFFER, F. & P. SCHACHTSCHABEL (1989): Lehrbuch der Bodenkunde.- 12. Auflage, Enke-Verlag, 491 S., Stuttgart
- SCHOLZ, R.-P. & M. KAUBISCH (1986):** Zur wasserhaushaltlichen Charakterisierung von Kippenkomplexen im Bergbau.- Neue Bergbautechnik, 16. Jg. Heft 12, S. 460-463
- SCHUMANN, H. & L. WINKLER (1975):** Probleme der Hydrochemie in den Tagebau-Restgewässern.- Neue Bergbautechnik, 16. Jg. Heft 12, S. 932-933
- SEGNER, H. (1996):** Ökotoxikologische Untersuchungen an Wasserproben des Mansfelder Kupferschiefers und der Tagebauregion Cospuden.- unveröff. Bericht, 14 S., Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle

- SEIM, R. & G. TISCHENDORF (Hrsg.) (1988): Grundlagen der Geochemie.- 1. Aufl., 632 S., 274 Bilder, 130 Tab., VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie, Leipzig
- SIGG, L. & W. STUMM (1996): Aquatische Chemie.- 4. durchgesehene Auflage, 498 S., Hochschulverlag Zürich
- STRZODKA, K.; SĄKIEWICZ, J. & A. DUNIKOWSKI (HRSG.) (1980): Tagebautechnik.- Band 1 & 2, 1979, 1980, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie, Leipzig
- STUMM, W. & J. J. MORGAN (1981): Aquatic chemistry.- An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters. 325 S., Wiley & Sons, New York
- SULLIVAN, P. J.; MATTIGOD, S. V. & A. A. SOBEK (1986): Dissolution of iron sulfates from pyritic coal wastes.- Environmental Science Technology, vol. 20 S. 1013-1016
- SULLIVAN, P. J.; REDDY, K. J. & J. L. YELTON (1987): Solubility relationships of aluminium and iron minerals associated with acid mine drainage.- Environ. Geol. Water Sci. Vol. 11, 1987. S. 283-286
- SWEETS, J. P.; RUDD, J. W. M. & C. A. KELLY (1986): Metabolic activities in flocculent surface sediments and underlying sandy littoral sediments.- Limnol. Oceanogr. 31, S. 330-338
- TURMANN, E. M. (1985): Organic geochemistry of natural waters.- Hrsg. Nijhoff / Junk, 497 S., Dordrecht Boston Lancaster
- URBAN, N.R. & L.A. BAKER (1989): Alkalinity generation associated with the formation of ester sulfates.- Limnol. Oceanogr. 34, S. 1144-1146
- VAN BERK, W. & F. WISOTZKY (1995): Sulfide oxidation in brown coal overburden and chemical modeling of reactions in aquifers influenced by sulfide oxidation.- Environmental Geology (1995) 26, S. 192-196, Springer-Verlag, Berlin
- WERNER, F. (1998): Modellgestützte Untersuchungen zur Genese der Wasserbeschaffenheit in Folgelandschaften der Braunkohlebergbaus.- Dissertation, Fakultät für Physik und Geowissenschaften der Universität Leipzig
- WESTRICH, J.T. & R.A. BERNER (1984): The role of sedimentary organic matter in bacterial sulfate reduction: the G model tested.- Limnol. Oceanogr. 29, S. 236-249
- WINKLER, F. M. (1984): Ermittlung von geohydraulischen Kennwerten für das Kippenmaterial von Abraumförderbrücken-Kippen und Schlußfolgerungen für den Grundwasserwiederanstieg.- Neue Bergbautechnik, 14. Jg. Heft 6, S. 208-212
- WINKLER, F. M. (1990): Simulation des Grundwasserwiederanstiegs in Abraumförderbrückenkippen.- Neue Bergbautechnik, 20. Jg. Heft 6, S. 216-220
- WISOTZKY, F. & P. OBERMANN (1995): Hydrogeochemie der Pyritoxidation am Beispiel des Rheinischen Braunkohlenreviers.- Tagungsband „Grundwassergüteentwicklung in den Braunkohlengebieten der neuen Länder; Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung – Geowissenschaftliche Gemeinschaftsaufgaben, 9.-10.03.1995 in Leipzig, S.167-183
- WISOTZKY, F. (1994): Untersuchungen zur Pyritoxidation in Sedimenten des Rheinischen Braunkohlenreviers und deren Auswirkungen auf die Chemie des Grundwassers.- Besondere Mitteilungen zum Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch Nr. 58, 158 S.
- WISOTZKY, F. (1996) ¹: Hydrogeochemische Prozesse der Pyritoxidation im Sicker- und Grundwasser von Braunkohlentagebaukippen.- In: MERKEL, B., DIETRICH, P. G.,

- STRUCKMEIER, W. & E. P. LÖHNERT (Hrsg.): Grundwasser und Rohstoffgewinnung.- FHD66 1996, S.535-540, Freiberg, Sven von Loga-Verlag, Köln,
- WISOTZKY, F. (1996) ²: Hydrogeochemische Reaktionen im Sicker- und Grundwasserbereich von Braunkohlentagebaukippen.- Grundwasser – Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie 3-4/96
- WOODRUFF & RICHARDS modifiziert von VETTERLEIN, beschrieben in: **BIERECKI, M. & KULLMANN, A. (1968)**: Untersuchungsmethoden des Bodenstrukturzustandes.- S. 289-291, VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin
- ZEIEN, H. & G.W. BRÜMMER (1991): Chemische Extraktion der Bindungsformen von Schwermetallen in Böden. In: BMFT Verbundvorhaben „Auswirkungen von Siedlungsabfällen auf Böden, Bodenorganisation und Pflanzen“; Forschungszentrum Jülich (Hrsg.)
- ZINDER, S.H. & T.D. BROCK (1978): Microbial transformations of sulfur in the environment. In: NRIAGU, J.O. (Hrsg): Sulfur in the environment.- Part 2: Ecological impacts.- S. 445-466, JohnWiley & Sons, Chichester

Patentschriften:

- LAZIK, D.; Sander, M. & T. Schneider (1997): Säulenverschlußkappen und Verfahren zur Vorbereitung und Durchführung von Säulenversuchen. Patent-Nr. DE 19623780 A1, German Patent Office Munich, d.o. application: 4. June 1996, d.o. publication: 11. December 1997
- LAZIK, D.; MORGENEYER, B.; RIEDEL, W.; KARGUT, R.; SANDER, M.; SCHNEIDER, T.; SEIFERT, E. (1997): Modulares Vierkanalprobenahme- und Meßsystem zur automatischen Langzeitanalyse von Fluiden für hydrogeochemische Feld- und Laborversuche. Anmeldung: DPA München, 22. 12.

9 Anhang

Teil 1: Untersuchungsmethoden

Die Untersuchungsmethoden werden in den Kapiteln erläutert, in denen die Ergebnisse dargestellt sind.

Die generelle Vorgehensweise bei der in-situ-Wasserprobennahme ist im folgenden kurz beschrieben.

Als Probenahmetechnik wurden die Unterwassermotorpumpe (GRUNDFOS® MP1) oder eine Druckmembranpumpe eingesetzt. In beiden Fällen wurden mit einer Durchlaufmeßzelle die Milieuparameter (elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert, Eh-Wert, Temperatur und Sauerstoffgehalt) ermittelt. Die Druckmembranpumpe wurde mit Inertgas (Argon bzw. Stickstoff) bedient, so daß defekte Leitungen in keinem Fall zu unkontrollierbarem Sauerstoffeintrag in die Meßstelle führten. Die Grundwasserprobennahme erfolgte bei laufender Förderung nach Konstanz der Milieuparameter.

Proben für Anionen, Kationen, Spurenelemente und DOC wurden nach einer Membranfiltration (0,45 µm) getrennt erfaßt. Die Kationenprobe mit den Spurenelementen wurde mit etwa 1% konzentrierter Salpetersäure stabilisiert, spezielle Quecksilberproben mit Kaliumdichromat.

Bestimmungsmethoden bei Wasseranalysen (f = filtriert, uf = unfiltriert)

Parameter	Bestimmungsmethode	Stabilisierung	
Milieuparameter (pH-Wert, Eh-Wert, O ₂ , el. Lf., Temp.)	elektrometrisch		
HCO ₃ ⁻ , CO ₂ -frei	titrimetrisch		uf
SO ₄ ²⁻ , Cl ⁻ , NO ₃ ⁻ , Br ⁻ , F ⁻ , Na ⁺ , K ⁺ , Ca ⁺⁺ , Mg ⁺⁺	ionenchromatographisch		f
Fe ⁺⁺⁺	photometrisch		f
Ca, Mg, K, Fe (ges.), Mn (ges.), Al ⁺⁺⁺ , Zn, B, Ba, As, Cd, Cr, Co, Cu, Ni, P, Pb, Sn, U	ICP-atom-emissionspektrometrisch	etwa 1% HNO ₃	f
Na, Hg	flammen-atom-absorptionsspektrometrisch	Hg: Kaliumdichromat	f
δ ³⁴ S (Sulfat)	massenspektrometrisch	Chloroform und Natriumacetat	uf

Teil 2: Normierter Inhaltsstoffaustrag als Funktion des Porenwasserwechsels

Die Gültigkeit der angegebenen Funktion entspricht dem Porenwasserwechsel (x) während des Versuches. Der Funktionswert (y) entspricht einer Eluatkonzentration des angegebenen Ions in ‰ bezogen auf die Masse des eluierten Bodens. Die Teufenangabe bezieht sich auf die Entsprechende Bohrung (Abb. 4-3), aus der die Versuchssedimente gewonnen wurden.

Reaktionsraum Kippenkörper:

KB 1, 0-1 m				KB 1, 5-6 m		
	Gleichung	r	Gültigkeit	Gleichung	r	Gültigkeit
B				$y = -0,0008\text{Ln}(x) + 0,0007$	0,98	0,67-1,67
Ba				$y = -0,0008\text{Ln}(x) + 0,0041$	0,67	0,8-2,3
Ca	diffuser Eintrag		0,1-0,8	$y = -0,0619\text{Ln}(x) + 0,0707$	0,91	0,5-2,3
Fe _g				diffuser Austrag		0,5-2,6
K				$y = 0,0033\text{Ln}(x) - 0,0017$	0,73	0,8-2,6
Mg	diffuser Eintrag		0,1-0,8	$y = -0,0141\text{Ln}(x) + 0,003$	0,91	0,7-2,6
Mn				$y = -0,0008\text{Ln}(x) + 0,0041$	0,67	0,8-2,4
Na	$y = 0,0078\text{Ln}(x) + 0,0336$	0,98	0,2-0,7	$y = 0,0403\text{Ln}(x) - 0,0412$	0,94	0,7-2,3
SO ₄	$y = -0,668\text{Ln}(x) + 1,0002$	0,87	0,1-0,8	$y = -0,251\text{Ln}(x) + 0,5683$	0,82	0,8-2,6
KB 1, 10-11 m				KB 1, 15-16 m		
	Gleichung	r	Gültigkeit	Gleichung	r	Gültigkeit
B	$y = -0,0006\text{Ln}(x) + 0,0012$	0,94	0,30-1,21	$y = -0,0002\text{Ln}(x) + 0,0005$	0,94	0,20-1,90
Ba	$y = -8 \cdot 10^{-5}\text{Ln}(x) + 0,0004$	0,76	0,6-1,2	$y = -0,00002\text{Ln}(x) + 8 \cdot 10^{-6}$	0,76	0,1-1,6
Ca	$y = -0,0584\text{Ln}(x) + 0,0858$	0,72	0,3-1,2	$y = -0,0437\text{Ln}(x) + 0,0558$	0,68	0,2-1,2
Fe _g	$y = -8 \cdot 10^{-5}\text{Ln}(x) + 0,0004$	0,76	0,3-1,3	diffuser Austrag		0,2-1,90
K	$y = -0,0025\text{Ln}(x) + 0,0019$	0,64	0,6-1,3	$y = -0,0009\text{Ln}(x) - 0,0002$	0,71	0,2-1,1
Mg	diffuser Eintrag		0,1-1,3	$y = -0,0122\text{Ln}(x) - 0,0108$	0,87	0,7-1,9
Mn	$y = -0,0013\text{Ln}(x) + 0,0014$	0,81	0,9-1,33	$y = -0,0005\text{Ln}(x) + 0,0005$	0,90	0,4-1,6
Na	$y = 0,0112\text{Ln}(x) - 0,0756$	0,95	0,1-1,3	$y = 0,0206\text{Ln}(x) - 0,0549$	0,79	0,2-2,0
SO ₄	$y = -1,3957\text{Ln}(x) + 0,5362$	0,88	0,66-1,33	$y = -0,2983\text{Ln}(x) + 0,5439$	0,63	0,41-1,90
KB 1, 26-27 m				KB 1, 45-46 m		
	Gleichung	r	Gültigkeit	Gleichung	r	Gültigkeit
B	diffuser Austrag		0,2-2,2	$y = -7 \cdot 10^{-5}\text{Ln}(x) + 0,0003$	0,71	0,18-1,16
Ca	$y = -0,0355\text{Ln}(x) + 0,0006$	0,77	0,2-1,3	$y = -0,027\text{Ln}(x) - 0,0231$	0,68	0,2-1,2
K	$y = -0,0012\text{Ln}(x) - 8\text{E-}06$	0,81	0,3-1,9	$y = -0,0008\text{Ln}(x) + 0,0014$	0,63	0,1-0,8
Mg	$y = -0,2842\text{Ln}(x) + 0,5135$	0,88	0,7-2,2	diffuser Austrag		0,1-1,2
Mn	$y = -0,0008\text{Ln}(x) + 0,0024$	0,92	0,7-2,1	$y = -7 \cdot 10^{-5}\text{Ln}(x) - 0,0005$	0,89	0,2-1,2
Na	$y = -0,0257\text{Ln}(x) - 0,0513$	0,88	0,4-1,3	diffuser Austrag		0,1-1,2
SO ₄	$y = -0,8984\text{Ln}(x) + 2,1874$	0,96	0,42-2,1	$y = -0,3178\text{Ln}(x) + 0,2863$	0,54	0,27-1,01

KB 1, 50-51 m				KB 5, 45 m		
	Gleichung	r	Gültigkeit	Gleichung	r	Gültigkeit
B	$y = -0,0002\text{Ln}(x) + 0,0006$	0,89	0,41-3,49	$y = -8 \cdot 10^{-5}\text{Ln}(x) + 0,0004$	0,76	0,1-0,6
Ba	$y = -8 \cdot 10^{-5}\text{Ln}(x) + 0,0004$	0,76	0,7-3,5			
Ca	$y = -0,0325\text{Ln}(x) - 0,0405$	0,97	0,4-2,7	diffuser Austrag		0,1-0,6
Fe _g	diffuser Austrag		0,1-3,5			
K	$y = 0,001\text{Ln}(x) - 0,0014$	0,79	0,1-3,5	$y = 0,0015\text{Ln}(x) - 0,0012$	0,84	0,5-0,6
Mg	$y = -0,0148\text{Ln}(x) + 0,0225$	0,97	0,4-3,2	$y = 0,0182\text{Ln}(x) + 0,0339$	0,84	0,1-0,6
Mn	$y = -0,0003\text{Ln}(x) - 0,0001$	0,79	0,7-3,5	$y = -0,0015\text{Ln}(x) - 0,0009$	0,97	0,1-0,6
Na	diffuser Austrag			$y = 0,0036\text{Ln}(x) - 0,0465$	0,89	0,1-0,6
SO ₄	$y = -0,2706\text{Ln}(x) + 0,4628$	0,91	0,71-2,74			
KB 3, 30 m				KB 4, 15 m		
	Gleichung	r	Gültigkeit	Gleichung	r	Gültigkeit
B				$y = -8 \cdot 10^{-5}\text{Ln}(x) + 0,0004$	0,76	0,3-1,32
Ca	$y = -0,0488\text{Ln}(x) - 0,1983$	0,97	0,2-0,3	$y = -0,0455\text{Ln}(x) - 0,0023$	0,76	0,3-1,5
Fe _g				$y = -3 \cdot 10^{-5}\text{Ln}(x) - 0,001$	0,55	0,3-1,6
K	$y = -0,0011\text{Ln}(x) - 0,0009$	0,88	0,01-0,26	$y = -0,0019\text{Ln}(x) + 0,0018$	0,90	0,2-1,3
Mg	$y = -0,0056\text{Ln}(x) - 0,025$	0,88	0,01-0,3	$y = -0,0379\text{Ln}(x) + 0,0157$	0,89	0,7-1,6
Mn	$y = -4 \cdot 10^{-5}\text{Ln}(x) - 0,0006$	0,99	0,1-0,3	$y = -0,0002\text{Ln}(x) - 0,0004$	0,74	0,7-1,5
Na	$y = -0,0016\text{Ln}(x) - 0,0466$	0,87	0,01-0,26	diffuser Austrag		0,3-1,6
SO ₄	$y = -0,1239\text{Ln}(x) - 0,2815$	0,94	0,01-0,4	diffuser Austrag		0,3-1,6
KB 4, 45 m				KB 5, 30 m		
AL	Gleichung	r	Gültigkeit	Gleichung	r	Gültigkeit
B	$y = -8 \cdot 10^{-5}\text{Ln}(x) + 0,0004$	0,76	0,1-0,84	$y = -0,0002\text{Ln}(x) - 5 \cdot 10^{-5}$	0,87	0,1-0,8
Ca	diffuser Eintrag		0,1-0,84	$y = -0,0581\text{Ln}(x) - 0,0451$	0,89	0,3-1,0
K	$y = 0,0015\text{Ln}(x) + 0,002$	0,79	0,2-0,8	$y = 0,001\text{Ln}(x) + 0,0015$	0,77	0,1-1
Mg	$y = -0,0083\text{Ln}(x) + 0,0231$	0,88	0,1-0,8	$y = -0,0174\text{Ln}(x) + 0,0236$	0,77	0,3-1,0
Mn	$y = 0,0003\text{Ln}(x) + 0,00038$	0,75	0,3-0,7	$y = -0,0001\text{Ln}(x) - 0,0005$	0,98	0,1-0,9
Na	$y = -0,0046\text{Ln}(x) - 0,0392$	0,83	0,1-0,8	$y = 0,0053\text{Ln}(x) - 0,0589$	0,72	0,1-0,9
SO ₄	diffuser Austrag		0,1-0,84	diffuser Austrag		0,1-1,0

Reaktionsraum Verwitterungszone:

KB 1, 20-21 m				KB 3, 15-16 m		
	Gleichung	r	Gültigkeit	Gleichung	r	Gültigkeit
AL	$y = -0,0733\text{Ln}(x) + 0,1054$	0,99	0,2-2,3	$y = -0,0049\text{Ln}(x) - 0,0027$	0,82	0,1-0,82
B	$y = -0,0001\text{Ln}(x) + 0,0003$	0,87	0,2-2,3	diffuser Austrag		0,05-1,7
Ba				$y = -2\text{E}-06\text{Ln}(x) + 3\text{E}-06$	0,98	0,05-1,7
Co	$y = -0,0004\text{Ln}(x) + 0,0005$	0,94	0,2-2,3	$y = -0,0004\text{Ln}(x) + 3\text{E}-05$	0,96	0,1-1,8
Cr	$y = -5\text{E}-05\text{Ln}(x) + 2\text{E}-06$	0,89	0,2-2			
Fe _g	$y = -0,2248\text{Ln}(x) + 0,4546$	0,75	0,2-2,3	$y = -0,5472\text{Ln}(x) + 0,3192$	0,94	0,05-1,7
K	diffuser Austrag		0,2-2,3			
Mg	$y = -0,0749\text{Ln}(x) + 0,0482$	0,86	0,2-2,3	$y = -0,2871\text{Ln}(x) + 0,2793$	0,76	0,05-1,7
Mn	$y = -0,0041\text{Ln}(x) + 0,0061$	0,98	0,2-2,3	$y = -0,1077\text{Ln}(x) + 0,058$	0,98	0,05-1,7
Na	$y = 0,0147\text{Ln}(x) - 0,0528$	0,76	0,2-2,3	diffuser Eintrag		0,05-1,7
Ni	$y = -0,0007\text{Ln}(x) + 0,0012$	0,98	0,2-2,3	$y = -0,0004\text{Ln}(x) + 6\text{E}-05$	0,97	0,05-1,1
P	diffuser Austrag		0,2-2,3	diffuser Austrag		0,05-1,7
Pb	$y = -0,0001\text{Ln}(x) + 5\text{E}-05$	0,81	0,2-2	$y = -0,0002\text{Ln}(x) - 7\text{E}-05$	0,95	0,1-0,67
SO ₄	$y = -0,7121\text{Ln}(x) + 1,8658$	0,83	0,2-2,3	$y = -1,5109\text{Ln}(x) + 1,7999$	0,68	0,05-1,7
Zn	$y = -0,0019\text{Ln}(x) + 0,0027$	0,98	0,2-2,3	$y = -0,0021\text{Ln}(x) + 0,0003$	0,97	0,05-1,59
KB 5, 15-16 m						
	Gleichung	r	Gültigkeit			
AL	$y = -0,0003\text{Ln}(x) - 0,0005$	0,98	0,01-0,33			
B	diffuser Austrag		0,01-0,33			
Cl	$y = 0,0128\text{Ln}(x) + 0,0577$	0,96	0,01-0,33			
Fe _g	$y = 0,0912\text{Ln}(x) + 0,7505$	0,93	0,01-0,33			
K	$y = -0,0058\text{Ln}(x) - 0,0056$	0,99	0,01-0,33			
Mg	$y = 0,0605\text{Ln}(x) + 0,3341$	0,82	0,01-0,33			
Mn	diffuser Austrag		0,01-0,33			
Na	$y = 0,0086\text{Ln}(x) - 0,0002$	0,57	0,01-0,33			
Ni	$y = -3\text{E}-05\text{Ln}(x) - 5\text{E}-06$	0,87	0,01-0,33			
P	$y = 0,0001\text{Ln}(x) + 0,0003$	0,94	0,01-0,33			
Pb	$y = -0,0002\text{Ln}(x) - 0,0002$	0,99	0,01-0,33			
SO ₄	$y = -4,864\text{Ln}(x) - 3,337$	0,83	0,2-0,33			
Zn	$y = -0,0005\text{Ln}(x) - 0,0001$	0,97	0,01-0,33			

Teil 3: Wissenschaftlicher Werdegang

1974 – 1984	Polytechnische Oberschule
1984 – 1986	Erweiterte Oberschule
1986	Abitur
1988 – 1990	Studium der Pflanzenproduktion an der Agrarwissenschaftlichen Fakultät der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
1990 – 1992	Agrarwissenschaftliches Grundstudium an der Agrarwissenschaftlichen Fakultät der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
1992 – 1994	Agrarwissenschaftliches Hauptstudium an der Agrarwissenschaftlichen Fakultät der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
1994	Dipl.-Ing. agr. der Studienrichtung Bodenschutz und Landschaftsgestaltung
1994 – 1995	Projektingenieur für Landschafts-, Gartenbau und Stadtentwicklung in Cottbus
1995 – 1999	Doktorand am Umweltforschungszentrum Leipzig – Halle (UFZ), Sektion Hydrogeologie

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Hydrogeologie
Theodor-Lieser-Straße 4
D-06120 Halle
Telefon 0345/5585-202
Telefax 0345/5585-559