

Rolf Breitenbücher, Björn Siebert

**Verbreitung und Schadenspotenzial  
saurer und sulfatreicher Grundwässer  
in Deutschland unter besonderer  
Berücksichtigung des Wiederaanstiegs  
des Grundwassers  
Teil 1: Sachstandsbericht**

F 2769

Bei dieser Veröffentlichung handelt es sich um die Kopie des Abschlußberichtes einer vom Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung -BMVBS- im Rahmen der Forschungsinitiative »Zukunft Bau« geförderten Forschungsarbeit. Die in dieser Forschungsarbeit enthaltenen Darstellungen und Empfehlungen geben die fachlichen Auffassungen der Verfasser wieder. Diese werden hier unverändert wiedergegeben, sie geben nicht unbedingt die Meinung des Zuwendungsgebers oder des Herausgebers wieder.

Dieser Forschungsbericht wurde mit modernsten Hochleistungskopierern auf Einzelanfrage hergestellt.

Die Originalmanuskripte wurden reprototechnisch, jedoch nicht inhaltlich überarbeitet. Die Druckqualität hängt von der reprototechnischen Eignung des Originalmanuskriptes ab, das uns vom Autor bzw. von der Forschungsstelle zur Verfügung gestellt wurde.

© by Fraunhofer IRB Verlag

2011

ISBN 978-3-8167-8502-6

Vervielfältigung, auch auszugsweise,  
nur mit ausdrücklicher Zustimmung des Verlages.

**Fraunhofer IRB Verlag**

Fraunhofer-Informationszentrum Raum und Bau

Postfach 80 04 69

70504 Stuttgart

Nobelstraße 12

70569 Stuttgart

Telefon 07 11 9 70 - 25 00

Telefax 07 11 9 70 - 25 08

E-Mail [irb@irb.fraunhofer.de](mailto:irb@irb.fraunhofer.de)

[www.baufachinformation.de](http://www.baufachinformation.de)

[www.irb.fraunhofer.de/tauforschung](http://www.irb.fraunhofer.de/tauforschung)



**Projekt:** Forschungsinitiative „Zukunft Bau“

**Verbreitung und Schadenspotenzial saurer  
und sulfatreicher Grundwässer in Deutsch-  
land unter besonderer Berücksichtigung des  
Wiederanstiegs des Grundwassers –**

**Teil 1: Sachstandbericht**

**Auftraggeber:** Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumfor-  
schung (BBSR) im  
Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung  
(BBR)

**Projektleiter:** Prof.-Dr.-Ing. Rolf Breitenbücher

**Bearbeiter:** Dr.-Ing. Björn Siebert

Datum des Berichtes: **30.11.2010**

Seiten (inkl. Deckblatt): **127**

Der Forschungsbericht wurde mit Mitteln der Forschungsinitiative Zukunft Bau  
des Bundesinstitutes für Bau-, Stadt- und Raumforschung gefördert.

(Aktenzeichen: SF – 10.08.18.7-09.28 / II 2 – F20-09-51)

Die Verantwortung für den Inhalt des Berichtes liegt beim Autor.

Die Veröffentlichung des vorliegenden Berichtes, auch auszugsweise, bedarf unserer schriftlichen Genehmigung.

## Inhaltsverzeichnis

Vorwort .....	5
1 Problemstellung und Zielsetzung.....	6
2 Vorkommen saurer und sulfatreicher Grundwässer in Deutschland.....	9
3 Säure- und Sulfatfreisetzung infolge Eisendisulfidoxidation.....	11
3.1 Vorkommen von Eisendisulfiden .....	11
3.2 Prozess der Eisendisulfidoxidation.....	11
3.3 Einfluss der Oxidationsmittel .....	13
3.4 Weitere Einflussfaktoren auf Eisendisulfidoxidation.....	14
4 Auswirkungen des Braunkohletagebaus auf Grundwasserbeschaffenheit.....	15
4.1 Säure- und Sulfatfreisetzung in Tagebauen.....	15
4.1.1 Sulfidoxidation in Absenkungstrichtern und Tagebaukippen .....	15
4.1.2 Mobilisierung der Sulfidoxidationsprodukte.....	17
4.1.3 Stoffaustrag im Grundwasser .....	18
4.2 Situation im Lausitzer Bergbaurevier .....	20
4.2.1 Ausmaß der Sulfidoxidation .....	20
4.2.2 Großflächige Prognose der Stofffreisetzung .....	21
4.3 Situation im Mitteldeutschen Braunkohlerevier .....	27
4.3.1 Grundwasserabsenkung .....	27
4.3.2 Derzeitige Grundwasserbeschaffenheit .....	28
4.4 Situation im Rheinischen Braunkohlerevier.....	30
5 Bewertung des Angriffspotenzials auf Betonbauwerke .....	33
5.1 Potenziell gefährdete Bauwerke.....	33

---

5.2 Betonaggressive Konzentrationen .....	35
5.3 Stofftransport im Boden.....	38
5.4 Dauer der aggressiven Einwirkung .....	39
<b>6 Betonkorrosion infolge eines chemischen Angriffs durch Grundwasser .....</b>	<b>40</b>
6.1 Dichtigkeit des Betongefüges und Ionentransport.....	40
6.2 Sulfatangriff .....	44
6.2.1 Allgemeines.....	44
6.2.2 Ettringit- und Gipsbildung.....	44
6.2.3 Thaumazitbildung .....	47
6.2.4 Einfluss des Kations .....	49
6.2.5 Korrosionszonen .....	50
6.2.6 Einflussparameter auf die Bildung von Schadmineralen.....	51
6.3 Säureangriff .....	56
6.3.1 Allgemeines zum Säureangriff .....	56
6.3.2 Reaktionen beim Säureangriff auf Zementstein.....	56
6.3.3 Besonderheit des Angriffs durch Schwefelsäure .....	59
6.3.4 Besonderheit des Angriffs durch kalklösende Kohlensäure.....	60
6.3.5 Korrosionszonen .....	61
6.3.6 Korrosionsfortschritt .....	64
6.4 Kombiniertes Säure-Sulfat-Angriff .....	72
6.4.1 Allgemeine Form des kombinierten Angriffs.....	72
6.4.2 Kombiniertes Säure-Sulfat-Angriff infolge Eisendisulfidoxidation ..	76
<b>7 Schadensfälle an Betonbauwerken infolge Einwirkung von Säure und Sulfat.....</b>	<b>81</b>
<b>8 Prognose des Korrosionsfortschritts im Beton .....</b>	<b>85</b>

8.1 Allgemeines .....	85
8.2 Korrosionsfortschritt bei Angriff durch Sulfat .....	85
8.3 Korrosionsfortschritt bei Angriff durch Sulfat und Säure (< pH 6) .....	86
8.4 Korrosionsfortschritt bei Angriff durch Sulfat und kalklösende Kohlensäure .....	88
9 Maßnahmen zur Erhöhung der Dauerhaftigkeit von Betonbauwerken .....	90
9.1 Angriffsseite .....	90
9.2 Erhöhung des Betonwiderstands .....	92
9.3 Weitere Maßnahmen zur Erhöhung des Bauteilwiderstands .....	95
10 Offene Fragen und Ausblick .....	97
11 Zusammenfassung .....	99
12 Literatur .....	101
Anhang .....	117

## Vorwort

Im vorliegenden Sachstandbericht wird die Betonaggressivität von Grundwasser beurteilt, das aufgrund bergbaulichen Einflusses erhöhte Säure- und Sulfatkonzentrationen aufweist. Zur Identifizierung und Bewertung entsprechender Grundwasservorkommen wurden Daten und Informationen von diversen Quellen wie z. B. Landesumweltämtern, Landesdirektionen und Universitäten eingeholt. Die daraus hervorgehende Übersicht sollte derzeit und zukünftig (nach Abschluss bergbaulicher Sumpfungsmaßnahmen) betroffene Regionen sowie die dortigen, aktuellen und zukünftigen Flurabstände und Grundwasserbeschaffenheiten v.a. hinsichtlich Sulfat, pH-Wert und kalklösender Kohlensäure aufzeigen. Die in einer einschlägigen Recherche ermittelte Datenbasis beschränkte sich jedoch i. Allg. lediglich auf Teilaspekte und einzelne Lokalitäten (z. B. aktuelle Säure- und Sulfatkonzentrationen an einzelnen Grundwassermessstellen). Nicht zuletzt aufgrund bislang fehlender komplexer hydrologischer/hydrochemischer Großraummodelle sind derzeit zuverlässige Aussagen über die zukünftige großräumige Verbreitung saurer und sulfatreicher Grundwässer, insbesondere vor dem Hintergrund des Grundwasserwiederanstiegs in der Umgebung von Tagebaugebieten, nicht verfügbar. Auch liefert die z.Zt. bei der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) erarbeitete hydrogeologische Übersichtskarte (HÜK200) von Deutschland keine Informationen über bergbaubedingte Einflüsse auf die heutige und zukünftige Grundwassersituation in den Tagebaugebieten.

Ohne die erforderlichen hydrologischen/hydrochemischen Informationen ließ sich die Betonaggressivität im vorliegenden Sachstandbericht nur qualitativ für zu erwartende charakteristische Angriffsszenarien abschätzen. Aus der Verknüpfung vorhandener Grundwasserdaten und baustofftechnologischer Kenntnisse und unter Berücksichtigung von Untersuchungsergebnissen an säure- bzw. sulfatgeschädigten Bauwerken wird das chemische Angriffspotenzial, das bergbaulich belastete Grundwässer auf Betonbauwerke ausüben können, allerdings deutlich. Die Prozesse sowie potentiellen Folgen aus einer solchen Betonkorrosion werden dargelegt.

## 1 Problemstellung und Zielsetzung

Die Lebensdauer von Bauwerken ist aufgrund der zahlreichen Einflüsse aus der Umgebung, z.B. Frost, Korrosion der Bewehrung oder chemischer Angriff begrenzt. Um technisch und wirtschaftlich angemessene Maßnahmen für eine möglichst hohe Dauerhaftigkeit ergreifen zu können, sind Informationen über die Art und die Intensität der bauwerksschädigenden Einwirkungen, mit denen im Laufe der Lebensdauer zu rechnen ist, unabdingbar. Häufig können solche Einwirkungen (z.B. durch Frost, Abrasion, Eindringen von Chloriden) hinsichtlich ihres Schädigungspotenzials mit ausreichender Genauigkeit abgeschätzt und adäquate Maßnahmen getroffen werden. Daneben können jedoch auch äußere Einwirkungen auftreten, die hinsichtlich ihrer Intensität nur schwer prognostizierbar sind, da sie aus komplexen Vorgängen in der Umgebung resultieren. Zu solchen Einwirkungen zählt der chemische Angriff durch Grundwasser, der auf erdberührte Betonbauteile wie z.B. Fundamente oder Tunnel stattfinden kann. Von den gemäß DIN 1045-2 bzw. DIN 4030-1 betonaggressiven Medien bzw. Parametern im Grundwasser (Sulfat, pH-Wert, kalklösende Kohlensäure, Ammonium und Magnesium) geht in der Praxis von Sulfat und pH-Wert hinsichtlich Häufigkeit und Intensität des Angriffs das größte Gefährdungspotenzial für Betonbauwerke aus. Die übrigen Merkmale führen dagegen seltener zu einem nennenswerten chemischen Angriff.

Während niedrige pH-Werte ( $\text{pH} < 5,5$ ) einen lösenden Angriff auf Beton ausüben, kann die langzeitliche Einwirkung von Sulfationen ( $> 200 \text{ mg/l SO}_4^{2-}$ ) zu treibenden oder zerstörenden Reaktionen im Beton führen. Lokal liegen betonaggressive Säure- und Sulfatkonzentrationen im Grundwasser oftmals nur temporär vor (z.B. infolge Havarien in der chemischen Industrie), so dass die nur langsam ablaufenden Korrosionsprozesse i.d.R. keine nennenswerten Schädigungen des Bauteils hervorrufen. Großräumig treten erhöhte Säure- und Sulfatkonzentrationen v.a. in Regionen mit eisendisulfidhaltigen Bestandteilen z.B. Pyrit im Boden auf, die bei Sauerstoffzutritt vor allem zu Eisen, Sulfat und Protonen (Säure) oxidiert werden. Ein solcher Sauerstoffzutritt kann großflächig beispielsweise von einer Grundwasserabsenkung in Tagebaugebieten ausgehen. Die Oxidationsprodukte reichern sich über Jahre hinweg größtenteils in den belüfteten Bodenschichten von Absenkungstrichtern an und werden nur teilweise über Sickerwässer ins Grundwasser abtransportiert. Mittlerweile sind mehrere solcher Regionen bekannt, in denen das Grundwasser über lange Zeiträume bis in große Tiefen abgesenkt wurde und nun stark saure und sulfatreiche Bedingungen im Boden und/oder Grundwasser vorliegen. Verschärft wird diese Problematik durch die ebenfalls in diesen Regionen vorliegenden Tagebaukippen, in denen eine besonders intensive Oxidation von eisendisulfidhaltigem Abraummateriale und folglich ein massiver Austrag von Säure und Sulfat stattfindet.

Auch wenn diese derzeit betroffenen Regionen, die sich allein durch Braunkohleabbau auf über  $6000 \text{ km}^2$  ausdehnen, in Lage und Abmessung bekannt sind, können bei zukünftigem Wiederanstieg des Grundwassers im Zuge der Einstellung der Sümpfung bei bergbaulichem Betriebsabschluss große Mengen an betonaggressiven Oxidationsprodukten des



Eisendisulfids im Boden in dem aufsteigenden Grundwasser mobilisiert und in die weitere Umgebung transportiert werden. Das hochmineralisierte Grundwasser kann verschiedene negative Auswirkungen auf die Umgebung haben. Im Gegensatz zu der Gefährdung von Trinkwasserqualität und Ökosystemen, die bereits seit mehreren Jahren in der Fachwelt diskutiert wird, kam dem chemischen Angriffspotenzial des säure- und sulfatreichen Grundwassers auf Bauwerke bislang weniger Beachtung zu. So können Betonbauteile, die in direktem Kontakt mit dem Grundwasser stehen (wie z. B. Fundamente, Tunnel), durch die anstehende betonaggressive Fracht in Form von lösenden und treibenden Reaktionen angegriffen und geschädigt werden. Auch eine Schädigung von Betonbauteilen durch aggressives Oberflächenwasser ist mitunter in Betracht zu ziehen.

Um das Gefahrenpotenzial, das sich aus einem (wieder ansteigenden) sauren und sulfatreichen Grundwasser für bestehende Bauwerke in der Umgebung von Tagebaugebieten ergibt, und den daraus resultierenden volkswirtschaftlichen Schaden am Baubestand abzuschätzen, sind im Einzelnen folgende Schritte erforderlich:

- Bestimmung der aktuellen und der zukünftig (etwa in 50 bis 100 Jahren) zu erwartenden Konzentrationen betonaggressiver Stoffe im Grundwasser in Tagebauregionen und deren Randbereiche, v. a. unter Berücksichtigung der Eisendisulfidoxidation in Tagebaukippen sowie in Regionen mit temporärer Grundwasserabsenkung
- Quantitative Erfassung der Flächen, in denen langfristig erhöhte Sulfatkonzentrationen ( $> 200 \text{ mg/l SO}_4^{2-}$ ) und niedrige pH-Werte ( $< \text{pH } 5,5$ ) im Grundwasser nach dessen Wiederanstieg in üblichen Gründungstiefen von Bauwerken ( $< 3$  bis  $5 \text{ m}$  von Geländeoberkante) anstehen
- Quantitative Erfassung des vorhandenen Baubestands in betroffenen Regionen einschließlich Einbindetiefe der Bauwerke und ggf. vorhandenen Schutzmaßnahmen gegen Eindringen wässriger Medien
- Untersuchung und Modellierung der Schädigungsmechanismen infolge eines Betonangriffs durch saure und sulfatreiche Wässer sowie Prognose der Betonkorrosion bzw. des zu erwartenden Ausmaßes der geschädigten Bausubstanz unter den jeweiligen realistischen Angriffsbedingungen
- Festlegung wirtschaftlich, technisch und ökologisch sinnvoller Gegenmaßnahmen bei einem Angriff durch saures und sulfatreiches Grundwasser für bestehende Bauwerke und Neubauwerke

Eine Abschätzung und Bewertung der aktuellen und zukünftigen Grundwassersituation in Tagebauregionen und deren Angriffspotenzials für Bauwerke unter Berücksichtigung der o.g. Aspekte (Entwicklung der Säure- und Sulfatkonzentrationen bei Grundwasserwiederanstieg, zeitliche Veränderung des Flurabstands unter Berücksichtigung der Gründungstiefe von

Bauwerken, Empfehlungen für wirksame Schutzmaßnahmen bei Betonangriff etc.) fehlen bislang.

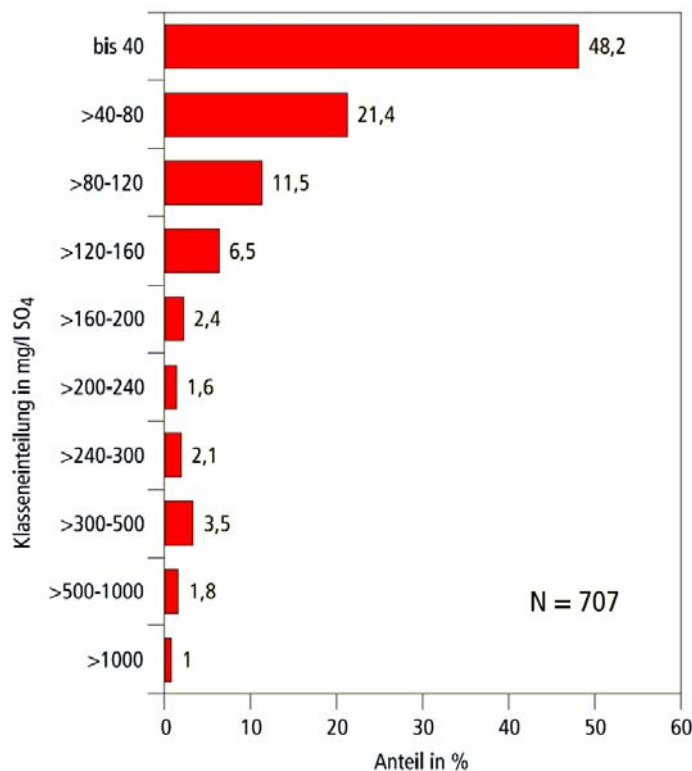
Die aufgezeigten Arbeitsschritte bzw. offenen Fragestellungen lassen sich nur im Rahmen eines längerfristigen, interdisziplinären Großprojektes vollständig eruieren.

Als Grundlage für dieses Großprojekt sollten in diesem Forschungsprojekt folgende Ziele mit der Erstellung eines Sachstandberichts verfolgt werden:

- Zusammenstellung verfügbarer Daten über die aktuelle und zukünftige Grundwassersituation in Tagebauregionen, insbesondere hinsichtlich der zeitlichen Entwicklung der Grundwasserbeschaffenheit bzgl. Säure und Sulfat
- Bewertung der Betonaggressivität von bergbaulich beeinflusstem Grundwasser und Erläuterung wesentlicher Einflussparameter
- Darstellung bisheriger Kenntnisse zu den Schädigungsmechanismen im Beton bei Angriff durch saure und sulfatreiche Wässer, insbesondere unter Berücksichtigung der charakteristischen Beschaffenheit des Grundwassers in Tagebauregionen
- Darstellung bekannter Schädigungen an Bauwerken, die auf Einwirkung saurer und sulfatreicher Wässer und Böden zurückzuführen sind
- Formulierung erster Empfehlungen für wirksame Schutz- bzw. Gegenmaßnahmen bei Betonangriff durch saures und sulfatreiches Grundwasser

## 2 Vorkommen saurer und sulfatreicher Grundwässer in Deutschland

Erhöhte Säure- und Sulfatkonzentrationen im Grundwasser treten in Deutschland eher selten auf. Wie Bild 1 zeigt, weisen über 90 % aller Messstellen des EUA-Grundwassermessnetzes (repräsentatives Grundwassermessnetz gemäß Umweltbundesamt) in Deutschland Sulfatgehalte zwischen 0 und 240 mg/l aus. Lediglich bei 8,5 % wird der Grenzwert der Trinkwasserverordnung mit 240 mg/l  $\text{SO}_4^{2-}$  überschritten.



Quelle: Umweltbundesamt (UBA), 2007

Bild 1: Verteilung der Sulfatkonzentrationen im EUA-Grundwassermessnetz für das Jahr 2005

Die Ursachen für das Vorkommen erhöhter Säure- und Sulfatkonzentrationen in Grundwässern sind vielseitig. Häufig liegen die Gründe in anthropogenen Faktoren [8]. Beispielsweise kann die Einleitung von Industrieabwässern, Havarien in Kraftwerken oder der chemischen Industrie, landwirtschaftlichen Nutzung und eine Ablagerung von Bauschutt (Kriegsschutt) etc. lokal die chemische Beschaffenheit des Grundwassers verändern. Erhöhte Säure- und Sulfatkonzentrationen, die über einen langen Zeitraum hinweg einen nennenswerten Angriff auf Beton ausüben, gehen von solchen i.d.R. temporären „Punkt“-Quellen allerdings nicht aus.

Bedeutende Auswirkungen anthropogener Einflüsse auf die Grundwasserbeschaffenheit treten vornehmlich in Gebieten auf, in denen Eisendisulfidvorkommen in Verbindung mit initiierten Oxidationsprozessen anzutreffen sind. So identifizierte KNÖLLER [90] die

Sulfidoxidation als maßgebliche Quelle für Sulfat im Grundwasser. Die Eisendisulfidoxidation findet großräumig und über einen langen Zeitraum hinweg in erster Linie in Tagebauregionen statt, in denen Braunkohle abgebaut wird. Im Zuge der Kohleförderung werden Eisendisulfidminerale, die bis dato unter Luftabschluss lagerten, erstmalig belüftet, z. B. infolge Grundwasserabsenkung bzw. Förderung an die Oberfläche. Einsetzende Oxidationsprozesse der Eisendisulfidminerale setzen erhöhte Säure- und Sulfatfrachten frei, die über Sickerwasser ins Grundwasser gelangen. In deutlich geringerem Flächenausmaß kann eine Belüftung eisendisulfidhaltiger Böden auch im Zuge von Baumaßnahmen z. B. Baugrubenaushub, Tunnelbau etc. auftreten. Die Auswirkungen der dabei hervorgerufenen Eisendisulfidoxidation auf das Grundwasser ist im Gegensatz zu tagebaulichen Einfluss nicht nur lokal, sondern auch zeitlich sehr begrenzt. Die Problematik der einsetzenden Eisendisulfidoxidation bei Baumaßnahme ist nicht Gegenstand dieses Berichts und wurde in [176] bereits näher behandelt.

Aufgrund des erheblichen Säure- und Sulfatfreisetzungspotenzials oxidierender eisendisulfidhaltiger Böden in Tagebauregionen ist die daraus resultierende Betonaggressivität des Grundwassers im Einflussbereich solcher Stoffquellen von zentraler Bedeutung für den vorliegenden Sachstandbericht.

Neben den genannten anthropogenen Ursachen können in seltenen Fällen auch natürliche Quellen ein chemisches Angriffspotenzial für Betonbauwerke auslösen [6]. Ein Beispiel für eine sulfathaltige Quelle stellen gipshaltige Bodenschichten (Keuper) dar, die vom Grundwasser umströmt werden. Bei der Umströmung wird Gips im Wasser gelöst und das dabei freigesetzte Sulfat in die Umgebung ausgebracht. Der pH-Wert ist hierbei jedoch meist unbeeinflusst. Der Zeitraum, in dem von einer solchen Quelle eine Sulfatkonzentration in betonaggressiver Höhe ausgeht, hängt sehr von den lokalen geologischen und hydrologischen Gegebenheiten (Ausmaß des Gipsvorkommens, Grundwasserströmung etc.) ab und kann mehrere Jahrhunderte betragen. Da die Lokalisationen solcher Gipsvorkommen und deren Sulfatfreisetzungspotenzial weitgehend bekannt sind, kann das im Einzelfall vorliegende Angriffspotenzial ausreichend genau abgeschätzt und bei der Bewertung des Betonangriffs berücksichtigt werden.

## 3 Säure- und Sulfatfreisetzung infolge Eisendisulfidoxidation

### 3.1 Vorkommen von Eisendisulfiden

In einigen Regionen Deutschlands sind Eisendisulfide im Boden anzutreffen. Als häufigster Vertreter kommt Pyrit, landläufig auch bekannt als Schwefelkies oder Katzensgold, daneben auch Markasit in Gesteinen magmatischen, metamorphen und auch sedimentären Ursprungs vor. Insbesondere in Regionen des Braunkohleabbaus treten vermehrt Sulfidvorkommen auf (Bild 2). Sulfidische Erzvorkommen liegen im Harz, Thüringer Schiefergebirge, Erzgebirge, Fichtelgebirge, Bayerischen Wald, Schwarzwald, Rheinischen Schiefergebirge sowie in der Eifel vor.

Darüber hinaus sind insbesondere in Norddeutschland pyrithaltige lagunäre Böden und Gesteine verbreitet. Für den Nordseeküstenbereich wurde in diesem Jahr eine Karte der sulfat-sauren und potentiell sulfat-sauren Böden erstellt. [135][160]



Bild 2: Braunkohlelagerstätten in Deutschland [204]

### 3.2 Prozess der Eisendisulfidoxidation

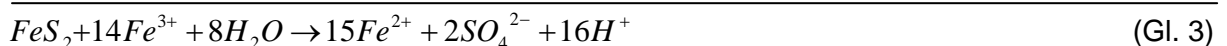
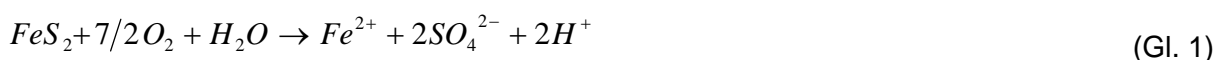
Bei einem Großteil der Eisendisulfidvorkommen verhalten sich die über lange Zeiträume durch bakterielle Reduktion von Sulfaten und Eisenoxid gebildeten Minerale aufgrund des Abschlusses von Sauerstoff inert [128]. Ausschließlich dort, wo bei Zutritt von Sauerstoff, beispielsweise initiiert durch Tagebautätigkeit oder Baumaßnahmen, eine Oxidation der

Eisendisulfidminerale hervorgerufen wird, können unter katalytischer Wirkung von Bakterien auch nennenswerte Mengen an Sulfat und Säure freigesetzt werden [168]. Voraussetzung für den Oxidationsprozess ist eine feuchte Umgebung, wobei die normale Bodenfeuchte, d. h. Bodenwasser nach Abzug von Sickerwasser, bereits ausreicht.

Die Oxidation von Eisendisulfid erfolgt einerseits durch Sauerstoff (Gl. 1) und andererseits durch die Reaktion des Disulfids mit dreiwertigem Eisen aus der  $Fe^{2+}$ -Oxidation (Gl. 3) [23][51][191][200]. Auf der ersten Oxidationsstufe des Eisendisulfids mit Sauerstoff wird Sulfid-acidität in Form von Protonen (Säure) und Eisenacidität in Form von zweiwertigem Eisen freigesetzt (Gl. 1). Dieser zunächst dominierende Oxidationsprozess mit Sauerstoff läuft vergleichsweise langsam ab und senkt allmählich den pH-Wert [1]. Unter anaeroben Bedingungen ist das reduzierte Eisen stabil und kann in hohen Konzentrationen im Grundwasser auftreten [141][194][200]. Unter aeroben Bedingungen kann das zweiwertige Eisen oxidiert/hydrolysiert und bei pH-Werten zwischen ca. pH 4 und pH 12 nahezu vollständig z. B. als  $Fe(OH)_3$  unter Freisetzung von Protonen ausgefällt werden (Gl. 2). Bei stark sauren oder alkalischen pH-Werten und ohne weiteren Sulfidkontakt kann das dreiwertige Eisen gelöst im Wasser verbleiben.

Besonders bei Belüftung von stark  $Fe^{2+}$ -haltigen reduzierten Grundwässern, z. B. im Bereich von Grundwasseraustritten [194][196] oder in Restseen der Braunkohlegewinnung [56][60][138][200], führt diese zweite Stufe der Pyritoxidation teilweise zu einer intensiven Versauerung ( $pH \leq 4$ ). Der Grund ist die Umwandlung der Eisenacidität durch Hydrolyse und die Eisenhydroxidausfällung, verbunden mit der Bildung freier Protonen (Gl. 2).

Liegt ab einem pH-Wert von  $< 4$  dreiwertiges Eisen gelöst im Wasser vor, kann es mit Eisendisulfid reagieren (Gl. 3). Letztere Reaktion läuft wesentlich schneller ab und führt zu einer raschen Reduzierung des pH-Wertes und einem Anstieg der Sulfatkonzentration [1][41].



Eine Abnahme des pH-Wertes findet solange statt, wie die Säureentwicklung größer als die Neutralisationskapazität ist, die in erster Linie aus dem anorganischen Kohlenstoffgehalt der Umgebung resultiert. Hat sich ein pH-Wert im sauren Bereich ( $pH < 4$ ) eingestellt, können auch weitere Metalle wie z. B. Eisen ( $Fe^{2+}$ ,  $Fe^{3+}$ ) und Aluminium ( $Al^{3+}$ ) in Lösung gehen [68][177].

### 3.3 Einfluss der Oxidationsmittel

Intensive Eisendisulfidoxidation tritt in erster Linie in ungesättigten Böden auf. Bei nahezu unbegrenztem Sauerstoffangebot kann eine sehr intensive Oxidation des Eisendisulfids erfolgen und Sulfatkonzentrationen bis zu 100.000 mg/l freisetzen [203]. Im Gegensatz dazu sind in gesättigten eisendisulfidhaltigen Böden maximal ca. 10 mg/l Sauerstoff löslich, wodurch nur eine sehr geringe Eisendisulfidoxidation unter Freisetzung von maximal ca. 17 mg/l Sulfat möglich ist [67].

Die Ausbildung einer ungesättigten Zone in anstehenden (nicht oxidierten) eisendisulfidhaltigen Gesteinen erfolgt in erster Linie bei Absenkung des Grundwassers, was in großem Ausmaß vornehmlich in Tagebauen realisiert wird. In der bis dato gesättigten Zone tritt nach Absinken des Grundwassers im ungesättigten Zustand eine Belüftung der eisendisulfidhaltigen Gesteine ein. Eine weitere sehr intensive Eisendisulfidoxidation ist in ausgekofferten eisendisulfidhaltigen Gesteinen möglich, die beispielsweise im Nahbereich von Tagebauen auf Kippen gelagert werden [23]. Die intensivste Oxidation im anstehenden oder aufgehaldeten Gestein ist im Bereich der Oberflächen im direkten Kontakt mit dem Luftsauerstoff zu erwarten.

Die i. Allg. relevanten mobilen Oxidationsmittel Sauerstoff und dreiwertiges Eisen (Gl. 1 bis 3) gelangen durch unterschiedliche Transportprozesse zu den Sulfidmineralen. Während das dreiwertige Eisen bei pH-Werten unterhalb von pH 4 gelöst im Sickerwasser transportiert werden kann bzw. bei Oxidation mit Sauerstoff an Ort und Stelle gebildet wird, erfolgt der Transport des Sauerstoffes zu den Sulfiden überwiegend in der Gasphase. Solche Gas-transportprozesse wurden z.B. in Braunkohlennebangesteinen intensiv untersucht (u.a. von [10][147][148][186][194]). Durch Mangel an den genannten Oxidationsmitteln wird die Sulfidoxidation häufig begrenzt. [23]

Als Oxidationsmittel kommen neben Sauerstoff und dreiwertigem Eisen auch in die wässrige Phase eingetragene Nitrate in Frage [23]. Die dabei freigesetzten Mengen an Säure und Sulfat sind im Vergleich zur der durch Sauerstoff verursachten Eisendisulfidoxidation, z.B. in Braunkohlenabraumkippen, Sulfiderz- und Steinkohlenabraumhalden im ungesättigten Zustand, jedoch zu vernachlässigen. Lediglich in wassergesättigten Systemen, z. B. Grundwasserleitern oder Grundwassergeringleitern, in denen gelöster Sauerstoff nur in Maximalkonzentrationen von ca. 10 mg/l vorkommt und damit maximal 17 mg/l Sulfat oxidativ freisetzen kann, können Nitrate als Oxidationsmittel von Bedeutung sein.

Das Ausmaß der Eisendisulfidoxidation ist darüber hinaus auch von dem entwässerbaren Hohlraumanteil des Bodens abhängig, d.h. mit zunehmendem Hohlraumanteil steigt die Intensität der Oxidation.

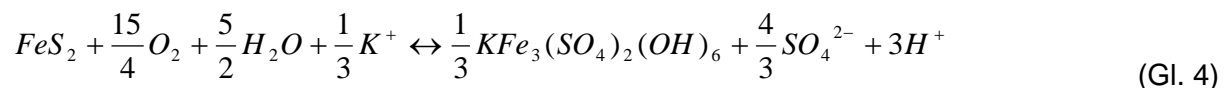


### 3.4 Weitere Einflussfaktoren auf Eisendisulfidoxidation

Neben dem Angebot an Oxidationsmitteln bzw. Intensität der Belüftung durch Gesteinsumlagerung oder Grundwasserabsenkung hängt die Kinetik bzw. Geschwindigkeit der Eisendisulfidoxidation maßgeblich von der vorhandenen Menge und der Korngröße bzw. Kornform (Reaktivität) der Eisendisulfide, der Art der Mineralausbildung (idiomorph, framboidal), der Durchlässigkeit des Untergrundes bzw. Korngrößenverteilung des Lockergesteins, der Verteilung des Eisendisulfids im Boden sowie der Dauer, in der Eisendisulfid mit dem Luftsauerstoff reagieren kann, ab [203]. Auf die einzelnen Einflussparameter sowie weitere chemisch-mineralogische Aspekte bei der Oxidation von Eisendisulfid wird im DAfStb-Sachstandbericht „Sulfatwiderstand“ [23] näher eingegangen.

Weiterhin ist die Art der Eisendisulfidminerale von Bedeutung. Neben Pyrit können auch andere Minerale wie z. B. Markasit, Chalkopyrit, Arsenopyrit bei Oxidationsreaktionen eine nennenswerte Säure- und Sulfatfreisetzung verursachen. Bei der Oxidation aller Metallsulfide tritt primär Sulfatfreisetzung auf. Demgegenüber ist die Freisetzung von Protonen (bezogen auf neutrale pH-Werte) nicht bei allen reduzierten, schwefelhaltigen Mineralen in gleicher Intensität gegeben.

Neben Säure und Sulfat kann sich unter stark sauren ( $\text{pH} < 3,7$ ) und oxidierenden Bedingungen ( $E_h > 400 \text{ mV}$ ) auch Jarosit als Produkt der Eisendisulfidoxidation bilden [31][69]:



Dieses Mineral tritt in bereits (teilweise) oxidierten, stark sauren Böden als deutlich sichtbare gelbliche Fleckung auf und wirkt als Zwischenspeicher für Teile der bei der Eisendisulfidoxidation freigesetzten Säure und des Sulfats. Die Hydrolyse von Jarosit erfolgt nur langsam und die damit verbundene Säurefreisetzung verhindert ein einfaches, rasches Auswaschen der gesamten Acidität [69].

Der Oxidationsreaktion von Eisendisulfid stehen Pufferreaktionen gegenüber, die die freigesetzte Säure durch Mineralauflösung oder Ionenaustausch binden [13][14]. Bereits im leicht sauren pH-Bereich bis etwa pH 6 wirkt der Carbonatpuffer, wobei Protonen beispielsweise durch Carbonatauflösung gebunden werden (schematisch nach Gleichung 5).



In Abhängigkeit vom Carbonatgehalt wird die entstandene Säure entweder vollständig gepuffert oder eine Säurebindung ohne vollständige Neutralisation hervorgerufen [194][195][197][198][199]. Im ersten Fall verbleibt somit lediglich Sulfat als betonaggressives Agens, im zweiten Fall Sulfat u. U. kombiniert mit kalklösender Kohlensäure [23]. Das von der Eisendisulfidoxidation ausgehende Potenzial für eine Versauerung des Grundwassers resultiert daher maßgeblich aus der vorhandenen Eisendisulfidmenge und der Säureneutralisationskapazität des Bodens, die sich aus der Summe aller säurepuffernden Prozesse ergibt.



## 4 Auswirkungen des Braunkohletagebaus auf Grundwasserbeschaffenheit

### 4.1 Säure- und Sulfatfreisetzung in Tagebauen

#### 4.1.1 Sulfidoxidation in Absenkungstrichtern und Tagebaukippen

Während des aktiven (Braunkohle-)Tagebaus werden großräumig quartäre und tertiäre Bodenschichten infolge der Grundwasserabsenkung sowie der Ablagerung in Tagebaukippen erstmalig belüftet. Eisendisulfidminerale, die vermehrt in den Gesteinsschichten von Braunkohlerevieren auftreten und sich bis dato unter Luftabschluss chemisch inert verhielten, oxidieren infolge der Belüftung und setzen Eisensulfat und Schwefelsäure frei (vgl. Abschnitt 3). Hinsichtlich der räumlichen Ausdehnung und der freigesetzten Mengen der daraus entstehenden Säure- und Sulfatquellen lässt sich zwischen den unter bergbaulichem Einfluss belüfteten, unverritzten Bereichen innerhalb des Absenkungstrichters und dem i.d.R. intensiv belüfteten Abraummateriale in den Tagebaukippen differenzieren.

In eisendisulfidhaltigen Bodenschichten, in denen sich durch die Grundwasserabsenkung ungesättigte und damit oxidative Verhältnisse einstellen, reichern sich über den Zeitraum der Sumpfung die Reaktionsprodukte der Oxidations- und Pufferreaktionen an bzw. können bereits zum Teil durch Sickerwässer ins tiefer liegende Grundwasser transportiert werden. So findet auch in entfernteren Regionen, die zwar im Bereich des Absenkungstrichters liegen, jedoch nicht zwangsläufig unmittelbar an Tagebaue angrenzen, eine Säure- und Sulfatfreisetzung im Untergrund statt. Erst mit Wiederanstieg des Grundwassers verringert sich der Anteil der zeitweise belüfteten und oxidierenden eisendisulfidhaltigen Bodenschichten. Erreicht der wiederansteigende Grundwasserspiegel ein Niveau über dem des vorbergbaulichen Grundwasserstandes, findet i.d.R. keine weitere Säure- und Sulfatfreisetzung mehr statt, so dass von dem Zeitpunkt an auch mit einem Rückgang der Belastung des Grundwassers durch Produkte der Eisendisulfidoxidation zu rechnen ist.

Neben den genannten hydrochemischen Aspekten können sich Veränderungen des Grundwasserstandes auch in Form von Hebungen und Setzungen im Baugrund auswirken und zu Schäden an Bauwerken (z.B. Rissbildung in Wänden und Fundamenten) führen, worauf an dieser Stelle nicht näher eingegangen wird.

Zusätzlich zur den großräumig belüfteten eisendisulfidhaltigen Bodenschichten in Bereichen der Grundwasserabsenkung geht lokal von Tagebaukippen ein besonders hohes Säure- und Sulfatfreisetzungspotenzial aus. Durch Auflockerung und Durchmischung wird eisendisulfidhaltiges Abraummateriale während der Verkipfung intensiv belüftet, solange ungesättigte Verhältnisse im Kippenmateriale vorliegen. In dem Zeitraum, in dem das verkippte Materiale über die gesamte Höhe der Kippe aufgrund ausreichender Sauerstoffver-

sorgung hohe Oxidationsraten aufweist, können erhebliche Mengen an Säure und Sulfat freigesetzt werden (primäre Sulfidoxidation [194]).

Nach Fertigstellung der Kippen wird die Oxidation in der anschließenden zweiten Phase (sekundäre Sulfidoxidation) überwiegend durch diffusive Sauerstoffnachlieferung über die Kippenoberfläche gesteuert, so dass besonders intensive Umsätze von Eisendisulfid nur nahe der Oberfläche stattfinden. Mit zunehmender Tiefe steht weniger Sauerstoff zur Verfügung, was im Vergleich zur erstgenannten primären Sulfidoxidation insgesamt geringere Oxidationsraten hervorruft. Da die verfügbare Sauerstoffmenge und die Milieubedingungen die Reaktionsrate der Sulfidoxidation steuern, verlangsamt sich das Voranschreiten einer Oxidationsfront mit zunehmender Tiefe. Mit fortschreitender Reaktionszeit verringert sich die reaktive Oberfläche der Sulfidminerale. Gleichzeitig wächst an dieser Oberfläche eine Schicht von Sekundärmineralen, die die Sauerstoffnachlieferung verzögert [136]. Beide Veränderungen führen zu einer sinkenden Intensität der Sulfidoxidation. Aufgrund der Liegezeiten von Tagebaukippen zwischen 15 und 60 Jahren [67], kann die Oxidation, die u.a. vom Sulfidgehalt und der Liegezeit abhängt, in dieser nachbergbaulichen Phase über Jahrzehnte andauern.

Neben der primären und sekundären Sulfidoxidation wird das Kippeninventar bzw. der Stoffaustrag aus der Tagebaukippe während der Liegezeit noch durch Sulfatreduktion beeinflusst, die im gesättigten Bereich stattfindet und eine Fixierung von Eisen und Sulfat hervorruft. Der Grundwasserspiegel bildet damit die obere Begrenzung der Sulfatreduktion und ist aufgrund der vernachlässigbaren Oxidationsraten im gesättigten Bereich gleichzeitig die untere Grenze der Sulfidoxidation (Bild 3). [67]

Neben der Eisendisulfidoxidation, die den für die Versauerung maßgebenden Prozess darstellt, wird aus Kippen Aluminium ausgetragen, das ebenfalls der Hydrolyse und Fällung unterliegt und damit auch zur Versauerung beiträgt [188].

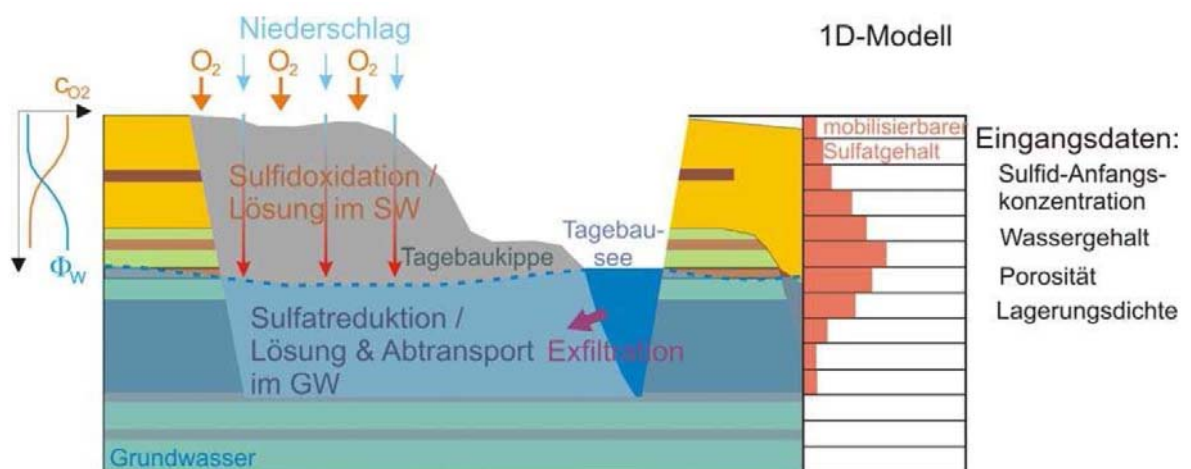


Bild 3: Veränderung der Zusammensetzung der Tagebaukippen nach deren Entstehung durch verschiedene Einflussfaktoren [67]

## 4.1.2 Mobilisierung der Sulfidoxidaionsprodukte

Unter ungesättigten Verhältnissen werden die Reaktionsprodukte der Sulfidoxidation in unverritzten Gebieten von Grundwasserabsenkungstrichtern oder in Tagebaukippen teilweise an Kationenaustauschern oder in Form von Sekundärmineralphasen gespeichert [15]. Ein großer Teil der Produkte bleibt jedoch in Lösung bzw. wird aus gut löslichen Sekundärmineralen nachgeliefert [2][30][112]. Die gelösten Oxidationsprodukte gelangen z.T. über Sickerwässer ins Grundwasser und werden mit der Grundwasserströmung in die Umgebung abtransportiert [113]. Vorbergbaulich vorhandenes Sulfat wird dagegen im Wesentlichen nicht mobilisiert. Besonders hoch ist die Mobilisierung der Reaktionsprodukte der Sulfidoxidation im Grundwasser aufgrund des höheren Wasser-Feststoff-Verhältnisses. Für den Stoffaustrag sind folglich der Stoffbestand in der gesättigten Zone und die Nachlieferung aus der ungesättigten Zone relevant.

Mit Einstellung der Sumpfung bei bergbaulichem Betriebsabschluss und steigendem Grundwasserspiegel steigt auch der gesättigte Anteil von oxidierten eisendisulfidhaltigen Bodenschichten und somit die für den Austrag ins Grundwasser verfügbare Stoffmenge. Die leicht eluierbaren ionaren Bestandteile der oxidierten Zonen gelangen als mobile gelöste Phase in Kontakt mit den reaktiven Festphasen der nicht vollständig oxidierten Bereiche bzw. mit Carbonatphasen der Sedimente. Bei diesen Prozessen werden zusätzlich zu den Produkten der oxidativen Sulfidverwitterung vor allem Calcium- Magnesium-, Eisen- und Aluminiumionen sowie  $\text{CO}_2$ -Spezies ins Grundwasser eingetragen [100]. Im Allgemeinen erhöht sich die Konzentration dieser Stoffe mit sinkendem pH-Wert [13][200]. Der Anstieg der verfügbaren Stoffmenge erfolgt so lange, bis der Endwasserspiegel erreicht ist oder bis das Grundwasser in den Bereich angestiegen ist, in dem bereits alle Sulfidoxidaionsprodukte ausgetragen sind (Bild 4). [67]

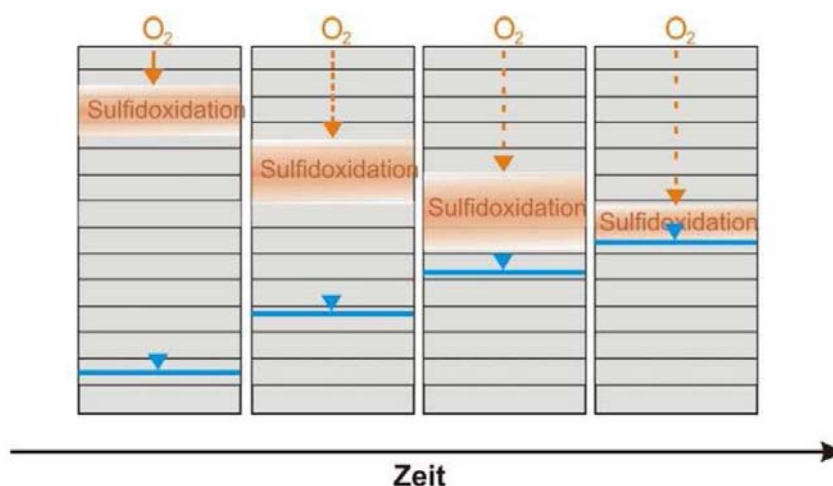


Bild 4: Schematische Verlagerung der sekundären Sulfidoxidaionsfront und ansteigender Grundwasserspiegel über die Zeit [67]

### 4.1.3 Stoffaustrag im Grundwasser

Die im Grundwasser gelösten Produkte der Sulfidoxidation werden in Richtung der Grundwasserströmung in die Umgebung abtransportiert. Infolgedessen ist in möglicherweise bis dato bergbaulich noch weitgehend unbelasteten Regionen mit einem mehr oder weniger raschen Anstieg der Säure- und Sulfatkonzentration im Grundwasser zu rechnen. Wechselwirkungen mit dem im Abstrom vorhandenen Mineralen und die Verdünnung durch unbelastetes Grundwasser verändern die Zusammensetzung des Abstroms [67]. Wie weit das hochmineralisierte Grundwasser mit der Zeit in unverritzte Bereich vordringen kann, hängt neben den hydraulischen Rahmenbedingungen von physikochemischen Reaktionen ab, die eine Verlangsamung des Stofftransports hervorrufen können [100].

Die Strömungsverhältnisse und damit der Stofftransport werden durch die jeweiligen Wasserstände in den entstehenden Tagebauseen und im umgebenden Grundwasser bestimmt. Wird ein entstehender Tagebausee ausschließlich durch Grundwasser gespeist, fließt nur Grundwasser in den Restsee. Erfolgt stattdessen die Flutung eines Tagebausees durch Oberflächenwasser, steigt der Seespiegel schneller als der Grundwasserspiegel, so dass ein Grundwasserabstrom in die Umgebung erfolgt, wodurch der Tagebausee zur Stoffquelle werden kann. Während der Füllung von Tagebauseen kann durch die beschriebenen Zusammenhänge eine Umkehrung der Grundwasserströmung eintreten.

Wechselnde Grundwasserströmungsverhältnisse können den Abtransport von Sulfidoxidationsprodukten verzögern. Grundwasserabsenkungstrichter verhindern weitgehend den Stoffaustrag aus den Tagebauen mit dem Grundwasser, d.h. die Tagebaue wirken als Senke. Erst ein Grundwasserwiederanstieg führt allmählich zu einer Veränderung der Grundwasserströmungsverhältnisse hin zu einer bergbaulichen Beeinflussung der Umgebung von Tagebauen. Dieser Einfluss endet erst mit Erschöpfung der Stoffquelle.

Grundwasserkörper, die sich im Einflussbereich des Stoffaustrags aus ehemaligen Grundwasserabsenkungstrichtern oder aus Tagebaukippen befinden, sind insbesondere durch erhöhte Eisen- und Sulfatkonzentrationen charakterisiert. Die Säurefreisetzung wirkt sich unter anaeroben Bedingungen im Grundwasser und aufgrund ggf. auftretender Pufferreaktionen dagegen nur in schwach bis mäßig sauren Bedingungen aus.

Der bergbauliche Einfluss ist bereits in vielen Tagebauseen anhand eines hoch mineralisierten Milieus zu erkennen (Bild 5). Die bergbaulichen Auswirkungen auf die Grundwasserbeschaffenheit sind ebenfalls bereits an mehreren Grundwassermessstellen in der Umgebung von Tagebauen festzustellen. Daneben sind auch Oberflächengewässer, die im Abstrom der beschriebenen sauren und sulfatreichen Stoffquellen liegen und durch See- und Grundwasserzustrom beeinflusst werden, gefährdet.

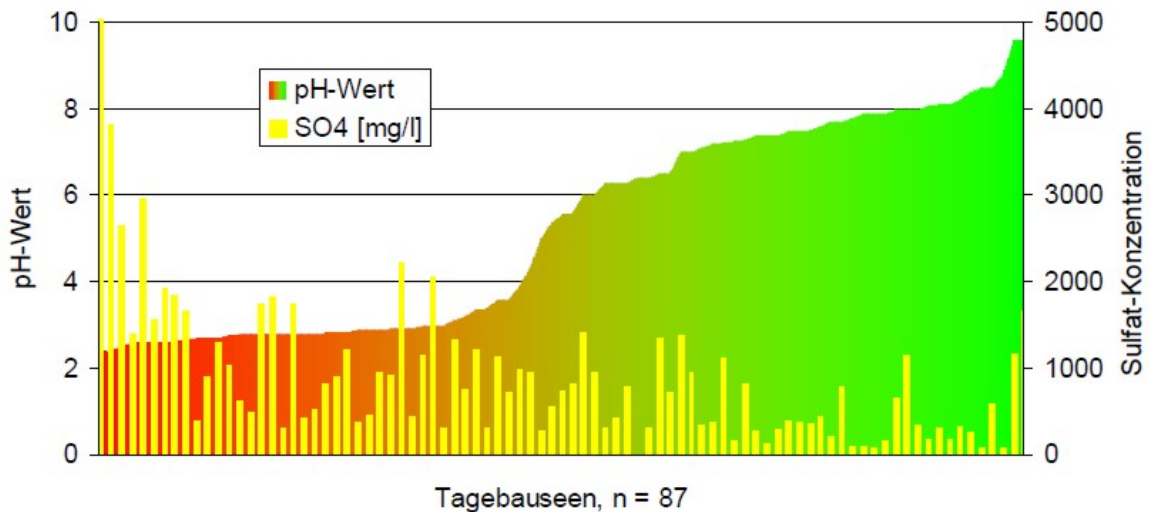


Bild 5: Sulfatkonzentrationen und pH-Werte von Tagebauseen in Deutschland [137]

Der Stoffaustrag aus Tagebaugebieten ist bereits seit Jahrzehnten bekannt. Realitätsnahe Prognosen des daraus resultierenden Einflusses auf die Grundwasserbeschaffenheit lassen sich aufgrund der Unsicherheiten beim Stofftransport sowie der Vielzahl an geochemischen und hydrochemischen Prozessen allerdings nur schwer treffen.

Die Weiterentwicklung der Rechentechnik erlaubt es seit wenigen Jahren eine umfangreiche Modellierung des Stofftransports im Grundwasser vorzunehmen. Allerdings ist die Nutzung der jüngst entwickelten Softwareprogramme für die Beschaffenheitsprognose des Grundwassers in der Umgebung von Tagebauen in Deutschland noch nicht weit verbreitet. Mit Ausnahme von GRAUPNER [67] wurden bisher nur beispielhafte lokale Stoffaustragsberechnungen für einzelne Tagebaukippen der deutschen Braunkohlereviere durchgeführt (z. B. BILEK [13], BRAND [20], HOTH [82], LENK ET AL. [99], SCHÖPKE [164]). Bei einer solchen Betrachtung einzelner Tagebaue bleibt deren gegenseitige Beeinflussung, die einen wesentlichen Einfluss auf die Grundwasserbeschaffenheit eines gesamten Bergbaureviere ausüben kann, allerdings unberücksichtigt. Eine großflächige Abschätzung des zukünftigen Bergbaueinflusses unternahm erstmals GRAUPNER [67] für den Sulfataustrag im Niederlausitzer Bergbaurevier. Darüber hinaus sind vergleichbare Betrachtungen auf der Maßstabebene eines gesamten Bergbaureviere sowohl national als auch international bislang nicht vorhanden. [67]

Zu den drei großen Tagebaugebiete in Deutschland zählen das Lausitzer, Mitteldeutsche und Rheinische Braunkohlerevier. Für diese drei Regionen werden im Folgenden die Auswirkungen der Tagebauaktivität auf die Säure- und Sulfatfreisetzung ins Grundwasser beispielhaft beschrieben.

## 4.2 Situation im Lausitzer Bergbaurevier

### 4.2.1 Ausmaß der Sulfidoxidation

Im Lausitzer Bergbaurevier reduzierte sich die Anzahl aktiver Tagebaue von 17 im Jahr 1989 auf 5 im Jahr 2000. Während aktuell die aktiven Tagebaue von der Vattenfall Europe Mining AG betrieben werden, ist die Lausitzer und Mitteldeutsche Braunkohleverwaltungsgesellschaft (LMBV) als Unternehmen der öffentlichen Hand mit der Sanierung der stillgelegten Tagebaue in Ostdeutschland beauftragt.

Wie bereits erläutert, hängt die Größe des bergbaulichen Einflusses auf die zukünftige Grundwassersituation maßgeblich von dem Ausmaß der Eisendisulfidoxidation in Grundwasserabsenkungstrichtern und in Tagebaukippen ab.

Aufgrund des jahrzehntelangen Braunkohleabbaues, der sich bei Deckgebirgsmächtigkeiten von 40 bis 90 m auch auf das Unterflöz erstreckte, waren zur Entwässerung des Deckgebirges erhebliche Grundwassermengen zu heben und abzuleiten. Dadurch entstand ein ausgedehnter Entwässerungstrichter mit einer Maximalausdehnung von 2.500 km<sup>2</sup> bei einem Grundwasserdefizit von 13 Mrd. m<sup>3</sup> (davon 9 Mrd. m<sup>3</sup> Porenvolumen und 4 Mrd. m<sup>3</sup> Restlochvolumen) [188]. Während der aktive Bergbau für ein Grundwasserdefizit von rund 6 Mrd. m<sup>3</sup> verantwortlich ist, wurde der LMBV ein Sanierungsbereich mit einem anfänglichen Grundwasserdefizit von 7 Mrd. m<sup>3</sup> übertragen. Von der Absenkung des Grundwassers war im Jahr 1989 eine Fläche von etwa 1350 km<sup>2</sup> betroffen [105]. Mit der teilweisen Einstellung der Tagebautätigkeit und damit der Sümpfung verringerte sich das Wasserdefizit im Jahr 2000 auf rd. 4,34 Mrd. m<sup>3</sup>, wobei sich der Grundwasserabsenkungstrichter nur unwesentlich auf eine Fläche von etwa 1259 km<sup>2</sup> reduzierte. Im Zuge des zukünftig weiter ansteigenden Grundwasserspiegels wird sich noch über Jahre bzw. Jahrzehnte hinweg eine den regionalen Gradienten folgende Grundwasserströmung ausbilden und damit ein Austrag der Säure- und Sulfatfracht in die umgebenden Regionen stattfinden [67]. Nach KOLBA [94] wird trotz der kontinuierlichen Flutung im Jahr 2025 noch ein erhebliches Grundwasserdefizit (rd. 2,4 Mrd. m<sup>3</sup> im Lausitzer und Mitteldeutschen Bergbaurevier insgesamt) bestehen, das in eisendisulfidhaltigen Bodenschichten aufgrund der resultierenden ungesättigten Verhältnisse zu einer mehr oder weniger intensiven Sulfidoxidation führt.

Im Gegensatz zu den häufig unbekanntem und erheblich variierenden Randbedingungen in den Grundwasserabsenkungstrichtern lassen sich die Auswirkungen des Sauerstoffkontakts in Tagebaukippen auf die Sulfidoxidation auf Basis zahlreicher Untersuchungen bereits umfangreich quantifizieren [10][152][153][194][82]. An diversen Tagebauen der Lausitz (Welzow, Jänschwalde, Cottbus-Nord, Nochten) wurden primäre Sulfidumsätze während des Abbaus und der Verkipfung zwischen 4% und 7 % ermittelt [10][152][153][82]. Diese Umsatzraten, deren Ursachen im direkten Zusammenhang zum aktiven Tagebau stehen, sind als prozentualer Umsatz einer gesamten Tagebaukippe zu verstehen. [67]



## 4.2.2 Großflächige Prognose der Stofffreisetzung

### 4.2.2.1 Bisherige Arbeiten zur Prognose des bergbaulichen Einflusses

Die quantitative Beschreibung (Größe und Verteilung) der potenziell freisetzbaren Säure- und Sulfatfrachten wurde bislang nur für einzelne Kippen aktiver Tagebaue in dem Niederlausitzer Bergbaurevier durchgeführt. Dazu wurde i.Allg. in Säulenversuchen das Versauerungs- und Neutralisationspotenzial bzw. das Auslaugpotenzial des aus Kippenbohrungen gewonnenen Materials bestimmt [91][93][164][143]. Alternativ wurden ebenfalls für einzelne Tagebaukippen deskriptiv-prozessbasierte Ansätze verfolgt [10][152][67], in denen das Kippeninventar mit Hilfe geologischer Strukturmodelle auf Basis von Bohrungen aus Vorfelderkundungen berechnet wurde. Aufgrund der räumlich stark variierenden geologischen und geochemischen Eigenschaften lassen sich die Angaben nicht ohne weiteres auf das etwa 2400 km<sup>2</sup> große Lausitzer Bergbaurevier übertragen. Zudem ist aufgrund der räumlichen Dichte und des mit 19% großen Flächenanteils der Tagebaukippen von einer gegenseitigen Beeinflussung der Kippen auszugehen.

Erste Schritte zur großflächigen Beschreibung der in den Sanierungs- und Alttagebaukippen lagernden Stoffbestandes sowie eine Modellierung des Stoffaustrags und Prognose der Grundwasserbeschaffenheit in der Umgebung von Tagebaukippen unternahm GRAUPNER [67]. Auf Basis langfristiger Prognosen zielte seine Arbeit darauf ab, großräumige Trends im Stoffaustrag aus den nicht mehr aktiven Tagebauen aufzuzeigen und die Größenordnung der zu erwartenden Belastung abzuschätzen. Aufgrund der wichtigen Bedeutung für die Beschreibung der zukünftigen Grundwasserbeschaffenheit im Lausitzer Bergbaurevier wird im Weiteren näher auf die Arbeit von GRAUPNER [67] eingegangen.

### 4.2.2.2 Prognose zur Oxidation von Eisendisulfid

In seinem Ansatz baute GRAUPNER [67] auf vorhandene Arbeiten zu einzelnen Kippen bzw. bodengeologischen Vorfeldgutachten auf und berechnete mit Hilfe geologischer und geochemischer Informationen detailliert und räumlich differenziert den ursprünglichen Stoffgehalt (Kohlenstoff und Schwefel) in den Tagebaukippen in Form einer Massenbilanzierung als vertikal integrierter Wert. Der Schwefelgehalt und dessen Verteilung zwischen Sulfidschwefel, Sulfatschwefel und organischem Schwefel sind dabei die wesentlichen Parameter, um die Entwicklung der Tagebaukippen zu Schadstoffquellen infolge der Sulfidoxidation zu beschreiben.

Als Indikator für den bergbaulichen Einfluss wurde der zu erwartende Sulfataustrag aus Tagebaukippen räumlich differenziert unter Berücksichtigung stoffbestandsverändernder Prozesse wie Sulfidoxidation und Sulfatreduktion berechnet. Bezüglich der primären Sulfidoxidation geht GRAUPNER auf Grundlage vorhandener Untersuchungen von einer einheitlichen und integral auf den gesamten Kippenkörper bezogenen Umsatzrate in Höhe von 7 % für die Lausitzer Tagebaue aus. Seine Ergebnisse verifizierte er schließlich durch einen Vergleich mit Messergebnissen aus Kippenbohrungen.

Die von GRAUPNER betrachteten Kippen des Lausitzer Bergbaureviers enthielten zum Zeitpunkt ihrer Entstehung 100 Mio. t Schwefel, von denen rd. 66% sulfidisch gebunden waren. Demgegenüber stand ein säurepufferndes Calcitvorkommen von etwa 43 Mio. t. Durch primäre Eisendisulfidoxidation während der Entstehung der Tagebaukippen wurden etwa 4,6 Mio. t Sulfidschwefel umgesetzt, wobei etwa 57% des dabei gebildeten Sulfatschwefels in nur fünf Tagebauen (Greifenhain, Kleinleipisch, Keltwitz, Meuro und Sedlitz) liegen. Zusammen mit den Tagebauen Schlabendorf-Süd, Schlabendorf-Nord, Seese-West, Skado-West, Skado-Koschen, Spreetal-Bluno, Lohsa und Bärwalde beträgt der Anteil an der gesamten freigesetzten Sulfatschwefelmenge durch primäre Sulfidoxidation 85%. [67]

Nach Fertigstellung der Kippen erfolgte infolge sekundärer Sulfidoxidation bis zum Jahr 2000 (Berechnungsjahr) ein weiterer Sulfidschwefelumsatz von etwa 5,8 Mio. t Sulfidschwefel, der etwa 30 % über dem primären Sulfidumsatz liegt und rd. 9,5 % des verfügbaren Sulfidschwefels beträgt. Aufgrund der Unterschiede zwischen den einzelnen Kippen in Kippenmächtigkeit, Sulfidkonzentration, Liegezeit und Entwicklung des Grundwasserstandes variiert der mittlere prozentuale Umsatz der sekundären Sulfidoxidation in den einzelnen Kippen zwischen 3 und 20 %. Allgemein findet die sekundäre Sulfidoxidation bis in einer Tiefe von rd. 4 bis 14 m statt, wie die errechnete Häufigkeitsverteilung der Sulfidoxidationstiefe in Bild 6 zeigt. Die Oxidationstiefe ist dabei als eine Tiefe definiert, in der ein Sulfidumsatz von mindestens 10 % stattfindet. Aus seinen Ergebnissen folgerte GRAUPNER, dass der Gesamtumsatz als Stoffmenge in den Tagebaukippen weniger durch die Mächtigkeit als vielmehr durch die Liegezeit und die Sulfidkonzentration beeinflusst wird. [67]



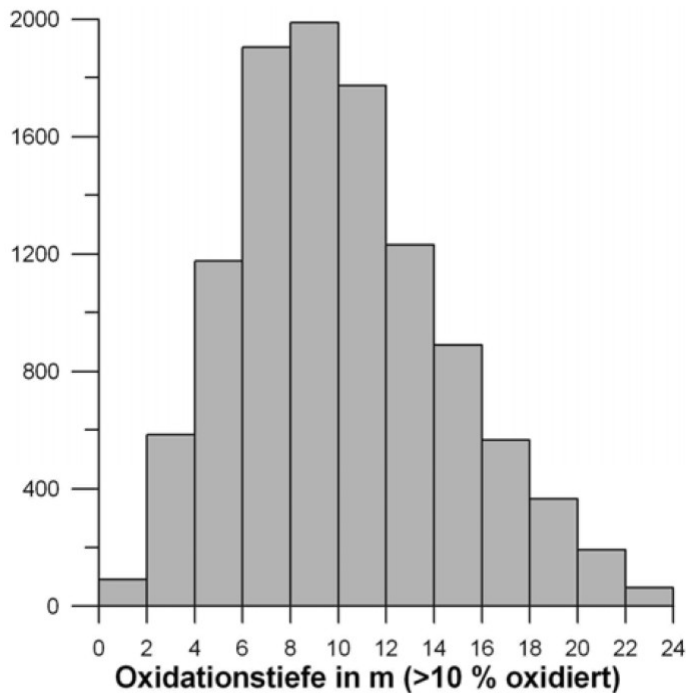


Bild 6: Histogramm der berechneten Oxidationstiefen für das Jahr 2000 (> 10 % Sulfid-S oxidiert) [67]

Durch einen Vergleich der Oxidationstiefe mit dem Grundwasserstand lässt sich das Potenzial für sekundäre Sulfidoxidation einzelner Kippenbereiche ableiten. Wenn der Flurabstand des Grundwassers geringer als die Tiefe der Oxidationsfront ist, in der Sulfids bereits weitgehend (> 90%) oxidiert sind, sind keine nennenswerten Oxidationsprozesse im Weiteren mehr zu erwarten. Tiefer liegende sulfidhaltige Schichten sind durch das Grundwasser vom Sauerstoff abgeschlossen, so dass von diesen praktisch kein Stoffaustrag ausgeht. Ist dagegen der Flurabstand größer als die Tiefe der Oxidationsschicht, in der erst ein geringerer Anteil des Sulfids oxidiert ist, liegt ein Gefahrenpotenzial durch sekundäre Sulfidoxidation vor (vgl. Bild 4). GRAUPNER nahm vor diesem Hintergrund eine Einstufung des Lausitzer Bergbaureviers in Gefährdungs- bzw. Oxidationsstufen für das Jahr 2000 vor (Bild 7). Die noch weiträumig vorhandene Grundwasserabsenkung führt demnach zu einem sehr hohen Potenzial für weitere (sekundäre) Sulfidoxidation in großen Teilen der Lausitzer Kippen. Daraus folgt, dass je nach Entwicklung des Grundwasserstandes auch langfristig mit einer Erhöhung des freigesetzten Sulfates in den Kippen zu rechnen ist. Mit ansteigendem Grundwasserspiegel wird sich das Oxidationspotenzial allerdings verringern. [67]

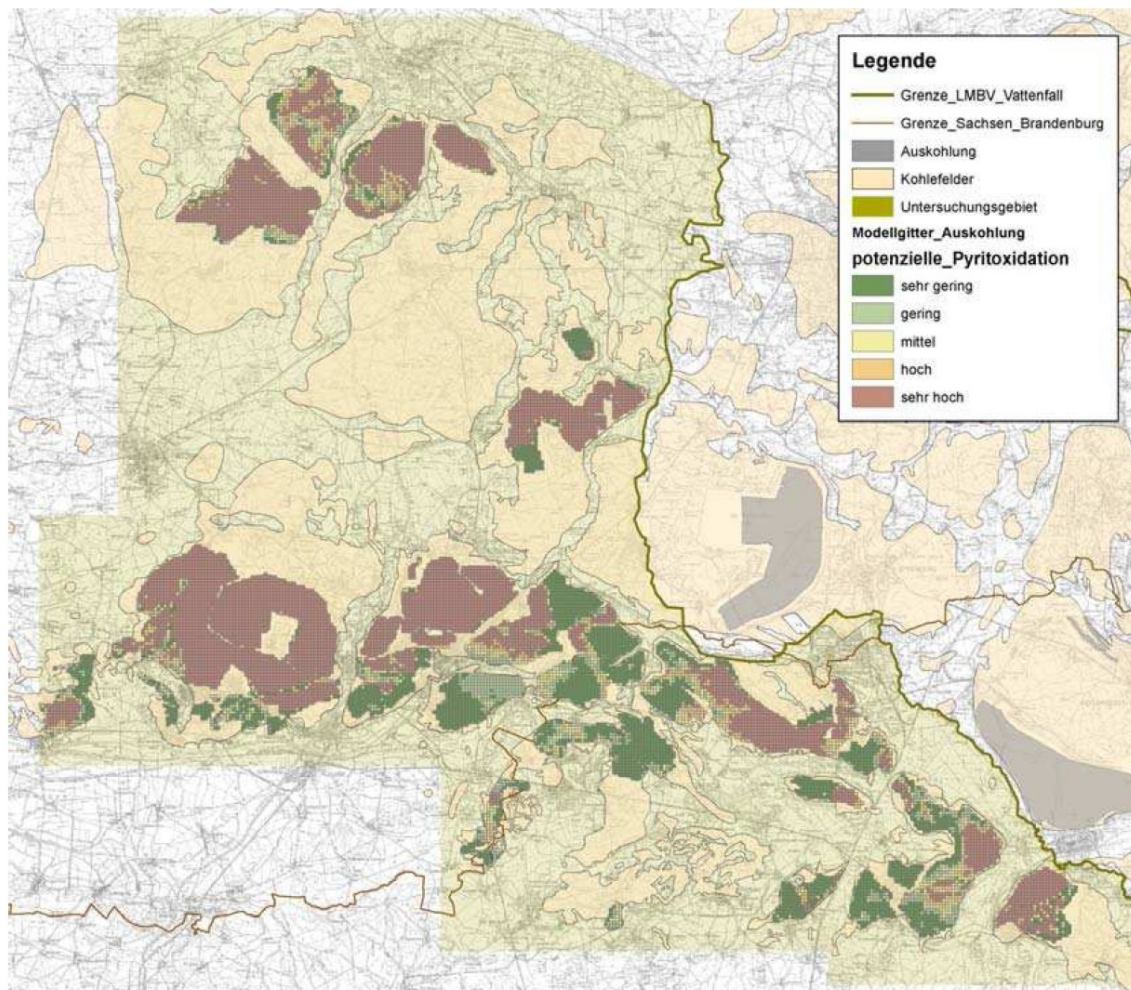


Bild 7: Potenzielle Sulfidoxidation resultierend aus dem Vergleich des Grundwasserstandes im Jahr 2000 mit der Tiefe der Oxidationszone für das Jahresende 2000 [67]

Die im Zuge der Sulfidoxidation freigesetzten Protonen können u.a. durch Calcitvorkommen gepuffert werden, deren mittlere Konzentrationen in der Region zwischen 200 und 600 mg/kg schwankten. Im zentralen und nördlichen Teil des Lausitzer Bergbaureviers (Tagebaukippen Meuro, Skado-Koschen, Greifenhain, Schlabendorf-Nord, Schlabendorf-Süd, Seese-West und Seese-Ost) treten erhöhte Säurepufferpotenziale auf, die eine teilweise bzw. vollständige Pufferung der durch Sulfidoxidation freigesetzten Protonen in diesen Regionen bewirken [67].

#### 4.2.2.3 Sulfatreduktion

Zur Sulfatreduktion lagen GRAUPNER [67] im Lausitzer Bergbaurevier keine abgeschlossenen Untersuchungsergebnisse vor, so dass er für seine Modellierung verfügbare Informationen aus der Literatur zur Sulfatreduktion verwendete, die sich nicht alle auf Tagebaukippen beziehen. Der Einfluss der Sulfatreduktion auf den Stoffbestand erwies sich aufgrund der niedrigen Rate (Annahme für realistische Sulfatreduktionsrate: 0,02 mmol/l\*a) und des

geringen gesättigten Anteils der Kippen an deren Gesamtvolumen allerdings als sehr gering. Die durch Sulfatreduktion verringerte Stoffmenge betrug meist deutlich weniger als 1 % bezogen auf die durch Sulfidoxidation freigesetzte Stoffmenge.

#### 4.2.2.4 Stoffaustrag

Hinsichtlich des Stoffaustrags aus Tagebaukippen des Lausitzer Bergbaureviers liegen großräumige Prognosen lediglich für den Sulfattransport, nicht aber für den Säuretransport vor. Für die Menge des Sulfataustrags aus den Tagebaukippen ist die insgesamt durch primäre und sekundäre Sulfidoxidation freigesetzte Stoffmenge (abzüglich der durch Sulfatreduktion verminderten Menge) entscheidend. Diese stellt die potenziell für die Mobilisierung im Sicker- und Grundwasser verfügbare Stoffmenge dar. Besonders hohe freigesetzte Sulfatmengen liegen in den Tagebauen Gräbendorf, Greifenhain, Sedlitz und Skado/Koschen vor, die überwiegend auf hohe Sulfidkonzentrationen zurückzuführen sind.

Der von GRAUPNER [67] prognostizierte zeitliche Verlauf des Sulfataustrags aus den einzelnen Kippen im Niederlausitzer Bergbaurevier ist für die Jahre 2030 und 2100 in Bild 35 und Bild 36 im Anhang dargestellt. Diesen Ergebnissen liegen Annahmen z.B. bezüglich Sulfidvorkommen, Sulfidoxidations- und Sulfatreduktionsrate zugrunde, die - soweit möglich - realitätsnah auf Basis von Literaturangaben abgeschätzt wurden. Neben Unsicherheiten in der vorhandenen Datenbasis kann die Zuverlässigkeit rechnerischer Prognosen auch durch zukünftige Änderungen in geplanten Sanierungskonzepten von Tagebauregionen, z.B. Abweichungen zwischen einem ursprünglich geplanten und einem letztlich realisierten Flutungskonzept, beeinträchtigt werden.

Die Berechnungen von GRAUPNER zeigen einen mit der Zeit sinkenden Sulfatbestand in den Tagebaukippen, der im Jahr 2050 nur noch rd. 20% des ursprünglichen Bestands von etwa 10,4 Mio. t Sulfatschwefel beträgt. Gleichzeitig steigen die gelösten Sulfatmengen im Grundwasser an und erreichen etwa im Jahr 2020 ein Maximum mit 4 Mio. t. Anschließend nimmt die gelöste Sulfatmenge im Gesamtgebiet bis zum Endzeitpunkt der Prognose im Jahr 2100 auf etwa 70% des Maximalwertes ab. Die durch den Sulfataustrag aus den einzelnen Tagebaukippen beeinflusste Fläche mit Konzentrationen über 300 mg/l  $\text{SO}_4^{2-}$  zeigt ein ähnliches Verhalten, wobei die maximale Ausdehnung auf rd. 750 km<sup>2</sup> zeitlich versetzt erst etwa im Jahr 2030 eintritt (Bild 8). Bei einer Gesamtfläche von rd. 2400 km<sup>2</sup> werden zu diesem Zeitpunkt rd. 30 % des Untersuchungsgebiets durch den bergbaulich verursachten Sulfataustrag im Grundwasser belastet. In den darauf folgenden Jahren nehmen neben den gelösten Sulfatmengen im Grundwasser auch die Flächen mit Sulfatbelastung allmählich ab. Lokal können sich zeitweise Fließgleichgewichte mit quasi stationären Sulfatfahnen ausbilden, wenn eine Ausdehnung durch angrenzende als Vorflut wirkende Fließgewässer begrenzt wird. Insgesamt reduziert sich die Fläche des sulfatreichen Grundwassers mit über 300 mg/l  $\text{SO}_4^{2-}$  bis zum Jahr 2100 auf etwa 80% der maximalen Ausdehnung. Flächen mit erhöhten Sulfatkonzentrationen von mehr als 1.000 mg/l im Grundwasser zeigen bereits etwa vom Jahr 2000 (Beginn der Prognoserechnung) eine sinkende Tendenz an (Bild 9).

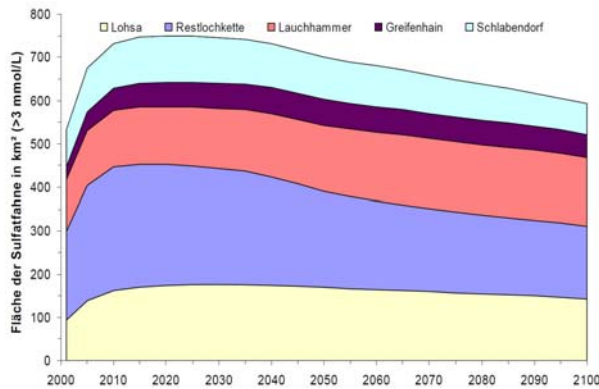


Bild 8: Zeitlicher Verlauf der bergbaulich beeinflussten Fläche aller Teilmodelle (Sulfatkonzentration > 3 mmol/L)

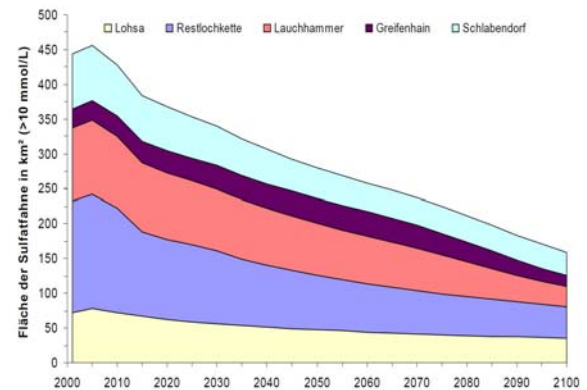


Bild 9: Zeitlicher Verlauf der bergbaulich beeinflussten Fläche aller Teilmodelle (Sulfatkonzentration > 10 mmol/L)

Die zeitliche Entwicklung der Flächen mit erhöhten Sulfatkonzentrationen im Grundwasser ist differenziert nach den einzelnen Tagebauen Tabelle 1 zu entnehmen. An dieser Stelle wird nochmals darauf hingewiesen, dass die Ergebnisse ausschließlich den Sulfataustrag aus Tagebaukippen berücksichtigen und die Sulfatfreisetzung infolge der Eisendisulfidoxidation in Absenkungstrichtern nicht einfließt.

Tabelle 1: Beeinflusste Flächen durch Sulfataustrag aus Tagebaukippen im Niederlausitzer Bergbaurevier [67]

Tagebaue	Lohsa/ Bärwalde	Restlochkette	Lauchhammer	Greifenhain/ Gräbendorf	Schlabendorf/ Seese
Gebietsgröße	~750 km <sup>2</sup>	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Bergbaulich beeinflusste Fläche (> 300 mg/l)	2000: 95 km <sup>2</sup> Max. 176 km <sup>2</sup> (2040); 140 km <sup>2</sup> (2100)	2000: 206 km <sup>2</sup> Max. 284 km <sup>2</sup> (2010); 167 km <sup>2</sup> (2100)	2000: 118 km <sup>2</sup> Max. 162 km <sup>2</sup> (2080); 158 km <sup>2</sup> (2100)	2000: k.A. Max. 59 km <sup>2</sup> (2050); 53 km <sup>2</sup> (2100)	2000: 86 km <sup>2</sup> Max. 107 km <sup>2</sup> (2020); 70 km <sup>2</sup> (2100)
Bergbaulich beeinflusste Fläche (> 1.000 mg/l)	Max. 78 km <sup>2</sup> (2005); 35 km <sup>2</sup> (2100)	Max. 164 km <sup>2</sup> (2010); 45 km <sup>2</sup> (2100)	Max. 106 km <sup>2</sup> (Jahr: k.A.); 30 km <sup>2</sup> (2100)	Max. 36 km <sup>2</sup> (2055); 16 km <sup>2</sup> (2100)	Max. 80 km <sup>2</sup> (2020); 34 km <sup>2</sup> (2100)



Zusammenfassend lässt sich aus den Untersuchungen von GRAUPNER [67] feststellen, dass das Grundwasser im nicht mehr bergbaulich aktiven Bereich des Niederlausitzer Bergbaureviers über den gesamten Prognosezeitraum (bis zum Jahr 2100) erheblich durch den Sulfataustrag aus den Tagebaukippen beeinflusst wird. Bis zum Jahr 2030 ist mit einer zunehmenden Sulfatbelastung sowohl hinsichtlich der betroffenen Fläche als auch bezüglich der gelösten Sulfatmengen zu rechnen. Im Gegensatz zu der daran anschließenden Trendumkehr für das Grundwasser zeigten die Ergebnisse von Graupner bis 2100 keine wesentliche Verringerung der Sulfatbelastung für Fließgewässer. Für letztere wird mit einem bergbaulich verursachten Eintrag von etwa 7.900 t Sulfatschwefel pro Jahr gerechnet. Dieser über lange Zeit stattfindende Sulfateintrag aus Tagebaukippen ist vor allem auf die Wirkung von Fließgewässern als Vorfluter bei Grundwasserwiederanstieg zurückzuführen. [67]

Wie eine vergleichbare großflächige Prognose für den pH-Wert im Grundwasser aussieht, ist bislang nicht untersucht worden. Die hohen Carbonatgehalte in nördlichen und zentralen Regionen des Lausitzer Reviers werden eine teilweise oder gar vollständige Pufferung der durch Sulfidoxidation freigesetzten Säure hervorrufen. Da die Carbonatgehalte im südlichen Teil nach PFLUG [146] und HOTH [82] relativ gering sind, erfolgt hier nur eine begrenzte Pufferung der Säure. Folglich ist in letzterer Region als Auswirkungen der Bergbautätigkeit mit einer Verringerung des pH-Werts im Grundwasser zu rechnen.

Aufgrund der noch weiträumig vorhandenen Grundwasserabsenkung wurde bis zum Jahr 2000 ein nennenswerter Stoffaustrag aus den Tagebauen (Grundwassersenkungen) im Lausitzer Bergbaurevier noch weitgehend verhindert. Nur an vereinzelten Grundwassermessstellen im Abstrom von Tagebaukippen sowie in Tagebauseen (vgl. Bild 5) ist bereits anhand niedriger pH-Werte zwischen 3 und 5 sowie hoher Sulfatkonzentrationen der bergbauliche Einfluss auf die Beschaffenheit von Oberflächen- und Grundwasser zu erkennen [56][67][137]. Daneben weist das Grund- und Sickerwasser im Bereich von Tagebaukippen i. Allg. hohe Konzentrationen an Eisen und Calcium auf [67].

Mit zukünftigem Grundwasserwiederanstieg verändern sich die Grundwasserströmungsverhältnisse, was zu einer großflächigen bergbaulichen Beeinflussung der Umgebung von Tagebauen führen wird. Dieser Einfluss beschränkt sich nicht unmittelbar auf das Lausitzer Revier, sondern wird nach KLAPPER [88] langfristig beispielsweise auch negative Auswirkungen auf die Sulfatfracht der Spree und damit auf die Trinkwasserversorgung von Berlin haben. [175]

## **4.3 Situation im Mitteldeutschen Braunkohlerevier**

### **4.3.1 Grundwasserabsenkung**

Im Rahmen des Braunkohleabbaus in Tagebauen des Mitteldeutschen Braunkohlereviers wurde Anfang des 20. Jahrhunderts Grundwasser großflächig etwa 60 m [74], stellenweise bis zu 120 m [47], abgesenkt. Insgesamt war von der Grundwasserabsenkung eine Fläche

von rd. 1.000 km<sup>2</sup> betroffen [47]. Derzeit sind im mitteldeutschen Bergbaurevier noch die beiden Tagebaue Schleenhain und Profen der MIBRA mbH aktiv. Nach bergbaubetrieblichem Abschluss der Tagebaue im mitteldeutschen Braunkohlerevier entsteht als Ergebnis der Braunkohletagebausanierung eine Seenlandschaft mit 175 km<sup>2</sup> Wasserfläche [74][124].

Im Gegensatz zum Niederlausitzer Revier liegt eine großflächige Prognose der Grundwasserbeschaffenheit für das mitteldeutsche Braunkohlerevier bislang noch nicht vor. Zum Grundwasserwiederanstieg existieren lediglich Hydrogeologische Großraum-Modelle (HGM) sowie lokale Modelle für einzelne Tagebaue oder Tagebaufelder, die den Grundwasserstand nach Abschluss aller bergbaubedingter Grundwasserwiederanstiege prognostizieren. Diese Modellierungen wurden im Auftrag der Lausitzer und Mitteldeutschen Braunkohlesanierungsgesellschaft mbH (LMBV), Lausitzer Braunkohle AG (kurz LAUBAG, heute Vattenfall Mining AG) bzw. der Mitteldeutsche Braunkohlengesellschaft mbH MIBRAG erstellt. In Sachsen behandeln so genannte „Betriebspläne Folgen des Grundwasserwiederanstiegs“ (BP FGWWA) die bergbaubedingten Auswirkungen auf die hydrogeologischen Verhältnisse sowie auf Altlasten und Schutzgüter wie beispielsweise Gebäude und Infrastruktur. Sowohl in den bisherigen Prognosemodellen des Grundwasserwiederanstiegs als auch in den Betriebsplänen des LMBV wird die Entwicklung der Grundwasserbeschaffenheit nicht weiter berücksichtigt.

### 4.3.2 Derzeitige Grundwasserbeschaffenheit

Zur Beurteilung der Auswirkungen des Braunkohletagebaus auf die Grundwasserbeschaffenheit werden vorliegende Messergebnisse von Grundwasseranalysen herangezogen, die im Rahmen eines so genannten „montanhydrologischen Monitorings“ sowohl von der LMBV als auch von der MIBRAG erfasst werden. Neben einer jährlichen Bestimmung der Grundwasserstände wird halbjährlich die Grundwasserbeschaffenheit ermittelt. Anhand der Grundwasseranalysedaten, die in den Jahren 2000 und 2005 gesammelt wurden, wird im Folgenden eine Bewertung der Grundwasserbeschaffenheit vorgenommen.

Grundsätzlich lassen sich in den für Eisendisulfidoxidation relevanten Parametern (Sulfat, pH-Wert, Eisen) im Grundwasser nennenswerte Unterschiede zwischen den Tagebauregionen nördlich und südlich von Leipzig feststellen. So treten im Grundwasser nördlich von Leipzig beispielsweise lediglich Eisengehalte von maximal rd. 450 mg/l auf. Demgegenüber liegen die Konzentrationen in den südlichen Tagebauen, insbesondere Zwenkau (max. 7.000 mg/l Eisen), Espenhain (max. 6.200 mg/l Eisen), Witznitz (max. 4.600 mg/l Eisen) und Haselbach (max. 2.300 mg/l Eisen) um ein Vielfaches höher [151]. Im Weiteren werden daher die Tagebaue im Süden von Leipzig näher betrachtet.

In Bild 37 und Bild 38 im Anhang sind Übersichten über die an einzelnen Grundwassermessstellen gemessenen Eisengehalte in den Jahren 2000 und 2005 dargestellt. Demnach können sich Messstellen mit sehr hohen Eisenkonzentrationen (> 1.000 mg/l Eisen) in unmittelbarer Umgebung von nur schwach eisenbelasteten Grundwassermessstellen (< 50

mg/l Eisen) liegen, was auf unterschiedliche geologische und hydrologische Gegebenheiten zurückzuführen ist. Aus den Analyseergebnissen geht weiterhin hervor, dass in einem Abstand von mehr als 600 m von den Tagebauen, die Eisenkonzentrationen im gewachsenen Boden nur noch sehr gering sind und Werte von 250 mg/l Eisen nicht übersteigen. Bei einem Vergleich unterschiedlicher Untersuchungszeitpunkte fällt auf, dass in der vorliegenden Zeitspanne zwischen 2000 bis 2005 keine nennenswerten Änderungen der Eisenkonzentrationen an den jeweiligen Messstellen stattgefunden haben.

Die gemessenen Eisenkonzentrationen korrelieren erwartungsgemäß weitgehend mit den gleichzeitig ermittelten Sulfatgehalten, d.h. die Messstellen mit hohen Eisenkonzentrationen wiesen i.d.R. erwartungsgemäß auch hohe Sulfatkonzentrationen auf (vgl. Bild 38 und Bild 40 im Anhang). So waren in den Jahren 2000 und 2005 (Bild 39 und Bild 40 im Anhang) in der Umgebung der Tagebaue Espenhain, Zwenkau, Witznitz und Haselbach mit Sulfatkonzentrationen zwischen rd. 13.000 und 24.000 mg/l die höchsten Belastungen im Grundwasser anzutreffen. In den übrigen Tagebauen lagen die Sulfatkonzentrationen im Grundwasser meist zwischen 1.000 mg/l und 3.000 mg/l, in unverritzten Gebieten i.d.R. unter 2.000 mg/l. [151]

Hinsichtlich der Versauerung des Grundwassers lässt sich feststellen, dass der pH-Wert im Mitteldeutschen Braunkohlerevier großflächig im Bereich von pH 5 bis 7 liegt (Bild 41 und Bild 42 im Anhang). Lediglich in den bereits genannten stark von Eisendisulfidoxidation belasteten Tagebauen Espenhain, Zwenkau, Haselbach und Witznitz treten – meist in der Nähe zu Oberflächengewässern – pH-Werte von 2 bis 3 auf. [151]

Bei der Beurteilung der weiteren Entwicklung der Grundwasserbeschaffenheit in den Tagebaugebieten im Südraum von Leipzig ist zu beachten, dass zwar in den Kippen des Tagebaugebiets Witznitz der Grundwasserwiederanstieg größtenteils abgeschlossen ist, das Grundwasser in Teilen des Tagebaugebiets Haselbach sowie in den Tagebauen Espenhain und Zwenkau allerdings in den nächsten Jahren noch erheblich ansteigen wird. Diesen Schluss lassen die aktuellen Füllstände der Tagebauseen zu (vgl. Tabelle 8 und Tabelle 9 im Anhang).

Auch wenn derzeit noch keine langfristigen Prognosen zur Grundwasserbeschaffenheit für das Mitteldeutsche Braunkohlerevier erarbeitet wurden, so ist auf Basis der vorliegenden Ergebnisse des Grundwassermonitorings unter Berücksichtigung des z.T. noch nicht abgeschlossenen Grundwasserwiederanstiegs und dem fortschreitendem Austrag aus den Tagebaukippen davon auszugehen, dass im Mitteldeutschen Bergbaurevier noch jahrzehntelang mit einer erhöhten Belastung des Grundwassers hinsichtlich Eisen, Sulfat und Säure zu rechnen ist. Diesbezüglich sind besonders die Regionen im Abstrom der Tagebaue Espenhain, Zwenkau, Haselbach und Witznitz betroffen. [151]

#### 4.4 Situation im Rheinischen Braunkohlerevier

Mit einem Vorrat von rd. 55 Mrd. Tonnen ist das Rheinische Braunkohlerevier die größte zusammenhängende Braunkohlenlagerstätte Europas. Mitte der 50er Jahre begann die Zeit der großräumigen Grundwasserabsenkungen in der Niederrheinischen Bucht. In zahlreichen Abbaugeländen wurde je nach Grundwasserführung das Grundwasser 300 bis 500 m tief abgesenkt. 1997 galten insgesamt über 3.000 km<sup>2</sup> in der Niederrheinischen Bucht als beeinflusst durch Grundwasserabsenkungen in den verschiedenen Leitern. Großräumige Sümpfungen werden noch etwa bis zum Jahr 2100 anhalten. [96]

Nach Beendigung der Braunkohleförderung in den Tagebauen Bergheim und Fortuna-Garsdorf konzentriert sich die verbliebene Kohleförderung auf die Tagebaue Garzweiler I/II, Hambach und Inden I/II. In den seit langer Zeit abgeschlossenen Tagebauen ist ein Abstrom von Grundwasser aus dem Kippenbereich in das Tagebaufeld bereits schon eingetreten. Für die noch betriebenen Tagebaue ist nach Angaben des Landesumweltamtes NRW [96] ein solcher Abstrom erst 30 bis 40 Jahre nach Beendigung des Tagebaubetriebs zu erwarten.

Am Beispiel des noch aktiven Tagebaus Inden I/II führte LENK [100] eine Prognose der Auswirkungen des bergbaulichen Einflusses auf die Grundwasserbeschaffenheit im Rheinischen Braunkohlerevier durch. Unter Einsatz eines entkoppelten zweistufigen Stofftransport- und Reaktionsmodellansatzes berechnete er für ein Modellgebiet von 1275 km den Austrag der Sulfidoxidsprodukte (v.a. Eisen- und Sulfatkonzentration, pH-Wert und kalklösender Kohlensäure) im Grundwasser aus den Kippen Zukunft/West, Inden I und Inden II. Aufgrund der erheblichen Bedeutung dieser aktuellen Untersuchungen für die Beurteilung der Aggressivität des Grundwassers im Rheinischen Braunkohlerevier werden die wesentlichen Ergebnisse im Folgenden zusammengefasst.

Auf Basis von Kippenuntersuchungen im Tagebau Inden I/II führt die Belüftung der Abraumsedimente mit einem Pyritschwefelgehalt im Bereich von 0,07 bis 0,08 % bei der Verkippung zu einem partiellen Sulfidumsatz von rd. 14%. (Im Vergleich dazu liegt der Sulfidumsatz im benachbarten Tagebau Garzweiler mit 15 bis 17 % geringfügig höher [201].) Daraus resultieren Sulfatkonzentrationen im Kippengrundwasser von im Mittel 1.500 mg/l. Aufgrund der carbonatischen Säureneutralisationskapazität der Braunkohlenebengesteine (Calcit und Dolomit) wird die durch Sulfidoxidation freigesetzte Gesamtacidität weitgehend neutralisiert, so dass der Grad der Versauerung mit einem pH-Wert von 6,2 nur gering ist. Die Wirkung der freigesetzten Säure auf Carbonatphasen zeigt sich weiterhin in der Freisetzung von CO<sub>2</sub>-Spezies und deutlich erhöhten CO<sub>2</sub>-Gesamtkonzentrationen von rd. 600 mg/l im Kippengrundwasser. Der Anteil kalklösender Kohlensäure lässt sich beispielsweise mit Hilfe des Softwareprogramms PHREEQC durchführen. Für die mittlere chemische Beschaffenheit des für den Tagebau Inden I/II charakteristischen Kippengrundwassers berechnet sich der Anteil kalklösender Kohlensäure zu etwa 70 mg/l, wobei lokal durchaus Konzentrationen > 100 mg/l auftreten können.



Aufgrund der pH-Bedingungen werden 70 bis 80 % des freigesetzten Eisens durch Sideritbildung und Kationenaustausch bereits innerhalb der Kippe gebunden. In einigen Abraumkippen ist der beschriebene Grundwasserchemismus schon heute zu beobachten. So liegen beispielsweise im Grundwasser der Kippe Zukunft/West die Sulfatkonzentration im Mittel bei 1578 mg/l, der pH-Wert bei rd. 6,1 und der Anteil kalklösende Kohlensäure bei rd. 91 mg/l (nach Berechnung mit PHREEQC) [100].

Nach Prognoseberechnungen von LENK [100] wird während des aktiven Abbaus von Braunkohle aufgrund der Sumpfungmaßnahmen kein nennenswerter Stofftransport aus Tagebaukippen stattfinden. Erst nach Abschluss der Sumpfung und der Befüllung von Restseen im Jahr 2060 wird sich schwach saures und hoch mineralisiertes Kippenwasser in dem vom abströmenden Kippengrundwasser beeinflussten Teil der Hauptkies-Serie ausbreiten. Im Abstrom der Abraumkippen des Tagebaus Inden I/II werden sich hydrochemische Auswirkungen hauptsächlich in der Sulfatkonzentration und in der kalklösenden Kohlensäure zeigen. Nach den Modellergebnissen werden einige Quadratkilometer des nördlichen Abstromgebietes durch infiltrierendes Kippengrundwasser belastet. Bis zum Jahr 2300 werden Sulfatfahnen mit 1 bis 2 km Breite und Konzentrationen zwischen 250 und 1500 mg/l bis etwa 12 km vom Kippennordrand vordringen und vorhandene Bebauung erreichen. Bild 43 im Anhang ist die Sulfatausbreitung in einer grundwasserleitenden Kiesschicht für das Jahr 2300 zu entnehmen. Neben Sulfat wird das Grundwasser auch durch stark erhöhte Gesamt-CO<sub>2</sub>-Konzentrationen im Bereich von rd. 300 bis 700 mg/l belastet. Die Spannweiten charakteristischer Konzentrationen von relevanten Wasserinhaltsstoffen innerhalb dieser Sulfatfahnen sind in Tabelle 2 aufgeführt.

Ein vergleichbarer Abstrom von Kippengrundwasser zeichnet sich auch für den benachbarten Tagebau Garzweiler ab [20].

Tabelle 2: Charakteristische Spannweiten der modellierten Konzentrationen relevanter Wasserinhaltsstoffe im Einflussbereich mit Sulfatkonzentrationen > 250 mg/l für das Jahr 2300 (nach [100])

	Inden I	Inden II
Einflussbereich mit SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> > 250 mg/l [m]	10.000	7.500
pH-Wert [-]	6,9 – 7,0	6,2 – 7,0
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> [mg/l]	250 – 450	250 – 1.500
Fe <sup>2+</sup> [mg/l]	10 – 15	10 – 107
Ges.-CO <sub>2</sub> [mg/l]	300 – 600	310 – 670

Grundsätzlich ist bei der Ausbreitung der Sulfatfahnen zu beachten, dass sich die Sulfatkonzentration auf dem Fließweg durch Advektion und hydrodynamische Dispersion vermindern kann. Wie bereits erwähnt, kann sich die ausgetragene Sulfatfracht zusätzlich durch mikrobiell katalysierte Reduktionsprozesse verringern, deren Quantifizierung aber mit

dem derzeitigen Wissensstand noch nicht möglich ist. Nach LENK [100] wird Sulfat als Inhaltsstoff im Grundwasser im Laufe des 21. Jahrhunderts zu einem der Hauptprobleme der Wasserversorgung am Niederrhein werden.

Anders als in vielen mittel- und ostdeutschen Tagebaugewässern ist aufgrund der vergleichsweise hohen Säureneutralisationskapazität eine bergbaubedingte Versauerung im Rheinischen Revier bislang nur an zwei Seen eingetreten. Die Versauerung des Zieselsmaarsees konnte seit 1980 messend verfolgt werden. Zum Untersuchungsbeginn zeigte das Seewasser nur eine schwach saure Reaktion und der Sulfatgehalt lag unter 500 mg/l. Mit weiterem Anstieg des Grundwassers nach Ende des Tagebaugeschehens strömte zunehmend versauertes und sulfathaltiges Grundwasser in den See. In der Folgezeit fiel der pH-Wert auf  $< 3$  ab, die Sulfatkonzentration stieg im Tiefenwasser auf Werte über 3.000 mg/l an. Der Einfluss des versauerten Zieselsmaarsees ist auch im Köttinger See zu beobachten. [96]

## 5 Bewertung des Angriffspotenzials auf Betonbauwerke

### 5.1 Potenziell gefährdete Bauwerke

Wie im vorangegangenen Kapitel dargestellt, werden die im Bereich des Grundwasserabsenkungstrichters bzw. in Tagebaukippen freigesetzten Produkte der Eisendisulfidoxidation durch Sicker- bzw. Grundwasser in die umliegenden Regionen von Tagebauen transportiert. Die Richtung und Geschwindigkeit des Stoffaustrags, der in den jeweiligen grundwasserführenden Bodenschichten erfolgt, ist maßgeblich von den geologischen Eigenschaften der Bodenschichten und den lokal vorliegenden hydrologischen Verhältnissen (Quellen, Senken) abhängig. In erster Linie sind hydrologische Veränderungen beispielsweise bei Grundwasserwiederanstieg bzw. Flutung von Tagebaurestseen dafür verantwortlich, dass sich Strömungsverhältnisse und damit auch die Richtung der Stofffahnen, die den Einflussbereich des Stoffaustrags aus den Quellen (Tagebaukippen, Absenkungstrichter) beschreiben, im Laufe der Zeit ändern können. Regionen, die bis dato unbeeinflusst von nahe gelegenen Tagebauen waren, können infolge einer solchen Richtungsänderung der Grundwasserströmung schließlich durch saure- und sulfatreiche Frachten im Grundwasser belastet werden.

Die Versauerung und Sulfatanreicherung im Boden und Grundwasser stellt nur für die Bauwerke ein Angriffspotenzial dar, die sich hinsichtlich ihrer geographischen Lage und Gründungstiefe auf den Kippen und im Einflussbereich der Stofffahnen befinden.

In Regionen, die zwar im Grundwasser durch bergbaulich verursachte Stoffquellen beeinflusst werden, der Grundwasserspiegel – auch nach Einstellung der bergbaubetrieblichen Sumpfung – allerdings in Tiefen von mehreren Metern unterhalb der Gründungstiefe herkömmlicher Bauwerke (üblicherweise < 3 bis 5 m von Geländeoberkante) liegt, ist für die Mehrheit der vorhandenen Bauwerke nicht von einem nennenswerten Angriffspotenzial auszugehen. In solchen Regionen kann sich lediglich für tief gründende Bauwerke, z.B. Tunneln oder Bauten mit Pfahlgründungen, ein Kontakt mit dem betonaggressiven Grundwasser einstellen.

In Regionen, in denen das betonaggressive Grundwasser nur wenige Zentimeter bis Meter unterhalb der Geländeoberkante ansteht (häufig in der Nähe von Oberflächengewässern oder von Kippengebieten [151]), sind erdberührte Bauteile einem chemischen Angriff ausgesetzt. In diesen Regionen sind unterkellerte Bauwerke i.Allg. zwar mit einschlägigen Schutzmaßnahmen, z.B. gegen drückendes Wasser, versehen, doch sind diese i.d.R. nicht für einen dauerhaften Schutz gegenüber einem chemischen Angriff des Grundwassers ausgelegt.

Ein besonders hohes Gefährdungspotenzial liegt für Bauwerke vor, unter denen der Grundwasserspiegel infolge von Sumpfungsmaßnahmen der benachbarten Tagebaugebiete über mehrere Jahre oder Jahrzehnte in größere Tiefen „künstlich“ abgesenkt war. Gegebenenfalls

kann sich hier zukünftig bei Einstellung der Sümpfung ein flurnaher Grundwasserstand ergeben. Bei der Festlegung der Endgrundwasserstände bzw. der Endwasserstände in Tagebauseen, die im Rahmen von Planfeststellungsverfahren oder Plangenehmigungsverfahren gemäß §31 des Wasserhaushaltsgesetz erfolgen, werden die vorbergbaulichen Grundwasserstände zwar berücksichtigt und i. Allg. unterschritten. Allerdings sind mittlerweile einige Bauwerke im Bereich von ehemaligen Grundwasserabsenkungstrichtern bekannt, die während der Zeit der bergbaubetrieblichen Grundwasserabsenkung ohne Berücksichtigung eines zukünftigen Grundwasserwiederanstiegs bzw. ohne weitere Schutzmaßnahmen gebaut wurden und mittlerweile infolge Wiederanstieg des Grundwassers an erdberührten Bauteilen durchfeuchtet sind [151]. Neben Vernässungsproblemen im Bereich Kellern oder unterirdischen Versorgungseinrichtungen kann sich für die betroffenen Bauwerke ein chemischer Angriff durch betonaggressives Grundwasser ergeben, der die Dauerhaftigkeit des Bauwerkes gefährden kann.

Auch noch im Jahr 2008 wurde seitens der LMBV und der Baubehörden darauf hingewiesen, dass in den Revieren von Mitteldeutschland und der Lausitz immer wieder neue Gebäude gebaut wurden, ohne auf den Grundwasserwiederanstieg hinreichend Rücksicht zu nehmen. So sind Häuser teilweise auch in Bereichen von ehemaligen Flussauen errichtet worden, die vor Beginn des Bergbaus auf Grund ihrer Tieflage nicht bebaut worden wären [104].

In Bereichen der derzeitigen Absenkungstrichter befinden sich noch zahlreiche Bauwerke, die zukünftig von den Folgen eines Grundwasserwiederanstiegs potenziell betroffen sind. Beispielsweise wurden in Brandenburg nach einschlägigen Untersuchungen der LMBV [106] rd. 1670 Objekte identifiziert, die ohne weitere Maßnahmen langfristig durch den Grundwasserwiederanstieg gefährdet sind.

Das tatsächliche Ausmaß der gefährdeten Bausubstanz lässt sich nur unter Berücksichtigung der Gründungstiefe der betroffenen Bauwerke, der geplanten Endgrundwasserstände, der Entwicklung der Grundwasserbeschaffenheit und die bereits durch den Bauherrn getroffenen Abdichtungsmaßnahmen zuverlässig bewerten. Bei der Beurteilung des Angriffspotenzials ist nicht zuletzt auch die Sensibilität eines Bauteils gegenüber einem chemischen Angriff einzubeziehen. Dieser Aspekt wird durch einen Vergleich von zwei funktionell verschiedenen Betonbauteilen deutlich, die beide in direktem Kontakt mit dem Baugrund stehen. Ein Abtrag von wenigen Millimetern durch Säureeinwirkung kann bei einem Spannanker hinsichtlich dessen Tragfähigkeit über Mantelreibung als kritisch angesehen werden, während bei massigen Fundamenten selbst ein Dickenverlust im Zentimeterbereich belanglos sein kann. [22]

## 5.2 Betonaggressive Konzentrationen

Für Regionen mit flurnahem Grundwasservorkommen ist bei der Bewertung des Angriffspotenzials auf vorhandene Bauwerke der Gehalt an betonaggressiven Inhaltsstoffen im Grundwasser und Boden entscheidend. Bei der Durchführung einer repräsentativen Baugrunduntersuchung ist zu beachten, dass die Konzentrationen sowohl räumlich (horizontal und vertikal) auf sehr kurzen Distanzen als auch zeitlich stark schwanken können [12]. Für eine sichere Beurteilung des Angriffsgrads im Baugrund kann daher eine größere Anzahl von Untersuchungen über einen längeren Zeitraum erforderlich sein.

In Deutschland wird das chemische Angriffspotenzial von Wässern vorwiegend natürlicher Zusammensetzung oder Böden auf Beton nach DIN 4030-1 [210] beurteilt. Für die einzelnen chemischen Merkmale der Grundwasser- bzw. Bodenanalyse, wie z. B. Sulfatgehalt, pH-Wert, Magnesiumgehalt etc., erfolgt eine Einstufung des chemischen Angriffsgrades in eine von drei Angriffsclassen. Auch bei gleichzeitiger Einwirkung mehrerer angreifender Medien werden vereinfacht die Einzelparameter klassifiziert, wobei das Merkmal maßgebend wird, das zum höchsten Angriffsgrad führt. Ohne genauere Berücksichtigung der Angriffsarten und -intensitäten wird der Angriffsgrad bei zwei oder mehr Prüfwerten im oberen Viertel (beim pH-Wert: unteres Viertel) des jeweiligen Bereichs, basierend auf einem rein empirischen Vorgehen, um eine Stufe erhöht. In EN 206-1 [206] bzw. DIN 1045-2 [208] wird auf dieser Grundlage eine Klassifizierung des chemischen Angriffsgrades der Umgebung in Expositionsklassen XA1 bis XA3 vorgenommen. Tabelle 3 zeigt diese Klassifizierung für einen chemischen Betonangriff durch aggressives Grundwasser. Im Hinblick auf die vorliegende Problematik der Mineralisation von Grundwasser in Tagebauregionen sind die Parameter pH-Wert, Sulfat und kalklösende Kohlensäure für die Bewertung des Angriffsgrads von zentraler Bedeutung. Die gesonderte Beurteilung von kalklösender Kohlensäure unabhängig vom pH-Wert ist erforderlich, da der Dissoziationsgrad dieser Säure gering und der pH-Wert deshalb kein hinreichendes Maß für die Konzentration ist. Anhand der normativen Klassifizierung lässt sich bereits erkennen, dass Sulfatgehalte  $< 200$  mg/l, pH-Werte  $> 6,5$  und kalklösende Kohlensäure mit  $< 15$  mg/l praktisch keinen chemischen Angriff auf Beton auslösen. Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass die Einstufung des Angriffsgrads von Säuren und Sulfaten im Grundwasser nur nach dem pH-Wert und nach dem Sulfatgehalt differenziert, nicht aber nach der Säure- oder Sulfatart, obwohl letztere den Korrosionsmechanismus und -fortschritt maßgeblich beeinflussen können (vgl. [176]). Weiterhin gelten die Grenzwerte für permanent chemisch angreifende Medien im Grundwasser im Temperaturbereich von  $5$  °C bis  $25$  °C und große Mengen stehenden oder schwach fließenden Wassers.

Tabelle 3: Grenzwerte für die Expositionsklassen bei chemischem Angriff durch Grundwasser (Auszug)

Expositionsklasse	XA1	XA2	XA3
Angriffsgrad	schwach	mäßig	stark
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> -Gehalt [mg/l]	≥ 200 u. ≤ 600	> 600 u. ≤ 3.000	> 3.000 u. ≤ 6.000
pH-Wert [-]	≥ 5,5 u. ≤ 6,5	≥ 4,5 u. < 5,5	≥ 4,0 u. < 4,5
CO <sub>2</sub> angreifend [mg/l]	≥ 15 u. ≤ 40	> 40 u. ≤ 100	> 100 bis zur Sättigung
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> [mg/l]	≥ 15 und ≤ 30	>30 und ≤ 60	>60 und ≤ 100
Mg <sup>2+</sup> [mg/l]	≥ 300 und ≤ 1.000	>1.000 und ≤ 3.000	> 3.000 bis zur Sättigung

In Abschnitt 4 wurde beispielhaft auf die aktuelle bzw. zukünftig zu erwartende Grundwasserbeschaffenheit in der Umgebung von Tagebauen eingegangen. Danach können bereits lokal erhebliche Unterschiede in der Art und Konzentration der aggressiven Grundwasserparameter (Sulfat, Säure, kalklösende Kohlensäure) und folglich in der Betonaggressivität auftreten, die sich zudem zeitlich verändern können. Ohne genauere Kenntnisse der jeweiligen lokalen Verhältnisse ist eine konkrete Bewertung des aktuell oder zukünftig vorliegenden Angriffsgrads an einzelnen Lokalitäten nicht möglich. Vielmehr lassen sich auf Basis der vorliegenden Informationen zur bergbaulich beeinflussten Entwicklung der Grundwasserbeschaffenheit charakteristische Angriffsszenarien hinsichtlich der Kombination der maßgeblich angreifenden Parameter feststellen (Tabelle 4).

Tabelle 4: Charakteristische Angriffsszenarien im Grundwasser von Tagebauregionen

Szenario	Sulfat	Säure	Kalklösende Kohlensäure
S1-Sulfat	x	-	-
S2-Sulfat+Säure (< pH 6)	x	x	-
S3-Sulfat+kalklösende Kohlensäure	x	-	x

Im Folgenden wird auf die einzelnen Angriffsszenarien näher eingegangen:

### **S1-Sulfat**

Bergbauliche Auswirkungen auf die Grundwasserbeschaffenheit zeichnen sich häufig zunächst in einer ansteigenden Sulfatkonzentration ab, da die Säure durch Pufferreaktionen z.B. in carbonathaltigen Bodenschichten verbraucht wird. So können bei ausreichend hoher Neutralisationskapazität durchaus Sulfatkonzentrationen im Bereichen von 200 bis 3.000 mg/l (XA1 bis XA2) und gleichzeitig noch pH-Werte im neutralen Bereich (> pH 6) auftreten.

Bei vollständiger Neutralisation der Säure ist keine kalklösende Kohlensäure zu erwarten. [23][100]

### **S2-Sulfat+Säure**

Bei nur geringer oder bereits verbrauchter Neutralisationskapazität wird zusammen mit dem Sulfat auch die freigesetzte (Schwefel-)Säure im Grundwasser mobilisiert. Wie am Beispiel der Bergbaureviere in der Lausitz und Mitteldeutschland (vgl. Bild 41 bzw. Bild 42 im Anhang) bereits an einigen Grundwassermessstellen in unverritzten Böden in der Umgebung von Tagebauen zu beobachten ist, kann bei äußerst geringer Säureneutralisationskapazität des Bodens ohne Weiteres eine Versauerung des Grundwassers auf pH-Werte zwischen 3 und 5 stattfinden [56][67][137][151]. PH-Werte in diesem Bereich rufen einen stark lösenden Angriff der Klasse XA3 und darüber hinaus hervor. Dagegen können die Sulfatkonzentrationen gleichzeitig im Bereich eines schwachen bis mittleren Angriffs (XA1 bis XA2) liegen. Höhere Sulfatgehalte mit Werten von weit über 3.000 mg/l und pH-Werten < 3 konzentrieren sich i.d.R. auf Bereiche in unmittelbare Nähe zu Tagebaukippen. Von einem solch aggressiven kombinierten Säure-Sulfat-Angriff sind beispielsweise im Mitteldeutschen Bergbaurevier die Tagebaue im Südraum Leipzig (Espenhain, Zwenkau, Haselbach und Witznitz) betroffen. In diesem Angriffsszenario ist ein Angriff durch kalklösende Kohlensäure nur von untergeordneter Bedeutung.

### **S3-Sulfat+kalklösende Kohlensäure**

Reicht die vorliegende Neutralisationskapazität im Boden nicht für eine vollständige Pufferung der Säure aus, können sich erhöhte Gehalte an kalklösender Kohlensäure einstellen [100], die im Bereich der Expositionsklasse XA3 liegen (vgl. Abschnitt 4.4). Die Sulfatkonzentration bleibt davon unbeeinflusst und kann, wie bereits erläutert, zu einem schwachen bis mittleren Angriff (XA1 bis XA2) führen. Dieses Phänomen ist z.B. im zentralen und nördlichen Teil des Lausitzer Bergbaureviere oder im Rheinischen Braunkohlerevier zu beobachten. Im Gegensatz zum Szenario A2a dominiert hier ein kombinierter Angriff von Sulfat und kalklösender Kohlensäure.

Ergänzend wird an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass sich zusätzlich zu einem bergbaulich verursachten Angriff durch betonaggressives Grundwasser auch aus dem Baugrund per se ein kombinierter Säure-Sulfat-Angriff ergeben kann. Da insbesondere in der Umgebung von Tagebauen vermehrt eisendisulfidhaltige Bestandteile im Baugrund auftreten, können sich im Rahmen von Baumaßnahmen ähnliche Sulfidoxidationsprozesse im belüfteten Boden abspielen wie in Tagebaukippen bzw. im Bereich von Grundwasserabsenkungstrichtern. Das Angriffspotenzial von eisendisulfidhaltigem Baugrund zeigte sich beispielsweise in massiven Schäden an Brückenfundamenten in Großbritannien, die bei Sulfidschwefelgehalten des Bodens von rd. 5 M.-% [34] auftraten. Auch in Deutschland wurden in den letzten Jahren derartige Schäden an Betonbauwerken bekannt [186] und in Labor- und Felduntersuchungen näher untersucht [101][132].



Vor diesem Hintergrund sind bei einer Baugrunduntersuchung neben den üblichen Parametern einer Grundwasser- oder Bodenanalyse (Säure, Sulfat, Ammonium und Magnesium, vgl. Tabelle 3) auch die Gehalte an Sulfid, Carbonat, organischem Kohlenstoff sowie Chloridionen zu berücksichtigen [24][48][210], was häufig in der Praxis versäumt wird [6]. Anhand dieser Informationen kann das Angriffspotenzial des Bodens und des Grundwassers unter Berücksichtigung der Säureneutralisationskapazität umfassend bewertet werden.

### 5.3 Stofftransport im Boden

Neben der Konzentration der angreifenden Stoffe während der Lebensdauer des Bauwerks sind bei der Beurteilung des Angriffs der Herantransport neuer Frachten an Betonbauwerke bzw. der Abtransport von Korrosionsprodukten von Bedeutung.

Die Einstufung des Angriffsgrads nach DIN 4030-1 bezieht sich im Regelfall auf hydrostatische Bedingungen in Böden, unter denen das Wasser steht oder schwach fließt, unmittelbar auf den Beton einwirkt und in großen Mengen am Bauteil vorhanden ist.

Je nach Bodenbeschaffenheit können die aggressiven Reaktionsprodukte der Eisendisulfidoxidation über weite Distanzen im Boden durch Grund- oder Sickerwasser transportiert werden. Die Transportbedingungen in der Umgebung des Bauteils (Bohrpfahl, Fundament) hängen maßgeblich von der Permeabilität des dortigen Bodens ab. Nach DIN 18130-1 [211] werden die Durchlässigkeiten von Böden anhand von Durchlässigkeitsbeiwerten  $k_f$  in mehrere Bereiche von sehr schwach durchlässig ( $k_f < 10^{-8}$  m/s) bis sehr stark durchlässig ( $k_f > 10^{-2}$  m/s) eingeteilt.

Aus baupraktischer Sicht lassen sich Böden grundsätzlich hinsichtlich der Transportbedingungen nach GRUBE ET AL. [72] in zwei Arten unterscheiden:

- Durchlässige Böden mit Durchlässigkeitsbeiwerten von  $k_f > 10^{-6}$  m/s (langsam fließendes Grundwasser oder offenes Wasser)
- Kompakte, dichte Böden mit Durchlässigkeitsbeiwerten von  $k_f < 10^{-6}$  m/s (extrem langsam bewegtes Grundwasser)

Als stark wasserdurchlässig gelten nach DIN 18130 Bodenschichten aus z. B. Kies, Sand, Torf etc., die Durchlässigkeitsbeiwerte  $> 10^{-4}$  m/s erreichen. Mit frei beweglichem Wasser stellen sie dynamische Systeme mit nicht-abrasiven Bedingungen dar, die eine Schutzschichtbildung auf angegriffenen Betonoberflächen erlauben. Stoffe werden in einem solchen dynamischen System je nach Durchflussmenge des Bodens mehr oder weniger rasch an Bauwerke an- und abtransportiert. In durchlässigen Böden findet infolge fortlaufender Nachlieferung der aggressiven Stoffe ein stärkerer Angriff statt.

Bei Böden mit einem  $k_f$ -Wert  $< 10^{-5}$  m/s kann hingegen von absolut statischen Bedingungen ausgegangen werden, in denen mehr oder weniger kein Stofftransport stattfindet. Das vorhandene angreifende Medium wird an der Betonoberfläche durch Reaktionen mit dem Zementstein verbraucht, d.h. Säure wird durch den alkalischen Zementstein neutralisiert



bzw. Sulfat reagiert mit Besteinstellen des Zementsteins zu sekundären Sulfatmineralen. Da aggressive Frachten nicht nachgeliefert werden, verringert sich die Aggressivität der Umgebung. In einem solchen stationären System reichern sich die Reaktionsprodukte der Betonkorrosion nahe der angegriffenen Betonoberfläche rasch an. Zudem können sich Schutzschichten auf der Betonoberfläche ausbilden. Die genannten Aspekte führen dazu, dass sich in Böden mit geringer Durchlässigkeit die Geschwindigkeit der Lösungsreaktionen und damit der Korrosionsfortschritt im Beton erheblich verlangsamen [41][78].

#### **5.4 Dauer der aggressiven Einwirkung**

Neben den bereits genannten Parametern ist der Angriffsgrad weiterhin von der Dauer der Einwirkung (permanent oder diskontinuierlich) abhängig. Der Austrag betonaggressiver Stoffe aus Tagebaukippen bzw. oxidierten Bereichen in Absenkungstrichtern vollzieht sich i. Allg. über mehrere Jahrzehnte (vgl. Abschnitt 4). Mit dem stofflichen Transport und etwaiger Reaktionen der Stoffe (z.B. Pufferreaktionen) geht lokal eine ständige Veränderung der Grundwasserbeschaffenheit einher. Aktuelle Prognoserechnungen der Grundwasserbeschaffenheit in der Umgebung von Tagebauen bestätigen, dass die Ausbreitung von Stofffahnen in unverritzte Gebirge und damit zunehmende Säure- und Sulfatbelastungen des Grundwassers über einen Zeitraum von Jahrzehnten zu erwarten sind [67][100]. Da Bauwerke i.Allg. für einen Zeitraum von 50 Jahren bemessen werden, lässt sich auf Basis von Grundwassermessdaten zu einzelnen Zeitpunkten folglich keine zuverlässige Bewertung des Angriffsgrads über deren Lebensdauer in den betroffenen Regionen vornehmen. Zu diesem Zweck sind vielmehr längere Messreihen über einen Zeitraum von 20 bis 30 Jahren in Verbindung mit verlässlichen Prognosen aller betonaggressiven Parameter erforderlich. Solche Daten liegen derzeit noch nicht vor bzw. waren im vorliegenden Forschungsvorhaben nicht verfügbar, so dass bezüglich der zeitlichen Entwicklung der Grundwasserbeschaffenheit in der Umgebung von Tagebauen nur Annahmen getroffen werden können.

## 6 Betonkorrosion infolge eines chemischen Angriffs durch Grundwasser

### 6.1 Dichtigkeit des Betongefüges und Ionentransport

Die Dichtigkeit des Betongefüges gilt als maßgebliche Größe für den physikalischen Widerstand gegen das Eindringen aggressiver Medien und beeinflusst somit wesentlich die Dauerhaftigkeit von Beton bei einem chemischen Angriff.

Durch Risse im Beton beispielsweise infolge thermischer oder hygrischer Zwangsbeanspruchung, Eigenspannungen, Gefügespannungen etc. kann die Dichtigkeit erheblich herabgesetzt und die Geschwindigkeit des Eindringens von aggressiven Stoffen i. Allg. sprunghaft erhöht werden. Im weitgehend ungerissenen Zementstein wird das Eindringverhalten durch die Porosität bestimmt, die durch das Gesamtporenvolumen, die Porenart (geschlossen bzw. durchgängig) und die Porenradienverteilung charakterisiert wird. Bei Betrachtung der Porosität im gesamten Beton sind verschiedene Größenbereiche zwischen der Makro- und Nanoebene zu berücksichtigen.

Makroskopisch kann bereits durch Abstimmung der einzelnen Korngruppen der Gesteinskörnung eine möglichst dichte Kornpackung erreicht und damit die Gefahr größerer Poren verringert werden. Im mikroskopischen Fein- und Feinstteilbereich lassen sich durch Einsatz geeigneter Feinststoffe (z. B. Flugasche, inertes Gesteismehl, Mikrosilika) die Packungsdichte des Betons weiter erhöhen, der Wasseranspruch reduzieren und so rein physikalisch ein dichteres Gefüge erreichen [73][110].

Einen wesentlichen Anteil an dem Eintrag aggressiver Medien ins Betoninnere – eine ausreichende Verdichtung vorausgesetzt – nehmen die praktisch immer untereinander verbundenen Kapillarporen ein [6]. Der Durchmesser solcher Poren wird von SETZER [170] mit 0,02 µm bis 200 µm bzw. von HILLEMEIER ET AL. [80] mit 0,10 µm bis 100 µm angegeben. Eine scharfe Abgrenzung dieser Porenart hinsichtlich ihrer Größe ist nicht möglich [78]. Der Anteil der Kapillarporen am Gesamtporenraum ist in erster Linie abhängig von der Betonzusammensetzung (Wasserzementwert, Art des Bindemittels, Zementgehalt, Anteil an Zusatzstoffen etc.) sowie dem Hydratationsgrad und der Nachbehandlung [133]. Bei einem Wasserzementwert von rd. 0,38 bis 0,40 wird davon ausgegangen, dass sich kein nennenswerter Kapillarporenraum im Beton bildet. Mit einer deutlichen Reduzierung des Kapillarporenanteils ( $w/z \leq 0,40$ ) kann daher nach HEARN ET AL. [77] eine Dichtigkeit von Beton erreicht werden, die nur noch sehr geringe Mengen an Ionen eindringen lässt. Aus ihrer Sicht können beispielsweise bei einem singulären Sulfatangriff die schädigenden chemischen Reaktionen des Sulfats mit dem Zementstein weitgehend unterbunden werden, was auch in Langzeituntersuchungen von MONTEIRO ET AL. [125] bestätigt wird. Hinsichtlich der Zementeigenschaften wirkt sich i. Allg. ein hohes  $C_2S/C_3S$ -Verhältnis positiv auf die Dichtigkeit des Gefüges aus [189]. Weiterhin findet infolge puzzolanischer oder latent-hydraulischer Reakti-

onen eine Verdichtung im Kapillarporenraum durch zusätzliche C-S-H-Phasen statt, wodurch die Porengrößenverteilung in den Gelporenbereich verschoben und die netzförmige Strukturanordnung von  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ , die einen raschen Protonentransport ins Betoninnere bewirken kann, unterbrochen wird [19][73][80][118][133][173]. Mit „puzzolanischer“ bzw. „latent-hydraulischer“ Reaktion werden die chemischen Reaktionen bezeichnet, bei denen Stoffe, die sich durch einen hohen Glasgehalt auszeichnen, durch den hohen pH-Wert der Porenlösung gelöst werden und mit Calciumhydroxid unter Bildung von C-S-H-Phasen reagieren. Die Porenlösung dient somit als Anreger für die festigkeitsbildende hydraulische Reaktion. Der Hauptunterschied zwischen puzzolanischen und latent-hydraulischen Stoffen liegt im enthaltenen Kalkanteil. Gegenüber latent-hydraulischen Stoffen mit 30 bis 55% liegt dieser bei puzzolanischen Stoffen i.d.R. unter 10%. Gelporen stellen die Räume zwischen und innerhalb der Gelpartikel aus den C-S-H-Phasen dar. Sie tragen aufgrund der sehr geringen Porenradien von  $< 0,10 \mu\text{m}$  sowie des darin befindlichen chemisch und adsorptiv gebundenen Wassers nur unwesentlich zu den Transportmechanismen im Zementstein bei. [80]

Die Dichtigkeit von Beton resultiert nicht nur aus dem Zementstein und dem darin befindlichen Porenraum, sondern auch aus der Phasengrenzfläche zwischen Zementsteinmatrix und Gesteinskörnung. Dieser Übergangsbereich weicht in Bezug auf Mikrostruktur, Dichte sowie chemischer und phasenanalytischer Zusammensetzung entscheidend von der durchschnittlichen Zementsteinmatrix ab [78]. Innerhalb dieser Grenzfläche reichern sich an der Oberfläche der Gesteinskörnung Portlanditkristalle an, was auf einen im Vergleich zur Zementsteinmatrix höheren Wasserzementwert und eine damit verbundene höhere Porosität im Bereich der Übergangszone zurückzuführen ist (Bild 10) [183]. Aufgrund dieser höheren Porosität gilt die Übergangszone zwischen Zementsteinmatrix und Gesteinskörnung als durchlässiger für Transportvorgänge und ist als bevorzugter Ort für Mineralneubildungen somit anfälliger gegenüber einem chemischen Angriff als die dichtere Matrix [17].

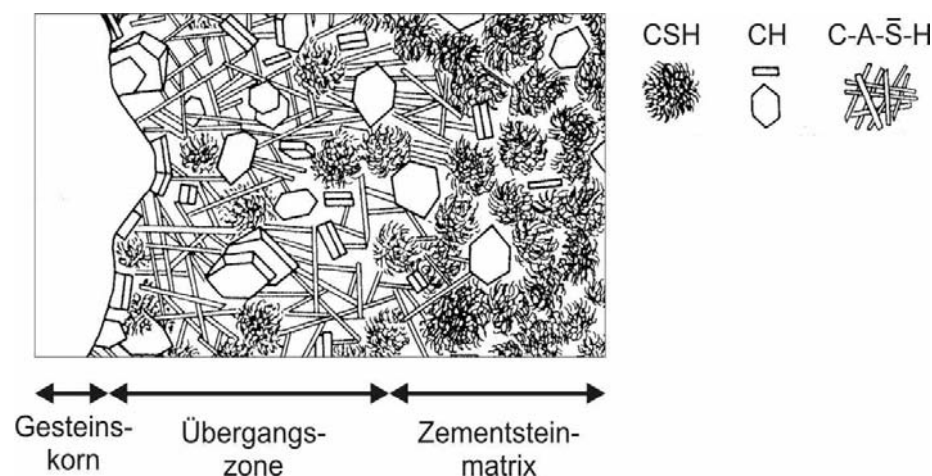


Bild 10: Schematische Darstellung der Mikrostruktur der Übergangszone zwischen Gesteinskörnung und Zementstein (nach METHA [121])

Die Gesteinskörnung selbst enthält praktisch keine Poren und trägt i.d.R. nicht zum Ionentransport bei. Abgesehen von carbonathaltigen Gesteinsarten verhält sie sich inert gegen-

über einem chemischen Angriff und stellt Hindernisse dar, die von den in den Beton eindiffundierenden oder nach außen hin wandernden Ionen umlaufen werden müssen (Tortuosität) [145][154]. Der im Vergleich zum geradlinigen Verlauf kompliziertere, d. h. auch wesentlich längere Diffusionspfad verlangsamt die Transportgeschwindigkeit um ein Vielfaches. Durch Auswahl einer optimalen Sieblinie, die durch einen erhöhten Anteil im Feinstbereich zulasten des gröbereren Kornbereichs (> 2 mm) gekennzeichnet ist, kann so der Eindringwiderstand gegenüber außen anstehenden Medien physikalisch erhöht werden.

Zeitlich betrachtet ist die Dichtigkeit von Beton keine konstante, sondern eine veränderliche Größe. Beispielsweise können bei Einwirkung aggressiver Medien chemische Reaktionen zwischen den gelösten eindringenden Ionen und den Zementsteinphasen Modifikationen der Mikrostruktur und damit der Porosität hervorrufen (Auslaugung von calciumhaltigen Phasen, Rissbildung, Bildung sekundärer Sulfatphasen etc.). Während sich die Porosität der Betonrandzone bei Säureangriff (z. B. Angriff durch kalklösende Kohlensäure) durch Auslaugungseffekte unter Bildung leichtlöslicher Reaktionsprodukte i. Allg. erhöht, kann sie bei Sulfatangriff durch Bildung schwerlöslicher Produkte herabgesetzt werden.

Der Transport aggressiver Medien in Beton erfolgt im Wesentlichen über wässrige Phasen durch Konvektion und Diffusion. Wird Beton nach einer Trockenlagerung einer aggressiven Lösung ausgesetzt, so dringen die Ionen der Lösung rasch konvektiv über kapillares Saugen in das Porensystem ein. Die Gravitation ist für die Geschwindigkeit dieses Konvektionsvorgangs nur von untergeordneter Bedeutung. Insbesondere bei alternierender Feucht-Trockenlagerung oder im Bereich von Wasserwechselzonen können durch kapillares Saugen erhebliche Mengen an aggressiven Ionen in den Beton eingetragen werden [6]. Beispielsweise können für teilweise in Wasser stehende Bauteile, wenn der Beton knapp über dem Wasserspiegel abtrocknen kann (vgl. Bild 11), bereits Wässer mit geringen Sulfatkonzentrationen in der Größenordnung von rd. 100 mg/l  $\text{SO}_4^{2-}$  zu großen Schäden führen [190]. [178]

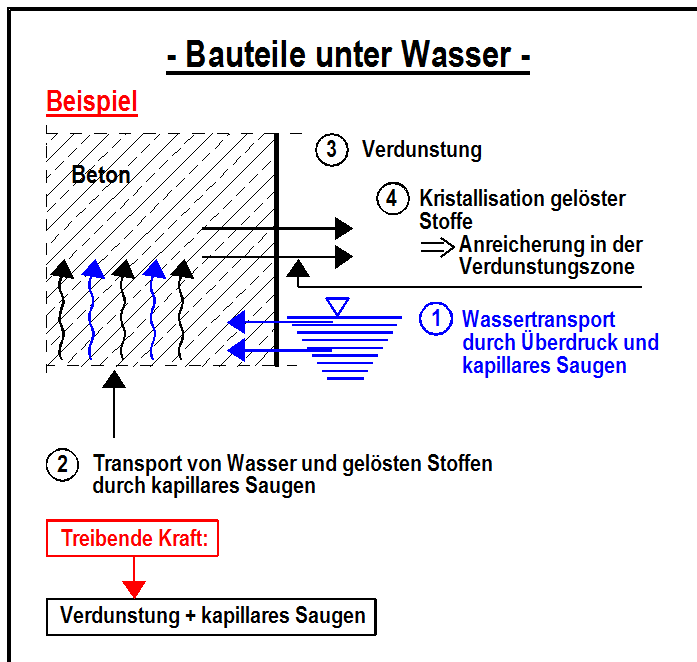


Bild 11: Stofftransport und Aufkonzentration von gelösten Stoffen in Beton

Bei kontinuierlicher Feuchteeinwirkung nimmt das kapillare Saugen mit zunehmender Sättigung des Betons ab, bis schließlich bei weitgehend gesättigtem Betongefüge die Diffusion als maßgeblicher Transportmechanismus dominiert. Die Diffusion bezeichnet den vergleichsweise langsamen und kontinuierlichen Transport von Ionen in Richtung eines Konzentrationsgradienten. Im vorliegenden Fall des chemischen Angriffs auf Beton stellt sich ein solcher Konzentrationsgradient zwischen der außen anstehenden, aggressiven Lösung und der Porenlösung im Zementstein ein. Dabei ist zu beachten, dass mit parallel zum Antransport der außen anstehenden Ionen (des angreifenden Mediums) gegenläufige Diffusionsvorgänge zur Aufrechterhaltung der Elektroneutralität ablaufen. Dringen aggressive Ionen, z. B.  $\text{SO}_4^{2-}$ -Ionen, in den Zementstein ein, so werden gleichzeitig andere gleichgeladene Ionen, z. B.  $(\text{OH})^-$ -Ionen, nach außen abtransportiert. Wird die Menge solcher leichtlöslichen und transportierbaren Ionen im Zementstein bereits durch gezielte Auswahl der Betonausgangsstoffe abgesenkt, beispielsweise durch Einsatz puzzolanischer oder latent-hydraulischer Betonzusatzstoffe, so läuft aufgrund der dadurch bedingten schwächeren Gegendiffusion von Zementstein-Ionen auch die Diffusion aggressiver Ionen in den Beton langsamer ab [111]. Darüber hinaus wird das Eindringen bestimmter Ionen auch von der chemisch-mineralogischen Beschaffenheit der Porenwandungen und den elektrostatischen Wechselwirkungen zwischen schnell und langsam diffundierenden Ionen beeinflusst [36][118][155].

## 6.2 Sulfatangriff

### 6.2.1 Allgemeines

Die gefügeschädigende Wirkung von Sulfaten aus Wässern und Böden auf Betonbauteile ist seit mehr als 100 Jahren bekannt [115]. Die Betonzerstörung zeigt sich in morphologischen Veränderungen wie Dehnungen, Rissentwicklung und im fortgeschrittenen Stadium in Festigkeitsverlusten bzw. in chemisch-mineralogischen Veränderungen des Betongefüges durch Phasenneubildungen oder -umbildungen.

Einem Sulfatangriff liegen sehr komplexe Reaktionen zugrunde, die direkt oder über die Bildung von Zwischenprodukten ablaufen und sich durch Reaktionsgleichungen nur unzureichend beschreiben lassen. Aus den Reaktionen gehen Produkte hervor, von denen eine treibende Wirkung (Ettringit, Gips) oder eine zerstörende Wirkung (Thaumasit) auf das Betongefüge ausgehen kann. [108][133][193]

Neben einer Sulfateinwirkung durch Wasser und Böden von außen können Sulfationen auch aus Quellen im Betoninneren (z. B. bei zu hohen Gipsgehalten im Zement) schädigend auf den Beton einwirken. Auf diese Form des inneren Sulfatangriffs wird im Weiteren nicht näher eingegangen, sondern auf die Literatur verwiesen [6][110][180].

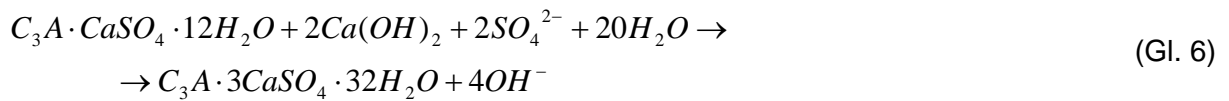
### 6.2.2 Ettringit- und Gipsbildung

Zwar liegen in der Fachwelt zu den physikalisch-chemischen Schädigungsmechanismen kontroverse Auffassungen vor, doch lassen sich durch Röntgenbeugungsanalysen und mikroskopische Untersuchungen sulfatverursachte Treibschäden auf die sekundäre Bildung von Schadmineralen, in erster Linie Ettringit und Gips, im bereits erhärteten Beton zurückführen [115]. Zur Unterscheidung von den unmittelbar beim Hydratationsprozess entstehenden „primären“ Sulfatphasen, die keine Betonkorrosion verursachen, werden die erst später durch Sulfatangriff gebildeten Phasen als „sekundär“ bezeichnet. Im Weiteren bezieht sich die Beschreibung von Gips- und Ettringitbildung – wenn nicht explizit der primäre Phasentyp erwähnt wird – auf den sekundären, betonschädigenden Phasentyp.

Während Ettringitbildung vorzugsweise bei geringen Sulfatkonzentrationen ( $< 1.000 \text{ mg/l}$ ) und hohen  $C_3A$ -gehalten den Schädigungsmechanismus dominiert [12], ist bei höheren Sulfatkonzentrationen ( $> 4.000 \text{ mg/l}$  [163]) und niedrigen  $C_3A$ -gehalten die Bildung von sekundärem Gips die Hauptursache für Schädigungen [6][37]. Bezüglich der Bildungsparameter (Sulfatkonzentration und  $C_3A$ -Gehalt) ist der Übergang zwischen Gips- und Ettringitbildung fließend, wobei auch beide Sekundärphasen gleichzeitig auftreten können. [64][97]

Nach Ansicht der meisten Autoren erfolgt die sekundäre Ettringitneubildung bei Sulfatangriff auf Beton in erster Linie durch die Reaktion der eindringenden Sulfationen oder von bereits vorhandenem Gips mit im Zementstein vorliegenden AFm-Phasen, deren häufigste Vertreter Monosulfat ist [64][173]. Ein möglicher Reaktionsweg lautet:





Seltener dienen andere aluminathaltige Phasen wie unhydratisiertes  $C_3A$  als Aluminiumquelle [173].

In Abhängigkeit von der aluminathaltigen Phase, die als Edukt an der Reaktion beteiligt ist, variiert das Expansionspotenzial für die Ettringitbildung. Die Bildung des kristallwasserreichen Ettringits aus  $C_3A$  erfolgt unter Aufnahme von 32 Molekülen Wasser, was mit einer rd. 8-fachen Volumenvergrößerung gegenüber der Ausgangsphase verbunden ist [63][142][180][36]. Geringer ist die Volumenausdehnung, wenn Ettringit aus anderen Aluminatverbindungen, z. B. aus  $C_3AH_6$ -Mischkristallen (4,8-fach) oder aus Monosulfat (2,3-fach), gebildet wird [9][179][180].

Die erforderlichen Calciumionen werden zunächst durch die Auflösung von Portlandit und schließlich durch Verringerung des Calcium-Gehaltes in den C-S-H-Phasen bereitgestellt [64][133][173]. Solche Auslaugungseffekte, die auch bei der Bildung von Gips auftreten, sind nicht unmittelbar sulfatspezifisch, sondern z. B. auch bei Einwirkung saurer Wässer zu beobachten und bewirken einen allmählichen Abbau der C-S-H-Phasen und damit eine Entfestigung des Gefüges, ohne treibende Reaktionen auszuüben.

Hinsichtlich der Bildungsmechanismen und der gefügeschädigenden Wirkung von Ettringit existieren unterschiedliche Theorien [6][17][25][117][133][161][180][184]. Die am weitesten verbreitete Theorie geht davon aus, dass sich Ettringitkristalle entweder aus der übersättigten Lösung oder topochemisch auf aluminathaltigen Feststoffpartikeln bilden („Kristallisationsdruck-Theorie“). Allerdings ist die von einigen Autoren [17][25][35][43][115][173] favorisierte Hypothese der topochemischen Ettringitbildung nach BELLMANN [6] nicht wahrscheinlich, da die Kristallstruktur von Ettringit keine Ähnlichkeit mit denen der Ausgangsstoffe (Aluminat, Monosulfat etc.) aufweist. Ettringit kristallisiert demnach vielmehr durch Lösungs-Fällungs-Reaktionen, was durch die Ausführungen von GLASSER [62], BROWN ET AL. [25] und DENG ET AL. [43] bekräftigt wird. Nach DENG ET AL. [43] sind beide Bildungsformen je nach  $Ca(OH)_2$ -Gehalt möglich. Danach wird bei Gehalten über 0,02 mol/l Ettringit tendenziell vermehrt topochemisch und bei niedrigeren Gehalten eher aus der Lösung heraus gebildet.

Je nach Umgebungsbedingungen kann Ettringit in unterschiedlichen hexagonal-prismatischen Erscheinungsformen (z. B. lange schlanke Nadeln, kurze prismatische Kristalle etc.) auftreten (Bild 12). Die Ursachen der vielen Erscheinungsformen von Ettringit liegen vermutlich u. a. in der Zusammensetzung der Porenlösung [179].

Bei ausreichendem Expansionsraum in Form von größeren Poren (Verdichtungsporen, Luftporen) und vorhandenen Rissen, insbesondere Haftrissen zwischen Gesteinskörnung und Zementsteinmatrix, können Ettringitkristalle bis zu einem gewissen Maß spannungsfrei wachsen, so dass keine inneren Gefügeschädigungen und äußeren Dehnungen auftreten [36][115][184]. Erst nach weit fortgeschrittener Verdichtung von größeren Poren durch Ettrin-

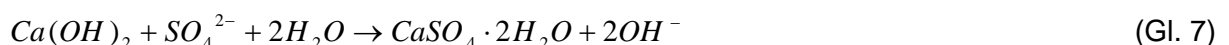
git stellten GOLLOP ET AL. [64] auch eine anschließende Gefügedehnung mit Bildung von Mikrorissen fest. Nach BOLLMANN [17] ist das Auftreten großer Ettringitkristalle in Poren oder Rissen von Beton aber meist eine Folge von anderweitig ausgelösten Gefügeschäden, die durch Ettringitbildung weiter verstärkt werden können. Nur selten ist die Neubildung dieses Sulfatminerals die primäre Ursache von Rissen.

Findet hingegen die Ettringitbildung in nur wenigen µm-großen Poren oder in der Mikrostruktur der C-S-H-Phasen statt, wird sich nach BELLMANN [6] und TAYLOR ET AL. [184] bei einsetzendem Kristallwachstum rasch ein Kristallisationsdruck aufbauen, der bei Überschreitung der Bindungskräfte des Mikrogefüges eine innere Schädigung in Form von Mikrorissbildung verursacht. Da der Aufbau eines Kristallisationsdrucks maßgeblich davon abhängt, ob das Wachstum der Schadminerale behindert wird, lässt sich keine allgemeingültige Beziehung zwischen der Gefügedehnung und der gebildeten Ettringitmenge finden. [25][142][173]

Die allmähliche Häufung von Mikrorissen bewirkt eine Expansion der Matrix. Unter Spannungsumlagerung akkumulieren sich mehrere Mikrorisse zu einzelnen breiteren und längeren Makrorissen. Gleichzeitig mit den Makrorissen bilden sich auch Haftrisse zwischen Bindemittelmatrix und Gesteinskörnung. Durch die Anbindung von Makrorissen an die Haftrisse entsteht ein verzweigtes Netzwerk, was u. U. den Eintrag von außen anstehenden Medien in den Beton beschleunigt. [115]

Ein treibender Angriff durch Ettringitbildung setzt einen wirksamen Transport der Sulfationen im Betongefüge voraus [85]. So findet die Ettringitbildung lediglich in Bereichen lokaler Sulfatanreicherung statt. Allerdings folgt aus den verschiedenen Arten des Kristallwachstums, dass zwischen rissgeschädigten Bereichen und benachbarten makroskopisch ungeschädigten Bereichen nicht zwangsläufig ein signifikanter Unterschied in der Sulfatkonzentration vorliegen muss. Daher deutet ein Sulfateintrag zwar auf eine korrosive Einwirkung hin, stellt aber kein Maß für einen Schädigungsgrad dar. Als potenzielle Treibzentren innerhalb des Betongefüges gelten Stellen, die räumlich eng begrenzt sind, Anreicherungen von Portlandit aufweisen und häufig in der Nähe zu Zementklinkerrelikten liegen. [43][115]

Bei hohen Sulfatkonzentrationen oder wenn für eine weitere Ettringitbildung zwar Sulfat, aber nicht (mehr) ausreichend Aluminat zur Verfügung steht, kann aus der Reaktion von Calciumhydroxid mit Sulfationen nach Gleichung 7 Gips ausfallen.



Gips kristallisiert sowohl vereinzelt in der Mikrostruktur – häufig eingebunden in die C-S-H-Phasen – als auch in Form von Bändern dicht unterhalb und parallel zur beaufschlagten Betonoberfläche [6][64]. Weiterhin erfolgt Gipsbildung bevorzugt in Luftporen sowie größeren Rissen, besonders Haftrissen zwischen Bindemittelmatrix und Gesteinskörnung (Bild 13) [45].





Bild 12: ESEM-Aufnahme von Ettringit [6]

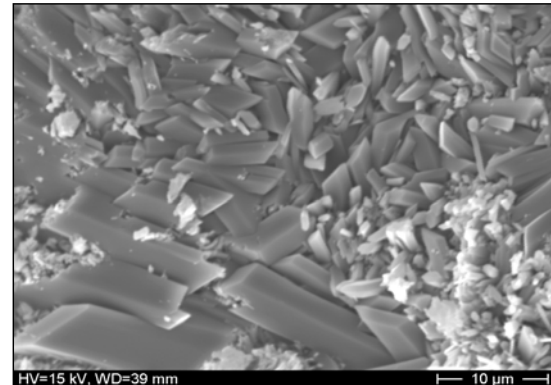


Bild 13: REM-Aufnahme von Gips

Während Ettringitbildung maßgeblich Dehnungen hervorruft, verursacht Gipsbildung in erster Linie einen Adhäsionsverlust zwischen Matrix und Gesteinskörnung sowie eine Erweichung der Zementsteinmatrix [37][45][115][120][125][157]. Die Erweichung ist auf den Verbrauch von Calciumhydroxid sowie die Auslaugung und schließlich den Abbau der festigkeitsbildenden C-S-H-Phasen zurückzuführen [64][122][185]. Ob und inwieweit die Bildung von Gips zu einem treibenden Angriff führt, wurde in der Vergangenheit immer wieder kontrovers diskutiert [37][173]. Dehnungen, die auf die Umwandlung von Portlandit in Gips zurückzuführen sind, wurden zwar immer wieder festgestellt, allerdings teilweise erst nach sehr langen Versuchszeiträumen [159][185] oder bei hohen Sulfatkonzentrationen [64]. Im Vergleich zur expansiveren Ettringitbildung fallen der Kristallisationsdruck aufgrund der Volumenausdehnung (Faktor 1,2 bis 2,2 [126]) und die dadurch hervorgerufenen Zugspannungen im Gefüge bei Gipsbildung deutlich schwächer aus [58][108]. Bei sehr hohen Sulfatkonzentrationen kann die korrosive Wirkung der Gipsbildung jedoch den schädigenden Einfluss durch Ettringitbildung übertreffen [6][12].

Zusammenfassend ist aus derzeitigen Erkenntnissen zu schließen, dass Ettringit und Gips gleichzeitig im Beton auftreten und zu einer Schädigung des Betongefüges führen können. Während mit der Ettringitbildung in erster Linie treibende Reaktionen und Rissbildungen verbunden sind, wird durch Gipsbildung das Betongefüge maßgeblich durch Calcium-Auslaugung aus den festigkeitswirksamen C-S-H-Phasen geschädigt. Die treibende Wirkung von sekundärem Gips ist im Vergleich zu sekundärem Ettringit nur gering.

### 6.2.3 Thaumazitbildung

Zahlreiche Schadensfälle an Betonbauwerken, die in Verbindung mit oxidierenden eisendisulfidhaltigen Böden vermehrt in Großbritannien, aber auch in Nordamerika, Skandinavien und der Schweiz in der Vergangenheit auftraten, liessen sich in Gegenwart von Calciumcarbonat meist auf die intensive Bildung der Phase Thaumazit zurückführen [34][40][114][163]. Nur selten war die maßgebende Schadensursache Ettringit- oder Gipsbildung [38]. Im Gegensatz zur strukturverwandten Phase Ettringit geht von Thaumazit keine Treibwirkung, sondern ein Angriff auf die festigkeitsbildenden C-S-H-Phasen aus. Infolge-

dessen wird der Zementstein des Betons in eine helle, weiche Masse überführt (Bild 14) [173]. Neben dieser als TSA (thaumasite form of sulfate attack) bezeichneten Schädigung kann sich Thaumasit auch ohne Auswirkungen auf die Betonfestigkeit durch vereinzelt Ausfällung in Poren, Rissen und anderen Fehlstellen des Gefüges bilden. [34]



Bild 14: Thaumasitbildung im Beton bei Kontakt mit eisendisulfidhaltigem Boden

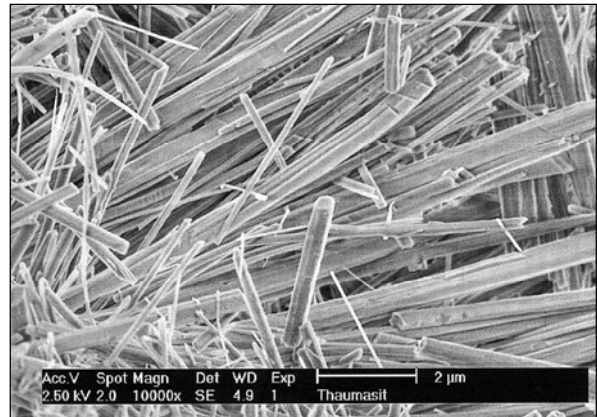
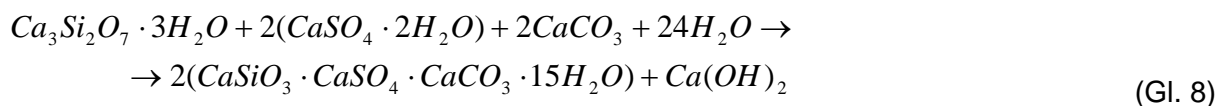


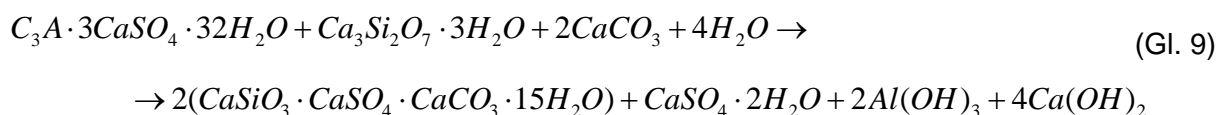
Bild 15: ESEM-Aufnahme von Thaumasit [6]

Die Thaumasitkristalle weisen wie die optisch und röntgenographisch ähnlichen Ettringitkristalle eine hexagonal-prismatische Struktur auf (Bild 15) [133]. Zusammen mit Ettringit können sie auch in Form eines Ettringit-Thaumasit-Mischkristalls, dem so genannten Woodfordit, auftreten [9][114]. Bei Bauwerksschäden ist jedoch häufig die reine Form von Thaumasit festzustellen [6].

Unter der Voraussetzung einer ausreichenden Sulfatzufuhr und Feuchtigkeit sowie bevorzugt bei niedriger Umgebungstemperatur kann die Bildung von Thaumasit in Gegenwart von reaktiver Kieselsäure und löslichem Carbonat erfolgen. In der Literatur werden für den Bildungsmechanismus von Thaumasit ein direkter und ein indirekter Reaktionsweg diskutiert [6][9][133]. Dabei wird bei dem direkten Weg einer Thaumasitbildung von der Reaktion der C-S-H-Phasen mit Sulfat und Carbonat aus einer übersättigten Lösung ausgegangen, wobei als Sulfatquelle sowohl eindringende Sulfationen als auch Gips herangezogen werden.



Auf dem indirekten Reaktionsweg entsteht zunächst aus bereits gebildetem Ettringit der Mischkristall Woodfordit, der anschließend bei Carbonat- und SiO<sub>2</sub>-Zufuhr durch Substitutionen in der Kristallstruktur in Thaumasit umgewandelt wird.



Der direkte Reaktionsweg läuft aufgrund reiner Diffusionskontrolle langsamer ab als der indirekte Reaktionsweg. Bei letzterem werden infolge Ettringit- und ggf. auch Gipsbildung zunächst Treibschäden im Gefüge hervorgerufen, die die Reaktionsfläche für die Thaumasitbildung vergrößern und den Transportprozess der an der Thaumasitbildung beteiligten Ionen beschleunigen. LIPUS ET AL. [102] folgerten aus ihren Untersuchungen, dass eine technisch relevante Gefügeschädigung durch Thaumasit ausschließlich infolge einer solchen vorausschreitenden Treibschädigung durch sekundären Ettringit und Gips auftritt. Wie zahlreiche Schadensfälle in der Praxis belegen, kann das Schädigungsausmaß durch Thaumasitbildung die Auswirkungen rein treibender Reaktionen weitaus übertreffen. [6][9]

Da siliziumhaltige C-S-H-Phasen den größten Anteil im Zementsteingefüge einnehmen, kann prinzipiell ein Großteil des Gefüges in Thaumasit umgewandelt und vollständig entfestigt werden. Als Carbonatquelle können kalksteinhaltige Zumahlstoffe bzw. Nebenbestandteile im Zement, carbonathaltige Gesteinskörnung (Kalkstein, Dolomit) bzw. Füller dienen. Darüber hinaus können auch äußere Quellen, wie z. B. in eindringendem Wasser gelöstes  $\text{CO}_2$  oder Calcit aus der Carbonatisierung von Calciumhydroxid, vorhanden sein. Letztere Carbonatquelle ist i.d.R. auf die Betonrandzone beschränkt. Der Verzicht auf die Zugabe carbonathaltiger Zusatz- oder Zumahlstoffe stellt somit eine notwendige, jedoch keine hinreichende Bedingung für die Vermeidung von Thaumasitbildung im Beton dar. [6][34]

#### 6.2.4 Einfluss des Kations

Zusammen mit den negativ geladenen Sulfationen liegen im angreifenden Medium auch positiv geladene Ionen vor. Diese Kationen können den Mechanismus und das Ausmaß der Schädigung signifikant beeinflussen. Beispielsweise trägt das Magnesiumion beim Angriff durch Magnesiumsulfat maßgeblich zur Bildung von Brucit bei, der zum einen als Deckschicht den Ionenaustausch zwischen Beton und dem aggressiven Medium verlangsamt und zum anderen alle Zementsteinkomponenten einschließlich der C-S-H-Phasen angreift [26][158]. In Alkalisulfatlösungen hat das Kation demgegenüber nur einen untergeordneten Einfluss auf die Betonkorrosion.

Die sauren und sulfatreichen Grundwässern von Tagebauregionen sind insbesondere durch Eisen angereichert. Über die Bedeutung dieses Kations für das Angriffspotenzial von Eisen(II)-sulfat ( $\text{FeSO}_4$ ), hier vereinfacht als Eisensulfat bezeichnet, liegen bislang nur wenige Erkenntnisse vor. MOUM ET AL. [129] gehen bezüglich der Transportmechanismen bei Betonen in Eisensulfatlösungen davon aus, dass zweiwertiges Eisen zusammen mit erheblichen Sulfatmengen in den ungestörten Beton eingetragen wird. Im Betoninneren bildet sich aus den  $\text{Fe}^{2+}$ -Ionen Eisenhydroxid ( $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ), was den Porenraum verdichtet und den Eindringwiderstand des Betons gegenüber schädlichen Einwirkungen erhöht [12][176].

Findet die Oxidation von  $\text{Fe}^{2+}$ -Ionen bereits in der Lösung statt, so kann Eisenhydroxid bereits auf der Betonoberfläche in Form eines kolloidalen, gallertartigen Niederschlags

ausflocken und als schwer lösliches Reaktionsprodukt die offenen Poren abdichten, was den Ionentransport ins Betoninnere ebenso verlangsamt. [129]

Bei der  $\text{Fe}^{2+}$ -Oxidation werden Protonen freigesetzt, so dass von Eisensulfat in Lösung per se ein kombinierter Säure-Sulfat-Angriff auf Beton ausgehen kann. Dabei dringen die Eisenionen nach den Untersuchungen von SIEBERT [176] maximal bis zur Front des lösenden Angriff vor. MOUM ET AL. [129] vergleichen den Angriff dieser Sulfatart auf Beton daher mit einem gleichzeitigen Angriff von Sulfat und aggressiver Kohlensäure. Durch die Protonenfreisetzung unterscheidet sich Eisensulfat grundsätzlich von den meisten anderen Sulfatarten, wie z. B.  $\text{NaSO}_4$ ,  $\text{CaSO}_4$  oder  $\text{MgSO}_4$ , bei denen sich sehr rasch basische Umgebungsbedingungen in den Lösungen bei Kontakt mit Beton einstellen.

### 6.2.5 Korrosionszonen

Der äußere Sulfatgriff vollzieht sich i. Allg. durch allmählich ins Betoninnere wandernde Schädigungszonen. Die Zusammensetzung dieser einzelnen Zonen mit jeweils charakteristischer Art und Menge an Schadmineralen resultiert aus komplexen Reaktionen der eingedrungenen Sulfationen mit den aluminat- und calciumhaltigen Phasen des Zementsteins [64].

Bei Bildung von schwerlöslichen Reaktionsprodukten, wie z. B. Eisenhydroxid in  $\text{FeSO}_4$ -Lösungen, kann sich an der Oberfläche eine Barriere in Form einer Deckschicht ausbilden, die das Eindringen weiterer Ionen aus der Lösung ins Betoninnere verlangsamt.

Stehen außen hohe Sulfatkonzentrationen an, so ist in der oberflächennahen Randzone in erster Linie Gips vorzufinden, meist in Form von Bändern parallel zur Oberfläche. Daneben können auch vereinzelt Ettringitminerale als Folge der Sulfateinwirkung gebildet werden. Der Portlandit ist in diesem Bereich weitgehend durch die Bildung dieser Sekundärphasen aufgebraucht, so dass zum einen die Porosität erhöht und die C-S-H-Phasen allmählich dekalzifiziert, d. h. abgebaut werden [64]. Die Gips- und Ettringitminerale kristallisieren bevorzugt in bereits vorhandenen Rissen oder Poren. Der Übergang der gipsreichen Zone zu einem tiefer gelegenen weitgehend gipsfreien Bereich ist nach FERRARIS ET AL. [50] sehr abrupt. Wird die Mindestsulfatkonzentration für Gipsbildung unterschritten, findet i.d.R. bei ausreichendem  $\text{C}_3\text{A}$ -Angebot noch weiterhin Ettringitbildung statt, da für diesen Prozess im Vergleich zur Gipsbildung deutlich geringere Sulfatkonzentrationen benötigt werden [29]. So ist bei äußerem Sulfatgriff im Beton häufig eine voranschreitende Ettringitzone zu beobachten [84]. Von dieser Zone und den darüberliegenden Bereichen gehen Treibspannungen aus, die in einer angrenzenden tieferen, chemisch unveränderten Zone Zugspannungen bzw. Rissbildung meist in Form von Haftrissen zwischen Gesteinskörnung und Matrix hervorrufen [50][158]. Im fortgeschrittenen Stadium treten schließlich Abplatzungen der gipsreichen Oberfläche auf und zwar aufgrund des höheren Einflusses der Oberfläche verstärkt im Bereich von Kanten und Ecken. Der Schädigungsmechanismus, der bei einem solchen Angriff durch hohe Sulfatkonzentrationen im Beton abläuft, ist schematisch in Bild 16 dargestellt.

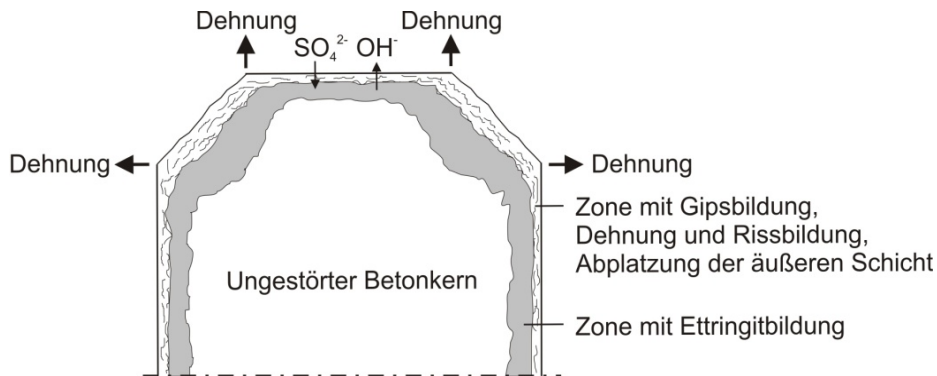


Bild 16: Schädigungsprinzip beim Angriff hoher Sulfatkonzentrationen auf Beton [64]

An sulfatgeschädigten, carbonathaltigen Betonen wurde des Öfteren nachgewiesen, dass die Bildung von Thaumasit einer fortgeschrittenen Gips- und Ettringitbildung zeitlich und in die Tiefe nachfolgt [26][84]. Aufgrund des direkten Zugangs der Sulfationen zu den dekalzifizierten C-S-H-Phasen und Ettringit beginnt die Thaumasitbildung bevorzugt oberflächennah und setzt sich ins Innere fort [81][84][158]. Eine nur oberflächlich stattfindende Thaumasitbildung hat dagegen i. Allg. keine dauerhaftigkeitsrelevante Bedeutung [102]. Demzufolge vermindert sich das Schädigungsausmaß durch Thaumasitbildung in Betonen, in denen die Bildung von Gips und Ettringit eingeschränkt bzw. vermindert wird.

Treten alle drei genannten Sulfatminerale nebeneinander in einem Beton als Folge eines äußeren Sulfatangriffs auf, so vollzieht sich die Schädigung zeitlich und über die Tiefe wie in Bild 17 zusammenfassend schematisch dargestellt.

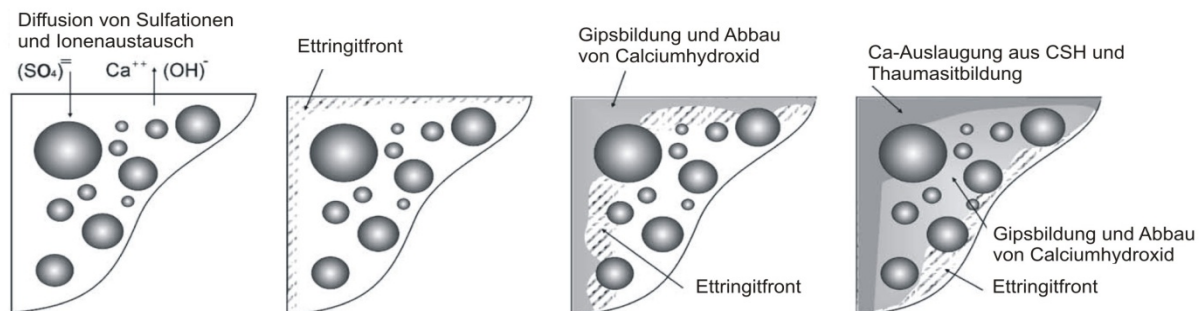


Bild 17: Schematische Darstellung der zeitlichen und tiefenspezifischen Abfolge der Schadminerale beim Sulfatangriff auf Beton (in Anlehnung an IRASSAR ET AL. [84])

## 6.2.6 Einflussparameter auf die Bildung von Schadmineralen

Die maßgeblichen Einflüsse auf die Bildung sulfatischer Schadminerale (Ettringit, Gips und Thaumasit) und damit die Intensität des Sulfatangriffs bzw. das Ausmaß der Schädigung hängen sowohl von äußeren Faktoren, wie z. B. Art und Konzentration des Sulfats, pH-Wert, Feuchtigkeit, Temperatur etc., als auch vom physikalischen und chemischen Widerstand des Betons ab, worauf im Weiteren näher eingegangen wird. Darüber hinaus ist auch die Dauer des Sulfatangriffs für das Ausmaß der Betonschädigung entscheidend. Im Allgemeinen wird sich bei jedem Beton unter Sulfatangriff, bei dem phasenanalytisch sulfatische Schadminera-



le nachgewiesen werden, auch die Phasenbildung mit der Lagerungsdauer fortsetzen und damit auch das Schädigungsmaß erhöhen [133].

### Äußere Parameter

Auf der Angriffsseite nimmt die Schädigung von Betonen generell mit zunehmender Sulfatkonzentration zu, wobei der pH-Wert der Porenlösung bzw. des angreifenden Mediums die Bildung und Stabilität der Schadminerale maßgeblich beeinflusst [50][133]. Reiner (aluminathaltiger) Ettringit, der als die eigentliche Ursache der Treiberscheinungen angesehen wird, bildet sich nur im alkalischen Milieu zwischen pH 12,5 und pH 12,9 [133] und ist nach SKALNY [173] in Lösungen bis rd. pH 10,6 stabil. Bei niedrigeren pH-Werten wandelt sich Ettringit in Aluminiumhydroxid (Gibbsit) und Gips um. Die für die Bildung von Ettringitkristallen erforderliche Sulfatkonzentration variiert je nach pH-Wert der Porenlösung zwischen 0,08 und 0,30 mmol/l, wobei in der Praxis erst bei deutlich höheren Sulfatkonzentrationen von über 960 mg/l Treiberschäden durch Ettringitbildung beobachtet werden [120][133].

Die Ausfällung von Gips erfolgt bei pH-Werten  $< 12$ , wenn die Sulfationenkonzentration über die maximale Löslichkeit von Sulfationen in  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ -haltigen Lösungen von ca. 1.300 mg/l  $\text{SO}_4^{2-}$  ansteigt [180][193]. Bei höheren pH-Werten nimmt die Calciumionenkonzentration mit zunehmender Konzentration der Hydroxidionen in der Porenlösung erheblich ab. Für die Übersättigung der Lösung bzw. die Ausfällung von Gips sind daher zunehmend höhere Sulfatkonzentrationen erforderlich. Bis rd. pH 12,7 steigt diese Mindest-Sulfatkonzentration langsam auf rd. 5.000 mg/l an und erhöht sich danach sprunghaft, so dass über etwa pH 12,9 auch bei sehr hohen Sulfatkonzentrationen keine Ausfällung von Gips stattfindet. Eine Gipsbildung ist daher generell nur dort möglich, wo der ursprünglich hohe pH-Wert der Porenlösung unter diesen Grenzwert absinkt. In carbonatisiertem Beton wird allerdings auch bei abgesunkenem pH-Wert kein Gips gebildet, da Portlandit als Reaktionspartner bereits verbraucht wurde. [6]

Wie bei Ettringit und Gips ist auch die Höhe der minimalen Sulfatkonzentration für eine schädigende Thaumazitbildung vom pH-Wert abhängig. MULENGA [133] und BELLMANN [6] stellten fest, dass im ungestörten alkalischen Milieu des Betons Thaumazit bereits bei geringen Sulfatkonzentrationen (rd. 1.500 mg/l) gebildet werden kann. Bei Abwesenheit von Portlandit, z. B. bei Verbrauch durch puzzolanische oder latent-hydraulische Reaktion, nimmt die erforderliche Sulfatkonzentration zu. Thaumazit entsteht bevorzugt bei pH-Werten über 10,5 [33] und bleibt in Kontakt mit Lösungen bis zu einem pH-Wert von 7 stabil [59].

Wie bereits in Abschnitt 6.2.4 erläutert, ist neben der Konzentration auch die Art des Sulfats bzw. das Kation für den Schädigungsverlauf im Beton entscheidend.

Zu den weiteren maßgeblichen Einflüssen aus der Umgebung zählen die Feuchtigkeit und die Temperatur. Ein ausreichendes Angebot an Feuchtigkeit ist eine zwingende Voraussetzung sowohl für den Ionentransport als auch für den Ablauf der Schadreaktionen, in denen

große Mengen an Wassermolekülen in die Kristallstruktur eingebaut werden [95]. In weitgehend dichtem Zementsteingefüge kann sich das Feuchteangebot im Laufe der Hydratation so weit verringern, dass für die Bildung der wasserhaltigen Ettringitkristalle nicht ausreichend Feuchtigkeit zur Verfügung steht. Daher tritt dieses Mineral auch bevorzugt in Rissen im Beton auf, in die Feuchtigkeit von außen rasch eindringen kann. Anders als reaktionskinetisch zu erwarten, nimmt die Stabilität von Ettringit, Gips und Thaumasit und damit das Schädigungsmaß durch derartige Sulfatminerale tendenziell mit sinkender Temperatur zu [42][86][102]. Übliche Bodentemperaturen in Deutschland von rd. 8 °C stellen optimale Bedingungen für Neubildungen dieser Minerale dar und entsprechen auch annähernd der jährlichen Durchschnittstemperatur des oberflächennahen Grundwassers (10 °C).

### **Betontechnologische Parameter**

Der Sulfatwiderstand von Beton setzt sich aus physikalischen und chemischen Komponenten zusammen. Auf die Aspekte zum physikalischen Widerstand, die darauf abzielen, dem Beton ein möglichst diffusionsdichtes Gefüge zu verleihen, wurde bereits in Abschnitt 6.1 eingegangen. Der chemische Betonwiderstand resultiert maßgeblich aus der Art und Zusammensetzung des Bindemittels ( $C_3A$ -Gehalt, Carbonatgehalt, Gehalt an latent-hydraulischen und puzzolanischen Bestandteilen, Gehalt des Sulfatträgers), worauf im Weiteren näher eingegangen wird.

Das Ausmaß der Ettringitbildung wird durch den absoluten Aluminatgehalt, aber auch – und nach ODLER und ABDUL-MAULA [142] sogar deutlich stärker – durch die Verteilung von Aluminat auf die beiden Klinkerphasen  $C_3A$  und  $C_4AF$  bestimmt, da vornehmlich den langstängeligen Kristallen des aus  $C_3A$  gebildeten Ettringits treibende Wirkung zugeschrieben wird [115][193]. Die Bildung von treibenden, eisenarmen Ettringit erfordert eine ausreichende Menge an gelöstem  $Ca(OH)_2$  [35][43]. Bei einem  $Ca(OH)_2$ -Mangel entstehen kalkarme Aluminathydrate, die mit eindringenden Sulfationen nicht ohne weiteres Ettringit bilden [133]. Neben  $Ca(OH)_2$  fördern auch Alkalien in der Lösung die Bildung von Ettringit [17][193].

Um den chemischen Widerstand zu erhöhen, ist das Bildungspotenzial von Schadmineralphasen durch die Reaktion des Zementsteins mit eindringenden Sulfationen zu reduzieren. In Bezug auf Ettringitbildung wird dies durch den Einsatz von Zementen mit hohem Sulfatwiderstand (HS-Zement) nach DIN 1164-10 [209] erreicht. Der höhere Sulfatwiderstand dieser Zemente basiert auf einer Verringerung des  $C_3A$ - bzw.  $Al_2O_3$ -Gehaltes bzw. weitgehendem Ersatz von Aluminat ( $C_3A$ ) durch Ferritphasen ( $C_4AF$ ). Aufgrund eines vorhandenen hohen molaren Verhältnisses von Sulfat zu Aluminat entsteht bei der Hydratation solcher HS-Zemente kaum Monosulfat, sondern überwiegend eisenreiches Ettringit [64]. Da die häufig beobachtete Rückbildung dieses eisenreichen Ettringits zu Monosulfat i. Allg. ausbleibt, liegt im erhärteten Beton auch kein erhöhtes Potenzial für eine weitere Ettringitbildung bei nachträglicher Sulfatzufuhr von außen vor. Zudem werden durch den eisenreichen Ettringit, der aus den Ferritphasen kleine Prismen bildet, im Gegensatz zum eisenarmen,



langstängeligen Ettringit kein nennenswerter Kristallisationsdruck und damit keine signifikanten Gefügeschädigungen hervorgerufen [174]. Zu den HS-Zementen gehören nach DIN 1164-10 [209] Portlandzemente mit max. 3 M.-%  $C_3A$  und max. 5 M.-%  $Al_2O_3$  sowie Hochfenzemente mit mindestens 66 M.-% Hüttensand (CEM III/B bzw. CEM III/C). Da sich bei letzteren Zementen aus dem  $Al^{3+}$ -Anteil des Hüttensandes Monosulfat bilden kann, nimmt mit zunehmendem  $Al_2O_3$ -Gehalt des Hüttensandes der Sulfatwiderstand des Zements ab [64].

Hinsichtlich Gips- und Thaumasitbildung sind HS-Zemente nicht widerstandsfähiger als herkömmliche Portlandzemente, da die Gehalte der für die Bildung dieser Schadminerale erforderlichen Bestandteile annähernd gleich sind [33][133][140]. Insbesondere bei hohen Sulfatgehalten, wenn Gipsbildung den Schädigungsmechanismus dominiert, ist nach MONTENY ET AL. [126] der verringerte  $C_3A$ -Gehalt solcher Zemente für den Sulfatwiderstand nur von untergeordneter Bedeutung. Aus den Ausführungen in Abschnitt 6.2.2 geht hervor, dass die Gipsbildung im Wesentlichen durch den  $Ca(OH)_2$ -Gehalt begünstigt wird. Da dieser maßgeblich durch den  $C_3S$ -Gehalt im Zement beeinflusst wird, neigen alitreiche Zemente zu einer verstärkten Gipsbildung in Form massiver Gipsbänder [46][65][119][159][162][171]. Bei geringeren  $C_3S$ -Gehalten wird Gips eher fein verteilt in der Matrix gebildet [29]. Nach DIMIC ET AL. [46] sollte der  $C_3S$ -Gehalt des Zements für einen ausreichenden Sulfatwiderstand 66 M.-% nicht überschreiten. Dieser Forderung nach einer Begrenzung des  $C_3S$ -Gehaltes steht sein positiver Beitrag zur Dichtigkeit und damit zum physikalischen Widerstand des Betons gegenüber [6].

Die Thaumasitbildung wird – wie bereits erläutert – durch carbonathaltige Bestandteile im Beton gefördert. Mit Verringerung des Ca/Si-Verhältnisses der C-S-H-Phasen kann der Widerstand des Zementsteins gegenüber diesem zerstörenden Angriff erhöht werden [7]. Grundsätzlich ist die Thaumasitbildung nicht auf Portlandzementensysteme beschränkt, sondern trat in Laboruntersuchungen – wenn auch etwas verzögert – ebenfalls bereits bei Verwendung von Hochfenzement sowie beim Einsatz von Flugasche auf [6][38][133][139]. In der Praxis wurde allerdings bislang nicht über eine Thaumasitbildung bei Betonen mit hohem Sulfatwiderstand berichtet.

Durch den Einsatz von puzzolanischen oder latent-hydraulischen Stoffen (z. B. Steinkohlenflugasche, Hüttensand) kann neben dem physikalischen Widerstand (siehe Abschnitt 6.1) auch der chemische Widerstand des Betons gegen Sulfatangriff erhöht werden. Die chemische Wirksamkeit liegt in erster Linie im Verbrauch von  $Ca(OH)_2$  während der puzzolanischen bzw. latent-hydraulischen Reaktion. Durch den Portlanditverbrauch wird den eindringenden Sulfationen der Reaktionspartner für die Gipsbildung entzogen [6][61][83][158][185]. Gleichzeitig wird auch die Bildung von Ettringit [17][25][202], Thaumasit [6][7] oder deckschichtbildender Phasen, wie z. B. Brucit (bei  $MgSO_4$ -Angriff) [158], verringert. Ein ähnlicher Effekt, der ebenfalls auf der Reduzierung des Portlanditgehaltes beruht und damit i. Allg. zur Verbesserung des Sulfatwiderstands beiträgt, erfolgt infolge der Carbonatisierung der Betonrandzone [116][213].

Weiterhin trägt auch die Verringerung des bindemittelbezogenen  $C_3A$ -Gehaltes durch den teilweisen Austausch von Zement gegen Flugasche (Verdünnungseffekt) zur Erhöhung des Sulfatwiderstands bei. Daher dürfen zur Herstellung eines Betons mit hohem Sulfatwiderstand nach Betonnorm DIN EN 206-1/DIN 1045-2 anstelle eines HS-Zementes auch eine Mischung aus Zement ohne erhöhten Sulfatwiderstand und Steinkohlenflugasche nach DIN EN 450-1 [207] (im Folgenden nur als Flugasche bezeichnet) verwendet werden, wenn bestimmte Voraussetzungen (Sulfatgehalt  $\leq 1.500$  mg/l, Zementart, Mindestgehalt an Flugasche) erfüllt sind. Da die puzzolanische bzw. latent-hydraulische Reaktion erst nach einigen Wochen voll wirksam und zudem bei niedrigeren Temperaturen erheblich verzögert wird, ist der Zeitpunkt der ersten Sulfatbeaufschlagung für einen ausreichenden Hydratationsgrad und damit auch für den Sulfatwiderstand durchaus von Bedeutung [133]. MEHTA [122] empfiehlt je nach Umgebungstemperatur vor der Beaufschlagung mit einem aggressiven Medium eine Vorlagerung von mindestens vier bis sechs Wochen.

Ob und inwieweit der Einsatz von Kalksteinmehl den Sulfatwiderstand erhöht, wurde bereits häufig diskutiert. Während einige Untersuchungen eine positive Wirkung von Kalksteinmehl im Zement bzw. Beton auf den Sulfatwiderstand gezeigt haben und dies in erster Linie auf den Füllereffekt zurückführen [38][61][131][162][181], stellten andere Studien eine Reduzierung des Sulfatwiderstands fest [3][76][84][130][133]. Vor allem bei tiefen Temperaturen besteht grundsätzlich die Gefahr, dass die Zugabe von Kalksteinmehl unter entsprechenden Bedingungen die Thaumasitbildung fördert und damit den Sulfatwiderstand verringert.

Als weiterer Einflussparameter kann u. U. auch der  $SO_3$ -Gehalt des Bindemittels den Sulfatwiderstand beeinflussen. Mit höherem Sulfatgehalt des Zementes, der üblicherweise im Bereich von rd. 1 bis 4 M.-% eingestellt wird, nimmt der Sulfatwiderstand zu, da bei höheren Sulfatgehalten bereits während der Hydratation größere Mengen von Sulfatphasen wie Ettringit gebildet werden und das Bildungspotenzial solcher Phasen bei einem späteren Sulfatangriff verringert wird [213].

In geringem Maße kann auch eine Erhöhung des Bindemittelgehaltes die Intensität des Sulfatangriffs vermindern, da die größere Masse an reaktivem Zementstein bei gleich bleibender Beaufschlagungsfläche den Transport der eindringenden Sulfationen ins Betoninnere verlangsamt [115].

Die Bedeutung des Wasserzementwertes für den Sulfatwiderstand wird in der Literatur konträr diskutiert. Einige Autoren berichten darüber, dass sich der Sulfatwiderstand mit abnehmendem Wasserzementwert und damit dichterem Gefüge erhöht [3][156][182]. Demgegenüber stellen andere Autoren bei höheren Wasserzementwerten ( $w/z > 0,50$ ) ein günstigeres Verhalten der Betone fest und führen dies auf den größeren Poren- bzw. Expansionsraum für sulfatische Mineralneubildungen zurück [126].

## 6.3 Säureangriff

### 6.3.1 Allgemeines zum Säureangriff

Während die Ursachen der Betonschädigung bei Sulfateinwirkung in der Bildung von treibenden oder zerstörenden Sekundärphasen liegt (siehe Abschnitt 6.2), wirken saure Medien wie z. B. organische oder mineralische Säuren aufgrund ihres niedrigen pH-Wertes lösend auf das Betongefüge ein.

Allgemein sind Säuren (HA) Molekülsubstanzen, die im Wasser in positiv geladene Protonen und negativ geladene Anionen ( $A^-$ ) dissoziieren [166]:



Die Protonen (Hydroniumionen ( $H_3O^+$ ) bzw. in der Chemie auch verkürzt als  $H^+$ -Ionen bezeichnet) sind verantwortlich für die korrodierende Wirkung von Säuren. Nicht alle Säuren greifen den Beton gleich stark an, was in erster Linie auf deren Dissoziationsgrad zurückzuführen ist. Im Gegensatz zur kalklösenden Kohlensäure oder organischen Säuren, wie z. B. Essigsäure oder Milchsäure, liegen mineralische Säuren, wie Salpetersäure, Salzsäure etc., vollständig dissoziiert in der Lösung vor. Aufgrund der damit einhergehenden höheren Konzentration an  $H^+$ -Ionen stellt sich für letztere bei gleicher Säurekonzentration ein niedriger pH-Wert ein, der wie folgt definiert ist:

$$pH = -\lg(a_{H^+}) \quad \text{mit } a_{H^+} = \text{Aktivität der Hydroniumionen} \quad (\text{Gl. 11})$$

Vollständig dissoziierte Säuren üben i. Allg. bei gleichem pH-Wert unabhängig vom Säurerest ( $NO_3^-$ ,  $Cl^-$ ) einen nahezu gleich starken Angriff auf den Zementstein aus, soweit als Reaktionsprodukte lediglich leichtlösliche Salze bei der Neutralisationsreaktion entstehen. Anders als bei schwachen Säuren mit nur niedrigen Dissoziationsgraden stellt der pH-Wert, der ausschließlich den dissoziierten Anteil der  $H^+$ -Ionen abbildet, für vollständig dissoziierende Säuren ein Maß für die Säurekonzentration und damit für das Angriffspotenzial dar. Der pH-Wert ist folglich eine maßgebliche Kenngröße für die Intensität des lösenden Angriffs durch mineralische Säuren.

### 6.3.2 Reaktionen beim Säureangriff auf Zementstein

Beim Säureangriff auf Beton wird der Zementstein infolge der Einwirkung von  $H^+$ -Ionen in mehreren Phasen sukzessive lösend angegriffen. Unabhängig vom Anion der Säure und damit von der Säureart sind im Folgenden die einzelnen Gleichgewichtsreaktionen der Phasen und die zugehörigen pH-Stabilitäten aufgeführt:

Phase I: Neutralisation der Alkalihydroxide

Grundsätzlich beginnt der Mechanismus des lösenden Angriffs mit der Diffusion von  $H^+$ -Ionen über die Poren in die Betonrandzone, was gleichzeitig eine Gegendiffusion der lösli-

chen und leicht auslaugbaren Ionen ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ) einleitet [98]. Dabei werden zunächst die löslichen Alkalihydroxide im Zementstein ausgelaugt [87].



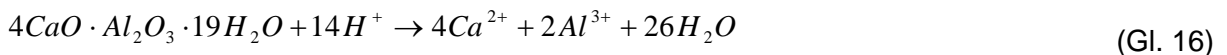
#### Phase II: Auflösung von Portlandit

Der weniger lösliche Portlandit ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ) bleibt bis zu einem pH-Wert von rd. 12,5 stabil [87]. Bei Unterschreiten dieses pH-Wertes wird auch der Portlandit destabilisiert und herausgelöst, was mit einer Abnahme des Ca/Si-Verhältnisses einhergeht [66][87].



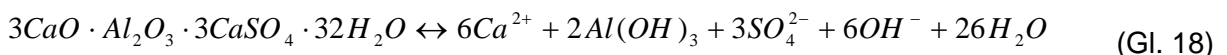
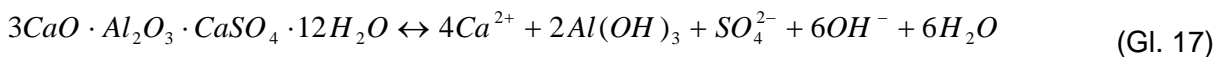
#### Phase III: Hydrolyse der Hydrate

Bei weiterer Abnahme des pH-Wertes findet die Hydrolyse der Aluminathydrate, z. B.  $\text{C}_4\text{AH}_{19}$ , (zwischen pH 11,1 und 10,6) und die Bildung von Hydroxiden statt [66].



#### Phase IV: Hydrolyse der AFm/AFt-Phasen

Bei rd. pH 11,6 zerfällt Monosulfat und bei rd. pH 10,6 schließlich Ettringit [87].



Die aus dem Zerfall der AFt- bzw. AFm-Phasen entstehenden Aluminium- und Eisenhydroxide sind im Neutralbereich nur sehr schwer löslich. Aluminiumhydroxid löst sich sowohl im basischen (pH > 9,5) als auch im sauren Milieu (pH < 4). Die untere Grenze der Löslichkeit von Eisenhydroxid liegt bei rd. pH 3 und steigt mit zunehmender Säurekonzentration deutlich an [66][87].



Die pH-Wert-abhängigen Löslichkeiten von reinem Aluminium- bzw. Eisenhydroxid sind in Bild 18 dargestellt. Hierbei ist zu beachten, dass sich die Löslichkeitsverhältnisse bei Wechselwirkungen verschiedener Hydroxide in einem System ändern können. [78][154]

Bei starkem Schwefelsäureangriff bilden sich schließlich Aluminium- und Eisensulfate. Die Löslichkeit dieser Sulfate, die weit über 100 g/l beträgt, ist entscheidend für das Verhalten der darin eingebundenen Elemente. [66]

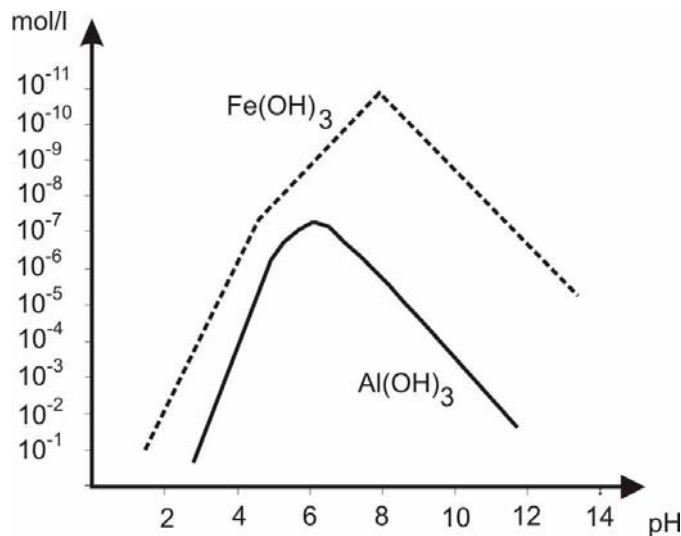
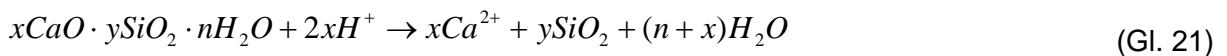


Bild 18: pH-Wert-abhängige Löslichkeiten von reinem  $\text{Al}(\text{OH})_3$  und  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  (in Anlehnung an ROMBÉN [154])

### Phase V: Hydrolyse der C-S-H-Phasen

Nach fortgeschrittenem Abbau von  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  ist die alkalische Pufferung der Porenlösung nicht mehr gegeben, so dass schließlich auch die stabilsten Verbindungen des Zementsteins, die festigkeitsbildenden C-S-H-Phasen, angegriffen werden können [72][98].



Die  $\text{H}^+$ -Ionen diffundieren über die Porenwandung in die C-S-H-Phasen und lösen ab einem Wert von rd. pH 10,4 die Calcium-Verbindungen auf [98]. Mit abnehmendem pH-Wert reduziert sich der Calciumgehalt der C-S-H-Phasen bis schließlich bei pH-Werten zwischen 9,1 und 9,9 als Hydrolyseprodukt poröses Kieselsäure-Gel (amorphes  $\text{SiO}_2$ ) zurückbleibt [66][78][87][98]. Mit zunehmendem Ca/Si-Verhältnis werden die C-S-H-Phasen anfälliger gegenüber einem solchen Säureangriff [172]. Calciumärmere C-S-H-Phasen, die vorzugsweise durch puzzolanische oder latent-hydraulische Reaktionen entstehen, unterliegen einer langsameren Auflösungsrate und hinterlassen ein dichteres Kieselsäure-Gel als vergleichsweise calciumreiche C-S-H-Phasen aus der Hydratation der Klinkerphasen.

Mit fortschreitender Reaktionsdauer und zunehmender Acidität der angreifenden Lösung tritt eine stärkere Vernetzung der  $\text{SiO}_4$ -Tetraeder zu einem räumlichen Gerüst unter adsorptiver Anlagerung von  $\text{H}_2\text{O}$ -Molekülen auf [78].



Die Löslichkeit von amorphem  $\text{SiO}_2$  ist abhängig von pH-Wert, Temperatur, Polymerisationsgrad, Anwesenheit von Fremdionen und spezifischer Oberfläche des Kieselsäure-Gels. Die einzelnen Einflüsse und Vorgänge bei der Kondensation von Kieselsäure-Gel werden eingehend in [78] beschrieben.

In schwach alkalischen Bereichen mit  $\text{pH} < 9$  ist Calcium weitgehend aus den gerüstbildenden Phasen herausgelöst. Alle Hydratphasen sind vollständig zersetzt und zu schwerlösli-

chen sowie gelösten Reaktionsprodukten (Kieselsäure, Aluminium- und Eisenhydroxid, gelöste Alkalien, lösliche und schwerlösliche Calciumverbindungen wie z. B. Gips) umgewandelt [66].

### 6.3.3 Besonderheit des Angriffs durch Schwefelsäure

Die Schwefelsäure zählt zu den mineralisch, vollständig dissoziierenden Säuren. Sie stellt jedoch aufgrund der gleichzeitigen Einwirkung von Säure und Sulfat beim Betonangriff einen Sonderfall dar, der bereits in einschlägigen Studien intensiv untersucht wurde [52][66][78][134].

Im Gegensatz zu sauren Wässern mit Säureanionen, die mit den Kationen des Zementsteins leichtlösliche Salze bilden (Salzsäure, Salpetersäure etc.), kann die Einwirkung von Schwefelsäure auf Beton je nach pH-Wert die Bildung von sekundären Sulfatphasen hervorrufen. Folglich werden beim Angriff durch Schwefelsäure auf Beton beide Angriffsarten, lösend und treibend, ausgeübt, wobei die Säurekomponente die bedeutende Rolle im Schädigungsmechanismus einnimmt [173]. Zudem unterscheidet sich der Angriff der Schwefelsäure vom Angriff anderer mineralischer Säure wie Salz- oder Salpetersäure durch die Bildung schwerlöslicher Reaktionsprodukte. So entsteht bei hohen Sulfatkonzentrationen von schwefelsauren Wässern, d. h. bei niedrigen pH-Werten ( $\text{pH} < 3$ ), aus der Reaktion der Calcium-Ionen, die bei der Hydrolyse der verschiedenen Hydratationsprodukte (Phase II bis V, vgl. Abschnitt 6.3.2) oder aus unhydratisiertem Zement herausgelöst werden, mit dem Sulfation der Schwefelsäure bei Überschreitung des Löslichkeitsproduktes Gips (rd.  $2,63 \cdot 10^{-5} \text{ mol}^4/\text{l}^4$ ). Dieses Salz fällt in aller Regel im porösen Gefüge der Restschicht oder als Deckschicht aus, was die Korrosionsgeschwindigkeit signifikant vermindert. [78]

Gleichzeitig kann die Schwefelsäure mit den Alkalien aus der Porenlösung des Betons zu Natrium- und Kaliumsulfaten reagieren [31]:



Da diese Alkalisalze eine höhere Löslichkeit als Gips aufweisen, wird letzteres als Endprodukt verbleiben [31].

Darüber hinaus freie Sulfationen können tiefer in das noch schwach alkalische Milieu des bereits z. T. ausgelaugten Zementsteins eindringen und zu Gips oder – je nach Ionenkonzentration und Randbedingungen (pH-Wert, Temperatur etc.) – mit den aluminium- und eisenhaltigen AFm-Phasen sowie den Aluminhydraten zu sekundärem Ettringit reagieren [4][78]. Sind zudem carbonathaltige Verbindungen, wie z. B. Kalksteinmehl, im Beton enthalten, so kann sich auch Thaumasit bilden. Zusätzlich zu einem lösenden Angriff infolge der  $\text{H}^+$ -Konzentration kann so von Schwefelsäure indirekt auch ein treibender bzw. zerstörender Angriff ausgehen, auf den bereits in Abschnitt 6.2 näher eingegangen wurde.



Ettringit und Thaumasit sind allerdings in saurer Umgebung nicht stabil. Dringen  $H^+$ -Ionen ins Betoninnere vor und verringern im Bereich dieser Sulfatminerale den pH-Wert, so werden die Phasen instabil und in thermodynamisch stabilere Phasen umgewandelt. So zerfällt beispielsweise Ettringit in Gips und Aluminiumsulfat. [78][173]

Mit ansteigendem pH-Wert der schwefelsauren Umgebung und damit sinkendem Sulfateintrag nimmt die Bildung sulfatischer Minerale, vor allem von Gips und dessen eindringhemmende Wirkung, ab. Bei schwach saurem Angriff ( $pH > 3$ ) sind die Unterschiede im Korrosionsprozess zwischen schwefelsauren Wässern und beispielsweise salpeter- oder salzsauren Wässern deutlich weniger ausgeprägt [66][78]. Aufgrund der sehr geringen Sulfatkonzentration in schwefelsauren Wässern mit  $pH \geq 5$  wird auch in der Nähe der Korrosionsfront, wo durch den Lösungsprozess vergleichsweise hohe Calcium-Konzentrationen vorliegen, das Löslichkeitsprodukt für Gips i. Allg. nicht überschritten.

#### 6.3.4 Besonderheit des Angriffs durch kalklösende Kohlensäure

Im Wasser gelöste kalklösende Kohlensäure bildet mit dem Calciumhydroxid des Zementsteins das in Wasser schwer lösliche Calciumcarbonat ( $CaCO_3$ ). Der im Calciumcarbonat enthaltene  $CO_2$ -Gehalt wird gebundene Kohlensäure genannt. Bei Einwirkung weiterer kalklösender Kohlensäure auf den Kalkstein wird Calciumhydrogencarbonat [ $Ca(HCO_3)_2$ ] gebildet, das im Wasser sehr gut löslich ist. Die im Calciumhydrogencarbonat gegenüber dem Calciumcarbonat zusätzlich gebundene Kohlensäure wird als halb gebundene Kohlensäure bezeichnet. Das Calciumhydrogencarbonat bleibt aber nur dann in Lösung, wenn im Wasser eine bestimmte zusätzliche Menge Kohlendioxid (die zugehörige, aber nicht kalklösende Kohlensäure) vorhanden ist. Der Teil an überschüssiger, freier Kohlensäure, der neben der zugehörigen Kohlensäure im Wasser vorliegt, entspricht der bereits o. a. kalklösenden Kohlensäure. Von der gesamten freien Kohlensäure in einem Grundwasser kann also nur die kalklösende, aber nicht die zugehörige den Beton angreifen (Bild 19). Wässer hoher Carbonathärte mit freier Kohlensäure sind meistens nicht kalklösend, da hierbei der größte Teil der freien Kohlensäure auf die zugehörige Kohlensäure entfällt. Kalklösende Kohlensäure kann außer dem freien Kalkhydrat (Calciumhydroxid) auch das in den anderen Hydratationsprodukten des Zementsteines gebundene Kalkhydrat in Calciumkarbonat umwandeln und bei Überschuss letzteres unter Hydrogencarbonatbildung wieder auflösen. [89]



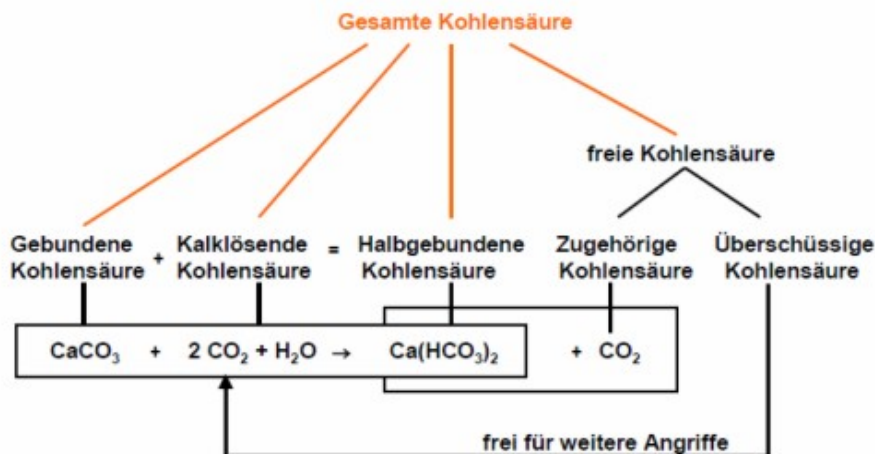


Bild 19: Erscheinungsformen der Kohlensäure [89]

### 6.3.5 Korrosionszonen

Zwischen dem alkalischen Betoninneren mit rd. pH 13,5 und dem schwefelsauren Milieu an der Betonoberfläche stellt sich ein pH-Gradient ein, der einen  $\text{H}^+$ -Ionen transport von außen ins Betoninnere bewirkt. In entgegengesetzter Richtung findet ein  $(\text{OH})^-$ -Ionen transport statt. Aufgrund des selektiven Abbaus und unterschiedlichen Lösungsverhaltens der einzelnen Zementsteinphasen (insbesondere der AF- und C-S-H-Phasen) sowie damit einhergehender Phasen neubildungen bilden sich entlang dieses pH-Gradienten verschiedene Korrosionszonen mit jeweils charakteristischen Eigenschaften [78]. Die räumliche Ausdehnung sowie Zusammensetzung der Korrosionszonen bzw. die Art und die quantitative Verteilung der Reaktionsprodukte hängen maßgeblich von der Höhe des außen anstehenden pH-Wertes und damit der Steigung des pH-Gefälles ab [87][144].

Bei starkem Säureangriff laufen die Korrosionsreaktionen auf engstem Raum, d. h. in sehr schmalen Korrosionszonen gekoppelt ab. Demgegenüber werden bei geringeren Säurekonzentrationen die unterschiedlichen Reaktionsgeschwindigkeiten z. B. von Portlandit und der komplexeren, sich langsam auflösenden Hydratphasen sowie die Transporteigenschaften des Materials anhand von breiteren und langsamer voranschreitenden Korrosionszonen erkennbar. [87]

Aus den Erkenntnissen von Untersuchungen zum Schwefelsäureangriff auf Zementsteinproben treten, vom intakten Probeninneren aus gesehen, die in Bild 20 schematisch dargestellten Korrosionszonen auf.

- Zone I: Gegenüber dem intakten, ungestörten Beton ist in der vordersten Zone eine Auslaugung an Alkali hydroxiden festzustellen, was zu einer Herabsetzung des pH-Wertes der Porenlösung von ~13,5 auf ~12,6 führt. Aufgrund der Alkali extraktion nimmt die Löslichkeit von Portlandit sprunghaft zu, so dass anstelle einer ursprünglichen überwiegend NaOH/KOH-Elektrolytlösung im Porenraum nunmehr eine nahezu reine  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ -Lösung

vorliegt. Da die Alkalien nicht am Aufbau festigkeitsbildender Phasen beteiligt sind, wird die Tiefe ihrer Extraktion nicht als wirksame Korrosionstiefe angesehen. Der Auslaugungsprozess ist allerdings ein erster, korrosionsvorbereitender Schritt für die Destabilisierung des Gefüges. [78]

- Zone II: An die Alkaliextraktionszone schließt eine Zone an, in der Portlandit allmählich aufgelöst wird. Das dadurch aufrechterhaltene alkalische Milieu schützt die C-S-H-Phasen noch weitgehend vor einer Hydrolyse. Mit der Extraktion von Calcium aus den festen Zementsteinphasen wie Portlandit treten erste eigentliche Veränderungen der mechanischen Eigenschaften und des Gefüges auf. Die Wegsamkeit für den Ionentransport wird durch die Erweiterung der Porenräume infolge des gelösten Portlandits erhöht. [78]

Im lösungsnäheren Bereich werden die C-S-H-Phasen sowie weitere Hydratphasen hydrolytisch gespalten und  $\text{Fe}^{3+}$ - und  $\text{Al}^{3+}$ -Ionen freigesetzt. Gleichzeitig dringen Sulfationen in diese angelöste Randzone von außen vor, die maßgeblich zu einer treibenden Korrosionsreaktion durch die Phasenneubildung von sekundärem Ettringit, aber auch zur Bildung von sekundärem Gips und ggf. Thaumasit beitragen. [4][78]

- Zone III: Die in Zone II mobilisierten  $\text{Fe}^{3+}$ - und  $\text{Al}^{3+}$ -Ionen diffundieren z. T. in die aggressive Lösung oder fallen als Hydroxide in Zone III aus, in der der pH-Wert sehr rasch von rd. pH 8 auf nahezu den Wert des korrodierten Betons (z. B. ~pH 3 in Bild 20) abfällt [144]. Eine Ausfällung führt zur Anreicherung von Eisen und Aluminium in diesem Bereich, der aufgrund von Eisenhydroxiden bräunlich gefärbt ist [32]. Der theoretische Fällung-pH-Bereich für  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  beginnt bei etwa pH 3, was als Größenordnung des pH-Wertes im Übergang dieser Zone zu der nach außen hin folgenden Zone herangezogen werden kann. Bei einem pH-Wert der angreifenden Lösung von rd. pH 3 entsteht diese eisenreiche, amorphe Schicht als stabiles Endprodukt an der Probekörperoberfläche. Aufgrund ihrer festen und dichten Struktur schützt sie quasi als Barriere tieferliegende Zonen vor einem raschen Eindringen von  $\text{H}^+$ -Ionen und vermindert die anfangs hohe Korrosionsgeschwindigkeit [32][144].
- Zone IV: In stark schwefelsaurer Lösung (i. Allg. pH < 3) bildet sich auf der Probekörperoberfläche eine sehr dicke und dichte Gipsrestschicht, die hydrolysierte, hochkondensierte Reste der gelösten C-S-H-Phasen enthält („verkieselte Gipsrestschicht“) und von diesen an der Lösungsseite in einer dünnen Schicht überzogen wird. Der nur weiche und schwer lösliche Gips wird dabei durch das  $\text{SiO}_2$ -Gerüst stabilisiert. Die Schicht aus gelartiger Kieselsäure und Gips schützt den Beton vor dem raschen Eindringen der aggressiven Ionen. Die Gipsbildung vollzieht sich vorzugsweise im Übergangsbereich zur Gesteinskörnung, also Stellen mit ursprünglichen Portlanditanreicherungen im intakten Zementstein. Mit fortschreitender Korrosion gehen die in Zone III ausgefällten Hydroxide aufgrund des geringeren pH-Wertes wieder in Lösung. Die Zone weist insgesamt keine Phasen aus dem ursprünglichen Bestand des Zementsteins auf. [78]

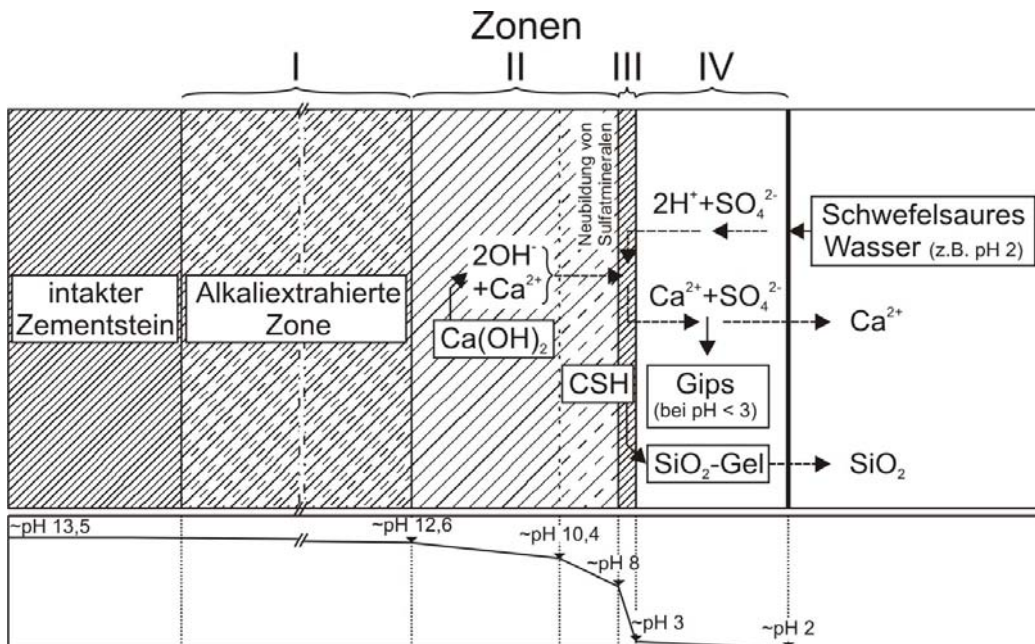


Bild 20: Prinzip der Korrosion von Zementstein durch schwefelsaures Wasser (in Anlehnung an FRANKE [53] und HEROLD [78])

Bei starkem Säureangriff ist ein scharfer Übergang zwischen korrodierten Bereichen (Zone II bis IV) und dem intakten Beton festzustellen. Die Zone I, in der die eigentlich schädigenden Reaktionen initiiert werden, eilt der Auslaugtiefe für Portlandit/C-S-H bei einem Säureangriff von pH 3 etwa um den Faktor 4 voraus. Bei geringeren Säurekonzentrationen erhöht sich dieser Vorsprung und erreicht bei einem Angriff von pH 5 etwa einen Faktor 8. [78]

Die beschriebenen, an reinen Zementsteinproben beobachteten Zonen treten auch beim Schwefelsäureangriff auf Beton auf. Die Grenzen sind im Vergleich zum reinen Zementstein jedoch recht unscharf. Mikroskopisch sind i. Allg. zwei Schädigungsfronten zu erkennen wie in Bild 21 beispielhaft für einen durch biogene Schwefelsäurekorrosion geschädigten Beton dargestellt ist [80]. Im linken Bereich (Zone 1) ist die Zementsteinmatrix infolge des lösenden und treibenden Angriffs bereits völlig entfestigt. Demgegenüber ist die mechanische Beständigkeit der Zone 2 noch weitgehend erhalten, obwohl hier bereits Vorschädigungen durch einen lösenden Angriff stattgefunden haben. Weiterhin zeichnet sich in dieser Zone 2 ein charakteristisches Rissbild der Matrix ab, das nach HILLEMEIER ET AL. [80] weniger auf Treibreaktionen durch Sulfatmineralneubildung als vielmehr auf die durch eindringende Säure hervorgerufene Nachhydratation von bis dato unhydratisierten Zementkörnern und die einhergehende Volumenänderung innerhalb der festen Matrix hervorgerufen wird. Diese zweite Schädigungsfront ist im Gegensatz zur ersten nicht augenscheinlich, sondern nur mikroskopisch in Verbindung mit einer Elementanalyse nachweisbar [167].

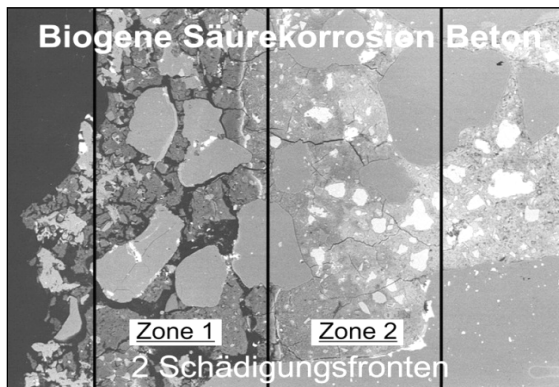


Bild 21: Rasterelektronenmikroskopische Aufnahme einer durch biogene Säurekorrosion geschädigten Bindemittelmatrix [80]

## 6.3.6 Korrosionsfortschritt

### 6.3.6.1 Lösungsvorgänge

Allgemein entspricht der Angriff von mineralischen Säuren wie Schwefelsäure auf Zementstein einer so genannten heterogenen Säure-Base-Reaktion mit einer flüssigen Phase, der Säure, und einer festen Phase, dem Zementstein. Eine heterogene Reaktion erfolgt im Wesentlichen in drei Teilschritten [78]:

1. Diffusion der  $H^+$ -Ionen aus der Schwefelsäurelösung an die Phasen- bzw. Zementsteinoberfläche (Reaktionsort)
2. Chemische Reaktion mit den Bestandteilen des Zementsteins (nach Gleichungen 12 bis 21 in Abschnitt 6.3.2)
3. Abtransport der Reaktionsprodukte, wie z. B. Kationen des Zementsteins, aus der Reaktionszone in das aggressive Agens

Der langsamste Schritt einer solchen Reaktion bestimmt die Geschwindigkeit der Zementsteinkorrosion, bei der die einzelnen Phasen kongruent oder inkongruent gelöst werden (Bild 14).

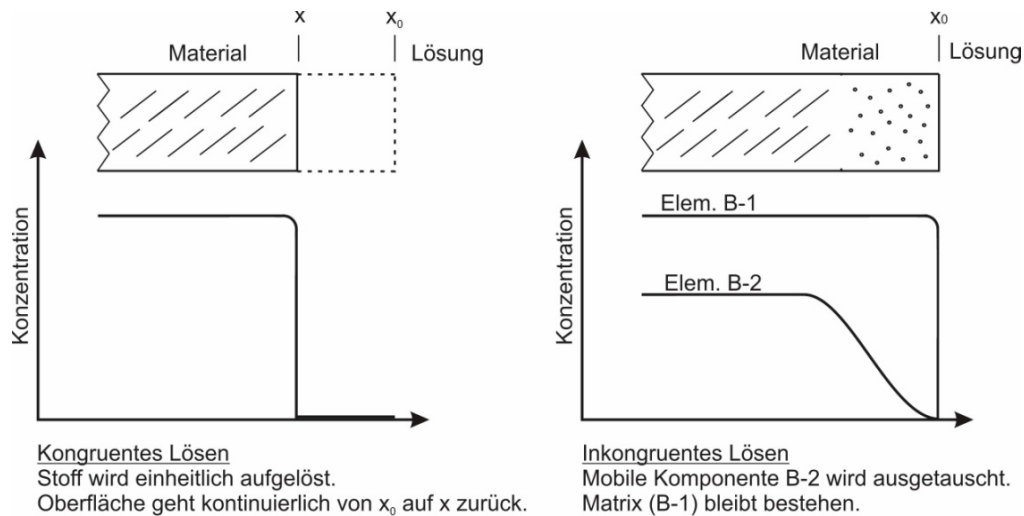


Bild 22: Schematische Darstellung verschiedener Lösungsmechanismen (nach Grabau [66])

Bei kongruenten Lösungsvorgängen, wie z. B. bei der Auflösung von Portlandit, ist das Verhältnis der in Lösung gehenden Elemente gleich ihrem Verhältnis im Ausgangsstoff, d. h. der Stoff wird einheitlich durch oberflächenkontrollierte Reaktionen aufgelöst.

Bei den häufiger vorkommenden inkongruenten Reaktionsvorgängen löst die Säure zunächst mobile Ionen (insbesondere  $\text{Ca}^{2+}$ -Ionen aus den C-S-H-Phasen) oder leichtlösliche Bestandteile des Zementsteins (z. B. Calciumhydroxid) aus einer stabilen Matrix heraus und diffundiert zusammen mit den sulfatischen Anionen durch die freiwerdenden „Kanäle“ ins Betoninnere [80]. Der Abtransport der gelösten Zementsteinkomponenten, insbesondere der  $\text{Ca}^{2+}$ -Ionen, in die Lösung führt zu einer deutlichen Erhöhung der Porosität des korrodierten Materials im Vergleich zum ungestörten Zementstein.

Als Ergebnis von inkongruenten Auflösungsprozessen des Zementsteins treten Unterschiede zwischen Lösungs- und Eduktzusammensetzung auf. Diese resultieren zum einen aus der Kondensation der bereits beschriebenen silikatischen Restschichten und zum anderen der Sekundärphasenbildung durch Reaktionen der im Feststoff enthaltenen Elemente untereinander bzw. mit Lösungsbestandteilen.

### 6.3.6.2 Einfluss der Rest- und Deckschicht

Ein maßgeblicher Einfluss auf den Korrosionsfortschritt geht von der Schichtenbildung schwerlöslicher Reaktionsprodukte an der Oberfläche aus. Die Eigenschaften dieser Schichten (Porosität, Dichte) sind u. a. abhängig von der Art und Konzentration bzw. dem pH-Wert der angreifenden Säure sowie der Zusammensetzung des Bindemittels [144]. Werden bei einem Säureangriff auf die Zementsteinmatrix leicht-lösliche Calcium-Salze gebildet, so besteht die oberflächliche Restschicht vorwiegend aus amorphem  $\text{SiO}_2$  und – in Abhängigkeit vom pH-Wert der Lösung – aus Hydraten von  $\text{Al}_2\text{O}_3$  sowie  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  [144]. Im Bereich von pH 2 bis 3 erreicht das bei der Auflösung der C-S-H-Phasen freigesetzte  $\text{SiO}_2$  die geringste Löslichkeit, so dass die Bildung amorpher  $\text{SiO}_2$ -Schichten in dem pH-Bereich am intensivsten ist. Zusätzlich zu dieser silikatischen Restschichtbildung, die generell beim lösenden



Angriff starker Säuren auftreten kann, wird beim Schwefelsäureangriff mit hohen Säurekonzentrationen ( $\text{pH} < 3$ ) durch Reaktionen der im Zementstein gelösten  $\text{Ca}^{2+}$ -Ionen mit den  $\text{SO}_4^{2-}$ -Ionen des Angriffsmediums schwerlöslicher Gips ausgefällt. Da Eisen und Aluminium aus den Hydratationsprodukten des Zements mit Schwefelsäure leicht lösliche Sulfate bilden, tragen sie allerdings nicht zur Bildung von Restschichten bei. Beim Angriff durch kalklösende Kohlensäure bleibt, abgesehen von etwaigen  $\text{CaCO}_3$ -Ablagerungen im Porensystem [92], als unlöslicher Rest im Wesentlichen ein Gemisch aus Kieselgel und Aluminium- und Eisenhydroxid auf der Oberfläche zurück [109].

Unter nicht-abrasiven Bedingungen behindern diese „Schutzschichten“ zum einen die Zuführung der Säure an die Reaktionsfront und zum anderen den Abtransport von Reaktionsprodukten in die Lösung. In der wachsenden Rest- und Deckschicht entsteht ein Konzentrationsgefälle, das den Ionentransport und damit auch die Korrosionsgeschwindigkeit zwischen Zementstein und Lösung verlangsamt und zu einer diffusionskontrollierten Reaktion führt [71][72][78]. Der Korrosionsfortschritt folgt daher einer  $\sqrt{t}$ -Funktion [72][78].

Beim Schwefelsäureangriff wird mit zunehmender Dicke der Deckschicht der Transport der gelösten Elemente und insbesondere der Calcium-Ionen von der Korrosionsfront in die Lösung schließlich soweit vermindert, dass an der lösungsseitigen Oberseite der Deckschicht in einer oberflächenkontrollierten Reaktion die kongruente Auflösung von Gips einsetzt. An der Oberseite bleibt lediglich die schwerlösliche Kieselsäure zurück. In der zeitlichen Entwicklung des Säureverbrauchs bzw. der gelösten Massen spiegelt sich diese Intensivierung des Deckschichtabtrags in einer allmählichen Änderung des  $\sqrt{t}$ -Verlaufes, d. h. einem rein diffusionskontrollierten Prozess, hin zu einem linearen Verlauf wider [66]. Bei Erreichen eines Lösungsgleichgewichts entspricht der Abtrag der lösungsseitigen Gipsdeckschicht betragsmäßig der Neubildung an Sekundärphasen über der Korrosionsfront des Betons, so dass die Dicke der Gipsdeckschicht und die Vorschubgeschwindigkeit der Korrosionsfront konstant bleiben [66]. Die Dauer bis zum Erreichen eines solchen Übergangs zu konstanten Lösungsraten ist pH-abhängig. HEROLD [78] bestimmte diesen Zeitraum für einen Angriff von pH 1-Schwefelsäurelösungen auf Beton mit etwa zwei Jahren. Mit abnehmender  $\text{H}^+$ -Konzentration setzt dieser Übergang später ein und erfolgt bei pH 5-Lösungen erst nach mehreren Jahren.

Auch beim Angriff durch kalklösende Kohlensäure von rd. 100 mg/l beobachteten LOCHER ET AL. [109], dass der Abtrag nach einem zunächst rascheren Abtrag später (nach rd. 8 Jahren) linear mit der Zeit zunahm.

Über den gesamten Zeitraum des Säureangriffs liegt damit eine Kombination aus oberflächen- und diffusionskontrollierten Lösungsvorgängen vor [66]. Die gelöste Masse des Betons lässt sich mit empirischen Parametern a, b und c mit der Gleichung

$$m(t) = a \cdot \sqrt{t} + b \cdot t (+ c) \quad (\text{Gl. 25})$$

beschreiben, wobei in der frühen Phase des Korrosionsprozesses die  $\sqrt{t}$ -Abhängigkeit und mit fortschreitender Versuchszeit die  $t$ -Abhängigkeit dominiert [78]. Die im Anfangsstadium des Lösungsprozesses vorliegende Oberflächenreaktion, berücksichtigt durch ein additives Glied  $c$ , kann bei Betrachtung langer Zeiträume vernachlässigt werden.

Gefügeauflockerungen, die aus Treibreaktionen durch Gips- bzw. Ettringitbildung hervorgerufen werden (siehe Abschnitt 6.2.2), oder mechanische Einwirkungen, z. B. durch Abrasion, können die Barrierewirkung der äußeren „Schutzschichten“ herabsetzen oder im Extremfall bei deren kontinuierlichem Abtrag auch vollständig aufheben. Infolgedessen kann der Korrosionsfortschritt um ein Vielfaches ansteigen (Bild 23) und selbst sehr dominante Einflüsse, wie z. B. die  $H^+$ -Konzentration, vollständig überdecken [71][72][78][134]. So ermittelte HEROLD [78] beispielsweise für den Angriff durch salzsaure Wässer mit pH 5 unter sehr abrasiven Korrosionsbedingungen annähernd gleiche Korrosionstiefen wie bei einem Angriff bei pH 3 und eher moderaten Abrasionen.

GRUBE und RECHENBERG [71] untersuchten den Angriff durch kalklösende Kohlensäure unter abrasiven Bedingungen und stellten fest, dass sich der Abtrag infolge von Abrasion, simuliert durch stetiges Bürsten von einem Teil der Probekörper, vervierfachen kann. Beim Schwefelsäureangriff liegt dieser Faktor aufgrund der Bildung einer zusätzlichen Gipsschicht an der Betonoberfläche unter nicht-abrasiven Bedingungen noch höher.

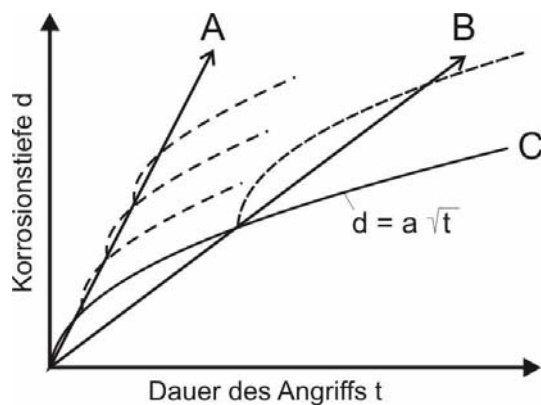


Bild 23: Korrosionstiefe in Abhängigkeit von der Zeit bei häufigem (Linie A), gelegentlichem (Linie B) und ohne Entfernen der Deckschicht (Linie C) (nach GRUBE und RECHENBERG [71])

### 6.3.6.3 Äußere Parameter

Eine wesentliche Kenngröße für das Angriffspotenzial mineralsaurer Medien stellt der pH-Wert dar. Während sich im schwach sauren bis alkalischen Bereich (pH 5 bis pH 11) eine nur schwache Abhängigkeit des Korrosionsfortschritts von der Säurekonzentration zeigt, wirken sich im stärker sauren Bereich kleine pH-Wert-Änderungen zunehmend stärker auf die Korrosionsgeschwindigkeit aus.

Nach NELSKAMP [134] beträgt der Korrosionsfortschritt bei Schwefelsäureangriff bei pH 5 jährlich rd. 0,25 mm. Nach 100-jähriger Beaufschlagung ist ein Gesamtabtrag von 10 bis 40



mm zu erwarten. Dies entspricht Berechnungen von HEROLD [78], nach denen die Korrosionstiefen für einen Beton (CEM I, w/z = 0,5 bei 20 °C) unter fließenden Bedingungen bei pH 5 nach 20 Jahren mit rd. 0,8 cm und nach 100 Jahren mit rd. 2 cm betragen. Unter pH 3 läuft der Korrosionsfortschritt um etwa den Faktor 3 schneller ab. Eine Absenkung des pH-Wertes von pH 3 auf pH 1 bewirkt weiterhin eine Steigerung des Korrosionsfortschritts um den Faktor 7. [78]

Im Gegensatz zur Schwefelsäure ist bei Angriff durch kalklösende Kohlensäure der pH-Wert aufgrund des nur geringen Dissoziationsgrades kein hinreichender Indikator für die Beurteilung des Angriffsgrads. Vielmehr ist für den Korrosionsfortschritt die Konzentration an kalklösender Kohlensäure entscheidend. So ist beispielsweise in sehr durchlässigen Böden mit fließendem Grundwasser und kalklösender Kohlensäure von rd. 110 mg/l nach 20 Jahren mit einem Betonabtrag von rd. 2 bis 6 mm [109] und nach 100 Jahren mit einem Betonabtrag von rd. 10 bis 15 mm (nach GRUBE und RECHENBERG [71]) bzw. von rd. 20 bis 30 mm (nach FRIEDE [55]) zu rechnen. Der Korrosionsfortschritt entspricht damit weitgehend dem eines Angriffs mineralischer Wässer von pH 5 bis 7 [78]. Gegenüber fließenden Bedingungen reduziert sich der Korrosionsfortschritt bei stehendem Grundwasser aufgrund des instationären Diffusionsvorgangs auf etwa ein Zehntel [71]. In Böden mit stehendem Grundwasser und einem Durchlässigkeitskoeffizienten von  $k \leq 10^{-4}$  cm/s ist ein lösender Abtrag bei pH-Werten von 4 bis 7 praktisch nicht mehr vorhanden. [71]

Der Korrosionsfortschritt im Beton kann neben der bereits beschriebenen physikalischen Barrierewirkung der sich bildenden Rest- und Deckschichten auch durch die Aufkonzentrierung von gelösten Zementsteinkomponenten in der Lösung gebremst werden. Umfangreiche Untersuchungen zum Einfluss der Ionen-Konzentration und chemischen Veränderungen der Umgebung auf den Korrosionsfortschritt in stationären Lang- und Kurzzeitversuchen wurden u. a. von HEROLD [78] und GRABAU [66] durchgeführt. Bild 24 zeigt schematisch diesen Einfluss der Konzentration der aus dem Zementstein gelösten Ionen in einer Säurelösung auf den Korrosionsfortschritt, wenn kein Lösungswechsel stattfindet.

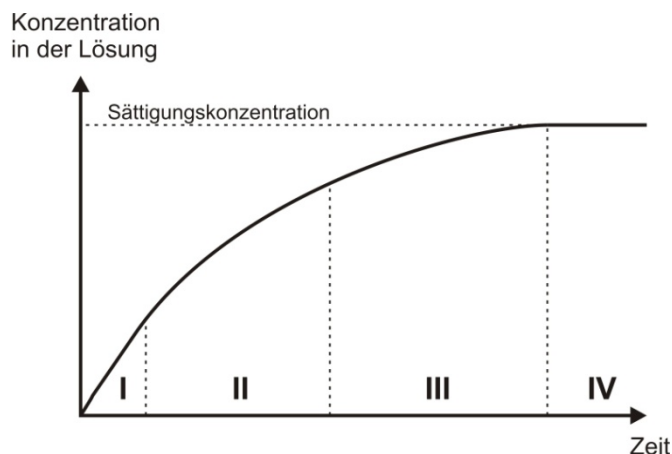


Bild 24: Schematische Darstellung einer heterogenen Reaktion mit inkongruenter Auflösung (z. B. C-S-H-Phase) ohne Lösungswechsel (in Anlehnung an HEROLD [78])

Bei der anfänglichen, oberflächen- bzw. reaktionskontrollierten Reaktion verläuft die Entwicklung der Lösungskonzentration i. d. R. linear (I). In diesem nur sehr kurzen Stadium wird der oberflächennahe Portlandit kongruent gelöst. Im Folgenden läuft die Korrosion aufgrund der sich bildenden Rest- und Deckschicht und der Transporteigenschaften der sich darin bildenden Sekundärphasen diffusionskontrolliert ab, so dass die Entwicklung der Lösungskonzentration dem  $\sqrt{t}$ -Gesetz folgt (II). Bei sehr langsam fließenden, quasi-stehenden Grundwässern kann in der angreifenden Lösung ein Konzentrationsgradient aufgebaut werden, so dass sich in der Lösung unmittelbar an der Deckschichtoberfläche Korrosionsprodukte aufkonzentrieren. Die Lösungsreaktion wird durch eine solche oberflächennahe Anreicherung von zementsteinrelevanten Ionen verlangsamt (III). Die Konzentration, ab der die Lösungsreaktion zurückgedrängt wird, ist pH-Wert-abhängig und nimmt mit zunehmender  $H^+$ -Konzentration zu. Das Auflösen des Zementsteins endet, wenn die Sättigungskonzentration in der Lösung erreicht ist (IV). [78]

Bezogen auf die Praxis tritt ein solches geschlossenes System, in dem von außen keine neue Lösung hinzukommt und die aktuelle Ionenkonzentration wieder verringert, z. B. bei undurchlässigen Böden ( $k < 10^{-5}$  m/s) auf. Dringt von außen jedoch kontinuierlich Lösung in das System oder findet ein kontinuierlicher Lösungsaustausch statt, würden die Korrosionsprodukte, insbesondere Alkalisulfate, Aluminiumsulfate und in geringerem Maße auch Calciumsulfate von der Betonoberfläche abtransportiert und die diffusionskontrollierte Reaktion im Bereich III auch nach sehr langen Zeiträumen nicht enden [173]. Allgemein gilt, dass sich mit zunehmender Fließgeschwindigkeit des Wassers die Belastung an gelösten Korrosionsprodukten verringert und unter sonst gleichen Bedingungen die Korrosionsrate erhöht [78]. Bei einer Schutzschichtbildung durch schwerlösliche Korrosionsprodukte ist der Einfluss der Fließgeschwindigkeit auf den Korrosionsfortschritt jedoch deutlich geringer als bei abrasiven Bedingungen [72].

Als weiterer äußerer Parameter nimmt die Temperatur einen maßgeblichen Einfluss auf den Korrosionsfortschritt. Beispielsweise stellte ROMBÈN [154] bei Untersuchungen an Betonen in salzsauren Lösungen mit pH 5 anhand des Säureverbrauchs fest, dass sich der Korrosionsprozess infolge einer Abkühlung von 25 °C auf 5 °C um den Faktor 0,6 bis 0,7 verlangsamt.

Die genannten Überlegungen zeigen, dass die äußeren Randbedingungen, die den Korrosionsprozess bzw. das Zurückdrängen der chemischen Reaktion beeinflussen können, wie z. B. Verhältnis zwischen Lösungsvolumen und Probekörperoberfläche, Häufigkeit des Antransports neuer aggressiver Medien, Fließgeschwindigkeit, Temperatur etc., für den Korrosionsfortschritt beim Säureangriff auf Beton von zentraler Bedeutung sind. Falls Säureuntersuchungen in der Literatur hinsichtlich dieser Parameter voneinander abweichen, was häufig nicht zuletzt aufgrund unvollständiger Angaben zu Randbedingungen vorkommt, sind die ermittelten Korrosionsintensitäten auch bei scheinbar gleich starkem Angriff (gleiche Art und Konzentration des angreifenden Agens) i. Allg. nicht vergleichbar [66][78].

#### 6.3.6.4 Betontechnologische Parameter

Neben den bereits beschriebenen äußeren Randbedingungen hängt der Korrosionsfortschritt auch maßgeblich von inneren Größen wie der Betonzusammensetzung und der Dichtigkeit des Betongefüges ab. Je mehr schwer lösliche Bestandteile im Beton enthalten sind und je höher die Dichtigkeit des Betons ist, desto höher ist der Widerstand des Betons gegenüber einer Säurebeanspruchung [21]. Die maßgeblichen betonseitigen Einflüsse lassen sich nach Zement- bzw. Bindemittelart und -gehalt, Wasserzementwert und Gesteinskörnung aufgliedern [134].

In der Literatur wird über den Einfluss der **Bindemittelart** auf den Säurewiderstand widersprüchlich berichtet. Während einige Autoren grundsätzlich einen deutlichen Einfluss feststellen [75][150][165], bewerten andere Autoren diesen Parameter eher als unbedeutend [123][149]. Um Aussagen über den Einfluss der Zementart treffen zu können, ist nach GRABAU [66] eine Differenzierung des pH-Wertes erforderlich. Bei einem schwefelsauren Angriff von pH 2 ist die Zusammensetzung des Zements in Bezug auf die Korrosionsintensität aus seiner Sicht nicht relevant. Dagegen stellten FATTUHI und HUGHES [49] unter solchen sauren Bedingungen anhand der Masseänderung einen höheren Widerstand für einen Portlandzement mit hohem Sulfatwiderstand im Vergleich zu einem normalen Portlandzement fest. In schwefelsauren pH 1- und pH 2-Lösungen ermittelte NELSKAMP [134] ebenso für Hochofenzement geringere Abtragsraten an Beton als für einen Portlandzement, was GRABAU [66] erst bei höheren pH-Werten von rd. 4 beobachtete. Analog kann ein teilweiser Austausch von Klinker bzw. Portlandzement durch puzzolanische Zumahl- bzw. Zusatzstoffe, wie z. B. Flugasche, den Widerstand gegen einen sauren Angriff erhöhen [78][127][187]. Die günstige Wirkung puzzolanischer und latent-hydraulischer Zumahl- und Zusatzstoffe, die sich unter weitgehend dynamischen Lagerungsbedingungen (kontinuierlicher Nachschub von  $H^+$ -Ionen, schneller Abtransport der gelösten Ionen) feststellen lässt, wird auf die erhöhte Dichtigkeit des Betongefüges (vgl. Abschnitt 6.1) und die höhere Stabilität der korrodierten Rest- und Deckschichten zurückgeführt [54][78][134]. Ferner wirken die silikatischen Zumahl- oder Zusatzstoffe als Hindernisse für die ins Betoninnere eindringenden  $H^+$ -Ionen [78], verringern den Gehalt löslicher Bestandteile (niedriger CaO-Gehalt im Zement bzw. niedriger  $Ca(OH)_2$ -Gehalt im Beton) bzw. unterbrechen das  $Ca(OH)_2$ -Netz [4][52][80]. Diese Effekte verstärken sich i.d.R. mit dem Gehalt solcher Stoffe im Beton und längerer Vorlagerungszeit. Nach HEROLD [78] ist die Art des Zumahl- oder Zusatzstoffs im Vergleich zur Zugabemenge für den Korrosionswiderstand von geringerer Bedeutung.

Daneben finden sich in der Literatur auch Untersuchungen, die über eine Verminderung des Betonwiderstandes gegenüber einem Schwefelsäureangriff bei Substitution des Zementes durch puzzolanische oder latent-hydraulische Zusatzstoffe berichten [61][169]. Diese scheinbar widersprüchlichen Phänomene lassen wieder die maßgebliche Bedeutung der Randbedingungen der Untersuchungen (z. B. stationär – dynamisch) erkennen. So gewinnt unter stationären Bedingungen (kein Lösungsaustausch, Aufkonzentrierung von gelösten Ionen an der Betonoberfläche) die Neutralisationskapazität eines Betons für seinen Säurewiderstand

an Bedeutung. Diese Kapazität, die sich aus der für die Umsetzung von Hydratphasen verbrauchten Säuremenge ergibt, spiegelt sich in erster Linie in der Menge an Calciumhydroxid, C-S-H-Phasen und ggf. Carbonat (Kalksteinmehl) sowie zu einem geringeren Anteil in der Menge an aluminium- und eisenhaltigen Phasen wider [66]. Daher kann sich beispielsweise für einen Beton mit Portlandzement oder Portlandkalksteinzement eine höhere Neutralisationskapazität und damit unter stationären Angriffsbedingungen auch ein höherer Säurewiderstand ergeben als für einen Beton mit Hochofenzement.

Bezüglich der Auswirkungen des **Zementgehaltes** auf den Korrosionsfortschritt liegen keine Erkenntnisse für einen Schwefelsäureangriff auf Beton vor. Nach BEDDOE ET AL. [5] ist bei einer Verringerung des Zementgehaltes einerseits mit einem geringeren Anteil an poröser Korrosionsschicht zu rechnen, was die Säurediffusion hemmt. Andererseits wird die Neutralisationskapazität reduziert und dadurch der Korrosionsfortschritt begünstigt.

Der Einfluss des **Wasserzementwertes** hängt u. a. von der Art der gebildeten Reaktionsprodukte ab. Während bei einem Säureangriff mit leicht-löslichen Reaktionsprodukten eine Verringerung des Wasserzementwertes i. Allg. den Säurewiderstand erhöht, muss beim Schwefelsäureangriff wiederum bezüglich des pH-Wertes differenziert werden. Bei sehr niedrigen pH-Werten ( $\text{pH} < 1$ ) wirkt sich eine Steigerung des Wasserzementwertes tendenziell in verringerten Einwirktiefen aus [66]. Die Ursache dafür liegt in der mit höherem Wasserzementwert einhergehenden Vergrößerung des Kapillarporenvolumens, das eine größere Menge an expansiven Mineralneubildungen (Gips, Ettringit) spannungsfrei aufnehmen kann [52][66]. Während FRANKE ET AL. [52] auch bei pH 1 mit zunehmendem w/z-Wert (zwischen 0,45 und 0,65) einen höheren Säureeindringwiderstand feststellten, beobachtete NELSKAMP [134] bei diesem pH-Wert keinen bzw. nur einen untergeordneten Einfluss des Wasserzementwertes. Bei niedrigeren Schwefelsäurekonzentrationen ab etwa pH 3 wird – wie bei nicht-deckschichtbildenden Säuren (Salpeter-, Salzsäure, kalklösende Kohlensäure etc.) – die Widerstandsfähigkeit des Betons durch eine Steigerung des Wasserzementwertes verringert, weil aufgrund des geringen Sulfatgehaltes keine oder nur geringfügige Gipsbildung stattfindet, die die zunehmende Porosität des Porenraums kompensieren würde [49][66][78]. Stattdessen wird mit Steigerung des Wasserzementwertes die Kapillarporosität des Zementsteins erhöht bzw. der Zementgehalt je Volumeneinheit verringert, was zudem die Neutralisationskapazität herabsetzt [78][144]. Weiterhin verringert sich mit ansteigender Porosität des ungestörten Zementsteins auch die mechanische Integrität des korrodierten Materials, so dass der diffusive Transport von  $\text{H}^+$ -Ionen an die Korrosionsfront beschleunigt wird. HEROLD [78] stellte für das in der Praxis relevante w/z-Intervall von 0,3 bis 0,7 fest, dass eine Erhöhung des Wasserzementwertes um 0,1 die Eindringgeschwindigkeit der  $\text{H}^+$ -Ionen unter pH 3- und pH 5-Bedingungen um rd. 25 % erhöht. Allerdings wirken sich höhere w/z-Werte empfindlicher auf die Korrosionstiefe aus (Bild 25).

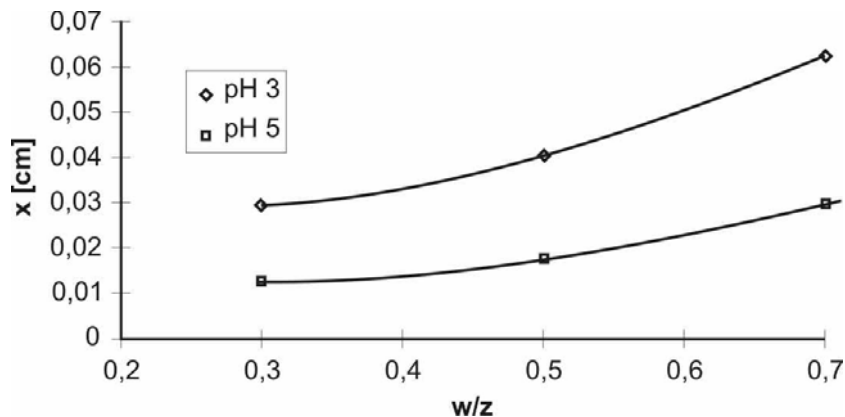


Bild 25: Korrosionstiefe in Abhängigkeit vom w/z-Wert (Zementstein aus CEM I, T = 20 °C) [78]

Im Vergleich zu Beton mit inerter (quarzitische) **Gesteinskörnung** schreitet die Korrosionsfront in reinem Zementstein unter sonst gleichen Randbedingungen (w/z-Wert, Temperatur, pH-Wert) fast doppelt so schnell voran. Dies ist u. a. darauf zurückzuführen, dass sich die inerte quarzitisches Gesteinskörnung wie Hindernisse auf dem Weg der diffundierenden Ionen verhält und die Transportwege von der Lösung zur Korrosionsfront und zurück verlängert (vgl. Abschnitt 6.1) [145][154]. Die Auswirkung der Variation der Korngrößenverteilung zwischen den Regelsieblinien auf den Korrosionsfortschritt wird dagegen als marginal bewertet. [78]

Während der Diffusionsweg der  $H^+$ -Ionen im Beton mit zunehmendem Volumenanteil der Gesteinskörnung aufgrund der Tortuosität steigt, nimmt gleichzeitig die Neutralisationskapazität des Betons bei quarzitischer Gesteinskörnung ab, bei carbonatischer Gesteinskörnung hingegen zu. So sind bei säurelöslichem Gestein, wie z. B. Kalkstein oder Dolomit, bei einem Angriff durch mineralische Säuren unter stationären Bedingungen geringere Einwirktiefen zu beobachten als bei weitgehend inertem (quarzitisches) Gestein [66][134].

Ein Einfluss der Art und Dauer der **Nachbehandlung** ist nach NELSKAMP [134] beim Angriff durch Schwefelsäure mit sehr niedrigem pH-Wert von 1,0 praktisch nicht vorhanden. Für höhere pH-Werte liegen derzeit zu diesem Parameter keine Erkenntnisse vor.

## 6.4 Kombierter Säure-Sulfat-Angriff

### 6.4.1 Allgemeine Form des kombinierten Angriffs

Als eine Sonderform des kombinierten Säure-Sulfat-Angriffs wurde bereits der Schwefelsäureangriff ( $H_2SO_4$ ) auf Beton behandelt. Da Schwefelsäure naturgemäß ein definiertes Konzentrationsverhältnis von Säure zu Sulfat aufweist, das im Vergleich zu dem der Oxidationsprodukte von Eisendisulfid um ein Vielfaches höher ist, lassen sich die Ergebnisse dieser Studien allerdings nur sehr eingeschränkt auf die Betonkorrosion infolge saurer und sulfat-

reicher Grundwässer projizieren. Zudem bleibt dabei der Einfluss des zugehörigen Kations von Eisensulfat unberücksichtigt. Häufig lagen bei den bisherigen Untersuchungen zum Schwefelsäureangriff auch gleichzeitig fließende und/oder abrasive Bedingungen vor, die einer Schutzschichtbildung entgegenwirken. Rückschlüsse des dabei erfassten Korrosionsverhaltens auf Bedingungen in Böden mit fließarmen Bedingungen sind daher nicht möglich.

Über diesen Spezialfall hinaus wurde der kombinierte Angriff durch Säure und Sulfat bislang nur sehr selten untersucht. Die maßgeblichen wissenschaftlichen Erkenntnisse zu diesem Thema finden sich in den Untersuchungen von CAO ET AL. [29], die im Folgenden zusammengefasst werden. An Mörteln wurde der chemische Widerstand von verschiedenen Portlandzementen in Kombination mit Zusatzstoffen in 5 %-igen  $\text{Na}_2\text{SO}_4$ -Lösungen (bzw. 33.800 mg/l  $\text{SO}_4^{2-}$ ) bei pH-Werten von 3, 7 und 12 bewertet, die durch Titration mit Schwefelsäure regelmäßig eingestellt wurden. Anhand makroskopischer Parameter (Druckfestigkeit und Dehnung) wurde ein Einfluss der Zusammensetzung des Bindemittels und des pH-Wertes der Umgebung auf den Schädigungsverlauf der Proben infolge des chemischen Angriffs festgestellt. So intensivierten sich die bei allen drei pH-Werten auftretenden Treibreaktionen mit ansteigendem  $\text{C}_3\text{A}$ - und  $\text{C}_3\text{S}$ -Gehalt des Zements, wobei sich dieser Einfluss der Zementzusammensetzung mit abnehmendem pH-Wert verringerte. Als Ursache für die Treibschäden ließen sich rasterelektronenmikroskopisch sekundäre Ettringit- und Gipsbildung detektieren, die auch unter pH 3-Bedingung im noch weitgehend alkalischen Milieu der Betone stattfanden. Hinsichtlich der tiefspezifischen Verteilung dieser Schadminerale dominierte – wie bei reinem Sulfatangriff (bei  $\sim$ pH 12) – dabei zum Betoninneren hin der Anteil von sekundärem Ettringit. Eine oberflächliche Deckschicht aus amorphem  $\text{SiO}_2$ , Gips und Carbonat erhielt zunächst den hohen pH-Wert im Betoninneren weitgehend aufrecht und verhinderte so den Zerfall des Ettringits, der bei pH-Werten  $< 10,6$  eintritt (siehe Abschnitt 6.2.2). Erst durch allmähliches Voranschreiten der Korrosionsfront des lösenden Angriffs wurde der pH-Wert auch in tieferen, ettringitreichen Zonen abgesenkt und Ettringit in Gips und Aluminiumsulfat umgewandelt [213]. CAO ET AL. [29] folgerten aus ihren Untersuchungen, dass bei einem kombinierten Säure-Sulfat-Angriff mit hohen Sulfat- und niedrigeren Säurekonzentrationen (33.800 mg/l  $\text{SO}_4^{2-}$  und  $\text{pH} \geq 7$ ) die maßgebliche Schädigung vom Sulfatangriff ausgeht und daher der  $\text{C}_3\text{A}$ - und  $\text{C}_3\text{S}$ -Gehalt des Zements einen entscheidenden Einfluss auf den Korrosionswiderstand des Betons ausüben. Bei Absenkung des pH-Wertes in den sauren Bereich intensivierten sich die Calcium-Auslaugung der Zementsteinphasen und insbesondere die Hydrolyse der C-S-H-Phasen im Zementstein, was den Korrosionsprozess nachweislich durch höhere Festigkeitsverluste beschleunigt [50][150]. Die Kinetik des kombinierten Säure-Sulfat-Angriffs ist folglich sowohl von den absoluten Säure- und Sulfatkonzentrationen als auch von deren Verhältnis im angreifenden Medium abhängig.

CAO ET AL. [29] untersuchten verschiedene betontechnologische Maßnahmen hinsichtlich ihres Beitrags zum Widerstand gegen einen kombinierten Säure-Sulfat-Angriff. Durch Austausch von Portlandzement gegen Silikastaub (5 M.-%), Flugasche (40 M.-%) oder Hüttensand (80 M.-%) reduzierten sich sowohl bei reinem Sulfatangriff mit 33.800 mg/l  $\text{SO}_4^{2-}$



als auch bei gleichzeitig hohen Schwefelsäurekonzentrationen (pH 3) die Dehnungen bzw. Druckfestigkeitsverluste der Mörtel. Geringere Flugaschegehalte von 20 M.-% ließen bei der Säure-Sulfat-Lagerung hingegen keine wesentliche Erhöhung des Widerstands gegenüber der flugaschefreien Mischung erkennen (Bild 26). Bei Verringerung des Hüttensandgehaltes von 80 M.-% auf 40 bzw. 60 M.-% beschleunigte sich der Korrosionsfortschritt und war sogar schneller gegenüber der hüttensandfreien Referenzmischung (Bild 27). Dieses Ergebnis bestätigt die Empfehlung im BRE Digest 363 [205], unter sehr sauren und sulfathaltigen Angriffsbedingungen sehr hochgeschlackte Bindemittel (Hüttensand-Anteil: 70 bis 80 M.-%) einzusetzen.

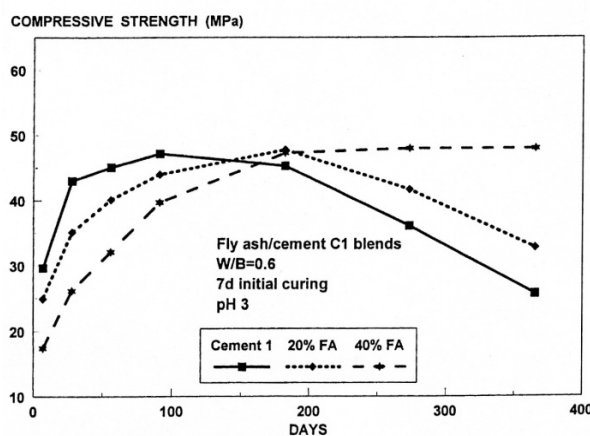


Bild 26: Festigkeitsentwicklung von Mörtel mit Flugasche/Zement-Gemisch in Sulfatlösung mit pH 3 [29]

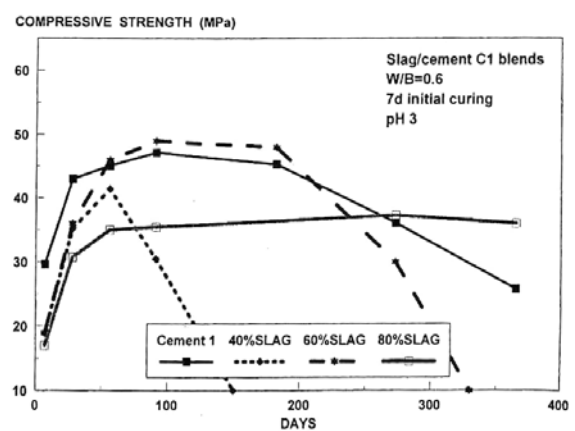


Bild 27: Festigkeitsentwicklung von Mörtel mit Hüttensand/Zement-Gemisch in Sulfatlösung mit pH 3 [29]

Weiterhin ging aus den Untersuchungen von CAO ET AL. [29] hervor, dass Dehnungsmessungen, die ausschließlich die treibende Korrosionskomponente erfassen, bei niedrigen pH-Werten weniger für die Bewertung des Schädigungsgrades geeignet sind als Festigkeitsprüfungen.

Daneben wurden auch von HILL ET AL. [79] Untersuchungen zum kombinierten Säure-Sulfat-Angriff vorgenommen. Dazu wurden dazu Betonprobekörper, die hinsichtlich der Zementart und des Wasserbindemittelwertes variierten, über einen Zeitraum von 5 Jahren in Lösungen mit Schwefelsäure (pH 4, wöchentliche Titration) und Sulfatkonzentrationen zwischen 1.400 und 6.000 mg/l bei 4,5 °C eingelagert. Zur Referenz wurden darüber hinaus auch reine Säure- bzw. Sulfatlagerungen bei rd. pH 12 durchgeführt. Zwar erfolgten diese Untersuchungen anlässlich von Schadensfällen an Bauwerken in eisendisulfidhaltigem Baugrund, doch simulierten die gewählten Angriffsmedien vielmehr einen allgemeinen Betonangriff durch Säure und Sulfat. So wurde in den Untersuchungen anstelle von Eisensulfat, das bei der Oxidation von Eisendisulfid freigesetzt wird, Calcium- und Magnesiumsulfat eingesetzt. Die für den Korrosionsprozess u. U. durchaus relevante Bedeutung des Kations (vgl. Abschnitt 6.2.4) blieb in diesen Untersuchungen folglich unberücksichtigt, was die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf die tatsächlich ablaufenden Schädigungsmechanismen im Beton bei Einwir-

kung der Oxidationsprodukte der Eisendisulfidoxidation erheblich einschränkt. Für die Beschreibung des Betonverhaltens unter gleichzeitiger Einwirkung von Säure und Sulfat sind die Erkenntnisse von HILL ET AL. [79] durchaus heranzuziehen.

Die Betone mit Hochofenzement und CEM I-HS-Zement wurden nach fünfjähriger Einwirkung von Säure und Sulfat (3.000 mg/l  $\text{SO}_4^{2-}$  und pH 4) äußerlich deutlich weniger geschädigt als Betone mit Portlandzement und Portlandkalksteinzement, die bereits augenscheinlich Treiberscheinungen aufwiesen. Mittels Röntgendiffraktometrie wurde an allen Betonen eine intensive Gipsbildung festgestellt, die intensiver ablief als bei reinem und sogar höherem Sulfatangriff (bis 6.000 mg/l  $\text{SO}_4^{2-}$  und ~pH 12). Dieses Ergebnis wurde darauf zurückgeführt, dass der Säureangriff das Eindringen der Sulfationen in den Beton erleichtert bzw. eine größere Menge an Calcium-Ionen im Beton gelöst und so den Reaktionsumsatz zwischen von außen eindringenden Sulfationen und den gelösten Calcium-Ionen des Zementsteins erhöht hat.

Um näher auf die mineralogischen Veränderungen der Betone infolge des chemischen Angriffs einzugehen, sind in Tabelle 5 zusammenfassend die wesentlichen Ergebnisse der XRD-Analysen für die einzelnen Betone und Prüflösungen dargestellt. Während beim Beton mit Hochofenzement an der Oberfläche ausschließlich Gips als Sekundärphase nachgewiesen werden konnte, traten bei den übrigen Betonen daneben auch die Schadmineralphasen Ettringit und Thaumazit auf. So bildete sich beim CEM I-HS-Beton in saurer-sulfatreicher Umgebung Thaumazit, wohingegen bei reinem Schwefelsäureangriff stattdessen Ettringit detektiert wurde.

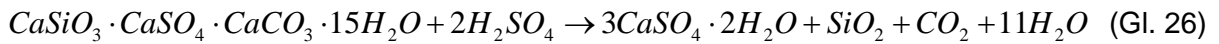
Tabelle 5: Ergebnisse der Phasenbestimmung mittels XRD-Analyse nach 5-monatiger Einlagerung (mit skalarer Bewertung des Phasenvorkommens: gering (\*), mittel (\*\*), intensiv (\*\*\*)) (nach [79])

Zementart	Prüflösung		
	$\text{CaSO}_4$ (1,4 g/l $\text{SO}_4^{2-}$ ) + $\text{MgSO}_4$ (1,6 g/l $\text{SO}_4^{2-}$ ) + $\text{H}_2\text{SO}_4$ (auf pH 4)	$\text{CaSO}_4$ (1,4 g/l $\text{SO}_4^{2-}$ ) + $\text{MgSO}_4$ (1,6 g/l $\text{SO}_4^{2-}$ )	$\text{H}_2\text{SO}_4$ (auf pH 4)
Portlandzement	n. b.	T*, C**	G***
Portlandzement–HS	T*, G***	T*, G*, C*	E*, G***
Portlandkalk- steinzement	n. b.	T*, C**	T*, G***
Hochofenzement	G***	keine Sek.-phasen	G***
Portlandzement + 25 % Flugasche	E*, G***	E*, C*	E*, G***

Legende: E = Ettringit, T = Thaumazit, G = Gips, C = Calcit

HILL ET AL. [79] weisen darauf hin, dass ein Portlandzement mit hohem Sulfatwiderstand bei einem Säure-Sulfat-Angriff vergleichsweise anfällig für die Bildung von Thaumazit sein kann.

Thaumasit kann sich – ebenso wie Ettringit – nur in dem noch alkalischen Milieu des Betons bilden. Unter sauren Bedingungen ( $\text{pH} < 7$ ) wird diese Phase instabil [59] und kann nach folgender Reaktionsgleichung zersetzt werden:



Als stabile Phasen gehen aus dieser Reaktion vorwiegend Gips und daneben auch amorphes  $\text{SiO}_2$  hervor.

Auffällig ist, dass sich offensichtlich im Beton mit normalem Portlandzement im Vergleich zum CEM I-HS-Zement weniger sekundäre Sulfatminerale bildeten, worauf die Autoren aber nicht näher eingehen.

HILL ET AL. [79] berichteten vorausschauend auch über Einlagerungen von Betonprobekörpern in eisendisulfidhaltigen Böden, doch wurden diese Untersuchungen nach einigen Monaten abgebrochen und die Ergebnisse bislang nicht veröffentlicht.

## 6.4.2 Kombiniertes Säure-Sulfat-Angriff infolge Eisendisulfidoxidation

### 6.4.2.1 Vorliegende Untersuchungen

Zum kombinierten Säure-Sulfat-Angriff auf Beton, der durch Oxidation von Eisendisulfid im Boden hervorgerufen wird, wurden in jüngster Zeit umfangreiche Untersuchungen von SIEBERT [176] durchgeführt. Im Mittelpunkt stand dabei das Langzeitverhalten von Betonen, die einem chemischen Angriff in verschiedenen oxidierenden eisendisulfidhaltigen Böden sowie parallel in Prüflösungen mit Schwefelsäure und Eisensulfat ausgesetzt waren. Die verschiedenen Prüflösungen simulierten Angriffsbedingungen, die unter stationären Verhältnissen auch in bergbaulich beeinflussten, hochmineralisierten Grundwässern zu erwarten sind. Da diese Untersuchungen für die Bewertung der Dauerhaftigkeit von Beton in solch aggressiver Umgebung von wichtiger Bedeutung sind und darüber hinaus bislang keine weiteren Kenntnisse zu dieser Thematik vorliegen, wird im Folgenden näher auf die Ergebnisse eingegangen.

### 6.4.2.2 Korrosionsmechanismen im Beton bei Kontakt mit sauren und sulfatreichen Wässern

SIEBERT [176] setzte Betonprobekörper in Prüflösungen mit Sulfatkonzentrationen zwischen 3.000 und 16.000 mg/l sowie pH-Werten zwischen pH 2 und pH 4 über einen Zeitraum von 2,5 Jahren einem kombinierten Säure-Sulfat-Angriff aus. Gleichzeitig lagerten Proben in oxidierenden eisendisulfidhaltigen Böden mit vergleichbar aggressiver Umgebung (8.300 - 40.000 mg/l  $\text{SO}_4^{2-}$ , pH 2,2 - 2,5). Zur Erfassung der Schädigungsmechanismen wurden über den Untersuchungszeitraum hinweg neben makroskopischen Parametern (Masseänderung, Säureeindringtiefe, Druckfestigkeitsverlust) auch mikroskopische und mineralogische Gefügeveränderungen an Festkörpern bestimmt.

Unabhängig von den untersuchten Angriffsszenarien und der Betonzusammensetzung bilden sich unter stationären Bedingungen in Prüflösungen und Böden charakteristische Korrosionszonen in der Betonrandzone aus (Bild 28). Infolge des  $H^+$ -Ionenverbrauchs durch die lösenden Reaktionen des Zementsteins und bei nur langsamer Zufuhr weiterer  $H^+$ -Ionen aus der Umgebung steigt der pH-Wert an der Betonoberfläche an. Liegt der pH-Wert über  $\sim$ pH 3 bilden sich Eisenhydroxidschichten (v.a.  $Fe_2O_3 \cdot H_2O$  in Zone A) als Deckschicht, die den Ionenaustausch zwischen der korrodierten Betonrandzone und der aggressiven Umgebung bremst (vgl. Abschnitt 6.2.4).

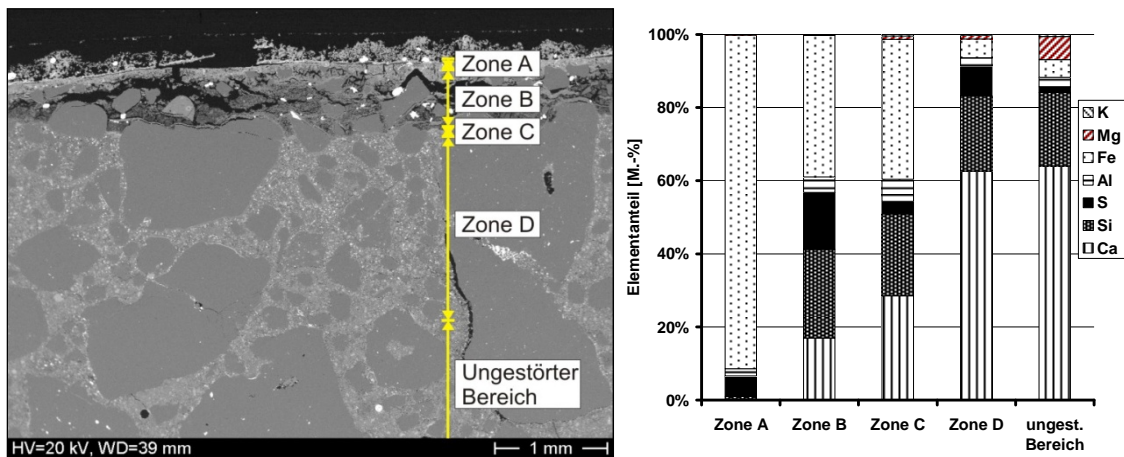


Bild 28: REM-Aufnahme der Korrosionszonen (links) und Elementverteilung mittels EDX (rechts) im Randbereich von Beton mit CEM I-HS-Zement nach einjähriger Einlagerung in Lösung mit  $16.000 \text{ mg/l SO}_4^{2-}$  und pH 3,7 [176]

Unter der Deckschicht wird die Zementsteinmatrix infolge eines lösenden Angriffs vollständig zu Gips, der aus der Reaktion zwischen den eingedrungenen Sulfationen und dem Calciumhydroxid des Zementsteins hervorgeht, und amorphem  $SiO_2$  als Rückstand der zersetzten CSH-Phasen umgewandelt (Zone B). Die Front des lösenden Angriffs (Zone C) besteht maßgeblich aus Eisen-Silizium-Aluminium-Verbindungen und trennt in Form einer nur wenige  $\mu\text{m}$  schmalen Zone den korrodierten Randbereich, in dem Ca-Ionen weitgehend ausgelaugt werden, vom Betonkern, in dem noch kein bzw. kein nennenswerter lösender Angriff stattgefunden hat.

Neben diesem lösenden Angriff im oberflächennahen Bereich treten jenseits der Säureeindringfront mit zunehmender Dauer und Sulfatkonzentration im Boden Sulfatanreicherungen in einem tiefer liegenden, alkalischen Bereich (Zone D) auf. Die außen den Sulfationen zugehörigen Kationen ( $Fe^{2+}$ - bzw.  $Fe^{3+}$ -Ionen) dringen nur maximal bis zur Säureeindringfront ein. Der Mechanismus des Sulfatangriffs wird folglich jenseits der Säureeindringfront in der Zone D nicht durch die Sulfatart (hier:  $FeSO_4$ ) beeinflusst.

Art und Ausmaß der sekundär gebildeten Sulfatminerale sind u. a. abhängig von den vorliegenden Konzentrationen der beteiligten Ionen. In dem an die Säureeindringfront innenseitig angrenzenden schwach alkalischen Milieu der Zone D werden aufgrund der hohen Sulfatkonzentrationen ( $> 1.300 \text{ mg/l}$ ) bevorzugt Gips und u. U. auch Ettringit gebildet.

In noch tieferen Bereichen dieser Zone, in denen die Sulfatkonzentration erst geringfügig angestiegen ist und das Löslichkeitsprodukt von Gips noch unterschritten wird, findet lediglich die Bildung von Ettringit statt. Bevorzugt werden die sekundären Sulfatminerale im Übergangsbereich von Gesteinskörnungen gebildet, was schließlich zu einem Haftverlust zwischen Gesteinskörnung und Matrix sowie zur Bildung von Hafttrissen führt. Neben den genannten Treibmineralen bildet sich in Gegenwart von Carbonat zusätzlich Thaumasit.

Mit zunehmender Eisensulfatkonzentration in den Prüflösungen (bzw. Eisendisulfidkonzentration in den Böden) und Beaufschlagungsdauer wandert zum einen die Säureeindringfront erwartungsgemäß ins Betoninnere, so dass sich die gelöste Restschicht (Zone B in Bild 28) weiter ausbreitet. Zum anderen diffundieren auch die Sulfationen weiter ins Betoninnere. Dadurch verbreitern sich in der alkalischen Matrix sowohl die gipsreiche Zone als auch der voranschreitende Bereich mit sekundärer Ettringitbildung. Die Morphologie und mineralogische Charakteristik der einzelnen Korrosionszonen bleiben dabei weitgehend gleich. Die beschriebenen Zusammenhänge sind schematisch in Bild 29 (stationäre Bedingungen) dargestellt.

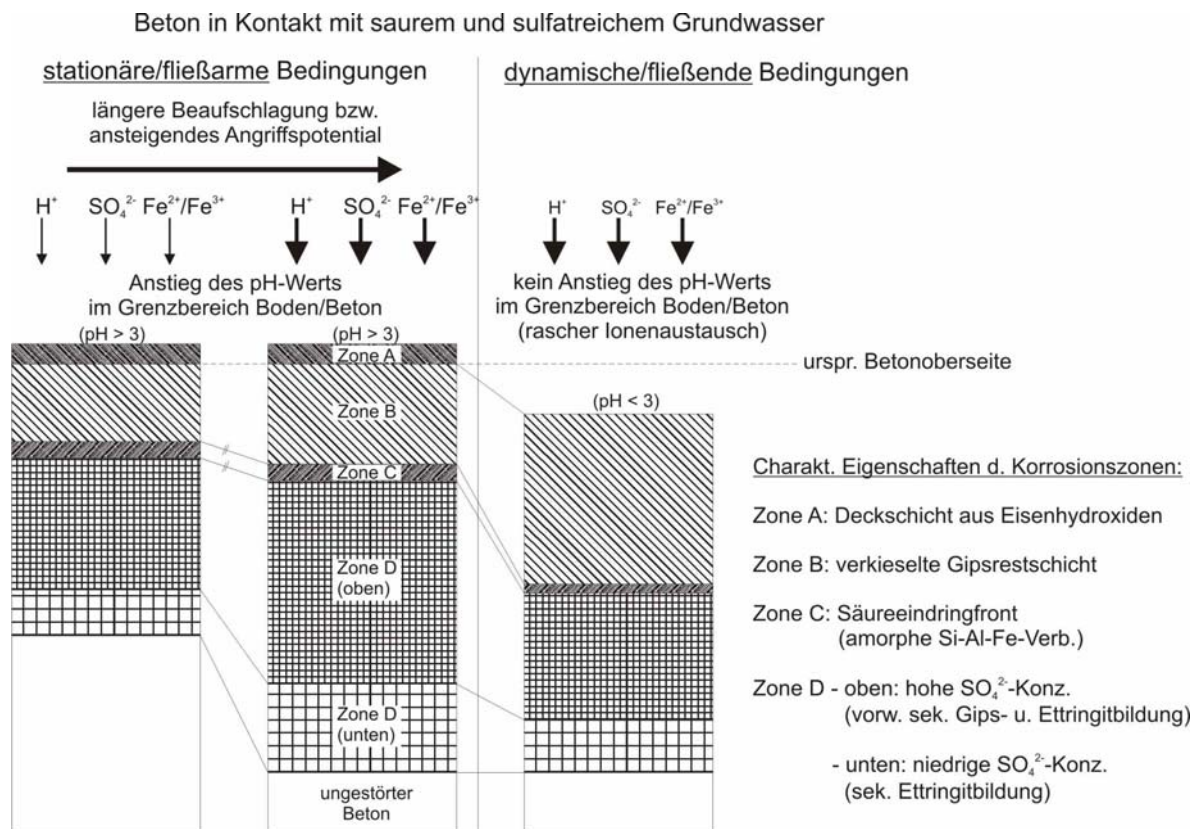


Bild 29: Schematische Darstellung der Ausbildung von Korrosionszonen in Abhängigkeit von den Angriffsbedingungen (in Anlehnung an [176])

Im Gegensatz zur Sulfatkonzentration verschob eine Erhöhung der Säurekonzentration an der Betonoberfläche auf pH-Werte kleiner als 3 den Schädigungsmechanismus, da die Bildung einer schützenden Deckschicht ausblieb. Der lösende Anteil am Schädigungsprozess nimmt deutlich zu und kann den Korrosionsprozess um ein Vielfaches beschleunigen.



Über einen längeren Zeitraum können solche niedrigen pH-Werte an der Betonoberfläche beispielsweise unter fließenden Bedingungen von sehr saurem und sulfatreichem Grundwasser auftreten (Bild 29, dynamische Bedingungen).

Nach den Untersuchungen von SIEBERT [176] unterliegen die Betone in oxidierenden eisendisulfidhaltigen Böden tendenziell den gleichen Schädigungsmechanismen wie in quasi-stationären Lösungen. In letzteren vollzieht sich allerdings ein vergleichbarer Korrosionsfortschritt grundsätzlich bei geringeren Angriffspotenzialen, d. h. Säure- und Sulfatkonzentrationen, als in den Böden. Beispielsweise überstieg in der beschriebenen Untersuchungen die Intensität des Säureangriffs in den Prüflösungen im Bereich von pH 3 bis pH 4 den lösenden Angriff in den Böden mit pH-Werten kleiner als 3. Die stationären, zeitweise ungesättigten Verhältnisse und der dadurch nur langsame Ionentransport sind für den in den Böden nur langsam ablaufenden lösenden Korrosionsfortschritt verantwortlich.

### 6.4.2.3 Einfluss des Betonwiderstands auf den Korrosionsfortschritt

Nach den Untersuchungen von SIEBERT [176] weisen HS-Zemente mit geringem Klinkeranteil (Hochofenzement oder CEM I-HS/Flugasche-Gemisch) im Hinblick auf die untersuchten Bindemittel den höchsten Widerstand gegenüber der kombinierten Säure-Sulfat-Einwirkung auf, wie aus den vergleichsweise geringen Festigkeitsverlusten dieser Betone (C III bzw. C I-HS+FA in Bild 30) in unterschiedlichen Säure-Sulfat-Lösungen hervorgeht. Beton mit ausschließlich CEM I-HS-Zement (C I-HS in Bild 30) wird hingegen aufgrund des hohen  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ -Gehalts massiv durch Gipsbildung geschädigt. Für die Gesamtschädigungsentwicklung unter stationären/fließarmen Bedingungen im Boden oder Grundwasser ist die Säureneutralisationskapazität des Betons von geringerer Bedeutung als der Sulfatwiderstand. Betone mit herkömmlichem Portlandzement oder Portlandkalksteinzement (C I bzw. C II-LL in Bild 30) sind aufgrund massiver Ettringit- und Thaumasitbildung als gänzlich ungeeignet für den Einsatz in saurem und sulfatreichem Grundwasser zu bewerten.

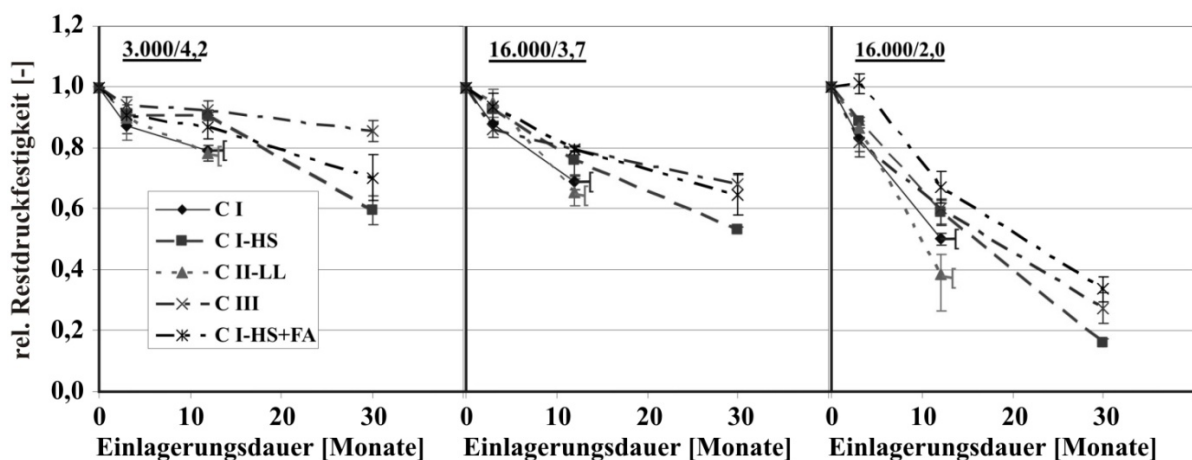


Bild 30: Relative Restdruckfestigkeiten von Betonen in unterschiedlichen Säure-Sulfat-Lösungen (Druckfestigkeitsverhältnis zu Proben aus Wasserlagerung) [176]



Weitere wesentliche Aspekte zum Einfluss der Widerstandsseite lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Erwartungsgemäß wird mit höherem Wasserzementwert der Korrosionsprozess bzw. Festigkeitsverlust unabhängig von der verwendeten Zementart beschleunigt.
- Eine Carbonatisierung der Betonrandzone während der Vorlagerung kann vorteilhaft für die Ausbildung stabiler Restschichten bei einem späteren Säure-Sulfat-Angriff sein.
- Für den Zementgehalt zeigt sich unter (quasi-)stationären Lagerungsbedingungen kein nennenswerter Einfluss auf die Kinetik der Betonkorrosion.

In Deutschland wurden Anfang des letzten Jahrhunderts aus Anlass eines bedeutenden Schadensfalles an Abwasserkanälen in einem Niedermoor einige Untersuchungen an Betonen in pyrithaltigen Moorböden durchgeführt [16][27][28][57]. Als Ergebnis wurde schon damals erkannt, dass ein niedriger Wasserzementwert den Widerstand des Betons in sulfatreicher Umgebung erhöht und herkömmlicher Portlandzement einen nur geringen Sulfatwiderstand aufweist.

## 7 Schadensfälle an Betonbauwerken infolge Einwirkung von Säure und Sulfat

Bei den bereits eingangs erwähnten Schadensfällen an Brückenfundamenten in Großbritannien, die vermehrt in den 90 Jahren des letzten Jahrhunderts auftraten und in Verbindung mit eisendisulfidhaltigem Baugrund standen, wurde als primäre Ursache der Angriff durch Schwefelsäure nachgewiesen [81]. Gleichzeitig trat in den vornehmlich verwendeten CEM I-Betonen ( $C_3A = 11$  M.-% bezogen auf den Zementgehalt) als Reaktionsprodukt des Sulfatangriffs massive Thaumasitbildung auf. In umfangreichen Bauwerksuntersuchungen in Großbritannien zwischen 1987 und 2002 wurden bei mehr als 95 % der 80 Schadensfällen durch Sulfatangriff die Bildung von Thaumasit identifiziert. Intensive Thaumasitbildung hatte an einigen Bauwerken nach wenigen Jahren zur völligen Auflösung des betroffenen Betons geführt [44]. Über den bislang größten Schadensfall wurde 1995 berichtet [11], nachdem Stützen und Fundamente von zwei Gebäuden wenige Jahre nach der Errichtung fast vollständig zerstört waren. Nur einige wenige der Schadensfälle waren auf Gips- und Ettringitbildung zurückzuführen [39]. [8]

Systematische Beprobungen von säure- oder sulfatexponierten Betonbauwerken liegen in Deutschland bisher nicht vor. Dementsprechend sind bislang nur wenige Bauwerkschäden infolge saurer und sulfatreicher Grundwässer dokumentiert.

BELLMANN [8] stellte jüngst Ergebnisse aus diversen Bauwerksuntersuchungen, die an Bauwerken vorwiegend in Thüringen durchgeführt wurden, zusammen. Seine Nachforschungen ergaben, dass nur relativ wenige Bauwerke einem Sulfatangriff ausgesetzt sind. An den untersuchten Bauwerken lässt sich beobachten, dass bei einem klassischen Sulfatangriff, der auf einem langsamen Eindringen der Sulfationen in die Betonmatrix beruht, nur sehr geringe Schädigungstiefen erreicht werden. Über die Lebensdauer hinweg wird die Betondeckung der Bewehrung bei einem ansonsten mängelfreien Bauwerk nur sehr selten zerstört. Bei Angriffsgraden bis XA2 ließen sich nach Zeiträumen von 12 bis 16 Jahren Schädigungstiefen von maximal 2 cm beobachten. Nennenswerte Schädigungstiefen, die zu Einschränkungen der Gebrauchstauglichkeit und sogar Tragfähigkeit führten, ließen sich lediglich an Bauwerken feststellen, die infolge anthropogener Ursachen wie z.B. Bergbautätigkeit, einem starken chemischen Angriff ausgesetzt sind. Durch Anwendung der vorhandenen Kenntnisse, Berücksichtigung normativer Vorgaben, einer durchdachten Materialauswahl und Entwurfsplanung sowie Beachtung der zu erwartenden Umgebungsbedingungen lassen sich solche Schäden vermeiden. Die entsprechenden Hinweise allerdings auf eine Vielzahl von Normen und Richtlinien verteilt [8]. Ohne eine zusammenfassende Darstellung werden verschiedene Anforderungen teilweise nicht eingehalten und somit langfristige Schäden provoziert.

Im Weiteren wird näher auf einzelne für den vorliegenden Bericht relevante Bauwerksschädigungen eingegangen. Häufig resultierten die Schädigungen aus der Veränderung der Wasserbeschaffenheit durch Flutung von Restlöchern:

- **Entnahmekanal Cospuden**

Ein Entnahmekanal im Badensee Cospuden, einem ehemaligen Tagebaurestloch, wurde über drei Jahre hinweg einem Angriff durch  $900 \text{ mg/l SO}_4^{2-}$  (XA2) ausgesetzt, wobei der pH-Wert des Wassers im neutralen Bereich lag. Infolge des Sulfatangriffs wurde der Beton (CEM III/B,  $w/z=0,48$ ) dieses Bauwerks durch Mikrorissbildung bis in eine Tiefe von 5 mm geschädigt. Eine nennenswerte Bildung sekundärer Sulfatminerale fand nicht statt.

- **Brücke Barbarakanal**

Im Lausitzer Braunkohlerevier verbindet der Barbarakanal die Restseen Koschen und Skado. Eine Brücke über diesen Kanal ist einem starken lösenden Angriff von pH 4,0 (>XA3) sowie einem schwachen Sulfatangriff von  $345 \text{ mg/l SO}_4^{2-}$  (XA1) ausgesetzt. Nach einer Einwirkungsdauer von 6 Jahren zeigte der Brückenbeton (CEM I,  $w/z=0,48$ ), der diesem aggressiven Fließgewässer ausgesetzt war, an der Oberfläche deutliche Gefügeschädigungen durch lösenden Angriff bis in eine Tiefe von 5 mm. Daneben trat auch sekundäre Ettringitbildung auf.

- **Einlaufbauwerk Restloch 29**

Nach Flutung des ehemaligen Restloches der Grube Ferdinand (Restloch 29) im Lausitzer Revier wird dem entstandenen Tagebaurestsee über ein Einlaufbauwerk Wasser für die Flutung des Bergheider Sees im ehemaligen Tagebau Klettwitz entnommen. Das extrem saure Wasser mit pH 3,3 (>XA3) übt einen starken lösenden Angriff auf den Beton des Einlaufbauwerks (CEM III/B+SFA) aus. Die Einwirkung von Sulfat ist mit  $363 \text{ mg/l SO}_4^{2-}$  (XA1) dagegen gering. Nach 2 Jahren waren an den angegriffenen Betonoberflächen Gesteinskörnungen bis in eine Tiefe von rd. 3 mm freigelegt und Gefügeschädigungen mit Mikrorissen und Ettringitbildung bis in eine Tiefe von rd. 6 mm erkennbar.

Daneben wurden von BELLMANN [8] auch Schäden an 4 Bauwerken dokumentiert, die auf den Kontakt des Betons mit eisendisulfidhaltigen Baugrund zurückzuführen waren. Das massive Schädigungspotenzial zeichnete sich in allen Fällen nicht in der Grundwasseranalyse ab. Die Beispiele sind daher für die Bewertung der Betonaggressivität von saurem und sulfatreichem Grundwasser nur von untergeordneter Bedeutung, zeigen allerdings das Angriffspotenzial von eisendisulfidhaltigem Baugrund unter anthropogenen Einfluss auf:

- **Überleitungsstollen Talsperre Lössau**

Die Talsperre Lössau wird mit der Talsperre Zeulenroda über einen eigens errichteten Wisentastollen verbunden. Im anstehenden Fels wurden Sulfidkonzentrationen von 0,02 bis 0,1 M.-% ermittelt. In einem Zeitraum von rd. 30 Jahren wurde der Spritzbeton des Stollens

(CEM II/A und CEM III) massiv durch Sulfatangriff geschädigt und in erster Linie in Calciumkarbonat, Gips und Thaumasit umgewandelt. [8]

- **Katzestollen Talsperre Leibis/Lichte**

Die Talsperre Leibis/Lichte wird u.a. durch den Katzestollen gespeist, der von pyrithaltigem Gestein (Pyritgehalt nicht bekannt) umgeben ist. Der Stollen wurde partiell mit Spritzbeton (CEM I, w/z=0,50) ausgebaut. Im Alter von 10 Jahren zeigten sich an der Spritzbetonschale an den Kontaktflächen zum Gebirge lokale Schäden durch Thaumasitbildung, die zu schollenartigen Abplatzungen des Betons geführt hat. [8]

- **Stollen Breitenbachtalsperre**

Der Breitenbachtalsperre ist eine Überleitungsstollen angeschlossen, der zweilagig mit Spritzbeton (felsseitig: CEM I; luftseitig: CEM III) ausgebaut wurde. Das an dem Stollen anstehende Gestein weist Sulfidkonzentrationen von rd. 0,8 M.-% auf. Im Alter von rd. 42 Jahren war der felsseitige Portlandzementbeton lokal fast vollständig zerstört (bis in eine Tiefe von 10 bis 15 cm) und durch Kluftwasser ausgespült. An der luftseitigen Betonschale aus Hochofenzement waren dagegen nur lokale Phasenumwandlungen festzustellen, die z.T. auf Sulfatangriff zurückzuführen waren. [8]

- **Zufahrtstollen Pumpspeicherwerk**

Ein Zufahrtstollen eines Pumpspeicherwerks wurde mit Spritzbeton ausgekleidet, für den unterschiedliche Portlandzemente (teilweise HS-Zemente) und unterschiedliche Mengen an Kalksteinmehl eingesetzt wurden. Zudem wurde neben Quarzporphyr auch Kalkstein als Gesteinskörnung eingesetzt. Das anstehende Gestein enthielt Pyritgehalte bis 6 M.-%. Bereits 3 Jahre nach Fertigstellung des Zufahrtstollens war eine intensive Bildung sekundärer Sulfatminerale (Thaumasit, Ettringit, Gips) in der Kontaktzone zum anstehenden Gestein festzustellen. Das Schädigungsmaß hing von den lokalen Bedingungen (Art der Gesteinskörnung, Dicke der Spritzbetonschicht, Pyritgehalt des Gesteins, Zutritt von Feuchtigkeit) ab. [8]

Bei den letzten vier aufgeführten Beispielen, die auf Eisendisulfidoxidation im Baugrund zurückzuführen sind, wurde das Angriffspotenzial in der Planungsphase nicht erkannt und entsprechend berücksichtigt, da im Rahmen einer etwaigen Baugrunduntersuchung beispielsweise zwar der Sulfatgehalt und pH-Wert, jedoch nicht der Sulfidgehalt des Bodens bestimmt wurde. Für eine realistische Abschätzung des Säure- und Sulfatfreisetzungspotenzials des Bodens ist letzterer Parameter allerdings unabdingbar (vgl. Abschnitt 3). Ähnliche Folgen können sich für Bauwerke ergeben, bei denen sich erst im Laufe der Lebensdauer ein chemischer Angriff durch saures und sulfatreiches Grundwasser einstellt, der zum Zeitpunkt des Bau nicht berücksichtigt wurde [22].

Abschließend werden noch die Schadensfälle an Betonbauwerken erwähnt, die sich Anfang des 20. Jahrhunderts in Verbindung mit sauren und sulfatreichen Moorwässern vereinzelt in Norddeutschland ereigneten. Beim bekanntesten Schadensfall wurde in der Nähe von

Osnabrück ein Abwasserkanal aus Stampfbeton infolge Schwefelsäure, die aus der Oxidation der pyrithaltigen Moorböden hervorging nahezu vollständig zerstört [16]. In einem Unterausschuss des Deutschen Ausschusses für Eisenbeton (heute: Deutsche Ausschuss für Stahlbeton) wurden daraufhin Untersuchungen zum Einsatz von Beton in Moorböden durchgeführt und entsprechende Empfehlungen in Berichten veröffentlicht [27][28][57]. Neben Maßnahmen zur Erhöhung des Betonwiderstands (niedriger Wasserzementwert, Zement mit hohem Sulfatwiderstand) wurden zudem zusätzliche Schutzmaßnahmen z.B. bituminöse Schutzanstriche empfohlen.

## 8 Prognose des Korrosionsfortschritts im Beton

### 8.1 Allgemeines

Die Entwicklung der Grundwasserbeschaffenheit in den bergbaulich beeinflussten Gebieten ist mit Hilfe der verfügbaren Daten und Information und vor dem Hintergrund der zahlreichen Einflussfaktoren nur schwer abzuschätzen. In Abschnitt 5.2 wurden daher charakteristische Angriffsszenarien formuliert, die auf Bauwerke im Einflussgebiet des Stoffaustrags von Tagebauen einwirken können. Auf Basis der derzeitigen Erkenntnisse werden im Folgenden für diese Szenarien die zu erwartende Schädigungsentwicklung an Betonbauwerken allgemein diskutiert und anhand spezieller Angriffsszenarien beispielhaft abgeschätzt. Für eine Übertragung auf reale Bauwerke sind immer die wesentlichen Einflussparameter auf der Angriffsseite (Konzentration und Dauer der Einwirkung, Transportbedingungen an der Betonoberfläche, Temperatur etc.) und Widerstandsseite (Betonzusammensetzung, ggf. vorhandene Schutzmaßnahmen etc.) zu berücksichtigen. Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass eine bei der Abschätzung der Schädigungstiefe angesetzte Beaufschlagungsdauer von 50 Jahren in erster Linie für Neubauwerke mit aggressivem Baugrund relevant ist. Bestehende Bauwerke, bei denen sich u.U. erst im Laufe der Lebensdauer ein chemischer Angriff durch Grundwasser einstellt, ist mit einer geringeren Einwirkungsdauer und damit auch geringeren Schädigungstiefen am Ende der geplanten Lebensdauer zu rechnen.

### 8.2 Korrosionsfortschritt bei Angriff durch Sulfat

Geht von Grundwasser ausschließlich in Bezug auf Sulfat ein chemischer Angriff aus und überschreitet dieser langfristig nicht den Grenzwert der Expositionsklasse XA1 ( $< 600 \text{ mg/l SO}_4^{2-}$ ), so sind bei einem „guten“ Beton i.Allg. keine massiven Schädigungen im Laufe der Lebensdauer zu erwarten. Erst recht nicht wenn stationäre Bedingungen an der Betonoberfläche herrschen, d.h. kein ständiger Austausch des Grundwassers und damit des aggressiven Agens stattfindet. Lediglich bei einem hohen Anteil an calcitischen Bestandteilen im Beton kann die Gefahr der Thaumasitbildung bestehen.

Bei höheren Sulfatkonzentrationen im Grundwasser ist ein Beton mit Portlandzement oder Portlandkalksteinzement aufgrund intensiver Ettringit- und Thaumasitbildung nicht dauerhaft und kann insbesondere bei fließenden Bedingungen des Grundwassers innerhalb weniger Monate erheblich durch Rissbildung und Erweichung der Zementsteinmatrix entfestigt werden. Eine ausreichende Dauerhaftigkeit kann lediglich von Betonen mit einem hohen Sulfatwiderstand sichergestellt werden. So zeigten sich beispielsweise bei einem bereits in Abschnitt 7 beschriebenen Bauwerk (Entnahmekanal Cospuden) mit einem Beton aus HS-Zement (CEM III/B), dass ein Angriff durch  $900 \text{ mg/l SO}_4^{2-}$  (XA2) nach drei Jahren eine Schädigungstiefe von rd. 5 mm hervorruft. BELLMANN [8] schätzte den Korrosionsfortschritt unter Annahme des Wurzel-Zeit-Gesetzes ab, das üblicherweise zur Beschreibung diffusionskontrollierter Prozesse wie den Sulfatangriff auf Beton herangezogen wird. Nach einer



angenommenen Beaufschlagungsdauer von 50 Jahren wäre demnach mit einer Schädigungstiefe von rd. 20 mm zu rechnen.

### **8.3 Korrosionsfortschritt bei Angriff durch Sulfat und Säure (< pH 6)**

Mit welchem Korrosionsfortschritt bei pH-Werten im Bereich von pH4 (> XA3), aber nur geringen Sulfatkonzentrationen im Bereich von XA1 zu rechnen ist, zeigen Untersuchungen an einer Brücke über den Barbarakanal (Abschnitt 7). Der Portlandzementbeton des Bauwerks war über 6 Jahre einem Angriff durch 345 mg/l  $\text{SO}_4^{2-}$  und pH 4 ausgesetzt und wurde infolgedessen bis in eine Tiefe von rd. 5 mm geschädigt. BELLMANN [8] schätzte die Schädigungsentwicklung unter Annahme reiner Diffusionskontrolle mit dem Wurzel-Zeit-Gesetz ab. Bei einer Beanspruchung von 50 Jahre ergibt sich daraus für das betroffene Bauteil eine Schädigungstiefe von rd. 14 mm.

Unter höheren Sulfatkonzentrationen von 3.000 mg/l (Übergang XA2/XA3) und ähnlichen pH-Werten (~pH 4, >XA3) werden herkömmliche Betone (ohne erhöhten Sulfatwiderstand) unter stationären (fließarmen) Bedingungen innerhalb von wenigen Monaten massiv in erster Linie durch die Sulfateinwirkung geschädigt, wie aus den Untersuchungen von SIEBERT [176] hervorgeht. Für solche Betone ist in der Praxis unter ähnlichen Angriffsbedingungen und erst recht bei fließendem Grundwasser keine ausreichende Dauerhaftigkeit sicherzustellen. Betone mit einem hohen Sulfatwiderstand zeigten dagegen unter gleicher Beanspruchung deutlich geringere Schädigungsintensitäten bzw. Festigkeitsverluste (rd. 16 bis 40 % gegenüber wassergelagerten Referenzprobekörpern, vgl. Bild 30, links) und wiesen nach 2,5 Jahren mechanisch wirksame Schädigungstiefen von 1,5 bis 4,6 mm auf. Bereits nach 1 Jahr betrug die Schädigungstiefen zwischen 0,8 und 1,0 mm, wobei die geringsten Werte für einen Beton mit Hochofenzement ermittelt wurden. Wie bei den normalen Betonen ist auch bei den Betonen mit hohem Sulfatwiderstand die Schädigungsintensität maßgeblich auf den Sulfatangriff zurückzuführen.

Liegen die untersuchten stationären Bedingungen dauerhaft vor, d. h. werden die Angriffsmedien nicht durch Grund- und Sickerwässer ausgetragen, ist einerseits mit einer fortschreitenden Korrosion des Betons zu rechnen. Andererseits wird dieser überwiegend diffusionskontrollierte Korrosionsfortschritt durch die anwachsenden Deck- und Restschichten verlangsamt. Zur Abschätzung der zukünftigen Schädigungsentwicklung am Ende der geplanten Nutzungsdauer beschreibt SIEBERT auf Basis der Ergebnisse an zwei Untersuchungszeitpunkten (1 Jahr, 2,5 Jahre) einen Ansatz, der eine Spannweite für die zu erwartende Schädigungstiefe am Ende der geplanten Lebensdauer liefert. Unter Annahme konstanter Angriffsbedingungen wird auf Grundlage seiner Untersuchungen demnach der Korrosionsfortschritt schneller als rein diffusionskontrolliert (Wurzel-Zeit-Gesetz) und langsamer als eine lineare Fortschreitung, die einen oberflächenkontrollierten Betonabtrag beschreibt, ablaufen (Bild 31). Für einen Hochofenzementbeton mit hohem Sulfatwiderstand errechnet sich mittels

dieser Methode für eine 50-jährige Beanspruchung mit  $3.000 \text{ mg/l SO}_4^{2-}$  und einem pH-Wert von etwa pH 4 eine voraussichtliche Schädigungstiefe zwischen 4,8 mm und 23,7 mm. Bedingt durch die nur geringe Anzahl der verfügbaren Prüfergebnisse und der lediglich frühen Prüfzeitpunkte lässt sich auf diese Weise nur eine sehr grobe Abschätzung vornehmen. Aufgrund der Extrapolation von Ergebnissen zu lediglich frühen Prüfzeitpunkten über einen Zeitraum von mehreren Jahrzehnten wirken sich bereits geringe Unterschiede in den ermittelten Schädigungstiefen sehr stark auf die Spannweite der zu erwartenden Schädigungstiefe nach 50 Jahren aus. Für eine höhere Sicherheit wären daher auch Daten zu späteren Zeitpunkten erforderlich, die jedoch für diese Art des chemischen Betonangriffs bislang in der Literatur nicht vorliegen.

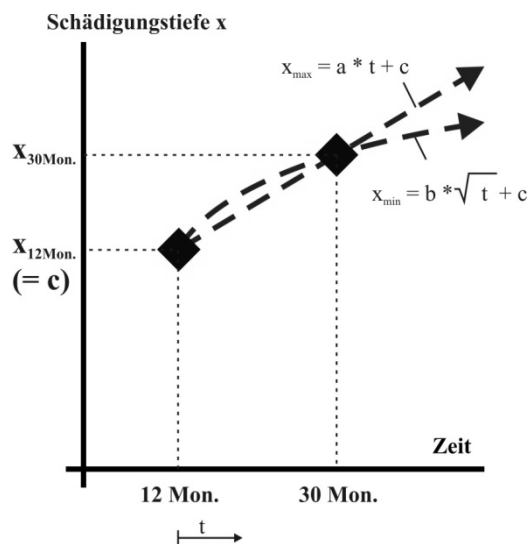


Bild 31: Schematische Darstellung der Methode zur Abschätzung von zukünftigen Schädigungstiefen [176]

Mit zunehmender Sulfatkonzentration schreitet auch der Korrosionsfortschritt schneller voran (Bild 30, mitte). So erhöhten sich bei den oben genannten Untersuchungen mit höherer Sulfatkonzentration von  $16.000 \text{ mg/l (>XA3)}$  im nahezu gleichen pH-Wert-Bereich ( $\sim \text{pH } 4$ ) die Festigkeitsverluste um 10 bis 15 %. Beim Hochofenzementbeton betragen die Schädigungstiefen rd. 2,1 mm nach einem Jahr bzw. rd. 3,5 mm nach 2,5 Jahren. Mit Hilfe der obigen Abschätzungsmethode lassen sich hieraus voraussichtliche Schädigungstiefen nach 50 Jahren von 10,1 mm bis 47,8 mm ermitteln.

Bei starker Versauerung des Grundwassers ( $\text{pH} < 3$ ,  $\gg \text{XA3}$ ) nimmt der lösende Anteil am Schädigungsgrad erheblich zu. Unter Umgebungsbedingungen mit  $16.000 \text{ mg/l SO}_4^{2-}$  und pH 2 werden herkömmliche Betone rasch geschädigt (Bild 30, rechts). Sogar Betone mit hohem Sulfatwiderstand erreichten in den Untersuchungen von SIEBERT [176] innerhalb von 2,5 Jahren (mechanisch wirksame) Schädigungstiefen von 8 bis 12 mm. Übliche Betondeckungen im Bereich von 20 bis 40 mm werden so innerhalb weniger Jahre vollständig abgetragen.

## 8.4 Korrosionsfortschritt bei Angriff durch Sulfat und kalklösende Kohlensäure

Der kombinierte Angriff von Sulfat und kalklösender Kohlensäure wurde bislang nicht näher untersucht. Daher sind Aussagen über die gegenseitige Beeinflussung dieser beiden Angriffsarten und damit den Korrosionsfortschritt derzeit nur schwer möglich.

Während Beispiele und Abschätzungen für den Korrosionsfortschritt bei reinem Sulfatangriff bereits in Abschnitt 8.2 aufgeführt wurden, werden im weiteren entsprechende Erkenntnisse zum Angriff durch kalklösende Kohlensäure dargestellt.

In umfangreichen Langzeituntersuchungen stellten LOCHER ET AL. [109] fest, dass nach 20-jähriger Einwirkung von kalklösender Kohlensäure (110 mg/l CO<sub>2</sub>) auf Beton Abtragstiefen zwischen rd. 2 und 9 mm, im Mittel etwa 6 mm erreicht wurden (Bild 32). Wie daraus zu erkennen ist, wird die Abtragstiefe auch sehr stark von der Zementart, dem Zementgehalt, dem Wasserzementwert sowie der Art der Gesteinskörnung bestimmt. Da durch die kalklösende Kohlensäure in erster Linie Calciumverbindungen angegriffen werden, gilt es bei dieser Art eines chemischen Angriffs insbesondere solche Verbindungen zu minimieren, was in zementgebundenen Werkstoffen naturgemäß nur bedingt möglich ist.

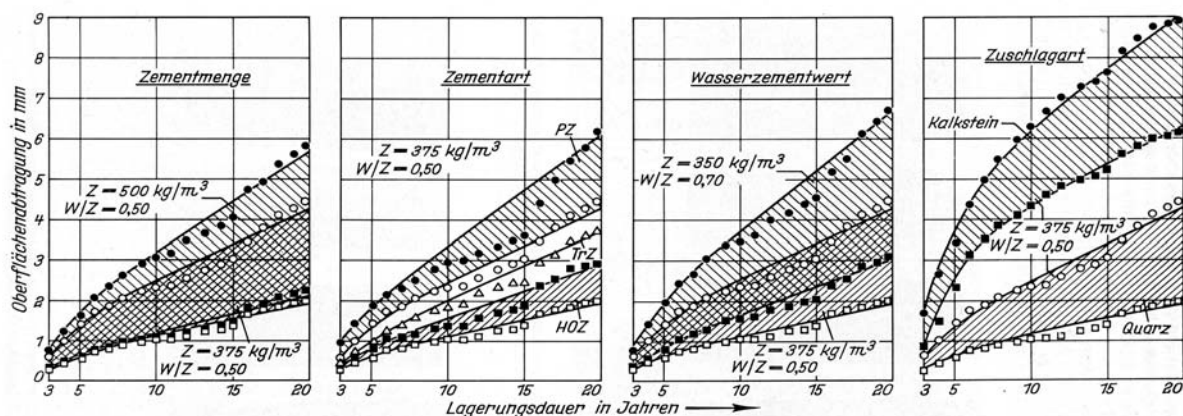


Bild 5 Dicke der abgetragenen Schicht nach 20 Jahren; Einwirkung von Wasser mit kalklösender Kohlensäure

Bild 32: Zeitliche Entwicklung des Betonabtrags beim Angriff durch kalklösende Kohlensäure (110 mg/l CO<sub>2</sub>) [2]

GRUBE UND RECHENBERG [71] errechneten mit Hilfe eines Diffusionsmodells für einen Angriff durch kalklösende Kohlensäure Abtragstiefen innerhalb eines Zeitraums von 20 Jahren, die mit rd. 8 mm in etwa gleicher Größenordnung lagen.

Bei einem reinen Angriff durch kalklösende Kohlensäure findet der Lösungsvorgang immer in der oberflächennahen Zone statt, so dass der Korrosionsfortschritt – wenn kontinuierlich neue kalklösende Kohlensäure zutreten kann – mehr oder weniger linear verläuft. Unter einem sehr starken Angriff durch kalklösende Kohlensäure ist auf Basis der dargestellten Erkenntnisse nach 50 Jahren eine Abtragstiefe von rd. 15 mm zu erwarten. Stationäre

Bedingungen an der Betonoberfläche würden wiederum zu geringeren Schädigungsintensitäten führen.

Bei Anwesenheit von Sulfationen ist zu vermuten, dass die gelösten Calciumverbindungen nicht in die Umgebung abtransportiert werden, sondern – ähnlich wie bei einem Schwefelsäureangriff – unter nicht-abrasiven Bedingungen in Form einer Gipsschicht auf der angegriffenen Betonoberfläche verbleiben. Eine solche Deckschichtbildung wird analog zum kombinierten Säure-Sulfat-Angriff mit niedrigen pH-Werten ( $< \text{pH}6$ ) (vgl. Abschnitt 8.3) den Korrosionsprozess verlangsamen. Infolgedessen wird die gelöste Abtragtiefe selbst bei einem sehr starken Angriff durch kalkösigen Kohlensäure ( $110 \text{ mg/l CO}_2$ ) nach 50 Jahren weniger als 10 mm betragen. Ein nennenswerter lösender Angriff ist bei diesem Szenario daher grundsätzlich nicht zu erwarten. Der Korrosionsfortschritt wird vielmehr durch den Sulfatangriff dominiert, auf den bereits in Abschnitt 8.2 eingegangen wurde.

## 9 Maßnahmen zur Erhöhung der Dauerhaftigkeit von Betonbauwerken

### 9.1 Angriffsseite

Infolge des Grundwasserwiederanstiegs in Tagebauregionen können sich erhöhte Säure- und Sulfatkonzentrationen im Grundwasser einstellen, die auf Betonbauwerke einen chemischen Angriff ausüben. Um die Aggressivität des Grundwassers abzuschwächen und den chemischen Angriffsgrad auf Bauwerke zu minimieren, werden in der Fachwelt seit Jahren verschiedene Methoden diskutiert und z.T. auch eingesetzt. Während einige Maßnahmen bereits bei der Verringerung der Oxidationsrate von Eisendisulfid auf Tagebaukippen ansetzen, fokussieren andere Maßnahmen auf die Verringerung der bereits freigesetzten Säure- und Sulfatfrachten. Im Folgenden werden beispielhaft einzelne Methoden kurz dargestellt.

- In der Vergangenheit konnte die Eisendisulfidoxidation mit Mitteln der Tagebauplanung nicht verhindert werden. GRAUPNER [67] vermutet, dass zur Verringerung der verfügbaren Sauerstoffmenge und damit des Umsatzes der sekundären Sulfidoxidation in Tagebaukippen eine organische, sulfidfreie Abdeckung (quartäre Sedimente) mit dichtem Pflanzenbewuchs zweckmäßig ist. Durch die hervorgerufene Verlangsamung des Sauerstofftransportes in den Kippenkörper lässt sich die oxidative Stofffreisetzung limitieren. Darüber hinaus findet über lange Zeiträume ein natürlicher Abbau statt. In der Lausitz und in Mitteldeutschland werden diese Maßnahmen mittlerweile mitunter in der Tagebauplanung berücksichtigt.
- Eine weitere Maßnahme, die heutzutage im gesamtdeutschen aktiven Bergbau angewendet wird, sieht die selektive Verstärkung sulfidarmer Sedimente bei Tagebaukippen vor. Ziel ist es dabei, die Grundwasserleiter durch infiltrierendes Kippengrundwasser nur geringfügig zu belasten. [100]
- Um die Sulfatfracht bereits innerhalb der Kippe zu vermindern, wäre nach LENK [100] eine künstlich induzierte Sulfatreduktion denkbar. Dazu wird das Abraummateriale bereits bei der Verkippung mit leicht metabolisierbarer Organik vermischt.
- In ähnlicher Weise hat sich bereits der Zusatz von alkalisch wirkenden Stoffen wie z.B. gemahlenem Kalkstein, Braunkohlenaschen, Eisenhydroxidschlamm zum Abraummateriale bei der Verkippung bewährt, wodurch die Säureneutralisationskapazität erhöht wird. [70][138]
- Aufgrund der starken Versauerung einzelner Tagebauseen, deren natürliche Neutralisierung mehr als 30 Jahre dauern würden, wurden diverse Maßnahmen zur Neutralisierung vorgenommen. Zu wirkungsvollen Methoden zählt die Zuführung eines Kalk-Soda-Gemischs („In-Lake-Neutralisation“), was bereits am Hainer See mit Teilbereich

Haubitz durchgeführt wurde. Weitere Beispiele für Maßnahmen zur Neutralisierung von Tagebauseen ist die Zugabe von Soda beim Bockwitzer Sees. Falls in Tagebauseen aufgrund hoher Stofffrachten Ausleitkriterien nicht erfüllt werden oder eine geplante Nutzung nicht möglich ist, sind häufig kostenintensive Behandlungsmaßnahmen erforderlich. Dazu zählt die Aufbereitungsanlage zur Enteisung von Zuflusswasser der Pleiße in Lobstädt. [104][151]

- Sowohl in der Lausitz als auch in Mitteldeutschland hat sich bei zahlreichen Tagebauen eine Fremdwasserflutung von Tagebau-Restlöchern mit gut gepufferten Sumpfungswässern aus noch aktiven Tagebauen und mit Oberflächenwasser zur Verringerung der Versauerungsgefahr bewährt. Die Fremdwasserflutung erhöht den pH-Wert im Tagebausee und vermindert durch das beschleunigte Ansteigen des Seewasserspiegels und den sich dadurch aufbauenden Gegendruck des Wasserkörpers zudem einen Grundwasserzstrom aus angrenzenden, häufig stark säure- und sulfatreichen Tagebaukippen. [151]

Die oben genannten Maßnahmen zielen im Wesentlichen auf eine Eindämmung der Säure- und Sulfatquellen bzw. auf eine großflächige Ausbreitung der Säure- und Sulfatfrachten im Grundwasser ab. Daneben können u.U. auch Maßnahmen zielführend sein, die lokal betonaggressives Grundwasser von betroffenen Bauwerken fernhalten. Je nach Randbedingungen können folgende Maßnahmen wirtschaftlich sein [106]:

- Großflächige Grundwasserabsenkung durch Ausbau / Vertiefung der vorhandenen Vorflut oder Neubau von Gräben und Ableitung des Wassers im freien Gefälle
- Großflächige Grundwasserabsenkungen durch Filterbrunnen
- Kleinflächige Grundwasserabsenkung durch Drainagen um zusammenfassbare Gebäude, Gebäudekomplexe oder Straßenzüge in Verbindung mit Pumpschächten
- Einzelobjektsicherung z.B. Hausanhebungen oder Fundamentverstärkungen [104]

Kann die Einwirkung von aggressivem Grundwasser nicht verhindert werden, so lässt sich zumindest das Angriffspotenzial durch Eingriff in den Stofftransport bzw. -austausch (Herantransport aggressiver Medien, Abtransport von Korrosionsprodukten) dauerhaft abschwächen. Saures und sulfatreiches Grundwasser, das über lange Zeit an einem Bauwerk ansteht und nicht ausgetauscht wird, verliert allmählich an Betonaggressivität, da Säure und Sulfat infolge Korrosionsreaktionen im Beton verbraucht werden und sich Korrosionsprodukte im angreifenden Medium aufkonzentrieren (vgl. Abschnitt 6.3.6). Um einen raschen Stofftransport in aggressivem Grundwasser an erdberührten Bauteilen wirksam zu verlangsamen, ist um die betroffenen Bauteile herum ein sogenannter Totwasserbereich zu schaffen. Zweckmäßig eignet sich für eine solche Abschirmung eines Bauwerks gegenüber einer Grundwasserströmung der Einsatz von Spundwänden oder Schlitzwänden. Das heranfließende Grundwasser umströmt den abgeschirmten Bereich, in dem somit stationäre Bedingungen vorherrschen. Schematisch ist eine solche konstruktive Maßnahme in Bild 33



dargestellt. Neben dem Verbrauch an aggressivem Agens tragen zudem auch die Schutzschichten, die sich auf der Betonoberfläche unter solch fließarmen Bedingungen bilden, zur Verlangsamung des Korrosionsfortschritts im Beton bei. Insbesondere für bestehende Bauwerke, bei denen ein nachträgliche Erhöhung des Bauwerkwidestands sehr aufwendig oder gar unmöglich ist, kann diese Maßnahme zur Abschwächung des Angriffspotenzials von saurem und sulfatreichem Grundwasser eine wirtschaftliche und technisch sinnvolle Lösung darstellen, um dauerhaft die geforderte Gebrauchstauglichkeit und Tragfähigkeit des angegriffenen Bauteils sicherzustellen.

darstellen.

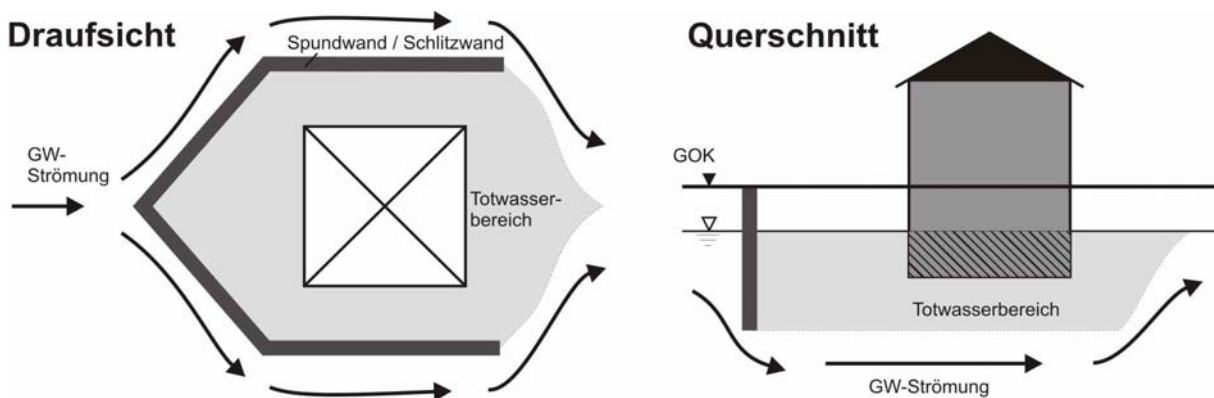


Bild 33: Konstruktive Maßnahmen zur Abschirmung von Bauwerken in betonaggressivem Grundwasser

Bei Neubauwerken in Gebieten mit saurem und sulfatreichem Grundwasser sind grundsätzlich Gründungen in grundwasserleitenden Bodenschichten (z.B. Bohrpfähle) - soweit möglich - zu vermeiden. Stattdessen sind Flachgründungen wie z.B. Bodenplatten vorzuziehen, um einen Angriff von aggressivem Grundwasser auf Beton von vorneherein zu verringern bzw. gänzlich zu vermeiden.

## 9.2 Erhöhung des Betonwiderstands

Neben Maßnahmen, die das Angriffspotenzial der Umgebung verringern, stehen darüber hinaus auch Mittel zur Verfügung um den Bauteilwiderstand gegenüber einem chemischen Angriff zu erhöhen. Mit Hilfe vorliegender betontechnologischer Kenntnisse lässt sich ein Beton durch besondere Anforderungen an die Ausgangsstoffe und Zusammensetzung mit einem hohen Widerstand gegenüber chemisch angreifenden Medien aus Böden und Wässern konzipieren. Solche Maßnahmen sind sicherlich in erster Linie für Neubauwerke realisierbar und für bestehende Bauwerke nur bei lokalen Ausbesserungen oder Verstärkungen von Bauteilen relevant.

An dieser Stelle sei bereits darauf hingewiesen, dass betontechnologische Maßnahmen im Wesentlichen aus Untersuchungen der singulären Angriffsarten (reiner Säureangriff bzw. reiner Sulfatangriff) hervorgehen. Die Besonderheiten des kombinierten Säure-Sulfat-Angriffs, die bis dato noch nicht umfassend bekannt sind (vgl. Abschnitt 6.4), werden darin

nur ansatzweise berücksichtigt. Wie aus der Abschätzung des Korrosionsfortschritts bei Betonbauwerken unter Einwirkung charakteristischer aggressiver Grundwässer in Tagebau-regionen hervorgeht, ist die höchste Korrosionsintensität bei einer Sulfateinwirkung mit gleichzeitig niedrigen pH-Werten zu erwarten (vgl. Abschnitt 8.3). Um einen möglichst hohen Betonwiderstand gegenüber einem solchen kombinierten Angriff zu erzielen, sind Maßnahmen, die beispielsweise allein auf die Erhöhung des Sulfatwiderstandes ausgerichtet sind, u. U. nicht ausreichend und zielführend. Falls diese Maßnahmen den physikalischen Widerstand, also den Eindringwiderstand gegenüber aggressiven Medien betreffen, so wird sich i.d.R. sowohl der Sulfat- als auch Säurewiderstand des Betons erhöhen. Chemische Stellgrößen können sich dagegen völlig unterschiedlich oder sogar gegensätzlich auf den Sulfat- und Säurewiderstand auswirken. Während beispielsweise die Zugabe von Kalksteinmehl die Neutralisationskapazität und damit den Säurewiderstand des Betons unter stationären Umgebungsbedingungen steigert (vgl. Abschnitt 6.3.6.4), wird gleichzeitig bei Sulfateinwirkung das Bildungspotenzial für Thaumasit erhöht (vgl. Abschnitt 6.2.6). Hieraus ergibt sich weiterer Forschungsbedarf, um den Betonwiderstand gegenüber einer kombinierten Säure-Sulfat-Einwirkung, die in den bergbaulich beeinflussten Grundwässern häufig anzutreffen ist, zukünftig zu optimieren. Unter Berücksichtigung dieser Kenntnislücke lassen sich allgemeingültige Vorgaben zur Herstellung von Beton mit einem erhöhten chemischen Widerstand formulieren.

Je dichter das Betongefüge ausgebildet ist, desto weniger können schädliche Reaktionen im Beton stattfinden. Wie sehr das Eindringen von Wasser in das Betongefüge behindert werden muss, richtet sich nach dem jeweils schärfsten vorliegenden Angriffsgrad. Für diesen werden in EN 206-1/DIN 1045-2 deskriptive Regeln vorgegeben, die eine globale Dauerhaftigkeit von mindestens 50 Jahren sicherstellen sollen. Das in den Normen verankerte Sicherheitskonzept schreibt sowohl die Verwendung bestimmter Zemente (z. B. Zement mit hohem Sulfatwiderstand nach DIN 1164-10 [209]) als auch zusätzlich die Herstellung von dichtem Beton mit hohem Diffusionswiderstand vor. Letzteres wird durch Festlegung von Grenzwerten für die Zusammensetzung und Eigenschaften eines Betons (höchstzulässiger Wasserzementwert bzw. nachzuweisende Mindestdruckfestigkeit, Mindestzementgehalt) erzielt (Tabelle 6). Darüber hinaus fließen auch stets Erfahrungen seitens der Hersteller und betontechnologische Empfehlungen aus wissenschaftlichen Studien ohne normativen Charakter in die Festlegung der Betonrezeptur solcher widerstandsfähiger Betone ein. Letztlich sind auch immer die Regeln zur Herstellung eines „guten“ Betons (z. B. gute Verdichtung, ausreichende Nachbehandlung etc.) zu befolgen.

Wirken auf den Beton Säure- und Sulfat-Konzentrationen ein, die noch in den Regelungsbe-reich der EN 206-1/ DIN 1045-2 fallen und der Klasse XA1 oder XA2 zuzuordnen sind, so sind auch die entsprechend normativ vorgeschriebenen betontechnologischen Maßnahmen ausreichend. Dies wird durch Ergebnisse von Bauwerksuntersuchungen bestätigt [8].

Tabelle 6: Grenzwerte für Zusammensetzung und Eigenschaften von Beton nach EN 206-1/DIN 1045-2 [206][207] [208]

	Expositionsklasse	XA1	XA2	XA3 <sup>b</sup>
1	Höchstzul. w/z-Wert	0,60	0,50	0,45
2	Mindestdruckfestigkeitsklasse	C25/30	C35/45 <sup>a</sup>	C35/45 <sup>a</sup>
3	Mindestzementgehalt [kg/m <sup>3</sup> ]	280	320	320
4	Mindestzementgehalt bei Anrechnung von Zusatzstoffen [kg/m <sup>3</sup> ]	270	270	270
5	Zementart	-	HS-Zement <sup>c</sup>	HS-Zement

- a Bei Verwendung von Luftporenbeton, z.B. aufgrund gleichzeitiger Anforderungen aus der Expositionsklasse XF, eine Festigkeitsklasse niedriger.
- b Besondere Schutzmaßnahmen nach DIN 1045-2, Abschnitt 5.3.2
- c Zur Herstellung von Beton mit hohem Sulfatwiderstand darf bei einem Sulfatgehalt des angreifenden Wassers von  $\text{SO}_4^{2-} \leq 1.500 \text{ mg/l}$  anstelle von HS-Zement eine Mischung aus Zement und Flugasche verwendet werden.

Falls die aggressiven Medien nur temporär einwirken und mit der Zeit über Grund-/ Sickerwasser langfristig ausgewaschen werden, können die normativen Regeln auch genügen, wenn temporär höhere pH-Werte und Sulfatkonzentrationen auftreten. Liegt dauerhaft ein sehr starker Angriff im Bereich der Expositionsklasse XA3 (Tabelle 3) vor oder wird der normative Regelungsbereich sogar überschritten (pH < 4,0; Sulfatgehalt > 6.000 mg/l; kalklösende Kohlensäure > 100 mg/l), so sind i.d.R. für den Beton besondere Schutzmaßnahmen, wie Beschichtungen, Plattenbeläge, dauerhafte Verkleidungen oder „Opferschichten“, erforderlich. Nur in Einzelfällen lässt sich auf anderweitig gebundene Materialien mit höherem chemischen Widerstand, z. B. aus inerten Kunststoffen oder Keramiken, ausweichen [66]. Im Fall von nicht oder nur einseitig zugänglichen Bauteilen, wie z. B. Bauwerksfundamente, Tunnelschalen etc., sind derartige Schutzmaßnahmen allerdings nur mit erheblichem Aufwand umzusetzen. Zweckmäßig können in solchen Fällen besondere betontechnologische Maßnahmen sein. Um einem Beton über die Vorgaben der EN 206-1/DIN 1045-2 für die Klasse XA3 (Tabelle 6) hinaus einen möglichst hohen Widerstand zu verleihen, ist beispielsweise der Einsatz hochreaktiver puzzolanischer bzw. latent-hydraulischer Zusatz-/Zumahlstoffe wie z.B. Feinstflugasche, Mikrosilika, Metakaolin zu optimieren. Untersuchungen von SIEBERT [176] legen nahe, dass durch Verringerung des  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ -Vorrats im Beton, den diese Stoffe herbeiführen, der chemische und physikalische Widerstand gegenüber einem kombinierten Säure-Sulfat-Angriff nennenswert gesteigert werden kann. Hierzu besteht allerdings noch weiterhin Forschungsbedarf. Ebenso ist zu überprüfen, inwieweit Betone, die nach den einschlägigen Regeln für die Herstellung von Hochleistungsbeton zusammengesetzt sind (Einsatz von Spezialzement, wie z. B. Sulfathüttenzement, und hochreaktiven Zusatzstoffen, Optimierung der Sieblinie, Verringe-

zung des w/z-Wertes), infolge des hier untersuchten kombinierten Säure-Sulfat-Angriffs geschädigt werden.

In der Praxis wird derzeit die Entwicklung solcher Hochleistungsbetone für den Einsatz in betonaggressiver Umgebung intensiv vorangetrieben. So wurde jüngst für den Bau eines Schleusen- und Überleitungsbauwerkes in der Lausitz, das die beiden Tagebauseen Neuwieser See und Partwitzer See verbindet, ein Beton mit einem erhöhten Säurewiderstand entwickelt [18]. Im freien Seewasser und Grundwasser herrschen betonaggressiven Eigenschaften, die aufgrund des niedrigen pH-Wertes des Seewassers in erster Linie zu einem lösenden Angriff (> XA3) führen (Tabelle 7). Darüber hinaus liegen auch ein Angriff durch Sulfat (XA2) sowie kalklösende Kohlensäure (XA2) vor. Auf Basis umfangreicher Betonprüfungen wurde eine geeignete Betonrezeptur festgelegt, die sich aus Portlandhüttenzement (CEM II/B-S 42,5 N), Steinkohlenflugasche, Mikrosilika, eine Kombination von zwei PCE-Fließmitteln und regionale Gesteinskörnung zusammensetzt. Nähere Angaben zur Betonrezeptur sind nicht bekannt.

Tabelle 7: Betonangreifende Eigenschaften des freien Seewassers und Grundwassers [18]

<b>Freies Seewasser</b>	
pH [-]	2,7 – 2,9
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> [mg/l]	940 – 1450
<b>Grundwasser</b>	
pH [-]	5,4
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> [mg/l]	851
Kalklösende Kohlensäure [mg/l]	32

### 9.3 Weitere Maßnahmen zur Erhöhung des Bauteilwiderstands

Unter stark aggressiven Bedingungen reichen rein betontechnologische Maßnahmen für einen dauerhaften Schutz eines Bauwerks bzw. Bauteils nicht mehr aus bzw. können bei bestehenden Bauwerken nicht zweckmäßig eingesetzt werden. In solchen Fällen können konstruktive Maßnahmen technische und wirtschaftliche Vorteile bieten.

Bei Neubauwerken und soweit bei bestehenden Bauwerken möglich ist nach DIN 1045-2 [208] der direkte Kontakt des Betons mit aggressiven Medien (XA3 und höher) durch diverse Schutzschichten oder dauerhafte Bekleidungen zu verhindern. Zu herkömmlichen Abdichtungen zählt die „schwarze Wanne“, bei der eine Abdichtung auf Kunststoff- oder Bitumenbasis als Bahnen oder als Anstrich nach DIN 18195 [212] aufgetragen wird. Eher selten werden Bauwerke als „braune Wannen“ mit einer speziellen, außen aufgetragenen Abdichtungsschicht auf Basis hochquellfähiger Tonminerale (z. B. Bentonit) errichtet. Aufgrund der chemischen Aggressivität des Grundwassers ist neben der Dichtigkeit auch eine dauerhafte chemische Beständigkeit solcher Abdichtungsmaßnahmen gefordert. Hierfür bietet der Markt ein großes Spektrum an diversen Produkten.

Selbst wenn die Dichtigkeit solcher Schutzmaßnahmen nicht dauerhaft sichergestellt werden kann, so lässt sich zumindest der Korrosionsfortschritt deutlich vermindern. Tritt beispielsweise betonaggressives Grundwasser im Bereich von Undichtigkeiten in der Abdichtung in Kontakt mit dem Beton, so wird dieser zunächst chemisch angegriffen. Da jedoch in der Kontaktzone zwischen Beton und Abdichtung i.d.R. kein rascher Austausch des aggressiven Agens stattfindet, klingt der Angriff aufgrund des bereits erläuterten Verbrauchs der angreifenden Stoffe bzw. der Aufkonzentrierung von Korrosionsprodukten rasch ab. Nennenswerte Schädigungen sind daher bei lokalen Fehlstellen in der Abdichtung eines ansonsten mangel-freien Bauwerks i.Allg. nicht zu erwarten.

Die bereits genannten Schutzmaßnahmen sind weitestgehend nur an zugänglichen Oberflächen, z.B. erdberührten Außenwänden, möglich. Bei eingeschränkt zugänglichen, erdberührten Bauteilen (wie z. B. Fundamenten) sind sie hingegen – wenn überhaupt – nur schwer zu realisieren und daher nicht zielführend.

Bei Neubauwerken wird im Fall der vorliegenden Problemstellung üblicherweise in der Praxis eine geplante Erhöhung der Bauteilabmessungen, z. B. von Fundamenten, durch Vorsehung einer „Opferbetonschicht“ durchgeführt. Zur Festlegung der erforderlichen Dicke einer solchen zusätzlichen Betonschicht sind Kenntnisse über die zu erwartenden Schädigungstiefen am Ende der geplanten Lebensdauer des Bauwerks unabdingbar. Für diverse Betone und unterschiedliche Angriffsszenarien wurden bereits unter Annahme konstanter Lagerungsbedingungen in Abschnitt 7 zu erwartende Schädigungstiefen am Ende der Lebensdauer abgeschätzt. Unter Berücksichtigung eines Sicherheitszuschlags könnte mit Kenntnis über die im Einzelfall prognostizierte Schädigungstiefe eine erforderliche Dicke für eine Opferbetonschicht, die auf der ursprünglich geplanten Betonoberfläche vorzusehen ist, festgelegt werden.

Wird an unzugänglichen Bauteilen von bestehenden Betonbauwerken ein chemischer Angriff im Baugrund nachgewiesen und sind nachträgliche Schutzmaßnahmen zur Sicherstellung der Dauerhaftigkeit erforderlich, so kann eine Injektion mit Polyacrylat-Gel zielführend sein. Zu diesem Zweck wird das Bauteil, z. B. eine erdberührte Außenwand oder eine Bodenplatte, zunächst von der Innenseite nach außen durchbohrt. Anschließend wird Polyacrylat-Gel in den Grenzbereich Boden/Beton gepresst (Schleierinjektion, Bild 34) und so der Kontakt zwischen den außen anstehenden aggressiven Medien und der Bauteiloberfläche unterbunden. Wie bei den o.g. Abdichtungsmaßnahmen ist auch bei einem Schutz durch Vergelung sicherzustellen, dass das Polyacrylat-Gel dauerhaft gegenüber den chemischen Einwirkungen des Grundwassers beständig ist.

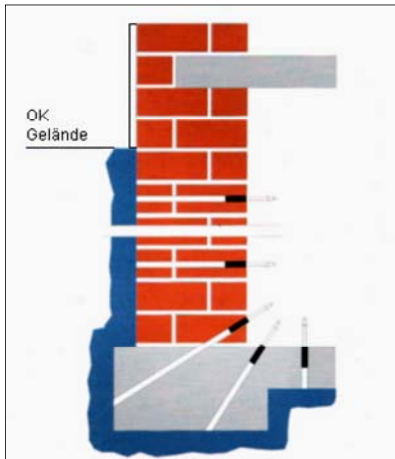


Bild 34: Prinzip Schleierinjektion

## 10 Offene Fragen und Ausblick

Im Rahmen des vorliegenden Sachstandsberichts wurden erstmals die bergbaulichen Folgen auf die Entwicklung der Grundwasserbeschaffenheit in Verbindung mit dem daraus resultierenden Angriffspotenzial auf Bauwerke näher behandelt. Insgesamt ließ sich bei der Recherche der notwendigen Informationen i.Allg. auch ein wenig ausgeprägtes Bewusstsein in der Fachwelt und in der Öffentlichkeit für diese Problemstellung feststellen. Diese Beobachtung resultiert vermutlich in erster Linie aus der bislang geringen Anzahl der dokumentierten Bauwerksschäden, die durch einen kombinierten Säure-Sulfat-Angriff verursacht wurden. Die Gründe für das bis dato geringe Schädigungsausmaß liegen zum einen in dem noch frühen Stadium des erst allmählich beginnenden Austrags von Säure und Sulfat aus Tagebauen. Wie erste Prognosen vermuten lassen, wird sich dieser allerdings in den nächsten Jahrzehnten weiter intensivieren. Zum anderen erstrecken sich die Schädigungsprozesse an angegriffenen Bauteilen über Zeiträume von mehreren Jahren/Jahrzehnten. Wahrgenommen werden die Schädigungen i.d.R. erst zu einem späten Zeitpunkt, wenn diese bereits weit fortgeschritten sind, zumal sie an wasser- oder erdberührten und damit unzugänglichen Bauteilen auftreten.

Das weitgehend fehlende Bewusstsein über die Problemstellung des vorliegenden Forschungsprojektes wurde ebenfalls anhand der noch vorhandenen Kenntnislücken offenbar, die in erster Linie hydrologische/hydrochemische Aspekte betreffen und für die weitere Abschätzung des Angriffspotenzials saurer und sulfatreicher Grundwasser auf Bauwerke unabdingbar sind.

Dazu zählen im Wesentlichen die langzeitliche Entwicklung der Grundwasserbeschaffenheit (Zeitraum etwa 100 Jahre) bezüglich Sulfat, pH-Wert und kalklösender Kohlensäure in der Umgebung von Tagebauen. Eine zuverlässige Prognose muss den Stoffaustrag aus Tagebaukippen sowie die weitreichenden Folgen des Grundwasserwiederanstiegs berücksichtigen. Zu letzterem zählen in erster Linie die freigesetzten und mobilisierten Frachten im



Bereich von ehemaligen Grundwasserabsenkungstrichtern und die mit dem Grundwasserwiederanstieg veränderlichen Strömungsverhältnisse bzw. Richtungen des Stoffaustrags. Großräumige quantitative Prognosen des Sulfataustrags aus Tagebaukippen liegen erst seit kurzem durch die Arbeiten von GRAUPNER [67] und LENK [100] für das Niederlausitzer und Rheinische Bergbaurevier vor. Für das mitteldeutsche Braunkohlerevier liegen vergleichbare Prognosen bis dato nicht vor. Lokale Prognosen zur pH-Wert – Entwicklung existieren beispielsweise für die ehemaligen Tagebauen Witznitz und Zwenkau.

Um schließlich mit Kenntnis über die Entwicklung der Grundwasserbeschaffenheit das Ausmaß der potenziell von einem chemischen Betonangriff betroffenen Bausubstanz abschätzen zu können, sind Angaben zu aktuellen und zukünftigen Flurabständen bzw. Grundwasserständen mit Daten über die Gründungstiefen der Bauwerke in betroffenen Regionen zu verschneiden. Hierbei sind u.U. bereits in Einzelfällen getroffene Schutzmaßnahmen zu berücksichtigen.

Ziel muss es sein, das zu erwartende Schädigungsausmaß an betroffenen Betonbauwerken realitätsnah abschätzen zu können und zielsichere Schutzmaßnahmen für Neubauwerke und bestehende Bauwerke zu entwickeln. Dazu sind vertiefte Kenntnisse zu Schädigungsmechanismen infolge eines kombinierten Säure-Sulfat-Angriffs erforderlich. Erste Ansätze liefern jüngste Untersuchungen von SIEBERT [176].

Auf Basis der nur lückenhaft verfügbaren Informationen über die realen Grundwasserverhältnisse waren im Rahmen dieses Berichts nur qualitative Aussagen zum Angriffspotenzial bergbaulich beeinflusster Grundwässer auf Betonbauwerke möglich (z.B. unter Annahme charakteristischer Angriffsszenarien). Quantitative Aussagen über das tatsächlich zu erwartende Schädigungspotenzial dieser Grundwässer erfordern die Erarbeitung der o.g. offenen Fragestellungen. Erst mit Hilfe dieser erweiterten Informationsgrundlage lassen sich Kosten und Risiken etwaiger Sanierungsmaßnahmen für hochmineralisiertes Grundwasser sowie das ggf. verbleibende Angriffspotenzial für Bauwerke realistisch abschätzen. Anhand der Ausführungen in diesem Bericht wird allerdings deutlich, dass zukünftig mit einer erhöhten Säure-Sulfat-Belastung der Grundwässer in der Umgebung von (ehemaligen) Tagebauen zu rechnen ist und mit einem Grundwasserwiederanstieg auch das Gefährdungspotenzial für Bauwerke in betroffenen Regionen steigt. Im Hinblick auf die bereits vielerorts erkennbare Veränderung der Grundwasserbeschaffenheit liegt ein dringlicher Forschungsbedarf zu dieser Problematik vor.

## 11 Zusammenfassung

In verschiedenen Regionen in Deutschland treten im Grundwasser erhöhte Säure- und Sulfatkonzentrationen auf. Häufig sind solche Vorkommen anthropogenen Ursprungs und treten meist nur lokal und über kurze Zeiträume auf, so dass sich i.d.R. daraus keine langzeitliche und/oder großflächige Beeinträchtigung der Dauerhaftigkeit für Betonbauwerke einstellt. Mit einem hohen Gefährdungspotenzial durch saures und sulfatreiches Grundwasser ist jedoch in erster Linie dann zu rechnen, wenn die Ursache auf die Oxidation von Eisendisulfid in ausgedehnten Bereichen zurückzuführen ist. Großflächig findet Eisendisulfidoxidation vorwiegend in Regionen von Braunkohletagebauen statt. Zum einen können durch die bergbaulich bedingte Grundwasserabsenkung Belüftungs- und damit Oxidationsprozesse in tieferen Bodenschichten initiiert werden. Zum anderen lagert oxidierendes eisendisulfidhaltiges Abraummateriale auf Tagebaukippen und setzt im Laufe der Zeit über Sickerwässer erhebliche Frachten an Schwefelsäure und Eisensulfat ins Grundwasser frei. Liegen in solchen Bereichen gleichzeitig erhöhte Carbonatvorkommen vor, kann die freigesetzte Säure teilweise oder vollständig abgepuffert werden. Während bei teilweiser Pufferung erhöhte Gehalte an Sulfat und kalklösender Kohlensäure auftreten, beschränkt sich die Belastung des Grundwassers bei vollständiger Säurepufferung auf erhöhte Sulfatkonzentrationen.

In einigen Regionen ist bereits ein Stoffaustrag an solchen Oxidationsprodukten von Eisendisulfid in das Grundwasser der Umgebung von Tagebauen zu beobachten. Erste Prognosemodelle lassen darauf schließen, dass auch in den nächsten Jahrzehnten in solchen Gebieten noch mit einem nicht unerheblichen Stoffaustrag zu rechnen ist, was nicht zuletzt auf den Grundwasserwiederanstieg infolge der Einstellung bergbaulicher Sumpfungmaßnahmen zurückzuführen ist. Am Beispiel des Lausitzer und Mitteldeutschen sowie des Rheinischen Bergbaureviers wird die Entwicklung der Grundwasserbeschaffenheit in der Umgebung von Tagebauen erläutert, wobei hierzu bislang erst ansatzweise detailliertere Kenntnisse vorliegen. Auf Basis charakteristischer Beschaffenheiten bergbaulich belasteter Grundwässer wird deren Betonaggressivität bewertet, wobei wesentliche Einflussfaktoren, wie z.B. Transportbedingungen, Betonzusammensetzung, berücksichtigt werden. Nicht zuletzt aufgrund fehlender umfangreicher Kenntnisse über Endgrundwasserstände (nach Abschluss des Grundwasserwiederanstiegs), Strömungsverhältnisse bzw. Orientierung des Stoffaustrags in Verbindung mit der Gründungstiefe vorhandener Bauwerke lässt sich momentan das Schädigungsausmaß infolge des Betonangriffs durch bergbaulich belastete Grundwasser quantitativ nicht genau beschreiben. Die Auswirkungen der durch Eisendisulfidoxidation mineralisierten Wässer auf deren Angriffspotenzial auf Betonbauwerke werden daher anhand aktueller Forschungsergebnisse zum kombinierten Säure-Sulfat-Angriff auf Beton sowie der Ergebnisse aus Untersuchungen an säure- bzw. sulfatgeschädigten Bauwerken abgeleitet. Mit Hilfe bisheriger Kenntnisse über die Schädigungsmechanismen bei Einwirkung saurer und sulfatreicher Wässer auf Beton lässt sich der Korrosionsfortschritt für charakteristische Angriffsszenarien unter Berücksichtigung wesentli-

cher Randbedingungen jedoch näherungsweise abschätzen. Um dem Angriffspotential durch bergbaulich belastete Grundwässer auf Bauwerke wirksam zu begegnen, sind Maßnahmen zu ergreifen, die den Angriffsgrad des angreifenden Mediums verringern bzw. den Widerstand betroffener Bauwerke erhöhen. Hierzu werden im vorliegenden Bericht einzelne, in der Praxis bewährte Methoden beispielhaft aufgeführt.

Bochum, den 30.11.2010

**RUHR-UNIVERSITÄT BOCHUM**

Lehrstuhl für Baustofftechnik



Univ. Prof. Dr.-Ing. R. Breitenbücher



Dipl.-Ing. S. Kunz

## 12 Literatur

- [1] Appelo, C.A.J.; Postma D.: *Geochemistry, groundwater and pollution*. Leiden: AA Balkema Publishers, 2007.
- [2] Balkenhol, R.K.: *Experimentelle Untersuchungen und Modellierungen von Folgereaktionen der Pyritverwitterung in Braunkohletagebau-Haldensedimenten*. Dissertation, Georg-August-Universität Göttingen, 2000.
- [3] Barker, A.P.; Hobbs, D.W.: Performance of Portland limestone cements in mortar prisms immersed in sulphate solutions at 5 °C. *Cement and Concrete Composites* 21, 1999, 129-137.
- [4] Bassuoni, M.T.; Nehdi, M.L.: Resistance of self-consolidating concrete to sulfuric acid attack with consecutive pH reduction. *Cement and Concrete Research* 37, 2007, 1070-1084.
- [5] Beddoe, R.E.; Dorner, H.W.: Modeling acid attack on concrete – Part I: The essential mechanisms. *Cement and Concrete Research* 35, 2005, 2333-2339.
- [6] Bellmann, F.: *Zur Bildung des Minerals Thaumasit beim Sulfatangriff auf Beton*. Dissertation, Bauhaus-Universität Weimar, 2005.
- [7] Bellmann, F.; Stark, J.: Prevention of thaumasite formation in concrete exposed to sulphate attack. *Cement and Concrete Research* 37, 2007, 1215-1222.
- [8] Bellmann, F.; Erfurt, W.; Stark, J.: *Gefährdungspotential der betonschädigenden Thaumasitbildung*. Schriftenreihe des F.A. Finger-Instituts für Baustoffkunde, Bauhaus-Universität Weimar, 2010.
- [9] Bensted, J.: Mechanism of thaumasite sulphate attack in cements, mortars and concretes. *Zement-Kalk-Gips International* 52, 2000, Heft 12, 704-709.
- [10] Berger, W.: *Untersuchung zu Stoffinventar und Stoffänderungen durch Redoxreaktionen in Sedimenten des Niederlausitzer Braunkohlenreviers – Quantifizierung von Immissionen ins abstromige Grundwasser*. Diss. Techn. Univ. Cottbus; Cottbus, 2000.
- [11] Bickley, J.A.: The repair of arctic structures damaged by thaumasite. *Cement and Concrete Composites* 21, 1999, 155-158.
- [12] Biczok, J.: *Betonkorrosion – Betonschutz*. Berlin: Verlag für Bauwesen, 1968.
- [13] Bilek, F.: *Beschaffenheitsprognose für den Grundwasser-Abstrom aus Braunkohle-Tagebaukippen auf der Basis von experimentell bestimmten Parametern und geochemisch charakterisierten Sedimenten*. Proceedings des Dresdner Grundwasserforschungszentrums e.V., Heft 26, Dresden, Dissertation, 2004.
- [14] Blodau, C.: A review of acidity generation and consumption in acidic coal mine lakes and their watersheds. *Science of the total Environment*, 2006, 369, 307-332.
- [15] Blowes, D.W.; Jambor, J.L.: The pore-water geochemistry and the mineralogy of the vadose zone of sulphide tailings. Waite Amulet, Quebec, Canada, *Applied Geochemistry*, 1990, 5, 327-346.

- 
- [16] Bömer, A.: Beiträge zur chemischen Wasseruntersuchung. Zeitschrift für Lebensmitteluntersuchung und –Forschung 10, 1905, 129-143.
- [17] Bollmann, K.: Ettringitbildung in nicht wärmebehandelten Betonen. Dissertation, Bauhaus-Universität Weimar, 2000.
- [18] Bolzmann, P.; Böing, R.: Ehemalige Braunkohleabbauareale bieten Platz für neue Seenlandschaft in der Lausitz. Newsletter Technik - HeidelbergCement, 7, 2009,
- [19] Brameshuber, W.; Pierkes, R.; Wiens, U.: Die Sulfatbeständigkeit von flugaschehaltigen Bindemitteln im Langzeitversuch. 14. Int. Baustofftagung-Ibausil. F.A. Finger-Institut für Baustoffkunde, Bauhaus-Universität Weimar, 2000, 1\_0871-1\_0880.
- [20] Brand, T.: Numerische Simulation dreidimensionaler Strömungs-, Transport- und hydrochemischer Reaktionsprozesse im Grundwasserabstrom von Braunkohletagebaukippen. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Besondere Mitteilungen zum Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch, Heft 59, 1996.
- [21] Breit, W.: Säurewiderstand von Beton. Beiträge zum 41. Forschungskolloquium des DAfStb am 11.-12.07.2002, Forschungsinstitut der Zementindustrie, Düsseldorf, 55-67.
- [22] Breitenbücher, R.; Wisotzky, F.: Betonbauwerke im Boden – sind sie heute mehr gefährdet? Beton- und Stahlbetonbau 100, 2005, Heft 8, 686-692.
- [23] Breitenbücher, R.; Heinz, D.; Lipus, K.; Paschke, J.; Thielen, G.; Urbonas, L.; Wisotzky, F.: Sulfatangriff auf Beton - Sachstandsbericht. Schriftenreihe des Deutschen Ausschusses für Stahlbeton, Heft 554, Berlin: Beuth Verlag, 2006.
- [24] Breitenbücher, R.; Wisotzky, F.; Eisenberg, V.; Siebert, B.: Betonangriff in eisendisulfidhaltigen Böden. Beton- und Stahlbetonbau 104, 2009, Heft 5, 289-301.
- [25] Brown, P.W.; Taylor, H.F.W.: The role of ettringite in external sulfate attack. In: Marchand, J.; Skalny, J. (Hrsg.): Materials Science of Concrete Special Volume: Sulfate Attack Mechanisms, Westerville: The American Ceramic Society, 1999, 73-98.
- [26] Brown, P.; Hooton, R.D.; Clark, B.: Microstructural changes in concrete with sulphate exposure. Cement and Concrete Composites 26, 2004, 993-999.
- [27] Buchartz, H.: Versuche über das Verhalten verschiedener Zemente und Betonschutzmittel im Moor. Deutscher Ausschuss für Eisenbeton, Heft 64, Berlin: Ernst und Sohn, 1930.
- [28] Buchartz, H.; Krüger, L.: Versuche über das Verhalten verschiedener Zemente und Betonschutzmittel im Moor – Ergänzungsversuche zum Bericht Heft 64. Deutscher Ausschuss für Eisenbeton, Heft 95, Berlin: Ernst und Sohn, 1941.
- [29] Cao, H.T.; Bucea, L.; Ray, A.; Yozghatlian, S.: The effect of cement composition and pH of environment on sulfate resistance of Portland cements and blended cements. Cement and Concrete Composites 19, 1997, 161-171.
- [30] Cesnovar, R.; Pentinghaus, H.J.: Pyritbedingte Oxidation im Abraum des Braunkohlebergbaus in Mitteldeutschland und ihr besonderes Gefährdungspotential für das Grund-

- wasser: Beispiel Cospuden-Zwenkau. Zeitschrift der geologischen Wissenschaft, 2003, Heft 31, 111-128.
- [31] Ceukelaire, L. de: Concrete surface deterioration due to the expansion by the formation of jarosite. *Cement and Concrete Research* 21, 1991, 563-574.
- [32] Chandra, S.: Hydrochloric acid attack on cement mortar – an analytical study. *Cement and Concrete Research* 18, 1988, 193-203.
- [33] Clark, L.: The Thaumasite form of sulfate attack: Risks, diagnosis, remedial works and guidance on new construction. Report of the Thaumasite Expert Group, 1999.
- [34] Clark, L. A.: Thaumasite Expert Group Report: Review after three years experience. DETR (Department of Environment, Transport and Regions), London, 2002. URL: <http://www.planningportal.gov.uk/uploads/odpm/4000000009288.pdf> (abgerufen am 25.10.2007)
- [35] Clastres, P.; Murat, M.; Bachiorini, A.: Hydration of expansive cements – Correlation between the expansion and formation of hydrates. *Cement and Concrete Research* 14, 1984, 199-206.
- [36] Clifton, J.R.; Ponnerheim, J.M.: Sulfate attack of cementitious materials: Volumetric relations and expansions. National Institute of Standards and Technology, Bucknell University, NISTIR 5390, 1994.
- [37] Cohen, M.D.; Mather, B.: Sulfate attack on concrete – research needs. *ACI Materials Journal* 16, 1991, Nr. 1, 62-69.
- [38] Crammond, N.J.; Halliwell, M.A.: The Thaumasite Form of Sulfate Attack in Concrete Containing a Source of Carbonate Ions – A Microstructural Overview, *Advances in Concrete Technology*. – Proceedings CANMET/ACI Int. Symposium, Las Vegas, 1995, 357-378.
- [39] Crammond, N.J.: The thaumasite form of sulphate attack in the UK. Proceedings of the First International Conference on Thaumasite in Cementitious Materials, 19.-21.6.2002, Garston, paper 17.
- [40] Crammond, N. J.: Three-year findings from the BRE thaumasite field trial; Int. Seminar The Thaumasite Form of Sulfate Attack of Concrete, CCC University of Sheffield, 2003.
- [41] Czerewko, M.A.; Cripps, J.C.; Reid, J.M.; Duffell, C.G.: Sulfur species in geological materials – sources and quantification. *Cement and Concrete Composites* 25, 2003, 657-671.
- [42] Därr, G.-M.: Über die Sulfatbeständigkeit von Zementmörtel. Dissertation, RWTH Aachen, 1977.
- [43] Deng, M.; Tang, M.: Formation and expansion of ettringite crystals. *Cement and Concrete Research* 24, 1994, 119-126.
- [44] Department of Environment, Transport and Regions: The thaumasite form of sulphate attack: Risks, diagnosis, remedial works and guidance on new construction. Report of the Thaumasite Expert Group, DETR, London, 1999.



- 
- [45] Diamond, S.; Lee, R.J.: Microstructural alterations associated with sulphate attack in permeable concretes. In: Marchand, J.; Skalny, J. (Hrsg.): Materials science of concrete special volume: Sulfate attack mechanisms, Westerville: The American Ceramic Society, 1999, 123-173.
- [46] Dimic, D.; Droljc, S.: The influence of alite content on the sulphate resistance of Portland cement. 8th International Congress on Chemistry of Cement, Rio de Janeiro, 1986, 195-199.
- [47] DVWK: Wasserwirtschaftlich-ökologische Forderungen für den Braunkohlenabbau. Positionspapier, Materialien 2/1999.
- [48] Eisenberg, V.: Risikoabschätzung des Säure-Sulfatangriffs auf Beton infolge von Pyritoxidation. Dissertation, Ruhr-Universität Bochum (erscheint in Kürze).
- [49] Fattuhi, N.I.; Hughes, B.P.: OPC Mixes with selected admixtures subjected to Sulfuric Acid Attack. ACI Materials Journal 85, 1988, 512-519.
- [50] Ferraris, C.F.; Clifton, J.R.; Stutzman, P.E.; Gaboczi, E.J.: Mechanism of degradation of Portland cement-based systems by sulfate attack. In: Scrivener, K.; Young, J.F. (Hrsg.): Mechanism of chemical degradation of cement-based systems, E&FN Spon, 1997, 172-185.
- [51] Floyd, M.; Czerewko, M.A.; Cripps, J.C.; Spears, D.A.: Pyrite oxidation in Lower Lias Clay at concrete structures affected by thaumasite, Gloucestershire, UK. Cement and Concrete Composites 25, 2003, 1015-1024.
- [52] Franke, L.; Fricke, R.: Beständigkeit zementgebundener Baustoffe bei biogenem Schwefelsäureangriff. VMPA-Tagung 1990, Qualität, Zuverlässigkeit durch Materialprüfung im Bauwesen und Maschinenbau; Tagungsbericht Teil C, 25.-27.04.1990, TU München.
- [53] Franke, L.: Korrosion von Zementstein in sauren Wässern. 4. Internationales Kolloquium Werkstoffwissenschaften und Bauinstandsetzen, Techn. Akademie Esslingen, 17. - 19.12.1996, Fraunhofer IRB Verlag, Band III, 1385 - 1396.
- [54] Fricke, R.: Beurteilung und Verbesserung des Verhaltens von Mörteln bei Angriff schwefelsaurer Wässer. Dissertation, TU Hamburg-Harburg, 1992.
- [55] Friede, H.: Zur Beurteilung des Angriffs kalklösender Kohlensäure auf Beton. Dissertation, RWTH Aachen, 1983.
- [56] Friese, K.; Hupfer, M.; Schultze, M.: Chemical characteristics of water and sediment in acid mining lakes of the Lusatian lignite district. – In: Geller, W.; Klapper, H.; Salomons, W. [Hrsg.]: Acidic mining lakes. - S. 25-45; Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 1998.
- [57] Gary, M.: Versuche über das Verhalten von Mörtel und Beton im Moor. Deutscher Ausschuss für Eisenbeton, Heft 49, Berlin: Ernst und Sohn, 1922.
- [58] Gasser, M.: Untersuchungen über das Zustandekommen des Sulfatreibens. Dissertation, TU Clausthal, 1987.

- 
- [59] Gaze, M.E.; Crammond, N.J.: The formation of thaumasite in a cement:lime:sand mortar exposed to cold magnesium and potassium sulfate solutions. *Cement and Concrete Composites* 22, 2000, 209-222.
- [60] Geller, W.; Klapper, H.; Schultze, M.: Sulfuric acidification of lakes. – In: Geller, W.; Klapper, H.; Salomons, W. [Hrsg.]: *Acidic mining lakes*. - S. 3-14; Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 1998.
- [61] Ghrici, M.; Kenai, S.; Said-Mansour, M.: Mechanical properties and durability of mortar and concrete containing natural pozzolana and limestone blended cements. *Cement and Concrete Composites* 29, 2007, 542-549.
- [62] Glasser, F.P.: Reactions between cement paste components and sulfate ions. In: Marchand, J.; Skalny, J. (Hrsg.): *Materials science of concrete – Special Volume: Sulfate attack mechanisms*. Westerville: American Ceramic Society, 1999, 99-102.
- [63] Göske J.; Pöllmann, H.; Wenda, R.: Ettringit- und Thaumasitreiben in Betonwerkstoffen. *Beton- und Stahlbetonbau* 102, 2007, Heft 5, 321-329.
- [64] Gollop, R.S.; Taylor, H.F.W.: Microstructural and microanalytical studies of sulfate attack. – Part I: Ordinary Portland Cement Paste. *Cement and Concrete Research* 22, 1992, 1027-1038; Part II: Sulfate-resisting Portland cement: Ferrite composition and hydration chemistry. *Cement and Concrete Research* 24, 1994, 1347-1358; Part III: Sulfate-resisting Portland Cement: Reactions with sodium and magnesium solutions. *Cement and Concrete Research* 25, 1995, 1581-1590; Part IV: Reactions of a slagcement paste with sodium and magnesium sulfate solutions. *Cement and Concrete Research* 26, 1996, 1013-1028; Part V: Comparison of different slag blends. *Cement and Concrete Research* 26, 1996, 1029-1044.
- [65] González, M.A.; Irassar, E.F.: Ettringite formation in low C3A Portland cement exposed to sodium sulfate solution. *Cement and Concrete Research* 27, 1997, 1061-1072.
- [66] Grabau, J.: Untersuchungen zur Korrosion zementgebundener Materialien durch saure Wässer unter besonderer Berücksichtigung des Schwefelsäureangriffs. TU Hamburg-Harburg, Dissertation, 1994.
- [67] Graupner, B.J.: Beitrag zur Prognose der Grundwasserbeschaffenheit im Lausitzer Bergbaurevier auf der Grundlage eines großräumigen prozessorientierten Geoinformationssystems. Dissertation, TU Bergakademie Freiberg, 2008.
- [68] Green, R.; Waite, T.D.; Melville, M. D.: Treatment of acid sulfate soil drainage by direct application of alkaline reagents. *Water, Air, & Soil Pollution* 178, 2007, 59-69.
- [69] Gröger, J.; Hamer, K.; Schulz, H.D.: Das Angriffspotential sulfatsaurer Böden in Norddeutschland. *Beton- und Stahlbetonbau* 103, 2008, Heft 8, 563-569.
- [70] Gröschke, A.: Eisenhaltige Schlämme aus Grubenwasserreinigungsanlagen des Lausitzer Braunkohlereviere. Dissertation, Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus, 2007.
- [71] Grube, H.; Rechenberg, W.: Betonabtrag durch chemisch angreifende saure Wässer. – Teil 1: *beton* 37, 1987, Heft 11, 446-451; Teil 2: *beton* 37, 1987, Heft 12, 495-499.

- 
- [72] Grube, H; Rechenberg, W.: Durability of concrete structures in acidic water. *Cement and Concrete Research* 19, 1989, 783-792.
- [73] Härdtl, R.: Veränderungen des Betongefüges durch die Wirkung von Steinkohlenflugasche. Schriftenreihe des Deutschen Ausschusses für Stahlbeton, Heft 448, Berlin: Beuth Verlag, 1995.
- [74] Haferkorn B., Luckner L, Müller M., Zeh E., Benthaus K.-F., Pester L., Lietzow A., Mansel H., Weber H., 1999: Schaffung von Tagebauseen im Mitteldeutschen Bergbaurevier, LMBV-Broschüre, 154 S.
- [75] Hansen, W.C.; Velines, R.P.; Brandvold, W.W.: Corrosion of concrete by sulphuric acid. *ASTM Bulletin* 231, 1958, 85-89.
- [76] Hartshorn, S.A.; Sharp, J.H.; Swamy, R.N.: Thaumasite formation in Portland-limestone cement pastes. *Cement and Concrete Research* 29, 1999, 1331-1340.
- [77] Hearn, N.; Young, F.: W/C ratio, porosity and sulfate attack – a review. In: Marchand, J.; Skalny, J. (Hrsg.): *Materials science of concrete – Special Volume: Sulfate attack mechanisms*. Westerville: American Ceramic Society, 1999, 189-205.
- [78] Herold, G.: Korrosion zementgebundener Werkstoffe in mineralsauren Wässern. Dissertation, Universität Karlsruhe, 1999.
- [79] Hill, J.; Byars, E.A.; Sharp, J.H.; Lynsdale, C.J.; Cripps, J.C.; Zhou, Q.: An experimental study of combined acid and sulfate attack on concrete. *Cement and Concrete Composites* 25, 2003, 997-1003.
- [80] Hillemeier, B.; Buchenau, G.; Herr, R.; Hüttl, R.; Klüßendorf, S.; Schubert, K.: Spezialbetone. In: Bergmeister, K.; Wörner, J.-D. (Hrsg.): *Betonkalender 2006*, Berlin: Ernst & Sohn, 519-584.
- [81] Hobbs, D.W.; Taylor, M.G.: Nature of the thaumasite sulfate attack mechanism in field concrete. *Cement and Concrete Research* 30, 2000, 529-533.
- [82] Hoth, N.: Modellgestützte Untersuchungen zur Grundwassergüteentwicklung in Braunkohleabraumkippen und deren Abstrom unter Berücksichtigung natürlicher Rückhalt- und Abbauprozesse. Dissertation, TU Bergakademie Freiberg, Fakultät für Geowissenschaften, Geotechnik und Bergbau, 2002.
- [83] Irassar, F.; Batic, O.: Effects of low calcium fly ash on sulfate resistance of OPC cement. *Cement and Concrete Research* 19, 1989, 194-202.
- [84] Irassar, E.F.; Bonavetti, V.L.; González, M.: Microstructural study of sulfate attack on ordinary and limestone Portland cements at ambient temperature. *Cement and Concrete Research* 33, 2003, 31-41.
- [85] Johansen, V; Thaulow, N.; Idorn, G.M.: Dehnungsreaktionen in Mörteln und Beton. *Zement-Kalk-Gips International* 47, 1994, Heft 3, 150-155.
- [86] Juel, I.; Herfort, D.; Gollop, R.; Konnerup-Madsen, J.; Jakobsen, H.J.; Skibsted, J.: A thermodynamic model for predicting the stability of thaumasite. *Proceedings of the First International Conference on Thaumasite in Cementitious Materials*, BRE, 2002.

- 
- [87] Kiekbusch, J.: Säureangriff auf zementgebundene Materialien. TU Hamburg-Harburg, Dissertation, 2007
- [88] Klapper, H.: Mining lakes: Generation, loading and water quality control. Muddroch, Stottmeister, Kennedy, Klapper (Eds.): Remediation of abandoned surface coal mining sites, Springer, Berlin, 2002.
- [89] Knoblauch, H.; Schneider, U.: Bauchemie. Werner-Verlag, 1995
- [90] Knöller, K.: Anwendung stabiler Umweltisotope zur Bewertung hydrochemischer Zustände und Prozesse in Folgelandschaften des Braunkohlebergbaus. Dissertation, Universität Leipzig, UFZ-Bericht, H. 33, 2000.
- [91] Koch, R.; Luckner, L.: Experimentell gestützte Grundwasserbeschaffenheitsprognose zur Untersuchung des Gefährdungspotenzials von Innenkippen in Tagebaurestseen – TP1: Laborative Parameterermittlung, Forschungsbericht 1996-1999, Eigenverlag des Lehrstuhls Wassertechnik der Brandenburgischen TU Cottbus, 2000.
- [92] Koelliker, E.: Über die Wirkung von Wasser und wässriger Kohlensäure auf Beton. Int. Kolloquium „Materials Science and Restoration“, 6.-8.9.1983, TA Esslingen, 195-200.
- [93] Kohfahl, C.; Pekdeger, A.: Rising groundwater tables in partly oxidized pyrite bearing dump-sediments: Column study and modeling approach, Journal of Hydrology, 2006, 331, 703-718.
- [94] Kolba, M.: From old lignite mining pits to new lakes: The example of rehabilitation of the former open-cast mining facilities at Berzdorf, Germany. World of Mining – Surface & Underground 61, 2009, No. 5, 289-299.
- [95] Kollo, H.: Sulfatwiderstand – Ein Aspekt der Dauerhaftigkeit von Beton. Beton-Informationen 30, 1990, Heft 1, 8-11.
- [96] Landesumweltamt NRW - Umwelt NRW Daten und Fakten, 2003, <http://www.lanuv.nrw.de/ubweb/start.htm> (letzter Zugriff: 01.09.2010)
- [97] Lang, E.: Sulfatwiderstand von Zement – Einige prüftechnische Aspekte. Beton-Informationen 33, 1993 Heft 4, 44-47.
- [98] Lefebvre, Y.; Jolicoeur, C.; Pagé, M.; Seabrook, P.T.: Degradation kinetics of Portland cement pastes, mortars and concretes in acidic environments. Michigan: American Concrete Institute, ACI SP-170, 1997. In Malhotra, V.M. (Hrsg.): Durability of Concrete. Proceedings of the fourth CANMET/ACI International Conference, Sydney, 1997, Vol. II, 1487-1510.
- [99] Lenk, S.; Wisotzky, F.: Chemische Beschaffenheit und modellierte Genese von Grundwässern in Braunkohleabraumkippen des Tagebaus Inden. Grundwasser 12, 2007, 4, 301-313.
- [100] Lenk, S.: Grundwasserbeschaffenheit und hydrogeochemische Prozesse in Rheinischen Braunkohlen-Abraumkippen und in deren Abstrom. Dissertation, Lehrstuhl Angewandte Geologie, Ruhr-Universität Bochum, 2008.

- 
- [101] Lipus, K.; Sylla, H.-M.: Investigations in Germany of the thaumasite form of sulphate attack. First International Conference on Thaumasite in Cementitious Materials, Gars-ton/UK, 2002.
- [102] Lipus, K.; Puntke, S.: Sulfatwiderstand unterschiedlich zusammengesetzter Betone. – Teil 1: beton 53, 2003, Heft 2, 97-100; Teil 2: beton 53, 2003, Heft 3, 153-157.
- [103] LMBV: Grundwasser-Beschaffenheits-Messwerte der LMBV-Sondermessnetze Braunkohle der Jahre 2000 und 2005 für die Sanierungstagebaue im RB Leipzig (ohne Tagebau Goitsche).
- [104] LMBV: LMBV konkret. Broschüre der Lausitzer und Mitteldeutsche Braunkohleverwal-tungsgesellschaft mbH, Senftenberg, 13, 2008, Nr. 4, 1.
- [105] LMBV: Nach der Kohle kommt das Wasser. Broschüre der Lausitzer und Mitteldeut-sche Braunkohleverwaltungsgesellschaft mbH, Senftenberg, 2001.
- [106] LMBV: OZON berichtet über Lösungen zur Bewältigung unerwünschter Folgen des Grundwasserwiederanstiegs im Süden Brandenburgs – LMBV als Sanitäter tätig. Pres-semitteilung vom 26.03.2010, <http://www.lmbv.de/pages/pressemitteilungen.php>.
- [107] LMBV: Kennzahlen der Seen. <http://www.lmbv.de/pages/layout1sp.php?idpage=65> (letzter Zugriff: 04.08.2010).
- [108] Locher, F.W.: Chemischer Angriff auf Beton. beton 17, 1967, Heft 1, 17-19; Heft 2, 47-50.
- [109] Locher, F.W.; Rechenberg, W.; Sprung, S.: Beton nach 20-jähriger Einwirkung von kalklösender Kohlensäure. beton 34, 1984, Heft 5, 193-198.
- [110] Locher, F.W.: Sulfatwiderstand von Zement und seine Prüfung. Zement-Kalk-Gips International 51, 1998, Heft 7, 388-398.
- [111] Ludwig, U.; Schwiete, H.E.: Einfluß der offenen Porosität auf die Beständigkeit von Mörteln und Betonen gegen aggressive Lösungen. Zement-Kalk-Gips International 20, 1967, Heft 12, 555-561.
- [112] Ludwig, b.; Khanna, P.; Balkenhol, R.; Friedrich, G.; Dohrmann, R.: Pyrite oxidation in a sediment sample of an open-cut brown coal mine: mineral formation, buffering of acidity and modeling of cations and sulphate. Journal of Plant Nutrition and Soil Sci-ences, 1999, 162, 499-509.
- [113] Ludwig, B.; Prenzel, J.; Obermann, P.: Modelling ion composition in seepage water from a column experiment with an open cut coal mine sediment. Journal of Geochemi-cal Exploration, 2001, 73, 87-95.
- [114] Lukas, W.: Betonzerstörung durch SO<sub>3</sub>-Angriff unter Bildung von Thaumasit und Woodfordit. Cement and Concrete Research 5, 1975, 503-507.
- [115] Malorny, W.: Mikrostrukturuntersuchungen zum Sulfatangriff bei Beton. Dissertation, TU Carolo-Wilhelmina Braunschweig, 1997.

- 
- [116] Mangat, P.S.; El-Khatib, J.M.: Influence of initial curing on sulphate resistance of blended cement concrete. *Cement and Concrete Research* 22, 1992, 1089-1100.
- [117] Marchand, J.; Skalny, J.P.: *Materials Science of Concrete: Sulfate Attack Mechanisms*. Proceedings from Seminar on Sulfate Attack Mechanisms, Quebec/Canada, 5.-6. Oktober 1998, Westerville: The American Ceramic Society, 1998.
- [118] Marchand, J.; Gerard, B.; Delagrave, A.: Ion transport mechanisms in cement-based materials. In: Skalny, J.; Miness, S. (Hrsg.): *Material science of concrete V*. Westerville: American Ceramic Society, 1998, 307-399.
- [119] Mehta, P.K.; Pirtz, D.; Polivka, M.: Properties of alite cements. *Cement and Concrete Research* 9, 1979, 439-450.
- [120] Metha, P.K.: Mechanism of sulphate attack on Portland cement – Another look. *Cement Concrete Research* 13, 1983, Heft 3, 401-406.
- [121] Mehta, P.K.: *Concrete Structure, Properties and Materials*. London: Prentice-Hall, 1986.
- [122] Mehta, P.K.: Sulfate attack on concrete – A critical review. In: Skalny, J. (Hrsg.): *Materials science of concrete III*. Westerville: American Ceramic Society, 1992, 105-130.
- [123] Menke, A.: Prüfung der Widerstandsfähigkeit von Mörtel und Beton gegen betonangreifende Wässer. Bericht Nr. 46 des Laboratoriums der westfälischen Zementindustrie, Beckum, 1965.
- [124] Mitteldeutsche Seenlandschaft, <http://www.mitteldeutsche-seenlandschaft.de>, (Abgerufen am 29.11.2010)
- [125] Monteiro, P.J.M.; Kurtis, K.E.: Time to failure for concrete exposed to severe sulfate attack. *Cement and Concrete Research* 33, 2003, 987-993.
- [126] Monteny, J.; Vincke E.; Beeldens, A.; De Belie, N.; Taerwe, L.; Van Gemert, D.: Chemical, microbiological and in situ test methods for biogenic sulfuric acid corrosion of concrete. *Cement and Concrete Research* 30, 2000, 623-634.
- [127] Monteny, J.; De Belie, N.; Taerwe, L.: Resistance of different types of concrete mixtures to sulphuric acid. *Materials and Structures* 36, 2003, Nr. 258, 242-249.
- [128] Moses, C.O.; Nordstrom, D.K.; Herman, J.S.; Mills, A.L.: Aqueous pyrite oxidation by dissolved oxygen and by ferric iron. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1987, 51, 1561-1571.
- [129] Moum, J.; Rosenqvist, I.T.: Sulfate attack on concrete in Oslo region. *Journal of the American Concrete Institute* 31, 1959, Nr. 3, 257-264.
- [130] Mulenga, D.M.; Stark, J.; Nobst, P.: Praxisnahes Prüfverfahren zum Sulfatwiderstand von Beton und Mörtel mit und ohne Flugasche. 37. DAfStb-Forschungskolloquium an der Bauhaus-Universität Weimar, 1999, 197-207.



- 
- [131] Mulenga, D.M.; Nobst, P.; Stark, J.: Sulfatbeständigkeit von Zementen mit Kalksteinmehl- und Flugaschezusatz. 14. Int. Baustofftagung-Ibausil. F.A. Finger-Institut für Baustoffkunde, Bauhaus-Universität Weimar, 2000, 1\_1195-1\_1208.
- [132] Mulenga, D; Stark, J.; Nobst, P.: Thaumasite formation in mortars containing fly ash. First International Conference on Thaumasite in Cementitious Materials, 19.-21.06.2002, Garston/UK.
- [133] Mulenga, D. W.: Zum Sulfatangriff auf Beton und Mörtel einschließlich der Thaumasitbildung. Dissertation, Bauhaus-Universität Weimar, 2002.
- [134] Nelskamp, H.: Untersuchungen zum Angriff von Mineralsäuren auf Beton. Mitteilungen aus dem Institut für Baustoffkunde und Materialprüfung, Universität Hannover, Heft 65, 1992.
- [135] Nibis Kartenserver, <http://nibis.lbeg.de/cardomap3/>, (Abgerufen am 29.11.2010)
- [136] Nicholson, R.V.; Gillham R.W.; Reardon, E.J.: Pyrite oxidation in carbonate-buffered solution: 1. Experimental kinetics. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1990, 52, 1077-1085.
- [137] Nixdorf, B., Hemm, M.; Schlundt, A.; Kapfer, M.; Krumbek, H.: Braunkohlentagebau-seen in Deutschland. UBA-Texte 35/01, Umweltbundesamt, 2001, Berlin.
- [138] Nixdorf, B.; Wollmann, K.; Deneke, R.: Ecological potentials for planktonic development and food web interactions in extremely acidic mining lakes in Lusatia.- In: Geller, W.; Klapper, H.; Salomons, W. [Hrsg.]: *Acidic mining lakes*, S. 147-167; Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 1998.
- [139] Nobst, P.; Stark, J.: Investigations on the influence of cement type on the thaumasite formation. First International Conference on Thaumasite in Cementitious Materials, 19.-21.06.2002, Garston/UK.
- [140] Nobst, P.; Stark, J.: Grundlagenuntersuchungen zur Thaumasitbildung in Zementsteinpasten. 15. Int. Baustofftagung-Ibausil. F.A. Finger-Institut für Baustoffkunde, Bauhaus-Universität Weimar, 2003, 1\_127-1\_136.
- [141] Obermann, P.; Wisotzky, F.: Auswirkungen der Pyritoxidation im Bereich des Braunkohlentagebaus Garzweiler auf die Qualität des Kippengrundwassers - Möglichkeiten und Maßnahmen der Qualitätsverbesserung. - *Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen*, 42,6: S. 234-240, 1998.
- [142] Odler, I.; Abdul-Maula, S.: Untersuchungen der Reaktionen beim Sulfattreiben. Tagungsberichte zur Tagung „Werkstoffwissenschaften und Bausanierung“. Internationales Kolloquium, Esslingen, 1983, 201-204.
- [143] Öhmig, R.: Die geologische Erkundung von Abraumförderbrücken-Innenkippen in Niederlausitzer Braunkohletagebauen. Habilitation an der BTU Cottbus, 2003.
- [144] Pavlík, V.: Corrosion of hardened cement paste by acetic and nitric acids – Part I: Calculation of corrosion depth. *Cement and Concrete Research* 24, 1994, 551-562; Part II: Formation and chemical composition of the corrosion products layer; *Cement*

- and Concrete Research 24, 1994, 1495-1508; Part III: Influence of water/cement ratio. Cement and Concrete Research 26, 1996, 475-490.
- [145] Pavlík, V.; Uncík, S.: The rate of corrosion of hardened cement pastes and mortars with additive of silica fume in acids. Cement and Concrete Research, 1997, 1731-1745.
- [146] Pflug, W.: Das Lausitzer Braunkohlerevier. In: Pflug, W. (Hrsg.): Braunkohlentagebau und Rekultivierung. Springer Verlag, Berlin, 1998.
- [147] Piehler, H.; Wisotzky, F.: Gastransport in der ungesättigten Zone von Braunkohlenabraumkippen. – In: Dresdner Grundwasserforschungszentrum [Hrsg.]: Proceedings der 4. Dresdner Grundwasserforschungstage, S. 111-125; Dresden, 1995.
- [148] Prein, A.: Sauerstoffzufuhr als limitierender Faktor für die Pyritverwitterung in Abraumkippen von Braunkohlentagebauen. Mitteilungen des Instituts für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau der Universität Hannover, 79: S. 3-126, 1993.
- [149] Ratinov, V.B.; Enisherlova, S.G.; Mironov, V.D.: Investigation of the mechanism and kinetics of dissolution of hardened cement in acids. Journal of applied chemistry of the USSR 42, 1969, 1477-1485.
- [150] Revertégat, E.; Richet, C.; Gégout, P.: Effect of pH on the durability of cement pastes. Cement and Concrete Research 22, 1992, 259-272.
- [151] Richter, D.: Untersuchungen zu der Grundwasser-Beschaffenheitssituation in den Kippengebieten der ehemaligen Braunkohletagebaue Nordwestsachsens mit dem Schwerpunkt auf diffusen Stoffeinträgen an Eisen, Sulfat und Säure. Facharbeit, Karl-Heine-Schule, Leipzig, 2007.
- [152] Rolland, W.; Wagner, H.; Chmielewski, R; Grünwald, U.: Evaluation of long term groundwater pollution by the open cast lignite mine Jänschwalde (Germany). Journal of Geochemical Exploration, 2001, 73, 97-111.
- [153] Rolland, W.: Maßnahmen der Vattenfall Europe Mining AG zur aktuellen und langfristigen Minderung der bergbaulichen Belastung von Grund- und Oberflächengewässern durch saure Kippenwässer. Vortrag zum Workshop: Management bergbaubedingten Säurepotenzials, 22.02.-23.02.2007, Freiberg.
- [154] Rombèn, L.: Aspects on testing methods for acid attack on concrete – further experiments. CBI forskring Fo research 9:79, Stockholm, 1979.
- [155] Roy, D.M.: Mechanism of cement paste degradation due to chemical and physical factors. Rio de Janeiro: Sincicatio Nacional da Industria do Cimento. Proceedings 8th Int. Congr. Chem. Cement, Rio de Janeiro / Brasil, 1986, Vol. 1, 362-380.
- [156] Sahmaran, M.; Kasap, O.; Duru, K.; Yaman, I.O.: Effects of mix composition and water-cement ratio on the sulfate resistance of blended cements. Cements and Concrete Composites 29, 2007, 159-167.
- [157] Santhaman, M; Cohen, M.D.; Olek, J.: Sulfate attack research – whither now. Cement and Concrete Research 31, 2001, 845-851.

- 
- [158] Santhanam, M.; Cohen, M.D.; Olek, J.: Mechanism of sulfate attack: A fresh look. – Part I: Summary of experimental results. *Cement and Concrete Research* 32, 2002, 915-921; Part II: Proposed mechanisms. *Cement and Concrete Research* 33, 2003, 325-332.
- [159] Santhaman, M; Cohen, M.D.; Olek, J.: Effects of gypsum formation on the performance of cement mortars during external sulfate attack. *Cement and Concrete Research* 33, 2003, 325-332.
- [160] Schäfer, W., Gehrt, E., Müller, U., Blankenburg, J. & Gröger, J.: Sulfatsaure Böden in niedersächsischen Küstengebieten, Landesamt für Bergbau Energie und Geologie, Geofakten 24, Juli 2010
- [161] Scherer, G.W.: Crystallisation in pores. *Cement and Concrete Research* 29, 1999, 1347-1358.
- [162] Schmidt, T.; Romer, M.; Neuenschwander, J.: Untersuchungen von physikalischen und mikrostrukturellen Veränderungen von Mörtelproben bei Sulfatangriff. 16. Int. Baustofftagung-Ibausil. F.A. Finger-Institut für Baustoffkunde, Bauhaus-Universität Weimar, 2006, 2\_0583-2\_0590.
- [163] Schneider, M.; Puntke, S.; Sylla, H.-M.; Lipus, K.: The influence of cement on the sulfate resistance of mortar and concrete. *Cement International* 1, 2002, Nr. 1, 130-147.
- [164] Schöpke, R.: Erarbeitung einer Methodik zur Beschreibung hydrochemischer Prozesse in Kippengrundwasserleitern. Dissertation, Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Wassertechnik, 1999.
- [165] Schremmer, H.: Über Betonangriffe durch Schwefelwasserstoff. *Zement-Kalk-Gips International* 17, 1964, 417-424.
- [166] Schröter, W.; Lautenschläger, K.H.; Bibrack, H.: Taschenbuch der Chemie. Thun und Frankfurt a. M.: Verlag Harri Deutsch, 1986.
- [167] Scrivener, K.L.; Crumbie, A.K.; Pratt, P.L.: The relationship between the porosity and permeability of the surface layer of concrete and the ingress of aggressive ions. Pore structure and permeability of cementitious materials. Symposium 28-30.11.1988 Boston, Materials Research Society Symposia Proceedings, Vol. 137, 279-284.
- [168] Seeboonruang, U.; Tsutomu, I.: The Effect of Acid Sulphuric Soil Restraint by Groundwater Control in Nakhon-Navok Province, Thailand. *Soils And Foundations* 6, 2007, Vol. 74, 1089-1099.
- [169] Sersale, R.; Figione, G.; Bonavita, L.: Acid depositions and concrete attack: main influences. *Cement and Concrete Research* 28, 1998, 19-24.
- [170] Setzer, M.J.: Entwicklung und Präzision eines Prüfverfahrens zum Frost-Tausalz-Widerstand. *Wissenschaftliche Zeitschrift der Hochschule für Architektur und Bauwesen Weimar-Universität*, Jahrgang 40, 1994, Heft 5-7, 87-93.

- 
- [171] Shanahan, N.; Zayed, A.: Cement composition and sulfate attack. – Part I: Cement and Concrete Research 37, 2007, 618-623.
- [172] Shi, C.; Stegemann, J.A.: Acid corrosion resistance of different cementing materials. Cement and Concrete Research 30, 2000, 803-808.
- [173] Skalny, J.; Marchand, J.; Odler, I.: Sulfate attack on concrete. London: Spon Press, 2002.
- [174] Smolczyk, H.G.: Die Ettringit-Phasen im Hochofenzement. Zement-Kalk-Gips International 14, 1961, Heft 7, 277-283.
- [175] Sonntag, H.: Problem Sulfat in der Spree – Stand der Diskussion und aktuelle Trends. 58. Berg- und Hüttenmännischer Tag: Behandlungstechnologien für bergbaubeeinflusste Wässer, Wissenschaftliche Mitteilungen, 35, Freiberg, 151-156.
- [176] Siebert, B.: Betonkorrosion infolge kombinierten Säure-Sulfat-Angriffs bei Oxidation von Eisendisulfiden im Baugrund. Dissertation, Lehrstuhl für Baustofftechnik, Ruhr-Universität Bochum, 2009.
- [177] Smith, J.: Chemical changes during oxidation of iron monosulfide-rich sediments. Australian Journal of Soil Research, 2004, 42, 659-666.
- [178] Springenschmid, R.: Betontechnologie für die Praxis. Berlin: Bauwerk Verlag, 2007.
- [179] Stark, J.; Bollmann, K.; Seyfarth, K.: Ettringit – Schadensverursacher, Schadensverstärker oder unbeteiligter Dritter? 13. Int. Baustofftagung-Ibausil. F.A. Finger-Institut für Baustoffkunde, Bauhaus-Universität Weimar, 1997, 1\_0379-1\_0399.
- [180] Stark, J.; Wicht, B.: Dauerhaftigkeit von Beton. F.A. Finger-Institut für Baustoffkunde, Bauhaus-Universität Weimar, Basel: Birkhäuser, 2001.
- [181] Stark, J.: Optimierte Bindemittelsysteme für die Betonindustrie. beton 54, 2004, Heft 10, 486-490.
- [182] Stark, D.: Performance of concrete in sulfate environments. Research and Development Bulletin, RD129, Portland Cement Association, 2002
- [183] Struble, L.; Mindess, S.: Morphology of the cement-aggregate bond. The International Journal of Cement Composites and Lightweight Concrete 5, 1983, Nr. 2, 79-83.
- [184] Taylor, H.F.W.; Famy, C.; Scrivener, K.L.: Delayed ettringite formation. Cement and Concrete Research 31, 2001, 683-693.
- [185] Tian, B.; Cohen, M.D.: Does gypsum formation during sulfate attack on concrete lead to expansion? Cement and Concrete Research 30, 2000, 117-123.
- [186] Tiedemann J.; Kuroпка, F.; Hahslinger, G.: Spritzbetonschädigung durch Thaumasil im Pumpspeicherwerk Goldisthal – Untersuchungs- und Überwachungsprogramm. 16. Tagung für Ingenieurgeologie, 07.-10.03.2007, TFH Bochum.
- [187] Torii, K.; Kawamura, M.: Effects of fly ash and silica fume on the resistance of mortar to sulfuric acid and sulfate attack. Cement and Concrete Research 24, 1994, 361- 370.

- 
- [188] Umweltdaten aus Brandenburg. Fachartikel Wasser, 2006, [www.brandenburg.de/cms/media.php/2320/udat1\\_06.pdf](http://www.brandenburg.de/cms/media.php/2320/udat1_06.pdf) (letzter Zugriff am 31.08.2010).
- [189] Verbeck, G.J: Field and laboratory studies of the sulfate resistance of concrete. Portland Cement Association, Research Bulletin 227, 1967, 114-124.
- [190] Wegmüller, M.; Chabot, J.D.: Einflüsse des Bergwassers auf die Dauerhaftigkeit von Bauwerken. Schlussbericht, Institut für Bauplanung und Baubetrieb der ETH, Zürich, 1997.
- [191] White, I.; Melville M.D.; Wilson, B.P.; Sammut, J.: Reducing acidic discharges from coastal wetlands in eastern Australia. *Wetlands Ecology and Management* 5, 1997, 55-72.
- [192] Wimpenny, D.; Slater, D.: Evidence from the highways agency thaumasite investigation in Gloucestershire to support or contradict postulated mechanisms of thaumasite formation (TF) and thaumasite attack (TSA). *Cement and Concrete Composites* 25, 2003, 879-888.
- [193] Wischers, G.; Sprung, S.: Verbesserung des Sulfatwiderstandes von Beton durch Zusatz von Steinkohlenflugasche – Sachstandsbericht. – Teil 1: beton 40 (1989), Heft 1, 17-21; Teil 2: beton 40, 1989, Heft 2, 62-66.
- [194] Wisotzky, F.: Untersuchungen zur Pyritoxidation in Sedimenten des Rheinischen Braunkohlenreviers und deren Auswirkungen auf die Chemie des Grundwassers. Besondere Mitteilungen zum Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch, 1994, 58.
- [195] Wisotzky, F.; Kringel, R.: Möglichkeiten der Sanierung saurer Grundwässer durch induzierte pH-pe-Veränderungen in Braunkohlenabraumkippen; Dresdner Grundwasserforschungszentrum (Hrsg.), Proceedings der 6. Dresdner Grundwasserforschungstage, Dresden, 1998, 111-121.
- [196] Wisotzky, F.: Assessment of the extent of sulfate reduction in lignite mining dumps using thermodynamic equilibrium models. - *Water, Air, and Soil Pollution*, 108: S. 285-296, 1998.
- [197] Wisotzky, F.: Technikumsversuche zur Bestimmung der zukünftigen Grundwasserqualität in Braunkohlenabraumkippen mit und ohne Zusatz von alkalisch wirkenden Zuschlagstoffen. - In: Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle (Hrsg.); UFZ-Bericht Nr. 6/2000 - Geochemische und mikrobiologische Vorgänge in Sedimenten und an der Sediment-Wasser-Grenzschicht in Restseen von Bergbaufolgelandschaften, Magdeburg, 2000, 37-41.
- [198] Wisotzky, F.: Prevention of acidic groundwater in lignite overburden dumps by addition of alkaline substances: Pilot-scale field experiments; *Mine water and the environment* 20, 2001, 122-128.
- [199] Wisotzky, F.: Freisetzung von Schwermetallen als Folge von Acid-Mine-Drainage-Effekten und deren Demobilisierung durch Zugabe alkalischer Zuschlagstoffe. – In: IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung (Hrsg.); 17. Mülheimer

Wassertechnisches Seminar – Ursachen und Lösungsmöglichkeiten für Probleme mit toxischen Schwermetallen bei der Trinkwassergewinnung und -aufbereitung 40, 2004, 27-42.

- [200] Wisotzky, F.: Saure Bergbauwässer (Acid Mine Drainage) und deren Qualitätsverbesserung durch Zugabe von alkalisch wirkenden Zuschlagstoffen zum Abraum - Untersuchungen im Rheinischen Braunkohlenrevier. Besondere Mitteilungen zum Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch, 2003, 61.
- [201] Wisotzky, F.; Lenk, S.: Untersuchungen zum Kippenmonitoring der Abraumkippe des Tagebaues Garzweiler I/II der RWE Power AG – Teil 1: Vergangene (2001-2004) und zukünftige (2005-2010) Nebengesteinsexposition und daraus resultierende Gesamtpyritoxidation sowie Beurteilung einer ausreichenden Kalkzugabe mit Hilfe der Methode „c“ der Erfolgskontrolle/Monitoring. Unveröffentlichter Untersuchungsbericht, Ruhr-Universität Bochum, 2005.
- [202] Xie, P.; Beaudoin, J.J.: Mechanism of sulfate expansion. – Part I: Thermodynamic principle of crystallization pressure. Cement and Concrete Research 22 (1992), 631-640; Part II: Validation of thermodynamic theory. Cement and Concrete Research 22, 1992, 845-854.
- [203] Zimmer, U.; Wisotzky, F.; Obermann, P.: Vergleich von Modellrechnungen und Lysimeteruntersuchungen zur Pyritoxidation in der ungesättigten Bodenzone. – In: Diersch, H.-J.; Kaden, S.; Michels, I. [Hrsg.] Wasserbewirtschaftung im neuen Jahrtausend, 32-38, Verlag Bauwesen, Berlin, 2001.
- [204] [http://www.leifiphysik.de/web\\_ph08\\_g8/umwelt\\_technik/08kohleversorgung/kohle.htm](http://www.leifiphysik.de/web_ph08_g8/umwelt_technik/08kohleversorgung/kohle.htm) (letzter Zugriff: 03.09.2010)
- [205] BRE Special Digest 1: Concrete in aggressive ground, Part 1: Assessing the aggressive chemical environment; BRE Centre for Concrete Construction, 2001.
- [206] EN 206-1: Beton, Teil 1: Festlegung, Eigenschaften, Herstellung und Konformität. Beuth Verlag, Deutsches Institut für Normung, 2001.
- [207] DIN EN 450-1: Flugasche für Beton, Teil 1: Definition, Anforderungen und Konformitätskriterien, Beuth Verlag, Deutsches Institut für Normung, 2008.
- [208] DIN 1045-2: Tragwerke aus Beton, Stahlbeton und Spannbeton, Teil 2: Beton - Festlegung, Eigenschaften, Herstellung und Konformität – Anwendungsregeln zu DIN EN 206-1, Beuth Verlag, Deutsches Institut für Normung, 2008.
- [209] DIN 1164-10: Zemente mit besonderen Eigenschaften – Zusammensetzung, Anforderungen, Übereinstimmungsnachweis von Normalzement mit besonderen Eigenschaften, Beuth Verlag, Deutsches Institut für Normung, 2004.
- [210] DIN 4030-1: Beurteilung betonangreifender Wässer, Böden und Gase – Grundlagen und Grenzwerte; Beuth Verlag, Deutsches Institut für Normung, 2008.
- [211] DIN 18130-1: Baugrund - Untersuchung von Bodenproben; Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitsbeiwerts, Teil 1: Laborversuche, Beuth Verlag, Deutsches Institut für Normung, 2008.



- [212] DIN 18195: Bauwerksabdichtungen. Teil 1: Grundsätze, Definitionen und Zuordnung der Abdichtungsarten. Beuth Verlag, Deutsches Institut für Normung, 2000; Teil 6: Abdichtungen gegen von außen drückendes Wasser und aufstauendes Sickerwasser, Bemessung und Ausführung. Deutsches Institut für Normung, 2000.
- [213] N 382: Sulfatwiderstand – Statusbericht. NA 005 Normenausschuss Bauwesen, 2006.

Anhang

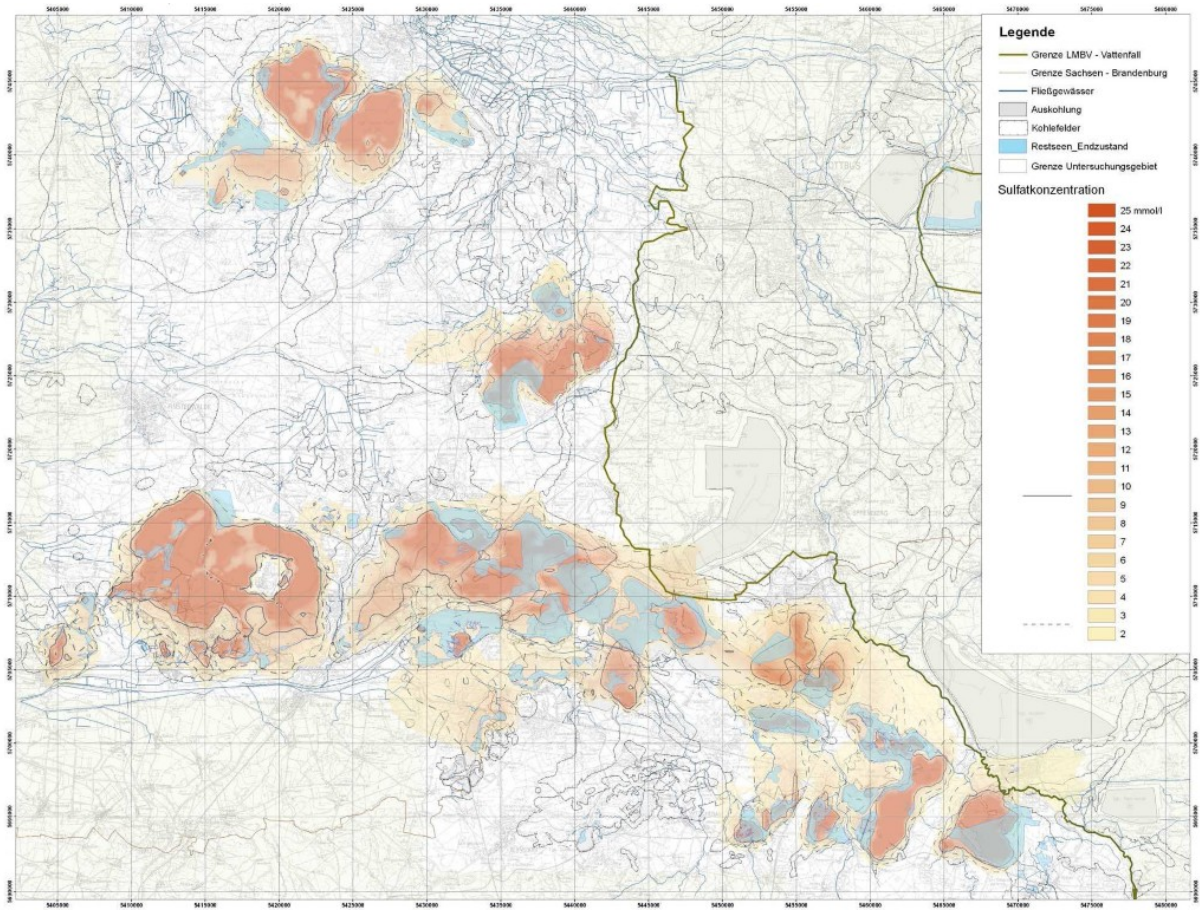


Bild 35: Sulfatkonzentration im Grundwasserabstrom der Tagebaukippen im Lausitzer Bergbaurevier in mmol/L für das Jahr 2030 [67]

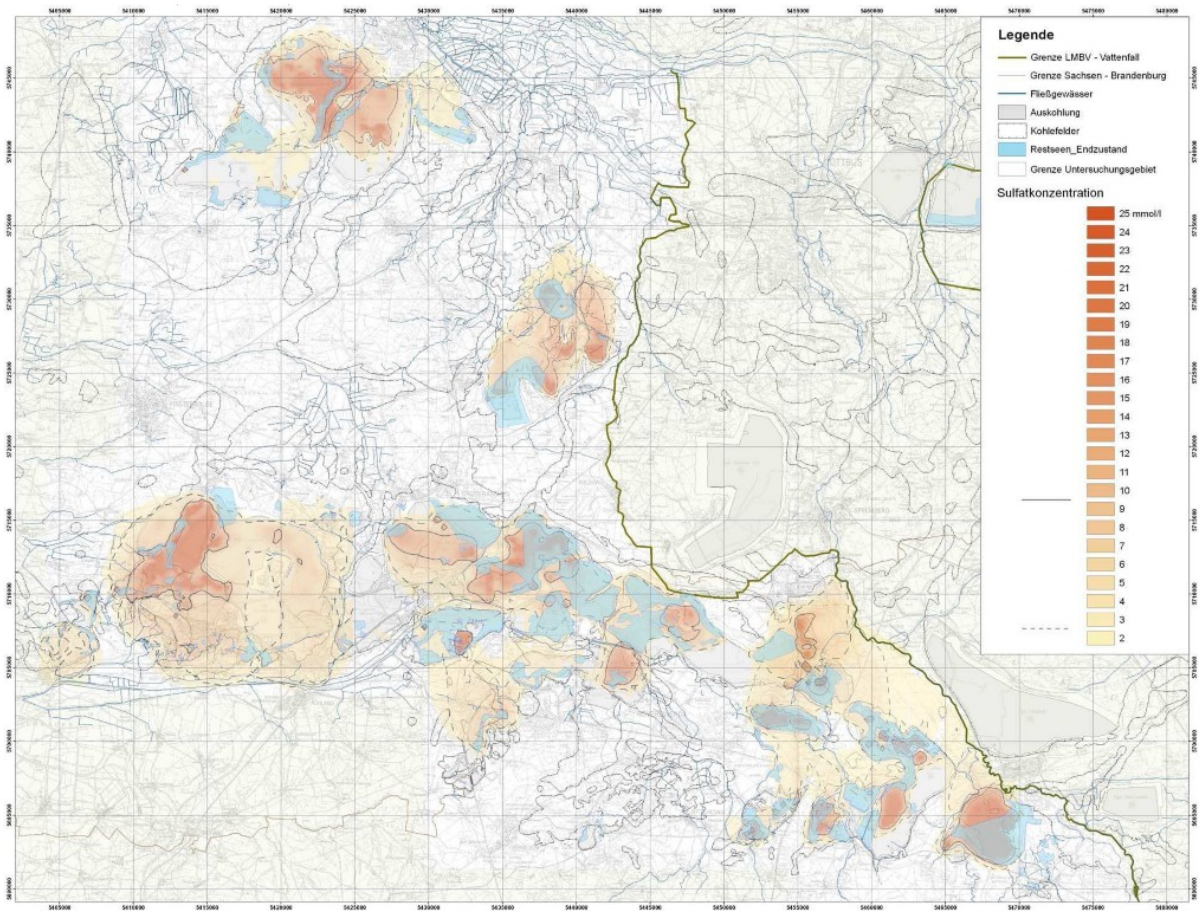
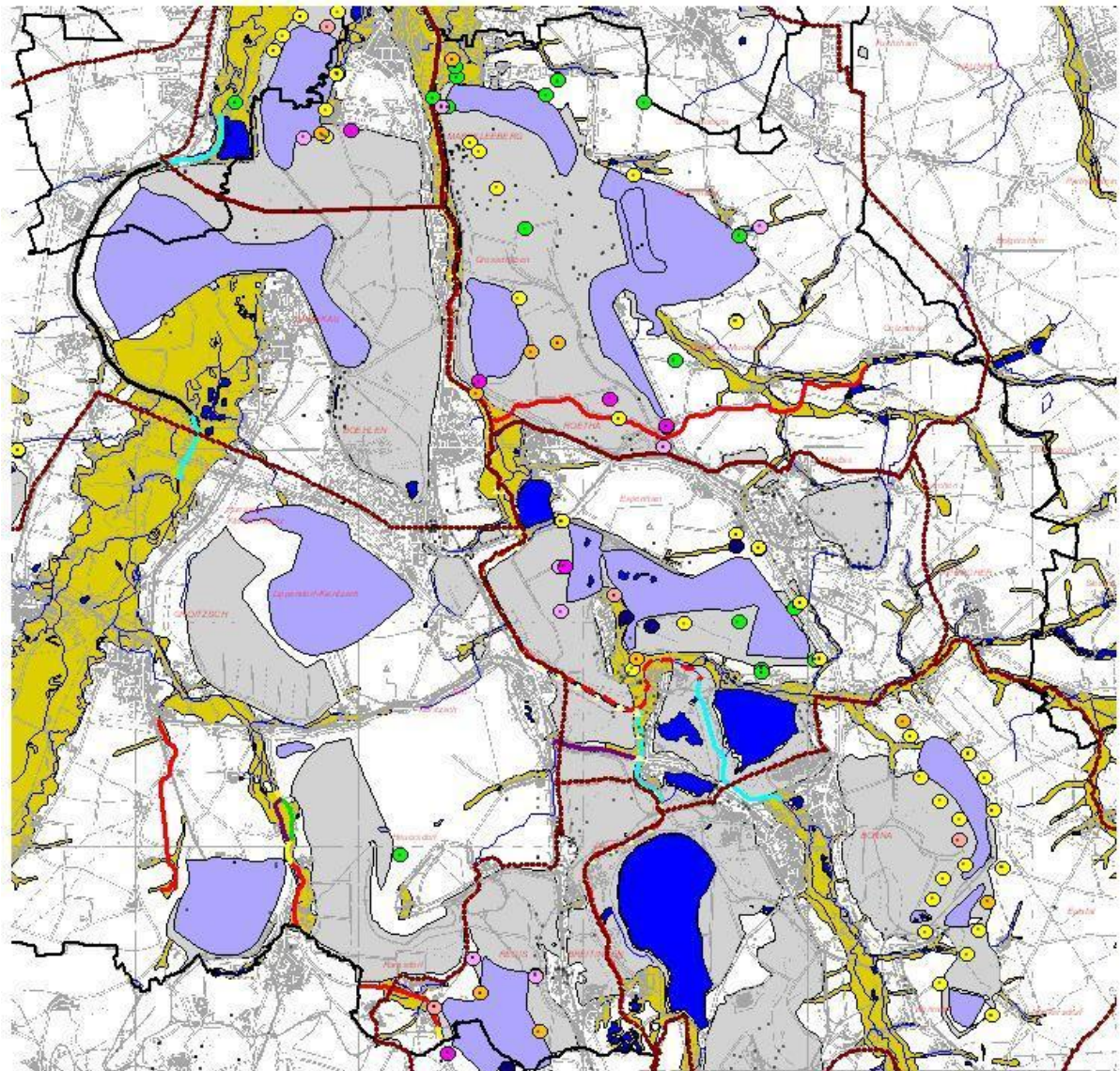


Bild 36: Sulfatkonzentration im Grundwasserabstrom der Tagebaukippen im Lausitzer Bergbaurevier in mmol/L für das Jahr 2100 [67]





Eisen-ges Auswahl 2000

- < 3 mg/l
- < 50 mg/l
- < 100 mg/l
- < 150 mg/l
- < 200 mg/l
- < 500 mg/l
- < 1000 mg/l
- > 1000 mg/l

Betriebsplangebiete Folgen des  
GW-Wiederanstiegs

1 : 125.000

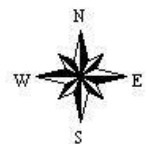
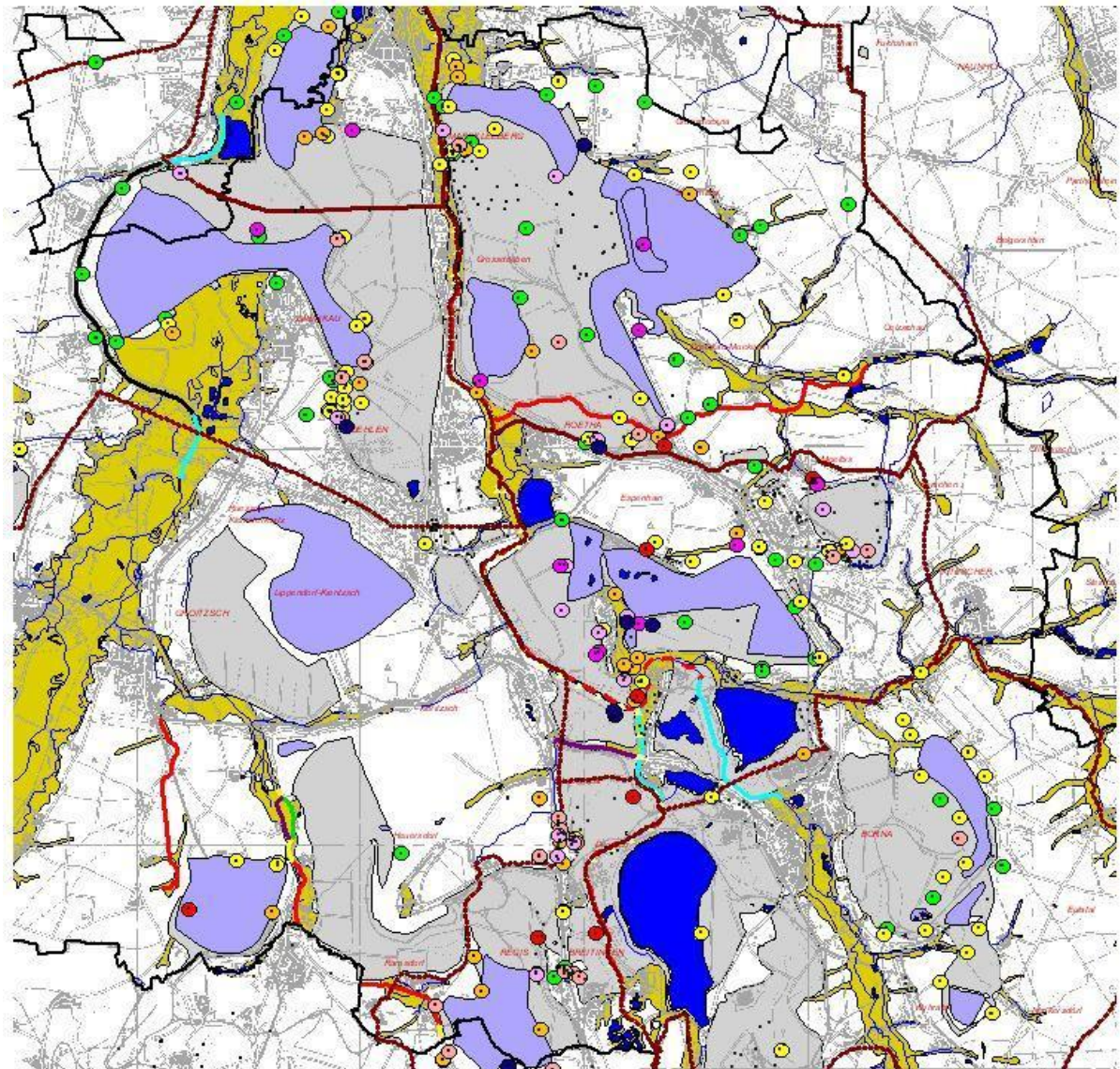


Abbildung 4.1

Bild 37: GW-Beschaffenheits-Monitoring im mitteldeutschen Braunkohlerevier – Sondermessnetze Braunkohle (LMBV) – Eisen 2000 [103]





Eisen-ges Auswahl 2005

- < 3 mg/l
- < 50 mg/l
- < 100 mg/l
- < 150 mg/l
- < 200 mg/l
- < 500 mg/l
- < 1000 mg/l
- > 1000 mg/l

Betriebsplangebiete Folgen des  
GW-Wiederanstiegs

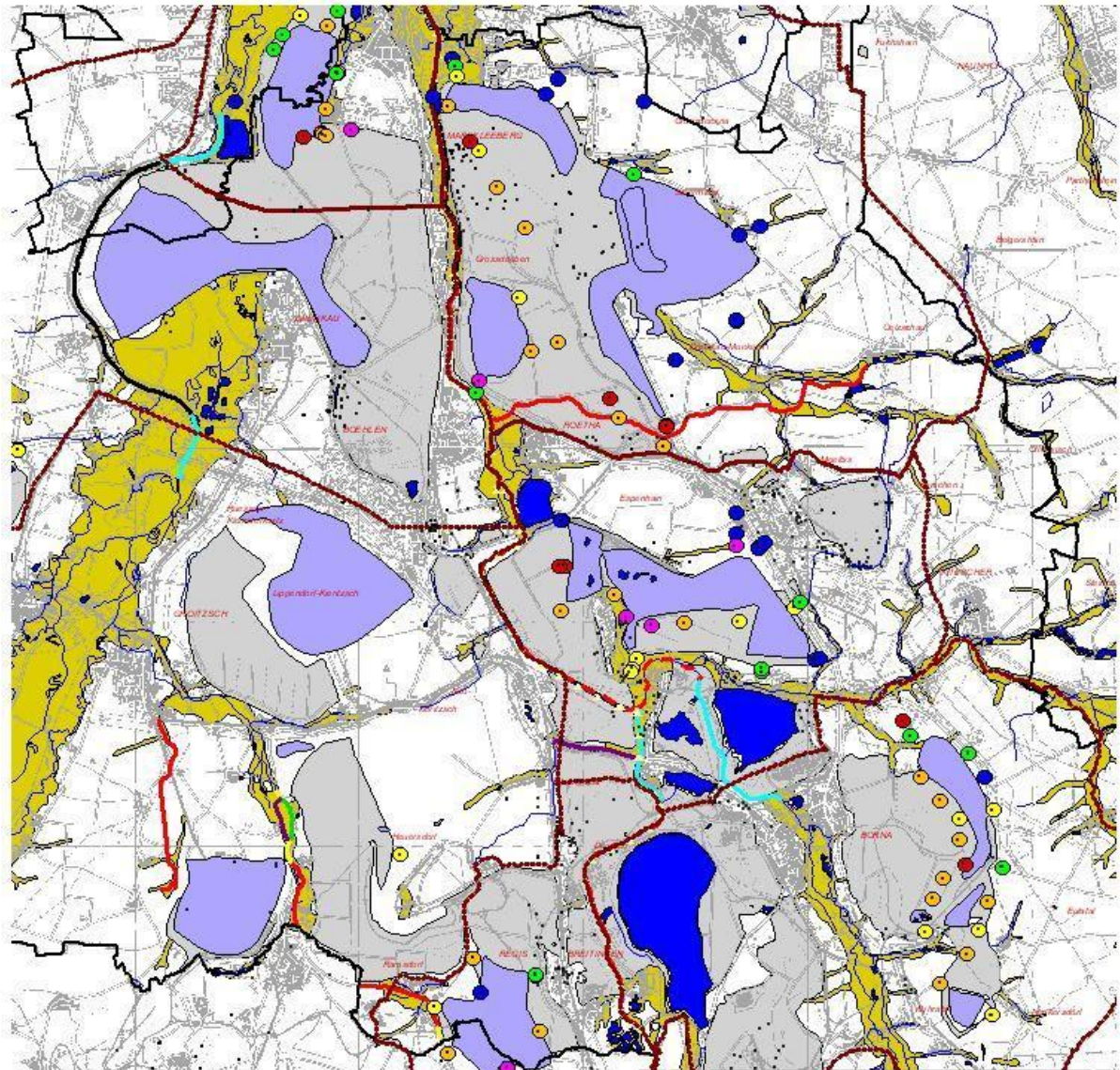
1 : 125.000



Abbildung 4.2

Bild 38: GW-Beschaffenheits-Monitoring im mitteldeutschen Braunkohlerevier – Sondermessnetze Braunkohle (LMBV) – Eisen 2005 [103]





Sulfat 2000

- < 240 mg/l
- < 500 mg/l
- < 1000 mg/l
- < 2000 mg/l
- < 3000 mg/l
- ≥ 3000 mg/l

— Betriebsplangebiete Folgen des  
GW-Wiederanstiegs

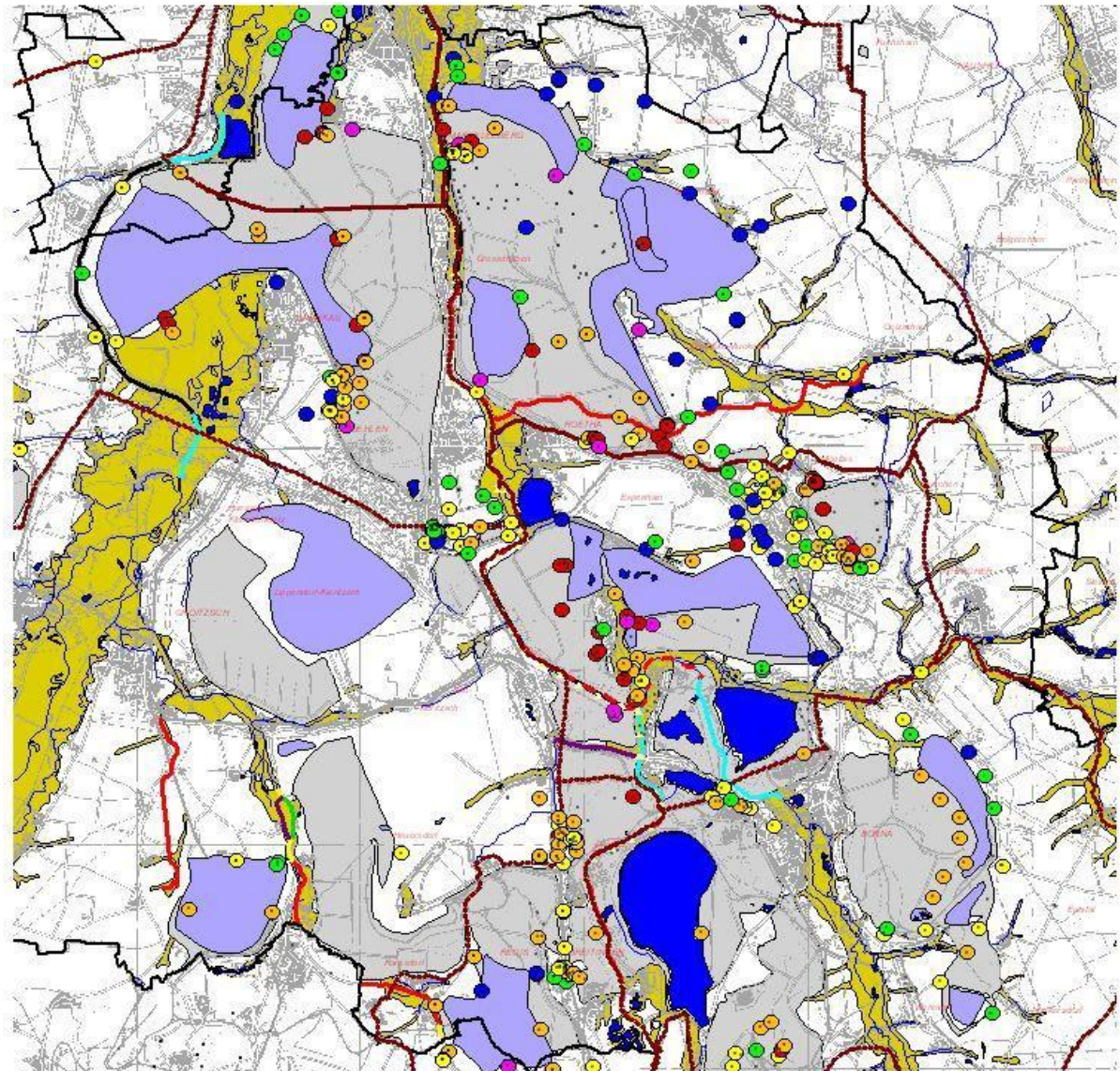
1 : 125.000



Abbildung 5.1

Bild 39: GW-Beschaffenheits-Monitoring – Sondermessnetze Braunkohle (LMBV) – Sulfat 2000 [103]





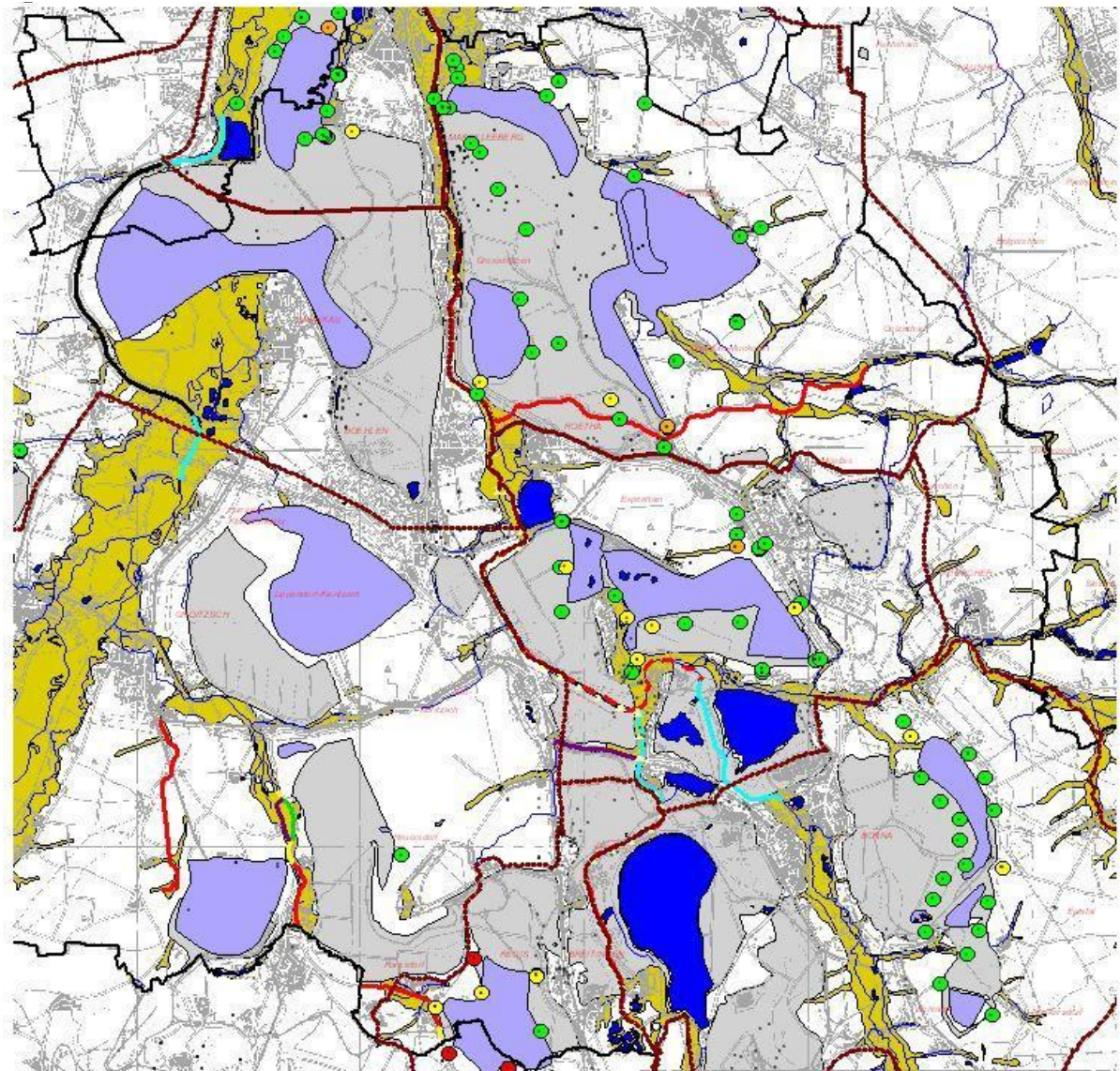
1 : 125.000



Abbildung 5.2

Bild 40: GW-Beschaffenheits-Monitoring – Sondermessnetze Braunkohle (LMBV) – Sulfat 2005 [103]





1 : 125.000



Abbildung 6.1

Bild 41: GW-Beschaffenheits-Monitoring – Sondermessnetze Braunkohle (LMBV) – pH 2000 [103]





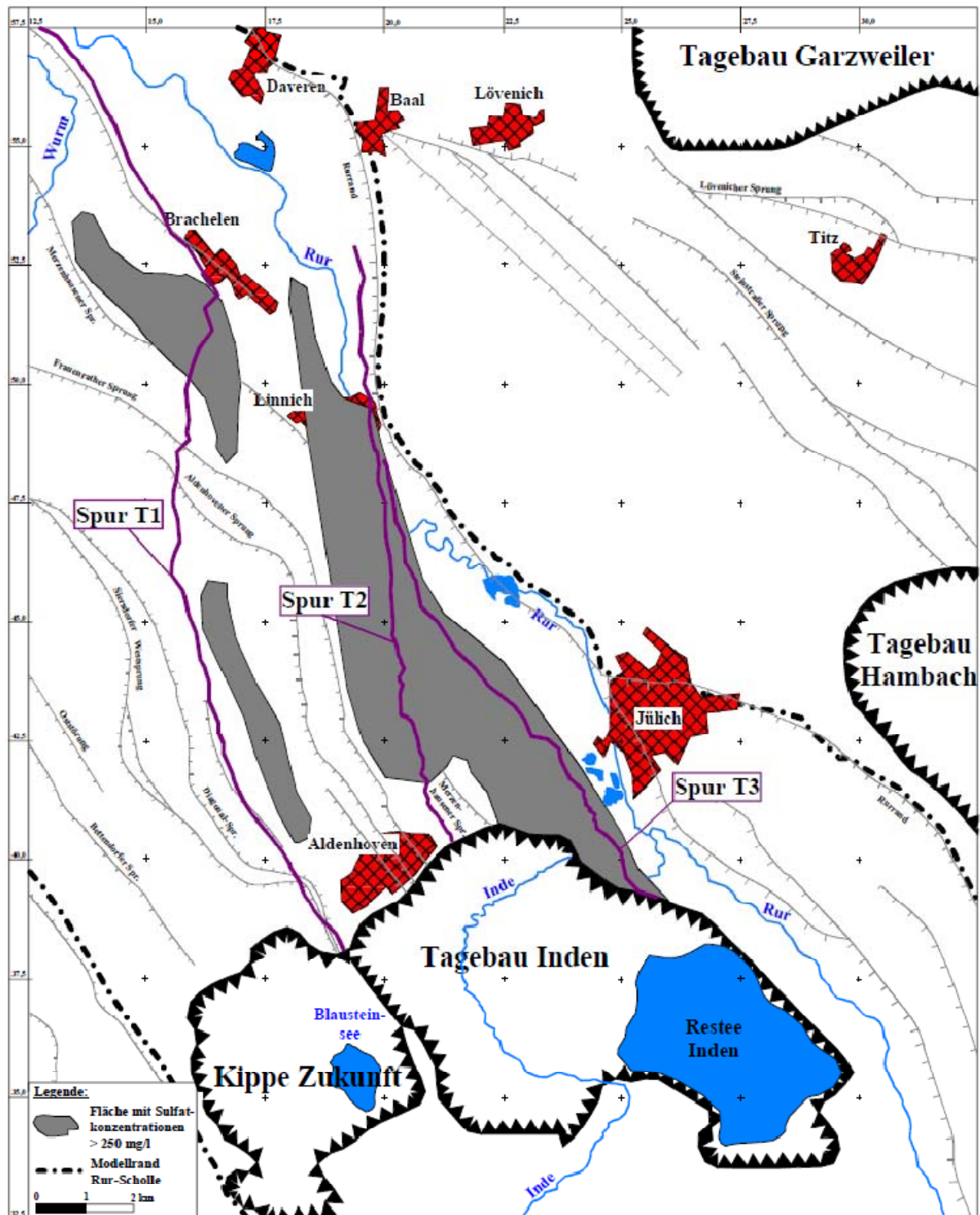


Bild 43: Sulfatausbreitung in der grundwasserleitenden Hauptkies-Serie für das Jahr 2300 [100]



Tabelle 8: Daten zur Flutung von Tagebauseen der LMBV im Südraum Leipzig (Teil 1) [107]

Tagebauseen der LMBV - aktualisiert mit Stand vom: 31. März 2010									
Südraum Leipzig	End-Stand			Ist-Stand					
	Fläche	Volumen	WS	Flutungs- beginn	Flutungs- ende	Einleitmenge		WS	Füll- stand
	ha	Mio m <sup>3</sup>	mNHN			2010	kumulativ		
	ha	Mio m <sup>3</sup>	mNHN			Mio m <sup>3</sup>	Mio m <sup>3</sup>	mNHN	%
Haselbacher See	335	25	151,0	01.09.1993	2002	1,2	75,4	151,4	100
Hautitzer See	160	25	126,0	12.04.1999	2010	0,6	13,8	126,1	100
Hainer See	400	73	126,0	12.04.1999	2010	0,2	65,9	126,1	100
Kahnsdorfer See	121	22	126,5	12.04.1999	2018	0	9,6	124,5	90
Werbener See	80	9	127,8	24.11.1998	2090	0	3,9	123,1	64
Zwenkauer See	970	172	113,5	27.03.2007	2013	3,4	30,1	96,5	31
Störmthaler See	733	158	117,0	13.09.2003	2011	3,0	134,4	113,2	83
Markkleeberger See	252	61	113,0	20.07.1999	2010	0,0	67,0	112,9	99
Bockwitzer See *	170	19	146,0		2004				
Cospudener See	436	109	110,0	05.08.1993	2000	0,1	100,1	110,2	100
<b>Summe</b>	<b>3657</b>	<b>672</b>							

\*) Grundwasserwiederanstieg

## Sächsische Lausitz

Tagebauseen der LMBV - aktualisiert mit Stand vom: 31. März 2010									
Sächsische Lausitz	End-Stand			Ist-Stand					
	Fläche	Volumen	WS	Flutungs- beginn	Flutungs- ende	Einleitmenge		WS	Füll- stand
	ha	Mio. m <sup>3</sup>	mNHN			2010	kumulativ		
	ha	Mio. m <sup>3</sup>	mNHN			Mio. m <sup>3</sup>	Mio. m <sup>3</sup>	mNHN	%
Speicherbecken Bärwalde	1299	174	125,0	13.11.97	2009	4,6	386,4	125,0	99
Speicherbecken Dreiweibern	286	35	118,0	08.07.96	2002	1,0	151,6	117,9	99
Speicherbecken Lohsa	1081	97	116,4	14.08.97	2014	0	88,4	111,3	50
Bernsteinsee (Burghammer)	460	36	109,0	01.07.97	2009	0	31,4	109,0	101
Spreetaler See (SNO)	314	97	108,0	02.11.98	2015	0	52,2	104,4	89
Neuwieser See (RL Bluno)	632	56	104,0	22.03.02	2015	-1,0	22,3	99,7	58
Blunoer Südsee (RL Nordschlauch)	350	64	104,0	16.03.05	2015	3,9	35,4	98,4	71
Sabrodtter See (RL Nordrandschlauch)	136	27	104,0	03.04.06	2015	-0,7	1,3	99,4	79
Bergener See (RL Südostschlauch)	133	3	104,0		2015			103,1	65
Scheibe See	684	110	111,5	14.08.02	2012	0	12,9	110,2	92
Lugteich	96	3	110,0	2010	2014			105,1	18
Kortitzmühler See	28	1,4	108,2	2013	2016			106,4	65
Erika-See* (Laubusch)	180	8	108,0		1970			107,8	100
Graureiher See (RL D/F)	137	5	122,0	2013	2013			118,9	21
Berzdorfer See	965	333	186,5	01.11.02	2010	9,9	310,2	181,3	86
Olbersdorfer See	60	6	237,5	15.09.96	1999		8,5	03/99 abgeschlossen	
Heide VI *	103	8	126,8		1984			126,7	100
<b>Summe</b>	<b>6944</b>	<b>1063</b>							

\*) Grundwasserwiederanstieg  
(Burghammer) bergbauliche Bezeichnung

Tabelle 9: Daten zur Flutung von Tagebauseen der LMBV im Südraum Leipzig (Teil 2) [107]

## Brandenburgische Lausitz

Tagebauseen der LMBV - aktualisiert mit Stand vom: 31. März 2010									
Brandenburgische Lausitz	End-Stand			Ist-Stand					
	Fläche	Volumen	WS	Flutungs- beginn	Flutungs- ende	Einleitmenge		WS	Füll- stand
	ha	Mio. m <sup>3</sup>	mNHN			2010	kumulativ		
Sedlitzer See	1330	206	101,0	23.12.05	2015	-3,9	-7,5	92,1	48
Geierswalder See (Koschen)	620	92	101,0	25.03.04	2012	1,4	21,2	99,6	91
Partwitzer See (Skado)	1120	130	101,0	24.11.04	2012**	0	8,7	97,5	72
Ilse-See	771	153	101,0	15.03.07	2015	7,8	57,1	81,2	24
Aldöberner See	879	294	82,4	29.05.98	2023	0	82,3	65,7	58
Gräbendorfer See	457	92	67,5	15.03.96	2007	0	106,6	67,3	98
Drehnaer See (RL 12)	226	13	71,0	15.10.99	2012	0	21,5	70,3	88
Stiebsdorfer See * (RL 13)	51	6	72,8					69,4	56
Schlabendorfer See (RL 14/15)	556	46	60,3	26.06.02	2012	0,0	8,1	58,0	74
Lichtenauer See (RL F)	326	23	54,5	2013	2013			53,7	89
Schönfelder See (RL 4)	131	8	53,0	03.12.97	2008	0	23,0	53,1	100
Bischdorfer See (RL 23)	255	19	57,3	03.11.00	2012	0	33,5	56,5	89
Kahnsdorfer See (RL 24)#	70	2	57,2	2010	2015			53,2	12
Klinger See	320	100	71,5	27.11.00	2021	0	19,0	41,9	29
Bergheider See	320	36	108,0	07.09.01	2013	0,4	63,8	105,3	77
Heidese (RL 131N)	55	4	103,0	2012	2012			102,7	92
Grünhauser See-West * (RL129)	16	0,5	101,5		2012			101,5	83
Grünhauser See-Ost * (RL 130)	43	1,6	101,5		2012			100,1	45
Kleinleipischer See (RL 131S)	82	7	101,0	2012	2012			98,4	72
<b>Summe</b>	<b>7628</b>	<b>1232,7</b>							

\*) Grundwasserwiederanstieg \*\*) in Abhängigkeit von den Rahmenbedingungen  
(Koschen) bergbauliche Bezeichnung

# Oberflächenwasser