



**Schriftenreihe**

**Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt**

Heft  
*5b*

---

**Verbundprojekt 02WB9620 der BTU Cottbus und des DGFZ e.V.**

**Experimentell gestützte**

**Grundwasserbeschaffenheitsprognose zur Untersuchung**

**des Gefährdungspotentials von Innenkippen in**

**Tagebaurestseen**

**TP 2: Laborative Prozeßuntersuchung und numerische**

**Modellierung (DGFZ e.V.)**

**Cottbus 2000**

---

Herausgeber:  
Lehrstuhl Wassertechnik  
der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus  
Univ.-Prof. Dr.-Ing. habil. R. Koch

ISBN 3-934294-05-7

Herausgeber: Univ.-Prof. Dr.-Ing. habil. R. Koch  
Lehrstuhl Wassertechnik  
der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus

Vertrieb: Eigenverlag des Lehrstuhls Wassertechnik  
der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus  
Postfach 10 13 44  
03013 Cottbus  
Tel. 0049-355-69-4302  
Fax: 0049-355-69-3025  
e-mail: [wassertechnik@tu-cottbus.de](mailto:wassertechnik@tu-cottbus.de)

Alle Rechte vorbehalten. Wiedergabe nur mit Genehmigung des  
Lehrstuhls Wassertechnik der Brandenburgischen Technischen  
Universität Cottbus, Postfach 10 13 44, 03013 Cottbus und des DGFZ e.V.

Cottbus 2000

ISBN 3-934294-05-7

## 1. Ausgangssituation und Aufgabenstellung

Der Braunkohlenbergbau ist mit erheblichen Eingriffen in den natürlichen ober- und unterirdischen Stoffhaushalt verbunden. Im Zuge der Rekultivierung der Bergbaufolgelandschaft sollen jedoch wieder selbst regulierte, möglichst natürliche hydrologische und geochemische Verhältnisse hergestellt werden. Ziel ist die Wiederherstellung eines Wasserhaushaltes der

- sich ohne dauerhafte und umfangreiche menschliche Eingriffe in die heutige dicht besiedelte und vielfältig genutzte Landschaft einfügt
- qualitativ hochwertiges Grund- und Oberflächenwasser für alle Nutzungsarten bereitstellt.

Durch die Entwässerung des Untergrundes im Vorfeld des Tagebaus wurde eine Belüftung eingeleitet, die bei der Abtragung und Verkippung des Deckgebirges noch verstärkt wurde. Die im natürlichen Zustand im anaeroben Grundwasserleiter stabilen Eisensulfide unterliegen im Kontakt mit Sauerstoff der Verwitterung durch Oxidation. Dieser Vorgang kann endgültig erst durch das erneute Einstauen der Grundwasserleiter gestoppt werden. Während der Wiederanstiegsphase des Grundwasserspiegels kommt es jedoch zum Kontakt der bereits oxidierten Verwitterungsprodukte und damit zu ihrer Mobilisierung und einem möglichen Austrag der ungewünschten Stoffe in die Vorflut, in Restseen oder Trinkwassergewinnungsanlagen. Die sich bildenden Wässer sind hauptsächlich durch hohe Eisengehalte, Sulfatgehalte und durch hohe Aciditäten gekennzeichnet.

## 2. Gesamtziel des Vorhabens

Ziel des Gesamtvorhabens war die Entwicklung von Methoden zur Prognose der Wasserbeschaffenheitsentwicklung in Grundwasserleitern und Restseen für die Phase des Grundwasserwiederanstiegs. Die Prognose ist eine notwendige Grundlage, um steuernd in unerwünschte Prozeßabläufe eingreifen zu können und um Wasseraufbereitungsmaßnahmen, Wasserschutzmöglichkeiten und Entscheidungen zur Gebietsentwicklung planen zu können. Dabei stand der Senftenberger See als Untersuchungsobjekt im Mittelpunkt, weil

- er als bereits pH-neutraler, biologisch intakter und vielfältig genutzter Restsee des Braunkohlebergbaus als besonders schutzwürdiges Objekt angesehen wird, welches in eine dicht besiedelte und intensiv genutzte Landschaft eingegliedert ist,
- seine Wasserbeschaffenheit, die zumindest im größeren Nordsee den Zielvorstellungen für Restseen entspricht, durch den aufgehenden Grundwasserspiegel in der Region gefährdet ist und
- er eine 4km<sup>2</sup> große Insel aus Kippenmaterial (Innenkippe) aufweist, deren Sedimente und Grundwasser mit dem Seewasser wechselwirken. Der geochemische und hydrologische Einfluß der Innenkippe auf die Seewasserqualität und insbesondere die Auswirkungen der Speicherbewirtschaftung des Seekörpers konnten hier deshalb gut untersucht werden. Für

zukünftige Restseen mit geplanten Innenkippen-Inseln (z.B. Ilsesee, Lohsa II, Störmthal) existieren gegenwärtig noch keine wissenschaftlich begründeten Verfahrensvorschläge für eine ökologisch verträgliche Bewirtschaftung.

Die vorliegende Untersuchung und Erstellung einer Prognose für den Zeitraum bis zum Abschluß der Flutungsmaßnahmen wurde im Verbund der Teilprojekte „Laborative Parameterermittlung“ (TP 1) und „numerische Modellierung“ (TP 2) bearbeitet.

### **1.1.2 Teilprojekt 1: Laborative Parameterermittlung**

Innerhalb von TP 1 wurden die für eine Prognose der Seewasserentwicklung nötigen Parameter und Randbedingungen ermittelt. Die beschaffenheitsändernden Prozesse im Untergrund wurden qualitativ und quantitativ bestimmt und für die Verwendung in der numerischen Prognosemodellierung (TP 2) aufbereitet. Basis dafür waren hydrologische und hydrochemische Datenrecherchen, die Einrichtung und Beprobung von Multilevelpegeln im Zu- und Abstrombereich des Sees und die Beprobung von Sedimenten im Umfeld des Sees. Die Sediment und Grundwasserproben wurden in 0D- und 1D- Versuchen zur laborativen Ermittlung der Parameter verwendet.

### **1.1.3 Teilprojekt 2: numerische Modellierung**

In Ergänzung zu den in TP 1 durchgeführten Parameterermittlungen wurden Laborversuche zur Quantifizierung der Wechselwirkungen zwischen Sediment und See-, Grund- und Niederschlagswasser durchgeführt. Weiterhin erfolgte die mineralogische und geochemische Charakterisierung der Kippensedimente.

Aufbauend auf eigenen Feld- und Labordatenerhebungen und auf den laborativen Parameterermittlungen, der historischen Erkundung und den Meßergebnissen aus TP 1 wurde ein dreidimensionales Grundwasserströmungsmodell aufgebaut, das alle wesentlichen Wassermengenströme im Umfeld des Senftenberger Sees abbildet. Auf dieser Basis wurden die hydrologischen und geochemischen Stoffströme in einem Bilanzmodell erfaßt. Mit diesem Modell gekoppelt wurde ein neu entwickeltes Seewasserbeschaffenheitsmodell, das alle Stoffein- und austräge speziell für den Senftenberger See über den gesamten Prognosezeitraum ermittelt. Besonders zu betrachtende Räume, wie die Innenkippe oder der Nordrand des Sees, wurden durch Teilmodelle weiter aufgelöst und die Ergebnisse in das Hauptmodell eingebunden.

Für einige der Fragestellungen wurden in beiden Teilprojekten Lösungsansätze erarbeitet, die jedoch durchweg zu vergleichbaren Ergebnissen führten. So wurden in TP1 analytische Berechnungen zur Eindringtiefe von Seespiegelschwankungen in Ufersedimente angestellt und mit den Ganglinien der Multilevel-Pegel im Süden der Insel geeicht. Im TP 2 wurde ein numerisches Teilmodell „Insel“ aufgebaut, welches anhand der zeitlich veränderlichen Wasserspiegel und der Wassersättigung der ungesättigten Zone die Wassermengenströme ermittelte,

die während eines Jahres in- bzw. exfiltrieren. In beiden benutzten Ansätzen werden die gleichen Effekte und Wechselwirkungen sichtbar.

### **3. Prognosewerkzeuge**

Die vorliegenden Arbeiten stellen eine Verknüpfung von teilweise neu entwickelten laborativen Verfahren mit Prognosemodellen dar, die wiederum teilweise neu entwickelte Teilmodelle beinhalten. In ihrer Kombination ermöglichen es diese Techniken, einen Raum innerhalb einer Bergbaufolgelandschaft umfassend geochemisch und hydrologisch im Untergrund und an der Oberfläche abzubilden. Diese Herangehensweise ist vom Beispielsobjekt „Senftenberger See“ unabhängig und kann auf andere Gebiete übertragen werden. Es stehen aus den beiden Teilprojekten folgende Werkzeuge für zukünftige Bearbeitungen zur Verfügung:

#### **1.1.4 Parametrierung**

- Methoden zur versauerungsspezifischen Charakterisierung der Sedimente
- Abschätzung der Pyritverwitterungsraten und des versauerungswirksamen und mobilisierbaren Stoffvorrates im Sediment
- Berechnungsmöglichkeiten zum speicherbewirtschaftungsbedingten Stoffaustrag aus Seeufern und Innenkippen

#### **1.1.5 Modellierungen und analytische Lösungen**

- Methoden zur Prognostizierung der Seewasserbeschaffenheit in Abhängigkeit des Strömungsregimes und der Geologie in einer Bergbaufolgelandschaft.
- Erstellung von Stoffbilanzen für ein bestimmtes Gebiet.
- Erfassung der Auswirkungen einer Speicherbewirtschaftung auf Grundwasserspiegel und Transportprozesse im Grundwasserleiter

### **4. Ergebnisse und Schlußfolgerungen**

Ausgehend von der bereits heute geringen Pufferkapazität des neutralen Nordteils des Senftenberger Sees (0.3 – 0.4 mmol(eq)/l) und seiner bereits heute starken Anfälligkeit für eine Wiederversauerung lassen die Prognosen der Grundwasserbeschaffenheitsentwicklung bis zum Jahr 2020 eine weitere Verschlechterung der Seewasserqualität erwarten. Diese ist jedoch stark von der Art der einzuleitenden Schutzmaßnahmen abhängig. Zu unterscheiden ist zwischen kurzzeitigen Gefährdungen durch einmalige erhöhte Säurezutritte und einem langsamen Trend zur Erniedrigung der Pufferkapazität im See durch den Aufgang des Grundwasserspiegels im Umfeld des Sees.

### **1.1.6 Kurzfristige Versauerungen**

Aufgrund seiner geringen Pufferkapazität reagiert der See relativ stark und schnell auf kurzzeitige Säurezutritte. Diese wurden in der Vergangenheit während einer halbjährigen Seespiegelabsenkung um 0.5 m wegen Böschungssanierungsarbeiten beobachtet. Dabei sank der pH-Wert des bisher neutralen Seenordteils zeitweise unter pH5. Modellrechnungen zeigen, daß der erhöhte Zustrom von versauernd wirkenden Stoffen mit dem Grundwasser aus den angrenzenden Grundwasserleitern, besonders im Süden und Osten des Sees, den mengenmäßig größten Anteil am Säurestrom darstellten, der den pH-Abfall verursacht hat. Ein weiterer wichtiger Grund für das sofortige Reagieren des Sees auf den Tiefstand war die starke Reduzierung des bedeutendsten Alkalinitätszustromes über die Schwarze Elster. Aber auch die reduzierten Zuströme aus dem Fluß in den Jahren vor der Seespiegelabsenkung führten zu einer besonderen Anfälligkeit (Reduzierung der Pufferkapazität) des Seekörpers für verstärkte Säureeinbrüche. Daneben führte die zunehmende Erosion der Ufer der Innenkippe und der erhöhte Zustrom von Grundwasser aus dem bisher gesättigten sulfidhaltigen Sedimenten des Kippenkörpers zu weiteren Säureeinträgen.

### **1.1.7 Langfristige Versauerung**

Für den langfristigen Anstieg des Säureeintrages ist der Grundwasserspiegelanstieg im Osten und im Norden des Sees verantwortlich. Bereits heute steigt der Gradient des versauernd wirkenden Zustromes aus Osten durch den Wasserspiegelanstieg im Restloch Koschen. Dieser damit verbundene, leicht zunehmende Säurezustrom, wie auch die zeitlich relativ konstanten Säurezuströme aus dem Süden und aus der Innenkippe, werden hauptsächlich durch den konstanten Flußwasserzustrom und durch die biologisch produzierte Alkalinität gepuffert. Der Zufluß aus der Schwarzen Elster hält eine für das Ökosystem See weiterhin akzeptable Seewasserbeschaffenheit aufrecht, wenn auch die Pufferkapazität des Sees weiter kontinuierlich sinken wird. Damit nimmt die Gefahr einer Versauerung durch unvorhergesehene Säureeinbrüche bereits in den nächsten Jahren stark zu. Eine deutliche Verschlechterung der Seewasserqualität und eine Erschöpfung der Pufferkapazität des Sees wird erst durch die Umkehr der Grundwasserströmungsrichtung im Norden des Sees und der damit verbundenen starken Zunahme des Säureeintrages ausgelöst. Die zeitliche Verteilung dieses Säurezustromes hängt von folgenden Faktoren ab:

- dem Gradienten der Grundwasserströmung, die entscheidend durch den Endwasserstand im Sedlitzer See bestimmt sein wird,
- der Grundwasserneubildung in der quartären Rinne nördlich des Senftenberger Sees und in der südlichen Außenkippe des Restsees Sedlitz,
- den geochemischen Wechselwirkungen zwischen Niederschlagswasser, dem infiltrierenden Seewasser aus Sedlitz und der Kippe Sedlitz sowie den quartären Sedimenten der Grundwasserleiter zwischen den beiden Seen,
- der Reduzierung der Säurebildung und –mobilisierung durch Insitu-Sanierungsmaßnahmen, sowie dem Erfolg einer möglichen Fixierung der versauernd wirkenden Stoffe durch Sulfidbildung.

## 5. Empfehlungen

Die Prognoserechnungen zeigen, daß spätestens für den Zeitraum zwischen 2009 und 2013 mit einer starken Zunahme des Säurezustromes in den See zu rechnen ist, und daß bis zu diesem Zeitpunkt praktikable und finanzierbare Verfahren zum Schutz des Wasserkörpers zur Verfügung stehen müssen. Auch im Zeitraum davor sollte auf ein weiteres Absinken der Alkalinität im See reagiert werden. Dies ist jedoch beispielsweise über die Erhöhung des Zustromes aus der Schwarzen Elster möglich. Die Prognoserechnungen zeigen eine nachlassende Infiltration aus der Schwarzen Elster in den Grundwasserleiter durch den Grundwasserspiegelanstieg im Nordraum des Sees für die kommenden Jahre, womit mehr Wasser für eine oberflächliche Einleitung zur Verfügung stehen wird. Dieser Schritt wird in Abstimmung mit fortgeführten Messungen der Alkalinität des Seewassers und einem Vergleich mit den bisherigen Prognoseergebnissen als wirkungsvoll angesehen, weil das Wasser der Schwarzen Elster den größten Alkalinitätsträger darstellt.

Weiterhin wird eine Fortführung der Beprobungen der bereits installierten Multilevelpegel empfohlen, um eventuelle Beschaffenheitsschwankungen im Südanstrom (und später auch im Nordanstrom) rechtzeitig erfassen zu können und um Gegenmaßnahmen einleiten zu können. Für zukünftig nötig werdende Absenkungen des Seewasserspiegels werden folgende Maßnahmen empfohlen:

- Möglichst geringe Absenkung für möglichst kurze Zeit
- Schnelle Aufhöhung des Seespiegels nach Beendigung der Maßnahme etwa durch Verlegung des Abschlusses der Maßnahme in den Herbst, um verhältnismäßig viel Oberflächenwasser zur schnellen Wiederauffüllung zur Verfügung zu haben.
- Vorkonditionierung des Seewassers durch entsprechend erhöhte Flußwassereinleitungen im Vorfeld einer geplanten langanhaltenden Absenkung
- Die Beprobung der Seewasserbeschaffenheit durch das Landesumweltamt Brandenburg sollte weiterhin in der bisherigen hohen Dichte fortgeführt werden. Es wird empfohlen, die Interpretation der Daten auch weiterhin mit dem Prognosemodell abzugleichen. Das Seemodell könnte hierfür örtlich differenziert werden.

# ***Forschungsbericht***

***Verbundprojekt 02WB96215***

## **Experimentell gestützte Grundwasser- beschaffenheitsprognose zur Untersuchung des Gefährdungspotentials von Innenkippen in Tage- baurestseen**

**TP 2: Laborative Prozessuntersuchung und numerische Modellierung**

Prof. Dr.-Ing. habil. L. Luckner  
Dr. rer. nat. Dipl.-Geol. F. Werner  
Dipl.-Geol. F. Bremstahler

unter Mitwirkung von

W. Berger  
B. Ehrlich  
D. Schwedler  
L. Schmalz  
H. Diebel  
M. Toth

**Dresden den 30.8.1999**

# Inhalt

<b>1</b>	<b>Einleitung und Zielstellung</b> .....	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>Beschreibung des Untersuchungsgebietes</b> .....	<b>3</b>
<b>2.1</b>	<b>Regionale Beschreibung und Geschichte</b> .....	<b>3</b>
<b>2.2</b>	<b>Geologischer Aufbau vor dem Bergbau</b> .....	<b>5</b>
<b>2.3</b>	<b>Heutige Nutzung des Senftenberger Sees</b> .....	<b>6</b>
<b>2.4</b>	<b>Kenntnisstand und vorhandene Arbeiten zur Gewässergüteproblematik im Senftenberger See</b> .....	<b>8</b>
<b>3</b>	<b>Wassermengenströmung im Umfeld des Senftenberger Sees</b> .....	<b>9</b>
<b>3.1</b>	<b>Großraummodell</b> .....	<b>9</b>
3.1.1	Morphologisches Modell des Sees.....	9
3.1.2	Grundwassermodell .....	14
<b>3.2</b>	<b>Detailmodell Insel</b> .....	<b>27</b>
3.2.1	Arbeitskonzept .....	27
3.2.2	Modellierung des Sicker- und Grundwasserstromes.....	28
3.2.3	Geoelektrische Widerstandsmessung auf der Insel.....	44
<b>4</b>	<b>Untersuchung der Stofftransportprozesse</b> .....	<b>46</b>
<b>4.1</b>	<b>Stoffaustrag aus der Innenkippe</b> .....	<b>46</b>
4.1.1	Bestimmung der Grundwasserbeschaffenheit bei Bildung durch Sickerwasser .....	46
4.1.2	Bestimmung der Grundwasserbeschaffenheit bei Bildung durch periodisch infiltrierendes Seewasser .....	49
4.1.3	Abschätzung des Stoffaustrages aus der Insel .....	52
<b>4.2</b>	<b>Säureeintrag in den Seekörper durch Erosion</b> .....	<b>53</b>
4.2.1	Sedimentumlagerung im Senftenberger See durch Wellenerosion .....	54
4.2.2	Sedimentumlagerung im Senftenberger See durch Starkniederschlagserosion .....	57
4.2.3	Bestimmung der Säurefreisetzung aus den Innenkippensedimenten .....	58
<b>4.3</b>	<b>Vorrat an versauernden Ionen in der ungesättigten Zone</b> .....	<b>70</b>
<b>4.4</b>	<b>Zusammenstellung der einzelnen Säureströme</b> .....	<b>72</b>
<b>5</b>	<b>Untersuchung der Reaktionsprozesse</b> .....	<b>74</b>
<b>5.1</b>	<b>Charakterisierung des Stoffbestandes in der Feststoffmatrix</b> .....	<b>74</b>
5.1.1	Sequentielle Extraktion .....	74
5.1.2	Mineralogie .....	76

<b>5.2</b>	<b>Pyritverwitterung mit Sauerstoff aus dem Bodengas .....</b>	<b>82</b>
5.2.1	Theoretischer Hintergrund .....	82
5.2.2	Ergebnisse der laborativen Untersuchungen des Kippensedimentes .....	85
5.2.3	Genese des Porenwassers.....	87
<b>5.3</b>	<b>Verhalten der gelösten Stoffe im anoxischen Milieu.....</b>	<b>89</b>
5.3.1	Aufbau des Reaktors .....	89
5.3.2	Prinzip und Einsatzbereich eines Zirkulationsreaktors .....	90
5.3.3	Konditionierung der Anlage .....	92
5.3.4	Versuchsablauf.....	92
<b>5.4</b>	<b>Verhalten der gelösten Stoffe im oxischen Milieu (See) .....</b>	<b>96</b>
<b>6</b>	<b>Bilanzierung der Stoffströme.....</b>	<b>102</b>
<b>6.1</b>	<b>Konzept und Algorithmus.....</b>	<b>102</b>
6.1.1	Reaktormodelle .....	102
6.1.2	Das Reaktormodell Rmix.....	104
6.1.3	Teilmodell „Zufluß aus reaktiven Bereichen“ .....	109
<b>6.2</b>	<b>Modellierung von Stoffströmen im Senftenberger See und dessen Umfeld .....</b>	<b>113</b>
<b>6.3</b>	<b>Diskussion der Modellierung und der Ergebnisse .....</b>	<b>130</b>
6.3.1	Annahmen beim Modellaufbau.....	130
6.3.2	Ergebnisse der Modellrechnung.....	131
<b>7</b>	<b>Verallgemeinerung der Untersuchungsergebnisse .....</b>	<b>133</b>
<b>8</b>	<b>Zusammenfassung .....</b>	<b>135</b>
<b>9</b>	<b>Literatur .....</b>	<b>137</b>
<b>10</b>	<b>Anlagen</b>	
<b>Anlage 1:</b>	Modell Senftenberger See, Vertikal gemittelte kf-Werte	
<b>Anlage 2:</b>	Modell Senftenberger See Grundwasserneubildung in $L/(s \cdot km^2)$	
<b>Anlage 3:</b>	Modell Senftenberger See Geländeoberkante in mNN	
<b>Anlage 4:</b>	Modell Senftenberger See Schichtunterkante in mNN	
<b>Anlage 5:</b>	Modell Senftenberger See Schichtmächtigkeit in m	
<b>Anlage 6:</b>	Saugspannungs-Sättigungsverhältnis zur Bestimmung der van-Genuchten-Parameter	
<b>Anlage 7:</b>	geophysikalisches Profil auf der Innenkippe	
<b>Anlage 8:</b>	Programmcode des Seewasserbeschaffensprogrammes RMIX	
<b>Anlage 9:</b>	Poster zur Charakterisierung der Mineralbestandes der Kippensedimente	
<b>Anlage 10:</b>	Ausführliche mineralogische Untersuchungen der TUBA Freiberg	
<b>Anlage 11:</b>	Nutzen und Verwertbarkeit der Ergebnisse	
<b>Anlage 12:</b>	Fortschritte bei anderen Stellen	
<b>Anlage 13:</b>	Bereits erfolgte und geplante Vorstellungen und Publikationen	

## 2 Einleitung und Zielstellung

Die geochemischen und hydrologischen Bedingungen in den Bergbaufolgelandschaften sind generell wesentlich dynamischer als in ungestörten Grundwasserleitern gleicher Beschaffenheit. So führt die bergbauliche Umlagerung und Belüftung der Grundwasserleiter-Sedimente in der Lausitz und im mitteldeutschen Revier zu hohen geochemischen Umsatzraten. In das Sediment eindringender Sauerstoff oxidiert die natürlich in den tertiären Sedimenten und damit auch in den Kippen vorkommenden Disulfide. Dadurch kommt es bei Kontakt mit Grundwasser zu dessen Versauerung und einer starken Mobilisierung von Eisen, Aluminium und Sulfat. Aber auch die Rücklösung von puffernden, unter sauren Bedingungen ausgefallenen Sekundärmineralen und der Austrag von versauernd wirkenden, an die Sedimentmatrix adsorbierten Kationen in ein Oberflächengewässer tragen zu dessen Versauerung bei. In Verbindung mit den steilen Grundwassergradienten durch die künstliche Gebirgsentwässerung und den dadurch höheren Grundwasserfließgeschwindigkeiten kommt es zu umfangreichen Stoffverlagerungen und damit zu oft weitreichenden Beeinträchtigungen der Wasserqualität der Oberflächengewässer. Ziel ist es jedoch, die Seen, Flüsse und Grundwasserleiter der Bergbaufolgelandschaft wieder als vollwertige Bestandteile in die umgebende Landschaft zu integrieren. Dabei ist eine Nutzung des Grundwassers und der Oberflächengewässer zur Trinkwassergewinnung und Flusswasseraufhöhung, sowie die Entstehung von Fischerei angestrebt. Die Vielfalt der lokalen Flora und Fauna soll die Renaturierung der Gewässer unterstützen bzw. Ausbreitungs- und Rückzugsgebiete schaffen, sowie das lokale Klima positiv beeinflussen.

Im Rahmen des Verbundprojektes der BTU Cottbus (Prof. Dr. R. Koch; Teilprojekt 1) und des Dresdner Grundwasserforschungszentrums (DGFZ) e.V. (Prof. Dr. L. Luckner; Teilprojekt 2) wurde ein Prognoseverfahren zur quantitativen Bestimmung von Stofftransport- und Stoffumsatzraten für Bergbaufolgelandschaften erarbeitet. Besonderes Augenmerk lag dabei auf Innenkippen, da sich die von ihnen ausgehende Versauerungsgefahr mittels Flutungsmaßnahmen nur während der eigentlichen Flutungsphase kontrollieren lässt. Nach deren Abschluss sind Säureeinträge aus Innenkippen weitgehend von dem dort gespeicherten Versauerungspotential, der Grundwasserneubildung und der Art der Bewirtschaftung als Speicher abhängig. Um die Gefährdung eines Restsees durch eine Innenkippe beurteilen zu können, müssen auch die anderen mit dem Restsee in Verbindung stehenden Stoffströme charakterisiert und quantifiziert werden. Dies wurde am Beispiel des Senftenberger Sees in der vorliegenden Arbeit durchgeführt.

Der Senftenberger See stellt im Umfeld der noch nicht vollständig gefluteten Restlochekette und noch ungesättigter Grundwasserleiter ein zwar intaktes, von der stattfindenden Flutung beeinflusstes Ökosystem dar. Wie begrenzt die Pufferkapazitäten gegenüber veränderlichen Stoffströmen (Säureeinträgen) ist, zeigt die pH-Abnahme des Jahres 1995 nach langanhaltendem Seespiegeltiefstand. Um eine stabile Wasserqualität des Sees und der Schwarzen Elster während der weiteren Flutungsmaßnahmen und während der Einstellung natürlicher geochemischer Bedingungen in den Grundwasserleitern zu garantieren, ist die Quantifizierung der Stoffströme im Umfeld des Senftenberger Sees unabdingbar.

Zielstellung des zweiten Teilprojektes war die Ermittlung und die Untersuchung der relevanten Wechselwirkungen zwischen Sediment und Wasser im Untergrund und im See und deren Auswirkungen auf die Beschaffenheit der heutigen und zukünftigen Stoffströme und damit die Abschätzung ihrer Auswirkungen auf die Wasserqualität des Senftenberger Sees. Dazu wurden

1. die Sedimentkörper in ihrem Stoffbestand, ihrer Ausdehnung und ihrer Bedeutung für die Stoffverlagerung charakterisiert und die Sedimentmatrix mineralogisch petrographisch und geochemisch beschrieben,
2. ein dreidimensionales Grundwasserströmungsmodell aufgebaut, das alle Zu- und Abflüsse in das Bilanzgebiet durch Niederschlag, Grundwasser und Oberflächenwasser widerspiegelt,
3. das Wasserhaushaltsmodell (Pkt. 2) über die Untersuchung und Quantifizierung der entscheidenden Prozesse in der gesättigten und ungesättigten Zone zu einem Stofftransportmodell ausgebaut,
4. in einem Seewasserbeschaffenheitsmodell die Stoffein- und -austräge speziell für den Senftenberger See betrachtet und deren Auswirkungen auf die heutige und zukünftige Seewasserbeschaffenheit abgeleitet.

Diese Arbeit soll Werkzeuge zur Erhöhung der Vorhersagesicherheit der Grund- und Seewasserqualitätsentwicklung in Abhängigkeit der Bewirtschaftungsmaßnahmen und der Flutungsfortschritte in den angrenzenden Restseen liefern. Die hier vorgelegten Ergebnisse sollen planungsrelevant für Sicherungs- und Schutzmaßnahmen werden, die im Rahmen der weiteren Flutung der Restlochreihe notwendig sind.

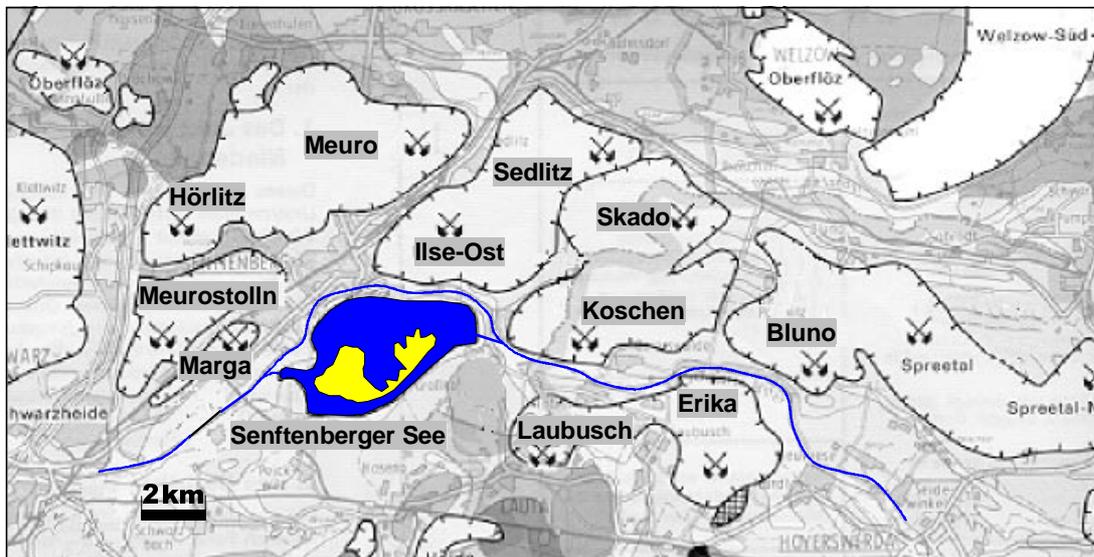
### 3 Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Für eine detaillierte Schilderung der Geologie im Bereich der ehemaligen Lagerstätte wird auf die Dokumentation der Ergebnisse aus dem Teilprojekt 1 verwiesen. Hier erfolgt die Darstellung des geologischen Aufbaus stark vereinfacht als Einführung in den Untersuchungsraum.

#### 3.1 Regionale Beschreibung und Geschichte

Der Senftenberger See, vormals Speicherbecken Niemtsch, ist aus dem Tagebau Niemtsch (1940-1966) hervorgegangen. Er ist in der Kernregion des Niederlausitzer Reviers, inmitten des Lausitzer Urstromtals gelegen. Im Westen reicht der See bis an das heutige Brieske-Ost, welches als Kolonie Marga ab 1907 durch die Ilse-Wohlfahrtsgesellschaft als Beschäftigten-siedlung der Ilse Bergbau AG erbaut wurde. Die ab 1906 aufgeschlossene Grube Marga war der erste Unterflöztagebau im Urstromtal (RÖSLER & NOACK 1993), etwa 2 km westlich des Senftenberger Sees gelegen. In der heute von den ehemaligen Tagebauen geprägten Landschaft (Abb. 2.1) gilt der Senftenberger See nach NOWEL et al. (1994) als „Beispiel, wie durch den Bergbau die Landschaft in positivem Sinn umgestaltet werden kann“.

Im Nordosten des Senftenberger Sees entsteht aus den ehemaligen Tagebauen Sedlitz, Ilse-Ost, Skado, Koschen und Spreetal/Bluno die sog. Restlochkette als landschaftsprägendes Element. Dort geht derzeit Grundwasser mit pH-Werten von etwa 2.5 und einer hohen, grunbenwassertypischen Gesamtmineralisation auf.



**Abb. 2.1** Lage der bergbaulich beeinflussten Gebiete im Umfeld des Senftenberger Sees (nach Nowel et al. 1994)

Die Insel des Senftenberger Sees steht heute noch unter Bergaufsicht, da sie aus Ablagerungen der Innenkippe des Tagebaus Niemtsch besteht und in ihrer Standsicherheit gefährdet ist. Die auf Luftbildern erkennbaren, zum See hin geöffneten Kessel von Setzungsfließereignissen scheinen, erkennbar am Bewuchs, in den letzten Jahren nicht mehr aufgetreten zu sein. Die morphologische Oberfläche der Insel lässt im östlichen Teil die Rippen des Förderbrückenabwurfs erkennen. Die Förderbrücke wurde im Schwenkbetrieb gefahren, wobei der

Schwenkpunkt im Verlauf des Abbaus aus dem nördlichen Teil des Feldes in den südlichen Teil wechselte. Dadurch wurde die heute zu beobachtende gegeneinander versetzte, fächerförmige Struktur der Ablagerungsrippen der Förderbrückenkippe verursacht (Abb. 2.2).



**Abb. 2.2** Luftbild des Südteils des Senftenberger Sees. Am rechten Bildrand ist der Steinbruch des Koschenberges zu erkennen; SE davon Teiche des Glassandabbaus (ehem. Grube Mathilde). April 1997

Den Betrieb der Förderbrücke im Tagebau Niemtsch mit einem Abwurf und zwei im Hoch- und Tiefschnitt arbeitenden Eimerkettenbaggern zeigt die Abbildung 2.3. Durch diese Technologie wurde eine nahezu undifferenzierte Verlagerung des Sediments von der Schnittseite auf die Kippenseite erzielt. Die einzige Steuermöglichkeit bestand im wechselweisen oder gleichzeitigen Betrieb der Eimerkettenbagger. Die Verschleppung der Eimerketten bewirkte eine weitgehende Homogenisierung.



**Abb. 2.3** Förderbrücke im Tagebau Niemtsch. Am linken Bildrand im Hintergrund ein im Tiefschnitt arbeitender Eimerkettenbagger.

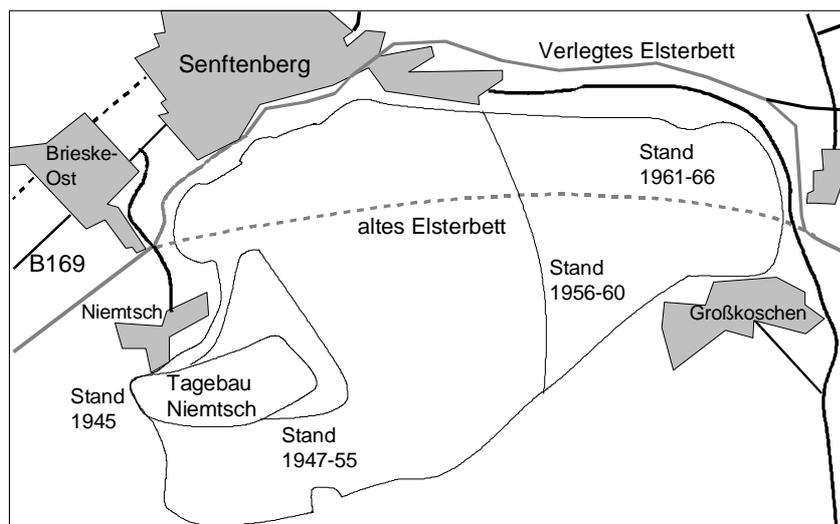
Ab 1967 wurde der Senftenberger See mit Wasser der Schwarzen Elster geflutet. 1972 erreichte er den Zielwasserstand von 98.5 m (RÖSLER & NOAK 1993). Über ein am östlichen Ufer gelegenes Wehr kann Elsterwasser dem See zugeführt werden. Das vom Tagebau über-

fahrene Elsterbett wurde an den nördlichen Rand des Sees verlegt. Das Bett der Elster wurde bereits im letzten Jahrhundert eingedeicht und begradigt.

Südlich von Niemtsch befindet sich ein Auslauf des Sees zur Schwarzen Elster hin. Der See wird als wasserwirtschaftlicher Speicher betrieben. Die Wasserstände liegen zwischen 98 und 99 mNN. Auf einen mittleren Speicherstand bezogen erhebt sich die Insel im westlichen Teil bis zu 10 m und im östlichen Teil 0 bis 1 m über dem Wasserspiegel. Der Ostteil der Insel besteht je nach Seespiegellage aus einer mehr oder minder zusammenhängenden Struktur von Förderbrückenrippen. Der westliche Inselteil wurde z.T. von einer Absetzerkippe überlagert und mit einer Grundmelioration überzogen.

### 3.2 Geologischer Aufbau vor dem Bergbau

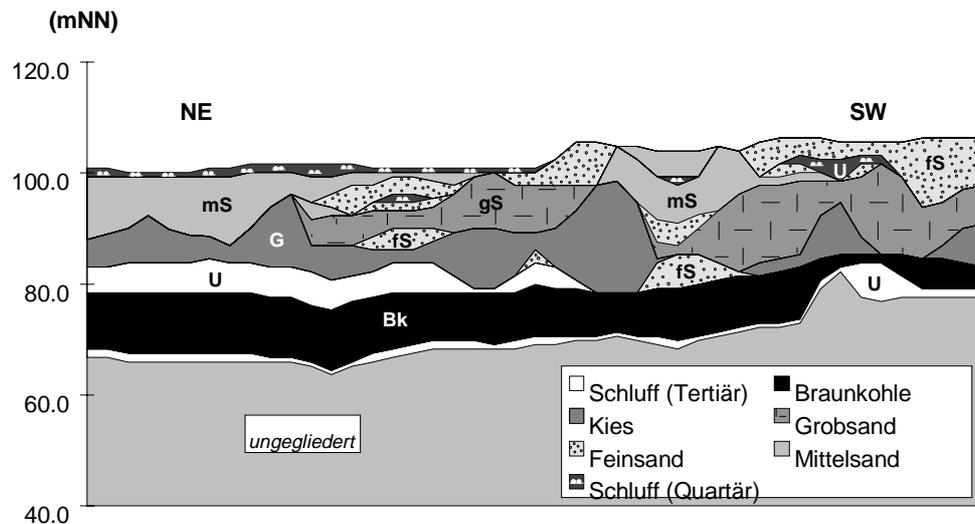
Der erste Entwässerungsschacht für den Tagebau Niemtsch wurde 1940 abgeteuft. Die 1944 begonnene Montage der Förderbrücke wurde 1947 fertiggestellt. Aus dem 3-11 m mächtigen 2. Lausitzer Flöz wurden insgesamt 135 Mio t Braunkohle gefördert. Die Abbaukonturen im zeitlichen Fortschritt zeigt die Abbildung 2.4.



**Abb. 2.4** Entwicklung der Kontur des Tagebaus Niemtsch (aus RÖSLER & NOAK 1993).

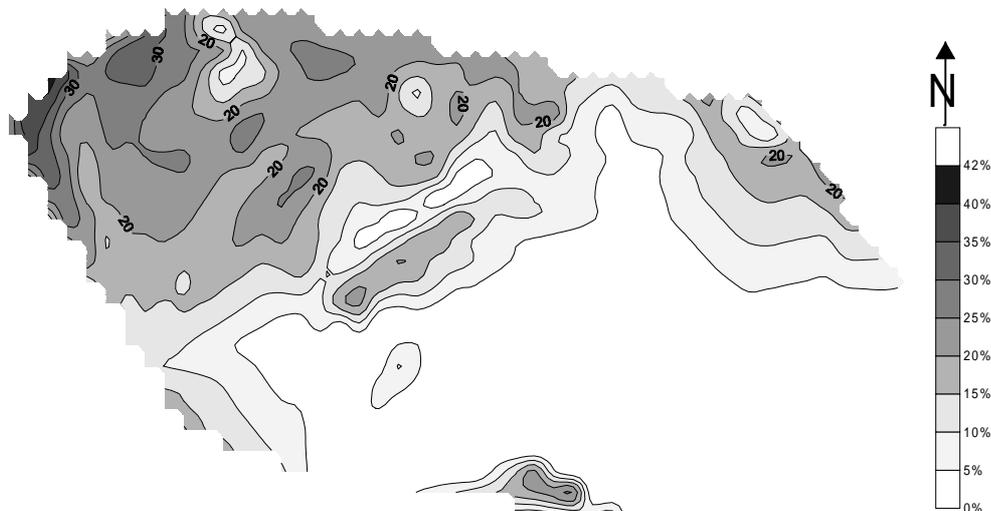
Der geologische Aufbau innerhalb der Kontur des ehemaligen Tagebaus ist schwer rekonstruierbar. Die nördliche, nordöstliche und nordwestliche Begrenzung des Tagebaus bildet die quartäre und mit rolligen Sedimenten gefüllte Buchwalder Rinne. Im Südosten begrenzt die aus Grauwacken gebildete prätertiäre Aufragung des Koschenberges das Kohlefeld. Ein rekonstruiertes Profil durch den östlichen Tagebauteil zeigt die Abbildung 2.5. Die aus der Vorfelderkundung des Tagebaubetriebes erhaltenen Schnitte weisen für das Hangende der Kohle nur vereinzelt stratigraphische Einordnungen auf. Zumeist werden nur die Bodenarten nach der Kornverteilung angesprochen. Der größte Teil des Abraums bestand vermutlich aus quartären Sedimenten. Das etwa 25 m mächtige Abraumphil bestand vermutlich aus 4/5 quartären und 1/5 tertiären Ablagerungen. Die tertiären, kohlebegleitenden Schichten wurden

als Letten angesprochen. Die überwiegend rolligen quartären Ablagerungen sind vermutlich fluviatilen Ursprungs. Die Basis der Kippe liegt etwa 35 m unter dem angrenzenden Gelände.



**Abb. 2.5** Rekonstruiertes Profil im östlichen Feld des Tagebau Niemtsch (Teilprojekt 1).

Die aus den Vorfeldprofilen bekannten bindigen und rolligen Anteile des Abraumes sind im Teilprojekt 1 in ihrer räumlichen Verbreitung ermittelt und vertikal integriert dargestellt worden (Abb. 2.6).



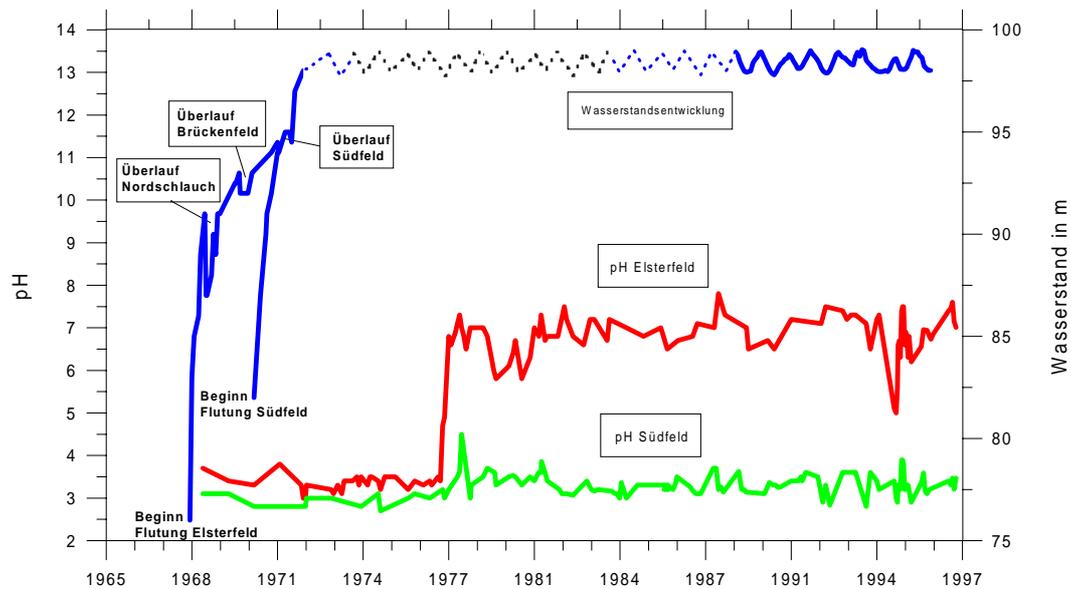
**Abb. 2.6** Anteile der bindigen Abraummassen im östlichen Feldesteil an dem Kippenvolumen (Teilprojekt 1).

### 3.3 Heutige Nutzung des Senftenberger Sees

Der Senftenberger See wird als Badegewässer, zur Fischzucht und als wasserwirtschaftlicher Speicher genutzt. Diese Nutzungen hängen wesentlich von der Wasserbeschaffenheit des Sees ab. Die Beschaffenheit des Seewassers ist durch die örtlich unterschiedlich intensiv wirksamen Zuflussanteile, d.h. durch das zugehende Oberflächenwasser, das Grundwasser und das „saure Grubenwasser“, geprägt. Seit etwa 1978 ist der Hauptteil des Restsees aufgrund der Durchströmung durch die Schwarze Elster in seinem pH neutral (Abb. 2.7). Auf den nur

durch flache Verbindungsschläuche mit dem restlichen See verbundenen sauren Südteil des Sees vermochte die „Frischwasserzufuhr“ jedoch kaum alkalisierend zu wirken.

Trotz der auch heute fast unveränderten Beschaffenheit des Südsees wird dieser zum Baden genutzt (chemische Hauptbeschaffenheitsmerkmale: pH 3,5, Sulfat – 280 mg/L, Calcium – 90 mg/L, Aluminium – 0,34 mg/L,  $K_B$  7,0 – 0,5 mmol/L, el. Leitf. – 750  $\mu$ S/cm). Als Fischgewässer kann der Südteil nicht genutzt werden. Der niedrige pH und die hohen Gehalte an gelösten Metallionen wirken auf Fische toxisch.



**Abb. 2.7** Entwicklung der Wasserstände und der pH-Werte in den Teilseen des Senftenberger Sees (Datengrundlage: Landesumweltamt Brandenburg).

In den nördlichen Seeteilen wurden durch das LUA-Brandenburg folgende Beschaffenheitsmerkmale im Mittel bestimmt: pH 7, Sulfat – 220mg/L, Calcium – 80 mg/L, el. Leitfähigkeit 650  $\mu$ S/cm. Die 1995 vom LUA-BB veröffentlichten Daten zu einer kurzzeitigen Verschlechterung des Seewassers im Hauptsee (Absinken des pH) erregten die berechtigte Besorgnis, dass die in diesem Bereich etablierten Fischbestände durch derartige Beschaffenheitsschwankungen gefährdet sein könnten. Im Elsterfeld sank der pH für einige Monate etwa von pH 7 unter pH 5. Neben der möglichen Gefahr für Tiere und Pflanzen des Sees sind bei längerfristigen Veränderungen auch die veränderten Stofffrachten zu berücksichtigen, die der Schwarzen Elster zugehen und ihre Beschaffenheit beeinflussen.

Der oben angesprochene pH-Wert-Rückgang im Jahre 1995 war nach bisheriger Erkenntnis auf eine ungünstige Kombination aus „Frischwassermangel“ und verstärktem Stoffeintrag verursacht worden. Es zeigt sich an diesem Beispiel die äußerst geringe Fähigkeit des Seewassers, einer Versauerung durch Pufferung zu widerstehen.

Mit der Flutung der Restlochekette im Norden des Senftenberger Sees erfolgt eine Veränderung der grundwasserhydraulischen Situation im Großraum. Mit der Flutung werden nahezu natürliche Abflussbedingungen wieder hergestellt. Die Wasserstände in der Restlochekette am Rande des Niederlausitzer Grenzwalls werden nach der Flutung etwa 2 m höher liegen als die im Senftenberger See. Dadurch ist ein Grundwasserzuström aus nördlicher Richtung zu erwarten.

### **3.4 Kenntnisstand und vorhandene Arbeiten zur Gewässergüteproblematik im Senftenberger See**

Der Senftenberger See ist seit seiner Entstehung Gegenstand zahlreicher Untersuchungen. Das vorliegende Projekt baut damit auf eine Reihe von Arbeiten auf, die sich mit der spezifischen Problematik der Wasserqualität in Bergbaurestseen beschäftigen. So befasste sich SCHUHMANN (1972) in seiner Diplomarbeit mit Gewässergüteproblemen in der Lausitz unter anderem am Beispiel des Senftenberger Sees. Derselbe Bearbeiter war in den Folgejahren an einer Vielzahl von Untersuchungen im Auftrag der VVB Braunkohle beteiligt. Durch die freundliche Unterstützung der LAUBAG lagen uns die Forschungsberichte „Optimale Varianten zur nachhaltigen Qualitätsverbesserung des aufsteigenden Grundwassers in den Tagebaurestlöchern“ (1973, 1974, 1976) und „Geohydrochemische Probleme bei der Tagebauentwässerung“ (1977, 1978) vor.

1983 erschien eine Prognose zur Wasserbeschaffenheit des Senftenberger- und des Koschensees eines Neuererkollektivs von Mitarbeitern der Wasserwirtschaftsdirektion, verschiedener Oberfluss- und Talsperrenmeistereien und der TU Dresden, die von der Wasserwirtschaftsdirektion Obere Elbe-Neiße Dresden herausgegeben wurde.

1984 beschäftigte sich ECKARDT (1984) im Auftrag des VEK Braunkohlenkraftwerke in Jänschwalde mit den Auswirkungen einer geplanten Wärmepumpenheizung im Süden des Senftenberger Sees auf dessen Wärmehaushalt.

Die Biologie von versauerungsgefährdeten Binnenseen und deren Wechselwirkungen mit der Wasserqualität wurde unter anderem anhand des Senftenberger Sees von BENNDORF (1994) untersucht. Hier standen insbesondere mögliche Einflussnahmen auf die Wasserqualität durch die Steuerung der Nahrungsketten im See Vordergrund.

Im Jahre 1995 kam es aufgrund eines willentlich herbeigeführten, anhaltenden Seespiegeltiefstandes und dem damit verbundenen erhöhten Zustrom versauernd wirkender Grundwässer aus dem Osten und Süden zu einer vorübergehenden pH-Absenkung. Diese wurde in einer unveröffentlichten Information des LBA BRANDENBURG (1995) „Entwicklung der Wasserbeschaffenheit im Senfteberger See“ dokumentiert.

1996 erstellten die FIRMA HPI (Dresden) und die UWG BERLIN (1996) eine Studie zum Vorflutsystem der Niederlausitz für die Planung der Wasserab- und überleitung nach erfolgter Flutung. Die Daten dienten als Grundlage für die hydraulischen Berechnungen in dieser Arbeit.

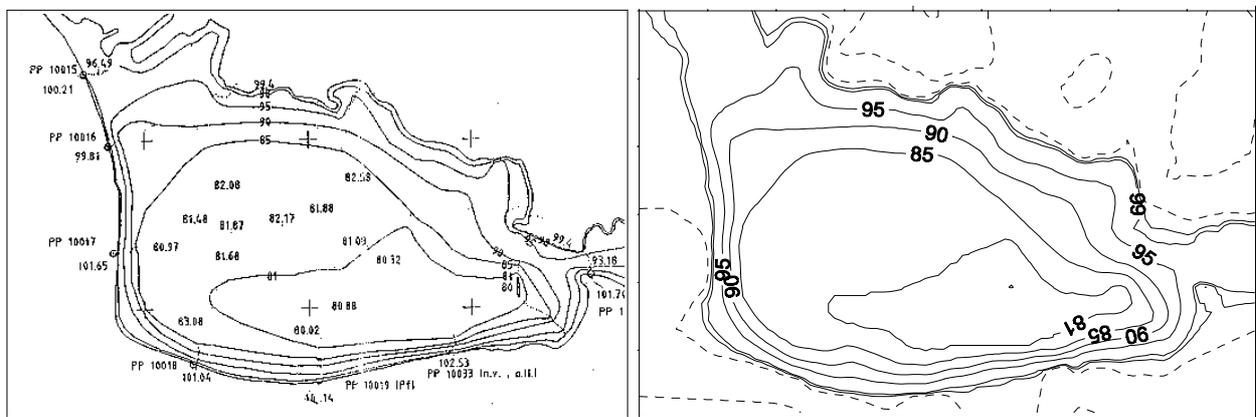
Eine gewisse Schwierigkeit besteht in der Charakterisierung der geologischen Verhältnisse und damit der Grundwasserleiter im Südanstrom des Senftenberger Sees. Glazial bedingte partielle Auffaltungen der oberen stratigraphischen Einheiten machen die Ausweisung durchgängiger Grundwasserleiter problematisch. Prof. R. Vulpius hat die geologisch-hydrologische Situation der Hoherbockaer Hochfläche untersucht und in einer Arbeit (Vulpius, 1997) dargestellt. Zur gleichen Thematik erfolgte 1995 eine Fachstellungnahme des LUA BRANDENBURG (1995) mit der Festlegung einiger wichtiger hydrologischer Kenngrößen für dieses Gebiet.

## 4 Wassermengenströmung im Umfeld des Senftenberger Sees

### 4.1 Großraummodell

#### 4.1.1 Morphologisches Modell des Sees

Das morphologische Modell des Sees ist auf der Grundlage einer Lotung der Bergsicherheit und Bergsanierung Frankfurt/Oder GmbH (BSF) von 1993/94 erstellt worden. Die Höhenwerte der Insel sowie der Umgebung wurden der Übersichtskarte Senftenberger See der LMBV 01/1996 entnommen. Abb. 3.1 zeigt ausschnittsweise das Südfeld aus dieser Karte sowie zum Vergleich den gleichen Ausschnitt aus dem erstellten digitalen Geländemodell (DGM).



(a)

(b)

**Abb. 3.1** (a) Isobathen im Südfeld des Senftenberger Sees aus dem Lage- und Höhenplan des Speichers Niemtsch der BSF sowie (b) aus dem daraus erstellten DGM.

Das DGM wurde durch Triangulationsinterpolation erstellt. Dafür wurde das Programm Surfer genutzt. Rund 4500 Höhenpunkte wurden aus oben genannten Karten digitalisiert (Abb. 3.2).

Die Höhenwerte wurden interpoliert und auf ein gleichförmiges Raster übertragen (Abb. 3.3). Für die Triangulation sollte eine gleichmäßige Verteilung der Datenpunkte über die gesamte Fläche gegeben sein. Diese Datendichte war in manchen Bereichen des Senftenberger Sees nicht vorhanden. Deshalb mußten die Raster-Daten nachbearbeitet werden. Dies war vor allem im Flachwasserbereich zwischen den beiden Inselarmen notwendig.

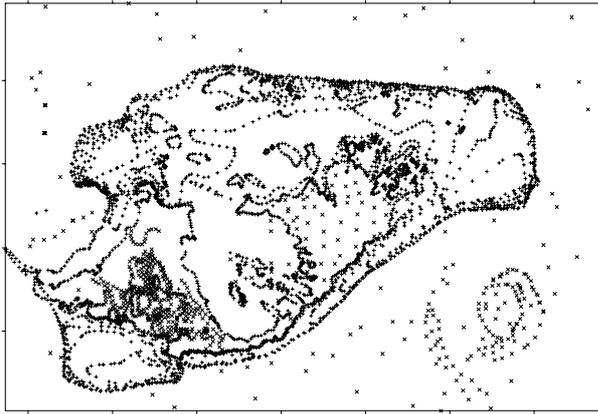


Abb. 3.2 Lage der digitalisierten Höhenpunkte.

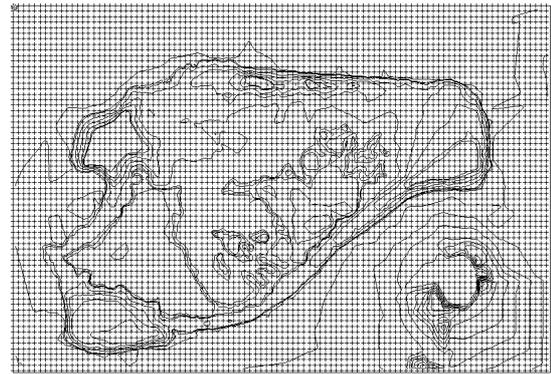


Abb. 3.3 Lage der Raster-Daten.

Das DGM ermöglicht durch die Verschneidung der Seebodenfläche mit der Seespiegelfläche die Volumenbestimmung des Speicherinhalts und die Konstruktion einer Wasserstands/Volumen-Kennlinie (Abb. 3.4).

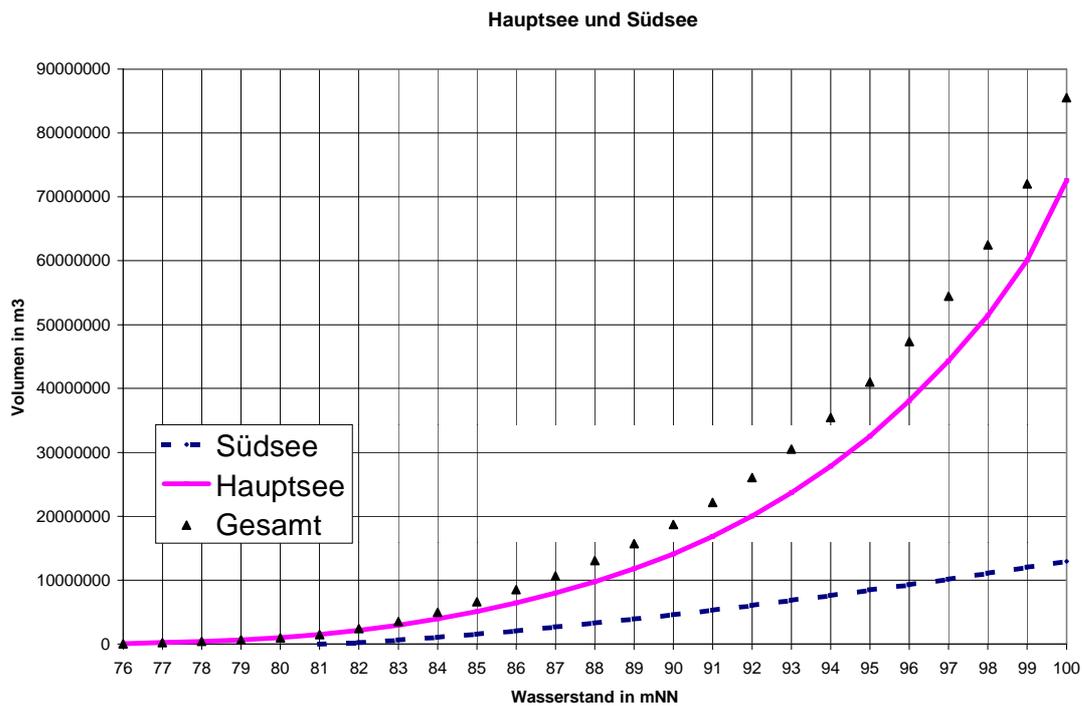


Abb. 3.4 Wasserstands/Volumen-Kennlinie des Senftenberger Sees auf Grundlage des DGM.

Für den Speicherstand 99 m ergibt sich ein Volumen von 75 Mio m<sup>3</sup> (80 Mio m<sup>3</sup> bei 99.4 m und 66 Mio m<sup>3</sup> bei 98 m). SCHUMANN (1972) geht von einem nutzbaren Speicherraum (Volumen) von 62.65 Mio m<sup>3</sup> aus. Andere Berichte wie die Dokumentation NN 22/83 der WWD Obere Elbe-Neiße von 1983 und der Band 6 der Studien und Tagungsberichte des Landesumweltamtes Brandenburg von 1995 nehmen ein Volumen von 105 Mio m<sup>3</sup> bzw. 160 Mio m<sup>3</sup> an.

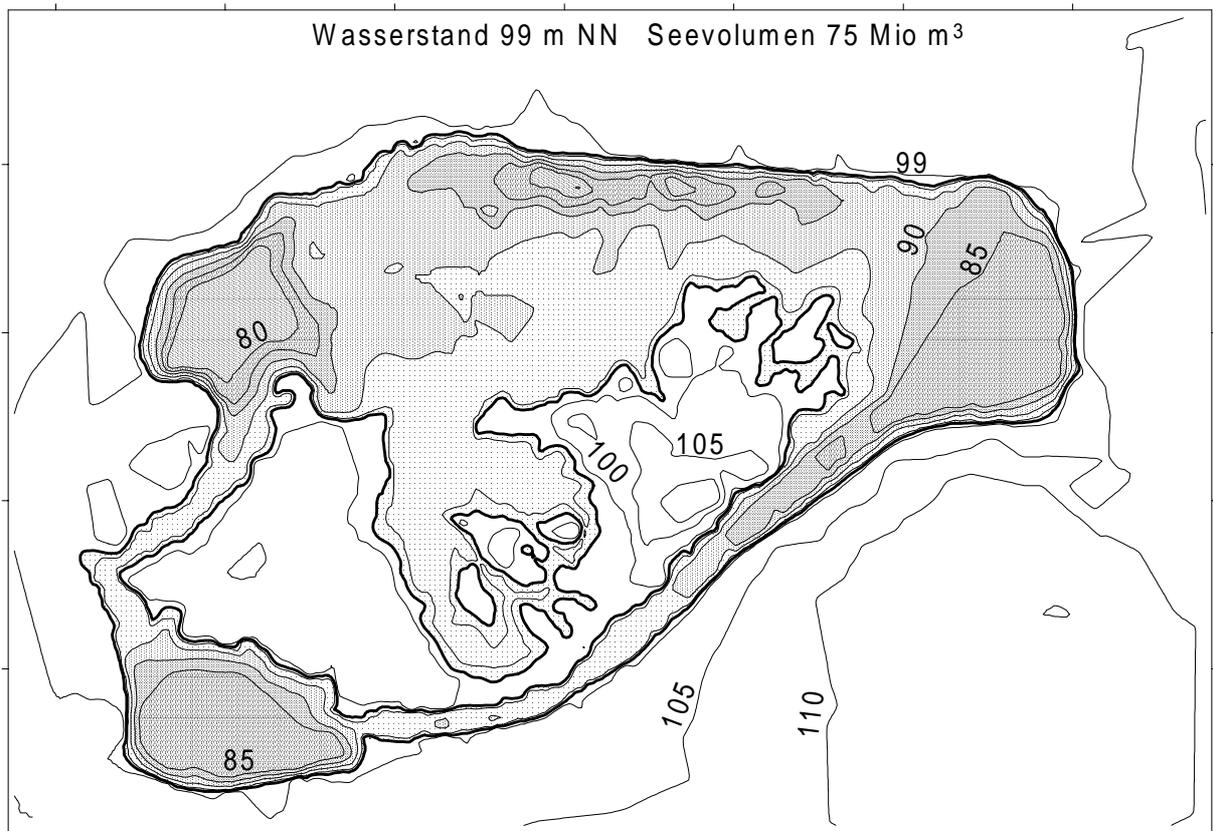
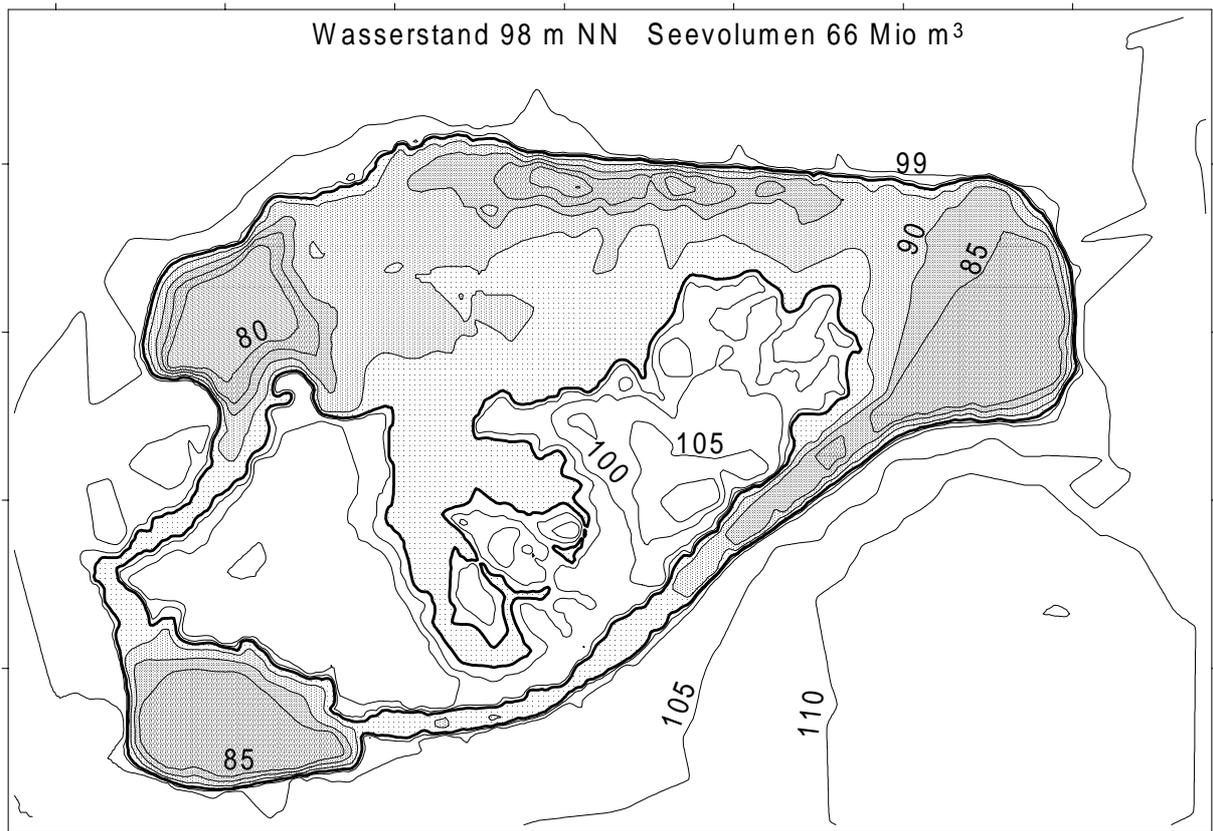
Die Morphologie des Sees ist über die elementweise definierte Grenzfläche Freiwasser/Grundwasserleiter und über die Wasserstands/Volumen-Kennlinie im Grundwassermodell (mit PCGEOFIM) verankert. Die Zehrung von der freien Wasseroberfläche wird auf der Basis einer Wasserstands/Seeflächen-Kennlinie berechnet.

Die Kenntnis des Seevolumens ist insbesondere für die Beschaffenheitsprognose von großer Bedeutung, da

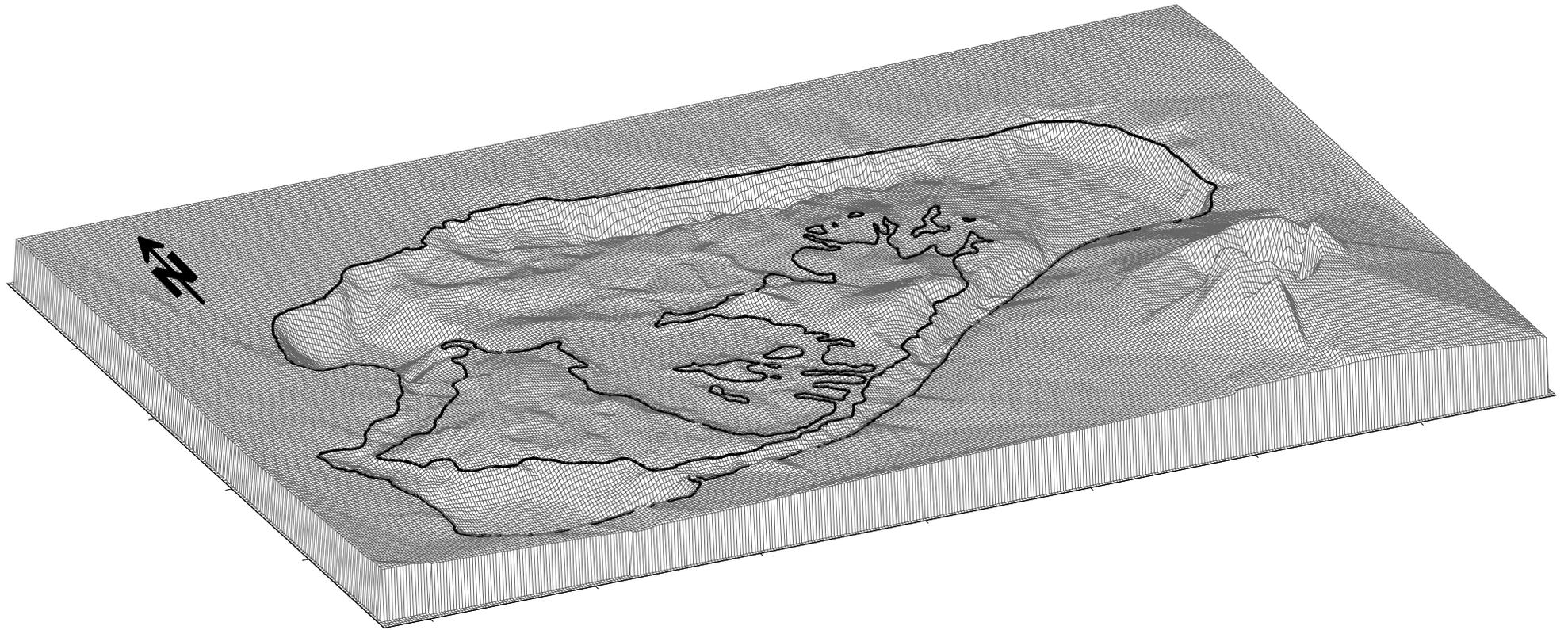
- (1) durch das Seevolumen die Konzentrationen der Teilströme normiert werden und
- (2) die Größe des Speichers dessen instationäres Verhalten bei Beschaffenheitsveränderungen bestimmt.

Abbildung 3.5 zeigt im Ergebnis des DGM die Inselkonturen beim Speicherstand 98 m und 99 m sowie die Morphologie der Oberfläche.

Eine 3-dimensionale Darstellung der Oberfläche ist in Abb. 3.6 dargestellt.



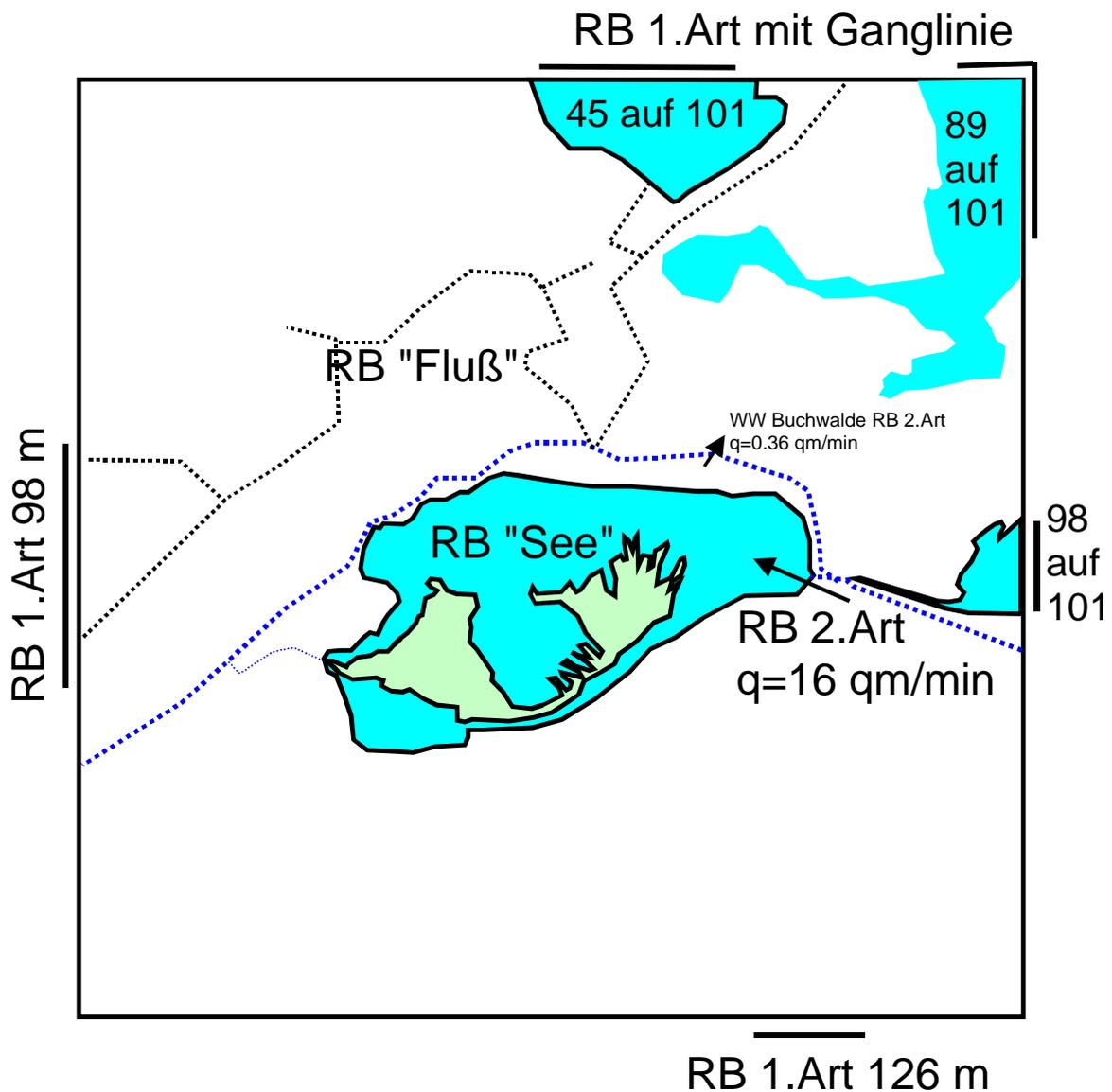
**Abb. 3.5** Geländehöhen und Seetiefe des Senftenberger Sees bei unterschiedlichen Wasserständen.



**Abb. 3.6** 3-dimensionale Darstellung der Geländeoberfläche (10-fach überhöht).  
Dargestellt ist die Wasserlinie bei 99.4 mNN.

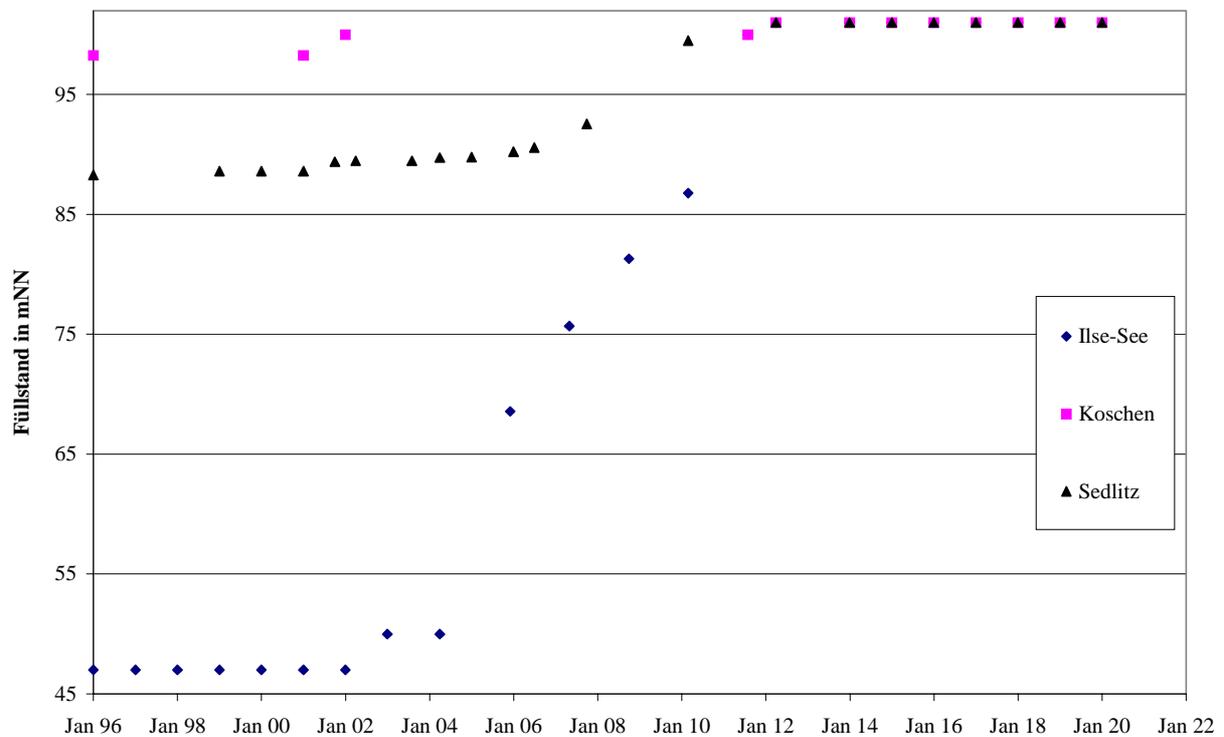
#### 4.1.2 Grundwassermodell

Das Grundwassermodell wurde mit dem Programm PCGEOFIM, Vers. 8.2 (IBGW) als 3D-Modell aufgebaut. Die hydraulischen Parameter wurden aus dem 2D-Großraummodell der LMBV mbH übernommen und die Randbedingungen auf der Grundlage der Großraummodellierung der LMBV derart festgelegt, dass die prognostizierten Wasserstände der randlich gelegenen Restseen als Ganglinien eingebracht werden konnten. Nördlich des Sees befinden sich Bereiche mit flurfernem Grundwasser, das in der Folge des Grundwasseranstiegs wieder in Wechselwirkungen mit Oberflächengewässern treten wird. In diesen Bereichen wurden auf der Grundlage der Vorflutplanung der LMBV heute noch nicht vorhandene Entwässerungsgräben berücksichtigt. Die Randbedingungen des Strömungsmodells zeigt schematisch die Abbildung 3.7.



**Abb. 3.7** Randbedingungen des Grundwasser-Strömungsmodells Senftenberger See. Die Randbedingungen „See“ und „Fluss“ werden, wie im Text erläutert, durch Wechselwirkungen zwischen Oberflächen- und Grundwasser im Verlauf der instationären Simulation verändert.

Die physischen Dimension des Grundwasserleiters und die örtliche Verteilung der Parameter hydraulische Durchlässigkeit ( $k_f$ ) und Grundwasserneubildung sowie Zehrung sind in den Anlagen 1 bis 5 dargestellt. Die Ganglinien der Randbedingungen 1. Art (Prognostizierte Füllkurven der LMBV) sind in Abb. 3.8 dargestellt. Diese Ganglinien wurden noch im Juli 1999 aktualisiert und in den Berechnungen berücksichtigt.

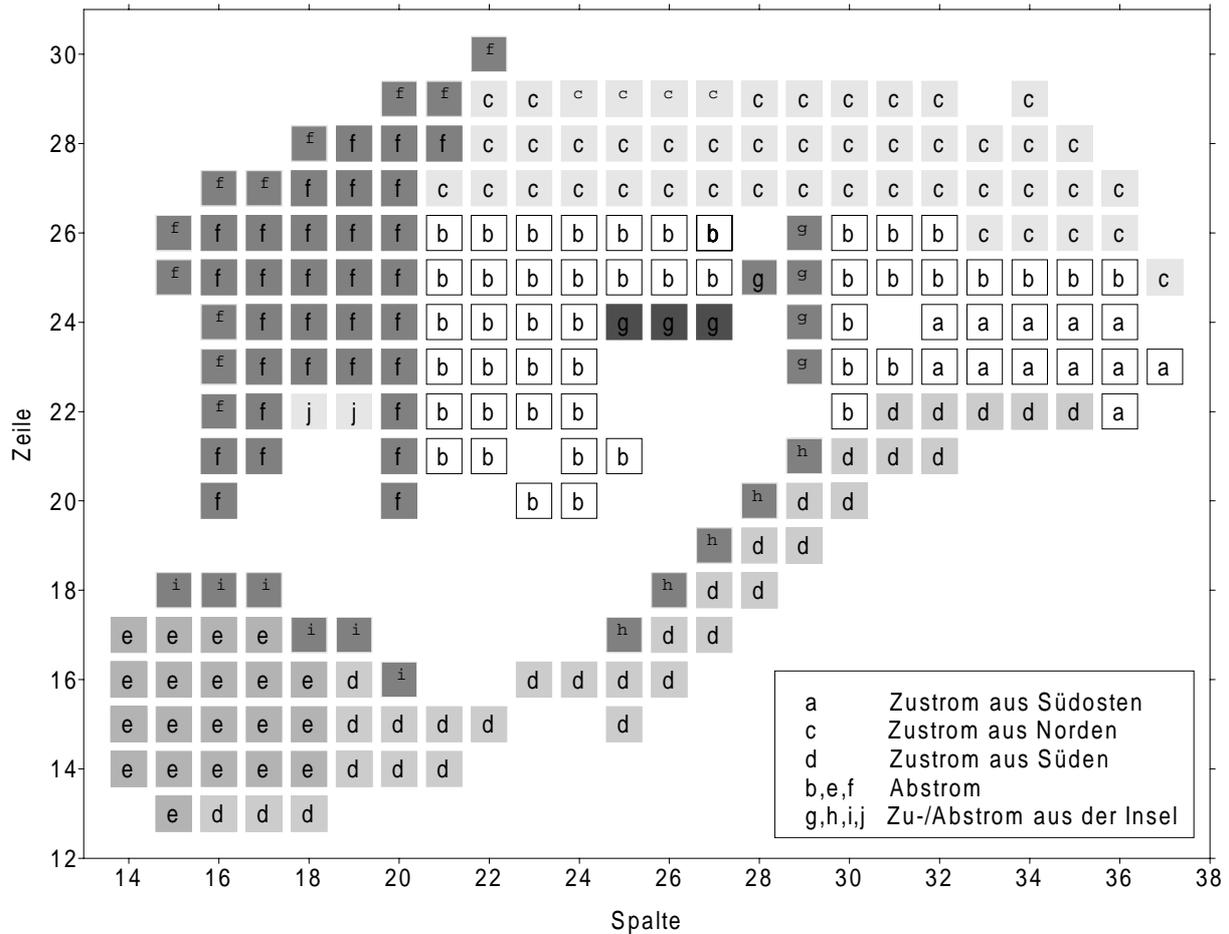


**Abb. 3.8** Ganglinien der Füllkurven der Restseen die als Randbedingungen 1. Art angesetzt wurden (Prognose der LMBV)

Alle Fließgewässer, wie auch die oben erwähnten Gräben, wurden im Modell durch die im Programm PCGEOFIM als „Fluss“ bezeichnete Randbedingung berücksichtigt. Auf diese Weise erfolgt eine bilanztreue Kopplung zwischen Grund- und Oberflächenwasser. Es handelt sich dabei um eine „nachgeschliffene“ Randbedingung 3. Art, die sich aus den Wasserständen in den Fließgewässern ergibt. Die Fließgewässer werden nach der Manning-Strickler-Gleichung als hydraulische Gerinne behandelt.

Der Senftenberger See wurde im Modell als Randbedingung „Standgewässer“ mit „q-Steuerung“ verankert. Diese spezielle Randbedingung ist eine zeitlich variable Umschaltung zwischen Randbedingungen 3. Art und 2. Art. Die Morphometrie des Sees wird dazu durch einen Preprozessor in eine Wasserstands-Volumen-Funktion umgewandelt. Anhand der vorgegebenen Zu- und Abflüsse aus Oberflächengewässern (Schwarze Elster) und der Grundwasserzu- und -abflüsse wird ein Seewasserstand berechnet, der wiederum in die Berechnung der Strömungsverhältnisse eingeht und zu einer iterativen Anpassung der Randbedingung führt.

Die Berücksichtigung der Grundwasserförderung des Wasserwerkes Buchwalde als Randbedingung 2. Art erfolgte auf der Grundlage der vom Betreiber (Wasser- und Abwasserverband Lausitz) angegebenen Förderraten. Diese sanken in den letzten Jahren kontinuierlich von rund 500000 m<sup>3</sup> im Jahr 1994 auf rund 300000 m<sup>3</sup> im Jahr 1995 und betragen 1996 rund 280000 m<sup>3</sup> und 1997 230000 m<sup>3</sup>. Als Randbedingung für den Prognosezeitraum wurde eine Förderrate von rund 190000 m<sup>3</sup>/a und eine Förderung bis 2015 angenommen.

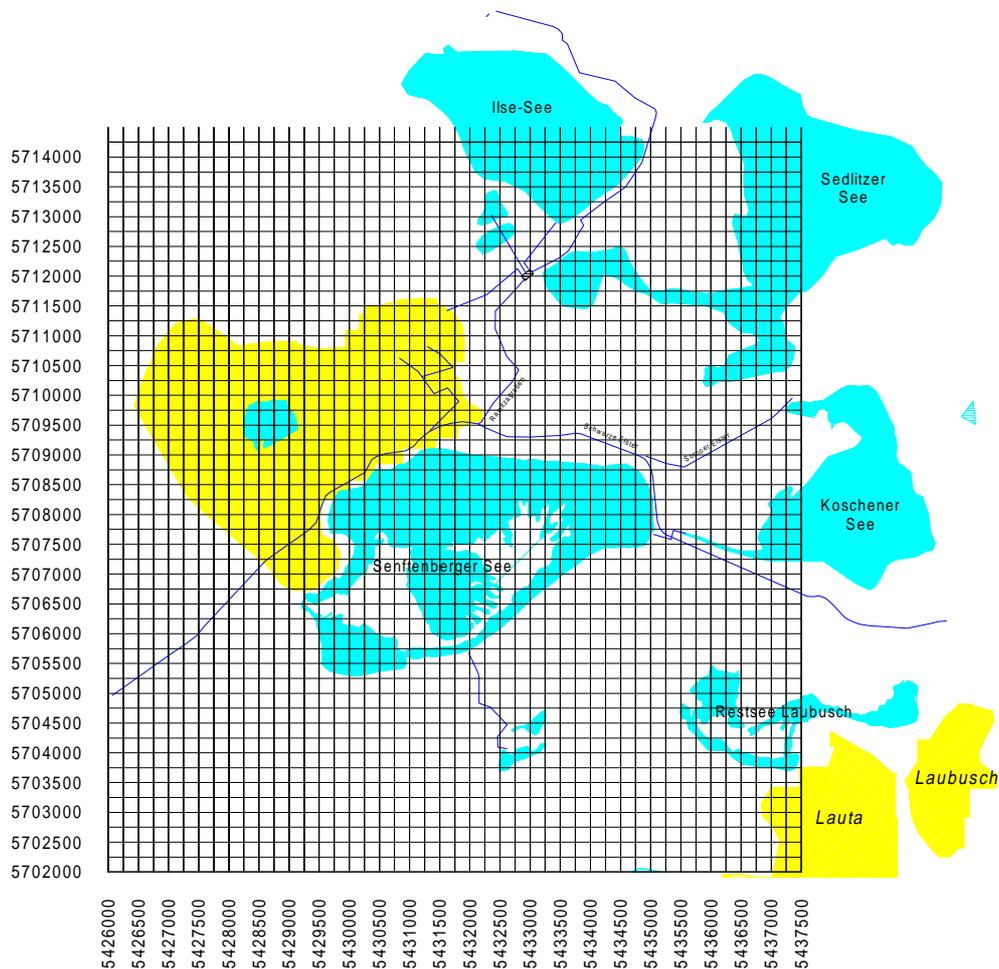


**Abb. 3.9** Verkopplung des Grundwasserströmungsraums mit dem als digitales Geländemodell eingebundenen Senftenberger See. Dargestellt sind die Flächen, über die die Zu- und Abströme bilanziert werden.

Über die in Abb. 3.9 dargestellten Elemente ist der See mit dem Grundwasserleiter verkopelt. Die Bilanzgruppen wurden durch die Auswahl charakteristischer Strömungszonen (Anstromgebiete) gebildet.

Die Abb. 3.10 zeigt die horizontale Diskretisierung der 10 Schichten im Modell (46x48x10 = 22080 Elemente). Die Simulation der Wassermengenströme im Umfeld des Senftenberger Sees ermöglicht eine auf den See bezogene Bilanz der Zu- und Abflüsse. Die Zuströme der gegenwärtigen Strömungssituation wurden orientierend beprobt. Der Stand der laufenden Arbeit ist die Ermittlung von Parametern für die Beschaffenheit der zukünftigen Zuströme.

Für den nördlich des Sees befindlichen Bereich des aus Kippe bestehenden Grundwasserleiters muss die Stoffmobilisation bei Wiederbewässerung mit Laborexperimenten bestimmt werden.



**Abb. 3.10** Horizontale Diskretisierung des Grundwassermodells.

Die Abb. 3.11 und 3.12 zeigen die Ergebnisse der Strömungssimulation für den heutigen Zustand und den Endzustand. Dargestellt ist die Grundwasseroberfläche. Die instationäre Berechnung wurde für den Zeitraum von 1996 bis 2020 durchgeführt. Dem Anfangszustand wurde ein Grundwasserisohypsenplan der LMBV zugrundegelegt, der auf einer Stichtagsmessung vom Frühjahr 1996 beruht.

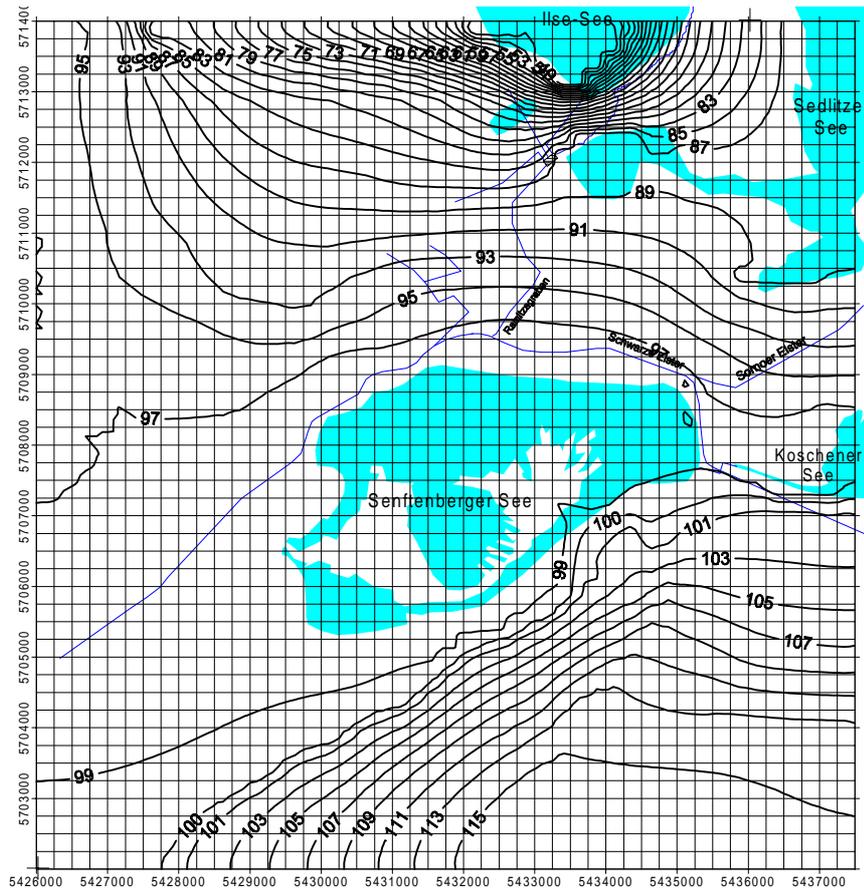


Abb. 3.11 Berechnete Isohypsen für den heutigen Zustand.

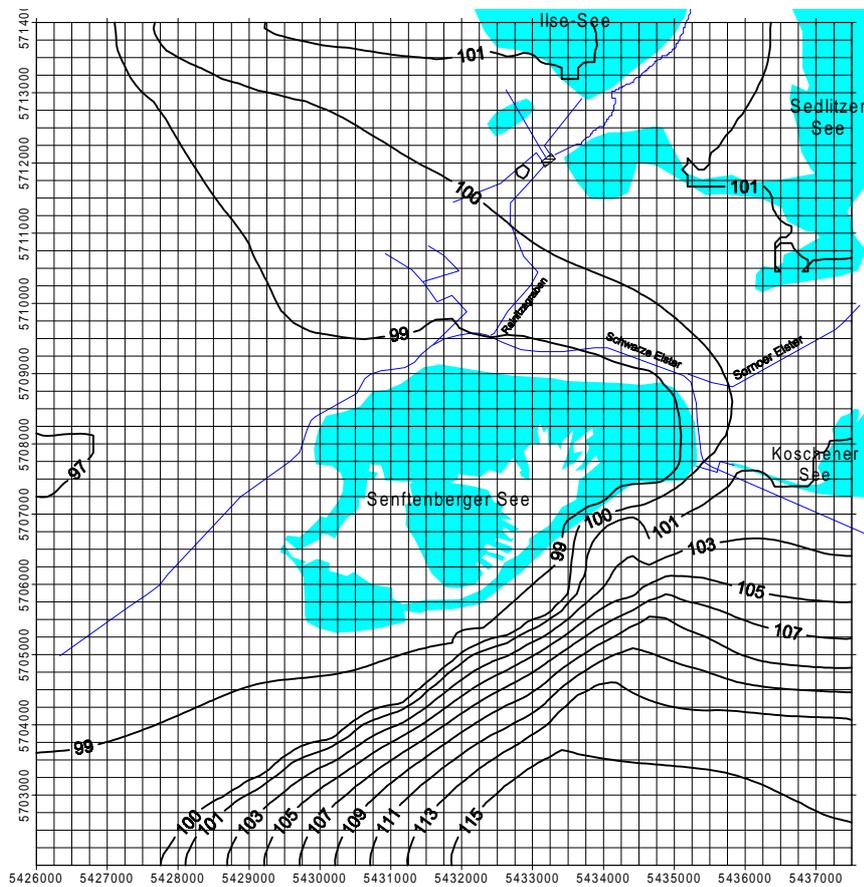


Abb. 3.12 Berechnete Isohypsen für den Endzustand nach dem Grundwasserwiederanstieg.

Die Tabelle 1 zeigt die Wassermengenströme zwischen Grundwasserleiter und See, gegliedert nach den in Abb. 3.9 dargestellten Bilanzgruppen.

**Tab. 3.1** Wasserbilanz des Senftenberger Sees. Zugehende (+) und abgehende (-) Stromraten

Datum	Volumen Mio m <sup>3</sup>	Wasserstand in mNN	S.E.	Zu- und Abströme										
				a	b	c	d	e	f	g	h	i	j	
				in m <sup>3</sup> /min										
01.01.97	60	98.5	40	1.99	-0.22	-19.70	3.20	0.34	-4.98	0.01	0.04	0.01	0.00	
27.05.97	60	98.5	40	2.07	-0.19	-19.08	3.18	0.29	-4.66	0.01	0.04	0.01	0.00	
01.01.98	60	98.5	40	2.13	-0.18	-17.95	3.19	0.27	-4.06	0.01	0.04	0.01	0.00	
27.05.98	60	98.5	40	2.18	-0.15	-16.78	3.21	0.33	-3.56	0.01	0.05	0.01	0.00	
20.10.98	60	98.5	40	2.17	-0.16	-16.29	3.20	0.33	-3.25	0.01	0.05	0.01	0.00	
01.01.99	60	98.5	40	2.18	-0.13	-15.84	3.24	0.37	-3.04	0.01	0.05	0.01	0.00	
27.05.99	60	98.5	40	2.19	-0.12	-15.15	3.24	0.40	-2.72	0.01	0.05	0.01	0.00	
20.10.99	60	98.5	40	2.17	-0.13	-14.93	3.24	0.39	-2.53	0.01	0.05	0.01	0.00	
01.01.00	60	98.5	40	2.17	-0.12	-14.66	3.26	0.42	-2.38	0.01	0.05	0.01	0.00	
17.06.00	60	98.5	40	2.14	-0.13	-14.54	3.26	0.41	-2.22	0.01	0.05	0.01	0.00	
09.09.00	60	98.5	40	2.16	-0.11	-14.15	3.29	0.45	-2.06	0.01	0.05	0.01	0.00	
01.01.01	60	98.5	40	2.27	0.01	-12.98	3.43	0.63	-1.62	0.01	0.05	0.02	0.00	
03.05.01	60	98.5	40	2.20	-0.08	-13.06	3.28	0.50	-1.75	0.01	0.05	0.01	0.00	
01.10.01	60	98.5	40	2.30	-0.03	-12.80	3.29	0.50	-1.69	0.01	0.05	0.01	0.00	
01.01.02	60	98.5	40	2.55	0.05	-11.60	3.29	0.57	-1.50	0.01	0.05	0.01	0.00	
01.06.02	60	98.5	40	2.84	0.16	-11.25	3.34	0.61	-1.41	0.01	0.05	0.01	0.00	
22.10.02	60	98.5	40	3.00	0.20	-10.91	3.34	0.62	-1.35	0.01	0.05	0.01	0.00	
01.01.03	60	98.5	40	3.01	0.18	-10.93	3.31	0.59	-1.37	0.01	0.05	0.01	0.00	
22.05.03	60	98.5	40	3.02	0.19	-10.80	3.32	0.59	-1.31	0.01	0.05	0.01	0.00	
17.10.03	60	98.5	40	3.04	0.21	-10.62	3.35	0.62	-1.19	0.01	0.05	0.01	0.00	
01.01.04	60	98.5	40	3.05	0.21	-10.42	3.36	0.63	-1.14	0.01	0.05	0.01	0.00	
01.04.04	60	98.5	40	3.03	0.20	-10.53	3.34	0.60	-1.16	0.01	0.05	0.01	0.00	
31.08.04	60	98.5	40	3.10	0.26	-9.78	3.43	0.69	-0.97	0.01	0.05	0.01	0.00	
01.01.05	60	98.5	40	3.10	0.25	-9.51	3.39	0.68	-0.94	0.01	0.05	0.01	0.00	
02.04.05	60	98.5	40	3.04	0.21	-10.00	3.34	0.61	-1.04	0.01	0.05	0.01	0.00	
17.09.05	60	98.5	40	3.06	0.24	-9.69	3.40	0.65	-0.94	0.01	0.05	0.01	0.00	
01.01.06	60	98.5	40	3.23	0.42	-8.29	3.62	0.81	-0.54	0.01	0.05	0.02	0.00	
01.07.06	60	98.5	40	3.09	0.27	-8.88	3.41	0.68	-0.82	0.01	0.05	0.01	0.00	
01.11.06	60	98.5	40	3.14	0.31	-8.09	3.43	0.71	-0.70	0.01	0.05	0.01	0.00	
01.01.07	60	98.5	40	3.17	0.33	-7.63	3.44	0.72	-0.63	0.01	0.05	0.01	0.00	
01.05.07	60	98.5	40	3.17	0.35	-7.36	3.43	0.71	-0.62	0.01	0.05	0.01	0.00	
01.10.07	60	98.5	40	3.21	0.38	-6.50	3.43	0.71	-0.57	0.01	0.05	0.01	0.00	
01.01.08	60	98.5	40	3.34	0.48	-4.94	3.49	0.75	-0.37	0.01	0.05	0.01	0.00	
17.05.08	60	98.5	40	3.34	0.49	-4.37	3.42	0.71	-0.44	0.01	0.05	0.01	0.00	
01.10.08	60	98.5	40	3.43	0.57	-2.82	3.44	0.71	-0.35	0.01	0.05	0.01	0.00	
01.01.09	60	98.5	40	3.54	0.63	-1.24	3.45	0.73	-0.22	0.01	0.05	0.01	0.00	
27.05.09	60	98.5	40	3.59	0.69	-0.09	3.41	0.70	-0.22	0.01	0.05	0.01	0.00	
20.10.09	60	98.5	40	3.70	0.75	1.83	3.39	0.70	-0.12	0.01	0.05	0.01	0.00	
01.01.10	60	98.5	40	3.79	0.85	2.87	3.47	0.73	0.06	0.01	0.05	0.01	0.00	
25.05.10	60	98.5	40	3.86	0.89	4.45	3.41	0.70	0.10	0.01	0.05	0.01	0.00	
06.02.11	60	98.5	40	3.96	0.99	6.08	3.49	0.75	0.39	0.01	0.05	0.01	0.00	
02.05.11	60	98.5	40	3.94	0.98	6.21	3.48	0.75	0.43	0.01	0.05	0.01	0.00	
21.10.11	60	98.5	40	3.97	0.96	6.78	3.39	0.70	0.45	0.01	0.04	0.01	0.00	
11.01.12	60	98.5	40	4.14	1.09	7.60	3.52	0.76	0.68	0.01	0.05	0.01	0.00	
02.05.12	60	98.5	40	4.53	1.33	9.67	3.77	0.90	1.10	0.02	0.05	0.02	0.01	
12.10.12	60	98.5	40	4.48	1.21	9.68	3.47	0.74	0.86	0.01	0.05	0.01	0.00	
01.01.13	60	98.5	40	4.51	1.24	9.95	3.51	0.76	0.94	0.01	0.05	0.01	0.00	
27.05.13	60	98.5	40	4.53	1.24	10.30	3.52	0.77	1.05	0.01	0.05	0.01	0.00	
20.10.13	60	98.5	40	4.54	1.26	10.44	3.55	0.78	1.12	0.01	0.05	0.01	0.00	
01.01.14	60	98.5	40	4.54	1.26	10.51	3.56	0.79	1.15	0.01	0.05	0.02	0.00	
01.01.15	60	98.5	40	4.55	1.28	10.67	3.61	0.82	1.25	0.01	0.05	0.02	0.00	
01.01.16	60	98.5	40	4.49	1.26	10.75	3.58	0.80	1.23	0.01	0.05	0.02	0.00	
01.01.17	60	98.5	40	4.48	1.26	10.77	3.60	0.80	1.24	0.01	0.05	0.01	0.00	
01.01.18	60	98.5	40	4.49	1.28	10.94	3.65	0.82	1.30	0.01	0.05	0.02	0.00	
01.01.19	60	98.5	40	4.45	1.26	10.84	3.63	0.82	1.28	0.01	0.05	0.01	0.00	
01.01.20	60	98.5	40	4.44	1.26	10.83	3.66	0.82	1.29	0.01	0.05	0.02	0.00	

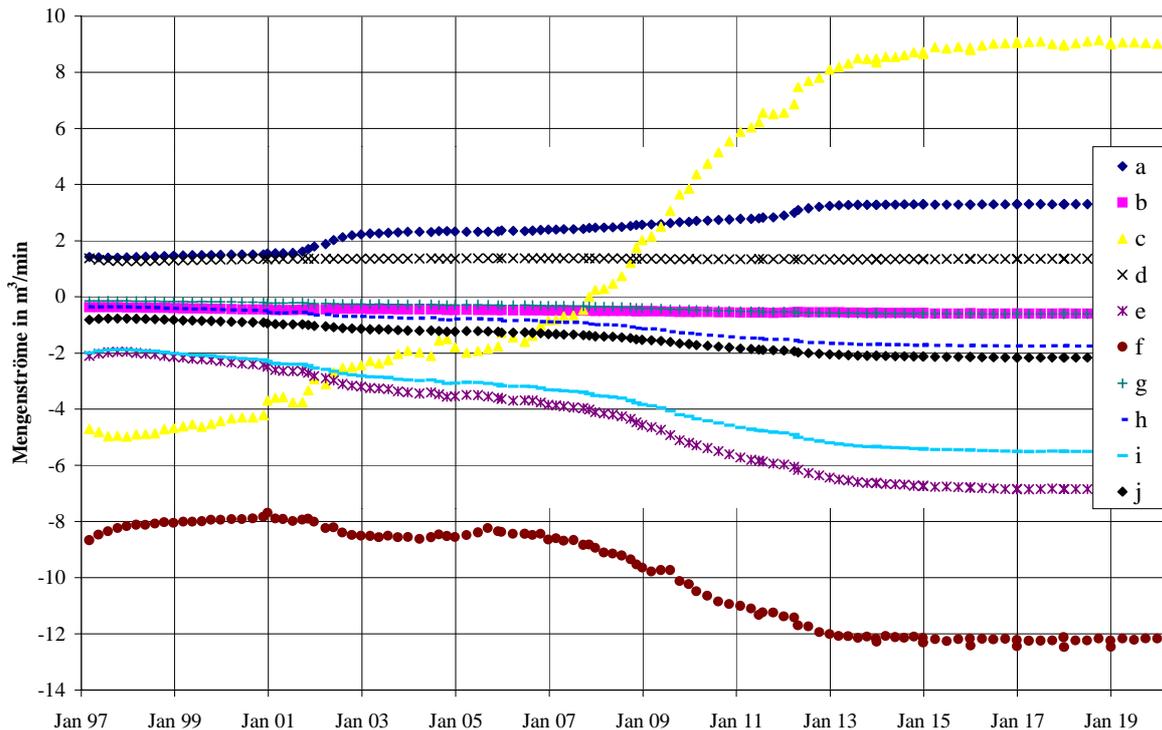


Abb. 3.13 Graphische Darstellung der in Tabelle 3.1 angegebenen Wasserbilanzen.

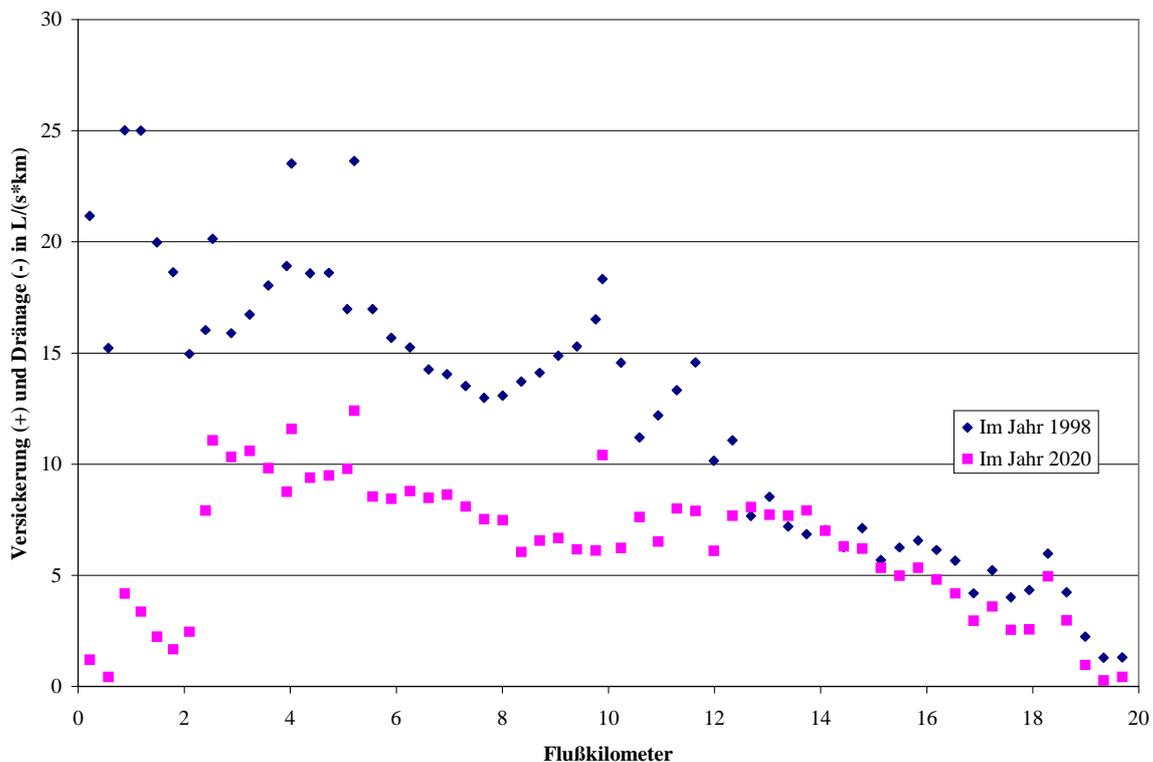
Es erfolgte eine Aufteilung des Wassermengenstromes c, der dem nördlichen Seeteil nach der Flutung der Restlochkette zugeht in die Anteile „Uferfiltrat aus der Schwarzen Elster“ und „Zustrom aus der Kippe Sedlitz“. Dazu wurde angenommen, daß die gesamte Versickerung aus der Schwarzen Elster in ihrem nördlich des Sees gelegenen Teilstück dem Senftenberger See zugehen wird. Dieser Anteil wurde von der über das nördliche Ufer in den See eintretenden Wassermengenstromrate abgezogen. Die Versickerung aus der Schwarzen Elster entlang ihres Fließweges durch den Modellraum zeigt die Abb. 3.14. Die Kolmation der Fließgewässer wurde einheitlich durch eine 1 m mächtige Schicht an der Gewässersohle mit einem  $k_f$ -Wert von  $1 \cdot 10^{-6}$  m/s (w-Wert:  $1 \cdot 10^6$  s) angesetzt. Für die Exfiltration von Grundwasser in Fließgewässer wurde ohne Kolmation gerechnet. Eine progammtechnische Einschränkung besteht in der Beschreibung der Kolmation bei Standgewässern. Für den See konnte keine Unterscheidung zwischen Infiltration und Exfiltration bezüglich der Kolmation berücksichtigt werden. Es wurde derselbe Wert wie für Fließgewässer angesetzt (w-Wert:  $1 \cdot 10^6$  s).

Die summarische Versickerung auf dem etwa 4 km langen Fließweg am nördlichen Seeufer (zwischen den Elementen 36-28 und 22-30) beträgt für das Jahr 2003 rund  $4.5 \text{ m}^3/\text{min}$  und für das Jahr 2020 rund  $3 \text{ m}^3/\text{min}$ . Etwa im Jahr 2003 erfolgt für das Bilanzgebiet C der Wechsel der Strömungsrichtung.

Die Anfangsbedingungen für die Fließgewässer wurden durch (in das Modellgebiet hineinlaufende) Stromraten und Wasserstände definiert. Der Schwarzen Elster wurde am östlichen Gebietsrand ein Mengenstrom von  $3.5 \text{ m}^3/\text{s}$  zugewiesen. Als Anfangswasserstand wurde 1 Meter vorgegeben. Dem nördlichen Teil des Nordrandsammlers (Auslauf des Ilse-Sees) wurde mit Erreichen des Endwasserstandes im Ilse-See Wasser mit einer Rate von  $0.05 \text{ m}^3/\text{s}$  zugeschla-

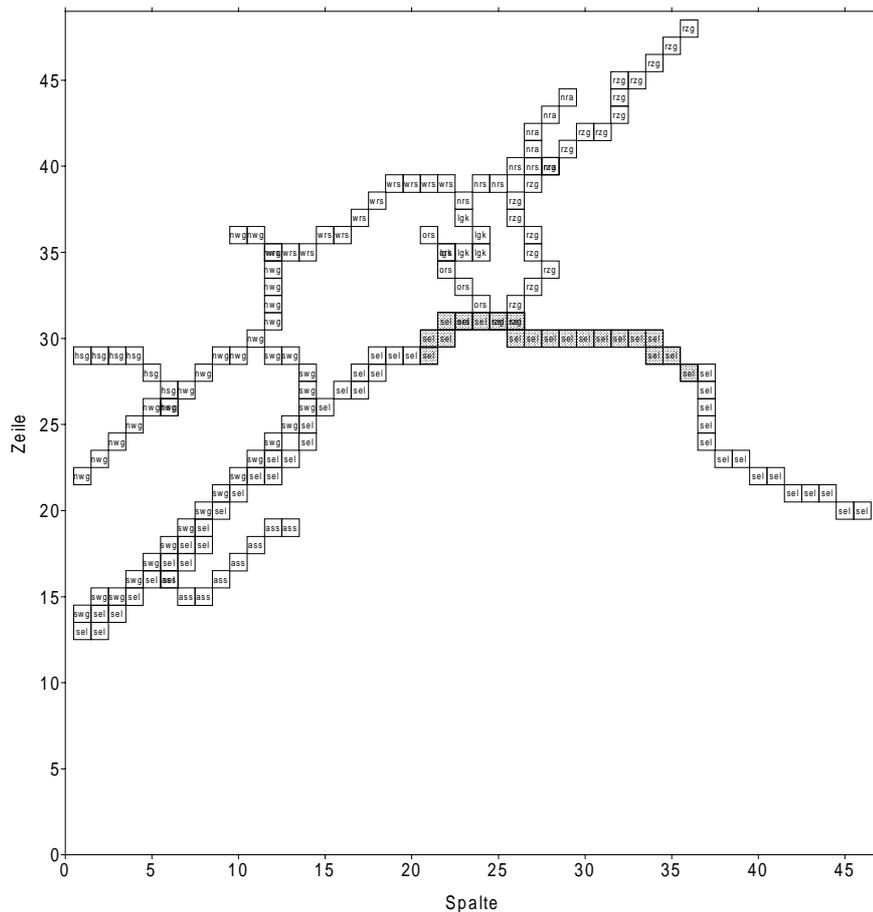
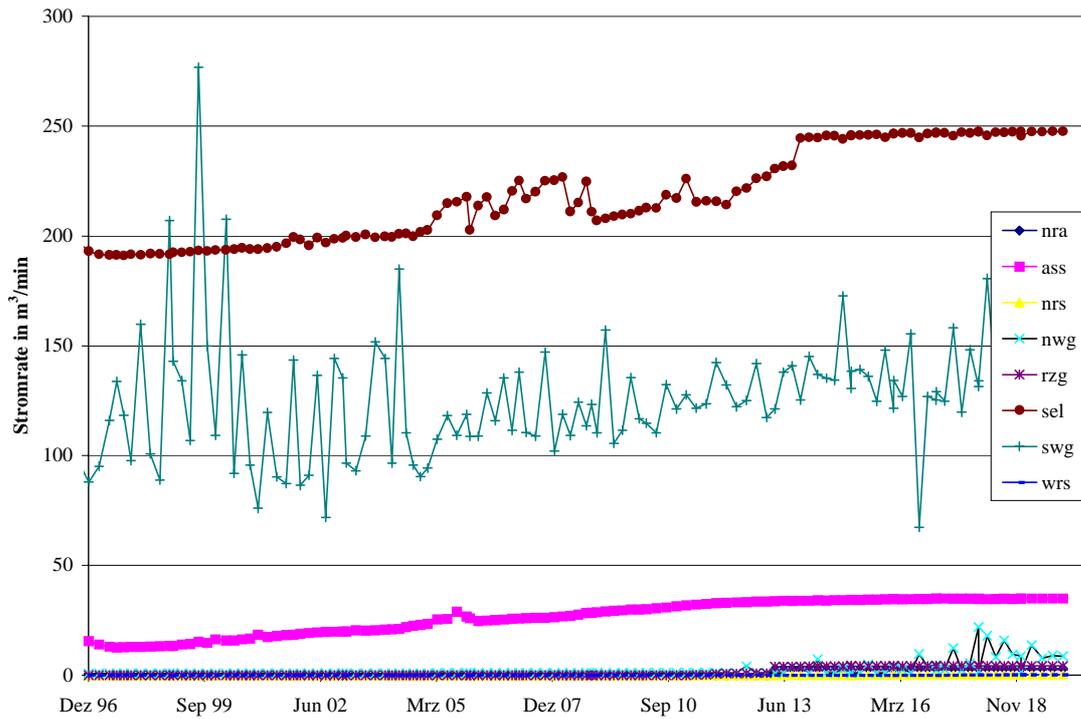
gen. Der Anfangswasserstand wurde in allen Gräben mit 0 m über der Sohle vorgegeben. Die Entwicklung der aus den Gräben abgeführten Wassermengenstromraten zeigt die Abb. 3.15.

Als Ergebnis der regionalen, dreidimensionalen Grundwasserströmungssimulation wurde eine Bilanz des dem Senftenberger See zu- und abströmenden Wassers ausgewiesen. Die Modellgeometrie und die Randbedingungen wurden in Abstimmung mit der LMBV auf der Basis des verfügbaren Wissens (Großraummodell, Prognosen der Wasserstände in der Restlochkette) festgelegt. Die hydrologischen Bedingungen wurden als mittlere Bedingungen reflektiert. Die Auswirkung dieser Mittelung soll am Beispiel des Zustromes zum Senftenberger See aus der Schwarzen Elster verdeutlicht werden. Es wurde ein Netto-Zustrom (Zustrom-Abstrom) von  $16 \text{ m}^3/\text{min}$  angesetzt. Der tatsächlich Zustrom ist für die Vergangenheit bekannt (siehe Teilbericht 1) und stark veränderlich. Eine Veränderung dieser Rate bewirkt eine Veränderung der Anteile aller anderer Ströme an der Bilanz. Daher wurde ein Szenario konstruiert, dass dem quasi-stationären Zustand ab etwa 2015 aufgeprägt wurde. Der Strom aus der Schwarzen Elster wurde für im Laufe von 3 Jahren auf 0 gebracht und anschließend bis 2020 auf 25 erhöht.



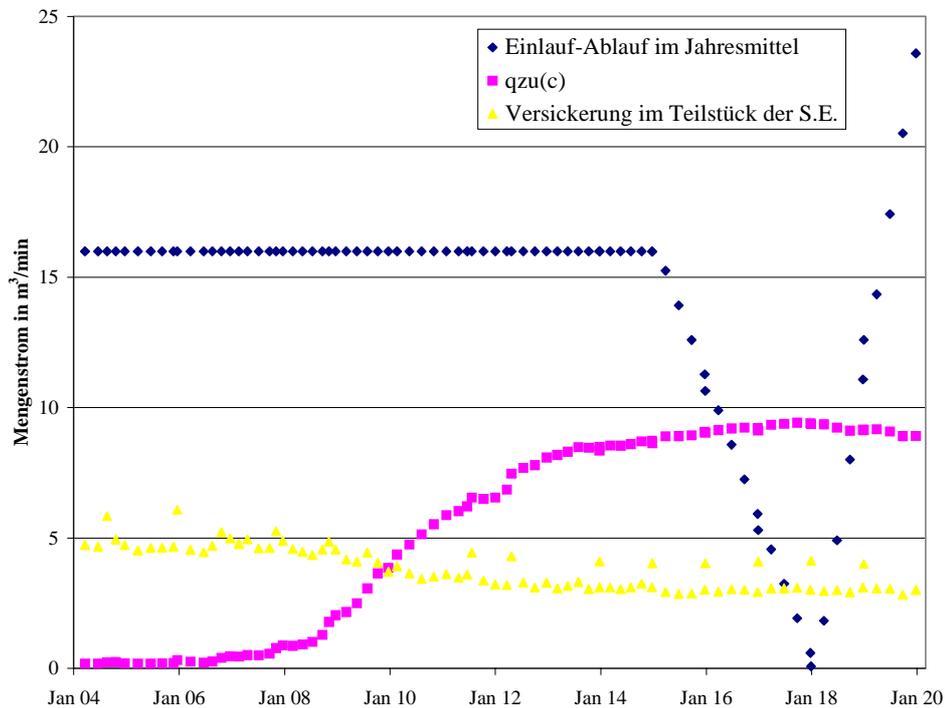
**Abb. 3.14** Versickerungsraten 1998 aus der Schwarzen Elster bezogen auf die Flusslänge. Flusskilometer 0 befindet sich beim Eintritt der S.E. in das Modellgebiet.

Es zeigte sich eine Erhöhung des Zuflusses über den nördlichen Uferbereich (c). Während die gesamte über c in den See einsickernde Rate von rund  $8.7$  auf  $9.4 \text{ m}^3/\text{min}$  stieg (Abb. 3.16), erhöhte sich die Versickerung der Schwarzen Elster im ufernahen Bereich nördlich des Sees nicht. Der durch eine verringerte Wasserzuführung aus der Schwarzen Elster in den See verursachte erhöhte Grundwasserstrom aus nördlicher Richtung wurde in diesem Szenario allein aus dem durch die Kippe Sedlitz strömenden Grundwasser gespeist.



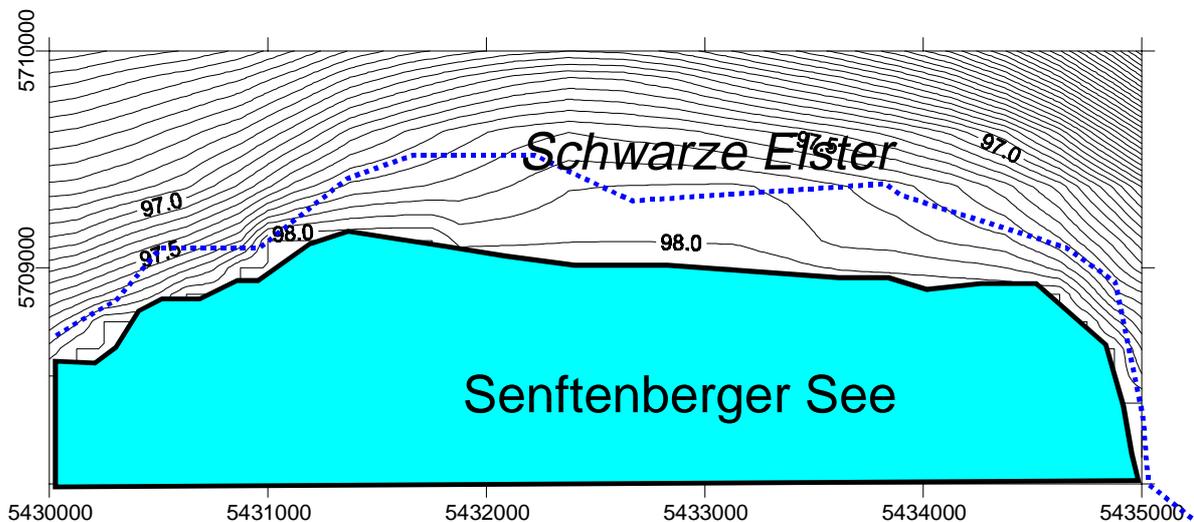
**Abb. 3.15** Gegenüberstellung der Entwicklung der Wasserführung der Fließgewässer (oben). Die räumliche Verteilung und die für die Fließgewässer verwendeten Abkürzungen zeigt der untere Teil der Graphik. Die Grau hinterlegten Felder der Schwarzen Elster (sel) wurden für die Separation Grundwasser/Oberflächenwasser im Zustrom c (nördliche Richtung) im Hinblick auf die Versickerung ausgewertet.

Die Abb. 3.16 zeigt die Auswirkung der Einlaufwassermenge auf den Zuflussanteil c. Das Szenario wurde dem quasi-stationären Strömungszustand nach 2015 aufgeprägt.



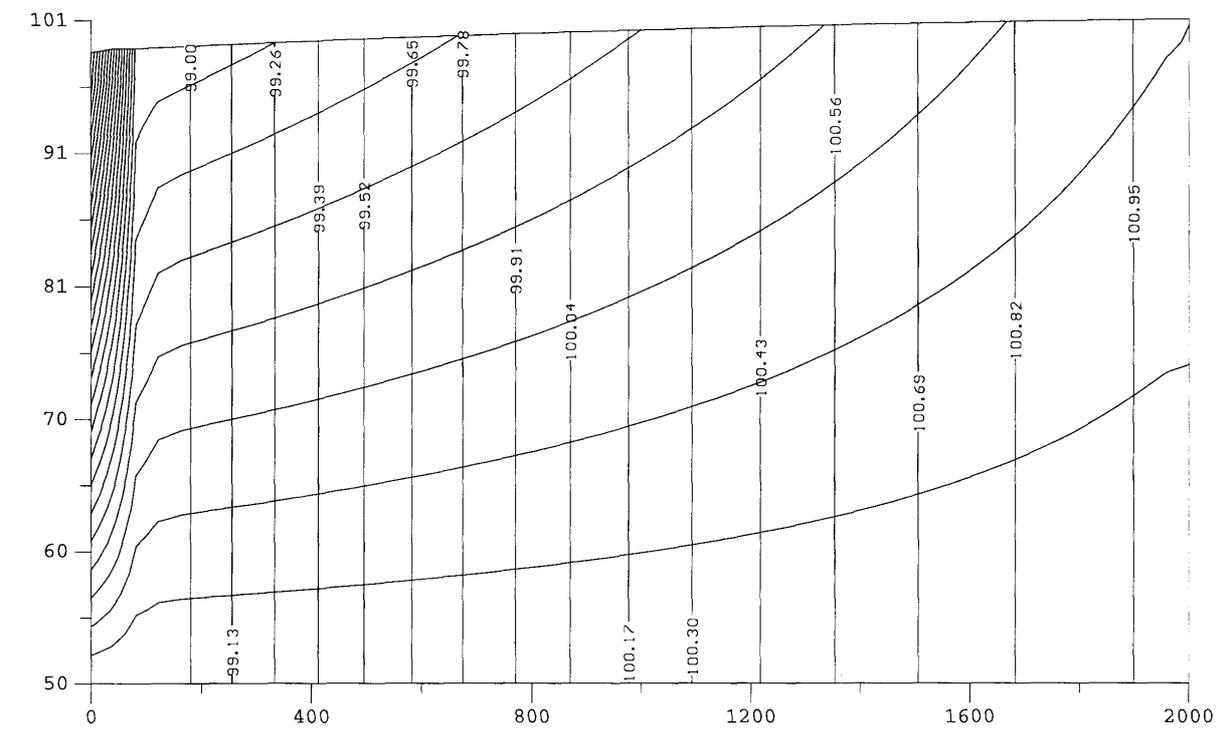
**Abb. 3.16** Auswirkung der der Einlaufwassermenge auf den Zuflussanteil c und den Seewasserstand ohne Regulierung

Durch die Versickerung der Schwarzen Elster kommt es im Norden des Senftenberger Sees zu einer Aufhöhung des Grundwassers. Diesen Ausschnitt aus dem Isohypsenplan zeigt die Abb. 3.17. Um genauere Aussagen zum Grundwasserstand in dem flussnahen Bereich leisten zu können, müsste neben einer feineren Diskretisierung in diesem Bereich vor allem die Versickerungsrate der Schwarzen Elster im Feld bestimmt werden.



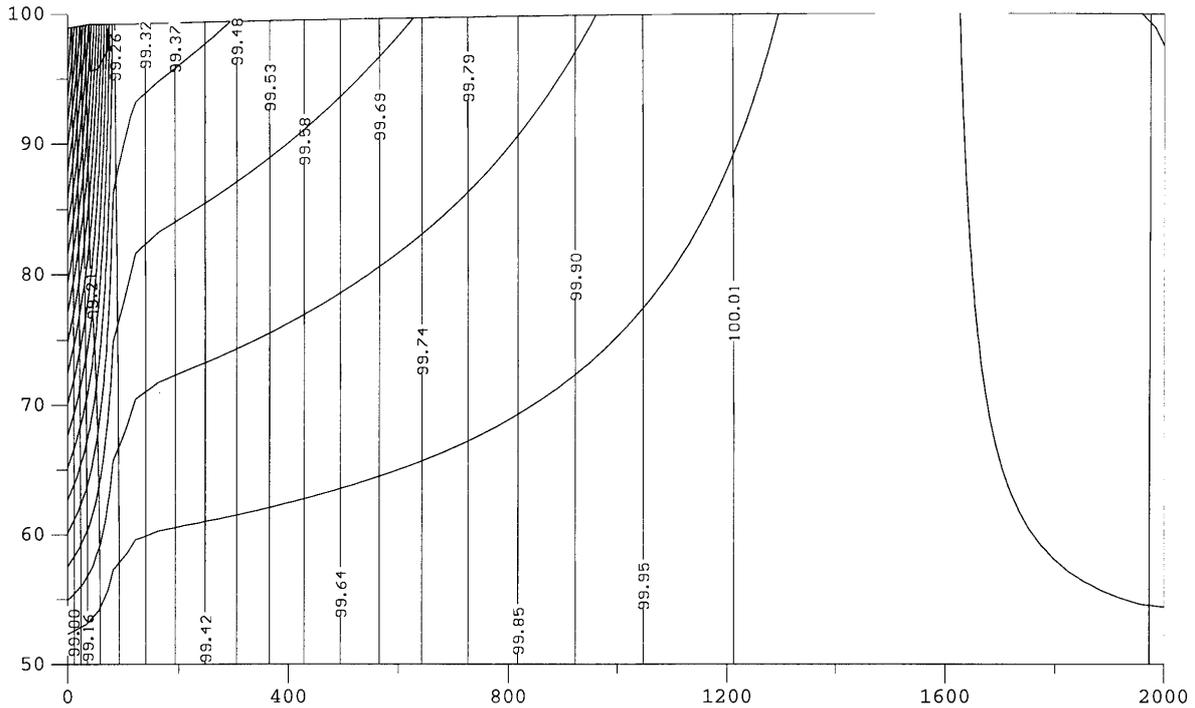
**Abb.3.17** Berechnete Grundwasserisohypsen für das Jahr 1999

Die Ergebnisse der Strömungssimulation wurden mit der LMBV im Hinblick auf die für den Nordraum des Senftenberger Sees ausgewiesenen GW-Isohypsen diskutiert. In LMBV (1999) ist für das Gebiet zwischen Sedlitzer und Senftenberger See eine GW-Scheide ausgewiesen. Die hier vorliegenden Berechnungen weisen diese Grundwasserscheide nicht aus. Da die hydraulischen Durchlässigkeiten in beiden Modellen identisch sind, kann die Ursache nur in den Randbedingungen begründet sein. Die Auswirkung der Potentialdifferenz zwischen den Seen und der Grundwasserneubildung in diesem Gebiet soll exemplarisch an folgendem vertikal-ebenen Schnitt erläutert werden. Dazu wurde das Programm FLONET von Guiguer et al. (1994) verwendet.

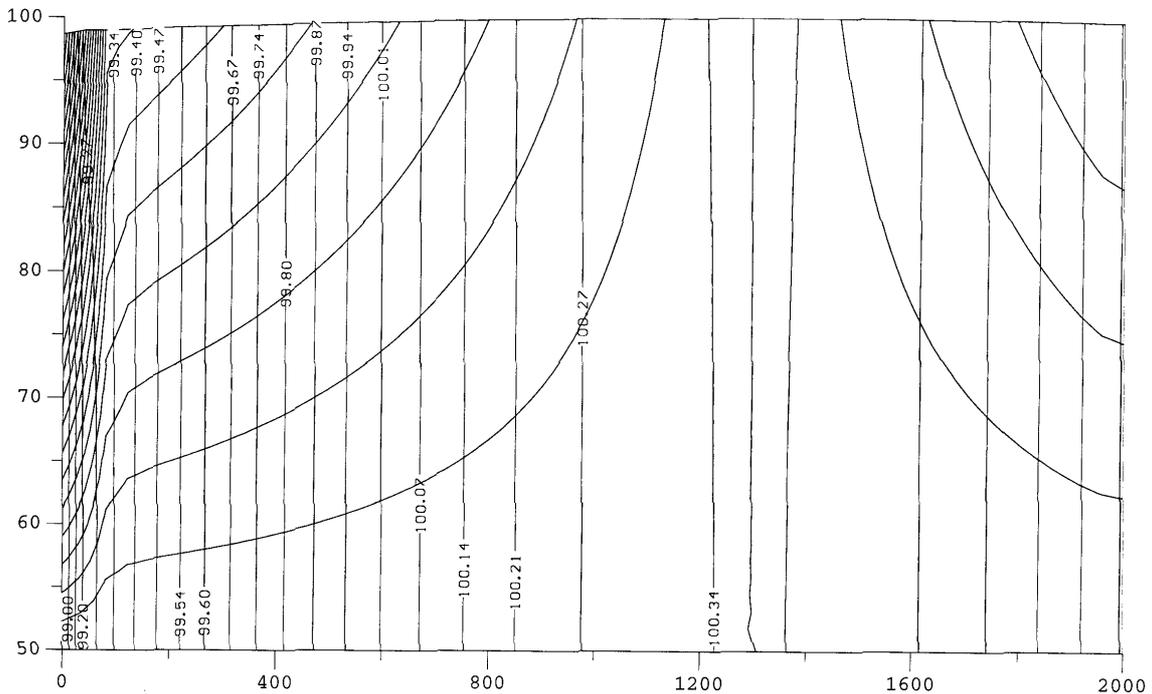


**Abb. 3.18** Potential- und Stromlinien für die Randbedingungen 98.5 im Senftenberger See und 101 mNN im Sedlitzer See mit 100 mm/a GWN

Die Abb. 3.18 zeigt die Situation wie im hier beschriebenen Modell. Randbedingungen 1. Art liegen links und rechts, und zwar links 98.5 mNN für den Senftenberger See und rechts 101 mNN für Sedlitz. Die Grundwasserneubildung beträgt für das gesamte Modellgebiet im Mittel 3 L/(s km<sup>2</sup>) (entspricht 95 mm/a). Lokal kann dieser Wert jedoch in manchen Jahren besonders unter Waldgebieten auch auf 0 sinken. Die Versickerung der Schwarzen Elster wurde mit 20 L/(s km) im Nachelement zum Senftenberger See berücksichtigt. In der Abb. 3.19 sind die Randbedingungen 1. Art für den Senftenberger See auf 99 mNN und für Sedlitz auf 100 mNN gesetzt. Diese Potentiale entsprechen der Großraummodellierung der LMBV, wie sie in LMBV (1999) dargestellt ist. Die geringere Potentialdifferenz bewirkt die Ausbildung einer Grundwasserscheide nahe dem Restsee Sedlitz. In der Abb. 3.20 dargestellten Simulation wurde zusätzlich die Grundwasserneubildung verdoppelt. Die Grundwasserscheide verschiebt sich dadurch in Richtung Senftenberger See.



**Abb. 3.19** Potential- und Stromlinien für die Randbedingungen 99 und 100 mNN mit 100 mm/a GWN

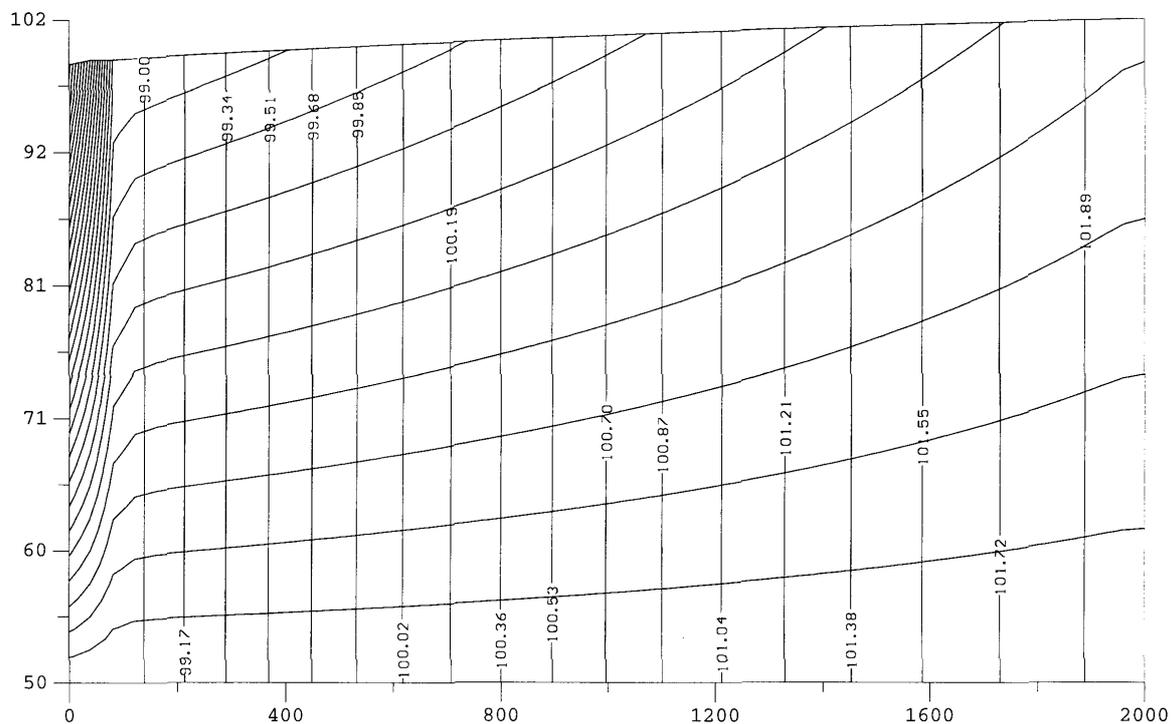


**Abb. 3.20** Potential- und Stromlinien für die Randbedingungen 99 und 100 mNN mit 200 mm/a GWN

Es zeigt sich, dass die unterschiedlichen Berechnungsergebnisse nicht modell-technischer Natur sind, sondern auf den vorgegebenen mittleren Potentialen in den Seen und auf der vorgegebenen Grundwasserneubildung beruhen. Die hier dargestellte Modellierung geht von mittleren Seewasserspiegellagen aus, die der aktuellen Prognose entsprechen. Für den Restsee Sedlitz wäre u.U. ein Seewasserspiegel von 100.5 mNN als Mittelwert wahrscheinlich, so

dass die Potentialdifferenz zum Senftenberger See von 2.5 m auf 2 m sinken würde. Auch in diesem Szenario würde aber keine Grundwasserscheide entstehen und sich ein Bild wie bei Abb. 3.18 entstehen. Für die Grundwasserneubildung auf den alten, bewaldeten Kippenflächen (25 jähriger Baumbestand) in der Lausitz geben KNOCHE UND EMBACHER (1998) Werte von 84-147 mm/a an. Der hier angesetzte Wert von 100 mm/a berücksichtigt diese Untersuchung. Für unbewaldete, junge Kippen gelten in der Lausitz weitaus höhere Werte als Erfahrungswerte, im Gegensatz zu den Mitteldeutschen Mischbodenkippen.

Die Ausbildung einer Grundwasserscheide hat wesentliche Auswirkungen in Bezug auf die Beschaffenheit des dem Senftenberger See über das nördliche Ufer zugehende Grundwasser. Je mehr Stromröhren (der Abstand zwischen den Stromlinien ist in den Abbildung repräsentativ für jeweils die gleiche Stromrate von  $0.1 \text{ m}^3/\text{d}$ ) durch die Kippe verlaufen, desto ungünstiger ist die zu erwartende Beschaffenheit des Exfiltrats einzuschätzen. Aus diesem Grunde wäre eine Potentialdifferenz von 3.5 m, in der Abb. 3.21 dargestellt, wesentlich ungünstiger für den Senftenberger See als die der Wasserbilanz zugrunde gelegte Potentialdifferenz von 2.5 m. Es ist anhand der Stromlinienabstände zu erkennen, daß dann eine doppelt so hohe Wassermenge von Sedlitz in den Senftenberger See strömt. Aus Gründen der Anbindung der Restseekette an die natürliche Vorflut wird die Zielhöhe von 102 mNN (die eine Potentialdifferenz von 3.5 m verursacht) diskutiert. Aus der Sicht der zu erwartenden Beschaffenheitsentwicklung ist diese Variante als nachteilig zu bewerten.



**Abb. 3.21** Potential- und Stromlinien für die Randbedingungen 98.5 und 102 mNN mit 100 mm/a GWN

Die hier dargestellten Ergebnisse des regionalen Strömungsmodells zur Wasserbilanz des Senftenberger Sees bilden die Grundlage für die in Pkt. 6 dargestellte Stoffbilanz.

## 4.2 Detailmodell Insel

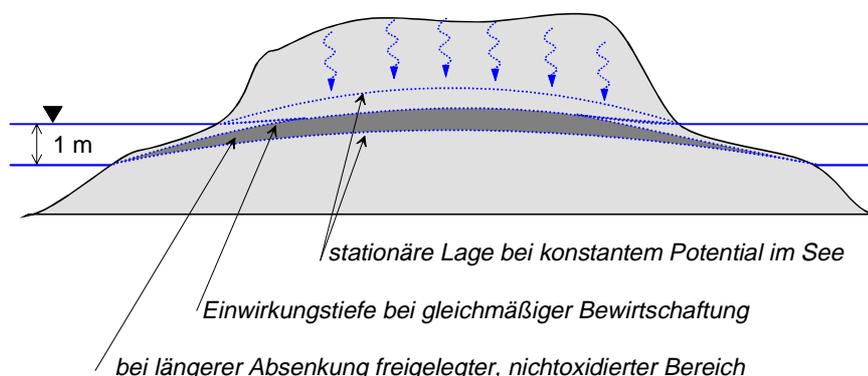
### 4.2.1 Arbeitskonzept

Inseln in Restseen können nach den Merkmalen der *Ungesättigten Zone* und der *Grundwasserzone* beschrieben werden. Aufgrund der speziellen geologischen und hydraulischen Bedingungen nehmen sie dennoch eine Sonderstellung ein, weshalb sie hier als eigenständiger Reaktionsraum in der Bergbaufolgelandschaft beschrieben werden sollen. Kippen können Eisendisulfide enthalten. Ist dies durch eine selektive Verkippung nicht lokal vermieden worden oder durch besondere geologische Bedingungen zufällig der Fall, so ist dies auch für die Ablagerungen der Fall, die nach der Flutung zu Inseln werden. Durch die Wassersättigung erfolgt eine Konservierung der Eisendisulfide. Grundwasserspiegelschwankungen können zu einer erneuten Oxidation führen.

Bei einem gleichbleibenden Seewasserspiegel werden die Grundwasserspiegelschwankungen innerhalb von Inseln nur durch die zeitlich veränderliche Zusickerung zur Oberfläche des Kapillarsaums verursacht. Veränderungen des Seewasserspiegels haben einen Einfluss auf die Lage der Grundwasseroberfläche in Inseln. Die Einwirkung ist von der Dauer der Änderung abhängig. Reguliert sich die Seewasserspiegellage allein durch die natürlichen Bedingungen, so sind die Inseln nicht anders zu bewerten als die übrigen Kippenablagerungen. Wird die Seespiegellage gesteuert, wie beispielsweise bei einem wasserwirtschaftlichen Speicher, dann können die Ablagerungen auf Inseln bei der erneut einsetzenden Oxidation in stärkerem Maße auf die Seewasserbeschaffenheit wirken, da:

- der unterirdische Abfluss der Inseln grundsätzlich in den See gerichtet ist,
- die Inseln meist nur eine geringmächtige ungesättigte Zone besitzen,
- die Uferlänge im Vergleich zu den Kippen an den randlichen Böschungen lang ist,
- durch die Saugwirkung des fallenden Wasserspiegels ein konvektiver Gasstrom induziert wird.

Die konzeptionelle Vorstellung beim Verlauf der erneut einsetzenden Oxidation auf Innenkippeninseln soll anhand der Abbildung 3.22 erläutert werden.



**Abb. 3.22** Lage der als Sauerstoffbarriere wirkenden Oberfläche des geschlossenen Kapillarsaums.

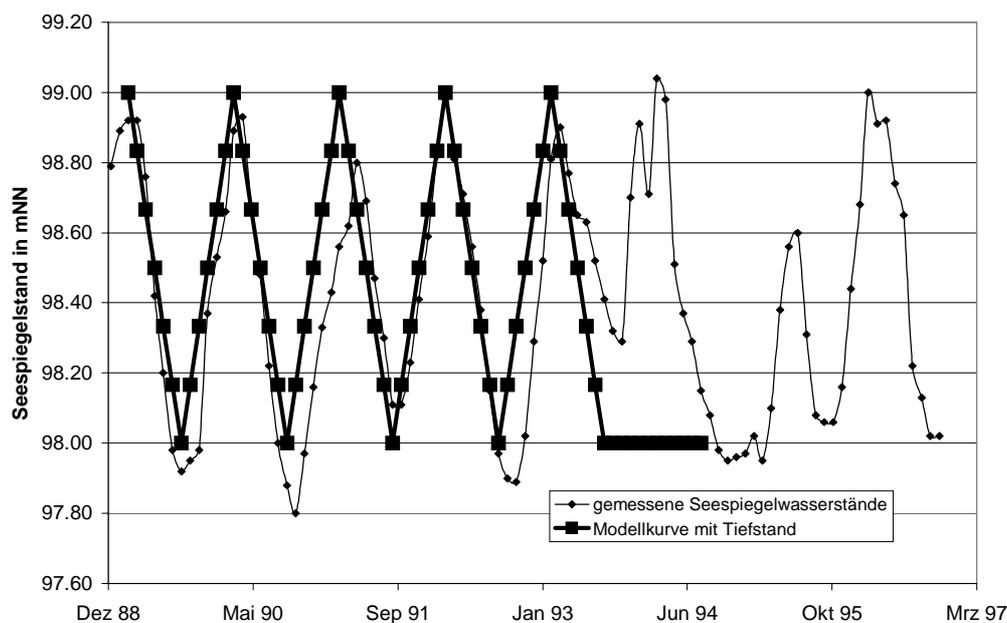
Die Entwässerung der Porenräume im Inneren von Inseln ist von der Dauer der Absenkung auf den Speichertiefststand abhängig.

## 4.2.2 Modellierung des Sicker- und Grundwasserstromes

### 4.2.2.1 Problemstellung

Aufgrund der Speicherbewirtschaftung des Senftenberger Sees kommt es zu periodischen Wasserstandsschwankungen um etwa einen Meter (Abb. 3.23) zwischen 99 mNN und 98 mNN mit einer Periode von einem Jahr und damit auch zu Schwankungen des Grundwasserspiegels in der Innenkippe. Beprobungen der gesamten ungesättigten Zone bis hin zum Grundwasserspiegel zeigen, dass der gesamte Kippenkörper in der Grundwasserschwankungszone durch Oxidation weitgehend sulfidfrei ist (Abschnitt 4.1). Verantwortlich dafür ist die bereits dreißigjährige Standzeit der Kippe und die geringe Mächtigkeit der ungesättigten Zone. Gelegentlich, wie z.B. im Jahre 1995, kommt es aus Bewirtschaftungs-Gründen zu Seewasserspiegeltiefständen über mehrere Monate hinweg. Dies hat eine Entwässerung von noch nicht sulfidfreien, bisher gesättigten Inselfedimenten zur Folge, was zu vermehrter Sulfidverwitterung und damit zu vermehrten Austrägen von versauernden Ionen in den See führt. Die Menge des zu erwartenden Säureaustrages aus dem nunmehr ungesättigten, sulfidhaltigen Sedimentkörper wird durch dessen Volumen, die Rate der Sulfidverwitterung in diesem Bereich und die Dauer der Entwässerung bestimmt.

Für die Bestimmung des zu erwartenden entwässerten Inselvolumens in Abhängigkeit der Dauer des Seespiegeltiefstandes wurde eine Modellrechnung für einen repräsentativen Inselquerschnitt mit dem Simulationsprogramm HYDRUS-2D (SIMUNEK, SEJNA UND VAN GENUCHTEN 1999) durchgeführt und auf den 3D-Kippenkörper übertragen. Aus Verwitterungsexperimenten an Kippenmaterial wurden Verwitterungsraten bestimmt und für die Abschätzung des zu erwartenden Säureaustrages in Abhängigkeit von der Dauer des Seespiegeltiefstandes benutzt.



**Abb. 3.23** Ganglinie des Senftenberger Sees zwischen 1989 und 1996 mit länger anhaltendem Tiefstand im Jahre 1995 und der für das Modell verwendeten idealisierten Ganglinie für den Normalbetrieb und einer Tiefstandsperiode.

#### 4.2.2.2 Das Programm HYDRUS-2D

An der Kippenoberfläche einsickerndes Niederschlagswasser wird den Grundwasserspiegel je nach momentaner Höhe zeitverzögert erreichen. Die Zeitdauer der Durchströmung der ungesättigten Zone ist sowohl von deren Sättigung als auch von der Entfernung bis zum Grundwasserspiegel abhängig. Die Wiederaufsättigung der Grundwasserschwankungszone ist ebenfalls von deren Restwassergehalt abhängig. Für den Wassergehalt im Schwankungsbereich des Grundwassers spielt weiterhin das Hystereseverhalten der Sedimente bei Entwässerung und Bewässerung eine Rolle. Alle diese Vorgänge sind im Zusammenhang mit der periodischen See- und Grundwasserspiegelschwankung bedeutsam für den zeitabhängigen Grundwasseraustritt in den See und die Größe des zusätzlich entwässerten Kippenvolumens. Sie sind daher im Fall eines lang anhaltenden Seespiegeltiefstandes zu berücksichtigen. Das Programm HYDRUS-2D ist ein Simulationsprogramm für den Wassertransport durch die ungesättigte Zone. Es wurde für die Modellierung des Kippenwasseraustrittes unter den oben beschriebenen Bedingungen verwendet, da es die höchste gegenwärtig verfügbare Leistungsfähigkeit und Vielseitigkeit mit einem hohen Grad von Pre- und Postprocessing-Eigenschaften verbindet.

Im Programm HYDRUS-2D wird als Bilanzgleichung für die ungesättigte Wasserströmung im Untergrund die Richards-Gleichung (3-1) in ihrer Mischform verwendet. Dabei treten als abhängige Variablen sowohl  $\theta$  als auch  $h$  auf. Eine derartige Formulierung der Richards-Gleichung hat nach CELIA et al. (1990) den Vorteil der Massenerhaltung, was bei ihrer Verwendung in den Algorithmen von Simulationsprogrammen zu stabileren Berechnungsabläufen führt.

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[ K(h) \frac{\partial h}{\partial z} - K(h) \right] - S \quad (3-1)$$

mit

$\theta$  Wassergehalt als Volumenanteil

t Zeit

z Abstand zur Oberfläche

K hydraulische Leitfähigkeit in Abhängigkeit von Wassergehalt und hydrostatischem Druck

h hydrostatischer Druck

S Quell-Senkenkoeffizient; hier der Wasserentzug durch die Vegetation

Die Richards-Gleichung ist nur unter folgenden Voraussetzungen oder Einschränkungen gültig:

- Die Strömung in der Gasphase z.B. bei steigendem Grundwasserspiegel oder Wasserdampftransport werden vernachlässigt.
- Darcys Gesetz ist für sehr große und sehr kleine Strömungsgeschwindigkeiten (speziell in der ungesättigten Zone) anwendbar.

- Unterschiedliche osmotische und elektrochemische Potentiale im Bodenwasser sind vernachlässigbar.
- Die Kompressibilitäten der Festphase und der flüssigen Phase sind gering.

Die Beziehung zwischen kapillarer Druckhöhe (Saugspannung) und Wassergehalt eines Sedimentes wird durch eine sog. PF-Kurve für alle Werte zwischen residualem und maximalem Wassergehalt beschrieben. Diese Kurve verläuft bei sinkendem Grundwasserspiegel (zunehmende Saugspannung oder zunehmender negativer hydrostatischer Druck an einem definierten Punkt) anders als bei steigendem Wasserspiegel (abnehmende Saugspannung oder abnehmender negativer hydrostatischer Druck). Grund für die Ausbildung dieser Hysteresekurve (Anlage 6) sind die gegensätzliche Wirkung von Porenengpässen und die gegensätzliche Wirkung von Gasinklusionen in den Porenräumen je nach Ent- oder Bewässerung des Sedimentes. Sinkt der Grundwasserspiegel, so wird in kleineren Poren eher Flüssigkeit zurückgehalten, was bezogen auf einen bestimmten Grundwasserstand (Saugspannung) eine höhere Wassersättigung bewirkt als beim Anstieg des Grundwasserspiegels bei dem eher Gasinklusionen in kleineren Poren eingeschlossen werden.

Durch eine von Brooks und Corey 1964 entwickelte und von VAN GENUCHTEN (1980) erweiterte Gleichung wird die Form der Hysterese-Schleife beschrieben (KEMMESIES 1995, BUSCH, LUCKNER UND TIEMER 1993):

$$\theta(h)_w = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{\left[1 + |\alpha_w h|^{n_w}\right]^{1 - \frac{1}{n_w}}} \quad (3-2a)$$

$$\theta(h)_d = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{\left[1 + |\alpha_d h|^{n_d}\right]^{1 - \frac{1}{n_d}}} \quad (3-2b)$$

Mit

$\theta_r$	residuale Wassersättigung als Volumenanteil
$\theta_s$	maximale Wassersättigung als Volumenanteil
$\alpha$	reziproke kapillare Druckhöhe des jeweiligen Wendepunktes der Kurvenäste
$n$	Steigung der Kurvenäste am Wendepunkt
Suffix w	Bewässerungsfall
Suffix d	Entwässerungsfall

#### 4.2.2.3 Aufbau des Modells

Folgende Schritte wurden beim Aufbau des Modells durchlaufen:

1. Erhebung von Felddaten und Vergleich mit typischen Messdaten sowie Ermittlung der Eingangsparameter
2. Aufbau der Modellgeometrie
3. Festlegung der Randbedingungen

#### 4.2.2.4 Felddatenerhebung

Für die Bestimmung der  $k_f$ -Werte wurden vier Sedimentproben von der Insel genommen und im Labor nach DIN 18 130 durchströmt. Die Hysteresekurve und die zugehörigen Residual- und Sättigungs-Wassergehalte wurden für eine Inselprobe ebenfalls im Labor aufgenommen, indem der Kapillardruck in der Sedimentprobe über eine hängende Wassersäule gesteuert wurde, deren Belüftungspunkt zur Einstellung der Saugspannung vertikal verschiebbar ist. Um während des Versuches einen konstanten Gradienten einzustellen, wurde das Vorratsgefäß als MARIOTT'sche Flasche betrieben.

Da für die Grundwasserneubildung keine Messungen für die Innenkippe vorliegen, wurde hier von einem jährlichen Mittelwert von ( $3 \text{ l}/(\text{s} \cdot \text{km}^2)$ ) ausgegangen.

Tabelle 3.1 zeigt die ermittelten Parameter. Gegenübergestellt sind gemittelte Erfahrungswerte aus der Datenbasis von HYDRUS-2D für einen lehmigen Sand. Außerdem wurden die obigen Parameter mit dem HYDRUS-2D-Unterprogramm ROSETTA auf der Basis einer Sieblinie abgeschätzt. Für die Berechnung wurde eine Probe mit 16% Ton, 8% Schluff und 76% Sand zu Grunde gelegt.

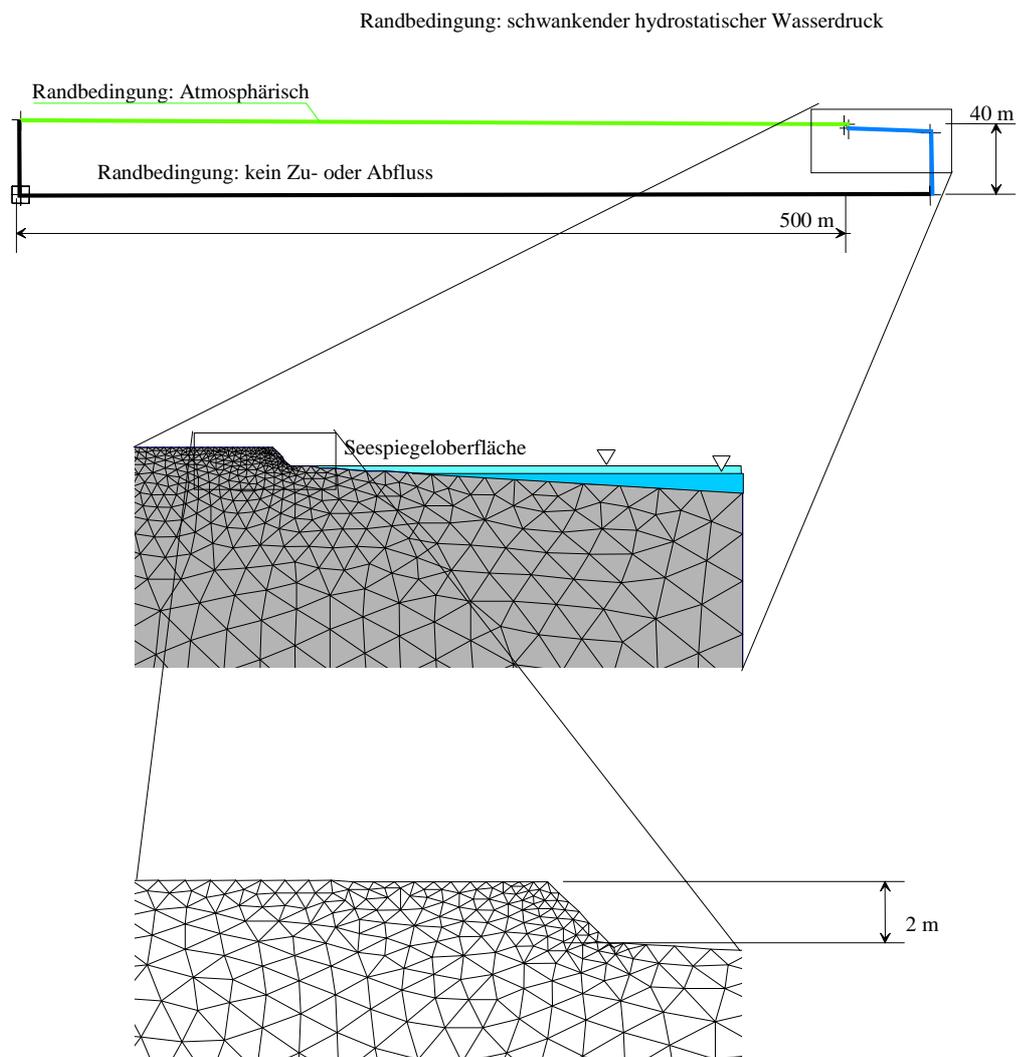
Aus diesen Daten wurden die Eingangsparameter für das Modell abgeleitet, wobei die maximale Wassersättigung nach unten korrigiert wurde, da auf Grund der seit dreißig Jahren stattfindenden hochfrequenten Grundwasserschwankung immer mit einem Gasanteil in der Schwankungszone zu rechnen ist. Weiterhin wurde der größte gemessene  $k_f$ -Wert für die Rechnung verwendet, da die Erfahrung mit anderen Kippen in der Lausitz gezeigt haben, dass  $k_f$ -Werte im m/d-Bereich für die großräumige Beschreibung von Kippenkörpern am geeignetsten sind.

**Tab. 3.1** Eingangsparameter für das Modell und deren Herkunft.

Parameter	Im Laborversuch gemessene Werte	Werte der Hydrus-2D-Datenbasis für lehmigen Sand	Werte aus der Siebkurve	Modellparameter
Residuale Sättigung	0.03	0.057	0.056	0.03
Maximale Sättigung	0.42	0.41	0.37	0.35
Kf-Wert in m/d	2.56, 1.2, 0.35, 0.06	3.5	0.36	2.5
$\alpha_{\text{wetting}}$ in 1/m	30	25	6	20
$\alpha_{\text{drainage}}$ in 1/m	2.8	12	3	10
N	2.1 und 8.0	2.3	1.4	2.1

#### 4.2.2.5 Aufbau der Modellgeometrie

Der Aufbau der Modellgeometrie lehnt sich in seinen Abmessungen einem typischen Querschnitt des West- oder des Ostteiles der Insel an. Rahmendaten waren dabei ein grober typischer Inseldurchmesser von 1000 m, eine Unterwasserhangneigung von  $3^\circ$ , eine Uferböschung von 2 m Höhe und ein langsames Ansteigen der Inseloberfläche von 2 m auf 5 m über das Seespiegelniveau im Zentrum der Insel (Abb. 3.24). Da die Randbedingungen in einem Inselprofil symmetrisch angeordnet sind, bietet sich zur Reduzierung der Rechenzeit die Halbierung des Profiles in der Inselmitte an. Durch Spiegelung kann dann das vollständige Inselprofil erfasst werden (Abb. 3.24). Die Tiefe des Modells wurde mit 40 m angenommen, da der Inselkörper bis in diese Tiefe keinem stauenden Horizont aufliegt, welcher als No-flow-Boundary (Randbedingung 2. Art mit  $q=0$ ) dienen könnte. In dieser Tiefe wird das Strömungsregime jedoch zunehmend von den überregionalen Verhältnissen, also dem Grundwasserstrom von Süden nach Norden in Richtung Sedlitzer See dominiert, so dass die Grenze des Modells durch diese Strombahnen begrenzt wird.



**Abb. 3.24** Anordnung der Gitterpunkte des Modell-Profiles.

Knotenpunkte für die Modellrechnung wurden mit einem programmeigenen Netzgenerator in das sich unter diesen Voraussetzungen ergebende Profil eingefügt (Abb. 3.13). Dabei wurden diejenigen Regionen, in denen große Strömungsgeschwindigkeiten zu erwarten sind, feiner diskretisiert. Insbesondere die ungesättigte Zone und der Uferbereich erhielten Knotenpunktabstände im Dezimeterbereich. Um realistische Modellergebnisse zu erhalten, wurde darauf geachtet, daß die Knotenpunkte Dreiecke mit möglichst gleichen Seitenlängen bilden, bei denen sich die Lote auf die Seiten noch innerhalb des Dreiecks schneiden. Insgesamt weist das Modell 1961 Knoten auf. Alle Rechnungen erfolgten mit der gleichen Geometrie.

#### 4.2.2.6 Festlegung der Randbedingungen

Der Rand des Modellquerschnittes im Zentrum der Insel an der Spiegelachse kann durch eine no-flow boundary repräsentiert werden, da diese Grenze durch die Spiegelung von keiner Stromlinie geschnitten wird. Die basale Randbedingung ist ebenfalls als no-flow boundary ausgebildet, da die Grundwasserströmung in dieser Tiefe im wesentlichen von der überregionalen Strömung von Süd nach Nord bestimmt wird und daher in vertikaler Richtung nur mit geringen Strömungen zu rechnen ist.

Die Kippenoberfläche wurde mit einer atmosphärischen Randbedingung versehen (Randbedingung 2. Art mit  $q = \text{Grundwasserneubildung}$ ). Dabei erfolgte ein über das Jahr hinweg konstanter Eintrag von  $3 \text{ l}/(\text{s} \cdot \text{km}^2)$ . Alle vom See überstauten Bereiche wurden mit einem hydrostatischen Druck belegt, der der momentanen Seespiegelhöhe entsprach. Für steady state Betrachtungen wurde das Niveau des Seespiegels konstant gehalten. Für die Modellierung der jährlichen Grundwasserschwankung wurde der Grundwasserspiegel innerhalb eines Jahres mit konstanter Geschwindigkeit um einen Meter abgesenkt und wieder angehoben (Abb. 3.23). Für die Simulation länger anhaltender Tiefstände wurde der Seewasserspiegel auf dem Niveau von 98 mNN für 3, 6, 9 und 12 Monate konstant gehalten, bevor die Schwankungen des „Normalbetriebes“ wieder aufgenommen wurden.

#### 4.2.2.7 Rechnung

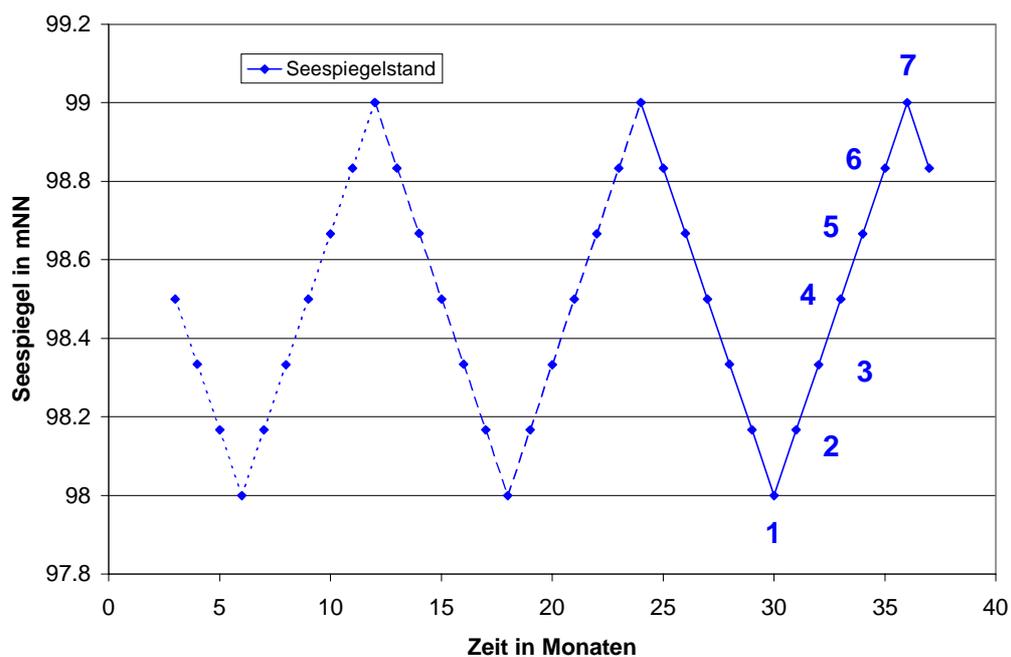
Folgende Schritte wurden für die Modellrechnung durchlaufen:

1. Ermittlung der maximalen Ausdehnung der ungesättigten Zone bei „Normalbetrieb“,
2. Ermittlung der Ausdehnung der ungesättigten Zone bei anhaltendem Tiefstand,
3. Übertragung der Ergebnisse auf den dreidimensionalen Fall „Innenkippe Senftenberger See“,
4. Ermittlung des zu erwartenden Säureaustrages.

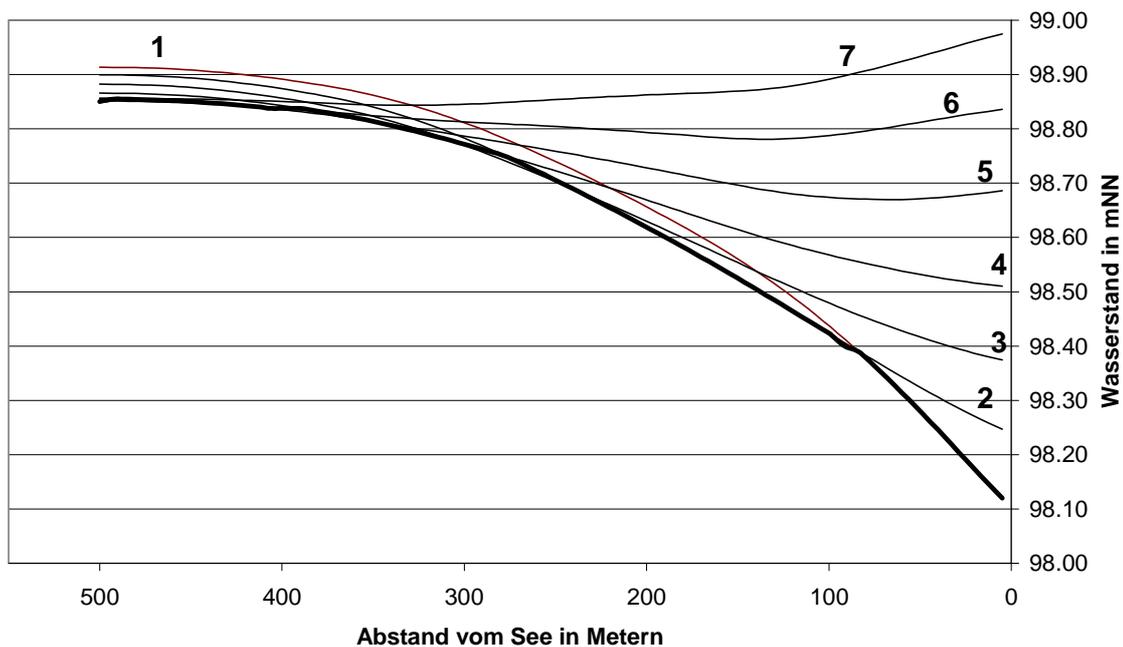
### Ermittlung der maximalen Ausdehnung der ungesättigten Zone bei „Normalbetrieb“

Erster Schritt der Modellrechnungen war ein steady-state Grundwasserspiegel, der sich nur im theoretischen Fall eines konstantem Seespiegelniveaus einstellt. Dabei ist die Grundwasserneubildung zu jedem Zeitpunkt gleich dem Grundwasserstrom in den See. Im zweiten Schritt wurde ein periodisch schwankender Seewasserspiegel (Abb. 3.25) als Randbedingung vorgegeben. Die Grundwasserspiegel-Entwicklung wurde so mehrere Jahre verfolgt, bis diese periodisch wurde, d.h. jedes Jahr um die gleiche Zeit der Grundwasserspiegel die gleiche Druckkurve aufwies.

Dabei zeigte sich, dass die größte Absenkung des Grundwasserspiegels nicht überall zur gleichen Zeit etwa zum Seespiegeltiefstand auftrat. Abhängig von der Entfernung zum Ufer wird der minimale Grundwasserstand zu unterschiedlichen Zeitpunkten innerhalb der Seespiegelganglinie erreicht. Damit musste die maximale Ausdehnung der ungesättigten, sulfidfreien Zone durch Kombination verschiedener Grundwasserspiegelstände ermittelt werden, die verschiedenen Zeitpunkten in einer Seespiegelschwankungsperiode entsprechen (Abb. 3.26).



**Abb. 3.25** Seespiegelstände, die zu den in Abb. 3.15 dargestellten Grundwasserspiegelprofilen führen. Auch die Grundwasserspiegelstände zeigen einen zyklischen Verlauf.

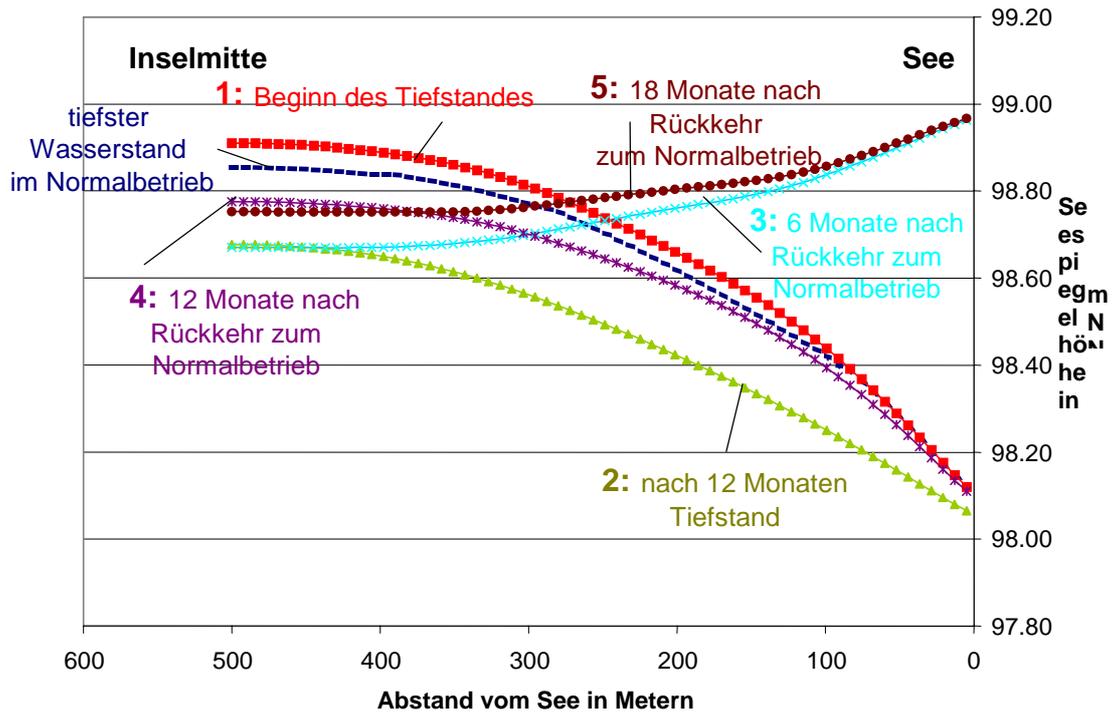


**Abb. 3.26** Grundwasserspiegelstände entlang des Modell-Profiles während des Seespiegelanstieges innerhalb eines Seespiegelschwankungszyklus. Die Einhüllende (fett) markiert die maximale Ausdehnung der ungesättigten Zone innerhalb einer Schwankungsperiode.

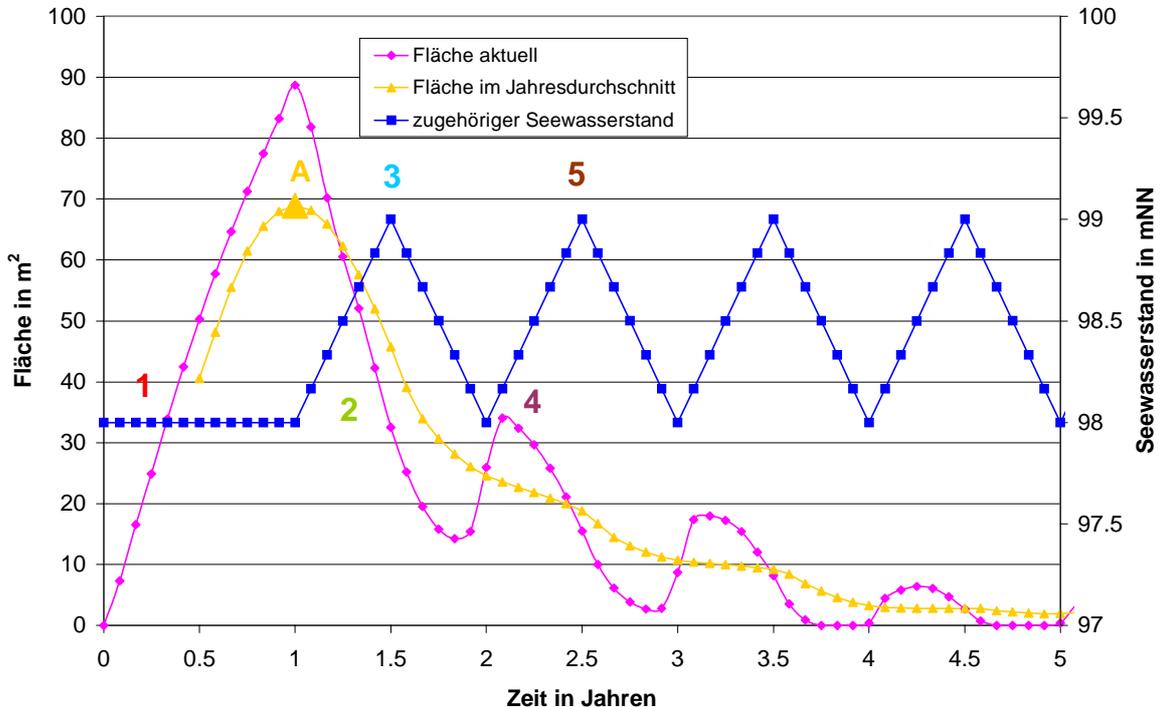
Der Einfluss der Seespiegelschwankung reicht etwa 300 m ins Inselinnere, der rechnerische Einfluss reicht jedoch über die Profillänge von 500 m hinaus. Im fernen Einflussbereich (300–500 m) treten Grundwasserhochstände zu Zeiten der Seespiegeltiefstände auf.

#### Ermittlung der Ausdehnung der ungesättigten Zone bei anhaltendem Tiefstand

Ausgehend von den sich zyklisch wiederholenden Grundwasserständen bei Normalbetrieb wurden Szenarien mit dauerhaften Tiefständen von 3, 6, 9 und 12 Monaten Dauer gerechnet. Danach wurde wieder „Normalbetrieb“ mit den in Abb. 3.23 dargestellten Schwankungskurven gefahren. Dabei zeigt sich erwartungsgemäß ein kontinuierliches Anwachsen des zusätzlich entwässerten Volumens während des Seespiegeltiefstandes. Sobald der Seewasserspiegel wieder zu steigen beginnt, wird das entwässerte sulfidhaltige Kippenvolumen wieder aufgesättigt. Auf Grund der anhaltenden periodischen Seespiegelschwankungen auch nach Rückkehr zum Normalbetrieb dauert es jedoch mehrere Jahre, bis die ursprünglich gesättigte Zone wieder vollständig geflutet ist. Teile der ursprünglich gesättigten Zone werden bei jedem neuen Tiefstand, auch wenn er nur kurz anhält, entleert, wenn auch nicht in der Größenordnung die während des anhaltenden Tiefstandes erreicht wird (Abb. 3.26). Daher ist auch nach Beendigung des Dauertiefstandes in Abständen von einem Jahr mit erhöhter Säurelast im Exfiltrat zu rechnen.



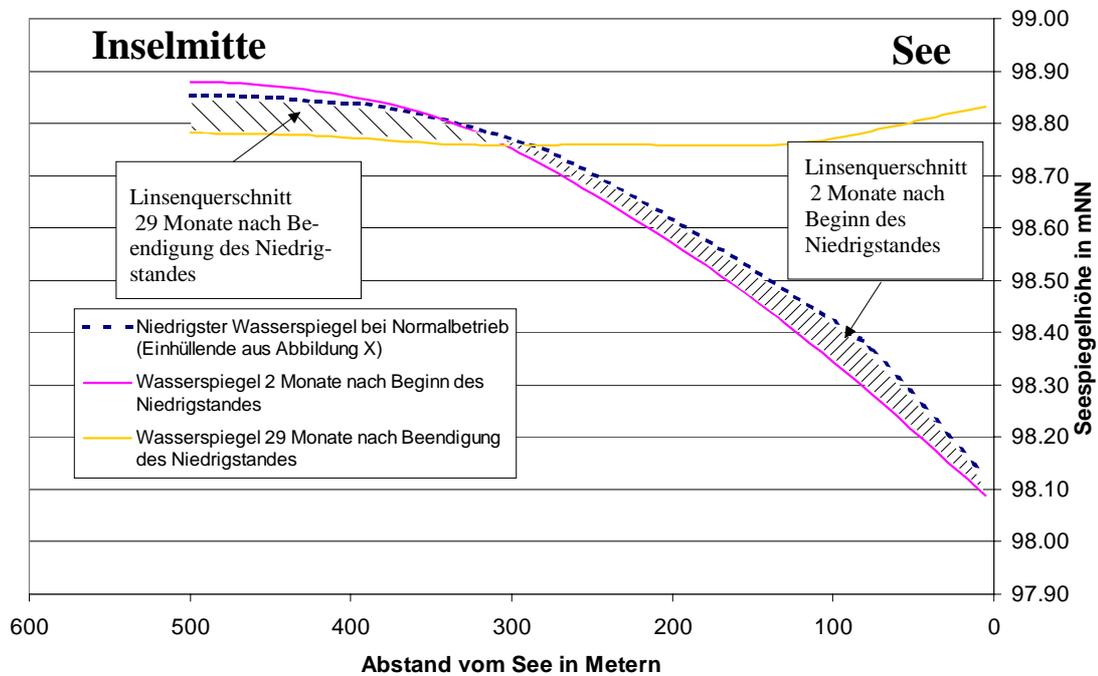
**Abb. 3.27** Entwicklung des Grundwasserspiegels nach Beendigung des Dauertiefstandes. Die Nummern ordnen die Grundwasserspiegelprofile den Seespiegelständen und Zeitpunkten in Abb. 3.28 zu.



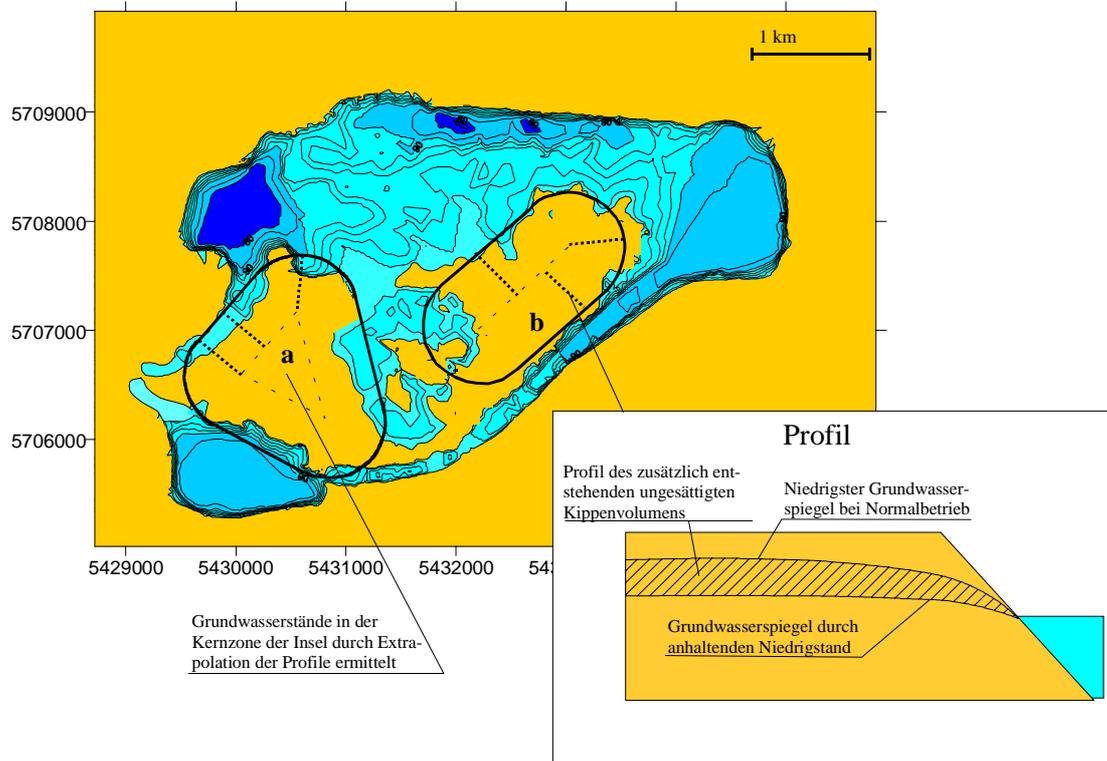
**Abb. 3.28** Entwicklung der Fläche der neu entstandenen ungesättigten Zone nach einem Dauertiefstand von 12 Monaten. Die Numerierungen bezeichnen die Grundwasserspiegel-Profile in Abb. 3.26 zu den jeweiligen Zeitpunkten. Punkt A ist die maximale Jahresdurchschnittsfläche, die im Modellprofil durch einen einjährigen Seespiegeltiefstand entwässert wird.

#### 4.2.2.8 Übertragung der Ergebnisse auf den Inselkörper

Um von den Ergebnissen der 2D-Modellierung auf das entwässerte Volumen der Innenkippe zu schließen, wurden der Kippe dreidimensionale, linsenförmige Körper angepasst, deren Querschnitt vom niedrigsten Grundwasserstand bei Normalbedingungen und vom jeweiligen Grundwasserstand nach anhaltendem Tiefstand begrenzt wird (Abb. 3.29 und 3.30).



**Abb. 3.29** Beispiele für die zeitabhängige Geometrie der sulfidhaltigen ungesättigten Zone. Angenommener Zeitraum für einen Seespiegeltiefstand 12 Monate.



**Abb. 3.30** Für die Volumenberechnung vereinfachte Kippenerfläche mit eingefügten Profilen.

#### 4.2.2.9 Zusätzliche Säurefracht durch Belüftung sulfidhaltiger Zonen

Für die Berechnung der Säurefracht wird davon ausgegangen, daß das gesamte Inventar versauernd wirkender Ionen, das durch Verwitterung in der neu belüfteten Zone freigesetzt wird, mit dem Sickerwasser zum Grundwasserspiegel transportiert und in den See ausgewaschen wird. Eine mögliche Reduzierung oder Bindung der Verwitterungsprodukte an die Sedimentmatrix wird in der folgenden Bilanzrechnung vernachlässigt. Abhängig vom Ort der Oxidation im Kippenkörper legen die Sulfidverwitterungsprodukte mit dem Sicker- oder dem Grundwasser unterschiedlich lange Wege bis zum See zurück. Weiterhin ist die Verteilung der ungesättigten sulfidhaltigen Zonen im Profil der Kippe zeitabhängig und damit der Transportweg der Verwitterungsprodukte zum Seekörper. Dadurch können die berechneten Flächen (Abb. 3.29) nicht als direkt proportional zum erwarteten entwässerten Volumen oder Säureeintrag angesehen werden und es kommt zu einer Glättung (Verschmierung) der in Abb. 3.28 dargestellten Kurve. Für eine überschlägige Berechnung wurde daher die sich im Jahresmittel ergebende maximale Fläche als gleichmäßige auf die Insel verteilte Schicht betrachtet, womit sich bei einer Profilfläche von  $70 \text{ m}^2$  (Punkt A in Abb. 3.28) und  $500 \text{ m}$  Profillänge eine durchschnittliche Mächtigkeit der zusätzlichen ungesättigten Zone von  $0.14 \text{ m}$  ergibt. Bei einer Modell-Inselfläche von  $3.7 \cdot 10^6 \text{ m}^2$  (Fläche a und b in Abb. 3.30) ergibt sich ein entwässertes Volumen von  $5.2 \cdot 10^5 \text{ m}^3$ . Mit einer Sedimentdichte von  $1.7 \text{ t/m}^3$  werden im ersten Jahr durchschnittlich  $8.8 \cdot 10^{11} \text{ g}$  Sediment der Sulfidverwitterung unterworfen. Entsprechend werden durch kürzere Tiefstandsperioden geringere Inselkörper-Volumina entwässert (Abb. 3.31).

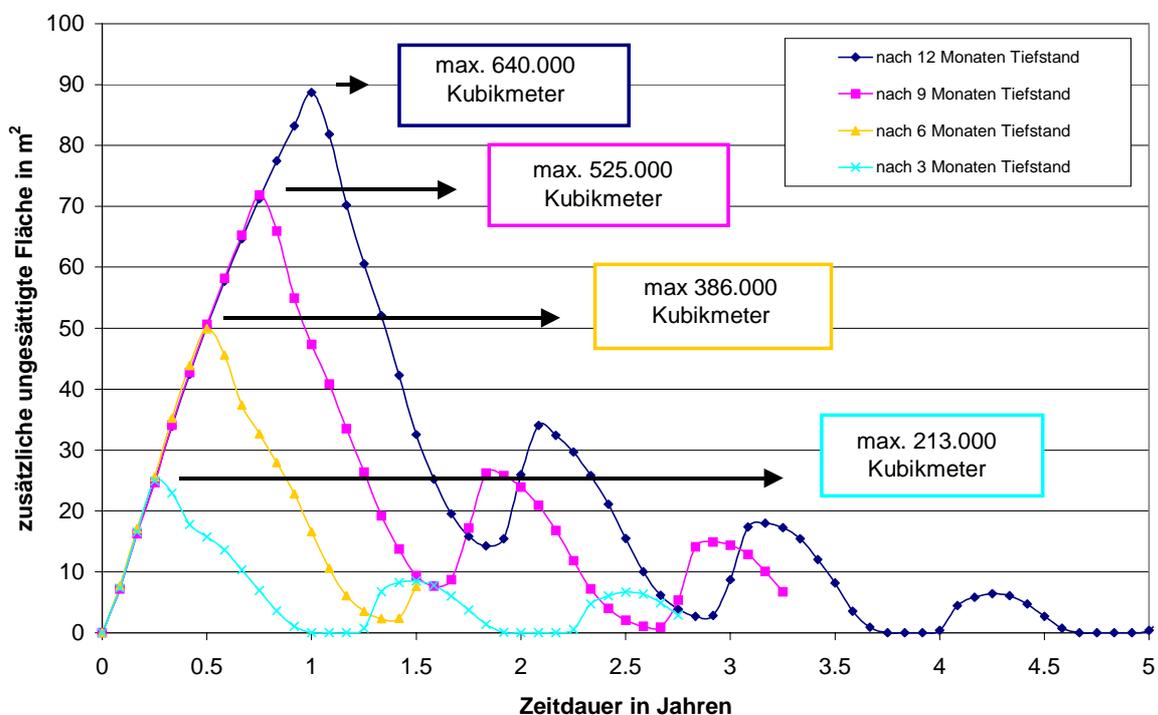
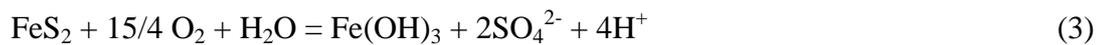


Abb. 3.31 Maximal entwässerte Kippenvolumina in Abhängigkeit der Tiefstandsdauer.

In Verwitterungsexperimenten an Kippenmaterial aus der gesättigten Zone wurde die Sulfidverwitterung untersucht. Dabei wurden die Sedimentproben ungesättigt unter Sauerstoffatmosphäre bei 10°C und 100% Luftfeuchtigkeit gelagert und wiederholt mit Aqua dest. durchspült. Da Sulfate in mineralogischen Untersuchungen nicht nachgewiesen werden konnten, wurde der beobachtete Sulfataustrag als proportional zur Sulfidverwitterung angenommen. Die über die Zeit gemittelte Pyritumsatzrate ergab  $6 \cdot 10^{-6} \text{ mol}_{\text{Py}}/(\text{m}^3_{\text{Sediment}} \cdot \text{s})$ . Da nach Gleichung (3) einer Oxidation von 1 mol Pyrit eine Bildung von 4 mol  $\text{H}^+$  entspricht, ist die Protonenfreisetzungsrates genau viermal so groß. Für die oben bestimmte Sedimentmasse ergibt sich damit nach (4) eine jährliche Säurefreisetzung von  **$4 \cdot 10^7 \text{ mol/a}$**

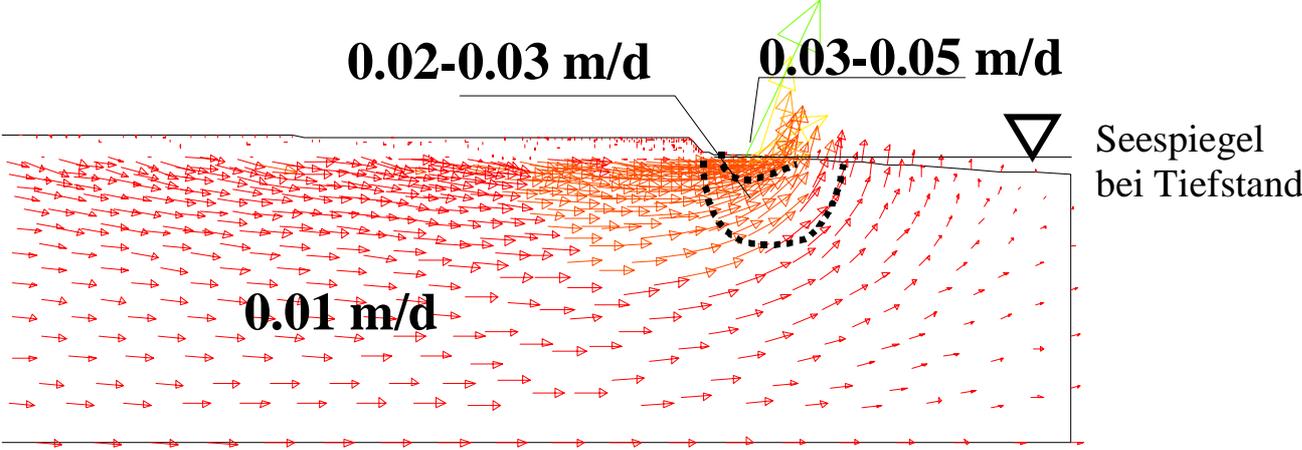


$$\text{Säurefreisetzung} = 4 * \text{Sedimentvolumen} * \text{Dichte} * \text{Expositionszeit} * \text{Rate} \quad (4)$$

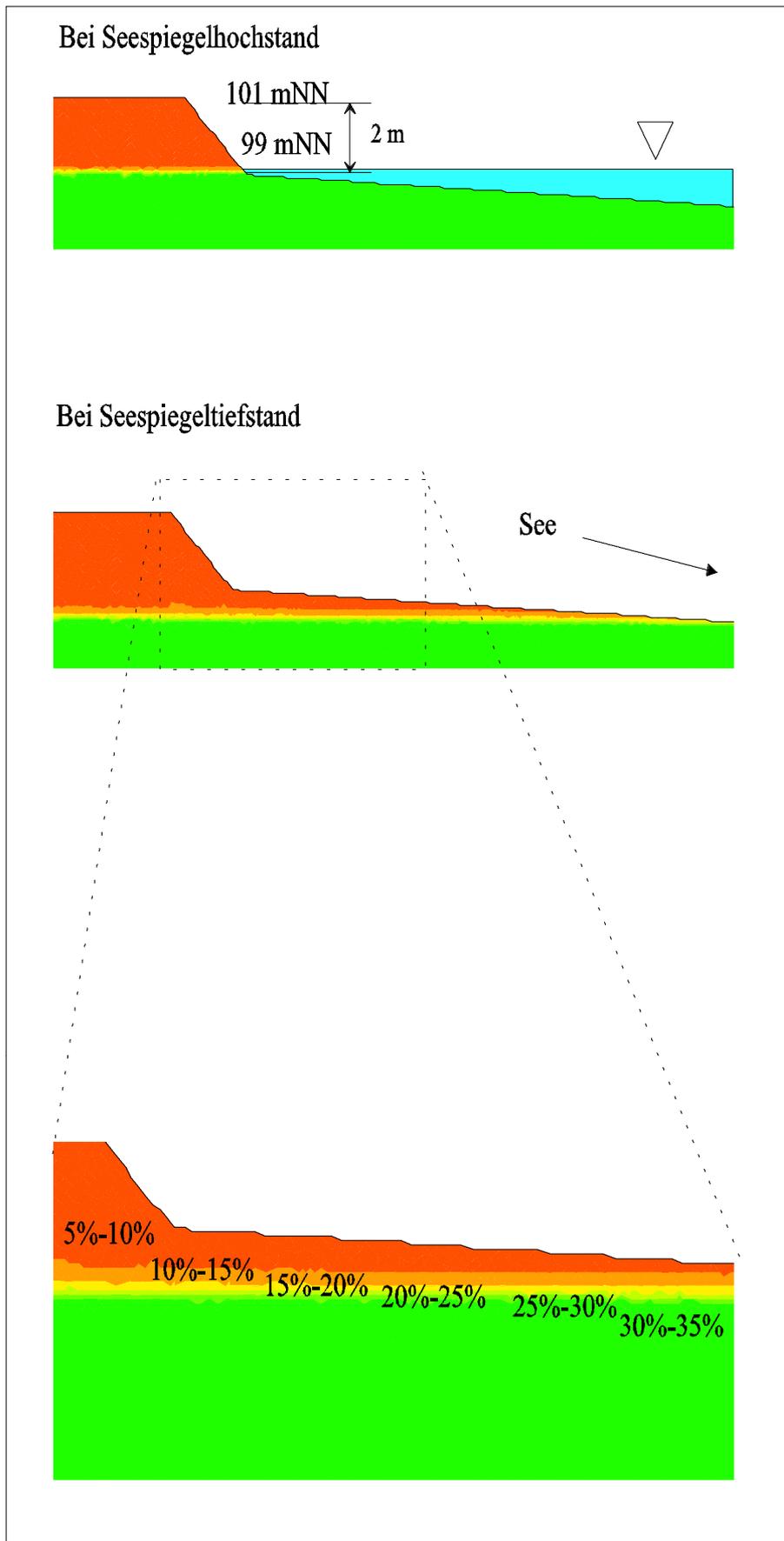
Die oben berechnete und in das Grundwasser eingetragene Säurelast wird auf Grund der geringen Grundwasserströmungsgeschwindigkeit nicht unmittelbar nach einem einjährigen Tiefstand, sondern über die nächsten Jahre verteilt, in den See ausgetragen werden. Geht man von einer Strömungsgeschwindigkeit von 15 m/a (Abb. 3.32) und einer Uferlänge der Modellinsel (Fläche a und b in Abb. 3.30) von 16500 aus, so wird im ersten Jahr nach einem Tiefstandereignis nur die Säurelast in den See eingetragen, die in einem Uferstreifen von 250000 m<sup>2</sup> Fläche (15% der Inselfläche) ins Grundwasser gelangt. Weiterhin ist die Säurebildung durch langanhaltende Seespiegelabsenkung und die dadurch induzierte Sulfidverwitterung im ufernahen Bereich geringer, als im Durchschnitt der Insel, da die Mächtigkeit der entwässerten pyrithaltigen Zone am Ufer gegen Null geht (Abb. 3.29).

Das Modell weist für die sulfidhaltige, entwässerte Zone im Abstand von 15 m zum Ufer eine Mächtigkeit von 1 cm aus. Dieser Wert darf nicht als tatsächliche Mächtigkeit der Schwankungszone auf die natürlichen Verhältnisse übertragen werden. Er hat angesichts der Mächtigkeit des Kapillarsaums im Dezimeter-Bereich (Abb. 3.33), der Heterogenität der Kippensedimente und der Sauerstoffdiffusion in die gesättigte Zone eher den Charakter eines theoretischen Mittelwertes über die gesamte Uferzone hinweg. Legt man diesen Wert zu Grunde, so ergibt sich ein entwässertes Sedimentvolumen von 0.075 m<sup>3</sup> pro Meter Uferlänge oder eine entwässerte sulfidhaltige Sedimentmasse von 2100 Tonnen bei einer Uferlänge des Kippensmodells (Flächen a und b) von 16500 m und einer Sedimentdichte von 1.7 t/m<sup>3</sup>. Mit einer Rate von  $6 \cdot 10^{-6} \text{ mol}_{\text{Py}}/(\text{m}^3_{\text{Sediment}} \cdot \text{s})$  ergibt sich eine jährliche Säurefreisetzung von  $9.2 \cdot 10^4 \text{ mol/a}$ .

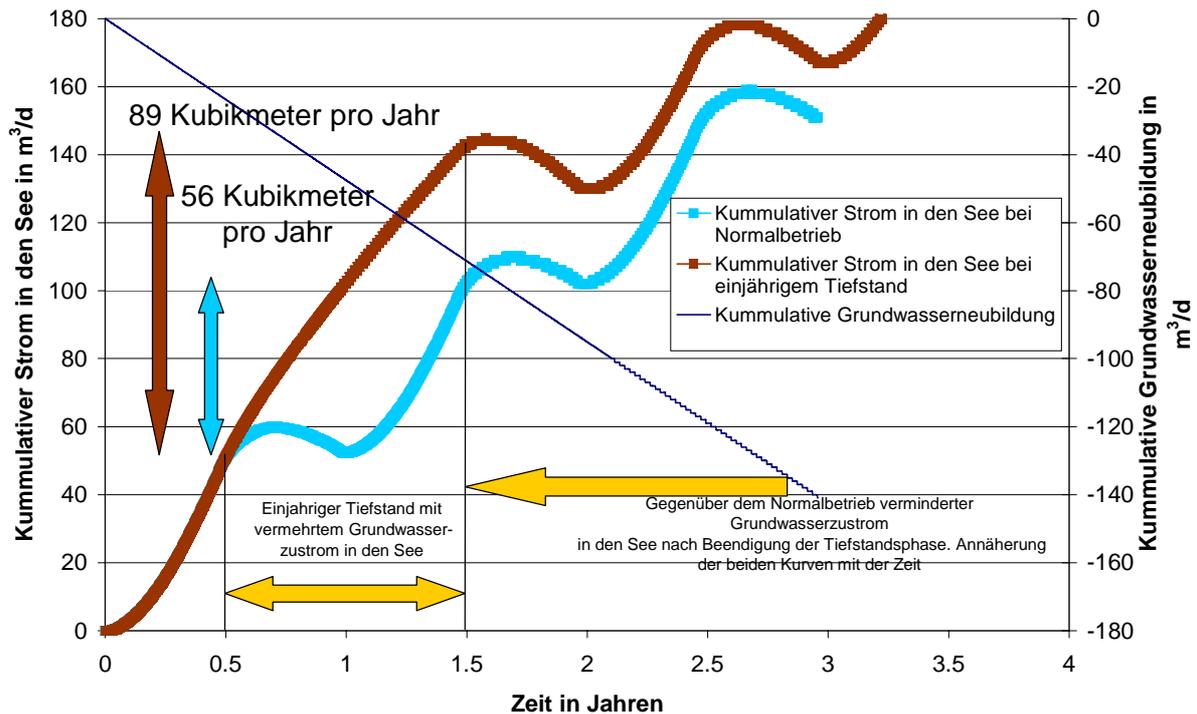
# Filtergeschwindigkeit der Grundwasserströmung



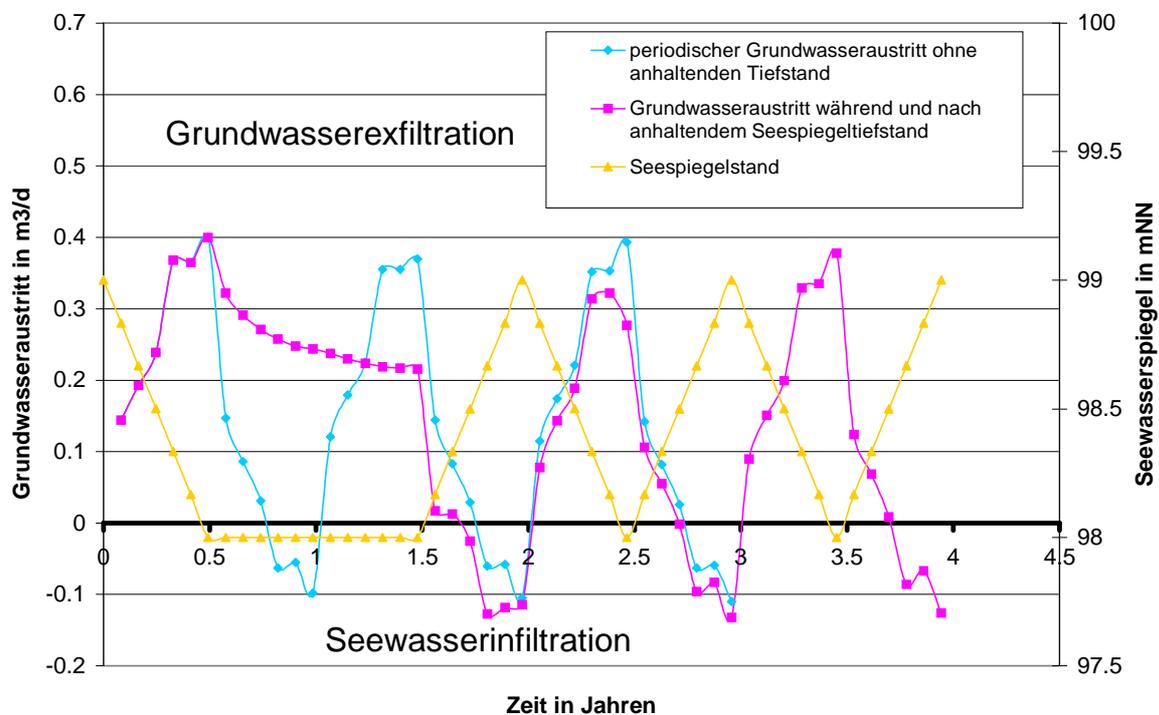
**Abb. 3.32** Aus der Insel heraus gerichtete Geschwindigkeitsvektoren des Grundwassers bei Erreichen des Tiefstandes bei Normalbetrieb. Zu diesem Zeitpunkt werden in Ufernähe die steilsten Gradienten und damit die größten Geschwindigkeiten erreicht. Steilere Gradienten und damit größere Geschwindigkeiten als zu diesem Zeitpunkt werden auch bei länger anhaltenden Tiefständen nicht erreicht. Der zugehörige Grundwasserspiegel ist in Abb. 3.26 und in der Seeganglinie (Abb. 3.25) jeweils mit Nummer 1 dargestellt.



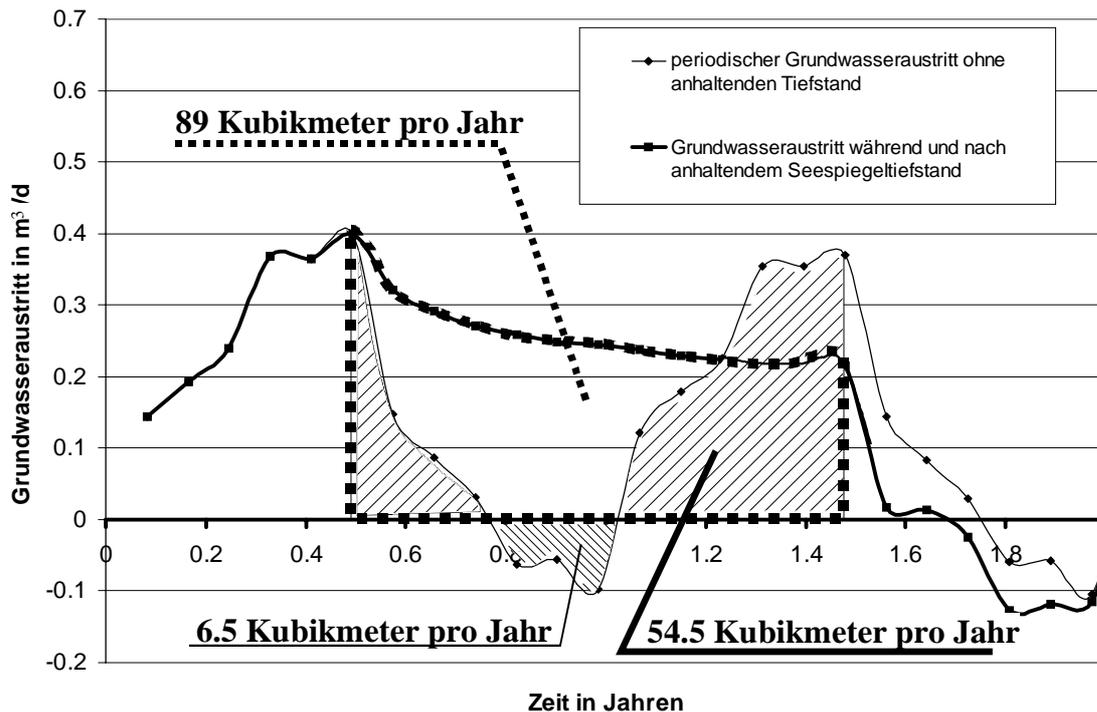
**Abb. 3.33** Wassergehalte des Sedimentes im Bereich des Grundwasserspiegels mit einem Sättigungswassergehalt von 35 Volumen-%.



**Abb. 3.34** Kumulative Grundwasserströme bei Normalbetrieb und bei einjährigem Tiefstand. Die Abbildung zeigt den vermehrten Grundwasseraustritt während der Periode des Tiefstandes und die verminderte Exfiltration nach Rückkehr zum Normalbetrieb.



**Abb. 3.35** Jahrgang der Grundwasser-Exfiltration bei Normalbetrieb und bei einjährigem Tiefstand. Nach Beendigung des einjährigen Tiefstandes zeigt die rote Ganglinie in den kommenden Jahren eine geringere Grundwasser-Exfiltration und eine erhöhte Seewasser-Infiltration, die auf das langsame Wiederauffüllen der ursprünglich gesättigten Kippensedimente hinweist. Dieser Trend wird mit den Jahren schwächer und beide Ganglinien nähern sich einander wieder an. Hohe Exfiltrationsraten korrespondieren naturgemäß mit niedrigem Seewasserspiegel und umgekehrt.



**Abb. 3.36** Ausschnitt aus Abb. 3.35. Unterschiedlicher Verlauf der Exfiltrationskurven und Exfiltrationsmengen bei Normalbetrieb und bei einjährigem Tiefstand.

Der lang anhaltende Seespiegeltiefstand führt zu einem vermehrten Grundwasseraustrag aus der Kippe. Wie die Abb. 3.34 bis 3.36 zeigen, dauert dieser genauso lange wie die anhaltende Absenkung. In den Folgejahren ist dann eine etwas geringere Exfiltration und eine etwas größere Infiltration gegenüber dem Normalbetrieb zu beobachten (Abb. 3.34). Im ersten Jahr werden durch einen einjährigen Seespiegeltiefstand  $89 \text{ m}^3$  pro Meter Profilbreite und Jahr gegenüber  $56 \text{ m}^3$  bei Normalbetrieb (Abb. 3.35 und 3.36) aus der Kippe ausgetragen. In den Folgejahren werden die zusätzlich exfiltrierten  $33 \text{ m}^3$  wieder durch Grundwasserneubildung aufgefüllt, was eine reduzierte Exfiltration gegenüber dem Normalbetrieb zur Folge hat.

Die vermehrte Exfiltration transportiert nach einjährigem Tiefstand die oben berechneten  $9.2 \cdot 10^4 \text{ mol}$  in den See, was, wie in Abschnitt gezeigt, die 1989 beobachtete Versauerung zu erklären vermag. Die um drei Zehnerpotenzen größere Säuremenge, die in der gesamten Insel durch den Tiefstand freigesetzt wurde, wird auf Grund der geringen Filtergeschwindigkeiten erst in den nächsten Jahrzehnten in den See gelangen. Durch die geringeren infiltrierten Volumina und die Verdünnung durch den vermehrten Zulauf der Schwarzen Elster bei Normalbetrieb scheint für den Säureeintrag in den Folgejahren genügend Pufferkapazität zur Verfügung zu stehen. Weiterhin ist damit zu rechnen, dass ein Teil der ins Kippengrundwasser eingetragenen Säure entlang der Strombahnen von der Grundwasseroberfläche in den See in reduzierende Verhältnisse gelangt und durch Sulfidbildung gepuffert wird.

Die Kurve für den Normalbetrieb in Abb. 3.35 repräsentiert die Wasserbilanz des Modells. Bei einer Grundwasserneubildung von  $3 \text{ l}/(\text{s} \cdot \text{km}^2)$  erfolgt in das  $500 \text{ m}$  breite Modellprofil ein Eintrag durch Niederschlag von  $0.13 \text{ m}^3/\text{d}$  oder  $47 \text{ m}^3/\text{a}$ . Dieses Volumen entspricht der Diffe-

renz des über 9 Monate hinweg exfiltrierenden Volumens von  $54.5 \text{ m}^3/\text{a}$  und dem über 3 Monate hinweg infiltrierenden Volumen von  $6.5 \text{ m}^3$ . Der fehlende Kubikmeter beruht auf Bilanzungenauigkeiten im Modell.

### 4.2.3 Geoelektrische Widerstandsmessung auf der Insel

Zielstellung der geoelektrischen Widerstandsmessung war es, den ungesättigten Bereich der Insel hinsichtlich einer möglichen Bodenversauerung zu untersuchen und die Grundwasserspiegellage zu ermitteln. Die Untersuchung fokussierte dabei auf Regionen geringer bzw. hoher Porenwasserwiderstände ( $\rho_w$ ), die aus dem im Porenraum gelösten Stoffinventar resultieren. Aus petrophysikalischen Untersuchungen ist bekannt, dass die Bodenleitfähigkeit sehr wesentlich vom Wassergehalt und der elektrochemischen Leitfähigkeit der Wasserphase bestimmt wird. Während die elektrochemische Leitfähigkeit vorwiegend von den geochemischen Stoffwandlungsprozessen beeinflusst wird, ist der Wassergehalt vom Speicherverhalten des Sediments und der Speisung durch Niederschlag, abhängig. Niedrige Boden-pH-Werte und hohe elektrische Leitfähigkeiten des Porenraumes bewirken die Messung geringerer scheinbarer spezifischer elektrischer Bodenwiderstände. Demgegenüber sind Bereiche mit gering mineralisiertem Porenwasser und neutralen pH-Werten durch größere Widerstände gekennzeichnet. Im Bereich der ungesättigten Zone werden gegenüber dem mit Grundwasser gesättigten Bereich insgesamt deutlich höhere Bodenwiderstände erwartet.

Als Messanordnung wurde eine Vier-Punkt-Anordnung nach Wenner gewählt. Aufgenommen wurde ein Messprofil von 70 m Länge. Gemessen wurde in einem kombinierten Verfahren, bestehend aus Kartierung und Sondierung (Multielektrodenmessung). Der Elektrodenabstand wurde auf 2 m festgelegt. Zur Aufklärung der Mehrdeutigkeit der ermittelten Widerstandsverteilung wurden entlang des Profils zusätzlich ortsdiskrete Feststoffproben aus Handbohrungen (Bohrung F3, F4 und F5) gewonnen, die anschließend geochemisch analysiert wurden. Die Anordnung der Bohrungen in den gemessenen Profilen ist in Anlage 8 dargestellt. In jeder Bohrung wurde nach rund 2.5 m der Kapillarsaum des Grundwassers erbohrt. Neben der Feststoffprobenahme wurde an den Bohrungen F1 bis F4 Sickerwasser aus dem Kapillarsaum gewonnen und auf seine Beschaffenheit hin untersucht (Abschnitt 4.1).

Wie der Anlage 8 zu entnehmen ist, wurden bei der geoelektrischen Widerstandsmessung Werte zwischen 20 und 3000 Ohm-m ermittelt. Vertikal kann in drei Gruppen unterschieden werden. Widerstände  $< 1000 \text{ Ohm-m}$  wurden im oberen Messlevel angetroffen. Daran anschließend folgen Widerstände zwischen 300 und 700 Ohm-m. Ab dem 3. Messlevel sind die Messwerte  $< 100 \text{ Ohm-m}$ . Eine weitgehend gleichbleibende, horizontale Verteilung wird in den ersten zwei Wertegruppen beobachtet. Demgegenüber kann im unteren Wertebereich ( $< 100 \text{ Ohm-m}$ ) eine Differenzierung beobachtet werden. Im Südwesten wurden rund 80 Ohm-m ermittelt, im Nordosten rund 40 Ohm-m. Die Umrechnung der scheinbaren spezifischen Widerstände (A) in spezifische Widerstände (B) ergibt jedoch auch hier ein nahezu gleichbleibendes Bild der Widerstandsverteilung.

Die Boden-pH-Werte aller Proben lagen zwischen pH 4 und 5. Die schwach sauren Bodenproben weisen eine relative geringe elektrische Bodenleitfähigkeit von 10 bis 100  $\mu\text{S}/\text{cm}$  auf (Anlage 8). Der Wassergehalt der vorwiegend feinsandigen Sedimentproben variiert zwischen 3.5 und 20% TS. Dabei weisen die feinsandigen Sedimente Wassergehalte von rund 5% TS auf. In den wenigen schluffigen Einlagerungen wurden Wassergehalte über 10% TS festgestellt. Der Kohlenstoffgehalt (TC) wurde in den Proben zu 0 bis 12% TS ermittelt. Hohe Gehalte ( $> 2\%$  TS) treten ausschließlich in den geringmächtigen, linsenartig eingeschalteten schluffreichen Sedimenten auf, während die geringen TC Gehalte ( $< 2\%$ ) an die weiter verbreiteten feinsandigen Sedimente gebunden ist. Die Pyritschwefelgehalte variieren zwischen 0.01 und 0.16% TS. Die elektrische Leitfähigkeit der Wasserprobe aus dem Kapillarsaum der Bohrung F3 betrug 200  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , die der Probe aus Bohrung F4 600  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

Ausgehend von der spezifischen Widerstandverteilung kann ein dreischichtiges Widerstandsmodell abgeleitet werden (Anlage 8), das wie folgt interpretiert wird. Der Wertebereich  $>1000$  Ohm-m wird als Bereich der Bodenzone betrachtet, dessen Mächtigkeit maximal 1 m beträgt. Als ungesättigte Zone mit Kapillarsaum wird der Widerstandsbereich zwischen 300 und 700 Ohm-m betrachtet. Die gesättigte Zone beginnt ab einer Teufe von etwa 3m. Innerhalb dieser Zone wird von Südwesten nach Nordosten mit einem Ansteigen der elektrischen Leitfähigkeiten des Grundwassers gerechnet. Sowohl die Widerstandsverteilung als auch die Untersuchung der Wasserprobe aus dem Kapillarsaum belegen diese Beobachtung. Im Bereich der ungesättigten Zone können keine unterschiedlichen Bereiche einer Bodenversauerung nachgewiesen werden. Es wurde geschlossen, daß der reaktive Pyritschwefelanteil im Profilbereich bereits oxidiert ist. Die Verwitterungsprodukte sind, wie die geringen Bodenleitfähigkeiten vermuten lassen, bereits weitgehend aus der ungesättigten Zone in das Grundwasser ausgetragen.

## 5 Untersuchung der Stofftransportprozesse

### 5.1 Stoffaustrag aus der Innenkippe

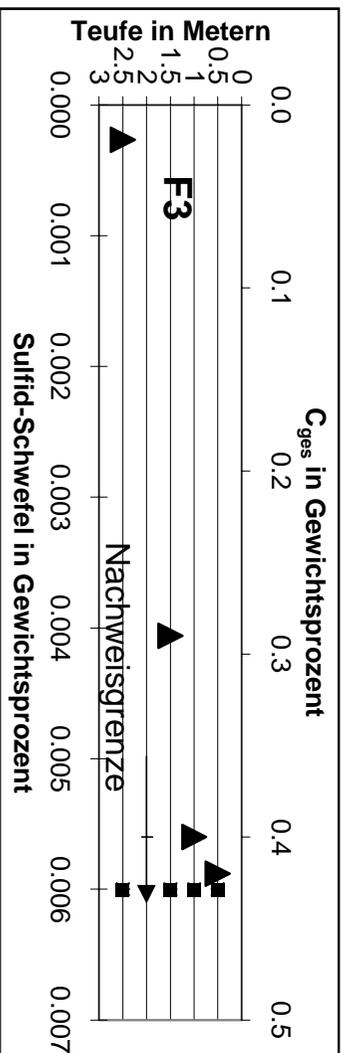
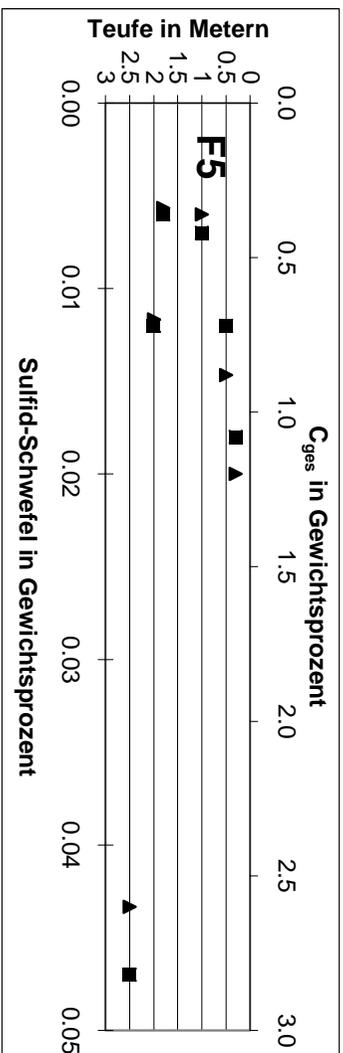
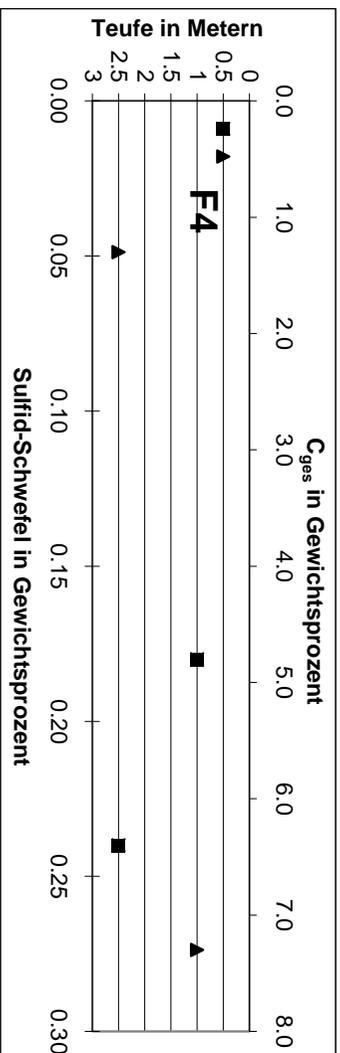
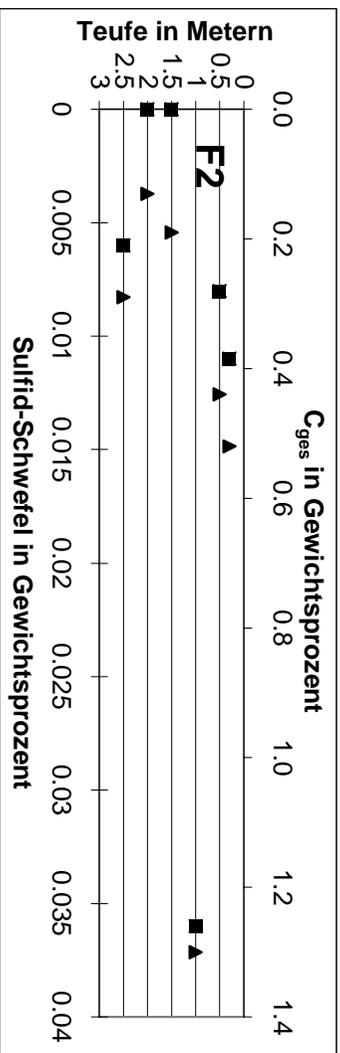
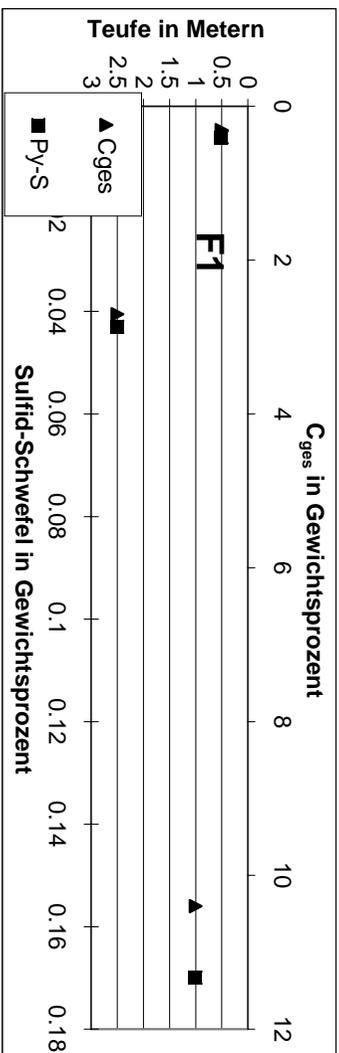
Die Grundwasserneubildung auf der Insel führt zu einem Sickerwasserstrom durch die ungesättigte Zone der Insel und damit zu einem Austrag von Stoffen in die gesättigte Zone. Weiterhin führt der periodisch schwankende Seespiegel zu einem Grundwasserstrom mit wechselnder Strömungsrichtung durch die Uferbereiche der Insel, der ebenfalls Stoffe aus der bei Seespiegelniedrigstand ungesättigten Zone austrägt. Durch beide Ströme kommt es zu einer periodisch schwankenden Exfiltration von Grundwasser wechselnder Beschaffenheit aus dem Inselkörper in den Seewasserkörper. Durch Laborexperimente und direkte Analysen von Grundwasser der Insel soll der so gebildete Stoffstrom und das damit verbundene Versauerungspotential abgeschätzt werden, das mit dem exfiltrierenden Grundwasser dem See zugeht.

Die durch Speicherbewirtschaftung induzierte Seespiegelschwankung sowie variable Grundwasserneubildung führen zwischen der dauerhaft ungesättigten Zone und der dauerhaft gesättigten Zone zu einer Grundwasserschwankungszone, in die Sauerstoffzutritt nur periodisch stattfindet. Wie Analysen des Sulfidschwefelgehaltes der dauerhaft und periodisch wiederkehrend ungesättigten Zone zeigen, ist diese aufgrund der dreißigjährigen Standzeit der Kippe weitgehend sulfidfrei (Abb. 4.1). Als einzige Säurequelle für eindringendes Sicker- oder Seewasser kommt damit die Lösung von versauernden Mineralien oder die Desorption versauernd wirkender Ionen von der Sedimentmatrix in Frage. Die zu erwartende Grundwasserbeschaffenheit und damit der zu erwartende Stoffaustrag soll für zwei Fälle untersucht werden:

1. Grundwasserbeschaffenheitsentwicklung durch versickerndes Niederschlagswasser
2. Grundwasserbeschaffenheitsentwicklung durch periodisch eindringendes Seewasser

#### 5.1.1 Bestimmung der Grundwasserbeschaffenheit bei Bildung durch Sickerwasser

Die Beschaffenheit des Grundwassers im Inneren der Kippe ist durch den Einfluss von Sickerwasser geprägt, welches die sulfidfreie, ungesättigte Zone durchströmt. Um diese Wasserbeschaffenheit zu ermitteln, wurden Bodenpasten ohne Überstand mit Sediment aus der ungesättigten Zone und Aqua dest. hergestellt. Nach einer Reaktionszeit des Porenwasser-Boden-Systems von 24 Stunden wurde die Porenlösung mit Druckluft abgepresst und auf die Hauptkationen und -anionen Eisen<sub>(gesamt)</sub>, Aluminium, Natrium, Kalium, Calcium, Magnesium, Chlorid und Sulfat analysiert. Dieser Versuchsansatz repräsentiert den Kontakt von ionenarmen Niederschlagswasser mit Kippensediment beim Durchsickern der ungesättigten Zone. Die direkte Beprobung des Kippengrundwassers als Vergleichswert erfolgte mit einer Sauglanze, die bis an den Grundwasserspiegel in den Kippenkörper eingebracht wurde. Die auf beide Weisen erhaltenen Analysendaten weisen vergleichbare Werte auf (Tab. 4.1 und Abb. 4.2). Der Vergleich rechtfertigt damit die laborative Nachbildung von Porenwässern, die durch Niederschlag gebildet werden, durch den Ansatz einer Bodenpaste mit porenwasserähnlicher Sättigung.

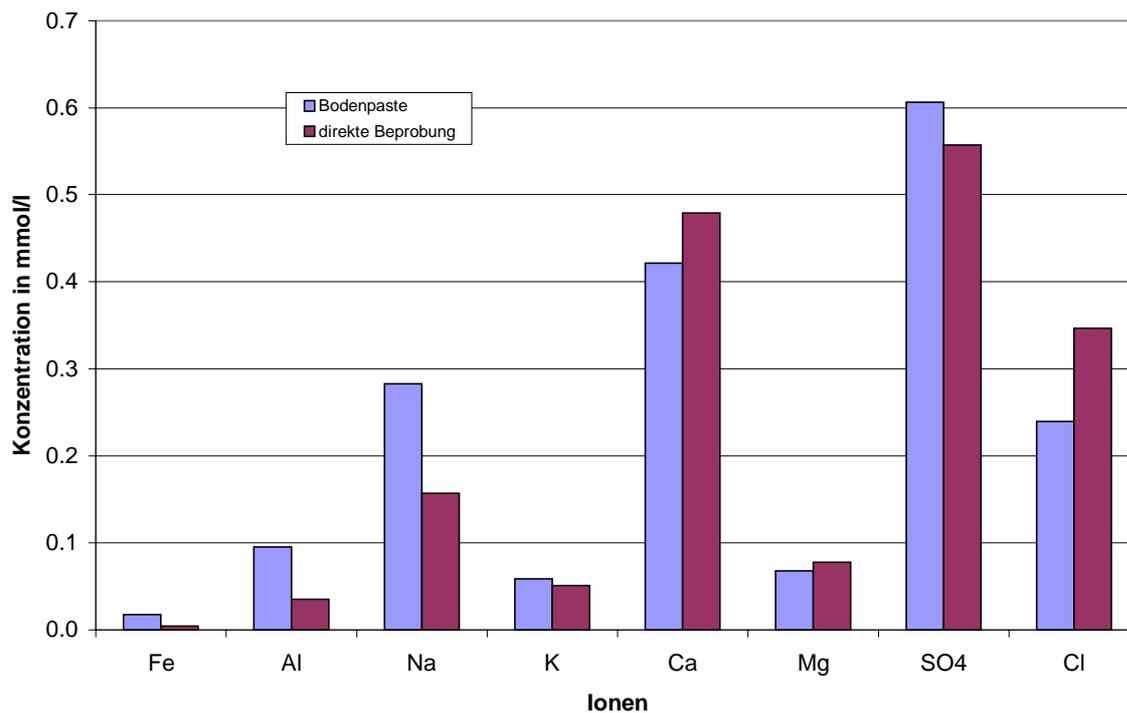


**Abb. 4.1** Sulfidschwefelgehalte und Gesamtkohlenstoffgehalte von vier verschiedenen Bohrungen im Zentrum des westlichen Inselteiles. Da in keiner der Bohrungen anorganischer Kohlenstoff gefunden wurde, ist der Gesamtkohlenstoff mit dem organischen Kohlenstoffanteil gleichzusetzen. Die Sulfidschwefelgehalte und der organische Kohlenstoff korrelieren gut. Erhöhte Gehalte wurden in den Bohrungen F1, F2 und F4 im Gelände in einer 0.2 m mächtigen Schlufflinse in 1 m Tiefe angetroffen. Bohrung F5 zeigt diesen Peak nicht und damit die nur lokale Ausdehnung dieser Struktur. Unterhalb der Schlufflinse sind die Sulfidgehalte in der gleichen Größenordnung wie darüber. Für die Abschätzung des Stoffvorrates wurde der Sulfid-Vorrat in der ungesättigten Zone daher vernachlässigt.

**Tab. 4.1** Kationenkonzentrationen verschiedener auf der Insel entnommener Porenwasserproben direkt vom Grundwasserspiegel. Zum Vergleich sind die Analysen der im Labor hergestellten Proben dargestellt. Für diese wurden Sedimente der ungesättigten Zone verwendet. Die Konzentrationen zeigen die gleiche Größenordnung.

Porenwasser direkte Beprobung		Fe	Al	Na	K	Ca	Mg	pH
Proben	mmol/l							
IP3 L2 0	0.004	0.035	0.157	0.051	0.479	0.078	4.61	
F1	0.032	0.106	0.280	0.049	1.270	0.237	3.57	
F2	0.006	0.041	0.259	0.023	0.250	0.047	4.18	
F3	0.023	0.013	0.237	0.061	0.439	0.104	4.21	
F4	0.139	0.126	0.302	0.088	0.774	0.233	3.24	
Mittelwert	0.041	0.064	0.247	0.054	0.642	0.140	3.96	
Standardabweichung	0.050	0.044	0.050	0.021	0.356	0.080	0.49	

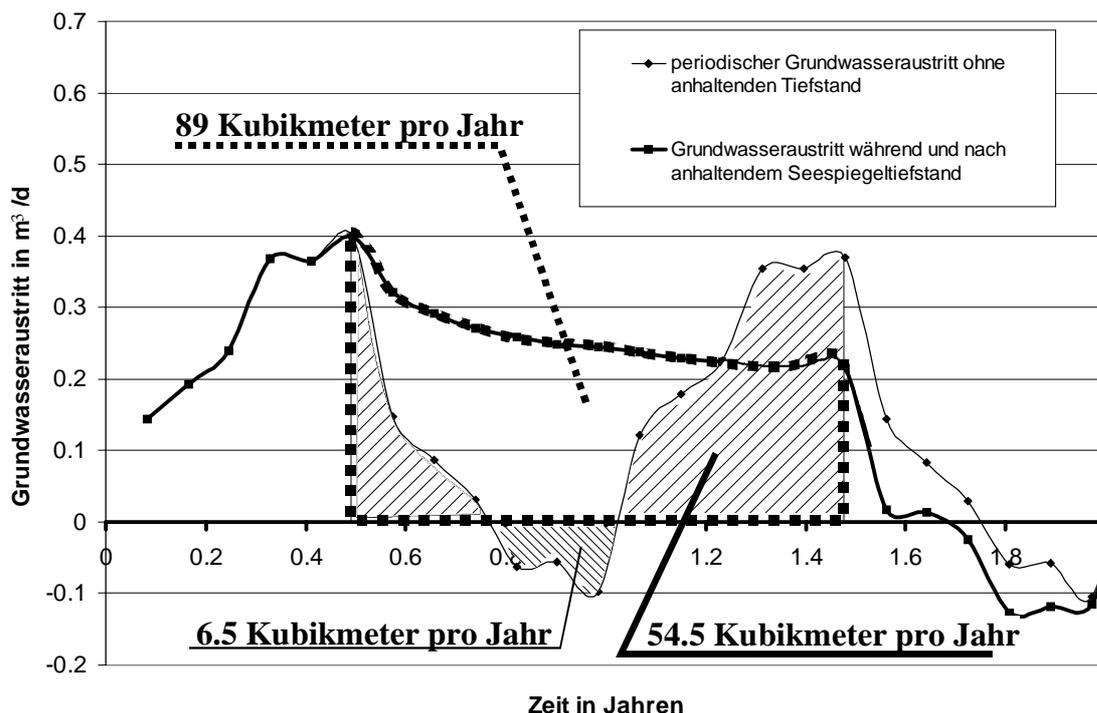
Bodenpasten		Fe	Al	Na	K	Ca	Mg	pH
Proben	mmol/l							
IP3 L2 1	0.017	0.095	0.283	0.059	0.422	0.068	4.42	
IP3 L1 1-1.5	0.055	0.304	0.378	0.108	0.604	0.184	3.58	
IP3 L1 2-2.5	0.027	0.328	0.713	0.039	0.599	0.204	3.83	
IP3 L1 3.5-4	0.032	0.140	0.548	0.124	0.444	0.091	3.84	
Mittelwert	0.033	0.217	0.481	0.082	0.517	0.137	3.92	
Standardabweichung	0.014	0.101	0.165	0.035	0.085	0.058	0.31	



**Abb. 4.2** Vergleich einer Ionenanalyse des vor Ort gewonnenen Porenwassers von Probe IP3 L2 0 mit dem im Labor hergestellten Porenwasser einer Probe IP3 L2 1 aus der ungesättigten Zone einen Meter über dem Grundwasserspiegel.

### 5.1.2 Bestimmung der Grundwasserbeschaffenheit bei Bildung durch periodisch infiltrierendes Seewasser

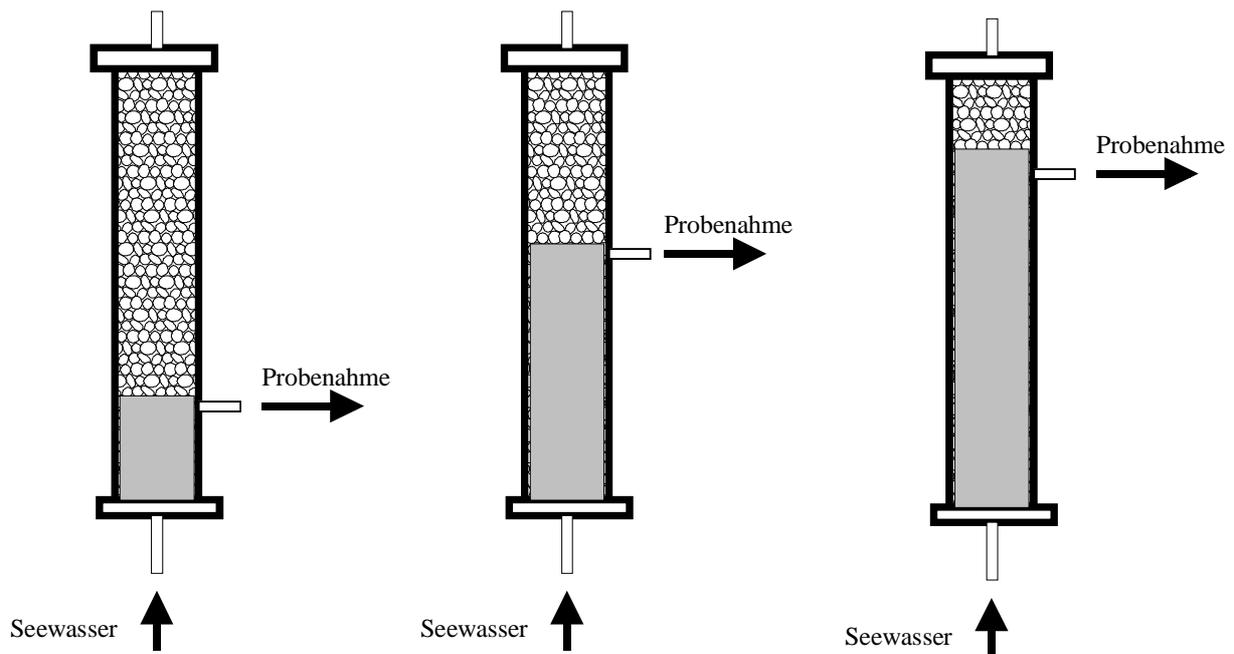
Wie Modellrechnungen (Abschnitt 3.2.2) zeigen, kehrt sich der Grundwasserstrom aus der Insel in den See periodisch um und Seewasser infiltriert für etwa 3 Monate im Jahr in die Insel (Abb. 4.3). Die Ausgangs-Beschaffenheit des Seewassers verändert sich dabei im Kontakt mit dem Ufersediment. Danach kommt es wieder zu einer Exfiltration und dem Austrag von Stoffen aus den Uferzonen der Insel in den Seekörper. Diese Beschaffenheitsänderung des Seewassers wurde durch Batch-Versuche im Labor nachvollzogen.



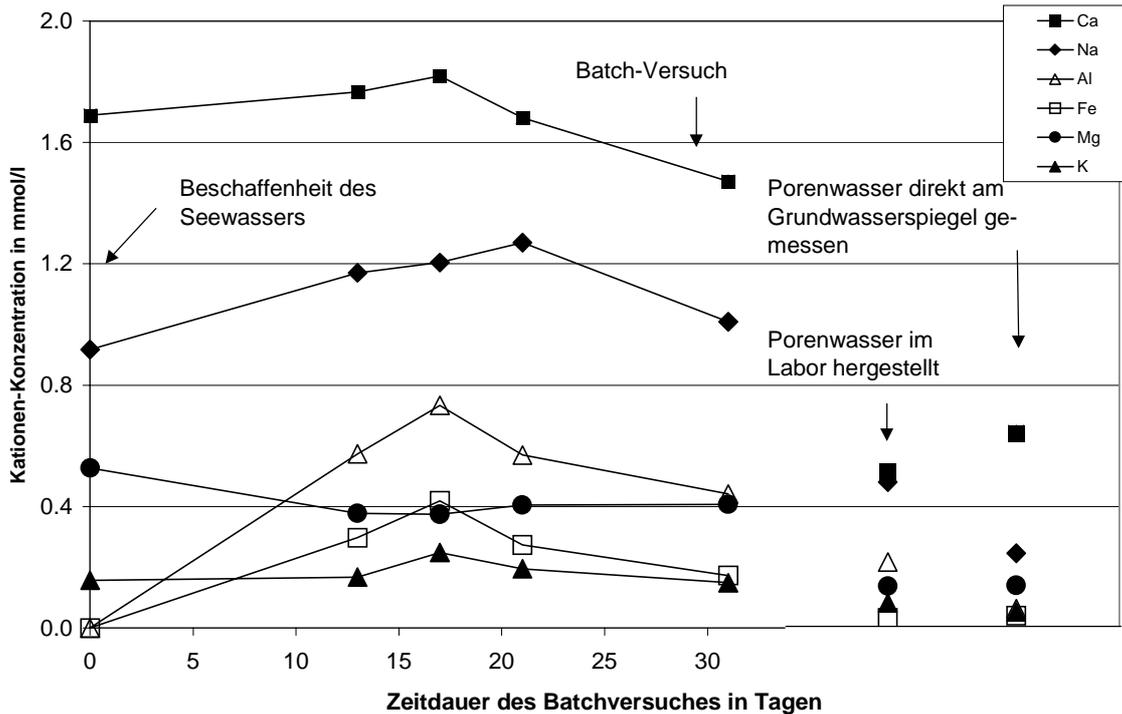
**Abb. 4.3** In- und Exfiltration aus der Insel nach den Modellergebnissen (Abschnitt 3.2.2). Danach kommt es für etwa 3 Monate zur Infiltration von Seewasser in die Innekippe.

Für die Bestimmung der Porenwasserzusammensetzung wurde ein Sedimentkörper aus der ungesättigten Zone des Insel-Uferbereiches (Probenahmepunkt IP3 L1 3.5-4), dem Prozess im Grundwasserleiter vergleichbar, langsam mit Seewasser aufgesättigt und das entstehende Porenwasser im Abstand von mehreren Tagen beprobt (Abb. 4.4). Die Strömungsgeschwindigkeit lag bei 0.1m/d. Bei diesem Versuch lassen sich nur Aussagen über die endgültige Porenwasserbeschaffenheit ableiten, wenn diese über längere Zeit konstant bleibt, das Porenwasser also bei Kontakt mit neuem noch ungesättigten Sediment keine Beschaffenheitsänderung mehr aufweist. Das wiederum ist nur dann der Fall, wenn die Konzentrationszunahme durch die Sättigung bestimmter Mineralphasen konstant gehalten wird, oder keine Mineralphasen mehr vorhanden sind, die sich lösen könnten. Die Konzentration der einzelnen Ionen in der Lösung steht dann im Gleichgewicht mit der Austauscherbelegung des Sedimentes. Abb. 4.6 zeigt die gemessene Porenwasserbeschaffenheit zu verschiedenen Zeitpunkten. Abgesehen von den höheren Aluminium- und Eisengehalten zeigt das Porenwasser ähnliche Kationen-

Konzentrationen wie das Ausgangs-Seewasser (Entnahme am 20.1.99 aus dem Nordsee, Westteil). Gemessene Leitfähigkeiten der Bodeneluat der Sedimente, die für diesen Versuch verwendet wurden, schwanken zwischen 250 und 25  $\mu\text{S}/\text{cm}$  und zeigen auch damit die geringen noch freisetzbaren Stoffmengen. Eine bedeutende Beschaffenheitsänderung des infiltrierenden Seewassers ist nach 13 Tagen oder einer Fließstrecke von 1.3 m nicht mehr zu beobachten. Damit kann die durch infiltrierendes Seewasser entstehende Porenwasserbeschaffenheit für die ganze Uferzone als konstant angesehen werden.



**Abb. 4.4** Versuch zur Aufsatigung von Kippenmaterial der ungesättigten Zone mit Seewasser. Die Probenahme erfolgte dabei jeweils an der Obergrenze der gesättigten Zone.



**Abb. 4.5** Vergleich der resultierenden Seewasserbeschaffenheiten durch Seewasserinfiltration und durch Grundwasserneubildung. Die Kationenkonzentration des durch Grundwasserneubildung entstehenden Kippengrundwassers ist durch die Verdünnung mit ionenarmen Niederschlagswasser geringer als die des Kippengrundwassers, das durch ionenreicheres, eindringendes Seewasser entsteht.

Abb. 4.5 zeigt, dass durch die Grundwasserexfiltration im Normalbetrieb die Einträge von Calcium, Magnesium, Natrium und Kalium in den Seekörper gegenüber den bereits vorhandenen Seewasserkonzentrationen vernachlässigbar sind. Da die oben betrachteten Desorptionsvorgänge im Kontakt mit sauerstoffhaltigem Sickerwasser bzw. Seewasser stattfinden, ist mit einer zügigen Oxidation von zweiwertigem Eisen zu rechnen. Die Hydrolyse von  $\text{Fe}^{3+}$  und  $\text{Al}^{3+}$  und die damit verbundene pH-Erniedrigung im Grundwasser prägt die Beschaffenheit der obersten Schichten der Grundwasserlinse in der Insel. In Tabelle 4.2 sind die Analysen des ursprünglichen Seewassers den Analysen des Wassers nach dem Batch-Versuch gegenübergestellt. Um die beobachteten pH-Änderungen durch die Desorption von  $\text{Al}^{3+}$  und  $\text{Fe}_{\text{ges}}$  im Grundwasserleiter nachzuvollziehen, wurde ein Modellwasser mit den sechs analysierten Haupt-Kationen sowie Sulfat und Chlorid als Haupt-Anionen mit dem Simulationsprogramm PHREEQC (PARKHURST, 1998) mit  $0.44 \text{ mmol/l Al}^{3+}$  und  $0.17 \text{ mmol/l Fe}_{\text{ges}}$  versetzt (Tab. 4.2). Um die Ladungsbilanz auszugleichen, wurde Sulfat zugegeben. Dadurch wurde ein pH-Abfall von 6.8 im Modellseewasser auf 3.6 im Inselgrundwasser bewirkt, was dem pH des Batch-Versuches von 3.7 gut entspricht.

**Tab. 4.2** Veränderung der Seewasserbeschaffenheit durch Kontakt mit dem Kippensediment. Die dritte Spalte der Tabelle zeigt die mit PHREEQC nachvollzogene pH-Änderung durch die Zugabe von  $\text{Fe}^{3+}$  und  $\text{Al}^{3+}$  in den beobachteten Mengen zum ursprünglichen Seewasser und die daraus resultierende pH-Änderung.

	Seewasser	Wasserbeschaffenheit nach Beendigung des Batch-Versuches	Seewasser nach simulierter Zugabe von $\text{Fe}^{3+}$ und $\text{Al}^{3+}$ mit PHREEQC
Konzentration	mmol/l	mmol/l	mmol/l
Natrium	1.1	1.0	1.1
Kalium	0.18	0.14	0.18
Calcium	1.5	1.5	1.5
Magnesium	0.58	0.41	0.58
Eisen <sub>ges</sub>	0.06	0.17	0.17
Aluminium	0.001	0.44	0.44
Sulfat	2.5	n.b.	2.5
Chlorid	1.6	n.b.	1.6
pH	6.8	3.7	3.6

### 5.1.3 Abschätzung des Stoffaustrages aus der Insel

Entscheidend für den Stoffaustrag in den See ist die mengenmäßige Aufteilung des jährlich exfiltrierenden Volumens zwischen dem durch Grundwasserneubildung dominierten Grundwasser und dem durch Seewasserinfiltration entstandenen Grundwasser. Bei einer Grundwasserneubildung von  $3 \text{ l}/(\text{s} \cdot \text{km}^2)$  und einer Inselfläche von  $4 \text{ km}^2$  findet eine Grundwasserneubildung von  $380000 \text{ m}^3/\text{a}$  und im Jahresmittel auch ein Grundwasseraustrag in dieser Höhe statt. Für die überschlägige Berechnung des während der dreimonatigen Strömungsumkehr infiltrierenden Grundwassers wurden die auf einen Meter Uferbreite bezogenen Ergebnisse der Modellierung (Abschnitt 3.2.2) auf die gesamte Insel hochgerechnet (Tab. 4.3). Damit ergeben sich  $50000 \text{ m}^3/\text{a}$  infiltrierendes Seewasser. Das gesamte jährlich exfiltrierende Volumen von  $430000 \text{ m}^3/\text{a}$  ist die Summe aus  $380000 \text{ m}^3/\text{a}$  Grundwasserneubildung durch Niederschlag und dem infiltrierten Seewasser. Die Beschaffenheit des gesamten exfiltrierenden Wassers wird daher aus den Beschaffenheiten der Wässer abgeleitet, die durch Kontakt mit Niederschlag bzw. von Seewasser mit dem Kippensediment entstehen. Dafür wird das volumetrische Verhältnis dieser beiden Teilströme, das sich aus der Modellierung ergibt, auf die Ionenkonzentrationen übertragen (Tab. 4.4).

**Tab. 4.3** Übertragung des jährlich austragenen Volumens aus dem Modellprofil auf die gesamte Insel.

	Volumen/Jahr * $m_{\text{Uferlänge}}$ (Modelldaten)	Volumen bezogen auf die gesamte Insel	Anteil
Grundwasserneubildung durch NS +	$48 \text{ m}^3 / (a * m_{\text{Ufer}})$	$380000 \text{ m}^3 / a$	88%
Volumen des infiltrierendes Seewasser =	$6.5 \text{ m}^3 / (a * m_{\text{Ufer}})$	$50000 \text{ m}^3 / a$	12%
gesamtes exfiltrierendes Grundwasser	$54.5 \text{ m}^3 / (a * m_{\text{Ufer}})$	$430000 \text{ m}^3 / a$	100%

Als Beschaffenheit für das durch Grundwasserneubildung entstehende Grundwasser wird der Mittelwert aller auf der Insel direkt entnommenen und analysierten Wasserproben angesetzt (Tab. 4.1). Als Beschaffenheit für das durch Seewasserinfiltration entstandene Kippengrundwasser wird das Ergebnis des Batch-Versuches herangezogen (Tab. 4.2). Die Mischungsrechnung der beiden Lösungen in den entsprechenden volumetrischen Anteilen wurde mit PHREEQC durchgeführt. Tabelle 4.4 zeigt den daraus resultierenden pH-Wert, die Konzentrationen und die Stoffeinträge pro Jahr. Demnach ist der reguläre Säureeintrag in den See mit  $53000 \text{ mol/a}$  etwa halb so groß wie der durch einen einjährigen Seespiegeltiefstand verursachte Säureeintrag von  $92000 \text{ mol/a}$  im ersten Jahr (Abschnitt 3.2.2).

**Tab. 4.4** Berechnung des jährlich zu erwartenden Stoffaustrages.

	Durch Seewasserinfiltration entstandenes Grundwasser	Durch Grundwasserneubildung entstandenes Grundwasser	Durchschnittliche Zusammensetzung des jährlich exfiltrierenden Grundwassers	Stoffmenge bezogen auf das jährlich exfiltrierende Grundwasservolumen von $430.000 \text{ m}^3$
Anteil	12%	88%	100%	
Ionen	mmol/l	mmol/l	mmol/l	mol/a
Natrium	1.00	0.250	0.340	146000
Kalium	0.14	0.054	0.064	28000
Calcium	1.50	0.640	0.743	320000
Magnesium	0.41	0.140	0.172	74000
Eisen <sub>ges</sub>	0.17	0.041	0.056	24000
Aluminium	0.44	0.064	0.109	47000
Protonen	0.22	0.11	0.12	<b>53000</b>
pH	3.7	4.0	3.9	

## 5.2 Säureeintrag in den Seekörper durch Erosion

Die Abschätzung des Säureeintrages durch Erosion der Inselböschungen erfolgt in zwei Schritten:

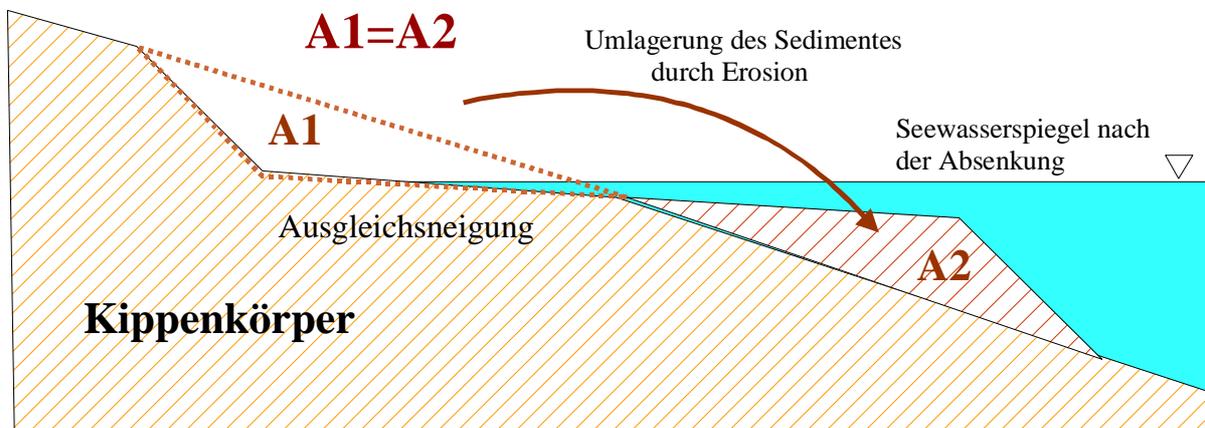
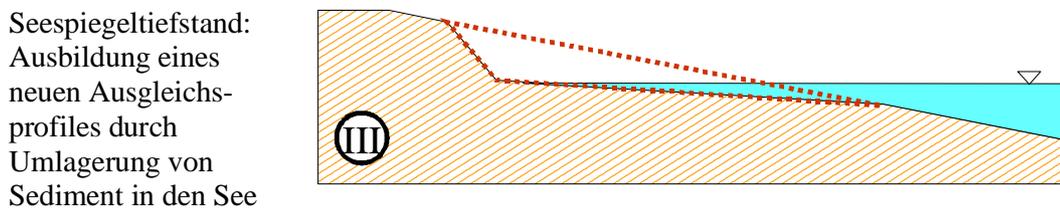
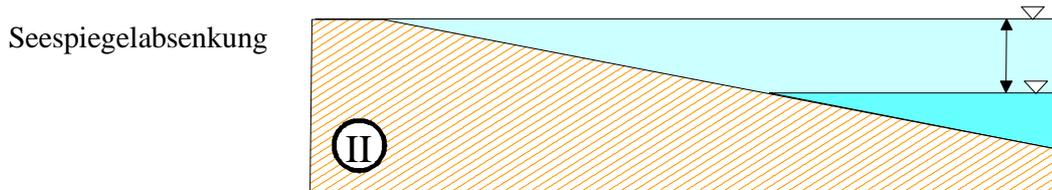
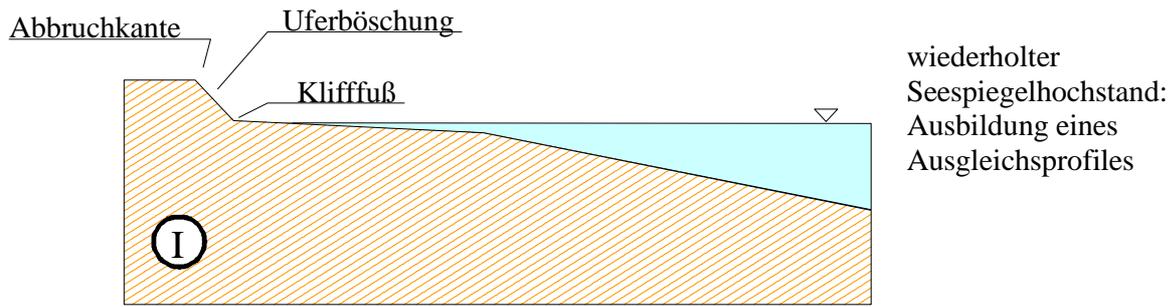
1. Abschätzung der eingetragenen Sedimentmasse durch Windwellenerosion und durch Starkniederschlagserosion,
2. Bestimmung der pH-abhängigen Säurefreisetzung.

Es wird davon ausgegangen, dass das durch Erosion in den See eingetragene Sediment am Strand und im ufernahen Flachwasser durch die erosiven Transportprozesse so bewegt wird und mit dem Seewasser in Kontakt kommt, dass es zu einer vollständigen Eluierung des Sedimentes kommt. Diese Annahme gilt nicht für Rutschungen an den Böschungen, die weder in Schritt 1 noch in Schritt 2 erfasst werden.

### 5.2.1 Sedimentumlagerung im Senftenberger See durch Wellenerosion

Windwellenerosion bewirkt am Seeufer eine der eingetragenen Energie entsprechende Sedimentumlagerung und bildet so ein charakteristisches Gleichgewichts-Uferprofil aus. Grundlage für die Berechnung möglicher Gleichgewichts-Uferprofile war die TGL 28724, welche es ermöglicht, mit Näherungsformeln, die auf Laborversuchen basierenden, die Ufergeometrien zu beschreiben (WAGNER, 1998). Die Berechnungsmethode eignet sich nur für rollige Sedimente, die jedoch den überwiegenden Teil der Kippensedimente der Insel im Senftenberger See bilden und daher angewendet werden kann. Erreichen Wellen den Klifffuß (Abb.4.6), so wirken sie auf die Uferböschung erodierend und transportieren Sediment seewärts, was zur Verbreiterung des Unterwasserprofils führt. Das sich einstellende Unterwasserprofil und die Strandneigung bilden auf diese Weise eine schräge Ebene aus, deren Neigung von der eingetragenen Wellenenergie und der Korngrößenverteilung abhängig ist. Je größer die Energie der anlaufenden Wellen, desto flacher und breiter ist die sich bildende Ebene. Auf dieser Ebene laufen die anrollenden Wellen auf, werden gebrochen und verlieren dadurch Energie. Im Gleichgewichtsfall ist diese Ebene so beschaffen, dass sie den anlaufenden Wellen alle Energie nimmt und die Böschungserosion zum Stillstand kommt. Auf dieser Ebene werden zwar noch in geringem Maße Sedimente durch die Wellen bewegt, jedoch sind diese bereits vollständig eluiert und tragen damit keine Stoffe in den Seekörper mehr ein.

Für die Beurteilung der **Wellenerosion** wurde davon ausgegangen, dass die Ufermorphologie der Insel während des dreißigjährigen Bestehens der Insel durch die Wirkung der Windwellenerosion ein Gleichgewichtsprofil ausgebildet hat. Während eines Seespiegelhochstandes dringen die Windwellen am weitesten landeinwärts vor und bilden dort die Böschungen. Eine weitere Umlagerung von Sediment in Richtung See kann nur stattfinden, wenn die Windwellen nach einer vorübergehenden Seespiegelsenkung ein erneutes Gleichgewichtsprofil auf tiefer liegendem Niveau auszubilden beginnen (Abb. 4.6). Dies ist besonders bei länger anhaltenden Seespiegeltiefständen zu erwarten (Abschnitt 3.2.2). Bei regulärem Speicherbewirtschaftungsbetrieb wird sich der Seespiegel jedoch vor Ausbildung eines Gleichgewichtsprofiles wieder heben. Für die Abschätzung der umgelagerten Sedimentmasse wird davon ausgegangen, dass das Gleichgewichtsprofil tatsächlich erreicht wird. Damit stellt der hier ermittelte Sedimenteintrag einen Höchstwert dar.



**Abb. 4.6** Darstellung der Sedimentumlagerung bei Absenkung des Seespiegels.

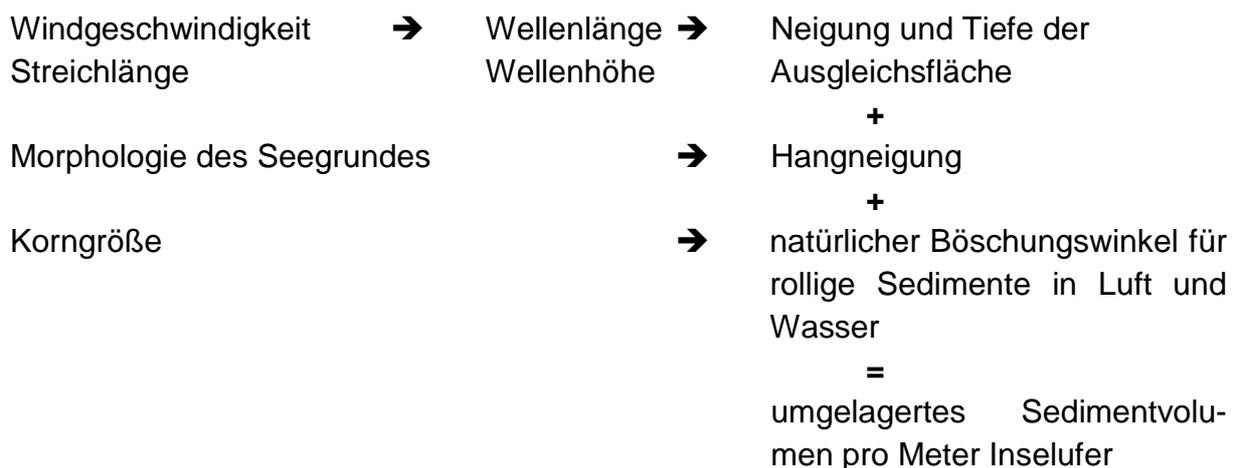
Die Wellenhöhe und die Wellenlänge werden durch Windgeschwindigkeit, Streichlänge (Strecke, entlang welcher der Wind ungehindert auf die freie Wasseroberfläche einwirken kann) und Wassertiefe bestimmt. Das Potential zur Sedimentumlagerung bei einem Seespiegeltiefstand wird von der Unterwasserneigung im Strandbereich bestimmt. Damit sind windexponierte Inseluferbereiche mit großer Streichlänge und Bereiche mit stark einfallenden Unterwasserprofilen am stärksten gefährdet. Die als gefährdet eingestuft Zonen sind in Abbildung 4.8 dargestellt und mit den Basisdaten versehen, die für die Berechnung der Sedimentumlagerung verwendet wurden. Für die Bestimmung der maximalen Streichlänge wur-

den Windrichtungen zwischen Südwest und Nordwest als Haupt-Windrichtung in diesem Gebiet angenommen. Dabei wurde zwischen durchschnittlichen Windgeschwindigkeiten (20 m/s) und Windgeschwindigkeiten für Sturmereignisse (30 m/s) unterschieden. Die in Abbildung 4.8 lang gestrichelt gekennzeichneten Uferbereiche sind den größten Streichlängen ausgesetzt. Allerdings verhindert das sehr flache Unterwasserprofil im Westen des Küstenabschnittes die Bildung großer Wellen. Diese brechen sich dadurch weit vor dem Strand und verlieren in zunehmend flacherem Wasser einen Großteil ihrer Energie. Größere Sedimentumlagerungen in diesem Bereich können daher ausgeschlossen werden.

Für die Berechnung des maximal umlagerbaren Sedimentvolumens wurden sicherheitshalber Windgeschwindigkeiten von 30 m/s zu Grunde gelegt. Tab. 4.5 zeigt die umgelagerten Sedimentmengen für die einzelnen betrachteten Hänge (kurz gestrichelte Markierungen in Abbildung 4.8).

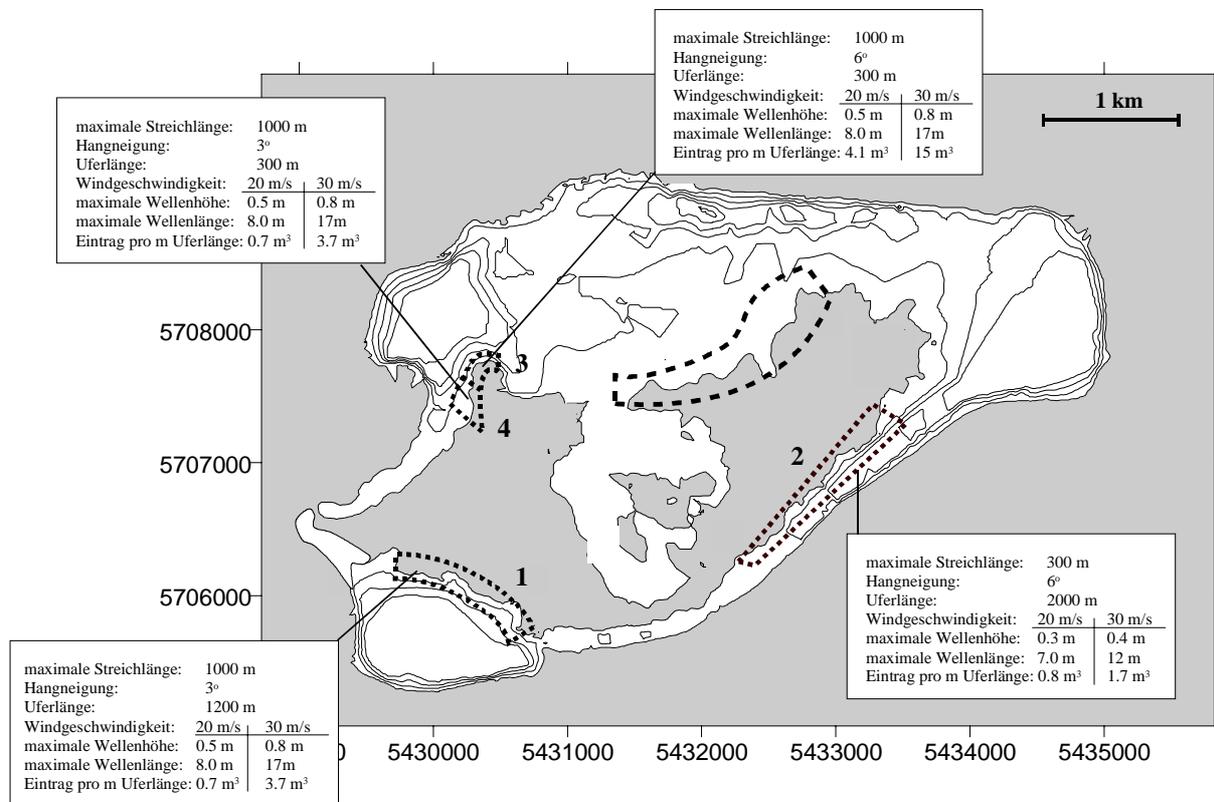
In allen anderen Bereichen zeigt die Geometrie der zu erwartenden Gleichgewichtsprofile kleinere oder gleich große Unterwasserhangneigungen im Vergleich mit denjenigen, die sich durch ein Gleichgewichtsprofil ergeben würden. Damit sind die Uferböschungen in allen übrigen Bereichen in der Lage anlaufenden Wellen bis zu 0.8 m Wellenhöhe auch bei einem Seespiegeltiefstand von 98 mNN ihre Energie zu nehmen, ohne erodiert zu werden.

Die Berechnung der umgelagerten Sedimentmasse erfolgte für ein 1 m breites Modellprofil (Abb. 4.7 und 4.8) wobei die Länge der Ausgleichsebene sowohl über als auch unter Wasser bestimmt wurde. Mit bekannter Hangneigung der Ausgleichsfläche und den Neigungen der Böschungen sowohl über als auch unter Wasser können die Flächen A (Abb. 4.6) bestimmt und damit das umgelagerte Sedimentvolumen pro Meter Uferlänge berechnet werden.



**Abb. 4.7** Schema der Berechnung der verlagerbaren Sedimentvolumina.

Mit den in Abbildung 4.8 dargestellten Uferlängen der erosionsgefährdeten Abschnitte und den maximal pro Meter Uferlänge verfrachtbaren Sedimentvolumen kann das gesamte maximal umgelagerte Sedimentvolumen pro Seespiegel-Schwankungszyklus, also pro Jahr abgeschätzt werden (Tab. 4.5).



**Abb. 4.8** Ausweisung von Uferstreifen, die durch Windwellenerosion bei Seespiegeltiefstand gefährdet sind. Die einzelnen Gebiete sind mit den Eingangsparametern für die Berechnung der Ausgleichsprofile und damit der umgelagerten Sedimentvolumina versehen.

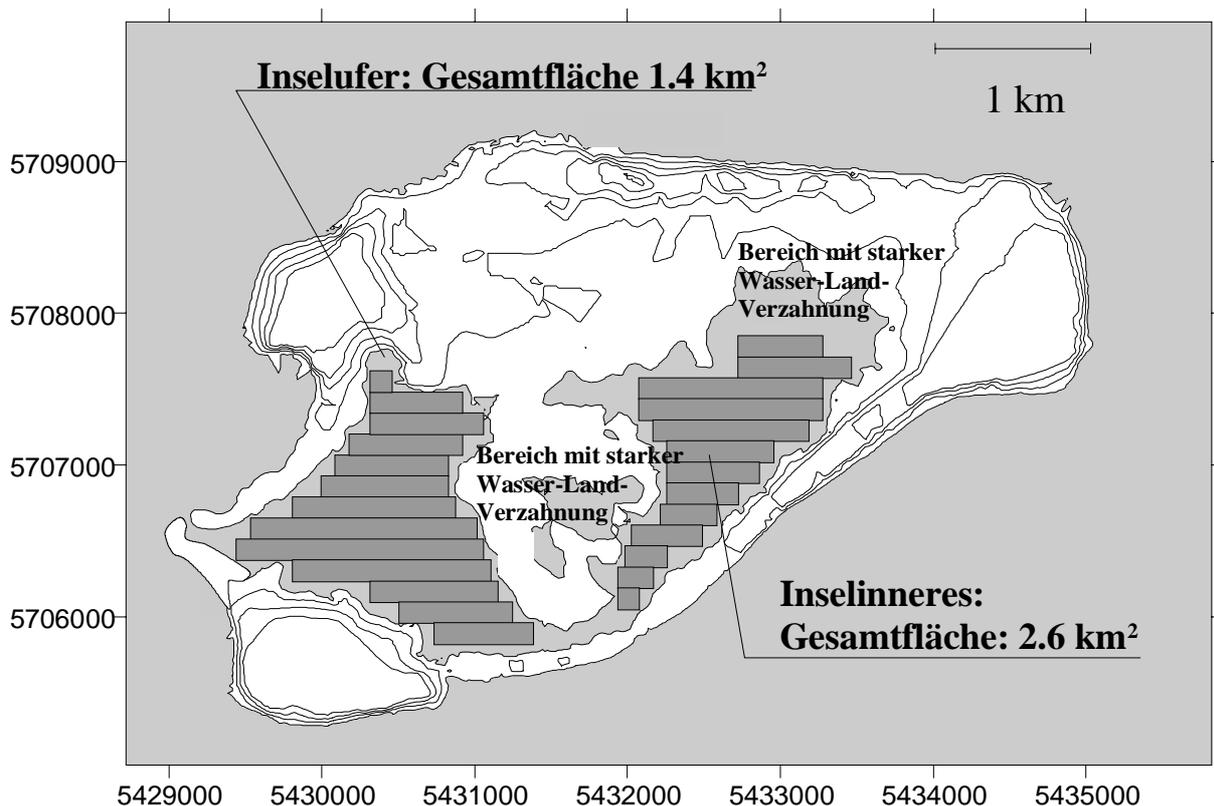
**Tab. 4.5** Summe des durch Windwellenerosion umgelagerten Sedimentes bei Einstellung eines Gleichgewichtsprofils bei Seespiegeltiefstand.

		Uferlänge	Maximaler Eintrag	Summe
<b>Uferzone</b>		m	m <sup>3</sup>	m <sup>3</sup>
Südufer des westlichen Inselteiles	(1)	1.200	3.7	4440
Südufer des östlichen Inselteiles	(2)	2000	1.7	3400
Nordspitze des westlichen Inselteiles	(3)	300	15	4500
Westufer des westlichen Inselteiles	(4)	300	3.7	1110
<b>Gesamtsumme</b>				<b>13450</b>

### 5.2.2 Sedimentumlagerung im Senftenberger See durch Starkniederschlagserosion

Die Erosion der Inseloberfläche durch Niederschlagsereignisse ist nicht von der Ganglinie im See abhängig, wie die in Abschnitt 4.2.1 beschriebene Windwellenerosion. Sie tritt besonders

dort auf, wo die Landoberfläche nicht durch Vegetation geschützt ist und ein großes Gefälle aufweist. Daher sind besonders die Ufer der Insel erosionsgefährdet, wo Windwellenerosion im Laufe der Gleichgewichtsprofilbildung an einigen Stellen der Insel eine Böschung herausmodelliert hat. Die Erosion dieser Böschungszonen erfolgt neben oberflächlichen Abspülungen während Niederschlagsereignissen auch in Form von sporadisch auftretenden, kleineren Rutschungen. Daher ist eine Rate für den Massenstrom nur schlecht anzugeben. Für eine überschlägige Berechnung wird daher eine Abtragsleistung von 100 t/(ha\*a) für einen 100 bis 200 m breiten Streifen entlang des Inselufers angesetzt. Weiterhin wurden Flächen mit starker Verzahnung von See und Land als erosionsgefährdet eingestuft, da die Transportwege für ausgeschwemmtes Sediment bis in den Seekörper unter 100 m liegen. Die für die Berechnung als Grundlage benutzte Fläche von 1.4 km<sup>2</sup> ist in Abbildung 4.9 dargestellt, die Fläche der gesamten Insel wurde durch Verschneidung des Inselkörpers mit der Oberfläche des Sees bei 99 mNN zu 4 km<sup>2</sup> bestimmt. Mit diesen Größen ergibt sich eine jährlich durch Starkniederschlag verlagerte Sedimentmasse von 14000 t/a.



**Abb. 4.9** Darstellung der als erosionsgefährdet eingestuften Fläche an den Rändern der Insel.

### 5.2.3 Bestimmung der Säurefreisetzung aus den Innenkippensedimenten

Die Säurefreisetzung aus Sedimenten im Kontakt mit Seewasser wurde auf drei Arten laborativ bestimmt. Tabelle 4.6 stellt die verwendeten Methoden gegenüber. Mit den Versuchen wurden jeweils unterschiedliche Eigenschaften der Sedimente und Aspekte des Säurefreiset-

zungsprozesses erfasst. Ihre Kombination führt zu einer genaueren Beschreibung des Säureeintrages.

**Tab. 4.6** Vergleich der Bestimmungsmethoden für die Säurefreisetzung des Kippensedimentes bei Seewasserkontakt unter oxischen Bedingungen (z.B. Erosion)

Methoden	Vorteile	Nachteile
Eluierung des Sedimentes mit Aqua dest. und einer Lanthan-Lösung	Einfache Handhabung	Lanthanextraktion liefert nur einen Maximalwert für die Desorption von Ionen
Titration einer Sediment-Wasser-Suspension mit NaOH	Säurefreisetzung in Abhängigkeit des pH bestimmbar	Verfälschung der Versuchsergebnisse durch Natrium-Eintrag
Stufeneluierung des Sedimentes mit Seewasser	Realistischste Abbildung der Prozesse bei Sedimenteintrag in den Seekörper	aufwendig

### 5.2.3.1 Eluierung des Sedimentes

Ziel dieser Untersuchung ist das Erfassen der potentiell von der Sedimentoberfläche desorbierbaren Ionen. Besonders von Interesse sind dabei die Ionen  $H^+$ ,  $Al^{3+}$ ,  $Fe^{3+}$  und  $Fe^{2+}$ , die bei Kontakt mit dem Seewasser Säure freisetzen können. Dazu werden die Bodenproben zunächst in mehreren Schritten mit Aqua dest. eluiert und die Menge der auf diese Weise freigesetzten Ionen, bezogen auf die Bodenmasse, bestimmt. Die nach der Eluierung an den Austauschern verbliebenen Kationen wurden danach in zwei Schritten mit Lanthan im Überschuss von den Austauscherplätzen verdrängt, in Lösung gebracht, ihre Konzentrationen bestimmt und ebenfalls auf die Bodenmasse bezogen. Die durch die Lanthanextraktion in Lösung gebrachten Ionen stellen jedoch wegen der Sorptionsstärke des Lanthans den maximalen, nur theoretisch erreichbaren Vorrat an desorbierbaren Ionen dar. In natürlichen Systemen würde die Austauschreaktion nicht in diesem Umfang und nicht gegen Lanthan, sondern gegen andere im Grundwasser befindliche Ionen, unter anderem auch  $H^+$ , erfolgen. Daher werden die bei der Hydrolyse von  $Fe^{3+}$  und  $Al^{3+}$  freiwerdenden  $H^+$  bei der Desorption teilweise gepuffert. ( $H^+$  liegt in Lösung, an Wasser gebunden, in Form des Hydronium-Ions  $H_3O^+$  vor. Im folgenden Text und in den Formeln wird der Einfachheit halber weiterhin die Schreibweise  $H^+$  verwendet). Aus diesen Gründen stellt die aus den Extraktionsversuchen ableitbare Säurefreisetzung einen Maximalwert dar. Tabelle 4.7 zeigt die Menge der auf diese Weise freigesetzten Ionen auf die Sedimentmasse bezogen.

**Tab. 4.7** Auf die Bodenmasse bezogene freigesetzte Stoffmengen und daraus resultierende Säurefreisetzung. Wie unten beschrieben wird für die Fe- und Al- Ionen ein Aciditätsfaktor von 3 angesetzt.

Probenbezeichnung	Protonen mmol /kg	Fe mmol/kg	Al mmol/kg
<b>Eluat mit Aqua dest.</b>			
IP3 L1 1-1.5m	0.63	0.13	0.31
IP3 L1 2-2.5m	0.26	0.14	0.57
IP3 L1 3.5-4m	0.35	0.11	0.42
IP3 L2 1m	0.13	0.05	0.26
<b>Eluat mit Lanthan-Lösung</b>			
IP3 L1 1-1.5m	6.73	0.14	4.69
IP3 L1 2-2.5m	0.97	0.07	6.05
IP3 L1 3.5-4m	5.47	0.17	6.72
IP3 L2 1m	3.15	0.07	7.54
<b>Summe</b>			
IP3 L1 1-1.5m	7.36	0.27	5.00
IP3 L1 2-2.5m	1.23	0.21	6.62
IP3 L1 3.5-4m	5.82	0.28	7.14
IP3 L2 1m	3.28	0.12	7.79
<b>maximale Säurefreisetzung</b>			
IP3 L1 1-1.5m	23.18		
IP3 L1 2-2.5m	21.71		
IP3 L1 3.5-4m	28.06		
IP3 L2 1m	27.01		
<b>Säurefreisetzung durch Eluierung</b>			
IP3 L1 1-1.5m	1.95		
IP3 L1 2-2.5m	2.38		
IP3 L1 3.5-4m	1.94		
IP3 L2 1m	1.04		

Für die weiteren Betrachtungen werden daher nur die durch Eluierung mit Aqua dest. freisetzbaren Ionen berücksichtigt. Die daraus resultierende maximale Säurefreisetzungskapazität lässt sich aus diesen Analysenwerten nach Formel (1), unter zwei Voraussetzungen ableiten (Tab. 4.7):

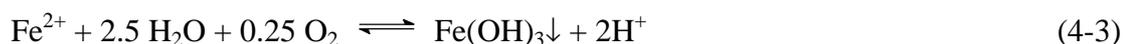
Alle versauernd wirkenden Ionen lösen sich in unhydrolysiertem Zustand von der Austauscheroberfläche. Damit können  $\text{Fe}^{3+}$  und  $\text{Al}^{3+}$  in der Lösung noch jeweils drei  $\text{OH}^-$  binden. Diese Annahme überschätzt die Säurefreisetzung, da die Eisen- und Aluminiumionen auch bei pH-Werten des Porenwassers zwischen 3 und 4 bereits teilhydrolysiert vorliegen und die bereits stattgefundenene Hydrolyse durch die erhöhte Protonen-Konzentration repräsentiert wird. Bei weiterem pH-Anstieg, etwa bei Einmischung des Porenwassers in den Seekörper, können die Eisen- und Aluminium-Hydroxide deshalb keine drei  $\text{OH}^-$  Ionen mehr aufnehmen. (Der Prozess der  $\text{OH}^-$ -Aufnahme ist ein Synonym für die Abgabe von  $\text{H}^+$  aus der Hydrathülle eines Ions, was eine chemisch korrekte Beschreibung der Vorgänge darstellt). Nach der Einmischung der Eisen-Spezies in den Seekörper bindet ein Mol Eisen jeweils die maximale Anzahl von 3 Mol Hydroxylionen. Bei pH-Werten über 4 kann das als gute Näherung gelten. Aluminium tritt bei neutralen pH-Werten in Form von vielen verschiedenen Spezies auf, die eine unterschiedliche Anzahl von Hydroxylionen binden. Letztendlich fällt Aluminium jedoch

als schwerlösliches  $\text{Al}(\text{OH})_3$  aus und wird so dem System entzogen. Die Konzentration aller anderen Spezies ist über Gleichgewichtsreaktionen mit dieser Phase gekoppelt und reduziert sich ebenfalls. Daher liegt Aluminium im Seewasser nur in kaum nachweisbaren Mengen vor und jedes Mol Aluminium hat dem System drei Mol  $\text{OH}^-$  entzogen.

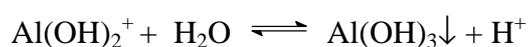
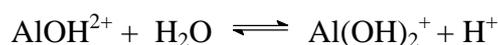
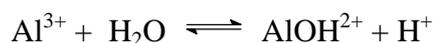
$$\begin{aligned} \text{Säurefreisetzung in mmol/kg} = & 1 * (\text{mmol H}^+ / \text{kg}_{\text{Sediment}}) + \\ & + 3 * (\text{mmol Al}^{3+} / \text{kg}_{\text{Sediment}}) + \\ & + 3 * (\text{mmol Fe}_{\text{ges}} / \text{kg}_{\text{Sediment}}) \end{aligned} \quad (4-1)$$

### 5.2.3.2 Titrationsversuche

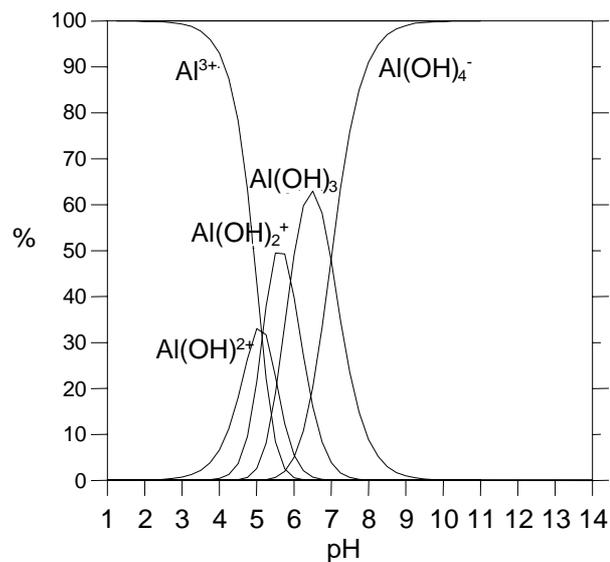
Das Säurefreisetzungspotential eines Sedimentes ist abhängig von den im See vorherrschenden pH-Bedingungen, denn die Spezierung und damit die Säurefreisetzung durch die Reaktion der in den See eingebrachten Fe- und Al-Ionen ist pH-abhängig. Gerade weil der Südsee des Senftenberger Sees noch versauert ist, werden die säurebildenden Ionen, die dort eingetragen werden, nach der Lösung im Seewasser in anderen Spezierungen und in anderen Konzentrationen vorliegen als dies aus der oben beschriebenen Abschätzung hervorgeht. Um die pH-abhängige Säurefreisetzung des Sedimentes zu bestimmen, wurden daher Pufferkurven aufgenommen, bei denen Sediment-Wasser-Suspensionen mit 0.1 molarer Natronlauge titriert wurden. In Lösung gegangene Ionen binden dabei pH-abhängig sukzessive Hydroxylionen und geben Protonen ab (Gl. 4-2 – 4-4). Abbildung 4.10 zeigt für ein natürliches Wasser beispielhaft die pH-abhängige Spezierung des Aluminiums.



Einzelreaktionen für die Aluminium-Spezierung

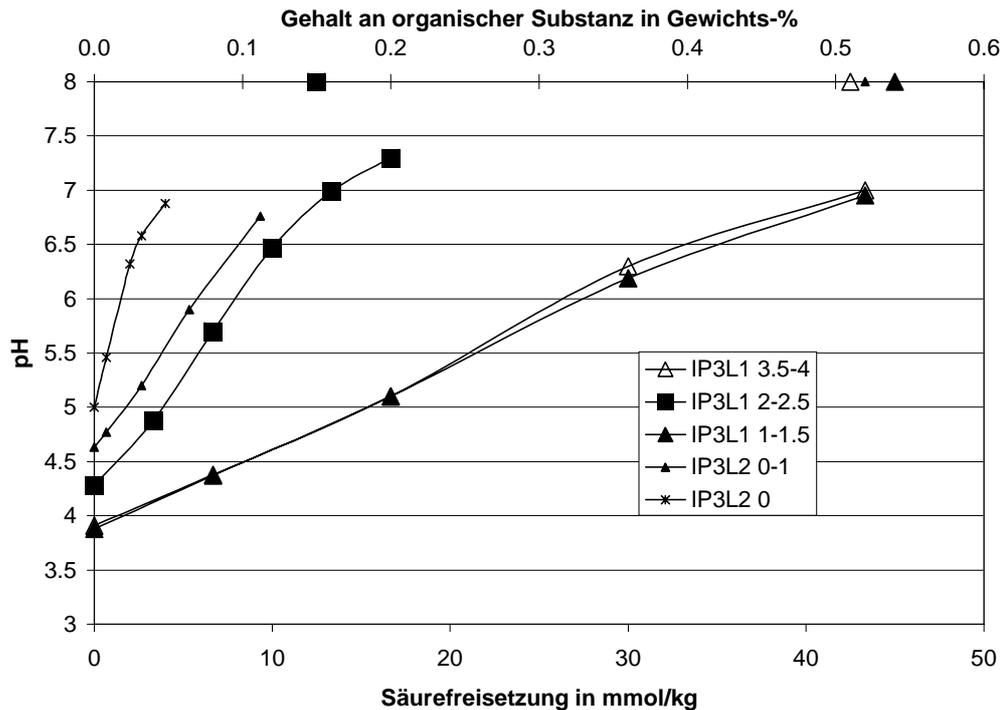


$\text{Al}(\text{OH})_4^+$  wird wie in Abbildung 4.10 zu sehen ist, erst über pH 7 bedeutsam und kann für die folgenden Betrachtungen daher außer Acht gelassen werden.



**Abb. 4.10** pH-abhängige Spezierung des Aluminiums. MINTEQ Database 3.11.

Da die Desorption von der Konzentration der Ionen in der Lösung abhängig ist, führt bei ansteigendem pH eine Umsetzung dieser Ionen in der Lösung zu einer Nachlieferung von  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$  und  $\text{Al}^{3+}$  von der Austauschoberfläche in die Lösung. Diese für jedes Sediment charakteristische Säurefreisetzung kann mit der Aufnahme einer Pufferkurve bis pH 7 für den ganzen im See möglichen pH-Bereich erfasst werden. Für die Laborversuche wurden 30 g bergfeuchte Feststoffprobe in 700 g Aqua dest. auf einem Kreisschüttler in Suspension gebracht und sukzessive in 5 bis 6 Schritten mit 0.1 molarer Natronlauge auf pH 7 titriert. Dabei bestand Kontakt mit der Atmosphäre, da auch die Eluierung der Sedimente durch sauerstoffgesättigtes,  $\text{CO}_2$ -haltiges, oberflächennahes Seewasser erfolgt. Die Basenzugaben erfolgten dabei erst nach Einstellung eines über mehrere Stunden hinweg konstanten pH-Wertes. Damit entsprach die summarische Basenzugabe, die für die Einstellung der jeweiligen Gleichgewichts-pH-Werte nötig war, der tatsächlichen Säurefreisetzungskapazität bei diesem pH. Aus den so erhaltenen Pufferkurven kann für jeden im See vorherrschenden pH-Wert die für eine vollständige Pufferung bei diesem pH-Wert verbrauchte Alkalinität abgelesen werden (Abb. 4.11).

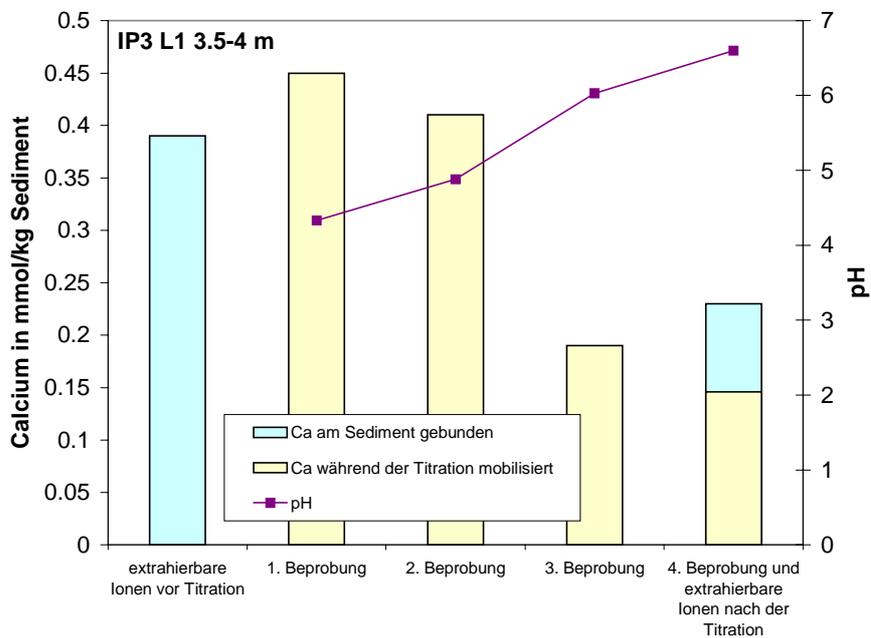
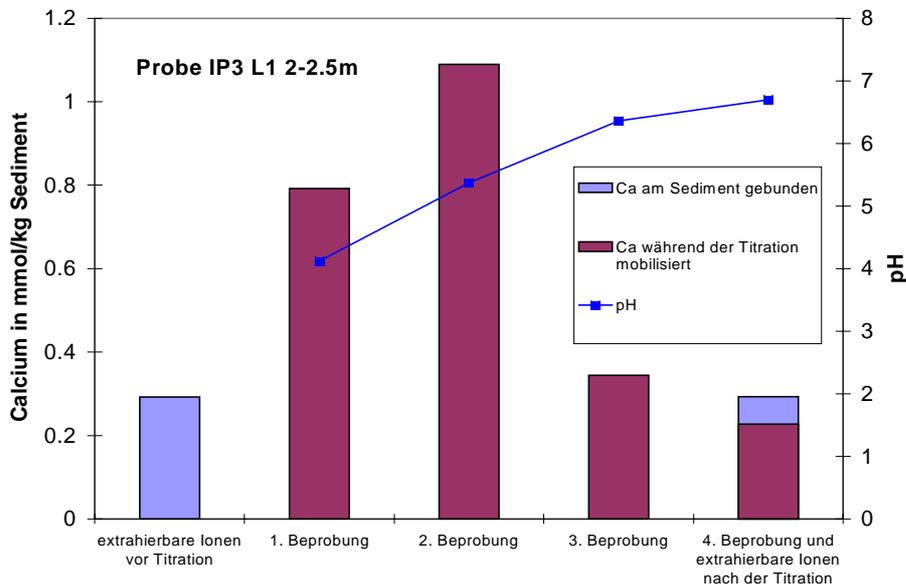


**Abb. 4.11** Titrationskurven an Sediment-Wasser Suspensionen zur Bestimmung der pH-abhängigen Säurefreisetzung. Deutlich wird die Abhängigkeit der Säurefreisetzungskapazität vom Gehalt an organischer Substanz. Huminstoffe sind in der Regel negativ geladen und können daher große Mengen an versauernden Kationen an Carboxylgruppen und phenolischen OH-Gruppen binden. Diese werden während der Titration im Austausch mit  $\text{Na}^+$  freigesetzt. Für die Probe IP3 L2 0 wurden keine TOC-Gehalte bestimmt.

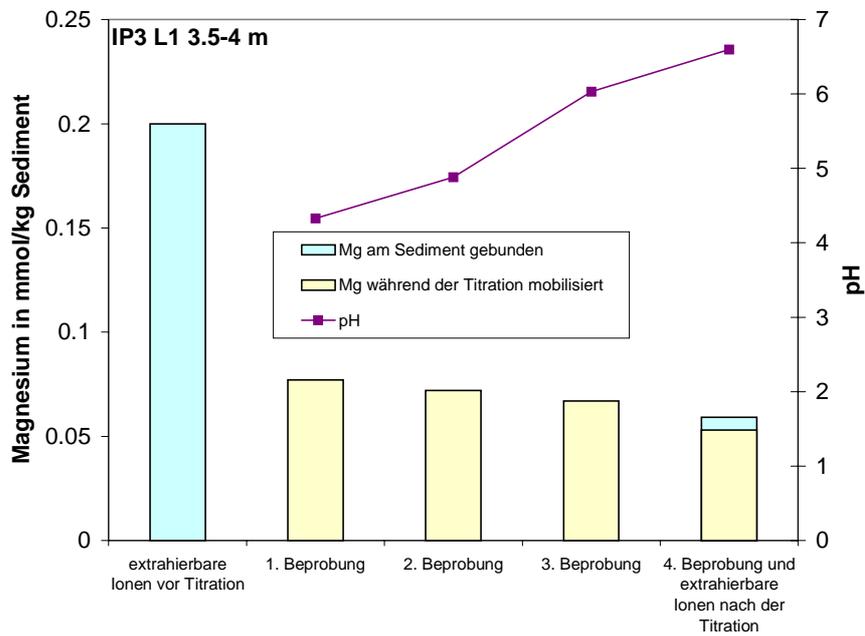
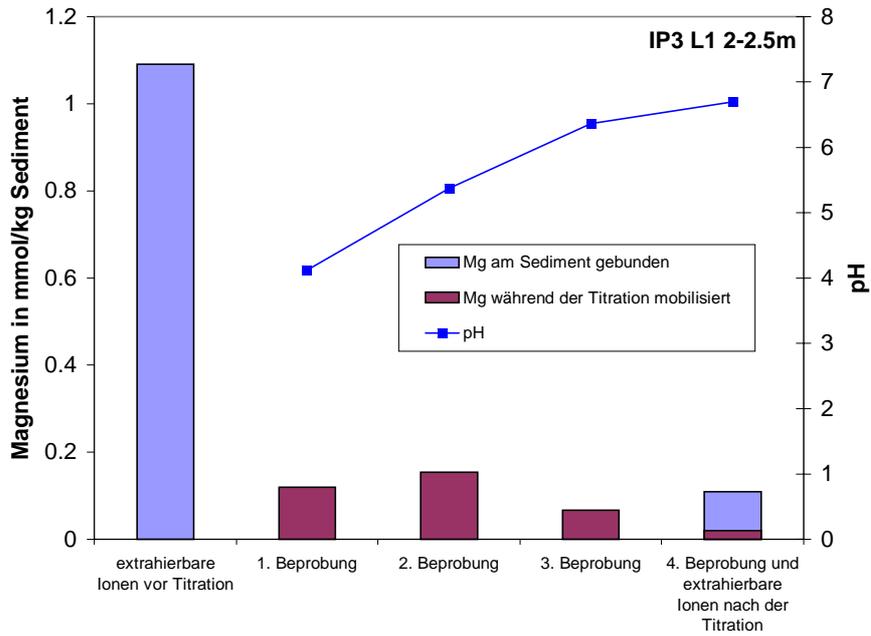
### Konzentrationsänderungen während der Titration

Ein weiterer Vorteil der Titrationskurven ist die Erfassung aller für die Säurefreisetzung relevanter Prozesse. Auch puffernde Reaktionen wie die Umsetzung von Karbonaten oder die Sorption säurefreisetzender Ionen an die Sedimentoberfläche werden summarisch mit erfasst.

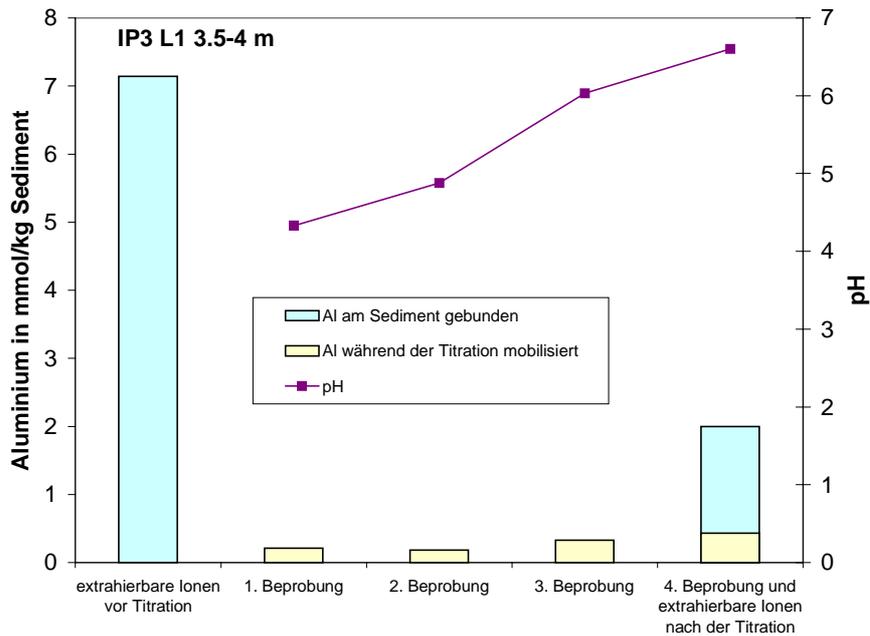
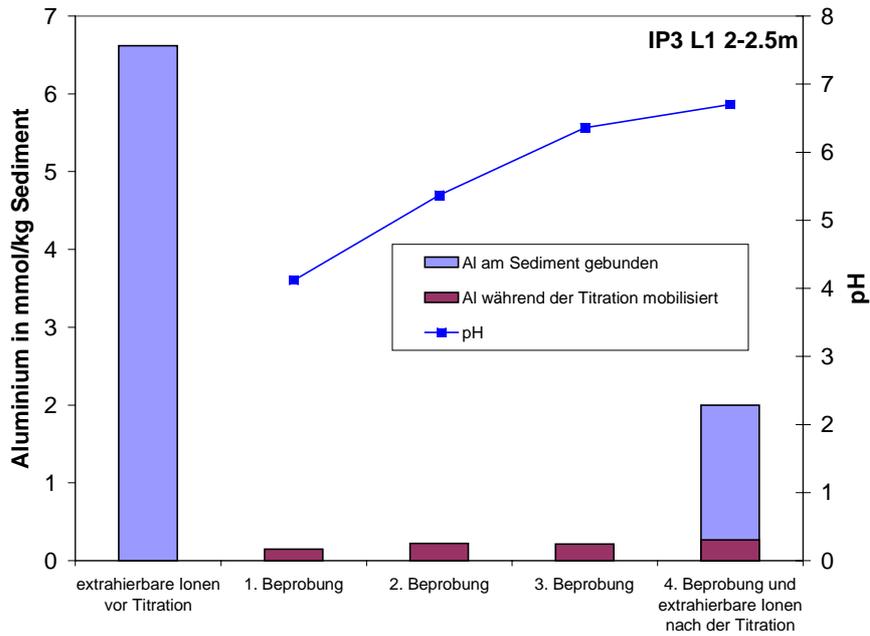
Um den Prozess der Säurefreisetzung während des ansteigenden pH-Wertes verfolgen zu können, wurden bei den Proben IP3 L1 2-2.5 und IP3 L1 3.5-4 die Titrationslösungen in einem Parallelversuch viermal innerhalb des Versuchszeitraumes beprobt. Außerdem wurde zu Beginn und zum Ende die am Sediment verbleibende Ionenmenge durch eine Austauschereextraktion mit Lanthan ermittelt. Abbildung 4.12a-d zeigt die Menge der säurefreisetzenden Ionen  $\text{Fe}_{\text{ges}}$  und  $\text{Al}^{3+}$  sowie die Magnesium- und Calciummengen vor während und nach der Titration für beide Proben.



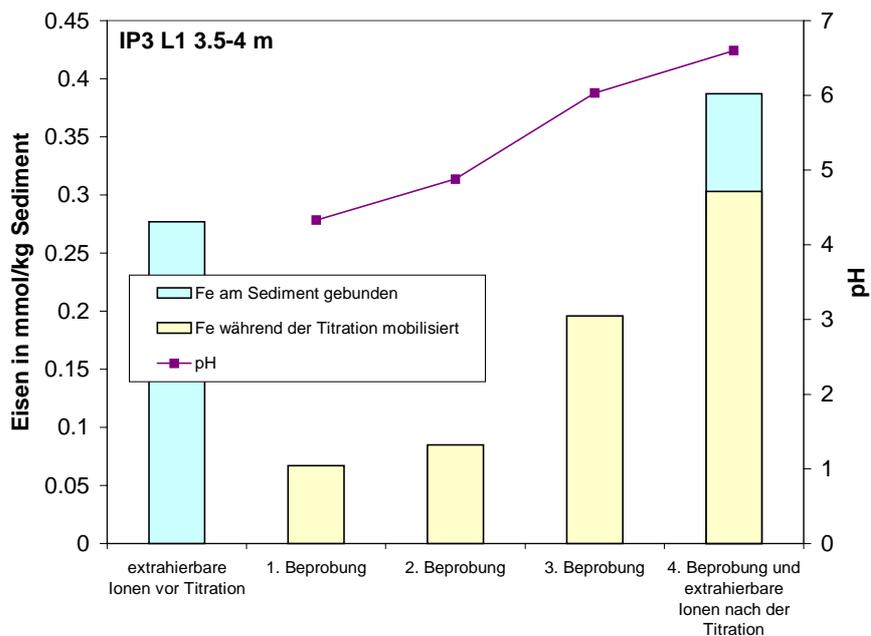
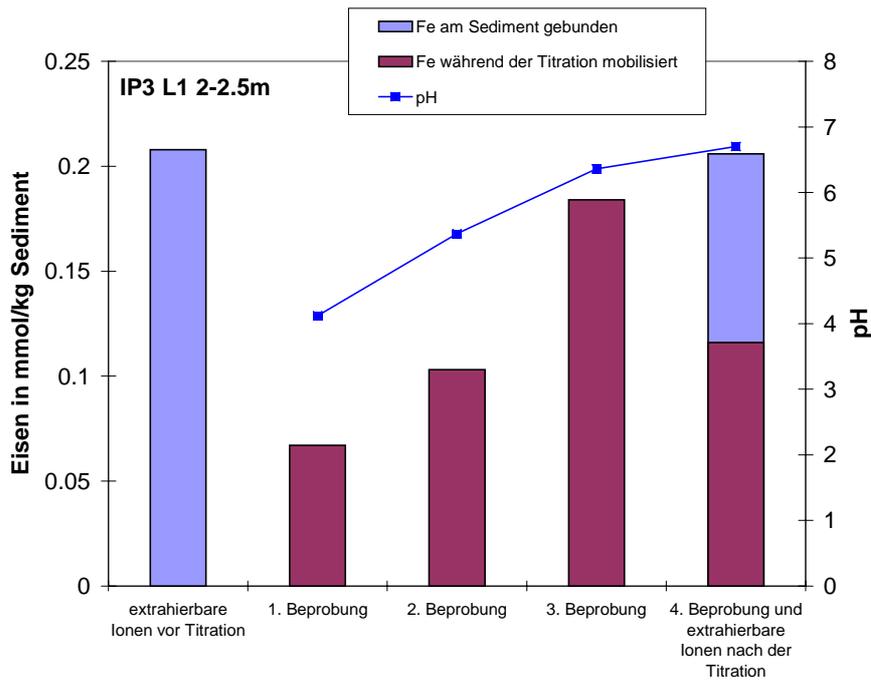
**Abb. 4.12a** Die Konzentration von Calcium in der Titrationslösung nimmt über die ursprünglich von der Sedimentoberfläche extrahierbare Menge hinaus zu. Die ist nur mit der langsamen Lösung eines Calcium-Minerals (Gips?) im Verlauf des Versuches zu erklären, welches durch den zunehmenden pH wieder zur Ausfällung kommt. Auch könnte der anfängliche Konzentrationsanstieg auf einer kinetisch bedingten Verzögerung der Mineralfällung beruhen.



**Abb. 4.12b** Die im System befindliche Magnesiummenge nimmt im Laufe des Versuches deutlich ab. Wahrscheinlich ist dafür die Bildung eines Sekundärminerals verantwortlich.



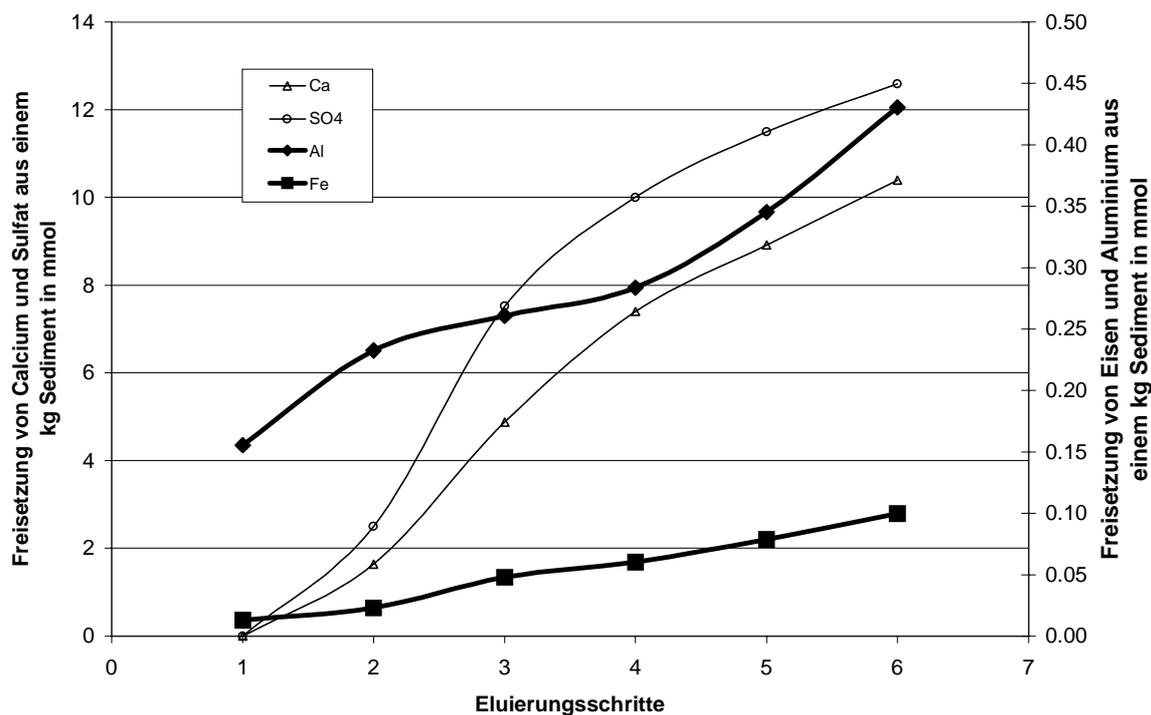
**Abb. 4.12c** An das Sediment gebundenes Aluminium zeigt am Ende der Titration eine deutliche Konzentrationsabnahme im Vergleich zum Beginn des Versuches. Auch während des Versuches ist keine Konzentrationszunahme in der Titrationslösung zu erkennen. Dies deutet auf eine Ausfällung des desorbierten Aluminiums als Hydroxid hin.



**Abb. 4.12d** Die Balken zeigen, dass Eisen im Laufe der Titration kontinuierlich freigesetzt wird, wobei auch nach Beendigung der Titration noch Eisen an den Austauschern gebunden bleibt. Die Summe des während der Titration in Lösung gegangenen Eisens und des nach der Titration am Sediment verbliebenen Eisens (rechte Säule) entspricht dabei etwa der am frischen Sediment gemessenen, freisetzbaren Eisenmenge (linke Säule). Eisen geht also während der Titration kontinuierlich von Austauscher in die Lösung über, ohne durch Fällung dem System entzogen zu werden. Da die Seewasseranalysen jedoch nur sehr geringe Eisenkonzentrationen aufweisen, ist davon auszugehen, daß Eisen dem Seewasser durch Fällung von Eisenhydroxid entzogen wird. Dieser Prozess ist während der Titrationsdauer von 1-1.5 Wochen vermutlich auf Grund seiner geringen Geschwindigkeit nicht zu beobachten. Da Eisen bei pH-Werten über 4 jedoch überwiegend vollständig hydrolysiert vorliegt, werden unabhängig von der Geschwindigkeit der Fällung pro Mol Fe drei Mol OH<sup>-</sup> gebunden.

### 5.2.3.3 Stufeneluierversuch

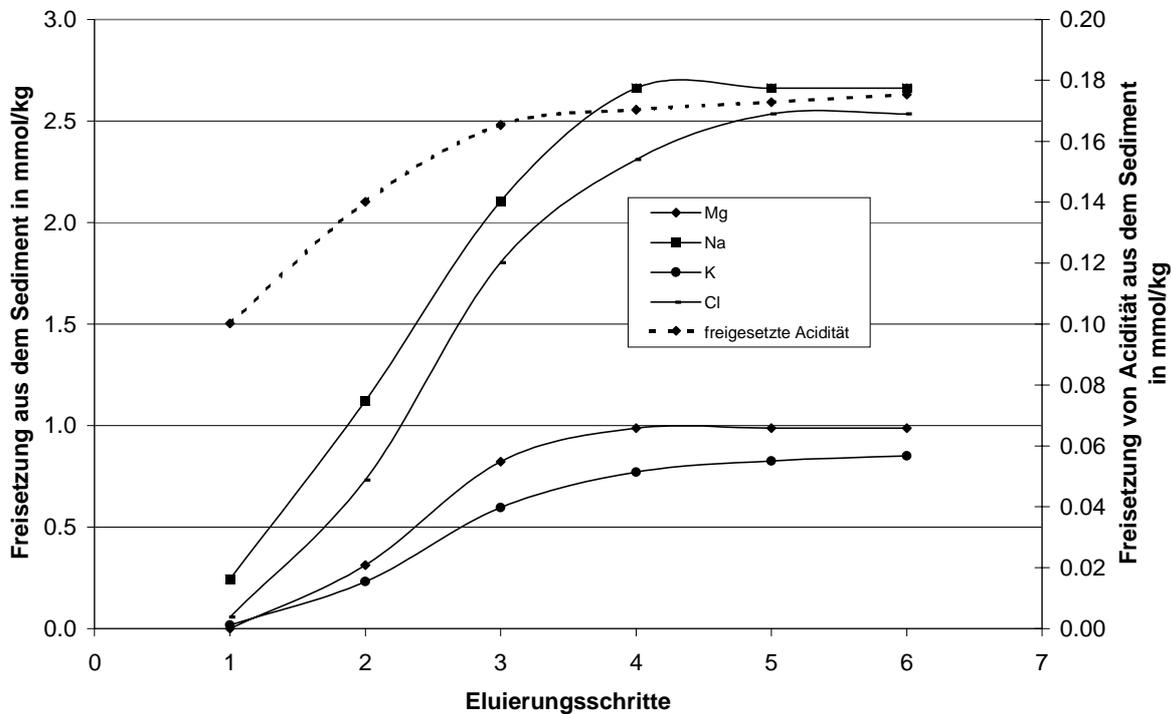
Um die Konzentrationen des Eluates so realistisch wie möglich zu gestalten, wurde ein Stufen-Eluierungsversuch an der Probe IP3 L1 2-2.5 mit Seewasser durchgeführt. Dabei wurden 50 g Sediment stufenweise mit jeweils 100 g Seewasser eluiert und die gesamte freigesetzte Ionenmenge bestimmt. Dieser Vorgang kommt dem Auswaschen eines in den See eingetragenen Sedimentkörpers durch Seewasser am nächsten. Im Unterschied zu den Titrationsversuchen wurde die in einer Stufe jeweils eluierte Menge an Ionen dem System entzogen, was der Einmischung der eluierten Ionen in den Seekörper entspricht. Allerdings konnte nur für die Ionen K, Na, und Mg eine vollständige Eluierung festgestellt werden (Abb. 4.14). Ca, Sulfat und insbesondere die Säurefreisetzenden Ionen Fe und Al wurden von der Probe während der Versuchsdauer von einer Woche kontinuierlich an das Seewasser abgegeben (Abb. 4.13). Diese kontinuierliche Freisetzung wirkt versauernd, da von der Austauscheroberfläche abgegebene  $\text{Fe}^{3+}$  und  $\text{Al}^{3+}$ -Ionen Hydroxid-Ionen binden. Theoretisch könnte auch eine Lösung von amorphem  $\text{Al}(\text{OH})_3$  und  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  zu einer kontinuierlichen Freisetzung von  $\text{Al}^{3+}$  und  $\text{Fe}^{3+}$  führen. Dasselbe gilt für sekundäre Al- und Fe-Hydroxisulfatphasen wie Jurbanit, Alunit oder Jarosit. Die Entwicklung der Eisen- und Aluminiumkonzentration während der Titrations (Abschnitt 4.2.3.3) bleiben jedoch gleich bzw. nehmen ab, was eine Lösung von Eisen oder Aluminiummineralen nicht wahrscheinlich macht.



**Abb. 4.13** Summarische Freisetzung von Calcium, Sulfat, Eisen<sub>ges</sub> und Aluminium über 6 Eluierungsschritte mit Seewasser. Dargestellt sind nur die zusätzlich zu der Hintergrundkonzentration des Seewassers eingetragenen Stoffmengen. Es ist kein Gleichgewicht mit den im Seewasser gelösten Ionen zu erkennen.

Interessant ist die parallele Zunahme der  $\text{Ca}^{2+}$ - und  $\text{SO}_4^{2-}$ -Konzentration sowie die  $\text{Na}^+$ - und  $\text{Cl}^-$ -Konzentration, welche auf eine langsame Gips-Lösung und  $\text{NaCl}$ -Lösung schließen lässt. Die Vermutung einer Gipslösung wird durch die Resultate der Titration (Abschnitt 4.2.3.3) bestätigt.  $\text{NaCl}$ -Ausblühungen an Kohleflözen sind eine im Lausitzer Revier häufig zu beob-

achten. Unter den gleichen Voraussetzungen wie für die in den Porenwässern bestimmte Säurefreisetzung ergibt sich aus den Summenkurven (Abb. 4.13 und 4.14) nach Gleichung (4-1) letztlich eine **maximale Säurefreisetzung von 1.8 mmol/kg**.



**Abb. 4.14** Summarische Freisetzung von Kalium, Natrium, Magnesium und Chlorid sowie die Freisetzung von Protonen über 6 Eluierungsschritte mit Seewasser. Dargestellt sind nur die zusätzlich zu der Hintergrundkonzentration des Seewassers eingetragenen Stoffmengen. Die Konzentration der Ionen an den Austauschereplätzen ist im Gleichgewicht mit den Ionen im Seewasser.

#### 5.2.3.4 Vergleich der drei Bestimmungsmethoden und Ergebnis

Die Ergebnisse der Porenwasserbestimmung und des Stufeneluierungsversuches liefern beide Säurefreisetzen von 1 bis 2.5 mmol/kg Sediment, wohingegen die Titrations Werte bis zu 45 mmol/l (Abb. 4.11) liefern. Diese Werte liegen damit im Bereich der maximalen durch Lanthanextraktion erreichbaren Werte (Tab. 4.7). Es ist anzunehmen, dass die Zugabe des Titrationsmittels NaOH einen ähnlichen Effekt wie die Lanthanextraktion bewirkt. Die starke Belegung der Austauscher durch Ionen im Überschuss ( hier  $\text{La}^{3+}$  oder  $\text{Na}^+$ ) führt zu einer unnatürlich starken Desorption von säurefreisetzenden Ionen und Protonen. Daher werden für die Abschätzung des durch Erosion in den Seekörper eingetragenen Versauerungspotentials die Ergebnisse der Porenwasserbestimmungen und des Stufen-Eluierungsversuches angesetzt.

Generell liegen die Säurefreisetzungskapazitäten des ungesättigten Kippensedimentes der Senftenberger Innenkippe um ein bis zwei Zehnerpotenzen unter denen von noch jungem tertiärem Abraum anderer Tagebaue in der Lausitz und in Mitteldeutschland.

Mit einer jährlich umgelagerten Sedimentmasse von knapp 14000 m<sup>3</sup> und einer Säurefreisetzung von 1.8 mmol/kg Sediment und einer Rohdichte von 1700 kg/m<sup>3</sup> ergibt sich ein jährlicher Säureeintrag von 43000 mol/a durch Wellenerosion. Wie oben erwähnt, ist dieser Eintrag während der regulären Seespiegeländerungen nicht in dieser Höhe zu erwarten, weil sich bei Seespiegeltiefstand kein Gleichgewichtsprofil ausbilden kann. Bei anhaltenden Seespiegeltiefständen, über mehrere Monate, wie sie in Abschnitt 3.2.2 diskutiert werden, kann sich der Säureeintrag durch Windwellenerosion jedoch in seiner vollen Höhe auf die Seewasserbeschaffenheit auswirken und trägt so zum vermehrten Säureeintrag durch diese Ereignisse bei. Dagegen sind unabhängig von der Bewirtschaftung bis zu 25000 mol/a durch Starkniederschlagserosion zu erwarten. Damit liegen beide Säureeinträge in der selben Größenordnung, wie der durch Grundwasseraustrag aus der Innenkippe verursachte Säurestrom (Abschnitt 4.1).

### 5.3 Vorrat an versauernden Ionen in der ungesättigten Zone

Für die Bestimmung des Säurevorrates im Sediment der Innenkippe wurde die Menge der an der Sedimentoberfläche gebundenen versauernden Ionen bestimmt und der Menge gegenübergestellt, die sich im Porenwasser befindet und durch Seespiegelschwankungen kurzfristig aus dem Kippenkörper austragbar ist. Die im Porenwasser gespeicherten Stoffmengen wurden auf die Masse des porenwassergefüllten Sedimentes bezogen und für Fe<sub>ges</sub> und Al<sup>3+</sup> in Tabelle 4.8 dargestellt. Die an der Sedimentoberfläche gebundenen Ionen wurden, wie in Abschnitt 4.2.3 beschrieben, durch Eluierung mit Lanthan desorbiert und deren Konzentration auf die Sedimentmasse bezogen. Die Bestimmung der im Porenwasser gespeicherten Stoffmengen wurde durch Ansatz einer Bodenpaste, wie in Abschnitt 4.2 beschrieben, durchgeführt. Die Werte zeigen, dass der Hauptteil der Ionen (> 95%) am Sediment gebunden vorliegt.

**Tab. 4.8** Vorrat an versauerungswirksamen Ionen auf die Sedimentmasse bezogen.

Proben	pH-Porenw.	Porenwasser		Austauscher		Verhältnis	
		Fe mmol/kg	Al mmol/kg	Fe mmol/kg	Al mmol/kg	Austauscher / Porenwasser	
IP3 L1 1-1.5	3.58	0.0090	0.050	0.17	5.7	19	114
IP3 L1 2-2.5	3.83	0.0043	0.053	0.09	7.3	20	140
IP3 L1 3.5-4	3.84	0.0046	0.020	0.20	8.2	44	404
IP3 L2 0-1	4.42	0.0036	0.020	0.08	9.2	23	466

Der jährliche Grundwassereintrag von 430000 m<sup>3</sup>/a geht auf zwei Quellen zurück (Abschnitt 3.2.2):

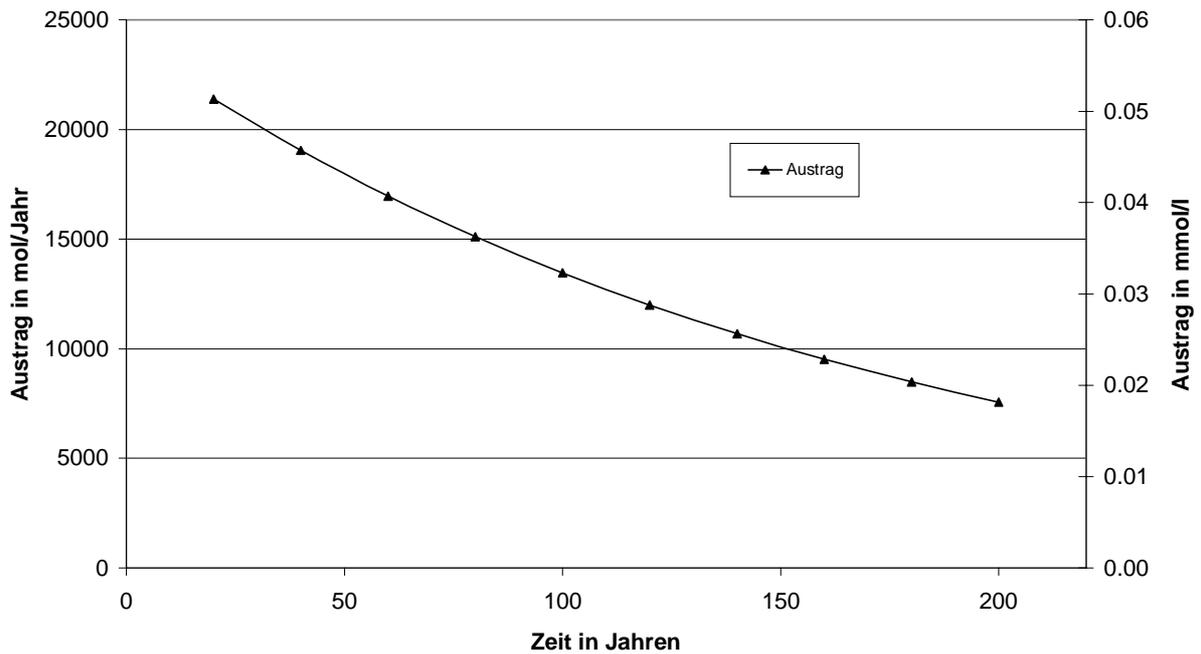
1. Niederschlag von 3 l/(s\*km<sup>2</sup>) auf 4 km<sup>2</sup> Inseloberfläche,
2. periodisch exfiltrierendes, aus dem See stammendes Wasser.

Geht man von diesem Strom und von der in Abschnitt 4.1 ermittelten Wasserbeschaffenheit aus (Tab. 4.4), so findet ein jährlicher Stoffeintrag von 47000 mol Al und 24000 mol Fe<sub>ges</sub> statt. Das Volumen des ungesättigten Kippenkörpers wurde aus der Einmessung von über 3000 Messpunkten auf der Inseloberfläche und deren trigonometrischer Interpolation gewonnen. Es beträgt oberhalb des Seespiegels von 99 mNN  $9.9 \cdot 10^6 \text{ m}^3$  und  $14.8 \cdot 10^6 \text{ m}^3$  oberhalb 98 mNN. Die spezielle zeitabhängige Höhe der Grundwasseroberfläche ist auf Grund der Speicherbewirtschaftung je nach Durchmesser der Insel unterschiedlich, bewegt sich jedoch immer zwischen 98 und 99 mNN. Für die Berechnung der Stoffvorräte wird daher das Maximalvolumen der ungesättigten Kippe von  $15 \cdot 10^6 \text{ m}^3$  und eine Sedimentdichte von  $1700 \text{ kg/m}^3$  angesetzt. Die sich damit ergebenden Stoffvorräte sind in Tabelle 4.9 dargestellt. Unter der Annahme, dass die Beschaffenheit des exfiltrierenden Grundwassers konstant bleibt, kann mit den jährlich ausgetragenen Stoffmengen aus Tabelle 4.4. von einem Stoffvorrat für Jahrzehnte bis Jahrhunderte ausgegangen werden.

**Tab. 4.9** Stoffvorrat in der ungesättigten Zone.

<b>Vorrat in der ungesättigten Zone</b>		
Proben	Fe	Al
	mol	mol
IP3 L1 1-1.5	4.4E+06	1.5E+08
IP3 L1 2-2.5	2.2E+06	1.9E+08
IP3 L1 3.5-4	5.1E+06	2.1E+08
IP3 L2 0-1	2.1E+06	2.3E+08
Durchschnitt	3.5E+06	1.9E+08

Die Menge der an der Sedimentoberfläche gebundenen Ionen beeinflusst jedoch durch Austauschprozesse die Konzentration der Ionen in der Porenlösung. Geht man davon aus, dass das Verhältnis der an das Sediment gebundenen Ionen zu den in Lösung vorliegenden Ionen gleich bleibt, so ist mit einer langsamen Konzentrationsabnahme der ausgetragenen Stoffe, sowohl im Porenwasser als auch im Sediment zu rechnen. Unter dieser Annahme kommt es zu einem mit der Zeit abnehmenden, jedoch noch länger andauernden Stoffaustrag. Abbildung 4.15 zeigt die zeitliche Entwicklung des Stoffaustrages für den Eisenvorrat im Porenwasser und am Sediment am Beispiel der Probe IP3 L1 1-1.5. Der abnehmende Gesamtvorrat bewirkt eine allmähliche Abnahme der Austragsrate (Geradensteigung). Die Stoffausträge aus der ungesättigten Zone in den oben berechneten Größenordnungen werden jedoch in jedem Fall noch Jahrzehnte andauern.



**Abb. 4.15** Jährlicher Stoffaustrag und dessen Konzentration unter der Annahme, dass die Reduzierung des an der Austauscheroberfläche gespeicherten Stoffvorrates der ungesättigten Zone der Insel auf die Konzentration der Ionen im Porenwasser zurückwirkt. Die Kurve bezieht sich auf die Fe-Verteilung zwischen Porenwasser und Festphase, wie sie an der Probe IP3 L1 1-1.5 bestimmt wurde.

#### 5.4 Zusammenstellung der einzelnen Säureströme

Tabelle 4.10 zeigt die Größe der einzelnen Säureströme wie sie im Abschnitt 4 bestimmt wurden. Die permanent stattfindenden Einträge durch Starkniederschlagserosion und durch Grundwasseraustrag werden in Abschnitt 6 für die Bilanzierung der Seewasserbeschaffenheit berücksichtigt. Die anderen Säureeinträge sind nur im Falle eines lang anhaltenden Seespiegeltiefstandes zu berücksichtigen.

**Tab. 4.10** Zusammenstellung der in Abschnitt 4 bestimmten Säureströme.

Herkunft des Säurestromes	Größe des Säurestromes in mol(eq)/a	Bemerkung
Eintrag durch Grundwasser-austritt	53000	Findet kontinuierlich statt
Eintrag durch einjährigen Seespiegeltiefstand im ersten Jahr nach Rückkehr zum Normalbetrieb	92000	Nur bei anhaltendem Niedrigwasser
Eintrag durch Starknieder-schlagserosion	25000	Findet kontinuierlich statt
Eintrag durch Windwelle-nerosion	43000	Nur bei anhaltendem Niedrigwasser
Vorrat im ungesättigten Insel-körper	$10^8$ - $10^9$ mol	Austragsrate mit der Zeit abnehmend

## 6 Untersuchung der Reaktionsprozesse

### 6.1 Charakterisierung des Stoffbestandes in der Feststoffmatrix

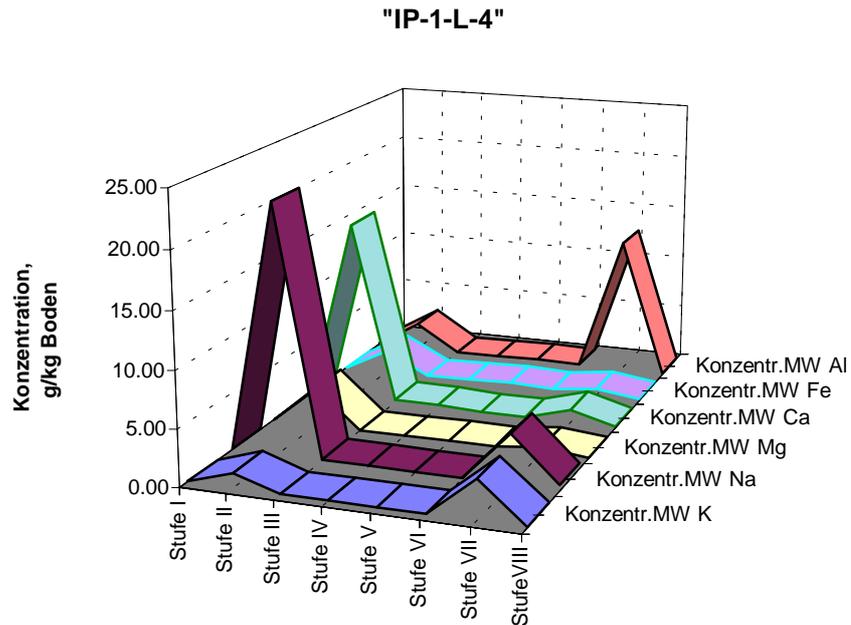
#### 6.1.1 Sequentielle Extraktion

Die S.E. stellt ein Verfahren zum schrittweisen Aufschluss eines Feststoffs dar. Der Vorteil im Vergleich zu anderen Feststoffanalyseverfahren, wie z.B. den mineralogischen Verfahren wird in der Unabhängigkeit der Untersuchung vom kristallographischen Aufbau gesehen. Allerdings ist das Verfahren mit einem hohen präparativen Aufwand verbunden, der sich sowohl im Arbeitsaufwand, als auch in der Beschaffung und Entsorgung einer Vielzahl spezieller Chemikalien ausdrückt. Außerdem birgt das sequentielle Verfahren die Gefahr einer Verschleppung von Fehlern und Ungenauigkeiten über alle Schritte der Extraktion. Daher war der Aufwand zur Erstellung von Parallelproben immer recht hoch. Tabelle 5.1 zeigt die Bindung der in den einzelnen Stufen extrahierten Kationen Al, Fe, Ca, Mg, Na, K.

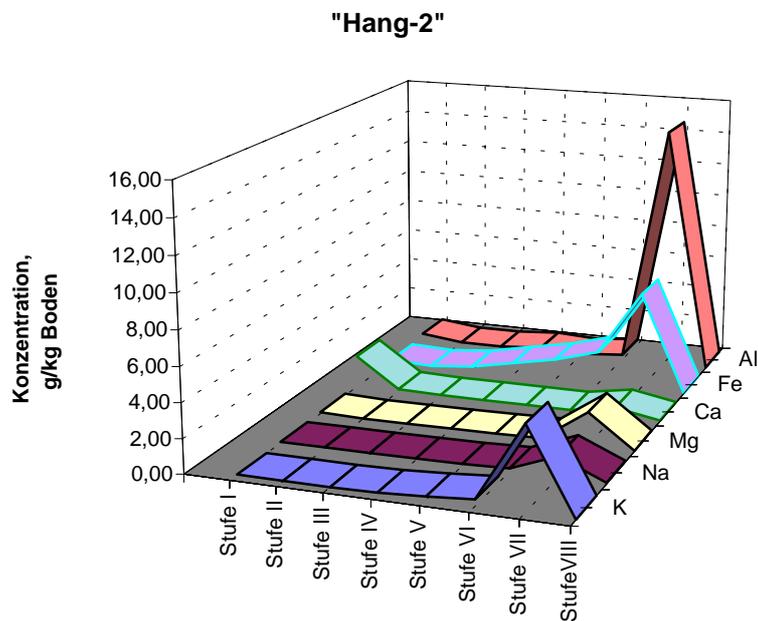
**Tab. 5.1** Darstellung der einzelnen Extraktionsstufen.

<b>Bindung</b>	<b>Stufe</b>
Austauschbar	I
CO <sub>3</sub> gebunden	II
Mn-Ox gebunden	III
Organisch gebunden	IV
Fe-amorph gebunden	V
Fe-kristallin gebunden	VI
Silikatisch gebunden	VII
Sulfidisch gebunden	VIII

Die Ergebnisse der S.E. einer Probe von der Insel des Senftenberger Sees zeigt die Abbildung 5.1. Alle sechs untersuchten Kationen zeigen bei diesen Extraktionen den gleichen Trend. Signifikante Konzentrationen konnten nur in den Extrakten der Schritte II und VII nachgewiesen werden. In diesen Schritten wird die carbonatisch und die silikatisch gebundene Fraktion extrahiert. Die hohen carbonatisch gebundenen Anteile stehen im Widerspruch zu den im Säureaufschluss und nach Vergasung (C/S-Mat) analysierten C-Konzentrationen. Eine Lösung dieses Widerspruchs könnte in der mangelnden Homogenisierung der Probe liegen.



**Abb. 5.1** Extrahierbare Stoffkonzentrationen im Verlauf der sequentiellen Analyseschritte an der Probe IP-1-L4.



**Abb. 5.2** Extrahierbare Stoffkonzentrationen im Verlauf der sequentiellen Analyseschritte an der Vergleichsprobe Hang 2.

Neben der Probe IP1L4 wurde eine Vergleichsprobe aus einer stark versauerten Tagebauinnenkippe (Hang 2) untersucht (Abb. 5.2). Auch hier zeigt sich ein deutliches Hervortreten der silikatischen Fraktion.

Insgesamt scheint die Auflösung des Verfahrens aber geringer zu sein, als erwartet. Die Schritte II bis VI zeigen so geringe Konzentrationen im Extrakt, dass eine Auswertung kaum gerechtfertigt erscheint. Die weitere Durchführung der S.E. wurde nach diesen Erfahrungen zurückgestellt.

### 6.1.2 Mineralogie

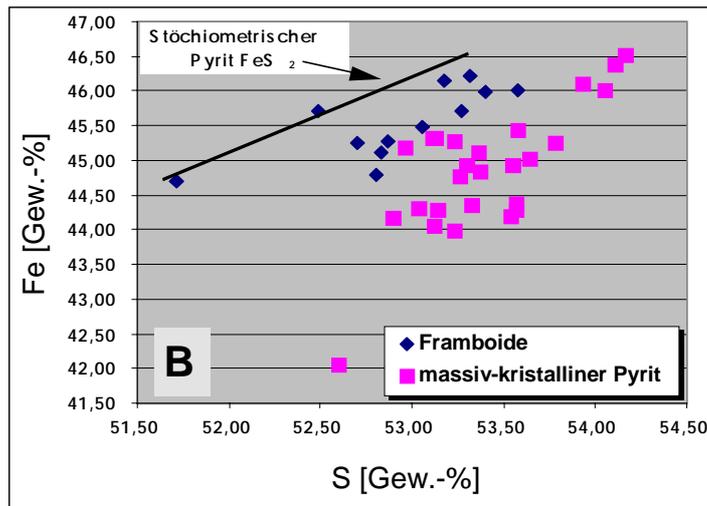
Die mineralogischen Untersuchungen wurden am Institut für Mineralogie der TU Bergakademie Freiberg von Herrn Dipl.-Min. T. Gruner durchgeführt, dem Autor der hier verändert und gekürzt wiedergegebenen Darstellung. Der ungekürzte Bericht ist als Anlage 9 beigelegt. Gegenstand der Untersuchungen waren:

- I. Die systematische mikrosondenanalytische Spurenelementbestimmung insbesondere des Gehaltes an As, Co, Ni, Cu und Zn, sowohl framboidaler als auch massiv-kristalliner Eisendisulfide,
- II. Die Bestimmung und Beschreibung von Oberflächenstrukturen der nichtoxydierten Eisendisulfide,
- III. IR-Untersuchungen zum Nachweis und zur strukturellen Charakterisierung der durch Oxydation gebildeten wasserhaltigen Sekundärminerale (Alunogen, Eisenoxidhydrate und Eisenhydroxide).

#### 6.1.2.1 Mikrosondenanalytische Spurenelementbestimmung

Die Untersuchungen zur Spurenelementanalytik wurden mit Elektronenstrahlmikrosondenmessungen (JEOL Superprobe JXA 8900 RL) bei einer Beschleunigungsspannung von 20 kV und einem Stahlstrom von 25-30 nA durchgeführt. Die Messzeiten für Hauptelemente betragen 50 s, für Neben- und Spurenelemente 100-300 s. Als Standards wurden sowohl Mineral- als auch Elementstandards der Firma CanMet verwendet.

Bei den mehr als 120 Einzelanalysen an 4 ausgewählten Proben wurden auffällige Schwankungen der Fe- bzw. S-Stöchiometrie bezüglich der beiden isochemen  $\text{FeS}_2$ -Modifikationen Pyrit und Markasit beobachtet (Abb. 5.3). Sowohl framboidale als auch kristalline Aggregate dieser beiden Mineralphasen sowie massive Konkretionen, im folgenden unter dem Begriff „massiv-kristalline Pyrite“ zusammengefasst, befinden sich unterhalb der Geraden mit einer stöchiometrischen Zusammensetzung für  $\text{FeS}_2$ . Dies bedeutet für fast alle untersuchten Eisendisulfide einen Fe-Unterschuss bzw. S-Überschuss, so wie es für viele in der Literatur beschriebene und sedimentär häufig gebildete, sog. Melnikovit-Pyrite, typisch ist. Andererseits können aber ebensogut feinstverwachsene Mineralphasen wie z.B. Pyrrhotin, Mackinawit oder Greigit mit einem Fe:S-Verhältnis von 1:1 oder  $< 1$  für nichtstöchiometrische Ergebnisse hinsichtlich des Pyrites verantwortlich sein.



**Abb. 5.3** Fe-S-Stöchiometrie mikrosondenanalytisch untersuchter Eisendisulfide der Kippensedimente des Senftenberger Sees.

Die Messwerte der Proben 1/6, 1/7 und 1/8 für den S-Gehalt schwanken von 53 bis 55.5 Gew.-%, der Fe-Gehalt liegt zwischen 43.5 und 46.5 Gew.-%. In der Probe IP1L2 687 bewegt sich der Fe-Gehalt in ähnlichen Schwankungsbreiten, wobei hier jedoch der S-Gehalt der Eisendisulfide etwas niedriger zu sein scheint und etwa zwischen 52.5 und 54.4 Gew.-% liegt. Bei allen untersuchten Proben kann anhand des Fe- und S-Gehaltes bzw. des Fe/S-Verhältnisses (Abb. 5.3) deutlich zwischen den Morphotypen unterschieden werden. Framboide neigen in der Mehrzahl meist zu höheren S-Gehalten und etwas erniedrigten Fe-Gehalten, während kristalline sowie massive Eisendisulfid-Aggregate ein entgegengesetztes Muster aufweisen. Diese Tendenz wird noch eindeutiger anhand des Fe/S-Verhältnisses sichtbar (Abb. 5.4), denn fast alle framboidalen Pyrite weisen ein Fe/S-Verhältnis nahe der stöchiometrischen Zusammensetzung auf. Diese Unterschiede sind natürlich kristallchemisch zu begründen und deuten meist auf eine erhöhte Defektstruktur in den betreffenden Mineralen hin, wobei Pyrit demgegenüber bisher als relativ stabiles Mineral galt. Als weiteres Indiz für strukturelle Mineraldefekte können die Summen der einzelnen Mikrosondenanalysen gelten. Hierbei weisen die fast stöchiometrischen Eisendisulfide Summen nahe oder identisch 100% auf, während die defektreicheren  $\text{FeS}_2$ -Modifikationen immer im Bereich zwischen 95 und 98% liegen. Eine Erklärung für diese unterschiedliche Defektstruktur kann die bei Framboiden wahrscheinlich mit Sammelkristallisation in Verbindung zu bringende Genese sein, bei der schnell aus unzähligen Kristallkeimen Mikrokrystallite in der Größenordnung von einigen nm bis  $\mu\text{m}$  entstehen und zu Aggregaten zusammenwachsen. Bei diesem Prozess ist die Wahrscheinlichkeit von Störungen im Wachstumsprozess in Anbetracht der Kinetik und Größe der Kristallite äußerst gering und bewirkt offenbar ein nahezu ideales Wachstum. Im Gegensatz dazu weisen größere (einige 100  $\mu\text{m}$ ) massive oder verwachsene Aggregate eine wesentlich längere Wachstumszeit auf, in der auch korrosive Umbildungsprozesse an viel größeren Oberflächen eine Rolle spielen bzw. Wachstum und Auflösung ganz anders wirken.

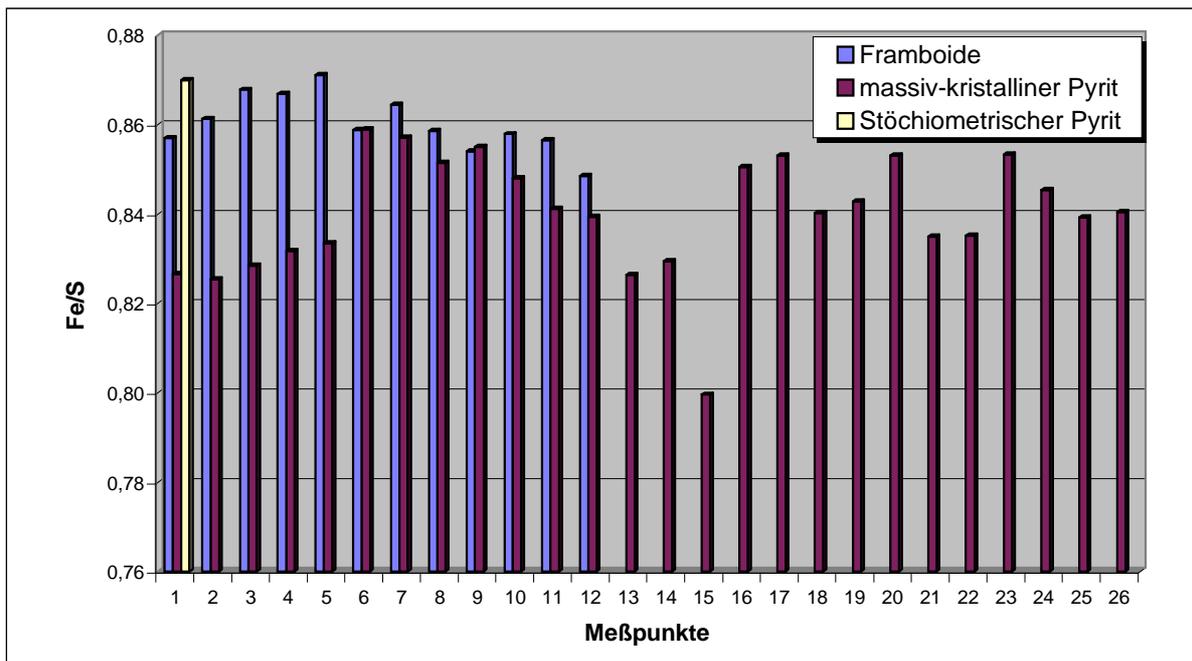


Abb. 5.4 Fe-S-Stöchiometrie von Eisendisulfiden aus Kippensedimenten des Senftenberger Sees.

Weitere für sedimentär gebildete Eisendisulfide relevante Spurenelemente wie Cu, Zn, Co, Ni und Se konnten nicht oder nur knapp an der Nachweisgrenze detektiert werden.

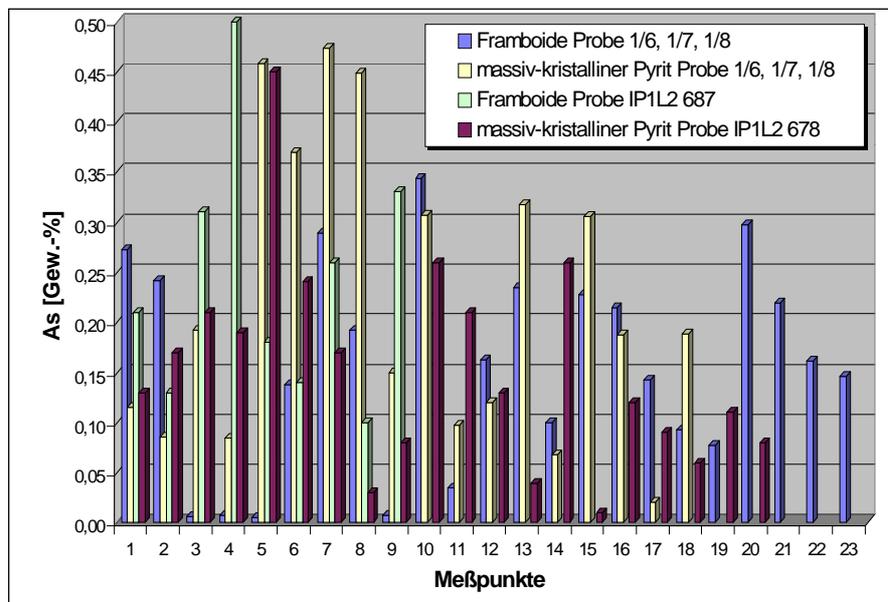


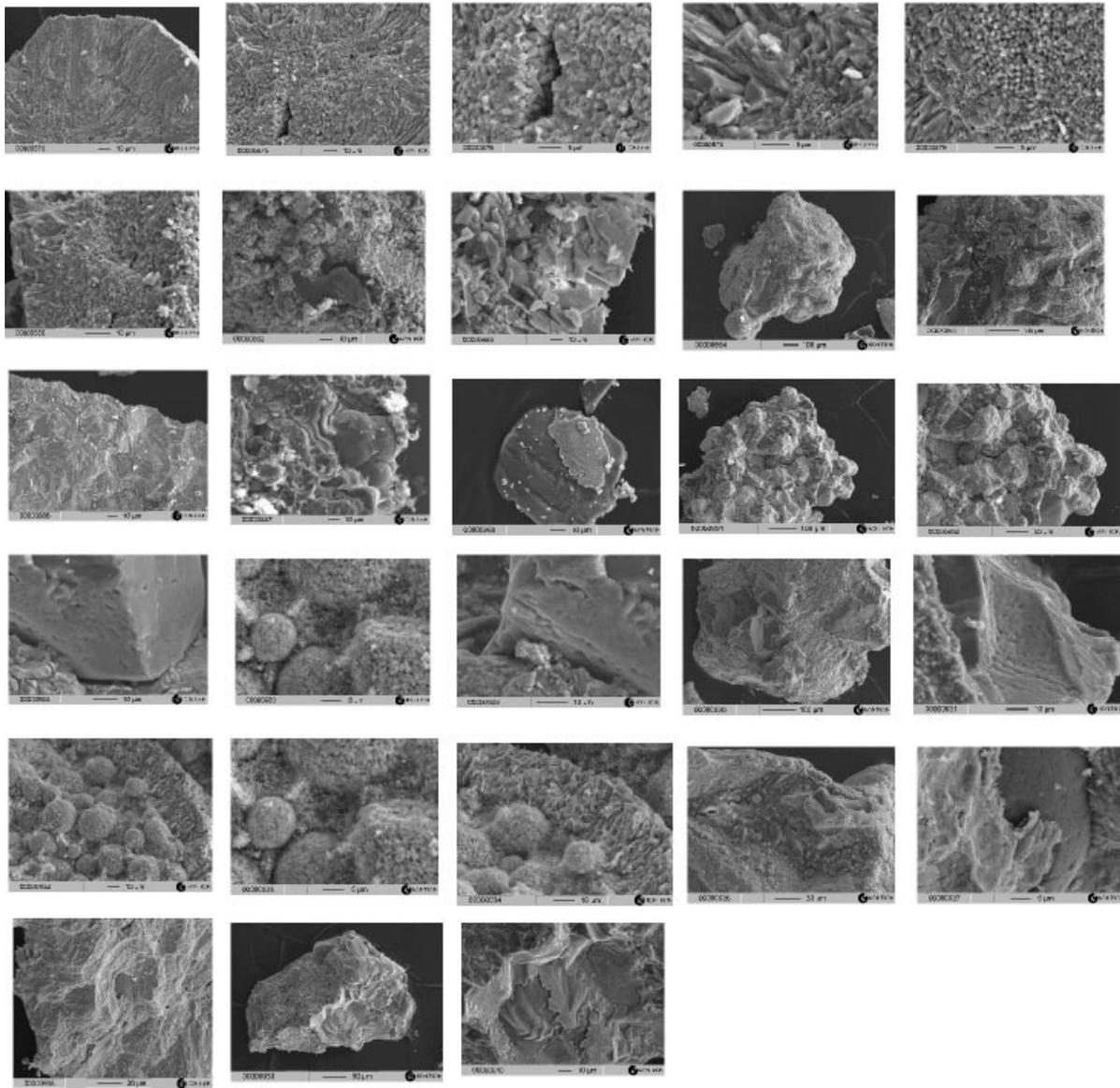
Abb. 5.5 As-Verteilung framboidaler und massiver Eisendisulfide der Kippensedimente des Senftenberger Sees.

Als einzige Ausnahme konnte As (Abb. 5.5) in den meisten der untersuchten Eisendisulfide mit Maximalgehalten von bis zu 0.5 Gew.-% nachgewiesen werden. Im Durchschnitt liegen die As-Gehalte in den Eisendisulfiden bei 0.12 Gew.-% und sind damit als nicht überhöht einzustufen. Hohe bzw. niedrige Gehalte sind sowohl in framboidalen als auch massiv-kristallinen Aggregaten analysiert worden und widerspiegeln damit deutlich die oben angeführte Inhomogenität in der As-Verteilung vieler Pyrite. Das ökotoxische Gefährdungspotential wird auf Grund der sehr niedrigen Konzentrationen als äußerst gering eingeschätzt .

#### 6.1.2.2 *Oberflächenstrukturen nichtoxydierter Eisendisulfide*

Die Eisendisulfide liegen strukturell in Form von Pyrit und Markasit vor. Die Mehrzahl der Kristallaggregate sind als Framboide ausgebildet. Diese liegen hauptsächlich im Größenbereich von 15 bis 30  $\mu\text{m}$ . Die Mikrokristallitgröße schwankt von 0.4 bis 1.0  $\mu\text{m}$  bei äußerlicher Vorherrschaft von kubischen Kristallformen (Oktaeder, Tetraeder, Rhombendodekaeder). Die Framboide können als Polyframboide bzw. Verwachsungen zu Polyaggregaten in Größenordnungen bis zu einigen mm auftreten. Um präexistente Framboide sind häufig Säume aus massivem Markasit (Abb. 5.6) und Pyrit ausgebildet. Vereinzelt wurden Verwachsungen von polykristallinem Pyrit und Markasit auch ohne Vergesellschaftung mit Framboiden beobachtet.

Alle Formen des Eisendisulfides zeigen stark ausgeprägte Korrosionsspuren an den Oberflächen. Selten sind, wie in Abb. 5.6 auf einigen Abbildungen zu sehen, nichtoxydierte Teile von Oberflächen der Eisendisulfide sichtbar. Diese zeigen dann oft glatte nicht oder nur wenig strukturierte Oberflächen häufig in Verwachsung mit Quarz. Diese Flächen deuten auch durch die nicht sichtbare Spaltbarkeit auf ein kollomorph – sedimentäres Wachstum hin. An Probe IP1L2 678 konnten massiv bis plattig ausgebildete Eisendisulfid-Aggregate beobachtet werden, welche an den Rändern häufig stark korrodiert (ausgefranst) waren und sicherlich Reste ganzer Eisendisulfid-Lagen darstellen. Sehr häufig scheinen auch nach oxydativen Prozessen (Bildung von Fe-Sulfaten) die Oberflächen geradezu angelöst worden zu sein, so dass besonders ebene Formen entstehen. Diese sind jedoch nur bei massiven Aggregaten zu beobachten, Framboide oder Polyframboide mit Kernen untergeordneter kleinerer Framboide zeigen oftmals kompakte markasitische Säume. Diese Säume sind aus einer Vielzahl radialstrahlig miteinander verwachsener Einzelaggregate aufgebaut und umschließen die Framboide dicht. Teile organischer Matrix durchwachsen teilweise diese Strukturen und können so Initiatoren reduktiver Prozesse werden.



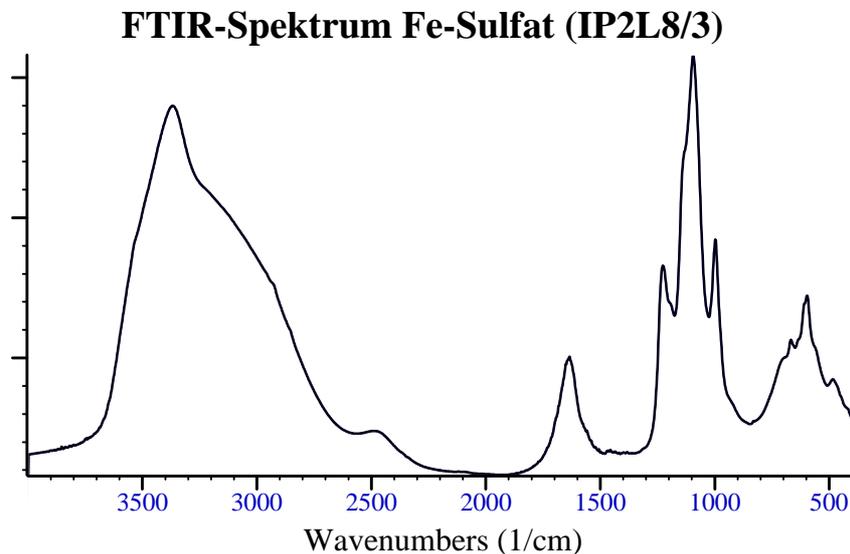
**Abb. 5.6** Ränder bzw. Oberflächen verschiedener Framboide und Pyrit-Konkretionen, z.T. mit org. Matrix, aus den Kippensedimenten des Senftenberger Sees.

### 6.1.2.3 IR-Spektroskopie von wasserhaltigen Fe-Sulfaten- und Oxidhydraten

Diese Untersuchungen wurden mit einem FTIR-Spektrometer der Firma Bio-Rad durchgeführt. Die Absorptionsspektren wurden mittels KBr-Technik in einem Wellenzahlbereich von  $500\text{-}3.500\text{ cm}^{-1}$  bei einer Auflösung von  $4\text{ cm}^{-1}$  und einer Scanrate von 64 aufgenommen.

Sämtliche Proben zeigen ein IR-Spektrum, welches für schwach kristalline Eisenoxidhydroxide bzw. -hydroxosulfate typisch ist. Dazu gehören die OH-stretching-Bande(n) bei ca. 3400  $\text{cm}^{-1}$ , die HOH-deformation-Bande bei ca. 1640, die 430 bis 460 (470)  $\text{cm}^{-1}$ -FeO-Valenzbanden im  $\text{FeO}_6$ -Oktaeder sowie eine schwache OH-bending-Bande bei ca.  $600\text{ cm}^{-1}$ ,

die bei erkennbarem Sulfatgehalt von einer SO-Valenzbande überlagert werden kann, wie aus der Fachliteratur bekannt. Bei der Diskussion der Spektren wird auf die Nennung von ausführlichen Literaturziten verzichtet.



**Abb. 5.7** Spektrum der Probe FES1.

Das Spektrum der Probe FES1 (Abb. 5.7) deckt sich mit den mehrfach veröffentlichten Spektren des Schwertmannits. Die OH-stretching-Bande des eingebauten Wassers hat ein Absorptionsmaximum bei ca.  $3400\text{ cm}^{-1}$ ; die HOH-deformation-Bande liegt bei  $1620\text{ cm}^{-1}$ . Bei  $1250\text{--}950\text{ cm}^{-1}$  befinden sich die Sulfatschwingungen. Die  $\nu_3(\text{SO}_4)$ -Bande ist in ein Triplet bei  $1050, 1120\text{ cm}^{-1}$  sowie eine schwache Schulter bei  $1170\text{ cm}^{-1}$  aufgesplittet. Schwertmann et al. diskutieren drei  $\nu_3(\text{SO}_4)$ -Banden bei ca.  $1210, 1135$  und  $1035\text{ cm}^{-1}$ , die auch im Spektrum der Probe WH15 gefunden werden. Andere Autoren schließen aus der Aufspaltung in drei Valenzbanden, dass es sich um einen bidentaten Komplex zwischen Sulfat und Fe handeln muss, der sich durch den Ersatz der OH-Moleküle durch  $\text{SO}_4$ -Tetraeder im Gitter ausbildet; Sulfat kann nicht nur adsorbiert sein. Bei  $980\text{ cm}^{-1}$  ist die  $\nu_1(\text{SO}_4)$ -Bande deutlich zu sehen, die eine verringerte Symmetrie im Mineral anzeigt.

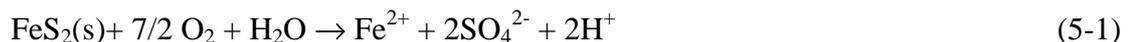
Bei  $840\text{ cm}^{-1}$  liegt die  $\nu(\text{OH})$ -Bande des schwach kristallinen Akaganeits, die sich mit gekoppelter ( $\text{H}_2\text{O} - \text{Cl}^- / \text{O}^{2-} - \text{OH}^-$ )-Substitution von  $880$  nach  $800\text{ cm}^{-1}$  verschieben kann, wie verschiedentlich berichtet wurde. Sie ist im Spektrum der Probe WH15 stark verbreitert und wird in verschiedenen Quellen für einige Schwertmannitproben erwähnt. Mit der Substitution kann ebenfalls die  $640\text{ cm}^{-1}$ - $\nu(\text{OH})$ -Bande zu niedrigeren Wellenzahlen rutschen. Sie ist im Spektrum der Probe WH15 nicht zu erkennen. Sie wird evtl. überlagert von der  $610\text{ cm}^{-1}$ - $\nu_4(\text{SO}_4)$ -Valenzbande. Die Bande bei  $690\text{ cm}^{-1}$  wird in der Literatur diskutiert und der FeO-Valenzschwingung in der Akaganeitstruktur zugeordnet. Bei  $460$  und  $420\text{ cm}^{-1}$  befinden sich (im Intensitätsverhältnis von ca. 1:1) die Valenzschwingungen der  $\text{FeO}_6$ -Oktaeder.

Bei  $3370\text{ cm}^{-1}$  befindet sich bei Probe **IP1L8/3** die OH-stretching-Schwingung des Wassers, bei  $1636\text{ cm}^{-1}$  die HOH-Deformationsschwingung. Die schärfste und intensivste Bande des Spektrums liegt bei  $1096\text{ cm}^{-1}$  mit einer Schulter bei höheren ( $1228\text{ cm}^{-1}$ ) und einer Schulter bei niedrigeren Wellenzahlen ( $998\text{ cm}^{-1}$ ). Die Bande bei  $670\text{ cm}^{-1}$  wird der FeO-Valenzschwingung in der Akaganeitstruktur zugeordnet. Bei  $460$  und  $420\text{ cm}^{-1}$  befinden sich (im Intensitätsverhältnis von ca. 1:1) die Valenzschwingungen der  $\text{FeO}_6$ -Oktaeder. Überlagert wird das Spektrum durch Banden eines großen Anteils **Gips**, welcher beim Trocknen der Probe auf den Alunogenoberflächen entstanden ist und  $\text{SO}_4$ -Hauptbanden bei Wellenzahlen von ca.  $1210$ ,  $1135$  und  $1035\text{ cm}^{-1}$  bzw. die OH-stretching-Bande des eingebauten Wassers bei ca.  $3400\text{ cm}^{-1}$  hat.

## 6.2 Pyritverwitterung mit Sauerstoff aus dem Bodengas

### 6.2.1 Theoretischer Hintergrund

Die vollständige Pyritoxidation wird durch die folgenden Summengleichungen beschrieben:



Wird die Hydrolyse des Eisens und die mögliche Entstehung der Verbindung  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  nach folgender Gleichung berücksichtigt:



so ergibt sich die Nettoreaktion:



Besondere Bedeutung ist dem Redoxkreislauf des Eisens beizumessen, da Fe(III) sehr schnell Sulfid (im Feststoff) zu oxidieren vermag. Die Eisen(II)oxidation wurde bei unbegrenzter Verfügbarkeit von Sauerstoff als ratenlimitierende Teilreaktion bei der Pyritoxidation erkannt (SINGER & STUMM 1970). Das in der Reaktion



auf tretende Fe(III) hat bei seiner ursprünglichen Herkunft aus dem Pyrit durch die Oxidation nach Gl.(3-2) die entstehenden  $\text{H}^+$  zuvor konsumiert, wodurch die Nettosäureproduktion der vollständigen Oxidation nach Gl.(3-4) zu 4 mol Säure pro 1 mol Pyrit erhalten bleibt. In der Bilanz ist das Säurepotential nach Gl.(3-4) bestimmend.

Sauerstoff ist in den Kippen des Braunkohletagebaus das limitierende Oxidationsmittel, (DYBEK & SCHWAN 1988, PREIN 1994, WISOTZKY 1994). Aus diesem Grunde ist der Gl. (5-4) eine zentrale Bedeutung zuzuordnen. Sie enthält auf der linken Seite Sauerstoff als treibende Kraft der Reaktion, und die wahrscheinlichste und in diesem Maßstab bilanzierbare Säureproduktion auf der rechten Seite.

Für den Vorgang der Versauerung hat die Entkopplung der Oxidation des Pyritschwefels von der Oxidation des Pyriteisens eine bestimmende Bedeutung. Die Abfolge beider Prozesse wird im hydrogeologischen System von den Redoxbedingungen des Fließweges kontrolliert. Die aus der Oxidationszone in den sauerstofffreien Untergrund migrierenden Fe(II)-Spezies können auf den für den Eigenaufgang des Grundwassers typischen Strombahnen in den entstehenden Restsee gelangen und dort nach Gleichung (5-2) und (5-3) zur Versauerung führen.

Die Raten, mit denen pyritartige Ablagerungen bei Belüftung Stoffe in das Porenwasser freisetzen, beschreibt RITCHIE (1994) als das Produkt der zwei Teilprozesse:

- (1) den Transport der Reaktanden (Sauerstoff, Wasser) zum Reaktionsort und
- (2) die volumetrische („bulk“) Oxidationsrate des Feststoffes.

ELBERLING et al. (1994) haben für gespülte Ablagerungen aus Aufbereitungsrückständen des Erzbergbaus (Mine tailings) in Kanada einen Übergang der Limitierung der Reaktionsraten von kinetisch kontrollierten Raten zu Beginn der Exposition zu diffusiv kontrollierten Reaktionsraten im Langzeitverhalten der Ablagerungen festgestellt.

Die Wirkung der Grundwasserabsenkung und des -wiederanstiegs durch die Speicherbewirtschaftung im Senftenberger See auf den konvektiven Gasstrom im Untergrund ist offensichtlich. Die Absenkung bewirkt einen von der Oberfläche in den Untergrund gerichteten konvektiven Gasstrom, der Grundwasseranstieg einen entgegengesetzten. Im Zeitraum der Aufsättigung des Untergrundes muss das Porengas entweder im Wasser gelöst oder in Richtung Oberfläche verdrängt werden.

Beobachtete intrinsische Oxidationsraten liegen nach einer Zusammenstellung von RITCHIE (1994) in der Größenordnung von etwa  $10^{-5}$ - $10^{-8}$  kg O<sub>2</sub>/(m<sub>R</sub><sup>3</sup>\*s). Die hohen Umsatzraten wurden in Laborexperimenten bestimmt, die niedrigen Raten im Feld.

Als grundlegende Beziehung zwischen den Reaktanden der Pyritoxidation im Untergrund gelten die Gleichungen (5-6) und (5-7) (RITCHIE 1994). Diese berücksichtigen weder den Einfluss der Mikroorganismen, der in der Natur zu einer Verzögerung bei Beginn der Oxidation durch eine mikrobielle „Lag“-Phase führt, noch den Einfluss der Beschaffenheit des Porenwassers, sondern nur die in Gl (5-4) aufgeführten Edukte. Der Transport von Wasser durch die ungesättigte Zone wird im Vergleich zum Transport von Sauerstoff als sehr langsam betrachtet. Somit kann die Wassersättigung bei einer gleichmäßigen Infiltrationsrate durch ein quasi-stationäres Profil angenähert werden. Wechselwirkungen zwischen den Phasen Porenwasser und Porengas werden dabei vernachlässigt. Auch der gelöste Sauerstoff wird in Anwesenheit von gasförmigem Sauerstoff vernachlässigt, da die in Natursystemen gelöst transportierbaren Mengenströme um ein Vielfaches geringer sind. Die mathematische Beschreibung der orts- und zeitabhängigen Variablen Sauerstoffkonzentration und Pyritkonzentration erfolgt nach diesem vereinfachten Modell (RITCHIE 1994) folgendermaßen:

Sauerstoffkonzentration:

$$\chi_{G,R} \frac{\partial c_{O_2}^G}{\partial t} + v^G \frac{\partial c_{O_2}^G}{\partial x} - D_{O_2} \delta v \frac{\partial^2 c_{O_2}^G}{\partial x^2} = -S_1 \text{ in } \frac{\text{mol}_{O_2}}{m_R^3 s} \quad (5-6)$$

mit:  $\chi_{G,R}$  - gasgefüllte Porosität  
 $v^G$  - konvektiver Gasstrom  
 $D_{O_2} v^G \delta v$  - dispersiv/diffusiver Gasstrom

Konzentration des sulfidischen Feststoffs:

$$\frac{\partial c_{\text{Pyrit}}^{\text{Sediment}}}{\partial t} = S_2 \text{ in } \frac{\text{mol}_{O_2}}{m_R^3 s} \quad (5-7)$$

Die konzeptionellen Modelle zur Lösung dieser Gleichungen sind (RITCHIE 1994):

(1) Simple Constant Rate Model (SCRM) (Einfaches Ratenmodell)

Beim SCRM wird der Sauerstoffverbrauch als unabhängig von der Sauerstoff- und der Pyritkonzentration im Porenraum betrachtet, bis das  $O_2$  und Pyrit aufgebraucht sind.

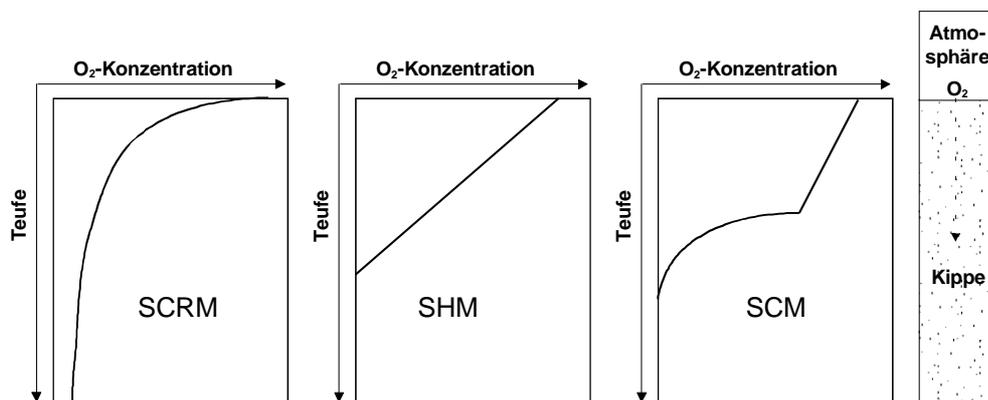
(2) Simple Homogeneous Model (SHM) (Einfaches Modell mit homogener Parameterverteilung)

Beim SHM wird eine bewegliche Randbedingung betrachtet, die der Pyritoxidaionsfront entspricht. Die Eindringgeschwindigkeit von Sauerstoff bestimmt die Rate der Pyritoxidation. Dieses Modell führt zu Prozessbeginn zu einer Überschätzung der Raten.

(3) Shrinking Core Model (SCM) (Schrumpfkernmodell)

Beim SCM wird eine Abhängigkeit der intrinsischen Oxidationsrate von den Porenraumkonzentrationen des Sauerstoffs und des Pyrits hergestellt. Dadurch ergibt sich (beim Eindringen des Sauerstoffs von „oben“) eine obere Front, oberhalb der Pyrit vollständig oxidiert ist, und eine untere Front, unterhalb der Sauerstoff und Pyritoxidation nicht auftreten.

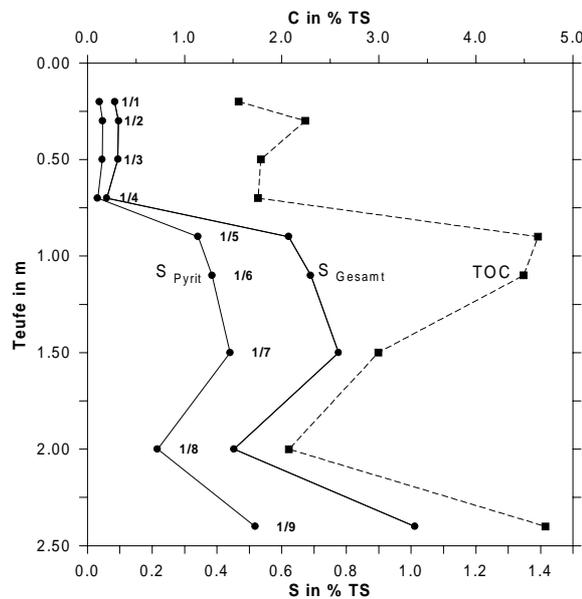
Die sich aus diesen Modellen ergebenden Sauerstoffprofile sind in Abbildung 5.9 dargestellt:



**Abb. 5.9** Schematische Profile der Sauerstoffkonzentration im Porenraum, die sich für einen bestimmten Zeitpunkt aus den drei unterschiedlichen Oxidationsmodellen für eine Kippe ergeben (nach RITCHIE 1994)

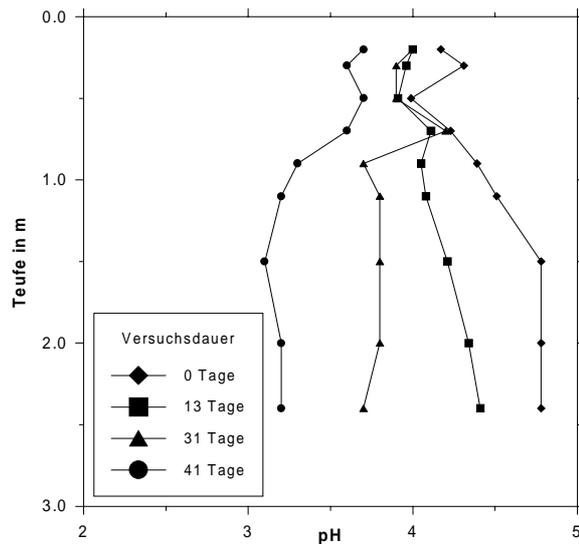
## 6.2.2 Ergebnisse der laborativen Untersuchungen des Kippensedimentes

Innerhalb der Inselbereiche, die seit 30 Jahren in der ungesättigten Zone liegen, konnten keine Eisendisulfide mehr gefunden werden. In den unterhalb der Grundwasseroberfläche liegenden Bereichen konnten Pyrit und Markasit nachgewiesen werden. Die in der Abb. 5.10 dargestellten Konzentrationen sind Massenanteile des Schwefels und des Kohlenstoffs an der Trockenmasse (TS) eines Bohrprofils vom Uferbereich. Anorganischer Kohlenstoff (Karbonat) lag im gesamten Profil unter der Nachweisgrenze ( $< 0.01\%$ ). Die röntgendiffraktometrisch bestimmten Pyrit- und Markasitgehalte der einzelnen Fraktionen zeigen, dass die Eisendisulfide vorwiegend auf die Kornfraktion zwischen 28 und 60  $\mu\text{m}$  beschränkt sind.



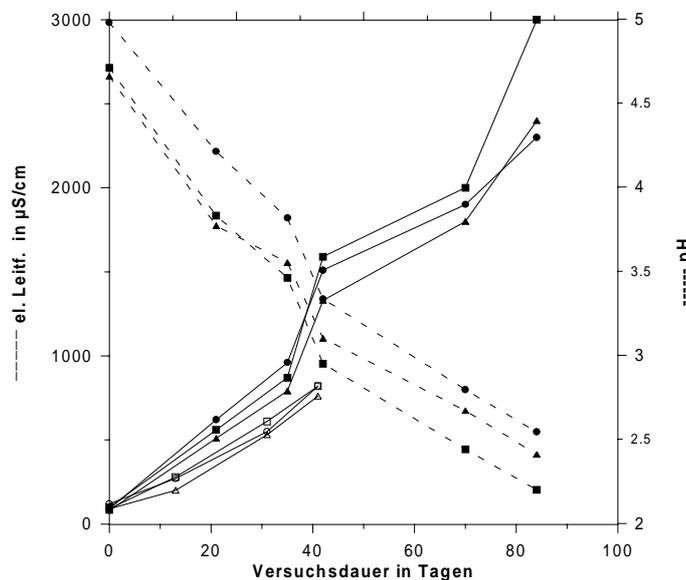
**Abb. 5.10** Schwefel und Kohlenstoff in der Trockenmasse der Proben des Profils IP0L1.

Zum Nachweis der Reaktivität der analysierten Sulfidschwefelverbindungen wurden die Proben belüftet und zyklisch zur Messung der Bodenleitfähigkeit und des Boden-pH bewässert. Das Absinken der Boden pH-Werte zeigt Abb. 5.11. Diese Schichten können durch Absinken des Seewasserspiegels bzw. des Grundwasserspiegels entwässert und somit belüftet werden. Daher wurden die Verwitterungsversuche ebenfalls unter einer wechselnden Befeuchtung durchgeführt.



**Abb. 5.11** Entwicklung des pH im Eluat (1 Volumenteil Feststoff, 2.5 Volumenteile Aqua dest.) bei Belüftung der Proben in offenen Schalen im Labor.

Ein Verwitterungsversuch an den Proben 1/6, 1/7 und 1/8 aus dem oben dargestellten Bohrprofil zeigt bei Belüftung (atmosphärische Gaspartialdrücke; keine Steuerung der Luftfeuchte) eine kontinuierliche Zunahme der Leitfähigkeit (Abb. 5.12) bei ebenfalls kontinuierlicher Abnahme des pH-Wertes im Eluat (gemessen in einer Bodensuspension aus 20 g Sediment und 50 g Wasser).



**Abb. 5.12** Stofffreisetzungversuch an Feststoffproben aus der Innenkippe des Senftenberger Sees. Bohrung IP0, Probe 1/6 aus 1.2-1.4 m, Probe 1/7 aus 1.4-1.6 m, Probe 1/8 aus 1.6-1.8 m Teufe.

Die Stoffkonzentrationen im Eluat wurden am Ende des Versuches (nach 100 Tagen) analysiert (Tab. 5.2). Aus der zu Versuchsbeginn gemessenen Leitfähigkeit von ca. 250  $\mu\text{S/cm}$  kann auf eine geringe Mineralisation des Eluats geschlossen werden.

### 6.2.3 Genese des Porenwassers

Die Eluatzusammensetzung zu Beginn des Versuches wurde aus dem gemessenen pH-Wert und den zu Versuchsende gemessenen Konzentrationen von K, Na, Mg und Mn (0.1-0.5 mmol/L) sowie unter Verwendung der auf die gemessene Leitfähigkeit angepassten Konzentrationen von Ca, Fe, Al und SO<sub>4</sub> (0.05-1.0 mmol/L) zurückgeführt (Tab.5.2). Das konzeptionelle Modell zur Genese der Eluatzusammensetzung wird auf Änderungen der Stoffkonzentrationen von Ca, Fe, Al und SO<sub>4</sub> beschränkt. Folgende Prozesse werden auf der Grundlage stöchiometrischer Reaktionsgleichungen in Ihrer Auswirkung auf die Lösungszusammensetzung und den pH hin ausgewertet:

- 1 Sulfidoxidation nach Gl. (5-1)
- 2 Eisenoxidation und Fällung nach Gl. (5-2) und (5-3)
- 3 Gibbsiteauflösung nach
$$\text{Al(OH)}_3(\text{s}) + 3\text{H}^+ \rightarrow 3\text{Al}^{3+} + 3\text{H}_2\text{O}$$
- 4 Kationenaustausch von Calcium gegen Aluminium nach
$$\text{CaR}_2 + 2/3 \text{Al}^{3+} \rightarrow 2/3 \text{AlR}_3 + \text{Ca}^{2+}$$
- 5 Protonierung von Oberflächen nach
$$\text{S-OH}^\circ + \text{H}^+ \rightarrow \text{S-OH}_2^+$$
- 6 Hydrolyse von Sulfat nach
$$\text{SO}_4^{2-} + \text{H}^+ \rightarrow \text{HSO}_4^-$$

Es wird angenommen, dass die Zunahme der Sulfatkonzentration fast vollständig auf der Pyritoxidation beruht. Da die Proben aus dem gesättigten Bereich entnommen wurden, wird angenommen, dass keine leicht löslichen Sulfate vorhanden waren. Röntgendiffraktometrisch konnten ebenfalls keine Sulfate nachgewiesen werden. Die durch die Pyritoxidation entstehende Säure zu neutralisieren und gleichzeitig die analysierten Stoffkonzentrationen zu erlangen, ist Gegenstand der Schritte 3 bis 5. Die Calcitlösung wurde vernachlässigt, da der Calcitgehalt nur etwa 0.03% der Trockenmasse des Sediments entsprach. Die Summe aller Karbonate wurde im Säureaufschluss auf unter 0.1% (Nachweisgrenze) bestimmt. Die H<sup>+</sup>-Bilanz der Sulfathydrolyse ist von dem Anteil der hydrolysiert vorliegenden bzw. komplex gebundenen Ionen und somit auch von der Lösungszusammensetzung abhängig.

**Tab. 5.2** Genesemodell für die Eluatsbeschaffenheit am Ende des Verwitterungsversuchs 1/8. Fett dargestellte Zahlen stellen Messwerte dar. Konzentrationen und Stoffumsatz (bezogen auf die angegebenen Reaktionsgleichungen) in mmol/L, el. Leitf. in  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

	Anfang	Prozess						Ende
		1	2	3	4	5	6	
Stoffumsatz		23/2=11.5	8.5	11.5	2.2	1	2	
H <sup>+</sup> -bilanz		+23	+17	-34.5	0	-1	-2	
<b>-log(HTOT)</b>	<b>5.0</b>	1.64	1.4	2.26		2.35	2.46	<b>2.50</b>
el. Leitf.	<b>250</b>							<b>3540</b>
Ca	0.1	→			2.3	→		<b>2.35</b>
K	0.50	→						<b>0.50</b>
Na	0.33	→						<b>0.33</b>
Mg	0.47	→						<b>0.47</b>
Mn	0.05	→						<b>0.05</b>
Fe	0.1	11.6	2.1	→				<b>2.09</b>
Al	0.05	→		11.5	10.0			<b>10.00</b>
SO <sub>4</sub>	1.0	23.0	→					<b>24.00</b>

Die Pyritverwitterungsrate im Versuch 1/8 entsprach nach diesem Modell 11.5 mmol/L<sub>Eluat</sub> in 100 Tagen. Die eingesetzte Feststoffmasse betrug 20 g, das Wasservolumen 50 mL. Die Stoffmenge in 1/20 L ist auf 20 g Feststoff zu beziehen: 11.5 mmol/L /20 = 0.575 mmol in 50 mL (entsprechend 20 g<sub>Feststoff</sub>) oder 0.575\*50 = 28.75 mmol/kg<sub>Feststoff</sub> in 100 Tagen:

$$11.5 \frac{\text{mmol} \cdot 0.05\text{L} \cdot 1000}{\text{L} \cdot 20\text{g}_F} = 28.75 \frac{\text{mmol}}{\text{kg}_F}$$

Bei einer Trockenrohdichte des Sediments von 1700 kg m<sup>-3</sup> ergibt sich eine Stoffumsatzrate von etwa 6 · 10<sup>-6</sup> mol m<sup>-3</sup> s<sup>-1</sup>. Aus den Ergebnissen der Verwitterungsversuche der Proben 1/7 und 1/6 ergibt sich bei gleichartiger Auswertung eine Rate von rund 8 bzw. ebenfalls 6 · 10<sup>-6</sup> mol m<sup>-3</sup> s<sup>-1</sup>. Bei einem für die Proben repräsentativen Pyritgehalt von rund 1% FeS<sub>2</sub> in der Trockenmasse ergibt sich mit dieser Rate eine vollständige Verwitterung nach rund 300 Tagen.

Der Fall der zyklischen Be- und Entwässerung ist in der Natur ein Sonderfall der wahrscheinlich verhindert, dass die Verwitterungsraten bei abnehmendem Pyritgehalt sinken. Diese Annahme erlaubt die oben durchgeführte Auswertung nach einem Modell der konstanten Raten. Die Übertragbarkeit auf die Situation in ungesättigten Kippen dürfte nur für die Anfangszeit gegeben sein.

Die Pyritverwitterung in der ungesättigten Zone führt zur Aufmineralisation des Porenwassers mit den Verwitterungsprodukten (nach Gl. 5-1 und 5-4). Die Oxidationszone ist der Übergang vom oxidischen zum anoxischen Bereich. Die Dynamik des Verwitterungsprozesses und des Abtransports der Verwitterungsprodukte bestimmt die metastabilen festen Phasen, welche die Aktivitäten der gelösten Stoffe durch Sekundärmineralbildung begrenzen können.

### **6.3 Verhalten der gelösten Stoffe im anoxischen Milieu**

Wie Modellrechnungen zeigen (Abschnitt 3.2.2), erfolgt durch die periodischen Seespiegelschwankungen eine zeitweilige Infiltration von Seewassers in die Innenkippe entlang von Strombahnen durch die gesättigte und vermutlich anoxische Zone. Die Verweilzeit bis zur Exfiltration nach Strömungsumkehr beträgt zwischen 0 und 6 Monaten. Daher wurden die Gleichgewichtseinstellungen zwischen dem Seewasser und dem Kippensediment unter anoxischen Bedingungen in einem Zirkulationsreaktor nachvollzogen. Dafür wird ein Probenkörper im Kreislauf von Seewasser durchströmt, bis sich dessen Beschaffenheit nicht mehr ändert. Eine Kontrolle erfolgt über pH-, elektrische Leitfähigkeits-, O<sub>2</sub>- und Redox-Elektroden, mit denen die Entwicklung des Porenwassers verfolgt werden kann. Als Ausgangs-Porenwasser wurde Senftenberger Seewasser aus dem Nordsee benutzt.

#### **6.3.1 Aufbau des Reaktors**

Der Zirkulationsreaktor besteht im wesentlichen aus einem Flüssigkeitskreislauf, der den zu untersuchenden Probenkörper durchströmt. Eine Pumpe erzeugt die regelbare Filtergeschwindigkeit im Probenkörper und baut den nötigen Druckgradienten für den Flüssigkeitsstrom im Kreislauf auf. In den Kreislauf sind weiterhin Filter, Strömungsmesser, Druckmesser, Druckregler und Elektroden integriert, die für Kalibrierungszwecke während des Versuches vorübergehend ausgekoppelt werden können. Die Befüllung und Entleerung der Anlage erfolgt über gasdichte Befüllstutzen und Spritzen (Abb. 5.13).

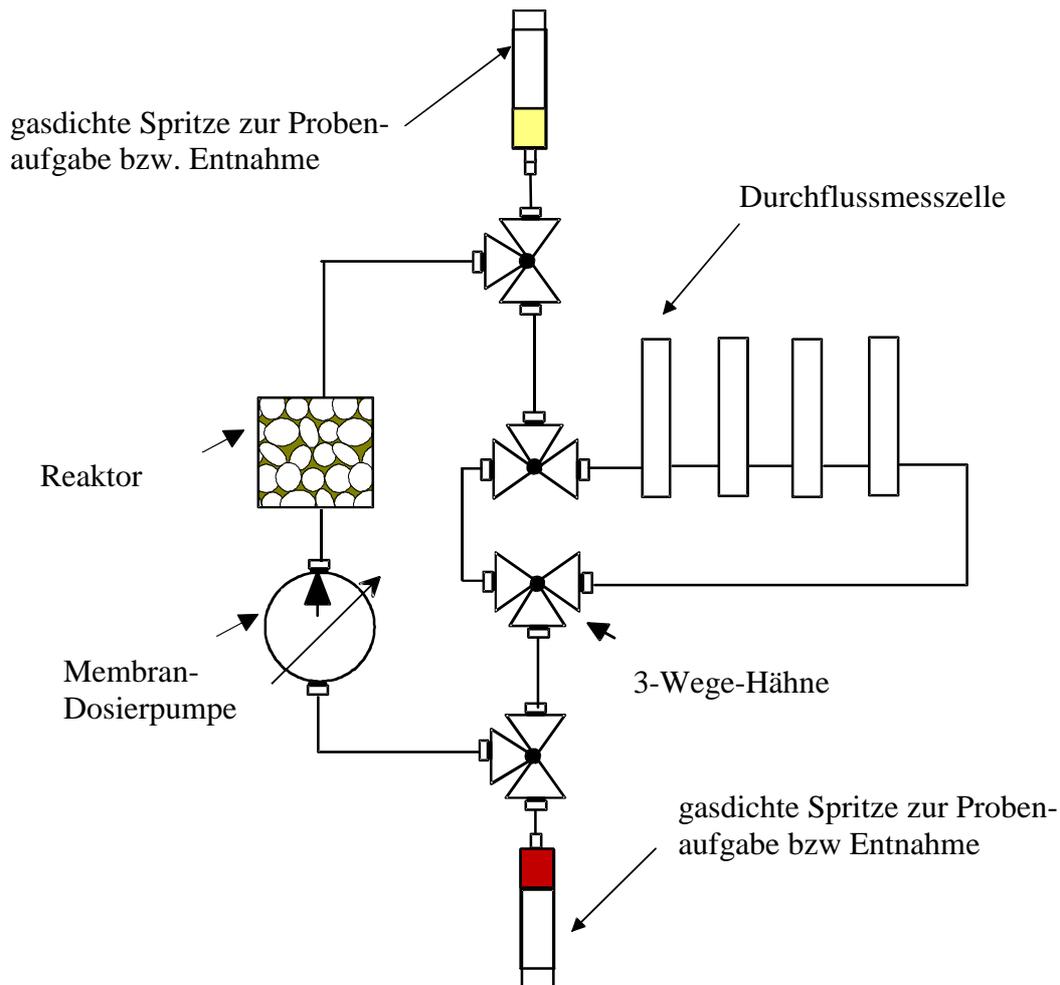


Abb. 5.13 Schematische Darstellung des Zirkulationsreaktors mit allen Bauteilen.

### 6.3.2 Prinzip und Einsatzbereich eines Zirkulationsreaktors

Zirkulationsversuche sind wie Batch-Versuche 0-dimensional, bilden die Vorgänge im Grundwasserleiter jedoch realistischer ab, da die Randbedingungen naturnäher eingestellt werden können. Der Probenkörper bleibt bei diesen Versuchen im Verband und wird mit naturnaher Filtergeschwindigkeit durchströmt. Wie Vergleichsuntersuchungen zeigen, kann die mechanische Durchbewegung des Bodenkörpers bei herkömmlichen Batch-Versuchen zu starken Abweichungen bei der Geschwindigkeit von Gleichgewichtseinstellungen (Reaktionskinetik) führen. Auch der Sauerstoffabschluss kann nur in der geschlossenen Edelstahl-Versuchsanlage, die sich zudem in einer Schutzgashülle befindet, längere Zeit aufrecht erhalten werden. Elektrodenkalibrierungen konnten während des mehrwöchigen Versuches so ohne Sauerstoffeintrag durchgeführt werden.

Soll das Ergebnis des Versuches die wahren Vorgänge im Grundwasserleiter naturnah repräsentieren, so ist zu überprüfen, ob das Konzept des Zirkulationsreaktors auf den zu untersuchenden Prozess anwendbar ist. Soll die Beschaffenheit des im Versuch erzeugten Porenwassers dem im Grundwasserleiter entstehenden Wassers entsprechen, so muss sichergestellt

sein, dass die in der Probe vorrätigen löslichen Mineralphasen und austauscher-gebundenen Ionen in so großer Menge vorliegen, dass Lösungs- bzw. Desorptionsprozesse die Beschaffenheit des Sedimentes während des Versuches nicht wesentlich ändern, d.h. die vom Sediment in das Porenwasser übertretenden Stoffe zwar die Beschaffenheit des Porenwassers beeinflussen, das Sediment gemessen am Ausgangszustand seinen Mineralgehalt und seine Austauscherbelegung aber nur geringfügig ändert. Diese Voraussetzung ist bei den Kippensedimenten gegeben: Untersuchungen zur Verteilung der Ionen zwischen Porenwasser und Sedimentoberfläche zeigen, dass der oberflächen-gebundene Anteil der Ionen im Sediment im Vergleich zu den im Porenwasser vorliegenden Stoffmengen sehr hoch ist, und daher diese Annahme rechtfertigt (Tab. 5.3). Tabelle 5.4 zeigt die Stoffkonzentrationen im Ausgangswasser (hier Seewasser) und in der Gleichgewichtslösung. Es ist zu erkennen, daß bezüglich der Ionen Calcium, Magnesium, Natrium und Sulfat keine größeren Konzentrationsänderungen stattfanden und daher keine unzulässig starke Eluierung und damit Veränderung des Sedimentes eingetreten ist. Der Aufbau der Zirkulationsanlage ist auf ein möglichst geringes Volumen außerhalb des Probenkörpers optimiert, was die Gefahr einer zu großen Beeinflussung des Bodenkörpers durch Verdünnung des im Reaktor befindlichen Porenwassers ebenfalls reduziert. Die Zunahme von Kalium und Chlorid um 4.1 bzw. 5.5 mmol/l beruht auf der unvermeidbaren Abgabe von KCl aus der pH-Elektrode im Zirkulationsreaktor.

**Tab. 5.3** Verhältnis der pro Sedimentvolumen an der Austauscheroberfläche gebundenen Ionen zu den im gleichen Volumen im Porenwasser vorliegenden Ionen. Es sind vier Proben des Untersuchungsgebietes dargestellt.

Proben	Protonen	Fe	Al	Na	K	Ca	Mg
IP3 L1 1-1.5	142.2	33.8	119.9	23.9	18.7	4.3	2.4
IP3 L1 2-2.5	10.8	52.3	150.7	15.2	52.8	3.2	2.8
IP3 L1 3.5-4	208.1	67.7	425.0	14.6	20.8	6.8	18.2
IP3 L2 0-1	166.6	36.1	479.0	30.0	45.6	11.6	20.6
Durchschnitt	172.3	47.5	293.6	20.9	34.5	6.5	19.4

**Tab. 5.4** Konzentrationen der Hauptionen des Seewassers vor und nach dem Zirkulationsversuch.

	Seewasser	Seewasser nach Zirkulation durch den Reaktor
	mmol/l	mmol/l
Kalium	0.18	4.5
Natrium	1.1	0.92
Calcium	1.5	1.8
Magnesium	0.50	0.41
Aluminium	0.0053	0.1
Eisen <sub>gesamt</sub>	0.0011	0.45
Sulfat	2.5	2.6
Chlorid	1.6	7.1
pH	6.8	4.3

### 6.3.3 Konditionierung der Anlage

Für den Versuch wurde eine Sedimentprobe unmittelbar über dem Grundwasserspiegel der Insel entnommen und bis zum Einbau tiefgefroren. Aufgrund des Gehaltes an organischer, kohligter Substanz von 0.05 bis 0.2 Gewichtsprozent wurde von einer vollständigen Zehrung des Sauerstoffes ausgegangen. Daher wurde die Anlage unter Sauerstoffabschluss betrieben. Für den von Beginn an sauerstofffreien Betrieb der Anlage war der Einbau der Bodenprobe unter Stickstoffatmosphäre in einer Glovebox nötig. Die Verdrängung der im Bodenkörper anfänglich vorhandenen Bodenluft durch Stickstoff erfolgte in zwei Stufen:

1. Verdrängung der Luft durch Stickstoff ,
2. Aufsättigung der Probe durch sauerstofffreies Wasser.

Nach Flutung der Zirkulationsanlage mit sauerstofffreiem Seewasser und einer Beprobung desselben direkt vor der Befüllung begann die kontinuierliche Durchströmung des Bodenkörpers. Die Durchströmungsgeschwindigkeit (Filtergeschwindigkeit) im Probenkörper wurde auf 0.1 m/d eingestellt.

Die Versuche wurden bei einer grundwassertypischen Temperatur von 10-11 Grad Celsius gefahren. Da der Reaktor atmosphärische Druckbedingungen aufwies, sind die erhaltenen Ergebnisse nur für die oberen Meter des Grundwasserleiters repräsentativ. Da dort jedoch die größten Strömungsgeschwindigkeiten erreicht werden und somit der Hauptgrundwasserstrom in den See erfolgt, kann dieser Ansatz für die exfiltrierende Wasserbeschaffenheit als repräsentativ betrachtet werden.

### 6.3.4 Versuchsablauf

Der Sedimentkörper wurde durchströmt, bis die beobachteten, kontinuierlich gemessenen Parameter alle konstant waren und daher von einer Gleichgewichtseinstellung zwischen Sediment und Probenkörper ausgegangen werden kann.

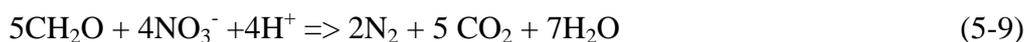
Abbildung 5.14 und 5.15 zeigen die Entwicklung der Parameter Sauerstoffgehalt, elektrische Leitfähigkeit, pH, Redoxpotential und Temperatur. Wie Abbildung 5.15 zeigt, ist die Versuchsanlage geeignet, um einen vollständigen Sauerstoffabschluss von Versuchsbeginn ab zu garantieren. Anfängliche geringe Gehalte werden in den ersten Stunden oder Tagen durch die organische Substanz im Probenkörper gebunden. Der pH sinkt zu Beginn des Versuches rasch, was auf die Desorption und pH-abhängige Hydrolyse der Ionen Eisen, Aluminium, und die Desorption von Protonen von den Austauscheroberflächen zurückzuführen ist. Danach steigt der pH parallel zur elektrischen Leitfähigkeit wieder langsam mit gleichbleibender Steigung an. Berechnungen der elektrischen Leitfähigkeit aus den gemessenen Ionenkonzentrationen im Vergleich mit den gemessenen Leitfähigkeiten während des Versuches (Abb. 5.15) zeigen, dass der Anstieg der Leitfähigkeit in den ersten 300 Stunden vollständig auf den Eintrag von Kaliumchlorid aus der pH-Elektrode zurückzuführen ist. Damit ist die Gleichgewichtseinstellung durch Austauschprozesse vermutlich schon nach etwa 50 Stunden abgeschlossen. Alle weiteren Veränderungen beruhen vermutlich auf der bakteriell katalysierten Umsetzung von Oxidationsmitteln mit der in der Probe vorhandenen organischen Substanz. Diese Reaktionen spiegeln sich im Mischpotential der Redoxkurve wider.

Die kurzzeitigen Schwankungen im Verlauf der Redoxkurve nach 150 und 300 Stunden sind auf die zu dieser Zeit durchgeführten Kalibrierungen der pH- und der Leitfähigkeitssonde zurückzuführen. Wie der weitere Verlauf der Kurve zeigt, pendelt sich das Redoxpotential nach einigen Stunden wieder auf den ursprünglichen Wert ein. Auch der Sauerstoffgehalt zeigt keine Reaktion auf die Kalibrierungen.

Das Redoxpotential der Kurve zeigt einen zweistufigen Verlauf. Die erste Abnahme ist mit dem Verbrauch des Restsauerstoffes in der Porenlösung zu erklären und verläuft zu dieser zeitlich parallel. Er wird vermutlich durch die organische Substanz im Probenkörper aufgezehrt. Danach werden andere Substanzen in der Redox-Reihe reduziert. Möglich ist die Umsetzung von Nitrat zu elementarem Stickstoff über etliche Zwischenstufen nach der summarischen Teilreaktion (5-8). Diese kann auch für den beobachteten pH-Anstieg während dieses Versuchsabschnittes verantwortlich sein.



Die Reaktion unter Verwendung von organischer Substanz als Reduktionsmittel (5-9) ist bakteriell katalysiert und spielt in vielen Aquiferen eine Rolle. Im hier betrachteten Bereich zwischen pH 4 und 5 kann auf der rechten Seite  $\text{CO}_2$  bzw.  $\text{H}_2\text{CO}_3$  als dominante TIC-Spezies geschrieben werden.

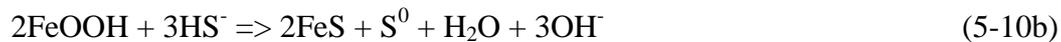


Die zweite Stufe des Redoxpotential-Abfalles kann auf den weitgehenden Verbrauch von Nitrat und der damit verbundenen Reduktion anderer Stoffe wie Sulfat zurückgehen. Der Nachweis von Schwefelwasserstoff bei Abschluss des Versuches deutet auf diesen Prozess hin. Die Sulfatreduktion, die Bildung von Monosulfiden und die Bildung von Disulfiden ist ein sehr komplexer Prozess, der in den Gleichungen 5-10 vereinfacht dargestellt ist.

Teilschritt 1 Reduktion von Sulfat mit organischer Substanz



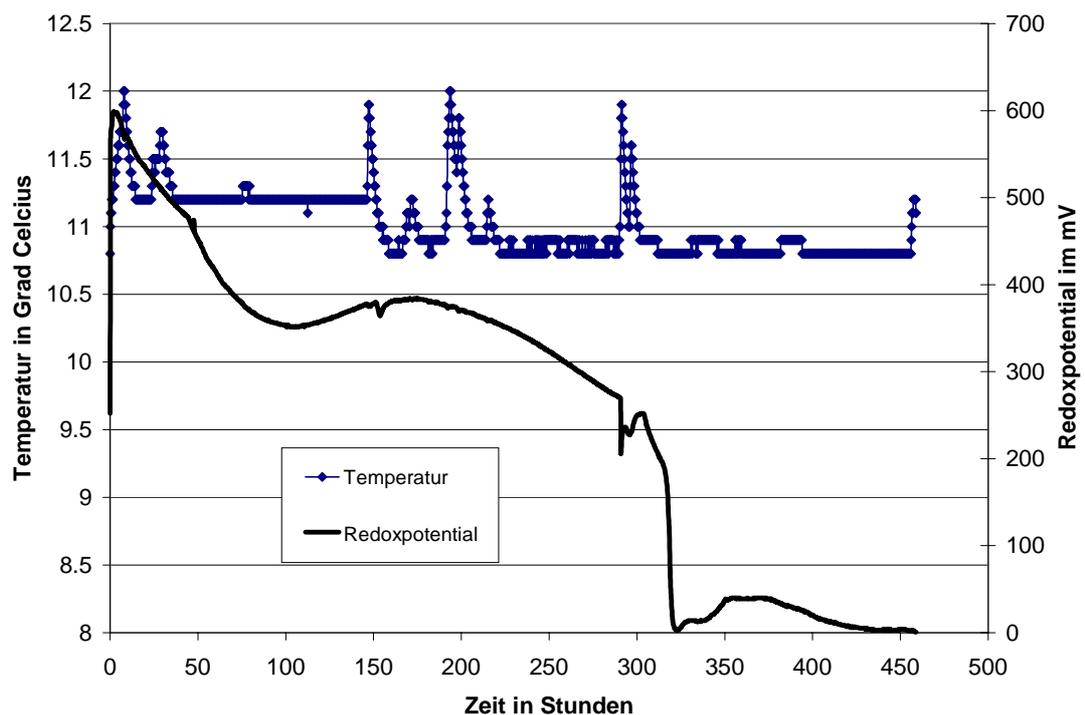
Teilschritt 2: Bildung von Monosulfiden



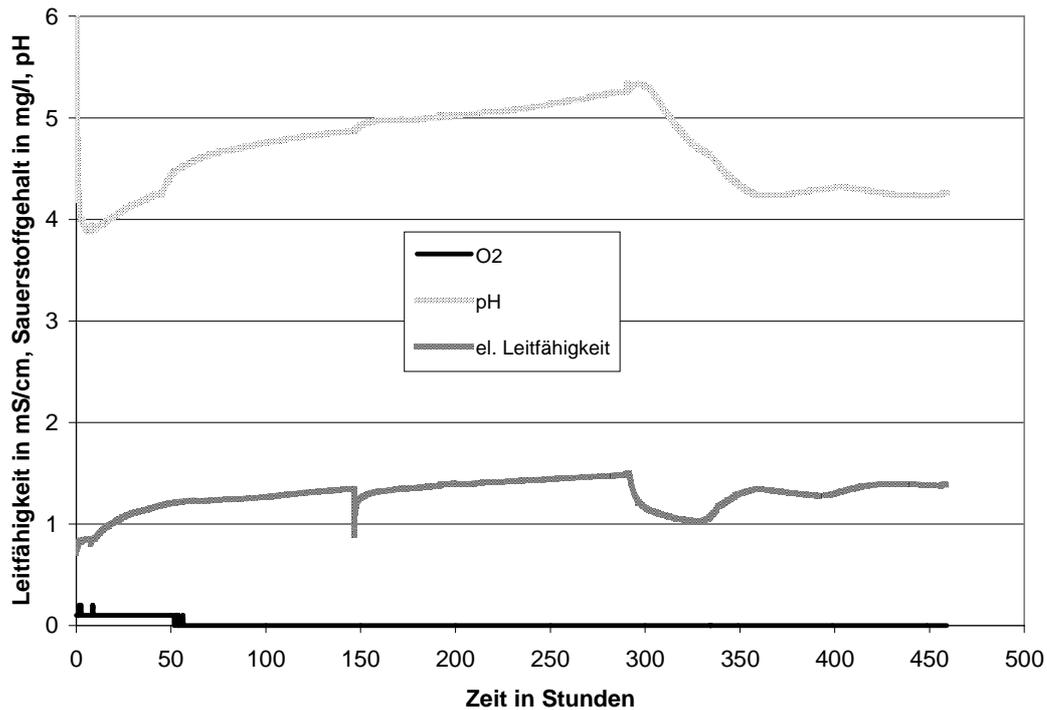
Teilschritt 3: Bildung von Disulfiden



Die Sulfatreduktion nach (5-10a) produziert ebenso wie die Bildung von Eisensulfiden nach (5-10b) pro Mol Schwefel ein Mol Alkalinität. Nachdem nicht festzustellen ist, in welchem Umfang die Schritte der Eisensulfidbildung abgelaufen sind, ist eine Quantifizierung der Alkalinitätsproduktion nicht möglich. Die durch den pH-Anstieg offensichtliche Aciditätsproduktion muss jedoch durch andere, parallel abgelaufene Prozesse verursacht worden sein. Auch die durch die erhöhte  $\text{CO}_2$ -Produktion mögliche Sideritbildung wirkt alkalisierend. Der deutliche Abfall der Leitfähigkeit und des pH nach 300 Stunden fällt mit dem zweiten Abfall des Redoxpotentials zusammen. Vermutlich sorgt die Aktivität reduzierender Mikroorganismen nicht nur für die  $\text{H}_2\text{S}$ -Entwicklung sondern auch für das Ausfallen von Ionen aus der Lösung.



**Abb. 5.14** Verlauf der kontinuierlich gemessenen Parameter Temperatur und Redoxpotential für die Dauer des Versuches.

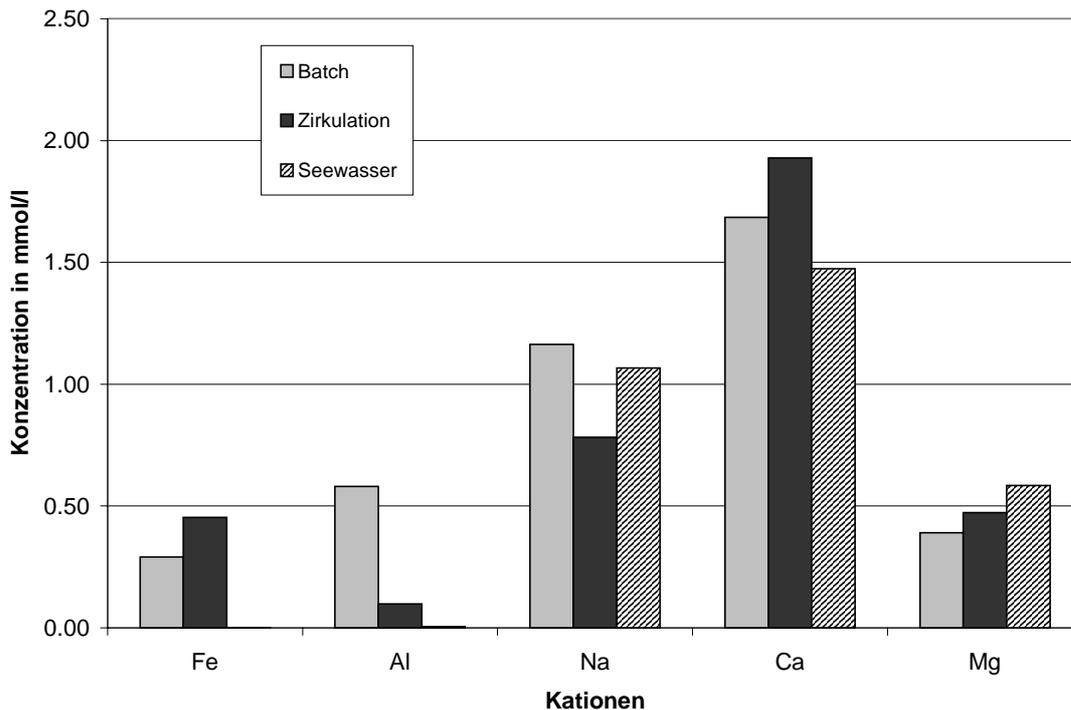


**Abb. 5.15** Verlauf der kontinuierlich gemessenen Parameter pH, elektrische Leitfähigkeit und Sauerstoffgehalt für die Dauer des Versuches.

Die Beschaffenheit des Porenwassers wurde erst nach Abschluss der Versuches ermittelt, indem die Zirkulationsflüssigkeit mit Stickstoff aus der Versuchsanlage gepreßt und analysiert wurde. Ein separater Batch-Versuch wurde mit dem gleichen Sediment und Seewasser unter anaeroben Bedingungen ( $O_2$ -Gehalte  $< 0.3$  mg/l) in der Glovebox angesetzt, um das Fe(II)/Fe(III)-Verhältnis zu bestimmen. Bei vergleichbaren pH- und ELF-Werten von 3.8 bzw.  $480 \mu\text{S/cm}$  (Abb. 5.15) ergab sich ein ein Fe(II)-Anteil am  $Fe_{\text{ges}}$  von 97%.

Die Beprobung der Lösung erfolgt auf die Anionen Sulfat und Chlorid und die Kationen Calcium, Magnesium, Natrium Aluminium sowie Eisen gesamt und Aluminium.  $H_2S$  konnte nur organoleptisch nachgewiesen werden, da nicht genügend Porenwasser für die Analyse zur Verfügung stand. Die gemessenen Ionenkonzentrationen werden in Abb. 5.16 mit denen der Batch-Versuche verglichen.

Die Eisenkonzentration liegt etwas oberhalb der im Batchversuch gemessenen Konzentration. Möglicherweise ist die bei niedrigem Redoxpotential größere Löslichkeit von  $Fe^{2+}$  für die erhöhte Konzentration von Eisen im Porenwasser verantwortlich. Die Aluminiumkonzentration liegt im Zirkulationsversuch auffällig unter der im Batchversuch gemessenen Konzentration.



**Abb. 5.16** Vergleich der Kationenkonzentrationen des im Zirkulationsversuch hergestellten Wassers mit dem im Batch-Versuch hergestellten Wasser und dem als Ausgangswasser benutzten Seewasser.

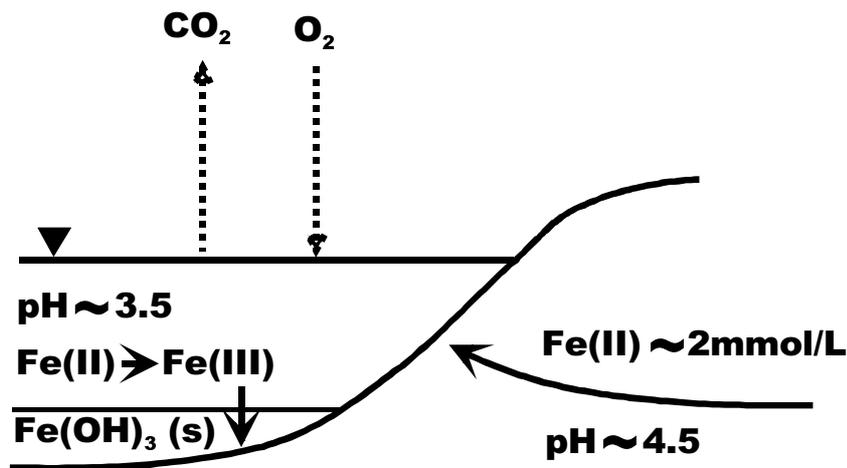
Für den Vergleich mit dem Batch-Versuch (Abschnitt 4.1.2) wurde das im Zirkulationsversuch hergestellte anoxische Wasser (Tab. 5.4) in einer Modellrechnung mit PHREEQC ins Gleichgewicht mit den atmosphärischen Partialdrücken von Sauerstoff und Kohlendioxid gebracht. Die von der pH-Elektrode freigesetzten Kalium- und Chloridionenkonzentrationen wurden abgezogen. Der pH der Lösung sinkt dabei im Kontakt mit der Atmosphäre von 4.3 auf 3.4 und damit leicht unter den pH-Wert von 3.7, des im Batch-Versuch unter oxidischen Bedingungen hergestellten Wassers (Tab. 4.2). Die freigesetzte Acidität beim Austritt von Kippengrundwasser aus den tieferen, dauerhaft ungesättigten Zonen der Insel ist damit geringfügig größer als die in Abschnitt 4.1.3 berechnete.

#### 6.4 Verhalten der gelösten Stoffe im oxischen Milieu (See)

Beim Austritt von Kippengrundwasser in den Seekörper kommt es zu den für Bergbaurestseen typischen Versauerungserscheinungen. Ursache dafür ist der Übergang des Grundwassers von einem reduzierenden Milieu im Kippinneren in das oxidierende Milieu des freien Seewasserkörpers. Das Grundwasser der Kippen ist aufgrund der organischen Substanz im Kippensediment (Kohlepartikel) und der Sauerstoffzehrung bei der Pyritverwitterung sauerstofffrei oder nur geringen Sauerstoffpartialdrücken ausgesetzt. Eisen liegt daher in seiner reduzierten, zweiwertigen Form vor. Dieses ist gegenüber dem dreiwertigen Eisen mobiler, da das als begrenzende Festphase mögliche Eisenkarbonat (Siderit) nach den Ergebnissen der mineralogischen Untersuchung (Abschnitt 5.1) hier nicht auftritt aber auch gegenüber der Fe(III)-Festphase größere gelöste Konzentrationen zulassen würde. In den Kippengrundwäs-

sen werden daher wesentlich größere Eisenmengen pro Wasservolumen transportiert, als in durchoxidierten Oberflächengewässern. Bei einem Austritt des Kippengrundwassers in den See kommt es durch Eingasen von Sauerstoff zu einer Oxidation des Eisens und damit zu einer Immobilisierung durch Fällung als Eisenoxihydroxid. Die dem Seewasser damit entzogenen Hydroxidionen führen dabei zu einer Versauerung des Seewassers. Abbildung 5.17 zeigt diesen Vorgang schematisch. Die dargestellte pH-Erniedrigung ist an den im Senftenberger See gemessenen Werten angelehnt. Vergleichbare Werte zeigen die Modellrechnungen für die Oxidation der Grundwässer (Tab. 5.6). Wie stark der pH in einem See durch Kippenwasser-austritt tatsächlich sinkt, ist sowohl von den austretenden absoluten Mengen im Verhältnis zum Seevolumen (Abschnitt 3.1) und der Pufferkapazität des Seewassers abhängig. Weiterhin spielt die Art der Fällungsprodukte im See eine Rolle, da nicht jedes ausfallende Mineral eine gleich große Menge an Hydroxidionen bindet und dem Seewasser entzieht (Tab. 5.5).

Um die Säurefreisetzung aus dem Grundwasser unter oxischen Bedingungen (Acidität,  $k_b$ -Wert) abzuschätzen, welches dem Senftenberger See von Süden her zugeht, wurde reduziertes Grundwasser aus dem Anstrom 140 cm unter dem Seespiegel und 70 cm unter dem Seeboden entnommen und durch Titration auf seine Acidität, sowie auf die wichtigsten Kat- und Anionen untersucht (Tab. 5.6). (Koordinaten des Probenahmepunktes: 5432814/ 5706441). Die Titration wurde nach der Anleitung zur Bestimmung der „totalen Acidität“ durchgeführt. Dabei wurde die Lösung am Endpunkt pH 7 kurzzeitig (1 min) auf 90° C erhitzt und erneut auf pH 7 titriert. Die Basenzugaben wurden addiert. Die Ergebnisse der Titrationsen wurden mit PHREEQC nachvollzogen, wobei von einem vollständigen Gleichgewicht des Seewassers mit den atmosphärischen Partialdrücken von CO<sub>2</sub> und O<sub>2</sub> ausgegangen wurde. Die Rechnungen sind für die Fällungsprodukte Ferrihydrit und Kalium-Jarosit durchgeführt worden. Die berechneten Pufferkurven zeigen gute Übereinstimmungen mit den Titrationsergebnissen bis pH 7. Dem Titrationsergebnis am nächsten kommen die simulierten Titrationskurven, bei denen eine Ausfällung beider Minerale angenommen wurde. Dass eine Ausfällung stattfindet, ist an den Eisenschlammbildungen am Ufer zu erkennen. Ob die Fällungsreaktionen aber bereits während des Titrationsversuches zu einem chemischen Gleichgewicht geführt haben und damit die vollständige Versauerungskapazität des Grundwassers erfasst wurde, konnte nicht nachgewiesen werden, wurde aber durch die Vorgehensweise bei der Titration unterstützt. Daher ist anzunehmen, dass das tatsächliche Versauerungspotential des austretenden Grundwassers über dem der Titrationsergebnisse und unter dem der Modellrechnung liegt, in der chemisches Gleichgewicht (sofortige Fällung der Minerale bei Überschreiten der Löslichkeit) angenommen wurde. Für die erste Probe fallen beide Werte ohnehin zusammen. Ebenso können analytische Fehler bei der Bestimmung der gelösten Konzentrationen das Simulationsergebnis beeinflussen.



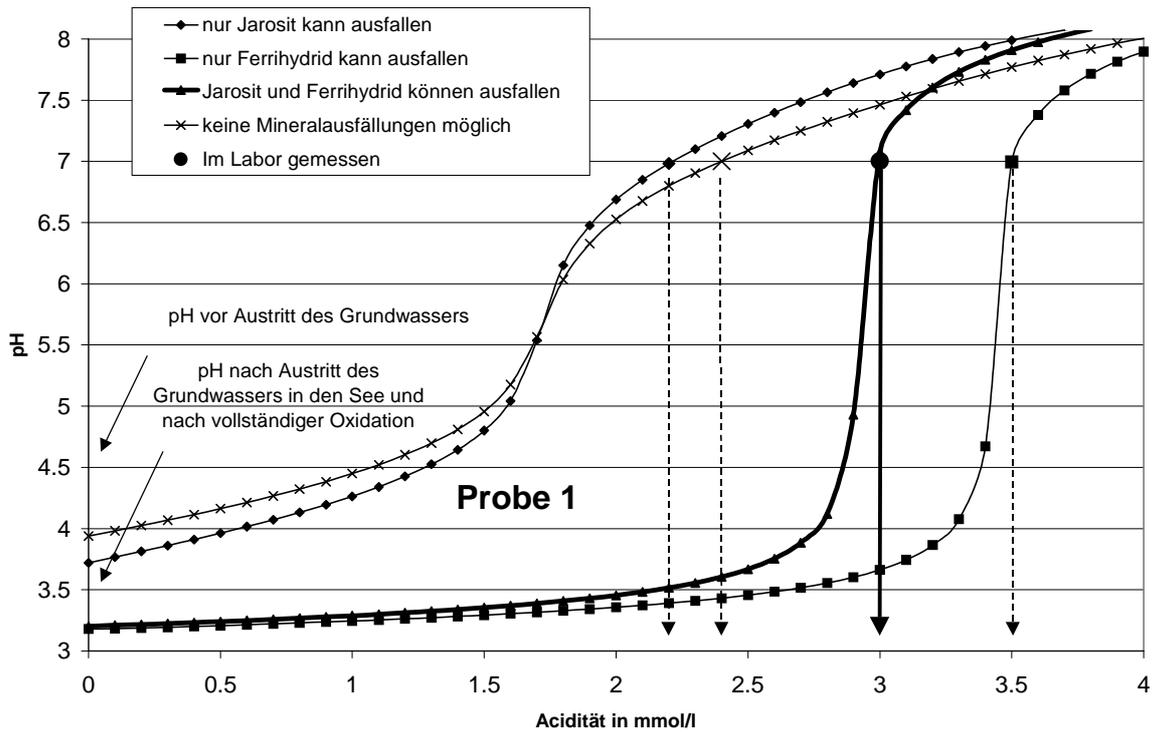
**Abb. 5.17** Schematische Darstellung der chemischen Reaktionen nach dem Austritt von eisen-reichem Grundwasser in ein sauerstoffreiches Oberflächengewässer.

**Tab. 5.5** Verschiedene Minerale und ihre Hydroxid- und Sulfat-Bindung.

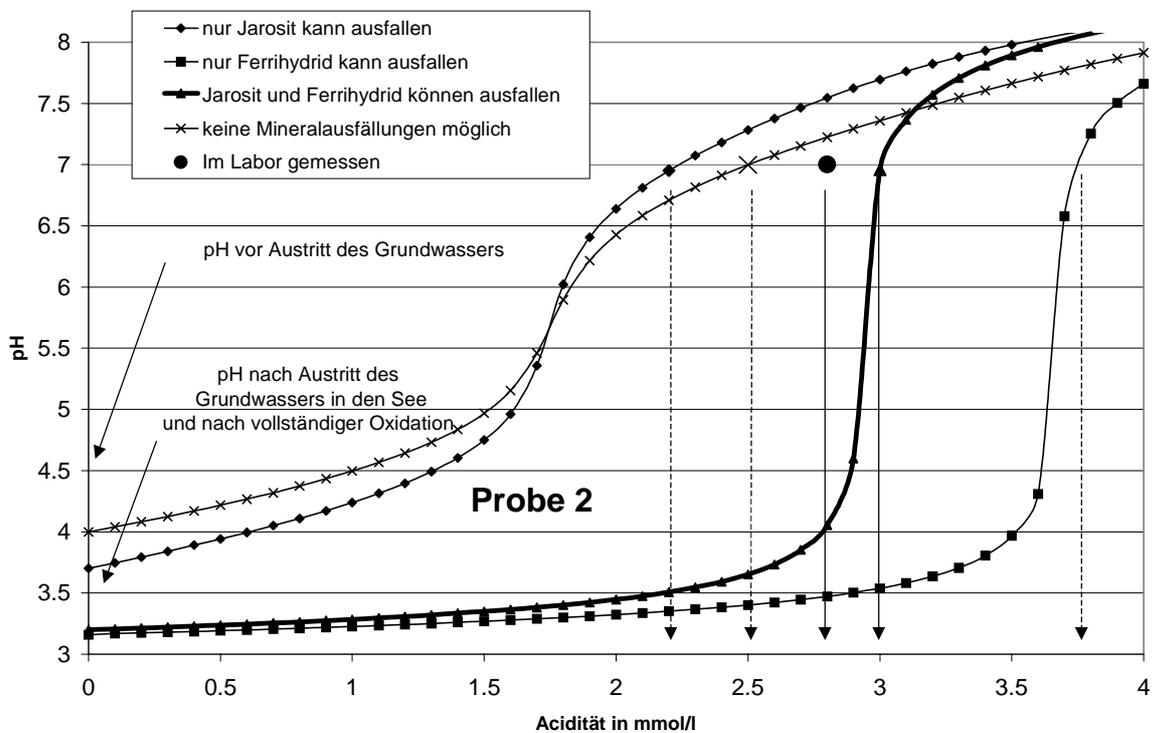
Mineral	Formel	Mol Säurefreisetzung pro Mol gefälltes Eisen	Mol Sulfat pro Mol gefälltes Eisen
Ferrihydrit	$\text{Fe}(\text{OH})_3$	3	0
Schwertmannit	$\text{Fe}_8\text{O}_8(\text{OH})_6\text{SO}_4$ oder $\text{Fe}_{16}\text{O}_{16}(\text{OH})_{10}(\text{SO}_4)_3$	2.63-2.75	0.125-0.188
Kalium-Jarosit	$\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$	2	0.66
H-Jarosit	$\text{HFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$	1	0.66

**Tab. 5.6** Analysenergebnisse der Grundwasserproben im Südanstrom des Senftenberger Sees vor der Oxidation (Austritt in den Seekörper).

	Probe 1 (Konz. in mg/l)	Probe 2 (Konz. in mg/l)
Ca	199	303
Mg	51.4	55.7
Mn	1.87	2.1
K	6.73	9.6
Na	11.5	14.5
$\text{Fe}^{2+}$	91.8	88.5
$\text{Fe}^{3+}$	4.1	19.5
Si	11.2	10.7
$\text{SO}_4$	715	725
Cl	6.5	11
TIC	11.2	10.7
$\text{K}_{\text{B}7.0}$	3	2.8
pH	4.47	4.5



**Abb. 5.18** Modell-Titrations des durchoxidierten Grundwassers (Probe 1) mit verschiedenen Möglichkeiten zur Mineralausfällung.



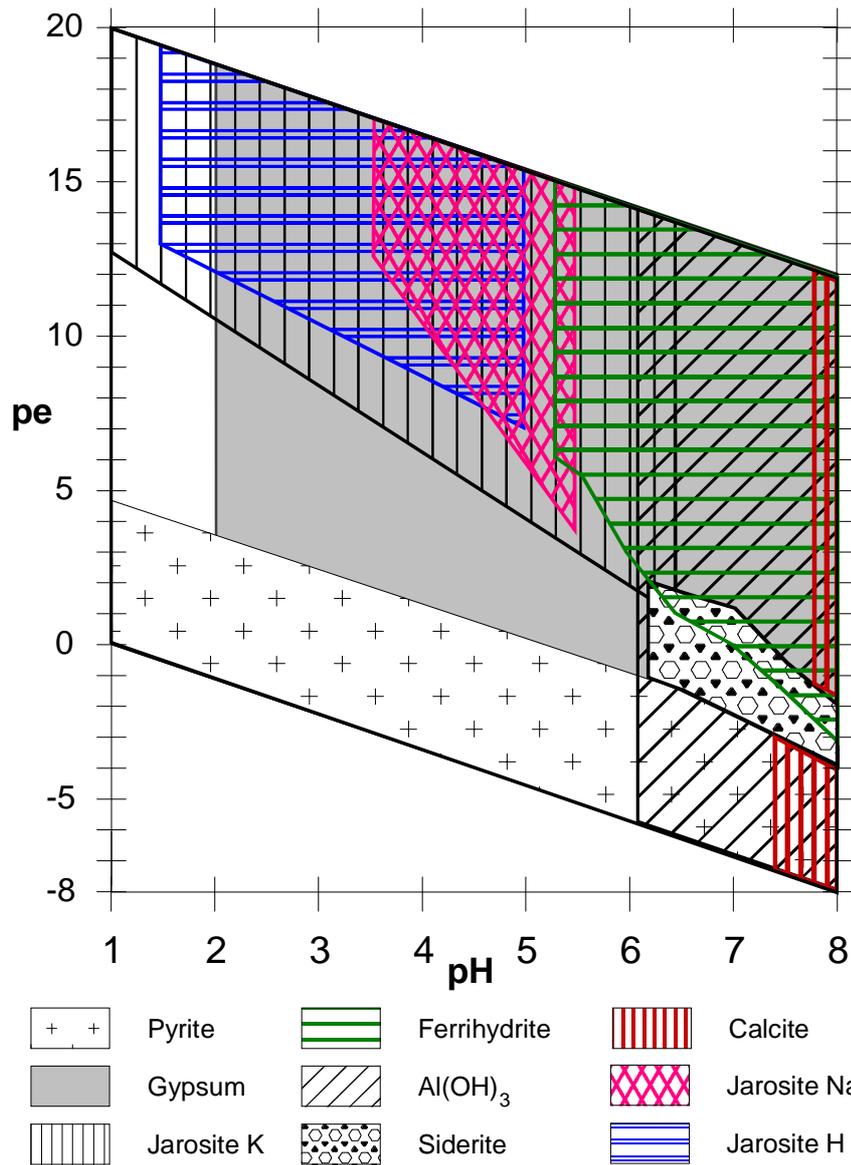
**Abb. 5.19** Modell-Titrations des durchoxidierten Grundwassers (Probe 2) mit verschiedenen Möglichkeiten zur Mineralausfällung.

Weiterhin wurde eine Sedimentprobe des Eisenoxidschlammes in Ufernähe entnommen und mineralogisch untersucht. Dabei zeigte sich ein Sulfat-Gewichtsanteil von 1%. Tabelle 5.5 stellt die Sulfat-Gewichtsanteile dreier häufig als Fällungsprodukt beschriebener Eisenminerale gegenüber. Danach scheint das im Senftenberger See vorgefundene Sediment hauptsächlich aus Eisenoxi-hydroxiden mit geringen Anteilen von Jarosit oder anderen sulfathaltigen Eisenmineralen zu bestehen. Dieser Befund deckt sich mit den Modell-Kurven in Abbildung 5.18 und 5.19: Lässt man im Modell die Fällung von Ferrihydrit und Kalium-Jarosit zu, so kommt es nur bei pH-Werten unter 3.2 zu einer Ausfällung von Jarosit, darüber dominiert die

**Tab. 5.7** Ausgangs-pH und Fällungen der modelltechnisch titrierten Grundwasserproben.

	Effekte auf das durchoxidierte Grundwasser	pH des durchoxidierten Grundwassers zu Beginn der Titration
Nur Ferrihydrit kann ausfallen	Jarosit wird übersättigt	3.2
Nur Jarosit kann ausfallen	Ferrihydrit wird übersättigt	3.7
Beide Minerale können ausfallen	Unter pH 3.2 fallen beide Minerale aus, danach nur noch Ferrihydrit	3.2
Keine Fällungen	Beide Minerale werden übersättigt	4

Fällung des sulfatfreien Ferrihydrits (Tab. 5.7). Das pH/pe-Diagramm in Abbildung 5.20 zeigt für eine Beispiel-Lösung mit definierten Konzentrationen die pH-abhängige Fällung der beiden Minerale.



**Abb. 5.20** Stabilitätsdiagramm bei Variation von  $pe$  und  $pH$  für ein System aus 10 Komponenten und den im Bild aufgeführten Feststoffen. Die Konzentrationen in  $mmol/L$  sind den Komponentenkonzentrationen in Klammern nachgestellt. Fe (10), S (20), C (1), Ca (10), Na (1), Cl (1), Al (0.1). Für jeden Punkt im Diagramm wurde eine Reaktionsmodellierung durchgeführt (MinteqA2 Datenbasis 3.11).

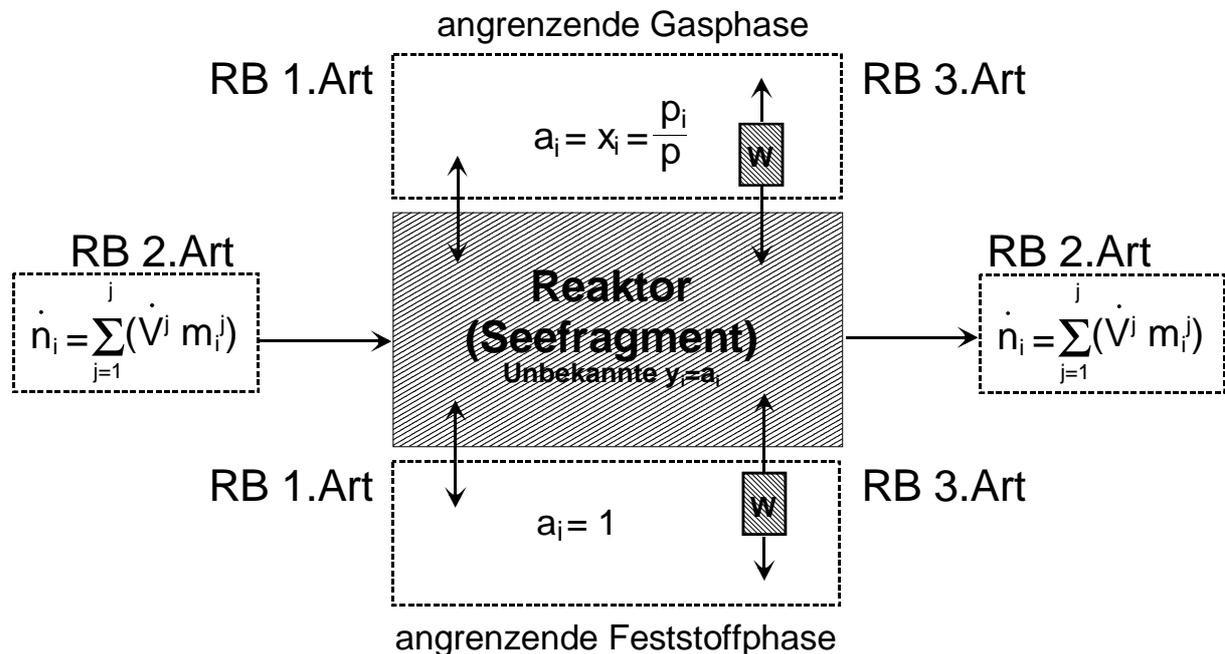
## 7 Bilanzierung der Stoffströme

### 7.1 Konzept und Algorithmus

#### 7.1.1 Reaktormodelle

Geochemische Reaktionen können mit Reaktormodellen sinnvoll beschrieben werden, wenn das *Repräsentative Elementarvolumen* (REV) bekannt ist. Die gebräuchlichsten Reaktormodelle haben keine (0-dimensional) oder eine räumliche Dimension (1-dimensional).

Durch die universelle Betrachtung der Thermodynamik sind 0-dimensionale Reaktoren besonders geeignet auch in räumlich oder zeitlich strukturierten Reaktoren eingesetzt zu werden. In 0-dimensionalen Reaktoren kann durch die Bilanzierung der dem Reaktor zugehenden Stoffströme  $\dot{n}$  in Verbindung mit den zugehenden Wasserströmen  $\dot{V}$  und der Speicheränderung  $V_t - V_{t+dt}$  eine Konzentration  $m_i$  bestimmt werden. Die Konzentration  $m_i$  (mit  $i = 1$  bis Anzahl der Komponenten  $I$ ) kann an ein Gleichgewichtsprogramm zur Spezierung übergeben werden. Die Randbedingungen oder Zwänge ("constraints"), die einem mit der Atmosphäre und der Lithosphäre in Kontakt stehendem Reaktor auferlegt sind, zeigt schematisch die Abbildung 6.1.

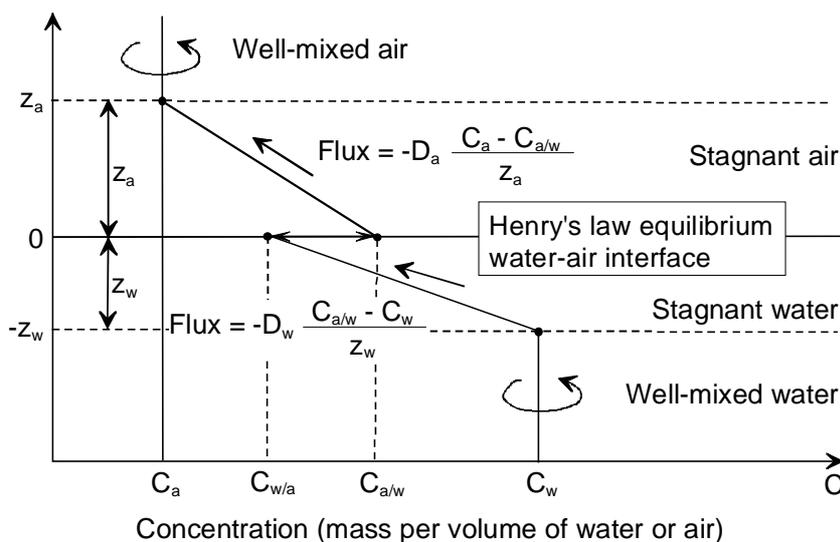


**Abb. 6.1** 0-dimensionaler Durchflussreaktor mit Randbedingungen für ein Zeitintervall,  $x_i$ : molarer Anteil,  $p_i$ : Partialdruck der Phase  $i$ ,  $p$ : totaler Druck,  $m_i$ : Molalität von  $i$ ,  $n_i$ : Stoffmenge von  $i$ ,  $V_R$ : Reaktorvolumen,  $\dot{V}_j$ : Wasservolumenstrom in dem die Konzentration  $m_i$  herrscht.

Zugehende und abgehende Stoffströme tragen, wie in der Geohydraulik, den Charakter von Randbedingungen. Als Randbedingung 1. Art wird die Vorgabe einer Unbekannten verstanden. Die Unbekannten sind die Speziesaktivitäten. Die Gleichgewichtseinstellung einer Lösung mit einer festen Phase erzeugt eine solche Randbedingung 1. Art. Ebenso erzeugt die

Gleichgewichtseinstellung einer Lösung mit einem Gas eine konstante Aktivität der gasförmigen Spezies in Wasser.

Als Randbedingung 2. Art werden hier Stoffströme verstanden. Im Fall des 0-dimensionalen Reaktors erfolgt eine vollkommene Vermischung des Zulaufs mit dem Reaktor. Als Randbedingung 3. Art werden in der Geohydraulik definierte Potentiale verstanden, die über einen Widerstand wirken, wie z.B. der Vorfluter, der über eine kolmatisierte Sohle auf das Grundwasser wirkt. Für den Gasaustausch zwischen See und Atmosphäre herrschen ähnliche Bedingungen. Das konstante Potential der atmosphärischen Gasdrücke kann in einem Reaktor der sich im Fließgleichgewicht (steady state) befindet, kein Gleichgewicht erzeugen. Die Intensität der Austauschströme ist neben dem Druckgradienten zwischen Atmosphäre und Seewasser von einem Widerstand bestimmt, der sich aus der Größe der Oberfläche zur Atmosphäre ergibt. Da im 0-dimensionalen Reaktor diese Fläche nicht eingehen kann, wird der Widerstand zum Geometriefaktor, der aus Berechnungen oder Experimenten abgeleitet werden muss. Für die Berechnung eignet sich das bei STUMM & MORGAN (1996) geschilderte Filmdiffusionsmodell (Abb. 6.2).



**Abb. 6.2** Darstellung des Grenzflächenmodells für Austauschprozesse zwischen Atmosphäre und Wasser (aus STUMM & MORGAN, 1996).

Der Strom des Gases durch ein solches Zwei-Schicht-Modell wird beschrieben durch:

$$J = -\frac{D_{ma}}{z_a} \cdot (C_a - C_{a/w}) = -\frac{D_{mw}}{z_w} \cdot (C_{w/a} - C_w) = \frac{D_{mw}}{z_a} \left( \frac{C_{w/a}}{H} - C_a \right) \quad (6-1)$$

Dabei ist J der flächenbezogene Stoffmengenstrom in mol/(m<sup>2</sup>·s), D<sub>m</sub> der molekulare Diffusionskoeffizient des Gases in m<sup>2</sup>/s, z die Filmmächtigkeit in m. Die Indizes w und a kennzeichnen den jeweiligen Parameter für die Wasser- (w) und die Luftschicht (a). Die Konzentration C<sub>w</sub> ist damit die Sättigungskonzentration des Gases im Gleichgewichtszustand und C<sub>a</sub> die Konzentration in der Gasphase. Beide werden in diesem Fall in mol/m<sup>3</sup> angegeben. Der

HENRY-Koeffizient  $H$  ergibt sich aus der stoffspezifischen HENRY-Konstante  $K_H$ , der absoluten Temperatur  $T$  und der Gaskonstante  $R$ :

$$H = K_H RT = \frac{C_{w/a}}{C_{a/w}} \frac{\text{mol}_i^W}{L_W} \frac{L_G}{\text{mol}_i^G} \quad (6-2)$$

Der Transportprozess wird maßgeblich durch den HENRY-Koeffizienten ( $H = k_H \cdot R \cdot T$ ) der einzelnen Gase bestimmt. Für kleine HENRY-Koeffizienten bestimmt der Transport durch die Wasserschicht den Gesamtprozess:

$$J = \frac{D_{mw}}{z_w} \cdot (C_w - C_{w/a}) \quad (6-3)$$

Je nach Turbulenz der Seeoberfläche werden als Mächtigkeiten für den Diffusionsfilm in Seen einige hundert Mikrometer angegeben (STUMM & MORGAN, 1996; SIGG & STUMM, 1991). Die Diffusionskoeffizienten der Gase liegen in der Größenordnung von  $D_m = 1 \cdot 10^{-9} - 2 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ .

### 7.1.2 Das Reaktormodell Rmix

Das von WERNER (1999) entwickelte Reaktormodell Rmix ist ein reaktives Bilanzmodell für variabel strukturierbare Reaktoren mit nicht konstantem Volumen. Die Eingabe der hydraulischen Teilströme erfolgt durch das Einlesen der Berechnungsergebnisse einer 3D-Grundwassersimulation. Die Untergliederung der Grundwasserleiter in horizontale verbreitete Zonen (sog. limnologische Bilanzgebiete) erlaubt eine differenzierte geochemische Bewertung aller Zuflussanteile.

Die dem Programm zu Grunde liegende Struktur ist in Abbildung 6.3 (WERNER & LUCKNER, 1997) dargestellt. Als Reaktionsmodell wurde das Gleichgewichtsprogramm MINTQA2 eingebunden. Die zu jedem Zeitpunkt  $t$  im Bilanzraum vorhandene Stoffmenge  $n$  des Stoffes  $i$  wird durch die Aufsummierung der über den Zeitraum  $dt$  mit den  $j$  Zuflüssen ( $Z$ ) zugehenden und den  $k$  Abflüssen ( $A$ ) abgehenden Stoffmengenströme  $\dot{n}$  ermittelt.

Die Glieder der Bilanzgleichungen lauten:

$\dot{n}_i^{Z,j}$	Stoffmengenstrom des Stoffes $i$ im Zufluss $j$
$\dot{n}_i^{A,k}$	Stoffmengenstrom des Stoffes $i$ im Abfluss $k$
$\dot{V}^{Z,j}$	Wassermengenstrom im Zufluss $j$
$\dot{V}^{A,k}$	Wassermengenstrom im Abfluss $k$
$\dot{n}_i^{RS,ho,l}$	Reaktionsbedingte Stoffquelle bzw. -senke des Stoffes $i$ durch homogene Reaktion $l$

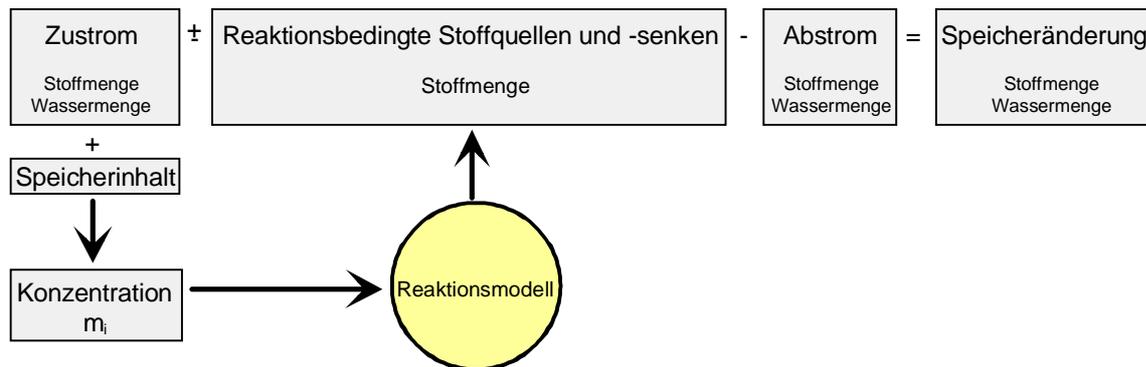
$\dot{n}_i^{RS,he,m}$  Reaktionsbedingte Stoffquelle bzw. -senke des Stoffes i durch heterogene Reaktion m

Es können folgende Bilanzgleichungen für die Stoffmengenbilanz (6-4) und die Wassermengenbilanz (6-5) formuliert werden:

$$\sum_{j=1}^j \int_t^{t+\Delta t} \dot{n}_i^{Z,j} dt \pm \sum_{l=1}^L \left( \pm \int_t^{t+\Delta t} \dot{n}_i^{RS,ho,l} dt \right) + \sum_{m=1}^M \left( \pm \int_t^{t+\Delta t} \dot{n}_i^{RS,he,m} dt \right) - \sum_{k=1}^K \int_t^{t+\Delta t} \dot{n}_i^{A,k} dt = n_{i,t+\Delta t}^{RS} - n_{i,t}^{RS} \quad (6-4)$$

$$\sum_{j=1}^j \int_t^{t+\Delta t} \dot{V}^{Z,j} dt - \sum_{k=1}^K \int_t^{t+\Delta t} \dot{V}^{A,k} dt = V_{t+\Delta t}^{RS} - V_t^{RS} \quad (6-5)$$

Der in Abbildung 6.3 dargestellte Algorithmus muß für jeden Stoff i durchlaufen werden. In jedem Durchlauf erfolgt eine Umformung der Variable  $n_i$  in die auf 1 kg<sub>w</sub> bezogene Konzentration  $m_i$ .



**Abb. 6.3** Struktur der Wasser- und Stoffstrombilanzierung unter Berücksichtigung von reaktionsbedingten Quellen und Senken.

Für die Erstellung des Simulationsprogramms wurden zwei unterschiedliche Algorithmen näher untersucht, (1) eine Zerlegung der Gleichung in drei Teile mit einer Approximation der reaktiven Stoffsenke/-quelle auf der Basis des Wertes aus dem vorhergehenden Zeitschritt und (2) eine Berechnung allein auf der Basis der zulaufenden Stoffströme (wie in Abbildung 6.3 gezeigt) unter Verwendung der Annahme, dass das ablaufende Wasser die Beschaffenheit aufweist, die für den Reaktor berechnet wurde.

Beide Algorithmen wurden programmiert und verglichen. Die Ergebnisse wurden für einfache Durchflussreaktoren im Becherglas-Maßstab mit experimentellen Mischungskurven verglichen. Dabei zeigte sich eine befriedigende Übereinstimmung zwischen den Berechnungen und den Experimenten. Die unterschiedlichen Algorithmen erzeugten bei ausreichend kleinen Zeitschritten gleichwertige Ergebnisse. Der Algorithmus 1 (Zerlegung) erwies sich bei einer Veränderung der Stromraten jedoch als instabil und neigte zu Oszillationen. Daher wurde im

Weiteren nur noch der Algorithmus 2 verwendet, der zugleich auch einfacher und überschaubarer ist.

Die mit einem Grundwassermodell ermittelten Wassermengenströme werden in das Reaktormodell eingelesen und für jeden Zeitschritt mit den Konzentrationen der  $n$  Komponenten belegt. Für die antropogen unbeeinflussten Ströme kann eine Zuweisung konstanter Werte auf der Basis ihres Beschaffenheitstyps erfolgen. Solche Typen müssen anhand von Zeitreihen identifiziert werden.

Für die bergbaulich beeinflussten Teilströme ist eine prognostische Ganglinie des Konzentrationsverlaufs zu erstellen. Dazu muss für den Herkunftsraum eine Modellbildung erfolgen. Die Teilströme *Grundwasser aus bergbaulich beeinflussten Gebieten* und *Erosion* werden in Teilmodellen berechnet. Ebenso wie das Reaktionsmodell sind diese Modelle als Unterprogramme im Reaktormodell (Rmix) eingebunden. Diese werden im Abschnitt Teilprozessmodelle beschrieben.

Die räumliche Strukturierung des Reaktors kann aus zwei Gründen notwendig werden:

1. um eine horizontale Aufteilung des Reaktors zu reflektieren

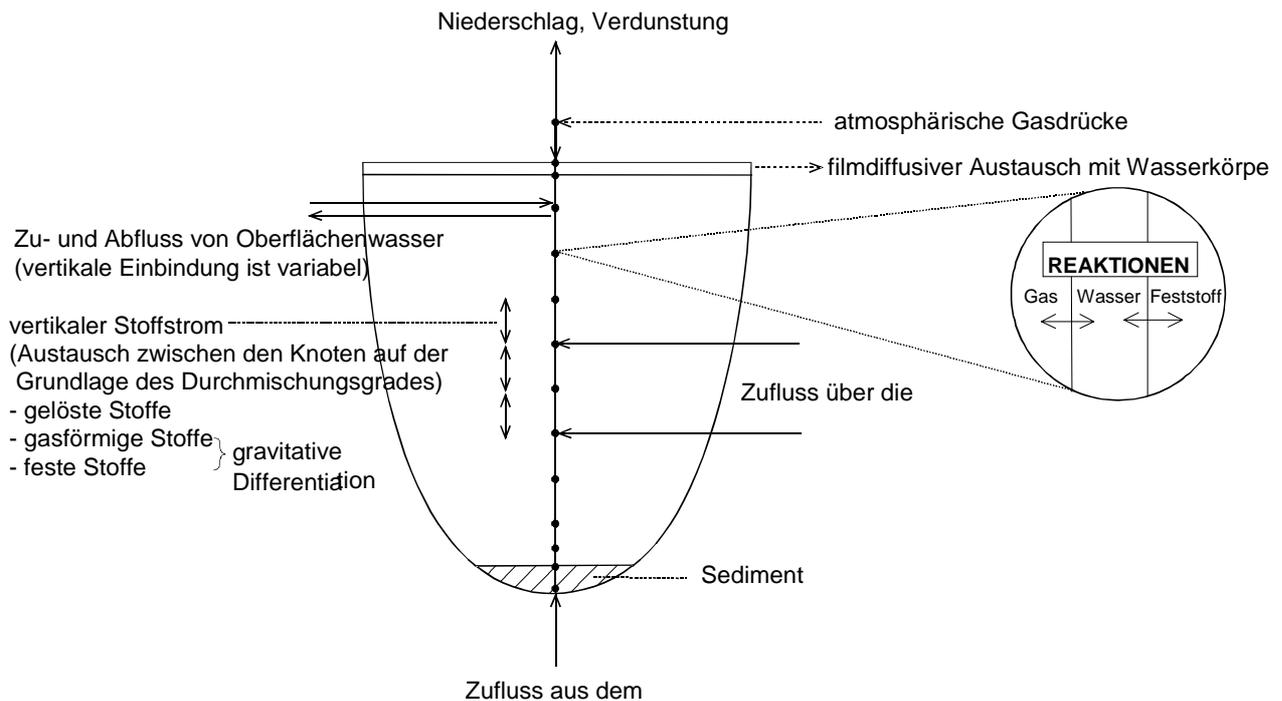
*Bergbaurestseen sind durch ihre Morphologie oftmals in Teilseen untergliedert. Dies ist durch die Tagebauführung vorgegeben. Lange und schmale Randschläuche können durch Innenkippen getrennt sein, die als Inseln zurückbleiben. In den Teilseen werden oftmals unterschiedliche Wasserbeschaffenheiten vorgefunden (so auch am Senftenberger See). In diesen Fällen müssen die Zuströme für jeden Teilsee getrennt bilanziert werden.*

2. um eine vertikale Aufteilung (Schichtung) der Seen zu reflektieren

*Aufgrund ihrer Tiefe ist die Entstehung dimiktischer Seen in der Bergbaufolgelandschaft als Regelfall anzusehen.*

Die horizontale Gliederung in Teilseen erfolgt durch das Nebeneinanderstellen identischer Simulatoren nach dem oben erläuterten Verfahren. Diese werden über Austauschströme miteinander verbunden. Die Größe der Austauschströme muss als hydraulische Größe prognostiziert werden.

Für die Abbildung der Seeschichtung wird ein 1-dimensionaler Modellraum geschaffen, wie in Abbildung 6.4 dargestellt.



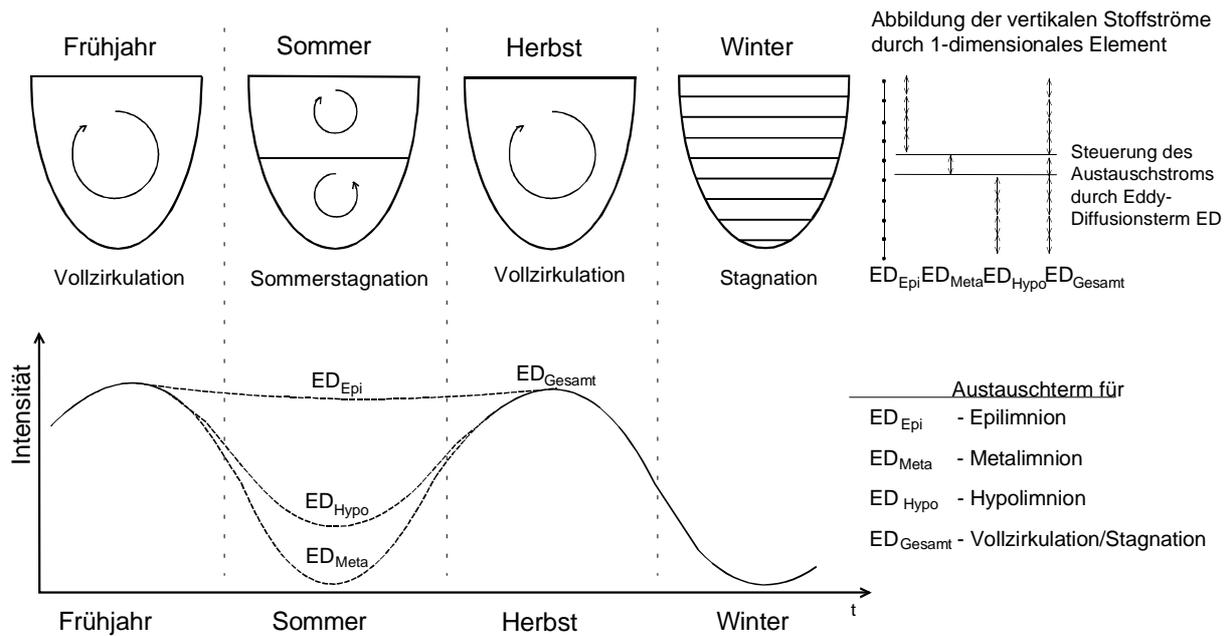
**Abb. 6.4** Schematische Darstellung der vertikalen Diskretisierung des als Reaktor konzeptionalisierten Sees.

Die Bilanzpunkte sind mit dem Modellraum des 0-dimensionalen Reaktors identisch und über die Transportgleichung

$$\frac{\partial}{\partial z} \left( ED \frac{\partial m_i}{\partial z} \right) - \omega - S = 0 \quad (6-6)$$

verbunden, mit  $\omega$ - Stoffsenke/ -quelle durch Reaktionen und S-Stoffspeicherung. Als Transportprozess wirkt die Diffusion. Physikalisch werden die diffusiven Stoffströme als Produkt der Wirbelviskosität (sog. EDDY-DIFFUSION) aufgefasst. Die Größe der äquivalenten Eddy-Diffusionsterme (ED) im 1D-Modellraum wird aus der zu erwartenden Schichtungsdynamik im See abgeleitet.

Die Steuerung der ED-Terme erfolgt prognostisch über Ganglinien, wie sie in Abbildung 6.5 exemplarisch für den Lauf eines Jahres dargestellt sind.



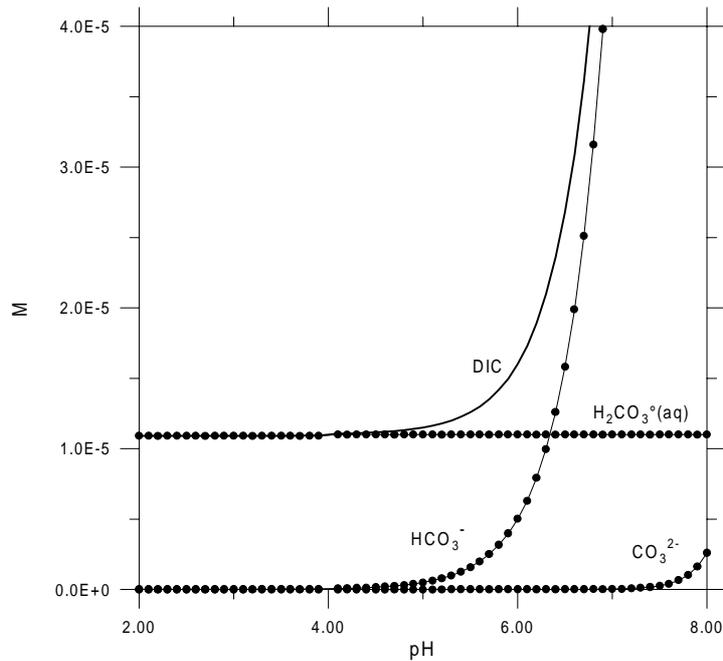
**Abb. 6.5** Steuerung der Austauschströme innerhalb des 1-dimensionalen Modellraumes durch Eddy-Diffusionsterme, die von einer idealen Schichtungsdynamik abgeleitet sind.

Die geochemischen Randbedingungen müssen für jeden Aufruf des Reaktionsprogramms, d.h. an jedem Ort bekannt sein. Der Umfang des modellierten chemischen Problems gibt die zu berücksichtigenden Komponenten vor.

Als wichtigster Milieuparameter gilt Sauerstoff. Die Quelle für Sauerstoff ist die Atmosphäre und in geringem Maß auch Zuströme mit gelöstem Sauerstoff. Der Sauerstoffeintrag wird, wie oben beschrieben, als Randbedingung 3. Art angesetzt. Auf Grund der bekannten Sauerstoffkonzentration ist die Oxidation der Metalle als wesentlicher versauernder Prozess berechenbar.

Übersättigte und als mögliche Feststoffe gefällte Mineralphasen werden wie die gelösten Spezies transportiert. Auf dem Weg zum Seeboden können diese Mineralphasen an tieferliegenden Bilanzpunkten wieder aufgelöst werden. Am Seeboden bilden die Fällungsprodukte das Seesediment.

Die Reduktion der Spezies (v.a.  $\text{Fe}^{2+}$  und  $\text{SO}_4^{2-}$ ) und die mögliche Bildung von Monosulfiden und Disulfiden kann nur auf der Grundlage eines Nährstoffmodells durchgeführt werden. Die Einbindung eines Nährstoffmodells in Rmix ist möglich aber bislang nicht durchgeführt worden. Für die Prognose wäre eine einfache Abhängigkeit der  $\text{C}_{\text{org}}$ -Produktion im durchlichteten Seebereich vom pH-Wert denkbar. MÜLLER (1997) hat durch die Anwendung von Nährstoffmodellen gezeigt, dass im Cospudener See eine Kohlenstofflimitation wahrscheinlich ist. Die TIC-Konzentration in einem offenen Gleichgewichtssystem mit atmosphärischem  $\text{CO}_2$ -Partialdruck (Abbildung 6.6) zeigt deutlich, dass unterhalb des Äquivalenzpunktes  $\text{CO}_2/\text{HCO}_3^-$  keine signifikanten TIC-Konzentrationen vorliegen.



**Abb. 6.6** Anorganische Kohlenstoffspezies im Gleichgewicht mit  $\text{CO}_2$  ( $p_{\text{CO}_2} = 0.3 \text{ hPa}$ ) unter Verwendung der MINTQA2 Datenbasis Vers. 3.11.

Trotz der geringen gelösten reaktiven Phosphatgehalte (Soluble Reactive Phosphate = SRP) im Wasser geht MÜLLER (1997) davon aus, dass die in hohen Konzentrationen eingetragenen und am Sediment absorbierten P-Spezies sich in ausreichendem Maße rüchlösen können, um bei den geringen TIC-Gehalten nicht limitierend zu wirken. Dazu reichte im untersuchten Fall eine SRP-Konzentration von  $1 \mu\text{g/L}$ .

Bei der Modellierung der Reduktionen im Tiefenwasser und im Sediment ist neben der Nährstoffverfügbarkeit eine Begrenzung der Reaktionsraten zu berücksichtigen. Dies könnte durch Wachstumsmodelle (MONOD-Kinetik z.B. wie bei LENSING 1995) oder durch Konstante-Raten-Modelle wie bei RÖSSNER (1996) erfolgen.

### 7.1.3 Teilmodell „Zufluss aus reaktiven Bereichen“

Pyrithaltige Sedimente stellen bei Belüftung über lange Zeiträume eine Stoffquelle für die Oxidationsprodukte der Pyritverwitterung und damit einhergehend die Produkte der Silikatverwitterung dar. Im Mittelpunkt eines prognosefähigen Modellkonzepts für die Pyritoxidation unter natürlichen Bedingungen steht die Kombination von Sauerstofftransportmodell und kinetischem Reaktionsmodell. Für den Sauerstofftransport eignet sich ein durch die Wassersättigung im Untergrund parameterisiertes Diffusionsmodell. Die kinetische Reaktion kann durch ein mechanistisches Modell wie das „Shrinking Core Modell“ (RITCHIE 1994) oder ein Ratenmodell z.B. 1. Ordnung (NICHOLSON 1984) (PIEHLER & WISOTZKY 1995) beschrieben werden.

WUNDERLY (1994) berücksichtigt in dem Programm PYROX stationäre Profile der Porenwassersättigung, 1-dimensionale  $\text{O}_2$ -Diffusion in der Bodenluft und ein „Shrinking Core Modell“ zur Beschreibung der Reaktionskinetik. Die Oxidationsprodukte  $\text{H}$ ,  $\text{Fe}$ , und  $\text{SO}_4$  werden in der Programmversion MINTOX (WUNDERLY et al. 1995) sequentiell transportiert und ins

Gleichgewicht mit möglichen und finiten (begrenzt vorhandenen) Feststoffen gebracht. Die Kopplung von Gleichgewichtschemie und Transport beruht auf dem 2-dimensionalen Programm MINTRAN (WALTER 1994). Die Transportgleichung

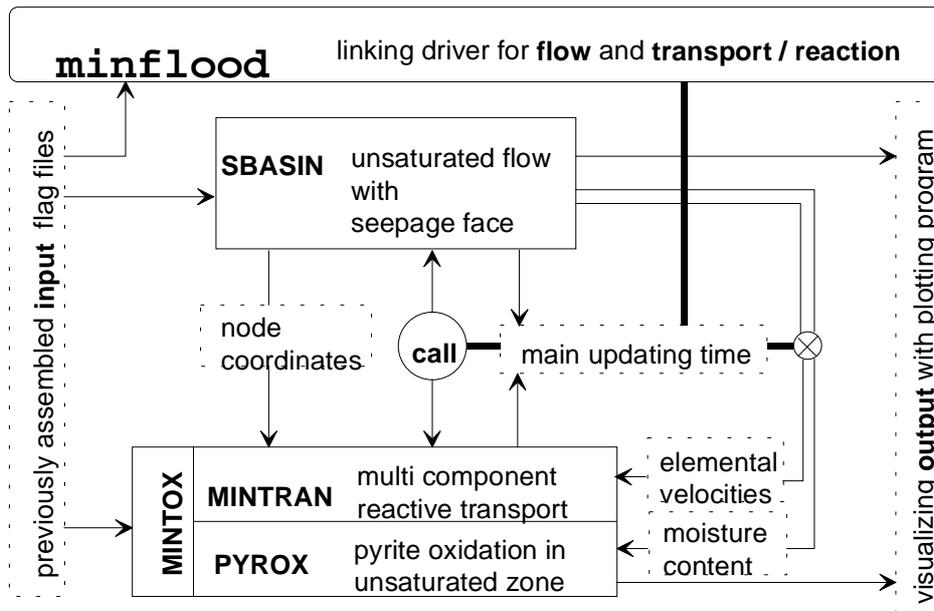
$$\frac{\partial m_k}{\partial t} - \frac{\partial}{\partial x_i} \left( D_{ij} \frac{\partial m_k}{\partial x_j} \right) + \frac{\partial}{\partial x_j} (v_j m_k) - \omega_k = 0 \quad (6-7)$$

mit  $m_k$ : der gelösten Totalkonzentration des Komponenten k,  $D_{ij}$ : dem Dispersionstensor,  $v_j$ : dem Vektor der spezifischen Volumenstromrate

ist über den als Quelle oder Senke wirksamen Term  $\omega_k$  mit dem Gleichungssystem der n Komponenten verbunden (nach der Art der in Abschnitt 4.2.4 beschriebenen Gleichungen). Die Verknüpfung beider Gleichungssysteme erfolgt sequentiell, da die Lösung der iterativen Kopplung um weniger als 2% abweicht (WALTER 1994). Dieser Ansatz erlaubt, die im Untergrund stattfindenden und die Zusammensetzung des Exfiltrats determinierenden Lösungs- und Fällungsreaktionen prozessbeschreibend zu reflektieren. Für Einstofftransportbetrachtungen bzw. für Ketten derselben wird der Quell/Senkenterm oftmals in verschiedene Anteile zerlegt, (1) den Zerfall 1. Ordnung  $\lambda m_i$ , (2) die Retardation bzw. die sorptive Gleichgewichtsverteilung des betrachteten Stoffs zwischen wässriger und fester Phase, und (3) den Abbau  $\omega$  (LUCKNER & SCHESTAKOW 1991). Bei dieser klassischen Betrachtungsweise muss der Zustand der betrachteten REV im Grundwasserleiter  $Z = (P, T, n_i)$  strenggenommen bis auf den betrachteten Migranten i unverändert bleiben. Die Kopplung von Transport und Reaktionen in der oben beschriebenen Weise umgeht diese Limitierung. Diese Programmfamilie beschreiben zusammenfassend FRIND et al. (1996). Da bei diesem Ansatz chemische Komponenten und keine Spezies transportiert werden, bleiben Unterschiede in den Migrationsgeschwindigkeiten zwischen den Spezies, wie sie von REISSIG & EICHHORN (1986) für  $Fe^{2+}$  und  $FeSO_4^0$  geschildert werden, unberücksichtigt.

Für die Anwendung dieser Programme auf die Situation in der Bergbaufolgelandschaft waren folgende Modifikationen durchzuführen. Die Handhabung der Strömungsberechnung musste auf die instationäre und ungesättigte Strömung mit der Möglichkeit der In- und Exfiltration in ein freies Gewässer umgestellt werden. Dazu wurde das Strömungsprogramm SBASIN (HYASHI, pers. Kommunikation) verwendet. Die als Ergebnis der Strömungssimulation vorliegenden Wassersättigungen erlaubten hierbei eine Anpassung der Parameter für die Berechnung des diffusiven Sauerstofftransports.

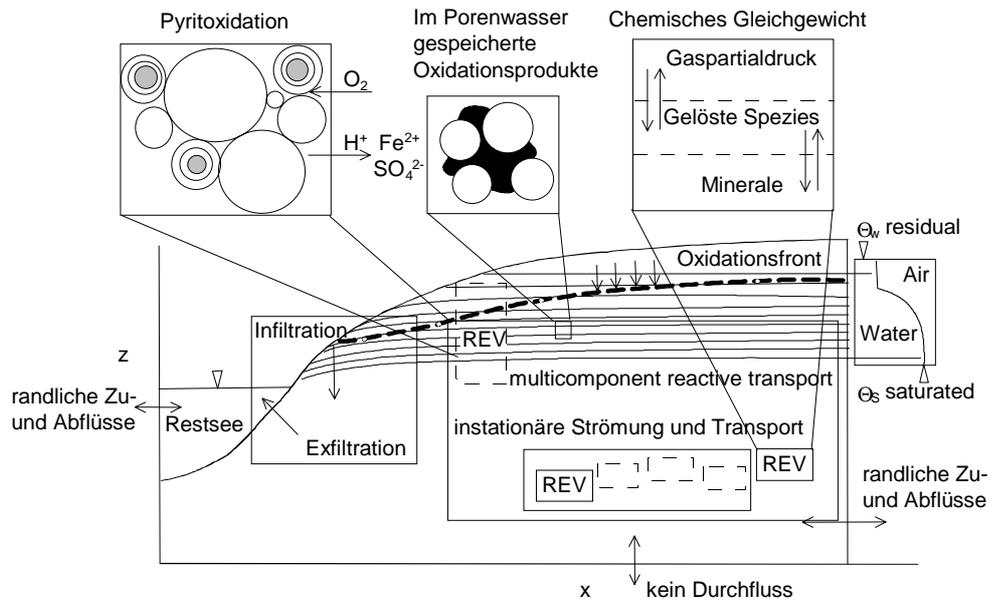
Die Organisation der modifizierten und gekoppelten Programme zeigt die Abbildung 6.7.



**Abb. 6.7** Organisationsschema der Programme für das Teilmodell *Zufluss aus reaktiven Bereichen*.

Die Wirkung der kinetischen Feldspatverwitterung kann mit dem Gleichgewichtsansatz nicht beschrieben werden. Um diese Limitation zu umgehen, wird das für die Versauerungsproblematik wichtigste Endprodukt der Feldspatverwitterung  $\text{Al}(\text{OH})_3$  mit einer konstanten aber sehr kleinen Rate nachgeliefert. Der Einfluss von  $\text{Al}(\text{OH})_3$  (z.B. als Gibbsit im Sediment vorhanden) wird vermutlich zum allergrößten Teil durch die Stoffmenge ausgeübt, die sich im Gebirge über den langen („geologischen“) Zeitraum bilden konnte, währenddessen das Sediment von nahezu neutralen Porenwässern gesättigt war.

Bei der Verwendung als Teilprozessmodell für die Simulation des Zustoms aus reaktiven Bereichen kommt der Repräsentativität des 2-dimensionalen Modellraumes für den 3-dimensionalen Naturraum hinsichtlich der Bilanztreue eine besondere Bedeutung zu. Die Grundlage dazu ist gegeben, wenn ein strömungsparalleler Schnitt z.B. durch eine Kippe etwa rechtwinklig zur Böschung gelegt werden kann, wie es für den Fall eines Randschlauches denkbar ist. Zur Beschreibung von Inseln kann bei einer etwa kreisförmigen Uferkontur eine rotations-symmetrische Betrachtung die Modellgeometrie vereinfachen. Dieser Strömungsfall wird von dem eingesetzten Simulationsprogramm beherrscht. Für das Reaktionsmodul ist zu beachten, dass das Porenwasser/Feststoff-Verhältnis eine Funktion vom Radius  $r$  ist. Die konzeptionelle Reflexion der Strömungs-, Transport und Reaktionsprozesse im Teilmodell ist in Abbildung 6.8 dargestellt.



**Abb. 6.8** Schematische Darstellung des konzeptionellen Modells der Prozesse im Teilmodell.

Die Parameterverteilung der hydraulischen Durchlässigkeit erfolgt blockweise, wie von KAUBISCH (1986) auf der Grundlage von Untersuchungen an Kippen des Lausitzer Reviers vorgeschlagen. Eine Verteilung der Parameter mit stochastischen Methoden und eine 2-dimensionale Widerspiegelung der Diffusion wird von GERKE (1998) durchgeführt. Dieser Ansatz erfordert eine aufwendige Ermittlung der charakteristischen Verteilungsmuster der Parameter, um die notwendigen Kriterien für die stochastische Verteilung zu identifizieren. GERKE (1998) verwendet in einem generischen Beispiel hierzu aus der Bergbautechnologie abgeleitete Muster, wie die Schüttwinkel der Förderbrückenablagerungen und die Lage der Absetzerkippe.

Zusammenfassend kann hinsichtlich einer prognostischen Aussage zur Wirkung exponierter, pyrithaltiger Sedimente bei einer veränderten hydraulischen Situation auf ein in der Folge entstehendes Gewässer gesagt werden, dass ohne eine gleichzeitige Betrachtung der Reaktionen mit Karbonaten, Hydroxiden, Sulfaten und Feststoff-Oberflächen, d.h. einer reaktiven Betrachtung der Transportvorgänge, jegliche Angaben zu Bilanzgrößen, wie Säure/Base-Inventar bzw. Potential nicht adäquat verarbeitet werden können.

## 7.2 Modellierung von Stoffströmen im Senftenberger See und dessen Umfeld

Die Modellierung der Stoffströme führt die Ergebnisse aus den im Vorangegangenen dargestellten Untersuchungen im Feld und im Labor unter Nutzung der Ergebnisse aus beiden Teilprojekten zusammen. Die Arbeiten können, wie in Abbildung 6.9 dargestellt, strukturiert werden. Die in der Abbildung dargestellten Teilmodelle „Sulfidoxidation“ und „Aufgehendes Grundwasser“ wurden für den vorliegenden Fall dahingehend vereinfacht, dass aus Probenahmen bekannte Stoffströme angesetzt wurden.

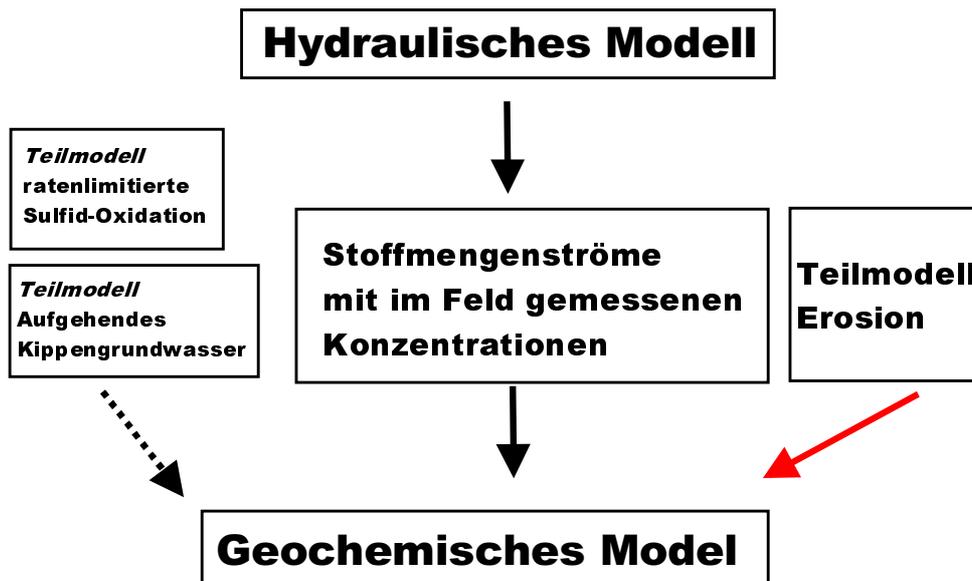


Abb. 6.9 Hierarchie der Modelle.

### *Auswahl der Zuströme*

Das hydraulische Modell (Abschnitt 3.2) liefert als Ergebnis zeitlich veränderliche Stromraten, die dem See aus unterschiedlichen Herkunftsräumen zugehen. Die Bilanzierung der Stoffströme wurde unter Abschnitt 5 beschrieben. Jedem durch eine Beschaffenheit charakterisierten Grundwasserstrom wurde im hydraulischen Modell ein Bilanzgebiet zugewiesen, über welches der Strom in den See gelangt. Die Stromraten der einzelnen Zuflüsse sind in Abbildung 6.12 dargestellt.

Bilanzgebiete, die hauptsächlich durch Abstrom gekennzeichnet sind, haben für die Seewasserbeschaffenheit keine Bedeutung. Das gilt für die Gebiete b, e und f (Abb. 3.9). Da in der Modellrechnung der Südsee nicht betrachtet wird, werden den dortigen Bilanzgebieten ebenfalls keine Zuströme zugeordnet. Die für die Mischungsrechnung relevanten Zuströme sind in Tabelle 6.1 dargestellt.

### *Wasserbeschaffenheiten der Zuströme*

Jedem für die Modellrechnung relevanten Zustrom wurde eine Modellwasserbeschaffenheit zugeordnet. Der zeitlich konstante Zustrom des Grundwassers aus der Insel wird dem Detailmodell Insel entnommen und mit der in Abschnitt 4.1 bestimmten Beschaffenheit belegt. Für die Schwarze Elster wurden die Daten aus dem Gutachten zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheiten in der Restlochkette Sedlitz-Skado-Koschen (LMBV u. BTUC 1997) und Ergebnisse aus dem Teilprojekt 1 zugrundegelegt. Für die Grundwasserzuflüsse über die Seeufer wurden entsprechend der drei großen Zustrom-Bilanzgebiete a, c und d (Abb. 3.9) drei verschiedene Wasserbeschaffenheiten angesetzt. Diese orientieren sich an den in diesen Bereichen durchgeführten Beprobungen des Grundwassers im Rahmen des Teilprojektes 1 (Tab. 6.2). Die Beschaffenheit des Modell-Seewassers basiert auf eigenen Analysen.

**Tab. 6.1** Beschaffenheiten der Modellwässer als Konzentrationen der MINTEQA2 Komponenten als direkte Kopie der Eingabedatei. In der Zeile H ist die Proton Condition (s.u.) aufgeführt.

	See	Schwarze Elster	Bilanzgebiet a	Bilanzgebiet c	Bilanzgebiet d	Sickerwasser Insel
<b>Parameter</b>	<b>in mol/l</b>					
Ca	1.50E-03	2.60E-03	3.00E-03	1.20E-02	9.50E-04	7.40E-04
Mg	5.80E-04	6.50E-04	8.90E-04	2.20E-03	4.90E-04	1.70E-04
Na	1.10E-03	1.10E-03	3.40E-03	9.00E-04	4.50E-04	5.00E-04
K	1.80E-04	2.10E-04	4.80E-04	2.50E-04	6.00E-05	3.40E-04
Cl	1.10E-03	1.10E-03	1.35E-03	8.50E-04	2.00E-04	3.60E-04
CO3	7.20E-04	1.10E-03	2.00E-04	5.00E-03	1.00E-03	1.00E-03
SO4	2.20E-03	3.90E-03	9.00E-03	1.80E-02	4.00E-03	1.50E-03
Mn	1.00E-06	1.00E-07	2.00E-05	4.00E-05	1.00E-05	1.00E-05
Fe2	1.00E-07	1.00E-07	4.00E-03	3.00E-03	1.60E-03	0.06E-03
Fe3	1.00E-07	1.00E-07	7.00E-05	3.70E-04	3.00E-05	1.00E-06
Sio4	1.00E-07	1.40E-04	5.70E-04	1.00E-03	1.50E-07	1.50E-06
Al	1.00E-05	1.00E-06	7.00E-05	6.70E-04	1.10E-04	1.10E-04
H	8.40E-04	1.20E-03	3.80E-03	7.70E-03	1.80E-03	2.13E-03

**Tab. 6.2** Ableitung der dem See über die Ufer zuströmende Modellgrundwässer aus Analysen von Grundwassermessstellen rund um den See.

Probenahme	Bilanzgebiet	pH	Fe2	Fe3	Mn	Al	Ca	Mg	Na	K	SO4	TIC	Cl	Si
			mmol/l	mmol/l	mmol/l	mmol/l	mmol/l	mmol/l	mmol/l	mmol/l	mmol/l	mmol/l	mmol/l	mmol/l
Bohrung 8	d	5.70	0.64	0.05	0.01	0.01	0.95	0.24	0.31	0.07	2.80	1.55	0.31	n.b.
Bohrung 5	d	4.71	0.15	0.02	0.02	0.22	0.96	0.74	0.60	0.06	3.10	0.95	0.10	n.b.
Probenahme Süd	d	4.50	1.60	0.20	n.b.	n.b.	6.30	2.20	0.57	0.21	7.50	0.90	0.25	n.b.
<b>Modellwasser</b>	<b>d</b>	<b>5.20</b>	<b>1.60</b>	<b>0.03</b>	<b>0.01</b>	<b>0.11</b>	<b>0.95</b>	<b>0.49</b>	<b>0.45</b>	<b>0.06</b>	<b>4.00</b>	<b>1.00</b>	<b>0.20</b>	<b>0.00</b>
SE 53	c	6.80	1.18	0.06	0.05	0.00	11.00	1.95	1.00	0.24	8.14	9.60	0.56	0.33
Brunnen 1778	c	4.13	7.47	1.06	0.12	2.01	11.88	3.35	0.61	0.22	24.15	5.10	0.70	0.42
Brunnen 454	c	5.67	0.25	0.00	0.04	0.02	7.16	1.58	1.60	0.29	4.92	5.70	1.04	1.68
<b>Modellwasser</b>	<b>c</b>	<b>5.50</b>	<b>3.00</b>	<b>0.37</b>	<b>0.04</b>	<b>0.67</b>	<b>12.00</b>	<b>2.20</b>	<b>0.90</b>	<b>0.25</b>	<b>18.00</b>	<b>5.00</b>	<b>0.85</b>	<b>1.00</b>
GP Deponie	a	4.34	10.58	0.13	0.02	1.33	25.95	3.21	0.43	0.25	24.26	3.50	1.01	1.36
Brunnen 214	a	4.63	5.41	0.18	0.03	0.09	7.04	0.99	1.00	0.27	13.95	5.40	0.90	1.38
Brunnen NEU 3	a	4.80	1.70	0.07	0.02	0.07	3.04	0.89	3.40	0.48	5.83	2.00	1.35	0.57
<b>Modellwasser</b>	<b>a</b>	<b>4.80</b>	<b>4.00</b>	<b>0.07</b>	<b>0.02</b>	<b>0.07</b>	<b>3.00</b>	<b>0.89</b>	<b>3.40</b>	<b>0.48</b>	<b>9.00</b>	<b>2.00</b>	<b>1.35</b>	<b>0.57</b>

Vor der eigentlichen Mischungsrechnung wurden für die Modellwässer mit dem Programm MINTEQA 2 Reaktionsberechnungen durchgeführt, um die Beschaffenheitsänderungen der Wässer beim Austritt in den mit der Atmosphäre im Gleichgewicht stehenden See zu simulieren. Anschließend wurden Titrations simuliert, um Säure- und Basenkapazitäten der Modellwässer zu überprüfen.

Das verwendete Programm MINTEQA2 (ALLISON et al. 1991) benötigt den Parameter TOTH bzw. das Synonym „Proton Condition“. Diese bei STUMM UND MORGAN (1996) beschriebene Größe ist ein Hilfsparameter für Reaktionsberechnungen. Er stellt die Totalkonzentration von H als Summe aus freien Hydronium Ionen und den in verschiedenen Spezies gebundenen Protonen dar. Der Hauptteil von TOTH ist in neutralem Wasser meist an den anorganischen Kohlenstoff gebunden. Der Parameter braucht normalerweise nicht explizit ausgewiesen zu werden, da er nur von programminternem Interesse ist. Die Bilanzierung von TOTH ermöglicht es aber, auch außerhalb des eigentlichen geochemischen Speziations- und Reaktionsprogramms Stoffbilanzen (einschließlich der inhärenten Größen Alkalinität und Acidität) durchzuführen. Der pH-Wert von „Mischwässern“ kann dann mit Hilfe der Hilfsgröße „Proton Condition“ berechnet werden. Die Tabelle 6.1 zeigt die auf der Modellrechnung basierenden Stoffparameter der Modellwässer.

Die Abbildungen 6.10 a-f zeigen die berechneten Titrationskurven der Modellwässer. Dargestellt sind außerdem Säure- oder Basenkapazitäten, die für die einzelnen Wässer im Labor bestimmt wurden. Da sich die Beschaffenheit der Modellwässer oft auf verschiedene laborativ titrierte Wässer stützt, dient dieser Mittelwert nur als Anhaltspunkt.

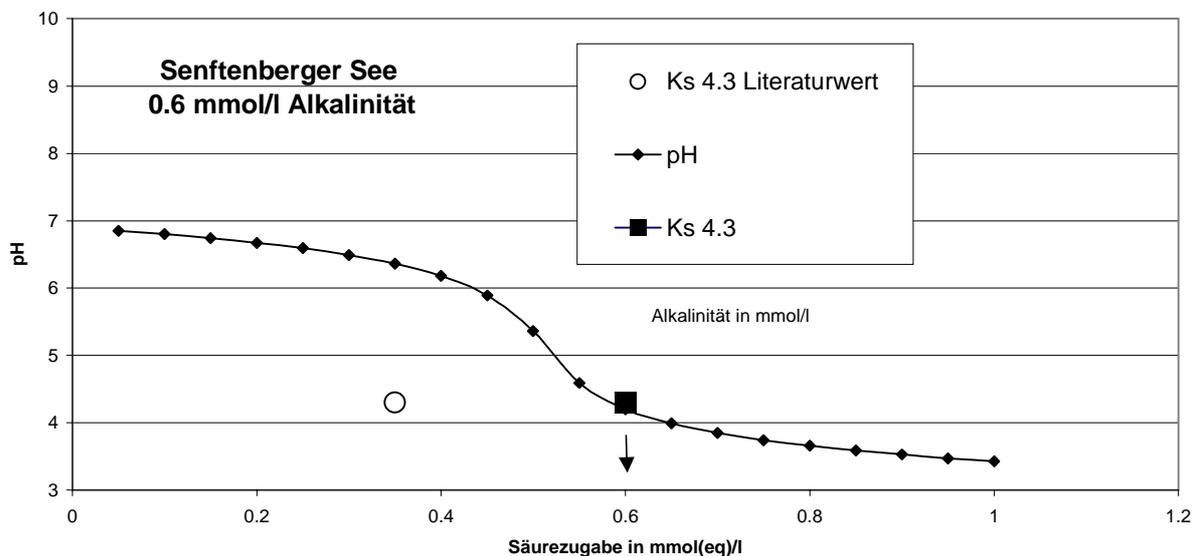


Abb. 6.10 a Titration des Modellwassers „Senftenberger See“.

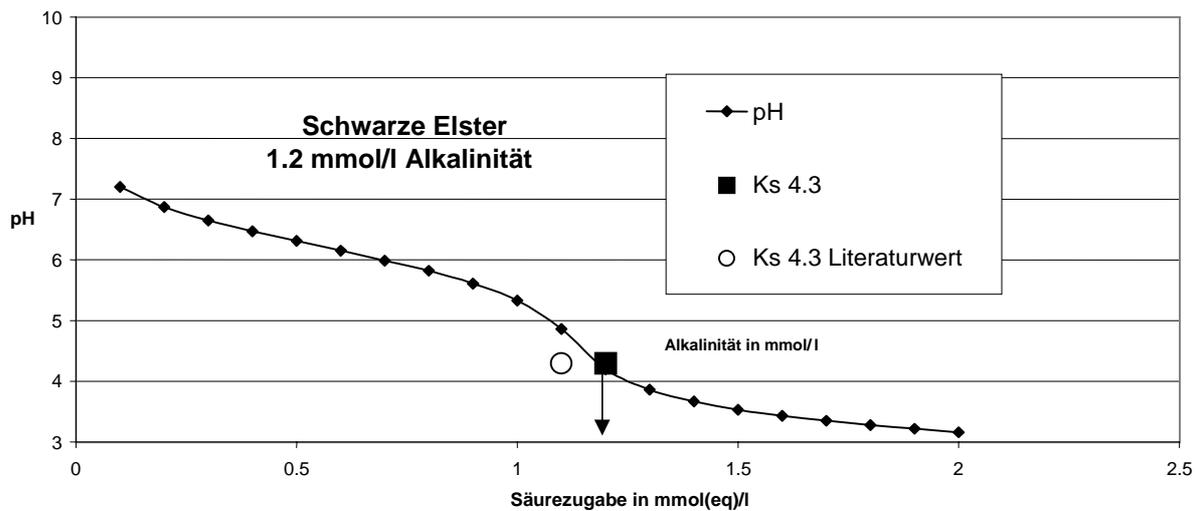


Abb. 6.10 b Titration des Modellwassers „Schwarze Elster“.

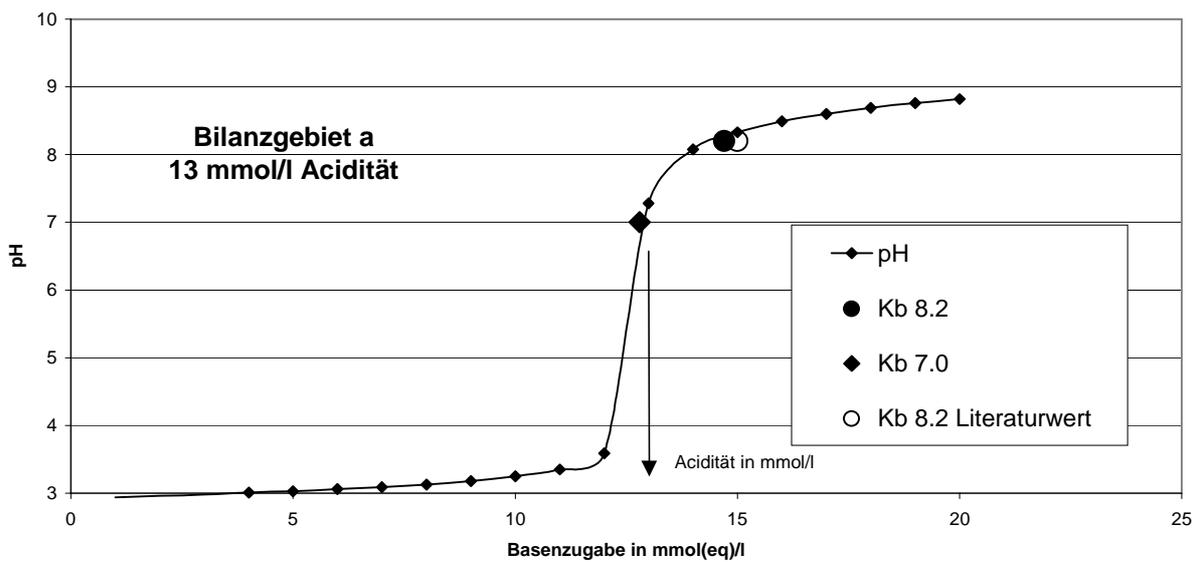


Abb. 6.10 c Titration des Modellwassers „Bilanzgebiet a“.

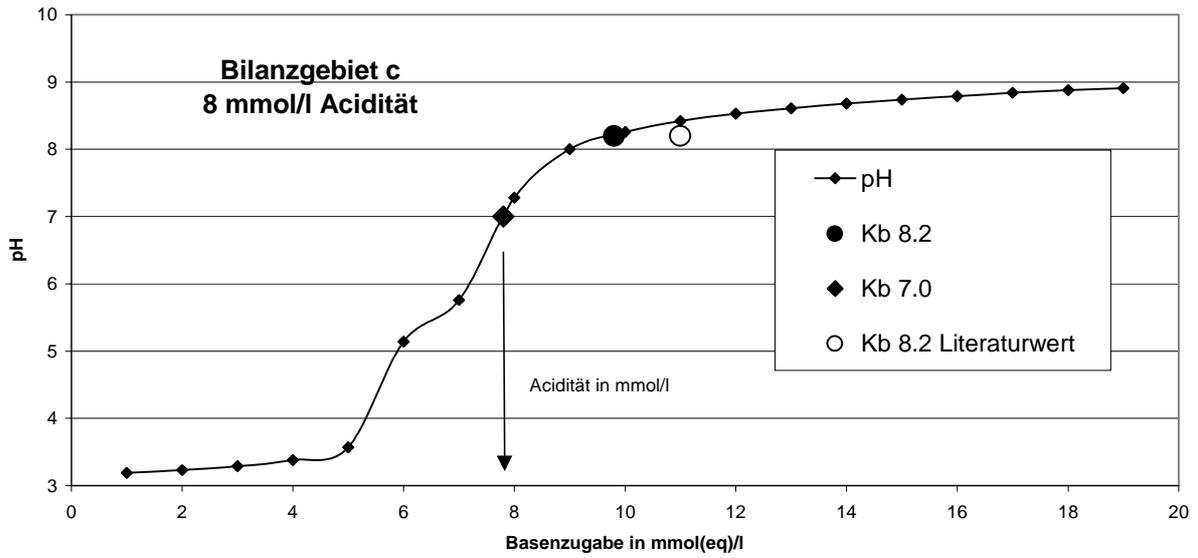


Abb. 6.10 d Titration des Modellwassers „Bilanzgebiet c“.

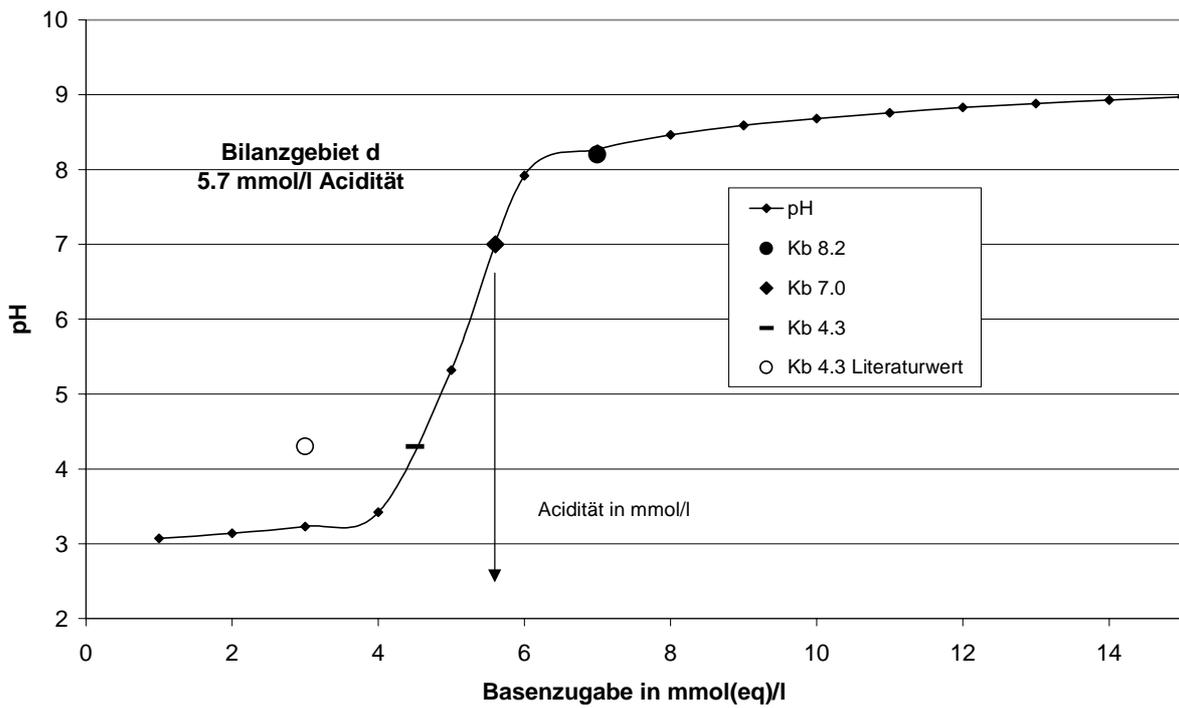
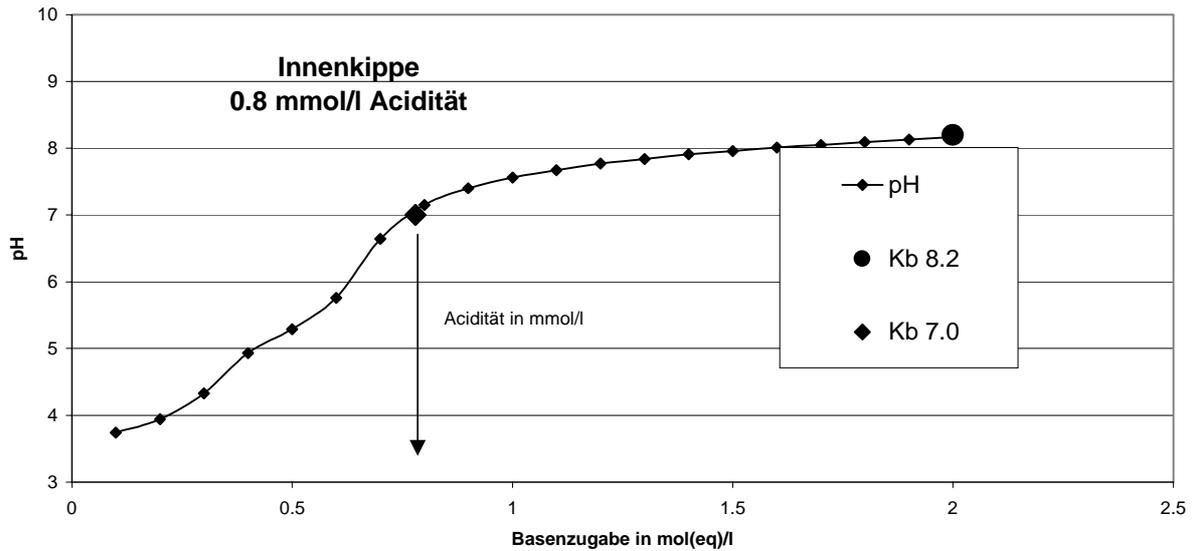


Abb. 6.10 e Titration des Modellwassers „Bilanzgebiet d“.



**Abb. 6.10 f** Titration des Modellwassers „Innenkippe“.

### *Eintrag durch Erosion*

Die ehemaligen Tagebaugrenzen fallen etwa mit den heutigen Seeufern zusammen. Damit sind die Innenkippsedimente die einzige durch Erosion wirkende Versauerungsquelle für den See. Für den Stoffstrom der dem See pro Zeiteinheit durch die Starkniederschlagserosion zugeht, wurden die in Abschnitt 4.2 abgeschätzten Werte von 25000 mol/a zu Grunde gelegt. Das Programm Rmix berücksichtigt, dass die Säure über den Stoffstrom der versauernd wirkenden Ionen  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$  und  $\text{H}^+$  in den See eingetragen wird. Es wurde davon ausgegangen, daß  $\text{Fe}^{3+}$  und  $\text{Al}^{3+}$  unabhängig vom pH im See jeweils drei Protonen freisetzen. Um für die Seewasserbeschaffenheit den Ioneneintrag mit zu berücksichtigen, wird die Säurelast, wie in Tabelle 6.3 dargestellt, auf die beteiligten versauernd wirkenden Ionen aufgeteilt.

**Tab. 6.3** Anteile der versauernden Ionen am gesamten Aciditätsstrom, wie sie im Stufenelutionsversuch bestimmt wurden.

Versauernd wirkendes Ion	Anzahl der freisetzbaren Ionen bei neutralem See-pH	Im Stufenelutionsversuch (Abschnitt 4.2) gemessene Konzentration in mmol/kg Sediment	Säurefreisetzung in mol/a bei einem jährlichen Eintrag von 14000 t/a
Fe	3	0.3	4200
Al	3	1.3	18000
H	1	0.2	2800
Summe		1.8	25000

Weiterhin werden nicht versauerungswirksame Ionen in den See eingetragen. Der jährliche Stoffstrom ist in Tabelle 6.4 dargestellt und basiert ebenfalls auf dem Stufenelutionsversuch.

**Tab. 6.4** Anteile nicht versauernd wirkender Ionen am Stoffstrom durch Erosion, wie sie im Elutionsversuch bestimmt wurden.

Ion	Freisetzung in mmol/kg	Freisetzung in mol/a
Calcium	10.4	150000
Magnesium	1.0	14000
Kalium	0.85	12000
Natrium	2.7	38000
Sulfat	12.5	175000
Sulfat <sub>korrigiert</sub>	12.7	178000
Chlorid	3.1	43000

Die Säurefreisetzung aus Windwellenerosion wird in der Modellierung nicht berücksichtigt, da durch diesen Prozess nur bei anhaltendem Seespiegeltiefstand mit bedeutenden Einträgen zu rechnen ist. Die Uferprofile werden damit als Gleichgewichtsprofile angesehen.

Der hier durchgeführten Berechnung liegt die Annahme zu Grunde, dass sich zwischen der gesamten Austauscheroberfläche des Sedimentes, das in den See gespült wird, und dem Seewasser ein Gleichgewicht einstellt. Diese Annahme ist für Starkniederschlagsereignisse gerechtfertigt, bei denen das Sediment mit dem Niederschlagswasser, bzw. von den Wellen turbulent transportiert, als Suspension in den See gelangt und alle Partikel benetzt werden. Wie WAGNER (1998) für die Wellenerosion beschreibt, werden die eingetragenen Partikel auch bei geringer Strömungsintensität großflächig verfrachtet und auf dem Seeboden abgelagert. Für größere Hangrutschungen, bei der die Partikel zum Teil im Verband verbleiben, gilt diese Annahme nicht.

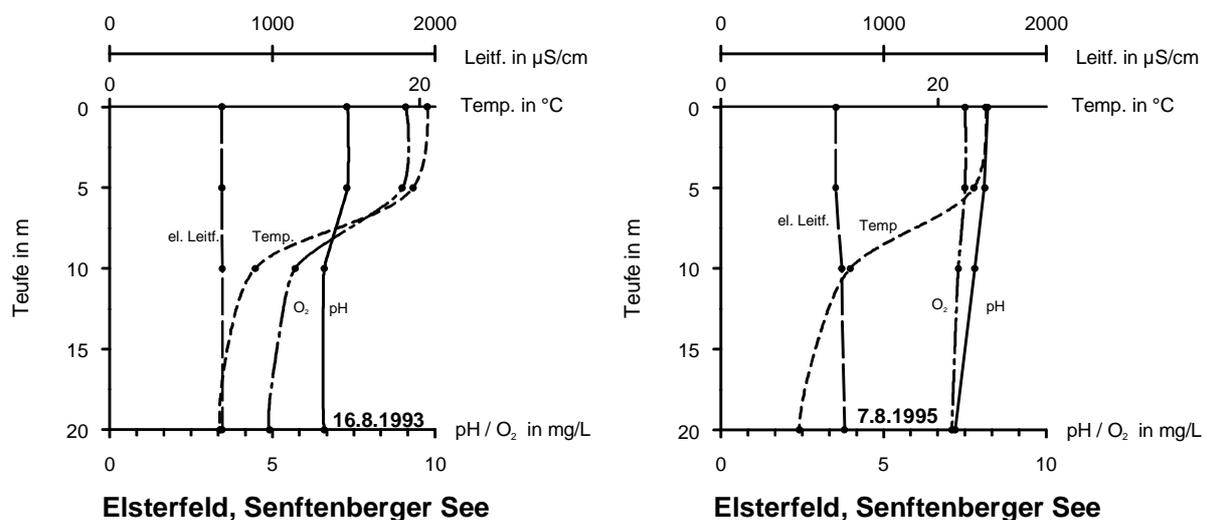
Das Programm Rmix bietet die Möglichkeit, den Stoffeintrag in den See abhängig vom pH des eluierenden Seewassers zu berechnen. Die aufgenommenen Pufferkurven (Abschnitt 4.2) beschreiben diesen Zusammenhang. Da sie die Sedimenteluierung jedoch zu überschätzen scheinen, wurde für die vorliegende Berechnung der prinzipielle Prozess der pH-abhängigen Sedimenteluierung verwendet, jedoch als Maximalwert die im Stufen-Eluierungsversuch bestimmte maximale Säurefreisetzung von 1.8 mmol/kg<sub>Sediment</sub> angesetzt. Der pH-abhängige Säureaustrag wird mit einer linearen Funktion beschrieben. Sie verläuft zwischen 0 mmol/kg<sub>Sediment</sub> bei einem See-pH von 4 (direkte Beprobung des Inselemporenwassers) und 1.8 mmol/kg<sub>Sediment</sub> bei einem heutigen pH von 6.8 des Seewassers, wie es auch für den Stufeneluierungsversuch benutzt wurde.

### ***Mischreaktor See im Seemodell Rmix***

Die aus den Einzelströmen berechnete Wasserbeschaffenheit des Sees ergibt sich für jeden Zeitpunkt aus der Mischung der anteiligen, zeitlich veränderlichen Zuflüsse über die in Abschnitt 3 ausgewiesenen Bilanzgebiete und die den einzelnen Strömen zugeordnete Beschaffenheit. Diese werden durch den erosiv bedingten Stoffstrom, wie oben beschrieben, modifi-

ziert. Die Berechnung der Seewasserbeschaffenheit zu jedem Zeitpunkt erfolgt mit dem hydrochemischen Simulationsprogramm MINTEQA2, wobei das Volumen des betrachteten Nordsees mit 60 Mio. m<sup>3</sup> konstant bleibt.

Der nördliche Teil des Senftenberger Sees wird im Seemodell Rmix als homogener Mischreaktor betrachtet. Grundlage für diese Betrachtungsweise ist die Annahme einer vollständigen Durchmischung des Seewassers bei zeitlicher Mittelung über ein Jahr. Es wird wegen der frühjährlichen und herbstlichen Temperaturentschichtung (Zirkulation) von einer vollständigen Durchmischung des Seewassers ausgegangen. Die Tiefenprofile im Elsterfeld zeigen die Sauerstoffverteilung während der Sommerstagnation. Eine vertikale Differenzierung ist zwar vorhanden (Abb. 6.11), eine Fragmentierung aus geochemischer Sicht allerdings nicht zwingend. Es wird ein effektiver Sauerstoffpartialdruck angesetzt, mit dem das Seefragment im Gleichgewicht steht. Anhand der Tiefenprofile wurde eine effektive Sauerstoffsättigung von 90% abgeleitet. Für die Ermittlung des effektiven Partialdrucks von Kohlendioxid wurde durch eine inverse Modellierung der Partialdruck bestimmt, der heute im See vorhanden ist. Dieser gegenüber der Atmosphäre rund 5-fach erhöhte Wert wurde im Verlauf der Berechnung als konstant angesetzt. Die geochemische Reaktion im durch Stoffbilanzierung erstellten Mischwasser wird damit durch einen O<sub>2</sub>-Partialdruck von  $190 \cdot 10^{-5}$  hPa, und einen CO<sub>2</sub>-Partialdruck von  $2.6 \cdot 10^{-5}$  hPa, sowie der Möglichkeit zur Fällung von Ferrihydrite bei Übersättigung definiert.



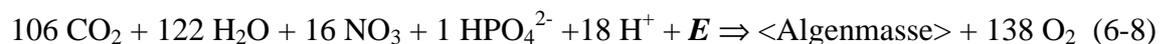
**Abb. 6.11** Teufenabhängige Verteilung der Beschaffenheitsparameter Sauerstoff, Temperatur, el. Leitfähigkeit und pH während der Sommerstagnation im Senftenberger See.

Als mögliches Fällungsprodukt wäre ebenso Schwertmannit in Betracht zu ziehen. Aus zweierlei Gründen wurde darauf verzichtet.

(1) Im Südsee wurde statt der im Schwertmannit vorhandenen 10% Sulfat nur 1% Sulfat am Feststoff analysiert. Dementsprechend würde die Aciditätsproduktion statt  $2.75 \text{ mol}_{\text{H}^+}/\text{mol}_{\text{Eisen}}$  2.97 betragen. Somit reflektiert die Aciditätsproduktion von Ferrihydrite ( $3.0 \text{ mol}_{\text{H}^+}/\text{mol}_{\text{Eisen}}$ ) die beobachteten Verhältnisse besser.

(2) Das Stabilitätsfeld ist von Schwertmannit im sauren Bereich gelegen, wohingegen im Nordteil des Senftenberger Sees die pH-Werte nahe pH 7 vorliegen.

Das am Beispiel des Senftenberger Sees demonstrierte Prognoseverfahren wurde für Gewässer in der Bergbaufolgelandschaft entwickelt. Es ist daher vorrangig für saure, kohlenstofflimitierte Gewässer geschaffen, in denen die Primärproduktion nur eine untergeordnete Rolle spielt. Daher wurden biologische Prozesse sehr stark vereinfacht abgebildet. Die Primärproduktion und Photosynthese wirkt für den See als interne Alkalinitätsquelle. Als vereinfachte Reaktion wird



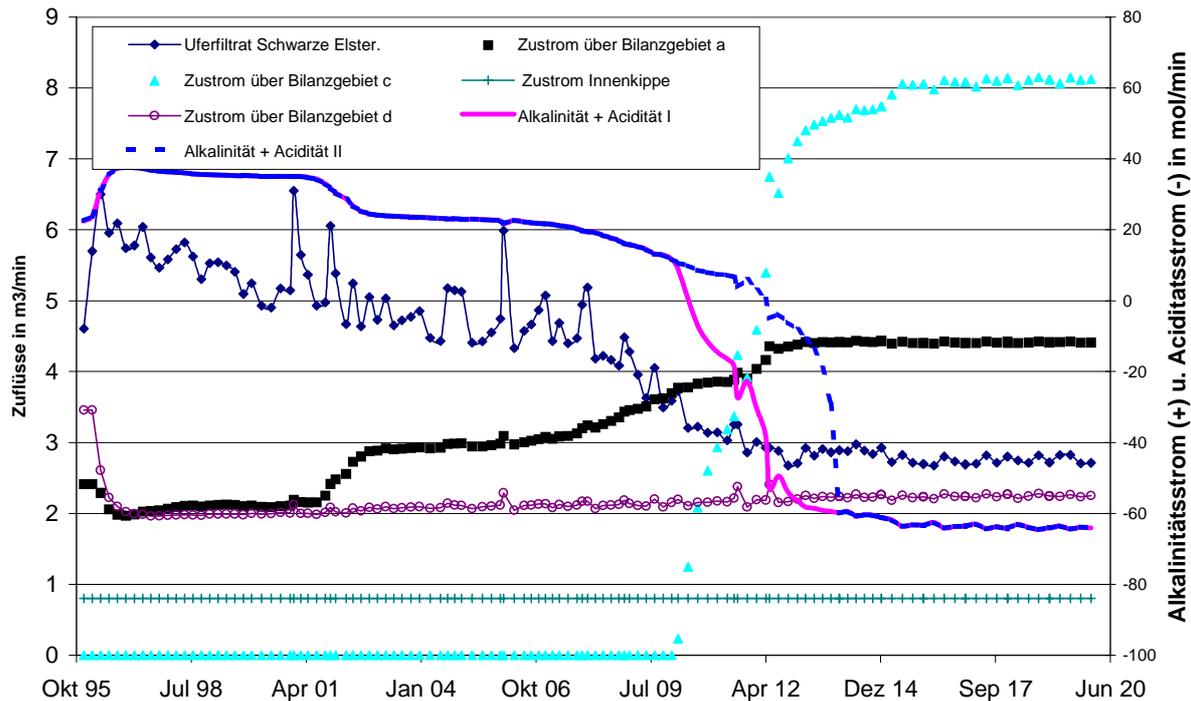
verwendet.  $E$  steht für die eingetragene (Sonnen)energie. Nach dieser Gleichung ergibt sich ein Protonenverbrauch von 1 mol  $\text{H}^+$  pro 5.8 mol C. Messdaten von 11 Schweizer Seen (KUMMERT UND STUMM 1992) zeigen Netto-Primärproduktionsraten von 82 bis 422  $\text{g(C) m}^{-2} \text{ Jahr}^{-1}$ . BABENZIEN et al. 1988 (zitiert in KLAPPER 1992) geben für den Stechlinsee eine Primärproduktionsrate von 97  $\text{g(C) m}^{-2} \text{ Jahr}^{-1}$  an. Nach MEYERS & ISHIWATARI (1995) wird allerdings der überwiegende Teil des produzierten organischen Kohlenstoffs wieder unter Aciditätsfreisetzung oxidiert. Nur die Festlegung des organischen Materials im Sediment bietet die Möglichkeit einer Konservierung der gebundenen Acidität. Als Nettoprimärproduktion für den Senftenberger See wurde eine geschätzte Rate von 150  $\text{g(C) m}^{-2} \text{ Jahr}^{-1}$  angesetzt. Diese Rate wird für mesotrophe, natürliche Seen vergleichbarer Größe als realistisch eingeschätzt. Die Produktion wurde im sauren Milieu begrenzt. Zwischen pH 6 und pH 4 erfolgt eine Verminderung der Produktion auf 50% des Ausgangswertes. Als effektive, Nettoalkalinität produzierende Primärproduktion wurden 10% der produzierten organischen Substanz angenommen. Alle Parameter wurden als Eingabewerte in eine Datei geschrieben. Bei einer Seefläche im Nordteil von rund 5  $\text{km}^2$  ergibt sich eine Gesamt-Alkalinitätsproduktion von  $5 \cdot 10^6 \cdot 15 / (12 \cdot 5.8) = 1.78 \cdot 10^6$  mol H pro Jahr, oder ausgedrückt in den für die hydraulischen Ströme verwendeten Einheiten, 2 mol/min.

Für den heutigen Strömungszustand wurde eine Berechnung mit unveränderlichen hydraulischen, erosiv induzierten und biologisch induzierten Stoffströmen durchgeführt. Dieses Szenario wurde konstruiert, um die Wirkung der angesetzten Ströme im stationären Strömungsfall zu untersuchen. Die angesetzten Stoffströme produzieren den Zustand eines Fließgleichgewichts, und die Lage dieses Zustandes stimmt etwa mit dem Anfangszustand überein. Damit sollte nachgewiesen werden, dass die Stoffströme in ihrer Summe eine plausible Größenordnung einnehmen. Es zeigt sich, wie erwartet, ein nahezu gleichbleibender pH-Wert und eine Alkalinität ( $\text{KS}_{4.3}$ ) von 0.65 mmol/L. Die Startbedingungen wurden daraufhin aktualisiert, die sich ergebende Seewasserbeschaffenheit wurde im weiteren als Modellseewasser verwendet (Tab. 6.5)

**Tab. 6.5** Aktualisierte Startwerte der Seewasserbeschaffenheit als Ergebnis einer Simulation mit auf heutigem Niveau gleichbleibenden Strömungsverhältnissen, pH = 7.0.

Parameter	Konzentration in mol/L
Ca	2.5E-03
Mg	0.64E-03
Na	1.2E-03
K	0.22E-03
Cl	1.1E-03
CO3	0.6E-03
SO4	4.1E-03
Mn	0.15E-05
Fe2	0.1E-06
Fe3	0.1E-06
SiO4	0.15E-03
Al	1.1E-05
H	0.73E-03

Für die Stoffkonzentrationen in den Wasserzuströmen zum See wurden konstante Beschaffenheiten (Tab. 6.1) angesetzt. Für den Grundwasser-Zustrom  $c$  (aus nördlicher Richtung) kann diese Annahme allerdings nicht getroffen werden. Wegen der stattfindenden Strömungsumkehr wird zunächst aus dem See in die Buchwalder Rinne abgeströmtes Wasser in den See zurückströmen. Die für den Zustrom  $c$  ermittelte Beschaffenheit wird sich daher nach der Strömungsumkehr noch einige Zeit ändern und der Zustrom versauernder Ionen zeitverzögert einsetzen. Die Konzentration von Fe(II) steigt im Modell daher ab dem Jahre 2010 (Berechneter Zeitpunkt der Strömungsumkehr in Abb. 6.12) 4 Jahre lang linear auf den für  $c$  repräsentativen Wert an. Der Zeitraum von 4 Jahren wurde durch folgende Abschätzung nach  $v_a = (k_f \cdot i) n_f$  ermittelt. Mit  $k_f = 4 \cdot 10^{-4}$  m/s für die Rinnenablagerungen,  $i = (101 - 98.5)/500 = 0.005$  und  $n_f = 0.2$  ergibt sich  $v_a = 1 \cdot 10^{-5}$  m/s oder 315 m/a. Demnach sollte das Grundwasser im Anstrom  $c$  aus der nördlich der Rinne gelegenen Kippe nach der etwa 500 m langen Passage in etwa zwei Jahren eine Konzentration annehmen, die halb so groß ist wie sie für  $c$  ermittelt und in Tabelle 6.1 dargestellt wurde. Die Abbildung 6.12 zeigt Wassermengenströme und Alkalinitäts- und Aciditätsströme, die dem See zugehen.



**Abb. 6.12** Belegung der Wassermengenströme mit Stoffkonzentrationen ausgedrückt als resultierende Alkalinität und Acidität, die dem See zugehen oder in ihm freigesetzt werden. Nur der Zustrom c wurde mit einer zeitlich variablen Beschaffenheit belegt. Eine konstante Beschaffenheit von c ergibt die durchgezogene Linie, eine verzögerte einsetzende Stofffracht in c ergibt die perforierte Linie der Alkalinität und Acidität. Die Kurven enthalten jeweils eine biologische Alkalinitätsproduktion von 20 mol/min.

## Ergebnisse

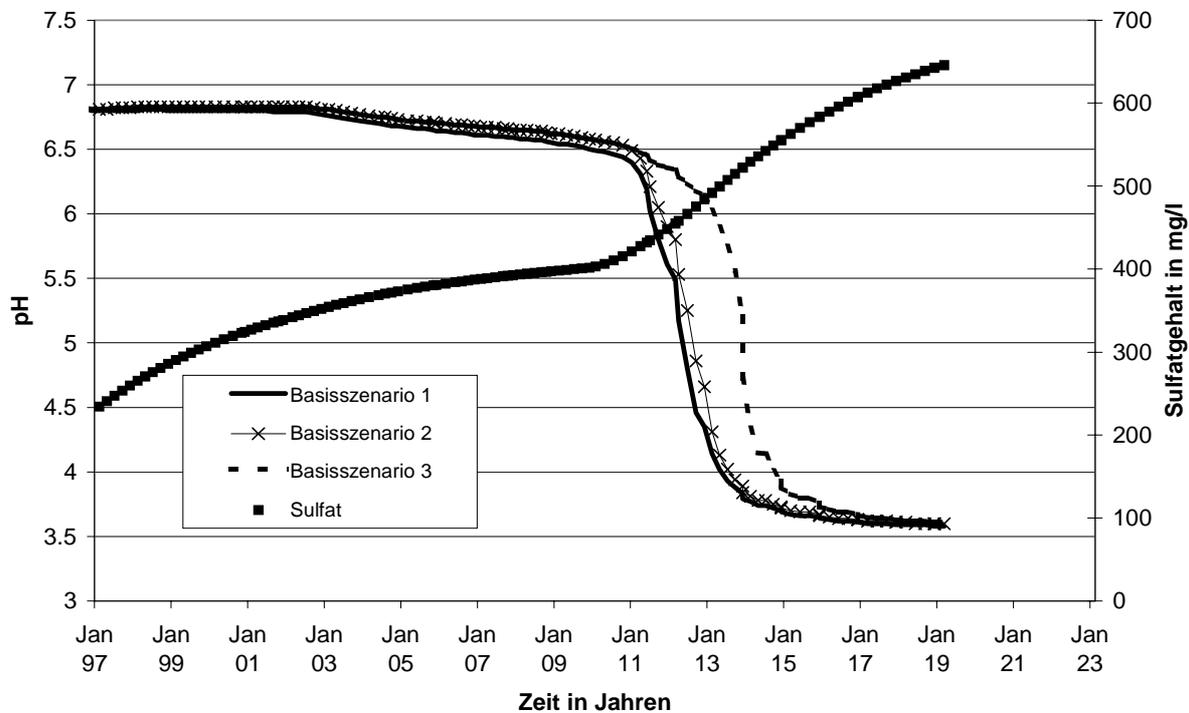
Folgende Szenarien wurden untersucht:

- 1 Basiszenario,
- 2 Veränderte Acidität im Zustrom über c,
- 3 Verstärkter Einsatz von Wasser aus der Schwarzen Elster,
- 4 Kombination von 2 & 3 und
- 5 pH-Abfall 1995.

### 1 Basisszenario

Das Basisszenario stellt die Prognose der Wasserbeschaffenheit im Senftenberger See für den Fall dar, dass sich die Strömungssituation entsprechend der angesetzten Randbedingungen ändern wird und dass die Wasserbeschaffenheiten der Zuströme den angesetzten Bedingungen entsprechen (somit nicht durch eine Wasserbehandlung verändert werden). Es stellt die nach bestem Wissen wahrscheinlichste Entwicklung dar. Es wurden drei Varianten gerechnet und in Abbildung 6.13 gegenübergestellt. Variante 1 zeigt die pH-Entwicklung für den Fall einer nicht berücksichtigten biologischen Aktivität im See und für einen von Beginn an maximalen Eisengehalt des aus dem Norden zuströmenden Wassers. Variante 2 geht von einer biologischen Alkalinitätsproduktion im oben beschriebenen Umfang und einem maximalen Eisenge-

halt sofort nach der Strömungsumkehr aus. In Variante 3 nimmt der Eisengehalt nach der Strömungsumkehr über vier Jahre hinweg linear zu. Ein solcher Verzögerungseffekt ist, wie oben beschrieben, am wahrscheinlichsten. Das Basisszenario (Variante 3) dient daher als Maßstab für die weiteren Szenarien.



**Abb. 6.13** Vergleich der Basisszenarien (Variante 1 bis 3) und Entwicklung des Sulfatgehaltes. Variante 3 dient als Maßstab für die anderen vergleichenden Berechnungen.

### 2 Veränderte Acidität im Zustrom über c

Der Zustrom über das Bilanzgebiet c stellt zukünftig eine Hauptquelle der in den See eingebrachten Acidität dar. Da die Beschaffenheit dieses Zustroms heute nicht gemessen werden kann, wurde diese Beschaffenheit durch Analysen des Kippengrundwassers der Kippe Sedlitz abgeleitet. Das Basisszenario enthält mit  $3 \text{ mmol}_{\text{Fe(II)}/\text{l}}$  einen Wert, der an der unteren Grenze der analysierten Bandbreite ( $3\text{-}7 \text{ mmol}_{\text{Fe(II)}/\text{l}}$ ) liegt, um eine Überschätzung der Gefährdung zu vermeiden. Die Szenarien wurden konstruiert, um (a) den Einfluss einer doppelt so hohen Eisenkonzentration zu untersuchen, (b) eine Untergrundbehandlung dieses Zustroms mit dem Ziel der Reduzierung der Eisenkonzentration auf die Hälfte des Basiswertes zu untersuchen und um (c) die Auswirkungen einer Reduzierung der Eisenkonzentration auf ein Viertel des Basiswertes abzuschätzen.

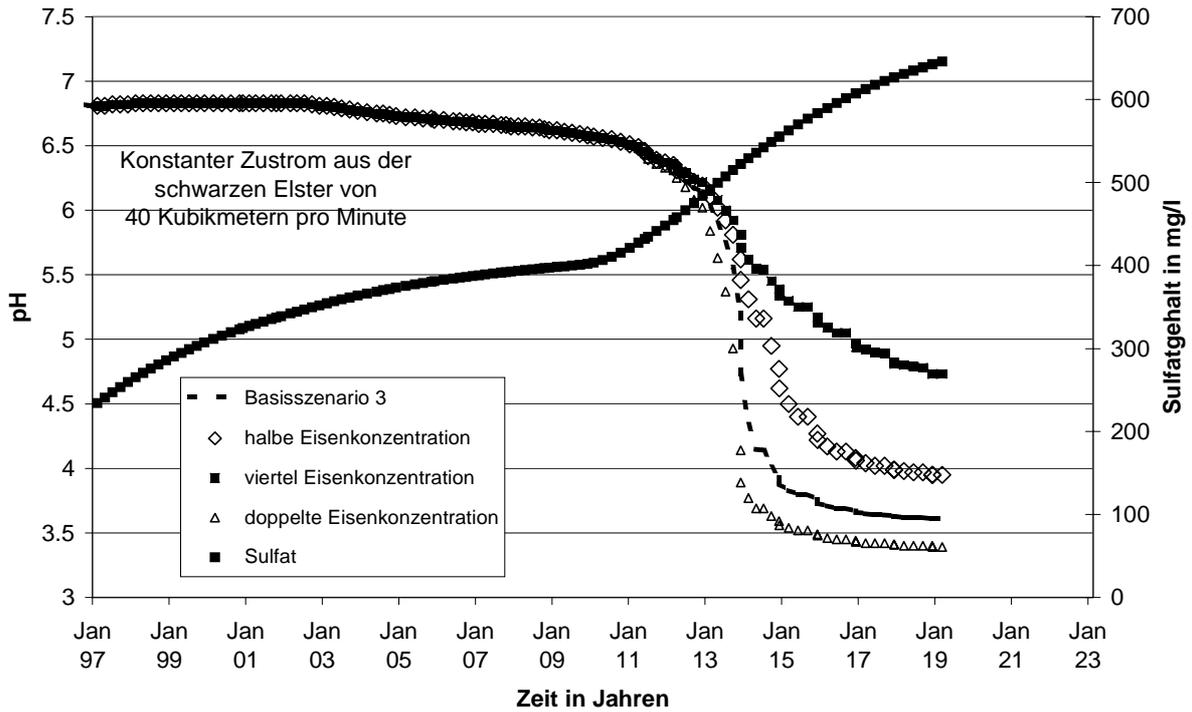
### 3 Verstärkter Einsatz von Wasser aus der Schwarzen Elster

Das Wasser aus der Schwarzen Elster stellt die größte beeinflussbare Quelle an Alkalinität dar, die dem See zugeht. Mit der Flutung der Restlochkette und dem Ansteigen des Grundwasserspiegels erfolgt eine durch die hydraulische Modellierung ausgewiesene Verringerung

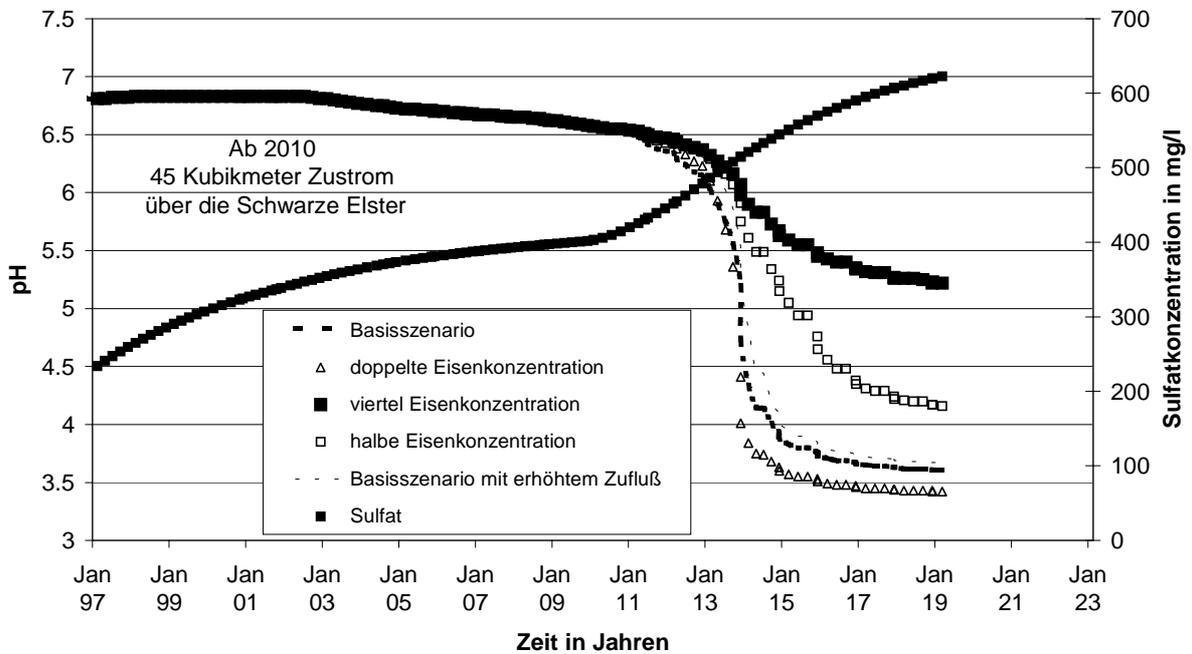
der Versickerung aus der Schwarzen Elster. Eine Erhöhung der Einleitung in den See erscheint daher möglich. In den Szenarien wurde der Netto-Zustrom zum See von heute 40 m<sup>3</sup>/min auf (a) 45 m<sup>3</sup>/min und (b) 50 m<sup>3</sup>/min erhöht.

#### *4 Kombination von 2 und 3*

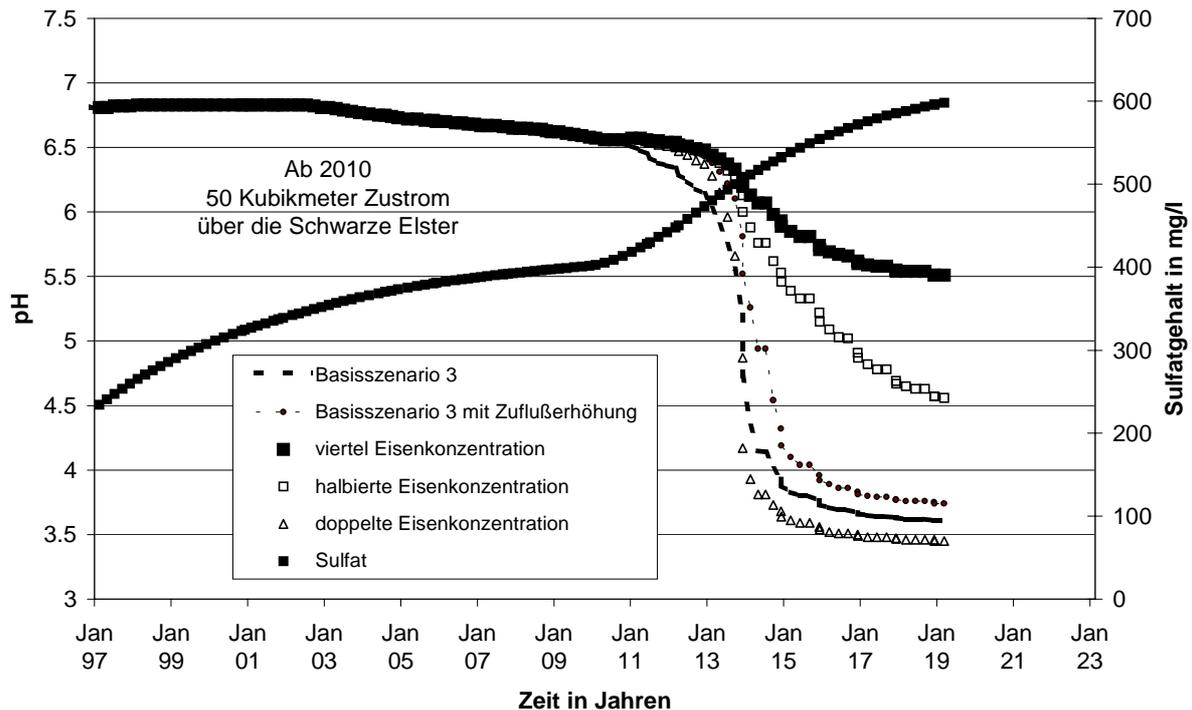
Die Abbildungen 6.14-16 stellen für jeweils eine Zustromvariante über die Schwarze Elster in den See die Auswirkungen verschiedener Eisengehalte des nördlichen Zustromes dar. Entscheidend für die Bewahrung der heutigen Seewasserqualität ist danach die Reduzierung der Säurelast im nördlichen und östlichen Anstrom. Eine Erhöhung des Zustromes über die Schwarze Elster führt zu einer Verbesserung der Seewasserqualität. Es wurde davon ausgegangen, dass die Wasserführung der Schwarzen Elster nach 2013 durch geringere Versickerungsverluste höher sein wird als heute. Allerdings erscheint auch eine Verringerung der Alkalinität der Schwarzen Elster möglich. Mit hoher Wahrscheinlichkeit werden die Sulfatkonzentrationen ansteigen, wenn die Restlochkeite vorflutwirksam geworden ist. In den Prognoserechnungen wurde eine gleichbleibende Beschaffenheit gemäß Tab. 6.1 angesetzt. Als mögliche Abwehrstrategie gegen eine Versauerung des Senftenberger Sees wird eine Kombination der Maßnahmen „Verringerung der Eisenkonzentration im Zustrom“ und „Erhöhung des zugeführten Wassers aus der Schwarzen Elster“ vorgeschlagen. Der in-situ-Behandlung des zuströmenden Grundwassers wird dabei größere Bedeutung beigemessen. Wenn über die Reduzierung der Eisenkonzentration hinaus zusätzlich Alkalinität in diesen Teilstrom eingetragen werden könnte (was hier nicht untersucht wurde), dann wäre, ähnlich wie bei einer Konditionierung des Oberflächenwasserzuflusses eine Steuerung der Wasserbeschaffenheit der nördlichen Seeteile des Senftenberger Sees weitaus effektiver möglich.



**Abb. 6.14** pH- und Sulfat-Entwicklung des Senftenberger Sees für einen unveränderten Zustrom aus der Schwarzen Elster von 40 m<sup>3</sup>/min.



**Abb. 6.15** pH- und Sulfat-Entwicklung des Senftenberger Sees für einen Zustrom aus der Schwarzen Elster von 45 m<sup>3</sup>/min ab 2010.

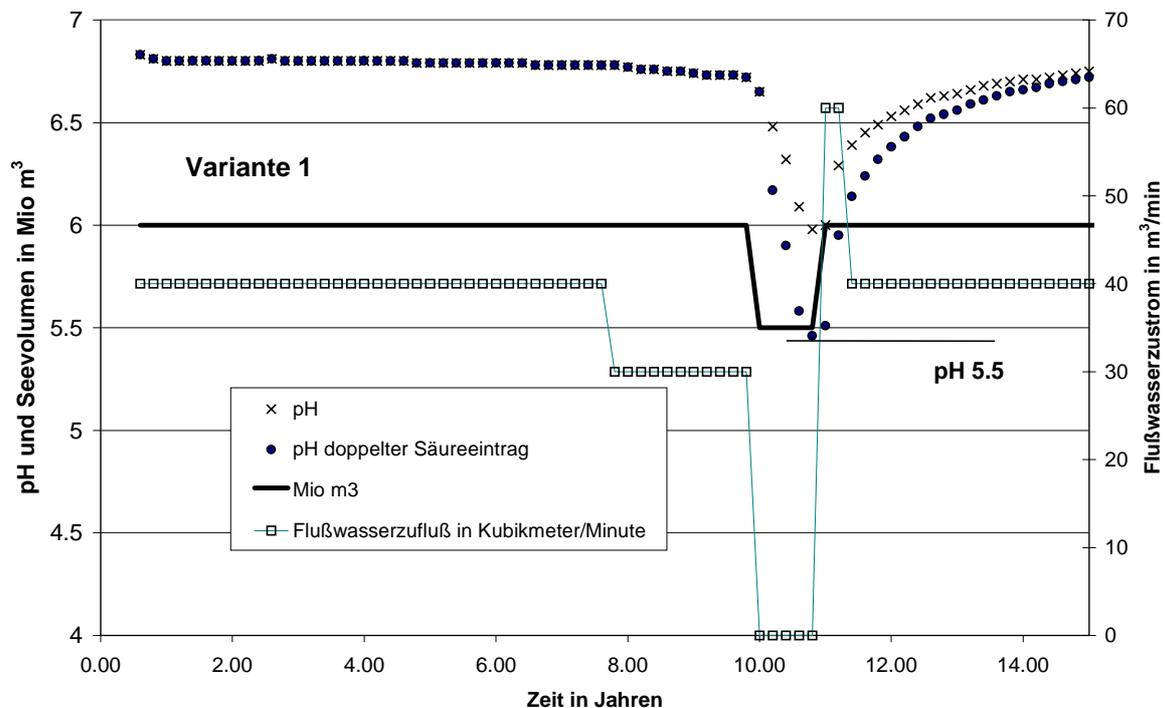


**Abb. 6.16** pH- und Sulfat-Entwicklung des Senftenberger Sees für einen Zustrom aus der Schwarzen Elster von  $50 \text{ m}^3/\text{min}$  ab 2010.

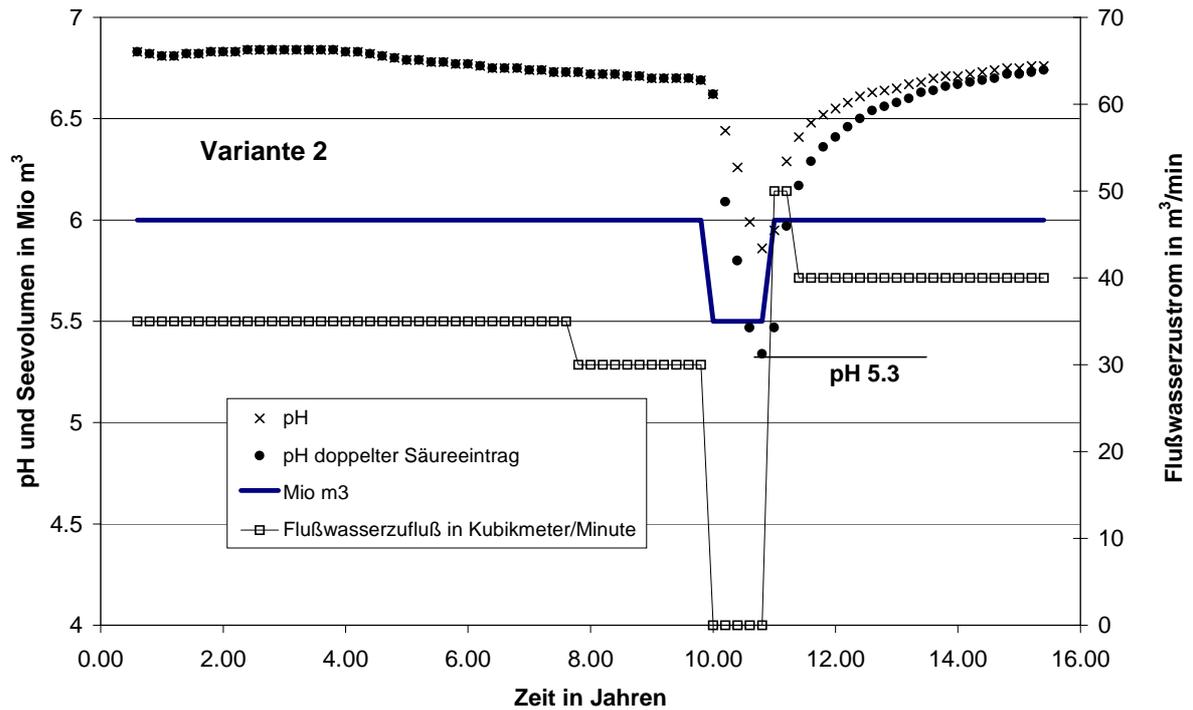
### 5 pH-Abfall 1995

Im Jahre 1995 kam es auf Grund eines sechsmonatigen Seespiegeltiefstandes bei 98.0 mNN zu einer Abnahme des Seewasser-pH unter 5. Gründe für diesen Säureeinbruch waren neben der verminderten Zufuhr des Alkalinität tragendem Flusswassers auch die vermehrte Erosion der Innenkippenufer. Außerdem erhöhen sich die versauernd wirkenden Grundwasserzuströme aus dem Süden und dem Osten und damit die eingetragenen Säurefrachten. Um den Einfluss des sich langsam ändernden Grundwasserregimes auszuschalten, wurde Szenario 5 ohne den Anstieg der umliegenden Restlöcher, also ohne Veränderung der Randbedingungen gegenüber dem heutigen Zustand gerechnet. Neben der Regulierung des Seespiegels über den Seeauslauf erfolgte die Absenkung des Seespiegels, modelltechnisch wie real, auch über eine vorübergehende Reduzierung der Elsterwasserüberleitung. Der Seespiegel wurde von 98.5 auf 98.0 mNN abgesenkt und dadurch das Seevolumen der nördlichen Seeteile von  $6 \cdot 10^6 \text{ m}^3$  auf  $5.5 \cdot 10^6 \text{ m}^3$  reduziert. Nach Beendigung des Tiefstandes stiegen Seespiegel und Seevolumen wieder auf das ursprüngliche Niveau. Die in Teilprojekt 1 näher beschriebene Reduzierung der Alkalinität des Flusswassers in den Jahren vor 1995 wurde im Modell durch einen geringeren Flusswasserzustrom simuliert. Da das eingebrachte Pufferpotential das Produkt aus Alkalinität und Wasservolumen ist, kann dieser Alkalinitätsverlust auch durch eine Abnahme des zuströmenden Volumens erreicht werden. Die Abbildungen 6.17 und 6.18 zeigen die für Szenario 5 (Variante 1 und 2) angenommenen Flusswasserzuströme, sowie die Seespiegellhöhe. Die vorübergehende Erhöhung der Zuflussmenge nach Beendigung des Tiefstandes auf 50 bzw.  $60 \text{ m}^3/\text{min}$  ist ebenfalls dem Zustrom nach dem Versauerungsereignis 1995 nachempfunden und dient der Stabilisierung des See-pH.

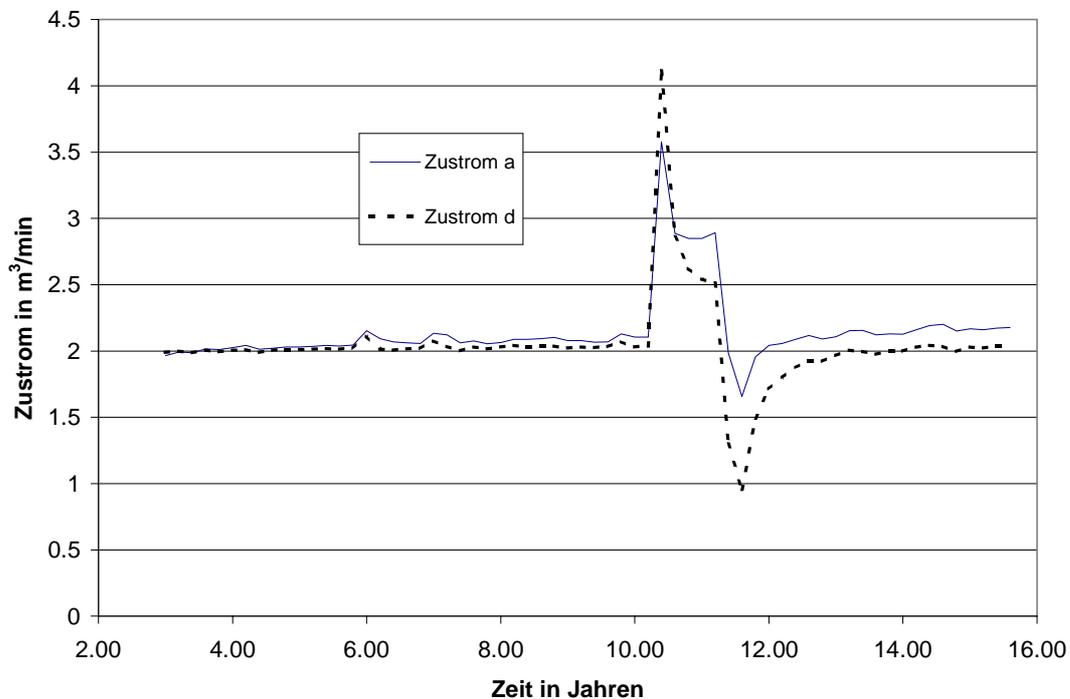
Der beobachtete pH-Abfall konnte mit den oben beschriebenen hydraulischen Änderungen modelltechnisch nachvollzogen werden. Wie in Abbildung 6.19 zu erkennen ist, steigen die Zuflüsse über die Bilanzgebiete a und d für die Dauer eines Jahres jeweils um etwa  $0.7 \text{ m}^3/\text{min}$  an. Bei einer Acidität von  $13 \text{ mmol/l}$  bzw.  $5.7 \text{ mmol/l}$  (Abb. 6.10) ergibt sich ein überschlägig ein zusätzlicher Säurezustrom von  $13 \text{ mol/min}$  oder  $7 \cdot 10^6 \text{ mol/a}$ . Dieser übertrifft den Eintrag durch Erosion und den Säurezustrom aus der Innenkippeninsel um fast zwei Zehnerpotenzen (Abschnitt 4). Die verstärkte pH-Absenkung durch eine andere Ganglinie der Flusswassereinleitung im Vorfeld der Absenkung (Variante 2) zeigt die Sensitivität des Sees für diesen Steuermechanismus, aber auch die langfristige Abhängigkeit seines pH-Wertes von der Wasserqualität der Schwarzen Elster. Der angesetzte Säurestrom wurde in einer zweiten Rechnung verdoppelt, um die Sensitivität des Sees auf Säureeinbrüche abschätzen zu können. Wie in Abbildung 6.17 und 6.18 zu sehen ist, reagiert der pH-Wert deutlich auf eine Verdoppelung des Säureeintrages. Er erreicht jedoch nicht die im See punktuell gemessenen Werte zwischen 4.5 und 4. Die mit der Modellrechnung ermittelten Werte stellen räumliche Mittelwerte dar, so dass eine Schwankung der in der Natur gemessenen Werte um den rechnerischen Mittelwert erwartet wird. Dieser Zusammenhang wird auch dadurch deutlich, dass der gemessene Wiederanstieg des pH-Wertes im See schneller ablief als in den Modellrechnungen. Die Extremwerte stehen für begrenzte Volumina, die z.B. durch Einschichtungen entstehen können. Die in Teilprojekt 1 durchgeführten tiefenabhängigen pH-Messungen im Seekörper während der Versauerungsphase bestätigen diese Erklärung und zeigen die Einschichtung stärker versauerter Wässer in den Seekörper. Die Abweichung kann aber auch auf eine Überschätzung der Alkalinität im See oder auf eine Unterschätzung der versauernden Grundwasserzuströme und damit auf eine Unterschätzung der Anfälligkeit des Sees für starke Säurezutritte hindeuten.



**Abb. 6.17:** pH-Abfall im Senftenberger See durch langanhaltenden Seespiegeltiefstand. Variante 1 mit auf  $30 \text{ m}^3/\text{min}$  reduziertem Flusswasserzulauf 3 Jahre vor der Absenkung.



**Abb. 6.18:** pH-Abfall im Senftenberger See durch langanhaltenden Seespiegeltiefstand. Variante 2 mit auf 30 m<sup>3</sup>/min reduziertem Flusswasserzulauf 3 Jahre vor der Absenkung und 35 m<sup>3</sup>/min in den Jahren davor.



**Abb. 6.19:** Beeinflussung der Zuflüsse über Bilanzgebiet a und d durch einen einjährigen Tiefstand bei 98.0 mNN. Der Anstieg des Zustromes resultiert aus einer vermehrten Entwässerung des Grundwasserleiters, der Abfall nach einem Wiederanstieg entsteht durch den vorübergehend verringerten Gradienten zwischen Grundwasserleiter und See.

## 7.3 Diskussion der Modellierung und der Ergebnisse

### 7.3.1 Annahmen beim Modellaufbau

Die Bildung eines prognosefähigen Modells erfordert eine Reduzierung der berücksichtigten Einflussgrößen auf ebenfalls prognostizierbare Größen. Viele der für ein Oberflächengewässer im kurzen Zeitmaßstab wichtigen meteorologischen und biologischen Bedingungen können nicht prognostiziert werden. Insofern unterscheidet sich das hier entwickelte Prognoseverfahren grundlegend von einem „klassischen“ Seemodell, bei dem Schichtungszustände und Nährstoffketten im Vordergrund stehen. Bei dem hier verfolgten deterministischen Ansatz werden mittlere erwartete Zustände in Ansatz gebracht. Eine wichtige Frage ist bei dem hier betrachteten Zeithorizont der Prognose die Frage der Veränderlichkeit der mittleren hydrologischen Bedingungen, die unmittelbar mit der Veränderlichkeit der globalen klimatischen Bedingungen zusammenhängt. Hierzu erfolgte eine aktualistische Betrachtungsweise, bei der vom Bestand der gegenwärtigen Bedingungen ausgegangen wurde.

In dem hier vorgestellten Beschaffenheitsmodell wird der Nordteil des Sees als 0-dimensionaler Mischreaktor reduziert. Damit sind alle Modellergebnisse als Durchschnittswerte für die Wasserbeschaffenheit des Nordsees zu werten. Wie Messungen in den einzelnen Seeteilen zeigen, können sich durch die Seemorphologie und die zeitabhängigen Strömungen in den See und im See selbst jedoch deutliche Abweichungen von diesen Mittelwerten ergeben. Durch die Aufgliederung des Seekörpers in einzelne tiefere Teilbecken (Nordfeld, Ostfeld, Elsterfeld) sowie ausgedehnte Flachwasserbereiche (Inselbucht) ist der Wasseraustausch eingeschränkt. Besonders deutlich wird dies für den Südsee, der aufgrund seiner völlig unterschiedlichen Beschaffenheit und seinen abweichenden Zustrombeschaffenheiten die Ergebnisse einer Mischungsrechnung sehr unspezifisch werden ließe. Der südliche Seeteil wurde demzufolge zwar in der hydraulischen Berechnung mit erfasst, nicht jedoch in der Beschaffenheitsberechnung. Weiterhin besteht eine horizontale, temperaturbedingte Schichtung des Sees, die nur zweimal im Jahr aufgehoben wird. Diese horizontale und vertikale Segmentierung und die damit verbundene (zeitweilige) Behinderung der Seewasserdurchmischung führt daher zu unterschiedlichen Wasserbeschaffenheiten in verschiedenen Gebieten des Nordsees. So ist das Ostfeld mehr durch den Zustrom der Schwarzen Elster beeinflusst und die Inselbucht mehr durch die Exfiltration von Inselgrundwasser. Der pH-Abfall im Jahre 1995 durch vermehrten Säureeintrag durch den diskutierten anhaltenden Seespiegeltiefstand konnte durch vermehrte Flusswasser-Einleitung beispielsweise innerhalb von einigen Monaten rückgängig gemacht werden. Da jedoch die durchschnittliche Aufenthaltszeit des eingeleiteten, zur Neutralisation benutzten Flusswassers mehrere Jahre beträgt, ist dies ein Hinweis darauf, dass die beobachtete Versauerung nicht den ganzen Seekörper erfasst haben muss und beispielsweise das Hypolimnion einiger Teilbecken nicht betraf. Der Grund für die in der Modellrechnung beobachtete geringere pH-Absenkung und die längere Wiederanstiegsphase (Abb. 6.17 und 6.18) werden daher in der vereinfachten Betrachtung des Sees als Mischreaktor gesehen, der die Wasserbeschaffenheit über alle Seebereiche mittelt.

Das Konzept eines 0D-Mischreaktors verlangt auch einheitliche Gaspartialdrücke, die sich an den gemessenen Werten orientierten. Es wurden leicht erhöhte  $\text{CO}_2$ - und leicht erniedrigte  $\text{O}_2$ -Gaspartialdrücke angesetzt. Diese resultieren aus dem Grundwasserzustrom  $\text{O}_2$ -armen und

CO<sub>2</sub>-reichen Wassers, das im See ein Fließgleichgewicht ausbildet. Die angesetzten Werte entsprechen diesem Fließgleichgewicht, wie es heute aus Analysen zurückrechenbar ist. Für die oberflächennahen, gut durch Wellenbewegung durchmischten Bereiche bedeutet diese Annahme eine Unterschätzung der Sauerstoffgehalte, für die tieferen Seeschichten eine Überschätzung. Die seetypischen CO<sub>2</sub>-Gehalte verhalten sich umgekehrt.

Für weitergehende Betrachtungen ist aus diesen Gründen eine horizontale und vertikale, modelltechnische Aufgliederung des Sees in verschiedene Bilanzräume nötig. Auch die Grundwasserzuströme müssten für diesen erweiterten Ansatz weiter differenziert werden. Die bisherige Aufgliederung in drei Zustrom-Bilanzgebiete (a, d und c) muß dafür ebenfalls vertikal untergliedert werden. Beprobungen des anströmenden Grundwassers direkt am Austritt in den See durch Exfiltrationsmesser wären dafür notwendig.

Für die hier vorliegende Berechnung bis 2020 wurde die Beschaffenheit der Grundwasserzuflüsse aus den heute bekannten Grundwasseranalysen aus vorhandenen und im Rahmen des teilprojektes 1 errichteten Grundwassermessstellen im Umfeld des Sees abgeleitet und für die gesamte Zeit konstant gehalten. Auf Grund der sich ändernden Grundwasserströmungsrichtungen im Laufe der Restlochflutung und dem fortschreitenden Austrag von Stoffen aus dem Untergrund ist langfristig jedoch mit Beschaffenheitsänderungen der Zuflüsse zu rechnen. Diese möglichen Beschaffenheitsänderungen müssen in Reaktionsexperimenten mit heutigem Grundwasser und dem zukünftig durchströmten Sediment ermittelt werden.

Die vorliegende Modellrechnung beschränkt sich auf die zunächst amorph gebildete Eisenphase Fe(OH)<sub>3</sub> als Fällungsprodukt, was mit den analysierten Eisenschlämmen am Südufer des Sees stöchiometrisch gut übereinstimmt. Jedoch werden wahrscheinlich kleinere Mengen an anderen Metallhydroxiden wie z.B. Al(OH)<sub>3</sub> gefällt, die auch Anionen wie Sulfat enthalten können. Dieser geringe Stoffaustrag wurde nicht berücksichtigt. Auch wurden mögliche kinetische Verzögerungen der Fällungsreaktionen in der Berechnung nicht berücksichtigt. Eine Berücksichtigung der Komplexbildung der für die eingetragene Acidität wichtigen gelösten Metallkationen durch organische Substanz, wie im Seewasser suspendierte Huminstoffe, erfolgte wegen der insgesamt niedrigen DOC-Werte und der auf diesem Gebiet bestehenden Unsicherheiten nicht.

### **7.3.2 Ergebnisse der Modellrechnung**

Die Ergebnisse der Modellrechnung zeigen, dass die Seewasserqualität durch die Säurezuflüsse aus dem Norden und Osten gefährdet ist. Bereits vor Einsetzen des Säurezustromes vom Sedlitzer See etwa im Jahre 2010 ist eine Abnahme der Alkalinität und des pH im See begründet zu erwarten. Diese ist hauptsächlich auf den langsam anwachsenden, versauernd wirkenden Zustrom aus Osten zurückzuführen. Neben einer Behandlung des Nordanstromes muss daher auch eine Behandlung des Ostanstromes in Bezug auf mögliche Präventiv- bzw. Sanierungsmaßnahmen betrachtet werden. Zuvor ist die Größe des Säurestromes aus dieser Richtung jedoch noch durch gezieltere Beprobungen des heutigen Grundwassers zu erhärten.

Wie die Berechnungen in Abschnitt 4 gezeigt haben, ist der Säureaustrag aus den ungesättigten Sedimenten der Insel durch Sickerwasser und Erosion gering im Vergleich zu der durch Grundwasserzuströme eingetragenen Acidität. Dies gilt sowohl für den „Normalbetrieb“ des Senftenberger Sees als Wasserspeicher, als auch für den Sonderfall einer einjährigen Seespiegelabsenkung. Da allerdings auch der gesamte Seeboden aus Ablagerungen der Innenkippe des Tagebau Niemtsch besteht, ist das Gefährdungspotential dieser Ablagerungen nicht von dem zu trennen, welches den Innenkippen der benachbarten Tagebaue innewohnt, wenn – wie hier – der Pfad des Zustromes mehrere Gefährdungsherde hintereinander durchläuft.

## 8 Verallgemeinerung der Untersuchungsergebnisse

Die in der vorliegenden Studie präsentierten quantitativen Ergebnisse beziehen sich auf den Senftenberger See. Der generelle Betrachtungsansatz dieser Arbeit, eine gekoppelte Grundwasser-Stoffbilanz für ein gesamtes Gebiet, ist jedoch auf andere Bereiche in der Lausitz und in Mitteldeutschland direkt übertragbar. Restseen in verschiedenen Flutungsstadien in direkter Nachbarschaft zueinander und die dadurch entstehenden steilen Grundwassergradienten zwischen den Restseen sind dort zukünftig häufig zu erwarten. Auch die grundlegenden, mit dem Aufschluss eines Tagebaus verbundenen Prozesse und Problematiken sind auf andere Gebiete übertragbar:

1. Oxidation von Grundwasserleitern durch Absenkung des Grundwasserspiegels während der Sumpfung und damit Oxidation von Disulfiden, die nur unter reduzierten Bedingungen stabil sind,
2. Entschichtung, Belüftung und Lockerung der Sedimente bei ihrer Verstärkung. Dabei Herausbildung eines heterogenen, nur mit sehr großen REV's beschreibbaren Kippenkörpers &
3. Induzierung von Austauscher-, Lösungs- und Fällungsprozessen durch Eindringen von Wässern in den Grundwasserleiter, die nicht mit diesen im Gleichgewicht stehen.

Die in dieser Arbeit dargestellten Beprobungen, Versuche und Teil-Modellrechnungen können für weitere Untersuchungsgebiete direkt genutzt werden. Es stehen Werkzeuge für

1. die versauerungsspezifische Charakterisierung der Sedimente,
2. die Berechnung des speicherbewirtschaftungsbedingten Stoffaustrages,
3. die Abschätzung des Stofftransportes durch Erosion,
4. die Abschätzung der Pyritverwitterungsraten,
5. die Eluierung der ungesättigten Zone und der ,
6. Abschätzung der versauerungswirksamen Stoffspeicherung in Sedimenten &
7. die Berechnung der der Wasserbeschaffenheit der in eine Tagebaufolgelandschaft eingebundenen Restseen

zur Verfügung. Die Verknüpfung der ermittelten Daten in einem hydraulischen Modell zu einem Bilanzmodell für ein bestimmtes Gebiet liefert ein Netz von Stoffströmen, das den Rahmen für eine weitere Planung und Durchführung der Sanierungsmaßnahmen liefern kann. Die Beschaffenheit einzelner Wässer innerhalb dieses Netzes von Stoffströmen kann durch die zu- und abströmenden Stoffmengen und die jeweiligen im Bilanzraum ablaufenden Reaktionen (Lösung, Fällung, Mischung, Stoffaustausch mit Atmosphäre oder Sediment) bestimmt werden.

Theoretische Grundlagen der dargestellten Prozesse und die genaue Beschreibung der Versuche und Bestimmungsmethoden erlauben die Überprüfung ihrer Tauglichkeit unter veränderten Bedingungen in anderen Untersuchungsgebieten und ermöglichen die Adaption der Verfahren an diese.

## 9 Zusammenfassung

Die Genese der Wasserbeschaffenheit in Folgelandschaften des Braunkohlebergbaus wird durch die großräumige Belüftung des Untergrundes und durch ein Grundwasserregime geprägt, das mit den vorbergbaulichen Zuständen noch nicht wieder im Gleichgewicht ist. Sulfoxidation und der teilweise schnelle Transport der Verwitterungsprodukte im Untergrund führt zur Verlagerung versauernd wirkender Ionen in Oberflächengewässer. Für die Planung der weiteren Rekultivierung der Tagebaufolgelandschaft und zum Schutz weitgehend renaturierter Gebiete müssen verlässliche Grundlagen zur Entscheidungsfindung geschaffen werden. In dieser Arbeit werden am Beispiel des Senftenberger Sees Methoden dargestellt, mit denen das Gefährdungspotential einzelner Prozesse oder Bilanzgebiete für ein Schutzgut (hier des Senftenberger Sees) quantifiziert werden kann. Ziel war dabei die Identifizierung der entscheidenden Gefahrenpotentiale, um die von ihnen ausgehende Gefährdung durch optimierte Steuerung der weiteren Rekultivierung so gering wie möglich zu halten.

In einem ersten Schritt wurden die Sedimente der Innenkippe und der den See umgebenden Grundwasserleiter charakterisiert. Mineralogische Untersuchungen wie die thermische Pyritbestimmung, IR-Spektroskopie, Elektronenmikroskopie und optische Mikroskopie dienten zur Bestimmung der versauerungsfähigen Stoffvorräte. Geophysikalische Untersuchungen sowie Beprobungen der Sedimente im See, an dessen Ufern und auf der Insel jeweils sowohl in der ungesättigten als auch in der gesättigten Zone ermöglichten eine gute Beschreibung der geologischen Körper im betrachteten Gebiet.

Die für die Grundwasserbeschaffenheit entscheidenden Prozesse wurden identifiziert und mittels laborativer Methoden untersucht. So wurden Stofffreisetzungsraten für die Eluierung der ungesättigten Zone durch Sickerwasser und der Eluierung der Inselrandbereiche durch periodisch eindringendes Seewasser bestimmt. Grundwässer im Gleichgewicht mit den Sedimenten der gesättigten Zone wurden im oxischen Milieu und unter Sauerstoffabschluss laborativ hergestellt und untersucht. Weiterhin wurde die Masse des erosiven Stoffeintrages in den Restsee, sowie der damit transportierte, versauernd wirkende Stoffstrom charakterisiert und in die Stoffstrombilanz eingebunden. Die Stofffreisetzungsraten aus dem erodierten Sediment wurden zu Vergleichszwecken auf verschiedene Arten ermittelt.

Um die überregionale Wasserbilanz korrekt widerzuspiegeln, wurde das Untersuchungsgebiet in das von der LMBV betriebene hydrologische Großraummodell eingebunden. Mit den experimentell ermittelten Stoffumsätzen konnte das hydraulische Modell mit Wasserbeschaffenheiten belegt werden und so die Stoffströme im gesamten Bilanzgebiet nachvollzogen werden. Kern der Betrachtungen war die Wasserbeschaffenheit des Sees, welche durch ein Seemodell im Netz der Stoffströme bestimmt wurde. Dieses wurde als 0D-Reaktor aufgebaut und berücksichtigt alle Stoffströme, die aus den einzelnen Bilanzräumen in Seefragmente zuströmen, bzw. abströmen. Für verschiedene „Betriebszustände“, zum Beispiel bei Abweichungen von der regulären Speicherbewirtschaftung erfolgten gesonderte Betrachtungen.

Die angewandten Arbeitsmethoden sind in allen Abschnitten durch die Entwicklung und Beschreibung der konzeptionellen Vorstellungen zu den wirksamen Prozessabläufen ergänzt. Die bei der Modellbildung zu treffenden Annahmen wurden dargelegt.

Die Ergebnisse zeigen, dass noch für mehrere Jahrzehnte mit einem etwa konstant bleibenden Säureaustrag aus der Innenkippe durch Grundwasser zu rechnen ist. Nur im Falle eines länger anhaltenden Seespiegeltiefstandes kommt es zur Oxidation von Sulfiden der bisher gesättigten Zone und zum Austrag von Sulfidverwitterungsprodukten in einer Größenordnung, die das Pufferpotential des Sees erschöpfen. Gleiches ist für das durch Ufererosion freigesetzte Versauerungspotential anzunehmen. Bedeutende Sedimentumlagerungen und -eluierungen durch Wellenerosion sind nur bei anhaltenden Seespiegeltiefständen zu erwarten. Weit größer ist das Versauerungspotential der Grundwässer, die dem See von Süden her zugehen. Davon betroffen ist im wesentlichen der Südsee. Die größte Gefahr geht jedoch von dem zukünftig zu erwartenden Grundwasserzustrom aus dem Norden und Osten aus, der im Zuge der weiteren Flutung der Restlochreihe Sedlitz-Skado-Koschen zu erwarten ist.

Die einzelnen Bausteine des bearbeiteten Bilanzmodells sind Bestandteil aller Tagebaufolgelandschaften. Die untersuchten Fragestellungen sowie das Bearbeitungskonzept und die Methoden sind auf andere Gebiete übertragbar. Damit wurden im Rahmen der vorgelegten Arbeit Werkzeuge und ein Konzept zur Modellierung von Wasserbeschaffenheitsentwicklungen in den Folgelandschaften des Braunkohlebergbaus der untersuchten Reviere entwickelt und angewendet. Dadurch wurde ein Beitrag zur wissenschaftlich begründeten und nachvollziehbaren Entscheidungsfindung bei wasserwirtschaftlichen Fragestellungen geleistet.

## 10 Literatur

- ALLISON J.D., BROWN D.S., NOVO-GRADAC K.J. (1991): *MINTEQA2/PRODEFA2: A geochemical assessment model for environmental systems, Version 3.0, User's manual*, Athens: U.S. Environmental Protection Agency.
- Benndorf, J. (1994): *Sanierungsmaßnahmen in Binnengewässern: Auswirkungen auf die trophische Struktur*. *Limnologica* (24) 2 S121-135.
- BUSCH K.-F., LUCKNER L., TIEMER K. (1993): *Lehrbuch der Hydrogeologie Band 3. Geohydrologik*. 3. Aufl. Gebrüder Borntraeger. Berlin.
- CELIA M.A., BOULOUTAS T. (1990): *A general mass-conservative numerical solution for the unsaturated flow equation*. *Water Resources Research*. (26), 7, S.1483-1496.
- DYBEK K., SCHWAN M. (1988): *Prognose der Grundwasserbeschaffenheit in Bergbaugebieten*. *Wasserwirtschaft-Wassertechnik* (4) S77-79.
- ECKARDT (1985): *Hydrologisches Gutachten zur Gewinnbarkeit von Uferfiltrat für eine Wärmepumpenanlage im Kinderferienlager am Senftenberger See*. TU Dresden, Sektion Wasserwesen.
- ELBERLING B., NICHOLSON R.V., SCHARER J.M. (1994): *A combined kinetic and diffusion model for pyrite oxidation in tailings: a change in controls with time*. *J Hydrol* (157) S47-60
- EMBACHER A., KNOCHÉ D. (1998): *Wasser- und Stoffdynamik einer Eichenchronosequenz auf schwefelsauren Kippböden des Lausitzer Braunkohlenreviers. Teil 1: Wasserhaushaltscharakteristik*. *WASSER & BODEN* (50),11, S.48-51.
- FRIND E.O., WUNDERLY M.D., WERNER F., BAIN J.G., BLOWES D.W., MOLSON J.W. (1996): *Predictive modelling of multicomponent reactive transport in mining-affected acidic groundwater environments*. Kobus, H., Barczewski, B., Koschitzky, H.-P. (Hrsg), *Groundwater and Subsurface Remediation*, Berlin: Springer-Verlag, S219-232.
- GERKE H.H., MOLSON J.W., FRIND E. O. (1998): *Modelling the effect of chemical heterogeneity on acidification and solute leaching in overburden mine spoils*. *L Hydrol, Special Issue: Reactive Transport Modelling*. (in press).
- GUIGER, N., MOLSON, J., FRANZ, T. FRIND, E.O (1994): *EARTH 650 FLONET MANUAL*, Waterloo Centre for Groundwater Research, University of Waterloo and Waterloo hydrogeologic software. (unveröffentlicht).
- IBGW GMBH (1999): *PCGEOFIM<sup>TM</sup> Version 8.02*. Leipzig.
- KAUBISCH M. (1986): *Zur indirekten Ermittlung hydrogeologischer Kennwerte von Kippenkomplexen, dargestellt am Beispiel des Braunkohlenbergbaus*, TU Bergakademie Freiberg, unveröffentlicht.
- KEMMESIES O. (1995): *Prozessmodellierung und Parameteridentifikation von Mehrphasenströmungsprozessen in porösen Medien*. Dissertation. Proceedings des DGFZ, Heft 7.

- KLAPPER, H. (1992): Eutrophierung und Gewässerschutz, Jena, Gustav-Fischer-Verlag
- KUMMERT R., STUMM W. (1993): Gewässer als Ökosysteme, 3. Aufl., Stuttgart: Teubner
- LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (1995): *Fachstellungnahme zu hydrologischen Vorgaben für die Grundwasserverhältnisse im Bereich südliches unterirdisches Einzugsgebiet des Senftenberger Sees*. Cottbus 1995.
- LENSING H.J. (1995): *Numerische Modellierung mikrobieller Abbauprozesse im Grundwasser*. Dissertationsschrift an der TH Karlsruhe.
- LMBV UND BTUC (1997): *Gutachten zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in der Restlochke Kette Sedlitz-Skado-Koschen*. Cottbus.
- LMBV UND BTUC (1999): *Erfassung und Vorhersage der Gewässergüte in Tagebaurestseen der Lausitz als Basis für deren nachhaltige Steuerung und Nutzung – Ergebnisse 1997/1998*. Senftenberg/Cottbus.
- LMBV, HPI MBH DRESDEN UND UWG MBH BERLIN (1996): *Vorflutssystem Niederlausitz*. (unveröffentlicht).
- LUCKNER L., SCHESTAKOW W.M. (1991): *Migration Processes in the Soil and Groundwater Zone*. Michigan: Lewis Publishers
- Meyers P.A. & Ishiwatari R. (1995): Organic Matter Accumulation Records in Lake Sediments, in Lerman, A., Imboden, D. Gat, J. (eds.) *Physics and Chemistry of Lakes*, Berlin Heidelberg New York, 2. Auflage, Springer-Verlag.
- MÜLLER M. (1997): *Water quality of open pit lake Cospuden – Status and modeling approaches*. M.Sc.-Thesis at the University of Arizona.
- NICHOLSON R.V. (1984): *Pyrite oxidation in carbonate-buffered systems: Experimental kinetics and control by oxygen diffusion in the porous medium* Ph.D.-Thesis. University of Waterloo.
- NOWEL W., BÖHNISCH R., SCHNEIDER W., SCHULZE H. (1994): *Geologie des Lausitzer Braunkohlenreviers*. Lausitzer Braunkohle AG (Hrsg.).
- PARKHURST D.L. (1995): *User's guide to PHREEQC – A computer program for speciation, reaction-path, advective-transport, and inverse geochemical calculations*, Lakewood: Water-Resources Investigation report 95-4227.
- PIEHLER H.W., WISOTZKY F. (1995): *Gastransport in der ungesättigten Zone von Braunkohlenabraumkippen*. Dresden: Proceedings des DGFZ e.V. (9) S111-125, ISSN 1430-0176.
- PREIN A. (1994): *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.
- REGEL R. (1997): *Jahresbericht 1997 zum BMBF Verbundprojekt des DGFZ und der BTUC 02WB9621-5*, unveröffentlicht.
- REISSIG H., EICHHORN D. (1986): *Zur Bemessung unterirdischer Enteisungsanlagen. Teil 1: Chemisch-analytische Methoden der Erkundung und Bemessung*. Acta hydrochim hydrobiol 14 S.59-69.

- RITCHIE A.I.M. (1994): *Rates of mechanisms that govern pollutant generation from pyritic wastes*. Alpers, C.N., Blowes, D.W. (Hrsg.): Environmental geochemistry of sulfide oxidation. S109-122.
- RÖSLER I., NOACK H. (1993): *Senftenberger See – Historische Wanderung durch Buchwalde, Kleinkoschen, Großkoschen, Hosena, Peickwitz, Niemtsch, Brieske, Kolonie Marga*. Kreismuseum Senftenberg (Hrsg.) Geiger-Verlag, Horb am Neckar.
- RÖßNER U. (1996): *Kinetik mikrobieller Stoffwandlungsprozesse im Grundwasserleiter mit Hilfe von Labormodellen*. Dresden: Proceedings des DGFZ e.V.
- SCHUHMANN H. (1972): *Beitrag zur Hydrochemie der Gewässer in der Lausitz – Wassergüteprobleme des Tagebaurestgewässers Niemtsch und des Tagebaus Koschen*. Diplomarbeit, vorgelegt an der TU Dresden Sektion Wasserwesen.
- SIGG L., STUMM W. (1991): *Aquatische Chemie*, 2. Aufl., vdf, B.-G.-Teubner-Verlag Stuttgart
- SIMUNEK J., SEJNA M., VAN GENUCHTEN M.T. (1999): *The Hydrus-2D Software Package for Simulating the Two-Dimensional Movement of Water, Heat and Multiple Solutes in Variably-Saturated Media*. Version 2.0. U.S. Salinity Laboratory Agricultural Research Service, U.S. Department of Agriculture, Riverside, California.
- SINGER P.C., STUMM W. (1970): *Acid mine drainage: The rate limiting step*. Science 167 S1121-1123.
- STUMM W., MORGAN J.J. (1996): *Aquatic Chemistry*, 3. Aufl., New York: Wiley & Sons
- VAN GENUCHTEN M.T. (1980): *A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils*. Soil Sci Soc Ame J 44 (5) S892-898.
- VVB BRAUNKOHL (1973, 1974, 1976): *Optimale Varianten zur nachhaltigen Qualitätsverbesserung des aufsteigenden Grundwassers in den Tagebaurestlöchern*. (unveröffentlicht).
- VVB BRAUNKOHL (1977, 1978) *Geohydrochemische Probleme bei der Tagebauentwässerung* (1977, 1978) (unveröffentlicht).
- VULPIUS, R. (1997): *Die geologisch-hydrologischen Verhältnisse der Hohenbockaer Hochfläche und ihre Wechselbeziehungen zu den Folgeerscheinungen des Braunkohlen- und Glassandabbaus*. In: Kupetz, M. (Hrsg.): Folgen des Lausitzer Beraunkohlenbergbaus; Exkursionsführer zum 4. Treffen des Arbeitskreises Bergbaufolgelandschaften, Cottbus, 24. bis 25. Okt. 1997.
- WAGNER, H. (1998): *Dynamik der Windwellenerosion an Uferböschungen verbunden mit dem Wasserspiegelanstieg bei der Restlochflutung*. 6. DGW-Forschungstage Proceedings des Dresdner Grundwasservorschungszentrums e.V., Heft 13, S209-210.
- WALTER A.L., FRIND E.O., BLOWES D.W., MOLSON J.W., PTACEK C.J. (1994): *Modeling of multicomponent reactive transport in groundwater: 2. Metal mobility in aquifers impacted by acidic mine tailings discharge*. Water Resour Res 30 (11) S3149-3158.

- WASSERWIRTSCHAFTSDIREKTION OBERE ELBE-NEISSE DRESDEN, Neuererkollektiv NVE 20/82 (1983): *Erarbeitung einer Prognose der Wasserbeschaffenheit der Speicher Niemtsch und Koschen*. Dresden, 1983.
- WERNER F. , LUCKNER L. (1997): *Modellgestützte Prognose der Wasserbeschaffenheitsentwicklung in Tagebaurestseen der Bergbaufolgelandschaft*. Schmitz G.H. (Hrsg.): *Modellierung in der Hydrologie, Tagungsband, TU Dresden S296-304*.
- WERNER F. (1997): *Modellgestützte Untersuchungen zur Genese der Wasserbeschaffenheit in Folgelandschaften des Braunkohlebergbaus*. Dresden: Proceedings des DGFZ e.V, Heft 14.
- WISOTZKY F. (1994): *Untersuchungen zur Pyritoxidation in Sedimenten des Rheinischen Braunkolereviers und deren Auswirkungen auf die Chemie des Grundwassers*, Bd. 58, Besondere Mitteilungen zum Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch.
- WUNDERLY M.D. (1994): *A multicomponent reactive transport model incorporating kinetically controlled pyrite oxidation*. Ph.D.-Thesis. University of Waterloo.
- WUNDERLY M.D., BLOWES D.W., FRIND E.O., PTACEK C.J., T.A. AL (1995): *A multicomponent reactive transport model incorporating kinetically controlled pyrite oxidation*. Sudbury '95 Conference Proceedings S989-998.

# Anlage 8a

## Programmcode rmixc.f

```
      program rmixc
      /
      c
      /
      c      part1 - einlesen von wassermengenstroemen
      /
      c          aus vom grundwasserstroemungsmodell
      /
      c          pcgeofim erzeugten dateien
      /
      c
      /
      c      part2 - loesen einer bilanzgleichung fuer
      /
      c          reaktive komponenten
      c          reaktionen werden extern von einem
      c          gleichgewichtsspezierungsprogramm
      c          (MINTEQA2) geloest
      c
      c      f.werner, dgfz 1996
      c
      c      -----
      c      die zeitliche diskretisierung wird von pcgeofim uebernommen
      c      -----
      c
      c      list of variables
      c      =====
      c      dimensions
      c
      c      nt = anzahl der zeitschritte, die zu beginn eingelesen werden
      c      nz = anzahl der restseezulaeufe
      c      nc = anzahl der komponenten
      c
      c
      c      input variables
      c
      c      date(nt)
      c      ttime(nt)
      c      volume(nt)
      c      quzu(nt,nz)
      c      quab(nt,nz)
      c      cc(nc)
      c      ct(nt,nz,nc)
      c      vnull(nz)
      c      cnull(nc)
      c      tmax = maximale simulationszeit in tagen
      c
      c
      c      nzz = anzahl der dateien mit versch. zulaufwasserqualitaeten
      c      prefix = name der pcgeofim datei
      c      ngroup(nz) = index für zulauf in bezug auf "modellwasser"
      c      t1 = zeit zu beginn des zeitschrittes
      c      t2 = zeit am ende des zeitschrittes
      c      dt = t2-t1
      c
      c
      c
      c      -----
      c
      c      include 'parmt.inc'
      c      include 'minteq.inc'
      c      include 'mintran.inc'
      c      include 'subpy.inc'
      c      include 'rmix.inc'
      c
      c
      c      character*55 gfile
      c      character*25 ofile
      c      character*25 phfile
      c      character*25 mfile
      c      character*50 junk
      c      character*10 date
      c      character*10 datea
```

```

character*10 datee
c
c-----
c   open read files and files to save specific output
c
c   open (16,file='minteq.out')
c   open (17,file='rmix.out')
c   open (20,file='rmix.dat')
c   open (25,file='rmix.chk')
c   open (35,file='fremd.dat')
c   open (21,file='test.out')
c
c   read (20,*) gfile
c   read (20,*) mfile
c   write(*,*)'Ausgabedatei (mit H,,kchen) Enter >'
c   read (*,*) phfile
c
c   open (50,file=gfile)
c   write(*,*)'hallo!!!'
c   open (55,file=mfile)
c   open (61,file=phfile)
c-----
c
c*****
c   part1 - daten aus geofim
c
c   iflag=2
c   read (20,*) ffopt,feopt,fintervall
c   read (20,*) nnt,tmax,fianfang,minter
c   read (20,*) faabsenk,fstart,red,dered,redmax
c   read (20,*) nzz,nnz
c   read (20,*) nnc
c
c   do i=1,nnz
c     read (20,*) ngroup(i)
c   enddo
c
c   read (50,*) junk
c   do i=1,nnt
c     read (50,*) ttime(i),volume(i),hoh(i),
c   +       qzu(1,i)
c     qab(1,i)=qzu(1,i)
c   enddo
c
c   read (50,*) junk
c   do i=1,nnt
c     das geht bestimmt auch einfacher:
c     read (50,*) date(i),ttime(i),volume(i),hoh(i),
c   +       qzu(1,i),zehr(i),qzu(2,i),
c   +       qzu(3,i),qab(3,i),qzu(4,i),qab(4,i),
c   +       qzu(5,i),qab(5,i),qzu(6,i)
c     qab(1,i)=0
c     qab(2,i)=30.00
c   enddo
c
c   do i=1,25
c     j=1
c     write(17,*) 'zufluá',i,' zur zeit',j,' = ',qzu(i,j)
c     write(17,*) 'abfluá',i,' zur zeit',j,' = ',qab(i,j)
c   enddo
c   write(17,*) 'qzugwl',qzugwl(1)
c
c*****
c   Einlesen der initialen Stoffkonzentrationen im See
c   und in den repr„sentativ beprobten Zul„ufen
c
c   nzz= Anzahl der repr„sentativen Datens„tze
c   Konzentrationen in Mol/qm (mmol/l)
c
c   do 41 i=1,nzz
c     write(25,*)'Beschaffenhetsgruppe',i
c     do 51 j=1,nnc
c       read(20,*)zak(i,j)
c       write(25,1962)j,zak(i,j)
c   51 continue
c   41 continue

```

```

1962 format(5x,'Konz. Komponent',i3,lx,'=',f12.8,lx,'molar')
c-----
c      zuweisen der stoffkonzentrationen der nzz gruppen zu
c      den nzz hydraulischen Einheiten
c
c      Der erste Datensatz initialisiert die zu Beginn der
c      Rechnung im See vorhandenen Stoffmengen
c
      do i=1,nnc
          cnull(i)=zak(1,i)
          write(16,*)'cnull ('',i,') in main =',cnull(i)
          enddo
c
c      loop ueber alle Zul,ufo und Komponenten, Zeit wird nur wegen
c      der veraenderlichen Fremdflutung indiziert, aendert sich
c      hier aber nicht
c
      do i=1,nnt-1
          do j=1,nnz
              do k=1,nnc
                  l=ngroup(j)
                  ct(i,j,k)=zak(l,k)
cxxxxxx Anfang nur f*r Senfsee
                  if((fintervall.eq.1).and.(i.ge.fianfang))then
                      if((l.eq.4).and.(k.eq.9))then
                          ct(i,j,k)=zak(l,k)/minter
cQ
                          write(*,*)'zwischen 107 und 97'
                          minter=minter-1
                          if(minter.lt.1)minter=1
                      endif
                  endif
c
                  write(17,*)'i=',i,'j=',j,k,ct(i,j,k)
c
                  if((faabsenk.eq.1).and.(i.ge.fstart))then
                      if((l.eq.3).and.(k.eq.9))then
                          ct(i,j,k)=zak(l,k)/red
                          red=red+dered
                          if(red.ge.redmax)red=redmax
                      endif
                  endif
cxxxxxxx Ende nur f*r Senfsee
              enddo
          enddo
      enddo
c
      if(ffopt.eq.1)then
          read(35,*)icount
          do i=1,icount
              read(35,*)ichange(i),smix(i)
          enddo
          do m=1,icount-1
              do i=ichange(m),ichange(m+1)
                  j=2
                  do k=1,nnc
                      ct(i,j,k)=zak(3,k)*smix(m)+zak(4,k)*(1-smix(m))
                      write(25,*)'zmix t',i,'nc',k,'=',zmix
                  enddo
              enddo
          enddo
      endif
c
c
c      Equilibrieren des initialen Seewassers und
c      Definition 'chemischer Randbedingungen' in 'Subroutine Setup'
c*****
      do i=1,nnc
          write(21,*)'zak=',zak(1,1)
          enddo
c
c      cnull(nnc)
      call setupc
c*****
      do k=1,nnc
          cnull(k)=uib(k)
          enddo
      write(16,*)'back in main'
c

```

```

        write(61,1319)date(1),ttime(1),hoh(1),volume(1)/1000000,
+ qzu(2,1),serosi(3)/100,phb,cc(7)*96000,cc(6)
c
c *****begin of time loop*****
c
c
c
c        iflag=0
c        i=0
66        continue
c        i=i+1
c
c
c        t1=ttime(i)
c        t2=ttime(i+1)
c        dt=(t2-t1)
c
c
c        vakt=volume(i+1)
c
c        do jj=1,nnz
c            vakt=vakt+((qzu(jj,i)+qzu(jj,i+1))/2)*dt*24*60
c        enddo
c        vakt=vakt-zehr(i)
c
c        vnull=volume(i+1)/vakt
c
c        do jj=1,nnz
c            if ((qzu(jj,i)+qzu(jj,i+1))/2.ge.0.0)then
c                v(jj)=((qzu(jj,i)+qzu(jj,i+1))/2)*dt*24*60)/vakt
c            else
c                v(jj)=0.0
c            endif
c        enddo
c
c        do jj=1,nnc
c            cc(jj)=cnull(jj)*vnull
c            do k=1,nnz
c                cc(jj)=cc(jj)+(v(k)*ct(i,k,jj))
c            enddo
c            write(16,*)'cc(',jj,')=',cc(jj)
c        enddo
c*****
c
c                EROSION
c
c        ho=hoh(i)
c        ddt=dt/364
c        vol=volume(i+1)
c        tt=ttime(i)
c        datea=date(i)
c        datee=date(i+1)
c        if (feopt.eq.1) then
c            call erosionc
c        endif
c
c
c*****c
c        cc(nnc)
c        call reactionc
c*****
c
c        do jj=1,nnc
c            cc(jj)=uib(jj)
c        enddo
c
c        ra=(364/dt)/1000
c
c        write(61,1319)date(i+1),ttime(i+1),hoh(i+1),volume(i+1)/1000000,
+ qzu(2,i+1),serosi(3)*ra,phb,cc(7)*96000,cc(6)
1319        format(1x,A10,1x,f8.1,1x,f6.2,1x,f6.2,1x,f6.2,1x,f6.2,1x,f6.2,
+ 1x,f13.4,1x,f9.7)
c
c        write(*,1312)
1312        format('-----',
* '-----')
c        write(*,1313)i,dt,ttime(i+1)/365,phb
1313        format (/2x,'Zeitschritt',i6,3x,'L,nge',1x,f6.1,1x,'Tage',
* 3x,'Zeit = ',f4.1,1x,'Jahre',2x,'pH',1x,f5.2)

```

```

        write(*,1331)date(i+1),volume(i+1)/1000000,hoh(i+1)
        write(31,1331)date(i+1),volume(i+1)/1000000,hoh(i+1)
1331  format (/2x,A10,5x,'Seevolumen',2x,f6.1,1x,'Mio qm',4x,
*      'Wasserstand',1x,f6.1,'mNN')

c
    do jj=1,nnc
    cnull(jj)=cc(jj)
    enddo

c
    if((i.lt.nnt-1).and.(ttime(i).lt.tmax))goto 66
656  continue
c
c
c
    do i=1,13
    write(17,*)i,cc(i)
    enddo
    close(20)
    close(16)
    close(55)
    close(50)
    close(61)
    close(25)
    close(35)
    close(21)
    close(31)
    end
c*****

```

## Anlage 8b

### Inputdatei rmix.dat

```
'seepeakneul.txt' ;geofim file to read input from
'minteq.dat' ;"chemical problemdefinition" in minteq format
0 1 0 ;ffopt, feopt, fintervall
75 400000 71 20 ;nnt,tmax,fianfang,m
0 40 1 0.05 1.5 ;faabsenk,fstart,red,dered,redmax
6 6 ;nzz,nnz
13 ;nnc
2
2
3
4
5 ;nzz(nnz)
6
0.25E-02 (1) Seewasser Senfsee Teil 1
0.64E-03
0.12E-02
0.22E-03
0.11E-02
0.60E-03
0.41E-02
0.15E-05
0.15E-15
0.36E-07
0.15E-03
0.11E-04
0.72E-03

2.6e-3 ;Ca (2) Schwarze Elster
0.65e-3 ;Mg
1.1e-3 ;Na
0.21e-3 ;K
1.1e-3 ;Cl
1.1e-3 ;CO3
3.9e-3 ;SO4
0.01e-5 ;Mn
0.1e-6 ;Fe2
0.1e-6 ;Fe3
1.4e-4 ;Sio4
1.0e-6 ;Al
1.17e-3 ;H

3.0e-3 ;Ca (3) a
0.89e-3 ;Mg
3.4e-3 ;Na
4.8e-4 ;K
1.35e-3 ;Cl
2.00e-3 ;CO3
9.00e-3 ;SO4
0.02e-3 ;Mn
4.00e-3 ;Fe2
0.7e-4 ;Fe3
0.57e-3 ;Sio4
7.0e-5 ;Al
3.8e-3 ;H

12.0e-3 ;Ca (4) c-UF

2.2e-3 ;Mg
0.9e-3 ;Na
0.25e-3 ;K
0.85e-3 ;Cl
5.0e-3 ;CO3
18.0e-3 ;SO4
4.0e-5 ;Mn
3.0e-3 ;Fe2
0.370e-3 ;Fe3
1.0e-3 ;Sio4
0.67e-3 ;Al
7.69e-3 ;H

0.95e-3 ;Ca (5) d/2
0.49e-3 ;Mg
```

0.45e-3 ;Na  
0.06e-3 ;K  
0.2e-3 ;Cl  
1.00e-3 ;CO3  
4.0e-3 ;SO4  
1.0e-5 ;Mn  
2.00e-3 ;Fe2  
3.0e-5 ;Fe3  
1.5e-7 ;Sio4  
1.1e-4 ;Al  
1.8e-3 ;H

0.74e-3 ;Ca (6) Sickerwasser Insel  
1.7e-4 ;Mg  
0.5e-3 ;Na  
0.34e-3 ;K  
0.36e-3 ;Cl  
1.0e-3 ;CO3  
1.50e-3 ;SO4  
1.0e-5 ;Mn  
0.06e-3 ;Fe2  
1.0e-6 ;Fe3  
1.5e-6 ;Sio4  
1.1e-4 ;Al  
2.13e-3 ;H

# Anlage 8c

## Inputdatei minteq.dat

```

10.0  14  5                ;temperature, components, reactions
~
  150  0.0 0.0            ;CA aquifer b/g chem IDX,T,GX,STAD
~
  460  0.0 0.0            ;MG                "
~
  500  0.0 0.0            ;NA                "
  410  0.0 0.0            ;K                  "
  180  0.0 0.0            ;CL                "
  140  0.0 0.0            ;CO3               "
  732  0.0 0.0            ;SO4               "
  470  0.0 0.0            ;MN                "
  280  0.0 0.0            ;FE2               "
  281  0.0 0.0            ;FE3               "
  770  0.0 0.0            ;H4SiO4            "
  030  0.0 0.0            ;AL                "
  330  0.0 0.0            ;H                  "
  001  0.0 0.0            ;E                  "
3  3                      ;LTY,LRX    SOLID & REACTION VALUES
2812800 0.0 0.0 0.0      ;FE2/FE3  IDYS,GKS,DHS,CONS
  0                      ;NC, (IDD,STOC)*NC
5  2                      ;
2028100 0.0 0.0          ;FERRIHYDRITE
  2      281  1.00      330  -3.00 ;
6  4                      ;
  001  0.0 0.0 0.0      ;e-
  0                      ;
3  1                      ;
3300021 -82.296 133.8300 ;O2
  1      330  -4.0
3  1                      ;
3301403 20.73 -0.530
  2      330  2.00  140  1.00
0
0
0

```

# Anlage 8d

## Programmcode erosionc.f

```
      subroutine erosionc
~
c
~
      include 'parmt.inc'
~
      include 'minteq.inc'
~
      include 'mintran.inc'
~
      include 'subpy.inc'
~
      include 'rmix.inc'
~
~
      dimension phe(100),qmol(100)
~
      dimension phbio(100),qprod(100)

      open(30,file='erosstorm.dat')
      open(32,file='erosi.out')
c      enth,,lt Rate, Gesamte S,,urefreisetz
c      Gesamt,,urestrom, pH

c      lesen der Eingabedaten

      read(30,*)masse,effekt,zug
      read(30,*)nphschritte

      do m=1,nphschritte
         read(30,*)phe(m),qmol(m)
      enddo

      read(30,*)fe
      read(30,*)al
      read(30,*)hhf
      read(30,*)so
      read(30,*)sore
      read(30,*)ca
      read(30,*)gm
      read(30,*)ak
      read(30,*)an
      read(30,*)cl

      sumsauer=1/((fe*3)+hhf+(al*3))
      se(1)=sumsauer*0.9
      se(2)=sumsauer*0.1
      se(3)=sumsauer*0.4
      se(4)=sumsauer*0.2

c      sesum=(se(2)*3)+(se(3)*3)+se(4)

      do m=1,nphschritte
         if(phb.ge.phe(m).and.phb.le.phe(m+1))then
            deph=phe(m+1)-phe(m)
            demol=qmol(m+1)-qmol(m)
            dephb=phb-phe(m)
            faktorph=demol/deph
            sfreis=qmol(m)+(dephb*faktorph)
            goto 65
         endif
      enddo
65      continue
         if(phb.le.phe(1))sfreis=0.0
         strom=masse*ddt*sfreis*1000
         if(sfreis.lt.0.0)sfreis=0.0
         if(strom.lt.0.0)strom=0.0

c      write(*,*)strom

      if(icall.ne.1)then
```

```

write(32,*)'masse    pH    qmol    strom'
  icall=1
endif
write(32,88)masse,phb,qmol(2),sfreis
88 format(6e12.5,2x,f6.2,2x,2e12.5,2x,f5.2)

c    Umrechnung des Sureeintrages auf die beteiligten
c    Ionen

write(*,*)'mit Erosion'
c    write(*,*)tt
do kk=1,4
  serosi(kk)=se(kk)*strom*effekt
  if(serosi(kk).lt.0.0)serosi(kk)=0.0
enddo

read(30,*)alkaflag,saureflag,selsterstopflag,bfakt
read(30,*)seefl

cc(7)=cc(7)+(serosi(1)/(vol*1000))
cc(9)=cc(9)+(serosi(2)/(vol*1000))
cc(12)=cc(12)+(serosi(3)/(vol*1000))
cc(13)=cc(13)+(serosi(4)/(vol*1000))

if(saureflag.eq.1)then
  if(tt.eq.3378)then
    do ii=1,4
      serosi(ii)=se(ii)*zug
    enddo

    cc(7)=cc(7)+(serosi(1)/(vol*1000))
    cc(9)=cc(9)+(serosi(2)/(vol*1000))
    cc(12)=cc(12)+(serosi(3)/(vol*1000))
    cc(13)=cc(13)+(serosi(4)/(vol*1000))
  endif
endif

cc(1)=cc(1)+((ca*ddt*masse)/(vol*1000))
cc(2)=cc(2)+((gm*ddt*masse)/(vol*1000))
cc(3)=cc(3)+((an*ddt*masse)/(vol*1000))
cc(4)=cc(4)+((ak*ddt*masse)/(vol*1000))
cc(5)=cc(5)+((cl*ddt*masse)/(vol*1000))

do n=1,nphschritte
  read(30,*)phbio(n),qprod(n)
enddo

do n=1,nphschritte
  if(phb.ge.phbio(n).and.phb.le.phbio(n+1))then
    deph=phbio(n+1)-phbio(n)
    deqprod=qprod(n+1)-qprod(n)
    dephb=phb-phbio(n)
    phfaktor=deqprod/deph
    qprodsum=qprod(n)+(dephb*phfaktor)
    goto 99
  endif
enddo
99 continue

c    write(*,*)qprodsum

strombio=((qprodsum/12)/bfakt)*seefl*ddt
if(alkaflag.eq.0)strombio=0.0
if(selsterstopflag.eq.1)then
  if(tt.ge.3378)then
    if(tt.le.3652)strombio=0.0
  endif
endif

cc(13)=cc(13)-(strombio/(vol*1000))
c    write(*,*)cc(13),strombio
summe=summe+(strom*ddt)

c
close(30)
end

```

## Anlage 8e

### Inputdatei erosstorm.dat

```
14000 1 7000000 ;masse, effekt, zug
3 ;nphschritte
3.0 0.000 ;:ph-Stufe und zugeh"r.mmolfreisetz
7.0 0.002
8.0 0.002
0.1 ;fe2+ ;versauernde Ionen
0.4 ;al
0.2 ;h
0.9 ;So4 Ausgl.vers Ionen
11.8 ;restsulfat nicht vers. Ionen
10.4 ;ca
1.00 ;mg
0.9 ;k
2.70 ;na
3.1 ;cl
1 1 1 5.9 ;flags:Zug Bioalk, Saureeinbr.selststop,f mol Bioprod/h
5e6 ;/m2*aBiomasse Seefl in m2
4.0 15.00 ;ph-Stufen f Bioproduktion,pH Bioprod in
6.0 15.00 ;g/m2*a
8.0 15.00
```

## Anlage 11

### 10.1.1.1.1 Nutzen und Verwertbarkeit der Ergebnisse

Die in diesem Projekt erarbeiteten Ergebnisse und Methoden ermöglichen eine integrale Betrachtung und Quantifizierung der Stoffströme zwischen den Bilanzräumen innerhalb einer vom Braunkohletagebau geprägten Landschaft. Sie können damit zur Ausweisung und Eingrenzung der aktuellen Schadherde sowie der neu entstehenden Gefahrenpotentiale durch zukünftige Änderungen des Grundwasserregimes durch Flutungsmaßnahmen dienen. Damit wird eine zielgerichtetere, effektivere und kostengünstigere Sanierung ermöglicht. Der direkte finanzielle Nutzen liegt damit beim Geldgeber, hier dem Staat, der im Falle der Bergbaufolgelandschaften im mitteldeutschen Revier und in der Lausitz durch die LMBV vertreten wird. Weiterhin sollen durch die geschaffenen Planungshilfen anstehende Sanierungsmaßnahmen beschleunigt werden, was wiederum der örtlichen Bevölkerung zu Gute kommt. Eine zukünftige gewerbliche Nutzung der renaturierten Gebiete wie etwa durch Trinkwassergewinnung, Ackerbau, Naherholung oder Fischerei wird dadurch beschleunigt.

Die Verwertung der im Bericht dargestellten Forschungsergebnisse für die Sanierung kann nur durch die LMBV als Sanierungstreibenden erfolgen. Durch die Co-Finanzierung ist der Wissenstransfer gewährleistet. Die im Laufe des Projektes gesammelten und dokumentierten Erfahrungen stehen einer weiteren Nutzung durch die LMBV zur Verfügung. Die wissenschaftlichen Erkenntnisse, die das DGFZ e.V. bei der Durchführung des Projektes gewonnen hat, können in weitere F&E-Vorhaben im Bereich Renaturierung von Bergbaulandschaften eingesetzt werden. Gleiches gilt für die im Zuge der Arbeit vertieften Kenntnisse des regionalen Umfeldes des Senftenberger Sees. In dieser Region polarisieren sich die Kernprobleme der Bergbaufolgelandschaft. Urbane Siedlungsstrukturen, wiederansteigendes Grundwasser und konkurrierende Interessen der Gewässernutzung werden in dieser Region durch die vorhandenen Seen Senftenberg, Ilse und Koschen und die sich bildenden Seen Sedlitz und Meuro in besonderem Maße gegeneinander gestellt.

## **Anlage 12**

### **Fortschritte bei anderen Stellen**

Im Zeitraum der Projektdurchführung konnten weitere Arbeitsgruppen Erkenntnisse über Stoffumsätze in Kippenkörpern und die wesentlichen steuernden Parameter zusammentragen. Einen guten Überblick über die geleisteten Arbeiten gibt der Tagungsband zum zweiten Statusseminar zur BMBF-Fördermaßnahme „Sanierung und ökologische Gestaltung der Landschaften des Braunkohlebergbaus in den neuen Bundesländern“ Besonders zu erwähnen sind dabei die Arbeiten von Dr. K. Friese et. al. vom UFZ in Leipzig-Halle zur biologischen in-situ-Sulfatreduktion schwefelsaurer Bergbaurestseen, das F&E-Vorhaben der Uni Bayreuth (Dr. habil. S. Peiffer) zu den Neutralisationsprozessen im Sediment versauerter Restseen und die Arbeiten der Forschungsgruppe um Prof. Dr. F. J. Schmidt von der TU BA Freiberg zur Prognostizierung der Gewässerentwicklung in Bergbaufolgelandschaften. An der BTU Cottbus (Lehrstuhl Hydrologie und Wasserwirtschaft und Lehrstuhl Gewässerschutz) wurde, in Zusammenarbeit mit der LMBV, dem Ingenieurbüro für Wasser und Boden GmbH und dem Ingenieurbüro für Grundwasser Dr. F. Reichel das wissenschaftlich technische Projekt zur „Erfassung und Vorhersage der Gewässergüte in Tagebaurestseen der Lausitz als Basis für deren nachhaltige Steuerung und Nutzung“ durchgeführt.

## **Anlage 13**

### **Bereits erfolgte und geplante Vorstellungen und Publikationen**

- FRIND, E.O., M.D. WUNDERLY, J.G. BAIN, F. WERNER, D.W. BLOWES AND J.W. MOLSON (1996): predictive Modelling of Multicomponent Reactive Transport in Mining-affected Acidic Groundwater Environments, in: Kobus, H., B. Barczewski und H.-P. Koschitzky (Eds.), Groundwater and Subsurface Remediation, Research Strategies for In-situ Technologies, Springer Verlag
- WERNER, F. (1997): Die Gefährdung der Gewässergüte von Tagebaurestseen durch nicht überstaute Innenkippen, Vortragsband zum internationalen Symposium „Sanierung des Wasserhaushaltes in Gebieten des Braunkohlebergbaus“ im Kloster St. Marienthal bei Ostritz
- WERNER F. UND BERGER W. (1997): Ermittlung repräsentativer Parameter für modellgestützte Untersuchungen zur Genese der Wasserbeschaffenheit in Folgelandschaften des Braunkohlebergbaus, Proceedings des DGFZ e.V., ISSN 1430-0176, Heft 11, S. 53 - 61
- WERNER F. UND LUCKNER L. (1997): Modellgestützte Prognose der Wasserbeschaffenheitsentwicklung in Tagebaurestseen, TU Dresden , Tagungsband zur Modellierung in der Hydrologie, S. 296 – 304
- ABEL A., WERNER F., LUCKNER L. (1998): Tailing Erosion as Water Quality Forming Factor in Lake Systems Arising from Abandoned Open Cast Lignite Mines, Proc. Vol 2, IMWA, Symp. on Mine Water and Environmental Impacts, Johannesburg, Sept. 1998, ISBN 062-02294-0-3, p 311-322
- BERGER, W., WERNER, F. (1998): Laborexperimente zur Stofffreisetzung in ausgewählten stratigraphischen Einheiten des Niederlausitzer Reviers. Freiburger Forschungshefte A849 Bergbau und Geotechnik 1998, ISBN 3-86012-075-1
- WERNER, F. (1998): Wirkungen der Erosion auf die Formierung der Restseewasserbeschaffenheit. Proceedings des DGFZ e.V., ISSN 1430-0176, Heft 13
- WERNER, F. UND L. LUCKNER (1998): Geochemical mass budget Calculations in a Large Post Mining Area, Vortrag zur Tagung der Mineralogischen und Geologischen Gesellschaften von Canada "Quebec 98" (18-21.5.1998). Kurzfassung im Tagungsband
- WERNER, F. UND LUCKNER, L. (1998): Vortrag: „Modellgestützte Gewässergüteprognose für Tagebaurestseen“ zur Fachtagung: „Hydrologische und numerische Modelle in der Wasserwirtschaft“ am 24.09.1998 bei IGI Nidermayer Institute, Westheim.

### ***10.2 Zukünftig geplante Publikationen und Vorstellung der Forschungsergebnisse***

- WERNER, F. (1999): Predictive Modelling of Water Quality in Post Mining Environments, International Mine Water Association, Sevilla (Vortrag angenommen)

WERNER, F.(1999): Impact of Regional Groundwater Flow on the Water Quality of an Old Post-Mining Lake. Ecological Engineering (eingereicht)

Eine Darstellung der abschließenden Untersuchungsergebnisse ist für 1999 in der Zeitschrift Environmental Geology geplant.