



**IN-LAKE-NEUTRALISATION
VON BERGBAUFOLGESEEN
IM LAUSITZER UND MITTELDEUTSCHEN
BRAUNKOHLEREVIER**

**AKTUELLER STAND UND BEWERTUNG
DER TECHNISCHEN ENTWICKLUNG**

12/2017

Foto auf dem Titelblatt (Quelle: LMBV, Peter Radke):

LMBV-Gewässerbehandlungsschiff „Klara“ beim Kalkustrag in den Partwitzer See, links der Geierswalder See, oben der Sedlitzer See sowie mittig der ÜL 9 (Barbarakanal)

Impressum

LMBV mbH: Eckhard Scholz, Beate Lucke und Dr. Friedrich-Carl Benthaus

Verfasser: Prof. Dr.-Ing. habil. Ludwig Luckner und Dr. rer. nat. Oliver Totsche unterstützt von Frau Dipl.-Ing. Chantal Jentschura und den Mitgliedern des Wiss.-Techn. Beirates „Wasserwirtschaftliche Maßnahmen“ Prof. Dr. rer. nat. habil. Walter Geller, Prof. Dr. rer. nat. habil. Uwe Grünewald, Prof. Dr.-Ing. Holger Weiß und Dipl.-Geogr. Steffen Reußner

Hinweis: Diese Informationsschrift wird von der LMBV im Rahmen ihrer Öffentlichkeitsarbeit erstellt und so durch den Bund und die Braunkohleländer Brandenburg, Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen mitfinanziert. Die vorliegende Dokumentation wurde nach bestem Wissen und Gewissen recherchiert und erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Der Inhalt dieser Broschüre ist urheberrechtlich geschützt. Jegliche Vervielfältigung, Verbreitung, Nachnutzung oder sonstige gewerbliche Nutzung ohne Zustimmung der LMBV sind untersagt.

Redaktionsschluss: 01.12.2017

Inhaltsverzeichnis

ABBILDUNGSVERZEICHNIS	II
BEISPIELVERZEICHNIS.....	III
ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	III
VORWORT.....	1
1 EINFÜHRUNG.....	3
2 PH-WERT, ACIDITÄT UND PUFFERSYSTEME VON BERGBAUFOLGESEEN	3
3 IN-LAKE- VERSUS AUSLAUFNEUTRALISATION	6
4 NEUTRALISATIONSMITTEL	7
5 ERSTE IN-LAKE-VERFAHREN	10
5.1 ASCHERESUSPENSION BERNSTEINSEE.....	11
5.2 KALKRESUSPENSION GEIERSWALDER SEE.....	11
5.3 SODAEINTRAG BOCKWITZER SEE.....	11
5.4 BRANNTKALKEINSATZ HAINER SEE	12
5.5 MIKROBIELLE SULFATREDUKTION RL 111	13
5.6 EINSATZ SCHWEDISCHER BEKALKUNGSSCHIFFE	14
5.7 ZWISCHENFAZIT AUS DEN ERSTEN IN-LAKE-VERFAHREN	15
6 WEITERENTWICKLUNGEN BEI DEN IN-LAKE-VERFAHREN	15
6.1 SCHIFFSGESTÜTZTE IN-LAKE-NEUTRALISATION.....	17
6.2 STATIONÄRE IN-LAKE-NEUTRALISATIONSANLAGEN	24
6.3 PUFFERUNG VON BERGBAUFOLGESEEN MIT CO ₂	27
7 ERREICHTER STAND DER TECHNIK.....	31
7.1 AUSWAHL DES NEUTRALISATIONSMITTELS.....	31
7.2 AUSWAHL DES IN-LAKE-VERFAHRENS	34
7.3 ORIENTIERUNGSKOSTEN DER IN-LAKE-NEUTRALISATION	35
8 AUSBLICK.....	36
9 REFERENZEN	38

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Titrationsskurve eines typischen Seewassers von einem sauren Bergbaufolgensee. Die Säulen stellen die Eisen-, Aluminium- und Manganausfällungen der Seewasserproben P1-P7 dar. Die Fotos zeigen die frisch gebildeten Fällungsprodukte, die das Seewasser trüben und färben, und die Sedimentbildung in den entsprechenden pH-Bereichen (Quelle: [32]).....	4
Abb. 2:	Partwitzer See, der sich links oben im Eisenpuffer- und rechts im Aluminiumpufferbereich befindet, und unten der Scheibe See nach der Manganfällung (Quelle: LMBV/BTU, Volker Preuß).....	5
Abb. 3:	Neutralisationsmitteleinsatz der LMBV zur In-Lake-Neutralisation.....	7
Abb. 4:	pH-Wertvergleich hinter einem Gewässerbehandlungsschiff mit Branntkalk eintrag in einen sauren und einen neutralen Bergbaufolgensee (Quelle: GFI/LUG).....	9
Abb. 5:	Soda-Eintrag in den Bockwitzer See (Quelle: BGD/LMBV).....	12
Abb. 6:	Stationäre Neutralisationsanlage am Hainer See (links oben) und Neutralisationsmittelverteilung über der Wasseroberfläche (Quelle: UIT/LMBV).....	12
Abb. 7:	Links „Brahe II“-Schiff mit Bootsanhänger (Quelle: LMBV) und rechts Versprühung der Kalksuspension (Quelle: [29]).....	14
Abb. 8:	Gewässerbehandlungsschiff „Brahe II“ mit Unterwasseraustrag (Quelle: [33]).....	18
Abb. 9:	Anmischcontainer und Gewässerbehandlungsschiff „Puma“ mit Unterwasser eintrag nach dem Freistrahprinzip (Quelle: BGD).....	19
Abb. 10:	Prinzipskizze des Eintragungssystems (verändert nach DE 10 2010 019 510).....	20
Abb. 11:	Gewässerbehandlungsschiff „Barbara“ im Einsatz und beim Einsetzen mit Blick auf das Eintragungssystem zwischen den Bootsrümpfen (rechts unten) (Quelle: LUG/LMBV).....	20
Abb. 12:	LMBV-Gewässerbehandlungsschiff „Klara“ beim Probetrieb (Quelle: LMBV)....	22
Abb. 13:	Erweiterte Restlochkette und Senftenberger See – 10 verbundene Bergbaufolgeseen (Quelle: LMBV).....	22
Abb. 14:	LMBV-Gewässerbehandlungsschiff „Klara“ gekoppelt mit Leichter 1 (rechts) und Leichter 2 (links) an der Einsatz- und Beladestelle am Ostufer des Koschendamms (Quelle: [33]).....	23
Abb. 15:	Stationäre Neutralisationsanlage am Zwenkauer See und Ausbreitung der Kalkfahne im See mit dem Flutungswasser (Quelle: LMBV).....	24
Abb. 16:	GSD-Anlage am Scheibe See mit Unterwassereintragungssystem (Nahaufnahme) und Verteilung der Kalksuspension im See (Quelle: GMB).....	26
Abb. 17:	Tank während der Befüllung mit verflüssigtem CO ₂ sowie zugehörige Verdampferanlage, Anlegestelle mit Gewässerbehandlungsschiff hinter dem LKW während der	

	Beladung mit Kalkhydrat (links) und Begasungsrahmen mit Mikroporen vor der Installation am Seegrund (rechts) (Quelle: LMBV)	28
Abb. 18:	Stationäre Neutralisationsanlage am Scheibe See links zum Eintrag von Kalksteinmehl und rechts zum CO ₂ -Eintrag (Quelle: GMB).....	29
Abb. 19:	Ergebnisse des Alkalischen Pufferaufbaus im Scheibe See mit KSM und CO ₂ (Quelle: [16])	30
Abb. 20:	Wirkungsschema des High-Density-Hydrogencarbonat (HDHc)-Reaktors im Rahmen des LMBV-P&D-Tests von 2014 – bis 2016 (Quelle: GFI)	30
Abb. 21:	Alkalinitätsbezogene Anteile der von der LMBV für die In-Lake-Neutralisation eingesetzten Neutralisationsmittel für drei Zeiträume	33

Beispielverzeichnis

Beispiel 1:	Titrationenkurven einer Seewasserprobe.....	6
Beispiel 2:	Ersteinschätzung des Neutralisationsäquivalents anhand einer angenommenen stöchiometrischen Reaktionsmodellgleichung.....	8
Beispiel 3:	Stöchiometrische/laborative Einschätzung an einer relevanten Seewasserprobe	16
Beispiel 4:	Naturräumlich/bilanzierende Einschätzung am Seewasserkörper in einem RL.....	16
Beispiel 5:	Initialneutralisation des Schlabendorfer Sees (RL 14/15)	20
Beispiel 6:	Initialneutralisation des Partwitzer Sees (RL Skado)	23
Beispiel 7:	Initialneutralisation des Zwenkauer Sees	24

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung Bedeutung

Aci	Acidität
Alk	Alkalinität
BBergG	Bundesberggesetz
BGD	BGD ECOSAX GmbH
BK	Branntkalk oder Weißfeinkalk
BTU	Brandenburgisch Technische Universität Cottbus-Senftenberg
GFI	GFI Grundwasser-Consulting-Institut GmbH
GMB	GMB GmbH
GSD	Getauchte Schwimmleitungen mit Düsen

GW	Grundwasser
GWBS	Gewässerbehandlungsschiff
HDHc	High-Density-Hydrogencarbonat-Reaktor
HJ	Halbjahr
KH	Kalkhydrat oder Weißkalkhydrat
KSM	Kalksteinmehl
LSchiffV	Landesschiffverkehrsverordnung Brandenburg
LUG	LUG Engineering GmbH
Ma-%	Massenprozent
MAK	Maximale Arbeitsplatzkonzentration
Neq	Neutralisationsäquivalent
Neq _{BK,eff}	effektiv wirksamer Anteil des Neutralisationsäquivalent von Branntkalk
NM	Neutralisationsmittel
NMP	Neutralisationsmittelprodukte
OW	Oberflächenwasser
OWK	Oberflächenwasserkörper
P&D	Pilot- und Demonstrationsvorhaben
RL	Tagebaurestloch
TIC	gesamter anorganischer Kohlenstoff
UIT	Umwelt- und Ingenieurtechnik GmbH
ÜL	Überleiter
V	Volumen des Seewasserkörpers
VA	Verwaltungsabkommen
Vol-%	Volumenprozent
VS	Versickerung
WHG	Wasserhaushaltsgesetz des Bundes
WHJ	Winterhalbjahr
η	Wirkungsgrad
η_{rein}	Reinheitsgrad
η_{um}	Umsatzgrad

Vorwort

Die bergrechtliche Verpflichtung gem. Bundesberggesetz zur Wiedernutzbarmachung der vom Bergbau in Anspruch genommenen Oberfläche erfordert im Lausitzer und mitteldeutschen Braunkohlerevier vielerorts die Herstellung von Bergbaufolgeseen in den nach Auskohlung verbliebenen Hohlformen (Tagebaurestlöchern). Für die herzustellenden Bergbaufolgeseen als künftige künstliche Oberflächengewässer bedeutet die Wiedernutzbarmachung der beanspruchten Oberflächen im gewachsenen oder verkippten Bereich von Braunkohletagebauen die Ausbildung geeigneter Sohlflächen. Die Sohlflächen bzw. Gewässerbetten bleiben bei ihrer Herstellung in aller Regel ungedichtet und unverfestigt, so dass die Oberflächengewässer in der Bergbaufolgelandschaft mit dem Grundwasser und den Feststoffen des Umfeldes in Wechselwirkung stehen.

Die Herstellung und nachsorgende Unterhaltung der Bergbaufolgeseen als künstliche Oberflächengewässer in den Folgelandschaften der Lausitzer und mitteldeutschen Braunkohlereviere bedürfen eines anspruchsvollen Zusammenwirkens der Lausitzer und Mitteldeutschen Bergbau-Verwaltungsgesellschaft (LMBV) als Sanierungsträger und der zuständigen berg- und wasserrechtlich verpflichteten Fach- und Genehmigungsbehörden [25]. Die Herstellung der künstlichen Oberflächengewässer bedarf dabei in der Regel einer wasserrechtlichen Planfeststellung oder –genehmigung und die zu leistende Nachsorge wasserrechtlicher Erlaubnisse. Der Überwachung der mengen- und beschaffenheitsbezogenen Entwicklung der Bergbaufolgeseen im Rahmen des jährlich fortzuschreibenden „Montanhydrologischen Monitorings“ der LMBV ist dabei besondere Bedeutung beizumessen [18].

Die Herstellung der Oberflächenwasserkörper selbst erfolgt in geotechnisch gesicherten Gewässerbetten durch Eigenwasseraufgang des Grundwassers oder durch Fremdwasserflutung. Die Wasserbeschaffenheit der so formierten Bergbaufolgeseen ist aufgrund der zufließenden bergbaubeeinflussten, sauren und eisenhaltigen Grund- und Sickerwässer teilweise sauer und erfordert eine Neutralisation, um die behördlich vorgegebenen See- und Ausleitwasserbeschaffenheiten einzuhalten.

Die wasser- und bergrechtlich bestimmte Zielsetzung, neutrale Bergbaufolgeseen herzustellen und nachsorgend neutral zu halten, begründet sich vor allem dadurch, dass die Bergbaufolgeseen zumeist:

- Seewasser in die öffentliche Vorflut einleiten und die davon betroffenen Oberflächengewässer nachteilig beeinflusst werden können,
- Seewasser in das Grundwasser infiltrieren und damit das Grundwasser nachteilig beeinflusst werden kann und
- im neutralen Zustand die Nutzungsmöglichkeiten schwefelsaurer Bergbaufolgeseen deutlich übertreffen (Erholungsnutzungen, Fischereiwirtschaft, Niedrigwasseraufhöhung sowie Trink- und Brauchwassergewinnung).

Sind keine nutzungsbedingten, behördlichen Vorgaben für die Seewasserbeschaffenheit vorhanden, ist neben der Neutralisation des kompletten Wasserkörpers (In-Lake-Neutralisation) auch eine Auslaufneutralisation möglich. Bei der Auslaufneutralisation wird nur das Über-

schusswasser behandelt, das in die öffentliche Vorflut abgegeben wird. In der Regel wird von der LMBV jedoch die In-Lake-Behandlung realisiert, weil diese wirtschaftlich und ökologisch meist die bessere Variante darstellt.

Die Neutralisation von Bergbaufolgeseen und ihre Nachsorge zur Aufrechterhaltung eines neutralen pH-Werts sind kostenintensiv. Dies gilt vor allem für die Nachsorgeneutralisationen, da diese nach heutigem Kenntnisstand je nach Objekt noch mehrere Jahrzehnte zur Aufrechterhaltung eines neutralen pH-Werts notwendig sein können.

Auch wenn die Versauerung von Oberflächengewässern keine untypische Folge des Bergbaus darstellt, ist die Neutralisation der ostdeutschen Bergbaufolgeseen in ihrer Dimension weltweit einmalig. In ihrem Ausmaß wird sie nur mit dem noch größer angelegten Seebekalkungsprogramm der skandinavischen Länder in Folge des sauren Regens übertroffen. Die Chemie der skandinavischen Weichwasserseen ist jedoch nicht mit der von Hartwasserseen der ostdeutschen Braunkohlereviere zu vergleichen. Auch die Versauerungsneigung und damit der Kalkbedarf der von den sauren Niederschlägen betroffenen skandinavischen Seen sind deutlich geringer.

Aufgrund der hohen Kosten und des Umstandes, dass keine auf die Bedingungen angepasste Technologie und Technik zur Verfügung stand, sind seitens der LMBV mit Finanzierung durch den Bund und die 4 Braunkohleländer Brandenburg, Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen in den vergangenen Jahren große Anstrengungen unternommen worden, die Kosten der Initial- und Nachsorgeneutralisation für die herzustellenden Bergbaufolgeseen zu senken. Dies resultierte in einer signifikanten Anhebung des gemäß WHG in § 3 Nr. 11 Anlage 1 definierten Standes der Technik für In-Lake-Neutralisationsmaßnahmen.

1 Einführung

Die Braunkohlegewinnung im Tagebaubetrieb erfordert zur Freilegung der Flöze die Entwässerung der Deckschichten und deren Abtrag. Mit der Entwässerung der Deckschichten im Abbaubereich der Kohle und im Umfeld dieses Bereiches wird das Untergrundmaterial belüftet. Eine zusätzliche Belüftung erfährt das entwässerte Material bei seinem Abtrag, seinem Abtransport (so z. B. auf Bandanlagen) und seiner Verbringung bzw. Verkippung an einem neuen Ort. Durch die Belüftung werden Sulfidminerale (z. B. Pyrit und Markasit) oxidiert, wodurch Schwefelsäure und wasserlösliche Eisen-, Aluminium- u. a. Schwermetallionen an die Wasserphase abgegeben werden. Man bezeichnet diesen Prozess allgemein als „contamination by aeration“ des Boden- bzw. Grundwassers. Er ist die Quelle der Formierung der schwefelsauren Bergbauwässer mit relativ hohen SO_4^{2-} , H^+ , Fe^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+} , Mn^{2+} und NH_4^+ -Konzentrationen. Da vor allem im Lausitzer Revier unzureichend neutrale Fremdwassermengen zur Flutung der verbliebenen Tagebaurestlöcher und zur Nachsorge der in ihnen hergestellten Bergbaufolgeseen zur Verfügung stehen, sind technische Neutralisationsmaßnahmen zur Herstellung und zum Erhalt neutraler Gewässer in den Bergbaufolgelandschaften des Braunkohlebergbaus geboten.

Ziel der Neutralisation der bergbaubedingten schwefelsauren Wässer ist es, nicht nur den pH-Wert anzuheben, sondern auch die Metallionen zu fällen, also in neutrale Mineralmoleküle zu transformieren, diese zu Flocken zu aggregieren und dann aus dem Wasser z. B. in das Sediment auszutragen. Im Ergebnis der Neutralisation der Bergbauwässer entstehen Wässer mit pH-Werten zwischen 6 und 8 sowie mit niedrigen Eisen-, Aluminium- und Mangankonzentrationen. Unter neutralen Bedingungen wird auch das Ammonium durch mikrobiologische Nitrifikation abgebaut. Im Säuren ist die Nitrifikation von Ammonium gehemmt. Daher besitzen saure Seen auch relativ hohe Ammoniumkonzentrationen. Der Abbauprozess kann Jahre dauern und beginnt erst, nachdem die Initialneutralisation abgeschlossen ist. Sulfatkonzentrationen werden durch die Neutralisation jedoch nicht maßgeblich verringert. Erst bei hohen Konzentrationen können diese z. B. durch Gipsfällung (CaSO_4 -Bildung) gemindert werden.

2 pH-Wert, Acidität und Puffersysteme von Bergbaufolgeseen

Um den Säurestatus von Gewässern zu definieren, werden der pH-Wert als Intensitätsparameter und die Acidität als Kapazitätsparameter verwendet (siehe hierzu z. B. [8]). Der pH-Wert gibt dabei die Konzentration an freier Säure an. Er ist der ökologisch relevante Parameter und wird daher in den wasserrechtlichen Erlaubnisbescheiden als Zielparameter für die Neutralisationsmaßnahmen verwendet. Die Acidität berücksichtigt zusätzlich zur freien Säure die vorhandenen Puffersysteme. Sie ist damit die relevante Größe, wenn es darum geht, den Neutralisationsmittelbedarf für eine Behandlungsmaßnahme zu ermitteln. Die Acidität wird bei sauren Bergbaufolgeseen meist als Basenkapazität bis zum $\text{pH} = 4,3$ ($K_{\text{B}4,3}$) angegeben, also als Basenmenge, die zugegeben werden muss, um den pH-Wert auf 4,3 anzuheben.

Puffersysteme können den pH-Wert des Wassers in einem bestimmten Bereich stabilisieren, indem sie mit der zugegebenen Base (bzw. Säure) reagieren. Bei Zugabe von Base (bzw. Säure) bleibt der pH-Wert so lange stabil, wie Komponenten des Puffersystems vorhanden sind, die mit

ihr reagieren können. Wenn diese Pufferkapazität erschöpft ist, verändert sich der pH-Wert wieder entsprechend der Basenzugabe (bzw. Säurezugabe).

Wie in Abb. 1 zu erkennen ist, sind die wichtigsten Puffersysteme für Bergbaufolgeseen der Eisen- und der Aluminiumpuffer. Daneben können im stark sauren Bereich auch noch der Hydrogensulfatpuffer und im alkalischen Bereich der Manganpuffer eine Rolle spielen.

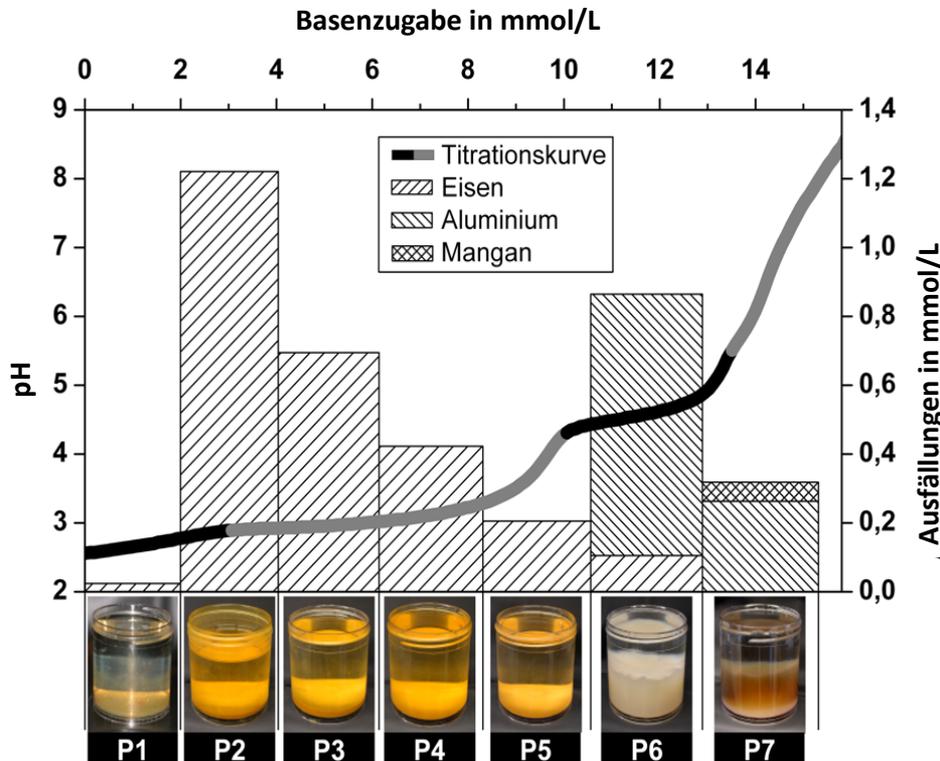


Abb. 1: Titrationskurve eines typischen Seewassers von einem sauren Bergbaufolgensee. Die Säulen stellen die Eisen-, Aluminium- und Manganausfällungen der Seewasserproben P1-P7 dar. Die Fotos zeigen die frisch gebildeten Fällungsprodukte, die das Seewasser trüben und färben, und die Sedimentbildung in den entsprechenden pH-Bereichen (Quelle: [32])

Während der In-Lake-Maßnahme durchläuft der See nacheinander folgende Pufferbereiche:

- Beim **Hydrogensulfatpuffer** im pH-Bereich von 2 bis 3 wandelt sich eine gelöste Spezies (HSO_4^-) in eine andere gelöste Spezies (SO_4^{2-}). Erfolgt dies unter langsamer Neutralisationsmittelzugabe im Labor, kommt es dabei zu keiner Fällung (siehe Foto P1 in Abb. 1) und damit auch nicht zur Trübung des Wassers. Da es bei der Bekalkung eines Sees aber zu keiner optimalen Vermischung kommt, kann man dort in der Regel bereits von Anfang an Eisenausfällungen erkennen.
- Beim **Eisenpuffer** wird im pH-Bereich zwischen 3 und 4 gelöstes dreiwertiges Eisen als orangebraunes Eisenhydroxid (siehe Fotos P2 bis P5 in Abb. 1) gefällt. Dabei kommt es zu der typisch orangebraunen Trübung des Wassers (Abb. 2 linkes Foto). Dieser Puffer ist in der Regel das stärkste Puffersystem in sauren Bergbaufolgeseen. Daher hält die Phase der Eisentrübung auch lange an, ohne dass der pH-Wert sich entscheidend ändert.
- Der **Aluminiumpuffer** tritt im pH-Bereich zwischen 4 und 5 auf und ist in der Regel deutlich schwächer als der Eisenpuffer. Hier wird weißes Aluminiumhydroxid (siehe Foto P6 in Abb. 1) gefällt. Während dieser Zeit weisen die meisten Seen eine türkise Färbung auf, die

auch bei der Regenversauerung von Weichwassern im Verlauf von Aluminiumeinträgen als opalisierende Türkisfarbe auftritt (Abb. 2 rechtes Foto). Diese Farbe verschwindet mit der Besiedelung durch phytoplanktische Algen jedoch wieder und wird durch die typische grünblaue Färbung neutraler Seen ersetzt.

- Oberhalb des Neutralbereiches kann es noch zur Ausfällung von Manganoxid, auch Braunstein (siehe Foto P7 in Abb. 1) genannt, kommen. Die Pufferwirkung des **Manganpuffers** ist jedoch aufgrund der geringen Mangankonzentrationen meist vernachlässigbar. Da die Ausfällung jedoch spontan auftritt, kann man in manchen Seen kurzzeitig eine schwarzbraune Schwebstoffschicht über dem Sediment erkennen (Abb. 2 unteres Teilbild, siehe auch [30]).



Abb. 2: Partwitzer See, der sich links oben im Eisenpuffer- und rechts im Aluminiumpufferbereich befindet, und unten der Scheibe See nach der Manganfällung (Quelle: LMBV/BTU, Volker Preuß)

Neben diesen Puffersystemen gibt es noch den **Hydrogencarbonatpuffer**, der über das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht in neutralen Seen das pH-bestimmende Puffersystem darstellt. Dieser Puffer spielt während der Initialneutralisation aber nur eine vernachlässigbare Rolle, da das dafür notwendige CO_2 dem See nur sehr langsam aus dem exfiltrierenden Grundwasser und aus der Atmosphäre nachgeliefert wird. Wird ein Bergbaufolgesee jedoch nach der Initialneutralisation durch Nachsorgeneutralisationen im pH-neutralen Bereich gehalten, wird der Hydrogencarbonatpuffer das bestimmende Puffersystem. Die Pufferkapazität des Hydrogencarbonatpuffers wird als Säurekapazität bis zum pH-Wert 4,3 ($K_{s4,3}$) angegeben, also der Säuremenge, die zugegeben wird, um den pH-Wert auf 4,3 zu senken.

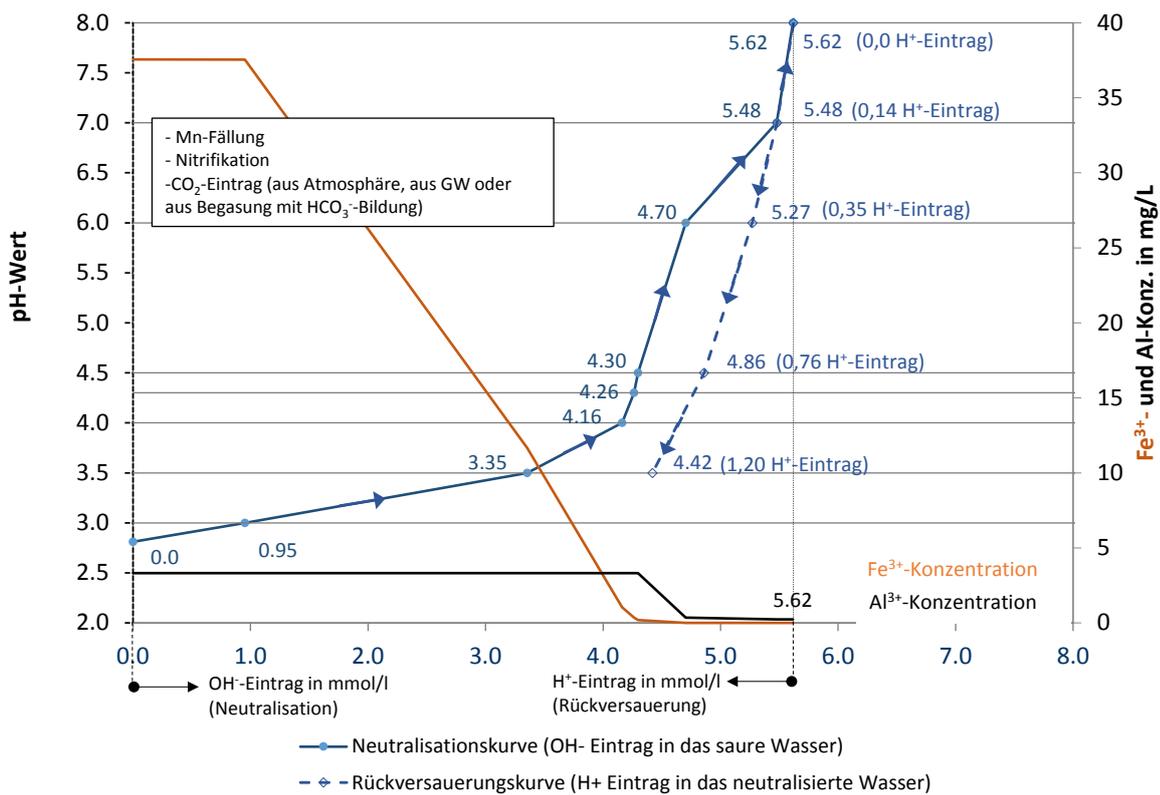
Vielerorts unterliegen die Bergbaufolgeseen nach ihrer Initialneutralisation einer Wiederversauerung. Diese wird zumeist durch den Eintrag von schwefelsauren eisenhaltigen Grund- und Sickerwässern sowie dem Eintrag von Erosionsmaterial (z. B. Windwellenerosion, Starkniederschlagserosion, subhydrische Böschungsverformungen) verursacht. Auch eine saure Gewässer-sole kann zur temporären Rückversauerung beitragen.

Die durch Fällung und Sedimentation bei der Initialneutralisation aus dem Seewasser ausgeprägten Eisen- und Aluminiumhydroxide lösen sich bei der weitergehenden Wiederversauerung nur partiell in das Seewasser zurück. Die Rückversauerungskurve fällt deshalb in der Regel nicht mit der Neutralisationskurve zusammen, sie ist hysteret (Beispiel 1).

Beispiel 1:

Titrationenkurven einer Seewasserprobe

Gestützt auf den hystereten Verlauf in der Abbildung lässt sich aussagen, dass zur Neutralisation des betrachteten Wassers von pH = 3,5 bis pH = 7,0 etwa 2,13 (5,48 - 3,35) mmol/L Base einzutragen sind. Bereits bei einem Eintrag von lediglich 1,06 mmol/L Säure ausgehend von pH = 7 wäre dagegen eine Wiederversauerung auf etwa pH = 3,5 zu erwarten (gestrichelte Linie).



3 In-Lake- versus Auslaufneutralisation

Bei der In-Lake-Neutralisation wird anders als bei der Auslaufneutralisation der Oberflächenwasserkörper im Tagebaurestloch durch Neutralisationsmitteleintrag und -vermischung behandelt. Dabei wird in der Regel deutlich mehr Neutralisationsmittel als bei der Auslaufneutralisation benötigt, da zusätzlich das Seesediment, das Erosionsmaterial und das Wasser, welches in den

Grundwasserleiter abströmt, mitneutralisiert werden muss. Trotzdem gilt die In-Lake-Neutralisation oft als Vorzugslösung gegenüber der Auslaufneutralisation. Die Hauptvorteile sind dabei zumeist:

- die Möglichkeit, die Kapazität der Neutralisationstechnik am Durchschnittsbedarf und nicht am Spitzenbedarf auszurichten,
- der mikrobielle Ammoniumabbau im Freiwasser und an der Sediment-Wasser-Grenzfläche. Im sauren Wasser findet dieser Abbau nicht statt und muss bei der Auslaufbehandlung ggf. durch einen gesonderten Reinigungsschritt erreicht werden,
- die Möglichkeit, auf eine Entsorgung der bei der Neutralisation entstehenden Eisenschlämme zu verzichten, da diese auf den Seegrund sedimentieren,
- die Einträge von neutralem Seewasser auch in das abstromig angrenzende Grundwasser, sowie
- die größeren Nutzungsmöglichkeiten eines neutralen Bergbaufolgesees.

Die Auslaufneutralisation bleibt dessen ungeachtet in den Bergbaufolgebereichen mit einer Vielzahl kleinerer, oft auch vom Altbergbau geprägten Wasseransammlungen und kleinen Bergbaufolgeseen – wie z. B. im Raum Lauchhammer – relevant.

4 Neutralisationsmittel

Für die In-Lake-Behandlung sind im Lausitzer und mitteldeutschen Sanierungsbereich der LMBV bisher Branntkalk- (CaO), Kalksteinmehl- (CaCO_3), Kalkhydrat- (Ca(OH)_2) und Soda-Produkte (Na_2CO_3) zum Einsatz gekommen (Abb. 3).

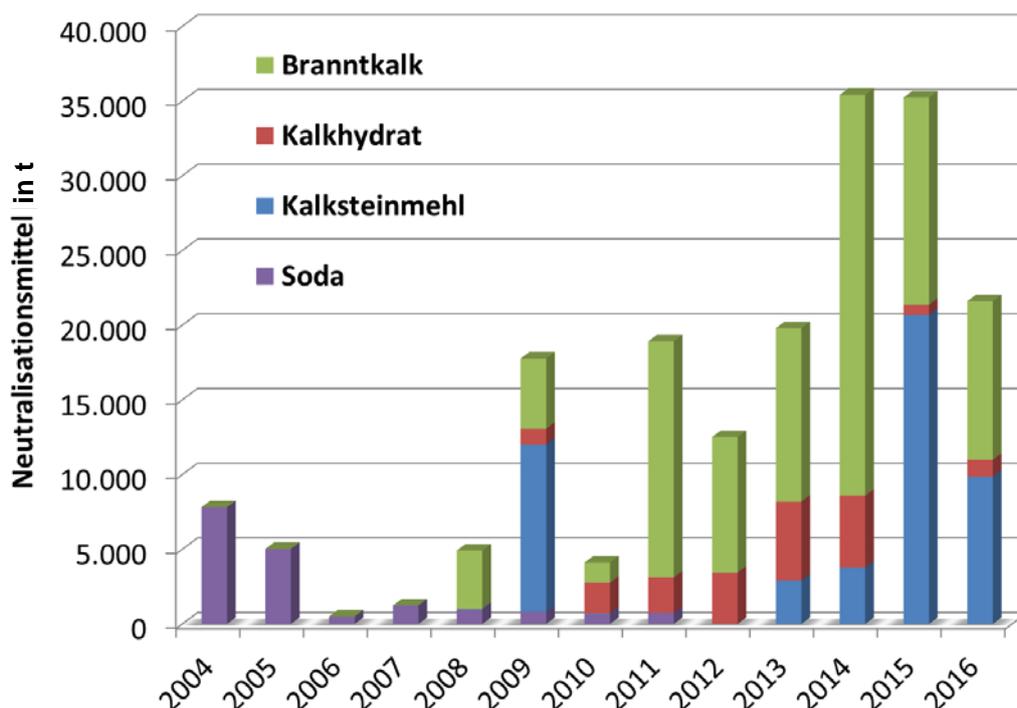


Abb. 3: Neutralisationsmitteleinsatz der LMBV zur In-Lake-Neutralisation

Für die Erzeugung einer bestimmten Menge Alkalinität, die in der Stoffmengeneinheit Mol angegeben wird und jeweils die gleiche Menge Säure neutralisieren kann, werden unterschiedliche Massen dieser Neutralisationsmittelprodukte (NMP) benötigt. In der Regel bestimmt man das **Neutralisationsmitteläquivalent** in mol Alkalinität (Alk) pro kg Neutralisationsmittelprodukt laborativ nach einer definierten Vorschrift.

Zur Erstabschätzung geht man jedoch zumeist vom Neutralisationsäquivalent aus, das sich aus der Stöchiometrie der Reaktionsgleichung des maßgebenden Bestandteils des Neutralisationsmittels (z. B. CaO beim Branntkalk) unter Beachtung bestimmter Bedingungen ergibt (Beispiel 2). Diese Reaktionsgleichung dient dabei als Modell, das die heterogene Reaktion der Neutralisation einer Seewasserprobe ausreichend genau widerzuspiegeln vermag.

Beispiel 2:

Ersteinschätzung des Neutralisationsäquivalents (Neq) anhand einer angenommenen stöchiometrischen Reaktionsmodellgleichung

Branntkalk (BK):

Aus $\text{CaO} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Ca}^{2+} + 2 \text{OH}^-$ folgt **Neq_{BK} = 2 mol_{OH⁻} / 0,056 kg_{CaO} = 35,7 mol_{Alk}/kg_{CaO}.**

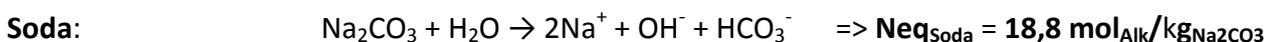
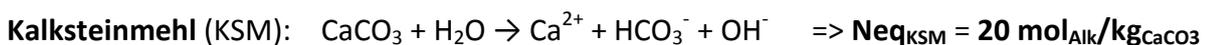
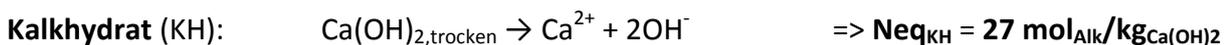
Darüber hinaus kann zur Abschätzung des effektiv wirksamen Anteils noch der Reinheitsgrad des Stoffes und ein vom pH-Wert abhängiger Umsatzgrad berücksichtigt werden, so dass z. B. gilt:

Neq_{BK,eff} = Neq_{CaO} · η_{rein} · η_{um} = 27,1 mol_{Alk}/kg_{BK}

mit: Reinheitsgrad η_{rein} = kg_{CaO}/kg_{BK} z. B. **0,95** (gem. Datenblatt des Herstellers abschätzbar)

Umsatzgrad η_{um} = kg_{CaO,um}/kg_{BK} z. B. **0,80** (d. h. 20 % des CaO reagieren nicht gem. der Reaktionsmodellgleichung)

Für die übrigen Kalkprodukte sind die Neutralisationsäquivalente wesentlich kleiner, so z. B. für



Hinzu kommt, dass bei diesen Produkten der Umsatzgrad (η_{um}) den des Branntkalks nur bei sehr feinkörnigen Neutralisationsprodukten annähernd zu erreichen vermag.

Branntkalk zeichnet sich vor allem durch ein hohes Neutralisationsäquivalent und eine hohe Reaktivität aus. Dafür besitzt er den Nachteil, dass sich bereits bei einer geringen Überdosierung rasch pH-Werte von über 10 einstellen können. In der Regel wird behördlicherseits aus ökologischen Gründen gefordert, dass der pH-Wert eines neutralisierten Sees zwischen 6 und 8,5 liegen muss. Hohe pH-Werte treten jedoch nicht nur auf, wenn insgesamt zu viel Neutralisationsmittel in einen See eingetragen wird. Auch wenn dies nicht der Fall ist, kommt es am Eintragsort ggf. lokal zu erhöhten pH-Werten, die über das gesundheitlich und ökologisch vertretbare Maß hinausgehen. Um zu prüfen, ob von diesen lokalen pH-Erhöhungen eine relevante Gefahr ausgeht, wurden von der LMBV Untersuchungen zur pH-Wert-Verteilung hinter einem Gewässerbehandlungsschiff mit Branntkalkeintrag durchgeführt.

Die Untersuchungen (Abb. 4) zeigen, dass bei einem sauren See ($\text{pH} \approx 2,8$) die als potenziell gefährlich eingestuften pH-Werte größer 9 nur etwa 20 m hinter dem Schiff mit einer seitlichen Verdriftung von etwa 6 m kurzzeitig auftreten. Das bedeutet, dass bereits 10 Sekunden nachdem das Schiff den Ort verlassen hat, keine Gefahr mehr besteht. Im Gegensatz dazu können bei einem neutralen See auch noch 700 m hinter dem Schiff mit einer seitlichen Verdriftung von rund 400 m pH-Werte über 9 gefunden werden. Dies entspricht einer Zeit von ≈ 10 Minuten, in der eine potenzielle Gefahr besteht, nachdem das Schiff den Ort bereits verlassen hat.

Der Grund für diesen großen Unterschied liegt vor allem darin, dass in sauren Seen bis zum pH-Wert von ca. 4,5 im Seewasser noch Eisen und vor allem Aluminium in gelöster Form vorliegen. Diese Metalle werden mit der eingebrachten Alkalinität als Hydroxide ausgefällt. Das bedeutet, dass die pH-Wert-Abnahme im Sauren vor allem auf die chemischen Reaktionen, im Neutralen dagegen vor allem auf die Vermischung mit weniger basischem Wasser zurückzuführen ist.

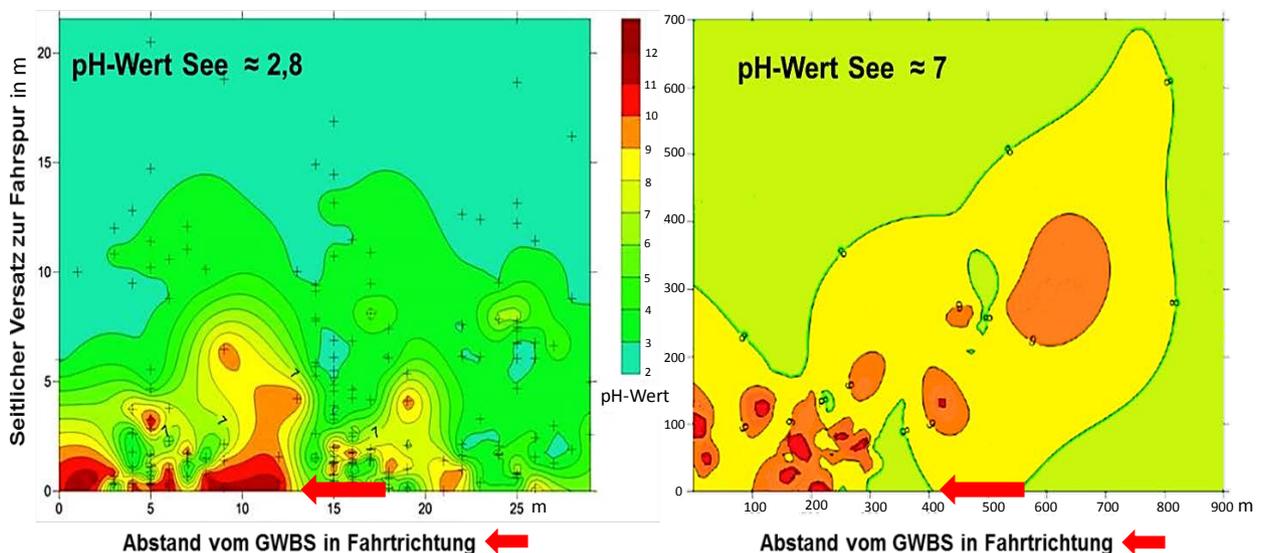


Abb. 4: pH-Wertvergleich hinter einem Gewässerbehandlungsschiff mit Branntkalkeintrag in einen sauren und einen neutralen Bergbaufolgesee (Quelle: GFI/LUG)

Kalkhydrat hat dieselben Eigenschaften wie Branntkalk, besitzt jedoch eine geringere Schüttdichte und ist aufgrund seines Wasseranteils etwas weniger reaktiv.

Kalksteinmehl weist ein deutlich geringeres Neutralisationsäquivalent und auch eine geringere Reaktivität als Branntkalk auf. Daher werden etwa doppelt so viel Tonnen Kalksteinmehl wie Tonnen Branntkalk für dieselbe Neutralisationswirkung benötigt. Andererseits ist beim Einsatz von Kalksteinmehl zur Neutralisation ein zu hoher pH-Wert ausgeschlossen, da es nur bis zu einem pH-Wert von etwa 7,5 reagiert. Auch kann das Seewasser beim Einsatz von Kalksteinmehl aufgrund seines Carbonatanteils gegen eine Wiederversauerung gepuffert werden. Die Schwebfähigkeit und die Sedimentationsgeschwindigkeit der Kalkpartikel hängen von deren Größe und Dichte ab. Während Kalkpartikel mit einem Durchmesser von 20 bis 40 μm relativ schnell absinken, verbleiben Partikel von $< 10 \mu\text{m}$ in Suspension [24]. Eine besondere Art des Kalksteinmehls ist die **Kreide**. Sie ist feinkörnig (3 bis 5 μm) und besitzt eine große innere Oberfläche.

Soda kann aufgrund seines Carbonatanteils analog zum Kalksteinmehl einen gewissen Puffer aufbauen. Da Soda aber im Gegensatz zum Kalksteinmehl auch bei hohen pH-Werten noch sehr gut

löslich ist, können auch hier, wie beim Branntkalk, potenziell gefährliche pH-Werte erreicht werden. Jedoch wird bereits bei pH-Werten über 8 der zuvor gebildete Hydrogencarbonatpuffer als Calcit ausgefällt. Damit sind die puffernden Eigenschaften von Soda begrenzt.

Der Neutralisationsmitteleintrag in die Bergbaufolgeseen kann in trockenem, suspendiertem oder flüssigem Zustand erfolgen. Da die Neutralisationsmittel bis zur Eintragsstelle mehr oder weniger lange Transportwege in Tanks mit beschränktem Volumen, zurücklegen müssen, ergeben sich z. B. für den trockenen Branntkalk mit seinem hohen Neutralisationsäquivalenten und Schüttdichten von etwa 0,9 bis 1,0 t/m³ in der Regel die niedrigsten Transportkosten. Für Kalksteinmehl oder Kreidesuspensionen sind diese transportkosten-relevanten Parameter zumeist wesentlich ungünstiger. Niedrige Schüttdichten weisen oftmals Kalkhydrate, aber auch sehr feinkörnige Kalksteinmehle auf.

Als problematisch kann sich der Kalkeintrag zur Neutralisation der Wasserkörper der Bergbaufolgeseen bei sulfatreichem Seewasser erweisen, wenn die Branntkalk- oder Kalksteinmehl-Teilchen auf ihrer Oberfläche Gips-Schutzschichten (Vergipsung) ausbilden, die ihre weitere Auflösung im Seewasser inhibieren können.

Alkalinitätseinträge in die Seesohle durch die bei der Sedimentation ungelöst gebliebenen Kalkpartikel sind nicht von vornherein als nachteilig zu bewerten. Eine leicht alkalische Seesohle ist für das Zoobenthos vorteilhaft und mindert ggf. acidische Austräge aus den Sohlsedimenten in das Hypolimnion des Sees. Die Rücklösung sedimentierter Neutralisationsprodukte kann so zur Stabilisierung der Seewasserbeschaffenheit beitragen.

5 Erste In-Lake-Verfahren

Betrachtet werden nachfolgend die In-Lake-Verfahren, die im mitteldeutschen und Lausitzer Bergbaurevier im Zeitraum des III. und IV. Verwaltungsabkommens (VA) der Braunkohlesanierung von der LMBV durchgeführt worden sind.

Für eine effiziente Reaktion der eingesetzten Neutralisationsmittel und eine möglichst gleichmäßige Verteilung der dabei erzeugten Alkalinität (OH⁻- bzw. HCO₃⁻-Ionen) in den zu neutralisierenden Seewasserbereichen gab es keine Standardtechnologie, als die ersten Seeneutralisationen notwendig wurden. Daher wurden von der LMBV mehrere technische Verfahren zur In-Lake-Behandlung im Rahmen des III. und IV. VA getestet (siehe hierzu auch [8], [21] und [25]).

Die zur Verfügung stehenden Techniken der Einbringung von Kalkpartikelsuspensionen zur Neutralisierung saurer Bergbauseen bestehen aus dem Einsatz von Gewässerbehandlungsschiffen, welche die Verteilung über die Seefläche vornehmen, oder Rohrleitungen, die fest installiert sind oder als Schwimmleitungen, die bis zu mehrere 100 Meter in den See hineinragen.

Die Anfänge der In-Lake-Behandlung sollen an einigen Beispielen, die in den ersten etwa 10 Jahren seit der Jahrtausendwende realisiert worden sind, veranschaulicht werden. Nach ersten In-Lake-Neutralisationsmaßnahmen im Realmaßstab des Wasserkörpers im Senftenberger See (RL Niemtsch) mit etwa 11.000 t Kalk und 3.000 t Natronlauge mittels Einbringung durch Klappschuten wurde sehr schnell deutlich, dass eine effiziente Neutralisierung der Bergbaufolgeseen mit festen Kalkprodukten relativ lange Reaktionszeiten im Seewasser und intensive Mischvorgänge

erfordern. Aus den Klappschuten fiel der Kalk in Klumpen viel zu schnell auf den Seeboden, ohne sich weitergehend im Seewasser zu lösen. Außerdem wurde die Oberfläche der Kalkkörner vermutlich durch Vergipsungsreaktionen im sulfatreichen Seewasser reaktionsträge. Derartige Kalkablagerungen auf der Sohle der Bergbaufolgeseen wurden z. B. auch im Geierswalder See (RL Koschen) oder im Südteich (RL 29) im Einleitungsbereich technisch neutralisierter Bergbauwässer vorgefunden.

5.1 Asche-Resuspension Bernsteinsee

In den Bernsteinsee (RL Burghammer) sind bis in die 1990er Jahre Kraftwerksaschen, Kohletrübe und Eisenhydroxide eingespült worden. Diese alkalisch reagierenden Sedimente wurden mit einem Saugspülbagger von 2002 bis 2003 aufgenommen, suspendiert und über eine Druckleitung im See verteilt. 2007 wurde diese Vorgehensweise durch CO₂-Eintrag in die Aschesuspension im Rahmen eines Versuchs ergänzt und vor dem Eintrag in den Seewasserkörper im Rohrreaktor zur intensiven Reaktion gebracht. Hierbei wurden HCO₃⁻-Konzentrationen in der Suspension von bis zu 7,5 mmol/L erreicht [28]. Als wirtschaftlich effizient erwies sich das Verfahren der Kraftwerksaschen-Resuspension jedoch nicht. Es wurde seitens der LMBV nachfolgend nicht wieder an einem der herzustellenden Bergbaufolgeseen eingesetzt.

5.2 Kalk-Resuspension Geierswalder See

Der auf dem Seegrund durch CaSO₄-Vergrießung abgelagerte Kalk aus dem aufbereiteten Flutungswasser, das dem Geierswalder See (RL Koschen) über die Sornoer Elster zugegangen ist, wurde 2004 und 2005 mit einem Saugbagger aufgenommen, in einer 2,4 km langen Rohrleitung suspendiert und mit 10 Starkregnern über der Seeoberfläche verteilt. Der Abtrag der Kalkberge war erforderlich, um Untiefen von < 2 m im See zu beseitigen. Die so auf die Seewasseroberfläche gelangte alkalische Suspension wies einen Feststoffanteil von < 2 Ma-% auf. Während des Absinkens der Feststoffpartikel im Seewasser wurde ein Teil des Kalkes gelöst und bewirkte so einen Neutralisationseffekt im Geierswalder See (RL Koschen). Da solche Kalkablagerungen in kaum einem anderen Bergbaufolgensee vorliegen, ist diese Technologie nicht als Standardtechnologie geeignet. Bei dem Vorhaben konnte jedoch gezeigt werden, dass die wind- und dichtegetriebene Konvektion im Seewasserkörper für die weitergehende Auflösung der Kalkpartikel sowie für die Vermischung und Verteilung der Reaktionsprodukte genutzt werden kann [1]. Dieser Effekt sollte im folgenden Vorhaben bestätigt werden. Er bildet die Grundlage für alle weiteren stationären In-Lake-Neutralisationsanlagen.

5.3 Soda-Eintrag Bockwitzer See

Im Rahmen eines Vorhabens der LMBV erfolgte der Soda-Eintrag in den Wasserkörper des RL Bockwitz im Jahr 2004 zur Initialneutralisation und ab 2007 zur Nachsorgeneutralisation. Der saure Wasserkörper von ≈ 18 Mio. m³ war von folgenden Ausgangswerten gekennzeichnet:

$$\text{pH} = 2,7, K_{\text{B4.3}} = 4,5 \text{ mmol/L und } \text{Fe}_{\text{ges}} = 55 \text{ mg/L.}$$

Das Sodapulver wurde anfangs direkt vom Silofahrzeug unter Wasser ufernah in den See und später uferferner pneumatisch als Feststoff-Luft-Gemisch eingetragen (Abb. 5). Es konnte im Ergebnis des Soda-Eintrages temporär ein pH-Wert im Bereich bis 7,7 bei schwacher Pufferung von bis

zu $K_{S4,3} \approx 0,4$ mol/L bewirkt werden. Damit hat das Verfahren technisch funktioniert [4]. Der letzte Soda-Eintrag fand 2011 statt (Abb. 3).



Abb. 5: Soda-Eintrag in den Bockwitzer See (Quelle: BGD/LMBV)

Seither unterliegt der Bockwitzer See der natürlichen Sukzession und damit einer Rückversauerung mit relativ geringer Rate, bei der man davon ausgeht, dass sie bei $\text{pH} = 3,5$ zum Stehen kommt und so den Gemeingebrauch des Bergbaufolgesees beispielsweise zur Badenutzung ohne technische Nachsorgeneutralisation ermöglicht. Insgesamt hat sich der Soda-Eintrag aufgrund des steigenden Weltmarktpreises für Soda als wirtschaftlich ineffizient erwiesen. Ein erneuter Einsatz dieses In-Lake-Neutralisationsverfahrens hat seitens der LMBV bisher an keinem anderen Bergbaufolgesees stattgefunden.

5.4 Branntkalk Einsatz Hainer See

Die In-Lake-Neutralisation erfolgte ab 2008 mit Branntkalk mittels einer LMBV-eigenen stationären Anlage (Abb. 6) am Südufer des Hainer Sees (RL Hain).



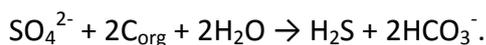
Abb. 6: Stationäre Neutralisationsanlage am Hainer See (links oben) und Neutralisationsmittelverteilung über der Wasseroberfläche (Quelle: UIT/LMBV)

Die Bevorratung des Branntkalkes erfolgte in Silos und die Erzeugung der Kalksuspension zweistufig. Für die Kalklöschung und Suspensionserzeugung wurde Seewasser aus dem Bereich Haubitz verwendet. Der Branntkalk-Suspensions-eintrag erfolgte mit einem Starkregner über Wasser mit etwa 2 Ma-%.

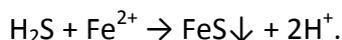
Die Verteilung im See durch konvektive Seewasserströmungen. Durch die wind- und dichtegetriebenen Strömungsprozesse wurde auch der Teilwasserkörper des Hainer Sees im RL Haubitz neutralisiert [3]. Da die Nachsorgeneutralisation des Hainer Sees ab 2010 mit gut hydrogencarbonatgepufferten Sumpfungswässern der MIBRAG aus dem Tagebau Profen fortgesetzt wurde, war die Anlage dort nicht weiter notwendig und wurde zur Weiterverwendung an den Zwenkauer See umgesetzt.

5.5 Mikrobielle Sulfatreduktion RL 111

Am RL 111 bei Plessa wurden in Zusammenarbeit mit dem Umweltforschungszentrum, Bereich Magdeburg, und der LMBV über mehrere Jahre hinweg systematische Forschungs- und Entwicklungsarbeiten zur **biologischen Alkalinisierung** durchgeführt ([26], [27]). Grundlage bildete die stöchiometrische Gleichung der mikrobiellen Sulfatreduktion in Abwesenheit von Sauerstoff als Modell



Das gebildete H_2S fällt dabei gebunden an Eisen als FeS aus und sedimentiert



Diese Stöchiometrie legt nahe, dass durch relativ leicht verfügbaren organischen Kohlenstoff sulfatreiches Seewasser bei ausreichend hoher Eisenkonzentration Eisensulfid und Hydrogencarbonat erzeugen kann und so die Acidität und den Schwefelgehalt der schwefelsauren Bergbauwässer in den Bergbaufolgeseen wirksam zu mindern vermag.

Die verfahrenstechnische Relevanz fiel bei den Versuchen am RL 111 relativ marginal aus. Das im anoxischen Sohlbereich gebildete Eisensulfid wurde trotz schützender Strohaufgabe durch Sauerstoffzufuhr mit den konvektiven Seewasserströmungen immer wieder unter Säurebildung rückoxidiert ein Vorgang, der im Laborversuch kaum relevant war. Grundsätzlich gelang es nicht, die gebildete Alkalinität aus dem anoxischen Reaktorbereich an der Sohle des Sees in den Seewasserkörper auszutragen ohne den Zutritt von Sauerstoff in den Reaktorbereich zuzulassen. Auch fehlte es im Seewasser des RL 111 an gelöstem Eisen, weil dieses schon viel früher durch Eisenhydroxidbildung und Sedimentation aus dem Seewasser ausgetragen worden war.

Nutzungsmöglichkeiten für die biogene Alkalinisierung wurden nicht zuletzt im Ergebnis der Tests am RL 111 eher in den meromiktischen Tiefenwasserbereichen in den Tagebaurandschläuchen gesehen, die, unter dem Hypolimnion gelegen, nicht an der thermisch bewirkten Seewasserzirkulation teilnehmen. Diesen Teilseewasserkörpern strömt oftmals sulfat- und eisenreiches Grundwasser zu. Durch die Grenzschicht des Epilimnion zum Hypolimnion und von diesem zum meromiktischen Tiefenwasserbereich kann gravitativ absinkender partikulärer organischer Kohlenstoff (so z. B. Laub, Kot, Pflanzenreste) in den meromiktischen Teilwasserkörper eindringen und die dort gebildeten Gase (CO_2 , H_2S , CH_4 u. a. m.) können nach Gasblasenbildung den Reaktionsraum über die Grenzfläche zum Hypolimnion wieder zum Epilimnion und zur Atmosphäre verlassen.

5.6 Einsatz schwedischer Bekalkungsschiffe

Das Verfahren zur Kalkung von Seen (und deren Einzugsgebieten) wird seit längerem in den regenversauerten Gebieten Skandinaviens angewendet. Hinsichtlich ihrer Acidität sind die skandinavischen Weichwasserseen jedoch vielfach geringer, als die extrem sauren Bergbaufolgeseen der Lausitz, belastet (siehe hierzu [8, Kap. 7.2]). Die Bekalkung der skandinavischen Seeflächen erfolgt einerseits mit Hubschraubern und Flugzeugen, andererseits auch mit speziell dafür konstruierten Gewässerbehandlungsschiffen. 2008 wurde ein solches schwedisches Gewässerbehandlungsschiff erstmals auf einem ostdeutschen Bergbaufolgensee eingesetzt. Das Schiff vom Typ „Brahe“ wurde von einem Silofahrzeug über eine Schlauchleitung mit dem Neutralisationsmittel beschickt. Das trocken eingebunkerte Kalksteinmehl wurde in einen mit der Schiffspumpenanlage erzeugten Seewasserstrom an Bord vermischt sowie in der nachfolgenden Leitung und bei der Austragsverdüsung suspendiert. Die Kalk-Wasser-Suspension wurde auf die Seewasseroberfläche mit zwei Wasserwerfern verteilt. Abb. 7 zeigt ein typisches Bild dieser flächigen Neutralisationsmittelverteilung. Damals wurden jedoch nur geringe Mengen Kalksteinmehl (37 t) im bereits neutralen Haselbacher See benötigt [2]. Im Jahr darauf wurde dann mit dem Bernsteinsee (RL Burghammer) erstmals ein Bergbaufolgensee mit einem solchen Gewässerbehandlungsschiff neutralisiert. Bis $\text{pH} = 5$ wurden hier 11.000 t Kalksteinmehl und danach 1.000 t Kalkhydrat eingesetzt [5].

Vorteil dieser schwedischen Gewässerbehandlungsschiffe ist ihr einfacher Straßentransport mit einem Trailer, auf dem die Schiffe auch relativ unkompliziert in den See eingesetzt und wieder herausgezogen werden können. Damit sind sie sehr flexibel und innerhalb kurzer Zeit auch auf verschiedenen Bergbaufolgeseen einsetzbar. Nachteilig war dagegen die im Gegensatz zu den skandinavischen Weichwasserseen deutlich schlechtere Effizienz des eingesetzten relativ grobkörnigen Kalksteinmehls. Nachteilig kann aus gesundheitlicher Sicht ebenso die Bildung von basischen ($\text{pH} > 10$) und daher potenziell gefährlichen Aerosolen in der Luft über der Seewasseroberfläche bei der Verdüsung der Kalkhydrat-Suspension sein. Ökologisch negativ ist letztlich auch das Risiko der Verdriftung feinkörniger Kalkpartikel auf der Wasseroberfläche, die nicht oder nur langsam die Luft-Wasser-Grenzfläche passieren können, in die ufernahen Schilfgürtel.



Abb. 7: Links „Brahe II“-Schiff mit Bootsanhänger (Quelle: LMBV) und rechts Versprühung der Kalksuspension (Quelle: [29])

5.7 Zwischenfazit aus den ersten In-Lake-Verfahren

In der Anfangsphase der In-Lake-Neutralisation wurden durch die LMBV in den ersten 10 bis 12 Jahren nach dem Jahrtausendwechsel umfangreiche Erfahrungen gesammelt. Es bestätigte sich im Realmaßstab, dass durch die Behandlung der Wasserkörper mit Neutralisationsmitteln in den Tagebaurestlöchern die Metalle Eisen, Aluminium, Mangan, Zink, Nickel, Kobalt sowie das Arsen auf ein gewässerökologisch akzeptables Maß gemindert werden, sodass keine weiteren Behandlungsverfahren zur Metallabreinigung erforderlich sind. Auch kann im Verlauf von 1 bis 2 Jahren nach der Initialneutralisation mit einem signifikanten mikrobiellen Ammoniumabbau gerechnet werden. Bei den getesteten Neutralisationsverfahren haben sowohl die stationären Neutralisationsanlagen wie auch die skandinavischen Gewässerbehandlungsschiffe ihr Leistungsvermögen zeigen können.

Als Zwischenfazit konnte daher 2012/2013 konstatiert werden, dass die chemische Neutralisation saurer Bergbaufolgeseen durch Dosierung chemischer Neutralisationsmittel dem Stand der Technik entspricht [25, Kap. 5.9.2] (siehe hierzu auch [8] und [21]).

Im Hinblick auf die noch anstehenden Initialneutralisationen und insbesondere auch für die über lange Zeiträume hinweg notwendigen bergbaubedingten Nachsorgeneutralisationen wurden jedoch noch erforderliche Weiterentwicklungen vor allem im Hinblick auf:

- **Effektivität/Kosten,**
- **Übertragbarkeit auf andere Standorte** (Infrastrukturanforderungen) und
- **Vereinbarkeit mit Nutzungszielen** (Gefährdungen, Nutzungseinschränkungen)

begründet. Nicht zuletzt wurde erkannt, dass zwei unerwünschte, die Effizienz mindernde Prozesse bei der In-Lake-Neutralisation wirksam zu begrenzen sind. Das betraf zum einen:

- die mit zunehmenden pH-Wert abnehmende Calcit-Lösungsgeschwindigkeit und zum anderen
- die möglich werdende Inertisierung der Neutralisationsmittelpartikel durch Bildung von CaSO₄-Schichten auf ihren Oberflächen bei hoher Sulfatkonzentration.

Für die mikrobiologische Sulfatreduktion in Bergbaufolgeseen konnte hingegen noch keine effiziente Verfahrenstechnik entwickelt werden (siehe hierzu vorstehenden Ausführungen zu RL 111).

6 Weiterentwicklungen bei den In-Lake-Verfahren

Um die Weiterentwicklung der In-Lake-Technologien im Rahmen des V. Verwaltungsabkommens Braunkohlensanierung von 2013 bis 2017 zu fördern, hat die LMBV große Anstrengungen unternommen. Es wurden einerseits Pilot- und Demonstrationsvorhaben mit Gewässerbehandlungsschiffen und stationären In-Lake-Neutralisationsanlagen durchgeführt und andererseits die öffentlich ausgeschriebenen Sanierungsmaßnahmen ingenieurtechnisch begleitet und ausgewertet.

Die Projektvorschläge für die Pilot- und Demonstrationsvorhaben wurden dabei durch den Wissenschaftlich-technischen Beirat „Wasserwirtschaftliche Maßnahmen“ der LMBV, einem unabhängigen Beratergremium aus anerkannten Fachexperten, geprüft und gegebenenfalls verbessert. Aufgabe der Pilot- und Demovorhaben ist es (siehe hierzu [20]), erfolgversprechende Ver-

fahren zu testen und in die Sanierung zu überführen. Dabei sollen Forschungsergebnisse verifiziert und auf einen größeren Maßstab übertragen werden. Um die Wirtschaftlichkeit, Nachhaltigkeit und Übertragbarkeit auf andere Standorte bewerten zu können, werden diese Vorhaben wissenschaftlich begleitet und mit Hilfe eines umfangreichen Monitorings ausgewertet.

Die ingenieurtechnische Begleitung der Sanierungsmaßnahmen ohne Pilotcharakter besteht in der Regel aus zwei Teilen, einer Bewertung der eigentlichen Arbeiten einschließlich des maßnahmenbegleitenden Monitorings sowie einer hydrogeochemischen modellgestützten Bilanzierung der Neutralisationsmaßnahmen nach Abschluss der Maßnahmen. Dabei werden auch **Effizienzeinschätzungen** vorgenommen. Diese zeigen, dass der Wirkungsgrad einer Neutralisationsmaßnahme vor allem von 3 Faktoren abhängig ist:

- von der Beschaffenheit des Seewassers, hier vor allem vom pH-Wert der Ionenstärke und der Sulfatkonzentration,
- von den Stoffeigenschaften des Neutralisationsmittels, hier vor allem von der chemischen Zusammensetzung, der Korngröße und der inneren Oberfläche,
- von der Eintragstechnik, hier vor allem von der Suspensionskonzentration und von der erzeugten Turbulenz.

Aufgrund der Vielzahl von Einflussfaktoren ist es zwar nicht möglich jedem Verfahren einen quantitativ klar bestimmbareren Wirkungsgrad zuzuordnen, qualitative Vergleiche können jedoch in der Regel durchaus gemacht werden. Die Ergebnisse daraus können dann bei den folgenden Maßnahmen berücksichtigt werden.

Grundsätzlich gibt es unterschiedliche Ansätze den **Wirkungsgrad** und damit die quantifizierte Wirkung, die eine definierte Menge Neutralisationsmittel auf das zu neutralisierende Seewasser hat zu ermitteln. Im Fokus der Betrachtung stehen dabei zwei sehr unterschiedliche, die Wirkung kennzeichnende Ansätze:

- die stöchiometrische/laborative Einschätzung an einer relevanten Seewasserprobe (Beispiel 3) und
- die naturräumlich/bilanzierende Einschätzung des zu betrachtenden Bergbaufolgesees (Beispiel 4).

Beispiel 3:

Stöchiometrische/laborative Einschätzung an einer relevanten Seewasserprobe

Eintrag z. B. von CaO als Neutralisationsmittel in die zu betrachtende Seewasserprobe

Ermittlung der Aciditätsminderung der Seewasserprobe

Reaktionsmodellgleichung: $\text{CaO} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Ca}^{2+} + 2\text{OH}^- = \text{Ca}^{2+} + 2 \text{ mol Alkalinität}$

- Der Wirkungsgrad η ist hierbei 100 %, wenn aus 1 kg CaO (als Ausgangsstoff vorstehender Reaktionsmodellgleichung) genau 35,7 mol Alkalinität (als Reaktionsprodukt, das die einzuschätzende Wirkung quantifiziert) hervorgehen.
- Sind es z. B. nur 25 mol Alkalinität, wäre der Wirkungsgrad $\eta = 25/35,7 \approx 0,70$ bzw. 70 %.
(Die Neutralisationswirkung an der Stoffmenge von OH^- auszurichten, wäre nicht zielführend,

weil die gebildeten OH^- -Ionen in der Seewasserprobe Folgereaktionen eingehen und dann im pH-Wert nicht mehr erfasst werden.)

- Mit der Einschätzung des Wirkungsgrades ist immer auch einzuschätzen, was mit dem nicht reaktiv in das Zielreaktionsprodukt, hier die Alkalinität, umgesetzten Ausgangsstoff CaO wahrscheinlich passiert ist.

Der mittels der stöchiometrisch/laborativen Einschätzung des Wirkungsgrades mit vorstehender Reaktionsmodellgleichung abgeschätzte η -Wert ist vor allem abhängig

- von der Beschaffenheit des Seewassers, d. h. vom pH-Wert, von der Ionenstärke und von der Sulfatkonzentration der Seewasserprobe,
- von den Stoffeigenschaften des Neutralisationsmittels d. h. von seiner chemischen Zusammensetzung, seiner Korngrößen und der inneren Oberfläche der Körnchen, sowie
- von der im Labortest eingetragenen Mischungsenergie.

Ein Vergleich und eine Bewertung der so ermittelten η -Werte ist deshalb nicht trivial.

Beispiel 4:

Naturräumlich/bilanzierende Einschätzung am Seewasserkörper in einem RL

Bilanziert werden hier im Verlauf eines bestimmten Zeitraumes (z. B. im Zeitraum der Initialneutralisation oder im Zeitraum von einem Tag) alle Alkalinitäts-/Aciditätseinträge mit dem Eintrag des Neutralisationsmittels und alle übrigen quantifizierbaren Alkalinitäts- und Aciditätszu- und abgängen sowie die Änderung des Aciditätsinventars des Seewasserkörpers. Der η -Wert als Wirkungsgrad ist hierbei der Faktor, mit dem die stöchiometrisch mögliche Umwandlung des Neutralisationsmittels zu multiplizieren ist, um die Modell-Bilanz auszugleichen.

Jedes bei dieser Bilanzierung als Tages-, Monats- oder Jahreswert angesetzte Element beeinflusst somit den sich ergebenden η -Wert. Deshalb ist der so bestimmte η -Wert prioritär von den in der Modell-Bilanzgleichung angesetzten bzw. berücksichtigten Werten und ihnen innewohnenden Fehlern determiniert.

Diese naturräumlich/bilanzierende Einschätzung des Wirkungsgrades η ist wiederum unerlässlich mit der Einschätzung zu ergänzen, die den nicht oder unzutreffend erfassten Wirkungen des Neutralisationsmitteleintrags voraussichtlich zuzuordnen sind. Der über diese naturräumliche Bilanzierung ermittelte Wirkungsgrad ist bei einer einmaligen Neutralisationskampagne noch recht ungenau, wird aber mit zunehmender Datendichte und zunehmender Anzahl von betrachteten Neutralisationszyklen immer belastbarer.

Der Einfluss der eingesetzten Eintrags- und Vermischungstechnik auf den Gesamtwirkungsgrad kann nur über eine solche bilanzierende Wirkungsgradberechnung ermittelt werden.

6.1 Schiffsgestützte In-Lake-Neutralisation

In den Folgejahren wurden die mobilen In-Lake-Neutralisationsanlagen, die auch Gewässerbehandlungsschiffe, Sanierungsschiffe oder Bekalkungsschiffe genannt werden, konsequent weiterentwickelt und auf die Verhältnisse der sauren beziehungsweise zur Wiederversauerung neigenden Bergbaufolgeseen angepasst.

Das skandinavische Gewässerbehandlungsschiff vom **Typ „Brahe“**, das bereits bei der Initialneutralisation des Bernsteinsees (RL Burghammer) und bei der Nachsorgebehandlung des **Haselbacher Sees** (RL Haselbach) zum Einsatz gekommen ist, wurde in mehreren Schritten weiterentwickelt, um den von der LMBV vorgegebenen Anforderungen gerecht zu werden. Als erste Weiterentwicklung kam dabei im **Bernsteinsee** (RL Burghammer) 2013 ein Unterwassereintragungssystem zum Einsatz, um die vom Überwassereintrag ausgehenden Gefahren für Gesundheit und Natur zu vermeiden. Dies wurde durch ein Rohrsystem realisiert, welches den Strahl aus den Wasserkanonen links und rechts vom Boot senkrecht ins Wasser umlenkt. In flachen Seen wurden die Enden des Rohrsystems mit einer Krümmung versehen, damit das Neutralisationsmittel nicht direkt ins Sediment gespritzt wird.



Abb. 8: Gewässerbehandlungsschiff „Brahe II“ mit Unterwasseraustrag (Quelle: [33])

Die relativ vielen uneffektiven Leerfahrten, die durch das kleine Bunkervolumen des „Brahe II“ Schiffs (11 m³) zustande kamen, wurden dadurch gemindert, dass seit 2017 das neue „Brahe III“ Schiff ein Bunkervolumen von 15 m³ besitzt.

Die relativ ineffiziente Wirkung des Kalksteinmehleintrages bei der Initialneutralisation des Bernsteinsees (RL Burghammer) wurde von der LMBV dadurch verbessert, dass bei der Initialneutralisation des Oberflächenwasserkörpers im Geierswalder See (RL Koschen) ein Kalksteinmehl mit feinerer Körnung eingesetzt wurde. Dieses Kalksteinmehl ist zwar teurer und weist eine geringere Schüttdichte auf, zeigte mit dem Unterwassereintragungssystem aber sogar bei pH-Werten im Neutralbereich noch eine hinreichende Effizienz [9, 11].

In Anlehnung an die Brahe-Technik wurde ein Schiff vom **Typ „Puma“** mit Überwassereintrag für eine In-Lake-Neutralisation ausgerüstet. Es besitzt im Vergleich zum Typ „Brahe II“ ein höheres Bunkervolumen (30 m³). Der Einsatzstoff wird bereits am Ufer mit Seewasser auf etwa 30 Ma-% vorsuspendiert und in die Bunker des Schiffs gefüllt. Auf dem See wird die Suspension durch zusätzlich angesaugtes Seewasser auf eine 3 %-ige Suspension verdünnt und über der Seefläche versprüht. Infolge des höheren Suspensionsvolumens und der gleichzeitig geringeren Austragsleistung (252 m³/h) sind die Versprühdauer und die dabei befahrenen Wege länger. Die mit der Suspension während einer Fahrt beaufschlagte Fläche ist dafür größer und die Flächenkonzentration der Beaufschlagung mit 0,12 kg/m² Kalkhydrat niedriger als beim Typ „Brahe II“ [7].

Das Schiff „Puma“ kam bisher jedoch nur bei einem Auftrag im Jahr 2012 zum Einsatz. Aufgrund geänderter Anforderungen der LMBV und der Erfahrungen beim ersten Auftrag wurde das Austragskonzept komplett überarbeitet. Das neue Schiff hat mit dem alten gemeinsam, dass es in den Bunkern bereits 30 m³ Suspension mit sich führt. Diese Suspension kann entweder direkt im Schiff oder in einem externen Mischbehälter an Land hergestellt werden. Die Suspension wird in einem zweiten Verfahrensschritt auf 3 Ma-% verdünnt und mittels Düsen in das Gewässer eingetragen. Der Eintrag erfolgt dabei nach dem Freistahlprinzip. Beim ursprünglichen Überwassereintrag der Suspension in den See durch Verregnung ist der Impuls zur horizontalen Ausbreitung gleich Null, beim neuen Unterwassereintrag durch Hochdruck-Freistahl ist dies wesentlich wirksamer.



Abb. 9: Anmischcontainer und Gewässerbehandlungsschiff „Puma“ mit Unterwassereintrag nach dem Freistahlprinzip (Quelle: BGD)

Als positiv erwies sich die Effizienz des überarbeiteten „Puma“-Schiffs, die vermutlich auf der starken Verdünnung und der horizontalen Verbreitung durch das Freistahlprinzip beruht. Auch die Möglichkeit, das Neutralisationsmittel bereits als Suspension zu laden, besitzt Vorteile, da eine Suspension in Schläuchen schneller und über weitere Strecken transportiert werden kann als pulverförmiges Neutralisationsmittel und das Schiff somit geringere Standzeiten besitzt [11]. Negativ ist jedoch, dass der Einsatz von Branntkalk aufgrund der Wärmeentwicklung bei der Suspensierung im Bootskörper nur eingeschränkt möglich ist. Hier sind noch weitere technische Verbesserungen geboten.

Parallel zur Weiterentwicklung der Schiffe mit Überwasseraustrag wurde ein neues eigens auf die Verhältnisse der sauren Tagebauseen zugeschnittenes Eintragungssystem entwickelt, welches auf eine **Trockenbekalkung** in einem getauchten Rohrvermischer als technischem Reaktor beruht und die hergestellte Suspension hochturbulent austrägt (Abb. 10).

Dieses Forschungs- und Entwicklungsprojekt wurde durch das Bundesland Brandenburg und die Europäische Union gefördert. Die LMBV hat zusammen mit zwei Lausitzer Firmen einen Patentantrag (DE 10 2010 019 510) für dieses Eintragungssystem gestellt.

Eine der am Patent beteiligten Firmen hat hiervon ausgehend das **Gewässerbehandlungsschiff vom Typ „Barbara“** gebaut.

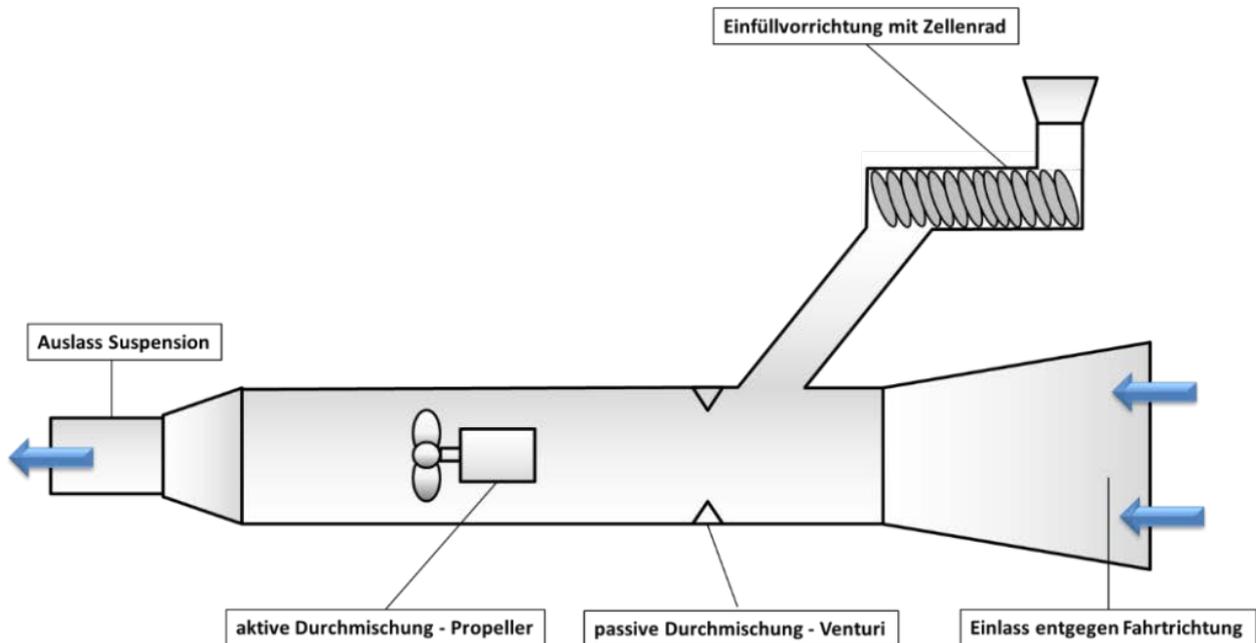


Abb. 10: Prinzipskizze des Eintragungssystems (verändert nach DE 10 2010 019 510)

Das Schiff ist ein Katamaran, bei dem zwei Rohrvermischer zwischen den beiden Rümpfen befestigt wurden (Abb. 11). Eine zusätzliche Vermischung findet dabei durch die beiden Schiffsschrauben am Ende der Katamaranrümpfe statt. Das Schiff hat zwei Kalkbunker mit einem Volumen von je 12 m³, die eine Beladung in Abhängigkeit der Schüttdichte des Kalkes gestatten. Es ist zum Verkehr auf den schiffbaren Gewässern Brandenburgs seit 2012 zugelassen (LSchiffV).



Abb. 11: Gewässerbehandlungsschiff „Barbara“ im Einsatz und beim Einsetzen mit Blick auf das Eintragungssystem zwischen den Bootsrümpfen (rechts unten) (Quelle: LUG/LMBV)

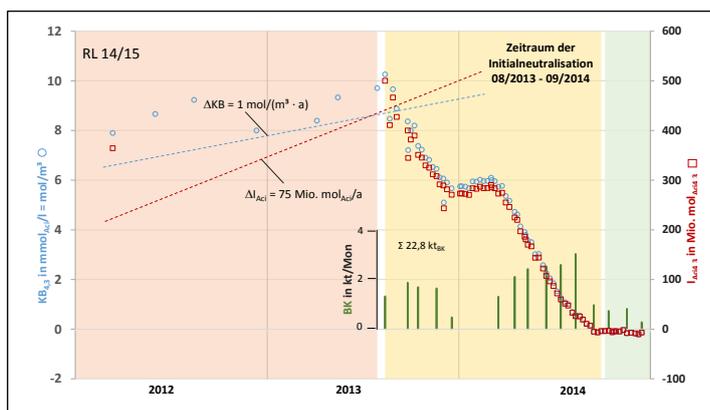
Im Rahmen eines Pilot- und Demonstrationsvorhabens auf dem **Lichtenauer See (RL F)** wurde das Gewässerbehandlungsschiff „Barbara“ von der LMBV getestet [10]. Positiv waren dabei vor allem das gute Handling des Schiffes und eine gute Effizienz für Kalkhydrat und Kalksteinmehl. Infolge des hohen Wasserdurchsatzes war der Feststoffanteil der Suspension mit rund 0,6 Ma-% für Kalksteinmehl und rund 0,2 Ma-% für Kalkhydrat deutlich niedriger als bei der Technologie der Schiffe „Brahe“ und „Puma“. Trotz geringerer Austragsbreite von nur rund 12 m war die Flächenbeauf-

schlagung mit 0,07 kg Kalkhydrat pro Quadratmeter relativ niedrig [11]. Durch den Austrag unterhalb der Wasseroberfläche wird der Einsatzstoff in kurzer Zeit in einen größeren Reaktionsraum des Seewassers eingemischt.

Negativ waren die langen Standzeiten zur Beladung des Schiffs. Diese dauerten mit etwa 80 Minuten länger als die eigentliche Ausbringzeit mit etwa 75 Minuten. Insgesamt dauerte ein kompletter Umlauf, einschließlich An- und Ablegemanöver, 3 Stunden. Auch war der Austrag von Branntkalk nicht möglich, da die Leistung der Förderschnecken in den Silos dazu nicht ausreichte [10]. Aufgrund der Anforderung der LMBV Branntkalk auszutragen, wurde dieser Nachteil durch den Einbau neuer Motoren und Getriebe an den Förderschnecken behoben. Damit konnte die Initialneutralisation des **Schlabendorfer Sees** durch die „Barbara“ fast ausschließlich mit Branntkalk durchgeführt werden (Beispiel 5) [12].

Beispiel 5:

Initialneutralisation des Schlabendorfer Sees (RL 14/15) [13] [17]



Initialneutralisation mit Branntkalk (BK) mit dem Gewässerbehandlungsschiff „Barbara“ (rechtes Bild) zum Zeitpunkt der Fe-Fällung und Flockulation (Quelle: IWB)

Anfangswerte: pH = 2,8 $K_{B4,3} = 10,2 \text{ mmol/L}$ $V = 48,8 \text{ Mio. m}^3$
 Endwerte: pH = 6,9 $K_{S4,3} = 0,5 \text{ mmol/L}$ $V = 46,0 \text{ Mio. m}^3$

Durch den Eintrag von 22,8 kt_{BK} in den Wasserkörper wurde folgende Neutralisationswirkung erzielt:

Abbau der Acidität von $V_{RL\ 14/15} \cdot K_{B4,3} \approx 48,8 \cdot 10,2$	$\approx 500 \text{ Mio. mol}$	} <i>618 Mio. mol</i>
Aufbau von Alkalinität von $V_{RL\ 14/15} \cdot K_{S4,3} \approx 46 \cdot 0,5$	$\approx 23 \text{ Mio. mol}$	
Neutralisation der Versauerung für 13 Monate	$\approx 81 \text{ Mio. mol}$	
Versickerung von Seewasser	$\approx 14 \text{ Mio. mol}$	

d. h. etwa 76 % (=17.328 t) des eingetragenen Branntkalks realisierten vorstehende Wirkungen

$$22.800 \text{ t}_{BK} \cdot 0,76 \cdot 35,7 \text{ mol}_{Alk}/\text{kg}_{CaO} \approx 618 \text{ Mio. mol}$$

und 24 % (= 5.472 t) des Branntkalks bewirkten prioritär die Neutralisation der Seesohle und des erosiven Materials aus Windwellen- und Starkniederschlagserosionen sowie Böschungsverformungen (insbesondere der subhydrischen Kippenböschung) oder erwiesen sich als nicht reaktiv.

Eine für die LMBV besondere Weiterentwicklung ist das **Gewässerbehandlungsschiff „Klara“** (Abb. 12), das eigens für den Einsatz auf der sogenannten Erweiterten Restlochekette geplant und gebaut wurde.



Abb. 12: LMBV-Gewässerbehandlungsschiff „Klara“ beim Probetrieb (Quelle: LMBV)

Die sächsisch-brandenburgische „**Erweiterte Restlochekette**“ (Abb. 13) besteht aus 9 Seen zwischen Senftenberg und Spremberg, die über schiffbare Kanäle miteinander verbunden sind. Der Senftenberger See gehört zwar nicht dazu, ist jedoch über den Koschener Kanal ebenfalls an die Erweiterte Restlochekette angebunden. Die Erweiterte Restlochekette hat insgesamt eine Wasserfläche von über 55 km² und ein Volumen von mehr als 800 Mio. m³.

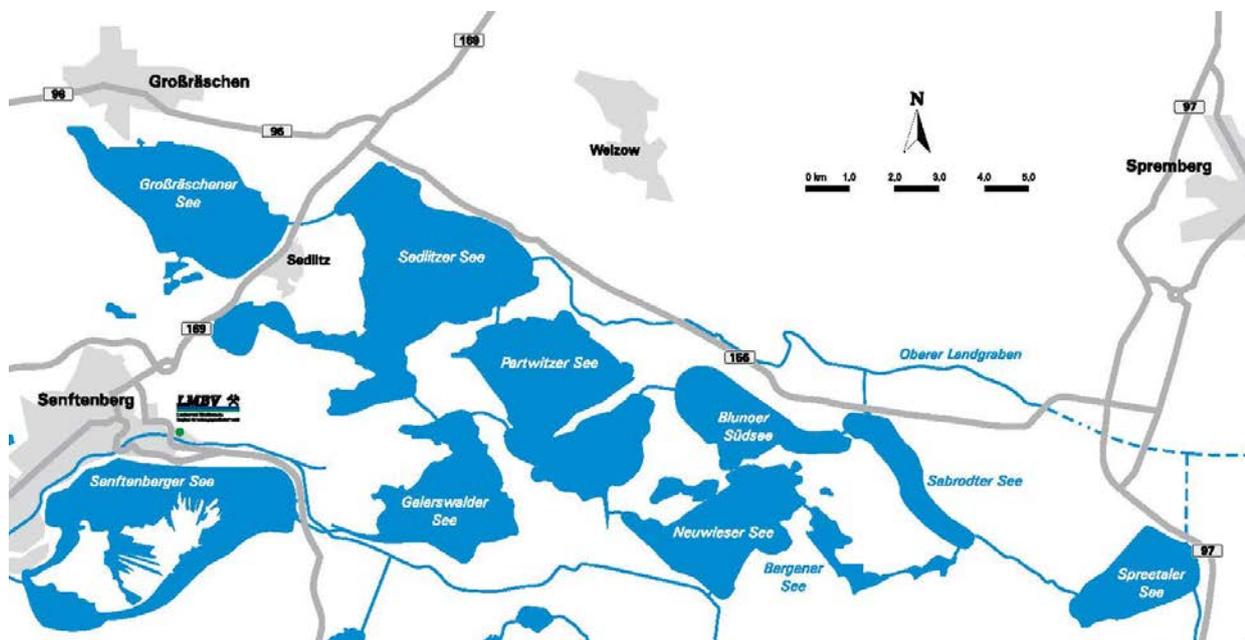


Abb. 13: Erweiterte Restlochekette und Senftenberger See – 10 verbundene Bergbaufolgeseen (Quelle: LMBV)

Die Abmessungen der „Klara“ wurden so gewählt, dass sie alle Kanäle, Brücken und Schleusen der Erweiterten Restlochekette passieren kann. Außerdem wurde sie als Schubschiff mit zwei Leichtern konstruiert (Abb. 14).

Auf dem Schubschiff befinden sich der Antrieb, die Stromversorgung und die Brücke. Auf den Leichtern sind jeweils zwei Kalksilos angeordnet und unter den Leichtern, zwischen den beiden Katamaranrümpfen, jeweils zwei Austrageinheiten angebracht.

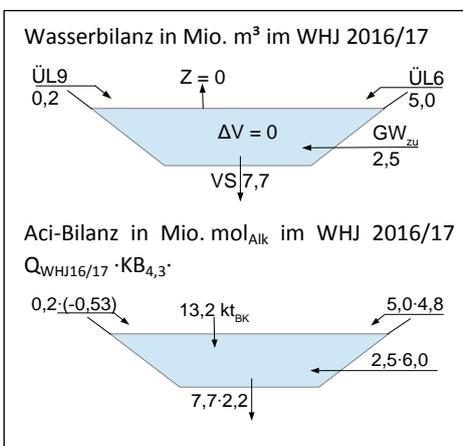
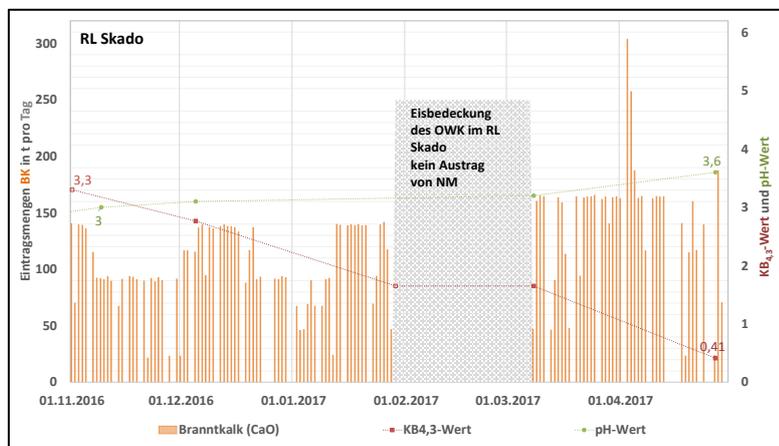


Abb. 14: LMBV-Gewässerbehandlungsschiff „Klara“ gekoppelt mit Leichter 1 (rechts) und Leichter 2 (links) an der Einsatz- und Beladestelle am Ostufer des Koschendamms (Quelle: [33])

Diese Anordnung der Austragseinheiten hat beim Gewässerbehandlungsschiff „Klara“ den Vorteil, dass das Schiff während der Beladung mit Kalk nicht an der Beladestelle warten muss, sondern einfach den Leichter wechseln kann, um mit seiner Arbeit fortzufahren. Während der erste Leichter auf dem See die Neutralisationsmittel austrägt, kann der zweite Leichter beladen werden. Damit verkürzt sich die Umlaufzeit auf 50 bis 60 Minuten.

Die Austragseinheit funktioniert nach dem gleichen Prinzip wie die des Gewässerbehandlungsschiffs „Barbara“. Sie ist für Branntkalk, Kalksteinmehl und Kalkhydrat geeignet und gewährleistet durch die starke Verdünnung mit dem Seewasser, die durch die Schiffsschrauben zusätzlich unterstützt wird, eine hohe Neutralisationseffizienz. Das Schiff ist für den Austrag von etwa 40.000 t Neutralisationsmittel pro Jahr ausgelegt. Erste Erfahrungen zeigen jedoch, dass die geplante Austragskapazität an einzelnen Tagen auch deutlich übertroffen werden kann. Damit ist die „Klara“ in der Lage, sowohl die Initialneutralisation als auch die Nachsorge der gesamten Erweiterten Restlockkette zu gewährleisten.

**Beispiel 6:
Initialneutralisation des Partwitzer Sees (RL Skado)**



Ergebnisse der Initialneutralisation mit Branntkalk (BK) mit dem Gewässerbehandlungsschiff „Klara“ im WHJ 2016/17

Anfangswerte: pH = 3,0 $K_{B4,3} = 3,3 \text{ mmol/L}$ $V = 123,0 \text{ Mio. m}^3$
 Endwerte: pH = 3,6 $K_{B4,3} = 0,4 \text{ mmol/L}$ $V = 123,0 \text{ Mio. m}^3$

Durch den Eintrag von 13.200 t Branntkalk in den Wasserkörper im WHJ 2016/17 wurde folgende Neutralisationswirkung erzielt:

Abbau der Acidität von $V_{Skado} \cdot K_{B4,3} \approx 123,0 \cdot (3,3-0,4)$	357 Mio. mol	} 413 Mio. mol
Neutral. saurer GW-Zuflüsse von $2,5 \text{ Mio. m}^3 \cdot 6,0 \text{ mol/m}^3$	+15 Mio. mol	
Neutral. saurer OW-Zuflüsse vom ÜL 6 von $5,0 \text{ Mio. m}^3 \cdot 4,8 \text{ mol/m}^3$	+24 Mio. mol	
Versickerung von alkalischem Seewasser $7,7 \text{ Mio. m}^3 \cdot 2,2 \text{ mol/m}^3$	+17 Mio. mol	

d. h. etwa 87 % (11.500 t_{BK}) des eingetragenen BK realisierten vorstehende Wirkungen

$$13.200 \text{ t}_{BK} \cdot 0,87 \cdot 35,7 \text{ mol}_{Alk}/\text{kg}_{CaO} \approx 413 \text{ Mio. mol}$$

und 13 % (= 1.700 t) Branntkalk bewirkten prioritär die Neutralisation der Seesohle und des erosiven Materials (Windwellen-, Starkniederschlagserosionen und Böschungsverformungen) oder erwiesen sich als nicht reaktiv.

Im Beispiel 6 wird die Initialneutralisation des **Partwitzer Sees** (RL Skado) widerspiegelt. Das linke Teilbild im Beispielkasten zeigt den Branntkalkeintrag mit dem GWBS „Klara“ im hydrologischen Winterhalbjahr vom 01.11.2016 bis zum 31.04.2017. Dieser Eintrag musste im Zeitraum vom 29.01.2017 bis zum 07.03.2017 infolge der Eisbedeckung des Sees ausgesetzt werden. Die Ganglinien der pH- und $K_{B4,3}$ -Werte erfuhren dadurch keine gravierende Diskontinuität.

6.2 Stationäre In-Lake-Neutralisationsanlagen

Die stationäre Neutralisationsanlage vom Hainer See wurde 2011 an den **Zwenkauer See** (RL Zwenkau) umgesetzt. Es wurde jedoch nur der landgestützte Teil der Anlage weitergenutzt. Ein spezielles Eintragungssystem war nicht notwendig, da die Kalksuspension dem Flutungswasser zugegeben werden konnte. Dabei diente die Zuleitung zum See als Rohrreaktor, in dem die Kalksuspension wirksam mit dem Flutungswasser aus dem aktiven Tagebau Profen verdünnt und vermischt wurde (Abb. 15)

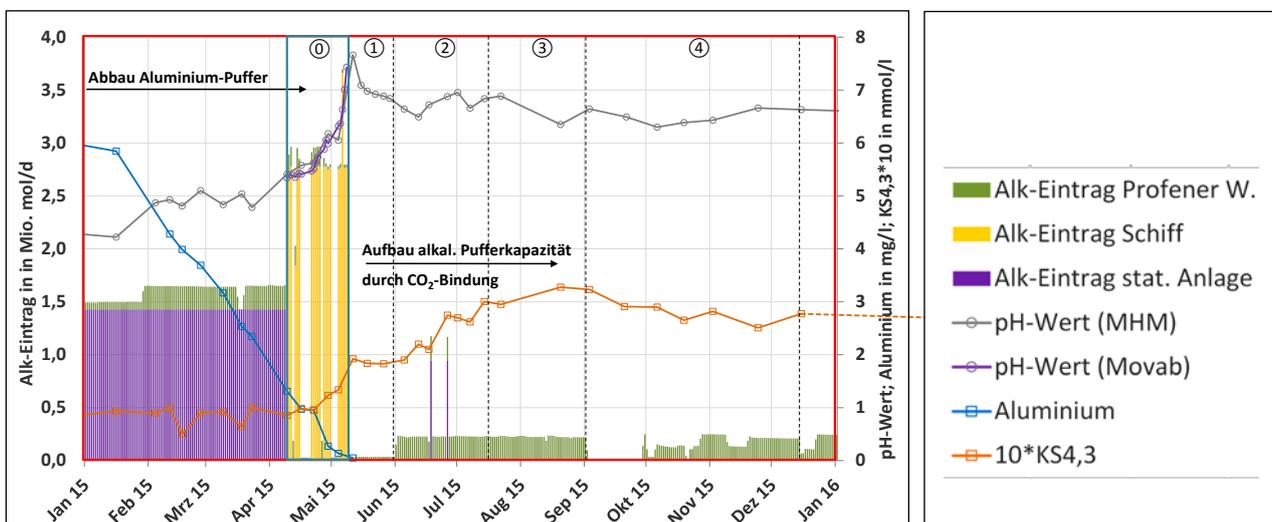


Abb. 15: Stationäre Neutralisationsanlage am Zwenkauer See und Ausbreitung der Kalkfahne im See mit dem Flutungswasser (Quelle: LMBV)

Diese Form des Kalkeintrags in den See nutzt die ohnehin vorhandene kinetische Energie des Flutungswassers zur Verteilung der Kalksuspension im Nahbereich. Nachfolgend taucht der Suspensionsstrom in den Tiefenbereich des Zwenkauer Sees ab. Die weitere Verteilung im See wird letztlich von wind- und dichtegetriebenen Strömungen bewirkt [15].

Das Beispiel 7 veranschaulicht die Entwicklung der Beschaffenheit des Oberflächenwasserkörpers im Zwenkauer See im Rahmen seiner Initialneutralisation. Der Alkalinitätseintrag erfolgte dabei neben der stationären Neutralisationsanlage vor allem durch den Hydrogencarbonatanteil des Profener Sumpfungswassers und in der Endphase zusätzlich mit dem Gewässerbehandlungsschiff „Brahe I“.

Beispiel 7: Initialneutralisation des Zwenkauer Sees [14] [15]



Initialneutralisation mit stationärer Anlage unter Einsatz von Branntkalk und Profener Wasser bis 09.04.2015, nachfolgend Branntkalkeintrag mit Gewässerbehandlungsschiff bis 08.05.2015 sowie Nachsorgeneutralisation mit Profener Wasser mit $K_{S4,3} = 4,5$ bis $5,0 \text{ mol/m}^3$

Durch den Eintrag von 35 Mio. m^3 Profener Wasser mit einer Alkalinität von 168 Mio. mol sowie 35 Mio. m^3 Wasser der Weißen Elster (2013) mit einer Alkalinität von 78 Mio. mol und den Eintrag von $34,3 \text{ kt}$ Branntkalk wurde die Initialneutralisation des Seewasserkörpers bewirkt. Das vorstehende Diagramm veranschaulicht, dass der pH-Wert bei der Initialneutralisation erst nach Neutralisation des Aluminiumpuffers im Seewasser, d. h. bei Aluminiumkonzentrationen unter $0,5 \text{ mg/L}$, über $\text{pH} = 5,5$ angestiegen (Phase ①) und nach Beendigung des Branntkalkeintrages schnell wieder bei etwa gleichbleibendem $K_{S4,3}$ -Wert abgefallen ist (Phase ②). Nachfolgend stieg der $K_{S4,3}$ -Wert erwartungsgemäß durch die Einleitung des gut mit Hydrogencarbonat gepufferten Profener Wassers bei etwas abnehmendem pH-Wert an (Phasen ③ und ④), ehe sich der Neutralisationszustand ohne Kalkeintrag bei einer Einleitung Profener Wassers von $\approx 35 \text{ Tm}^3/\text{d}$ bei $\text{pH} \geq 6$ und $K_{S4,3} \approx 0,3 \text{ mmol/L}$ weitgehend stabilisiert hat (Phase ④).

Am **Scheibe See** (RL Scheibe) wurde hierzu in einem Pilot- und Demonstrationsvorhaben der LMBV eine stationäre Anlage mit Unterwassereintragssystem, eine sogenannte **GSD-Anlage**, getestet. Die Besonderheit dieser Anlage besteht darin, dass die Herstellung der Kalksuspension an Land erfolgt und ihre Einmischung in den Seewasserkörper auf dem physikalischen **Prinzip des**

Freistrahls beruht [31]. Bei der Anlage wird zunächst Wasser aus dem See gepumpt. Danach wird das Neutralisationsmittel in diesen Wasservolumenstrom eingetragen und in einem Rohrleitungsabschnitt suspendiert. Im Gegensatz zur Anlage am Zwenkauer See wird hier keine Löschung des Branntkalks vorgeschaltet. Die erzeugte Branntkalksuspension wird anschließend mittels Pumpen unterhalb der Wasseroberfläche in den Seewasserkörper verdüst.



Abb. 16: GSD-Anlage am Scheibe See mit Unterwassereintragssystem (Nahaufnahme) und Verteilung der Kalksuspension im See (Quelle: GMB)

Der Eintrag des Strahls erfolgte im Scheibensee in 0,5 m Tiefe mit einer Eintragungsgeschwindigkeit von 6,9 m/s, er sank im weiteren Verlauf in die Tiefe und verdünnte sich dabei so lange, bis die Wasserschicht mit gleicher Dichte erreicht war. In der Modellrechnung schichtet sich der Strahl nach $\approx 13,5$ m Lauflänge über oder in die Sprungschicht ein. Dabei wird die Suspension im eingeschichteten Strahl um einen Faktor größer 1:100 verdünnt. In der Phase der Vollzirkulation bei 33 m Wassertiefe ergibt sich eine Strahllauflänge von 40 m bis zur Einschichtung bei einem Verdünnungsverhältnis von $\approx 1:400$.

Bei dem im Scheibe See erreichten Strahlvolumen des Kalkpartikeleintrags von $256 \text{ m}^3/\text{h}$ und einer Verdünnung des Strahls mit dem umgebenden Wasser um einen Faktor 150 wird damit in etwa einer Woche ein 1 m dickes Schichtvolumen aufgebaut, das auf die Sprungschicht des Sees aufgleitet (dichtegetriebene, horizontale Intrusion; [24]). Die nachfolgende, gleichförmige Horizontalverteilung über die Sprungschichtfläche ergibt sich durch den vertikal-horizontalen Massenausgleich und erfolgt dichtegetrieben im Verlauf von Tagen. Durch den wetterbedingten, externen Energieeintrag (Wind, Wärme) wird die Verteilung zusätzlich überformt und modifiziert. Am geschichteten Scheibe See war der Windeinfluss auf die Partikelverteilung im Epilimnion beschränkt. Die eingesetzte Anlage war effizient und hat über 1.000 t Branntkalk pro Woche in den Scheibe See eingetragen [6].

Im **Ferdinandsteich** (RL 28) kommt seit 2016 eine ähnlich funktionierende, jedoch kleiner dimensionierte Anlage zum Einsatz. Die Initialneutralisation und die ersten Nachsorgeneutralisationen wurden noch mit Gewässerbehandlungsschiffen des Typs „Brahe II“ durchgeführt. Es trat jedoch das Problem auf, dass der behördlich vorgegebene Ausleitgrenzwert für gelöstes Eisen (1 mg/L) und Gesamteisen (3 mg/L) nicht immer eingehalten werden konnte. Beim gelösten Eisen war dies

vor allem auf den im Verhältnis zum kleinen Seevolumen relativ hohen Zustrom von eisenhaltigem Grundwasser zurückzuführen. Vor allem bei pH-Werten zwischen 6 und 7 und kalten Temperaturen war die Oxidation des Eisens und dessen Ausfällung als Eisenhydroxid nicht schnell genug, um den Ausleitgrenzwert einzuhalten. Der Parameter Eisen ist noch problematischer, da aufgrund der geringen Tiefe des Gewässers bei starker Windeinwirkung zusätzlich eine Resuspension von bereits sedimentiertem Eisenhydroxid erfolgte.

Ausgehend von vorstehenden Erkenntnissen wurde deshalb entschieden, die zyklische Schiffsbekalkung durch eine stationäre Anlage zu ersetzen, die die Nachsorgeneutralisationen mit Kalksteinmehl oder Kalkhydrat bei Bedarf stetig bzw. in geringeren Abständen realisieren und den pH-Wert im Seewasser im Zielbereich von $6,5 < \text{pH} < 7,5$ zu halten vermag. Dieser pH-Wertbereich beschleunigt die Eisenoxidation und führt zur Bildung größerer Flocken, die schneller sedimentieren und schwerer resuspendiert werden können.

6.3 Pufferung von Bergbaufolgeseen mit CO_2

Wie bereits im Kapitel 4 beschrieben, kann die Verwendung von Kalksteinmehl eine gewisse Pufferung bewirken. Dies geschieht dadurch, dass ein Teil der mit dem Neutralisationsmittel eingebrachten Alkalinität nicht die Anhebung des pH-Werts oder die Ausfällung von Metallhydroxiden bewirkt, sondern als gelöstes Hydrogencarbonat (HCO_3^-) im Wasserkörper gespeichert und während der Wiederversauerungsphase puffernd wirksam werden kann.

Als Maß für die Pufferung wird die durch Titration bestimmte Säurekapazität bis zum Referenz-pH-Wert 4,3 ($K_{S4,3}$) herangezogen. Während mit Branntkalk oder Kalkhydrat danach bei Begrenzung des pH-Wertes auf $< 7,5$ bis 8,0 in der Regel nur eine Säurekapazität von 0,2 bis 0,3 mmol/L effizient erreicht wird, kann die alkalische Pufferung durch den Einsatz von Kalksteinmehl meist bis etwa 0,5 mmol/L angehoben werden. Um eine noch stärkere Pufferung zu erreichen, muss dem Wasser CO_2 zugefügt werden. Dies erfolgt zum einen auf natürlichem Weg aus der atmosphärischen Luft und ggf. aus dem zufließenden Grund- und Oberflächenwasser oder zum anderen durch technischen CO_2 -Eintrag, wenn der HCO_3^- -Puffer schnell z. B. bis $K_{S4,3} \approx 1,0$ mmol/L angehoben werden soll. Zu Letzterem hat die LMBV 3 verschiedene Techniken im Rahmen von Pilot- und Demonstrationsvorhaben getestet.

Das erste Pilotvorhaben zum **Aufbau eines Hydrogencarbonatpuffers am Lichtenauer See (RL F)** begann im Jahr 2013 bei einem neutralen pH-Wert, nachdem die Initialneutralisation im Jahr 2012 und zwei Nachsorgeneutralisationen erfolgreich durchgeführt worden waren. Während der rund 6 Monate, in denen das Pilot- und Demovorhaben lief, wurden 1.750 t Kohlendioxid und 2.100 t Kalksteinhydrat in den Wasserkörper eingetragen. Sie bewirkten eine Alkalinisierung des Oberflächenwasserkörpers von etwa 19 Mio. mol_{Alk}. Das unter Druck verflüssigte CO_2 -Gas wurde mit LKWs angeliefert und in einen Tank überführt (Abb. 17, links). Von dort aus wurde es in Verdampfern vergast und über Schläuche in den über den Seegrund befestigten **Begasungsrahmen** (Abb. 17, rechts) geleitet [10].

Die Begasungsrahmen besitzen Mikroporen, durch die das Gas in sehr kleinen Blasen entweichen und in Richtung Wasseroberfläche aufsteigen kann. Die Blasen werden durch den angelegten

Druck so klein gehalten, dass sie sich vor Erreichen der Wasseroberfläche weitgehend im Seewasser lösen können. Die Begasung erfolgte 24 h am Tag.



Abb. 17: Tank während der Befüllung mit verflüssigtem CO₂ sowie zugehörige Verdampferanlage, Anlegestelle mit Gewässerbehandlungsschiff hinter dem LKW während der Beladung mit Kalkhydrat (links) und Begasungsrahmen mit Mikroporen vor der Installation am Seegrund (rechts) (Quelle: LMBV)

Parallel dazu wurden tagsüber 2.100 t Kalkhydrat mit dem Gewässerbehandlungsschiff „Barbara“ eingetragen, wobei folgende Reaktion erstrebt wurde:



Dabei erfolgte eine Erhöhung der Pufferkapazität von $K_{S4,3} = 0,15$ auf 1,1 mmol/L. Das bedeutet, dass eine 4- bis 5-mal stärkere Pufferung verglichen mit der ohne CO₂ erreicht werden konnte.

Modellrechnungen zeigen, dass vom Kohlendioxid, das über die Begasungsrahmen dosiert wurde, zum Ende des Verfahrens rund 62 % im See als zusätzlich gelöste Kohlensäure nachweisbar waren. Der Verlust von 38 % geht anteilig auf das diffusive Ausgasen in die Atmosphäre (17 %), auf Calzitausfällungen (12 %), auf den Abfluss von Grund- und Oberflächenwasser aus dem Seewasserkörper (5 %) und auf das Ausperlen während der Justierphase (5 %) zurück. Von diesen Verlustgrößen sind die Calzitausfällungen und das Ausperlen beeinflussbar. Das diffusive Ausgasen sowie der Export mit dem Grund- und dem Oberflächenwasser sind dagegen unvermeidlich [10].

Am **Scheibe See** (RL Scheibe) erfolgte in einem zweiten Beispiel ab Juni 2015 der **Aufbau eines Hydrogencarbonatpuffers mittels GSD-Anlage** [16]. Nach einem Umbau der stationären Anlage wurde der Eintrag von Kalksteinmehl und Kohlendioxid im Rahmen des LMBV-Pilot- und Demonstrationsvorhabens vorgenommen. Bei der Alkalinisierung mit Kalksteinmehl wird die Alkalinität hälftig als freie Base und hälftig bereits als Hydrogencarbonat eingetragen:



Es ist deshalb beim nachfolgenden alkalischen Pufferaufbau weniger CO₂-Eintrag als beim Kalkhydrat- oder Branntkalk eintrag erforderlich.

Abb. 18 zeigt die eingesetzte Neutralisationsanlage. Mit dem rechten Anlagenteil wird das CO₂ ins Hypolimnion des Seewassers eingetragen, nachdem es im Gaslösungsreaktor an Land im zugeführten Seewasser gelöst worden ist. Der linke Teil entspricht dabei der Anlage, die zur Initialneutralisation mit Branntkalk eingesetzt wurde.

GSD zur Alkalinisierung

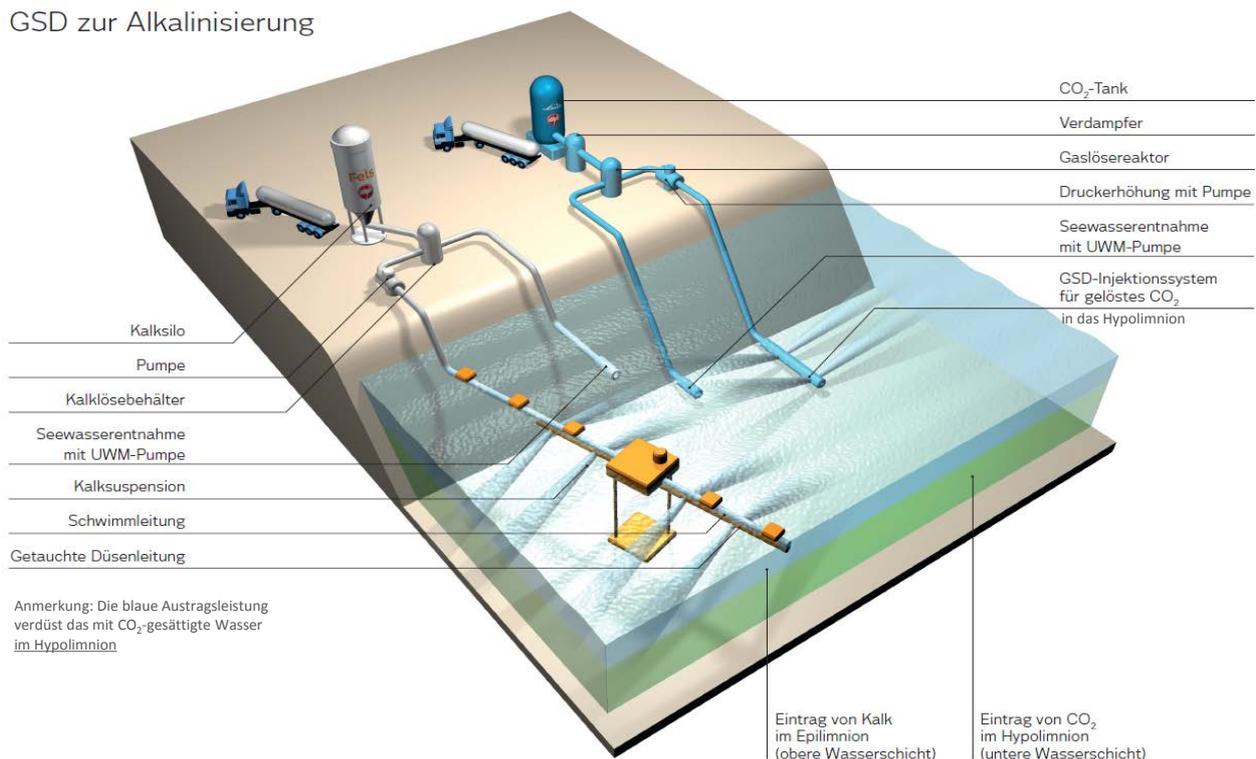


Abb. 18: Stationäre Neutralisationsanlage am Scheibe See links zum Eintrag von Kalksteinmehl und rechts zum CO₂-Eintrag (Quelle: GMB)

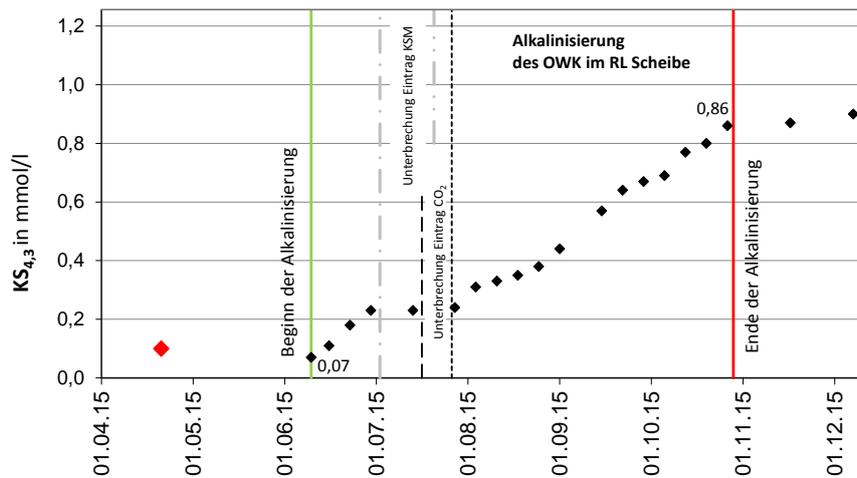
Abb. 19 zeigt die messtechnisch erfasste Wirkung des Kalksteinmehl- und CO₂-Eintrags während des Pilotvorhabens. Am Beispiel dieses Versuchs wurden auch die **potenziellen Risiken** des Gasintrags in den Seewasserkörper erörtert. An der Grenzfläche von Hypo- und Epilimnion hat sich im Sommer 2015 bei $T = 7,7 \text{ °C}$ und 10 – 12 m Tiefe eine CO₂-Konzentration von 3,7 g/L im Seewasser gelöst [16], das gemäß dem pH-Wert in CO_{2(aq)}, HCO₃⁻ und H₂CO₃ speziiert.

Die CO₂-Konzentration im durchmischten Epilimnion wird deshalb vom Transfer des gasförmigen CO₂ infolge des Auftriebs der Gasbläschen sowie von gelöstem CO₂ infolge der transversalen Dispersion, dem CO₂-Verbrauch zur HCO₃⁻-Bildung und dem diffusen CO₂-Verlust über die Seeoberfläche in die Atmosphäre bestimmt.

Letztere ist bei einer Konzentration von > 1 mg gelöstem CO₂ pro Liter zu erwarten.¹

Der KSM-Eintrag in das Epilimnion ist daher nur sinnvoll, wenn dabei die gelöste CO₂-Konzentration im Bereich der Seeoberfläche nicht über 1 mg/L ansteigt. Des Weiteren bedürfen die physiologischen Wirkungen des CO₂ auf die Schutzgüter Mensch (MAK-Wert der Luft über dem See) und die Gewässerfauna angemessener Beachtung. Potenziell gefährdet ist dabei vor allem das Zooplankton im Hypolimnion und das Zoobenthos auf der Seesohle.

¹ Der Sättigungswert von CO₂ im Wasser gegen den Partialdruck in der Luft von 0,0314 Vol-% entspricht bei 5 °C 0,84 mg/L, bei 20 °C 0,54 mg/L an der Wasseroberfläche. Beim Einsatz von CO₂-Gas (100 Vol-%) liegt der Sättigungswert um einen Faktor 3000 höher. Dies entspricht einer CO₂-Konzentration von 2,7 bis 1,7 g/L bei 5 bis 20 °C an der Wasseroberfläche. Im Hypolimnion in 10 m Tiefe ist der Wert noch um ca. 1 g/L größer.



Eintrag von 11.094 t KSM und 5.044 t CO₂ mit einer Alkalinisierungswirkung von etwa 87 Mio. mol_{Alk}

Abb. 19:
 Ergebnisse des Alkalischen Pufferaufbaus im Scheibe See mit KSM und CO₂ (Quelle: [16])

Das dritte Pilot- und Demonstrationsverfahren zur Pufferung mittels CO₂ fand in den Jahren von 2014 bis 2016 am **Drehnaer See (RL 12)** statt [19]. Erprobt wurde hierfür ein geschlossener technischer Reaktor, der aus Seewasser, Branntkalk oder Kalksteinmehl und CO₂-Gas das Zielprodukt gelöstes Hydrogencarbonat erzeugt und in den Wasserkörper des Drehnaer Sees mit einer Hydrogencarbonat-Konzentration von 25 bis 30 mol/m³ und pH < 7 einträgt. Die Vermischung im Seewasserkörper findet auch hierbei durch Freistrahntechnologie statt. Da der Wirbelbettreaktor bei hoher Dichte der Reaktanten CO₂ und Branntkalk oder Kalksteinmehl im Fluidbett arbeitet, wurde er als „**High-Density-Hydrogencarbonat-Reaktor**“ (**HDHc-Reaktor**) bezeichnet.

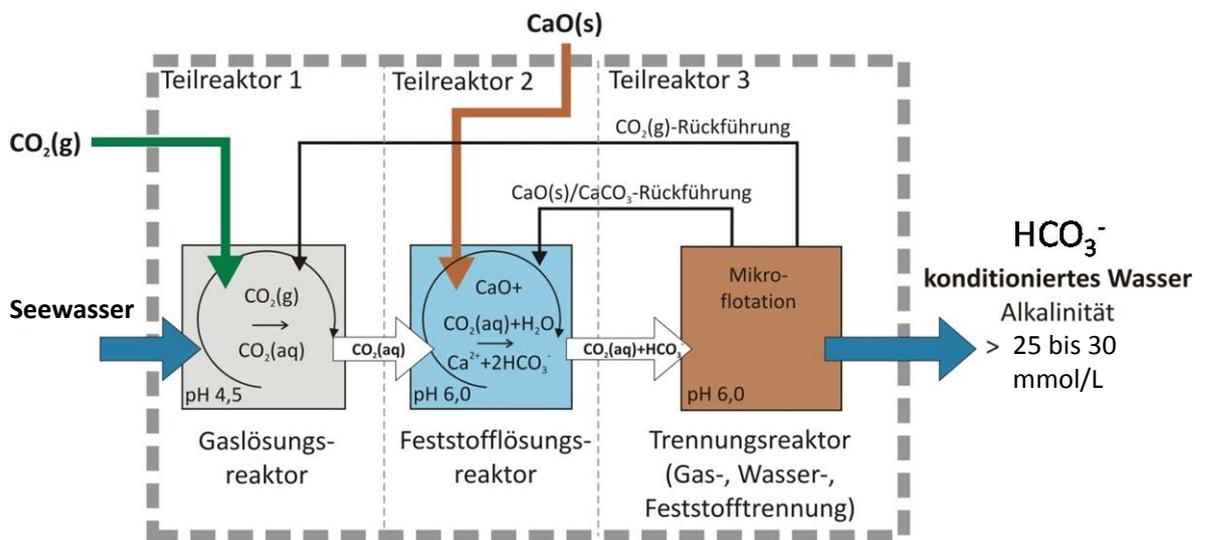


Abb. 20: Wirkungsschema des High-Density-Hydrogencarbonat (HDHc)-Reaktors im Rahmen des LMBV-P&D-Tests von 2014 – bis 2016 (Quelle: GFI)

Abb. 20 dient der Veranschaulichung des HDHc-Reaktors mit seinen 3 Teilreaktoren zur Gas- und Feststofflösung sowie zur Trennung des Fluids in seine Komponenten (d. h. in das noch nicht umgesetzte CO₂-Gas und den noch ungelösten Kalk, die beide in die entsprechenden Teilreaktoren rezirkuliert werden) sowie mit gelöstem Hydrogencarbonat (HCO₃⁻) angereichertem Wasser, das in den See im getauchten Freistrah ausgetragen werden kann. Ziel der Entwicklung dieses Reaktors war es, durch die Rückführung von noch ungelöstem CO₂(g) in den Gaslösungsteilreaktor und

noch ungelöstem Kalk in den Feststoffteilreaktor hohe Umsatzraten im geschlossenen Reaktorraum zu ermöglichen. Damit sollten Ausgasungs- und Sedimentationsverluste im HDHc-Reaktor vermieden werden. Des Weiteren war es damit Ziel, nur das gelöste HCO_3^- in den zu neutralisierenden und zu puffernden Seewasserkörper auszutragen und den pH-Wert in diesem gepufferten Austragswasser im Bereich von $\text{pH} \approx 7$ zu halten.

Die technische Realisierung erfolgte durch Trennung der Anlagenteile in landseitige und wasserseitige Anlagenkomponenten.

Im Rahmen dieses Pilot- und Demonstrationsvorhabens wurden 3 Tests mit zwischenzeitlich 3 Wiederversauerungsphasen in den Jahren 2014 bis 2016 durchgeführt und ausgewertet [19]. Es wurde folgende Pufferung im Seewasserkörper erreicht:

- | | | |
|----------------------------------|---------|------------------------------------------------------------------|
| 1. mit BK und CO_2 | 12/2014 | $K_{\text{S}4,3} = 0,7 \text{ mmol/L}$ bei $\text{pH} = 7,3$, |
| 2. mit KSM und CO_2 | 12/2015 | $K_{\text{S}4,3} = 0,9 \text{ mmol/L}$ bei $\text{pH} = 7,1$ und |
| 3. mit BK, KSM und CO_2 | 10/2016 | $K_{\text{S}4,3} = 1,1 \text{ mmol/L}$ bei $\text{pH} = 7,13$. |

Mit einer Alkalinisierung jährlich auf $K_{\text{S}4,3} \geq 1 \text{ mmol/L}$ wird erwartet, dass der Nachsorgezyklus im Oberflächenwasserkörper des Drehnaer Sees (RL 12) auf 3 Monate Alkalinisierung und 9 Monate Wiederversauerung beschränkt werden kann.

7 Erreichter Stand der Technik

In-Lake-Neutralisationen können seitens der LMBV mit mobilen Gewässerbehandlungsschiffen oder stationären Neutralisationsanlagen effizient durchgeführt werden. Hierfür steht inzwischen eine ganze Reihe erprobter Techniken zur Verfügung. Welche Technik und welches Neutralisationsmittel tatsächlich eingesetzt wird, unterliegt einerseits technischen und andererseits wirtschaftlichen Erwägungen. Es handelt sich in der Regel um Einzelfallentscheidungen.

7.1 Auswahl des Neutralisationsmittels

Zu den am häufigsten bisher getesteten **Neutralisationsmitteln** lassen sich aufgrund der Erfahrungen der letzten Jahre folgende orientierende Aussagen hinsichtlich ihres effizienten Einsatzes bei der In-Lake-Neutralisation von Bergbaufolgeseen im Verantwortungsbereich der LMBV treffen:

Branntkalk, mit dem Hauptbestandteil gemahlene CaO , der auch als Weißfeinkalk bezeichnet wird, besitzt:

- ein hohes Neutralisationsäquivalent (ca. 30 bis 35 mol/kg) und damit eine geringe Masse pro freisetzbarer Alkalinität im See und eine hohe Schüttdichte von $0,9 - 1,0 \text{ t/m}^3$.
- einen günstigen Preis (z. B. im Partwitzer See mit einem spezifischen Preis von etwa 0,3 Cent pro Mol Alkalinität),

- die Fähigkeit, einen Puffer mit $K_{S4,3}$ bis 0,25 mmol/L effizient aufzubauen, und
- eine hohe Reaktivität in allen pH-Bereichen. Diese Reaktivität gewährleistet zwar einerseits eine hohe kinetische Reaktionsrate, kann aber andererseits auch an der Eintragsstelle zu lokal hohen, potenziell gesundheitsgefährdenden pH-Werten führen.

Nach Ansicht der LMBV ist diese Gefahr bei pH-Werten unter 4,5 im Seewasser beherrschbar (siehe Kapitel 4). Im Neutralen sind Gefährdungen aber nicht auszuschließen. Darum soll Branntkalk künftig nur eingesetzt werden, wenn:

- der pH-Wert des Seewassers unter 4,5 liegt (Initialneutralisation) oder
- keine Nutzung erlaubt ist, für die Gefährdungen auftreten, oder
- spezielle Maßnahmen (z. B. ein festgelegter Abstand zu einer örtlich begrenzten Nutzung) getroffen wurden, um diese Gefährdungen zu vermeiden.

Kalkhydrat, mit dem Hauptbestandteil gemahlene $\text{Ca}(\text{OH})_2$, das auch als Weißkalkhydrat bezeichnet wird, besitzt:

- ein niedrigeres Neutralisationsäquivalent von etwa 25 bis 29 mol/kg und eine geringe Schüttdichte von oftmals 0,4 – 0,5 t/m³ als Branntkalk,
- aufgrund des für seine Herstellung zusätzlich notwendigen Prozessschrittes (Löschen) und der höheren Transportkosten einen relativ hohen spezifischen Preis,
- für sehr kleine Anwendungen den Vorteil, dass es auch als fertige Kalkmilchsuspension angeboten wird. Dies erspart den Einsatz der Löschtechnik, sowie
- in der Regel keinen Vorteil gegenüber dem Einsatz von Branntkalk.

Kalksteinmehl, mit dem Hauptbestandteil gemahlene CaCO_3 (Kalkstein oder Kreide) besitzt:

- ein relativ niedriges Neutralisationsäquivalent von $\text{Neq} \leq 20$ mol/kg,
- bei grober Körnung einen schlechten Wirkungsgrad und sollte daher relativ feinkörnig sein (z. B. $d_{90} < 40 \mu\text{m}$),
- bei feinkörnigem Kalksteinmehl eine Schüttdichte von etwa 0,5 bis 0,8 t/m³. Die spezifischen Kosten liegen ebenfalls bei etwa 0,3 Cent pro Mol Alkalinität,
- den Vorteil, dass eine Anhebung des pH-Werts bei der Neutralisation mit Kalksteinmehl über ein ökologisch und gesundheitlich verträgliches Maß hinaus ausgeschlossen ist und
- durch den Carbonatanteil die Fähigkeit, effizient höhere $K_{S4,3}$ -Werte als beim Branntkalkeinsatz zu erreichen. Damit wird ein Hydrogencarbonatpuffer bis $K_{S4,3} \approx 0,5$ mmol/L gut aufbaubar.

Soda, mit dem Hauptbestandteil gemahlene Na_2CO_3 , ist:

- in allen pH-Bereichen gut löslich und bedarf daher oftmals keiner komplizierten Eintrags-technologie,
- vergleichsweise teuer, sowie
- ökologisch nicht optimal, da es zu einer unerwünschten Aufsalzung (d. h. Erhöhung der Natriumkonzentration) führt.

Obwohl Branntkalk und Kalksteinmehl in etwa denselben spezifischen Preis pro Mol Alkalinität besitzen, ist Branntkalk in der Regel die wirtschaftlichere Variante, da bei Kalksteinmehl deutlich mehr Masse (d. h. Tonnagen) eingebracht werden muss, um dieselbe Neutralisationswirkung zu erreichen. Damit sind die Eintragskosten für Kalksteinmehl unweigerlich höher als für Branntkalk. Branntkalk bietet sich daher überall dort an, wo keine alkalische Pufferung bei der Neutralisation von $K_{S4,3} > 0,25$ mmol/L bei $6 < \text{pH} < 7$ notwendig ist und keine Gewässernutzung erfolgt, bei der potenziell Gefährdungen durch lokal eintretende pH-Werte von $\text{pH} > 8,5$ mmol/L auftreten können. **Der der Branntkalkeinsatz steht demnach künftig im Fokus der Initialneutralisation und das Kalksteinmehl im Fokus der Nachsorgeneutralisation der Bergbaufolgeseen.**

Abb. 21 zeigt zur Veranschaulichung, wie sich der Erkenntnisgewinn und die Entwicklung der Seen in der Veränderung der gewählten Neutralisationsmittel abbilden. In den kommenden Jahren, wenn die Initialneutralisationen abgeschlossen sind und die Seen den größten Teil des Jahres touristisch genutzt werden, wird sich dieses Verhältnis weiter zu Gunsten des feinkörnigen Kalksteinmehls verschieben. Ggf. wird dabei auch der Einsatz von Kreideprodukten als spezielle Form des Kalksteinmehls relevanter.

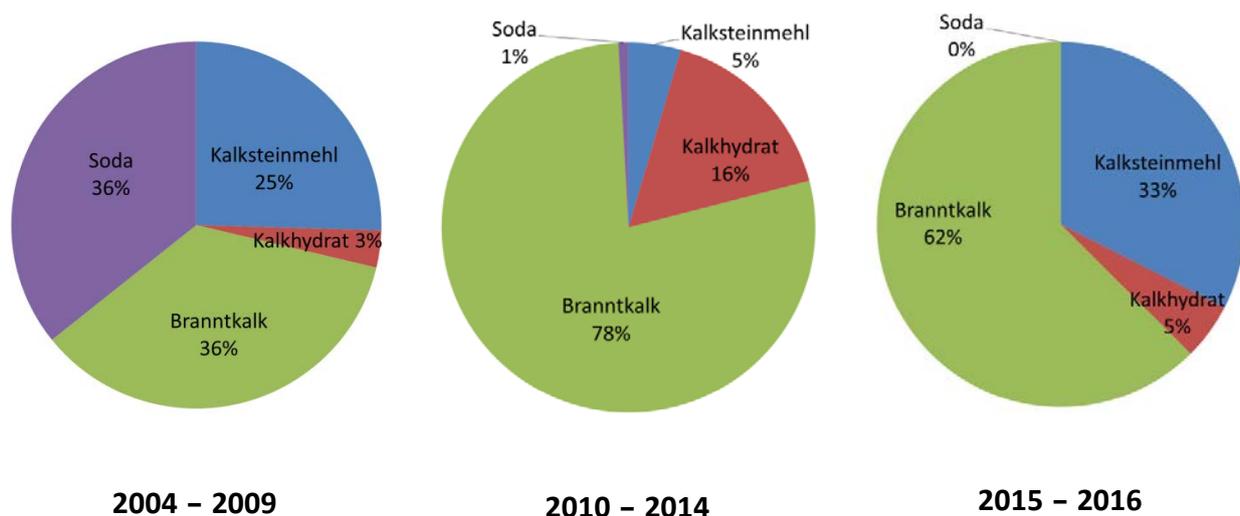


Abb. 21: Alkalinitätsbezogene Anteile der von der LMBV für die In-Lake-Neutralisation eingesetzten Neutralisationsmittel für drei Zeiträume

Gasförmiger CO₂-Eintrag

Der Einsatz von CO₂ zum Aufbau eines **Hydrogencarbonatpuffers** sorgt dafür, dass insgesamt deutlich seltener Nachsorgebehandlungen notwendig werden. Dies kann zwar die Anlagenkosten senken, jedoch steigen die Einsatzstoffkosten, da Kosten für das CO₂ dazukommen, die derzeit bei etwa 120 €/t liegen. Darüber hinaus gilt es nicht aus den Augen zu verlieren, dass CO₂ bezogen auf den Referenzpunkt $\text{pH} \approx 7$ (und damit auf den Zielzustand der Nachsorgeneutralisation) ein Aciditätsspeicher (wie z. B. Eisen bei $\text{pH} \approx 3$) ist und diese Acidität zusätzlich zu neutralisieren ist, wenn der Carbonatpuffer bei $\text{pH} = 7$ aufgebaut werden soll. Gemäß [23, S. 40] hängt die Größe dieser zu neutralisierenden „latenten“ Acidität von der pH-abhängigen Speziierung des TIC (gesamter anorganischer Kohlenstoff) ab.

Im Fokus bleibt der CO₂-Einsatz künftig z. B. vor allem bei sehr starkem Säurezustrom, um auch im Winter unter Eis ein Absinken des pH-Wertes zu vermeiden. Er kann aber ebenso bei sehr schwachem Säurezustrom rentabel sein, um mit einer einmaligen Behandlung für ein oder mehrere Jahre einen neutralen pH-Wert zu gewährleisten. Das Pilotvorhaben am Drehnaer See wird inzwischen als Regelbetrieb weitergeführt. Die Pilotanlage war wegen des starken Säurezustroms bezüglich der Wirtschaftlichkeit gleichrangig mit der klassischen Bekalkung, hat aber den Vorteil, dass durch die Pufferung kein Winterbetrieb notwendig ist.

Allgemein kann gesagt werden, dass die Hydrogencarbonatpufferung, wenn schon nicht aus wirtschaftlicher, dann aber aus ökologischer Sicht eine relevante Nachsorgebehandlung ist. Dabei wird die „Sägezahn“-Neutralisation mit pH-Wertschranken von $5 < \text{pH} < 9$ (schnelle Neutralisationsbehandlung und langsamere behandlungsfreie Wiederversauerung), die für die Gewässerbiozönose als nicht vorteilhaft eingestuft wird, vermieden. Sollten die Kosten für das CO₂ deutlich sinken, ist es langfristig auch denkbar, einen Hydrogencarbonatreaktor schiffsbasiert, beispielsweise auf einem Leichter des Gewässerbehandlungsschiffs „Klara“, für die Nachsorge der Bergbaufolgeseen zu installieren, um so Fahrtkosten des Schiffs zu mindern.

7.2 Auswahl des In-Lake-Verfahrens

Nicht alle Eintragsverfahren sind technisch für alle Seen gleich gut geeignet. Stationäre Bekalkungsanlagen am Ufer der Bergbaufolgeseen mit Kalksilos zur mehrtägigen Bevorratung des Neutralisationsmittels erscheinen vor allem dann als Vorzugslösung, wenn zwischen den notwendigen Behandlungskampagnen nur wenige Wochen liegen. Auch wenn die Versauerung nicht gleichmäßig abläuft und daher eine langfristige Planung der Nachsorgeneutralisationen nicht möglich ist, sind stationäre Anlagen von Vorteil. Diese Anlagen sollten weitestgehend bedienungslos und fernüberwacht arbeiten. Der Kalk sollte mittels Freistrahls-technologie unter dem Seewasserspiegel in angemessener Entfernung vom Ufer eingetragen werden. Die Herstellung der Kalksuspension erfolgt dabei am Ufer mit Seewasser. Ein- oder mehrtägige Ausfälle zu Reparatur- oder Wartungszwecken sind gemeinhin für derartige Anlagen unkritisch, da sich die Neutralitätszustände in den Bergbaufolgeseen ohnehin nur langsam ändern. Vorteilhaft für derartige stationäre Anlagen sind relativ kompakte Seewasserkörper, die eine gute Durchmischung durch den Freistrahleintrag und die konvektiven wind- und temperaturinduzierten Seewasserströmungen erwarten lassen.

Bei stark gegliederten Seen mit mehreren Teilbecken stoßen die stationären Anlagen jedoch an ihre Grenzen. Dort werden künftig eher mobile Anlagen (also Gewässerbehandlungsschiffe) eingesetzt, die das Neutralisationsmittel bedarfsgerecht über den See verteilen. Die Gewässerbehandlungsschiffe werden in der Regel über Just-in-time-Lieferungen direkt vom Silo-LKW aus beladen.

Als relevantes Beispiel ist hierbei das LMBV-Gewässerbehandlungsschiff „Klara“ zu nennen, welches eigens für die Initial- und Nachsorgeneutralisation der 9 Seen der sächsisch-brandenburgischen Erweiterten Restloch-Kette geplant und gebaut wurde. Die „Klara“ ist das bisher leistungsstärkste Gewässerbehandlungsschiff, das 150 bis 300 t Neutralisationsmittel pro Tag in die Bergbaufolgeseen effizient einbringen kann. Durch den Einsatz der zwei Leichter, die im Wechsel beladen werden, hat das Schiff kaum Wartezeiten während der Beladung und ist auch

diesbezüglich sehr effizient. Durch die schiffbaren Kanäle zwischen den Bergbaufolgeseen der Erweiterten Restlochkette entfällt die Notwendigkeit des Schiffsumsetzens.

Die anderen großen Gewässerbehandlungsschiffe, wie die „Barbara“, die „Puma“ u. a. sind für Bergbaufolgeseen mit relativ großem Neutralisationsmittelbedarf geeignet. Sie haben sich bewährt und begrenzen aufgrund ihres Bunkervolumens Leerfahrten. Das Umsetzen dieser großen Gewässerbehandlungsschiffe ist jedoch aufwändig. Außerdem benötigen diese Schiffe an ihren Einsatzstellen geeignete Kranaufstellflächen. Kleine Gewässerbehandlungsschiffe – wie der Schiffstyp „Brahe“ – sind leicht ohne Kran ein- und umsetzbar und im Straßentransport kein zu genehmigender Schwertransport. Diese Schiffe bieten sich besonders an, wenn zwischen den In-Lake-Maßnahmen größere zeitliche Abstände liegen. Die Schiffe können in der Zwischenzeit über Land von einem See zum anderen transportiert und dort weiterbetrieben werden.

7.3 Orientierungskosten der In-Lake-Neutralisation

Die Kosten einer In-Lake-Neutralisation hängen von vielen Faktoren ab. Der wichtigste Faktor ist selbstverständlich das Neutralisationsmittel mit etwa 60 % der Gesamtkosten. Bei der Initialneutralisation ist der Neutralisationsbedarf hauptsächlich von der Acidität des Seewassers und dem Volumen des Wasserkörpers bestimmt. Bei der Nachsorge sind dann der Säurezufluss durch bergbaubeeinflusstes Grundwasser sowie die seeinternen Säurebildungsprozesse die dominanten Faktoren. Neben der benötigten Alkalinität, die in der Regel als gegeben hingenommen werden muss, sind die Kosten von der Art des gewählten Neutralisationsmittels (siehe Kapitel 7.1) und der Effizienz des Verfahrens abhängig.

Zusätzlich sind Infrastrukturkosten, wie die Vorbereitung der Standfläche einer stationären Anlage bzw. einer Einsatz- und Beladestelle für Gewässerbehandlungsschiffe, zu berücksichtigen. Diese Kosten können zwar im Einzelfall sehr hoch sein, sie fallen in der Regel aber nur einmalig an.

Durch die Effektivitätssteigerung und den Wettbewerb haben sich die spezifischen In-Lake-Kosten stark reduziert. Betrug bei der ersten stationären In-Lake-Neutralisation am Bockwitzer See (RL Bockwitz) 2004/2005 noch 1 ct/mol kam die Initialneutralisation am Scheibe See 2012 bereits mit 0,8 ct/mol aus. Ähnlich sieht es bei den Gewässerbehandlungsschiffen aus. Während die Initialneutralisation des Bernsteinsees (RL Burghammer) im Jahr 2009 noch spezifische Kosten von 1,2 ct/mol aufwies, kostete die Initialneutralisation des Schlabendorfer Sees 2014/15 nur noch etwa 0,7 ct/mol.

Grundsätzlich lassen sich derzeit folgende mittlere spezifische Kosten für die In-Lake-Neutralisation der Bergbaufolgeseen nennen:

Initialneutralisation mit Branntkalk für pH < 5

- | | |
|-------------------------------------------|------------|
| • mit stationären Anlagen | 0,6 ct/mol |
| • mit großen Gewässerbehandlungsschiffen | 0,7 ct/mol |
| • mit kleinen Gewässerbehandlungsschiffen | 0,8 ct/mol |

Nachsorgeneutralisation mit Kalksteinmehl für pH > 5

- | | |
|-------------------------------------------|-------------|
| • mit stationären Anlagen | 1,0 ct/mol |
| • mit großen Gewässerbehandlungsschiffen | 1,2 ct/mol |
| • mit kleinen Gewässerbehandlungsschiffen | 1,35 ct/mol |

Diese Zahlen weisen infolge der Besonderheiten jedes Einzelfalls jedoch eine relativ große Streuung auf. So sinken die spezifischen Kosten mit der einzubringenden Menge pro In-Lake-Kampagne, da Einmalkosten der Technik, wie der Transport zum See, damit weniger ins Gewicht fallen.

8 Ausblick

Im Rahmen des VI. Verwaltungsabkommens 2018 – 2022 obliegt es der LMBV im mitteldeutschen Revier voraussichtlich 4 Bergbaufolgeseen der Nachsorgebehandlung zu unterziehen: den Zwenkauer See, den Störmthaler See, den Hainer See und den Haselbacher See. Im Fokus stehen hier der Einsatz von Wasser der Weißen Elster im Zwenkauer See, von Sumpfungswasser im Haselbacher See und von Kalk im Störmthaler und Hainer sowie falls notwendig auch im Zwenkauer See.

Im Lausitzer Revier werden Ende 2017 insgesamt 11 Seen neutralisiert sein. Weitere 5 Seen der Erweiterten Restlochkette folgen bis zum Jahr 2022. Bei 3 weiteren Seen wird sich erst nach Abschluss der derzeit laufenden Untersuchungen zeigen, ob eine Neutralisierung notwendig wird.

In Ostsachsen steht in erster Linie noch die Initial- und Nachsorgeneutralisation der Bergbaufolgeseen des sächsischen Teils der Erweiterten Restlochkette und die voraussichtlich temporäre Nachsorgeneutralisationen des Bernsteinsees (RL Burghammer) des Speicherbeckens Lohsa II (RL Lohsa II) und des Scheibe Sees (RL Scheibe) an.

In Brandenburg liegt neben dem brandenburgischen Teil der Erweiterten Restlochkette der Schwerpunkt auf dem Raum Seese/Schlabendorf mit der Nachsorgeneutralisation des Drehnaer Sees (RL 12) und des Schlabendorfer Sees (RL 14/15). Im vom Altbergbau geprägten Raum Lauchhammer, der schon allein mehr als 30 zumeist kleine Bergbaufolgeseen aufweist, wäre eine regelmäßige Bekalkung zu aufwändig. Daher wird dort eine Wasserbehandlungsanlage am Hauptgebietsauslass bei Plessa errichtet. Damit wird auf das Prinzip der Auslaufneutralisation zurückgegriffen. Für den größten See des Gebietes im Bergheider See (RL Klettwitz-Nord) wird derzeit geprüft, ob eine In-Lake-Neutralisation notwendig ist. Auch für den Bereich Meuro-Süd ist mit der Grubenwasserreinigungsanlage Pößnitz eine Auslaufneutralisation in Betrieb.

Die Nachsorgeprognosen für die einzelnen Seen besitzen eine sehr unterschiedliche Qualität. Für Seen, die bereits mehrere Nachsorgezyklen hinter sich haben, sind die Neutralisationsmittelmengen in der Regel gut abschätzbar. Für Seen, die aktuell noch sauer sind, sind diese Werte noch relativ unsicher. Es wird davon ausgegangen, dass die Wiederversauerung in den Seen langsam geringer und die seeinterne Alkalinitätsproduktion langsam stärker werden wird. Eine Prognose, wie lange die Nachsorgeneutralisationen notwendig sind, kann derzeit aber nicht abgegeben werden. Es wird davon ausgegangen, dass für die Maßnahmen noch Jahrzehnte erforderlich sind.

Vorstehende Ausführungen zeigen, dass die In-Lake-Neutralisation herzustellender und nachsorgend zu unterhaltender Bergbaufolgeseen in ehemaligen Braunkohletagebauregionen in den letzten Jahren umfangreiche, innovative und kostenrelevante Neu- und Weiterentwicklungen hervorgebracht hat. Maßgebende Weiterentwicklungen des Standes der Technik hat dabei die LMBV vor allem im Rahmen der von ihr geförderten Pilot- und Demonstrationsvorhaben selbst vorangetrieben. Dadurch stehen inzwischen unterschiedliche stationäre und mobile Technologien für die

Initial- und Nachsorgeneutralisation der herzustellenden und zu unterhaltenden Bergbaufolgeseen zur Verfügung. In [33] heißt es diesbezüglich:

„Der Werkzeugkasten für In-Lake-Neutralisationen ist gut gefüllt. Der LMBV stehen geeignete Werkzeuge und Leistungsträger für die effiziente Umsetzung der anstehenden Maßnahmen zur Verfügung, die es stetig weiter zu entwickeln und auszubauen gilt!“

Das erarbeitete Know-how ist natürlich auch für die In-Lake-Neutralisation im In- und Ausland außerhalb des Verantwortungsbereichs der LMBV relevant.

9 Referenzen

- [1] **LMBV (2005)**: Ergebnisbericht – Weiterführung des Monitorings zur Einschätzung der Nachhaltigkeit des Pilotversuches „Resuspension und anschließende Verspülung sedimentierter Kalke im Tagebausee Koschen (Geierswalder See)“ von Januar bis Juli 2005 vom 01.08.2005 (unveröffentlicht)
- [2] **LMBV (2010)**: Abschlussbericht – Sanierungsbegleitung zur Konditionierung des Haselbacher Sees vom 30.08.2010 (unveröffentlicht)
- [3] **LMBV (2011)**: Ingenieur- und Modelltechnische Überwachung der In-Lake-Sanierung Hainer See mit Teilbereich Haubitz 2008 – 2010, 2. Revision vom Juni 2011 (unveröffentlicht)
- [4] **LMBV (2011)**: Abschlussbericht – Vertiefende Untersuchung zur Nachsorge des Tagebausees Bockwitz, Grundlagenermittlung für das Limnologische Prognosegutachten Bockwitzer See vom 02.08.2011 (unveröffentlicht)
- [5] **LMBV (2012)**: Wissenschaftliche Detailuntersuchung zur Wiederversauerung des SB Burghammer während der Einfahrphase – Ergebnisbericht vom 07.09.2012 (unveröffentlicht)
- [6] **LMBV (2012)**: Demonstrationsvorhaben (Pilotprojekt) „Einsatz von getauchten Schwimmleitungen mit Düsen (GSD) zum Eintrag von Kalksuspension zur Neutralisation des Tagebausees Scheibe“ vom 14.09.2012 (unveröffentlicht)
- [7] **LMBV (2012)**: Technologie- und Wirkungsgradvergleich mobiler In-lake-Verfahren am Speicher Burghammer und am Lichtenauer See (RL F) vom 12.12.2012 (unveröffentlicht)
- [8] **LMBV (12/2012)**: Perspektive See, zum Stand der Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in den Lausitzer Bergbaufolgeseen, Abschlussbericht Projektzeitraum 2008 – 2012
<https://www.lmbv.de/index.php/fachkonferenz-2013.html>
- [9] **LMBV (2014)**: Beschaffenheitsentwicklung im Tagebausee Koschen während der Realisierung der In-lake-Neutralisierung mit mobilen Wasserbehandlungsanlagen, 2. Zwischenbericht: Initial-Neutralisierung und erste Nachsorgephase vom 10.02.2014 (unveröffentlicht)
- [10] **LMBV (2014)**: Herstellung eines erweiterten Hydrogencarbonatpuffers in schwach gepufferten und versauerungsempfindlichen Bergbaufolgeseen unter Einsatz von Kohlendioxid, In-lake-Neutralisation und Pufferaufbau am Lichtenauer See (RL F) – Abschlussbericht vom 30.06.2014 (unveröffentlicht)
- [11] **LMBV (2014)**: Technologie- und Wirkungsgradvergleich mobiler In-lake-Verfahren vom 29.09.2014 (unveröffentlicht)
- [12] **LMBV (2014)**: Beschaffenheitsentwicklung im Schlabendorfer See während der Realisierung der In-Lake-Neutralisierung mit mobilen Wasserbehandlungsanlagen, 3. Zwischenbericht: Initial-Neutralisierung Juli 2013 bis September 2014 vom 05.11.2014 (unveröffentlicht)
- [13] **LMBV (2015)**: Konzeption zur weiteren wasserwirtschaftlichen Sanierung der Schlabendorfer Felder vom 30.04.2015 (unveröffentlicht)

- [14] **LMBV (2015)**: Dokumentation und Bewertung des Einsatzes eines Sanierungsschiffs zur Initialneutralisation des Zwenkauer Sees im Zeitraum 09.04. bis 08.05.2015 vom 13.11.2015 (unveröffentlicht)
- [15] **LMBV (2016)**: Initialneutralisation des Wasserkörpers im RL Zwenkau – Bewertung der Zielerreichung der Neutralisation gemessen an der Umsetzung der Wasserrechtlichen Erlaubnis der Landesdirektion Sachsen vom 22.02.2011 vom 14.04.2016 (unveröffentlicht)
- [16] **LMBV (2016)**: Abschlussbericht Konditionierung Tagebausee Scheibe/Alkalinisierung vom 20.07.2016 (unveröffentlicht)
- [17] **LMBV (2017)**: Zustandsentwicklung der in den RL 12, 13, 14/15 und F herzustellenden Bergbaufolgeseen vom 23.02.2017 (unveröffentlicht)
- [18] **LMBV (2017)**: Wasserwirtschaftliche Jahresberichte der LMBV 2016, <https://www.lmbv.de/index.php/Flutungsstand.html>
- [19] **LMBV (2017)**: Abschlussbericht Initialneutralisation und Erprobung des HDHc-Verfahrens zur Alkalinisierung des Drehnaer Sees (RL 12), Teil 1 bis Teil 4 vom 30.06.2017 (unveröffentlicht)
- [20] **LMBV (2017)**: Leitfaden zur Erstellung von Projektskizzen für Pilot- und Demonstrationsvorhaben bei der LMBV <https://www.lmbv.de/index.php/forschung-zu-seen.html>
- [21] **LfULG (2012)**: Reinigungsverfahren von Grundwasser und Oberflächengewässern, VODAMIN/EU, Europäischer Fonds für regionale Entwicklung – Ziel 3/Cíl 3 <http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/download>
- [22] **LWG (2014)**: http://abwasserbilanz.de/wp-content/uploads/eger_vortrag.pdf
- [23] **Bilek F. (2013)**: Grundwassergenese und -behandlung, Beiträge zur Modell- und Technologie-Entwicklung, Habilitation, Proceedings des DGFZ e.V., ISSN 1430-0176, Heft 48
- [24] **Chung, S. W. et. al. (2009)**: Modelling the propagation of turbid density inflows into a stratified lake: Daecheong Reservoir, Korea. Environmental Modelling & Software, 24(12), 1467-1482
- [25] **Drebenstedt C. und Kuyumcu M. Hrsg. (2014)**: Braunkohlensanierung, Verlag Springer Vieweg, ISBN 978-3-642-16352-4, Kap. 5 Wasserwirtschaftliche Sanierung
- [26] **Geller, W. et. al. (2009)**: A pilot-scale field experiment for the microbial neutralization of a holomictic acidic pit lake. Journal of Geochemical Exploration, 100(2), 153-159
- [27] **Geller W. et. al. Hrsg. (2013)**: Acidic Pit Lakes – The Legacy of Coal and Metal Surface Mines, Verlag Springer, ISBN 978-3-642-29383-2
- [28] **Koch Ch. (2010)**: Einsatz von alkalischen Materialien und CO₂ zur Neutralisierung bergbaubedingt versauerter oberirdischer Gewässer und nachfolgender CO₂-Mineralisierung, Dissertation, Proceedings des DGFZ e.V., ISSN 1430-0176, Heft 40
- [29] **Merkel B. et. al. (2016)**: Efficiency of in-lake liming of acidic pit mine lakes, Abstract IMWA Jahreskonferenz in Leipzig und zugehörige Vortragsfolien

https://www.imwa.info/docs/imwa_2016/IMWA2016_Merkel_215.pdf

- [30] **Preuß V. und Koch Ch. (2013):** Wechselwirkungen der Wasserbeschaffenheit zwischen Tagebauseen und dem Grundwasser am Beispiel des Scheibe-Sees, Proceedings des DGFZ e. V., ISSN 1430-0176, Heft 49, S. 187 – 192
- [31] **Thürmer, K. (1999):** Ausbreitungsmechanismen von Suspensionen zur Restaurierung stehender Gewässer am Beispiel des Schmalen Luzin. Dissertation Bauhaus-Universität Weimar, 114 S.
- [32] **Totsche O. (2006):** Acidität und Puffersystem saurer Tagebauseen sowie Maßnahmen zu ihrer Neutralisation und pH-Stabilisierung, Dissertation, HU Berlin, 100 S.
- [33] **Totsche O. (2017):** Wasserbehandlungsverfahren und technische Entwicklung der In-Lake-Neutralisation von Bergbaufolgeseen, Proceedings des DGFZ e. V., ISSN 1430-0176, Heft 52, (in Vorbereitung/Druck)