

**Studien und Tagungsberichte, Schriftenreihe des Landesumweltamtes Brandenburg
ISSN 0948-0838**

Herausgeber:
Landesumweltamt Brandenburg (LUA)
Berliner Straße 21–25
14467 Potsdam
Tel.: 0331-23 23 259
Fax: 0331-29 21 08
E-mail: infoline@lua.brandenburg.de

**Band 35 – Tageauseen: Wasserbeschaffenheit und wassergütewirtschaftliche Sanierung –
Konzeptionelle Vorstellungen und erste Erfahrungen**

Bearbeitung
im Auftrage des Landesumweltamtes Brandenburg, Abt. Gewässerschutz und Wasserwirtschaft, Ref. Wasserwirtschaft
Süd W 10/3, durch
- Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden
- Boden- und Grundwasserlabor GmbH (BGD) Dresden
- BTU Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz
unter Leitung von Dr.-Ing. C. Nitsche, BGD Dresden
Cottbus, September 2001

Gesamtherstellung: Digital & Druck, Inh. Matthias Greschow, Welzow
Gedruckt auf Recyclingpapier aus 100 % Altpapier

Schutzgebühr 7,- €



Diese Druckschrift wird im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit der Landesregierung Brandenburg herausgegeben. Sie darf weder von Parteien noch von Wahlwerbern zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Untersagt ist gleichfalls die Weitergabe an Dritte zum Zwecke der Wahlwerbung.
Nachdruck - auch auszugsweise - nur mit schriftlicher Genehmigung des Herausgebers.

Studien und Tagungsberichte
Band 35

Tagebauseen: Wasserbeschaffenheit und wassergütwirtschaftliche Sanierung -

Konzeptionelle Vorstellungen und erste Erfahrungen

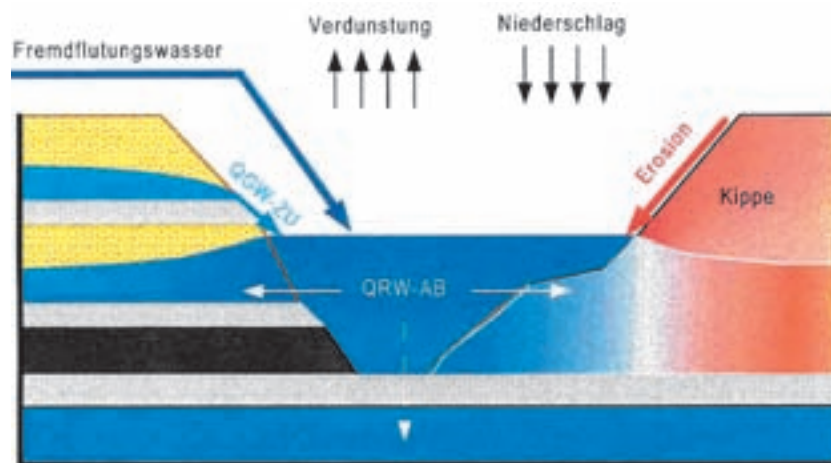


LANDESUMWELTAMT
BRANDENBURG



Inhalt

1	Grundlagen der Hydrochemie und Limnologie	4
1.1	Wasserwirtschaftliche Sanierung von Tagebaurestlöchern	4
1.2	Entstehung saurer Tagebauseen	5
1.2.1	Genese der Eisensulfide	5
1.2.2	Verwitterung der Eisensulfide	5
1.2.3	Hydrogeochemische Genese von Tagebauseen	6
1.2.4	Muster der Wasserbeschaffenheit	8
1.2.5	Säure-Basen-Konzept	8
1.2.6	Pufferung und Alkalisierung	14
1.3	Limnologie der Tagebauseen	15
1.3.1	Limnologische Grundlagen	15
1.3.2	Morphologische Besonderheiten	16
1.3.3	Entwicklung der Trophie	16
1.3.4	Biologische Besiedlung	20
1.3.5	Sedimente und Respirationsprozesse	22
1.4	Hydrogeochemische Modellierung	23
1.4.1	Zielstellung der Modellierung	23
1.4.2	Konzeptioneller Ansatz der Modellierung	24
1.4.3	Programmtechnische Umsetzung	24
1.4.4	Grenzen der Modellanwendung	25
1.4.5	Stoffeinträge in die Tagebauseen	26
1.4.6	Schlussbetrachtungen	31
2	Ableitung von Zielfunktionen für Sanierungsmaßnahmen	31
3	Sanierungsmaßnahmen	33
3.1	Fremdflutung	33
3.1.1	Ressourcensituation in der Lausitz	33
3.1.2	Hydrochemische Wirkungen der Fremdflutung	34
3.1.3	Grenzen der Fremdflutung	34
3.1.4	Fremdflutung am Beispiel des Tagebausees Gräbendorf	36
3.2	Chemische Maßnahmen	42
3.2.1	Neutralisation	42
3.2.2	Neutralisationsmittelbedarf	43
3.2.3	Chemische Neutralisationsmittel	43
3.2.4	Vergleichende Untersuchung chemischer Neutralisationsmittel	45
3.2.5	Verringerung der Sulfatkonzentration	48
3.3	Nutzung biologischer Prozesse	48
3.3.1	Stoffkreislauf	48
3.3.2	Auswirkungen der Primärproduktion (Photosynthese) auf die Hydrochemie eines Gewässers	50
3.3.3	Auswirkungen der Respiration (Atmung) auf die Hydrochemie eines Gewässers	51
3.3.4	Biologische Neutralisation	51
3.3.5	Quantifizierung biologischer Prozesse	52
3.4	Stand der Technik bei der Anwendung von Sanierungsmaßnahmen	55
3.4.1	Neutralisation und Eliminierung von Metallen	55
3.4.2	Verringerung der Sulfatgehalte	55
3.5	Aktuelle Forschungen	56
3.5.1	Chemische und chemisch-physikalische Methoden	56
3.5.2	Elektrochemische Methoden	56
3.5.3	Methoden unter Einbeziehung biologischer Prozesse	57
4	Planung technischer Maßnahmen zum Erreichen der Sanierungsziele	58
4.1	Rechtliche Aspekte - Genehmigungsfähigkeit	58
4.2	Strategische Planung und Verfahrensauswahl	59
4.3	Planung von Sanierungsmaßnahmen	61
4.3.1	Erforderliche Informationen	61
4.3.2	Bemessungsgrundlagen in Beispielen	62
4.3.3	Reaktionsanforderungen	68
4.4	Monitoring	68
5	Quellenverzeichnis	74
6	Verzeichnis der Tabellen und Abbildungen	76



Vorwort

Seit 1995 werden umfassende und systematische Arbeiten zur Limnologie und Hydrochemie von sauren Tagebauseen des Braunkohlebergbaus durchgeführt. Ein großer Anteil der wissenschaftlichen und praktischen Arbeiten zur Wasserbeschaffenheit in den Lausitzer Tagebauseen wurde von der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus (Lehrstühle Hydrologie und Wasserwirtschaft, Gewässerschutz und Wassertechnik), von öffentlichen und privaten Instituten in Brandenburg und außerhalb (z.B. DGFZ e.V. Dresden, UFZ Umweltforschungszentrum Halle-Leipzig, IGB Berlin, Universität Bayreuth) sowie von Ingenieurbüros und Experten geleistet.

Stellvertretend für das Lausitzer Revier sollen hier die wegweisenden Arbeiten von (Grünewald u.a. 1997), (Grünewald 1998a, 1998b, 2000, (NIXDORF U.A. 1997), (REICHEL UND UHLMANN 1995), (LUCKNER U.A. 1995, 1996, 2001), (LEßMANN U.A. 1997), (NITSCHKE U.A. 1995, 1997, 1999), (WERNER U.A. 1995, 2001) genannt werden.

Bearbeitung

Institut für Wasser und Boden

Dr.rer.nat. Wilfried Uhlmann, Langobardenstraße 48, 01239 Dresden (Kapitel 1.1, 1.2, 1.3, 1.4, 3.1, 3.2, 3.3, 4.2, 4.3)

BGD Boden- und Grundwasserlabor GmbH, Meraner Straße 10, 01217 Dresden

Dr.-Ing. Claus Nitsche (Kapitel 2, 3.4, 4.1, 4.2, 4.4)

Dr. rer. nat. Volker Neumann (Kapitel 3.5)

Dr. rer. nat. Ina Guderitz (Kapitel 1.3)

BTU Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, PF 101344, 03013 Cottbus

Dr. rer. nat. Dieter Leßmann (Kapitel 1.3)

Prof. Dr. rer. nat. Brigitte Nixdorf (Kapitel 1.3)

Dipl.-Ing. M. Hemm (Zuarbeit Daten Gräbendorf, Kapitel 3.1)

1 Grundlagen der Hydrochemie und Limnologie

1.1 Wasserwirtschaftliche Sanierung von Tagebaurestlöchern

In Deutschland existieren mit dem Rheinischen, dem Mitteldeutschen und dem Lausitzer drei große Braunkohlenreviere, in denen tertiäre Braunkohle bereits seit dem 19. Jahrhundert gefördert wird. Während der Abbau zuerst überwiegend unter Tage erfolgte, wurde später in zunehmendem Maße das Tagebauverfahren eingesetzt. Mit der Einführung der Förderbrückentechnologie Anfang des 20. Jahrhunderts haben die Braunkohletagebaue großflächige Ausmaße angenommen. Die Energiewirtschaft der DDR war überwiegend auf die Nutzung der Braunkohle ausgerichtet. Der Braunkohlenbergbau hat hier in den 80er Jahren mit Jahresförderleistungen von über 300 Mio. Tonnen seinen Höhepunkt erreicht, wobei etwa zwei Drittel auf das Lausitzer Revier entfallen sind.

Mit der politischen Wende in Ostdeutschland Anfang der 90er Jahre hat im Energie- und Rohstoffsektor ein drastischer Strukturwechsel stattgefunden. Die Braunkohleförderung wurde auf nur wenige Tagebaue beschränkt und wird nunmehr fast ausschließlich zur Verstromung in leistungsfähigen Kraftwerken verwendet. Aus dem deutlich verringerten Landverbrauch und den umfangreichen Neuinvestitionen in die Braunkohlekraftwerke hat sich innerhalb kurzer Zeit ein für jedermann sichtbarer Gewinn für die Umwelt ergeben. Zurückgeblieben sind jedoch die Hinterlassenschaften des Bergbaus in Form von rutschungsgefährdeten Kippen und Hohlräumen (Tagebaurestlöcher).

Per Vertrag wurden die Braunkohlenreviere in die Zuständigkeitsbereiche der LAUBAG (Lausitzer Braunkohle Aktiengesellschaft) und MIBRAG (Mitteldeutsche Braunkohlengesellschaft mbH) sowie der LMBV (Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH) getrennt. Die LAUBAG und MIBRAG führen als privatwirtschaftliche Unternehmen den Braunkohlenbergbau im Lausitzer bzw. Mitteldeutschen Revier unter marktwirtschaftlichen Bedingungen weiter. Die LMBV ist für die Sanierung der Bergbauhinterlassenschaften zuständig. Gemäß dem Einigungsvertrag zwischen der DDR und BRD und dem Verwaltungsabkommen zwischen dem Bund und den Ländern tragen Bund und Länder anteilig die Kosten für die Sanierung der vom Braunkohlenbergbau in Anspruch genommenen Flächen.

Die nach dem Bergbau verbleibenden Hohlformen (Restlöcher) füllen sich durch Einstellung der bergbaulichen Sumpfungmaßnahmen eigenständig mit Grundwasser. Dieser Vorgang wird auch als Eigenflutung bezeichnet. Dabei entstehen sogenannte Tagebauseen. Das Erreichen eines ausgeglichenen Wasserspiegels im Tagebausee und im umgebenden Grundwasser dauert je nach den hydrogeologischen Umgebungsbedingungen viele Jahre, in manchen Fällen sogar Jahrzehnte. Da die Eigenflutung zwangsläufig einen Vorlauf des Grundwasseranstiegs gegenüber dem Seewasserspiegel bedeutet, gehen mit der Eigenflutung häufig Rutschungen an den unbefestigten Kippenböschungen einher. Die Rutschungen können Dimensionen bis zu mehreren Millionen Kubikmetern erreichen. Ein weiteres Problem der Eigenflutung von Tagebauseen besteht in der Wasserbeschaffenheit, die in diesem Fall sehr häufig durch hohe Salz-, Metall-, Aciditäts- und Sulfatgehalte gekennzeichnet ist. Beide Faktoren, Standfestigkeit der

Böschungen und Wasserbeschaffenheit, bestimmen maßgeblich das Nutzungspotenzial eines entstehenden Tagebausees.

Von der LMBV sind in den zurückliegenden Jahren umfangreiche Sicherungsmaßnahmen an den Böschungen der Restlöcher durchgeführt worden, um die Rutschungsgefahren zu mindern und die geotechnische Sicherheit zu verbessern. Durch die Flutung der Tagebaurestlöcher mit Oberflächenwasser, im Folgenden als Fremdflutung bezeichnet, wird die geotechnische Sicherheit während der Flutungsphase deutlich verbessert, weil häufig ein Vorlauf des Seewasserspiegels gegenüber dem Grundwasserspiegel erreicht wird. Durch die Fremdflutung der Tagebaurestlöcher mit geeignetem Wasser wird aber auch die Wasserbeschaffenheit der Tagebauseen vorteilhaft beeinflusst.

Die Lausitz gehört zu den niederschlagsärmsten Regionen Deutschlands. Die Flüsse leiden häufig unter Wassermangel. Durch die Einleitung bergbaulicher Sumpfungswässer in die Flüsse wurde in den vergangenen Jahrzehnten praktisch eine dauerhafte Niedrigwasseraufhöhung vorgenommen. Diese künstlichen Abflussverhältnisse haben aber über die natürlichen Abflussverhältnisse getäuscht. Ein maßgebliches Nutzungsziel für die nachbergbauliche Zeit ist deshalb die Speichernutzung. Die entsprechenden Tagebauseen werden zu diesem Zweck in das Gewässernetz eingebunden, was meistens im Nebenschluss geschieht.

Ungeachtet der überwiegend mit Fremdwasser auszuführenden Flutung der Restlöcher entstehen und verbleiben zahlreiche saure Tagebauseen. Die Wasserbeschaffenheit und Ökologie der nachgeordneten Fließgewässer werden dadurch nachteilig beeinträchtigt und die Nutzungsmöglichkeiten der Seen eingeschränkt. Deshalb sind Lösungsstrategien und technische Detaillösungen zu finden, die das zu verhindern bzw. zu überwinden helfen.

Die vorliegende Schrift widmet sich unter dem verallgemeinernden Überbegriff „Sanierung von Tagebauseen“ dieser komplexen Problematik.

Während der Restlochflutung werden die geohydraulischen Gradienten und damit die Grundwasserfließrichtung zeitweilig umgekehrt. Damit überwiegt der Grundwasserabstrom aus den Tagebauseen. Nach dem Erreichen des Zielwasserstandes in den Tagebauseen stellt sich überwiegend wieder ein Zustrom von Grundwasser zu den Tagebauseen ein. Bei ungünstiger Konstellation der Tagebauseen zu ehemaligen Kippen und benachbarten Tagebauseen kann aciditätsreiches Grundwasser in die gefluteten Tagebauseen eindringen. Hieraus kann eine Wiederversauerungsgefahr für die Tagebauseen folgen. In den bereits gefluteten Tagebauseen (z. B. Senftenberger See) waren solche Erscheinungen bis vor kurzem nicht bekannt. Bei Sanierungsarbeiten am Zuleiterbauwerk des Senftenberger Sees im Jahr 1994/1995 hatten sich jedoch unerwarteter Weise solche Erscheinungen eingestellt. Daraus folgte die Erkenntnis, dass die Sanierung der wasserwirtschaftlichen Verhältnisse in den ehemaligen Braunkohlegebieten mit der Füllung der Tagebauseen keineswegs als abgeschlossen gelten kann.

1.2 Entstehung saurer Tagebauseen

1.2.1 Genese der Eisendisulfide

Die Bildung von Eisendisulfiden ist meist ein langzeitlicher geochemischer Prozess, der sich in einem stark anoxischen geochemischen Milieu vollzieht. Die Bildung von Eisendisulfiden im Deckgebirge des 2. Lausitzer Flözhorizontes hat sowohl syngenetisch (zeitgleich mit der Entstehung der Schichten) als auch postgenetisch (nach der Entstehung der Schichten) stattgefunden.

Die syngenetische Bildung von Eisendisulfiden findet in Schlicksedimenten und Moorböden statt, die reich an organischem Substrat sind. Aktuell kann die Bildung von Eisendisulfiden z. B. in den Schlicksedimenten der Wattenmeere beobachtet werden. Die Eisendisulfide in den Kohle- und den begleitenden Schluffhorizonten sind auf vergleichbare Bildungsbedingungen zurückzuführen. Die Eisendisulfide liegen hier deshalb stratiform (horizontgebunden) vor.

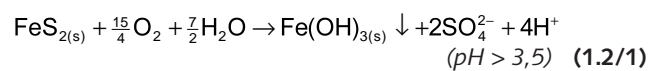
Die postgenetische Entstehung von Eisendisulfiden wird durch den Aufstieg schwefel- und schwefelwasserstoffhaltiger hydrothermalen Lösungen aus tieferen Schichten in die oberflächennahen Gesteinshorizonte verursacht. Postgenetisch entstandene Eisendisulfide sind deshalb direkt oder indirekt an tektonische Strukturen gebunden. Unter bestimmten geochemischen Bedingungen, wie das Vorhandensein von organischem Material und Eisen(III)mineralen, bilden sich schließlich Eisendisulfide. Diese werden deshalb auch in Schichten gefunden, wie z. B. in grobklastischen fluviatilen Sedimenten des quartären Deckgebirges, die weitab von den geochemischen Verhältnissen der Schichten liegen, in denen sich die Eisendisulfide syngenetisch gebildet haben. Hier kommen die Eisendisulfide häufig als Konkretionen vor.

Braunkohleabraumkippen der Lausitz, die überwiegend aus tertiären Sedimenten geschüttet wurden, enthalten etwa zwischen 0,2 bis 1,0 Masse-% Schwefel. Dieser Schwefel besteht aus anorganischen und organischen Fraktionen. Das Verhältnis liegt im Mittel bei etwa 2:1 zu Gunsten der anorganischen Fraktionen. Die originären tertiären Sedimente enthalten als anorganischen Schwefel fast ausschließlich disulfidischen Schwefel. Monosulfidischer, sulfatischer und elementarer Schwefel lassen sich praktisch nicht nachweisen. Mineralogische Untersuchungen der tertiären Sedimente des Lausitzer Braunkohlenreviers zeigen, dass die Eisendisulfide überwiegend aus Markasit (FeS_2 , rhombisch) und nur untergeordnet aus Pyrit (FeS_2 , kubisch) bestehen.

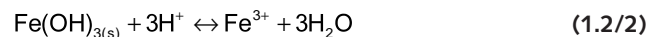
Die Eisendisulfide kommen in unterschiedlicher fazieller Umgebung des tertiären Deckgebirges vor. Sie können sowohl in schluffige, kohlige als auch in sandige Fazies eingebettet sein. Darüber hinaus werden lokal beträchtliche Mengen an Pyrit/Markasit-Konkretionen gefunden. Die höchsten Schwefelgehalte weisen i. d. R. die schluffig-tonigen Begleithorizonte der Kohleflöze auf. Hier ist der Anteil des organisch gebundenen Schwefels höher und überschreitet stellenweise 50 % des Gesamtschwefelgehaltes. In den sandigen Fazies liegt Schwefel dagegen fast ausschließlich als anorganischer disulfidischer Schwefel vor.

1.2.2 Verwitterung der Eisendisulfide

Umgangssprachlich wird meist von der Pyritverwitterung schlechthin gesprochen. Tatsächlich ist die Verwitterung von Eisendisulfiden gemeint. Die Pyritverwitterung gehört zu den am meisten untersuchten umweltgeochemischen Prozessen. Dennoch existieren differenzierte Vorstellungen insbesondere zur Kinetik der Pyritverwitterung. Die Pyritverwitterung in den Braunkohleabraumkippen wird durch die Atmosphärischen Sauerstoff und Wasser verursacht. Sie kann für den Fall mit oxischem Finale und mehr oder weniger gepufferten Bedingungen durch folgende stöchiometrische Bruttogleichung beschrieben werden:



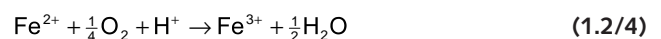
Infolge der Pyritverwitterung entstehen unter oxischen Bedingungen hauptsächlich Eisen(III)hydroxid und Schwefelsäure. Mineralogische Untersuchungen belegen, dass verwitterter Markasit/Pyrit meist mit Eisen(III)hydroxiden, -oxidhydraten und -oxiden vergesellschaftet ist. Die Schwefelsäure ist eine starke Säure, sie bewirkt eine Verringerung des pH-Wertes. Bei niedrigen pH-Werten verbessert sich die Löslichkeit von Eisen(III)hydroxid und anderen Eisen(III)mineralen:



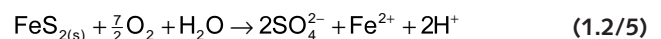
Deshalb wird nur ein Teil des Eisen(III) ausgefällt. Bei niedrigen pH-Werten übernimmt zunehmend Eisen(III) die Funktion des Oxidationsmittels für die Pyritverwitterung:



Die Nachlieferung des Oxidationsmittels Eisen(III) für die Pyritverwitterung wird durch die homogene Oxidation von Eisen(II) gewährleistet. Dafür ist weiterhin Sauerstoff erforderlich:



Das Eisen(III) wird damit zum internen Motor der Pyritverwitterung (Bild 1.2/1). Die Pyritverwitterung kommt zum Erliegen, wenn kein Sauerstoff mehr nachgeliefert wird und im Reaktionsraum kein mobiles Eisen(III) mehr verfügbar ist. Die Pyritverwitterung mit anoxischem Finale kann als stöchiometrische Bruttogleichung wie folgt dargestellt werden:



Die Gleichung (1.2/1) beschreibt die Pyritverwitterung in der oxischen Verwitterungszone bei Sauerstoffüberschuss, während die Gleichung (1.2/5) die Pyritverwitterung unter Sauerstofflimitierung beschreibt. Die Funktion des Eisen(III) kommt in beiden Gleichungen nicht direkt zum Ausdruck. Im Einzelfall kann nicht exakt vorausgesagt werden, in welchen Relationen Eisen(III), Eisen(II) und freie Wasserstoffionen unter

spezifischen geochemischen Bedingungen bei der Pyritverwitterung entstehen. Eine allgemeine Darstellung der Pyritverwitterung ist deshalb wie folgt gegeben:

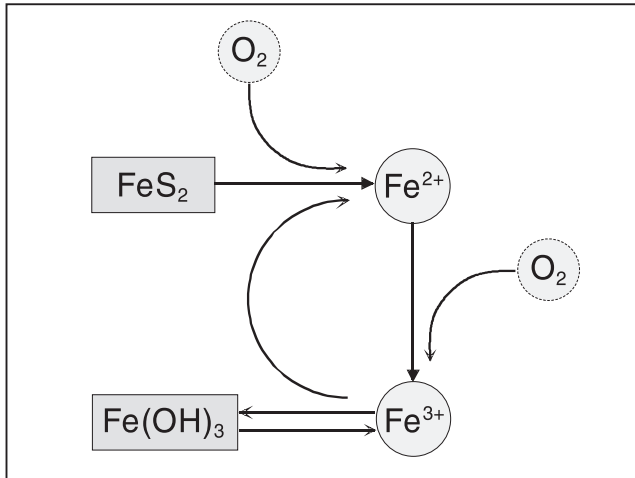
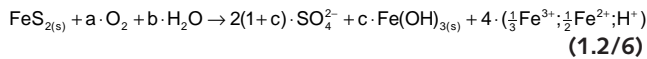


Bild 1.2/1: Eisenkreislauf bei der Markasit/Pyritverwitterung

Im Ergebnis der Pyritverwitterung entsteht ein hochmineralisiertes Wasser mit hohen Sulfat- und Eisengehalten. Der pH-Wert wird maßgeblich vom Redoxmilieu bestimmt. Er liegt im anoxischen Milieu (tieferes Grundwasser) im Bereich $\text{pH} = 4 \dots 6$ sowie im oxischen Milieu (Sickerwasser, Tagebauseen) meist bei $\text{pH} = 2,5 \dots 3,5$. Im oxischen und sauren Milieu überwiegen aufgrund ihrer guten Löslichkeit gemäß Reaktion (1.2/2) Eisen(III)ionen. Im anoxischen Milieu dominieren Eisen(II)ionen, da der Verwitterungsprozess mit der Reaktion (1.2/3) zum Erliegen kommt.

Die Oxidation von Eisen(II) zu Eisen(III) kann sowohl abiotisch als auch biotisch verlaufen. Bakterien der Gattung *Thiobacillus ferrooxidans* nutzen den Energiegewinn der exothermen Reaktion (1.2/4) für ihren Stoffwechsel. In der Literatur, z. B. (SIGG & STUMM 1996), schätzt man ein, dass die Oxidationsreaktion (1.2/4) durch die mikrobiologische Aktivität um mehrere Größenordnungen beschleunigt wird.

Unter sauerstofffreien Verhältnissen kann Nitrat die Funktion des Oxidationsmittels für die Pyritverwitterung übernehmen. Die Kippensubstrate enthalten jedoch kaum Nitrat, so dass dieser Prozess praktisch keine Rolle spielt. Auch die Bedeutung des viel diskutierten „sauren Regens“ kann für die Pyritverwitterung und Stoffverlagerung in den Braunkohleabraumkippen vernachlässigt werden. Die Acidität versauerten Regenwassers ist i. d. R. um zwei bis drei Größenordnungen niedriger, als die Acidität eines durch Pyritverwitterung versauerten Bodens oder Grundwassers (LUA 1997a).

Die lithologischen und mineralogischen Besonderheiten der tertiären Abraumsedimente sowie die morphologische Tiefenlage der Kippen, die nach dem Bergbau überwiegend unterhalb des künftigen Grundwasserspiegels zu liegen kommen, stehen einer Durchlüftung der Kippen und damit einer vollständigen Verwitterung der Eisendisulfide entgegen. Die Pyritverwitterung in den Braunkohleabraumkippen beschränkt sich auf einen technologisch definierten Zeitraum, der nach derzeitigem Verständnis mit der Vorfeldd entwässerung beginnt und mit dem Grundwasserwiederanstieg endet.

Der an sandige Fazies gebundene disulfidische Schwefel in den der Verwitterung zugänglichen Bereichen verwittert nahezu vollständig. Die an schluffige und kohlige Substrate gebundenen Eisendisulfide verwittern dagegen selbst im belüfteten Bereich nur sehr langsam.

Die Sauerstoffzufuhr in die Verwitterungszone erfolgt vorzugsweise über den Luftpfad durch den witterungsbedingten Feuchtwechsel im Bodenprofil, durch barometrische Effekte sowie durch molekulare Gasdiffusion in der Bodenluft. Der Eintrag gelösten Sauerstoffs mit der Grundwasserneubildung spielt im Vergleich dazu mengenanteilig nur eine untergeordnete Rolle. Die Geschwindigkeit der Gasdiffusion ist vom luftgefüllten Porenanteil und vom Diffusionsweg abhängig. Die Verwitterungsgeschwindigkeit ist folglich oberflächennah am höchsten und wird mit zunehmender Tiefe gedämpft. Die diffusive Sauerstoffnachlieferung ist in den überwiegenden Fällen der umsatzlimitierende Teilprozess der Pyritverwitterung. Zahlreiche quantitative Modelle der Pyritverwitterung, z. B. (PREIN 1994), bauen hierauf auf.

1.2.3 Hydrogeochemische Genese von Tagebauseen

Im Ergebnis des Braunkohlebergbaus verbleiben aufgrund des Massenverlustes (entnommene Braunkohle) Tagebaurestlöcher. Diese Restlöcher füllen sich nach Abschluss des Bergbaus mit Grundwasser. Um den nachteiligen Wirkungen eines Eigenaufgangs des Grundwassers in den Restlöchern entgegenzuwirken und den gesamten Flutungsprozess zu beschleunigen, werden die Restlöcher meist fremdgeflutet. Hierzu wird überwiegend Wasser aus Flüssen genutzt (Abschnitt 3.1).

Zu den nachteiligen Prozessen beim Wiederanstieg des Grundwassers gehören aufgrund der spezifischen Bedingungen in der Lausitz insbesondere Böschungsrutschungen als sogenanntes Setzungsfliessen, die im Einzelfall Ausmaße bis zu mehreren Millionen Kubikmetern erreichen können. Um Rutschungen zu vermeiden bzw. ihre Ausmaße einzudämmen, werden die Böschungen der Restseen abgeflacht und geotechnisch stabilisiert (z. B. durch Rütteldruckverdichtung). Ungeachtet dessen ist die Morphologie der Restlöcher im Vergleich zu eiszeitlich entstandenen natürlichen Binnenseen als atypisch zu bezeichnen. Die Böschungen sind sehr steil und das verkippte Material ist gegenüber der ursprünglichen Lagerung aufgelockert. Beim Wiederanstieg des Grundwassers, bei der Fremdflutung und auch noch nach dem Abschluss der wasserhaushaltlichen Regulierung kommt es deshalb zu Erosionserscheinungen und Rutschungen.

Aufgrund ihrer großen Tiefe sind die Tagebauseen in alle hangenden Grundwasserleiter des Kohleflözes eingeschnitten. Das sind die Grundwasserleiter, die auch maßgeblich am Wasserkreislauf teilnehmen. Die Wechselwirkung der Tagebauseen mit dem Grundwasser ist vergleichsweise intensiv.

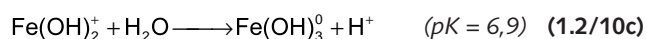
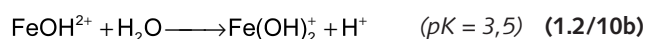
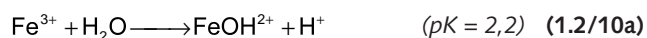
Als maßgebende Quellen für gelöste Stoffe und Säuren in den Tagebauseen sind folglich das Grundwasser und das Kippmaterial anzusehen, vgl. (LUA 1995). Ihre Bedeutung variiert entsprechend der hydrogeologischen und morphologisch/geotechnischen Exposition. Die stofflichen Eigenschaften der einzelnen Eintragspfade unterscheiden sich. Unter Berücksichtigung des Flutungswassers aus Fließgewässern lassen sich die Stoffquellen für Tagebauseen wie folgt charakterisieren (Tabelle 1.2/1).

Tabelle 1.2/1:
Charakterisierung der Stoff-
quellen von Tagebauseen

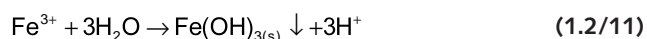
Herkunft	pH-Wert	Metalle			Organik	Nährstoffe		
		Fe	Al	Mn		C	P	N
Anoxisches Grundwasser	Schwach sauer	Fe(III): Sehr Hoch	Gering	Hoch	HS/FS: schwer abbaubar	Sehr Hoch	Differenziert	NH ₄ ⁺ -N: Hoch
Oxisches Grundwasser	Stark sauer	Fe(III): Hoch	Hoch	Hoch	HS/FS: schwer abbaubar	Gering	Kein	NH ₄ ⁺ -N: Hoch
Böschungsmaterial	Differenziert	Gering	Hoch	Gering	Gering	Gering	Kein	NH ₄ ⁺ -N: Gering
Flutungswasser	Neutral bis schwach alkalisch	Gering	Kein	Gering	TOC und DOC: leicht abbaubar Algen	Mittel	Hoch	NO ₃ ⁻ -N: Hoch

HS/FS – Humin- und Fulvinsäuren

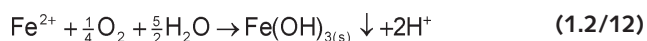
Der maßgebende Prozess, der zur Versauerung der Tagebauseen führt, ist die **Hydrolyse** des Eisen(III):



einschließlich der **Ausfällung** von amorphem Eisen(III)hydroxid (Ferrihydrit):



Die Bruttoreaktion der Eisenoxidation und -fällung aus den Gleichungen (1.2/4) und (1.2/11) lautet schließlich wie folgt:



Diese Gleichung beschreibt im wesentlichen die Genese eines Tagebausees aus einem anoxischem Grundwasser. Das frisch gebildete wasserhaltige Eisen(III)hydroxid altert durch Dehydratation (Wasserabgabe) und wird nachfolgend in Eisen(III)oxidhydrate (z. B. Goethit) und in Eisen(III)oxide (z. B. Limonit) umgewandelt:

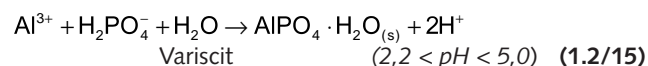
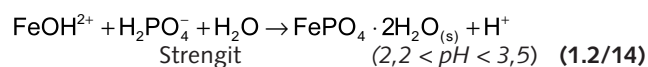


Dabei verdichten sich die Sedimente. Nur selten stellen sich die **Sedimente** der Tagebauseen als reiner Eisenhydroxidschlamm (EHS) dar. Im Eisenhydroxidschlamm sind sandige und schluffige Partien tertiärer Sedimente sowie abgestorbenes Plankton und Reste von Makrophyten eingeschlossen (Abschnitt 1.3.2).

Bergbaulich geprägtes Grundwasser besitzt damit meist kein relevantes Eutrophierungspotenzial für die Tagebauseen (Abschnitt 1.3). Das Grundwasser in den Kippen besitzt meist **geringe Nährstoffgehalte** (Phosphor und Stickstoff). Stickstoff kommt in den stark anaeroben Grundwasserleitern fast ausschließlich als Ammonium vor.

Bergbaubeeinflusstes Grundwasser ist meist mit **hohen Metallgehalten** (Eisen, Mangan und ggf. Aluminium) beladen. Eisen nimmt gelegentlich sogar die Stelle des dominierenden Kations ein. Die Metalle bewirken eine Phosphorfällung

in den sauren Tagebauseen, die geochemisch wie folgt vereinfacht dargestellt werden kann:



Kippengrundwasser enthält meist sehr viel **Kohlendioxid**. Hydrogencarbonat lässt sich in Lösungskonzentrationen bis zu mehreren hundert Milligramm nachweisen. Der Partialdruck des Kohlendioxids ist um zwei bis drei Größenordnungen gegenüber der Atmosphäre erhöht. In den sauren Tagebauseen finden sich die hohen Kohlendioxidgehalte des Grundwassers jedoch nicht wieder. Nach dem Austritt des Grundwassers in die Restseen entweicht Kohlendioxid. Die Triebkräfte hierfür sind physikalischer Natur (hoher Gaspartialdruck) und chemischer Natur (Umkehrung der Dissoziation der Kohlensäure). Der Restgehalt des anorganischen Kohlenstoffs liegt nicht selten unter 1 mg/l. Der anorganische Kohlenstoff stellt dann den limitierenden Faktor für die Primärproduktion in sauren Tagebauseen dar (Abschnitt 1.3.2). Nur während der Sommerstagnation, wenn der freie Gasaustausch des Tiefenwassers mit der Atmosphäre behindert ist, lässt sich ein deutlicher CO₂-Anstieg im Hypolimnion nachweisen, der dann auch Bedeutung für die Primärproduktion hat.

Im bergbaulich geprägten Grundwasser lassen sich vergleichsweise hohe Konzentrationen gelöster organischer Verbindungen (**DOC** von 6 bis 10 mg/l) nachweisen. Der DOC besteht überwiegend aus biologisch schwer abbaubaren Fulvin- und Huminsäuren und stellt deshalb keine Belastung der Gewässer hinsichtlich der zu erwartenden Sauerstoffzehrung dar.

Während der Sommerstagnation können im Hypolimnion geschichteter Tagebauseen **anaerobe Verhältnisse** entstehen. Diese sind in den juvenilen Bergbaugewässern meist nicht durch Respirationsprozesse verursacht, sondern auf die Einmischung anaeroben Grundwassers zurückzuführen. Dabei können im Hypolimnion saurer Restseen zeitweilig sogar annähernd neutrale Verhältnisse erreicht werden, die jedoch von hohen Eisen(II)gehalten begleitet werden. Sofern keine Meromixie (Abschnitt 1.3) vorliegt, wird dieser Zustand bei der nächsten Vollzirkulation wieder aufgehoben.

Die für saure Tagebauseen bedeutenden Stoffquellen und hydrochemischen Prozesse sind in Bild 1.2/1 dargestellt.

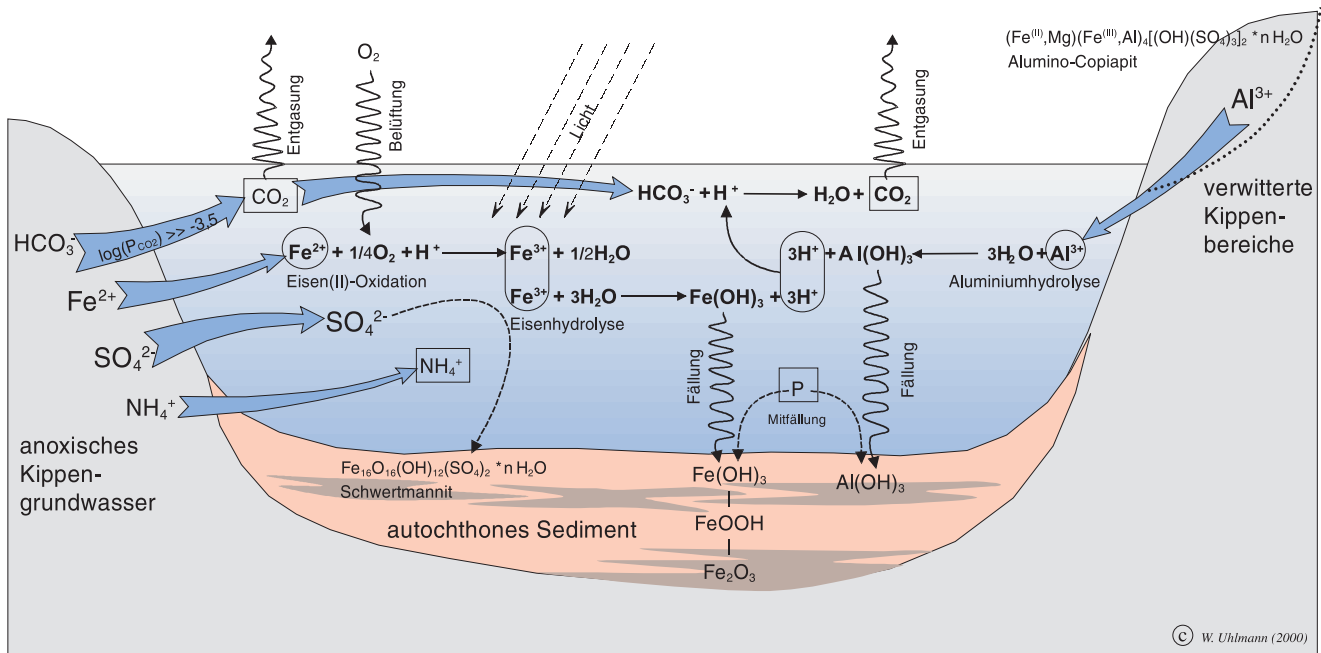


Bild 1.2/2: Stoffquellen und hydrogeochemische Prozesse in sauren Tagebauseen

1.2.4 Muster der Wasserbeschaffenheit

Die Wasserbeschaffenheit in den Tagebauseen der Lausitz unterscheidet sich in weiten Grenzen. Sie reicht von extrem sauren Gewässern mit $\text{pH} \approx 2,3$ und Basenkapazitäten von $K_{\text{B}8,2} \approx 40 \text{ mmol/l}$ bis zu alkalischen Wässern mit $\text{pH} > 9$ und $K_{\text{S}4,3} \approx 5 \text{ mmol/l}$. Diese alkalischen Wässer kommen nur im Zusammenhang mit der Reststoffverbringung (Aschen, Schlämme, kommunales und Industrieabwasser, Laugen etc.) in Restlöchern vor und sind in diesem Sinne für die Lausitzer Tagebauseen nicht typisch. In der Lausitz dominieren saure Restseegeewässer. Es gibt nur wenige Tagebauseen, die aufgrund der geologischen Gegebenheiten beim Grundwasser-eigenaufgang kein saures Wasser erzeugen, z. B. der Schönfelder See (ehem. RL 4).

Zur Charakterisierung typischer Tagebauseen sind in der Tabelle 1.2/2 maßgebende hydrochemische Daten zu den Tagebauseen Gräbendorf, Koschen, Sedlitz und Skado im Vergleich dargestellt. Die Daten zum Tagebausee Gräbendorf entsprechen den Bedingungen von 1996 vor der Flutung. Die Tagebauseen Sedlitz, Skado und Gräbendorf gehören künftig zu den volumengrößten Seen der Lausitz (Tabelle 1.3/2).

Die Tagebauseen Gräbendorf und Koschen sind mit $K_{\text{B}4,3} = 1,0$ bzw. $1,6 \text{ mmol/l}$ als moderat sauer zu bezeichnen. Der Tagebausee Sedlitz ist mit $K_{\text{B}4,3} = 3,0 \text{ mmol/l}$ bereits deutlich sauer, während der Tagebausee Skado mit $K_{\text{B}4,3} = 6,6 \text{ mmol/l}$ zu den stark sauren Seen gehört. Die graduellen Unterschiede zwischen den Tagebauseen spiegeln sich auch in den Eisengehalten wider (Tabelle 1.2/2).

In der Tabelle 1.2/2 sind des Weiteren die Fließgewässer Spree und Schwarze Elster an Entnahmestellen, die für die Flutung der genannten Tagebauseen von Bedeutung sind, hydrochemisch gekennzeichnet. Die Säurekapazität von $K_{\text{S}4,3} = 1,3 \text{ mmol/l}$ ist eine typische Größenordnung für Fließgewässer. Die Sulfatgehalte von 173 bzw. 129 mg/l gehen bereits auf die Einleitung von bergbaulichen Sumpfungswässern

im Oberstrom der Messstellen zurück, wobei für Sulfat ein natürlicher Hintergrundwert von 100 mg/l anzunehmen ist.

Bereits aus dem formalen Vergleich der Säurekapazität $K_{\text{S}4,3}$ des Flutungswassers mit der Basenkapazität $K_{\text{B}4,3}$ der Tagebauseen zeigt sich, dass zur Neutralisation der Tagebauseen ein Vielfaches an Flutungswasser im Vergleich zum vorhandenen Seevolumen erforderlich ist.

1.2.5 Säure-Basen-Konzept

Zum Verständnis der Prozesse der Eisendisulfidverwitterung, der Prozesse in den Tagebauseen sowie der Maßnahmen zur Neutralisation von Tagebauseen ist es hilfreich, sich eines einheitlichen hydrochemischen Konzeptes zu bedienen. In dieses Konzept sind grundsätzlich auch die biologischen Prozesse einbezogen. Das Konzept zielt im Wesentlichen darauf, die Versauerungs- und Alkalisierungprozesse zu quantifizieren und damit technologischen Planungen zugänglich zu machen. Die Konzentration (eigentlich die Aktivität) der freien Wasserstoffionen, die durch den pH-Wert ausgedrückt wird, ist einer direkten Bilanzierung nicht zugänglich:

$$\text{pH} = -\log_{10}(\text{H}^+) \quad (1.2/16)$$

Das liegt daran, dass das Reservoir der Wasserstoffionen im Wasser praktisch unendlich groß ist. Jedes Wassermolekül ist unter bestimmten chemischen Bedingungen in der Lage, sich in Wasserstoffionen und Hydroxidionen zu spalten (zu dissoziieren):



Ein Liter Wasser enthält bei $+4^\circ\text{C}$ etwa $55,5 \text{ mol}$ Wassermoleküle. Bei einem pH-Wert von 3 liegen in einem Liter Wasser 10^{-3} mol bzw. 1 mmol freie Wasserstoffionen vor. Das sind $1/55.500$ Teil der theoretisch möglichen dissoziierbaren Wasserstoffionen bzw. $0,0018\%$. Eine konzeptionell sauber formulierte Bilanzgleichung der Wasserstoffionen müsste auch alle nichtdissoziierten Wassermoleküle sowie alle hydrolyti-

Tabelle 1.2/2:
Wasserbeschaffenheit ausgewählter Tagebauseen und Fließgewässer der Lausitz

Kennwert	Maßeinheit	Tagebauseen				Fließgewässer	
		Gräben-dorf	Koschen	Skado	Sedlitz	Spree (Burg)	Schwarze Elster (Klein-koschen)
		02.04.96	21.07.97	14.08.97	13.03.97	Mittel-werte 1998	Mittel-werte 1994-1997
		Profil-misch probe	Epi-limnion	Epi-limnion	Profil-misch probe		
Volumen	[Mio m ³]	93	38,4	127	202	-	-
Füllstand	[%]	7%	74%	50%	32%	-	-
pH	[-]	3,3	3,2	2,6	3,2	7,2	7,2
pe	[-]	10,0	9,9	12,6	12,0	5,7	(5,0)
Eh	[mV]	+550	+575	+740	+720	-	-
K _{SO₄}	[mmol/l]	-	-	-	-	1,3	1,3
K _{NO₃}	[mmol/l]	1,0	1,6	6,6	3,0	-	-
K _{NO₂}	[mmol/l]	2,5	2,8	8,5	4,0	0,1	0,1
Natrium	[mg/l]	7	32	23	31	21	24
Kalium	[mg/l]	3	9	4	8	6	9
Calcium	[mg/l]	218	180	316	314	90	58
Magnesium	[mg/l]	22	34	58	45	11	11
Ammonium	[mg/l]	0,3	2,1	4,7	4,3	0,2	1,4
Sulfat	[mg/l]	765	679	1.283	1.150	173	129
Chlorid	[mg/l]	24	40	27	33	36	41
Eisen-gelöst	[mg/l]	12,0	15,6	98,3	40,1	1,0	0,3
Mangan	[mg/l]	1,6	2,2	4,5	3,9	0,2	0,3
Aluminium	[mg/l]	3,8	1,5	7,3	10,6	0,3	0,04

Tabelle 1.2/3:
Bilanz der Wasserstoffionen bei der Eisenausfällung

Teilreaktion	Eisenionen			Wasserstoffionen	
	Fe-gelöst	Fe(II)	Fe(III)	pH	H ⁺
	mmol/l	mmol/l	mmol/l	-	mmol/l
(1) Ausgangszustand	3,00	-3,00	1,2 · 10 ⁻⁴	6,04	0,001
(2) Oxidation des Eisen(II) zu Eisen(III), einschließlich Hydrolyse des Eisen(III)	3,00	1,2 · 10 ⁻⁵	-3,00	3,80	0,158
(3) Fällung von Eisen(III)	1,82	0,5 · 10 ⁻⁵	-1,82	3,15	0,708
Bilanz	-1,18	-3,00	+1,82	-	+0,707

schen Komplexverbindungen einschließen. Aufgrund der extrem unterschiedlichen Größenordnung der einzelnen Bilanzterme kann die Bilanzgleichung hinsichtlich des letztendlich interessierenden Terms H⁺ nicht befriedigend genau gelöst werden.

Das soll nachfolgend illustriert werden. Dazu wird ein Grundwasser betrachtet, das 10 mmol/l Sulfat, 7 mmol/l Calcium und ca. 3 mmol/l Eisen als Eisen(II) enthält. Aufgrund des hohen Eisen(II)gehalts kann dieses Wasser nur anaerob sein. Bei einer Redoxspannung von Eh ≈ +165 mV ergibt sich rechnerisch ein pH ≈ 6,0 bzw. eine freie Wasserstoffionenkonzentration von etwa 10⁻³ mmol/l. Wenn das gleiche Wasser belüftet wird, das Eisen(II) zu Eisen(III) oxidiert und anschließend hydrolysiert sowie gemäß dem theoretischen Fällungsgleichgewicht für Ferrihydrit (amorphes Eisen(III)hydroxid) ausgefällt wird, ergibt sich ein pH ≈ 3,15 bzw. eine freie Wasserstoffionenkonzentration von etwa 0,708 mmol/l bei Eh > +750 mV. Bei dieser Reaktion haben folgende stoffliche Veränderungen stattgefunden (Tabelle 1.2/3).

Gemäß der Gleichung (1.2/4) werden bei der Oxidation von Eisen(II) zu Eisen(III) in unserem Fall ca. 3 mmol/l Wasserstoff-

ionen verbraucht. Durch die anschließende Hydrolyse werden jedoch max. 9 mmol/l Wasserstoffionen wieder freigesetzt. In der Bilanz können demzufolge bis zu 6 mmol/l freie Wasserstoffionen bei der Belüftung des anaeroben Modellgrundwassers erwartet werden. Das steht im krassen Widerspruch zum berechneten pH-Wert, aus dem tatsächlich nur ca. 0,71 mmol/l freie Wasserstoffionen abgeleitet werden können.

Wenn die Wasserstoffionen nach Gleichung (1.2/4) für den Anteil des als Eisen(III) in Lösung bleibenden oxidierten Eisen(II) und nach Gleichung (1.2/11) für den Anteil des ausgefällten Eisen(II) bilanziert werden, ergibt sich mit 1,82 mmol/l * (-1) + 1,18 mmol/l * (+2) ein rechnerischer Überschuss von nur 0,54 mmol/l Wasserstoffionen. Dieser Wert liegt im betrachteten Beispiel zwar näher an der aus dem pH-Wert berechneten Wasserstoffionenbilanz, taugt dennoch nicht für eine Bilanzierung.

Die Hydrolyse- und Komplexbildungsgleichgewichte des Eisen(III)ions sowie die Eisen(III)fällung sind im hohen Grade pH-abhängig. Eine exakte Berechnung der pH-abhängigen Hydrolyse-, Komplexbildungs- und Fällungsgleichgewichte kann mit hydrogeochemischen Programmen erfolgen (Ab-

Teilreaktion	pH	Fe(III)	Komplexverbindungen des Fe(III)							
			Fe ³⁺	FeOH ²⁺	Fe(OH) ₂ ⁺	Fe(OH) ₃	Fe ₂ (OH) ₄ ²⁺	Fe ₃ (OH) ₆ ³⁺	Fe(SO ₄) ₂ ⁻	FeSO ₄ ⁺
			mmol/l	%	%	%	%	%	%	%
(1) Ausgangszustand	6,04	1,2·10 ⁻⁴	0,0	0,5	90,8	8,7	0,0	0,0	0,0	0,0
(2) Oxidation des Eisen(II) zu Eisen(III), einschließlich Hydrolyse des Eisen(III)	3,80	-3,00	2,1	28,4	30,6	0,0	2,9	3,2	1,8	21,8
(3) Fällung von Eisen(III)	3,15	-1,82	6,1	19,1	4,6	0,0	0,7	0,1	4,9	63,4

Tabelle 1.2/4:
Maßgebliche Komplexverbindungen des Eisen(III)ions

schnitt 1.4). Dabei bilden sich im Ergebnis der einzelnen Teilprozesse unterschiedliche Anteile hydrolysierter Eisen(III)ionen und auch Eisen(III)sulfat-Komplexe (Tabelle 1.2/4). Die Hydrolyse des Eisen(III)ions verläuft unvollständig, zudem bildet Eisen(III) in ausgewählten pH-Bereichen mehrkernige Komplexverbindungen und in niedrigen pH-Bereichen bevorzugt Sulfatkomplexe. Jede einzelne Komplexverbindung hat letztendlich Auswirkungen auf den Gleichgewichts-pH-Wert.

Aus den Darlegungen ergibt sich der Bedarf nach Kennwerten für die Säure-Basen-Prozesse, die einer Bilanzierung zugänglich sind. Das im Folgenden verwendete Säure-Basen-Konzept geht auf (STUMM & MORGAN 1996) zurück, vgl. auch (SIGG & STUMM 1996). Die Grundlagen dieses Säure-Basen-Konzeptes wurden bereits in (LUA 1995) für den Anwendungsfall auf saure Tagebauseen diskutiert. Die Säure-Basen-Prozesse sind danach als thermodynamische Zustandsfunktion zu verstehen:

$$\text{pH} = f(\text{Aci bzw. Alk}) \quad (1.2/18)$$

Die Acidität (Aci) bzw. Alkalität (Alk) stellen die kapazitiven (extensiven) Zustandsvariablen und der pH-Wert die intensive Zustandsvariable dar. Die Größen der Acidität und Alkalität sind komplementär:

$$\text{Aci} = -\text{Alk} \quad (1.2/19)$$

Die Ladungsbilanzgleichung ist ein Axiom der aquatischen Chemie.

$$\sum_i m_i \cdot [\text{Anionen}]_i = \sum_j n_j \cdot [\text{Kationen}] \quad [\text{meq/l}] \quad (1.2/20)$$

$$[\text{Cl}^-] + 2[\text{SO}_4^{2-}] + [\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{H}_2\text{PO}_4^-] + 2[\text{HPO}_4^{2-}] + [\text{NO}_3^-] + [\text{HS}^-] + [\text{OH}^-] + \dots = [\text{H}^+] + [\text{Na}^+] + [\text{K}^+] + 2[\text{Ca}^{2+}] + 2[\text{Mg}^{2+}] + [\text{NH}_4^+] + 3[\text{Fe}^{3+}] + 2[\text{FeOH}^{2+}] + [\text{Fe}(\text{OH})_2^+] + 2[\text{Fe}^{2+}] + 3[\text{Al}^{3+}] + 2[\text{AlOH}^{2+}] + [\text{Al}(\text{OH})_2^+] + \dots \quad [\text{meq/l}] \quad (1.2/20a)$$

Die Größen Aci bzw. Alk lassen sich aus der Ladungsbilanzgleichung ableiten. Voraussetzung für das Verständnis des Aciditäts-Alkalitäts-Konzeptes ist die Unterscheidung zwischen starken und schwachen Säuren bzw. Basen. Als starke Säuren und Basen werden solche bezeichnet, die im natürlich anzutreffenden pH-Bereich (pH = 3...9) vollständig dissoziiert vorliegen und sich damit weitgehend konservativ verhalten. Sie haben keine unmittelbare Wirkung auf den pH-Wert (Tabelle 1.2/5). Eine mittelbare Wirkung ist durch die Komplexverbindungen immer gegeben. Die Berechnungen in Tabelle 1.2/4 zeigen, dass sich unter bestimmten Bedingungen Eisen(III)sulfatkomplexe FeSO₄⁺ in relevanten Größenordnungen bilden.

Unterscheidung	Dissoziationsgleichung	pK
Starke Säure (Säureanionen)	HCl = Cl ⁻ + H ⁺	<0
	HNO ₃ = NO ₃ ⁻ + H ⁺	<0
	HSO ₄ ⁻ = SO ₄ ²⁻ + H ⁺	1,9
Schwache Säuren und Basen	Fe ³⁺ + H ₂ O = FeOH ²⁺ + H ⁺	2,2
	FeOH ²⁺ + H ₂ O = Fe(OH) ₂ ⁺ + H ⁺	3,5
	Fe(OH) ₂ ⁺ + H ₂ O = Fe(OH) ₃ ⁰ + H ⁺	6,9
	Humin- und Fulvinsäuren	3...5
	Al ³⁺ + H ₂ O = AlOH ²⁺ + H ⁺	5,0
	AlOH ²⁺ + H ₂ O = Al(OH) ₂ ⁺ + H ⁺	5,1
	Al(OH) ₂ ⁺ + H ₂ O = Al(OH) ₃ ⁰ + H ⁺	6,8
	H ₂ CO ₃ = HCO ₃ ⁻ + H ⁺	6,5
	H ₂ S = HS ⁻ + H ⁺	7,0
	H ₂ PO ₄ ⁻ = HPO ₄ ²⁻ + H ⁺	7,2
	NH ₄ ⁺ = NH ₃ + H ⁺	9,2
Fe ²⁺ + H ₂ O = FeOH ⁺ + H ⁺	9,5	
Starke Base (Basenkationen)	Mg ²⁺ + H ₂ O = MgOH ⁺ + H ⁺	11,4
	Ca ²⁺ + H ₂ O = CaOH ⁺ + H ⁺	12,8
	Na ⁺ + H ₂ O = NaOH + H ⁺	> 14
	K ⁺ + H ₂ O = KOH + H ⁺	> 14

Tabelle 1.2/5:
Differenzierung der Säuren und Basen im Sinne des Aciditäts-Alkalitäts-Konzeptes

*) pK = -log(K) negativer dekadischer Logarithmus der Gleichgewichtskonstante

Die Definition der pH-Grenzen des Aciditäts-Alkalitäts-Konzeptes ist subjektiv und kann problemspezifisch modifiziert werden. Im Falle saurer Tagebauseen verhält sich in diesem Sinne auch Ammonium konservativ. Für ein anoxisches Grundwasser könnte auch Eisen(II) zu den konservativen Basenkationen gezählt werden, sofern nur Prozesse unter diesen Milieubedingungen betrachtet werden (Tabelle 1.2/5). Die Differenz zwischen den Äquivalentkonzentrationen der Anionen starker Säuren und Kationen starker Basen ist als die Acidität definiert (STUMM & MORGAN 1996):

$$\text{Aci} = [\text{Cl}^-] + 2[\text{SO}_4^{2-}] + [\text{NO}_3^-] - [\text{Na}^+] - [\text{K}^+] - 2[\text{Ca}^{2+}] - 2[\text{Mg}^{2+}] - [\text{NH}_4^+] \quad (1.2/21)$$

Die Differenz der starken Säuren und starken Basen muss nach den Gesetzen der Ladungsbilanz gleich der Differenz der schwachen Säuren und schwachen Basen sein:

$$\begin{aligned} \text{Alk} = & [\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{H}_2\text{PO}_4^-] + 2[\text{HPO}_4^{2-}] \\ & + [\text{HS}^-] + [\text{OH}^-] + \dots \\ & - [\text{H}^+] - 3[\text{Fe}^{3+}] - 2[\text{FeOH}^{2+}] - [\text{Fe}(\text{OH})_2] - 2[\text{Fe}^{2+}] \\ & - 3[\text{Al}^{3+}] - 2[\text{AlOH}^{2+}] - \dots \end{aligned} \quad (1.2/22)$$

Die Wasserstoffionen und Hydroxidionen sind Bestandteile dieses Teils der Ladungsbilanzgleichung. Der Dissoziationsgrad der schwachen Säuren und Basen ist vom pH-Wert abhängig. Die Veränderung einer Komponente unter den schwachen Säuren bzw. Basen kann nicht unabhängig geschehen und führt zu einer Verschiebung der Anteile aller anderen Komponenten in der Gleichung (1.2/22). Die linke Seite der Ladungsbilanzgleichung bzw. die Gleichung (1.2/21) wird davon nur unwesentlich berührt. Die Variablen Acidität (Basenneutralisationskapazität) und Alkalität (Säureneutralisationskapazität) haben konservativen Charakter und sind deshalb der Bilanzierung besser zugänglich. Sie bilden die Grundlage der Quantifizierung von Säure-Basen-Prozessen. Das ist insbesondere dann von Bedeutung, wenn z. B. Wässer verschiedener Redoxmilieus miteinander verglichen werden müssen. Am o. g. Beispiel (Tabelle 1.2/4) wurde die Transformation eines anaeroben Grundwassers in ein aerobes Seewasser exerziert. Bei diesem Prozess ändern sich der Eisengehalt, die Eisenspeziation und der pH-Wert. Die rechnerische Acidität bzw. Alkalität haben sich dabei jedoch nicht verändert.

Das erläuterte Säure-Basen-Konzept ist die konzeptionelle Modellgrundlage für das Verständnis der komplexen Säure-Basen-Prozesse in Tagebauseen. Es sollte jedoch auf Analysenwerte nicht direkt angewendet werden. Wasseranalysen sind praktisch immer mit Fehlern behaftet bzw. unvollständig hinsichtlich des untersuchten Kennwertespektrums. Der Ionenbilanzfehler von Wasseranalysen liegt häufig in der Größenordnung der zu erwartenden Acidität bzw. Alkalität, so dass die formale Differenzbildung zwischen starken Säuren und Basen sowie schwachen Säuren und Basen zu sehr großen Fehlern führt. Der Ionenbilanzfehler muss, sofern er nicht näher definiert werden kann, als konservative Größe festgehalten werden. Diese Option ist in zahlreichen hydrogeochemischen Programmen, z. B. PHREEQC, enthalten.

Die Acidität und Alkalität haben ihr laboranalytisches Pendant in der Säure- bzw. Basenkapazität. Die Bestimmung der Säurekapazität verfolgt mit starken Säuren (0,1 M HCl) und die Bestimmung der Basenkapazität mit starken Laugen (0,1 M NaOH, unbedingt aber ohne Zusatz von Tartrat-Citrat-Puffer). Die Verwendung von Salzsäure und Natronlauge

sichert, dass im üblichen Anwendungsfall keine Sekundärreaktionen zwischen dem Titranten und der Titrationslösung stattfinden. Chlorid und Natrium neigen im natürlichen Konzentrationsbereich sehr wenig zur Komplexbildung. Die Ermittlung der Säure- und Basenkapazität erfolgt deshalb nahezu exakt stöchiometrisch zur Menge des Titranten.

Im Sinne des Aciditäts-Alkalitäts-Konzeptes ist die negative Basenkapazität per Definition gleichbedeutend mit der entsprechenden Säurekapazität und umgekehrt:

$$K_{B4,3} = -K_{S4,3} \quad (1.2/23a)$$

$$K_{B8,2} = -K_{S8,2} \quad (1.2/23b)$$

Die Kennwerte der Säure- und Basenkapazität haben den Vorteil, dass sie problemspezifisch für jeden beliebigen pH-Wert definiert werden können. Saures Restseewasser wird am besten an der Basenkapazität $K_{B8,2}$ und neutrales bzw. schwach alkalisches Flutungswasser an der Säurekapazität $K_{S4,3}$ gemessen.

Die Zustandsfunktion $\text{pH} = f(\text{Aci}$ bzw. $\text{Alk})$ hat ihr experimentelles Pendant in einer stetigen Titrationskurve. Die Kennwerte der Säure- und Basenkapazität $K_{S/B4,3}$ und $K_{S/B8,2}$ sind jeweils nur Fixpunkte auf der Zustandskurve ($\text{pH} = 4,3$ bzw. $\text{pH} = 8,2$) und wurden am Kohlensäuregleichgewicht, das ansonsten in der aquatischen Umwelt eine überragende Rolle spielt, orientiert. Die kompletten Zustandsfunktionen $\text{pH} = f(K_B; K_S)$ können laboranalytisch ermittelt und numerisch angepasst werden. Auf dieser Grundlage können Pufferprozesse qualitativ identifiziert und auch quantifiziert werden.

Die Zustandsfunktion $\text{pH} = f(\text{Aci}$ bzw. $\text{Alk})$ eines natürlichen Gewässers ist nur unter bestimmten Bedingungen reversibel, d. h. umkehrbar und richtungsunabhängig, so sehr diese Eigenschaft wünschenswert wäre. Zahlreiche heterogene geochemische Prozesse (Gasaustausch, Mineralverwitterung, Redoxreaktionen, Lösung und Fällung) sind unter den gegebenen thermodynamischen Bedingungen in den Tagebauseen irreversibel.

Der Begriff der chemischen Pufferung bezieht sich auf den pH-Wert. Die Pufferung kennzeichnet den Widerstand des pH-Wertes gegen Änderungen bei Säure- bzw. Basenzugabe (d. h. Erhöhung der Acidität bzw. Alkalität). Das kann mathematisch durch die 1. Ableitung des pH-Wertes nach der Acidität bzw. Alkalität ausgedrückt werden:

$$\beta = \frac{d(\text{pH})}{d(\text{Aci})} = -\frac{d(\text{pH})}{d(\text{Alk})} \quad (1.2/24)$$

Unter die Definition der Pufferung fallen sowohl homogene als auch heterogene chemische Prozesse. In sauren Tagebauseen sind der homogene/heterogene Eisen(III)puffer und der homogene/heterogene Aluminiumpuffer zu überwinden, bevor der homogene Hydrogencarbonatpuffer das Gewässer im Idealzustand hydrochemisch stabilisiert.

Bei sehr niedrigen pH-Werten und hohen Sulfatgehalten trägt auch die Dissoziation von Hydrogensulfat (2. Dissoziationsstufe der Schwefelsäure) zum Basenbedarf bei:



Hier wird die Bedingung der Konservativität verletzt. Die oben getroffene Unterscheidung zwischen starken und schwachen Säuren trifft in stark sauren Tagebauseen folglich nicht ein-

deutig auf das Sulfat zu. Das stellt jedoch das verwendete Säure-Basen-Konzept vor kein grundsätzliches Problem, da die Dissoziation des Hydrogensulfats sowohl bei der Labortitration z. B. der Basenkapazität $K_{B4,3}$ als auch in der modellgestützten Abbildung der hydrogeochemischen Prozesse inklusive ist.

In reiner Schwefelsäure (ohne Komplexbildung des Hydrogensulfats und Sulfats mit Kationen) kann der pH-abhängige Anteil des Hydrogensulfats im Bereich zwischen pH = 2 und pH = 4 nach folgender Näherungsgleichung bestimmt werden:

$$r_{\text{HSO}_4^-} = -0,036 \cdot (\text{pH})^3 + 0,452 \cdot (\text{pH})^2 - 1,905 \cdot (\text{pH}) + 2,678$$

[%] (1.2/26)

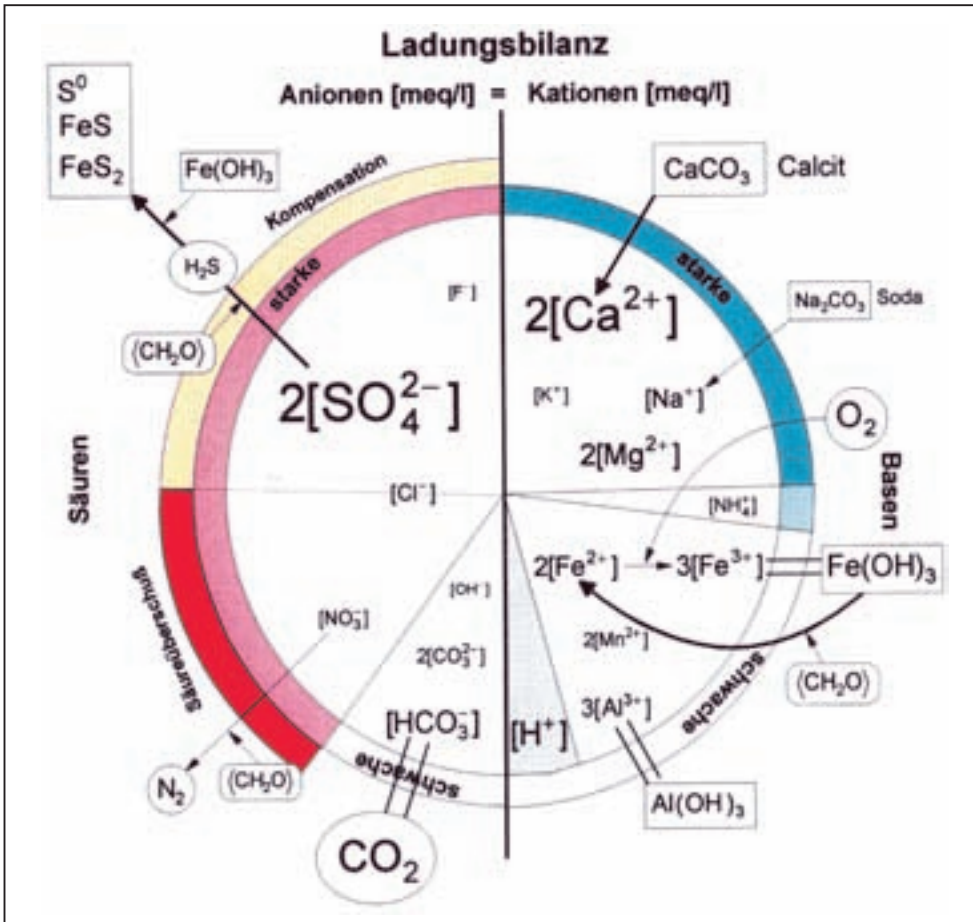


Bild 1.2/3: Darstellung der hydrochemischen und biologischen Prozesse eines Tageausees aus der Sicht des Säure-Basen-Konzeptes

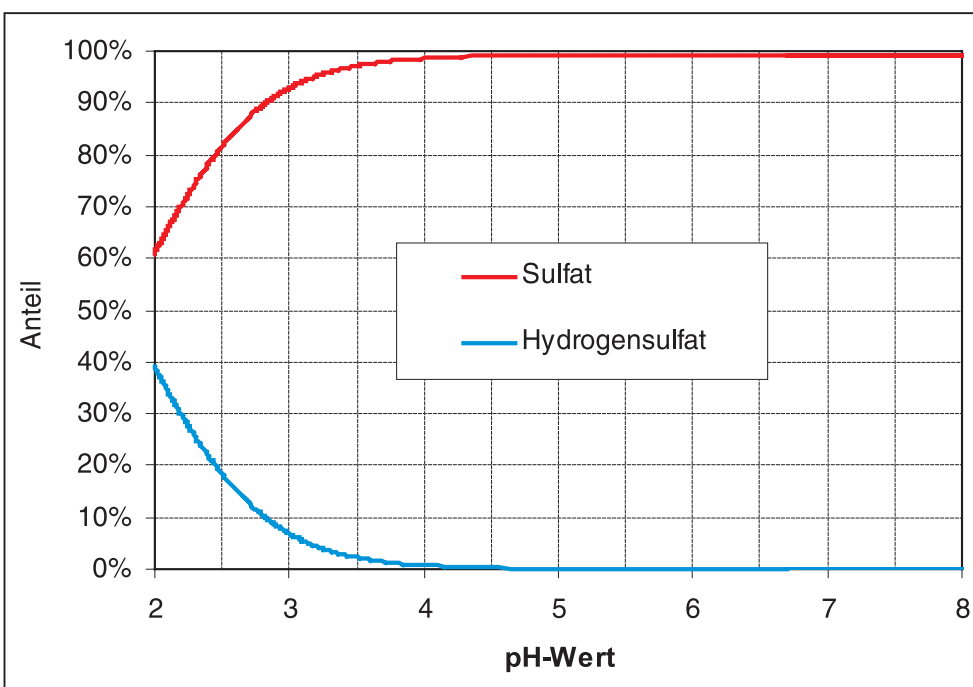


Bild 1.2/4: pH-abhängiger Anteil des Hydrogensulfats am Gesamtsulfat

In Bild 1.2/5 ist die rechnerische Titration der Tagebauseen Gräbendorf, Koschen Skado und Sedlitz mit Natronlauge dargestellt. Die Titrationskurven $\text{pH} = f(m_{\text{NaOH}})$ widerspiegeln die graduellen Unterschiede zwischen den einzelnen Tagebauseen. Der erste Reaktionsast kennzeichnet die Neutralisation der freien Wasserstoffionen. Daran schließt sich der Eisenpuffer an, hinter dem sich die Hydrolyse und Fällung des Eisenhydroxids verbirgt. Erst nach weitgehender Fällung der Eisenhydroxide erhöht sich der pH-Wert deutlich und überschreitet den Wert von $\text{pH} = 4,3$. Im Bereich um $\text{pH} = 4,5 \dots 5,5$ schließt sich der Aluminiumpuffer an. Der Aluminiumpuffer verzögert vorerst den weiteren pH-Anstieg, bis schließlich der überwiegende Teil des Aluminiums ausgefällt ist. Anschließend findet in Er-

mangelung eines weiteren Puffers ein pH-Sprung bis etwa $\text{pH} = 6,5$ statt. Hier greift der homogene Hydrogencarbonatpuffer. Die Wirkung dieses Puffers ist sehr stark vom CO_2 -Partialdruck abhängig und wird in der freien Natur unter nunmehr pH-neutralen Verhältnissen maßgeblich von den biologischen Prozessen (Primärproduktion und Respiration) beeinflusst. Unter Laborbedingungen, die innerhalb der kurzen Messzeit weder eine Absorption von Kohlensäure aus der Atmosphäre noch einen biologischen Stoffwechsel zulassen, kann diese Randbedingung meist vernachlässigt werden. Die Pufferplateaus sind in den einzelnen Tagebauseen entsprechend der unterschiedlichen Konzentration der Metalle verschieden ausgeprägt.

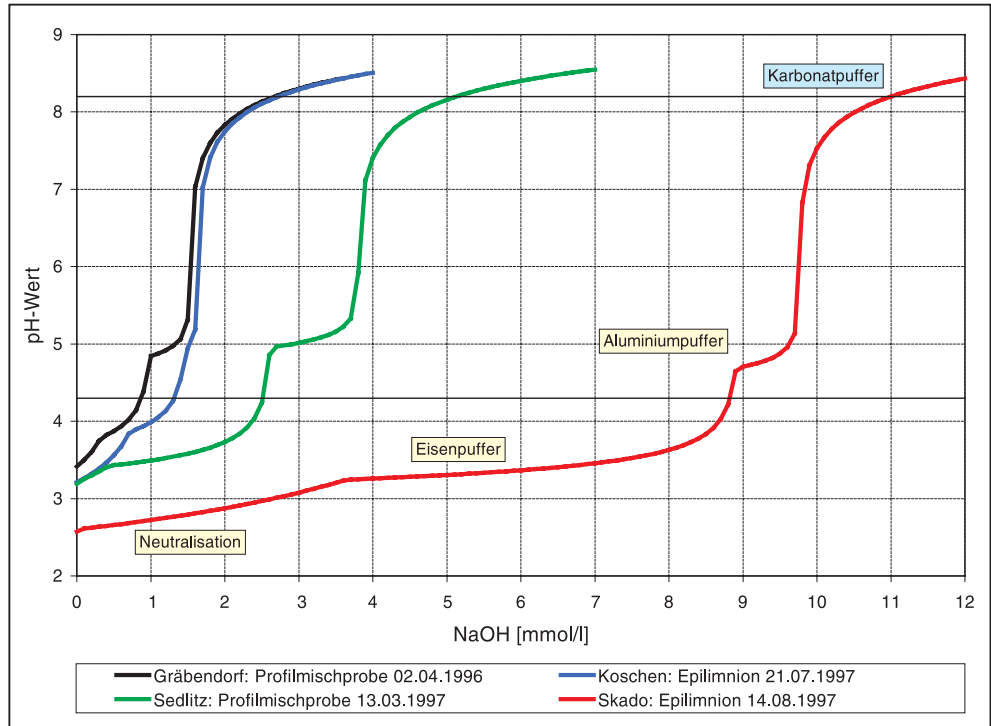


Bild 1.2/5: Titration von Wässern ausgewählter Tagebauseen mit starker Base (0,1 M NaOH)

Die berechneten Pufferkurven gestatten einen Vergleich zu den laborexperimentell bestimmten Kennwerten der Säure- und Basenkapazität. Der Vergleich ergibt, dass die tendenzielle Übereinstimmung zwischen berechneten und gemessenen Kennwerten grundsätzlich gut ist, im Einzelfall jedoch Abweichungen bis zu 30% zwischen den Kennwerten auftreten. Die Kritik der Ergebnisse ist sowohl an die Labormessungen als auch an die Berechnungen zu richten. Das soll im Folgenden geschehen.

Ein Fehler von 0,1 Einheiten, der bei pH-Messungen im Feld im Rahmen der erreichbaren Genauigkeit liegt, ergibt für den $K_{\text{B}4,3}$ und den $K_{\text{B}8,2}$ im Tagebausee Skado bereits eine Abweichung von etwa 0,6 mmol/l.

Die als Sättigungsindizes (SI) vereinbarten geochemischen Gleichgewichte, die für die Zeitskala der Prozesse unter Freilandbedingungen eine ausreichend genaue Annahme darstellen, lassen sich im Minutentakt der Labormessungen dagegen nicht zwangsläufig gewährleisten:

- Bei der Labortitration wird im alkalischen Bereich kein heterogenes Gleichgewicht mit der atmosphärischen Kohlensäure erreicht. Die Randbedingung für das Kohlendioxid unterscheiden sich bei den Modellrechnun-

gen zur Titration von den Modellrechnungen zur Seententwicklung. Bei der Titration kann auf eine entsprechende Randbedingung für den CO_2 -Partialdruck verzichtet werden. Die Konsequenzen für die Basenkapazität können aus dem Bild 1.2/6 abgeleitet werden.

- Die Hydrolyse des Eisens und die Fällung von Eisen(III)-hydroxid verlaufen in der Natur nicht spontan, was an der Eisentrübung moderat saurer Wässer sichtbar wird. Die Dauer der Labortitration ist viel kürzer als die natürlichen Prozesse. Die zeitlich verzögerte Reaktionsgeschwindigkeit für die Eisenhydrolyse und Eisenfällung wurden hier exemplarisch mit einer Übersättigung für Eisen(III)hydroxid im Bild 1.2/6 demonstriert.

Wir erkennen, dass die Bedingungen der Labormessungen von den Prozessen in den Tagebauseen deutlich abweichen. Die Ergebnisse der Labormessungen können demzufolge nicht einfach auf die Natur übertragen werden. Der $K_{\text{B}4,3}$ ist in dieser Hinsicht besonders kritisch zu bewerten.

Am vergleichsweise einfachen Beispiel der Titration eines Tagebausees mit Natronlauge sehen wir, dass die Modellrechnungen hinsichtlich der gewählten Randbedingungen kritisch zu hinterfragen sind. Was sich in diesem einfachen Fall durch

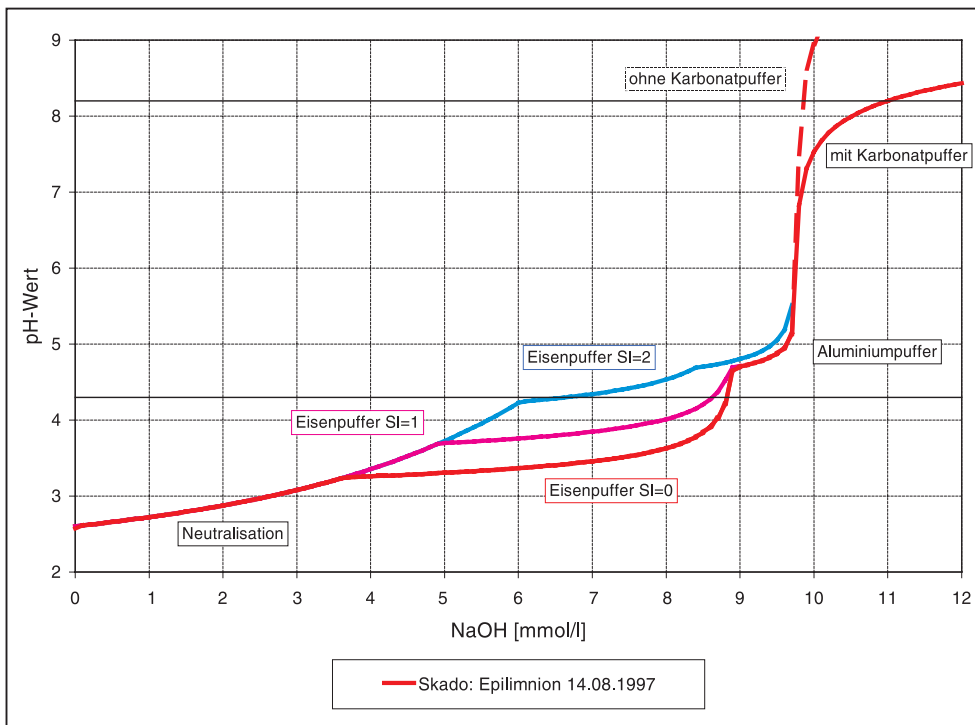


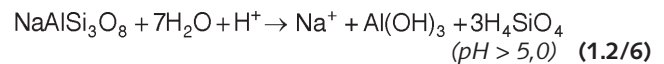
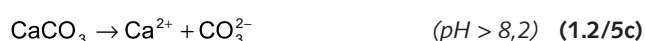
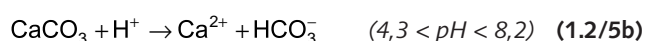
Bild 1.2/6:
Auswirkungen der geochemischen Randbedingungen auf das Berechnungsergebnis zur Titration

Parameterkombination noch aufklären lässt, entzieht sich in komplexen numerischen Modellen meist der Kritik des unbeteiligten Betrachters. Der zukunfts-trächtige Lösungsansatz besteht in der Kombination von Labormessungen und numerischer Modellierung (modellgestützte Laboruntersuchungen). Nur so kann die Übertragbarkeit von Labormessungen auf die realen Bedingungen gewährleistet werden.

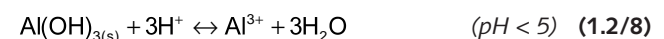
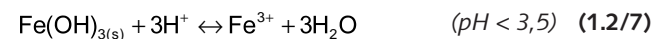
1.2.6 Pufferung und Alkalisierung

Die Wirkung der Markasit/Pyritverwitterung auf die Wasserbeschaffenheit wird durch zahlreiche geochemische Begleitprozesse modifiziert. Prozesse, die der Versauerung entgegenwirken, werden chemisch allgemein als (Säure-)Pufferprozesse definiert. Aus der Sicht des Säure-Basen-Konzepts sind jedoch die Pufferprozesse danach zu unterscheiden, ob sie eine Alkalisierung bewirken oder nicht (LUA 1996). Pufferreaktionen beziehen sich allgemein nur auf die Veränderung der Wasserstoffionenkonzentration und müssen keinen Alkalisierungseffekt ($\Delta\text{Alk} = \Delta\text{Aci} = 0$) haben. Alkalisierungsprozesse gehen jedoch mit einer Veränderung der Säure-Basen-Bilanz zu Gunsten der Basen bzw. zu Ungunsten der Säuren ($\Delta\text{Alk} > 0$ bzw. $\Delta\text{Aci} < 0$) einher. Alkalisierungsprozesse sind folglich eine Teilmenge der (Säure-)Pufferprozesse. Die Wirkung der Prozesse bezüglich des pH-Wertes können zunächst gleich sein.

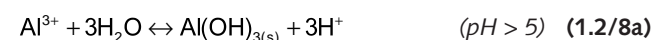
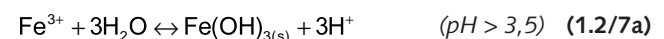
Die Carbonatverwitterung (Gleichung 1.2/5) und die Silikatverwitterung (Gleichung 1.2/6) sind im Sinne des Säure-Basen-Konzeptes **Pufferprozesse mit Alkalisierungseffekt**, da mit der Freisetzung von Kationen starker Basen, wie in den folgenden Beispielen Calcium und Natrium, die Alkalitätsbilanz des Wassers verbessert wird.



Die Lösung pedogener Metalle, wie Eisen (Gleichung 1.2/7) und Aluminium (Gleichung 1.2/8), stellt nur einen **Pufferprozess** aber **ohne Alkalisierungseffekt** dar. Bei diesen Reaktionen wird die Wasserstoffionenkonzentration verringert, aber weder Kationen starker Basen freigesetzt noch Anionen starker Säuren verbraucht, so dass die Säure-Basen-Bilanz des Wassers nicht nachhaltig verändert wird.



Diese Prozesse sind in Abhängigkeit vom pH-Wert meist reversibel (umkehrbar):



Die Neutralisation eines sauren Tagebausees kann auf zwei Wegen erreicht werden:

- Durch die Erzeugung stabil anaerober Verhältnisse im Hypolimnion oder Monimolimnion eines Sees. In diesem Fall werden die freien Wasserstoffionen überwiegend durch Eisen(II)ionen kompensiert. Diese hydrochemischen Verhältnisse sind jedoch nur solange stabil, wie kein Sauerstoff Zutritt. Bei einer Belüftung fällt der Tagebausee durch die Eisenoxidation, -hydrolyse und -fällung in seinen ursprünglichen sauren Zustand zurück, der durch den Überschuss der konservativen Säureanionen (Acidität) beschrieben wird. Diese Form der Neutralisation ist für die meist dimiktischen Tagebauseen folglich nicht dauerhaft.

- Durch Veränderung der Bilanz zwischen den konservativen Säurebildern (z. B. Sulfat, Nitrat) und konservativen Basenbildnern (z. B. Calcium, Magnesium, Natrium), wodurch die Acidität gemindert ($\Delta\text{Aci} < 0$) bzw. die Alkalität ($\Delta\text{Alk} > 0$) erhöht wird. Es bestehen die Möglichkeiten, entweder die säurebildenden Anionen zu reduzieren (z. B. durch Sulfatreduktion oder Denitrifikation), die basenbildenden Kationen zu erhöhen (z. B. durch Kalkung, Zugabe von Natronlauge oder Soda) oder beide Prozesse gleichzeitig zu fördern. Diese Veränderungen wirken in geschlossenen hydrologischen Systemen nachhaltig, sowohl unter aeroben als auch unter anaeroben Verhältnissen.

1.3 Limnologie der Tagebauseen

Die Limnologie ist als Teilgebiet der Ökologie die Wissenschaft von den Binnengewässern als Ökosysteme. Sie erforscht die Struktur sowie den Stoff- und Energiehaushalt von stehenden Gewässern, Fließgewässern und des Grundwassers.

Wesentliche Charakteristika von Tagebauseen, die sie von natürlichen Seen unterscheiden, sind vor allem ihre landschaftsuntypische Morphologie und die in den meisten Seen zu beobachtende starke Versauerung. Geogene Versalzungsercheinungen und anthropogene Kontaminationen des Seewassers durch Altlasten, Deponien oder Industrierückstände sind meist von untergeordneter Bedeutung. Durch Flutungsmaßnahmen können Eutrophierungsprobleme auftreten, die eine gesonderte Betrachtung bei der wissenschaftlichen Begleitung von wassergütemwirtschaftlichen Sanierungsmaßnahmen erforderlich machen.

Der pH-Wert stellt einen Schlüsselfaktor für den gesamten Stoffhaushalt von Tagebauseen dar. Bei einer Vielzahl von Seen im Lausitzer Braunkohlenrevier spielt die Versauerung durch den Eintrag von Verwitterungsprodukten der Pyrit- und Markasitoxidation aus den kohlebegleitenden Schichten der tertiären Sande (Abschnitt 1.2.1) die maßgebende Rolle für den Stoffhaushalt. Die Versauerung ist mit Abstand das bedeutendste Problem der Tagebauseen.

Die zweite wesentliche Problematik bei der Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in den entstehenden Tagebauseen ist die Eutrophierungsgefahr durch übermäßige Nährstoffbelastung im Zuge der Fremdfutung aus Fließgewässern. Die prognostische Einschätzung der Trophie ist dabei für die zukünftige Nutzung des Gewässers von Bedeutung.

1.3.1 Limnologische Grundlagen

Die Dichteabhängigkeit des Wassers führt mit der Erwärmung eines Sees im Frühjahr von der Seeroberfläche her zu einer raschen thermischen Schichtung (Stratifikation) des Wasserkörpers. Der dem Schichtungs Aufbau entgegenwirkende Wind kann nur an der Oberfläche angreifen. Die hiervon ausgehenden Durchmischungskräfte nehmen mit der Tiefe schnell ab. Es kommt zu einer relativ scharfen Grenze zwischen dem durchmischten Oberflächenwasser und dem kälteren Tiefenwasser, so dass zwischen einem warmen Epilimnion und einem kalten Hypolimnion unterschieden werden kann (Stagnation). Die dazwischen liegende Temperatursprungschicht wird als Metalimnion bezeichnet. Diese Schichtung hat Bestand, bis sich im Herbst die Temperaturunterschiede zwischen den beiden Wasserkörpern so weit verringert haben, dass der See vom Wind wieder vollständig durchmischt werden kann (Zirkulation). Friert der See im Winter zu, kann sich die Temperaturschichtung umkehren, da sich dann kälteres Wasser über dem +4°C warmen Wasser (Dichtemaximum) befindet.

trifikation), die basenbildenden Kationen zu erhöhen (z. B. durch Kalkung, Zugabe von Natronlauge oder Soda) oder beide Prozesse gleichzeitig zu fördern. Diese Veränderungen wirken in geschlossenen hydrologischen Systemen nachhaltig, sowohl unter aeroben als auch unter anaeroben Verhältnissen.

Im Gegensatz zu holomiktischen Seen, die vollständig durchmischt werden, kommt es bei meromiktischen Seen zu keinem Zeitpunkt des Jahres zu einer Durchmischung bis zu ihrer maximalen Tiefe (Bild 1.3/1). Die von der Zirkulation ausgeschlossene Tiefenzone wird als Monimolimnion bezeichnet. Der von der Zirkulation erfasste Bereich wird Mixolimnion genannt, in dem im Sommer eine normale Stratifikation zu beobachten ist. Beide Bereiche werden durch die Chemokline voneinander getrennt, in der starke vertikale physikalische und chemische Gradienten auftreten. Kennzeichen des Monimolimnions sind niedrige Sauerstoffkonzentrationen aufgrund der fehlenden Durchmischung mit dem sauerstoffhaltigen Oberflächenwasser bis hin zu vollständig anoxischen Bedingungen mit hohen Phosphor-, Ammonium-, Eisen-, Mangan- und ggf. auch hohen Schwefelwasserstoffkonzentrationen.

Zur Meromixie kommt es durch externe Prozesse wie dem Zustrom schweren, salzhaltigen Wassers oder auch durch die Übersichtung durch leichteres Süßwasser. Meromixie kann auch durch biologische Prozesse, Sedimentation oder Sedimentrücklösung hervorgerufen werden. Die in Tagebauseen vereinzelt zu beobachtende Meromixie hat ihre Ursache meist im Zustrom salzhaltigen Grundwassers mit höherer Dichte. Bislang sind nur wenige meromiktische Seen in der Lausitz bekannt. Dabei handelt es sich um einen relativ kleinen Waldsee bei Döbern (NIXDORF ET AL. 1998) und den Lugteich bei Hoyerswerda (FYSON & RÜCKER 1998). Auch der Tagebausee Plessa RL111 zeigt ein – allerdings nur schwach ausgebildetes – Monimolimnion.

In sauren Tagebauseen kann die Ausbildung einer Meromixie ein erstrebenswerter Zustand sein, um den Neutralisierungsprozess zu beschleunigen (Abschnitt 3.3). Das Monimolimnion ist dabei als Stoffsenke des Systems zu betrachten, das Nährstoffe dauerhaft zurückhalten kann und die eingeströmten bzw. sedimentierten Eisen- und Schwefelverbindungen in einem reduzierten Zustand hält bzw. dahin überführt.

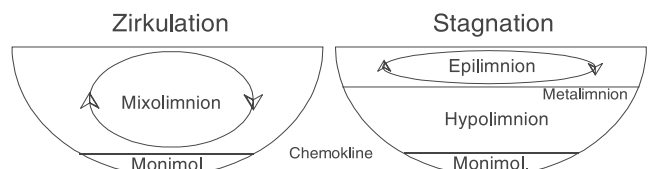


Bild 1.3/1: Durchmischungsverhalten eines meromiktischen Sees (Der holomiktische See weist kein Monimolimnion auf)

Das Temperaturschichtungsverhalten und die Entwicklung des Sauerstoffgehaltes eines großvolumigen Tagebausees werden beispielhaft am Tagebausee Gräbendorf in Bild 3.1/5 und Bild 3.1/6 dargestellt.

1.3.2 Morphologische Besonderheiten

Im Zuge der Reduzierung des Bergbaus in den Braunkohlerevieren der ostdeutschen Bundesländer entsteht eine Vielzahl neuer Tagebauseen. Von mehr als 500 Tagebauseen in

Deutschland liegen 187 in der Niederlausitz und davon 146 in Brandenburg (NIXDORF & HEMM 2001). Im Folgenden sollen die Besonderheiten der Tagebauseen im Vergleich mit natürlichen, eiszeitlich gebildeten, eutrophen Seen des Flachlandes dargestellt werden (Tabelle 1.3/1).

Merkmal	natürlicher eutropher See	Tagebausee mit Fremdwasserflutung	Tagebausee mit Grundwasseraufgang
Morphologie	überwiegend flache Uferzonen Epilimnionvolumen größer als Hypolimnionvolumen	meist steile Ufer, im Bereich der Uferlinie bergtechnisch abgeflacht sehr große morphologische Vielfalt Hypolimnionvolumen kann größer als Epilimnionvolumen sein (vgl. Tabelle 1.3/2)	
Böschungserosion	unbedeutend, da flach und bewachsen	sehr groß, insbesondere in der Anstiegsphase	
Artenvielfalt	hoch	gering	sehr gering
Nahrungskette	komplex	einfach	sehr einfach
Nährstoffangebot	hoch	mittel	niedrig
Limitation der Primärproduktion	Phosphor, Stickstoff	Phosphor, Kohlenstoff	
Zulauf	Fließgewässer mit Temperatur = Seetemperatur	Grundwasser und Oberflächenwasser	Grundwasser mit Temperatur zwischen 8 und 12°C
Sedimente	mächtige autochthone, stark organogene Sedimentbildungen	Sedimente, in denen Eisenhydroxide überwiegen, geringe organogene Bildungen (vgl. Abschnitt 1.3.5)	
pH	neutral bis schwach alkalisch	niedrig: oft pH = 4...6	oft sehr niedrig: meist pH < 3,5
Metallkonzentrationen	niedrig	moderat bis hoch (Eisen, Aluminium, Mangan)	sehr hoch (Eisen, Aluminium, Mangan)

Tabelle 1.3/1:
Merkmale von Tagebauseen im Vergleich mit einem natürlichen eutrophen See Brandenburgs, verändert nach (LMBV 1999)

Die Morphologie der Seebecken ist von der Lagerstättencharakteristik der ehemaligen Tagebaue und damit von der Tagebautechnologie abhängig. Die Morphologie wird des Weiteren durch die Sanierungsmaßnahmen beeinflusst, wobei diese vor allem auf die Gewährleistung der geotechnischen Sicherheit zielen. Neben Tagebauseen mit Beckenformen, die durch Böschungsabflachung den natürlichen Formen (z. B. RL 23 – Bischdorfer See, RL A – Hindenberger See) sehr ähneln, gibt es zahlreiche Tagebauseen mit morphologischen Besonderheiten:

- tiefe, schmale Einschnitte im Bereich ehemaliger Randschlüuche (z. B. RL F – Lichtenauer See),
- getrennte Tiefenwasserbecken durch technologische Dämme (z. B. RL 14/15 – Schlabendorfer See),
- ausgedehnte Flachwasserbereiche auf ehemaligen ausgedehnten Kippenoberflächen (z. B. RL 14/15 – Schlabendorfer See),
- Inselstrukturen mit unterschiedlich komplexem Uferverlauf (z. B. Senftenberger See, Gräbendorfer See).

Gemeinsam sind vielen Tagebauseen die überwiegend steilen Böschungen unterhalb der Wasseroberfläche mit Neigungen von 1:4 bis 1:5. Neben den Problemen, die sich hieraus für die Standsicherheit der höher gelegenen Böschungen ergeben, wirkt sich die Umlagerung von Feststoffen (vor allem von saurem Kippenmaterial) bis zum Erreichen eines stabilen Erosionsprofils auch auf die Wasserbeschaffenheit aus (Abschnitt 1.4.5).

Entsprechend der unterschiedlichen Morphologie der Tagebauseen ist auch das Schichtungsverhalten sehr verschieden. Neben einer Vielzahl tiefer und damit stabil geschichteter Seen gibt es auch einige Seen mit einer geringen mittleren Tiefe (u. U. mit geringen Anteilen tiefer Bereiche), die entweder stabil geschichtet sind und ein geringmächtiges Hypolimnion aufweisen oder aber wie zahlreiche kleinere, flache Restseen keine stabile Schichtung aufweisen und mehrmals im Jahr durchmischt werden (polymiktische Seen). In der Tabelle 1.3/2 sind wichtige morphometrische Kennwerte ausgewählter Tagebauseen dargestellt.

Der Wasserspiegel zahlreicher Tagebauseen bleibt deutlich unter der umgebenden Geländeoberfläche, was durch die Windabschirmung auch Auswirkungen auf das Schichtungsverhalten hat.

1.3.3 Entwicklung der Trophie

Eine wesentliche Grundlage für eine einheitliche Datenerhebung und die Bewertung von Gütekennwerten in Tagebauseen stellt die „Methodik zur limnologischen Untersuchung und Bewertung von Bergbaurestseen“ (SCHULTZE ET AL. 1994) dar. Danach werden alle säure- und trophierelevanten Kennwerte in Anlehnung an die Methodik der Untersuchung natürlicher neutraler Seen bestimmt, wobei bei sauren Seen teilweise Modifikationen notwendig sind, um bei der chemischen Analytik insbesondere störende Effekte durch die hohen Eisenkonzentrationen zu umgehen.

Tabelle 1.3/2: Morphometrische Kennwerte ausgewählter Tagebauseen im Land Brandenburg

Tagebausee	mittlerer Endwasserstand	Fläche	Volumen	mittlere Tiefe	max. Tiefe	theoret. Epil.tiefe	Epilimnion- volumen	Hypolimnion- volumen	Volumen- entwicklung	Tiefen- gradient
		A	V	z_{max}	z_{max}	z_{epi}	V_{epi}	V_{hyp}	$V_{\text{hyp}}/V_{\text{epi}}$	F
	mNN	Mio. m	Mio. m	m	m	m	Mio. m	Mio. m	-	-
Sedlitzer See	101,0	13,3	205	15	43	9,2	116	89	0,8	2,7
Senftenberger See	99,0	12,2	160	13	23	8,6	-	-	-	4,7
Greifenhainer See	85,0	10,2	330	32	70	8,8	60	250	3,1	7,9
Ilsesee (Meuro)	101,0	7,7	153	20	36	8,4	78	84	1,1	6,7
Schlabbendorfer See (RL 14/15)	60,3	6,2	48	8	32	7,9	31	17	0,6	4,1
Gräbendorfer See	67,5	4,3	95	22	47	7,4	26	69	2,6	6,3
Klinger See	71,5	3,9	102	26	68	7,5	25	77	3,0	9,0
Bergheider See	106,0	2,9	41	14	53	7,2	19	19	1,0	7,4
Bischdofer See (RL 23)	57,3	2,6	19	7	24	7,4	13	6	0,4	3,3
Lichtenauer See (RL F)	54,5	2,3	25	11	31	7,1	14	11	0,8	4,4
Drehnaer See (RL 12)	71,0	2,2	15	7	43	7,0	4	11	2,7	6,2
Schönfelder See (RL 4)	53,0	1,4	11	8	27	7,2	7	3	0,5	3,8
Stöbendorfer See (RL C)	56,5	1,0	4	4	12	6,1	-	-	-	1,7
Grünwalder Lauch (RL 117)	92,6	0,95	7	7	15	6,2	-	-	-	2,3
Kleinleipischer See (RL 131-5)	101,0	0,72	13	18	-	-	-	-	-	-
Heideseer See (RL 131-N)	103,0	0,59	5	8	31	-	-	-	-	-
Südteich (RL 29)	94,5	0,91	-	-	9	-	-	-	-	-
Ferdinandsteich (RL 28)	94,5	0,47	-	-	9	-	-	-	-	-
Stiebsdorfer See (RL 13)	72,8	0,41	5	12	26	5,4	2	3	1,9	4,8
Grünhaus Ost (RL 130)	101,5	0,40	8	20	14	-	-	-	-	-
Stöbriter See (RL B)	55,5	0,30	0,9	3	11	4,9	-	-	-	2,1
Hindenberger See (RL A)	55,2	0,20	0,8	4	9	4,9	-	-	-	1,8
Grünhaus West (RL 129)	101,5	0,16	4	25	10	-	-	-	-	-
Koynsee RL 113	96,0	0,16	0,1	0,8	3	4,7	-	-	-	0,5

Zur Abschätzung der Trophieentwicklung sind nach den Vorgaben der (TGL 27 885/01) die Form des Seebeckens und seine Größe für die Ausbildung von Reaktionsräumen und damit die Ausprägung der Trophie von Bedeutung. Die Ermittlung des Verhältnisses von Hypolimnion- zu Epilimnionvolumen unter Einbeziehung des hypolimnischen Sauerstoffvorrats gibt Hinweise auf das trophische Potenzial des Gewässers. Insbesondere die sehr großen Tagebauseen weisen meist ein sehr günstiges Volumenverhältnis und damit relativ hohe Sauerstoffvorräte im Hypolimnion auf (Tabelle 1.3/2). In Sedimentnähe bzw. im Hypolimnion können dennoch anoxische Bedingungen auftreten, die im Gegensatz zu neutralen, eutrophen Seen nicht auf biogene Sauerstoffzehrung, sondern vor allem auf chemische Prozesse zurückzuführen sind (Abschnitt 3.1.4).

Neben den Volumina der einzelnen Schichten werden morphometrische Kenngrößen der Seebecken zur Ermittlung eines trophischen Referenz-Zustandes aus folgenden Parametern ermittelt (LAWA 1998):

- die mittlere (z_m) und maximale (z_{max}) Seetiefe (die mittlere Seetiefe als Verhältnis von Seevolumen zu Seefläche, die maximale Seetiefe als Messwert),
- die effektive Achsenlänge (D_a) als Maß für die Angriffsmöglichkeit des Windes auf die Wasseroberfläche (zu bestimmen als Mittelwert aus effektiver Länge und Breite eines Sees, die größte Längenausdehnung der Seefläche und die größte Ausdehnung im rechten Winkel dazu):

$$D_a = 0,5 \cdot (L_{\text{eff}} + B_{\text{eff}})$$

- die theoretische Epilimniontiefe (z_{epi}), die aus der effektiven Achsenlänge (D_a) mit $z_{\text{epi}} = 5,81 \cdot D_a^{0,28}$ (empirische Gleichung nach VENZ 1974) abzuleiten ist,
- der Tiefengradient (F) als das Verhältnis von maximaler Seetiefe (z_{max}) zur theoretischen Epilimniontiefe (z_{epi}): $F = z_{\text{max}} / (4,785 \cdot (L_{\text{eff}} + B_{\text{eff}})^{0,28})$. Der Tiefengradient gilt als Maß für die Schichtungstabilität: Werte > 1,5 zeigen in der Regel im Sommer thermisch stabil geschichtete Seen an.

Auf dieser Grundlage lässt sich als wertvolles Hilfsmittel zur Prognose der zu erwartenden Gewässergüte die Referenz-Sichttiefe (ST_{Ref}) aus mittlerer Tiefe und Tiefengradient ermitteln ($ST_{\text{Ref}} = 0,265 \cdot z_m + 0,425 \cdot F + 0,398$). Grundlage hierfür sind empirische Erhebungen an Seen in weitgehend unbelasteten Gebieten (MIETZ 1996, LAWA 1998). Aus der Referenzsichttiefe lässt sich ein trophischer Referenz-Zustand unter Berücksichtigung des Schichtungsverhaltens des Gewässers und der Gewässerfläche ableiten. Der Gültigkeitsbereich in Bezug auf die mittlere Tiefe und den Tiefengradienten ist zu berücksichtigen (LAWA 1998). Dieser auf der Morphometrie beruhende trophische Referenz-Zustand ist ein Anhaltspunkt für den natürlichen Trophiegrad des Gewässers.

Der tatsächlich sich einstellende trophische Zustand eines Standgewässers wird aber hauptsächlich durch den Eintrag von Pflanzennährstoffen (meist Phosphor) und deren assimilatorische Verwertung durch Primärproduzenten bestimmt. Jeder See erfährt einen natürlichen Nährstoffeintrag aus seiner Umgebung (oberirdisches und unterirdisches Einzugsgebiet) sowie aus der Luft und ist damit in Abhängigkeit vom geochemischen Charakter und von den klimatischen Verhältnissen auch ohne den Menschen einer Trophiebeeinflussung ausgesetzt.

Um das Ausmaß der Eutrophierungsgefährdung infolge der Fremdflutung abschätzen zu können, muss neben den trophischen Hauptmesswerten, wie z. B. die Gesamtposphor-Konzentration (TP-Konzentration), Chlorophyll a-Konzentration und Sichttiefe, des Weiteren auf detaillierte Wassermengenbilanzen und Prognosen der pH-Entwicklung zurückgegriffen werden. Die Phosphor-Frachten des Flutungswassers sind bei fremdgefluteten Seen durch Datenreihen der Landesämter meistens gut belegt. Die pH-Entwicklung wird mit hydrogeochemischen Modellen prognostiziert (Abschnitt 1.4).

Nach (DRIESCHER & GELBRECHT 1993) beträgt der geogene Hintergrund der Phosphor-Konzentration für oxisches Grundwasser etwa 0,01...0,02 mg P/l, für anoxisches Grundwasser etwa 0,08...0,25 mg P/l. In den Grundwasserproben der Lausitz werden in der Regel diese hohen Werte ebenfalls erreicht. Teilweise wurden TP-Konzentrationen über 1 mg P/l gemessen. Die relativ hohen Phosphor-Konzentrationen des Grundwassers werden im See jedoch kaum wirksam, da der größte Teil in den eisenhaltigen mineralischen Sedimenten bei der Passage in den See gebunden wird.

Das zumindest in der Anfangsphase der Flutung noch saure Seewasser und aus den Kippen zuströmendes potenziell saures Grundwasser wirken ebenfalls einer Eutrophierung durch die Fällung von Phosphor infolge der hohen Eisen- und Aluminiumgehalte entgegen, was bei der Trophieprognose ebenfalls zu berücksichtigen ist.

Weitere Einträge von Nährstoffen werden direkt durch nasse und trockene Deposition (atmosphärischer Eintrag) über den Luftpfad (ca. 0,3 kg P/(ha*a)), durch Erholungssuchende (ca. 40...94 mg TP pro Badender) und Wasservögel (bis zu 380 mg TP pro Ente) verursacht (TGL 27885/01).

Der potenzielle natürliche Nährstoffeintrag aus den meist nährstoffarmen sandigen Einzugsgebieten kann in Anlehnung an (LAWA 1998) mit 0,1 kg P/(ha*a) kalkuliert werden, falls für die Zuflüsse keine ausreichenden hydrochemischen Untersuchungen vorliegen. Bei einer Grundwasserneubildung von ca. 100 mm (= 100 l/(m²*a)) ergibt sich ein maximaler spezifischer Eintrag über das Grundwasser von 0,1 bis 0,2 kg P/(ha*a) bzw. 0,8...2,5 kg P/(ha*a); d. h. der Wert nach (LAWA 1998) kann als unterer Grenzwert für den potenziellen natürlichen P-Eintrag in Seen mit hohem Anteil an Grundwasserzufluss betrachtet werden.

Folgende Nährstoffe gelten als trophiebestimmend:

Stickstoff: Aufgrund der relativ hohen Stickstoffkonzentrationen (TN ca. 2...5 mg/l) in den Tagebauseen kann eine Limitation der Primärproduktion durch Stickstoff weitgehend ausgeschlossen werden. Die dominierende Stickstoffkomponente in sauren Seen ist Ammonium, das geogenen Ursprungs ist und aufgrund der im sauren Milieu gehemmten Nitrifikation mikrobiell nicht zu Nitrat umgewandelt werden kann.

Phosphor: Allgemein wird Phosphor als der am stärksten bzw. häufigsten auf die Primärproduktion limitierend wirkende Faktor angesehen. Die Daten aus Tagebauseen zeigen zum einen eine hohe Streuung und zum anderen einen deutlichen Trend zur Ausbildung relativ hoher Chlorophyll a-Konzentrationen bei geringen TP-Angeboten. Die trophische Umsetzung der Ressource Phosphor in Algenbiomasse scheint demnach sehr effizient zu verlaufen.

Kohlenstoff: Eine Besonderheit in Bezug auf die Limitation der Primärproduktion in sauren Tagebauseen stellen die äußerst geringen Konzentrationen gelösten anorganischen Kohlenstoffs (DIC) dar. Während in normalen Hartwasserseen eine gute Pufferung durch das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht gegeben ist, fällt diese Art der Pufferung mit seinem großen Kohlenstoffangebot in extrem sauren Gewässern aus. Stattdessen befinden sie sich mit ihren niedrigen pH-Werten im Eisen- oder Aluminium-Pufferbereich. Bei pH < 4,3 stellen sich Konzentrationen an anorganischem Kohlenstoff ein, die der normalen Gleichgewichtskonzentration mit der Atmosphäre entsprechen. Die Werte liegen abgesehen vom grundwasser gespeisten Hypolimnion während der Sommerstagnation meist deutlich unter 0,5 mg TIC/l. (gesamter anorganischer Kohlenstoff) Für die Einbeziehung der Kohlenstofflimitation in Trophieberechnungen fehlen derzeit jedoch noch die wissenschaftlichen Grundlagen.

Aufgrund der bisherigen Untersuchungen ist festzustellen, dass das autotrophe Wachstum nicht durch die extreme Acidität gehemmt wird. Dafür sprechen die relativ hohen episodischen und saisonalen Chlorophyll a-Konzentrationen bzw. Biomasseentwicklungen, die in zahlreichen Seen beobachtet werden konnten. Die Intensität der Stoffumsätze wird durch die Ressourcenbereitstellung (mit anorganischem Kohlenstoff als wichtigem Faktor) gesteuert, während die Artenvielfalt durch die Säurebelastung der Tagebauseen erheblich eingeschränkt wird.

In Ermangelung von speziellen Trophiemodellen für säure-dominierte Gewässer wird bei der Abschätzung der Trophieentwicklung auf das in der Gewässerpraxis bewährte Vollenweider-Modell (VOLLENWEIDER & KERÉKES 1982, SAS 1989) sowie auf die Modifizierungen zur Bewertung der Trophie nach (LAWA 1998) zurückgegriffen (NIXDORF & LESSMANN 1999). Voraussetzungen für die Anwendung dieses Modells sind das Vorherrschen von Phosphorlimitation der Primärproduktion und die Herkunft der Phosphorbelastung aus externen Quellen. Dabei spielt die TP-Jahresfracht des externen Nährstoffimportes eine wesentliche Rolle, weil diese in Verbindung mit der Höhe der Abflüsse (Q) die mittlere Zuflusskonzentration (P_i) des Gesamtposphors bestimmt. Die mittlere TP-Konzentration (P_λ) in einem See stellt sich unter Einbeziehung der theoretischen Verweilzeit (τ - in Jahren) eines Gewässers nach folgender Beziehung ein:

$$P_{\lambda} = \frac{P_i}{(1 + \sqrt{\tau})} \quad (1.3/1)$$

Die mittlere theoretische Verweilzeit des Wassers im See wird nach folgender Beziehung ermittelt:

$$\tau = \frac{V}{\sum Q_i} \quad (1.3/2)$$

mit V mittleres Seevolumen in [m³];
 ΣQ_i Summe aller Zuflüsse zum See bzw. aller Abflüsse aus dem See (einschließlich der klimatischen Komponenten) in [m³/a].

Das Verweilzeitkonzept gilt streng genommen nur für stationäre bzw. quasistationäre Verhältnisse. Die Ermittlung der Aufenthaltszeit eines sich in Füllung befindenden Restloches bereitet deshalb und auch aufgrund der Unsicherheiten bei der Bestimmung der Grundwasserzuflüsse und der Grundwasserabflüsse Schwierigkeiten. Die Nettobilanz der Wassermengen eines Tagebausees kann aus verschiedenen Messungen und Berechnungen vergleichsweise gut ermittelt werden. Für

die Berechnung von Stoffmengenbilanzen im Allgemeinen und der Verweilzeit im Besonderen sind jedoch die Bruttovolumenströme des Grundwassers (Teilvolumenströme aller unterirdischen Zuflüsse und Abflüsse, nicht nur deren Differenzbetrag) von entscheidender Bedeutung.

Inwieweit das für neutrale Gewässer entwickelte Modell auch unter den Bedingungen extremer Säuregrade gilt, ist aus verschiedenen Gründen noch zu prüfen. Die offenen Probleme betreffen dabei die Art und Intensität des P-Entzugs aus dem See. Diese Prozesse gestalten sich in Seen mit hoher Aufenthaltszeit über biogene Transformation und Sedimentation besonders effizient. Tagebauseen gelten deshalb überwiegend als gute Phosphorsenken. Solange sie stark sauer sind, überwiegt die rein chemische Elimination des Phosphors aus dem Pelagial über die Prozesse Flockung und Fällung (Abschnitt 1.2.3). Wie sich dieser Prozess im Vergleich zur saisonalen

Dynamik der Transformation gelöster in partikuläre Fraktionen (Biomasse, Detritus) und ihrer Sedimentation in pH-neutralen Seen gestaltet und von welchen hydrochemischen, hydrodynamischen und biogenen Faktoren er beeinflusst wird, ist noch Aufgabe der limnologischen Grundlagenforschung.

Fast alle Lausitzer Tagebauseen sind anhand der mittleren Gesamtphosphor- und Chlorophyll a-Konzentrationen als oligotroph bis schwach mesotroph einzustufen, wobei die Phytoplanktonentwicklung im Jahresverlauf starken Schwankungen unterliegen kann. Der Tagebausee Plessa RL 117 wies z. B. in den letzten Jahren einen pH-Wert von rund 2,6 und TP-Konzentrationen zwischen 5 und 12 µg/l auf. Die Chlorophyll a-Konzentrationen erreichten im Winter und Frühjahr regelmäßig ihre höchsten Werte (Bild 1.3/3). Ende Februar 1998 wurden mittels Fluoreszenz maximal 27 bis 34 µg/l Chlorophyll a in 3 bis 14 m Tiefe gemessen. Wintermaxima unter Eis

Bild 1.3/2:
TIC-Konzentration im Tagebausee Plessa RL 117 in der gesamten Wassersäule bzw. im Epilimnion und im Hypolimnion von 1997 bis 2000 (LESSMANN & NIXDORF, 2002)

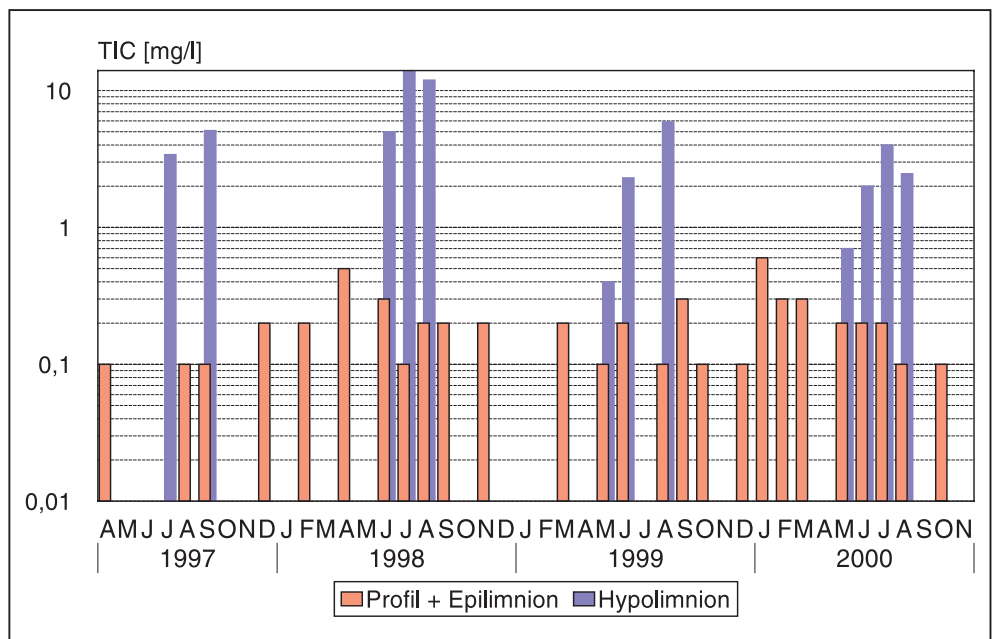
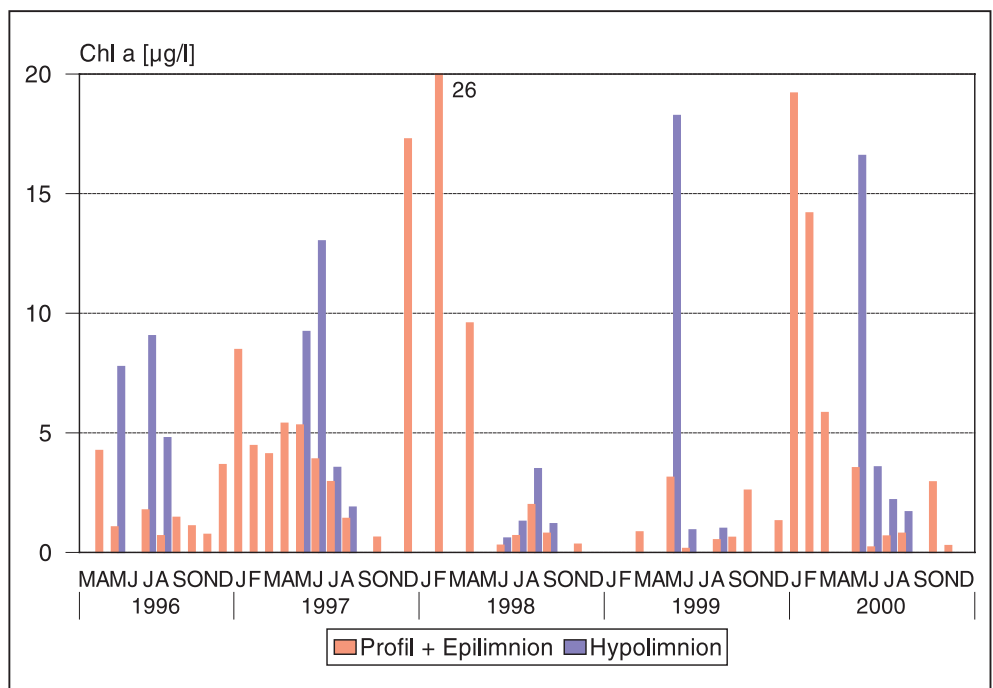


Bild 1.3/3:
Chlorophyll a-Konzentration im Tagebausee Plessa RL 117 in der gesamten Wassersäule bzw. im Epilimnion und im Hypolimnion von 1996 bis 2000 (LESSMANN & NIXDORF, 2002)



stellen eine typische Erscheinung in Tagebauseen dar (NIXDORF ET AL. 1998b, LESSMANN & NIXDORF 2000a, b). Das Eis verhindert das Entweichen des mit dem Grundwasserzufluss eingetragenen Kohlendioxids (CO₂) in die Atmosphäre und ermöglicht so wahrscheinlich die stärkere Phytoplanktonentwicklung. Vor Beginn der Sommerstagnation im April 1998 wurden noch 10 bis 14 µg/l Chlorophyll a in 4 bis 12 m Tiefe gemessen. Mit dem Beginn der Sommerstagnation kam es durch den Austausch mit der Atmosphäre und den Verbrauch durch das Phytoplankton zu einer raschen Abnahme der TIC-Konzentration im Epilimnion, wohingegen die Konzentration im Hypolimnion stark anstieg, da hier ein steter Nachschub durch den Grundwasserzufluss erfolgte (Bild 1.3/2). Der Anteil des durch Respiration erzeugten Kohlendioxids (CO₂) ist in dem oligotrophen Gewässer als gering einzuschätzen (NIXDORF & KAPFER 1998). Als Folge war beim Phytoplankton eine Verlagerung der Maxima der Chlorophyll a-Tiefenverteilung in die Bereiche des Meta- und Hypolimnions zu beobachten.

(KRUMBECK ET AL. 1998) konnten durch eine Abschätzung der Carrying Capacity (maximale Ertragsfähigkeit in Abhängigkeit der Ressourcen Licht, C, N, P) für den Tagebausee Plessa RL 111 einen Wechsel der Limitierung der Phytoplanktonentwicklung vom TIC im Epilimnion zum TP in den oberen Schichten des Hypolimnions mit einem Übergang zur Lichtlimitation in Wassertiefen über 8 m zeigen.

Im Tagebausee Gräbendorf führte die bessere Nährstoffversorgung mit Beginn der Fremdwasserflutung im Frühjahr 1996 zu einem Anstieg der Primärproduktion. Seit 1997 war jedoch wieder ein beständiger Rückgang zu verzeichnen, was vor allem mit den verringerten TIC-Konzentrationen korreliert. Seit Herbst 1998 kam es zu einem deutlichen Anstieg, so dass die Werte im Winter 1998/99 mit über 4 µg/l Chlorophyll a fast doppelt so hoch lagen wie im Winter zuvor (Abschnitt 3.1.4).

1.3.4 Biologische Besiedlung

In stark sauren Tagebauseen können bei hohen Wasserstoffionen- und Aluminiumkonzentrationen nur wenige Phytoplanktonarten leben. Die biologische Besiedlung saurer Tagebauseen ist deshalb sehr artenarm und durch niedrige Biomassen gekennzeichnet. Das Phytoplankton ist auf wenige und kleine Arten von Grün- und Goldalgen sowie Dinoflagellaten beschränkt. Kieselalgen kommen nur selten vor.

Während der extrem saure Tagebausee Plessa RL107 (pH ≈ 2,4) von nur sechs Arten besiedelt wird, kommen im deutlich schwächer sauren Felixsee (pH ≈ 3,8) schon 45 Arten vor, was immer noch weniger als die Hälfte der Artenzahl von neutralen Tagebauseen wie dem Stöbriitzer See (Schlabendorfer Felder - ehem. RL B) mit pH ≈ 7,7 ausmacht (LESSMANN & NIXDORF 2000a). In den stark sauren Seen wird meistens mehr als 90% des Phytoplankton-Biovolumens von den Gattungen *Ochromonas* (Chrysophyceae, Goldalgen) und *Chlamydomonas* (Chlorophyta, Grünalgen) gestellt (LESSMANN ET AL. 2000). Eine charakteristische Art einiger dieser Seen ist außerdem *Lepocincles teres* (Euglenophyta, Augenflagellaten). In schwächer sauren Seen, wie dem Felixsee, dominieren dagegen mit *Peridinium umbonatum* (Dinophyta, Dinoflagellaten), *Cryptomonas* (Cryptophyta) sowie auch *Ochromonas* und *Chlamydomonas* bereits eine größere Zahl verschiedener Taxa. Neutrale Tagebauseen haben eine noch wesentlich stärker ausgeglichene Dominanzstruktur.

In sauren Seen dominieren Phytoflagellaten. Sie haben den Vorteil, bei den in Tagebauseen knappen Ressourcen sich in den Bereich bestmöglicher Nährstoffversorgung begeben zu können. Zudem sind es kleine Arten mit hohen Reproduktionsraten und geringen Sedimentationsverlusten. Die Vorteile zeigen sich insbesondere während der Sommerstagnation, wenn aufgrund des sehr starken TIC-Gradienten Phytoplankton-Ansammlungen im Meta- und Hypolimnion beobachtet werden können. Hohes Reproduktionsvermögen, gute Beweglichkeit (Flagellaten) und bei einigen Arten zusätzlich Mixotrophie stellen grundsätzlich deutliche Vorteile in den von den Lebensbedingungen her extremen Tagebauseen dar (LESSMANN & NIXDORF 2000a). Das Wirkungsgefüge der in sauren Tagebauseen zu beobachtenden physikalischen und chemischen Phänomene und ihre Auswirkungen auf die Phytoplanktonzönose des Pelagials zeigt Bild 1.3/4.

Die biologischen Charakteristika der stark sauren Tagebauseen haben sich auch im Tagebausee Gräbendorf nach mehreren Jahren Fremdwasserflutung unter anhaltender, wenn auch stark verminderter Säurebelastung noch nicht grundlegend verändert. Die Phytoplanktonbesiedlung wird weiterhin vor allem von Flagellaten dominiert, die sich zum Teil bevorzugt in den von der Nährstoffversorgung her für sie günstigeren mittleren und tiefen Bereichen des Sees aufhalten. Aufgrund der mixotrophen Ernährung einiger Arten korrelieren die ermittelten Biovolumina nicht immer mit den gemessenen Chlorophyll a-Konzentrationen. Nach einer starken Zunahme des Phytoplanktons nach Flutungsbeginn ist es wieder zu einer beständigen Abnahme gekommen. Die Werte stagnieren bisher weitgehend auf niedrigem Niveau.

Noch artenärmer ist das Zooplankton saurer Tagebauseen, das häufig nur aus wenigen säureresistenten Vertretern besteht.

Das Zooplankton extrem saurer Tagebauseen setzt sich aus den Rotatorienarten (Rädertieren) *Cephalodella hoodi*, *Elosa worallii*, *Cephalodella gibba* und *Rotatoria rotatoria* zusammen, wobei *C. hoodi* und *E. worallii* die dominierenden Arten sind. In weniger sauren Seen können darüber hinaus noch *Brachionus sericus* (Rotatoria, Rädertiere) und *Chydorus sphaericus* (Cladocera, Wasserflöhe) mit höheren Abundanz vorkommen (DENEKE 2000). Teilweise können Seen in größerer Dichte von Heliozoen (Sonnentierchen) besiedelt werden. Ciliaten (Wimpertierchen) sind meist sehr selten.

Die größten Räuber in den fischfreien sauren Gewässern sind Wasserwanzen, die allgemein relativ säuretolerant sind. Häufigste Art ist die omnivore Corixide (Wasserwanze) *Sigara*

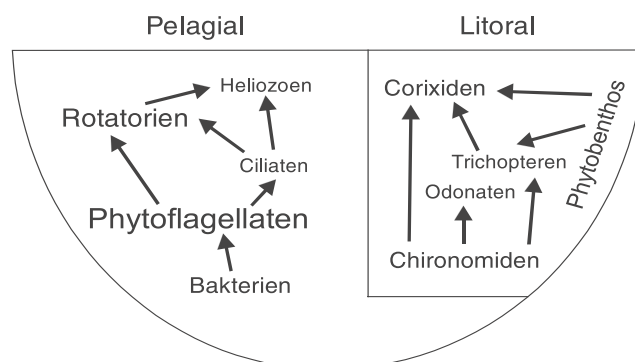


Bild 1.3/6: Vereinfachtes Nahrungsnetz des Pelagials und Litorals eines sauren Tagebausees

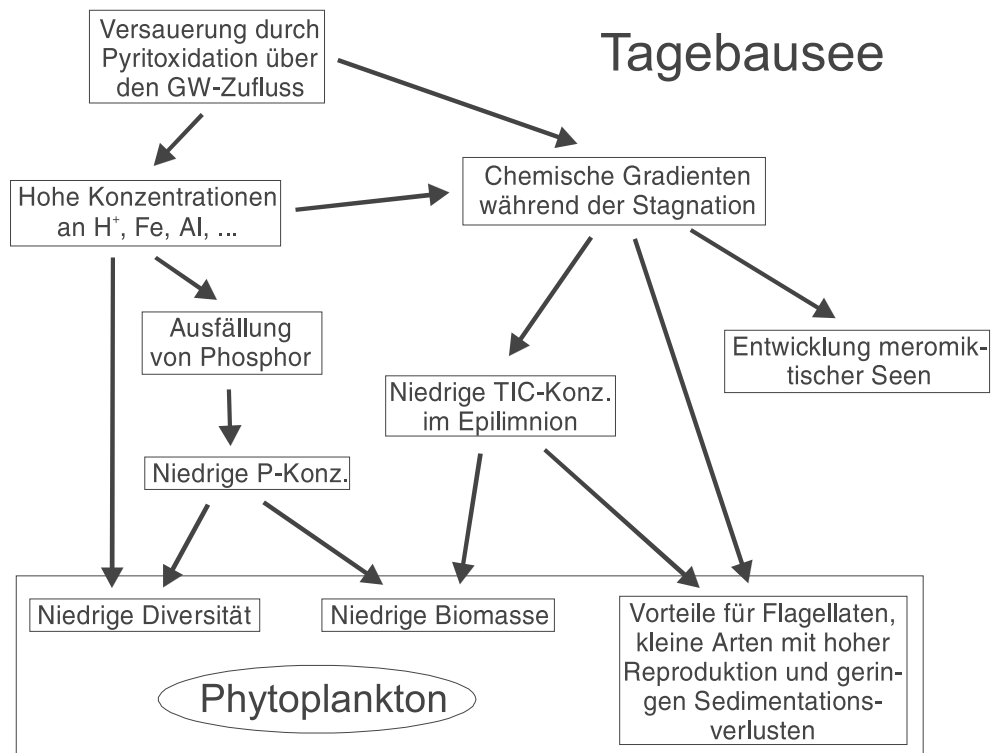


Bild 1.3/4: Wirkungsgefüge der Versauerungsbelastung in einem Tagebausee auf die Phytoplanktonzönose (nach LESSMANN & NIXDORF 2000a)

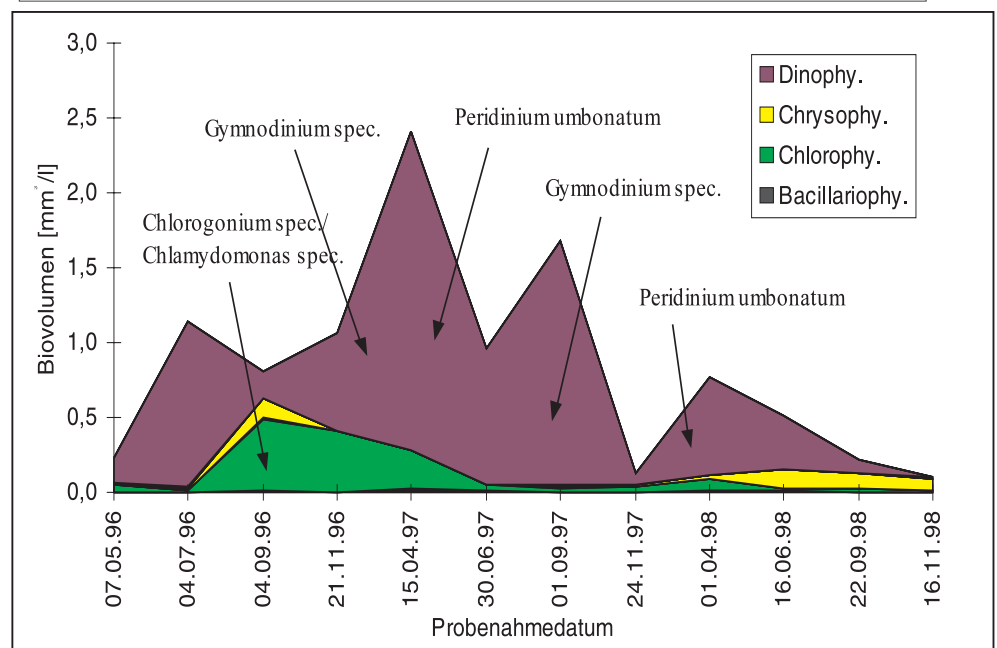


Bild 1.3/5: Saisonale Sukzession des Phytoplanktons eines Tagebausees am Beispiel des Grünwalder Lauchs (Plessa RL 117) (nach BEULKER ET AL. 2002)

nigrolineata. Daneben werden unterschiedliche weitere Arten regelmäßig gefunden (WOLLMANN 2000). Insgesamt sind die Nahrungsnetze um so einfacher gebaut, je saurer der See ist. Sie setzen sich im einfachsten Fall nur aus Bakterien, Phytoflagellaten, Rotatorien (Rädertierchen), Chironomiden (Zuckmücken) und Corixiden (Wasserwanzen) zusammen. Die Vernetzung zwischen den trophischen Ebenen im Pelagial mit dem benthisch-litoralen Nahrungsnetz ist nur schwach ausgeprägt (Bild 1.3/6).

Im Gegensatz zur planktischen Besiedlung gestaltet sich das Wachstum von Makrophyten in Abhängigkeit von der Sedimentbeschaffenheit der Seen z. T. sehr üppig. Als Pionierpflanze saurer Tagebauseen ist häufig *Juncus bulbosus* (Zwiebel- oder Knollenbinse) zu finden. Die Art kann dichte Bestän-

de unter Wasser ausbilden (PIETSCH 1998, FYSON 2000). Sie war in 213 von 234 untersuchten Seen der Lausitz nachweisbar. *Potamogeton natans* (Schwimmendes Laichkraut) fand sich noch in ca. 44% der Gewässer (PIETSCH 1998). Auch *Phragmites australis* (Schilfrohr), *Typha latifolia* (Breitblättriges Schilf) und weitere *Juncus*-Arten kommen in den Uferbereichen der meisten Seen vor, wobei starke Schwankungen der Wasserstände durch wasserwirtschaftliche und andere Sanierungsmaßnahmen bzw. Wiederversauerungsprozesse erhebliche Wachstumsstörungen bewirken.

Bei niedrigen pH-Werten und hohen Metallkonzentrationen, insbesondere Aluminium, das auf Fische toxisch wirkt, ist eine fischereiliche Nutzung der Seen nicht möglich. Diese ist erst bei neutralen pH-Werten gegeben.

1.3.5 Sedimente und Respirationsprozesse

Im Gegensatz zu natürlich entstandenen Seen ist der Charakter der Sedimente in Tagebauseen vielfältiger. Aus pragmatischer Sicht sollen nachfolgende Sedimentgruppen nach Substrateigenschaften und ihrer Herkunft unterschieden werden:

- (1) Klastische Sedimente:
 - (a) Autochthone (z. B. Kippenmaterial)
 - (b) Allochthone (in die Tagebaue verbrachte Materialien, wie z. B. Kraftwerksaschen)
- (2) Eisenhydroxidablagerungen:
 - (a) Autochthone (aus dem sauren Restseewasser ausgefällte Eisenverbindungen, meist ohne Kalk)
 - (b) Allochthone (eingespülte Eisenhydroxidschlämme der Grubenwasseraufbereitung, meist mit beträchtlichen Kalkanteilen)
- (3) Organogene Sedimente:
 - (a) Autochthone (neugebildetes organisches Material, wegen der niedrigen Primärproduktion in den Tagebauseen meist jedoch sehr gering)
 - (b) Allochthone (in die Tagebaurestlöcher verbrachtes organisches Material, wie z. B. Kohletrübe, Klärschlämme, Industrierückstände etc.)

In einzelnen Tagebauseen kommen alle Gruppen der Sedimente nebeneinander vor. Die Sedimentprobennahme an ein oder zwei ausgewählten Stellen eines solchen Tagebausees bleibt meist ein nichtrepräsentativer Ausschnitt. Die Sedimente der Tagebauseen sind hinsichtlich ihrer geochemischen und biochemischen Prozesse differenziert zu bewerten. Dabei ist zu berücksichtigen, dass sich z. B. die allochthonen Eisenhydroxidsedimente erst über eine längere Zeit konsolidieren.

Die Sedimente der Tagebauseen vermögen einen Beitrag zur Neutralisation des Wasserkörpers zu leisten. Dieser Beitrag kann einerseits aus den anorganischen Substrateigenschaften und andererseits aus biologischen Respirationsprozessen herühren. Eisenhydroxidschlämme der Grubenwasseraufbereitung und Kraftwerksaschen verfügen häufig über einen beträchtlichen Alkalitätsüberschuss, der bei Einspülung dieser Stoffe in den Seen wirksam wird. Sobald sich jedoch die Substrate auf dem Gewässergrund abgelagert haben, schränkt sich

die alkalische Wirkung deutlich ein. Ungeachtet mächtiger Ascheablagerung mit löslichen Calciumoxiden und -carbonaten können solche Seen wieder einen sauren Zustand annehmen. Der neutrale Charakter zahlreicher Tagebauseen der Lausitz ist vor allem auf die Art der Nutzung als industrielle Absetzbecken für Kraftwerksaschen und Eisenhydroxidschlämme zurückzuführen (z. B. Hindenberger See – RL A).

Der Anteil organischer Stoffe in den Sedimenten der Tagebauseen ist überwiegend gering. Kohletrübe unterliegt aufgrund ihrer Herkunft und Substrateigenschaften nur sehr eingeschränkt dem biologischen Abbau. Gleiches gilt für kohlige Beimengungen in umgelagerten tertiären Sedimenten und Kippensubstraten. Für die Respirationsprozesse in den Sedimenten der Tagebauseen ist im Wesentlichen nur die autochthone Biomasse (sedimentiertes Phytoplankton, Makrophyten) von Bedeutung.

In den Sedimenten der Tagebauseen lassen sich qualitativ und quantitativ Respirationsprozesse nachweisen. Meist wenige Zentimeter unterhalb der Wasser-Sediment-Kontaktzone wechseln die Redoxverhältnisse vom Oxischen ins Anoxische (Bild 1.3/7). Die bakterielle dissimilatorische Sulfatreduktion und die Eisenreduktion sind in limnischen und marinen Sedimenten weit verbreitet und allgegenwärtig. Von (PEINE 1998) sind mit Flaschenversuchen die Aktivitäten und Bruttoumsätze der Eisenreduzierer und Sulfatreduzierer in Sedimenten des RL 77 bestimmt worden. Die Respirationsumsätze im Sediment haben sich als hoch erwiesen (Bild 1.3/8), der Effekt für das Freiwasser war jedoch marginal.

Die Aktivität der Eisenreduzierer wird unter natürlichen Bedingungen häufig durch die Reaktivität der vorhandenen Eisen(III)minerale limitiert. Nach (LOVLEY 1991) können amorphe Hydroxide durch die Mikroorganismen wesentlich leichter reduziert werden als kristalline Verbindungen. Aus dieser Sicht bestehen in den Tagebauseen grundsätzlich günstige Voraussetzungen.

Bei der Sulfatreduktion kann der entstehende Schwefelwasserstoff mit reduzierten Eisen- oder Schwermetallionen zu schwerlöslichen Sulfiden gefällt werden. Häufig wird das gebildete Eisensulfid jedoch nicht im Sediment festgelegt, sondern wird chemisch oder mikrobiell zurückoxidiert. Dazu reichen bereits Spuren von Sauerstoff in der Sediment-Wasser-Kontaktzone aus.

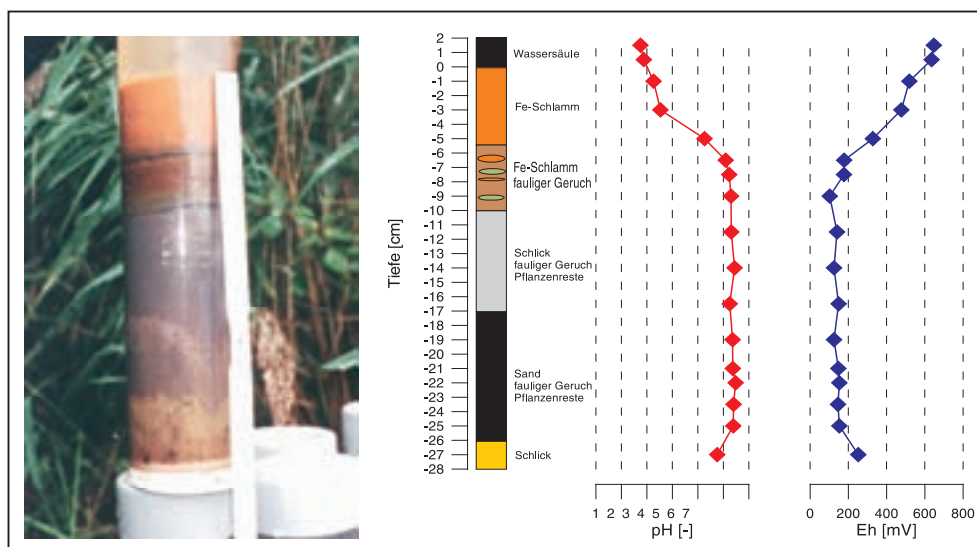
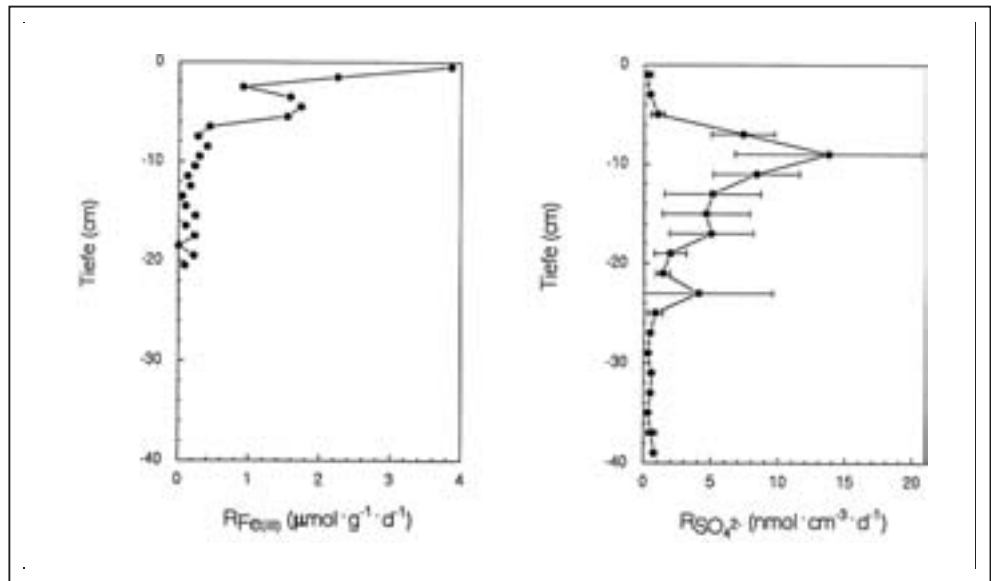


Bild 1.3/7:
Tiefenprofil des autochthonen Sediments aus einem Tagebausee der Lausitz
(GRÖSCHKE unveröff.)

Bild 1.3/8:
 Tiefenprofile der mikrobiellen
 Reduktion von Eisen und Sul-
 fat im Sediment eines sauren
 Tagebausees (PEINE 1998)
 (Eisenreduzierer:
 Flaschenversuche, +12°C;
 Sulfatreduzierer:
³⁵S-Methode, +7°C)



Eine weitere Ursache für die geringe neutralisierende Wirksamkeit der Sulfatreduktion ist nach (PEINE 1998) die geringe Verfügbarkeit organischer Stoffe in den eisenhydroxidhaltigen Sedimenten saurer Tagebauseen. Die gezielte Förderung die-

ses natürlichen Prozesses durch Zugabe organischer Verbindungen wird derzeit in zahlreichen Untersuchungen beschrieben. Der gegenwärtige Stand der Arbeiten wird in den Abschnitten 3.3 bis 3.5 erläutert.

1.4 Hydrogeochemische Modellierung

1.4.1 Zielstellung der Modellierung

Modelle sind Werkzeuge zur Abbildung komplexer Prozesse. Sie haben eine Existenzberechtigung, wenn sie der Erkenntnisvertiefung des Modellanwenders und der Entscheidungsfindung des Praktikers dienen. Der praktische Nutzen von Modellrechnungen wird weniger von der Eleganz des Modells als von der Kompetenz des Modellanwenders bestimmt. Das trifft insbesondere auch auf die Modellierung hydrogeochemischer und biologischer Prozesse zu. Das geeignete Modell ist jeweils dasjenige, da bei einer minimalen Anzahl von Modellparametern eine bestmögliche Reflexion der Realität gewährleistet ist.

Die Zielstellungen der Modellierung der Wasserbeschaffenheit in den Tagebauseen sind sehr vielfältig und können in einen erkenntnisorientierten und einen praktischen Teil gegliedert werden. Zu den **erkenntnisorientierten Zielstellungen** zählen:

- Die Formulierung qualitativer Zusammenhänge: Die Überführung des Objektes „Tagebausee“ in ein numerisches Modell erfordert die schöpferische Auseinandersetzung mit der Vielgestaltigkeit des Problems sowie das Erkennen der wesentlichen Prozesse und Zusammenhänge.
- Die Herstellung quantitativer Beziehungen: Ein numerisches Modell kann grundsätzlich nur Prozesse abbilden, die in Algorithmen gefasst sind. Die Quantifizierung von Prozessen ist eine entscheidende Grundlage für den Planer und den Politiker. Der Zwang zur Quantifizierung lehrt den Naturwissenschaftler, zwischen maßgebenden und nicht maßgebenden Prozessen zu unterscheiden und damit ihre Bedeutung zu gewichten.

- Quantifizierung integraler Stoff- und Säureinträge in die Tagebauseen: Die inverse Modellierung bietet die Möglichkeit, aus vorliegenden Beobachtungsdaten Prozesse zu quantifizieren, die für die prognostische Modellierung auf direktem Wege nicht sicher genug eingeschätzt werden können. Grundlage hierfür ist jedoch ein modellgestütztes und entscheidungsorientiertes Monitoring (Abschnitt 4.4).
- Sensitivitätsbetrachtungen: Ein Modell ist hervorragend dazu geeignet, die Wirkung einzelner natürlicher Faktoren und technischer Maßnahmen auf die Wasserbeschaffenheit vergleichend einzuschätzen.

Zu den **praktisch orientierten Zielstellungen** der hydrogeochemischen Modellierung der Wasserbeschaffenheit in Tagebauseen gehören:

- Aussagen zur mittelfristigen und langfristigen Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in den Tagebauseen: Hierzu dienen im Wesentlichen prognostische Modellrechnungen.
- Vergleich von Szenarien der Fremdwasserflutung hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit.
- Optimierung der Verteilung der Wasserressourcen für die Fremdwasserflutung und der Konditionierungsmaßnahmen.
- Die Modellierung ist ein wichtiges Instrumentarium zur Planung von Überwachungs- und Sanierungsmaßnahmen.

Im Rahmen der laufenden Sanierungsplanungen der LMBV lag der inhaltliche Schwerpunkt der Beschaffenheitsprognosen bisher auf der Abschätzung des Versauerungszustandes der Tagebauseen bis zum Flutungsabschluss. Es waren insbesondere Antworten auf die Frage zu finden, ob durch Eigenaufgang des Grundwassers oder mit der geplanten Fremdwasserflutung in den Tagebauseen neutrale Verhältnisse zu erreichen sind. Sofern dieses Ziel nicht erreicht werden kann, waren Aussagen über die Verlängerung der Fremdwasserflutung bzw. über ggf. erforderliche chemische Kompensationsmaßnahmen abzuleiten.

1.4.2 Konzeptioneller Ansatz der Modellierung

Die Prozesse in den Tagebauseen lassen sich auf folgende Mechanismen zurückführen, die in komplexer Weise miteinander vernetzt sind:

- hydrologische Prozesse in den Fließgewässern,
- hydraulische Prozesse im See und im umgebenden Grundwasser,
- thermische Prozesse im See (Stratifikation),
- chemische Reaktionen im See und Wechselwirkungen mit dem Sediment,
- biologische Prozesse im See und im Sediment.

Die konzeptionellen Grundlagen zur hydrochemischen Modellierung der Wasserbeschaffenheit in Tagebauseen sind in (LUA 1995) und bei (GRÜNEWALD 1998a) dargestellt. Dabei wurde im Wesentlichen auf vorhandene Teilmodelle zurückgegriffen. Diese Teilmodelle werden separat gelöst.

Diese Vorgehensweise mag auf den ersten Blick nicht elegant erscheinen. Sie hat jedoch den entscheidenden Vorteil, dass die Teilelemente jeweils durch kompetente Fachexperten bedient und damit auch beherrscht werden. Voraussetzung ist jedoch, dass die getrennten Modellbausteine hinsichtlich ihrer Rückkopplungen geprüft und ggf. korrigiert werden.

Zwischenzeitlich wurden von verschiedenen wissenschaftlichen Institutionen im Rahmen von Forschungsprojekten die Modellinstrumentarien verfeinert. Ein praxisreifes Modell ist jedoch bislang noch nicht verfügbar. Der Aufwand zur Datengewinnung und zur Modellkalibrierung ist bei diesen Modellentwicklungen häufig so hoch, dass sie nur in ausgewählten Fällen zur Anwendung kommen können. Für den praktischen Anwendungsfall haben sich vorerst einfache oder gekoppelte Rührkesselmodelle als ausreichend erwiesen.

Eine Prognose kann entsprechend der objektkonkreten Aufgabenstellung als Grenzfallbetrachtung, als Vergleichsrechnung oder als Vorhersage eines mittleren wahrscheinlichen Zustandes, ggf. ergänzt durch Angabe eines Unschärfenbereiches, vorgenommen werden. Die Vertrauenswürdigkeit einer hydrogeochemischen Prognose hängt im entscheidenden Maße von der Qualität, Dichte und Konsistenz der Eingangsdaten sowie den maßgebenden Randbedingungen ab. Die Präzision des Simulators tritt dabei meist in den Hintergrund.

Eine typische Grenzfallbetrachtung zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in Tagebauseen während der Fremdfutung ist die Frage nach dem Erreichen neutraler Verhältnisse bis zur vollständigen Füllung. Im Sinne dieser Grenzfallbetrachtung werden für das Grundwasser in den Herkunftsräumen und die Böschungserosion im Bereich der verfügbaren Daten eher günstige Annahmen getroffen. Sofern eine Neutralisation des Tagebausees unter diesen Bedingungen nicht erreicht werden kann, wird sie auch unter ungünstigeren Bedingungen nicht erreicht. Wird jedoch eine Neutralisation unter günstigen Bedingungen erreicht, ist die Sensitivität des Ergebnisses durch veränderte Annahmen zu prüfen.

Die Grenzfallbetrachtung für die mögliche Wiederversauerung eines Tagebausees unterscheidet sich von der eben dargestellten grundlegend. Hierfür sind eher ungünstige Randbedingungen zu wählen. Sofern eine Wiederversauerung unter diesen Bedingungen ausgeschlossen werden kann, gilt das auch für alle anderen Fälle.

Diese Vorgehensweise ist mit dem Eutrophierungsmodell nach VOLLENWEIDER U. KERÉKES (1982) vergleichbar, wo kritische Schwellenkonzentrationen des Phosphoreintrages im Hinblick auf die Eutrophierungsgefährdung ermittelt werden.

1.4.3 Programmtechnische Umsetzung

Die Abschätzung der hydrogeochemischen Entwicklung in den Tagebauseen erfolgt auf der Grundlage von numerischen Modellen, auf die an dieser Stelle im Detail nicht eingegangen werden soll. Für das Verständnis der Modellrechnungen ist es erforderlich, die Elemente „Daten“ und „Simulator“ als gleichwertige Modellkomponenten zu sehen und bzgl. ihres räumlichen und zeitlichen Abstraktionsniveaus aufeinander abzustimmen. Es ist wenig hilfreich, ein hydrogeochemisches See-Modell räumlich und zeitlich sehr detailliert zu diskretisieren, wenn z. B. nur eine einmalige Untersuchung des Mischwassers während der Frühjahrsvollzirkulation vorliegt.

Die hydrologischen Eingangsdaten für die Flutung der Lausitzer Tagebauseen werden mit dem Langfristbewirtschaftungsmodell ArcGRM Spree-Schwarze Elster ermittelt. Dieses Programm ermittelt das veränderliche Wasserdargebot und berücksichtigt dabei vorgegebene Prioritäten der Wasserinanspruchnahme im Einzugsgebiet.

Die geohydraulischen Verhältnisse in den Herkunftsräumen der Tagebauseen werden mit dem Programm PCGEOfIM® berechnet. In die geohydraulische Modellierung gehen die Ergebnisse der ArcGRM-Berechnungen als Flutungsszenarien ein. Die Ergebnisse der geohydraulischen Modellierung werden als zeitvariable (limnologische) Wasserbilanzen für einzelne Tagebauseen bzw. Teilbecken von Tagebauseen für die Zwecke der Beschaffenheitsprognose aufbereitet. Die Feingliederung der Herkunftsräume richtet sich nach den Anforderungen der limnologischen Bearbeitung.

Die Säure-Basen-Bilanz ist die entscheidende Grundlage zur Quantifizierung des Versauerungszustandes von Tagebauseen. Stoffmengenbilanzen können jedoch nur für konservative chemische Kennwerte berechnet werden, wie die Säure- bzw. Basenkapazität (Abschnitt 1.2). Der pH-Wert ist funktionell mit den konservativen Säure-Basen-Kennwerten verbunden. In diese

funktionelle Beziehung gehen zahlreiche hydrochemische und geochemische Randbedingungen ein, wie Komplexbildungsreaktionen und Hydrolysegleichgewichte, der Gasaustausch mit der Atmosphäre, Lösungs- und Fällungsreaktionen von Mineralen usw. Diese Randbedingungen werden aus der Analyse der hydrochemischen Daten zu den Tagebauseen und den Ergebnissen zu Sedimentuntersuchungen abgeleitet. Sofern die wirksamen hydrochemischen und geochemischen Randbedingungen bekannt und quantifizierbar sind, kann auch der pH-Wert für den Tagebausee in einem bestimmten Zuverlässigkeitsbereich prognostiziert werden.

Die Prognose des Versauerungszustandes von Tagebauseen erfolgt mit hydrogeochemischen Modellen. Dafür ist das Programm PHREEQC (PARKHURST 1995) geeignet. Die Dateneingabe und modellinterne Vereinbarungen des Programmes PHREEQC sind wesentlich komfortabler, als in der Vorgängerversion PHREEQE, die den ersten Arbeiten zur Modellierung der Seeversauerung in (LUA 1995) zu Grunde lag. Die Dateneingabe ins Modell PHREEQC lässt sich weitgehend automatisieren und aus Datenbanken (chemische Analysen) oder Kalkulationsprogrammen (Wasserbilanzdaten) gewährleisten. Damit können komplexe Aufgaben gelöst werden, wie die Modellierung der Wasserbeschaffenheit in geschichteten Seen, in räumlich stark gegliederten Seen oder sogar in gekoppelten und vernetzten Tagebauseekomplexen. Die Zeitschrittweite und damit die Anzahl der Simulationsschritte stellt für das Programm PHREEQC kein leistungsbeschränkendes Kriterium mehr dar. Die Komplexität der zu lösenden Prognoseaufgaben wird derzeit nicht von der Leistungsfähigkeit des Programmes PHREEQC begrenzt.

Das Programm PHREEQC bietet durch problemgerecht strukturierte Ergebnisdateien eine einfache Kontrolle der chemischen Randbedingungen, wie z. B. Sättigungsindizes. Das Programm PHREEQC ermittelt Massenbilanzen für die vereinbarten Minerale. Die Gefahr einer unkontrollierten Rücklösung von Mineralen über ihren gespeicherten Vorrat, wie sie in der Vorgängerversion noch möglich war, ist gebannt (vgl. LUA 1995).

Die Ermittlung von Kennwerten der Säure- und Basenkapazität gehört nicht zu den Standardfunktionen hydrogeochemischer Simulationsprogramme. Für das Programm PHREEQC werden jedoch elegante Lösungen zur Berechnung der Säure- und Basenkapazität angeboten (PARKHURST 1995).

1.4.4 Grenzen der Modellanwendung

Grundlage der stofflichen Modellierung von Tagebauseen ist in erster Linie eine schlüssige Wasserbilanz, die aus der geohydrologischen Modellierung abzuleiten ist. Veränderte Volumenströme schlagen sich natürlich direkt auch auf Stoffbilanzen und damit auf die Ergebnisse der hydrogeochemischen Modellierung nieder. Die Erfahrungen zum bisherigen Verlauf des Grundwasserwiederanstiegs und der Flutung von Tagebauseen im Lausitzer Revier zeigen, dass selbst hier Modellanpassungen und Korrekturen erforderlich waren.

Bei der stofflichen Charakterisierung der Herkunftsbereiche des Grundwassers sind im Rahmen von Monitoringprogrammen der LMBV Fortschritte erzielt worden (Abschnitt 4.4). Es wurden zahlreiche neue Grundwassermessstellen errichtet. Die

Dichte des aktuellen Messnetzes gewährleistet jedoch auch gegenwärtig noch keine räumlich detaillierte Auflösung der Herkunftsbereiche. Aus wirtschaftlichen Gründen werden auch in der Zukunft Lücken bleiben.

Bei der Modellierung der Wasserbeschaffenheit zeigen sich schon auf der Ebene der Datengewinnung zu den Tagebauseen beträchtliche Unschärfen:

- Die Beprobung der Tagebauseen erfolgt zumeist nur an einer zentralen Stelle.
- Die Beprobungen erfolgen häufig in größeren Zeitabständen. In Tagebauseen mit rutschungsgefährdeten Böschungen konnte die Entwicklung der Wasserbeschaffenheit mitunter über Jahre nicht beobachtet werden. Nur wenige Tagebauseen werden im Rahmen wissenschaftlicher Untersuchungsprogramme mit großer zeitlicher Dichte untersucht.
- Die Untersuchungsprogramme sind häufig auf wenige Kennwerte beschränkt.
- Die Probennahme und die chemische Analytik sind häufig mit Fehlern behaftet.

Der Datenzustand zu den Tagebauseen und zum Grundwasser wird mit der Einführung des „Merkblattes zum montanhydrogeologischen Monitoring in der Phase des Abschlussbetriebsplanes“ (LMBV 2000) vereinheitlicht und grundsätzlich verbessert (Abschnitt 4.4).

Darüber hinaus existieren jedoch auch gegenwärtig noch Erkenntnislücken zu den grundlegenden hydrogeochemischen Prozessen in Tagebauseen. Es zeigte sich z. B., dass der Sättigungsindex für Ferrihydrit nur in grober Näherung den Prozess der Eisenausfällung beschreibt. Es gibt Erkenntnisse, die auf die Bildung von Eisenoxihydroxosulfaten wie Schwertmannit (PEINE 1998) deuten, die für die Abweichungen vom Ferrihydritgleichgewicht verantwortlich sind. Im Freiwasser von Tagebauseen wird zudem das Redoxgleichgewicht zwischen Eisen(III) und Eisen(II) durch photochemische Prozesse zu Gunsten des Eisen(II) verschoben, woraus sich rechnerisch ebenfalls ein Sättigungsdefizit für Ferrihydrit ergibt. Nach den hydrochemischen Befunden in Tagebauseen dürfte die Ausfällung von Eisenhydroxid theoretisch nicht möglich sein. Andere Autoren machen die stark verzögerte Reaktionsgeschwindigkeit der Eisenhydrolyse unter stark sauren Verhältnissen für Abweichungen zwischen theoretischen und gemessenen Werten verantwortlich.

Mit unterschiedlicher Schärfe treffen die am Beispiel des Eisens diskutierten Probleme auf die Modellvereinbarungen aller anderen chemischen Gleichgewichte zu. Die Vereinbarung chemischer Gleichgewichte ist immer eine bedeutende Randbedingung für die hydrogeochemische Modellierung, sie muss deshalb behutsam erfolgen und sollte durch Messwerte ausreichend begründet sein. In der Tabelle 1.4/1 sind Beispiele für relevante geochemische Randbedingungen benannt, wie sie sich aus den Erfahrungen des Monitorings und der hydrogeochemischen Modellierung von Lausitzer Tagebauseen ergeben haben.

Tagebausee		sauer	neutral
O ₂ -Partialdruck		Nicht relevant, in oxischen Bereichen (z. B. Epilimnion) muss lediglich der Nachschub gewährleistet werden	
Redoxspannung		In oxischen Bereichen (z. B. Epilimnion) wird die gemessene Redoxspannung durch einen fiktiven Sauerstoffpartialdruck abgebildet. Die pH-Abhängigkeit der Redoxspannung ist damit gewährleistet.	
Eisen(III)		Annähernd im theoretischen Gleichgewicht mit Ferrihydrit: SI = 0,0 ± 1,0 besser durch ein Eisenoxihydroxysulfat zu beschreiben	Wegen anorganischer Komplexbildung in theoretischer Übersättigung zum Ferrihydrit: SI = 2,0 ± 1,0
CO ₂ -Partialdruck		Wegen geringer Primärproduktion meist im Gleichgewicht mit der Atmosphäre: log ₁₀ [P _{CO2}] = -3,5 ± 0,5	Wegen erhöhter Primärproduktion angereichert gegenüber der Atmosphäre: log ₁₀ [P _{CO2}] = -2,5 ± 0,5
Phosphor	Aerobe Tagebauseen	Chemisches Gleichgewicht für Strengit (Eisen-III-Phosphat) mit SI = 0,0 ± 0,5	Keine geochemische Definition, sondern biologische Dynamik
	Anaerobes Hypolimnion	P-Remobilisierung durch chemisches Gleichgewicht für Vivianit (Eisen-II-Phosphat): SI = 0,0 ± 0,5	
Ammonium		Keine Nitrifikation, geringer Verbrauch durch die Primärproduktion, d. h. annähernd konservatives Verhalten	Biologische Dynamik, d. h. nicht konservatives Verhalten, derzeit mit hydrogeochemischen Modellen nicht simulierbar

Tabelle 1.4/1:
Beispiele geochemischer Randbedingungen für Tagebauseen

SI – Sättigungsindex: SI = 0 Gleichgewicht; SI > 0 Übersättigung; SI < 0 Untersättigung

1.4.5 Stoffeinträge in die Tagebauseen

Die wesentlichen Stoffeinträge in die Tagebauseen finden mit dem Flutungswasser, dem Grundwasser und durch Böschungserosion statt. Dabei bereitet insbesondere die Quantifizierung der Stoffeinträge durch Erosion der Kippenböschungen konzeptionelle Probleme. Das betrifft die Repräsentanz der Untersuchungen (vergleichsweise geringe Probenzahl in Hinblick auf die Größe der Kippe), die Struktur der Kippe (eine statistische Mittelung der Ergebnisse spiegelt häufig nicht die festgestellte geochemische Struktur der Kippe wider) sowie die räumliche und zeitliche Wirkung der Erosion. Hinzu kommen singuläre Ereignisse, wie Setzungsfleißrutschungen, die hinsichtlich Ort, Zeit und Menge nicht vorhergesagt werden können. Für die Nährstoffe spielt darüber hinaus der Niederschlag eine Rolle.

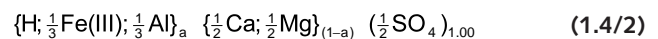
Der in (LUA 1995) entwickelte Algorithmus zur Quantifizierung des nicht volumenstromgebundenen Stoffeintrages aus den Böschungen in die Tagebauseen hat sich als wenig praktikabel erwiesen, da die Quantifizierung der eluierbaren Materialmengen (dort als Rückgriffstiefe definiert) und der Chemie der Böschungselution praktisch kaum möglich ist. In den zurückliegenden Jahren wurde deshalb ein anderer Weg beschritten, der jedoch erst möglich ist, seitdem die hydrochemische Entwicklung in den Tagebauseen durch Beobachtungen (Monitoring) intensiv begleitet wird. Die Stoffmengenbilanz eines Tagebausees nach Gleichung (1.4/1) wird für einen mit Daten ausreichend belegten Beobachtungszeitraum hinsichtlich der unbekanntenen Größen gelöst. Im Idealfall ist die einzig unbekanntene Größe der Stoffeintrag R_{Bo} aus den Böschungen:

$$\frac{d(V_{RL} \cdot C_{RL})}{dt} = \sum_i (Q_i \cdot C_i)_{ZU} - C_{RL} \cdot \sum_j Q_{AB,j} \pm R_{Reak} \pm R_{Bio} + R_{Bo} \quad (1.4/1)$$

- mit
- V_{RL} Volumen des Tagebausees,
 - C_{RL} Stoffkonzentration im Tagebausee,
 - Q_i Volumenstromkomponente i (ZU – Zustrom, AB – Abstrom)
 - C_i der Volumenstromkomponente i zugeordnete Stoffkonzentration,
 - R_{Reak} Stoffumsätze durch chemische Reaktionen (z. B. Eisenaussfällung),
 - R_{Bio} Stoffumsätze durch biologische Prozesse (Primärproduktion, Respiration) und
 - R_{Bo} Stoffeintrag aus den Böschungen

Bislang fanden in den Bearbeitungen zu den Lausitzer Tagebauseen entsprechend der Datenlage zwei Ansätze zur geochemischen Beschreibung des Stoffeintrags aus den Kippen im hydrogeochemischen Prognosemodell Verwendung:

- (1) Die Verwendung einer fiktiven Mineralstöchiometrie in allgemeiner Form, wie z. B. für eine saure Elution:



Sie wird aus den Ergebnissen repräsentativer Elutionsversuche ermittelt oder durch inverse Modellierung an gemessene Daten in Tagebauseen angepasst. Die Benutzung von Elutionsdaten setzt zusätzlich die Kenntnis der eluierten Massen voraus. Die Massenermittlung ist bei der inversen Modellierung implizit.

- (2) Die Verwendung einfach strukturierter kippentypischer Sekundärminerale, wie z. B. Coquimbite Fe₂(SO₄)₃•9H₂O und Aluminiumsulfate Al₂(SO₄)₃ aber auch Calcit CaCO₃ und Magnesit MgCO₃ in gepufferten Kippengebieten.

Die ersten Prognosen zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in (LUA 1996) mussten mit geschätzten Parametern für den Stoffeintrag aus Böschungen erstellt werden. Jetzt liegen mehr oder weniger dichte Datenreihen zur Wasserbeschaf-

fenheit einzelner Tagebauseen vor, die eine rückwärtige Berechnung (inverse Modellierung) des Stoffeintrags aus den Böschungen für verschiedene Zeitabschnitte gestatten. Dabei kann wie folgt vorgegangen werden:

Im **ersten Schritt** wird eine Nullvariante mit den Kenntnissen zu den Ausgangswerten der Wasserbeschaffenheit und der Volumenentwicklung des Tagebausees, der Volumenströme und der Beschaffenheit des Grundwassers, des Volumenstroms und der Beschaffenheit des Flutungswassers sowie unter Berücksichtigung der maßgebenden hydrogeochemischen Randbedingungen berechnet. Der Vergleich der Berechnungsergebnisse mit der tatsächlich beobachteten Entwicklung gibt erste Hinweise auf die Größenordnung und den Charakter der Stoffeinträge (sauer, neutral oder alkalisch).

Sofern es sich um saure Stoffeinträge handelt, ist Sulfat das einzig relevante Anion. Anhand des rechnerischen Sulfatüberschusses im Tagebausee kann deshalb im **zweiten Schritt** bereits der Umfang des Stoffeintrages ermittelt werden.

Im **dritten Schritt** werden die Acidität des Stoffeintrags [Variable a in der Gleichung (1.4/2)] und ihre Einzelkomponenten bestimmt. Sie entspricht dem Anteil der Äquivalentkonzentration hydrolytischer Ionen (Wasserstoff, Eisen, Aluminium) an der Kationensumme. Die Bestimmung erfolgt durch iterative Anpassung des mit dem hydrogeochemischen Modell berechneten pH-Wertes an die gemessenen pH-Werte. Bei sauren Seen, wo der Aluminiumpuffer noch nicht zur Wirkung kommt, kann zuerst der Anteil der Aluminiumionen be-

stimmt werden. Die Differenz zwischen der Acidität und Aluminium verteilt sich mit ausreichender Näherung auf Eisen- und Wasserstoffionen. Eine Spezifizierung ihrer Anteile ist nach der beschriebenen Verfahrensweise nicht möglich, da bei der Hydrolyse und Ausfällung von Eisen(III) Wasserstoffionen annähernd im gleichen Verhältnis freigesetzt werden.

Im **vierten Verfahrensschritt** wird sukzessive die komplette Stöchiometrie des Stoffeintrags ermittelt. Die Kationen sind überwiegend durch die Erdalkalien (Calcium, Magnesium) und die hydrolytischen Ionen (Wasser, Aluminium, Eisen) vertreten. Die Stöchiometrie der Elution kann deshalb meist auf diese Ionen beschränkt werden.

Im Ergebnis der Anpassung erhält man eine Gesamteintragsrate R [kmol/d] für den zugrundegelegten Zeitraum, die auf den gesamten Tagebausee bezogen auch als volumenspezifische Rate r [mmol/(l·d)] ausgewiesen werden kann.

Die Anpassung des hydrogeochemischen Modells soll an einem Beispielsee illustriert werden. Die Ausgangsdaten zu diesem Tagebausee sind in der Tabelle 1.4/2 enthalten. Es wird ein Zeitraum von nahezu zwei Jahren der Fremdwasserflutung betrachtet.

Das Flutungswasser entstammt aus drei unterschiedlichen Fließgewässern. Die Mengenanteile an der Flutung und die mittleren Kennwerte der Wasserbeschaffenheit der in Anspruch genommenen Fließgewässer sind in der Tabelle 1.4/3 näher charakterisiert.

Tabelle 1.4/2:
Hydrochemische Eckdaten der Anpassungsrechnung

Kennwerte	Maßeinheit	Ausgangssituation im Juni 1998	Situation im Mai 2000
Volumen	[Mio.m ³]	16,3	55,7
Füllstand		9%	30%
Flutungswasser, kumulativ	[Mio.m ³]		41,4
Grundwasserzustrom, kumulativ	[Mio.m ³]		26,6
Grundwasserabstrom, kumulativ	[Mio.m ³]		-34,8
pH-Wert	[-]	2,6	2,8
K _{Ca,3}	[mmol/l]	7,5	2,4
K _{Mg,2}	[mmol/l]	8,9	3,2
Sulfat	[mg/l]	1.160	800
Eisen	[mg/l]	120	15
Aluminium	[mg/l]	19	9,8
Nitrat-N	[mg/l]	0,8	2,3
Ammonium-N	[mg/l]	2,2	1,3

Tabelle 1.4/3:
Mengenanteile und Zusammensetzung des Flutungswassers

Kennwerte	Maßeinheit	Fließgewässer		
		A	B	C
Kumulatives Volumen	[Mio.m ³]	16,8	19,6	5,0
Anteil		41%	47%	12%
pH-Wert	[-]	7,3	7,0	7,3
K _{Ca,3}	[mmol/l]	1,3	1,2	1,5
K _{Mg,2}	[mmol/l]	0,17	0,16	0,18
Sulfat	[mg/l]	93	130	94
Eisen	[mg/l]	0,7	0,3	0,2
Aluminium	[mg/l]	0,2	< 0,3	0,4
Nitrat-N	[mg/l]	4,8	2,0	1,8
Ammonium-N	[mg/l]	0,7	0,3	0,4

Das Flutungswasser ist neutral und weist Säurekapazitäten $K_{s4,3}$ zwischen 1,2 und 1,5 mmol/l auf. Die Säurekapazität des Flutungswassers ist gegenüber der Acidität des Tagebausees gering, so dass ein mehrfaches Volumen des Flutungswassers im Verhältnis zum Startvolumen des Seewassers benötigt wird, um den Tagebausee zu neutralisieren (Abschnitt 3.1).

Der pH-Wert des betrachteten Tagebausees zeigt bislang nur geringe Veränderungen (Bild 1.4/1). Durch die Fremdwasserflutung wurde jedoch die Acidität bzw. Basenkapazität $K_{88,2}$ (Bild 1.4/3) bereits deutlich verringert. Eine deutliche Reduzierung ist gleichfalls für Eisen zu erkennen (Bild 1.4/5). Weniger deutlich fällt die Verringerung von Sulfat (Bild 1.4/2), Aluminium (Bild 1.4/4) und Ammonium (Bild 1.4/7) aus. Der Nitratgehalt (Bild 1.4/6) im Tagebausee ist dagegen deutlich angestiegen. Die unterschiedlichen Effekte werden nachfolgend erklärt.

Entsprechend der oben erläuterten Vorgehensweise wurde im ersten Schritt eine „Nullvariante“ betrachtet. Die Berechnung erfolgt vorerst ohne Berücksichtigung der Böschungserosion. Die Berechnungsergebnisse zur „Nullvariante“ zeigen insbesondere für Sulfat, für die Basenkapazität und für Aluminium einen Überschuss im Vergleich zu den Messwerten. Das heißt, dass außer den bereits berücksichtigten Stoffeinträgen mit dem Flutungswasser und dem Grundwasser weitere Stoffeinträge in den Tagebausee stattfinden müssen.

Calcium und Magnesium sind aufgrund analytischer Unschärfen für die Betrachtungen nicht belastbar. Die berechneten Werte stimmen dagegen für Nitrat (Bild 1.4/6) und Ammonium (Bild 1.4/7) sehr gut mit den Messwerten überein. Aus limnologischen Untersuchungen ist bekannt, dass in sauren Gewässern mit $\text{pH} < 5$ weder eine Nitrifikation des Ammoniaks noch eine Denitrifikation des Nitrats in maßgebenden Umfang stattfinden können (Abschnitt 1.3), so dass sich diese Komponenten unter den gegebenen Bedingungen chemisch annähernd konservativ verhalten. Der beobachtete Anstieg der Nitratkonzentration geht demnach eindeutig nur auf die Zufuhr mit dem Flutungswasser zurück.

Art und Umfang der Abweichungen zwischen den Messwerten und den berechneten Konzentrationen zeigen, dass die Stoffeinträge mineralischen Ursprungs sind und sauren Charakter haben. Diese Eigenschaften müssen der Böschungserosion zugeordnet werden.

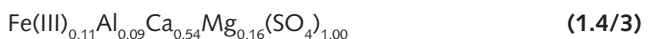
Die Anpassung der **Stoffeintragsrate** erfolgte zuerst anhand des Sulfats. Die anderen Anionen liegen entweder in vernachlässigbar geringen Konzentrationen vor (anorganischer Kohlenstoff: 1...3 mg/l) oder verhalten sich konservativ (z. B. Nitrat), so dass die fehlenden Stoffeinträge anionenseitig durch Sulfat auskömmlich beschrieben sind. Anhand des Sulfats wurde eine mittlere Rate von $R = 400 \text{ kmol/d}$ für den betrachteten Zeitraum von Juni 1998 bis Mai 2000 angepasst. Im Sinne eines Sensitivitätstests wurde diese Rate um $\pm 100 \text{ kmol/d}$ modifiziert. Die berechneten Konzentrationsverläufe für die unterschiedlichen Stoffeintragsraten weisen für Sulfat (Bild 1.4/2) und für die Basenkapazität $K_{88,2}$ (Bild 1.4/3) die Sensitivität des hydrogeochemischen Modells nach. Das Anpassungsergebnis wird durch die Messdichte und durch analytische Unschärfen beeinflusst. Hieraus resultiert u. a. die Forderung nach qualitativ hochwertigen Analyseergebnissen.

Die mittlere Stoffeintragsrate von $R = 400 \text{ kmol/d}$ ergibt im Anpassungszeitraum unter Berücksichtigung des Seevolumens eine mittlere **volumenspezifische Stoffeintragsrate** von $r = 0,017 \text{ mmol/(l-d)}$. Sie verringert sich durch die Volumenzunahme des Tagebausees von anfänglich $r = 0,025 \text{ mmol/(l-d)}$ (Juni 1998) auf etwa $r = 0,008 \text{ mmol/(l-d)}$ zum Ende des Anpassungszeitraumes (Mai 2000).

In nächsten Schritt wurde die **Stöchiometrie des Stoffeintrags** ermittelt. Aufgrund der komponentenspezifisch unterschiedlichen Genauigkeit der Messwerte wurde zuerst der Aluminiumgehalt und in einem weiteren Schritt die Acidität des Stoffeintrages berechnet. Das Verhältnis zwischen den Erdalkalien Calcium zu Magnesium, die den alkalischen Anteil repräsentieren, wurde aus den Daten zum Tagebausee hergeleitet. Da die Anpassung für Aluminium sehr gut gelungen ist (Bild 1.4/4), wurde der ausstehende hydrolytische Anteil durch Eisen(III) besetzt. Die Modellanpassung für die Kationen erfolgt als Summe einfacher Einzelverbindungen mit relativen Anteilen, die bezogen auf Sulfat den Wert 1,0 ergeben müssen:

Elementare Verbindung	relativer Anteil
$\text{H}_2(\text{SO}_4)$	0.00
$\text{Fe}_{0,666}(\text{SO}_4)$	0.16
$\text{Al}_{0,666}(\text{SO}_4)$	0.14
$\text{Ca}_{0,77}\text{Mg}_{0,23}(\text{SO}_4)$	0.70

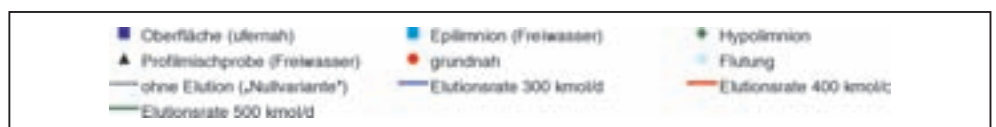
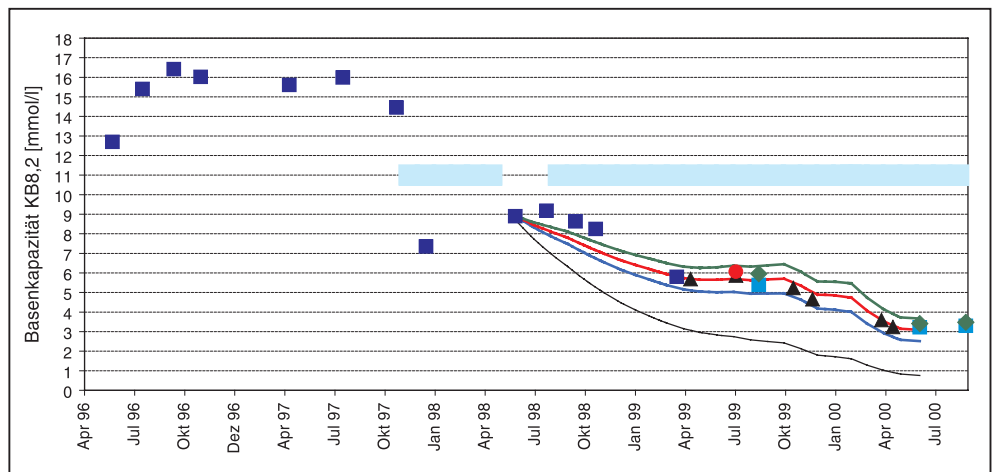
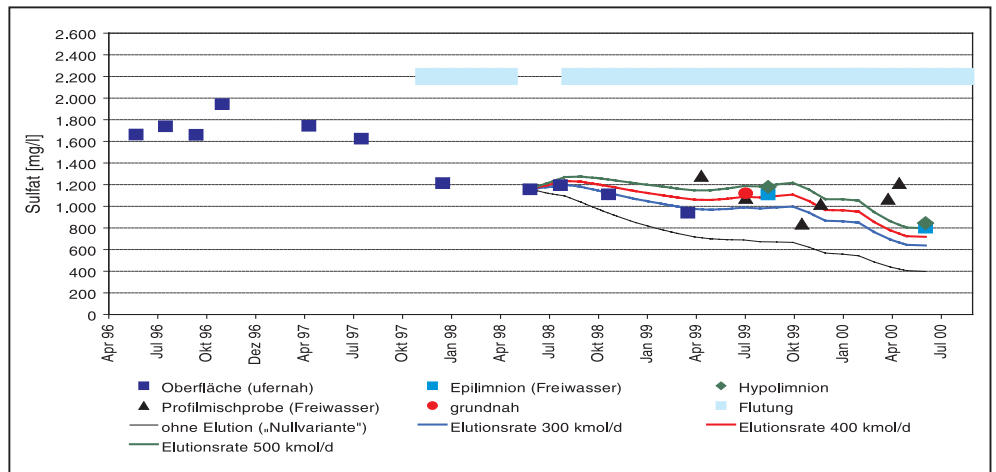
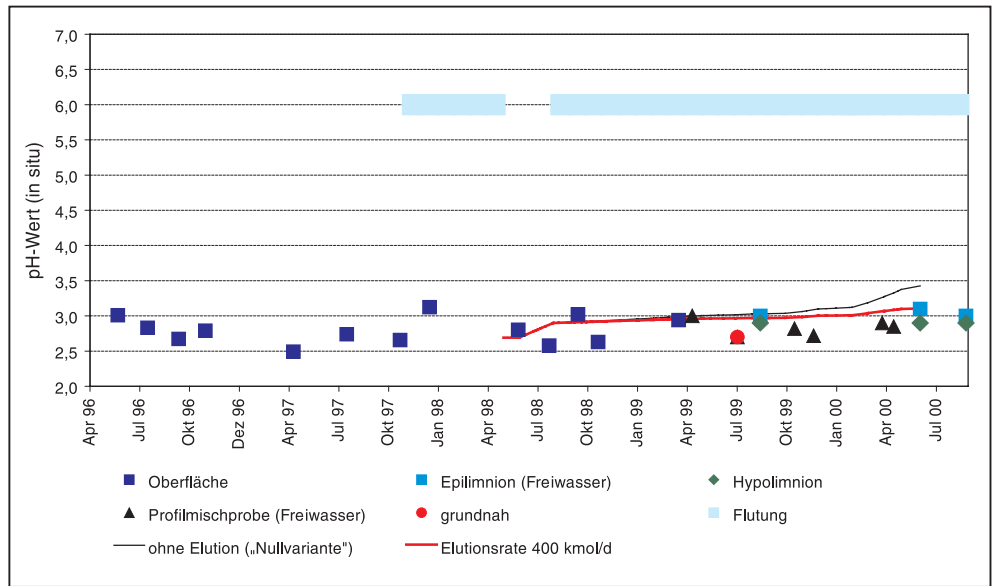
Alternativ kann der Stoffeintrag auch als fiktive Mineralphase (mit gerundeten stöchiometrischen Koeffizienten) im Modell beschrieben werden:



Die Acidität des Stoffeintrags wurde mit ca. 30 % ermittelt. Bei einer mittleren Stoffeintragsrate von 400 kmol/d in den Tagebausee beträgt der effektive Säureeintrag folglich 120 kmol/d . Die molare Masse der Stöchiometrie nach Gleichung (1.4/3) beträgt etwa 130 kg/kmol . Daraus ergibt sich in Massenangaben ein mittlerer Eintrag von etwa 52 t/d leichtlöslicher Stoffe.

Die durch Modellanpassung ermittelte **Stöchiometrie** der Elution kann für die weiteren Prognoserechnungen beibehalten werden, sofern sich Kippenstruktur und Kippenzusammensetzung im Bereich der Uferlinie nicht sehr stark verändern.

Die aktuell ermittelte **Eintragsrate** entspricht dem Startwert der Prognoserechnungen. Zur weiteren zeitlichen Entwicklung des Stoffeintrags müssen aus den vorliegenden Messwerten und Beobachtungen begründete Annahmen getroffen werden. Funktionale Abhängigkeiten zwischen der Eintragsrate und der Anstiegsgeschwindigkeit lassen sich aus den gewonnenen Daten bislang noch nicht herleiten. Der Stoffeintrag wird häufig durch singuläre Ereignisse maßgeblich geprägt, wie sich im Tagebausee Gräbendorf gezeigt hat (Abschnitt 3.1.4 und Tabelle 3.1/3).



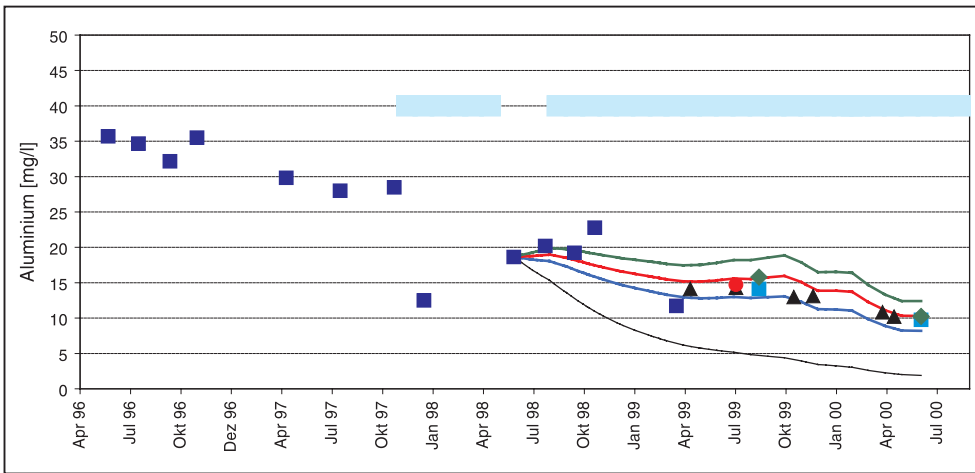


Bild 1.4/4:
Gemessene und angepasste
Entwicklung des Aluminium-
gehaltes

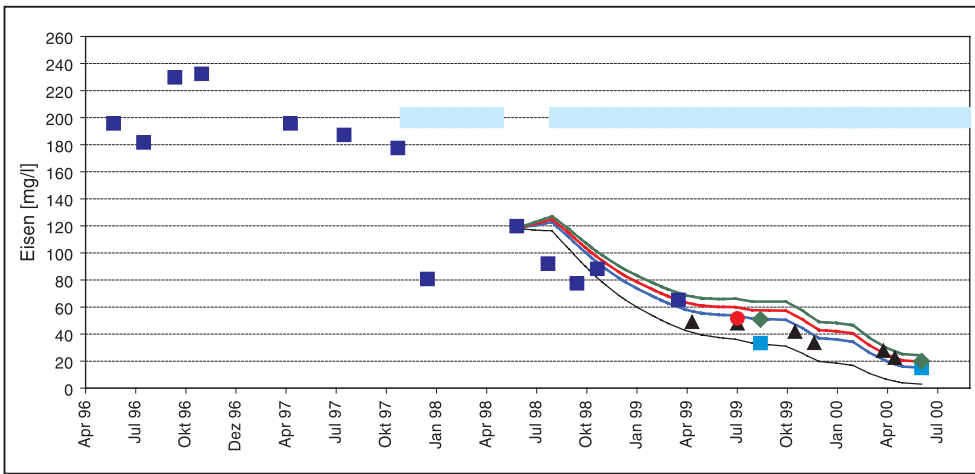


Bild 1.4/5:
Gemessene und angepasste
Entwicklung des Eisengehaltes

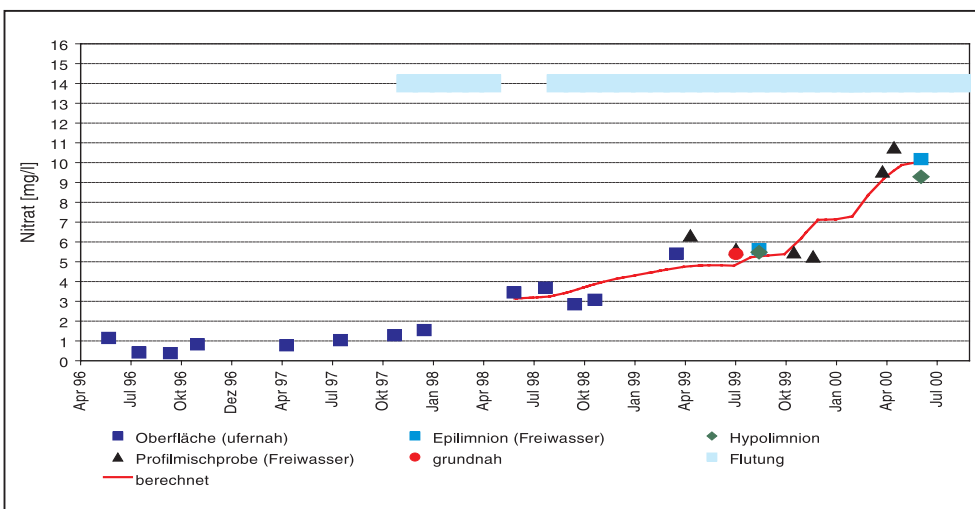
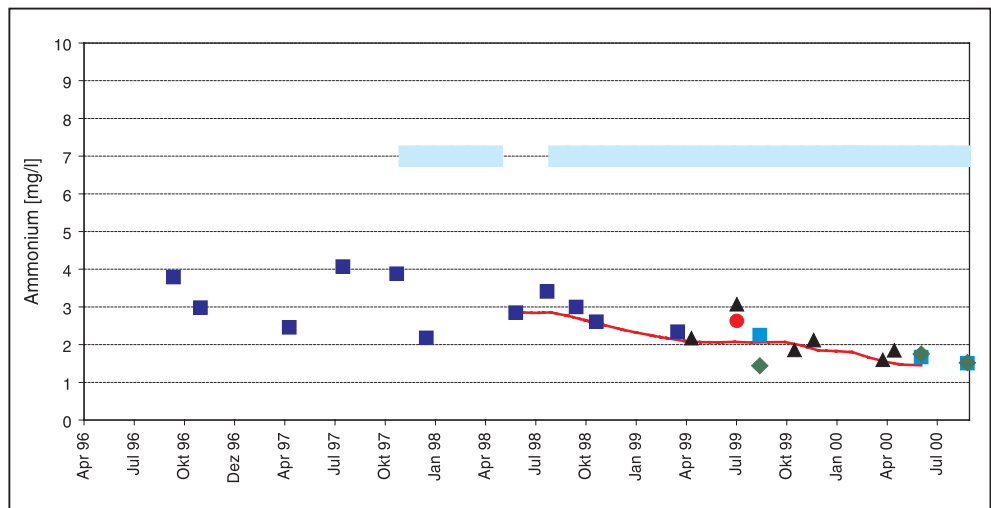


Bild 1.4/6:
Gemessene und angepasste
Entwicklung des Nitratgehaltes



Legende Bild 1.4/6 und 1.4/7

Bild 1.4/7:
Gemessene und angepasste
Entwicklung des Ammonium-
gehaltes



1.4.6 Schlussbetrachtungen

Die Möglichkeiten zur Ermittlung unbekannter Modellparameter durch Modellanpassung an eine beobachtete Entwicklungsreihe darf auf keinem Fall zu der Schlussfolgerung verleiten, dass limnologische und hydrochemische Messungen eingespart werden können. Belastbare Modellergebnisse ergeben sich eigentlich nur im Falle von überbestimmten Gleichungssystemen, d. h. wenn die Anzahl der Gleichungen (= plausible Datensätze) größer ist, als die zu bestimmenden Modellparameter (u. a. zeitlich differenzierte Stoffeintragsraten). Nur im Falle überbestimmter Gleichungssysteme bietet sich die Möglichkeit, auch die Ungenauigkeiten einzelner Modellparameter einschätzen zu können.

Bei einem exakt bestimmten Gleichungssystem (d. h., wenn die Anzahl der Gleichungen bzw. Datensätze genau der Anzahl unbekannter Modellparameter entspricht) kann das Gleichungssystem nach den unbekanntem Modellparametern explizit aufgelöst werden. Der Fehler der berechneten Modellparameter ist aber automatisch mindestens so groß, wie der größte Fehler der gemessenen Parameter. Wir schätzen ein, dass der Fehler einzelner hydrochemischer Komponenten (z. B.

Sulfat) bei Routineuntersuchungen bis 20 % und mehr beträgt. Für die angepasste Stoffeintragsrate liegt der Fehler folglich mindestens in der gleichen Größenordnung. Der Fehler der Volumenströme des Grundwassers kommt zur Fehlerabschätzung der Eintragsrate noch hinzu.

Unterbestimmte Gleichungssysteme (d. h., wenn die Anzahl der Gleichungen bzw. Datensätze geringer ist als die Anzahl der unbekanntem Modellparameter) sind nur lösbar, wenn einzelne Parameter vom Modellanwender „festgehalten“ werden. Hierfür bedarf es großer Erfahrung und Intuition des Modellanwenders. Er muss die wenigen sensitiven Parameter auswählen, die „festgehalten“ werden können, ohne dass die Modellierung dadurch ihren praktischen Zweck verfehlt. Diese Form der Modellierung erfordert i. d. R. umfassende Sensitivitätsbetrachtungen. Vom theoretischen Standpunkt aus müsste diese Verfahrensweise abgelehnt werden. Sie entspricht aber dem praktischen Regelfall, der durch einen Mangel an Daten (in Umfang und Qualität) bei einem hohen Anspruch an die Aussagesicherheit gekennzeichnet ist.

2 Ableitung von Zielfunktionen für Sanierungsmaßnahmen

Die Notwendigkeit von Sanierungsmaßnahmen resultiert aus dem Widerspruch zwischen dem Nutzungspotenzial und dem im Rahmen des Sanierungsplanes vorgegebenen Nutzungsziel eines Tagebausees. Während das Nutzungspotenzial auf der Grundlage einer modellgestützten Prognose der Restseewasserqualität unter Nutzung limnologischer und hydrochemischer Modelle ermittelt wird (Abschnitt 1.3 und 1.4), werden die Nutzungsziele auf der Grundlage von landesplanerischen Vorgaben festgelegt. Für ausgewählte Tagebauseen im Niederlausitzer Braunkohlenrevier sind diese in Tabelle 2/1 zusammengefasst. Die Mehrfachnutzung eines Gewässers schränkt mit der Vorgabe einer Hauptfunktion andere Nutzungsformen ein bzw. schließt sie aus. Ein Grundschema für die Gewässernutzung sieht die in Tabelle 2/2 aufgeführten Prämissen vor.

Hinsichtlich möglicher Einschränkungen der Gewässernutzung ist der pH-Wert ein entscheidender Parameter. Bei der Festle-

gung des Zielzustandes eines Gewässers ist Folgendes zu berücksichtigen:

- Da die Wasserqualität in den Tagebauseen geogen bedingt ist, erscheint deren Nutzung als Badegewässer grundsätzlich auch bei niedrigen pH-Werten zulässig. Hierüber entscheidet das Gesundheitsamt des jeweiligen Landratsamtes. So wurde z.B. der tolerierbare Grenzwert für den Hardtsee (Mitteldeutsches Braunkohlenrevier) auf pH 4 behördlich festgelegt. Die daraus resultierenden Oligotrophierungsmechanismen sorgen für eine stabile Wasserqualität, die visuell durch große Sichttiefen wahrgenommen wird.
- Ein naturnahes Gewässerökosystem erfordert pH-Werte größer 5,5, da unter diesem Wert eine Besiedlung mit für ein Standgewässerökosystem wesentlichen Organismen (Fische, Schalentiere u.a.) nicht möglich ist.

Tagebausee	Land	Nutzungsziele			
		Fischgewässer	Badegewässer	Speicher	Landschaftssee
Bärwalde	SN	S	S	I	S
Lohsa II	SN			I	
Dreiweibern	SN	S		S	
Burghammer	SN			S	I
Scheibe	SN	S	S		
Spreetal	SN	S	S		S
Laubusch	SN/BB				S
Koschen	SN/BB	S	S, X	I X	X
Skado	SN/BB	S	S, X	I X	X
Sedlitz	BB		X	X	X
Ilse-See	BB		X		X
Bergheide	BB		X		X
RL 129 - 131	BB				X
Greifenhain	BB		X		X
Gräbendorf	BB		X		X
Klinge	BB		X		X
Bischdorf	BB		X		X
Schönfeld	BB		X		X
Drehna	BB		X		X
Beesdau-Schlabendorf	BB		X		X
Lichtenau	BB				X

Tabelle 2/1:
Zusammenstellung der objektbezogenen Nutzungsziele von ausgewählten Tagebauseen im Niederlausitzer Braunkohlenrevier

Legende:
S Sollziele gem. Sanierungsrahmenplan (SN)
I Istziele gem. Sanierungsrahmenplan (SN)
X Nutzungsziele gem. Sanierungsplan (BB)

Seegattung	Seetyp	Biotop- u. Artenschutz	Stille Erholung	Angeln	Baden/ Surfen	Wassersport	Wassergewinnung	Abflussregulierung	Berufsfischerei
Landschaftssee	Naturschutzsee	Ja	Eingeschränkt	Nein	Nein	Nein	Nein	Nein	Nein
	Erholungssee	Ja	Ja	Eingeschränkt	Eingeschränkt	Nein	Nein	Ja	Ja
Freizeitsee	Angelsee	Eingeschränkt	Ja	Ja	Eingeschränkt	Eingeschränkt	Eingeschränkt	Ja	Ja
	Badesee	Eingeschränkt	Ja	Eingeschränkt	Ja	Eingeschränkt	Eingeschränkt	Nein	Ja
	Wassersportsee	Nein	Ja	Eingeschränkt	Eingeschränkt	Ja	Eingeschränkt	Ja	Eingeschränkt
Wasserwirtschaftssee	Nutzwassersee	Eingeschränkt	Ja	Eingeschränkt	Nein	Eingeschränkt	Ja	Eingeschränkt	Ja
	Speichersee	Eingeschränkt	Ja	Ja	Eingeschränkt	Ja	Eingeschränkt	Ja	Eingeschränkt

Tabelle 2/2:
Prämissen für die Gewässernutzung nach Bund-Länder-Arbeitsgruppe Wasserwirtschaftliche Planung (1995)

- Die fischereiliche Nutzung eines Gewässers erfordert für eine bestimmte natürliche Produktivität pH-Werte über 6,0.

Ein Beispiel für eine Mehrfachnutzung ist das Speicherbecken Niemtsch (Senftenberger See). Speicherwirtschaftliche Nutzung, intensive Erholungsnutzung (Badegewässer), fischereiliche Nutzung und naturschutzfachliche Nutzung stehen z. T. in Konkurrenz miteinander. Obwohl die Flutung des Tagebausees bereits seit Jahrzehnten abgeschlossen ist, muss das Gewässerökosystem als sehr sensibel bezeichnet werden. Derzeit ist der Senftenberger See noch immer im Stadium der Nachsorge.

Nutzungsbezogen erforderliche Wasserbeschaffenheiten orientieren sich im Land Brandenburg an den Vorgaben der Badegewässerverordnung (BbgBadV) vom 09.06.1997 und der Fischgewässerqualitätsverordnung (BbgFGQV) vom 28.05.1997.

Sollen Tagebauseen (Speicherseen) an die Vorfluter angeschlossen werden, bedarf es der Vorgabe objektspezifischer Ausleitbedingungen durch die Genehmigungsbehörden. Im Rahmen fachlicher Abstimmungen zwischen dem Landesumweltamt Brandenburg und dem StUFA Bautzen wurden bereits 1997 **orientierende Einleitbedingungen** erarbeitet, die auch gegenwärtig als Orientierungsgrundlage angesehen werden können:

pH-Wert: 6,0 bis 8,5
Eisen, gesamt: ≤ 3 mg/l
Eisen, gelöst: ≤ 1 mg/l
Sulfat: ≤ 800 mg/l
Ammonium-N: ≤ 1,5 mg/l
Zink, gesamt: ≤ 1 mg/l
Kupfer, gelöst: ≤ 0,04 mg/l

Bei Anschluss von Tagebauseen an die Vorflut kann die Vorgabe objektspezifischer Ausleitbedingungen im Rahmen der Gewässerausbaumaßnahmen erforderlich werden.

3 Sanierungsmaßnahmen

3.1 Fremdflutung

3.1.1 Ressourcensituation in der Lausitz

Die Fremdflutung ist das am besten geeignete Mittel der Rehabilitation des Wasserhaushaltes im Braunkohlesanierungsbergbau. Durch die Fremdflutung werden die geotechnischen Verhältnisse stabilisiert, die Wasserbeschaffenheit vorteilhaft beeinflusst und die Nutzung der Seen zu einem früheren Zeitpunkt ermöglicht. Zur Fremdflutung der Restseen sind in den vergangenen Jahren in der Lausitz umfangreiche Wasserbaumaßnahmen durchgeführt worden.

Für die Fremdflutung der Lausitzer Tagebauseen stehen im wesentlichen die Ressourcen der Spree und der Schwarzen Elster zur Verfügung. Derzeit laufen die technischen Planungen und politischen Verhandlungen mit der Republik Polen, um zusätzlich Wasser aus der Neiße in das Einzugsgebiet der Spree überzuleiten, damit die verfügbaren Wasserressourcen erhöht werden können.

Das gleiche Ziel verfolgt die Speicherbewirtschaftung der sächsischen Talsperren in Bautzen und Quitzdorf (nach Erreichen der Betriebsbereitschaft des Speichers Lohsa II ab etwa 2005).

Die Lausitz zählt mit 500 bis 600 mm/a zu den niederschlagsärmsten Regionen Deutschlands. Das wirkt sich auf das Abflussgeschehen in den Fließgewässern und die verfügbaren Wasserressourcen aus. Unter günstigen Bedingungen steht zur

Flutung der Tagebauseen künftig ein mittlerer Volumenstrom von 5 bis 7 m³/s zur Verfügung (Tabelle 3.1/1).

Die Ressourcen der Neiße und der sächsischen Talsperren sind bislang noch nicht verfügbar.

Die Schwarze Elster konnte aufgrund laufender Sanierungsarbeiten an den in ihrem Einzugsgebiet gelegenen Tagebauseen bislang noch gar nicht in Anspruch genommen werden. Mit den Wasserressourcen der Spree und ihrer Zuflüsse werden bislang die Tagebauseen Bärwalde, Dreiweibern, Burghammer, zeitweise Lohsa II (im Sächsischen) sowie der Gräbendorfer, der Schönfelder, der Drehnaer und der Bischdorfer See (im Brandenburgischen) geflutet.

Der Tagebausee Greifenhain wird mit aufbereitetem Seewasser aus Sedlitz und Filterbrunnenwasser aus dem Tagebau Meuro sowie der Tagebausee Spreetal-Nordost mit geeignetem Filterbrunnenwasser aus den Tagebauen Nochten und Welzow-Süd geflutet.

Das Wasserdefizit der Lausitzer Bergbausanierungsregion konnte durch Fremdflutung und Grundwasseraufgang in den zurückliegenden Jahren bereits verringert werden (Tabelle 3.1/2). Die einfache Rehabilitation des Wasserhaushaltes der Lausitz wird, ohne Berücksichtigung der erforderlichen wassergütwirtschaftlichen Nachsorgemaßnahmen, jedoch noch mindestens 10 bis 15 Jahre in Anspruch nehmen.

Tabelle 3.1/1:
Verfügbare Wasserressourcen zur Flutung der Lausitzer Tagebauseen (Brandenburg und Ostachsen ohne Olbersdorf und Berzdorf)

Herkunft	Mittlere verfügbare Wassermenge	Aktuelle Nutzung
Spree	90 Mio. m ³ /a	Derzeit teilweise genutzt
Schwarze Elster	45 Mio. m ³ /a	Nutzung in Vorbereitung
Neiße	30 Mio. m ³ /a	Geplant
Sächsische Talsperren	20 Mio. m ³ /a	Geplant

Tabelle 3.1/2:
Wasserdefizite in der Lausitzer Sanierungsregion der LMBV (Brandenburg und Ostachsen)

Art des Wasserdefizits	Ende 1990	Ende 2000
Absenkungstrichter im Grundwasser	4,5 Mrd. m ³	2,6 Mrd. m ³
Bergbauhohlformen (künftige Tagebauseen)	2,5 Mrd. m ³	1,7 Mrd. m ³
Gesamt	7,0 Mrd. m ³	4,3 Mrd. m ³

Bei der Bilanzierung der Wasserressourcen ist zu berücksichtigen, dass in einzelnen Sanierungstagebauten wegen geotechnischer Sicherungsarbeiten bzw. zur Gewährleistung von Mindestwasserabflüssen in den Vorflutern noch lokale Entwässerungsmaßnahmen betrieben werden müssen. Die Sumpfungmaßnahmen können nur schrittweise reduziert werden. Das Sumpfungswasser wird in Grubenwasserreinigungsanlagen gereinigt und in die Vorflut abgeschlagen. Das gereinigte Wasser wird zum Teil für die Flutung benachbarter Tagebauseen, aber auch für die Stützung des Wasserhaushaltes in bergbaulich beeinflussten Flussgebieten verwendet.

Bei Entnahme von Oberflächenwasser aus den Fließgewässern zur Flutung von Tagebauseen ist für die Unterlieger stets ein Mindestabfluss zu gewährleisten. Flutungswasserentnahmen aus den Fließgewässern können in der Regel nur bei Gewährleistung der Wasserbedarfsansprüche der wasserrechtlichen Gestattungen und bei Einhaltung der Mindestabflussgrößen erfolgen. Vorteilhaft für die Flutung von Tagebauseen ist die Nutzung von Hochwasserabflüssen. Diese setzt jedoch entsprechend dimensionierte Überleitbauwerke voraus.

Problematisch ist, dass bei begrenzt verfügbaren Wasserressourcen eine Vielzahl von Tagebauseen praktisch gleichzeitig geflutet werden soll. Der Verzicht auf die Fremdflutung bzw. eine zeitliche Verzögerung der Fremdflutung ist wegen der verlängerten Sumpfungs- und geotechnischen Sicherungsmaßnahmen wirtschaftlich nachteilig.

Ungeachtet aller wasserwirtschaftlichen Maßnahmen ist die Ressourcensituation der Lausitz angespannt. In den zurückliegenden Jahren musste die Flutung einzelner Tagebauseen wiederholt eingestellt werden, weil über mehrere Sommermonate keine Wasserressourcen verfügbar waren. Die Planzahlen zur Flutung mussten entsprechend in die Zukunft korrigiert werden. Die zeitweilige Unterbrechung der Flutung hatte jeweils auch nachteilige Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit. Das wird am Beispiel des Tagebausees Gräbendorf im Abschnitt 3.1.4 erläutert.

3.1.2 Hydrochemische Wirkungen der Fremdflutung

Die Flutung der sauren Tagebauseen mit neutralem Oberflächenwasser hat folgende drei Wirkungen:

- die chemische Kompensation (Zufuhr von Alkalität),
- die Verdünnung der Acidität des Seewassers sowie
- die Verdrängung der Acidität des Seewassers und des Grundwassers.

Diese Wirkungen in der Kombination können durch Modellrechnungen veranschaulicht werden. Unter der grob vereinfachenden Annahme, dass die Seen geschlossene Systeme darstellen, die weder einem Grundwasserzustrom noch einem Grundwasserabstrom unterliegen und in die kein Stoffeintrag über die Kippenböschungen stattfindet, entsprechen die Betrachtungen einer Titration des Seewassers mit dem Flutungswasser. Als geochemische Randbedingungen werden hier im einfachsten Fall die Fällung von Eisenhydroxid (Ferrihydrit), amorphem Aluminiumhydroxid sowie ein konstanter CO_2 -Partialdruck von $\log(P_{\text{CO}_2}) = -2,5$ vereinbart. Für die Tagebauseen Gräbendorf (im Ausgangszustand von 1996), Koschen, Skado und Sedlitz ergeben sich hieraus folgende Titrationskurven (Bild 3.1/1).

Die Zufuhr von Alkalität mit dem Flutungswasser führt bei einem bestimmten Mischungsverhältnis zwischen Seewasser und Flutungswasser zur Neutralisation. Diese Neutralisation wird in den einzelnen Tagebauseen entsprechend ihrer unterschiedlichen Ausgangsbedingungen bei unterschiedlichen Mischungsverhältnissen erfolgen:

- im Tagebausee Gräbendorf bei etwa 1:1,
- im Tagebausee Koschen bei 2:1,
- im Tagebausee Sedlitz bei 5:1 sowie
- im Tagebausee Skado bei 8:1.

Im Unterschied zur Titration mit alkalischen Stoffen (Bild 1.2/3) strecken sich durch die Flutung die ersten Pufferbereiche. Das ist auf die Verdünnungswirkung des Flutungswassers zurückzuführen. Aufgrund der Verdünnung können aber auch Pufferbereiche wegfallen, wie z. B. der Aluminiumpuffer im Tagebausee Skado.

Die theoretischen Titrationsberechnungen zeigen eher eine günstige Entwicklung der Tagebauseen an, da der Säurevorrat im geschlossenen Reaktor endlich ist. Sofern der Grundwasser-

zustrom zu den Tagebauseen alkalischen Charakter hat oder während der Flutung ausschließlich Grundwasserabstrom stattfindet, kann die hydrochemische Entwicklung sogar günstiger ausfallen. Häufig sind die Tagebauseen jedoch von Kippen umgeben, so dass ein Zustrom sauren Grundwassers und Prozesse der Böschungserosion stattfinden, die die Entwicklung der Wasserbeschaffenheit im See im Vergleich zu den Titrationsberechnungen deutlich verschlechtern.

Die Titrationsberechnungen können weiter qualifiziert werden, indem neben dem hydrochemischen Ausgangszustand der Tagebauseen auch das unterschiedliche Ausgangsvolumen bei Flutungsbeginn (Quadrat in Bild 3.1/2) berücksichtigt wird. Die Berechnung erfolgt im Unterschied zu oben bis zum Erreichen des Endvolumens (100 %). Die geochemischen Randbedingungen der bisherigen Betrachtungen bleiben erhalten. Die Ergebnisse der Berechnung sind in Bild 3.1/2 dargestellt.

Diese Berechnungen geben unter Beachtung der getroffenen Einschränkungen eine erste Antwort auf die Frage, ob bis Flutungsabschluss (Erreichen des Zielwasserstandes) in den Tagebauseen überhaupt neutrale Verhältnisse erreicht werden können.

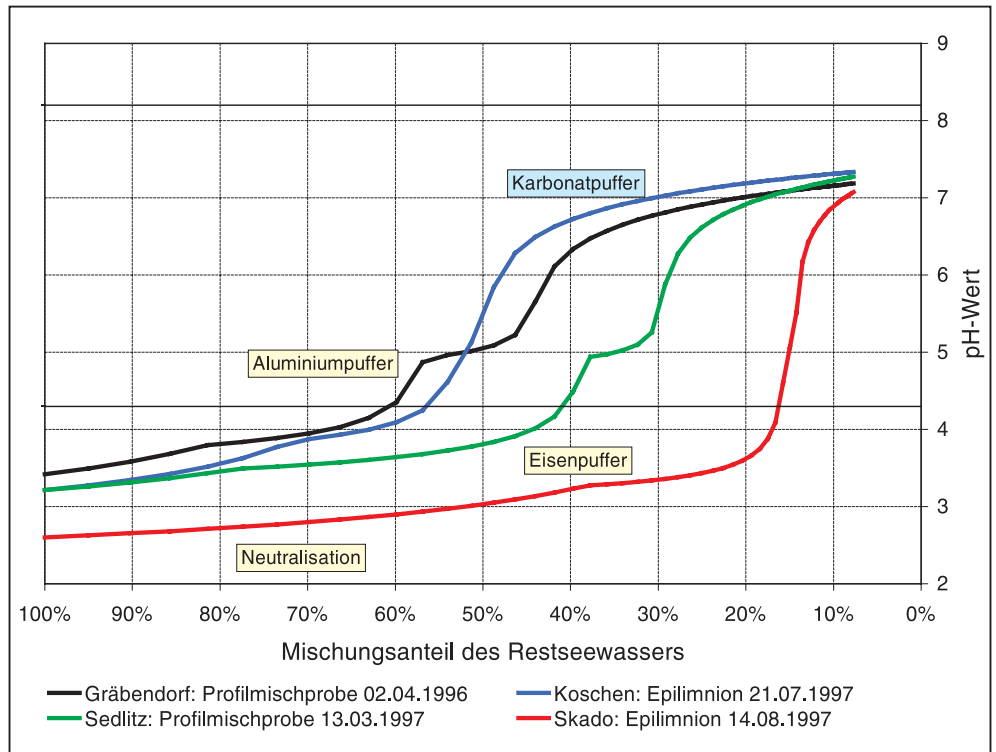
Die Tagebauseen Gräbendorf und Koschen weisen hinsichtlich der hydrochemischen Bedingungen vergleichbare Verhältnisse auf. Es zeigt sich jedoch, dass unter Berücksichtigung des bei Flutungsbeginn vorhandenen Füllstandes eine Neutralisation im Tagebausee Gräbendorf eher wahrscheinlich ist und im Tagebausee Koschen mit großer Sicherheit nicht mehr erreicht werden kann. Für die Tagebauseen Sedlitz und Skado war dieses Ergebnis bereits aus der hydrochemischen Betrachtung abzuleiten.

Die dargestellten Berechnungen dienen lediglich der Demonstration und zu Vergleichszwecken. Die Modellrechnungen können stufenweise qualifiziert werden, indem das zuströmende Grundwasser und das abströmende Seewasser berücksichtigt werden, indem die Herkunftsräume des Grundwassers nach ihren Eigenschaften differenziert werden, indem Stoffeinträge über die Böschungen Eingang finden, biologische Stoffumsätze berücksichtigt werden usw. Die Methodik der hydrogeochemische Modellierung von Tagebauseen wurde ausführlich in (LUA 1996) besprochen und in Abschnitt 1.4 an einem einfachen Beispiel demonstriert.

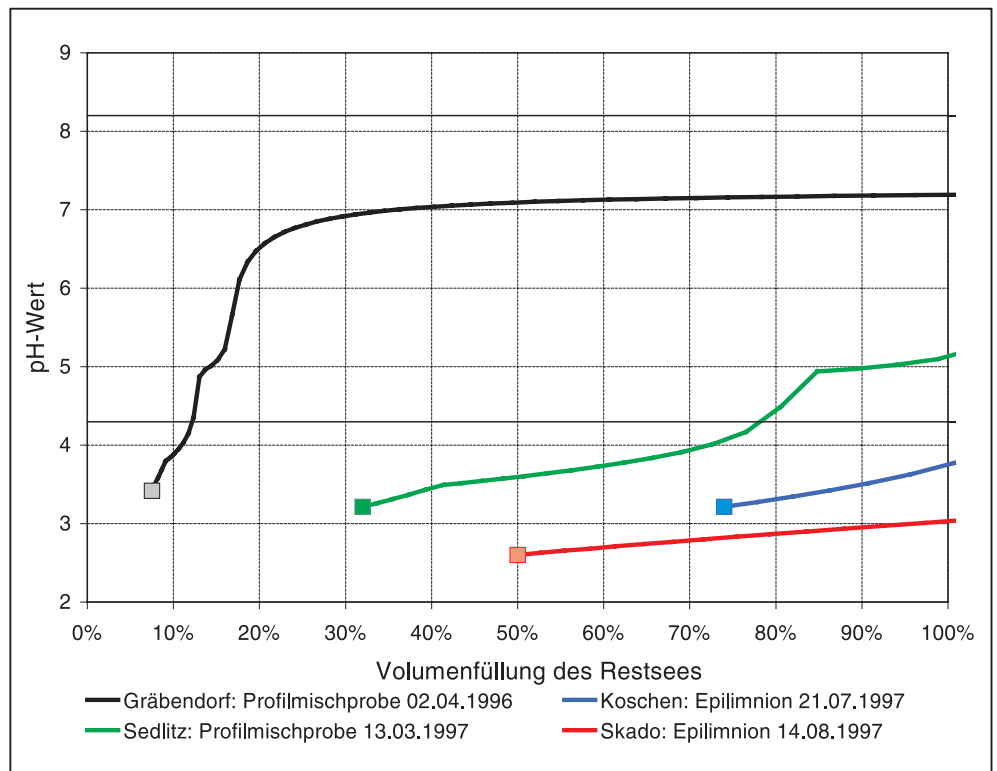
3.1.3 Grenzen der Fremdflutung

Als Grenzen der hydrochemischen Beeinflussung der Tagebauseen durch die Fremdflutung sind zu nennen:

- Die hydrochemischen Eigenschaften des Flutungswassers mit einer vergleichsweise geringen Alkalität im Verhältnis zur Acidität der meisten Tagebauseen: Die Alkalität der sich weitgehend natürlich generierenden Fließgewässer liegt im Bereich $K_{\text{B4,3}} = 1,0 \dots 1,5 \text{ mmol/l}$ bei pH-Werten zwischen 7,0 und 7,5. Die Fließgewässer liegen häufig im Bereich der Calcitsättigung oder nur wenig darunter. Die Möglichkeiten der zusätzlichen verfahrenstechnischen Alkalisierung der Fließgewässer sind damit eingeschränkt.
- Eutrophierungsgefahr der entstehenden Seen durch nährstoffreiches oder bakteriologisch belastetes Flusswasser



*Bild 3.1/1:
Mischung der Tagebauseen mit Oberflächenwasser (ohne Wechselwirkungen mit dem Grundwasser und den Böschungen)*



*Bild 3.1/2:
Füllung der Tagebauseen mit Oberflächenwasser (ohne Wechselwirkungen mit dem Grundwasser und den Böschungen)*

- Die begrenzte Verfügbarkeit der Wasserressourcen: Für die Fremdfutung stehen Wasserressourcen nicht beliebig zur Verfügung. In den Fließgewässern muss ein Mindestabfluss gewährleistet werden. In den Sommermonaten muss aus diesem Grund die Flutung häufig völlig eingestellt werden.
- Die endlichen Volumina der Tagebauseen: Wenn durch Fremdfutung bis zum Erreichen des Endwasserspiegels keine neutralen Verhältnisse erreicht

werden, verbietet sich in den meisten Fällen eine Ausleitung des Seewassers in die öffentliche Vorflut. Die Flutung muss demzufolge eingestellt werden. Die hydrochemischen Wirkungen der Flutungsunterbrechung sind hinlänglich bekannt (Abschnitt 3.1.4). Insbesondere unter dem Aspekt, dass bei Endwasserstand die Säuregrade in den Seen meist schon sehr deutlich verringert worden sind, wird sich in vielen Fällen eine Fortsetzung der Flutung aus hydrochemischer Sicht anbieten.

Aus der Erkenntnis heraus, dass mit Hilfe der Fremdwasserflutung nicht in jedem Tagebausee die Wasserbeschaffenheit erreicht werden kann, die seinen Nutzungszielen bzw. den Ausleitbedingungen adäquat ist, müssen chemische und biologische Maßnahmen der Gewässermanipulation ins Kalkül gezogen werden. Diesen Maßnahmen widmet sich der Abschnitt 3.2.

3.1.4 Fremdfutung am Beispiel des Tagebausees Gräbendorf

Die limnologische Entwicklung des Tagebausees Gräbendorf ist in den zurückliegenden Jahren besonders intensiv untersucht worden und soll deshalb hier exemplarisch dargestellt werden.

Die Sanierungsarbeiten am Tagebau Gräbendorf wurden Ende 1995 im Wesentlichen abgeschlossen. Seit April 1996 wird der Tagebausee Gräbendorf mit Flusswasser geflutet. Hierbei werden im Mittel 36...40 m³/min aus dem Südumfluter der Spree über eine 13 km lange Rohrleitung herangeführt. Die Fremdfutung musste im Sommerhalbjahr 1998, 1999 und 2000 aufgrund von Wassermangel in der Spree zeitweilig über 4 bis 5 Monate unterbrochen werden (Bild 3.1/3).

Die Fremdfutung des Tagebausees Gräbendorf hat bei einem Volumen des Wasserkörpers von etwa 7 Mio. m³ bzw. einem Füllstand von rund 7% eingesetzt. Der frühe Flutungsbeginn bot günstige Voraussetzungen für die hydrochemische Entwicklung des Sees zu einem neutralen Gewässer. Der Tagebausee Gräben-

dorf wird nach Abschluss der Flutung bei einem mittleren Wasserspiegel von +67,5 mNN ein Volumen von ca. 93 Mio. m³ und eine Wasseroberfläche von ca. 470 ha aufweisen.

Obwohl die Einleitung am äußersten nordöstlichen Ufer erfolgt, konnte eine gute horizontale Vermischung des Flutungswassers mit dem Seewasser festgestellt werden. Auch bei der Flutung während des Sommerhalbjahres war der See thermisch stabil geschichtet (Bild 3.1/5).

Aufgrund der niedrigen Trophiestufe ist der Tagebausee überwiegend gut mit Sauerstoff versorgt. Lediglich im Hypolimnion zum Höhepunkt der Sommerstagnation lässt sich eine Sauerstoffzehrung nachweisen (Bild 3.1/6). Die Sauerstoffzehrung im Tiefenwasser war in der Anfangsphase der Seenentwicklung aufgrund des geringen Hypolimnionvolumens am stärksten. Als Ursachen wird die Einmischung sauerstoffarmen Grundwassers und die Oxidation von Eisen(II) zu Eisen(III) vermutet.

Die Fremdwasserflutung führte bereits in den ersten Monaten zu einer deutlichen Verringerung des Säuregrades im Seewasser. Die Basenkapazität verringerte sich von ursprünglich $K_{B4,3} = 1,0 \text{ mmol/l}$ auf $K_{B4,3} = 0,0 \text{ mmol/l}$ (Bild 3.1/10). In der gleichen Zeit stagnierte der pH-Wert mehrere Monate im Bereich $\text{pH} < 3,5$ (Bild 3.1/9). Ein deutlicher Anstieg bis $\text{pH} = 4,5$ war erst nach einem Rückgang der Eisenkonzentration von ursprünglich über 12 mg/l auf Werte unter 1 mg/l zu verzeichnen, d. h. nach der Überwindung des Eisenpuffers (Bild 3.1/13).

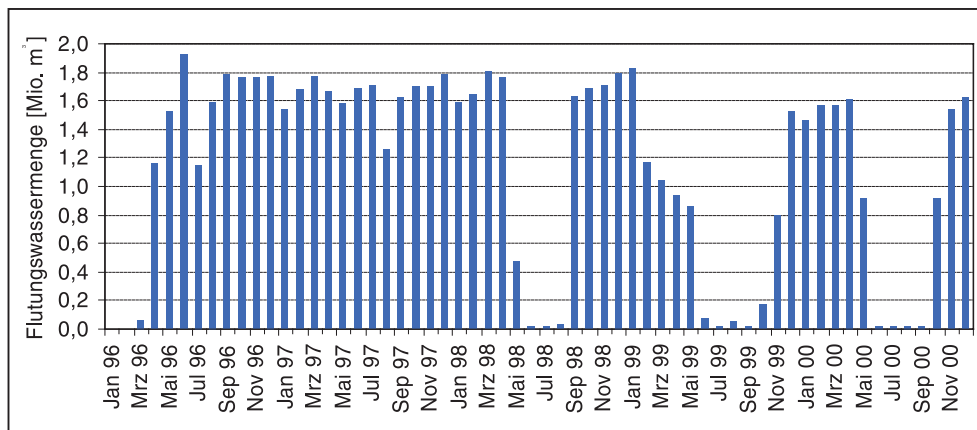


Bild 3.1/3: Flutungsverlauf im Tagebausee Gräbendorf: Flutungswassermengen

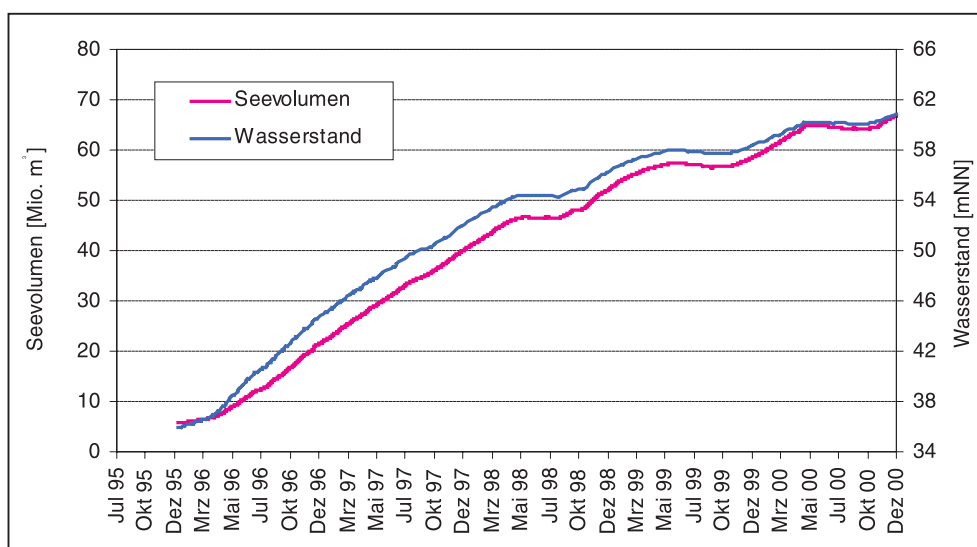


Bild 3.1/4: Flutungsverlauf im Tagebausee Gräbendorf: Volumenentwicklung und Wasserspiegelanstieg

Die Aluminiumkonzentration ist in der gleichen Zeit nur etwa um die Hälfte gesunken (Bild 3.1/14). Die Verringerung der Sulfatkonzentration ist etwa im gleichen Verhältnis erfolgt (Bild 3.1/12). Für den See berechnete Stoffbilanzen weisen aus, dass in dieser Phase ein erheblicher Nachschub an Aluminium und Sulfat stattgefunden haben muss.

In der Stagnationsphase des Sees im Sommer 1997 haben sich das Epilimnion und das Hypolimnion unterschiedlich entwickelt. Durch die oberflächennahe Einmischung des Flutungswassers setzte sich der Anstieg des pH-Wertes im Epilimnion fort. Im Hypolimnion wurde in der gleichen Zeit eine rückläufige Tendenz beobachtet. Die differenzierte Entwicklung im Epilimnion und Hypolimnion wurde in den Folgejahren durch die Effekte der Flutungsunterbrechung überlagert. Die herbstliche Vollzirkulation führt regelmäßig wieder zu einem Ausgleich der Wasserbeschaffenheit im gesamten See.

Im Sommer/Herbst 1997 kam es zu mehreren großvolumigen Rutschungen der Innenkippe und damit zu zusätzlichen Stoffeinträgen. Das wird durch den spontanen Anstieg des Sulfatgehaltes um etwa 200 mg/l im Epilimnion belegt (Bild 3.1/12). Der Versauerungseffekt zeigte sich zudem in einem Anstieg der Basenkapazität des Epilimnions um ca. 0,5 mmol/l.

In der Folgezeit stagnierte die hydrochemische Entwicklung des Sees. Die Säurekapazität verharrt in einem vergleichsweise engen Bereich von $K_{s4,3} = 0,0 \dots 0,1$ mmol/l. Während der Flutungsunterbrechungen im Sommer 1998, 1999 und 2000 wurde regelmäßig ein Rückgang der Säurekapazität beobachtet.

Der Gehalt an anorganischem Kohlenstoff im Seewasser ist gering und zudem rückläufig. Höhere Kohlenstoffgehalte werden nur im Hypolimnion während der Sommerstagnation gemessen (Abschnitt 1.3.3).

Das Seewasser erweist sich durch die geringe Säurekapazität als sehr schwach gepuffert. Die schwache Pufferung hat große Auswirkungen auf den pH-Wert, der in einer breiten Spanne zwischen $\text{pH} = 4,3$ und $\text{pH} = 6,5$ pendelt (Bild 3.1/9). Der Gräbendorfer See lässt sich derzeit hydrochemisch dem Aluminiumpufferbereich zuordnen.

Vor dem Hintergrund der saisonalen Veränderungen lassen sich als generelle Trends ein Anstieg des pH-Wertes während der Flutungsetappen und eine Verringerung des Aluminiumgehalts erkennen. Durch die Stoffeinträge aus den Böschungen (Abschnitt 1.4.5) wird das Seewasser hydrochemisch immer wieder in den Aluminiumpufferbereich zurückgeführt. Die gleichbleibend hohe Konzentration des Sulfats im See (400...500 mg/l) im Vergleich zum Flutungswasser bestätigt die anhaltend hohen Stoffeinträge (Bild 3.1/12).

Der geringe Gehalt anorganischen Kohlenstoffs im Seewasser deutet auf eine sehr geringe Respirationstätigkeit im Gewässer und geringen Grundwasserzufluss hin. Der Hydrogencarbonatpuffer hat sich bislang noch nicht herausgebildet. Das ist die Ursache der schwachen Pufferung.

Der bisherige Flutungsverlauf hat die Prognosen grundsätzlich bestätigt und die Erwartungen an die hydrochemische Entwicklung des Gräbendorfer Sees weitestgehend erfüllt. Der See enthält derzeit kaum noch überschüssige Säuren. Andererseits ist der See praktisch nicht gepuffert und damit sehr anfällig gegenüber jeglichen Stoffeinträgen mit dem Grundwasser oder

aus den Uferböschungen. Besonders nachteilig für die hydrochemische Entwicklung haben sich die sommerlichen Flutungsunterbrechungen erwiesen.

Mit der hydrochemischen Entwicklung des Tageausees Gräbendorf werden die Potenzen aber auch die Grenzen der Fremdfutung gezeigt.

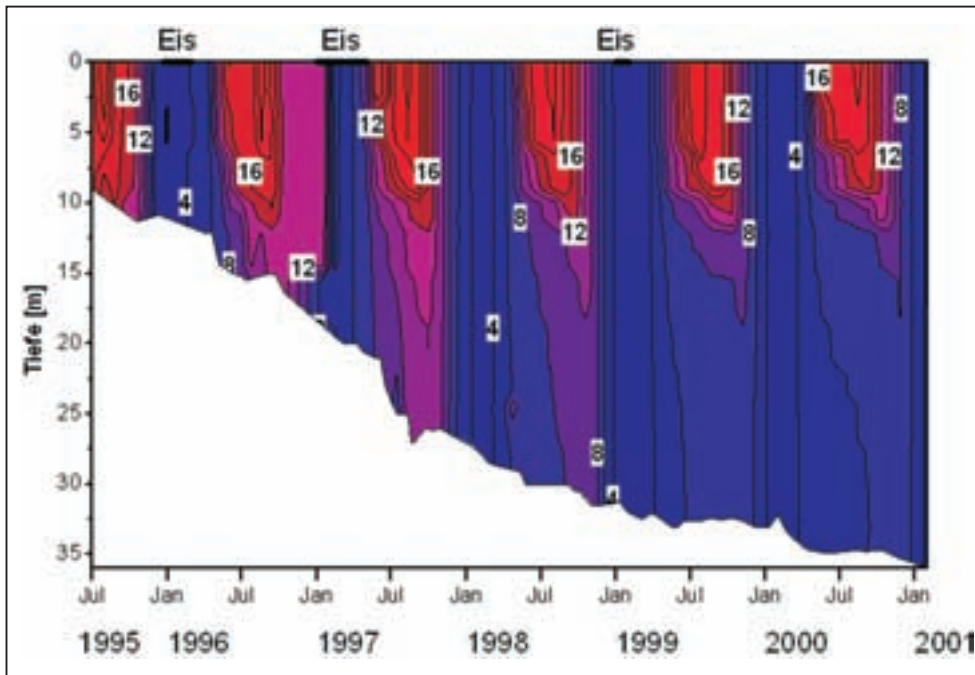


Bild 3.1/5:
Zeitlich-räumliche Entwicklung
der Temperatur (°C) im Tage-
bausee Gräbendorf, Profil-
messungen jeweils im Seetiefsten

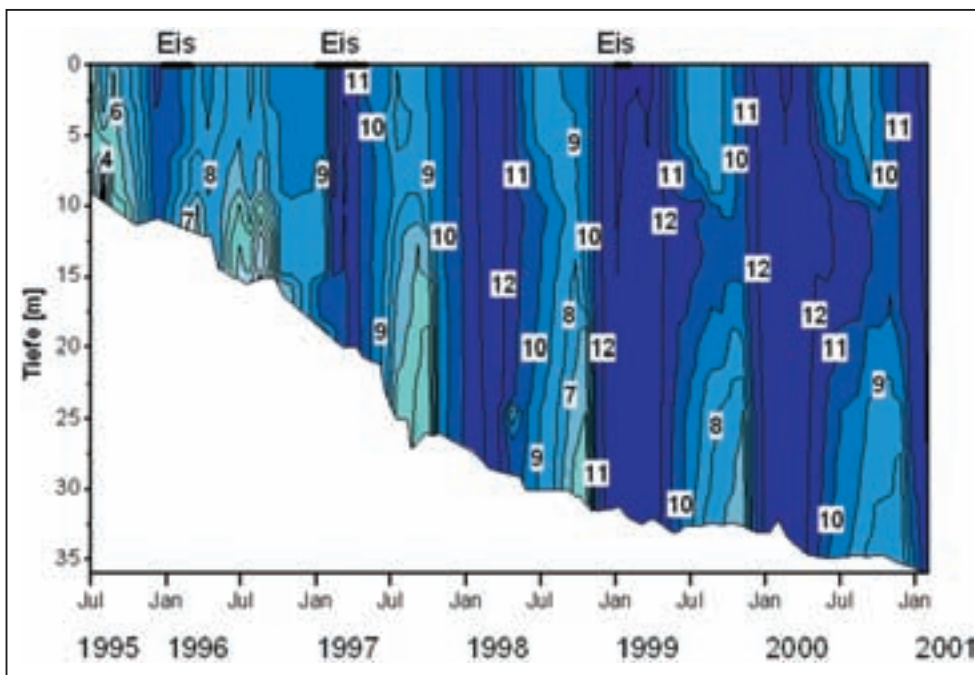


Bild 3.1/6:
Zeitlich-räumliche Entwicklung
der Sauerstoffkonzentration
(mg/l) im Tagebausee Gräben-
dorf, Profilmessungen jeweils
im Seetiefsten

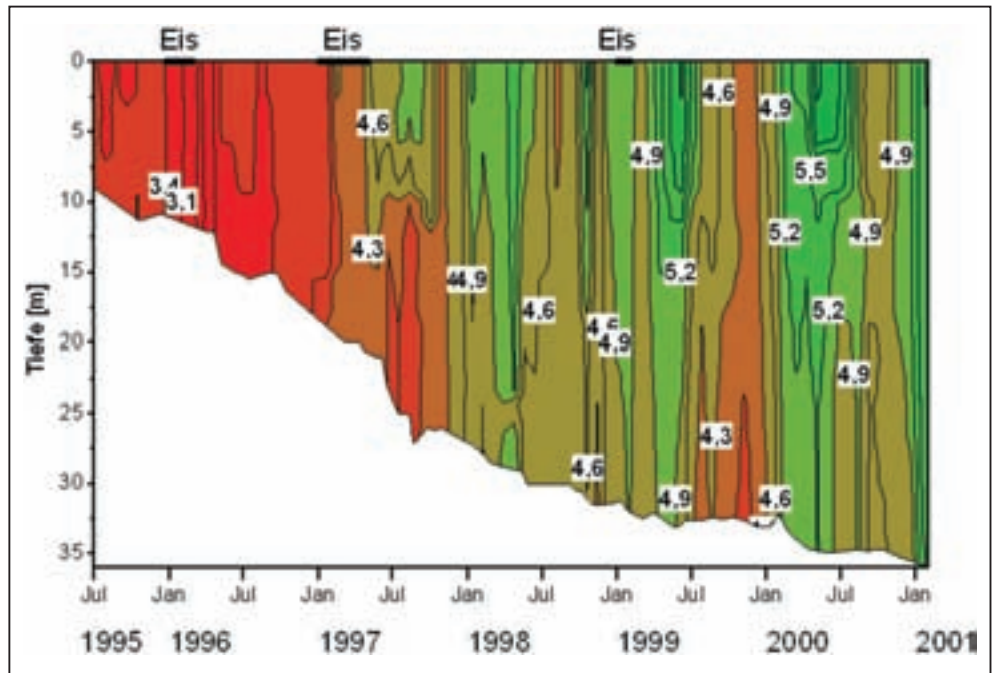


Bild 3.1/7:
Zeitlich-räumliche Entwicklung
des pH-Wertes im Tagebausee
Gräbendorf, Profilmessungen
jeweils im Seetiefsten

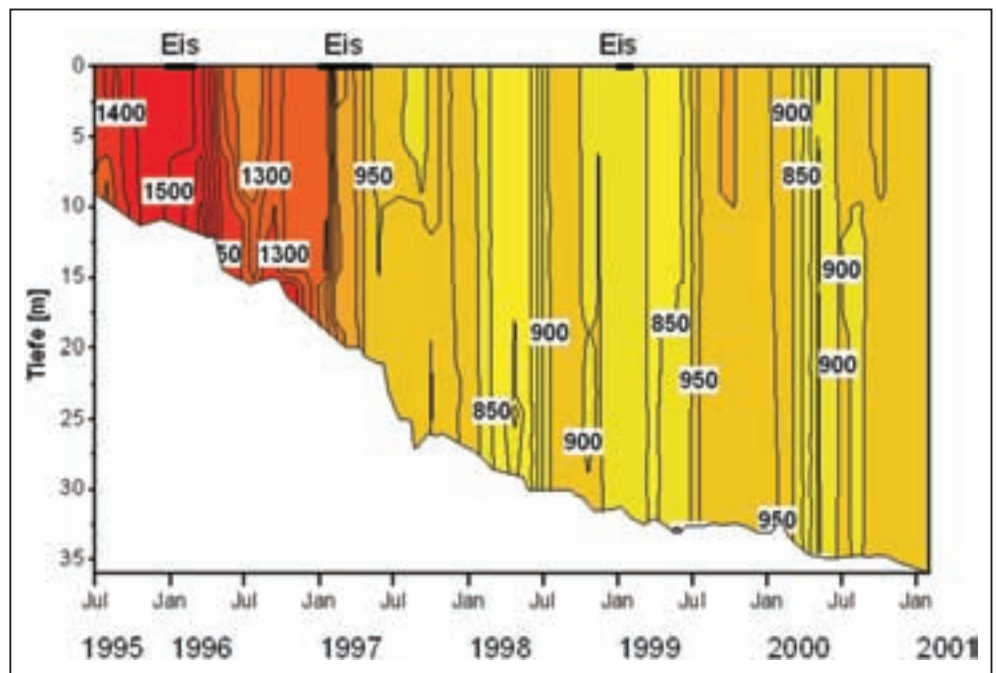


Bild 3.1/8:
Zeitlich-räumliche Entwicklung
der elektrischen Leitfähigkeit
[$\mu\text{S}/\text{cm}$] im Tagebausee
Gräbendorf, Profilmessungen je-
weils im Seetiefsten

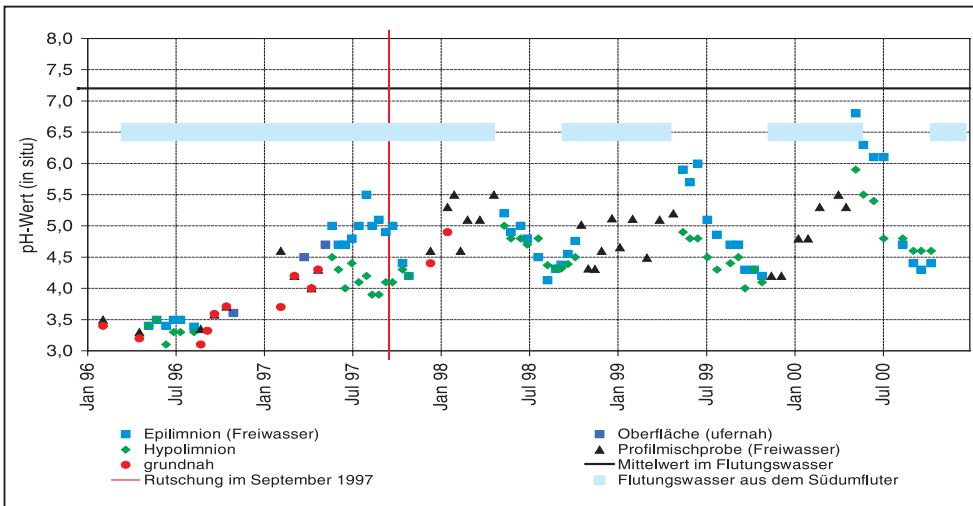


Bild 3.1/9:
Zeitliche Entwicklung des
pH-Wertes (Vor-Ort-Messung)

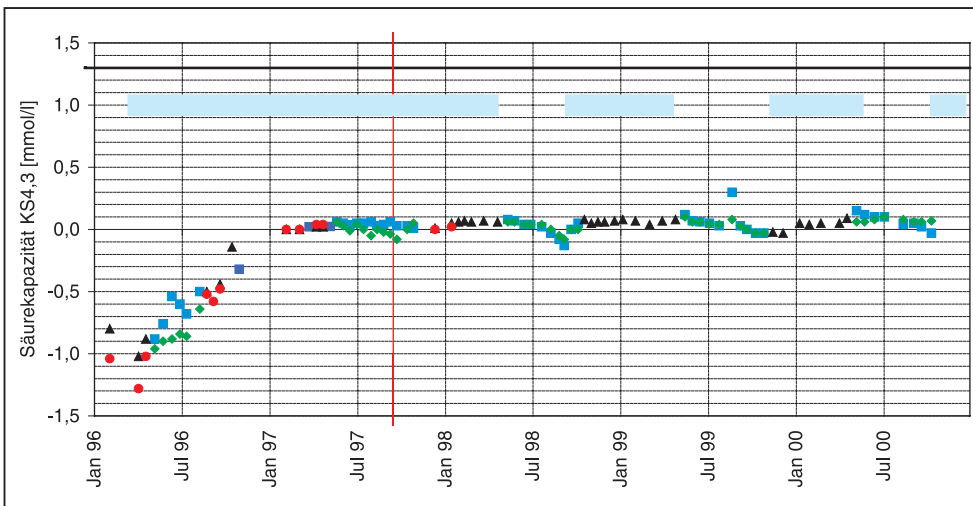


Bild 3.1/10:
Zeitliche Entwicklung der
Basen- und Säurekapazität
 $K_{B4,3}/K_{S4,3}$

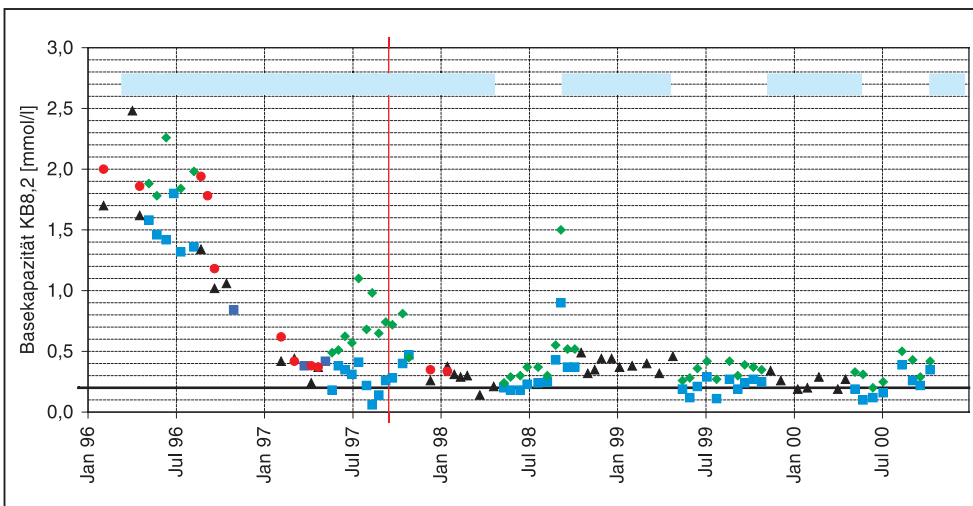


Bild 3.1/11:
Zeitliche Entwicklung der
Basenkapazität $K_{B8,2}$



Bild 3.1/12:
Zeitliche Entwicklung des Sulfatgehaltes

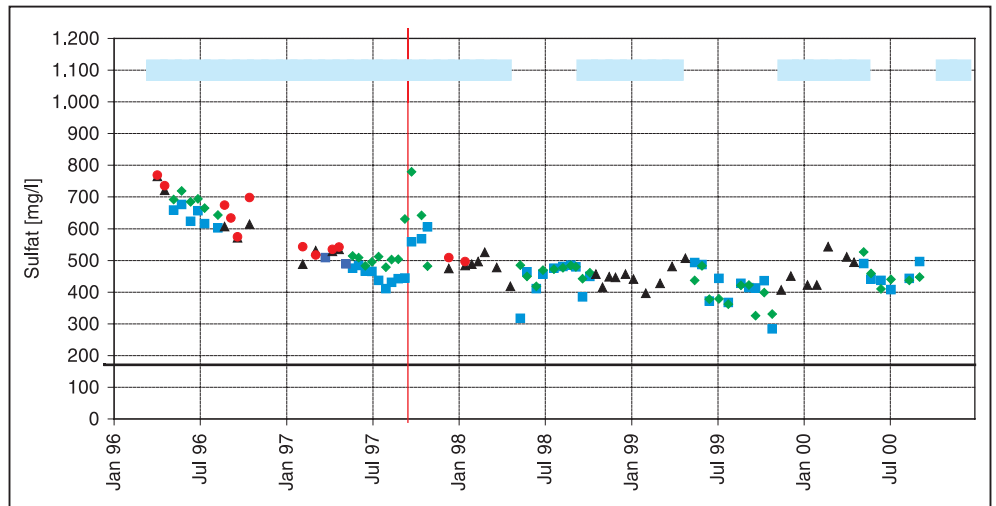


Bild 3.1/13:
Zeitliche Entwicklung des Eisengehaltes

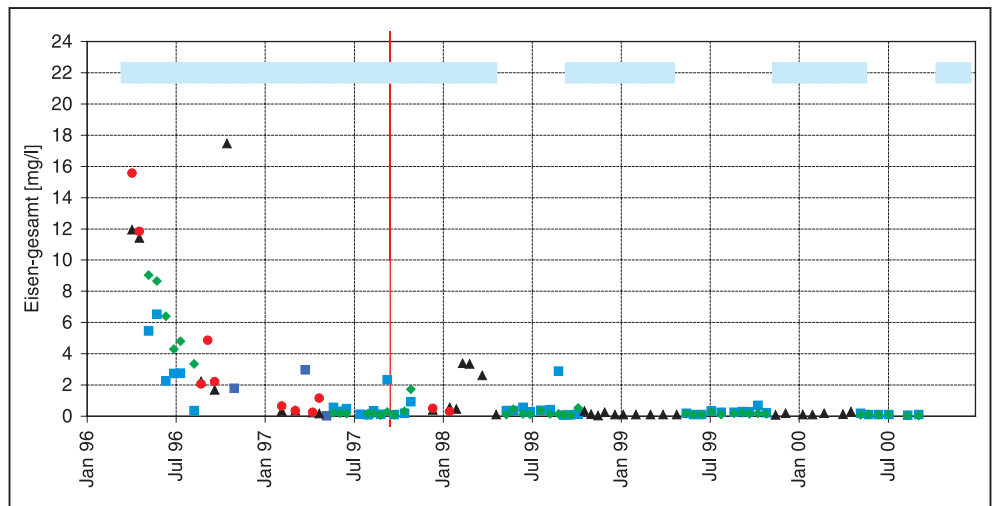
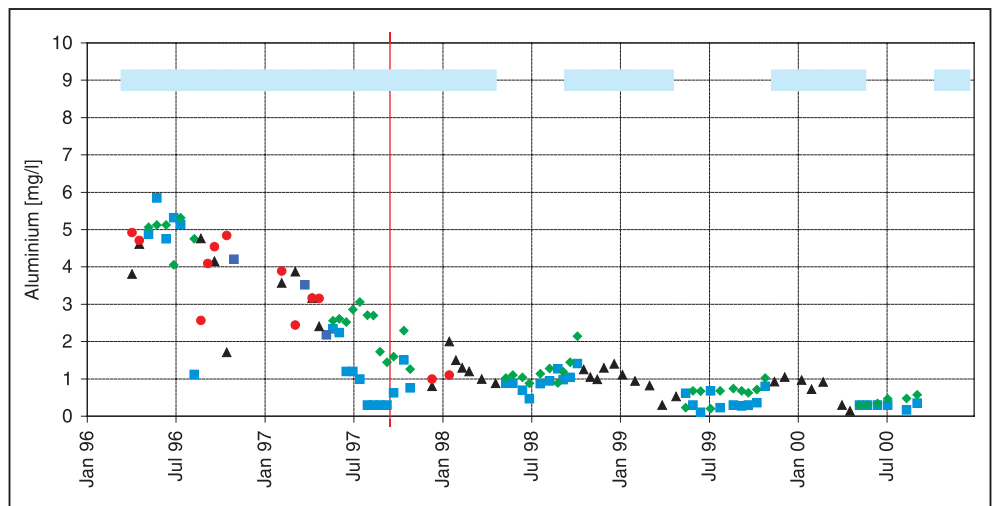


Bild 3.1/14:
Zeitliche Entwicklung des Aluminiumgehaltes



Auf der Grundlage der hydrochemischen Entwicklung des Tagebauses Gräbendorf konnten die Stoffeintragsraten für mehrere Zeitabschnitte ermittelt werden. Es zeigt sich, dass der Stoffeintrag aus der Innenkippe und den gewachsenen Böschungen

in den Tagebausee Gräbendorf zwar tendenziell aber nicht eindeutig rückläufig ist (Tabelle 3.1/3). Die höchsten Stoffeinträge haben zu Beginn der Flutung und bei Rutschungen der Absetzerkippe stattgefunden.

Zeitraum	Mittlere Stoffeintragsrate	Mittlere volumenspezifische Stoffeintragsrate	Fremdwasserflutung	Wasserspiegelanstieg von...bis...	Besonderheiten
	[kmol/d]	[µmol/l/d]	[m³/min]	[mNN]	
Mai 96...Aug 96	578	42,8	37	+37,8...+41,5	Überflutung der Brückenkippe
Sep 96...Aug 97	301	8,5	38	+41,5...+49,9	
Sep 97...Okt 97	749	20,5	38	+49,9...+51,0	Rutschungen der Innenkippe
Nov 97...Apr 98	76	1,6	40	+51,0...+54,0	
Mai 98...Aug 98	122	2,6	0	+54,0...+54,3	Aussetzen der Flutung
Sep 98...Dez 98	254	4,8	39	+54,3...+56,4	

Tabelle 3.1/3: Stoffeintragsraten im Tagebausee Gräbendorf (Anpassung durch inverse hydrogeochemische Modellrechnung)

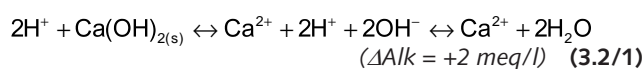
3.2 Chemische Maßnahmen

3.2.1 Neutralisation

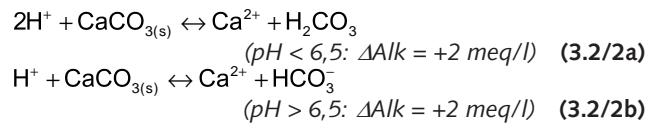
Die meisten Lausitzer Tagebauseen sind durch den Überschuss an Mineralsäuren (Schwefelsäure) stark sauer (Abschnitt 1.2). Der Eintrag von Schwefelsäure in die Tagebauseen erfolgt durch Infiltration von Grundwasser aus den Kippen, das mit Verwitterungsprodukten meist reichlich beladen ist, sowie durch Auswaschen der oxidierten Bodenmaterialien an den Böschungen der Tagebauseen.

Eine Neutralisation des sauren Wassers kann durch Zugabe alkalischer Stoffe erfolgen. Als solche kommen Oxide, Hydroxide, Carbonate und Silikate von Alkali- (Natrium, Kalium) und Erdalkalimetallen (Calcium, Magnesium) in Frage. Für den technologischen Prozess der Neutralisation hat neben den stofflichen Eigenschaften auch die Reaktionsgeschwindigkeit immense Bedeutung (Abschnitt 3.2.4 und Abschnitt 4.3.3). Deshalb beschränkt sich die Stoffauswahl meist auf wenige gut lösliche, überwiegend oxidische und hydroxidische, gelegentlich auch carbonatische Verbindungen.

Die Reaktion des Kalkhydrats in schwefelsauren Tagebauseen verläuft formal-stöchiometrisch als Neutralisation der vorhandenen Wasserstoffionen mit den Hydroxidionen der starken Base, in deren Ergebnis die freien Wasserstoffionen der Schwefelsäure schließlich durch Calcium ersetzt sind, Gleichung (3.2/1). Aus der Sicht des Säure-Basen-Konzepts (Abschnitt 1.2.5) wird durch Zugabe einer starken Base die Alkalität des Wassers um die entsprechende Äquivalentkonzentration des Calciums erhöht.

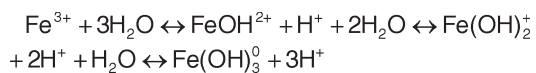


Bei der Neutralisation mit Calciumcarbonat anstelle von Kalkhydrat entsteht Kohlensäure, die in Abhängigkeit vom pH-Wert in unterschiedlichen Anteilen als Hydrogencarbonat oder undissoziierte Kohlensäure vorliegt, vgl. Gleichung (3.2/2a) und (3.2/2b).

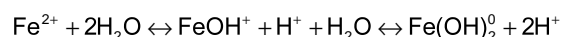


Der Alkalitätsgewinn der Reaktionen (3.2/2a) und (3.2/2b) ist mit 2 Moläquivalent grundsätzlich der gleiche wie beim Kalkhydrat. Der Neutralisationsmittelbedarf kann nicht auf der Grundlage des pH-Wertes ermittelt werden, da während der Neutralisation zusätzlich Wasserstoffionen durch Hydrolysereaktionen nachgeliefert werden. Für die Hydrolysereaktionen sind im Wesentlichen pedogene Metallionen, wie Eisen und Aluminium, verantwortlich, die in den sauren Tagebauseen reichlich vorhanden sind (Abschnitt 1.2.3):

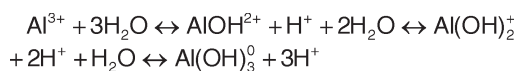
Fe(III)-Hydrolyse: (3.2/3)



Fe(II)-Hydrolyse: (3.2/4)

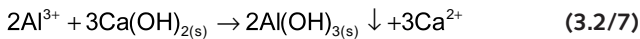
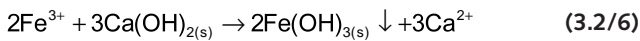


Al(III)-Hydrolyse: (3.2/5)



Durch die chemische Neutralisation sollen pH-Werte oberhalb pH = 7 erzielt werden. Bei pH > 7 ist die Hydrolyse weitgehend abgeschlossen, zumal die Eisen(III)hydroxide bis pH ≈ 4,5 und die Aluminiumhydroxide bis pH ≈ 6 weitgehend ausgefällt sind. Die chemische Neutralisation und Ausfällung der Eisen(III)- und

Aluminiumionen mit Calciumhydroxid kann deshalb vereinfacht wie folgt beschrieben werden:



3.2.2 Neutralisationsmittelbedarf

Für einen sauren Tagebausee, z. B. für den Sedlitzer See, mit folgenden Kennwerten der Wasserbeschaffenheit soll der Neutralisationsmittelbedarf ermittelt werden:

pH-Wert	2,9 ± 0,1
Fe(III)-Gehalt:	31 ± 6 mg/l
Al(III)-Gehalt:	9 ± 2 mg/l

Im Unterschied zu den Grubenwasserreinigungsanlagen, denen im Wesentlichen unbelüftetes und damit anoxisches Grundwasser zugeführt wird, ist das Wasser im Epilimnion von Tagebauseen überwiegend gut belüftet. Die Oxidation von Fe(II) zu Fe(III) ist im Epilimnion von Tagebauseen weit fortgeschritten. Die Fe(II)-Konzentration liegt im Sedlitzer See bei:

Fe(II)-Gehalt:	0,9 ± 0,3 mg/l
----------------	----------------

Unter der Voraussetzung, dass die einzelnen Reaktionen:

- die Neutralisation der freien Säure nach Gl. (3.2/1),
- die Hydrolyse von Eisen(III) und Eisen(II) nach Gl. (3.2/3) und (3.2/4) und
- die Hydrolyse von Aluminium nach Gl. (3.2/5)

stöchiometrisch vollständig verlaufen, was für pH > 7 im Gleichgewichtszustand annähernd angenommen werden kann, kann der Neutralisationsmittelbedarf (als NP – Neutralisationspotenzial) vereinfacht auch nach folgender Beziehung berechnet werden:

$$\text{NP} = [\text{HSO}_4^-] + [\text{H}^+] + 3[\text{Fe}^{3+}] + 2[\text{Fe}^{2+}] + 3[\text{Al}^{3+}] \quad [\text{meq/l}] \quad (3.2/8)$$

Die Klammern geben die molaren Konzentrationen an. Durch den Faktor, der der jeweiligen Ionenladung entspricht, erfolgt die Umrechnung in Äquivalentkonzentrationen. Daraus ergibt sich für den Sedlitzer See folgender Neutralisationsmittelbedarf:

Minimal:	3,1 meq/l
Mittel:	3,9 meq/l
Maximal:	4,8 meq/l

Das Hydrogensulfat wurde hierbei nicht berücksichtigt, da es einer expliziten Bestimmung nicht zugänglich ist (Abschnitt 1.2.5).

Der Neutralisationsmittelbedarf kann auch direkt am Summenkennwert der Basenkapazität bemessen werden. Der Summenkennwert hat den Vorteil, dass er unabhängig von Fehlbestimmungen der in Gleichung (3.2/8) enthaltenen Einzelkomponenten ist. Die Werte der Basenkapazität betragen für den Sedlitzer See im Mittel wie folgt:

$K_{B4,3}$:	2,9 ± 0,1 mmol/l
$K_{B8,2}$:	4,0 ± 0,3 mmol/l

Wir sehen die gute Übereinstimmung des $K_{B8,2}$ mit dem berechneten Neutralisationsmittelbedarf, der aus den Einzelkomponen-

ten berechnet wurde. Für einen vom Standardwert pH = 8,2 abweichenden pH-Wert (z. B. pH = 7) kann die Basenkapazität entsprechend gemessen oder auch berechnet werden.

Bei der chemischen Behandlung sauren Seewassers müssen die freien Wasserstoffionen neutralisiert sowie die freien Eisen- und Aluminiumionen durch Hydrolyse gebunden werden. Aus den Molmengenverhältnissen der Gleichungen (3.2/1), (3.2/3) und (3.2/5) ergeben sich folgende Beziehungen:

- Für die Neutralisation von 1 g H⁺ werden 37,0 g Ca(OH)₂ benötigt.
- Für die Hydrolyse von 1 g Fe³⁺/Fe²⁺ werden 1,98 g Ca(OH)₂ benötigt.
- Für die Hydrolyse von 1 g Al³⁺ werden 4,1 g Ca(OH)₂ benötigt.

Hydrogensulfat bleibt aus den o. g. Gründen unberücksichtigt. Bei pH ≈ 3,0 liegt der Hydrogensulfatanteil jedoch bereits deutlich unter 10 % des Sulfatgehaltes (Bild 1.2/4).

Insgesamt ergibt sich der Neutralisationsmittelbedarf aus der Summe zahlreicher hydrochemischer Prozesse (Hydrolysereaktionen, Komplexbildungsreaktionen u. a.), so dass der Neutralisationsmittelbedarf durch die experimentelle Ermittlung von Summenkennwerten, wie die Basenkapazität $K_{B8,2}$ oder durch hydrogeochemische Modellrechnungen (am besten in der Kombination Laborexperiment und Modellierung) wesentlich exakter bestimmt werden kann als nach Gleichung (3.2/8).

Zur Neutralisation von Tagebauseen mittels Kalkprodukten liegen im Lausitzer Braunkohlenrevier bislang überwiegend negative Erfahrungen vor. Das Fehlschlagen solcher Maßnahmen lässt sich auf die Unterbemessung der Kalkzugaben (Ableitung des Kalkbedarfs aus dem pH-Wert!) und auf die ungenügende Beachtung der Vermischung des Kalks mit dem Seewasser (Einbringen fester Kalkprodukte) zurückführen. Eine Konditionierung von Sümpfungswasser wird im Zusammenhang mit dem Schutz von Pumpen und Armaturen im Bereich von Wasserhaltungsanlagen häufig betrieben. Dafür wird meist Kalkmilch aus Kalkhydrat verwendet. Dabei wird mit starker Überdosierung gearbeitet, was für die chemische Neutralisation von Tagebauseen jedoch wirtschaftlich nicht akzeptabel ist.

Im Zeitmaßstab natürlicher Prozesse (in Tagebauseen) wird das chemische Gleichgewicht der Hydrolysereaktionen und der Ausfällungen meist erreicht, bei Titrationsprozessen im Labor sowie bei technischen Neutralisations- und Flockungsprozessen in Grubenwasserreinigungsanlagen häufig nicht. Diese Prozesse sollen innerhalb weniger Minuten oder Stunden ablaufen. Aufgrund des kürzeren Zeitmaßstabes ist hier die Geschwindigkeit der Reaktionen (Kinetik) zu beachten. Ausführungen hierzu werden im Abschnitt 3.2.4 gemacht.

3.2.3 Chemische Neutralisationsmittel

Zur Neutralisation saurer Wässer werden meist calciumhaltige Stoffe verwendet. Die häufigsten **calciumgetragenen alkalischen Produkte** sind: Kalksteinmehl, Branntkalk und Kalkhydrat.

Kalksteinmehl besteht je nach verwendeter Rohstoffbasis überwiegend aus Calciumcarbonat CaCO₃. Die Palette der in Frage kommenden Rohstoffe ist breit. Kalksteine werden für unterschiedliche Zwecke aus devonischen, triasischen (z. B. Rüdersdorf) und kretazischen (z. B. Kreidekalk auf Rügen) Formatio-

nen gewonnen. Kalksteinmehl ist ungebrannt und besitzt eine relativ große Schüttdichte (1...3 t/m³). Kalksteinmehl ist nicht hygroskopisch, bei längerer Lagerung entstehen jedoch Probleme durch Eigenverfestigung. Das theoretische Neutralisationspotential des Kalksteinmehls entspricht seinem Calciumgehalt. Die Löslichkeit unterscheidet sich nach der geologischen Herkunft, ist jedoch deutlich schlechter als z. B. die von Branntkalk und Kalkhydrat. Deshalb kommt eine Trockendosierung von Calciumcarbonat praktisch nicht in Frage.

Branntkalk wird aus Calciumcarbonat hergestellt. Branntkalk besteht aus Calciumoxid CaO. Die Handelsbezeichnung ist Weißfeinkalk. Er ist stark hygroskopisch und muss deshalb während der Lagerung vor Feuchte geschützt werden. Die Schüttdichte ist mit 0,9...1,1 t/m³ ebenfalls relativ hoch. Der Branntkalk befindet sich im ungelöschten Zustand und ist deshalb stark ätzend. Er reagiert mit Wasser unter Abgabe von Wärmeenergie und einer Zunahme des Volumens zu Calciumhydroxid Ca(OH)₂. Eine Trockendosierung von Branntkalk in Pulverform ist technisch grundsätzlich möglich. Hohe Sulfatgehalte (> 600 mg/l) im Rohwasser führen aber zu einer Vergießung der entstehenden Kalkhydrate durch Gipskrusten und damit zu deutlich verzögerten Reaktionsgeschwindigkeiten. Die Vergießung und der dadurch bedingte Mehrverbrauch mindern das hohe Neutralisationspotenzial des Branntkalkes und senken den Wirkungsgrad. Bei der Flüssigdosierung wird der Branntkalk durch die Zugabe von Wasser erst zu Calciumhydroxid Ca(OH)₂ umgewandelt (gelöscht). Das Wasser-Kalk-Gemisch bildet sich als Kalkmilch aus. Um den Vorteil des hohen Neutralisationspotenzials zu nutzen, muss zur Ablösung des Branntkalkes möglichst sulfatarms Wasser eingesetzt werden. Die Gewinnung sulfatarmen Wassers in der Nähe von sauren Tagebauseen dürfte in den meisten Fällen ausgeschlossen sein.

Kalkhydrat besteht aus Calciumhydroxid Ca(OH)₂ und ist die gelöschte Pulverform von Calciumoxid. Es ist stark hygroskopisch und muss deshalb während der Lagerung vor Feuchte geschützt werden. Die Schüttdichte (0,3...0,5 t/m³) ist sehr gering. Das Fließverhalten wird durch längere Lagerung beeinflusst. Kalkhydrat ist nicht ätzend und gilt damit nicht als Gefahrstoff. Die Trockendosierung, d. h. die Kalkhydratzugabe in Pulverform ist bei kurzen Dosierstrecken durch technische einfache und robuste Lösungen möglich. Aufgrund der guten Löslichkeit wird ein hoher Wirkungsgrad erreicht. Die Flüssigdosierung von Kalkhydrat wird notwendig, wenn lange Dosierstrecken zu überwinden sind. Dazu muss Kalkhydrat mit Wasser angemischt und eine pumpbare Kalkmilch erzeugt werden.

Kalkmilch ist eine Suspension aus o. g. Kalkprodukten und Wasser. Die Gebrauchskonzentration (15...40 Masse-%) hat eine Dichte von 1,10 bis 1,25 kg/l. Bei längerer Lagerung kommt es zur Sedimentation und damit zum Verlust der Gebrauchstauglichkeit. Aufgrund der niedrigen Masseprozentage an reaktivem Kalk in der Kalkmilch ist die mehrfache Menge gegenüber anderen Kalksorten erforderlich. Der Einsatz extern produzierter Kalkmilch ist durch den Mehrbedarf und folglich den hohen Transportaufwand kostenintensiv. Der Einsatz von Kalkmilch bei Frost ist problematisch. Eine Alternative ist die Erzeugung von Kalkmilch am Ort des Einsatzes. Dazu ist eine spezielle Anmischstation erforderlich.

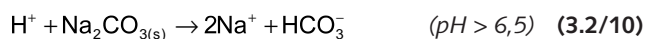
Kreide besteht überwiegend aus Calciumcarbonat. Kreide ist ein geologisches Sedimentgestein, das aus Skeletten und Schalen von kleinen Meeresbewohnern (Coccolithen) gebildet wur-

de. Neben Calciumcarbonat sind im Kreidestein meist auch mineralische Beimengungen und Kieselgel enthalten. Der Vorteil von Kreide gegenüber anderen Calciumcarbonaten bei Verwendung als festes Neutralisationsmittel besteht in ihrer stark porösen Struktur. Sie sollte eine schnellere Lösegeschwindigkeit und verminderte Vergießungsneigung bewirken. Praktische Erfahrungen zum Einsatz von Kreidekalk zur Neutralisation saurer Tagebauseen liegen jedoch noch nicht vor. Durch die Verwendung von Calciumprodukten wird der meist ohnehin hohe Calciumgehalt und die Härte des Seewassers weiter erhöht. Die Calciumaufstockung beträgt etwa 20 mg/mmol gepufferter Acidität.

Ein grundsätzliches Problem bei der Verwendung calciumhaltiger Produkte in sulfatreichem Wasser ist die Gefahr der Vergießung und Vergipsung. Durch die hohen Sulfatgehalte des Seewassers kann sich auf den Kalkpartikeln eine Gipskruste bilden, die eine weitere Auflösung und Reaktionsentfaltung behindert und damit den Produkteinsatz uneffektiv gestaltet. Diese Erscheinung gibt Anlass, über die Applikationsform der Calciumprodukte und über alternative alkalische Stoffe nachzudenken. Hierfür kommen in erster Linie **natriumhaltige alkalische Stoffe** in Frage wie Natronlauge und Soda.

Natronlauge ist flüssig und besteht in handelsüblicher Reinstform zu 96% aus Natriumhydroxid NaOH. Sie ist stark ätzend und muss mit entsprechender Sorgfalt behandelt werden. Natronlauge entfaltet seine alkalisierende Wirkung uneingeschränkt und rückstandsfrei. Natriumhydroxid wird auch in der Trinkwasseraufbereitung verwendet. Natriumhydroxid ist jedoch in der Anschaffung vergleichsweise teuer.

Soda ist Natriumcarbonat Na₂CO₃ und als Feststoff verfügbar. Die Dichte von handelsüblichem Soda liegt bei 2,5 t/m³. Die Löslichkeit von Soda ist für den vorgesehenen Einsatzzweck praktisch unbegrenzt. Der Vorteil von Soda besteht in seiner hohen Reaktionsfreudigkeit. Damit stellt die Applikation von Soda praktisch keine technische Herausforderung dar. Bei der Reaktion von Soda mit Wasser entsteht Kohlensäure:



Bei der Lösungsreaktion entweicht die Kohlensäure z. T. gasförmig. Die Lösung von Soda erfolgt nahezu rückstandsfrei. Der chemische Wirkungsgrad ist praktisch 1,0. Durch die Verwendung von Natronlauge oder Soda wird der Natriumgehalt des Seewassers erhöht. Die Natriumaufstockung beträgt 23 mg/mmol gepufferter Acidität.

Durch ihre chemischen Eigenschaften können grundsätzlich auch magnesiumhaltige, z. B. **dolomitische und magnesitische Materialien** zur Neutralisation eingesetzt werden, wie sie auch in der Trinkwasseraufbereitung verwendet werden. Über das Reaktionsvermögen der Materialien in saurem Seewasser liegen noch keine praktischen Erfahrungen vor. Die Materialkosten sind für dolomitische und magnesitische Stoffe höher als für Calciumprodukte.

Aufgrund des hohen Bedarfs an chemischen Neutralisationsmitteln für die Sanierung saurer Tagebauseen ist aus wirtschaftlichen Gesichtspunkten auch die Verwendung **industrieller Reststoffe mit alkalischen Eigenschaften** von Interesse, wie Kraftwerksaschen, Eisenhydroxidschlämme, Laugen und andere kalk- oder laugehaltige Reststoffe.

Die alkalische Wirksubstanz von **Kraftwerksaschen** bilden im wesentlichen Calcium- und Magnesiumoxide (CaO, MgO). Je nach Lagerung und Alter der Aschen können die Oxide in Hydroxide und teilweise sogar in Carbonate umgewandelt sein. Damit wird ihre Reaktionsfreudigkeit vermindert. Der Anteil alkalischer Stoffe liegt in den Lausitzer Kraftwerksaschen bei etwa 3 bis 5 Masse-%, wovon wiederum nur ein bestimmter Teil chemisch tatsächlich wirksam ist. Das stellt für Kraftwerksaschen einen wesentlichen Nachteil dar, da im Vergleich zu chemisch reinen Stoffen mindestens ein 20- bis 30faches Transportvolumen zu bewältigen ist. Der Einsatz von Aschen ist zudem ein Deponierungsproblem und damit ein Raumproblem. Die inertesten Anteile der Kraftwerksaschen verbleiben im Tagebausee und nehmen einen beträchtlichen Stapelraum in Anspruch.

Bei beabsichtigtem Einsatz von Kraftwerksaschen muss der Gehalt an löslichen Schadstoffen untersucht werden. Aschen sind eine Anreicherung mineralischer Kohlebestandteile, in ihnen finden sich deshalb naturgemäß erhöhte Schwermetallgehalte. Da ein bedeutender Anteil der mineralischen Inhaltsstoffe der Aschen infolge hoher Verbrennungstemperaturen verglast wird, ist die Löslichkeit der Metalle überwiegend sehr gering. Die Eignung von Aschen zur Neutralisation saurer Tagebauseen ist jedoch in jedem Einzelfall aus umwelttoxikologischer Sicht zu prüfen.

In den Grubenwasserreinigungsanlagen der LMBV und der LAUBAG fallen nach den Flockungsprozessen große Mengen **Eisenhydroxidschlämme** (kurz: EHS) an. Die Eisenhydroxidschlämme werden nach der Entnahme aus den Absetz- und Alterungsbecken in Trockenbeeten zwischengelagert und anschließend verbracht. Als Verbringungsräume sind bislang überwiegend Tagebaurestlöcher und Tagebauseen benutzt worden. Eisenhydroxidschlämme besitzen aufgrund der Verwendung calciumhaltiger Flockungsmittel einen hohen Überschuss an Alkalität, der 10 bis 50 mmol/l im gealterten Schlamm beträgt. Der gealterte Schlamm weist einen Restwassergehalt zwischen 92 und 96 Masse-% auf und ist damit gut pumpfähig. Probleme für die breite Anwendung von Eisenhydroxidschlämmen zur Neutralisation von Tagebauseen werden vor allem in der geringen Eigenverdichtung gesehen, wodurch der Schlamm große Volumina in Anspruch nimmt.

In einigen Industriezweigen entstehen **Kalkprodukte oder Laugen als Reststoffe** (z. B. Carbokalk aus der Zuckerherstellung) die häufig durch aufwändige Verfahren neutralisiert und von Schadstoffen befreit werden müssen. Im Interesse der Abfallwirtschaft und des Umweltschutzes lohnt in jedem Fall eine betriebswirtschaftliche Bewertung, ob die Kalkprodukte und Laugen ggf. für die Neutralisation von Tagebauseen verfügbar gemacht werden können.

In anderen Industriezweigen entstehen **Abprodukte, die mit konzentrierter Lauge** angereichert sind (z. B. Etikettenmaterial aus der Flaschenreinigung in der Getränkeindustrie). Auch dieses Material kann nach Prüfung seiner Umweltverträglichkeit für die sauren Seen verfügbar gemacht werden. Speziell bei diesem Material bietet sich ein zweiter Bestandteil an, der für die Neutralisationsprozesse in sauren Tagebauseen nutzbar gemacht werden kann: die organische Grundmasse der Etiketten (Abschnitt 3.4).

3.2.4 Vergleichende Untersuchung chemischer Neutralisationsmittel

Zur wirtschaftlichen Bewertung chemischer Neutralisationsmittel soll analog den technischen Prozessen ein **Wirkungsgrad** (η) definiert werden. Der Wirkungsgrad ist vor allem abhängig von:

- vom Reinheitsgrad (η_1) und
- von der Ausbeute (η_2).

Der Gesamtwirkungsgrad ermittelt sich aus dem Produkt der Einzelwirkungsgrade:

$$\eta = \eta_1 \cdot \eta_2 \quad [-] \text{ oder } [\%] \quad (3.2/11)$$

Der Reinheitsgrad von handelsüblichem Kalkhydrat liegt nach Herstellerangaben bei mindestens $\eta_1 \approx 90\%$. Die Ausbeute von technischem Kalkhydrat kann bei günstiger Applikation mit $\eta_2 \approx 90\%$ eingeschätzt werden. Der praktisch erreichbare Gesamtwirkungsgrad von Kalkhydrat ergibt sich damit zu etwa 80%. Der Reinheitsgrad handelsüblicher Chargen von Natronlauge und Soda liegt bei 96% bzw. 100%. Die Ausbeute beider Produkte ist mit nahezu 100% anzunehmen.

Bei Versuchen zur Verwendung von Kraftwerksaschen war unter gleich bleibenden Applikationsbedingungen eine pH-Abhängigkeit des Wirkungsgrades festzustellen (Bild 3.2/1). Nur im schwach sauren Bereich wurden die stofflichen Erwartungen mit $\eta = \eta_1 \cdot \eta_2 = 3\%$ für die abgelagerten Kraftwerksaschen und $\eta = \eta_1 \cdot \eta_2 = 5\%$ für frische Kraftwerksaschen annähernd erfüllt. Der Wirkungsgrad verringerte sich zum neutralen bzw. schwach alkalischen Bereich deutlich, für abgelagerte Kraftwerksaschen viel stärker als für Frischaschen. Die erforderliche spezifische Aschemenge nimmt folglich mit der Annäherung an neutrale bzw. schwach alkalische Verhältnisse zu. Die Ascheapplikation wird mit steigendem pH-Wert deutlich ineffizienter. Das sollte Anlass sein, über mehrstufige Neutralisationsverfahren bzw. Stoffgemische nachzudenken.

Die Wirkung und Eignung verschiedener Neutralisationsmittel kann durch Titration des Seewassers mit den entsprechenden Stoffen verglichen werden. Das soll anhand von zwei Beispielen mit unterschiedlicher Fragestellung geschehen.

Die **chemische Wirksamkeit** von Neutralisationsmitteln in einem See unter definierten hydrogeochemischen Randbedingungen kann durch rechnerische Titration mit Gleichgewichtsmodellen (PHREEQC) geprüft werden. An einem Beispiel wird die Neutralisation eines sauren Tagebausees mit Natriumhydroxid, Calciumhydroxid und Calciumcarbonat dargestellt. Den Berechnungen wurde eine Wasseranalyse aus den Tagebausee Sedlitz zu Grunde gelegt (Bild 3.2/2).

Die Ergebnisse der Titrationsberechnung zeigen, dass die chemische Wirkung der Natronlauge und des Kalkhydrats, bezogen auf eine moläquivalente Applikation dieser Stoffe, identisch ist. Die berechneten Titrationskurven für den Einsatz von Natronlauge bzw. Kalkhydrat zeigen vier markante Abschnitte, die auch als Pufferplateaus bezeichnet werden:

- (1) Bis $\text{pH} \approx 3,8$ überwiegt der Prozess der Neutralisation freier Wasserstoffionen gemäß der Gleichung (3.2/1) sowie die Hydrolyse der Eisen(III)ionen nach Gleichung (3.2/3).

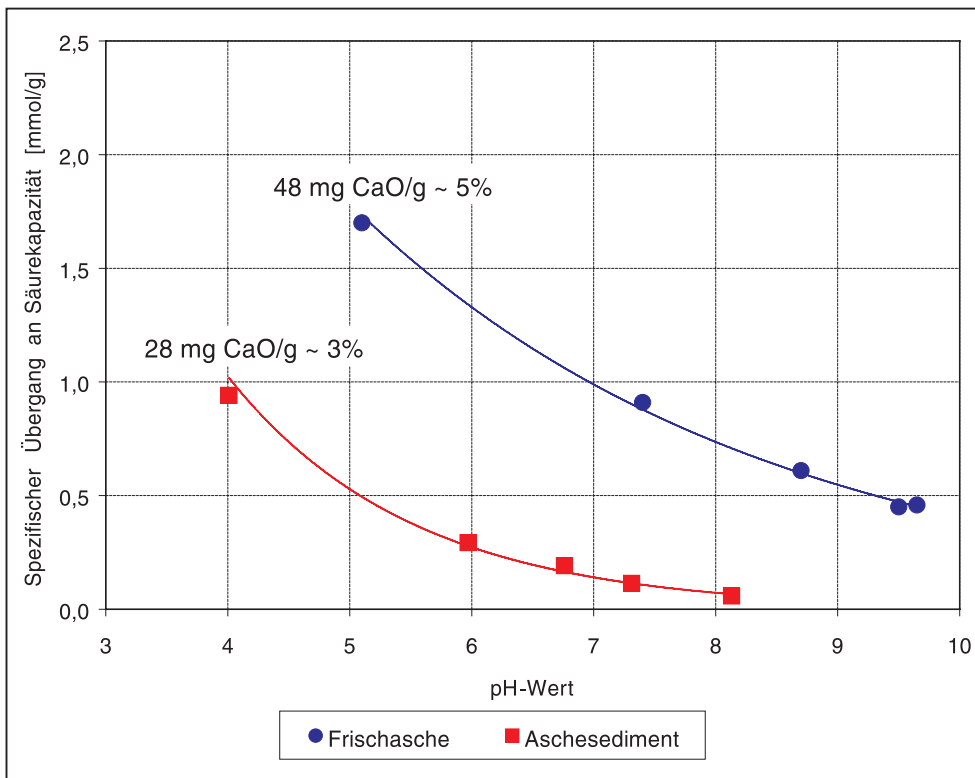


Bild 3.2/1:
pH-abhängige alkalische Wirkung von Kraftwerksaschen

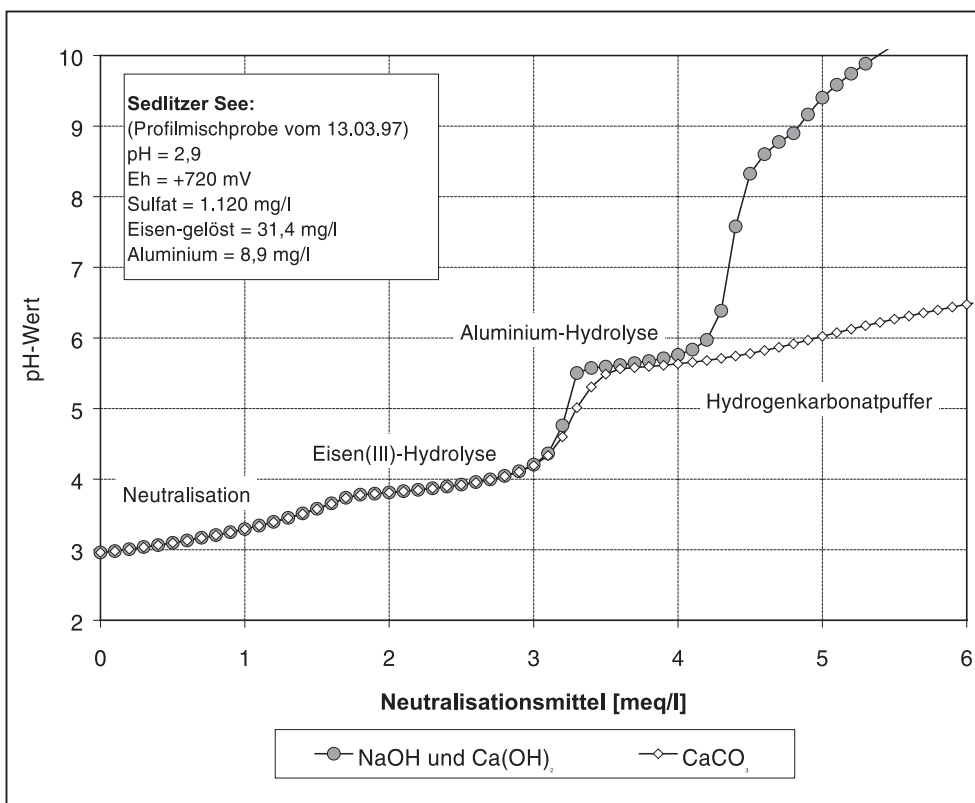


Bild 3.2/2:
Rechnerische Titration des Tagebausees Sedlitz mit Natronlauge, Kalkhydrat und Calciumkarbonat

- (2) Erst bei $\text{pH} \approx 3,8$ erreicht Eisen(III)hydroxid den theoretische Sättigungszustand. Es bilden sich Eisen(III)hydroxidflocken. Oberhalb von $\text{pH} 4,3$ ist die Eisenhydroxidfällung weitgehend abgeschlossen und kaum noch Eisen im Seewasser enthalten.
- (3) Im Bereich $\text{pH} \approx 5,5 \dots 6,0$ findet die Aluminiumhydrolyse und -fällung gemäß der Gleichung (3.2/4) statt. Aufgrund

des geringeren Aluminiumgehaltes ist das Pufferplateau im Vergleich zum Eisenpuffer schmaler ausgeprägt.

- (4) Der steile pH-Anstieg jenseits $\text{pH} \approx 8$ weicht von der Realität ab. Unter natürlichen Bedingungen würde der Tagebausee Kohlendioxid aus der Atmosphäre absorbieren bzw. durch Respirationprozesse eigene Kohlensäure erzeugen. Je nach Intensität dieser Prozesse wird

die Titrationsreaktion im Bereich $\text{pH} < 9$ durch den Hydrogencarbonatpuffer gepuffert.

Der rechnerischen Titration mit Calciumcarbonat wurde als Randbedingung ein CO_2 -Partialdruck von $\log_{10}\{P_{\text{CO}_2}\} = -2,5$ zu Grunde gelegt. Dieser Partialdruck entspricht den in neutralen Seen gefundenen Werten. Die Titrationskurve mit Calciumcarbonat zeigt ab $\text{pH} \approx 4,5$ einen von der Natronlauge bzw. vom Kalkhydrat abweichenden Verlauf. Einschließlich der Eisen(III)-hydrolyse ist der Verlauf der Titrationskurve nahezu identisch. Ab $\text{pH} > 4,5$ ist jedoch der pH -Anstieg gegenüber den anderen Neutralisationsmitteln verzögert, was bei $\text{pH} > 5,6$ besonders deutlich wird. Der Neutralwert $\text{pH} = 7$ wird erst nach einem Umsatz von $7,4 \text{ meq/l}$ Calciumcarbonat erreicht, während er bereits mit $4,2 \text{ meq/l}$ Natronlauge bzw. Kalkhydrat erreicht wurde. Unter den gegebenen hydrogeochemischen Bedingungen erreicht Calcit bei $\text{pH} \approx 7,0$ das Lösungsgleichgewicht, so dass hier eine weitere Lösung praktisch nicht stattfindet. Werte über $\text{pH} > 7,0$ können durch Verwendung von Calciumcarbonat unter den gegebenen Bedingungen folglich nicht erzielt werden.

Die bisherigen Modellbetrachtungen sind von sich schnell einstellenden chemischen Gleichgewichten ausgegangen. Berücksichtigt man ferner, dass sich die Lösungsgeschwindigkeit von Stoffen mit Annäherung an das Gleichgewicht verlangsamt, dann ist die Applikation von Calciumcarbonat schon aus hydrochemischer Sicht ungünstiger als die Verwendung beispielsweise von Natronlauge oder Kalkhydrat.

Für die technische Applikation von Neutralisationsmitteln ist es erforderlich, dass **zeitliche Löseverhalten** bzw. die stoffspezifische Lösekinetik zu kennen. Die Lösekinetik ist eine wichtige Grundlage für die stoffliche Vorauswahl und physikalisch-chemische Spezifikation des Neutralisationsmittels sowie für die technologische Lösung der Applikation.

Die Untersuchungen wurden mit handelsüblichem Kalkhydrat (Weißkalkhydrat) und mit Kreidepulver (Coccolithenkalk) durchgeführt. Diese Stoffe wurden einem typisch sauren Seewasser mit folgenden Eigenschaften zudosiert (Tabelle 3.2/1).

Tabelle 3.2/1: Wasserbeschaffenheit der verwendeten Seewasserprobe

Kennwert	Maßeinheit	Befund
pH-Wert	-	2,86
Elektrische Leitfähigkeit	$\mu\text{S/cm}$	2.890
Basenkapazität $K_{\text{Bas},2}$	mmol/l	4,4
Chlorid	mg/l	43,1
Sulfat	mg/l	1.350
Nitrat	mg/l	< 5
Calcium	mg/l	331
Magnesium	mg/l	47,1
Natrium	mg/l	19,2
Kalium	mg/l	4,5
Eisen	mg/l	48,3
Mangan	mg/l	1,5
Aluminium	mg/l	12,5

Um die Geschwindigkeit der neutralisierenden Wirkung unter optimalen Bedingungen (d. h. rasche Durchmischung) festzustellen, wurden zunächst Versuche im Becherglas durchgeführt. Dazu wurden zu jeweils 500 ml Seewasser die dem $K_{\text{Bas},2}$ äquivalente Menge an getrocknetem Neutralisationsmittel in einer Dosis zugegeben und die pH -Wert-Einstellung über die Zeit kontinuierlich überwacht. Als Referenz zu diesem Versuch diente der in gleicher Weise aufgenommene Zeitverlauf der Neutralisation $\text{pH} = f(t)$ nach Zugabe einer äquivalenten Dosis Natronlauge und Soda (Bild 3.2/3).

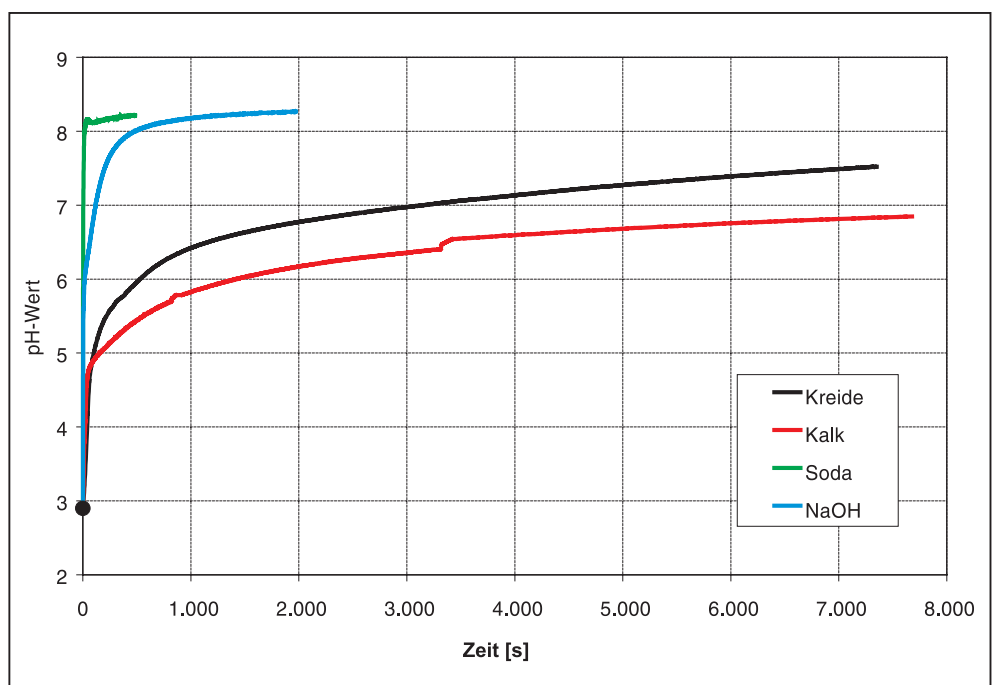


Bild 3.2/3: Zeitlicher Verlauf der Neutralisationsreaktion für verschiedene Neutralisationsmittel im Becherglas (unter Rühren)

Aus den Versuchen kann abgeleitet werden, dass bei einer intensiven Durchmischung des Seewassers eine vollständige Reaktion aller verwendeten Neutralisationsmittel erfolgt. Versuche zu einer möglichst praxisnahen Applikation von Kalkhydratpulver und Kreidepulver zeigten, dass die Neutralisationswirkung bei direktem Eintrag unter Verzicht auf eine aktive Vermischung nur sehr beschränkt ist. Der Wirkungsgrad lag hier deutlich unter 10 %.

Die Untersuchungsergebnisse beider Versuche zeigen, dass die Neutralisationswirkung von Kalk und Kreide in sulfatreichen Tagebauseen grundsätzlich verfügbar gemacht werden kann und eine Vergipsung des Kalk- und Kreidepulvers nicht zwangsläufig eintreten muss. Ein hoher Wirkungsgrad dieser Neutralisationsmittel ist jedoch direkt an die Technologie der Einmischung gebunden.

3.2.5 Verringerung der Sulfatkonzentration

In den vorangegangenen Abschnitten wurde ausschließlich die Neutralisation saurer Wässer betrachtet. Die Neutralisation ist die wichtigste und wirkungsvollste Maßnahme zur chemischen Sanierung saurer Tagebauseen, da mit der Erhöhung des pH-Wertes und der Eliminierung von Metallen gleich zwei grundlegende Probleme gelöst werden. Bis auf eine unbeabsichtigte und prozessstörende Gipsbildung bei der Anwendung calciumgetragener Flockungs- und Neutralisationsmittel erfährt der hohe Sulfatgehalt jedoch keine Minderung.

Nach dem Stand der Technik sind folgende Verfahren zur Verminderung der Sulfatkonzentration bekannt:

- chemische Fällung mit Calciumhydroxid (Gipsfällung) oder Calciumaluminat (Ettringitfällung),
- Aufkonzentrierung mittels Membrantechnik oder Ionenaustauscher, anschließende Fällung mit Calciumhydroxid (Gipsfällung) im Konzentrat bzw. Eluat.

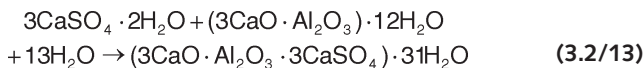
Darüber hinaus kann die Sulfatkonzentration durch biologische Sulfatreduktion gemindert werden. Die Sulfatreduktion wird im Abschnitt 3.3 besprochen.

Die durch Zugabe von Calciumhydroxid (als Kalkmilch) verursachte **Gipsfällung** wird durch Gleichung (3.2/12) beschrieben:



Unter günstigsten Bedingungen (niedrige Neutralsalzfracht) beträgt die Löslichkeit von Gips ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) etwa 2.000 mg/l. Bei der Fällung mittels Kalkmilch verbleiben demzufolge ca. 1.400 bis 1.600 mg/l Sulfat als Restkonzentration in der Lösung, die mit diesem Verfahren nicht weiter verringert werden kann. Bei höheren Salinitäten erhöht sich die Restkonzentration des Sulfates (Gleichgewichtskonzentration bei der Gipsfällung) auf ca. 2.500 mg/l. Da die Sulfatkonzentration der meisten Tagebauseen unterhalb der Restkonzentration liegt, ist die Anwendung der Gipsfällung zur Minderung der Sulfatgehalte praktisch wirkungslos.

Für eine chemische Fällung des Sulfats müssen folglich Stoffe gefunden werden, die in Verbindung mit Sulfat eine wesentlich geringere Löslichkeit als Gips haben. Dafür kommt z. B. Ettringit in Frage. Die **Ettringitfällung** wird durch Zugabe von Kalkhydrat und Calciumaluminat in Teilschritten nach Gleichung (3.2/12) und (3.2/13) bewirkt:



Die Prozessführung der Ettringitfällung erfordert deutliche Überschüsse der stöchiometrisch erforderlichen 2 Mol Calcium und 0,66 Mol Aluminium gegenüber einem Mol Sulfat. Für die Ettringitfällung muss der pH-Wert über $\text{pH} > 9,5$ gehalten werden, was mittels Kalkmilchdosierung gewährleistet wird. In technischen Prozessen wird eine Reaktionszeit von über 5 Stunden veranschlagt. Die Anwendung der Ettringitfällung zur Verringerung der Sulfatgehalte in sauren Tagebauseen würde in der ersten Phase eine Neutralisation und Eisenfällung voraussetzen. Im Anschluss an die Ettringitfällung ist vor der Einleitung in die Vorflut eine Neutralisation des nunmehr schwach alkalischen Wassers erforderlich. Das kann z. B. durch Verschnitt mit einem Teilstrom original sauren Seewassers geschehen. Das schwach alkalische Wasser nach der Verfahrensstufe der Ettringitfällung könnte auch zur Flutung von sauren Tagebauseen verwendet werden.

Die Ettringitfällung ist zur Behandlung saurer Tagebauseen derzeit nicht als Stand der Technik verfügbar (Abschnitt 3.4.2).

Eine Aufkonzentrierung des Sulfats (und damit aller Lösungskomponenten) mittels **Membrantechnik** ist nicht möglich, da die Rohwasserkonzentration in stark sauren Tagebauseen bereits häufig im Bereich der Gipsfällung liegt. Die Aufkonzentrierung führt zur Ausfällung von Calciumsulfat, was eine irreparable Schädigung der Membranen zur Folge hat. Um dies zu verhindern, wäre eine Entfernung von Calcium durch Ionenaustauscher (Neutraustausch mit Natrium) erforderlich, die jedoch an der hohen Eisenkonzentrationen (zulässig sind max. 0,2 mg/l) scheitert. Eine Enteisung müsste mit Kalkmilch erfolgen, was den Calciumgehalt zusätzlich erhöht. Außerdem ist zu berücksichtigen, dass der Ionenaustausch eine enorme Aufsalzung der bereits hochmineralisierten Wässer bewirkt.

Durch eine Vollentsalzung lassen sich Calcium und Sulfat etwa um den Faktor 3 aufkonzentrieren. Im Konzentratstrom könnte dann durch Gipsfällung eine Verringerung von Sulfat erreicht werden. Da für jedes ausgetauschte Mol Salz jedoch mindestens 2 Mol Regenerierungs-, Fällungs- und Neutralisationschemikalien zugegeben werden müssen, wird durch die Anwendung von **Ionenaustauschern** eine enorme Aufsalzung der Wässer bewirkt. Bisher liegen keine praktischen Erfahrungen zum Einsatz von Ionenaustauschern bei der Sulfatbehandlung von Wässer aus Tagebauseen vor.

Insgesamt stehen zur Verminderung der Sulfatgehalte in Tagebauseen bzw. im Ablauf von Tagebauseen, insbesondere unter Berücksichtigung der zu behandelnden Volumenströme, keine chemische Verfahren nach dem Stand der Technik zur Verfügung.

3.3 Nutzung biologischer Prozesse

3.3.1 Stoffkreislauf

Im Sinne der Nutzbarkeit biologischer Prozesse für die chemische Neutralisation von Tagebauseen sind die **Primärproduktion** (Photosynthese) und die **Respiration** (Atmung) zu betrachten, weil sie die wesentlichen Nahtstellen zwischen der unbelebten (anorganischen) und der belebten (organischen) Natur darstellen.

Die **Primärproduktion** (P) umfasst den Aufbau von Biomasse aus anorganischen Stoffen unter biochemischer Speicherung von Strahlungsenergie. Die Primärproduktion in Gewässern wird überwiegend durch photoautotrophe Mikroorganismen (Algen, bestimmte Bakterienarten wie z. B. Cyanobakterien) und auch chemoautotrophen Mikroorganismen (Bakterien) ausgeführt (Abschnitt 1.3). An der Primärproduktion sind des Weiteren Pflanzen im Litoralbereich der Seen (Makrophyten) beteiligt. Autotrophe Organismen ernähren sich ausschließlich von anorganischen Stoffen. Die Vorsätze „Photo“ bzw. „Chemo“ deuten auf die Quelle des Energiegewinns durch Licht bzw. (geo)chemische Prozesse hin.

Der Stoffwechsel photoautotropher Algen ist tageslichtabhängig. Die Stoffwechselgrundlage dieser Algen wird in der Dunkelzeit durch Respiration des assimilierten Kohlenstoffs gewährleistet. Die Stoffwechseleffektivität durch Photosynthese ist deshalb anhand der Netto-Primärproduktion (= Bruttoproduktion - Respiration) zu bewerten (KUMMERT & STUMM 1989). Die Primärproduktion ist ein Maß für die Trophie eines Gewässers (Abschnitt 1.3.3).

Unter **Respiration** (R) wird der Abbau der organischen Substanz in anorganische Stoffe unter Energiegewinn verstanden. Die Respiration wird durch heterotrophe Organismen realisiert. Heterotrophe Organismen decken ihren Kohlenstoffbedarf aus organischer Substanz. Dabei ist zu berücksichtigen, dass ein Teil der durch Primärproduktion entstandenen Kohlenstoffverbindungen in Biomasse (heterotrophe Bakterien; höhere Organismen: Zooplankton, Konsumenten) umgewandelt, in das Sediment überführt (humifiziert) oder vollständig mineralisiert wird. Nach der Etablierung autarker Nahrungsketten ist davon auszugehen, dass der Biomassezuwachs eines Sees gering ist. Die Akkumulation der Biomasse im Sediment (Humifizierung) ist in Seen i. A. nicht sehr bedeutend. Der maßgebliche Flux (Stoffstrom) des organischen Kohlenstoffs wird folglich überwiegend durch die Mineralisierung gewährleistet. In Bild 3.3/2 ist ein vereinfachter Stoffkreislauf des Kohlenstoffs in Seen dargestellt. In sauren Tagebauseen fehlen das Calciumcarbonat im Sediment sowie die höheren Konsumenten.

Bild 3.3/1:
Globale Bilanz der Biomasse in einem See

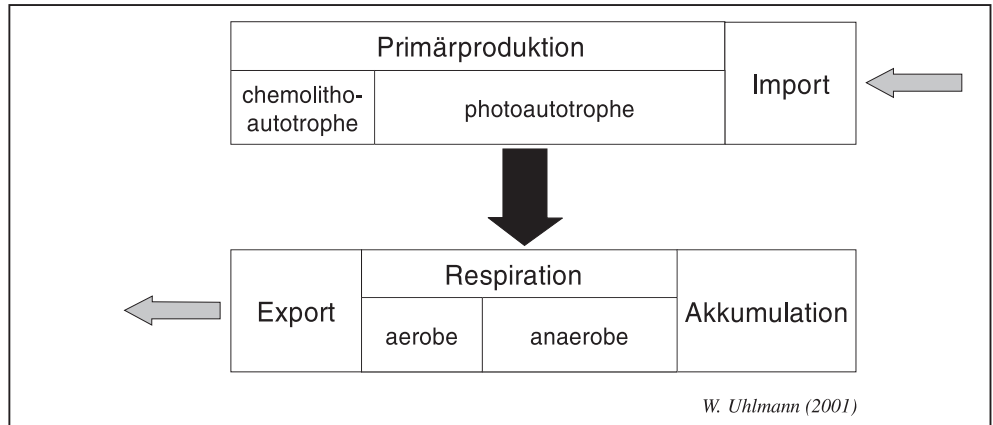
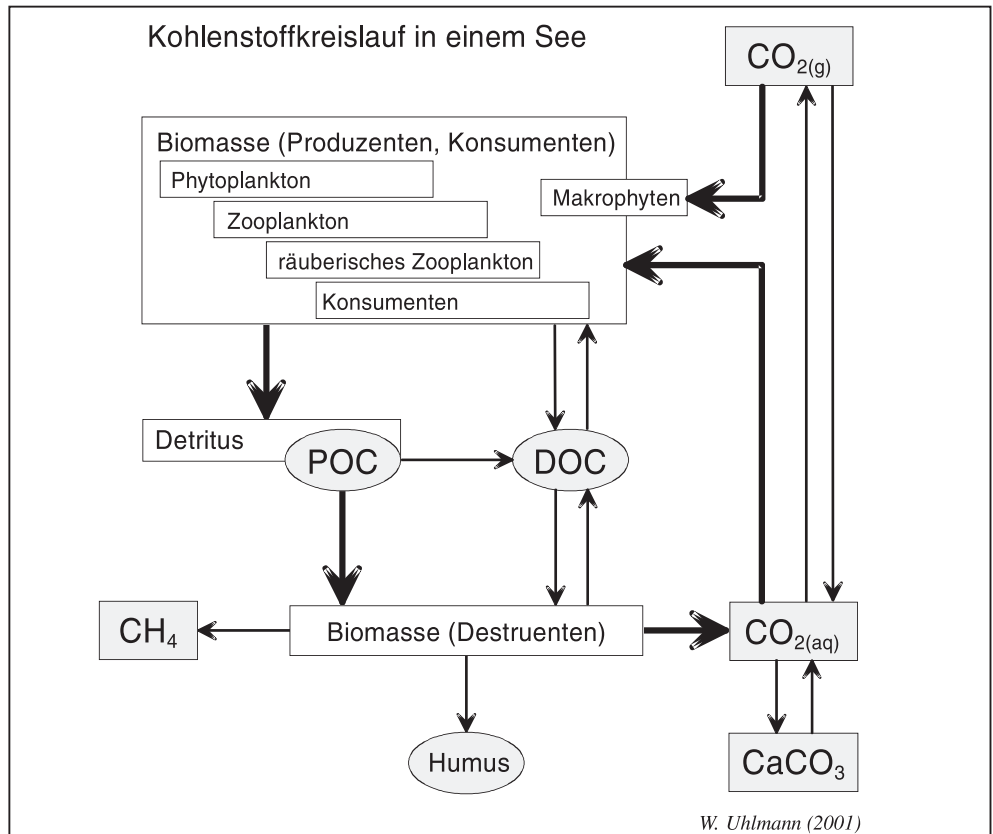


Bild 3.3/2:
Kohlenstoffkreislauf in Seen, vereinfacht (Die Hauptstoffströme sind fett dargestellt)



3.3.2 Auswirkungen der Primärproduktion (Photosynthese) auf die Hydrochemie eines Gewässers

Die Grundbausteine der Biomasse bestehen im Wesentlichen aus Kohlenstoff, Wasserstoff und Sauerstoff (z. B. Glukose). Daneben sind Stickstoff (z. B. für Aminosäuren) und Phosphor (z. B. im ADP, ATP) grundlegende Elemente der Biomasse. Für das Funktionieren biochemischer Prozesse sind weitere essentielle Elemente (z. B. Schwefel, Calcium, Magnesium, Kalium und Zink) erforderlich. Kieselalgen binden Silizium in größerem Umfang in ihren Stoffwechsel ein. Die **Algenbiomasse** kann als chemische Verbindung mit ihren Hauptbestandteilen als sogen. REDFIELD-Stöchiometrie (KUMMERT & STUMM 1989) wie folgt dargestellt werden:

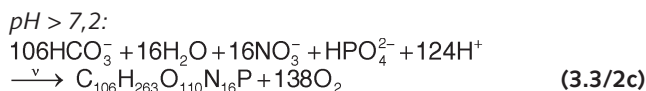
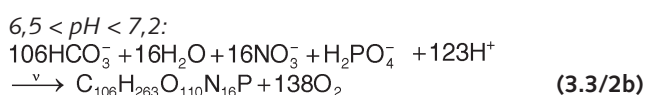
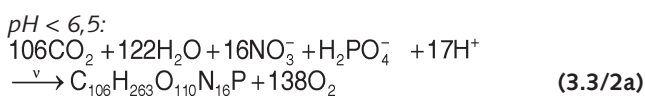


Die Oxidationszahl des organischen Kohlenstoffs beträgt hier ± 0 . In Fällen, wo die elementare Zusammensetzung der Biomasse von untergeordnetem Interesse ist und nur der Bezug zu C_{org} hergestellt werden soll, kann auf die vereinfachte Darstellung der Biomasse als $\langle CH_2O \rangle$ zurückgegriffen werden. Die verkürzte Darstellung kann nur dann verwendet werden, wenn der Phosphor- und der Stickstoffmetabolismus von untergeordneter Bedeutung für die Betrachtungen sind.

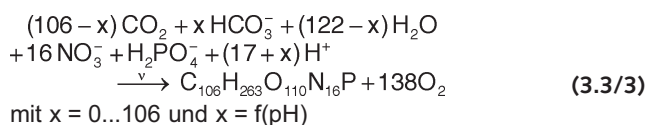
Aus der Zusammensetzung der Algenbiomasse wird ersichtlich, warum Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor i. d. R. die limitierenden Nährstoffe darstellen. Die pflanzliche Biomasse enthält etwa 0,1 bis 0,5 Masse-% Schwefel, bezogen auf ihre Trockenmasse. Der Schwefelgehalt der Biomasse steigt mit ihrer Höherorganisation. Fische und Säugetiere enthalten bis zu 1,0 Masse-% Schwefel. Schon aufgrund des geringen Schwefelgehaltes und damit der geringen Schwefelaufnahme durch Algen und Makrophyten kommt ein „Wegfressen“ der Schwefelsäure aus den sauren Tagebauseen über einen biologischen Mechanismus nicht in Betracht.

Schwefel steht im stöchiometrischen Verhältnis zu den relevanten Nährstoffen Phosphor und Stickstoff etwa wie 1 : 10 bzw. 1 : 160. Bei Berücksichtigung des Schwefelgehaltes in der Algenbiomasse müsste in der Darstellung nach REDFIELD Schwefel mit einem stöchiometrischen Koeffizienten von etwa 0,1 erscheinen. Darauf wird auch in der autorisierten Fachliteratur der Einfachheit halber verzichtet, z. B. (STUMM & MORGAN 1996). Der kleine stöchiometrische Koeffizient für Schwefel unterstreicht die getroffene Feststellung zum biologischen Schwefelverbrauch.

Die Aufnahme der Nährstoffe durch die aquatischen Primärproduzenten erfolgt in gelöster Form als Kohlensäure, Ammonium bzw. Nitrat und ortho-Phosphat. Die Primärproduktion bzw. die (oxigene) Photosynthese kann als stöchiometrische Gleichung wie folgt dargestellt werden. Dabei lassen sich entsprechend der Spezifizierung der maßgeblich beteiligten, gelösten anorganischen Komponenten (Kohlensäure, Phosphorsäure) folgende pH-Bereiche unterscheiden:



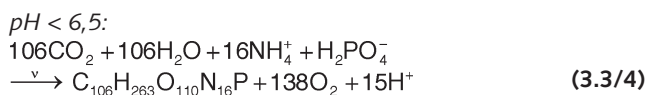
Insbesondere die Gleichung (3.3/2a) wird im Zusammenhang mit der Entsäuerung saurer Tagebauseen durch biologische Prozesse verwendet. Die Interpretation der Gleichung erfolgt aber häufig einseitig. Die auf der linken Seite der Gleichung (3.3/2a) stehenden Wasserstoffionen werden mitunter missverständlich als Aciditätsverbrauch bzw. Alkalitätsgewinn interpretiert. Die Darstellung der Photosynthese als stöchiometrische Gleichung ist jedoch ambivalent. Aus den Gleichungen (3.3/2a), (3.3/2b) und (3.3/2c) wird ersichtlich, dass der stöchiometrische Koeffizient der Wasserstoffionen vom pH-Wert abhängig ist. Das um so mehr, da die Kohlensäure in Abhängigkeit vom pH-Wert in variablen Anteilen als undissoziierte Kohlensäure ($CO_2 \cdot H_2O$) oder Hydrogencarbonat (HCO_3^-) vorliegt. Eine umfassende Darstellung der Photosynthese für den Bereich $pH < 7,2$ wäre folgende:



Für die Phosphorsäure müsste eine ähnliche Abhängigkeit dargestellt werden, wodurch die Gleichung (3.3/3) jedoch noch komplizierter wird. Die tatsächliche Wirkung der Photosynthese auf den pH-Wert kann für definierte Randbedingungen mit hydrochemischen Modellen nachvollzogen werden.

Aus der Sicht des Säure-Basen-Konzeptes (Abschnitt 1.2.5) stellen die stöchiometrischen Gleichungen (3.3/2a,b,c) sowie (3.3/3) chemische Prozesse dar, wo starke Säuren verbraucht werden ($\Delta Aci < 0$). Der effektive Säureverbrauch besteht in der Bindung der Salpetersäure (Nitrat) durch die Biomasse. Der Aciditätsverlust bzw. Alkalitätsgewinn beträgt danach unabhängig von der Formulierung der o. g. Gleichungen 16 mmol pro Basismolekül der gebildeten Biomasse bzw. $\Delta Alk = +0,15 \text{ eq}/C_{org}$. Die Photosynthese nach den Gleichungen (3.3/2a,b,c) bzw. (3.3/3) wird auch als assimilatorische Nitratreduktion bezeichnet, da der anorganische Nitrat-Stickstoff N(+5) in den lebenden Organismen zu organischem Amino-Stickstoff N(-3) reduziert wird.

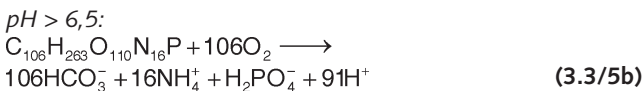
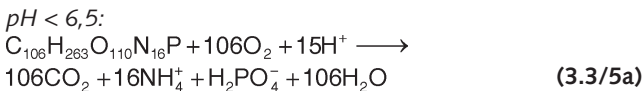
Unter Berücksichtigung der Tatsache, dass in den sauren Tagebauseen der Lausitz meist kein Nitrat vorhanden ist und der Stickstoffbedarf von den Primärproduzenten durch Ammonium gedeckt werden muss, ist die Elementargleichung der Photosynthese (3.3/2) für diesen Fall wie folgt darzustellen:



Die Analyse der Gleichung (3.3/4) aus der Sicht des Säure-Basen-Konzeptes zeigt, dass hierbei 16 mmol Alkalität pro Mol Biomasse bzw. $\Delta Alk = -0,15 \text{ eq}/C_{org}$ verbraucht werden. Das Limit des Alkalitätsverbrauchs durch Photosynthese ist durch die Konzentration des Ammoniums vorgegeben, sie liegt in den Tagebauseen der Lausitz im Bereich zwischen 1 und 5 mg/l bzw. 0,07 und 0,36 mmol/l. Das ist im Vergleich zu den gemessenen Säuregraden ein sehr geringer Wert. Dieses Limit kann nicht einmal ausgeschöpft werden, da die Primärproduktion in den Lausitzer Tagebauseen überwiegend C- und P-limitiert ist (KRUMBECK ET AL. 1998).

3.3.3 Auswirkungen der Respiration (Atmung) auf die Hydrochemie eines Gewässers

Die vollständige Respiration führt zur Umwandlung organischer Substanz in anorganische Verbindungen. Aufgrund der geringen Konzentration abbaubarer gelöster organischer Substanz im Pelagial ist die bedeutendste Respirationsaktivität eines Sees im Sediment nachweisbar. Hier können unterschiedliche Redoxbedingungen und pH-Verhältnisse herrschen. Unter oxischen Bedingungen (z. B. im Litoral) lässt sich die vollständige Respiration mit Sauerstoff als Elektronenakzeptor (Oxidationsmittel) wie folgt darstellen:

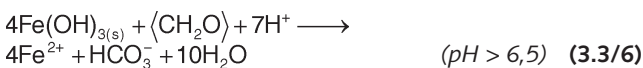


Unter oxischen Bedingungen sind auch in den freiwassernahen Sedimentschichten pH-saure Verhältnisse anzunehmen (Abschnitt 1.3.5), so dass dieser Prozess vorzugsweise durch die Gleichung (3.3/5a) zu beschreiben ist. In sauren Tagebauseen entsteht auch unter aeroben Bedingungen kein Nitrat, da die Milieubedingungen für die Nitrifikation ungünstig sind. Nach Gleichung (3.3/5a) entsteht bei der Respiration Ammonium und damit im Sinne des Säure-Basen-Konzepts eine starke Base. Die Ammoniumfreisetzung stellt unter diesen Bedingungen den Alkalisierungseffekt der Respiration dar.

Die Reaktion (3.3/5a) ist bei Betrachtung lediglich der Reaktionsprodukte die Umkehrung der Photosynthese nach der Gleichung (3.3/4). Damit schließt sich der biogene Stoffkreislauf. Ein geschlossener Stoffkreislauf mit $P = R$ bringt letztlich keinen Nettoeffekt für die Versauerung bzw. Alkalisierung von Seen. Ein Effekt für die Alkalisierung saurer Tagebauseen kann folglich nur durch Entkopplung des Kreislaufes mit $R > P$ erreicht werden.

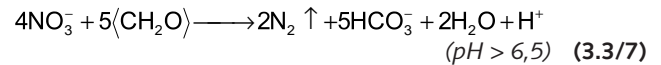
Die Respiration organischer Substanz findet auch unter anoxischen Bedingungen statt. Anstelle des molekularen Sauerstoffs kommen hier Eisen(III), Mangan(IV), Nitratstickstoff N(+5) oder Sulfatschwefel S(+6) als Elektronenakzeptoren (Oxidationsmittel) in Frage. Von diesen Komponenten sind in den sauren Tagebauseen zumindest Eisen(III) und Sulfat reichlich vorhanden.

Die **Eisenreduktion** kann durch folgende vereinfachte stöchiometrische Gleichung dargestellt werden:



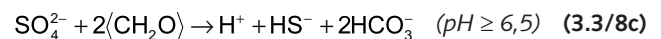
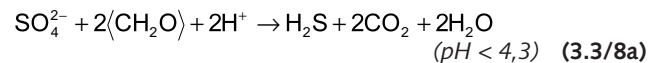
Bei der Eisenreduktion steigt der pH-Wert, weil die Wasserstoffionen formal durch Eisen(II)ionen ersetzt werden. Dieser Zustand ist jedoch nur unter anaeroben Bedingungen stabil. Bei der Oxidation von Eisen(II) bilden sich gemäß der Gleichung (1.2/4) wieder Wasserstoffionen im nahezu gleichen stöchiometrischen Verhältnis, wie durch die reduktive Eisenlösung „verbraucht“ werden. Die reduktive Eisenlösung hat im Sinne des Säure-Basen-Konzepts keinen Alkalisierungseffekt ($\Delta Alk = 0$).

Die **Nitratreduktion** (Denitrifikation) ist vor allem im Zusammenhang mit bodenchemischen Prozessen und mit Selbstreinigungsprozessen in Fließgewässern, Seen und im Grundwasserleitern intensiv erforscht worden:



Bei der Nitratreduktion wird die starke Salpetersäure (Nitrat) formal durch die schwache Kohlensäure ersetzt. Die Denitrifikation ist ein wirksamer Entsäuerungsprozess. Der spezifische Aciditätsverbrauch beträgt $\Delta Aci = -0,8 \text{ eq/C}_{org}$. In den sauren Tagebauseen der Lausitz ist jedoch kaum Nitrat enthalten, so dass die Denitrifikation unabhängig von den Milieubedingungen als Entsäuerungsprozess stöchiometrisch keine Rolle zu spielen vermag.

Die Darstellung der **Sulfatreduktion** (Desulfurikation) als pH-abhängige stöchiometrische Gleichungen zeigt, dass Wasserstoffionen sowohl auf der linken als auch auf der rechten Seite auftreten können. Darüber hinaus gibt es einen pH-Bereich, wo formal keine freien Wasserstoffionen in der stöchiometrischen Gleichung erscheinen:



Bei der Sulfatreduktion nach Gleichung (3.3/8) wird die starke Schwefelsäure (Sulfat) durch die schwache Kohlensäure und die schwache Schwefelwasserstoffsäure ersetzt. Die Sulfatreduktion hat deshalb unabhängig von den spezifischen Milieubedingungen und folglich unabhängig von der gewählten formalen Darstellung als stöchiometrische Gleichung (3.3/8a,b,c), einen alkalischen Effekt. Die Sulfatreduktion ist formal ein sehr effizienter Entsäuerungsprozess, da der spezifische Aciditätsverbrauch $\Delta Aci = -1,0 \text{ eq/C}_{org}$ beträgt.

Die stöchiometrischen Gleichungen zur Sulfatreduktion (3.3/8a,b,c) unterstreichen die Ambivalenz der Darstellung komplexer bio- und hydrogeochemischer Prozesse, ähnlich der Photosynthese in den Gleichungen (3.3/2a,b,c). Die biochemischen und hydrogeochemischen Prozesse müssen stets in ihrer gesamten Komplexität betrachtet werden. Eine stöchiometrische Gleichung ist nur ein formales Modell, das nur einen bestimmten Ausschnitt der Prozesse darstellt. Für eine komplexe Abbildung der Prozesse sind hydrogeochemische Modelle geeignet (Abschnitt 1.4).

3.3.4 Biologische Neutralisation

Eine Neutralisation saurer Tagebauseen unter Nutzung biologischer Prozesse kann im Wesentlichen auf zwei Wegen erreicht werden:

- Durch Trennung des Stoffkreislaufes der Primärproduktion und der Respiration: Die neutralisierenden Wirkungen der Respiration müssen gezielt gefördert werden, was z. B. durch äußere Zufuhr von organischer Substanz (mit $R > P$) oder durch die räumliche Trennung der Primärproduktion und der Respiration erreicht werden kann. Die Neutralisation durch Respiration wird im

vermischungsfreien anoxischen Raum mit $R > P$ (Monimolnion oder Hypolimnion) wirksam, jedoch nicht im oxischen Hypolimnion. Solange sich die Respiration auf die Eisenreduktion beschränkt, sind die neutralisierenden Effekte jedoch reversibel.

- Durch gezielte Förderung der Sulfatreduktion mit Entfernung bzw. sicherer Fixierung der Reaktionsprodukte. Sulfat ist die maßgebende Säure in den sauren Tagebauen, ihre Verringerung wird deshalb von einem äquivalenten Alkalisierungseffekt begleitet. Der Vorteil besteht zugleich in einer Minderung der Sulfatgehalte, die jedoch beschränkt ist.

Die Zielstellung, eine nachhaltige Neutralisation saurer Tagebauen durch biologische Prozesse zu erreichen bzw. zu unterstützen, konzentriert sich im Wesentlichen auf die Sulfatreduktion im Sediment. Die Sulfatreduktion ist in Raum und Zeit so zu steuern, dass ein effektiver und irreversibler Alkalisierungseffekt erreicht wird. Als maßgebende Randbedingungen hierfür sind erforderlich:

- (1) Die Verhinderung des Zutritts von Sauerstoff zur Verhinderung der Reoxidation.
- (2) Die gleichzeitige Aktivität von Eisen- und Sulfatreduzierern.
- (3) Ein genügend intensiver Stoffaustausch zwischen dem Freiwasser und der Reaktionszone unter Beibehaltung des Reaktionsmilieus für die Sulfatreduktion.
- (4) Die dauerhafte Festlegung der entstehenden Sulfide.

Der bei der Sulfatreduktion entstehende Schwefelwasserstoff reagiert mit Metallen und bildet Sulfide. Das Lösungsgleichgewicht von Metallsulfiden liegt oft bei sehr niedrigen Konzentrationen. Das ist der entscheidende Prozessvorteil der Sulfidfällung. Die Umwandlung der Schwefelsäure in Eisendisulfid ist der effektivste natürliche Entsäuerungsprozess, da er praktisch die Umkehr der Markasit/Pyritverwitterung bedeutet.

Die Eisendisulfidbildung ist ein komplexer Prozess, der i. d. R. über Eisenmonosulfid und elementaren Schwefel verläuft (Abschnitt 1.2). Deren Stabilität ist jedoch wesentlich geringer als die von Eisendisulfiden, so dass sich der Prozess bei geringen Fluktuationen der geochemischen Milieubedingungen (z. B. Sauerstoffzutritt) wieder umkehren kann (PEINE 1998). Die erforderliche Stabilisierung der geochemischen Milieubedingungen verbietet geradezu einen intensiven Stoffaustausch zwischen dem meist oxischen Seekörper und dem anoxischen Sediment, d. h. sie steht im Widerspruch zur Bedingung (3). Das stellt jedoch die erforderliche Effizienz der natürlichen Sulfatreduktion für die Entsäuerung von Tagebauen in Frage.

Für die Nutzbarmachung der Respirationsprozesse in Tagebauen zum Zwecke der Entsäuerung muss dieser „gordische Knoten“ gelöst werden. Hierzu laufen derzeit zahlreiche F&E-Arbeiten sowie technologische Entwicklungen (Abschnitt 3.4 und Abschnitt 3.5).

3.3.5 Quantifizierung biologischer Prozesse

Biologische Prozesse sind fast ausnahmslos enzymatisch katalysierte Redoxreaktionen. Aus hydrochemischer Sicht stellt sich die Frage der **Quantifizierung** dieser Prozesse. Die Redoxprozesse können gemäß einem theoretischen Konzept, das analog dem Säure-Basen-Konzept eine funktionale Beziehung zwischen intensiven und extensiven Prozessvariablen im

Sinne einer thermodynamischen Zustandsfunktion herstellt, bilanziert werden (LANGMUIR 1997). Für Redoxprozesse stellt der pe -Wert (Eh-Wert) die intensive und die Oxidationsmittelkapazität [OXC] bzw. Reduktionsmittelkapazität [REC] die extensive Prozessvariable dar. Analog den Säure-Basen-Prozessen (Abschnitt 1.2.5) gilt für Redoxprozesse die universelle Zustandsfunktion:

$$pe = f(\text{OXC}, \text{REC}) \quad (3.3/9)$$

Die **Oxidationsmittelkapazität [OXC]** des Hypolimnions eines sauren Tagebaues während der Sommerstagnation kann wie folgt dargestellt werden:

$$[\text{OXC}] = 4[\text{O}_2] + [\text{Fe(III)}] + 7[\text{SO}_4] - 4[\text{C}_{\text{Bio}}] \quad [mmol(e^-)/l] \quad (3.3/10)$$

In die Bilanzgleichung (3.3/10) wurden nur die in Tagebauen relevanten Redoxkomponenten aufgenommen. In Klammern stehen die molaren Konzentrationen. Die Koeffizienten einschließlich der Vorzeichen kennzeichnen die Eigenschaften der Komponenten als Elektronenakzeptoren (Oxidationsmittel: +) bzw. Elektronendonatoren (Reduktionsmittel: -) und setzen bereits bestimmte Redoxreaktionen voraus. Die Maßeinheit für diese Kapazität ist Elektronenäquivalent.

Die Beschränkung der Gleichung (3.3/9) auf die organische Biomasse als Elektronendonator heißt, dass ausschließlich die Oxidation von organischer Substanz zugelassen ist. Eine Reoxidation von Eisen(II) durch Sauerstoff oder von Sulfiden durch Sauerstoff bzw. Eisen(III) wird nicht betrachtet. Als Elektronenakzeptoren (Oxidationsmittel) stehen molekularer Sauerstoff, Eisen(III) und Sulfat zur Verfügung. Entsprechend der bekannten Redoxsequenzen werden die Oxidationsmittel bei der Respiration in der genannten Reihenfolge verbraucht. Die Stöchiometrie für die aerobe Respiration der organischen Substanz durch Sauerstoff ist in den Gleichungen (3.3/5a,b), für die Respiration der organischen Substanz durch Eisen(III)reduktion in der Gleichung (3.3/6) sowie für die Sulfatreduktion in den Gleichungen (3.3/8a,b,c) dargestellt.

Im Fall $[\text{OXC}] > 0$ stehen theoretisch ausreichend Elektronenakzeptoren (Oxidationsmittel) für eine vollständige Respiration der Biomasse zur Verfügung. Im Fall $[\text{OXC}] < 0$ wird die Respiration nicht vollständig stattfinden, da die Elektronendonatoren (Reduktionsmittel) gegenüber den Elektronenakzeptoren (Oxidationsmittel) überwiegen. In diesem Fall wird Biomasse im Sediment akkumuliert. Die Gleichung (3.3/10) ist jedoch nur eine Bilanzgleichung, die über die tatsächlichen Prozessabläufe keine Aussage trifft.

Der Einfachheit halber soll angenommen werden, dass die bezeichneten Respirationsprozesse während der Sommerstagnation im Hypolimnion vollständig ablaufen, was in natura eher der Ausnahme entspricht. Damit kann die maximale Leistungsfähigkeit der natürlichen biologischen Neutralisation gekennzeichnet werden. Im Sinne des Nachweises der Entsäuerungsleistung wird die Gleichung (3.3/10) so umgestellt, dass die natürliche Kapazität des Hypolimnions zur Sulfatreduktion gekennzeichnet werden kann. Zu diesem Zweck wird eine Überschuss-Reduktionsmittelkapazität $[\text{REC}]_{\text{ex}}$ definiert:

$$[\text{REC}]_{\text{ex}} = 4[\text{C}_{\text{Bio}}] - 4[\text{O}_2] - [\text{Fe(III)}] \quad [mmol(e^-)/l] \quad (3.3/11)$$

Nach Gleichung (3.3/10) steht nur der Anteil der sedimentierten Biomasse (Detritus) im Hypolimnion für die Sulfatreduktion zur Verfügung, der durch die aerobe Respiration und durch die Eisen(III)reduktion nicht verbraucht wird. Nachfolgend soll durch eine beispielhafte modellierte Redoxtitration in Anlehnung an (LANGMUIR 1997) die Respiration organischer Substanz im Sediment eines Tagebausees und ihre Auswirkung auf die Wasserbeschaffenheit gezeigt werden. Die Berechnung erfolgt mit dem

Programm PHREEQC. Es wird angenommen, dass der reduzierte Schwefel als Eisendisulfid im Sediment gebunden wird und keiner Rückoxidation unterliegt. Im Sinne des Nachweises wird die organische Substanz mit der REDFIELD-Stöchiometrie in kleinen Portionen dem Wasser zugegeben und durch die vorhandenen Oxidationsmittel (Sauerstoff, Eisen(III) in gelöster und fester Form, Sulfat) oxidiert. Die Redoxtitration wird am Beispiel des Tagebausees Koschen durchgeführt (Tabelle 3.3/1).

Tabelle 3.3/1:
Ausgangsdaten zum Tagebausee Koschen (16.04.1996)

Kennwerte	Maßeinheit	Messwert	Mit PHREEQC berechnet
Temperatur	[°C]	20	
pH-Wert	[-]	3,1	
Elektrische Leitfähigkeit	[µS/cm]	1.600	
K _{SO₄}	[mmol/l]	1,8	1,5...2,0 *)
K _{Fe₂}	[mmol/l]	2,45	2,54
Sulfat	[mg/l]	770	
Chlorid	[mg/l]	40	
Calcium	[mg/l]	180	
Magnesium	[mg/l]	30	
Natrium	[mg/l]	30	
Eisen-gesamt	[mg/l]	19,2	
Eisen(II)-gelöst	[mg/l]	0,27	
Aluminium	[mg/l]	1,0	
Mangan	[mg/l]	1,8	
DIC	[mg/l]	0,3	
NH ₄ -N	[mg/l]	1,7	
NO ₃ -N	[mg/l]	0,4	
PO ₄ -P	[µg/l]	6,5	
Si	[mg/l]	16	
Lösliches Fe(OH) ₃	[mmol/l]	1,0	

*) von der Randbedingung der Eisenausfällung abhängig

Die Darstellung des pe-Wertes in Bild 3.3/3 zeigt drei Redoxstufen, die durch den Verbrauch des Sauerstoffs, die Reduktion des gelösten Eisen(III) und löslichen Eisen(III)hydroxids sowie die Sulfatreduktion hervorgerufen werden. Die Sulfatreduktion kommt erst bei einer Respiration von ca. 7 mg/l organischer Kohlenstoffverbindungen zur Geltung.

Solange im Wasser oxische Bedingungen herrschen, d. h. solange der gelöste Sauerstoff nicht aufgezehrt ist, bleibt der Tagebausee sauer (Bild 3.3/3). Erst die fortgeschrittene Reduktion von Eisen(III) zu Eisen(II) führt zu einem deutlichen Anstieg des pH-Wertes bis etwa pH ≈ 6,7. Dieser pH-Wert ist für anoxische Wässer typisch. Er wird durch die Sulfatreduktion nicht mehr signifikant verändert.

Der Eisen(II)gehalt erreicht wesentlich höhere Konzentrationen als der ursprüngliche Eisen(III)gehalt. Die Eisenkonzentration ist unter anoxischen Bedingungen genau um 1,0 mmol/l bzw. 56 mg/l gegenüber der Ausgangskonzentration erhöht. Folglich wurde das gesamte lösliche Eisen(III)hydroxid im Zuge der Respiration reduziert. Die nachfolgende Verringerung der Eisen(II)konzentration ist der Bildung von Eisendisulfiden geschuldet.

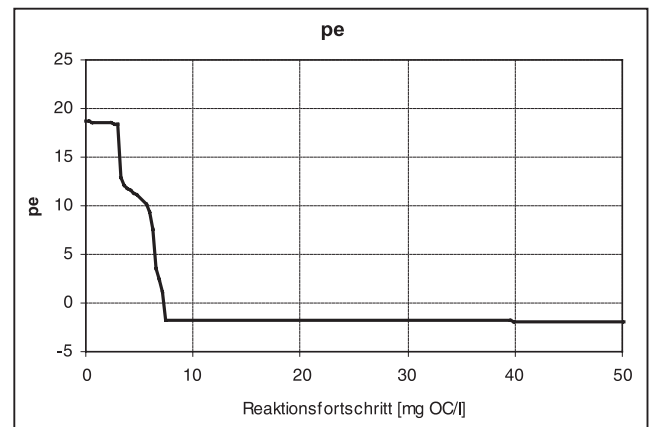


Bild 3.3/3:
Entwicklung der Redoxspannung (OC – organischer Kohlenstoff)

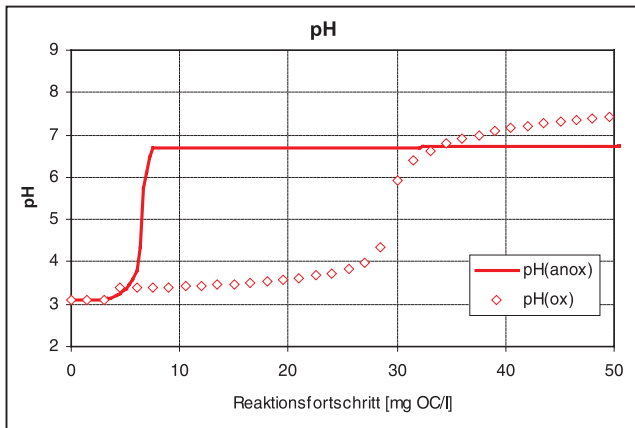


Bild 3.3/4:
Entwicklung des pH-Wertes im Hypolimnion (anox) und bei Wiederbelüftung (ox) z. B. durch Vollzirkulation (OC – organischer Kohlenstoff)

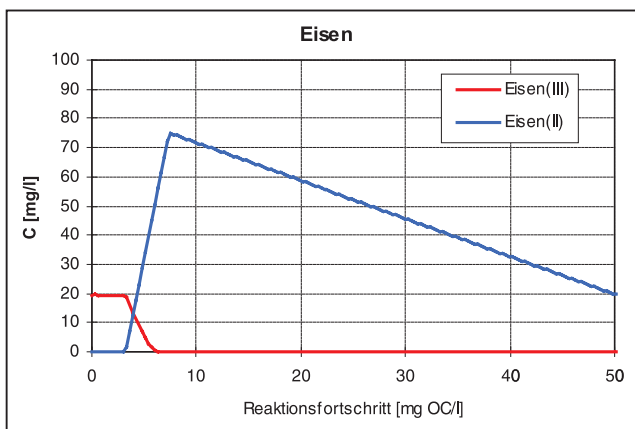


Bild 3.3/5:
Entwicklung des Eisengehaltes (OC – organischer Kohlenstoff)

Der sich bei einer Rückoxidation des Wassers einstellende pH-Wert ist in Bild 3.3/4 als unterbrochene Kurve dargestellt. Es zeigt sich, dass die Rückoxidation erst nach einem Umsatz von ca. 30 mg/l organischer Substanz nicht mehr zu sauren Verhältnissen führt. Bei diesem Respirationsumsatz wurden ca. 120 mg/l Sulfat reduziert (Bild 3.3/6).

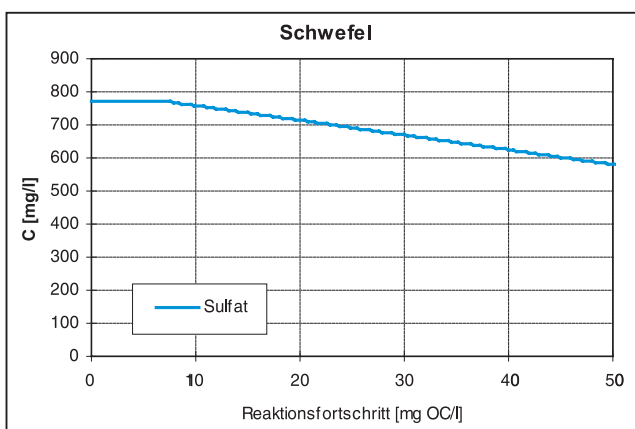


Bild 3.3/6:
Entwicklung des Schwefelgehaltes (OC - organischer Kohlenstoff)

Für die Redox titration lässt sich eine Bilanz erstellen (Tabelle 3.3/2). Die Oxidationsmittelbilanz zeigt, dass die Reduktion des gelösten und gebundenen Eisen(III) nur einen marginalen Anteil an der Respiration hat, was mit der geringen Veränderung der Oxidationsstufe des Eisens zusammenhängt. Die Sulfatreduktion dominiert die Bilanz der Respiration bis zur irreversiblen Neutralisation. In Massenkonzentrationen ergibt sich ein Umsatz von etwa 120 mg/l Sulfat. Das entspricht einer Acidität von genau 2,5 meq/l. Das stimmt wiederum gut mit der Basenkapazität $K_{88,2}$ (Acidität) des Koschener Wassers überein (Tabelle 3.3/1).

Durch die Ergebnisse der Redox titration wird der universelle Charakter des Säure-Basen-Konzepts (Abschnitt 1.2.5) untermauert und die Unterschiede zwischen Pufferung ohne Alkalisierungseffekt (am Eisen) und die Alkalisierung selbst (an der Sulfatreduktion) herausgestellt (Abschnitt 1.2.6).

Aus den Betrachtungen kann die Schlussfolgerung gezogen werden, dass eine irreversible biologische Entsäuerung von Tageauseen nur durch die Sulfatreduktion erfolgen kann. Bevor die Sulfatreduktion zur Wirkung kommt, sind jedoch andere Elektronenakzeptoren (Redoxpuffer) wie Sauerstoff und Eisen(III) zu reduzieren. Der Respirationsumsatz hierfür beträgt im gegebenen Beispiel etwa 7 mg C_{org}/l bzw. 7 g C_{org}/m^3 . Zur Ermittlung des flächenspezifischen Respirationsumsatzes ist die letztgenannte Zahl mit der Höhe der Wassersäule des Epilimnions bzw. Monimolimnions zu multiplizieren.

Der hypolimnische Sauerstoff- und Eisen(III)vorrat ist neben den hydrochemischen Ausgangsbedingungen auch von der Seemorphologie abhängig. Die Bewertung der natürlichen Sulfatreduktion erfordert folglich die Einbeziehung räumlicher Aspekte. Morphologische Voraussetzung für die natürliche Desulfurikation sind zumindest dimiktische Seen mit einem stabilen sommerlichen Hypolimnion. In einem von der Vollzirkulation abgeschlossenen Monimolimnion bestehen hierfür natürlich die besten Bedingungen. Von den dimiktischen Seen sollten solche mit einem flächenmäßig großen (hohe Primärproduktion), aber volumenmäßig anteilig eher kleinen Hypolimnion (geringer Sauerstoff- und Eisen(III)vorrat) bevorzugt sein (Tabelle 3.3/3).

Beispielhafte Berechnungen zur potenziellen natürlichen Sulfatreduktion in Lausitzer Tageauseen unter Berücksichtigung des Austauschs mit dem Grundwasser werden in Abschnitt 4.3.2 vorgenommen.

Neben der stöchiometrischen Bilanzierung der Oxidations- und Reduktionsmittel spielt natürlich die **Reaktionsgeschwindigkeit** eine bedeutende Rolle. Sie wird von der Konzentration der Reaktionspartner und dem günstigen Zusammentreffen zahlreicher Milieufaktoren beeinflusst. Diese Bedingungen sind Gegenstand der aktuellen Forschung.

Tabelle 3.3/2:
Oxidationsmittel- und Reduktionsmittelbilanz der Respiration bei einer modellierten Redox Titration

Oxidation	C(+0) → C(+4): 30 mg/l = 2,5 mmol/l = 10 mmol(e-)/l		
Reduktion	O(+0) → O(-2): 8 mg/l = 0,5 mmol/l = 1,0 mmol(e-)/l	Fe(+3) → Fe(+2): 19 mg/l = 0,34 mmol/l = 0,34 mmol(e-)/l	S(+6) → S(-1): 120 mg/l = 1,24 mmol/l = 8,68 mmol(e-)/l

Tabelle 3.3/3:
Wechselbeziehungen zwischen Morphometrie und Sulfat-reduktion

Chemische/biologische Kenngröße des Tageausees	Morphometrischer Bezug	Vorteilhafte Ausbildung der Morphometrie für die Desulfurikation
Säuregehalt	- Volumen des Sees	Kleines Volumen
Primärproduktion und anaerobe Respiration	- Fläche des Sees (Grundfläche Hypolimnion)	Große Fläche des Hypolimnions
Oxidationsmittelvorrat	- Volumen des Hypolimnions	Kleines Hypolimnionvolumen

3.4 Stand der Technik bei der Anwendung von Sanierungsmaßnahmen

Verfahren, die gegenwärtig dem Stand der Technik entsprechen, weisen folgende Charakteristik auf:

- Verfahren wurden bereits erfolgreich eingesetzt,
- Vor- und Nachteile, Grenzen des Verfahrens sind bekannt und
- Bemessungsgrundlagen sind vorhanden.

Von den prinzipiellen Sanierungsverfahren, deren Prinzipien in Abschnitt 3.2 und 3.3 erläutert wurden, existieren gegenwärtig lediglich Verfahren, die im Bereich der Wasseraufbereitung, z.B. auch in Grubenwasserreinigungsanlagen, angewendet werden. Deren Übertragbarkeit auf Sanierungsmaßnahmen im Tageausee ist häufig noch ungeklärt.

3.4.1 Neutralisation und Eliminierung von Metallen

Von den im Abschnitt 3.2 beschriebenen chemischen Neutralisationsmitteln bestimmen vor allem calciumgetragene alkalische Produkte den Stand der Technik bei der Neutralisation saurer Wässer. Umfangreiche Erfahrungen beim Einsatz von Branntkalk bzw. Kalkhydrat wurden bei der Neutralisation saurer Sumpfungswässer in Grubenwasserreinigungsanlagen erzielt. Das für die Herstellung der Kalkmilch zu verwendende Wasser ist im Rahmen der Anlagenprojektierung vor allem darauf zu prüfen, ob dessen Sulfatgehalt eine Vergipsung der Kalkpartikel und damit eine verringerte Wirksamkeit bei der Neutralisation verursacht (s. Abschnitt 3.2). Der zur Grubenwasserreinigung erzielte Kenntnisstand wird gegenwärtig auf Anlagen zur Neutralisation bzw. Konditionierung von saurem Tageauseewasser übertragen.

Eine direkte Zugabe von Kalkhydratpulver in saure Tageauseewässer führte nur zu einer geringfügigen Neutralisationswirkung und zur Bildung von nicht mehr neutralisierend wirkenden Kalkablagerungen im Tageausee. Ein Grund wird vor allem in der geringen Reaktionsgeschwindigkeit des Kalkhydratpulvers gesehen, das sedimentiert und aufgrund des hohen Sulfatgehaltes der sauren Tageauseewässer vergipst. In Abschnitt 3.2.4 wurde gezeigt, dass unter bestimmten Randbedingungen und vor allem in Abhängigkeit von der Applikati-

on auch Kalkhydratpulver bei der direkten Anwendung vollständig neutralisierend wirken kann (Bild 3.2/3).

Natriumhaltige alkalische Stoffe werden aufgrund der hohen Neutralisationsmittelkosten i. d. R. nicht in stationären Neutralisationsanlagen eingesetzt. Bedingt durch die Möglichkeit einer direkten Einleitung dieser Neutralisationsmittel vom Lieferfahrzeug in den Tageausee und der kurzen Reaktionszeit, liegt der Hauptanwendungsbereich in der temporären Neutralisation von saurem Seewasser.

Erste Erfahrungen zum Einsatz von Soda wurden 1998/1999 im Mitteldeutschen Braunkohlenrevier der LMBV erzielt. In einem sauren Tageausee wurde Sodapulver direkt vom Silofahrzeug in den Tageausee geblasen. Im Ergebnis zeigte sich eine vollständige Wirkung des Sodapulvers, das auch am Punkt der Einbringung keine Ablagerungen bildete. Experimentell konnte nachgewiesen werden, dass das bei sauren pH-Werten zunächst gebildete Kohlendioxid aufgrund seiner hervorragenden Löslichkeit im Wasser nur zu einem Bruchteil in die Gasphase übertritt (max. 1/3 des MAK-Wertes von 0,5 Vol.-%).

Eine alkalische Aufhängung des Fremdflutungs- bzw. Zuflusswassers durch Zudosierung von Kalkmilch und Kohlendioxid gehört in der wasserwirtschaftlichen Praxis zum Stand der Technik. Als bisher erreichte max. Konditionierungsleistung werden 2 mol/s angegeben.

3.4.2 Verringerung der Sulfatgehalte

Ein besonderes Problem besteht in der Verringerung der Sulfatkonzentration in den Tageauseen unter Berücksichtigung ihrer großen Volumina sowie der großen Volumenströme, die künftig am Ablauf zu erwarten sind. Wie nachfolgend dargestellt wird, ist gegenwärtig unter praktischen und wirtschaftlichen Gesichtspunkten für diese Dimensionen kein Verfahren zur Verringerung der Sulfatkonzentration verfügbar. (Abschnitt 3.3.5)

Als aussichtsreichstes Verfahren hierfür wird noch die **Ettringitfällung** (Abschnitt 3.2) erachtet, die als „Walhalla-Verfahren“ technisch bereits zur Senkung der Sulfatgehalte in industriellen

Abwässern auf unter 400 mg/l eingesetzt wird. Vorteilhaft für eine Anwendung auf saure Wässer ist die (rechnerisch ermittelte) Stabilität des Ettringits über einen weiten pH-Bereich (MOHAMED ET AL. 1995). Wegen des geringen Sulfatanteils im Fällungsprodukt (ca. 24 %) ist jedoch mit erheblichen Schlammengen zu rechnen. Dies soll überschlägig am Beispiel des aus der erweiterten Restlockkette im Bereich von Sedlitz auszuleitenden Wasservolumenstroms von max. 3 m³/s (259.000 m³/d) berechnet werden:

Um eine Verringerung der Sulfatkonzentration von 1.500 mg/l auf 400 mg/l zu erreichen, fallen nach Gleichung 3.2/13 ca. 48 t/h bzw. ca. 1.150 t/d (Trockenmasse) Schlamm an (Schlammvolumen etwa 4.000 m³/d). Entsprechend der für eine Ettringitfällung erforderlichen Reaktionszeit von 5 Stunden und der für die Schlammberäumung (Ettringit- und Eisenfällung) erforderlichen Zeit von ca. 2,5 h würden 4 Becken mit je 20.000 m³ Volumen bzw. 30 Rundbecken à 2.800 m³ (z.B. Durchmesser ca. 37 m; Tiefe ca. 2,60 m) benötigt.

3.5 Aktuelle Forschungen

Während die Neutralisation von sauren Grubenwässern auch international vor allem in den 90er Jahren Gegenstand von Forschungsprogrammen war, ist die Neutralisation ganzer Seen wissenschaftliches Neuland.

Unbestritten ist die Bedeutung der Fremdf lutung und weiterer vorbeugender Maßnahmen als Hauptstrategien zur Verhinderung der Versauerung von Seen. Verschiedentlich sind diese den Stand der Technik verkörpernden Maßnahmen nicht ausreißchend, um das angestrebte Nutzungsziel in der vorgegebenen Zeit zu erreichen. Daher konzentrieren sich die Forschungsarbeiten auf weitere Möglichkeiten zur Sanierung (Neutralisation und Sulfatreduzierung), die für den konkreten Fall sicher in Kombination mit anderen Verfahren angewendet werden. Hier sind vor allem Vorschläge von Interesse, die sich mit der Sulfatreduzierung beschäftigen, da für die Neutralisation saurer Wässer bereits praktikable Lösungen existieren. Andererseits können im Bereich der Neutralisation saurer Wässer durch innovative Methoden erhebliche Kosten eingespart werden.

Kosten können vor allem durch den Einsatz von Reststoffen aus Industrie und Landwirtschaft oder durch die Rückgewinnung von Inhaltsstoffen oder die Verwertung anfallender Produkte minimiert werden.

Im Folgenden soll versucht werden, wichtige Verfahrensentwicklungen im Bereich der Forschung vorzustellen. Die Darstellung erfolgt nach Art der angestrebten Verfahren, obwohl bei einer Anwendung auf den Sanierungsfall dann oft komplexe Wirkungen erzielt werden.

3.5.1 Chemische und chemisch-physikalische Methoden

Chemische Verfahren werden bereits zur Neutralisation saurer Wässer eingesetzt. Die Zugabe von Neutralisationsmitteln direkt in einen sauren See wurde anhand einer Soda-Zugabe in einen kleineren See in Mitteldeutschland 1998/1999 erfolgreich erprobt (Abschnitt 3.4.1).

Dagegen sind die Möglichkeiten hinsichtlich einer Sulfatreduzierung offenbar auf diesem Weg begrenzt und werden derzeit intensiv diskutiert (Abschnitt 3.4).

Damit wird deutlich, dass als bestimmender Kostenfaktor neben den Chemikalienkosten (Kalkmilch oder Natriumhydroxid, Calciumaluminat oder andere Aluminiumsalze) die Anlagenkosten sowie die Kosten für die Schlammbehandlung bzw. -verwertung auftreten. Aufgrund fehlender Erfahrungen für einen Einsatz bei den bergbauspezifischen Volumenströmen und Beschaffenheitskennwerten sind hierfür weitere Untersuchungen im Labor- und Technikumsmaßstab erforderlich.

Die Fremdwasserflutung führt zu einer Verdünnung der Sulfatgehalte. Weil effektive und wirtschaftliche chemische bzw. biologische Verfahren zur Verringerung der Sulfatkonzentration in den Tagebauseen bzw. ihren Abläufen nicht in Sicht sind, empfiehlt es sich deshalb, die Möglichkeiten der Fremdf lutung maximal auszuschöpfen.

Der Einsatz kombinierter chemisch-physikalischer Techniken zur Sulfatreduzierung, wie der Membrantechnik oder des Ionenaustausches, sind angesichts der zu behandelnden Mengen und der unspezifischen Abtrennung ungeeignet, weil zu kostenintensiv.

Die Kombination chemischer und biologischer Möglichkeiten zur Sanierung wird in Abschnitt 3.5.3 behandelt.

3.5.2 Elektrochemische Methoden

Elektrochemische Verfahren stellen gegenüber den chemischen Verfahren einer Anhebung des pH-Wertes durch Zusatz von Neutralisationsmitteln eine interessante Alternative dar, da hierbei keine Stoffe zugesetzt werden und möglicherweise sogar Stoffe gewonnen werden können. Nachteilig bei elektrochemischen Verfahren sind hohe Anlageninvestitionen und der Einsatz von Elektroenergie.

Die Anwendung der Elektrolyse als ein elektrochemisches Verfahren ist vor allem aus der Produktion von chemischen Verbindungen und von Metallen sowie aus der Aufbereitung (Rückgewinnung von Wertstoffen) in der Abwasserbehandlung bekannt. An der Anwendung zur Abwasserreinigung organisch belasteter Wässer (Reinigung durch Oxidation) wird seit einigen Jahren intensiv geforscht.

Bei der Übertragung der bei den genannten Anwendungen mit Erfolg eingesetzten Technologien auf die Sanierung von sauren Seen sind Besonderheiten zu beachten, aus denen der eigentliche Forschungsbedarf erwächst. Dies betrifft vor allem die in den Restseen vorhandenen deutlich niedrigeren Leitfähigkeiten, das Vorliegen eines Vielstoffgemisches niedriger Konzentration und die bei pH-Anstieg sofort und umfangreich einsetzenden Fällungsprozesse, die eine Reihe von Problemen für die Anwendung der elektrochemischen Verfahren mit sich bringen können.

In einem Forschungsprojekt (FRIEDRICH ET AL. 1998) wurde versucht, mittels elektrolytischer Aufbereitung saurer Wässer den Säureüberschuss und die Sulfatkonzentration zu verringern. Das Konzept wurde zunächst im Labormaßstab unter Einsatz sau-

rer Wässer aus Tagebauseen auf seine Anwendbarkeit geprüft und wesentliche Einflussfaktoren ermittelt. Ziel des Projektes war Entwicklung, Bau und Erprobung einer Laborelektrolyseanlage mit einer Verarbeitungskapazität von 100 l/d (bei pH-Werten von 2,2 bis 3,3; Eisen bis 100 mg/l).

Die vorgelegten Ergebnisse weisen die prinzipielle Möglichkeit einer elektrochemischen Sanierung saurer Grubenwässer nach. Der Prozess besteht in der Entfernung der Säure aus dem den Katolyten durchströmenden, aufzubereitenden Wasser durch katodische Wasserstoffentwicklung, Durchtritt des Sulfates in den Anolyten durch eine Anionenaustauschermembran, anodischer Sauerstoffentwicklung (Säurebildung) mit der Möglichkeit der Gewinnung von Schwefelsäure oder Peroxodisulfat. Ein besonderer Vorteil des Verfahrens besteht demnach in der Kopplung von Neutralisation, Verringerung der Sulfatkonzentration (je nach Betriebsbedingungen bis 70 %) und Stoffrückgewinnung. Anhand von Untersuchungen an Sedlitz-Wasser wurde abgeschätzt, dass die Aufbereitungskosten zwischen 0,08 bis 0,22 DM/m³ liegen, wobei die Kosten entscheidend durch den Energiepreis bestimmt werden (FRIEDRICH ET AL. 1998).

Langzeitversuche mit Tagebauseewasser und Untersuchungen zur Maßstabsübertragung liegen bisher nicht vor.

3.5.3 Methoden unter Einbeziehung biologischer Prozesse

Hierunter werden Methoden verstanden, die gezielt natürliche Prozesse durch Herstellung der dafür notwendigen günstigen Milieubedingungen in Gang setzen. Diese natürlichen Prozesse würden ohne menschlichen Eingriff ebenfalls stattfinden, jedoch je nach hydrogeologischen Verhältnissen erst nach Jahrzehnten bis Jahrhunderten zu Veränderungen der Wasserbeschaffenheit führen. Mit Hilfe komplexer Untersuchungen an Sediment und Seewasser saurer Seen in der Lausitz (Schwerpunkt Tagebausee 77) konnte beispielsweise gezeigt werden, dass die mit dem Zustrom von Eisen in den See verbundene Bildung von Acidität permanent die mikrobielle Sulfatreduktion (durch pH-Werte unter 5,5) unterdrückt. An der Sediment-Wasser-Grenzschicht bildet sich ein stabiler Eisenkreislauf aus und in den darunter liegenden Schichten findet eine Oxidation von Sulfiden an Eisenoxid statt, die einer Fixierung von Sulfid-schwefel entgegenwirkt. Von besonderer Bedeutung ist die Bildung von Schwertmannit (ein schwach kristallisiertes Eisen(III)-oxyhydroxysulfat) im See, der als Aciditätsspeicher sedimentiert und seine Acidität durch Transformation zu Goethit im Sediment wieder abgibt (PEINE 1998).

Die Grundlagen und Voraussetzungen für die Nutzung biologischer Prozesse werden in Abschnitt 3.3 ausführlich dargestellt. Eine Möglichkeit ist die Nutzung der dissimilatorischen bakteriellen Sulfatreduktion, die einer anaeroben Atmung unter Nutzung des Sulfats als Elektronenakzeptor entspricht. Die dafür notwendigen Bedingungen liegen in Gewässern am ehesten in Sedimenten vor. Limitierend wirkt in Tagebauseen neben dem nicht ausreichenden Angebot an Kohlenstoff der niedrige pH-Wert. Eine Anpassung von Bakteriengemeinschaften (inkl. Sulfatreduzierern) an diese sauren pH-Verhältnisse wurde zwar beobachtet, da aber die meisten sulfatreduzierenden Bakterien heterotroph sind, müssen Kohlenstoffquellen zugesetzt werden. Hierfür können diverse organische Materialien eingesetzt werden, die zunächst durch andere Bakterien z.B. in einfache organische Säuren zerlegt und damit den Sulfatreduzierern verfügbar gemacht werden (SCHULTZE ET AL. 1999).

Probleme können durch den bei der Reaktion entstehenden Schwefelwasserstoff (H₂S) auftreten. In Gegenwart von Eisen(II) (u.a. Schwermetallionen) kann dessen Ausgasen durch Bildung von Eisensulfid verhindert werden. Außerdem muss eine Reoxidation der gebildeten Sulfide (und damit die Umkehrung des Prozesses) verhindert werden. Dies gelingt nur dann, wenn der Zutritt von Sauerstoff, z.B. durch Sauerstoffverbrauchende Prozesse (Anwesenheit organischer Stoffe notwendig), verhindert wird.

Bisher wurden bei Forschungen (im Labormaßstab bis hin zum Pilotversuch) vier Techniken der Nutzung der dissimilatorischen bakteriellen Sulfatreduktion untersucht:

- die Steuerung solcher Prozesse im See,
- die oberirdische Behandlung saurer Wässer außerhalb von Seen in zu diesem Zweck angelegten Feuchtgebieten („constructed wetlands“),
- die oberirdische Behandlung saurer Wässer außerhalb von Seen in technischen Anlagen (Bioreaktor) sowie
- als jüngste Entwicklung die Behandlung saurer oder bei Aufgang versauernd wirkender Grundwässer vor ihrem Eintritt in den See.

Untersuchungen zur Behandlung in künstlich angelegten **Feuchtgebieten** („constructed wetlands“) wurden zum Beispiel an fünf Flächen mit den Abmessungen von 30 m x 6 m und einem Gefälle von 0,5 % durchgeführt (BRUGAM ET AL. 1995). Die Flächen wurden mit verschiedenen organischen Substraten 30 cm hoch aufgefüllt. Als Substrate wurden Torf, Torf mit Kalk und Düngemitteln, Sägespäne, Stroh/Dünger und Pilz-Kompost eingesetzt. Diese Behandlungsflächen wurden mit Grubenwasser (pH-Wert 2,9; gelöstes Eisen und Mangan 120 mg/l bzw. 20 mg/l; Sulfat 3100 mg/l) beschickt. Für Stroh/Dünger sowie Pilz-Kompost wurden bei einem Durchfluss von ca. 9,3 l/(d·m²) gute Reinigungsleistungen bei Eisen und eine starke Verringerung der Acidität bzw. Produktion von Alkalinität, jedoch nur eine geringfügige Sulfatreduzierung erzielt. Diese Möglichkeit scheidet allerdings wegen des grossen Flächenbedarfs für größere Volumenströme sauren Wassers aus. So würde z.B. zur Aufbereitung eines Volumenstroms von ca. 3 m³/s Tagebauwasser eine Fläche von ca. 28 km² benötigt. Darüber hinaus stellt sich die Frage, wie dauerhaft die anfänglich beobachtete Eliminierungsrate über längere Zeit bestehen bleibt.

In Untersuchungen anderer Autoren (z.B. CHRISTENSEN ET AL. 1996) im Technikumsmaßstab wurden Zylinder mit Gestein und organischer Substanz teilgefüllt (Molke; Molke & Kuhdünger; Molke & spezielle Sulfatreduzierer) und mit saurem Grubenwasser (pH = 3,1; 1 g/l Sulfat) überstaut. Der Anteil der Molke betrug jeweils ca. 6 Vol.-%, und des Kuhdüngers ca. 2 Vol.-% (enthält Sulfatreduzierer). Dabei konnte eine Sulfatreduktion von maximal 27% erreicht werden, wobei der Einsatz von Sulfatreduzierern einen zeitigeren Beginn der Sulfatreduktion erbrachte.

Versuche zur Verringerung der Sulfatkonzentration durch Einbringen organischer Substanz **direkt in den sauren See** verliefen vielversprechend (SCHULTZE ET AL. 1999). Zunächst wurde in Laborversuchen das Prinzip getestet und nach geeigneten Kohlenstoffquellen gesucht. Bei Einsatz von Ethanol wurde z.B. in einem 2 l-Batchansatz unter Verwendung von Seewasser und Sediment aus dem Restloch 111 (Tagebaugebiet Lauchhammer-Plessa) innerhalb von 56 Tagen eine Abnahme der Sulfatkonzentration von 14 mmol/l auf 2 mmol/l beobachtet. Bei Untersuchungen mit kostengünstigen Produkten aus Landwirt-

schaft und Industrie, die in Zylinder (1,5 m hoch; \varnothing 30 cm) gefüllt wurden, wurden die besten Ergebnisse an mit Weizenstroh und Carbokalk (ein Produkt aus der Rübenzuckerindustrie) erreicht: Nach einem Jahr Versuchsdauer wurde über die gesamte Säulenhöhe ein pH-Wert von ca. 6 sowie eine fast vollständige Eisenfällung (über Sulfide; in Lösung verbliebene Fe^{2+} -Konzentration 0,02 mmol/l) erhalten und im unteren Teil der Säule eine Verringerung der Sulfatkonzentration von 14 mmol/l auf 3,25 mmol/l erreicht. In der nächst höheren Versuchsebene wurden HDPE-Schläuche (Kantenlänge 2,3 x 1,8 m) mit den am meisten Erfolg versprechenden Materialien gefüllt und direkt auf den Seeboden (Restloch 111) in die Sedimente abgesenkt (Volumina je nach Seetiefe zwischen 21,5 bis 26,5 m³). Hier konnte innerhalb der Wassersäule jedoch keine Sulfatreduktion bei einem Beobachtungszeitraum von 1 Jahr beobachtet werden. Dagegen fand eine deutliche Eisen- und Sulfatreduktion in den obersten Zentimetern des Sediments statt, in einem Bereich, auf den auch die Mineralisation des zugegebenen organischen Materials beschränkt blieb. Die hier ermittelte Sulfatreduktionsrate von 0,17 mmol/(l·d) entsprach den in den 2 l-Batchversuchen ermittelten Werten und lässt nach Meinung der Autoren eine Neutralisation des Sees innerhalb von etwa 10 Jahren bei vergleichsweise niedrigen Kosten (keine laufenden Betriebskosten) erwarten (KLAPPER ET AL. 1999). Es wird abgeschätzt, dass die vorgeschlagene Technologie bevorzugt bei

kleineren Gewässern sinnvoll anzuwenden und auch in der Nachsorge möglich ist (SCHULTZE ET AL. 1999). In Fortführung der Untersuchungen wurden kürzlich sogenannte Großenclosures in das Restloch 111 eingebaut.

Im Gegensatz zu diesen Verfahren, mit denen Oberflächenwasser behandelt werden kann, gibt es Überlegungen, eine **unterirdische Behandlung** („reaktive Wände“) von Grundwässern vorzunehmen, die z.B. aus verwitterten Kippen den Restseen zuströmen. Dieser Ansatz gründet sich auf Versuchsergebnisse, wie sie bei der Behandlung saurer Grubenwässer aus dem Abbau sulfidischer Erze anfallen. Im Abstrom einer Nickel-Mine wurde ein Gemisch aus verschiedenen Feststoffen (Gemisch aus Mulch, Flusssediment, Düngekalk, Kies) in den Grundwasserleiter gesetzt und die Veränderungen in der Zusammensetzung des Grundwassers über 12 Monate verfolgt (BLOWES ET AL. 1995). Wie aus der Tabelle 3.5/1 ersichtlich ist, wird das Versauerungspotenzial und die Sulfatkonzentrationen des zuströmenden Wassers gravierend verringert. Die Autoren äußern sich optimistisch zur Langzeitwirkung der Substratschüttungen.

Eine Sulfatreduktion im Grundwasserleiter kann prinzipiell auch durch Einbringen von geeigneten wässrigen Lösungen auf hydraulischem Weg an Stelle des Einsatzes von Feststoffen erfolgen.

Parameter	Einheit	Zustrom	Abstrom	zentraler Bereich der Reaktionszone
pH-Wert	-	< 5	> 7	6,3 - 7,2
Redoxpotential	mV	> 500	< 150	< 250
Eisen(II)	mg/l	600 - 1000	< 100	< 5
Sulfat	mg/l	> 3500	< 250	< 10
Alkalität (als CaCO_3)	mg/l	0 - 30	> 2000	k.A.
H_2S	mg/l	0	0 - > 5	k.A.

Tabelle 3.5/1: Einfluss der reaktiven Wand zur Sulfatreduzierung auf die Zusammensetzung des Grundwassers, BLOWES ET AL. (1995); k.A. keine Angaben

4 Planung technischer Maßnahmen zum Erreichen der Sanierungsziele

4.1 Rechtliche Aspekte – Genehmigungsfähigkeit

Alle Maßnahmen, die mit der Wiedernutzbarmachung bergbaulich beeinflusster Gebiete in Zusammenhang stehen, fallen im Regelfall unter das Bundesberggesetz (Ausnahme: Flächen, für die die Bergaufsicht geendet hat). Danach ist für die Einstellung des Betriebes ein Abschlussbetriebsplan aufzustellen.

Für die Gestaltung von Tagebauseen sind Gewässerausbauverfahren nach § 31 Wasserhaushaltsgesetz durchzuführen. Diese werden in der Regel als Planfeststellungsverfahren, seltener als Plangenehmigungsverfahren, nach den Verfahrensvorschriften des Verwaltungsverfahrensgesetzes geführt. Verfahrensführende Behörde in Brandenburg ist bei unter Bergaufsicht stehenden Flächen das Landesbergamt, ansonsten die Obere Wasserbehörde. Hierin eingeschlossen ist eine Umweltverträglichkeitsprüfung, nach der die Antragsunterlagen alle hierfür bedeutsamen Angaben enthalten müssen, insbesondere:

1.) eine Beschreibung der zu erwartenden erheblichen Auswirkungen des Vorhabens auf die Umwelt unter Berücksichtigung des allgemein anerkannten Kenntnisstandes und der allgemein anerkannten Prüfmethoden,

2.) alle sonstigen Angaben, um solche Auswirkungen feststellen und beurteilen zu können sowie

3.) eine Beschreibung der Maßnahmen, mit denen erhebliche Beeinträchtigungen der Umwelt vermieden, vermindert oder so weit wie möglich ausgeglichen, sowie der Ersatzmaßnahmen bei nicht ausgleichbaren aber vorrangigen Eingriffen in Natur und Landschaft. Dabei ist jedoch zu beachten, dass die Möglichkeit der präventiven Verfahrenssteuerung kaum gegeben ist, weil das Restloch als Folge der bergbaulichen Tätigkeit bereits real vorhanden ist.

Ob ein Tagebausee saniert werden muss, hängt von dem aus dem Widerspruch zwischen Nutzungspotenzial und Nutzungsziel (einschl. Anbindung an die Vorflut) resultierenden Sanierungserfordernis ab.

Eine Entscheidung darüber, welches Sanierungsverfahren genehmigungsfähig ist, kann nur auf der Grundlage einer objektbezogenen und modellgestützten Analyse getroffen werden. Dabei ist zu berücksichtigen, dass nicht der potenzielle Gehalt an Stoffen

(der erst durch chemische Aufschlüsse analysierbar wird) in den entstehenden Reaktionsprodukten, sondern deren Wirksamkeit im zu betrachtenden System von entscheidender Bedeutung ist.

Der Einsatz von natriumhaltigen bzw. calciumgetragenen alkalischen Produkten zur Neutralisation von Tagebauseen wurde

sowohl für die Anwendung in Seen als auch außerhalb genehmigt. Der anfallende Eisenhydroxidschlamm weist keine der im Abfallgesetz § 2 definierten gefährlichen Eigenschaften auf. Das Einleiten von Eisenhydroxidschlämmen in entstehende Tagebauseen kann deshalb nach Einzelfallprüfung genehmigungsfähig sein.

4.2 Strategische Planung und Verfahrensauswahl

Hinsichtlich der durchzuführenden Sanierungsmaßnahmen (Abschnitt 2) lassen sich drei Kategorien des Handlungsbedarfs unterscheiden:

- Tagebauseen, die aufgrund ihrer Nutzungsziele oder Gefährdungspotenziale einer Sanierung des gesamten Wasserkörpers dringend bedürfen.
- Tagebauseen, deren Abfluss aufgrund der Gefährdung nachgeordneter Schutzgüter saniert werden muss.
- Tagebauseen, die nicht zwingend einer Sanierung bedürfen.

Da eine Vielzahl der Tagebauseen in das Gewässernetz eingeordnet wird, sind zunächst einzugsgebietsbezogene Sanierungsstrategien abzuleiten (Bild 4.2/2).

Für die wassergütwirtschaftliche Sanierung der „großen“ Tagebauseen, wie z. B. die Restlochkette Koschen-Skado-Sedlitz und des Ilse-Sees, wird eine **Stromab-Strategie*** zu favorisieren sein. Diese Strategie beinhaltet, unter Beachtung der Verfügbarkeit variabler Flutungswasserressourcen, z. B. durch die Überleitung von Neißewasser in das Spree-Einzugsgebiet, die Neutralisation der Tagebauseen von stromoberhalb nach stromunterhalb. Damit sollen die Eingangsbedingungen und Chancen auf Neutralisation für die stromunterhalb gelegenen Tagebauseen sukzessive verbessert werden. Das Primat hat jedoch die Sicherung der Nachhaltigkeit der Sanierung in den stromoberhalb gelegenen Tagebauseen. Am Auslauf der Rest-

lochkette ist zur Gewährleistung behördlicher Einleitkriterien in die Vorflut ggf. ein Korrektiv in Form einer temporären Konditionierungsanlage vorzusehen. Die Stromab-Strategie der wassergütwirtschaftlichen Sanierung läuft auf eine Verdrängung und Dissipation der enormen Säure- und Sulfatlasten in den großvolumigen Tagebauseen hinaus, ggf. unter Einbeziehung von Maßnahmen der chemischen Vor-, Zwischen- und Nachkonditionierung.

Für die wassergütwirtschaftliche Sanierung von „kleinen“ und vernetzten Tagebauseen, wie z. B. im Sanierungsgebiet Lauchhammer, wird eine **Stromauf-Strategie*** zu favorisieren sein. Für diese Tagebauseen steht kein Flutungswasser oder nur in einem begrenzten Umfang zur Verfügung. Primäre Zielstellung dieser Sanierungsstrategie ist die Minderung der Säure- und Sulfatemission aus den Tagebauseen in die nachgeordneten Fließgewässer. Durch geeignete Maßnahmen wird die Säurelast in den einzelnen Tagebauseen, beginnend im vorflutnächsten und folgend stromauf, sukzessive so weit reduziert, bis schließlich moderate Einleitwerte in die Vorflut erreicht sind. Erst danach kann die Sanierung der Wasserkörper einzelner Tagebauseen zielgerichtet in Angriff genommen werden. Dabei können die natürlichen Entsäuerungspotenziale einbezogen werden.

* Der Begriff der **Strategie** umfasst keine Technologie, sondern eine objektspezifisch festzulegende Vorgehensweise.

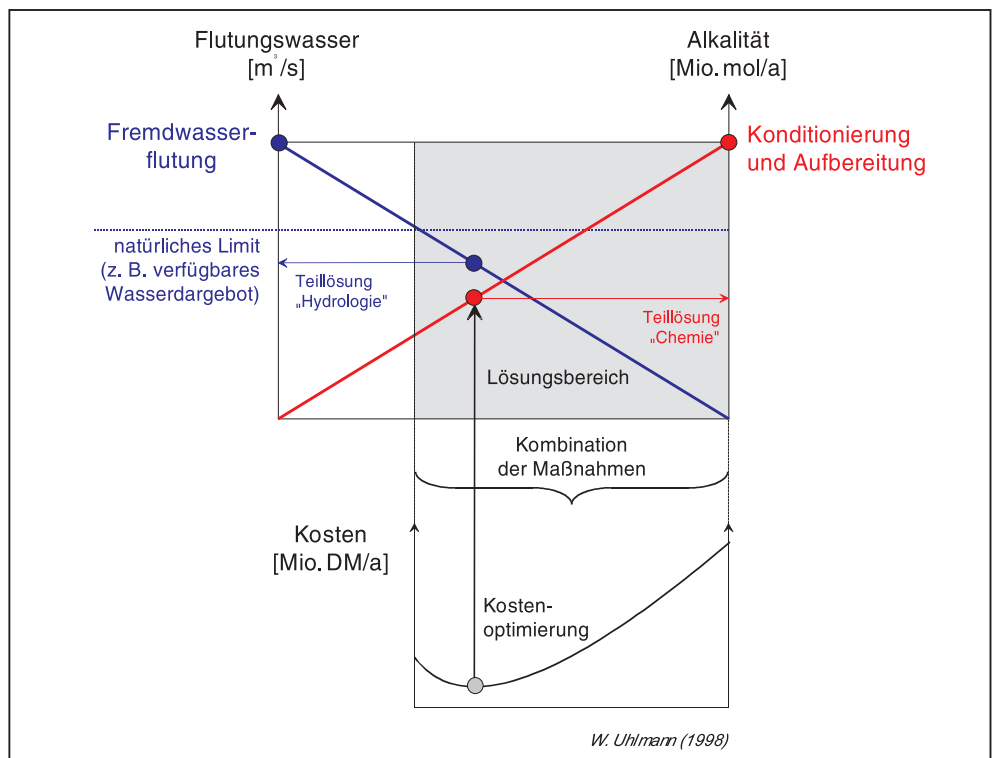
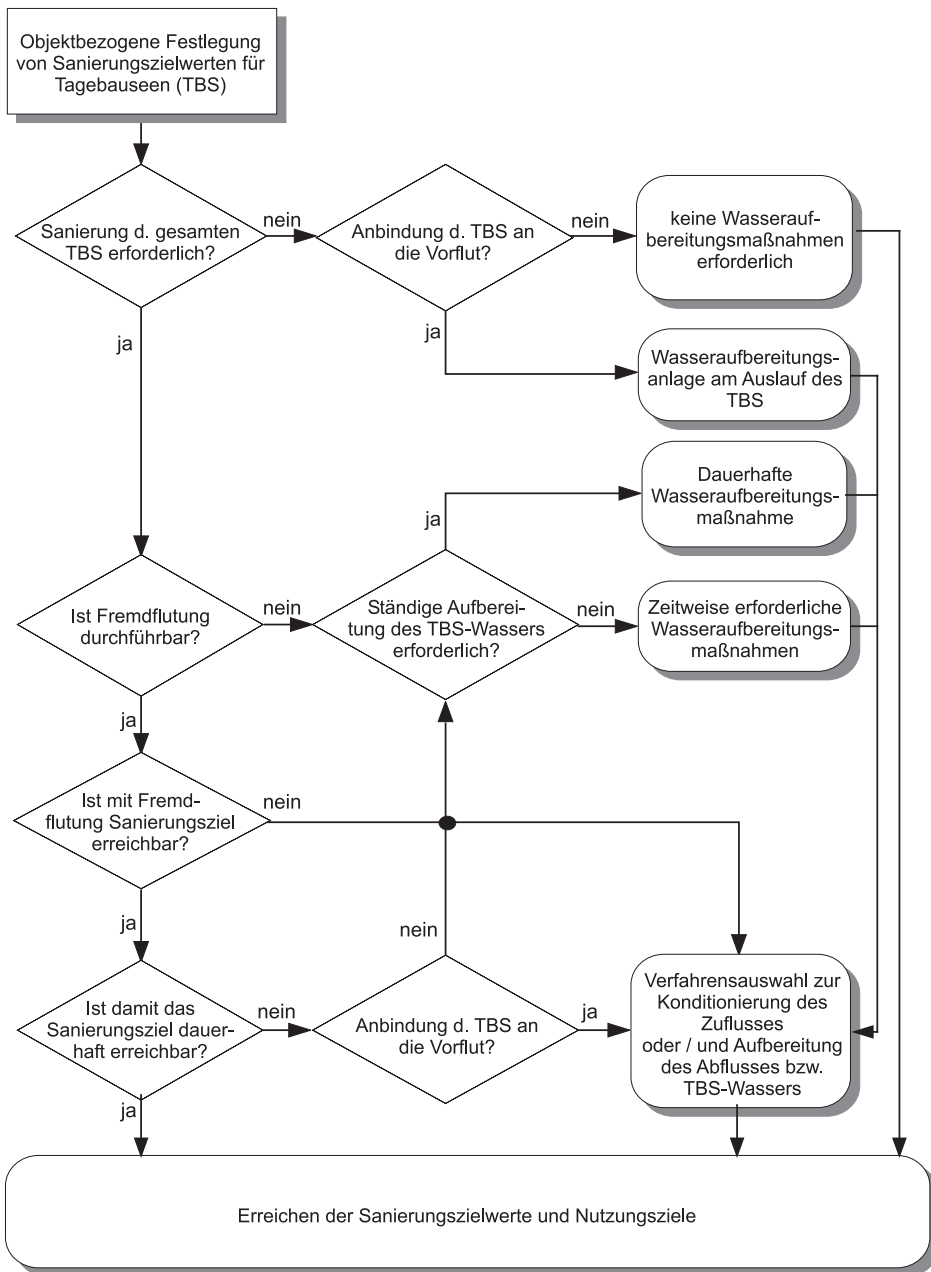


Bild 4.2/1:
Optimierung der Sanierungsstrategie



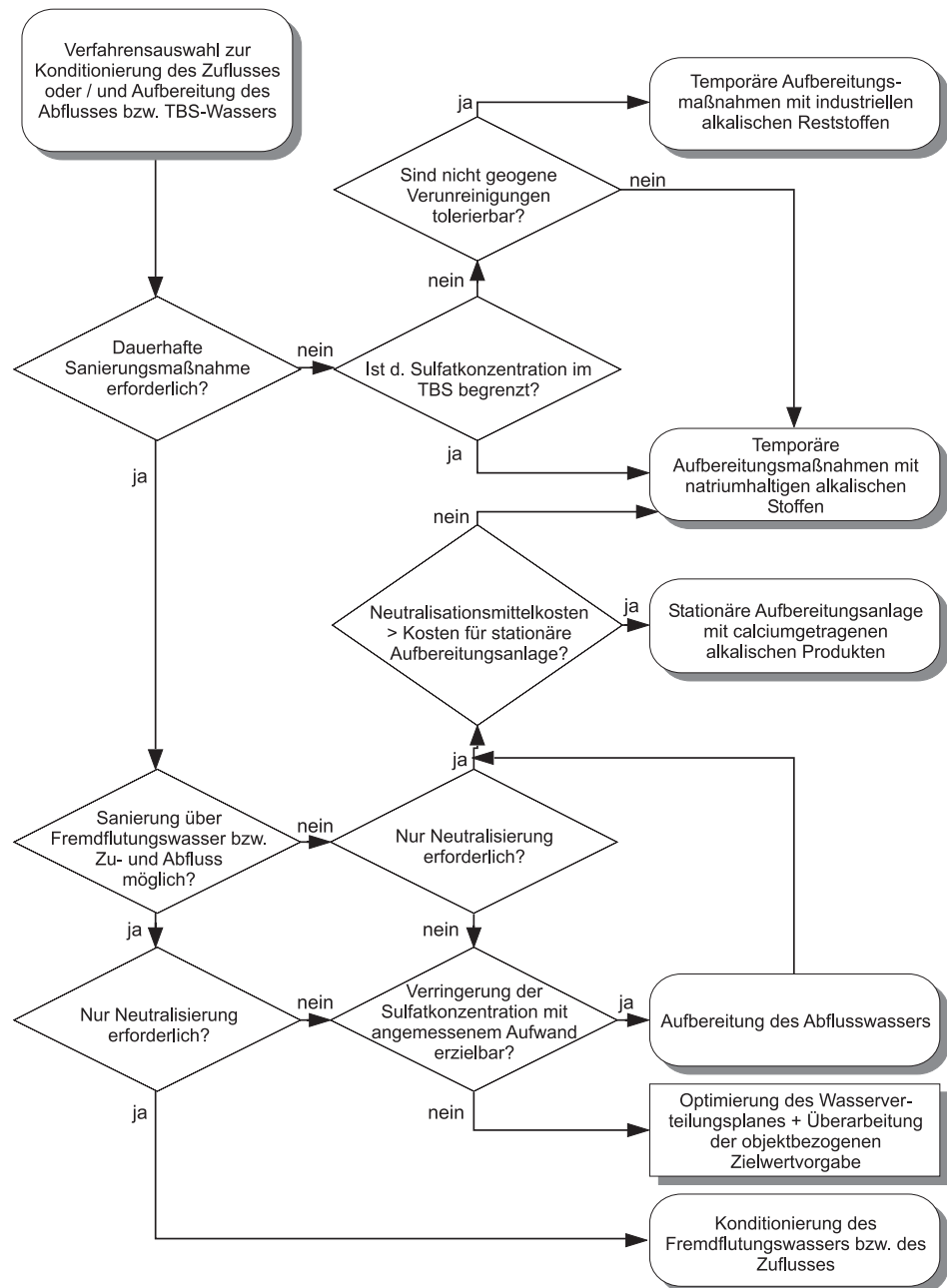
C. Nitsche, 2000

Bild 4.2/2:
Schematisierte Darstellung zur Festlegung der Sanierungsstrategie

Hinsichtlich der Mittel zur Sanierung von Tagebauseen stehen die Fremdflutung und chemische/biologische Verfahren zur Verfügung. Die erste Wahl wird stets die Fremdflutung sein, da die Fremdflutung gleichzeitig mehrere Funktionen erfüllt (Abschnitt 3.1). Die Möglichkeiten der Fremdwasserflutung stoßen jedoch an Grenzen, die sich aus den natürlichen und den technisch zusätzlich verfügbaren Wasserressourcen ergeben. In diesem Rahmen erlangen chemische und biologische Verfahren ihre Bedeutung (Abschnitt 3.2 und 3.3). Die Kombination der Mittel wird sich nach Wirtschaftlichkeitsaspekten richten (Bild 4.2/1). Eine Entscheidungshilfe zur Verfahrensauswahl ist in Bild 4.2/3 dargestellt. Dabei wurde berücksichtigt, dass es gegenwärtig noch kein wirtschaftliches Verfahren zur Verringerung der hohen Sulfatkonzentrationen in den sauren Tagebauseen gibt. Für diesen Fall wird eine Optimierung des Wasserverteilungsplanes mit der Zielstellung empfohlen, den Fremdflutungsanteil für das betreffende Objekt zu erhöhen, um dadurch den Sulfatgehalt im Tagebausee so weit wie mög-

lich zu verdünnen. Ein Bestandteil dieser Optimierung muss die modellgestützte Prognose der Sulfatentwicklung im Tagebausee sein, um eine nachvollziehbare Überarbeitung der objektbezogenen Zielwertvorgabe zu ermöglichen.

Die Konditionierung des Fremdflutungswassers bzw. des Zuflusses betrifft vor allem die Erhöhung der Alkalität (Abschnitt 1.2 und 3.2). Dadurch kann z. B. in Objekten, bei denen die Sulfatkonzentration keinen Einfluss auf das Nutzungsziel des Tagebausees hat, der Volumenstrom des Fremdflutungswassers reduziert werden, ohne dessen Neutralisationswirkung zu verringern. Da eine Reduzierung des Fremdflutungswassers eine Veränderung der geohydraulischen Gegebenheiten (Grundwasserzustrom und -abstrom) verursacht, sind diese und deren Auswirkungen auf die Beschaffenheitsentwicklung des Tagebausees modellgestützt zu prognostizieren. Das Prognoseergebnis bildet die Grundlage zur Bemessung der Konditionierungsleistung.



C. Nitsche, 2000

Bild 4.2/3:
Entscheidungshilfe zur Auswahl von Sanierungsverfahren

4.3 Planung von Sanierungsmaßnahmen

4.3.1 Erforderliche Informationen

Tagebauseen sind offene Systeme, die mit ihrer Umgebung in einem vielfältigen Stoffaustausch stehen (Abschnitt 1). Zur Bemessung von Neutralisationsmaßnahmen müssen deshalb neben dem aktuellen Säureinhalt des Sees auch der nachdringende Säureeintrag hinreichend genau bekannt sein. Der **Säureinhalt** kann auf der Grundlage der limnologischen und morphometrischen Informationen sowie der hydrochemischen Daten mit ausreichender Genauigkeit ermittelt werden. Der maßgebende **Säureeintrag** in die Tagebauseen findet durch das Grundwasser und aus den Uferböschungen statt (Abschnitt 1.4.5, LUA 1995). In besonderen Fällen ist auch der Säureeintrag mit dem Oberflächenwasser relevant, z. B. bei vernetzten Tagebauseen. Diese Größe ist schwieriger zu ermitteln. Ohne detaillier-

te Kenntnis dieser Komponente kann jedoch keine Sanierung in Angriff genommen werden.

Der Volumenstrom des Oberflächenwassers kann durch hydrologische Messungen zuverlässig erfasst werden. Die Volumenströme des Grundwassers müssen durch geohydraulische Modelle ermittelt werden. Die Ermittlung von Volumenströmen stellt an die geohydraulische Modellierung hohe Anforderungen, da die Kalibrierung der Modelle in der Vergangenheit gewöhnlich nur anhand des Wasserspiegels erfolgte. Das geohydraulische Simulationsprogramm PCGEOFIM®, das hierfür in der Lausitz von LMBV und LAUBAG bevorzugt eingesetzt wird, bietet die erforderlichen programmtechnischen Voraussetzungen.

Die Frachten der volumenstromgebundenen Stoffflüsse werden durch Kopplung der Volumenströme mit den entsprechenden Konzentrationskennwerten ermittelt. Die Stoffkonzentrationen des Oberflächenwassers sind einer direkten Messung zugänglich. Die Ermittlung der entsprechenden Daten für das Grundwasser erfordert einen konzeptionell und technisch deutlich höheren Aufwand (Abschnitt 4.4).

Die Tagebauseen erfahren auch Stoffeinträge, die nicht an die Volumenströme des Wassers gebunden ist. Hierzu zählt der Stoffaustausch mit der Atmosphäre (Wasser, Sauerstoff und Kohlendioxid) und mit den Sedimenten. Durch nasse und trockene Deposition finden weitere Stoffeinträge statt, die aber hinsichtlich ihrer Frachten für die stark mineralisierten Tagebauseen i. d. R. ohne Bedeutung sind. Eine nicht zu vernachlässigende Größe für den Stoffhaushalt von Tagebauseen, insbesondere bei fehlenden oberirdischen Zuflüssen und Abflüssen, kann die Evaporation erlangen. Durch den deutlichen Überschuss der Gewässerverdunstung gegenüber den Niederschlägen im Sommerhalbjahr kann die Evaporation zum zeitweiligen „Eindicken“ des Seewassers führen. Entsprechende zyklische Veränderungen der Wasserbeschaffenheit, mit niedrigeren Konzentrationswerten im Winter und höheren Konzentrationswerten im Sommer, wurden in flachen Tagebauseen im Raum Lauchhammer beobachtet. Die Unterschiede in der Konzentration konservativer Komponenten und der Acidität zwischen Sommer und Winter betragen bis zu 25 %.

Die meisten der genannten Eingangsgrößen sind aus amtlichen Quellen oder der rechnerischen Ermittlung zugänglich. Einige Eingangsgrößen entziehen sich jedoch der direkten messtechnischen Erfassung oder der rechnerischen Ermittlung, dazu zählt insbesondere die Quantifizierung des Stoffaustausches mit den autochthonen Sedimenten.

In Abschnitt 1.4.5 wurde gezeigt, dass bei verfügbaren Daten zur hydrochemischen Entwicklung des Sees und zuverlässigen Wasserbilanzen der Säureeintrag in die Tagebauseen auch durch ein modellgestütztes Monitoring quantifiziert werden kann, ohne dass die Einzelkomponenten im Detail bekannt sein müssen. Zur Bemessung technischer Maßnahmen der Entsäuerung von Tagebauseen, die sich annähernd in einem stationären hydrologischen Zustand befinden, sind diese Informationen

i. d. R. ausreichend. In Zweifelsfällen können die entsprechenden Werte auch durch großmaßstäbliche Versuche an den Seen gewonnen werden. Das demonstrative Nachweisverfahren bleibt aber auf kleine Tagebauseen beschränkt.

4.3.2 Bemessungsgrundlagen in Beispielen

Die Neutralisation eines sauren Tagebausees erfordert die Unterscheidung nach:

- Alkalitätsbedarf für die initiale Neutralisation sowie
- Alkalitätsbedarf für die dauerhafte Neutralisation (zur Erhaltung des neutralen Zustandes).

Es kann a priori nicht vorausgesetzt werden, dass der Alkalitätsbedarf für die initiale Neutralisation höher ist als für die laufende Neutralisation. Das soll an nachfolgenden Beispielen illustriert werden.

Bemessungsbeispiel 1: Flutung und Nachsorge

In Abschnitt 3.1 sind Berechnungen zur Wirkung von Flutungsmaßnahmen durchgeführt worden. An mehreren Tagebauseen, die sich hinsichtlich ihrer Größe, ihres Füllgrades und ihres hydrochemischen Zustandes unterscheiden, wurden die Chancen der Neutralisation durch Flutung eingeschätzt. Dabei wurde die Erkenntnis gewonnen, dass in vielen Lausitzer Tagebauseen zum Flutungsabschluss neutrale Verhältnisse nicht oder nicht sicher erreicht werden. Als besonders unwägbar Faktoren wurden die Böschungserosion und die Verfügbarkeit der Wasserressourcen herausgearbeitet.

Die Ressource Wasser ist im Vergleich zu chemischen Neutralisationsmitteln i. d. R. kostengünstiger und besser verfügbar. Da die Flutung der Tagebauseen zumeist schon aus geotechnischen Gründen unverzichtbar ist, sollten ihre Möglichkeiten auch im Hinblick auf die Verbesserung der Wasserbeschaffenheit maximal ausgeschöpft werden. Selbst wenn zum Flutungsabschluss kein neutraler Zustand im Tagebausee erreicht wird, so wird zumindest und in jedem Fall eine deutliche Reduzierung der Acidität bewirkt. Das mindert den Aufwand für die nachfolgende chemische Neutralisation beträchtlich (Tabelle 4.3/1) und räumt auch der biologischen Neutralisation bessere Chancen ein.

Kennwert		Maßeinheit	Skado (bislang ohne Fremdflutung)	Gräbendorf (mit Fremdflutung)
Seevolumen im Endzustand		Mio. m ³	70	90
Voraussichtliche Basenkapazität im Endzustand	K _{calc}	mmol/l	4,0	0,0
	K _{calc}	mmol/l	7,5	0,1
Geschätzter Basenbedarf zur Stabilisierung der hydrochemischen Verhältnisse		mmol/l	7,5	0,3
Abgeleiteter einmaliger Bedarf an chemischen Neutralisationsmitteln	Kalkhydrat mit η = 0,8	t	25.000	1.300
	Soda mit η = 1,0	t	28.000	1.500
	Kraftwerksasche mit η = 0,03	t	490.000	25.000

Tabelle 4.3/1:
Geschätzter Bedarf an chemischen Neutralisationsmitteln für die einmalige Neutralisation nach Flutungsabschluss

Bemessungsbeispiel 2: Alkalisierung mit Kraftwerksasche, Neutralisationsmittelbedarf für die initiale und für die dauerhafte Neutralisation

Als Beispiel dient ein schwach saurer Tagebausee, der bis in die jüngere Vergangenheit als industrielle Absetzanlage (kurz: IAA) für Kraftwerksaschen genutzt wurde. Der See hat eine mittlere Tiefe von 6 Meter und ist maximal etwa 15 Meter tief. Während seiner Nutzung als IAA wurden in diesem Tagebausee mit $\text{pH} \approx 7,9$ sogar schwach alkalische Verhältnisse registriert. Dieser pH-Wert war mit $K_{\text{B8,2}} \approx 0,1 \text{ mmol/l}$ und $K_{\text{S4,3}} \approx 0,8 \text{ mmol/l}$ aber nur schwach gepuffert. Für die schwache Pufferung sind die Wirkstoffe der Kraftwerksasche (CaO und MgO) verantwortlich (Abschnitt 3.2). Im Zusammenhang mit einer geringen biologischen Aktivität konnte sich im See kein wirksamer Carbonat-Kohlensäure-Puffer ausbilden. Als kausale Ursachen sind zu sehen:

- Die Hemmung der Primärproduktion infolge der Asche-trübung des Wassers (als limitierender Faktor wirkt hier das Licht!).
- Durch die mineralischen Partikel werden auch Algen gefällt!
- Keine Bildung autochthoner (organogener) Seesedi-mente durch die ständigen Ascheeinspülungen (ca. 1 Mio. t Asche pro Jahr).
- Kein stabiles Hypolimnion. Auch ohne limnologische Messungen ist anzunehmen, dass sich durch die ver-gleichsweise geringe Tiefe und die ständige Nutzung im IAA keine stabile thermische Schichtung ausbilden konnte (die Aschen wurden mit ca. 1 Mio. m^3 Wasser pro Monat eingespült).

In den oberflächennahen Sedimentablagerungen ist Calcit mineralogisch nachgewiesen worden. Auch rechnerisch lässt sich für den Nutzungszeitraum der IAA im Seewasser das Calcitgleichgewicht nachweisen. Der qualitative Nachweis von Calcit im Sediment berechtigt jedoch nicht zur Annahme, dass der Stoffaustausch zwischen Sediment und Freiwasser auch quantitativ in einem Umfang stattfindet, der den hydrochemischen Zustand des Sees maßgeblich definieren würde.

Die Nutzung des Restloches als IAA schloss eine ständige Zu-fuhr von Wasser ein, so dass der Seewasserspiegel in der Ver-gangenheit dauerhaft über dem umgebenden Grundwasser-spiegel lag. Der Grundwasserzustrom aus den umgebenden Kippen wurde dadurch weitgehend unterbunden. Nach der Ein-stellung der Ascheeinspülungen ist der pH-Wert des Sees infolge der Einleitung von Filterbrunnenwasser innerhalb weniger Monate auf $\text{pH} < 4,5$ gesunken. Diese Entwicklung belegt zwei-erlei:

- der See ist analog der Mehrzahl der Lausitzer Tagebau-seen versauerungsexponiert,
- die in den mächtigen Aschesedimenten enthaltenen Erd-alkalien und auch das Calcit sind für das Freiwasser des Sees hydrochemisch nahezu wirkungslos.

Nach dem regionalen Grundwasserwiederanstieg wird dem See vermehrt Grundwasser, u. a. auch aus den Innenkippen und einem benachbarten Tagebausee, zuströmen. Durch Messungen in mehreren Messstellen sind für das Grundwasser in die-sem Herkunftsraum teilweise sehr hohe Aciditäten belegt.

Berechnungen ergeben, dass zur initialen Neutralisierung des derzeit sauren Tagebausees unter den gegebenen Bedingun-gen einmalig etwa 10.000 kmol Alkalität erforderlich sind. Das entspricht etwa 380 t reinem Kalkhydrat, 540 t Soda bzw. 9.600 t Kraftwerksasche (mit $\eta_1 = 0,03$).

Aufgrund des zu erwartenden Zustroms von ca. 10 Mio. m^3/a sau-ren Kippengrundwassers mit einer Acidität von etwa 8 mmol/l berechnet sich der mittelfristige Bedarf alkalisierender Stoffe auf ca. 80.000 kmol/a bzw. 220 kmol/d. Das entspricht einem spez-ifizischen Bedarf von 3.000 t/a reinem Kalkhydrat, 4.200 t/a Soda oder mindestens 75.000 t/a Kraftwerksasche (mit $\eta_1 = 0,03$) bei stöchiometrischer Umsetzung. Der Jahresbedarf zur Aufrechter-haltung des neutralen Zustandes liegt damit deutlich über dem einmaligen Bedarf zur initialen Neutralisation des Tagebausees.

Bemessungsbeispiel 3: Dauerhaftigkeit der Säureinträge

Spätestens im Zusammenhang mit der ingenieurtechnischen Planung von Entsäuerungsmaßnahmen erlangt die Frage nach der Dauerhaftigkeit der Säureinträge wirtschaftliche Dimen-sionen. Diese Frage lässt sich bis zum heutigen Zeitpunkt je-doch noch nicht befriedigend beantworten. In einzelnen Ar-beiten werden Zeithorizonte von 50 bis 80 Jahren als grobe Abschätzungen genannt, jedoch fehlt in jedem Fall der nach-vollziehbare Beleg. Tatsache ist, dass die Säureinträge länger anhalten werden, als der Bergbau in dem jeweiligen Tagebau stattgefunden hat. Technische Neutralisationsmaßnahmen sind folglich mit einer vergleichsweise hohen Investitionssicherheit ausgestattet. Das soll am Beispiel des Senftenberger Sees un-tersetzt werden.

Dafür soll die hydrochemische Entwicklung des Senftenberger Sees nachvollzogen werden. Der Senftenberger See hat ein Vo-lumen von ca. 80 Mio. m^3 und wird in der Betriebslamelle von ca. +97,8 bis +99,0 mNN als Speicher bewirtschaftet (LUA 1997). Er ist in den Jahren 1968 bis 1974 mit Flusswasser aus der Schwarzen Elster geflutet worden. Durch aufsteigendes Grund-wasser und umfangreiche Massenbewegungen (Rutschungen und Setzungsfließen) an der Innenkippe war der Tagebausee zum Flutungsabschluss mit $\text{pH} \approx 3,0$ noch immer sauer.

Zum hydrochemischen Ausgangszustand des Tagebausees so-wie zur Flutungsgeschichte liegen in der öffentlichen Hand lei-der keine präzisen Daten vor. Die Wasserbeschaffenheit des Senftenberger Sees wird erst seit 1977 systematisch untersucht. Insbesondere das Fehlen der zeitlichen Entwicklung der Basen-bzw. Säurekapazität ist als entscheidender Informationsmangel anzusehen.

Ein früher Versuch, durch Einbringen von 12.000 t Kalk (CaCO_3) den pH-Wert anzuheben, war fehlgeschlagen. Wenn unterstellt wird, dass der Kalk stofflich reines Calciumcarbonat ist, sich voll-ständig im Restseewasser gelöst hat und gut vermischt wurde (?), dann betrug die dosierte Alkalität wie folgt:

$$\text{Alk} = \frac{12.000 \text{ t}}{80 \text{ Mio. m}^3} = 150 \frac{\text{mg}}{\text{l}} = 1,5 \frac{\text{mmol}}{\text{l}} = 3,0 \frac{\text{meq}}{\text{l}} \quad (4.3/1)$$

Die aus der Kalkdosis berechnete Neutralisationskapazität hat durchaus eine realistische Größenordnung. Es bleibt die Frage offen, ob für das Scheitern der chemischen Neutralisation eine

zu geringe Kalkdosis oder eine ungeeignete Applikationsform des Kalks mit einem zu niedrigen Wirkungsgrad (η_2) ursächlich waren.

Nach Abschluss der wasserbaulichen Maßnahmen am Einlauf- und Auslaufbauwerk des Senftenberger Sees wurde seit Ende 1976 zeitweise nahezu der gesamte Abfluss der Schwarzen Elster durch das Speicherbecken geleitet (LUA 1997). Erst diese Maßnahme führte zu der beabsichtigten Verbesserung der Wasserbeschaffenheit (Bild 4.3/1). Das weniger gut durchströmte Südfeld befindet sich auch heute noch in einem sauren Zustand.

Das derzeit in den Senftenberger See aus der Schwarzen Elster einmündende Wasser hat im Mittel eine Säurekapazität von $K_{S_{4,3}} \approx 1,3$ mmol/l. Das Wasser, das den Senftenberger See wieder verlässt, weist im Mittel nur noch eine Säurekapazität von etwa $K_{S_{4,3}} \approx 0,5$ mmol/l auf. Bei einem mittleren Durchfluss von ca. 20 Mio. m³/a (1997–1999) werden folglich etwa 40 bis 50 kmol/d Alkalität im Senftenberger See verbraucht. Die Größenordnung des entsprechenden Säureeintrages in den Senftenberger See steht in guter Übereinstimmung mit Werten, die aktuell auch für andere Tagebauseen ermittelt wurden (Abschnitt 1.4.5). Zur vollständigen Kompensation dieses Säureeintrages lässt sich ein Bedarf von 500–700 t/a reinem Kalkhydrat bzw. 800–1.000 t/a Soda ableiten.

Beachtenswert an den überschlägigen Abschätzungen ist, dass der Säureeintrag ca. 25 Jahre nach der Flutung des Tagebausees noch immer in einer beträchtlichen Größenordnung anhält. Zu berücksichtigen ist ferner, dass im Sinne von Nachsorgemaßnahmen das Puffervermögen eines mittleren Volumenstroms von ca. 0,6 m³/s zu einem großen Teil aufgezehrt wird. Wenn man dieses Nachsorgeerfordernis auf alle

entstehenden Tagebauseen im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster extrapoliert, wird sichtbar, dass die Wasserressourcen der Schwarzen Elster hierfür nicht ausreichend sind. Damit werden chemische Neutralisationsmaßnahmen im bergbaulich beeinflussten Einzugsgebiet der Schwarzen Elster unvermeidlich.

Im folgenden wird die Entwicklung maßgebender hydrochemischer Kennwerte des Senftenberger Sees zwischen 1977 und 1999 diskutiert. Hierfür wurden die Werte am Auslauf des Senftenberger Sees benutzt, da sich hierdurch der Stoffaustrag aus dem See am besten charakterisieren lässt.

In Bild 4.3/1 erkennen wir die letzte Phase der Neutralisation des Wasserkörpers nach Anbindung an die Schwarze Elster. Im Jahr 1981 scheinen mit $K_{S_{4,3}} \approx 0,5$ mmol/l stabile hydrochemische Verhältnisse erreicht zu sein. Die Säureschübe im Frühjahr 1984 und 1985 verdeutlichen jedoch die hydrochemische Sensitivität des Tagebausees. Bis in das Jahr 1993 haben sich anschließend die hydrochemischen Verhältnisse offenbar wieder stabilisiert. In dieser Zeit fehlen leider die Messungen der Säurekapazität. Ein weiterer Versauerungsschub wurde im Frühjahr 1993 und schließlich im Jahr 1995 registriert. Letzterer stand im Zusammenhang mit Sanierungsmaßnahmen des Einleitbauwerkes zum Senftenberger See, wodurch die Wasserzufuhr aus der Schwarzen Elster für ein ganzes Jahr praktisch eingestellt war (LUA 1997).

Seitdem wurde ein veränderter Bewirtschaftungsplan aufgestellt, der insbesondere eine Erhöhung der Wasserzufuhr vorsieht. Dadurch konnte innerhalb von drei Jahren die ursprüngliche Pufferung ($K_{S_{4,3}} \approx 0,5$ mmol/l) im Senftenberger See wieder hergestellt werden. Das schließt jedoch noch keine Garantien für zukünftige Veränderungen ein.

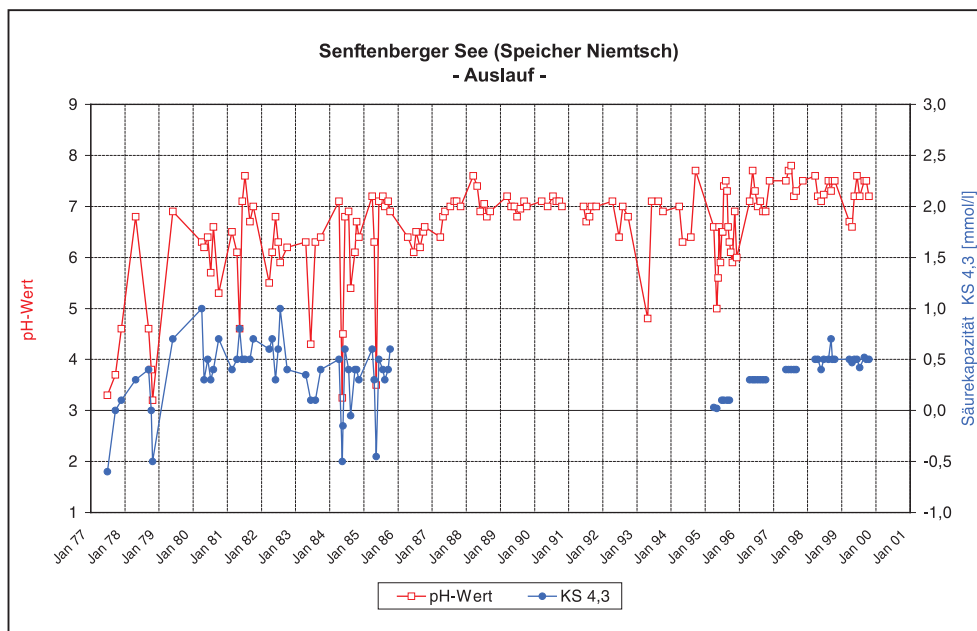


Bild 4.3/1: Entwicklung des pH-Wertes und der Säurekapazität $K_{S_{4,3}}$ im Auslauf des Senftenberger See von 1977 bis 1999

Bild 4.3/2:
Entwicklung der Hauptionen Sulfat, Calcium und Magnesium im Auslauf des Senftenberger See von 1977 bis 1999

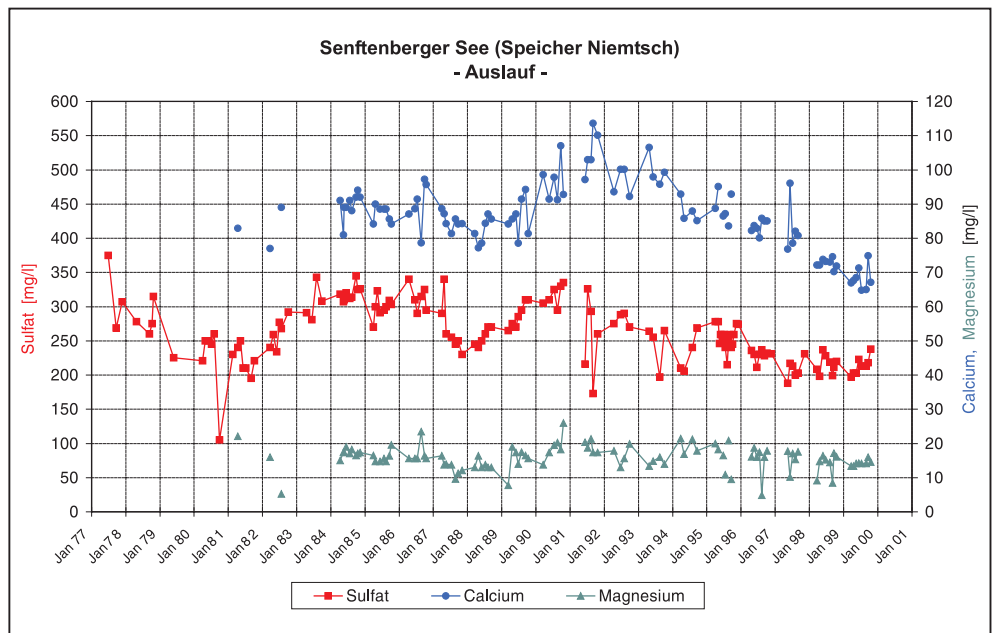
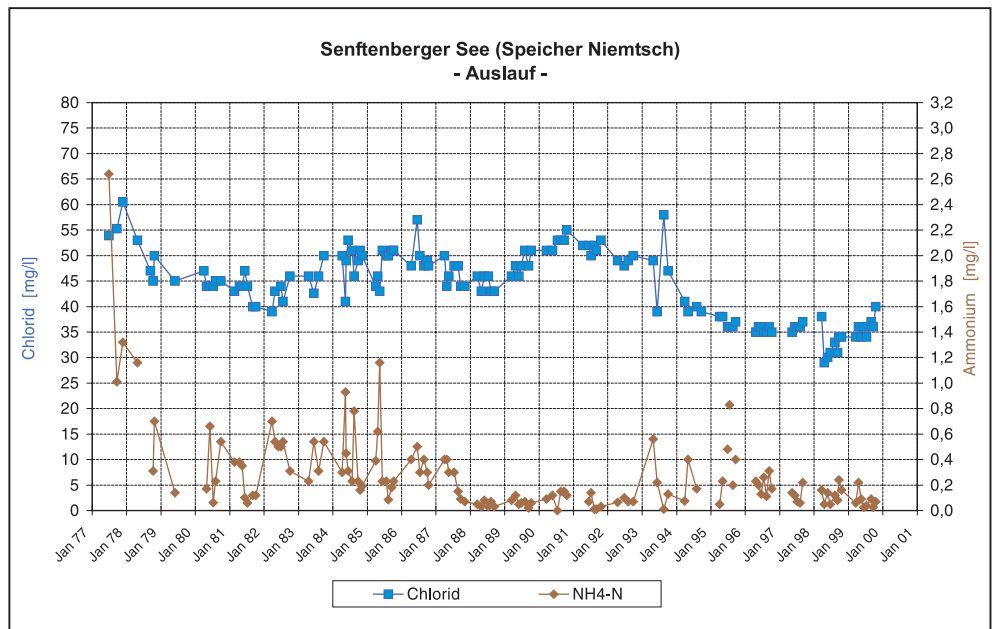


Bild 4.3/3:
Entwicklung der Chlorid- und Ammoniumkonzentration im Auslauf des Senftenberger See von 1977 bis 1999



Vorbehaltlich einer modellgestützten Interpretation der Entwicklung der Wasserbeschaffenheit lassen sich aus den gemessenen Konzentrationsganglinien der mineralischen Komponenten generelle Aussagen zur hydrochemischen Entwicklung des Senftenberger Sees treffen. Seit 1977 kann ein "Aussüßen" des Sees nachgewiesen werden. Dieser Trend ist am Sulfat und Calcium (Bild 4.3/2) sowie am Chlorid und Ammonium (Bild 4.3/3) zu erkennen. Er hat jedoch bei den einzelnen Komponenten unterschiedliche Ursachen. Während die Verringerung der Sulfat- und Calciumkonzentration einen Rückgang der bergbaulichen Beeinflussung durch Verwitterungsprodukte vermuten lässt, spielen bei der Verringerung des Ammoniumgehaltes zusätzlich Nitrifikationsprozesse im See eine Rolle. Bei Versauerungsschüben werden regelmäßig höhere Ammoniumkonzentrationen gemessen. Der am wenigsten durch chemische und biologische Prozesse beeinflusste Kennwert ist Chlorid. Das Konzentrationsniveau von Chlorid hat sich in 22 Jahren von

55...60 mg/l auf etwa 35 mg/l verringert. Die Entwicklung ist jedoch nicht gleichmäßig verlaufen. Phasen mit einer Abnahme der Chloridgehalte haben sich mit Phasen des Anstiegs der Chloridgehalte abgewechselt. Der Chloridgehalt des Senftenberger Sees verläuft weitgehend synchron zum Chloridgehalt in der Schwarzen Elster.

Bemessungsbeispiel 4: Biologische Neutralisation

In die Nutzung natürlicher (biologischer) Prozesse für die Neutralisation saurer Tagebauseen werden große Erwartungen gesetzt. In diesem Beispiel soll versucht werden, die Potenzen biologischer Neutralisationsmechanismen zu quantifizieren. Anhand einfacher stöchiometrischer und Stoffbilanzbetrachtungen in Anlehnung an Gleichung (3.3/13) soll eingeschätzt werden, ob und in welcher Zeitskala die Sulfatreduktion im Hypolimnion, Monimolimnion und Sediment zur Neutralisation von sauren

Tagebauseen nutzbringend gestaltet werden kann. Für diese Einschätzung sollen folgende vereinfachende Annahmen getroffen werden:

- (1) Der See ist ein geschlossenes System und erhält vorerst keine Zuflüsse von Grund- und Oberflächenwasser sowie keine Stoffeinträge aus den Böschungen.
- (2) Die Primärproduktion findet im wesentlichen während der Sommerstagnation statt.
- (3) Die Sulfatreduktion erfolgt durch Verbrauch organischer Substanzen des sedimentierten Detritus.
- (4) Das sedimentierte organische Material wird mit ca. 10 % der Netto-Primärproduktion (NPP, bezogen auf C) eingesetzt (nach MEYER & ISHIWATARI 1995).
- (5) Die Sulfatreduktion findet nur im Sediment des Hypolimnions statt. Im Sediment des Epilimnions (Litoral) wird die organische Substanz vorwiegend aerob (durch Sauerstoff) abgebaut.
- (6) Die Sulfatreduktion erfolgt erst nach vollständiger Zehrung des Sauerstoffs und Reduktion des Eisen(III) im Hypolimnion (Diese Annahme steht in guter Übereinstimmung mit den Beobachtungen, zumal die Sulfatreduktion nur bei höheren pH-Werten optimal verläuft).
- (7) Die Sulfatreduktion findet nur während der Sommerstagnation statt, da durch die Vollzirkulation das Hypolimnion regelmäßig belüftet wird.
- (8) Die Mineralisation organischer Substanz erfolgt vollständig (stöchiometrisch). Kinetische Betrachtungen werden vorerst nicht angestellt.
- (9) Die biologische Entwicklung ist im Mittel über die Jahre ausgeglichen (konstant).
- (10) Die Produkte der Sulfatreduktion werden im Sediment des Hypolimnions irreversibel festgelegt.

Die Spanne der Netto-Primärproduktion (NPP) in sauren Tagebauseen kann in der Größenordnung von 10 bis 100 g/(m²·a) eingeschätzt werden, z. B. (GYURE ET AL. 1987). Die Netto-Primärproduktion wird meist flächenbezogen angegeben. Sie kann als eine auf das Hypolimnionvolumen bezogene Massenkonzentration des organischen Kohlenstoffs [C_{org}] wie folgt berechnet werden:

$$[C_{org}] = \frac{NPP \cdot A_{Hypo}}{V_{Hypo}} \quad [g/(m^3 \cdot a)] \text{ bzw. } [mg/(l \cdot a)] \quad (4.3/2)$$

mit A_{Hypo} Fläche des Hypolimnions [m²],
 V_{Hypo} Volumen des Hypolimnions [m³].

Im Ergebnis der Sulfatreduktion wird die Acidität des Seewassers um den Betrag des reduzierten Sulfatgehaltes verringert:

$$\Delta Aci = 2 \cdot \Delta [SO_4] \quad [meq/l] \quad (4.3/3)$$

Die Sulfatreduktion findet nur im Hypolimnion statt. Die Acidität muss aber im gesamten Wasserkörper des Sees verringert werden. Der Effekt der Sulfatreduktion für den gesamten See berechnet sich unter Berücksichtigung einer maximalen Reduktionsleistung des Hypolimnions wie folgt:

$$\Delta [SO_4] = \frac{\max [SO_4]_{Red} \cdot V_{Hypo}}{V_{Ges}} \quad [mmol/l] \quad (4.3/4)$$

mit $\max [SO_4]_{Red}$ maximale Sulfatreduktion im Hypolimnion [mmol/l],
 V_{Ges} Volumen des Sees [m³].

Der maximal mögliche Umfang der Sulfatreduktion im Hypolimnion ergibt sich nach Abschnitt 3.3 wie folgt:

$$\max [SO_4]_{Red} = \frac{1}{7} \cdot [REC]_{ex} \quad [mmol/l] \quad (4.3/5)$$

mit $[REC]_{ex}$ überschüssige Reduktionsmittelkapazität [mmol(e-)/l].

Die für die Sulfatreduktion verfügbare überschüssige Reduktionsmittelkapazität wird gemäß Gleichung (3.3/11) berechnet. Da der Vorrat an Oxidationsmitteln eine Volumenkonzentration ist, wird ähnlich der mittleren Seetiefe aus dem Verhältnis von Volumen und Fläche (Abschnitt 1.3.3) eine mittlere Hypolimniontiefe m_{Hypo} wie folgt definiert:

$$m_{Hypo} = \frac{V_{Hypo}}{A_{Hypo}} \quad [m] \quad (4.3/6)$$

Unter Verwendung dieser Größe, kann die jährliche Verringerung der Acidität (ΔAci_{max}) im See durch die hypolimnische Sulfatreduktion nach folgender Beziehung berechnet werden:

$$\Delta Aci_{max} = \frac{2}{7} \cdot \frac{V_{Hypo}}{V_{Ges}} \cdot \left\{ \frac{4 \cdot NPP}{m_{Hypo}} - 4 \cdot [O_2] - [Fe(III)] \right\} \quad [meq/(l \cdot a)] \quad (4.3/7)$$

Das Verhältnis des Hypolimnionvolumens zum Gesamtvolumen des Sees kann durch den Volumenquotienten $q = V_{Hypo}/V_{Epi}$ wie folgt ersetzt werden:

$$\frac{V_{Hypo}}{V_{Ges}} = \frac{q}{q+1} \quad [-] \quad (4.3/8)$$

Die Gleichung (4.3/7) bringt die maximale jährliche Entsäuerungsleistung des Hypolimnions zum Ausdruck, da von der Respiration der gesamten jährlichen Netto-Primärproduktion und der Irreversibilität der beteiligten Prozesse ausgegangen wird. Die Nutzbarmachung der Sulfatreduktion und Entsäuerung für den gesamten See erfolgt durch die Vollzirkulation.

Die Entsäuerung eines Tagebausees (d.h. bis pH-Wert > 6) durch Sulfatreduktion kann innerhalb der Spanne des Volumenquotienten $q = 0,5 \dots 3,0$ und der mittleren Hypolimniontiefe $m_{Hypo} > 3$ m erst bei einer Nettoprimärproduktion von > 30 g/(m²·a) überhaupt erst wirksam werden. Die maximale Entsäuerungsleistung in Abhängigkeit von der Primärproduktion, dem Volumenquotienten und der mittleren Hypolimniontiefe ist in den folgenden Nomogrammen dargestellt (Bild 4.3/4, Bild 4.3/5).

Die kürzeste Zeitdauer der natürlichen biologischen Entsäuerung (t_{Bio}) kann in Anlehnung an das Verweilzeitkonzept aus dem Quotienten des Säureinhaltes (Aci) und der jährlichen Entsäuerungsleistung (ΔAci_{max}) berechnet werden:

$$t_{Bio} = \frac{Aci}{\Delta Aci_{max}} \quad [a] \quad (4.3/9)$$

Die berechnete maximale natürliche Entsäuerungsleistung gilt gemäß den Annahmen nur für den Fall des geschlossenen Systems. Bei Zustrom sauren Grundwassers bzw. beim Eintrag sauren Böschungsmaterials wird der Säuregehalt des Sees permanent ergänzt. Auf der Grundlage eines einfachen Vergleichs der Zeitskalen der Prozesse wird verständlich, dass die Wirkung der Desulfurikation als Entsäuerungsmechanismus nur bei $t_{Bio} \ll t$ zur Geltung kommen wird (t_{Bio} - Zeitdauer der natürlichen Entsäuerung durch Desulfurikation, t - mittlere Verweil-

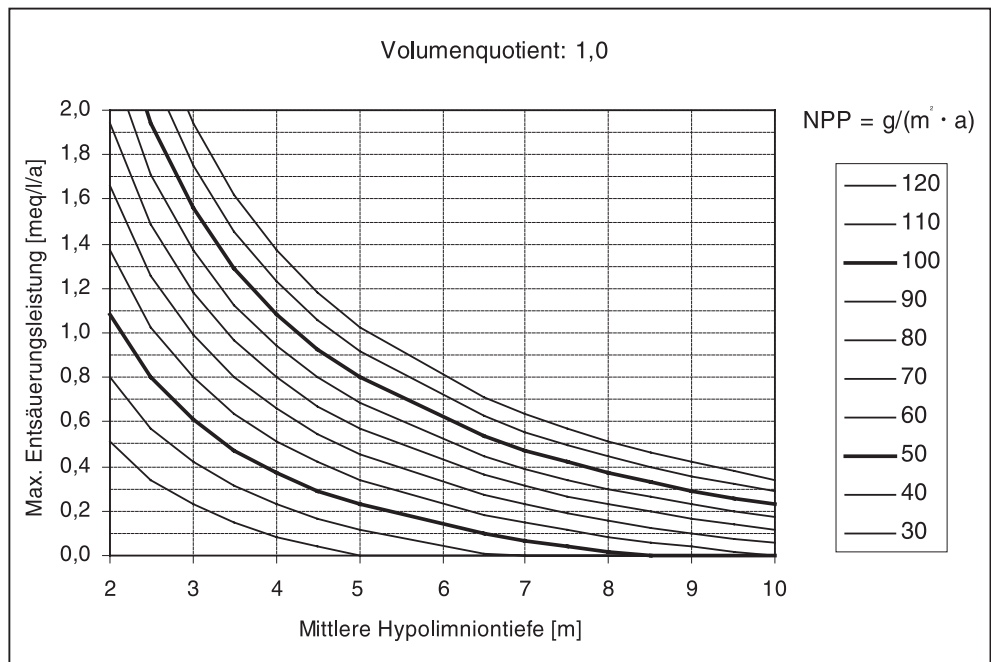


Bild 4.3/4:
 Max. Entsäuerungsleistung in Abhängigkeit von der mittleren Hypolimniontiefe und der Netto-Primärproduktion [$\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$]

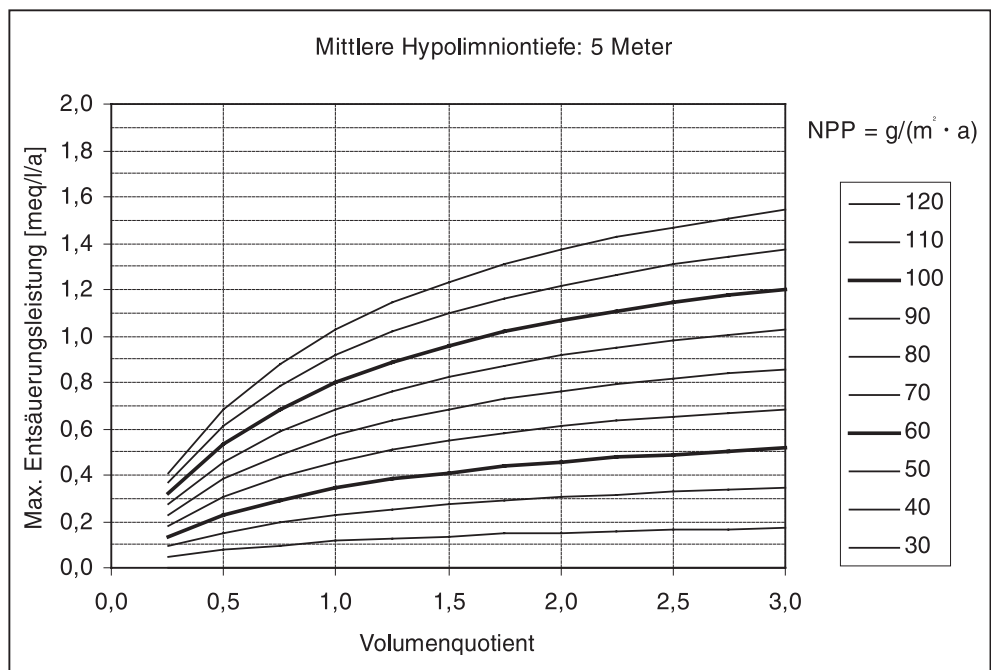


Bild 4.3/5:
 Max. Entsäuerungsleistung in Abhängigkeit vom Volumenquotienten und der Netto-Primärproduktion [$\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$]

zeit des Seewassers). Die Erneuerung des Wasserkörpers und der Säuren muss deutlich langsamer verlaufen als die Desulfurikation.

Der tiefe Einschnitt der Tagebauseen in das gewachsene Gebirge bedingt eine hohe Austauschrate mit dem Grundwasser. Trotz größerer Volumina der Tagebauseen im Vergleich zu den natürlichen eiszeitlichen Seen ist die mittlere Verweilzeit des Seewassers meist bedeutend kürzer.

Durch die Primärproduktion wird in den meisten Tagebauseen häufig kein überschüssiger organischer Kohlenstoff produziert, der bilanzseitig für die Desulfurikation zur Verfügung steht. Die Nutzung der natürlichen Desulfurikation als Neutralisationsverfahren erfordert deshalb die künstliche Zufuhr von organischen Stoffen.

Das vergleichsweise große Hypolimnionvolumen, das sich für die natürlichen, eiszeitlich entstandenen Binnenseen als vorteilhaft hinsichtlich ihrer Eutrophierungsgefahr erweist, stellt sich wegen des großen Oxidationsmittelvorrates als Nachteil für die Tagebauseen hinsichtlich der natürlichen Entsäuerung heraus.

Das Hypolimnion der Tagebauseen verbleibt während der Sommerstagnation in den meisten Fällen im aeroben Zustand. Eine effektive Entsäuerung kann aus hydrochemischen Gründen deshalb gar nicht stattfinden. Die Desulfurikationsprozesse, die sich in den Sedimenten der Tagebauseen qualitativ nachweisen lassen (Abschnitt 1.3.5), bringen keinen Entsäuerungseffekt, weil an der Grenze zwischen anoxischem Sediment und oxischem Hypolimnion eine Reoxidation stattfindet.

In Fällen, wo die morphologischen Eigenschaften der Seen und die Primärproduktion eine Desulfurikation erwarten lassen, verursachen die natürlichen Austauschprozesse der Tagebauseen mit dem Grundwasser und den Böschungen einen Nachschub an Säuren, die die Desulfurikationsleistungen in einem bestimmten Maß kompensieren. Insgesamt muss davon ausgegangen werden, dass die natürliche Entsäuerungsleistung in Tagebauseen durch Sulfatreduktion gering ist.

4.3.3 Reaktionsanforderungen

Neben den potenziellen chemischen Eigenschaften von Stoffen und Prozessen, die für die Neutralisation von sauren Tagebaurestseen verwendet werden können (Alkalitätsüberschuss), ist die Reaktionsgeschwindigkeit eine weitere wesentliche Maßzahl (Abschn. 3.2.4). Die Reaktionsfreudigkeit soll hier als eine komplexe Stoffeigenschaft verstanden werden, die Eigenschaften, wie die reine chemische Löslichkeit, die Lösegeschwindigkeit (sogen. intrinsische Kinetik), die Stoffreinheit und mögliche chemische Limitierungen integriert (Tabelle 4.3/2).

Stoff bzw. Prozess	Stofflöslichkeit	Lösegeschwindigkeit (intrinsische Kinetik)	Stoffreinheit	Chemische Limitierung	Reaktionsfreudigkeit
Soda	Sehr hoch	Schnell	Hoch	Keine	Sehr gut
Kalkhydrat	Hoch	Schnell	Hoch	Vergipsung bei hohen Sulfatgehalten	Gut
Calciumcarbonat	Mittel	Mittel	Hoch	Vergipsung bei hohen Sulfatgehalten Lösungsgleichgewicht bei pH = 7	Mittel
Kraftwerksasche	Gering	Schnell	Sehr gering	Keine	Gut
Eisenhydroxidschlamm	Sehr hoch	Schnell	(Hoch)	Keine	Gut
Sulfatreduktion	-	Langsam	-	Milieubedingungen (strenge Anaerobie) Substrate (Organik) Geochemisches Umfeld	Gering

Tabelle 4.3/2:
Reaktionsfreudigkeit ausgewählter Stoffe bzw. Prozesse

Die Reaktionsfreudigkeit kann durch Gestaltung der **Applikationsform** (Vermischung, Homogenisierung) maßgeblich beeinflusst werden:

- Für Stoffe ohne chemische Limitierung (z. B. Soda) kann i. d. R. auf eine gesonderte Vermischung im See verzichtet werden. Der horizontale Austausch in den Seen ist sehr schnell. Die durch Wind erzeugte Strömung im Epilimnion erreicht Geschwindigkeiten bis zu mehreren Hundert Metern am Tag.
- Für Stoffe mit chemischer Limitierung (z. B. Kalkhydrat) spielt die Einmischung eine wesentliche Rolle. Durch hohe Konzentrationsgradienten am Stoffpartikel (nicht im Gewässer!) wird die Reaktionsfreudigkeit verbessert.
- Für Stoffe mit einer langsameren Reaktionskinetik, wie Kalkstein, können z. B. durch Erzeugung eines Wirbelstroms die Partikel in der Schwebe gehalten und damit die Reaktionszeit verlängert werden.

- In einzelnen Fällen kann auch über die stoffliche Eigenschaften (z. B. die Korngrößenverteilung, Mischung verschiedener Stoffe) die Reaktionsfreudigkeit modifiziert werden.

In jedem Fall empfiehlt sich im Rahmen der Planung von Neutralisationsmaßnahmen die Durchführung entsprechender Tests mit wachsendem Raummaßstab (Laborversuche, kleintechnische und großtechnische Versuche am Objekt).

Die Geschwindigkeit biologischer Prozesse ist meist nicht direkt zu beeinflussen. Über das Nährstoffangebot kann aber wesentlich der Stoffumsatz gesteuert werden. Die biologischen Prozesse erfordern i. d. R. streng abgeschirmte Reaktionsräume, damit z. B. die anaeroben Bedingungen für die Eisenreduktion bzw. Desulfurikation erhalten bleiben. Hierfür ist die Erzeugung von entsprechenden Mikro- und Mesokosmen hilfreich.

4.4 Monitoring

Die Überwachung der wasserwirtschaftlichen Sanierung in der Bergbaufolgelandschaft bildet einen Sonderbereich der Umweltüberwachung, der sich örtlich, zeitlich, eigentums- und verantwortungsrechtlich sowie finanziell von der ländergetragenen Umweltüberwachung abgrenzt. Sie erfordert im Sanierungsgebiet eine fortlaufende messtechnische Erfassung der maßgebenden Zu- und Abflüsse von Wasser und Stoffen.

Grundsätzlich ist die Überwachung der wasserwirtschaftlichen Sanierung in der Bergbaufolgelandschaft entscheidungsorientiert durchzuführen, d.h. im Mittelpunkt steht die Ableitung von Entscheidungen in Abhängigkeit der erhaltenen Informationen, insbesondere der sich ergebenden Soll-Ist-Abweichungen bzw. der Erfolgskontrollbewertung. Mit dem Fortschreiten der wasserwirtschaftlichen Sanierung steigen die Anforderungen an die

Genauigkeit der Überwachungsdaten und an die davon abgeleiteten steuernden Entscheidungen. Um die hierfür erforderliche Qualitätssicherung und einheitliche Handlungsweise der LMBV zu gewährleisten, wurde das Merkblatt „Montanhydrologisches Monitoring in der Phase des Abschlussbetriebsplanes“ (MHM) erarbeitet und im Januar 2000 von der LMBV für ihren Verantwortungsbereich als verbindlich erklärt.

Die im Merkblatt getroffenen Aussagen zur Messstellenzahl, Mess-/Probennahmeterminen und Mess-/Analysenprogramm haben orientierenden Charakter (Tabelle 4.4/1 u. 4.4/2). Die tatsächlichen Angaben hierfür sind unter Beachtung der bergbaulichen Spezifik im Sinne einer Einzelfallprüfung objekt-, schutzgut- und nachnutzungskonkret zu treffen und zu begründen, wobei stets zu berücksichtigen ist, dass diese sowohl den Anforderungen einer Qualitätssicherung als auch einer modellgestützten Entscheidungsfindung genügen.

Tabelle 4.4/1:
Probennahmeprogramm

√ entsprechend der Regenereignisse
√* - in begründeten Fällen auch in kürzeren Zeitabständen

Monat	Niederschlag	Bodenwasser	Bodenluft	Boden/Substrat	Grundwasser	Seewasser	Fließ-/Grubenwasser
nach Eisaufbruch od. Febr./ März	√*	√	√	√		√	√*
April	√*				√		
Mai	√*						
Juni	√*	√	√			√	√*
Juli	√*						
August/ Sept.	√*	√	√			√	√*
Okt./ Nov.	√*	√	√		√	√	√*
Dez./ Januar	√*						

Tabelle 4.4/2 a:
Mess- und Analysenprogramm
(LMBV 2000)

Parameter/ Kennwert	Niederschlag	Bodenwasser	Bodenluft	Boden/ Substrat	Grundwasser	Seewasser	Fließ-/Grubenwasser
Strömung/Menge							
Druck		√	√		(√)		
Wasserstand					√	√	√
Volumen/ Zeit	√						
k _r -Wert				√			
pF-Kurve				√			
Porosität				√			
Kornverteilung				√			
Beschaffenheit - Grundprogramm							
pH-Wert	√	√		√	√	√	√
Elektrische Leitfähigkeit	√	√		√	√	√	√
Sauerstoff		√	√		√	√	
Redoxspannung		√			√	√	√
CO ₂ und N ₂			√				
Acidität [K _{B4,3} /K _{B8,2}]	√	√		√	√	√	√
Alkalität [K _{B4,3} /K _{B8,2}]	√	√		√	√	√	√
Eisen (II)		√			√		
Eisen, gelöst		√			√	√	√
Eisen, gesamt				√			
Sulfat	√	√		√	√	√	√
Sulfid					√		
Chlorid	√	√		√	√	√	√
o-Phosphat	√				√	√	√
Phosphor, ges.	√	√		√	√	√	√
Nitrat	√	√			√	√	√
Nitrit						√	
Ammonium	√	√			√	√	√
Stickstoff, anorg.	√			√			
Gesamthärte		√			√	√	√
Karbonathärte		√			√	√	√
DOC		√		√	√		
TOC	√	√		√	√	√	√
TIC	√	√		√	√	√	√
Gesamt- u. Filtratrockenrückstand					√		

Parameter/ Kennwert	Nieder- schlag	Boden- wasser	Boden- luft	Boden/ Substrat	Grund- wasser	See- wasser	Fließ-/Gru- benwässer
Beschaffenheit- Grundprogramm							
Aluminium				√			
Kalium		√		√	√	√	√
Natrium		√		√	√	√	√
Calcium		√		√	√	√	√
Magnesium		√		√	√	√	√
Mangan, gel.		√			√		
Mangan, ges.				√			
Phytoplankton						√	
Zooplankton						√	
Chlorophyll a						√	
Sichttiefe						√	
Trübung						√	
Tiefenprofile für Temperatur, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Sauerstoff und Redoxspannung					√	√	
disulfidischen Schwefel				√			
Schwefel, ges.				√			
Beschaffenheit- Zusatzprogramm <i>(nur für Proben mit disulfidem Schwefel bzw. einem Anteil von ≥ 10 % an Korn-Ø ≤ 63 µm)</i>							
Kationenaus- tauschkapazität				√			
Aciditätstiteration nach KRINGEL				√			
Säurefreiset- zungsversuch nach REICHEL				√			
Gesamtmineral- bestand				√			
röntgendifrak- tometrische Tonmineral- analyse				√			

Tabelle 4.4/2 b:
Mess- und Analysenprogramm

Als Mittel zur Optimierung des Beobachtungsumfanges ist ein Betreiberplan zu erstellen, der spezifisch für das jeweilige Objekt die zu untersuchenden Parameter, Messstellen und den Messzyklus definiert. Hierfür dient der in Bild 4.4/1 dargestellte Algorithmus.

Das MHM umfasst die Überwachung des Klimas (Niederschlag und Verdunstung); des Bodenwassers, des Grundwassers, der Restseen (einschl. deren oberirdischen Zuflüsse über Böschungen und Stoffeinträge über Wind-, Wellenerosion und Sedimente), der Fließgewässer und der Grubenwässer.

Insbesondere ist zu gewährleisten, dass mit dem objekt-konkreten Erkenntnisgewinn, den der Überwachende im Verlauf des Montanhydrologischen Monitorings erzielt, der Überwachungsaufwand spürbar gesenkt werden kann. Das „Montanhydrologische Monitoring“ muss dabei jederzeit transparent und prüfbar sein.

Die Repräsentanz reduzierter Analysenprogramme ist durch innere und äußere Kontrollen nachzuweisen. Bei der Beprobung ist sicherzustellen, dass eine Probenahme unter gleichen Bedingungen zu unterschiedlichen Zeiten erfolgen kann.

Die praktische Umsetzung der Forderungen des LMBV-Merkblattes MHM wird durch **Musterleistungsbeschreibungen (MLB)**, einschl. **Musterleistungsverzeichnissen (MLV)** geregelt. Grundlage hierfür bilden die durch den DIN, DVWK, DVGW und LAWA gegebenen allgemein gültigen Regeln, die an die speziellen Bedingungen des montanhydrologischen Monitorings angepasst wurden.

Im Rahmen langjähriger praktischer Erfahrungen beim montanhydrologischen Monitoring ist grundsätzlich festzustellen, dass nur durch eine umfassende Kontrolle der beauftragten Leistungen die Belastbarkeit der Ergebnisse erzielt werden kann. Hierbei bilden die Musterleistungsbeschreibungen (MLB)/Musterleistungsverzeichnisse (MLV) eine gute Grundlage in folgenden Problempunkten:

Tabelle 4.4/2 c:
Mess- und Analysenprogramm

Parameter/ Kennwert	Nieder- schlag	Boden- wasser	Boden- luft	Boden/ Substrat	Grund- wasser	See- wasser	Fließ-/Grü- benwasser
Beschaffenheit - Zusatzprogramm: Altlasten (nur für Messstellen, die im Einflussbereich der Altlast liegen)							
AOX		√		√	√	√	√
LHKW		√	√	√	√	√	√
BTEX		√	√	√	√	√	√
MKW		√		√	√	√	√
Phenolindex		√		√	√	√	√
Quecksilber		√		√	√	√	√
PAK (EPA)		√		√	√	√	√
PCB		√		√	√	√	√
Cyanide, ges.		√		√	√	√	√
Beschaffenheit - Zusatzprogramm: Versauerung (nur für Messstellen, die im Einflussbereich von Versauerungen liegen - 1x/a)							
Arsen		√			√	√	√
Blei		√			√	√	√
Cadmium		√			√	√	√
Nickel		√			√	√	√
Kupfer		√			√	√	√
Zink		√			√	√	√
Aluminium		√			√	√	√
Silizium		√			√		√
Eisen (II)						√	√
Mangan, gel.						√	√
Chrom, ges.		√			√	√	√
Beschaffenheit - Zusatzprogramm: Besondere Indikationen (nur für Probennahmepunkte: 1) in Tageauseebereichen mit Sauerstoffgehalt < 1 mg/l, 2) für Kontrolluntersuchungen (1x/a), 3) in neutralen Restseen, Fließ- und Grubenwässern)							
Sulfid 1)		√				√	√
Eisen (II) 1)						√	√
Nitrit-N 2)		√			√		√
Fluorid 2)		√			√	√	√
totale Acidität 2)		√			√		√
DOC 3)						√	√
Silizium 3)						√	√

- ⇒ durch die detaillierten MLB/ MLV ist eine Vor-Ort-Kontrolle einfach durchzuführen.
- ⇒ In den MLB/ MLV sind einfach kontrollierbare Qualitätskriterien enthalten, wie z.B. der Ionenbilanzfehler, Kontrollansätze für die Grundwasserprobennahme und die Probenpräparation, ggf. unter Einbeziehung eines Referenzlabors.
- ⇒ In den MLB/ MLV sind Regeln enthalten, wie bei Nichteinhaltung der Qualitätskriterien vorzugehen ist. Für die Grundwasserprobennahme ist z.B. ausgeführt „Die Abnahme der Leistungen erfolgt vor allem auf Plausibilität der Vor-Ort-Messwerte, Einhaltung des hydraulischen und beschaffenheitsseitigen Abbruchkriteriums, Versäumnisse bei der Übergabe/Übernahme der Probengefäße und Einhaltung der Ionenbilanzkriterien. Im Normalfall muss der Ionenbilanzfehler ≤ 10 % betragen. In Ausnahmefällen, bei Wässern mit vor allem hohen Eisen- und Sulfatgehalten ist ein Ionenbilanzfehler von max. 15 % zulässig, der jedoch zu begründen ist. Werden diese Vorgaben nicht eingehal-

ten bzw. Plausibilitätsfehler oder/und Fehler bzw. Versäumnisse bei den o.g. Prüfungen bzw. Kontrollen festgestellt, so ist die Grundwasserprobennahme, einschl. der Grundwasseranalyse für die betreffenden Grundwasser-messstellen auf Kosten des AN zu wiederholen.“

Die o.g. Regelungen sind jedoch wertlos, wenn sie nicht durch in der Anzahl ausreichende und geschulte Fachleute des Auftraggebers bzw. einen durch ihn beauftragten Dritten kontrolliert werden.

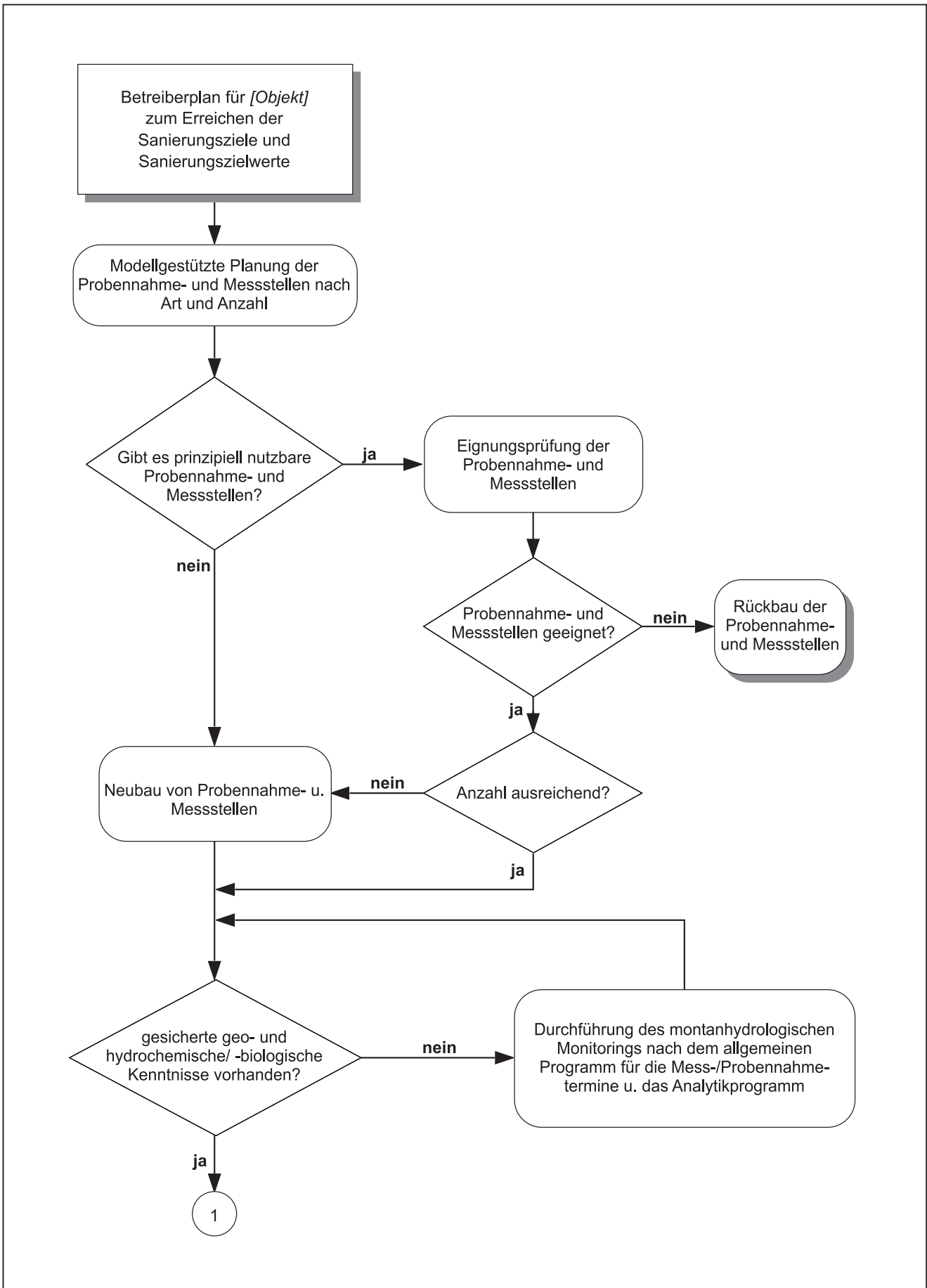


Bild 4.4/1a: Algorithmus zur Erarbeitung eines Betreiberplanes (LMBV 2000)

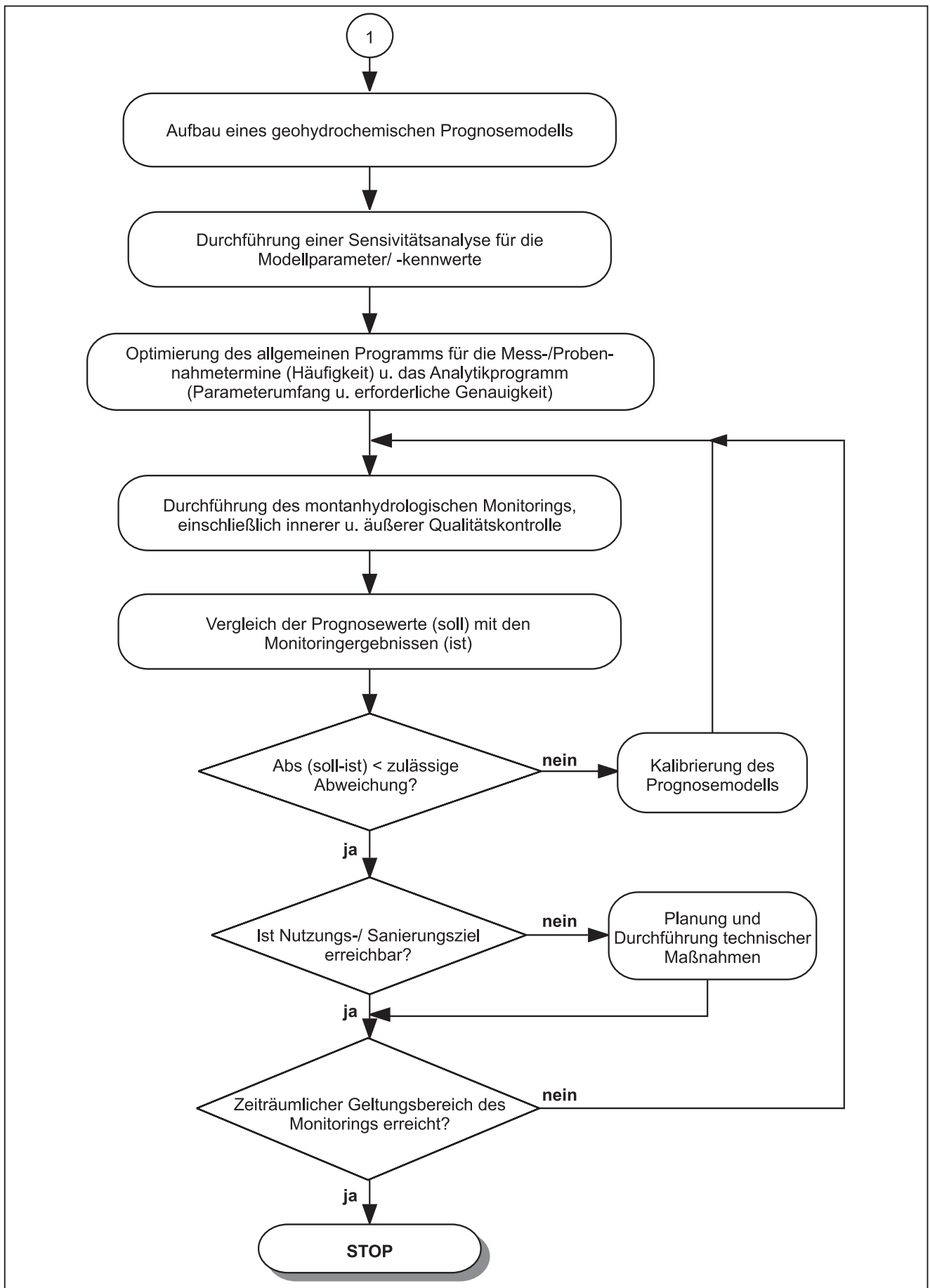


Bild 4.4/1b: Algorithmus zur Erarbeitung eines Betreiberplanes (Fortsetzung)

5 Quellenverzeichnis

- BMBF-Verbundvorhaben 02 WB 0068, Experimentelle und modellgestützte Entwicklung von Verfahren der geochemischen Grundwasser- und Untergrundbehandlung zur Gefahrenabwehr, TP1: Untersuchung und Bewertung der durch die Flutung der Restseen im Norden von Senftenberg bewirkten Gefährdung von Schutzgütern; GFI Grundwasserforschungsinstitut Luckner & Partner, TP2: Gefährdungsminderung durch Maßnahmen zur Untergrundbehandlung des nördlich dem Senftenberger See zuströmenden Grundwassers; BTU Cottbus, LS Wassertechnik.
- BEULKER, C., LESSMANN, D., NIXDORF, B. (2002): Aspects of phytoplankton succession and spatial distribution in an acidic mining lake (Plessa 117, GERMANY); *Acta Oecologica* 2002 (im Druck).
- BLOWES, D. W., PTACEK, C. J., BAIN, J. G., WAYBRANDT, K. R., ROBERTSON, W. D. (1995): Treatment of mine drainage water using in situ permeable reactive walls, In: Hynes; T. P., Blanchette, M. C. (Hrsg.), *Proceedings of Sudbury '95 – Mining and the Environment*, 28.5.–1.6.95, Sudbury, Ontario, Canada, CANMET, Ottawa, 1995.
- BRUGAM, R. B., GASTINEAU, J., RATCLIFF, E. (1995): The neutralization of acidic coal mine lakes by additions of natural organic matter: a mesocosm test; *Hydrobiologia* 316 (1995) 2, 53–159.
- CHRISTENSEN, B., LAAKE, M., LIEN, T. (1996): Treatment of acid mine water by sulfate-reducing bacteria; results from a bench scale experiment; *Water Res.* 30, (1996) 7, 1617–1624.
- DENEKE, R. (2000): Review on rotifers and crustaceans in highly acidic environments of pH-values ≤ 3 ; *Hydrobiologia* 433 (2000), 167–172.
- DRIESCHER, E., GELBRECHT, J. (1993): Assessing the diffuse phosphorus input from subsurface to surface waters in the catchment area of the lower river Spree (Germany); *Wat. Sci. Techn.* 28 (1993) 3–5, 337–347.
- FRIEDRICH, H.-J., KNAPPIK, R., MOCKER, D. (1998): Entwicklung eines Verfahrens zur Sanierung saurer Tagebaurestseen durch elektrolytische Wasserstoffabscheidung und Schwermetallfällung; BMBF-Projekt 02 WB 9533/3, VKTA e.V. Rossendorf / Institut für Technische Chemie der TU Dresden, Abschlussbericht, Dresden, 1998.
- FYSON, A. (2000): Angiosperms in acidic waters at pH 3 and below; *Hydrobiologia* 433 (2000), 129–135.
- FYSON, A., RÜCKER, J. (1998): Die Chemie und Ökologie des Lugteichs – eines extrem sauren, meromiktischen Tageausees; BTU Cottbus, Aktuelle Reihe 5/98, 18–34.
- GRÜNEWALD, U. (1998a): Aktuelle Probleme des Wasserdargebotes bezüglich Menge und Beschaffenheit in der Niederlausitz; *Wasserkalender* 1999, 33. Jahrgang 1999, Erich Schmidt Verlag GmbH & Co. Berlin, 28–47.
- GRÜNEWALD, U. (1998b): Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in zukünftigen Tageauseen der Lausitz – Beispiel Speicherverbundsystem Lohsa II; Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Internationales Symposium zur Sanierung des Wasserhaushaltes in Gebieten des Braunkohlenbergbaues, 17.–20.11.1997, Komplex III: Wissenschaftlich-technische Vorbereitung und Begleitung der Sanierung des Wasserhaushaltes in Bergbaugebieten; Intern. Begegnungszentrum St. Marienthal/Ostritz.
- GRÜNEWALD, U. (2000): Zur Einbindung „stark veränderter oder künstlicher Wasserkörper“ im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie in die einzugsgebietsbezogene Wasserwirtschaft; ATV-DVMK-Bundestagung 2000, Hennef, GFA, Gemeinsam Europa gestalten, Karlsruhe 25.–27.9.2000, ATV-Schriftenreihe; Bd. 20, 355–363.
- GRÜNEWALD, U., GRÜNEWALD, U., SCHÜMBERG, S. (1997): Modellierungsergebnisse zur Einschätzung der Gewässergüteentwicklung in Tagebaurestseen der Lausitz; Tagungsband „Modellierung in der Hydrologie“, TU Dresden, 286–296.
- GYURE, R. A., KONOPKA, A., BROOKS, A., DOEMEL, W. (1987): Algal and bacterial activities in acidic (pH 3) strip mine lakes; *Appl. Env. Microbiol.* 53 (1987) 9, 2069–2076.
- HAFERKORN, B., MANSEL, H., SAMES, D. (1995): Vorbereitung und Planung der Flutungsmaßnahmen in Mitteldeutschland und der Lausitz; 4. Dresdner Grundwasserforschungstage 1995, *Proceedings*, Heft 9, 1–7, ISSN 1430-0167.
- KLAPPER, H., FRIESE, K., HERZSPRUNG, P., WENDT-POTTHOFF, K. (1999): Untersuchungen zur Entwicklung und Erprobung eines Verfahrens zur In-Situ-Sulfatreduktion von geogen-schwefelsauren Bergbaurestseen des Lausitzer Braunkohlenreviers; BMBF-Forschungsvorhaben 02 WB 9592/6, Abschlussbericht, September 1999.
- KRUMBECK, H., NIXDORF, B., FYSON, A. (1998): Ressourcen der Bioproduktion in extrem sauren Tageauseen der Lausitz – Angebot, Verfügbarkeit und Umsetzung; BTU Cottbus, Aktuelle Reihe 5/98, 7–17.
- KUMMERT, R., STUMM, W. (1998): *Gewässer als Ökosysteme, Grundlagen des Gewässerschutzes*; Verlag der Fachvereine Zürich und B.G. Teubner Stuttgart, 2. Auflage, ISBN 3-519-03650-9.
- LANGMUIR, D. (1997): *Aqueous environmental geochemistry*; Prentice Hall, New Jersey, 1997, ISBN 0-02-367412-1.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1998): *Gewässerbewertung – Stehende Gewässer*. (Entwurf).
- LESSMANN, D. (1999): Zur Prognose der Trophieentwicklung in Tageauseen der Lausitz – Ansätze und Probleme; BTU Cottbus, Aktuelle Reihe 1/99, 50–64.
- LESSMANN, D., CHMIELEWSKI, R., HEMM, M. (1997): Probenahmetechniken in Tagebaurestseen der Lausitz; GBL-Gemeinschaftsvorhaben-Vortragsband des 3. GBL-Kolloquiums vom 19.–21. Februar 1997, Halle, Heft 4, 50–55.
- LESSMANN, D., FYSON, A., NIXDORF, B. (2000): Phytoplankton of the extremely acidic mining lakes of Lusatia (Germany) with pH ≤ 3 ; *Hydrobiologia* 433 (2000), 123–128.
- LESSMANN, D., NIXDORF, B. (2000a): Acidification control of phytoplankton diversity, spatial distribution and trophy in mining lakes; *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27 (2000), 2208–2211.
- LESSMANN, D., NIXDORF, B. (2000b): Zur Kohlenstofflimitation der Phytoplanktonentwicklung in sauren Tageauseen; *Deutsche Gesellschaft für Limnologie*; Tagungsbericht 1999, 362–365.
- LESSMANN, D., NIXDORF, B. (2002): Seasonal succession of phytoplankton in acidic mining lakes; *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 28 (im Druck).

- LMBV mbH (Hrsg.) (1995): Veröffentlichung „Rehabilitierung des Wasserhaushaltes im Braunkohlenrevier Mitteldeutschland“; Dezember 1995.
- LMBV mbH (Hrsg.) (1999): Veröffentlichung „Schaffung von Tagebauseen im mitteldeutschen Bergbaurevier“; Mai 1999.
- LMBV mbH (Hrsg.) (2000): „Merkblatt zum montanhydrologischen Monitoring in der Phase des Abschlußbetriebsplanes“.
- LOVLEY, D. R. (1991): Dissimilatory Fe(III) and Mn(IV) reduction; *Microbiol. Reviews* 55 (1991), 259–287.
- LUA BRANDENBURG (1996): Wasserbeschaffenheit von Tagebaurestseen, Studien und Tagungsbände, Bd. 6, Cottbus 1996, ISSN 0948-0838.
- LUA BRANDENBURG (1997a): Veröffentlichung „Aufklärung der Wirkungen langfristiger saurer atmosphärischer Depositionen auf die Beschaffenheit des Boden- und Grundwassers am Beispiel von zwei Forstbodenprofilen der Westlausitz“; unveröffentlichte Studie, Februar 1997.
- LUA BRANDENBURG (1997b): Beschaffenheitsstabilisierung im Speicherbecken Niemtsch; Landesumweltamt Brandenburg, Berichte aus der Arbeit 1996, Potsdam.
- LUCKNER, L. (1995): Konzeptionelle Grundlagen zur Rehabilitierung des Wasserhaushaltes im Lausitzer und mitteldeutschen Revier; 4. Dresdner Grundwasserforschungstage 1995, Proceedings, Heft 8, 121–137, ISSN 1430-0176.
- LUCKNER, L., EICHHORN, D., GOCKEL, G., SEIDEL, K.-H. (1995): Durchführbarkeitsstudie zur Rehabilitation des Wasserhaushaltes der Niederlausitz auf der Grundlage vorhandener Lösungsansätze; Lausitzer Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH, Presse und Öffentlichkeitsarbeit/Geotechnik, Brieske, März 1995.
- LUCKNER, L., EICHHORN, D., GOCKEL, G., SEIDEL, K.-H. (1996): Sanierungskonzept der wasserwirtschaftlichen Verhältnisse in den Bergbaufolgelandschaften der Niederlausitz; Lausitzer Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH, Presse und Öffentlichkeitsarbeit/Geotechnik, Brieske, März 1996.
- LUCKNER, L., WERNER, F., GOCKEL, G., SEIDEL, K.-H. (2001): Stand der Restlochflutung an der Jahrtausendwende – Wasserwirtschaftliche Sanierung der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft in den Länderbereichen Ostachsen und Brandenburg; Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH, Berlin.
- LUCKNER, L., SCHESTAKOW, W. M. (1991): Migration processes in the soil and groundwater zone, Lewis Publishers Michigan, 1991, ISBN 0-87371-302-8.
- MEYERS, P. A., ISHIWATARI, R. (1995): Organic matter accumulation records in lake sediments, *Physics and chemistry of lakes*, Springer-Verlag Berlin-Heidelberg-New York, 2. Auflage, 279–283.
- MIETZ, O. (1996): Allgemeiner hydrogeographisch-limnologischer Überblick über Seen Brandenburgs und die Entwicklung eines Klassifikationsmodells für die glazialen Seen des Norddeutschen Tieflandes; *Studien und Arbeitsberichte aus dem Inst. f. angewandte Gewässerökologie*, Heft 2, 1-336.
- MOHAMED, A. M. O., BOILY, J. F., HOSSEIN, M., HASSANI, F. P. (1995): Ettringit formation in lime remediated mine tailings, I. Thermodynamic modeling; *CIM Bulletin* 88 (1995), 69–75.
- NITSCHKE, C. (1997): Grundwasserprobenahme im Umfeld von Tagebaurestlöchern und -seen; 6. Grundwasserforschungstage 1997, Proceedings, Heft 13, ISSN 1430-0176.
- NITSCHKE, C., GUDERITZ, I., NEUMANN, V. (1995): Laborative Zustands- und Prozessuntersuchungen zur Bewertung und Prognose der Beschaffenheit der Fließgewässer, der Standgewässer und des Grundwassers in Bergbaufolgelandschaften; 4. Dresdner Grundwasserforschungstage 1995, Proceedings, Heft 9, 53–71, ISSN 1430-0176.
- NITSCHKE, C., LUCKNER, L. (1999): Bau, Prüfung und Betrieb montanhydrologischer Meßnetze; 7. Dresdner Grundwasserforschungstage 1999, Proceedings, Heft 17, 189–204, ISSN 1430-0176.
- NIXDORF, B., HEMM, M. (2001): Besonderheiten im Stoffhaushalt künstlicher Klarwasserseen Südostbrandenburgs (Tagebauseen der Lausitz) – ein Überblick; *Beitr. Angew. Gewässerökol. Norddeutshl.* 4 (2001), 32–39.
- NIXDORF, B., KAPFER, M. (1998): Stimulation of phototrophic pelagic and benthic metabolism close to sediments in acidic mining lakes; *Water, Air, and Soil Pollution* 108 (1998), 317–330.
- NIXDORF, B., LESSMANN, D., GRÜNEWALD, U., UHLMANN, W. (1997): Limnology of extremely acidic mining lakes in Lusatia (Germany) an their fate between acidity and eutrophication; *Proceedings 5th International Conference Acid Rock Drainage*, Vancouver, 31.05.–06.06.1997, Vol. IV, 1745-1760.
- NIXDORF, B.; MISCHKE, U., LEßMANN, D. (1999): Chrysophytes and chlamydomonads: pioneer colonists in extremely acidic mining lakes (pH < 3) in Lusatia (Germany); *Hydrobiologia* 369/370 (1998), 315–327.
- NIXDORF, B., WOLLMANN, K., DENEKE, R., NIXDORF, B., PACKROFF, G. (2000): Dynamics of planktonic food webs in three mining lakes across a pH gradient (pH 2–4); *Hydrobiologia* 433 (2000), 3–14.
- PARKHURST, D. L. (1995): Users guide to PHPEEQC – a computer program for speciation, reaction-path, advective transport, and inverse geochemical calculations. U.S.G.S. Water Resources Investigations Report 95-4227, USA, Lakewood, Colorado.
- PEIFFER, S. (1996): Umweltgeochemische Bedeutung der Bildung und Oxidation von Pyrit in Gewässersedimenten, *Bayreuther Forum Ökologie*, Bd. 47, ISSN 0944-4122.
- PEINE, A. (1998): Saure Restseen des Braunkohletagebaus – Charakterisierung und Quantifizierung biogeochemischer Prozesse und Abschätzung ihrer Bedeutung für die seeinterne Neutralisierung; *Bayreuther Forum Ökologie*, Bd. 62, ISSN 0944-4122.
- PIETSCH, W. (1998): Colonization and development of vegetation in mining lakes of the Lusatian lignite area depending on water genesis; In: Geller, W., Klapper, H. & Salomons, W. (Hrsg.): *Acidic Mining Lakes: acid mine drainage, limnology, and reclamation*; Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York, 169–193, ISBN 3-540-63486-X.
- PREIN, A. (1994): Sauerstoffzufuhr als limitierender Faktor für die Pyritverwitterung in Abraumkippen von Braunkohletagebauen; *Mitteilungen des Institutes für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau der Universität Hannover*, Heft 79.
- REICHEL, F., UHLMANN, W. (1996): Wasserbeschaffenheit in Tagebaurestseen. Bergbaubedingte Wasserbeschaffenheit in Tagebaurestseen – Analyse, Bewertung und Prognose – Untersuchungen im Lausitzer Braunkohlenrevier – Studie; Landesumweltamt Brandenburg (Hrsg.), Schriftenreihe „Studien und Tagungsberichte“, Band 6, ISSN 0948-0838.
- REYNOLDS, C. S. (1998): What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status?; *Hydrobiologia* 369/370, (1998), 11–26.

- Richtlinie des Rates vom 08.12.1975 über die Qualität der Badegewässer (67/160/EWG); ABl.Nr. L 31 vom 05.02.1976, S. 1 ff.
- Richtlinie des Rates vom 18.7.1978 über die Qualität von Süßwasser, das schutz- und verbesserungsbedürftig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten (78/659/EWG). ABl.Nr. L 222/1 vom 14.08.1978, S.16 ff.
- SAS, H. (1989): Lake restoration by reduction of nutrient loading: expectations, experiences, extrapolations; Academia-Verlag Richarz GmbH, St. Augustin.
- SCHULTZE, M., FRIESE, K., FRÖMMICHEN, R., GELLER, W., KLAPPER, H., WENDT-POTHOFF, K. (1999): Tagebaurestseen – schon bei der Entstehung ein Sanierungsfall; GAIA 8 (1999) 1, 32–43.
- SCHULTZE, M., KLAPPER, H., NIXDORF, B., MISCHKE, U., GRÜNEWALD, U. (1994): Methodik zur limnologischen Untersuchung und Bewertung von Bergbaurestseen; Bund-Länder-Arbeitsgruppe Wasserwirtschaftliche Planung (Eigenverlag).
- SIGG, L., STUMM, W. (1996): Aquatische Chemie: eine Einführung in die Chemie wässriger Lösungen und in die Chemie natürlicher Gewässer; Verlag der Fachvereine an den schweizerischen Hochschulen / B. G. Teubner, Stuttgart, 4. Auflage, ISBN 3-519-33651-0.
- STUMM, W., MORGAN, J. J. (1996): Aquatic chemistry. Chemical equilibria and rates in natural waters; Third edition, John Wiley & Sons, New York, ISBN 0-471-51185-6.
- TGL 27885/01 (1982): DDR-Fachbereichsstandard: Nutzung und Schutz der Gewässer – Stehende Binnengewässer – Klassifizierung, Berlin 1982.
- VENTZ, D. (1974): Die Einflußnahme von Umgebungsfaktoren und morphometrischen Faktoren auf den Stoffhaushalt von Seen; Dissertation A, TU Dresden.
- VOLLENWEIDER, R. A., KEREKES, J. (1982): OECD cooperative programme for monitoring of inland waters (eutrophication control); Synthesis Report, Paris, 154 S.
- WERNER, F., LUCKNER, L., FRIND, E. O. (1995): Die Grundwasserbeschaffenheitsprognose in Bergbaufolgegebieten unter Nutzung gekoppelter Transport- und Reaktionsprogramme; 4. Dresdner Grundwasserforschungstage 1995, Proceedings, Heft 9, 139–153, ISSN 1430-0176.
- WERNER, F., BILEK, F., LUCKNER, L. (2001): Impact of regional groundwater flow on the water quality of an old post-mining lake; Ecological Engineering 17 (2001), 2–3.
- WIEDER, R. K. (1993): Constructed wetlands for acid mine drainage (AMD) treatment – not promising for the long-term effective treatment of particularly acidic (pH < 4) water; ASLO and SWS 1993 Annual Meeting, 30 May – 3 June 1993, Edmonton, Canada.
- WOLLMANN, K. (2000): Corixidae (Hemiptera, Heteroptera) in acidic mining lakes with pH <= 3 in Lusatia, Germany; Hydrobiologia 433 (2000), 181–183.

6 Verzeichnis der Tabellen und Abbildungen

Tabellen

- 1.2/1 Charakterisierung der Stoffquellen von Tagebauseen
- 1.2/2 Wasserbeschaffenheit ausgewählter Tagebauseen und Fließgewässer der Lausitz
- 1.2/3 Bilanz der Wasserstoffionen bei der Eisenausfällung
- 1.2/4 Maßgebliche Komplexverbindungen des Eisen(III)ions
- 1.2/5 Differenzierung der Säuren und Basen im Sinne des Aciditäts-Alkalitäts-Konzeptes
- 1.3/1 Merkmale von Tagebauseen im Vergleich mit natürlichen eutrophen See Brandenburgs, verändert nach (LMBV 1999)
- 1.3/2 Morphometrische Kennwerte ausgewählter Tagebauseen im Land Brandenburg
- 1.4/1 Beispiele geochemischer Randbedingungen für Tagebauseen
- 1.4/2 Hydrochemische Eckdaten der Anpassungsrechnung
- 1.4/3 Mengenannteile und Zusammensetzung des Flutungswassers
- 2/1 Zusammenstellung der objektbezogenen Nutzungsziele von ausgewählten Tagebauseen im Niederlausitzer Braunkohlenrevier
- 2/2 Prämissen für die Gewässernutzung nach Bund-Länder-Arbeitsgruppe Wasserwirtschaftliche Planung (1995)
- 3.1/1 Verfügbare Wasserressourcen zur Flutung der Lausitzer Tagebauseen (Brandenburg und Ostachsen ohne Olbersdorf und Berzdorf)
- 3.1/2 Wasserdefizite in der Lausitzer Sanierungsregion der LMBV (Brandenburg und Ostachsen)
- 3.1/3 Stoffeintragsraten im Tagebausee Gräbendorf (Anpassung durch inverse hydrogeochemische Modellrechnung)
- 3.2/1 Wasserbeschaffenheit der verwendeten Seewasserprobe
- 3.3/1 Ausgangsdaten zum Tagebausee Koschen (16.04.1996)
- 3.3/2 Oxidationsmittel- und Reduktionsmittelbilanz der Respiration bei einer modellierten Redoxtitration
- 3.3/3 Wechselbeziehungen zwischen Morphometrie und Sulfatreduktion
- 3.5/1 Einfluss der reaktiven Wand zur Sulfatreduzierung auf die Zusammensetzung des Grundwassers
- 4.3/1 Geschätzter Bedarf an chemischen Neutralisationsmitteln für die einmalige Neutralisation nach Flutungsabschluss
- 4.3/2 Reaktionsfreudigkeit ausgewählter Stoffe bzw. Prozesse
- 4.4/1 Probennahmeprogramm
- 4.4/2a Mess- und Analysenprogramm (LMBV, 2000)
- 4.4/2b Mess- und Analysenprogramm
- 4.4/2c Mess- und Analysenprogramm

Bilder

- 1.2/1 Eisenkreislauf bei der Markasit/Pyritverwitterung
- 1.2/2 Stoffquellen und hydrogeochemische Prozesse in den Tagebauseen
- 1.2/3 Darstellung der hydrochemischen und biologischen Prozesse eines Tagebausees aus der Sicht des Säure-Basen-Konzeptes
- 1.2/4 pH-abhängiger Anteil des Hydrogensulfats am Gesamtsulfat
- 1.2/5 Titration von Wässern ausgewählter Tagebauseen mit starker Lauge (0,1 M NaOH)
- 1.2/6 Auswirkung der geochemischen Randbedingungen auf das Berechnungsergebnis zur Titration
- 1.3/1 Durchmischungsverhalten eines meromiktischen Sees
- 1.3/2 TIC-Konzentrationen im Tagebausee Plessa RL 117 in der gesamten Wassersäule bzw. im Epilimnion und im Hypolimnion von 1997 bis 2000 (LESSMANN & NIXDORF 2000)
- 1.3/3 Chlorophyll a-Konzentration im Tagebausee Plessa RL 117 in der gesamten Wassersäule bzw. im Epilimnion und im Hypolimnion von 1996 bis 2000 (LESSMANN & NIXDORF 2000)
- 1.3/4 Wirkungsgefüge der Versauerungsbelastung in einem Tagebausee auf die Phytoplanktonzönose
- 1.3/5 Saisonale Sukzession des Phytoplanktons eines Tagebausees am Beispiel des Grünwalder Lauchs (Plessa RL 117) (nach BEUKLER ET AL. 2002)
- 1.3/6 Vereinfachtes Nahrungsnetz des Pelagials und Litorals eines sauren Tagebausees
- 1.3/7 Chemisches Tiefenprofil des autochthonen Sediments aus einem Tagebausee der Lausitz (GRÖSCHKE unveröff.)
- 1.3/8 Tiefenprofile der mikrobiellen Reduktion von Eisen und Sulfat im Sediment eines sauren Restsees (PEINE 1998) (Eisenreduzierer: Flaschenversuche +12°C; Sulfatreduzierer: ³⁵S-Methode bei +7°C)
- 1.4/1 Gemessene und angepasste Entwicklung des pH-Wertes
- 1.4/2 Gemessene und angepasste Entwicklung des Sulfatgehaltes
- 1.4/3 Gemessene und angepasste Entwicklung der Basenkapazität $K_{BB,2}$
- 1.4/4 Gemessene und angepasste Entwicklung des Aluminiumgehaltes
- 1.4/5 Gemessene und angepasste Entwicklung des Eisengehaltes
- 1.4/6 Gemessene und angepasste Entwicklung des Nitratgehaltes
- 1.4/7 Gemessene und angepasste Entwicklung des Ammoniumgehaltes
- 3.1/1 Mischung der Tagebauseen mit Oberflächenwasser (ohne Wechselwirkungen mit dem Grundwasser und den Böschungen)
- 3.1/2 Füllung der Tagebauseen mit Oberflächenwasser (ohne Wechselwirkungen mit dem Grundwasser und den Böschungen)
- 3.1/3 Flutungsverlauf im Tagebausee Gräbendorf: Flutungswassermengen
- 3.1/4 Flutungsverlauf im Tagebausee Gräbendorf: Volumenentwicklung und Wasserspiegelanstieg
- 3.1/5 Zeitlich-räumliche Entwicklung der Temperatur (°C) im Tagebausee Gräbendorf, Profilmessungen jeweils im Seetiefsten
- 3.1/6 Zeitlich-räumliche Entwicklung der Sauerstoffkonzentration (mg/l) im Tagebausee Gräbendorf, Profilmessungen jeweils im Seetiefsten
- 3.1/7 Zeitlich-räumliche Entwicklung des pH-Wertes im Tagebausee Gräbendorf, Profilmessungen jeweils im Seetiefsten
- 3.1/8 Zeitlich-räumliche Entwicklung der elektrischen Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$) im Tagebausee Gräbendorf, Profilmessungen jeweils im Seetiefsten
- 3.1/9 Zeitliche Entwicklung des pH-Wertes (Vor-Ort-Messung)
- 3.1/10 Zeitliche Entwicklung der Basen- und Säurekapazität $K_{B4,3}/K_{S4,3}$
- 3.1/11 Zeitliche Entwicklung der Basenkapazität $K_{BB,2}$
- 3.1/12 Zeitliche Entwicklung des Sulfatgehaltes
- 3.1/13 Zeitliche Entwicklung des Eisengehaltes
- 3.1/14 Zeitliche Entwicklung des Aluminiumgehaltes
- 3.2.1 pH-abhängige alkalische Wirkung von Kraftwerksaschen
- 3.2/2 Rechnerische Titration des Tagebausees Sedlitz mit Natronlauge, Kalkhydrat und Calciumkarbonat
- 3.2/3 Zeitlicher Verlauf der Neutralisationsreaktion für verschiedene Neutralisationsmittel im Becherglas (unter Rühren)
- 3.3/1 Globale Bilanz der Biomasse in einem See
- 3.3.2 Kohlenstoffkreislauf in Seen, vereinfacht
- 3.3/3 Entwicklung der Redoxspannung (OC – organischer Kohlenstoff)
- 3.3/4 Entwicklung des pH-Wertes im Hypolimnion (anox) und bei Wiederbelüftung (ox) z. B. durch Vollzirkulation (OC – organischer Kohlenstoff)
- 3.3/5 Entwicklung des Eisengehaltes (OC – organischer Kohlenstoff)
- 3.3/6 Entwicklung des Schwefelgehaltes (OC – organischer Kohlenstoff)
- 4.2/1 Optimierung der Sanierungsstrategie
- 4.2/2 Schematische Darstellung zur Festlegung der Sanierungsstrategie
- 4.2/3 Entscheidungshilfe zur Auswahl von Sanierungsverfahren
- 4.3/1 Entwicklung des pH-Wertes und der Säurekapazität $K_{S4,3}$ im Auslauf des Senftenberger See von 1977 bis 1999
- 4.3/2 Entwicklung der Hauptionen Sulfat, Calcium und Magnesium im Auslauf des Senftenberger See von 1977 bis 1999
- 4.3/3 Entwicklung der Chlorid- und Ammoniumkonzentration im Auslauf des Senftenberger See von 1977 bis 1999
- 4.3/4 Max. Entsäuerungsleistung in Abhängigkeit von der mittleren Hypolimniontiefe und der Netto-Primärproduktion [$\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$]
- 4.3/5 Max. Entsäuerungsleistung in Abhängigkeit vom Volumenquotienten und der Netto-Primärproduktion [$\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$]
- 4.4/1 Algorithmus zur Erarbeitung eines Betreiberplanes (LMBV, 2000)

Schriftenreihe „Studien und Tagungsberichte“ (ISSN 0948-0838)

- Band 1 **Geotechnik im Deponiebau**
Ausgewählte Beiträge aus den Geotechnischen Seminaren des Landesumweltamtes Brandenburg 1992/94 (1994)
- Band 2 **Abwasserbeseitigung im Land Brandenburg**
Abwasserbeseitigung im Land Brandenburg – dezentrale Lösungen – Tagungsbericht über das Abwassersymposium am 21.10.1992 (1993)
- Band 3 **Das Trockenjahr 1992 im Land Brandenburg**
Eine Modellbetrachtung aus wasserwirtschaftlicher Sicht – Studie (1994)
- Band 4 **Abfallwirtschaft und Bergbau**
Beiträge der Fachtagung „Abfallwirtschaft/Kreislaufwirtschaft – Herausforderung für die Region Cottbus und die Braunkohlenindustrie“ am 05./06.04.1995 (1995)
- Band 5 **Luftqualität 1975 bis 1990**
Ein Rückblick für das Gebiet des heutigen Landes Brandenburg – Studie (1995)
- Band 6 **Wasserbeschaffenheit in Tagebaurestseen**
Bergbaubedingte Wasserbeschaffenheit in Tagebaurestseen – Analyse, Bewertung und Prognose – Untersuchungen im Lausitzer Braunkohlenrevier - Studie (1995)
- Band 7 **Rüstungsaltpasten**
Beiträge des Fachseminars „Rüstungsaltpasten“ am 22.06.1995 in Potsdam (1995)
- Band 8 **Die Havel**
Naturwissenschaftliche Grundlagen und ausgewählte Untersuchungsergebnisse – Studie (1995)
- Band 9 **Rieselfelder Brandenburg-Berlin (1995)**
– Fachtagung „Rieselfelder Brandenburg-Berlin“ im Februar 1995
– Bericht des Wissenschaftlich-technischen Beirates Rieselfelder (WTB) von 12/1995
- Band 10 **Ausweisung von Gewässerrandstreifen**
Studie zur Erarbeitung von Grundlagen für die Ausweisung von Gewässerrandstreifen – Studie (1996)
- Band 11 **Brandenburger Ökologietage I: Natur- und Ressourcenschutz durch nachhaltige Landnutzung: Fachtagung des Landesumweltamtes am 06.11.1996 – Tagungsbericht (1996)**
- Band 12 **Radioaktive Altlasten auf WGT-Flächen**
Erfassung und Sanierung radioaktiver Belastungen auf ehemaligen WGT-Liegenschaften im Land Brandenburg – Studie (1996)
- Band 13/14 **Rieselfelder südlich Berlins**
Altlast, Grundwasser, Oberflächengewässer/Gemeinsamer Abschlußbericht 1996
- Band 15 **Die sensiblen Fließgewässer und das Fließgewässerschutzsystem im Land Brandenburg – Studie (1998)**
- Band 16 **Das Sommerhochwasser an der Oder 1997 – Fachbeiträge anlässlich der Brandenburger Ökologietage II – Studie (1998)**
- Band 17 **Naturschutz in der Bergbaufolgelandschaft – Leitbildentwicklung – Studie (1998)**
- Band 18 **Landschaftsökologische Untersuchungen an einem wiedervernässten Niedermoor in der Nuthe-Nieplitz-Niederung – Studie (1998)**
- Band 19 **Umweltradioaktivität – Bericht 1998 für das Land Brandenburg (1999)**
- Band 20/21 **Untersuchungen der Oder zur Belastung der Schwebstoff- bzw. Sedimentphase und angrenzender Bereiche – Forschungsbericht 1998 (Anlagenband gesondert) 1999**
- Band 22 **Schadstoffbelastung von Böden im Nationalpark „Unteres Odertal“ vor und nach dem Oderhochwasser 1997 – Studie 1999**
- Band 23 **Geogen bedingte Grundbelastung der Fließgewässer Spree und Schwarze Elster und ihrer Einzugsgebiete – Studie 1999**
- Band 24 **Brandenburgisches Symposium zur bodenschutzbezogenen Forschung – Tagungsbericht vom 22. Juni 2000 (2000)**
- Band 25 **Humanarzneimittel in der Umwelt – Erhebung von Humanarzneimittelmengen im Land Brandenburg 1999 (Studie 2000)**
- Band 26 **Endokrin wirksame Stoffe in der Umwelt – Literaturstudie zur Bedeutung dieser Stoffe im Land Brandenburg (Studie 2000)**
- Band 27 **Flächendeckende Modellierung von Wasserhaushaltsgrößen für das Land Brandenburg**
Studie (2000)
- Band 28 **Ökologietage Brandenburg III – Landschaftswasserhaushalt in Brandenburg**
Tagungsbericht vom 09. November 2000 (2001)
- Band 29 **Tierarzneimittel in der Umwelt – Erhebung von Tierarzneimittelmengen im Land Brandenburg für den Zeitraum von Juli 1998 bis Juni 1999 (2001)**
- Band 30 **Pflanzenschutzmittel in der Umwelt – Erhebung zu Wirkstoffmengen von Pflanzenschutzmitteln im Land Brandenburg (2001)**
- Band 31 **Grundlagen für die wasserwirtschaftliche Rahmen- und Bewirtschaftungsplanung im Oderbruch (2001)**
- Band 32 **Weiterentwicklung von Schutzgebietssystemen auf naturräumlicher Grundlage (Studie 2001)**
- Band 33 **Morphologische Referenzzustände von Bächen im Land Brandenburg (Studie 2001)**
- Band 34 **Humantoxikologisches Potenzial von Holzstäuben (Studie 2001)**
- Band 35 **Tagebauseen: Wasserbeschaffenheit und wassergütemirtschaftliche Sanierung - Konzeptionelle Vorstellungen und erste Erfahrungen (Studie 2001)**

Herausgeber:

Landesumweltamt Brandenburg (LUA) • Berliner Straße 21–25 • 14467 Potsdam
FON: 0331/23 23 259 • FAX: 0331/29 21 08
e-mail: infoline@lua.brandenburg.de

Schutzgebühr je Band 7 €; Doppelband 10 €