Abschlussbericht

Kompendium wirtschaftlicher und umweltgerechter Best-Praxis Lösungen für Bergbaufolgemanagement sowie aktiven Bergbau (TP 2.6)

Teil 2: Instrumente zur Ermittlung geeigneter umweltgerechter Verfahren

Auftragnehmer:

DGFZ Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V.

FIB Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e.V.

VisDat geodatentechnologie GmbH

Autoren: Dr.-Ing. habil. Felix Bilek, Dr. Christian Hildmann, Manja Walko, Mario Uhlig

Auftraggeber:

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Koordination: Kathleen Lünich

LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE

Freistaat SACHSEN

Berichtszeitraum: Okt/2019 – März/2020
Berichtsabschluss: 31.03.2020

Gefördert durch den europäischen Fonds für Regionalentwicklung

Europäische Union. Europäischer Fonds für regionale Entwicklung. Evropská unie. Evropský fond pro regionální rozvoj.

SN CZ Ahoj sousede. Hallo Nachbar. Interreg V A / 2014 – 2020

INHALTSVERZEICHNIS

ABBILDUNGSVERZEICHNIS II

TABELLENVERZEICHNIS III

ANLAGENVERZEICHNIS 1

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS 2

1 VERANLASSUNG UND PROJEKTZIEL 3

2 ERGÄNZUNG DER DATENBANK 4

2.1 DATENQUELLEN 10

3 TEIL 1: KOMPENDIUM: BESCHREIBUNG DER BERGBAURELEVANTEN VERFAHREN 12

3.1 EINFÜHRENDE BEMERKUNG 12
3.2 STRATEGIE 2: GRUNDWASSERSANIERUNG (DEKONTAMINATION) 13
3.2.1 WASSERBEHANDLUNG BIOLOGISCHE VERFAHREN (NR.: 2.1.2) 17
3.2.2 WASSERBEHANDLUNG - PHYSIKALISCH/ CHEMISCHE VERFAHREN (NR.: 2.1.4) 22
3.2.3 BIOLOGISCHE VERFAHREN DER IN-SITU GRUNDWASSERSANIERUNG (NR.: 2.2.) 29
3.2.4 CHEMISCH/PHYSIKALISCHE VERFAHREN DER IN-SITU GRUNDWASSERSANIERUNG (NR.: 2.2.) 30
3.3 STRATEGIE 3: FLIEßGEWÄSSERSANIERUNG 31
3.3.1 SCHWEBSTOFFABSCHEIDUNG 3.1.1 32
3.3.2 NEUTRALISATIONSVERFAHREN (NR.: 3.1.2) 35
3.3.3 METALLABSCHEIDUNG (NR.: 3.1.3) 35
3.3.4 NATÜRLICHE SELBSTREINIGUNG (FLIEßGEWÄSSER) (NR.: 3.2) 35
3.3.5 BAULICHE MAßNAHMEN (NR.: 3.3.1) 36
3.3.6 WASSERMANAGEMENT (NR.: 3.3.2) 37
3.4 STRATEGIE 4: SEENSANIERUNG 38
3.4.1 INLAKE-NEUTRALISATION (NR.: 4.1.1 UND NR 4.1.2) 38
3.4.2 REAKTIVE TEPPICHE (NR.: 4.1.3) 39
3.4.3 NATÜRLICHE SELBSTREINIGUNG (NR.: 4.2) 40
3.4.4 FLUTUNG BZW. WIEDEREINSTAU (NR.: 4.3.1) 41
3.4.5 STEUERUNG (NR.: 4.3.2) 42
3.5 STRATEGIE 5: SICHERUNGSMAßNAHMEN 43
3.5.1 OBERFLÄCHENABDICHTUNG (NR.: 5.1.1) 44
3.5.2 VERRINGERUNG DER EXPOSITION (NR.: 5.5.1) 47
3.5.3 KIPPENKÖRPER/HALDEN-KONDITIONIERUNG (NR.: 5.5.2) 51
3.5.4 ANGEPASSTE BAUMAßNAHMEN (NR.: 5.5.3) 52
3.5.5 UMGANG MIT ANFALLENDEN SCHLÄMMEN (NR.: 5.6) 53

4 TEIL 2 ENTSCHEIDUNGSHILFE ZUR AUSWAHL ZIELFÜHRENDER VERFAHREN 56

4.1 ALLGEMEINE BEMERKUNGEN 56
4.1.1 EINFLUSSFAKTOREN 56
4.1.2 WEITERE HINWEISE ZUR NUTZUNG DER ENTSCHEIDUNGSDIAGRAMME 56
4.2 ENTSCHEIDUNGSHILFE VERFAHREN ZUR GRUNDWASSERSANIERUNG 57
4.2.1 KOMMENTARE ZUR AUSWAHL VON VERFAHREN ZUR BEHANDLUNG VORWIEGEND SULFATBELASTETER GRUNDWÄSSER (ABBILDUNG 4-2) 57
4.2.2 KOMMENTARE ZUR AUSWAHL VON PASSIVEN OXISCHEN VERFAHREN ZUR BEHANDLUNG VORWIEGEND DURCH AZIDITÄT, EISEN UND ALUMINIUM BELASTETER GRUNDWÄSSER (ABBILDUNG 4-3) 57
4.2.3 KOMMENTARE ZUR AUSWAHL VON AKTIVEN OXISCHEN VERFAHREN ZUR BEHANDLUNG VORWIEGEND DURCH AZIDITÄT, EISEN UND ALUMINIUM BELASTETER GRUNDWÄSSER (ABBILDUNG 4-4) 58
4.2.4 KOMMENTARE ZUR AUSWAHL VON VERFAHREN ZUR BEHANDLUNG VORWIEGEND DURCH SCHWERMETALLE UND ARSEN BELASTETER GRUNDWÄSSER (ABBILDUNG 4-5) 58
4.2.5 KOMMENTARE ZUR AUSWAHL VON VERFAHREN ZUR BEHANDLUNG OCH SALINARER GRUNDWÄSSER (ABBILDUNG 4-6) 58
4.3 ENTSCHEIDUNGSHILFE VERFAHREN ZUR FLIEßGEWÄSSERSANIERUNG 66
4.3.1 KOMMENTARE ZUR AUSWAHL VON VERFAHREN ZUR BEHANDLUNG VORWIEGEND SULFATBELASTETER FLIEßGEWÄSSER (ABBILDUNG 4-8) 66
4.3.2 KOMMENTARE ZUR AUSWAHL VON VERFAHREN ZUR BEHANDLUNG VORWIEGEND DURCH AZIDITÄT, EISEN UND ALUMINIUM BELASTETER FLIEßGEWÄSSER (ABBILDUNG 4-9) 67
4.3.3 KOMMENTARE ZUR AUSWAHL VON VERFAHREN ZUR BEHANDLUNG VORWIEGEND DURCH SCHWERMETALLE UND ARSEN BELASTETER FLIEßGEWÄSSER (ABBILDUNG 4-10) 67
4.3.4 KOMMENTARE ZUR AUSWAHL VON VERFAHREN ZUR BEHANDLUNG HOCH SALINARER FLIEßGEWÄSSER (ABBILDUNG 4-11) 68
4.4 ENTSCHEIDUNGSHILFE VERFAHREN ZUR SEEWASSERSANIERUNG 74
4.5 ENTSCHEIDUNGSHILFE BEI SICHERUNGSMAßNAHMEN 74
4.5.1 KOMMENTARE ZU MAßNAHMEN ZUR MINDERUNG/UNTERBINDUNG DER PYRITVERWITTERUNG (ABBILDUNG 4-13) 75
4.5.2 KOMMENTARE ZU MAßNAHMEN ZUR MINDERUNG/UNTERBINDUNG VON STOFFAUSTRÄGEN AUS KIPPENKÖRPERN UND HALDEN (ABBILDUNG 4-14) 75
4.5.3 UMGANG MIT ANFALLENDEN SCHLÄMMEN (ABBILDUNG 4-15) 75

5 TEIL 3 BEAST-ANWENDUNG 81

6 LITERATUR 82

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 2-1: Zusammenwirken verschiedener Verfahrensschritte bei der Aufbereitung von bergbaubeeinflussten Wässern 5
Abbildung 2-2: Zusammenführung der Datenquellen zur aktualisierten BEAST-Datenbank 8
Abbildung 4-1: Zusammenstellung von Verfahren zur Behandlung bergbaubeeinflusster Grundwässer in Abhängigkeit des Schadstoffspektrums, des Platzangebotes, des Volumenstromes bzw. im Falle hoher Salzfrachten vom Wasser- und Energieangebot. 60
Abbildung 4-2: Entscheidungsbaum zur Auswahl von Verfahren zur Behandlung vorwiegend sulfatbelasteter Grundwässer 61
Abbildung 4-3: Entscheidungsbaum zur Auswahl von Verfahren zur Behandlung vorwiegend durch Azidität, Eisen und Aluminium belasteter Grundwässer durch passive oxische Verfahren 62
Abbildung 4-4: Entscheidungsbaum zur Auswahl von Verfahren zur Behandlung vorwiegend durch Azidität, Eisen und Aluminium belasteter Grundwässer durch aktive oxische Verfahren 63
Abbildung 4-5: Entscheidungsbaum zur Auswahl von Verfahren zur Behandlung vorwiegend durch Schwermetalle und Arsen belasteter Grundwässer 64
Abbildung 4-6: Entscheidungsbaum zur Auswahl von Verfahren zur Behandlung von vorwiegend durch hohe Salzfrachten belastete Grundwässer 65
Abbildung 4-7: Zusammenstellung von Verfahren zur Behandlung bergbaubeeinflusster Fließgewässer in Abhängigkeit des Schadstoffspektrums, des Platzangebotes, des Volumenstromes bzw. im Falle hoher Salzfrachten vom Wasser- und Energieangebot. 69
Abbildung 4-8: Entscheidungsbaum zur Auswahl von Verfahren zur Fließgewässersanierung bei hohen Sulfatfrachten 70
Abbildung 4-9: Entscheidungsbaum zur Auswahl von Verfahren zur Fließgewässersanierung bei Kontamination durch Azidität, Eisen-II und Aluminium 71
Abbildung 4-10: Entscheidungsbaum zur Auswahl von Verfahren zur Fließgewässersanierung bei Kontamination durch Schwermetalle und Arsen 72
Abbildung 4-11: Entscheidungsbaum zur Auswahl von Verfahren zur Fließgewässersanierung bei Kontamination durch hohe Salzfrachten 73
Abbildung 4-12: Zusammenstellung von Sicherungsmaßnahmen im Bergbau. 77
Abbildung 4-13: Entscheidungsbaum zur Auswahl von Sicherungsmaßnahmen zur Minderung/Unterbindung der Sulfidverwitterung 78
Abbildung 4-14: Entscheidungsbaum zur Auswahl von Sicherungsmaßnahmen zur Minderung/Unterbindung von Stoffausträgen aus Kippenkörpern und Halden 79
Abbildung 4-15: Entscheidungsbaum zum Umgang mit anfallenden Schlämmen 80

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 2-1: Inhaltliche Strukturierung der bisherigen Atrium-Datenbank 6
Tabelle 2-2: Beispiele für die Gliederung der aktualisierten BEAST-Datenbank 9
Tabelle 3-1: Gliederung der Verfahren zur Grundwassersanierung 14
Tabelle 3-2: Gliederung der Verfahren zur Fließgewässersanierung 31
Tabelle 3-3: Gliederung der Verfahren zur Seesanierung 38
Tabelle 3-4: Gliederung der Sicherungsmaßnahmen 43

ANLAGENVERZEICHNIS

Anlage 1: *Entscheidungsbaum Seewasserbehandlung*

Anlage 2: *Softwaredokumentation Dokumentation der Webanwendung BEAST (BErgbau-Altlasten-SanierungsTechnologien)*

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

Abkürzung	Definition / Erläuterung
ADAG	Active Drain and Gate System
ALD	anoxic limestone drain - Anoxischer Karbonatkanal
AMD	Acid Mine Drainage – saure bergbaubeeinflusste Wässer (Grubenwässer, Haldenwässer, Sickerwässer) = saure Wässer mit hohen Gehalten an gelösten Metall-, Semimetall- und Sulfat-Ionen, die aus Erzlagerstätten, Kohlenlagerstätten, Bergwerken (Minen) und Bergbauhalden ausfließen
EHS	Eisenhydroxidschlamm
FHM	Flockungshilfsmittel
GWRA	Grubenwasserreinigungsanlage
HDS	High-Density-Sludge (Verfahren)
INAP	International Network of Acid Prevention
MOB	Manganese Oxid Bed
MRB	Manganese Removal Bed
NM	Neutralisationsmittel
OLC	Oxic Limstone Chanel
OLD	Oxic Limstone Drain
PIRAMID	Passive In-situ Remediation of Acidic Mine / Industrial Drainage, Forschungsprojekt der 5. Framework Programme der EU-Kommission (1998–2002)
PRB	permeable reactive barrier / Reaktive Barrieren / Durchströmte Reinigungswände
RAPS	reducing and alkalinity producing system - reduzierendes Alkalinität produzierendes System
SAPS	successive alkalinity producing system - sukzessive Alkalinität produzierendes System
SCOOFI	Surface-catalysed Oxidation of Ferrous Ion
VFR	Vertikalfilterreaktor
ZVI	Zero Valent Iron

1 VERANLASSUNG UND PROJEKTZIEL

Sowohl die Wirtschaft als auch die Umwelt in Sachsen sind in verschiedenen Regionen von laufenden oder bereits abgeschlossenen Bergbauaktivitäten geprägt. Das LfULG führte das von der Europäischen Union und dem Kooperationsprogramm Freistaat Sachsen - Tschechische Republik 2014 – 2020 geförderte Projekt Vita-Min. Dieses Projekt hat sich zum Ziel gesetzt, Gewässerbelastungen durch den aktiven und Sanierungsbergbau sowie den Altbergbau und daraus resultierende Konflikte zu identifizieren und Lösungsstrategien regional und grenzüberschreitend zu entwickeln. Gegenstand war insbesondere die Entwicklung und Kontrolle der Wassergüte von Grund- und Oberflächenwasser in bergbaubeeinflussten Regionen sowie die Erweiterung des Verständnisses der wasserwirtschaftlichen und geochemischen Gesamtsituation im Freistaat Sachsen sowie Tschechien. Es wurden konkrete Konzepte zur Verbesserung der wasserwirtschaftlichen Situation erstellt, welche zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in den vom Bergbau betroffenen Regionen beitragen sollen. Unter anderem wurde eine Vielzahl von Reinigungs- und Sanierungsverfahren für betroffene Grund- und Oberflächenwässer recherchiert und hinsichtlich ihrer Anwendung und Anwendbarkeit in Sachsen bewertet [3, 4, 5, 6, 7, 8].

Diese Verfahren wurden nun gebündelt und recherchierbar gemacht, indem sie in die bisherige Datenbankanwendung ATRIUM eingepflegt wurden. Diese Datenbankanwendung wird vom LfULG seit 2004 auf seiner Webseite zur Verfügung gestellt, umfasste bisher jedoch nur Verfahren zur Sanierung von Altlasten. Diese Webanwendung wurde nun um bergbauspezifische Sanierungsverfahren erweitert und ertüchtigt und in diesem Zug in die neue BEAST-(Bergbau-Altlasten-Sanierungs-Technologien) Datenbank überführt. Die neue BEAST-Anwendung wurde ebenfalls in die LfULG Webseite integriert.

Die nun auch bergbauliche Sanierungsverfahren umfassende BEAST-Datenbank soll der übersichtlichen Darstellung und der Kommunikation der erlangten Ergebnisse und Erkenntnisse dienen. Sie soll für alle Akteure und Beteiligten eine Hilfestellung in der Planung und Vorbereitung weiterer Maßnahmen sein, die dazu dienen, die bergbaugeprägten Landschaften Sachsens in eine attraktive Folgenutzung zu überführen und den Naturhaushalt zu rehabilitieren.

Sie soll auch eine fachliche Arbeitshilfe für Gutachter und Behörden vor allem innerhalb der Bearbeitungsphasen „Sanierungsuntersuchung" und „Sanierungsplanung" darstellen. Die aktualisierte BEAST-Datenbank ermöglicht insbesondere Mitarbeitern von Behörden aber auch planenden und ausführenden Firmen und Ingenieurbüros eine Auswahl und Erstbewertung von Maßnahmen und Sanierungsverfahren zur Umsetzung der Vorschriften des Bundes-Bodenschutz- und Altlastengesetzes (BBodSchG) einerseits und des Bundesberggesetzes (BBergG) andererseits.

In dieser Studie werden in **Teil 1 (Kompendium)** nochmals alle recherchierten und beschriebenen wirtschaftlichen und umweltgerechten Best-Praxis Lösungen für das Bergbaufolgemanagement sowie für den aktiven Bergbau in kurzer Form zusammengestellt. Eine detaillierte Darstellung der einzelnen Verfahren erfolgt aufgrund der bereits vorliegenden Dokumentationen [3, 4, 5, 6, 7, 8] nicht.

In **Teil 2 (Entscheidungshilfe)** des Dokuments werden Kriterien benannt, die vom Anwender in Abhängigkeit der standortspezifischen Randbedingungen und Anforderungen zur Auswahl möglicher Verfahren und Vorgehensweisen herangezogen werden können.

Die zur Ergänzung und Modernisierung der Datenbank durchgeführten Arbeiten und die Dokumentation der aktualisierten Datenbank erfolgt in **Teil 3 (Dokumentation der Webanwendung)**, einem separaten Dokument, das dem Text als Anlage 2 beigefügt ist. Die neue Datenbank wird um die in Teil 1 benannten Verfahren zum Schutz von Grund- und Oberflächenwässern vor bergbaulichen Einflüssen bzw. um Verfahren für die Behandlung von bergbaubeeinflussten Wässern erweitert. Die Aufnahme weiterer neuer Informationen zu allen Verfahren in die Datenbank ist möglich.

2 ERGÄNZUNG DER DATENBANK

Die Behandlung von bergbaubeeinflussten Wässern ist meist eine Kombination eines oder mehrerer sich gegenseitig beeinflussender Teilprozesse. Abbildung 2-1 zeigt Beispiele wie physikalische, chemische und biologische Verfahrensschritte bei den einzelnen Grubenwasseraufbereitungsverfahren zusammenwirken. So werden Fe und Al im Normalfall im Rahmen der Neutralisation von Grubenwässern durch chemische Fällung etwa bei pH 8,5 abgeschieden. Die erst bei höheren pH-Werten Hydroxide bildenden Metalle wie Mn, Zn, Cu, Ni und Cd werden eher durch Sorptionsprozesse an die Hydroxid-Schlämme von Eisen und Aluminium abgeschieden. Die gravitative Abscheidung der durch Fällung gebildeten Schwebstoffe aus der Wasserphase ist dagegen ein rein physikalischer Prozess. Insofern ist eine Strukturierung möglicher Verfahren lediglich nach dem Wirkmechanismus oder nach dem Schadstoff nicht immer zielführend. Diesem Aspekt wurde weitgehend bei der Gliederung der Verfahren für die Datenbank Rechnung getragen, indem für die oberste Ebene eine schutzgutbezogene Gliederung gewählt wurde. In den weiteren Gliederungsebenen werden die Verfahren nach dem primären Wirkmechanismus eingeordnet, wohlwissend dass für physikalisch dominierte Verfahren wie z. B. die Sedimentation auch chemische Prozesse eine Rolle spielen und chemische Verfahren wie die oxidative Metallabscheidung auch mikrobielle Komponenten haben können.

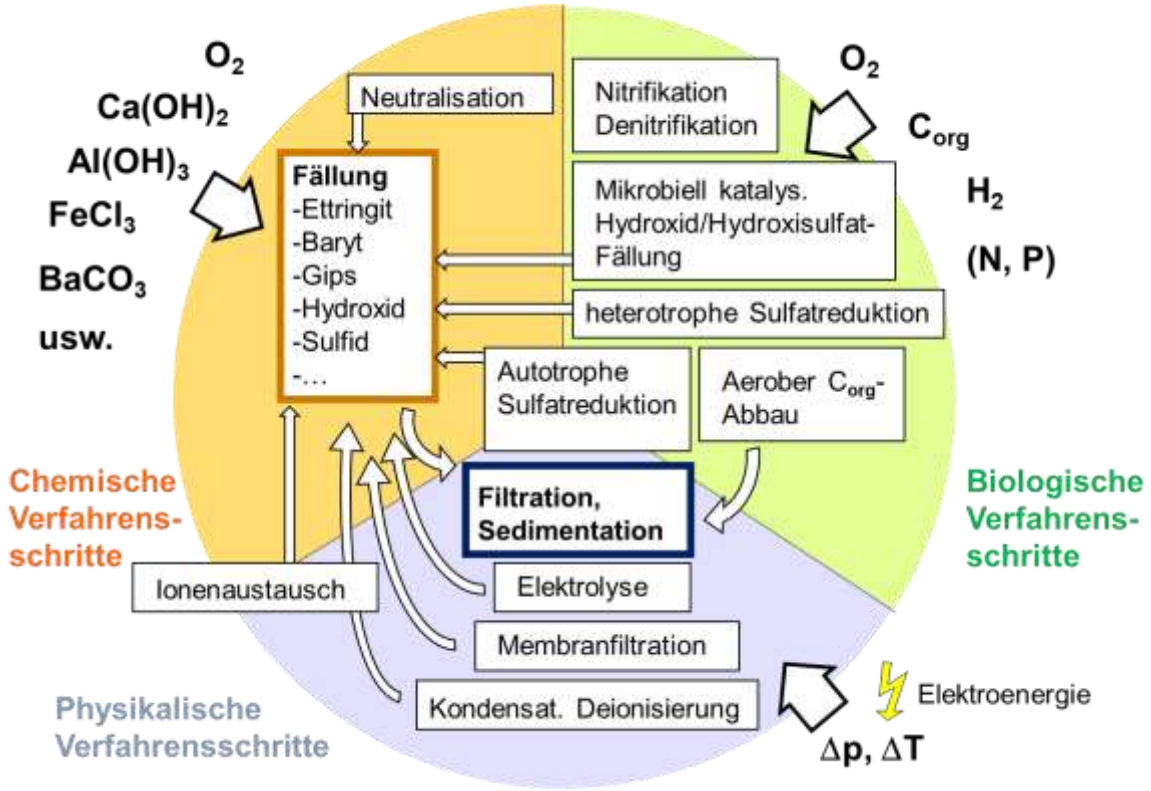


Abbildung 2-1: Zusammenwirken verschiedener Verfahrensschritte bei der Aufbereitung von bergbaubeeinflussten Wässern

Die bisherige ATRIUM-Datenbank fokussierte auf die Behandlung und Sanierung von Altlasten. Sie umfasste die in Tabelle 2-1 dargestellten Behandlungsstrategien. Unter jedem Unterpunkt wurden eines oder mehrere Verfahren (hier nicht dargestellt) gruppiert. Die Datenbank ermöglichte die gezielte Suche nach Verfahren anhand von verschiedenen Schlagworten oder Schadstoffgruppen. Für jedes der abgelegten Verfahren wurde eine allgemeine Verfahrensbeschreibung abgelegt. Es bestand die Möglichkeit Anbieter für ein bestimmtes Verfahren zu hinterlegen. Weitere Informationen wurden zu folgenden Stichpunkten abgelegt:

- Arbeitsschutz
- Überwachung
- Nachsorge
- Nachbesserung
- Anwendungsstand
- Erforderliche Genehmigungen
- Behandelbares Schadstoffspektrum
- Eignungsgrad für verschiedene Böden und Materialien
- Umweltauswirkungen

Die bisherige Gliederung der ATRIUM Datenbank wurde nun erweitert, um die bergbauspezifischen Verfahren mit in die Struktur zu integrieren. Die Ergänzung betrifft insbesondere Behandlungsverfahren für bergbaubeeinflusste Fließgewässer und Seen. Gefährdungen dieser Kompartimente des Wasserhaushaltes entstehen infolge von Bergbautätigkeiten, insbe-

sondere beim Abbau von Steinen, Kies, Sand und Braunkohle werden aber auch nach wie vor durch den Altbergbau verursacht.

Abbildung 2-2 zeigt die Zusammenführung von bereits vorhandenen Daten aus der bisherigen ATRIUM-Datenbank (Links) und den für bergbaurelevante Verfahren vorliegenden Steckbriefen (Rechts) für bergbaurelevante Verfahren in die neu gewählten Kategorien der aktualisierten BEAST-Datenbank (Mitte). Neben den in verschiedenen vorangegangenen LfULG-Projekten erarbeiteten Steckbriefen für bergbaurelevante Verfahren wurden die notwendigen Informationen auch aus den dazugehörigen Berichten [3, 4, 5, 6, 7, 8] und aus weiteren Recherchen (siehe Kap. 2.1) zusammengetragen.

Die Informationen aus der bisherigen ATRIUM-Datenbank und den Steckbriefen wurden für bergbauspezifische Verfahren für einige Stichpunkte zusammengeführt (so z. B. für die „Verfahrensbeschreibung"). Zu anderen Stichpunkten (wie z. B. zur „Überwachung") lagen bisher keine Informationen für die bergbauspezifischen Verfahren vor. Diese Informationen wurden, wenn verfügbar und sinnvoll, bei der Datenbank-Aktualisierung ergänzt.

Tabelle 2-1: Inhaltliche Strukturierung der bisherigen Atrium-Datenbank

1	Bodensanierung (Dekontamination)
1.1	ex-situ Bodensanierung
1.1.1	ex-situ Behandlungsverfahren (on site)
1.1.2	ex-situ Behandlungsverfahren (off site)
1.1.3	Verfahren zum Aushub und Verwertung des Bodens
1.2	in-situ Bodensanierung
1.2.1	Biologische Verfahren Boden
1.2.2	Chemisch-Physikalische Verfahren Boden
1.3	Bodenluftsanierung
1.3.1	Bodenluftentnahmeverfahren
1.3.2	Bodenluftbehandlungsverfahren
2	Grundwassersanierung (Dekontamination)
2.1	ex-situ Grundwassersanierung (pump and treat)
2.1.1	Verfahren zur Förderung und Ableitung des Grundwassers
2.1.2	Wasserbehandlung - biologische Verfahren
2.1.3	Wasserbehandlung - mechanische Seperationsverfahren
2.1.4	Wasserbehandlung - physikalisch/ chemische Verfahren
2.2	in-situ Grundwassersanierung
2.2.1	Biologische Verfahren
2.2.2	Chemisch-Physikalische Verfahren GW
2.2.3	Phasenabscheidung
5	Sicherungsmaßnahmen
5.1	Abdichtsysteme
5.1.1	Oberflächenabdichtung
5.1.2	Vertikale Dichtsysteme
5.1.3	Basisabdichtung
5.2	Immobilisierung
5.2.1	Immobilisierung in-situ
5.2.2	Immobilisierung on-site/off-site
5.3	Hydraulische Verfahren
5.3.1	Hydraulische Sperren
5.3.2	Abfangen/Umleiten von Wasser
5.4	Explosionsschutz
5.4.1	passive Entgasung

Die aktualisierte BEAST-Datenbank umfasst vier Gliederungsebenen.

Gliederungsebene 1: **Strategie**: Die oberste Gliederungsebene bildet die schutzgutbezogene Gliederung. Sie umfasst die folgenden fünf Strategien

1 Bodensanierung

2 Grundwassersanierung

3 Fließgewässersanierung

4 Seensanierung

5 Sicherungsmaßnahmen

Aus der bisherigen ATRIUM-Gliederung stammende Elemente
Neue in die BEAST-Datenbank aufgenommene bergbauspezifische Gliederungselemente

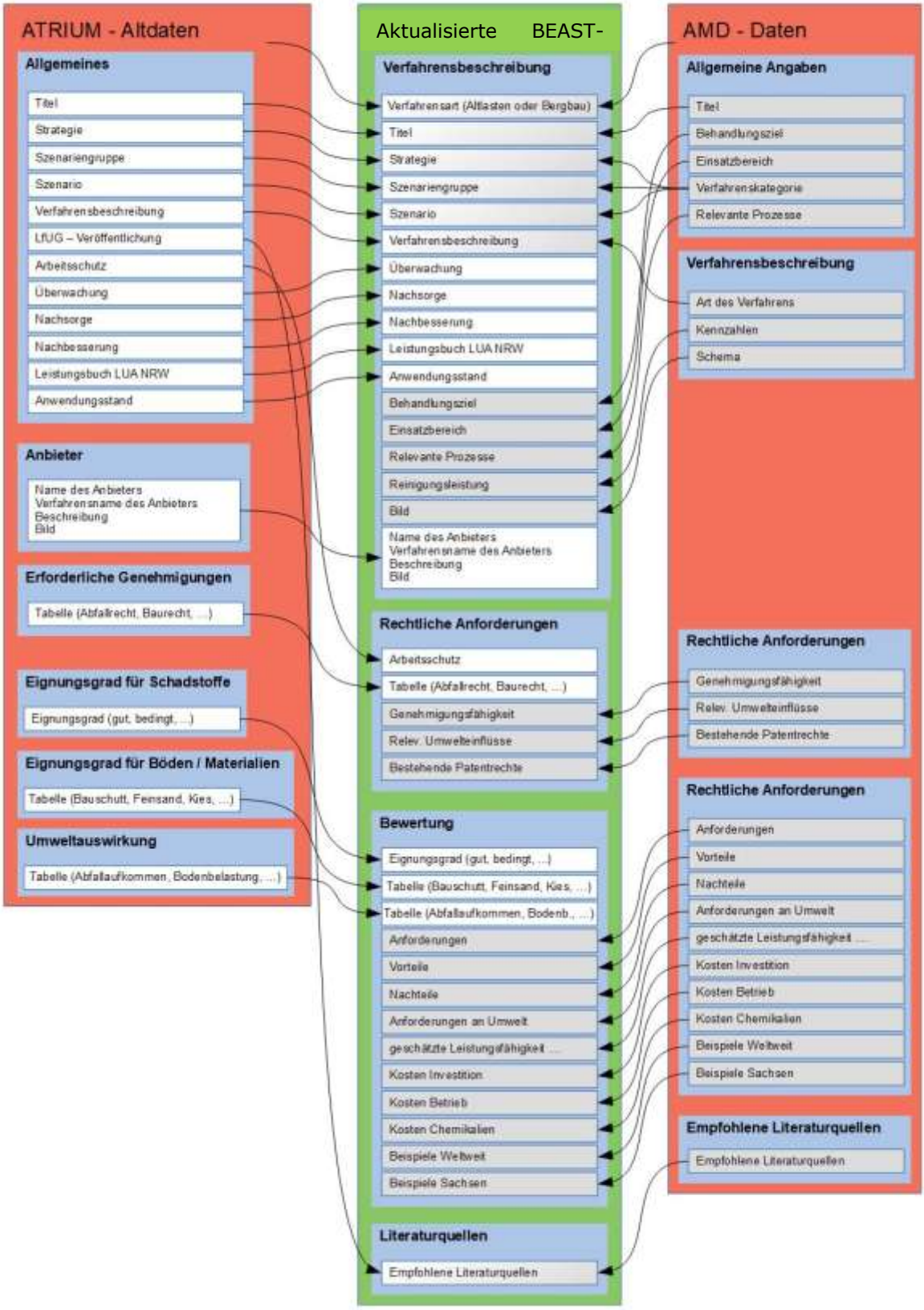


Abbildung 2-2: Zusammenführung der Datenquellen zur aktualisierten BEAST-Datenbank

Dabei entstammen die Strategien *Bodensanierung* und *Grundwassersanierung* sowie *Sicherungsmaßnahmen* der bisherigen ATRIUM-Datenbank. Sie wurden um die Strategien *Fließgewässersanierung* und *Seensanierung* ergänzt. Dieses Beibehalten der schutzgutbezogenen Gliederung der Datenbank (Boden, Grundwasser, Fließgewässer u.s.w.) in der ersten Gliederungsebene ist sinnvoll, da es Suchprozesse der Anwender erleichtert.

In Gliederungsebene 2 und 3: **Szenariengruppe** bzw. **Szenarien** werden die Verfahren nach ihren Haupt-Wirkprinzipien (z. B. Biologisch, Chemisch, Physikalisch) oder nach ihren Hauptwirkungsbereichen (In-situ, ex-situ) eingeordnet, wohlwissend dass für physikalisch dominierte Verfahren wie z. B. die Sedimentation auch chemische Prozesse eine Rolle spielen und chemische Verfahren wie die oxidative Metallabscheidung auch mikrobielle Komponenten haben können. Diese Gliederungsebenen entsprechen in der Regel den nächsten anstehenden Auswahl-Entscheidungen der Anwender. Sie spiegeln die Anforderungen durch die jeweiligen Standorte, der Genehmigungsbehörden und des Schadstoffspektrums wider.

In Gliederungsebene 4: **Verfahren** sind die einzelnen Verfahren mit ihren Spezifika charakterisiert. Durch die große Vielfalt der Verfahren, die speziell im Rahmen der Bergbausanierung erprobt und eingesetzt werden, wurde es hier teilweise notwendig, bereits bestehende Einträge (z. B. Reduktion/Oxidation) zu diversifizieren, Das heißt, es werden in der aktualisierten BEAST-Datenbank z. B. mehrere Verfahren zur „Oxidation" eingeführt:

- Oxidation: Belüftungskaskade
- Oxidation: Venturi-Belüftung
- Oxidation: Oberflächenbelüftungssysteme
- Oxidation: chemische Oxidationsmittel

Zwei Beispiele für die oben genannte Gliederung sind in Tabelle (hier für die Strategie „Grundwassersanierung") dargestellt.

Tabelle 2-2: Beispiele für die Gliederung der aktualisierten BEAST-Datenbank

Gliederungsebene	Bezeichnung Gliederungsebene	**Beispiel 1**
1	1 Strategie	Grundwassersanierung
2	1.1 Szenariengruppe	Ex-situ Grundwassersanierung
3	1.1.1 Szenarien	Verfahren zur Förderung und Ableitung des Grundwassers
4	1.1.1.1 Verfahren	Wiedereinleitung ins Grundwasser über Schluckbrunnen

Gliederungsebene	Bezeichnung Gliederungsebene	**Beispiel 2**
1	1 Strategie	Grundwassersanierung
2	1.1 Szenariengruppe	Ex-situ Grundwassersanierung
3	1.1.1 Szenarien	Verfahren zur vorwiegend chemischen Wasserbehandlung
4	1.1.1.1 Verfahren	Neutralisationsverfahren

In manchen Fällen kommen Sanierungsverfahren sowohl im Altlastenbereich als auch in jeweils angepasster Form in der Bergbausanierung zum Einsatz. Grundsätzlich wird ein be-

stimmtes Verfahren jedoch nur einmal in der Datenbank geführt. Zur Charakterisierung der Einsatzmöglichkeiten wird die Kategorie „*Einsatzbereich*", die in jedem Steckbrief genannt ist und die auch Bestandteil der aktualisierten BEAST-Datenbank bleibt, genutzt. Hier kann für jedes Verfahren gekennzeichnet werden, ob es „geeignet zur Sanierung von Altlasten" oder „geeignet zur Sanierung von Bergbaufolgen" ist.

2.1 DATENQUELLEN

Die Recherche und Bewertung der bergbaurelevanten Sanierungsverfahren baut auf den Ergebnissen der VODAMIN-Berichte von Teilprojekt 04 „Reinigungsverfahren von Grundwasser und Oberflächengewässern" [5], Teilprojekt 09 „Reinigungsverfahren für Grubenwasser - Bewertung und Selektion der Verfahren" [6] sowie Teilprojekt 14 „Verfahren zur Fassung, Ableitung und Reinigung von bergbaulich kontaminierten Grundwässern" [7] auf.

Im Vita-Min-Teilprojekt 1.9 „Recherche und Wirtschaftlichkeit (mikro-)biologischer Verfahren zur Reinigung von Bergbauwässern" [4] wurden folgende (mikro-)biologischen Reinigungsmethoden bereits umfassend beschrieben und bewertet:

- Aerobe konstruierte Feuchtgebiete
- Anaerobe konstruierte Feuchtgebiete
- Reduzierende Alkalinität produzierende Systeme
- In-situ reaktive Barrieren
- In-situ Reaktionszonen (Stimulation der heterotrophen Sulfatreduktion)
- In-situ Enteisenung
- Bioreaktoren – heterotrophe Sulfatreduktion
- Bioreaktoren – autotrophe Sulfatreduktion
- Bioreaktoren – Schwertmannit-Verfahren

Für diese Verfahren liegen sog. Steckbriefe vor, in denen diese nach definierten Kriterien kurz charakterisiert wurden.

Folgende weitere Verfahren wurden im Rahmen des Vita-Min-Teilprojektes 1.8 „Reinigungsverfahren sowie wirtschaftliche Bewertung und Selektion der Best-Praxis-Verfahren gegen Acid-Mine-Drainage" [3] in Form von Steckbriefen charakterisiert:

- Aktive Grubenwasseraufbereitung
- Aktive Behandlung von Wässern mit Schwermetallen
- Savmin- und Walhalla-Verfahren
- Membran-Verfahren
- Membranelektrolyse-Verfahren (RODOSAN)
- Thermische Eindampfung
- Absetz- bzw. Sedimentationsbecken
- Oxischer Karbonatkanal (OLD)
- Offenes Karbonatgerinne (OLC)
- Manganese Oxidation Bed
- Anoxischer Karbonatkanal (ALD)
- Vertikaldurchflussreaktor (VFR) – Großoberflächenfilter
- Geschlossenes Karbonatlösungssystem
- Siderit–Calcit-Reaktor

sowie weitere Verfahren aus anderen Vita-Min-Studien.

Folgende internationale Quellen zu Verfahren der Bergbauwasser-Aufbereitung bzw. der Verminderung des Anfalls von bergbaubeeinflustem Wasser werden ausgewertet:

1. *INAP International Network of Acid Prevention: Treatment of Sulphate in Mine Effluents* (2003). Zusammenstellung von Verfahren zur Abtrennung von Sulfatfrachten aus bergbaubeeinflussten Wässern. Es werden Fällungstechniken, Membranverfahren, Ionen-Austauschverfahren und Verfahren zur mikrobiellen Sulfatentfernung dargestellt. Die einzelnen Prozesse werden anhand von Beispielen bewertet [11].
2. *Global Acid Rock Drainage Guide (GARD Guide)* (INAP 2014). The International Network for Acid Prevention. Von http://www.gardguide.com abgerufen. Sehr umfangreiche Zusammenstellung aller für die Sauerwasserbildung relevanten hydraulischen, mikrobiellen und hydrochemischen Prozesse. Die gesetzlichen Grundlagen für verschiedene Länder, Methoden der Erkundung und Vorhersage sowie der Vermeidung und Behandlung von AMD werden vorgestellt [12].
3. *Engineering guidelines for the passive remediation of acidic and/or metalliferous mine drainage and similar wastewaters*; PIRAMID (Passive In-situ Remediation of Acidic Mine / Industrial Drainage) Consortium. University of Newcastle Upon Tyne, 2003 (PIRAMID Consortium, 2003). In diesem in einem internationalen Forschungsverbund entstandenen Text werden Hinweise zur praktischen Anwendung von passiven in-situ-Sanierungs-Technologien zur Aufbereitung und Behandlung von sauren und / oder metallhaltigen Minenabwässern und anderen, ähnlichen Abwässern zusammengestellt [13].
4. *Manual for biological remediation techniques*; International Centre for Soil and Contaminated Sites. Dessau, 2006. Der Text stellt verschiedene etablierte in-situ-Verfahren zur Dekontamination organisch belasteter Untergründe (gesättigte und ungesättigte Zone) aus dem Bereich der Altlastenbehandlung vor [14].
5. *Introduction of in-situ-bioremediation of groundwater*. Herausgegeben von der Environmental Protection Acency, USA, 2013. Der Text fokussiert auf die im Untergrund beim Abbau von organischen Schadstoffen ablaufenden chemischen und mikrobiellen Prozesse. Er stellt kurz einige Beispiele von im Feld implementierten Verfahrensvarianten dar [15].
6. *Guiding principles for constructed treatment wetlands*. Environmental Protection Acency, USA, 2000. Der Text fokussiert auf die Planung, Implementierung und den Betrieb/Unterhaltung von Wetlands. Der Text ist auf die US-amerkanische Gesetzeslage abgestimmt [16].
7. *A handbook of constructed wetlands: a guide to creating wetlands for: Agricultural wastewater, Domestic Wastewater, Coal Mine Drainage, Stormwater*, 1995. Allgemeine und knappe Einführung in die Funktionsweise, die verschiedenen Ausprägungen und die Implementierung von Wetlands [17].

3 TEIL 1: KOMPENDIUM: BESCHREIBUNG DER BERGBAURELEVANTEN VERFAHREN

3.1 EINFÜHRENDE BEMERKUNG

Nur ein Teil der in der wissenschaftlichen Literatur beschriebenen Verfahren werden weltweit aktuell tatsächlich für die Aufbereitung von durch den Bergbau verunreinigten Wässern eingesetzt. Einige andere Verfahren befinden sich noch in der Entwicklung. So sieht Wolkersdorfer (2017) die elektrochemischen Verfahren als zukunftsweisend an. Für einen industriellen Einsatz sind jedoch noch einige Anstrengungen von Wissenschaft und Ingenieurstechnik notwendig.

Andere Verfahren sind technologisch funktionsfähig, werden aber aufgrund hoher Kosten für Betriebsstoffe und Energie kaum eingesetzt. Hierzu zählen bspw. die Ettringitfällung oder das Walhalla-Verfahren sowie Verfahren, die die Sulfatreduktion zur Schwermetallbildung nutzen. Solche Verfahren sind dann nur im Einzelfall unter besonderen Randbedingungen (erhöhter Handlungsdruck, besonders gute Verfügbarkeit der benötigten Zuschlagstoffe usw.) einsetzbar.

Wieder andere Verfahren sind aufgrund lokaler Gegebenheiten an einem Standort gut geeignet, an anderen Standorten jedoch nicht einsetzbar. Ein Beispiel sind die aeroben Wetlands zur Schwebstoff- und Metallabscheidung, die zur Behandlung von Stollenwässern alter englischer Kohlebergbaue eingesetzt werden. Diese sind i.d.R. durch alkaline Wasserbeschaffenheiten, geringe Volumenströme und geringe Schwermetallfrachten geprägt, weshalb diese Verfahren wirksam sind. Eine Übertragung auf sächsische Verhältnisse ist aufgrund völlig anderer geochemischer und hydraulischer Bedingungen jedoch nur in Einzelfällen möglich.

Weiterhin gibt es Reinigungsmethoden, die speziell für die Anforderungen des mittel- und ostdeutschen Braunkohleneviers (weiter)entwickelt wurden wie z. B. die *In-Lake-Verfahren*. Für diese gibt es so gut wie keine internationalen Erfahrungen oder Referenzen.

Ein relevanter Faktor am Standort Sachsen ist die Temperatur. Sowohl mikrobielle als auch chemische Stoffumsätze verringern sich teilweise signifikant bei Temperaturen nahe des Nullpunktes. Auf diesen Prozessen basierende Reinigungsverfahren liefern deshalb in der kalten Jahreszeit oft signifikant schlechtere Ergebnisse als im Sommerhalbjahr. Auch das anteilige oder vollständige Ein- und Zufrieren von Oberflächengewässern oder Anlagen (z. B. Ockerteiche) kann die Leitungsfähigkeit von sowohl naturnahen als auch technischen Verfahren zeitweise stark beeinträchtigen.

Hierzulande wird im Rahmen der Wasserrechtlichen Erlaubnis für den Betrieb eines Reinigungsverfahrens meist die Einhaltung von Absolutwerten im Ablauf gefordert. Die Vorgabe einer prozentualen Abreinigungsleistung oder gar die Vorgabe einer über das Jahr gemittelten Fracht ist selten. Vor diesem Hintergrund sind jahreszeitliche Schwankungen der Leistungsfähigkeit gerade naturnaher Systeme oft Ausschlusskriterien für ein Verfahren.

In diesem Sinne sind nicht alle hier genannten Verfahren von der gleichen praktischen Relevanz. Die letztendliche Entscheidung über die Einsetzbarkeit eines Verfahrens kann nur

durch den Fachmann anhand eines konkreten Standortes bzw. einer konkreten Problemstellung in Kenntnis aller relevanten Randbedingungen getroffen werden (siehe auch Kap. 4.1).

In den folgenden Unterkapiteln des „Kompendiums" werden die bergbaurelevanten Verfahren der einzelnen Strategien vorgestellt. Jeweils am Anfang eines Kapitels ist die Gliederung der BEAST-Datenbank dargestellt. Jedes Verfahren erhält eine Gliederungsnummer. Blau hinterlegt sind jeweils die bereits bisher enthaltenen Verfahren dargestellt. Diese werden nun um die bergbaurelevanten Verfahren (braun hinterlegt) ergänzt. Teilweise beinhaltete die bereits bestehende Datenbank Eintragungen (Verfahren), die auch bergbaurelevant sind. Diese wurden lila gekennzeichnet. Diese bestehenden Einträge werden um den Zusatz „geeignet zur Sanierung von Bergbaufolgen" ergänzt. Teilweise mussten dafür auch Inhalte ergänzt werden.

3.2 STRATEGIE 2: GRUNDWASSERSANIERUNG (DEKONTAMINATION)

Hinsichtlich *Strategie 1: Bodensanierung* erfolgt keine Ergänzung durch bergbaurelevante Verfahren. Alle Verfahren, die primär Maßnahmen zur Minderung des Schadstoffaustrages aus bergbaubürtigen Feststoffkörpern (z. B. Kippen) betreffen, werden in *Strategie 5: Sicherungsmaßnahmen* eingeordnet Kap. 3.5).

Der Bedarf bergbaubeeinflusste Grundwässer zu behandeln, tritt insbesondere auf, wenn diese Wässer im Zuge von Bergbautätigkeit oder der nachfolgenden Sanierung gehoben/abgefördert werden müssen bzw. unkontrolliert/diffus an der Tagesoberfläche austreten. Dies kann z. B. auch an einem Stollenmundloch eines aufgegebenen Bergwerkes sein. Insofern wird unter *Strategie 2: Grundwassersanierung* explizit auch die ex-situ-Behandlung dieser Wässer eingeordnet. Sie werden von den den Fließgewässern zugeordneten Verfahren (Kap. 3.3 *Strategie 3: Fließgewässersanierung*) unterschieden, da sie noch nicht in einen Oberflächenwasserkörper ausgetreten und durch diesen verdünnt wurden. Diese Unterscheidung ist von verfahrenstechnischer Relevanz, da:

- Verfahren, wie z. B. die Sulfatfällung unter oxischen Bedingungen auf hohe (unverdünnte) Sulfatkonzentrationen angewiesen ist und
- der Austritt in ein Oberflächengewässer häufig mit einer teilweisen Neutralisation der Azidität und der Oxidation der Eisenfracht der Grundwässer einhergeht. Die häufig hohen Aziditäten bergbaubeeinflusster Grundwässer erfordern andere Behandlungsverfahren als die Behandlung neutraler, lediglich mit hohen Eisenhydroxid-Schwebstofffrachten belasteter Fließgewässer.

Bergbaubeeinflusste Grundwässer werden durch Sümpfung an die Oberfläche gefördert oder treten unkontrolliert und diffus als Sickerwässer an Böschungen oder in Form von Dränagewässern oder Stollenausläufen an die Tagesoberfläche aus. Insofern können diese Grundwässer bereits eine Zeitlang im Kontakt mit der Atmosphäre in Stollen, Gräben, Ableitern o.ä. transportiert worden sein, bevor sie einer Behandlung zugeleitet werden können. Die dann relevanten Aufbereitungs-, Behandlungs- und Stoffrückhalteverfahren sind dann vergleichbar mit denen, die im Kapitel 3.3 *Strategie 3: Fließgewässersanierung* genannt sind. Im Folgenden wird deshalb folgende Einordnung durchgeführt:

- Verfahren, bei denen es primär um die Abscheidung noch gelöster Bestandteile bzw. die Behandlung eines Sauerstoffdefizits geht, (typisch für bergbaubeeinflusste Grundwässer) werden im Kapitel „*Grundwassersanierung*" beschrieben.

- Verfahren, bei denen es primär um die Abscheidung bereits kolloidal vorliegender Bestandteile geht (typisch für Fließgewässer) werden im Kapitel *„Fließgewässersanierung*" beschrieben.

Generell können jedoch alle Verfahren, die für die ex-situ-Behandlung bergbaubeeinflusster Grundwässer geeignet sind, bei entsprechender Beschaffenheit auch auf den kompletten Volumenstrom eines Fließgewässers angewendet werden.

Tabelle 3-1 zeigt die aktuelle Gliederung der harmonisierten ATRIUM-Datenbank für Strategie 2: *Grundwassersanierung*. Nachfolgend werden nur die in Tabelle 3-1 braun gekennzeichneten bergbauspezifischen Verfahren erläutert.

Tabelle 3-1: Gliederung der Verfahren zur Grundwassersanierung

Legende der Farbhinterlegung

Datensatz aus ursprünglicher ATRIUM-Datenbank: Es erfolgt keine Ergänzung
Ergänzter bergauspezifischer Eintrag
Bestehender Eintrag: Muss um bergbauspezifische Informationen ergänzt werden

2 Grundwassersanierung (Dekontamination)

2.1 ex-situ Grundwassersanierung (pump and treat)

2.1.1 Verfahren zur Förderung und Ableitung des Grundwassers

2.1.1.1 Wiedereinleitung ins Grundwasser über Schluckbrunnen

2.1.1.2 Wiedereinleitung ins Grundwasser über Verrieselung

2.1.1.3 Ableitung in die Kanalisation

2.1.1.4 Ableitung in Oberflächengewässer

2.1.1.5 Grundwasserförderung über Vakuumbrunnen

2.1.1.6 Grundwasserförderung über Vertikalbrunnen

2.1.1.7 Grundwasserförderung über Horizontalbrunnen

2.1.1.8 Grundwasserförderung über Dränwände

2.1.2 Wasserbehandlung - biologische Verfahren

2.1.2.1 Biologische Verfahren (bei ex-situ Grundwassersanierung)

2.1.2.2 Biol. Verfahren: Aerobe konstruierte Feuchtgebiete

2.1.2.3 Biol. Verfahren: Anaerobe konstruierte Feuchtgebiete

2.1.2.4 Biol. Verfahren: Reduzierende Alkalinitätssysteme RAPS, SAPS

2.1.2.5 Biol. Verfahren: Bioreaktoren - heterotrophe Sulfatreduktion

2.1.2.6 Bioreaktoren - autotrophe Sulfatreduktion

2.1.2.7 Natürliche Selbstreinigung

2.1.3 Wasserbehandlung - mechanische Seperationsverfahren

2.1.3.1 Membranverfahren

2.1.3.2 Membranverfahren: Mikrofiltration

2.1.3.3 Membranverfahren: Nanofiltration

2.1.3.4 Membranverfahren: Umkehrosmose

2.1.3.5 Leichtflüssigkeitsabscheidung (Phasentrennung)

2.1.3.6 Sedimentation

2.1.3.7 Flotation

2.1.3.8 Filtration

2.1.4 Wasserbehandlung - physikalisch/ chemische Verfahren

2.1.4.1	Elektrochemische Verfahren
2.1.4.2	Membranelektrolyseverfahren: Rodosan-Verfahren
2.1.4.3	Emulsionsspaltung
2.1.4.4	Strippung/ Desorption
2.1.4.5	Adsorption (bei ex-situ Grundwassersanierung)
2.1.4.6	Sorbenten aus dem Bergbauumfeld
2.1.4.7	Fällung: Gipsfällung
2.1.4.8	Fällung: Schwertmannitfällung
2.1.4.9	Fällung: Bariumsulfatfällung
2.1.4.10	Fällung: Ettringitfällung
2.1.4.11	Aktive Neutralisation: Klassische GWRA
2.1.4.12	Aktive Neutralisation: Dickschlammverfahren
2.1.4.13	Passive Neutralisation: Oxischer Karbonatkanal
2.1.4.14	Passive Neutralisation: Offenes Karbonatgerinne
2.1.4.15	Passive Neutralisation: Manganese Oxidation Bed
2.1.4.16	Passive Neutralisation: Geschlossenes Karbonatlösungssystem
2.1.4.17	Ionenaustausch
2.1.4.18	Katalytische Verbrennung
2.1.4.19	Extraktion / MPPE Verfahren
2.1.4.20	Oxidation: Belüftungskaskade
2.1.4.21	Oxidation: Venturi-Belüftung
2.1.4.22	Oxidation: Oberflächenbelüftungssysteme
2.1.4.23	Oxidation: chemische Oxidationsmittel
2.1.4.24	Oxidation: Vertikaldurchflussreaktor, Low-pH Fe oxidation channel
2.1.4.25	Thermische Entsalzung
2.2	**in-situ Grundwassersanierung**
2.2.1	**Biologische Verfahren**
2.2.1.1	Biosparging
2.2.1.2	Eintragen flüssiger Stoffe zur Erhöhung der Bioverfügbarkeit
2.2.1.3	Bioscreen
2.2.1.4	Eintragen fester Sauerstoffträger
2.2.1.5	Eintragen flüssiger Sauerstoffträger
2.2.1.6	Eintragen von Sauerstoff (gasförmig)
2.2.1.7	Injektion von Primärsubstrat
2.2.1.8	C-Eintrag zur Stimulation heterotrophe Sulfatreduktion →Injektionsverfahren
2.2.1.9	Reduktive Dechlorierung
2.2.1.10	Eintragen von Elektronenakzeptoren
2.2.1.11	Reaktive Wand (vollflächig durchströmt) – Neutralisation/Stofffrachtreduktion durch Umsatz organischer Substanz
2.2.2	**Chemisch-Physikalische Verfahren der GW-Sanierung**
2.2.2.1	Reaktive Wand (vollflächig durchströmt) – Neutralisation/Metallfrachtreduktion durch karbonathaltiges Substrat

2.2.2.2	Adsorptive Wand (vollflächig durchströmt)
2.2.2.3	Funnel and Gate
2.2.2.4	Drain-and-Gate-System
2.2.2.5	Elektrokinetische Verfahren (bei in-situ Grundwassersanierung)
2.2.2.6	In-situ-Strippen (AirSparging)
2.2.2.7	Thermische Verfahren (bei in-situ Grundwassersanierung)
2.2.2.8	ISCO-Verfahren (in-situ-chemische Oxidation)
2.2.2.9	Grundwasserzirkulationsbrunnen (In-Well-Air Stripping)
2.2.2.10	Hydroschock-Verfahren
2.2.2.11	Injektionsverfahren (bei in-situ Grundwassersanierung)
2.2.2.12	Dichtwand-Heber-Reaktor (DHR-Verfahren)
2.2.2.13	In situ Bodenspülung GW
2.2.2.14	In-situ-Enteisung
2.2.3	**Phasenabscheidung**
2.2.3.1	Verfahren mit Skimmer
2.2.3.2	Verfahren mit Koaleszenzabscheider

3.2.1 WASSERBEHANDLUNG BIOLOGISCHE VERFAHREN (NR.: 2.1.2)

Der Wirkmechanismus aerober Feuchtgebiete beruht auf der Bereitstellung biologischer Oberflächen und Biofilme, durch welche die Eisenoxidation (mikro-)biologisch katalysiert wird (Weber & Bilek, 2018). Die in [4] zusammengefassten Prozesse, die im Feuchtgebiet ablaufen (mikrobiell katalysierte Oxidation, Filtration kolloidal gebundener Schadstoffe, Sorption, Bioakkumulation), stellen eine Kombination einiger der nachfolgend beschriebenen Behandlungsverfahren dar. Gleiches gilt für anaerobe Feuchtgebiete oder auch reduzierende Alkalinitätssysteme, deren Wirkmechanismus der Induzierung mikrobieller Eisen- und Sulfatreduktion durch das organische Substrat, zusätzlich zu den Prozessen des aeroben Feuchtgebietes, noch die Ausfällung von Metallsulfiden, die Mitfällung von Arsen in Eisensulfiden und ggf. die Bildung von Alkalinität durch die Auflösung von Kalk/Dolomit nach sich zieht.

3.2.1.1 BIOL. VERFAHREN: AEROBE KONSTRUIERTE FEUCHTGEBIETE (NR.: 2.1.2.2)

Aerobe konstruierte Feuchtgebiete (aerobic wetlands) bezeichnen technische Ökosysteme, die in Anlehnung an natürliche Feuchtgebiete erbaut wurden. Sie zeichnen sich aus durch

a) eine technische oder natürliche hydraulische Barriere zur Verhinderung des Versickerns von Wasser,

b) Einrichtungen zur Steuerung der Durchströmung und

c) einer Bodenschicht für das Wachstum von Makrophyten [10].

In ihnen werden Prozesse natürlicher Feuchtgebiete kontrolliert zur Immobilisierung von Schadstoffen ausgenutzt. Der Kernprozess ist die Oxidation von Fe-II (ggf. Mn-II) durch Luftsauerstoff mit daran anschließender Ausfällung von (Oxi-)hydroxiden. Die Reaktionsgeschwindigkeit der Oxidation wird nur gering beschleunigt, so dass der geringe technische Aufwand mit großem Flächenbedarf einhergeht.

Konstruktiv lassen sich aerobe konstruierte Feuchtgebiete unterteilen in [10]:

- Freiwassersysteme mit direktem Kontakt der Wasseroberfläche zur Atmosphäre und horizontaler Durchströmung,
- Systeme mit horizontaler Durchströmung im Boden,
- Systeme mit vertikaler Durchströmung im Boden.

Dabei zeichnen sich die Systeme mit Durchströmung im Boden durch höhere Umsatzraten, damit geringerem Flächenbedarf und höherer Stabilität gegenüber Temperaturschwankungen aus. Die Wassertiefe beträgt typischerweise 15–50 cm [6].

Der eigentliche Wirkmechanismus beruht auf der Bereitstellung biologischer Oberflächen und Biofilme, durch welche die Eisenoxidation (mikro-)biologisch katalysiert wird. Einerseits durch mikrobielle Eisenoxidation selbst und andererseits durch darüber induzierte Folgereaktionen werden verschiedene Schadstoffe aus der Wasserphase in Festphasen immobilisiert (Skousen et al., 2017):

- mikrobiell katalysierte Oxidation von Fe-II und Mn-II (letzteres i.d.R. erst bei Konzentrationen gelösten Eisens < 5 mg/L),
- Filtration kolloidal gebundener Schadstoffe durch Pflanzenbewuchs und Boden,
- Sorption (z. B. Oberflächenkomplexierung) anderer Metall(oid-)e an den entstehenden Eisen-/Mangan-(oxi-)hydroxiden,
- Aufnahme in die Biomasse der Pflanze (bedeutsam bei geringen Konzentrationen und v. a. für bioakkumulierbare Stoffe, wie Cr).

Besondere Bedeutung kommt einer geeigneten Bepflanzung mit Makrophyten zu, durch welche

a) der Sauerstofftransport in den Wurzelraum erhöht,

b) als wesentlicher Effekt, die Filtration der gefällten (Eisen-)phasen gewährleistet wird und

c) eine Vergleichmäßigung der Strömung mit Verhinderung hydraulischer Kurzschlüsse stattfindet.

Typische Bepflanzungen sollten für die Region einheimische Arten sein. Mayes et al. (2009) führen in ihrem Review auf: Schilfrohr (Phragmites australis), Breitblättriger Rohrkolben (Typha latifolia), Schmalblättriger R. (Typha angustifolia), Einfacher Igelkolben (Sparganium emersum), Schmalblättriges Wollgras (Eriophorum angustifolium), Flatter-Binse (Juncus effusus). Alle genannten Arten kommen in den gemäßigten Klimaten Europas vor.

3.2.1.2 BIOL. VERFAHREN: ANAEROBE KONSTRUIERTE FEUCHTGEBIETE (NR.: 2.1.2.3)

Anaerobe konstruierte Feuchtgebiete (compost/anaerobic wetlands) sind technisch kontrollierte Biotope, in denen durch die gezielte Durchströmung der als Substrat dienenden Bodenschicht ein anaerobes Milieu geschaffen wird, in welchem mikrobiell induzierte Sulfatreduktion stattfindet. Dabei muss das eingesetzte Substrat als mikrobiell verwertbare Kohlenstoffquelle verfügbar sein (leicht verfügbar, Cellulose basiert, Lignin basiert).

Der Wasserstand ist i. d. R. 0–8 cm, die > 0,3 m mächtige organische Schicht muss kontinuierlich von Sauerstoffzutritt bewahrt werden, damit in den tieferen Schichten die reduktiven Prozesse stattfinden können. Die anaeroben Feuchtgebiete werden nicht zwingend bepflanzt, wobei Makrophyten jedoch die gleichen Vorteile bieten, wie bei den aeroben Feuchtgebieten dargestellt. Ein anaerobes konstruiertes Feuchtgebiet besitzt im oberen Bereich aufgrund des Kontaktes zur Atmosphäre immer auch aerobe Zonen, so dass eine vollständige Abgrenzung zu den aeroben Pendants nicht immer möglich ist, zumal es auch in aeroben Systemen anaerobe Zonen geben kann (s. a. Mayes et al., 2009).

Den organischen Substraten wird oft Kalk (oder auch Dolomit) beigemischt, um die Alkalinität zu erhöhen (fließender Übergang zum (unbepflanzten) RAPS; Kap. 3.2.1.3).

Der Wirkmechanismus anaerober konstruierter Feuchtgebiete beruht auf der Induzierung mikrobieller Eisen- und Sulfatreduktion durch das organische Substrat mit darauf folgender

- Ausfällung von Metallsulfiden (Eisen, Cadmium, Blei, Nickel, Zink),
- Mitfällung von Arsen in Eisensulfiden,
- ggf. Bildung von Alkalinität durch Auflösung von Kalk/Dolomit.

Zusätzlich zu diesen Prozessen finden in den oberen Schichten, in welchen noch Sauerstoff vorhanden ist, prinzipiell die gleichen Prozesse statt, wie in aeroben konstruierten Feuchtgebieten. Wie in allen Biotopen bildet sich eine komplexe Lebensgemeinschaft von Mikroorganismen aus. Neben dem direkten Zielprozess, der Sulfatreduktion, ist u. a. auch der Abbau höhermolekularer organischer Substanz zu kurzkettigen, für die Sulfatreduzierer verwertbaren C-Quellen von Relevanz.

Wirkungsweise und Anwendungsgebiete anaerober konstruierter Feuchtgebiete werden in [4] detaillierter beschrieben.

3.2.1.3 BIOL. VERFAHREN: REDUZIERENDE ALKALINITÄTSSYSTEME RAPS, SAPS (NR.: 2.1.2.4)

Beim reduzierenden Alkalinität-produzierenden System (reducing and alkalinity producing system RAPS) bzw. dem sukzessive Alkalinität produzierenden System (successive alkalinity producing system SAPS) strömt das Wasser in einem unbepflanzten Filterbett vertikal erst durch eine Kompostschicht und dann durch die darunterliegende Kalksteinschicht.

Die Systeme stellen damit eine Weiterentwicklung von Karbonatkanälen dar, welche zu Passivierung der Karbonatoberfläche mit Eisenhydroxiden neigen (Kepler & McCleary, 1994). Sie kombinieren die neutralisierende Wirkung der Karbonatkanäle mit Sulfatreduktionsmechanismen (Kepler & McCleary, 1993). Bei höherem hydraulischen Gefälle wird ihnen gegenüber den konstruierten Feuchtgebieten Vorzug gegeben.

Im SAPS dominiert der Prozess der Einlösung von Alkalinität zur Minderung der Azidität eines Wassers – während die vorgeschaltete Passage durch organisches Material lediglich dem Verhindern des Ausfällens von Eisen dient. Dieser Kernprozess des Verfahrens läuft abiotisch ab. In der Regel folgt ein Oxidationsschritt (aerobes konstruiertes Feuchtgebiet oder Oxidationsbecken, Absetzbecken), um das noch enthaltene reduzierte Fe-II zu oxidieren und zu fällen. Die durch die Kalkschüttung aufgeprägte Alkalinität puffert dabei den pH-Wert. Damit sind SAPS für Wässer mit einer gewissen metallionen-getragenen Azidität geeignet. Wegen der zusätzlichen organikreichen Schicht beruht die Reinigungswirkung im RAPS in ersten Linie auf (mikro-)biologischen Prozessen, die u. a. die Ausfällung von Eisen-

heterotroph: *organische Substanzen dienen als Elektonendonatoren für den Reduktionsprozess; Kohlenstoff zum Aufbau von Biomasse der beteiligten Mikroorganismenwird aus der organischen Substanz bezogen*

sulfiden bewirken, weshalb reduzierende Alkalinität-produzierende Systeme zur Behandlung eisen- und sulfatreicher Wässer eingesetzt werden können.

Wirkungsweise und Anwendungsgebiete reduzierender Alkalinitätssysteme werden in [4] detaillierter beschrieben.

3.2.1.4 BIOL. VERFAHREN: BIOREAKTOREN - HETEROTROPHE SULFATREDUKTION (NR.: 2.1.2.5)

Sulfat, Eisen und weitere als Sulfide fällbare Metall(oid-)e können aus der Wasserphase durch heterotrophe Sulfatreduktion entfernt werden.

Durch die Zufuhr organischer, leicht biologisch abbaubarer Substanzen (wie Ethanol, Methanol, Acetat) kommt es im anoxischem Milieu zum Biomasseaufbau unter Verwertung des zugeführten Kohlenstoffs und des im Wasser vorhandenen Sulfatsauerstoffs. Die Bakterienzelle gibt den reduzierten Schwefel in Form von Sulfid wieder nach außen ab (dissimilatorische Sulfatreduktion), was mit einem Alkalinitätsgewinn (Protonenverbrauch) verknüpft ist. Die frei gewordenen Sulfidionen reagieren mit dem gelöst vorliegenden Fe-II über mehrere Stufen zu amorphem Eisenmonosulfid (Ausfällung als Feststoff), was die Konzentration der im Wasser gelösten Metall- (insbes. Fe-II-) und Sulfationen vermindert.

Eine Behandlungsmöglichkeit für eisen- und sulfatbelastete, gefasste Grubenwässer besteht in der ex-situ Grundwassersanierung in einem geschlossenen Bioreaktor. Zur Etablierung der mikrobiellen Sulfatreduktion in einem technischen Reaktor müssen stöchiometrisch entsprechende Konzentrationen an Metallen und Sulfat vorhanden sein oder die Möglichkeit der Teilrückoxidation von Sulfid zu S^0 bzw. das Ausstrippen als H_2S bestehen. Zudem ist eine ausreichende Aufenthaltszeit im Raumvolumen des Reaktors zu gewährleisten. Das Verfahren ist stark temperaturabhängig.

Wirkungsweise und Anwendungsgebiete verschiedener Bioreaktoren zur Sulfatreduktion werden in [4] detaillierter beschrieben.

3.2.1.5 BIOREAKTOREN - AUTOTROPHE SULFATREDUKTION (NR.: 2.1.2.6)

Das Verfahren der autotrophen Sulfatreduktion befindet sich noch in der Pilotphase. Zwei technische Varianten scheinen dabei erfolgversprechend (Wagner, 2011):

- Einsatz als technischer Reaktor,

- Einsatz als in-situ Reaktor unter Nutzung der ADAG-Technologie.

Ein Verfahrenstest erfolgte mit einer Reaktor-Gruppe, die im Technikumsmaßstab 4 Jahre im Dauerbetrieb arbeitete. Folgende Prozessschritte lagen dem Verfahren dabei zugrunde (Wagner, 2011):

- Reaktor 1: Eisenabscheidung durch FeS-Fällung und Sedimentation sowie Abförderung des Eisensulfidschlammes,

- Reaktor 2: das für Reaktor 1 notwendige Sulfid wird mikrobiell erzeugt und überschüssiges Sulfat mikrobiell bis auf 200–400 mg/L reduziert,

- Reaktor 3: Strippen des überschüssigen Sulfides als Schwefelwasserstoff und dessen Teilrückoxidation zum elementaren Schwefel.

Wirkungsweise und Anwendungsgebiete von Bioreaktoren zur autotrophen Sulfatreduktion werden in [4] detaillierter beschrieben.

3.2.1.6 NATÜRLICHE SELBSTREINIGUNG – GRUNDWASSER

Die natürliche Selbstreinigung (natural attenuation) des Grundwassers beruht auf natürlichen Prozessen, die ohne menschlichen Eingriff wirken und in unterschiedlichem Ausmaß zur Reduktion von Schadstoffen führen. Ausgehend von der Schadstoffquelle laufen entlang des Transportweges physikalische, chemische und biologische Prozesse ab, die eine Verminderung der Schadstofffracht oder der Konzentration im Grundwasser nach sich ziehen. Es werden Prozesse mit einbezogen, die zu einem Rückhalt oder einer Verdünnung der Schadstoffe führen:

- Verdünnungseffekte durch Grundwasserneubildung, Dispersion und Diffusion
- Schwebstoffrückhalt (mechanische Filterwirkung) bzw. Lösungs- und Ausfällungsprozesse in den durchströmten Lockersedimenten (Milieuveränderungen im GWL oder innerhalb der hyporheischen Zone)
- Adsorption/Desorption/Ionenaustausch an Tonen oder organischen Bestandteilen,

> ***autotroph:*** *Bei der autotrophen Sulfatreduktion wird im Wasser vorhandener anorganischen Kohlenstoff wie HCO_3^- oder CO_2 als Kohlenstoffquelle für den Biomasseaufbau und Wasserstoff (Elektronendonator) als Energiequelle genutzt. Die Zufuhr von Wasserstoff kann durch elektrochemische Wasserspaltung bereitgestellt werden.*

was dort insbesondere die Anreicherung von Schwermetallen verursacht

Allerdings werden Prozesse, die tatsächlichen zum Abbau der Schadstoffe führen, bevorzugt (mikrobiologischen Abbauprozesse). In bergbaubeeinflussten Grundwasserleitern sind dies insbesondere:

- Metall- (bes. Eisen, Mangan) und Sulfatverminderung durch heterotrophe Sulfatreduktion
- Ammoniumabbau durch Nitrifizierung (aerob) + anschließende Denitrifizierung (anaerob/heterotroph) oder anaerob/autotroph durch die Anammoxreaktion
- durch Metabolismus Umwandlung organischer oder anorganischer Schadstoffe u. U. auch in Stoffe, die problematischer sind als die Ausgangsstoffe

Praktisch angewendet wird zumeist die kontrollierte natürliche Selbstreinigung (monitored natural attenuation) des Grundwassers. Sie bedeutet eine Überwachung der natürlich im Grundwasser und beim Übertritt ins Oberflächengewässer ablaufenden Prozesse durch ein Monitoringprogramm insbesondere hinsichtlich der Auswirkungen potentieller Schadstoffe auf die wasserwirtschaftlich genutzten Grundwasserleiter sowie deren Eintrag in die Vorflut. Die Entwicklungen können so dokumentiert und analysiert werden, um die auftretenden Veränderungen zu quantifizieren. Es empfiehlt sich ein iteratives Vorgehen für die Entscheidungsfindung, insbesondere um eingreifen zu können, falls sich die Wasserqualität nicht von allein verbessert oder sich sogar verschlechtert und somit eine (Be)handlung erfordert.

3.2.2 WASSERBEHANDLUNG - PHYSIKALISCH/ CHEMISCHE VERFAHREN (NR.: 2.1.4)

3.2.2.1 MEMBRANELEKTROLYSEVERFAHREN: RODOSAN-VERFAHREN (NR.: 2.1.4.2)

Mit dem sog. Membranelektrolyseverfahren kann einem typischerweise azidität-, sulfat- und metallreichen bergbaubeeinflussten Wasser die Azidität und die Metallfracht entzogen und der Sulfatgehalt anteilig gemindert werden.

Das Verfahrensprinzip beruht auf der elektrochemischen Wasserspaltung in einem Kathoden- und einem Anodenraum, die durch eine anionen-permeable Membran getrennt sind. Im von Rohwasser durchflossenen Kathodenraum werden Wasserstoff und Hydroxylionen freisetzt, wodurch eine Neutralisation und damit die Fällung von Hydroxiden erreicht wird. Andererseits entsteht eine Ladungsdifferenz die Sulfat über die Membran hinweg aus der Wasserphase treibt. Das hierauf basierende sog. RODOSAN-Verfahren wurde 2006 in der Lausitz im Pilotmaßstab getestet (Friedrich, et al., 2007). Die Wirkungsweise dieses Verfahrens wird in [3] und [5] detaillierter beschrieben.

3.2.2.2 FÄLLUNG: GIPSFÄLLUNG (NR.: 2.1.4.7)

Eine bergbautypische Anwendung zur Sulfatabtrennung ist die Fällung von Gips durch Zugabe von Kalkmilch (Maree, et al., 2001; 2004). Dieses kostengünstige Verfahren kombiniert die bei stark azidischen Wässern mit hohen Sulfatfrachten ohnehin notwendige Neutralisation (Kap. 3.3.2) mit einer Sulfatabreicherung. Allerdings kann die Sulfatabreicherung lediglich bis zur Gipssättigung erfolgen. Diese wird abhängig von der Ionenstärke der Wässer ab 2,6 $g_{Gips\text{-}gelöst}/L$ erreicht. Damit ist dieses Verfahren aufgrund des Gips-Löslichkeitsproduktes hinsichtlich Sulfat generell nur als Vorreinigungsstufe nutzbar. Die Gipsfällung wird deshalb auch nicht als alleiniges Verfahren eingesetzt, sondern stellt meist einen vorteilhaften Begleitprozess in technischen Neutralisationsverfahren dar.

3.2.2.3 FÄLLUNG: SCHWERTMANNITFÄLLUNG (NR.: 2.1.4.8)

Die mikrobiell- und oberflächenkatalysierte Eisenhydroxisulfat-Fällung bei niedrigen pH-Werten zur gleichzeitigen Sulfat- und Metallabscheidung aus Grubenwässern wurde im Pilotmaßstab u. a. von Janneck et al. (2008) getestet. Gegenwärtig sind große Aufenthaltszei-

ten bzw. geringe mikrobiell kontrollierte Fällungsraten sowie das eingeschränkte Verwertungspotenzial für den entstandenen Schwertmannit noch das Haupthindernis für eine weitere großtechnische Umsetzung.

3.2.2.4 FÄLLUNG: BARIUMSULFATFÄLLUNG (NR.: 2.1.4.9)

Die Sulfatabscheidung ist durch Fällung des schwerlöslichen Baryts ($BaSO_4$) durch Bariumcarbonat- (Hlabela, et al., 2007) oder Bariumsulfid-Zugabe (Maree, et al., 2004) möglich. Der ursprünglich als Sulfat vorliegende Schwefel wird in diesem komplexen mehrstufigen Prozess letztendlich in Sulfid überführt und zu elementarem Schwefel aufbereitet. Entscheidend für diesen Prozess ist die Rückgewinnung des kostenintensiven Bariums durch Sedimentation und thermische Reduktion des $BaSO_4$ zu BaS. Möglichkeiten zur

- standort-nahen thermischen $BaSO_4$-Reduktion und
- standort-nahen katalytischen Sulfid-Rückoxidation zu S^0

sind damit Voraussetzung für die Etablierung dieser Prozessabfolge. Barium ist jedoch bereits in geringen Konzentrationen toxisch und auch Bariumcarbonat oder Bariumsulfid sind ökotoxicologisch nicht unproblematisch.

3.2.2.5 FÄLLUNG: ETTRINGITFÄLLUNG (SAVMIN-VERFAHREN), CESR-PROZESS, WALHALLA-PROZESS (NR.: 2.1.4.10)

Ein potenziell bergbaurelevantes Verfahren ist die sulfat-entfernende Ettringit-Fällung, die u. a. in einer Pilotanlage in der südafrikanischen Stilfontein Gold Mine (Usinowicz, Monzyk, & Carlton, 2006) getestet wurde. Bei einem mit Kalkhydratzugabe bei 11 bis 12 eingestellten pH-Wert erfolgt in Abhängigkeit der Wasserbeschaffenheit zunächst die Gips- ($CaSO_4$ x $2H_2O$) und Brucit- ($Mg(OH)_2$)-Übersättigung. Durch Al-Hydroxid-Zugabe erfolgt die Ettringitbildung ($Ca_6Al_2[(OH_{12}(SO_4)_3]\cdot 26H_2O$). Die abschließende Rückführung des pH-Wertes in den Neutralbereich erfolgt mit CO_2 und durch Calcit-Fällung.

In der als *SAVMIN-Prozess* bezeichneten Variante wird der Ettringit wieder mit Schwefelsäure aufgelöst, um Al-Hydroxid zurückzugewinnen. Die im Einzelnen komplexe weitere Verfahrenskette umfasst die Al-Hydroxid-Abtrennung, die Fällung von Gips aus der nun Gips-übersättigten Lösung an Kristallen und die Abtrennung von Gips.

In der als *CESR-Prozess* oder *Walhalla-Verfahren* bekannten Variante wird Aluminium nicht zurückgewonnen. Vielmehr werden in der Bauindustrie eingesetzte Tonerdezemente als Al-Quelle und Reagenz zur pH-Wert-Einstellung eingesetzt (Janneck, et al., 2012). Diese bestehen im Wesentlichen aus Calciumaluminaten, also Mischungen aus CaO und Al_2O_3 in verschiedenen stöchiometrischen Verhältnissen. So dient chemisch gefälltes Tricalciumaluminat-Hydrat als Ausgangssubstanz zur Herstellung von synthetischem Ettringit. Entsprechende Zuschlagstoffe werden (oder wurden) explizit für die Sulfateliminierung auf dem Markt angeboten.

Dieses Verfahren wurde bisher wiederholt im Bergbauumfeld in Pilotanlagen getestet. Erkenntnisse liegen aus dem Betrieb von Pilotanlagen mit einem Durchsatz von ca. 1 m³ pro Stunde vor (Janneck, et al., 2012). Die Firmen MINTEK (MINTEK, 2008; 2014) und Veolia (Banerjee, et al., 2016) bewerben das Verfahren in ihren Internet-Auftritten.

Die einzelnen Verfahren zur Sulfatmineral-Fällung werden in [3] detaillierter beschrieben.

3.2.2.6 NEUTRALISATION: KLASSISCHE GWRA (NR.: 2.1.4.11)

Die klassische Grubenwasserreinigung umfasst folgende Schritte:

(1) Neutralisation des Grubenwassers in einem Reaktionsbecken durch kontrollierte pH-abhängige Kalkhydratzugabe bei gleichzeitiger Belüftung zur Eisenoxidation mit Luftsauerstoff
(2) Flockungshilfsmittelzugabe zur Unterstützung der Koagulation und des Flockenwachstums der in Schritt 1 gebildeten kolloidalen Feststoffe
(3) Sedimentation der Feststoffe in einem Sedimentationsbecken
(4) Eindickung und gegebenenfalls Entwässerung der gebildeten Schlämme

Komplexere Verfahrensvarianten nutzen mehrere hintereinander geschaltete Reaktionsbecken in verschiedenen Ausführungen, die sukzessive Anhebung des pH-Wertes und die Strippung hoher TIC-Gehalte zur Minderung des Neutralisationsmitteleinsatzes.

Die technisch-aktive Neutralisation von Grundwässern in GWRA wird [3] detaillierter beschrieben.

3.2.2.7 NEUTRALISATION: DICKSCHLAMMVERFAHREN (NR.: 2.1.4.12)

Das HDS (High Density-Sludge-) Verfahren stellt eine verfahrenstechnische Optimierung der Neutralisation in einer GWRA dar. Es erweitert die in Kap. 3.2.2.6 beschriebene Prozessabfolge durch die Teil-Rückführung des im Sedimentationsbecken abgeschiedenen Schlammes und dessen Rückführung in das Reaktionsbecken. Dieses Verfahren erlaubt die bessere Ausnutzung des im Schlamm gebundenen, nicht verbrauchten Neutralisationsmittels, stellt zusätzliche Sorptionsplätze für die homogene Katalyse des Oxidationsprozesses zur Verfügung und erzeugt einen besser sedimentierbaren Schlamm.

Das (HDS)-Verfahren umfasst folgende 4 Teilschritte:

1. Eintrag des Neutralisationsmittels in den rezyklierten Schlamm in einem vorgeschalteten Anmischtank/Becken. Hierdurch wird der Kontakt zwischen den Feststoffen erzwungen, was die Koagulation der Kalkpartikel mit den rezyklierten Fällungsprodukten fördert.
2. Neutralisation des Grubenwassers im eigentlichen Reaktionsbecken durch kontrollierte pH-abhängige Kalkmilch/Schlamm-Zugabe bei gleichzeitiger Belüftung. Durch die Zudosierung des neutralisierten Schlammes finden die Oxidations- und Fällungsreaktionen verstärkt auf der Oberfläche bereits bestehender Partikel statt, wodurch deren Wachstum forciert wird (Aubé, et al., 2009). Hierdurch kann bei geringeren Übersättigungen der amorphen Eisenhydroxide und dadurch bei weniger stark erhöhten pH-Werten gearbeitet werden, mit dem Ziel, auch wasserärmere/ kryptokristalline Eisenhydroxide (höhere Schlammdichte, geringeres Schlammvolumen) und Eisenhydroxisulfate zu fällen. Letzteres führt zur Kalkeinsparung, da anteilig Sulfat anstatt der Hydroxylionen als Anion verwendet wird.
3. Fällungsmittel-Zugabe in einem Flockungstank.
4. Sedimentation mit gesteigerter Effektivität (höhere Mengenströme, geringere Aufenthaltszeiten). Ein Teil des aus dem Sedimentationsbecken abgezogenen Schlammes wird in den Anmischtank zurückgeführt.

Das HDS-Verfahren wird [3] detaillierter beschrieben. Für das HDS-Verfahren wurde in der Datenbank kein eigenes „Verfahren" angelegt, da es technisch eine Variante der „aktiven

Neutralisation" darstellt. Im Teil 2 „Entscheidungshilfe" ist das HDS-Verfahren als Möglichkeit in die Entscheidungsbäume mit eingegliedert.

3.2.2.8 PASSIVE NEUTRALISATIONSVERFAHREN (NR.: 2.1.4.13 BIS 2.1.4.16)

Passive Neutralisationsverfahren beruhen auf der Auflösung und/oder Ausfällung von anorganischen, mineralischen Substanzen in übertägigen oder unterirdischen Reaktionskammern (Reaktoren, Gerinne, Kanäle). Diese Verfahren sind v.a. für geringere Volumenströme geeignet, da die Lösungskinetik der Neutralisationsmittel den Durchsatz limitiert. Nach Wieber & Streb (2010) können dabei zwei Hauptprinzipien unterschieden werden:

- Techniken, die auf der Auflösung von Kalksteinen basieren (z. B. ALD, OLD, Siderit-Calcit-Reaktor),
- Systeme, an denen an der Oberfläche eines anorganischen Mediums mineralische Ausfällungen stattfinden (z. B. SCOOFI-Reaktor [2], Pyrolusit-Prozess-Reaktor).

Als Reaktionsräume können natürliche Bachläufe und Teiche bzw. technische Kanäle, Gerinne oder Becken genutzt werden. In diesen finden die Lösungs- und Fällungsreaktionen zugeführter karbonatischer Substanzen zur Neutralisierung der Säure, zur Anhebung des pH-Wertes und zur Generierung von Alkalinität im behandelten Wasser statt.

Die einfachste Methode der passiven Neutralisierung ist die Befüllung / Auskleidung eines Bachbettes mit karbonatischem Gestein/Gesteinsbruchstücken, wobei es zu dessen (Auf)Lösung kommt, wenn das saure Grubenwasser darüber hinweg fließt. Wird hierfür ein natürlicher bzw. technisch ins Gebirge geschnittener (felsengesäumter), ggf. mit karbonatischem Gestein/Gesteinsbruchstücken (ø 15 – 30 cm) gefüllt Bachlauf verwendet, definiert die Literatur dies als offenes Karbonatgerinne (oxid limestone channel OLC; => *in Datenbank als eigenes Verfahren abgelegt*), sind bauliche Maßnahmen insbesondere zur Untergrund-/Uferbefestigung (im Lockergestein) erforderlich, handelt es sich um einen offenen bzw. oxischen Karbonatkanal (oxid limestone drain OLD; => *in Datenbank als eigenes Verfahren abgelegt*). Karbonatgerinne eignen sich für die Behandlung saurer bis mäßig saurer ((pH: 2,5–6,5), sauerstoffhaltiger Grubenwässer mit moderaten Metall- (insbesondere Fe, Mn, Al) und Sulfationenkonzentrationen unterhalb der Gipsausfällung.

Die Auflösung des Kalksteins und die Oxidationsreaktionen durch Sauerstoffzutritt bewirken

- die Generierung von Alkalinität,
- die Neutralisierung von Säuren,
- die pH-Wert-Anhebung,
- die Ausfällung von Oxiden/Hydroxiden (insbesondere Eisen-, Aluminiumhydroxide).

Zudem kommt es zur Sorption von Spurenmetallen an den Fe-/Al-Hydroxiden und zur Ko-Präzipitation von Mangan.

OLCs beanspruchen wenig Fläche und sind bei korrekter Installation wartungsfrei. Zur Verhinderung von clogging mit Metall(hydr)oxid- oder Calciumsulfat-Ausfällungen bzw. durch biologisches Wachstum sind hohe Strömungsgeschwindigkeiten (> 0,1…0,5 m/min, Verweilzeit 1 - 3 h) erforderlich, idealerweise mit turbulenten Fließbedingungen (z. B. durch Wälle und/oder Gefällestufen). Karbonatgerinne eignen sich als Behandlungsvariante im steilen

(Gefälle > 12… 20 %), unwegsamen Gelände oder bei azidischen Wässern, die über weite Strecken (300 bis 1000 m) abgeleitet werden müssen (Ziemkiewicz, etal., 1996; Heitfeld, et al., 2012).

OLD finden Verwendung als Einzelbehandlung oder in Kombination mit anderen passiven Einheiten. Meist ist ein nachgeschaltetes Absetzbecken erforderlich. Ziemkiewicz et al. (1996) empfehlen bei größeren OLCs Absetzbecken oder Feuchtgebiete an Zwischenpunkten (Flachkanalsegmente).

Bei sog. Manganese Oxidation Beds (MOB, oder auch Manganese Removal Beds = MRB;=> *in Datenbank als eigenes Verfahren abgelegt*) handelt es sich um kalksteingefüllte Becken (Bruchstücke 10 – 30 mm), die nicht vollständig mit Wasser geflutet werden (INAP, 2014). Ziel der Behandlung ist hier speziell die Oxidation des schwer oxidierbaren Mangans. Diese ist bei neutralem pH-Wert kinetisch gehemmt (Christenson, et al., 2016). Die Oxidation von Mangan wird in der Natur durch Mn-oxidierende Mikroorganismen (Bakterien + Pilze) verursacht, katalysiert durch Mineraloberflächen, insbesondere die der Manganoxide selbst. Die Manganoxidationsbetten unterstützen das Wachstum einer natürlich vorkommenden Mikroorganismen-Algen-Vergesellschaftung, die den Mangangehalt im behandelten Wasser um bis zu 100% reduzieren kann. Sobald die Mikroorganismen das Mangan oxidieren und die Fällung des Manganoxids induzieren, katalysiert die sich bildende mineralische Oberfläche der Mn-Oxide eine zusätzliche Manganoxidation (Autokatalyse).

Für die Behandlung saurer (pH ≤ 4,5) Grubenwässer mit geringen Konzentrationen an gelöstem Sauerstoff, Eisen und Aluminium (O_2 < 1 mg/l, Redox ≤ 300 mV: Fe-III, Al(III) ≤ 2 mg/l; Fe-III-Anteil am Gesamteisen < 10 %: O_2 ≤ 1 mg/l) bieten sich anoxische Karbonatkanäle (anoxic limestone drain ALD; => *in Datenbank als eigenes Verfahren abgelegt*) an (PIRAMID Consortium, 2003; Hedin, et al., 1994; Younger, et al., 2002; Heitfeld, et al., 2012). Das PIRAMID Consortium (2003) definiert ALDs als einfache abgedeckte Gräben/Rinnen, die mit karbonatischen Gesteinsbruchstücken gefüllt sind, mit denen das hindurchströmende Wasser in Kontakt tritt. Die Funktion unter anoxischen Bedingungen wird durch eine vollständige Bedeckung mit einer undurchlässigen Ton- oder Bodenschicht erreicht, so dass gleichzeitig Sauerstoffzutritt und CO_2-Freisetzung unterbunden werden. Durch die anoxischen Bedingungen im System verbleiben insbesondere alle gelösten Eisenionen in der Fe-II-Form, anstatt in die Fe-III-Form überzugehen.

RAPS (Reducing Alkalinity Producing Systems) werden in Kap. 3.2.1 beschrieben.

3.2.2.9 OXIDATION: BELÜFTUNGSKASKADE (NR.: 2.1.4.20)

Die Oxidation von bergbaubeeinflussten Wässern erfolgt meist mit dem Ziel, Eisen zu oxidieren, um es dann als hydroxidischen Feststoff abzuscheiden. Insofern sind diese und die nachfolgend genannten Möglichkeiten des Sauerstoffeintrages in die aquatische Phase wiederum nur ein Teil einer Prozessabfolge zur Wasserbehandlung. Aber auch die Oxidation alleine zur Erhöhung des Sauerstoffgehaltes in Vorbereitung der Einleitung in ein Fließgewässer kann notwendig sein.

Gehobenes Grundwasser kann mittels einer Belüftungskaskade belüftet werden. Dazu wird das zu belüftende Wasser über eine Reihe von Überfällen geleitet. Beim Sturz über die Wehrkrone in das jeweils nächst tiefere Becken wird O_2 in das Wasser eingemischt. Relevante Faktoren zu deren Auslegung sind in [3] dargestellt. Zu beachten ist, dass im Falle hoher Gehalte an Fe-II und ausreichender Alkalinität Eisenhydroxidfällungen innerhalb der Kaskade auftreten. Weiterhin ist zu beachten, dass die Eisenoxidationsgeschwindigkeit pH-

Wert-abhängig ist. Damit ist auch Aufnahmefähigkeit eines Fe-II-reichen Wassers bezüglich Sauerstoff während der Passage der Kaskade vom pH-Wert abhängig.

Der Einsatz von Belüftungskaskaden wird in [3] detaillierter beschrieben.

3.2.2.10 OXIDATION: VENTURI-BELÜFTUNG (NR.: 2.1.4.21)

Venturi-Belüftungen nutzen die Energie strömenden Wassers in einem Rohr um Luft und damit Sauerstoff einzusaugen und in der Wasserphase zu lösen. Eine Sondervariante, die speziell für bergbaubeeinflusste Wässer genutzt wird, ist das Verstürzen von Wasser in einem senkrechten Rohr, wobei die Gasphase mitgerissen und beim Aufprall in die Wasserphase eingelöst wird.

3.2.2.11 OXIDATION: OBERFLÄCHENBELÜFTUNGSSYSTEME (NR.: 2.1.4.22)

Eine weitere Möglichkeit ist der Eintrag von Sauerstoff bspw. in ein Wasserbecken durch Belüfter (z. B. Wendelbelüfter oder Begasungsschläuche), die die Gasphase in die Wasserphase einblasen und dabei möglichst feinblasig dispergieren. Ziel ist der möglichst große Stoffübergang des gasförmigen Sauerstoffes aus der Gasphase in die Wasserphase.

Auch ohne aktive Belüftung findet ein Sauerstoffübergang in die Wasserphase statt, sofern diese nicht gesättigt ist. Insofern trägt bereits der Aufenthalt in einem offenen Gerinne oder einem Becken zur Sauerstoffversorgung eines Wasserstromes bei. Generell steigt der Sauerstoffeintrag mit der Gas-Wasser-Oberfläche und der Sauerstoffuntersättigung. Er sinkt mit steigender Temperatur.

3.2.2.12 OXIDATION: CHEMISCHE OXIDATIONSMITTEL (NR.: 2.1.4.23)

Chemische Oxidationsmittel wie Kaliumpermanganat, Wasserstoffperoxid, Hypochlorid, Ozon oder Chlor wirken stärker oxidativ als Sauerstoff. Sie können eingesetzt werden um schwer oxidierbare Stoffe wie komplexe anthropogene Organika oder Huminstoffe zu oxidieren. Aber auch für die Oxidation von Mangan mit dem Ziel der nachfolgenden Manganhydroxidfällung können künstliche Oxidationsmittel eingesetzt werden. Die Wirkungsweise chemischer Oxidationsmittel wird in (Bilek, 2013) detaillierter beschrieben.

3.2.2.13 OXIDATION: VERTIKALDURCHFLUSSREAKTOR, LOW-PH FE OXIDATION CHANNEL (2.1.4.24)

Der Vertikaldurchflussreaktor (vertical flow reactor VFR) ist dadurch charakterisiert, dass das zu behandelnde Wasser von oben durchströmt.

Ziel ist es die Metallabscheidung (insbesondere Eisen) unter aeroben Bedingungen zu fördern. Dabei wirken die großen Oberflächen des Filtermaterials katalysierend auf die Eisenoxidation. Es können aber auch reaktive und sorptiv wirksame Materialien als Filterbett eingesetzt werden, wodurch neben der Oxidation und Hydroxidbildung auch sorptive Prozesse und die Neutralisation unterstützt werden. I.d.R. ist die Abscheidung umso effektiver umso besser das Wasser im Neutralbereich gepuffert ist.

Beim klassischen VFR, auch Großoberflächenfilter genannt, fließt das kontaminierte Grubenwasser vertikal durch ein unreaktives Kiesbett, um die Metallabscheidung (insbesondere Eisenspezies) unter aeroben Bedingungen zu fördern. Das Kiesbett besteht aus zwei Schichten, einer Feinkiesschicht (10 – 20 cm silikatischer Kies, ø 5 – 10 mm) und darunter einer Mittel- bis Grobkiesschicht (z. B. 10 – 20 cm silikatischer Kies, ø 20 - 30 mm). Alternativ

zum Kiesbett ist die Verwendung von Medien mit hoher spezifischer Oberfläche wie z. B. Hochofenschlacke, Ocker = Ferrihydrite/Goethit- Mixtur, Grüner Rost = Fe(II, III)-Hydroxid oder Kunststoff möglich.

Das Kiesbett wirkt einerseits als Filter für größere Partikel, aber auch als Aufwachsmedium für Mikroorganismen, die zu autokatalytischen Reaktionen beitragen (Wolkersdorfer, 2017). Die eisen- und auch manganreduzierenden Prozesse durch das auf dem Kiesbett bzw. in dessen Porenraum abgelagerte Eisenhydroxid führen nachfolgend zur Bildung einer Eisenhydroxidschicht und damit zur Prozessoptimierung. Nach Dey et al. (2003) in Blanco et al. (2018) erfolgt eine Entfernung von Eisen auch schon allein durch vertikale Strömung innerhalb der abgelagerten Eisenhydroxidschicht (= Ockerbett; ohne Substrat oder ein anderes Medium).

Die Prozesse im VFR unterscheiden sich je nach den vorherrschenden Milieubedingungen (Blanco et al., 2018, Sapsford et al., 2015, Trumm et al., 2017):

- Bei circumneutralem – alkalischem Grubenwasser kommt es durch die Selbstfiltration durch das Eisenhydroxidbett und die heterogene Eisenoxidation und Ausfällung von hydratisierten Eisenoxiden und –hydroxiden zur:
  - homogenen und heterogenen Oxidation zweiwertigen Eisens (Fe-II → Fe-III)
  - Filtrationen ausgefällten Ferrihydrits
  - oberflächenkatalysierte Oxidation der Fe-II-Ionen (Surface Catalysed Oxidation Of Ferrous Iron SCOOFI).
- Im pH-Bereich von 3 – 4,5 dominiert die biotische Fe-II-Oxidation gegenüber der abiotischen Fe-II-Oxidation mit den Hauptmechanismen:
  - mikrobielle Fe-II-Oxidation und die Ausfällung von Schwertmannit
  - kolloidale und nanopartikuläre Fe-III-Aggregierung.
- Unter sehr sauren Bedingungen (pH < 3) erfolgt eine Abreicherung wahrscheinlich allein durch Filtration, da die Sättigungsindizes niedrig sind und keine Übersättigungen mehr auftreten.

Mit dem Vorteil einfach in Design, Materialien und Konstruktion zu sein, stellt der VFR eine kostengünstige Behandlungsmethode zur Behandlung eisenhaltiger AMD dar. Allerdings erfordert sie regelmäßige Reinigung bzw. den Austausch der Filtermedien (betriebliche Parameter wie Entschlammungstechniken, Schlamm-Management, Entsorgung). Die einzelnen Einsatzmöglichkeiten von Vertikaldurchflussreaktoren werden in [3] detaillierter beschrieben.

3.2.2.14 THERMISCHE ENTSALZUNG (NR.: 2.1.4.25)

Die thermische Entsalzung beruht auf dem Wasserentzug durch Verdampfung und der dann möglichen Fällung der Wasserinhaltsstoffe. Die hierfür benötigte sehr große Energiemenge (ca. 600 kWh/m³) kann deutlich gemindert werden, wenn die bei der Kondensation des Wassers wieder freiwerdende Wärmeenergie dem zu erwärmenden Zulaufwasser zugeführt wird. Mit diesem Prinzip kann der Energieverbrauch pro m³ auf < 10% gesenkt werden.

Die benötigte Energie kann dem Prozess durch Wärme (mit Heißdampf betriebene Gleichstrom-Eindampfanlage) oder Elektroenergie (für die Brüdenverdichtung per Kompressor) zugeführt werden. Der Einsatz und die Wirkungsweise der thermischen Entsalzung wird in [3] detaillierter beschrieben.

3.2.3 BIOLOGISCHE VERFAHREN DER IN-SITU GRUNDWASSERSANIERUNG (NR.: 2.2.)

3.2.3.1 C-EINTRAG ZUR STIMULATION HETEROTROPHE SULFATREDUKTION →INJEKTIONSVERFAHREN (NR.: 2.2.1.8)

Die heterotrophe Sulfatreduktion zur Metall- und Sulfatabscheidung in on-site-Reaktoren wurde im Kap. 3.2.1.4 beschrieben. Bei der in-situ Variante werden durch die Infiltration organischer, leicht biologisch abbaubarer Substanzen (z. B. Methanol, Glycerin) in den Grundwasserleiter über einen oder mehrere Infiltrationsbrunnen (quer zum Grundwasserstrom angeordnet) die gleichen Reaktionen erstrebt. Ziel ist es, im Abstrom dieser Infiltration(en) durch Dispersion und Diffusion eine Zone aufzubauen, in der die stofffixierenden mikrobiellen Prozesse ablaufen (PIRAMID Consortium, 2003).

3.2.3.2 REAKTIVE WAND (VOLLFLÄCHIG DURCHSTRÖMT) – NEUTRALISATION/STOFFFRACHTREDUKTION DURCH UMSATZ ORGANISCHER SUBSTANZ (NR.: 2.2.1.11)

Sogenannte Reaktive Wände sind insbesondere aus der Altlastensanierung bekannt. Grundprinzip ist das Einbringen von reaktivem Material in den Grundwasserleiter, so dass dieses vom Grundwasser, getrieben durch den natürlichen Gradienten durchströmt wird. Dabei sollen die Problemstoffe mit den reaktiven Materialien der permeablen Wand reagieren, fixiert oder abgebaut werden. Ein Fallbeispiel für den Einsatz von Reaktiven Wänden in der Lausitz am Skadodamm wird in [5] detaillierter beschrieben.

Auch im Bergbaubereich können mit dem Grundwasser abströmende Kontaminanten prinzipiell durch eine Änderung des geochemischen Milieus zur Reaktion und Fällung gebracht werden. Einsätze sind nicht häufig, da

- gering konzentrierte Schwermetalle am besten durch Sorption entfernt werden und in den Untergrund eingebrachte Sorbentien schnell belegt sind,
- höher konzentrierte Problemstoffe wie Eisen-II am besten oxidativ abgeschieden werden, was bei gleichzeitiger Anwesenheit von sulfidischen Feststoffen im gesättigten Untergrund kontraproduktiv für die Eisenfreisetzung ist (siehe Kap. 3.2.4.1),
- Sulfat bestenfalls (unter hohem Aufwand) reduktiv abgeschieden werden kann (Kap. 3.2.3.1), was großer Mengen an organischer Substanz bedarf und die Gefahr der Verblockung von Porenraum in sich birgt [8],
- Azidität als wichtiger bergbaurelevanter Parameter im Wesentlichen durch die Eisenkonzentration beeinflusst werden kann, die wiederum in-situ schlecht behandelt werden kann (s.o.).

Generell sind mit dem Einsatz von Reaktiven Wänden bei höhen Ionenkonzentrationen häufig ungewollte Begleitreaktionen zu erwarten. Hinsichtlich der konstruktiven Umsetzung können unterschieden werden:

- reaktive Barrieren (PRB, permeable reactive barrier) mit Einbau fester reaktiver Materialien über die gesamte Breite des zu behandelnden Grundwasserstromes

- funnel & gate Technologie mit gezielter Zuleitung des Grundwasserstromes durch hydraulische Sperren (funnel) in einen Bereich in dem sich reaktives Material befindet oder das hier diskontinuierlich oder kontinuierlich zugeführt wird (gate). Die Zufuhr der reaktiven Medien kann als Feststoff oder als Fluid (z. B. über Injektionslanzen siehe Injektionsverfahren) erfolgen.

Der Wirkmechanismus für die reaktiven Barrieren unterscheidet sich je nach zugeführtem reaktivem Material:

- Die Zugabe organischen Material bewirkt direkt die Stimulation der heterotrophen mikrobiellen Sulfatreduktion und somit die Bildung von Sulfid und Fällung von Metallsulfiden.
- Durch die Oxidation von elementarem Eisen in reaktive Barrieren mit ZVI (Zero Valent Iron) entstehen Fe-II, H_2 und OH^-. Bei Abwesenheit von Sauerstoff werden Milieubedingungen für mikrobielle Sulfatreduktion geschaffen, wodurch die Immobilisierung von Metall(oid-)en in Sulfiden ermöglicht wird.
- Die Kombination der Materialien ist möglich (Gibert et al., 2013).

3.2.4 CHEMISCH/PHYSIKALISCHE VERFAHREN DER IN-SITU GRUNDWASSERSANIERUNG (NR.: 2.2.)

3.2.4.1 IN-SITU-ENTEISENUNG (NR.: 2.2.2.14)

Bei der In-situ Eisenung erfolgt die Oxidation zweiwertigen Eisens im Untergrund um dieses dort dauerhaft als Hydroxid festzulegen. Für den Eintrag des dafür notwendigen Sauerstoffes in den Untergrund wird ein sauerstoffgesättigter Teilstrom des aus dem Grundwasserleiter geförderten Grundwassers wieder reinfiltriert. Die Wasseraufbereitung erfolgt deshalb in zwei Phasen:

In der „Anreicherungsphase" wird eisenfreies, sauerstoffreiches Wasser über einen kombinierten Förder/Infiltrationsbrunnen in den Untergrund infiltriert, um zweiwertiges Eisen und andere redoxsensitive Kationen, welche an den Oberflächen des Korngerüstes sorbiert sind, zu oxidieren und zu fällen. Während der anschließenden „Entnahmephase" wird das zweiwertige im nachströmenden Grundwasser gelöste Eisen sorptiv an die neu gebildeten Fe-III-Hydroxide gebunden und zurückgehalten und das Grundwasser kann eisenfrei gefördert werden. Die Entnahme wird fortgesetzt, bis die Austauscher des Untergrundes wieder mit Fe^{2+} belegt sind, der Fe-II-Durchbruch bevorsteht und sich eine weitere Anreicherungsphase mit O_2-reichem Wasser anschließt (Groth et al., 1997).

Generell ist die In-situ-Enteisenung nur einsetzbar wenn

- die im Untergrund bewirkte Oxidation neben dem Eisenrückhalt keine weiteren negativen Prozesse bewirkt. Beispielsweise kann die Oxidation von im Untergrund vorhandenen sulfidischen Mineralen zu einer ungewollten Freisetzung von Eisen und Sulfat führen,
- die Alkalinität des Wassers ausreicht, um die durch die Eisenfreisetzung bewirkte Aziditätsfreisetzung zu kompensieren, ohne das der pH-Wert in den sauren Bereich fällt. Dies würde wiederum die erstrebte Eisenoxidation stark verlangsamen und

- die Verhältnisse im Aquifer nicht so stark reduktiv sind (bspw. durch hohe Anteile an organischer Substanz), dass sauerstoffzehrende Konkurrenzreaktionen auftreten.

Speziell die Gefahr der Sulfid-Oxidation durch eingetragenen Sauerstoff schließt die in-situ-Enteisenung im Umfeld vieler Bergbaustandorte als Sanierungsvariante aus. Entsprechende Standort-Erkundungen sind zwingend erforderlich.

3.3 STRATEGIE 3: FLIEßGEWÄSSERSANIERUNG

Prinzipiell können alle Verfahren, die zur ex-situ-Behandlung bergbaubeeinflusster Grund- und Stollenwässer geeignet sind (siehe Kap. 3.2.1 und 3.2.2) auch für die Behandlung von Fließgewässern eingesetzt werden. Limitierender Faktor ist hierbei häufig der zu behandelnde Volumenstrom. Die entsprechenden Verfahren werden deshalb nicht mehr explizit unter *Strategie 3: Fließgewässerbehandlung* erwähnt.

Tabelle 3-2 zeigt die aktuelle Gliederung der harmonisierten ATRIUM-Datenbank für *Strategie 3: Fließgewässersanierung*. Alle in dieser Strategie genannten Verfahren wurden neu in die Atrium Datenbank aufgenommen.

Tabelle 3-2: Gliederung der Verfahren zur Fließgewässersanierung

3	**Fließgewässersanierung**
3.1	**Stoffabscheidung**
3.1.1	**Schwebstoffabscheidung**
3.1.1.1	Anlage von Absetzbecken / Ockerteichen
3.1.1.2	Zugabe Flockungshilfsmittel
3.1.2	**Neutralisationsverfahren**
3.1.2.1	Zugabe von Neutralisationsmitteln
3.1.3	**Metallabscheidung**
3.1.3.1	Belüftungskaskade
3.2	**Natürliche Selbstreinigung (Fließgewässer)**
3.3	**Stoffstrom-Steuerung / bergbautechnologisches Management / Geotechnische Maßnahmen für die Fließgewässersanierung**
3.3.1	**Bauliche Maßnahmen**
3.3.1.1	Dichtung/Entdichtung von Fließgewässern
3.3.1.2	Verlegung/Rückverlegung von Fließgewässern
3.3.2	**Wassermanagement**
3.3.2.1	Speicherbewirtschaftung
3.3.2.2	Salzlaststeuerung

Die Behandlung des gesamten Volumenstromes eines bereits bestehenden Fließgewässers ist häufig erforderlich, wenn dieses durch Stollenwässer oder über den Grundwasserzustrom unkontrolliert und diffus mit Eisen oder Schwermetallen aber auch mit erosiv eingetragenen Schwebstoffen belastet wird.

Im Falle der sächsischen Braunkohlenfolgelandschaften sind diese Grundwässer durch die hydrochemischen Reaktionen im belüfteten Bereich der ehemaligen Absenkungstrichter eisen-, sulfat- und aziditätsreich. Aber auch grundwasserbürtige Halb- und Leichtmetalle wie Arsen und Aluminium tragen zur Belastung bei.

Im Falle des erzgebirgischen Buntmetall-Bergbaus und des Uranbergbaus, sind die Flusswässer i.d.R. weniger aziditätsreich jedoch durch erhöhte Schwermetallkonzentrationen geprägt [4]. Diese binden sich wiederum häufig an kolloidale Schwebstoffe, so dass der partikuläre Transport von Schwermetallen dominant ist. Die Behandlung solchermaßen belasteter Fließgewässer kann durch Eisenhydroxid-Fällung und -sedimentation erfolgen. Hierbei besteht die Möglichkeit, die Eisenhydroxide im Fließgewässer selbst zu fällen, sofern im Unterlauf Möglichkeiten zur Sedimentation und ggf. auch zur Entfernung der gebildeten Eisenhydroxidschlamm (EHS) existieren. Eine weitere Möglichkeit ist die vorübergehende Entnahme des Volumenstromes aus dem Gerinne und seine Durchleitung durch einen Bereich, in dem die Oxidation des Wassers und Sedimentation des EHS erfolgen kann. Diese können den Charakter von Sedimentationsbecken, Ockerteichen oder Flusskläranlagen haben.

Ob zur Unterstützung der sedimentären Abscheidung Neutralisationsmittel eingebracht werden müssen, hängt von folgenden Faktoren ab:

- Azidität/Alkalinität des Fließgewässers
- Eisen- und Metallgehalt
- pH-Wert
- Mögliche Aufenthaltszeit im Bereich vor der Sedimentation
- Potenzial zum Sauerstoffeintrag (Gefälle, Sohlschwellen, Fläche zu Volumen-Verhältnis) bei gegebener Fe-II-Konzentration und Temperatur.

Folgende bergbauspezifische Verfahren werden in der Gliederungsebene „Fließgewässersanierung" in der BEAST-Datenbank ergänzt:

3.3.1 SCHWEBSTOFFABSCHEIDUNG (NR.: 3.1.1)

Bergbaubürtige Verunreinigungen von Fließgewässern durch Schwebstoffe treten v.a. in zweierlei Form auf:

- In die Fließgewässer eingetragene Metallionen bilden (ggf. nach Oxidation) Hydroxide, die koagulieren und abhängig von der Flockengröße und der Fließgeschwindigkeit letztendlich irgendwo im Abstrom im Gewässerbett sedimentieren.
- Durch die bergbaulich bedingt vermehrte Erosion werden Schwebstoffe in das Fließgewässer eingetragen, die mit dem Fluss abstromig verfrachtet werden und ebenfalls in Stillwasserbereichen zur Sedimentation kommen.

3.3.1.1 ANLAGE VON ABSETZBECKEN / OCKERTEICHEN (IN-SITU, BYPASS) (NR. 3.1.1.1)

Für die gezielte Abscheidung bereits vorhandener Schwebstofffrachten (insbesondere Eisenverbindungen, aber auch andere Schwermetalle bspw. als Ko-Präzipitate in kontrollierten „Zonen" ist dort eine möglichst geringe Strömungsgeschwindigkeit, eine möglichst geringe Windeinwirkung und möglichst vorteilhafte Bedingungen zu Bildung von Flocken sicherzustellen. Solche Abschnitte eines Fließgewässers, direkt im Hauptstrom oder im Nebenschluss nennt man Absetzbecken oder Ockerteiche.

Absetzbecken sind immer dann angebracht, wenn die Hydrolyse des Eisens nach dem Grubenwasseraustritt schnell genug und vollständig stattfindet oder wenn das Grubenwasser bereits alkalisch genug ist, um eine schnelle Hydrolyse des Eisens zu ermöglichen (Wolkersdorfer, 2017). Zum Teil kommt es auch noch im Absetzbecken zur Oxidation zweiwertiger Metallionen, die dann zur Hydrolyse zur Verfügung stehen. Die Sedimentation ist nur bei netto-alkalischem Wasser wirksam (PIRAMID Consortium, 2003). Liegt netto-azidisches Grubenwasser vor, kann i.d.R. keine ausreichende Menge an Eisenhydroxyd gebildet werden (Wolkersdorfer, 2017). Im Absetzbecken erfolgt keine Reduktion von Sulfat (Heitfeld, et al., 2012).

Oberflächen, an denen sich suspendierte Flocken abscheiden können, können in den Ockerteichen bspw. über Vegetation (z. B. Schilfgürtel) geschaffen werden (Literatur PIRAMID: SCOOFI-Reaktoren; Kap. 3.2.2.8). Bei zu hoher Feststoffbelastung und Schlammbildung sind die Becken regelmäßig zu beräumen.

Sollen im Ockerteich auch noch reduzierte Metallverbindungen oxidiert werden, so ist ein ausreichender (passiver) Sauerstoffeintrag über die Gewässeroberfläche (Kap. 3.2.2.11) oder (bei ausreichendem Gefälle) über eine Belüftungskaskade (Kap. 3.2.2.9) oder einen Belüftungspilz im Zulauf sicherzustellen. Die Absetzteichgröße ergibt sich dabei aus dem Volumenstrom und der stark pH-abhängigen Fe-Oxidationsrate. Höhere Fe-II-Frachten sind schwer abzuscheiden, da große Absetzteich-Flächen die Windanfälligkeit erhöhen (Aufwirbelung von bereits sedimentiertem Eisenhydroxid-Schlamm).

Absetzbeckenbehandlungssysteme werden oft aufgrund ihrer Einfachheit und niedrigen Kapitalkosten ausgewählt, wenn Landfläche zur Verfügung steht (Aubé & Zinck, 2003) (bei größeren Anlagen empfehlen sich zwei parallel laufende Absetzbecken, Wolkersdorfer, 2017). Absetzbecken können als Einzelsystem verwendet werden, kommen aber i.d.R. als Vorstufe sowohl bei passiven als auch bei aktiven Grubenwasserreinigungsanlagen zum Einsatz:

- bei erhöhter Feststoffkonzentration > 5 mg/l im Zulauf
- zur Behandlung sehr großer Fließraten
- zur Behandlung hoher Konzentrationen von Metallen (auch passive Behandlung von Wässern mit hohen Eisenkonzentrationen > 50 mg/l möglich).

Die Aufenthaltsdauer sollte mindestens 48 h betragen, allein für Feststoffe (z. B. Sand, Schluff) gilt eine mittlere Aufenthaltszeit von 3 bis 4 h (Wolkersdorfer, 2017).

3.3.1.2 ZUGABE FLOCKUNGSHILFSMITTEL (NR.: 3.1.1.2)

Flockung bezeichnet (im Gegensatz zur Koagulation und Sedimentation) eigentlich die chemische Bildung von (zunächst in der Wasserphase gelösten) Feststoffen aus aquatischen Stoffen. Verfahrenstechnisch bezeichnet die „Flockung" jedoch auch die Unterstützung der Bildung größerer Feststoff-Aggregate in der Wasserphase durch Zugabe von Flockungsmitteln (Stoffen die bei Zugabe in die Wasserphase Feststoffe bilden) oder Flockungshilfsmitteln (FHM; Stoffe, die die Bildung von größeren Aggregaten aus bereits vorhandenen kolloidalen Feststoffen unterstützen). Für Fließgewässer gilt häufig:

- Die Flocken bleiben aufgrund der pH-Werte unter 7,5 und der geringen Dichte an Feststoffen klein. Ihre Sedimentierungsrate ist deshalb eher langsam (mehrere Tage bis zu zwei Wochen).
- Die Bedingungen für die Sedimentation sind aufgrund der Traktionskraft der Flüsse und aufgrund der sich ständig verändernden Strömungsgeschwindigkeiten und Strömungen im Laufe des Jahres schlecht.
- Eisenhydroxide bleiben bei entsprechender Turbulenz lange in der Schwebe und können so über lange Strecken in den Flussbetten sedimentieren.

> ***Netto-alkalisch, netto-azidisch:*** *Fähigkeit eines Wassers Säure- oder Baseneinträge unter definierten Bedingungen der Sauerstoff- und CO_2-Verfügbarkeit bis zu einem bestimmten pH-Wert abzupuffern. Der Zusatz „netto-„ verweist auf den Umstand, dass in vielen bergbaubeeinflussten Wässern gleichzeitig sowohl säuregenerierende und säurebindende Prozesse ablaufen. Von Interesse ist im Regelfall immer die Summe der Wirkung aller der unter den definierten Bedingungen ablaufenden Reaktionen.*

Die „Flockung" als Behandlungsmaßnahme zielt deshalb darauf ab

a) Feststoffe zu erzeugen, die wiederum als Sorbenten für noch gelöste Schadstoffe (z. B. Schwermetalle) dienen oder
b) Feststoffe in eine besser sedimentierbare Form zu überführen.

Insofern wird die Flockung meist als Teilprozess einer Behandlungsverfahrens eingesetzt (siehe auch Kap. 3.2.2.6).

Als FHM dienen meist langkettige anionische oder kationische Polymere.

Als Flockungsmittel können Eisen- oder Aluminiumsalze (u.a. $FeCl_2$, $FeCl_3$, $AlSO_4$ …) zugegeben werden, wenn die gleichzeitig transportierte Eisenfracht nicht ausreichend hoch ist (z. B. im erzgebirgischen Bergbau) um z. B. Schwermetall- oder Arsenbelastungen durch Sorption zu mindern.

Flockungshilfsmittel beschleunigen die Sedimentation oder Flotation suspendierter Feststoffteilchen und verbessern damit das Entwässerungsverhalten der gebildeten Schlämme. Sie lösen sich im Wasser, sorbieren mit einzelnen Segmenten an verschiedenen Partikeln und führen so zu deren Zusammenlagerung. Sie vermindern durch ihre Ladung auch die elektrostatische Abstoßung zwischen Partikeloberflächen, wodurch die Zusammenlagerung kleinerer Partikel zu größeren Partikeln gefördert wird. Das FHM wird normalerweise in granulierter Form als Feststoff bevorratet, in einer Ansetzstation mit Brauchwasser zu einer pumpbaren Lösung angesetzt und mittels Schlauchpumpe dem sauerstoff-reichen (belüfteten), neutralisierten (da die meisten Flockungsmittel stark sauer reagieren) Wasserstrom zugegeben. Die Anwendung von FHM führt zu Schlamm mit eher hohem Wassergehalt und hohem Volumen, der deshalb diskontinuierlich aus dem Gewässer entfernt werden muss.

3.3.2 NEUTRALISATIONSVERFAHREN (NR.: 3.1.2)

Ein großer Vorteil der oxidativen Hydroxidbildung ist die Erzeugung und Bereitstellung von sehr reaktiven Sorptionsoberflächen, die genutzt werden können, um weitere, schwerer fällbare Wasserinhaltsstoffe wie z. B. Mn durch Sorption aus der aquatischen Phase zu entfernen.

3.3.2.1 ZUGABE NEUTRALISATIONSMITTEL – AKTIV (NR.: 3.1.2.1)

In der einfachsten Variante werden dem Fließgewässer Neutralisationsmittel (NM) zudosiert und bspw. über eine Mischstrecke (z. B. offenes Gerinne) eingemischt. Für die Eisenoxidation benötigter Sauerstoff entstammt dem Wasser selbst oder wird passiv über die Wasseroberfläche eingetragen, was einen der Eisenfracht angepassten Flächenbedarf zur Folge hat, oder erfolgt (wenn relieftechnisch möglich) über eine Belüftungskaskade (Kap. 3.2.2.9).

3.3.3 METALLABSCHEIDUNG (NR.: 3.1.3)

3.3.3.1 BELÜFTUNGSKASKADE (NR.: 3.1.3.1)

Belüftungskaskaden erhöhen den Gasaustausch eines Wassers durch Eintrag von Luftsauerstoff und den Austrag von CO_2. Ziel ist es, das aufzubereitende Rohwasser hinsichtlich CO_2 und O_2 weitgehend mit der Atmosphäre ins Gleichgewicht zu bringen. Belüftungssysteme schaffen damit die Voraussetzung dass zweiwertige Metallionen oxidieren und hydrolysieren können. Die Effektivität der Kaskade ist dabei direkt von der Fallhöhe h und der Anzahl von Belüftungsstufen abhängig (Kap. 3.2.2.9).

Belüftungskaskaden sind typische Anlagenelemente der klassischen Grubenwasserreinigung bei Platzmangel bzw. wenn Gefälle vorhanden ist. Sie werden auch als Vorbehandlungseinheit bei passiver Grubenwasserbehandlung oder in-situ durch Einbau einer Kaskade direkt in das belastete Fließgewässer eingesetzt.

3.3.4 NATÜRLICHE SELBSTREINIGUNG (FLIEßGEWÄSSER) (NR.: 3.2)

Die natürliche Selbstreinigung (natural attenuation) von Fließgewässern beruht auf natürlichen Prozessen zur Reinigung oder Verminderung der Verschmutzung von Boden und (Grund-)Wasser. Ausgehend von der Schadstoffquelle laufen entlang des Transportweges physikalische, chemische und biologische Prozesse ab, die eine Verminderung der Schad-

stofffracht oder der Konzentration nach sich ziehen. Zum einen sind das Prozesse, die einen Rückhalt oder eine Verdünnung der Schadstoffe bewirken:

- Verdünnungseffekte durch Niederschlagsereignisse inkl. dem Zustrom als oberirdischer und Zwischenabfluss, Zusammenfluss von Flussläufen, Grundwasserzustrom sowie Diffusion und Konvektion durch die Wasserbewegung
- Sedimentation von Fest-/Trübstoffen oder Metallausfällungen bes. in Stillwasserbereichen,
- Filtrationsprozesse in den im Fluss abgelagerten Sedimenten oder innerhalb der hyporheischen Zone (mechanische Filterwirkung, Lösung- oder Ausfällungsprozesse durch Redoxreaktionen oder Änderungen des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichts)
- Sorptions-/Desorptionsprozesse an organischen Bestandteilen oder Ausfällungsprodukten

Zum anderen sind mikrobiologische Umsetzungsprozesse bedeutsam, die zu einem tatsächlichen Abbau der Schadstoffe führen können:

- Wechselwirkungen zwischen Mikroorganismen und Pflanzen werden vor allem im pflanzenbewachsenen Ufer- bzw. Flachwasserbereich wirksam (Prozesse der Oxidation, Hydrolyse und Fällung von Metallen (primär: Fe und Mn, sekundär: Al und Zn)
- Sedimentation gelöster Metallkomplexe (Ablagerung von ausgefällten Feststoffen aus der wässrigen Lösung),
- Filtration von Metallpartikeln oder Kolloiden durch Pflanzenstängel (physikalisch),
- Adsorption an Pflanzenteilen (auch Sorption und in-situ Oxidation),
- Ausfällung von Hydroxiden auf Pflanzenstängeln (Bildung von Hydroxidbelägen),
- direkte Aufnahme von Metallionen durch Pflanzenwurzeln
- Verminderung der Sulfatgehalte durch eine Umwandlung in Sulfid und Schwefelwasserstoff (Sauerstoffzehrung z. B. in tieferen Wasserniveaus und v.a. im stehenden Bereich)
- Fe-oxidierende Bakterien, die wesentlich zur schnellen biogeochemischen Oxidation von Fe(II) zu Fe(III) beitragen
- durch Metabolismus Umwandlung organischer oder anorganischer Schadstoffe in Stoffe, die u. U. problematischer sind als die Ausgangsstoffe

Praktisch angewendet wird zumeist die kontrollierte natürliche Selbstreinigung (monitored natural attenuation) des Wassers. Da Grund- und Oberflächenwasser stets korrespondieren bedeutet dies neben der Überwachung der Prozesse im Fließgewässer selbst meist auch ein Monitoring der im Grundwasser bzw. beim Übertritt von Grundwasser ins Oberflächengewässer natürlich ablaufenden Prozesse (je nachdem, wo sich die Schadstoffquelle befindet und ob effluente, influente oder wechselnde Zustromverhältnisse vorherrschen).

Aufgrund der Vielzahl der hier wirkenden Prozesse wurde kein für sich stehendes Verfahren in der Datenbank angelegt.

3.3.5 BAULICHE MAßNAHMEN (NR.: 3.3.1)

3.3.5.1 DICHTUNG/ENTDICHTUNG VON FLIEßGEWÄSSERN (NR.: 3.3.1.1)

Die Dichtung von Fließgewässern findet vornehmlich während der Phase des Bergbaus statt, da die Vorfluter durch die Sümpfungsmaßnahmen den Kontakt zum Grundwasser verlieren und zu erhöhter Infiltration neigen. Die Dichtung hat das Ziel, den Verlust von Oberflächen-

wasser durch Versickerung zu mindern und den Aufwand für die Sümpfung zu senken. Ziel ist es auch, bereits gefördertes Sümpfungswasser abzuführen und nicht erneut in den Absenkungstrichter einzuspeisen.

Meistens wird die Sohldichtung nach Beendigung des Abbauprozesses zurückgebaut, sofern eine Wiederauffüllung des Absenkungstrichters zum fraglichen Zeitpunkt erwünscht und durch die Versickerung aus dem Fließgewässer leistbar ist.

3.3.5.2 VERLEGUNG/RÜCKVERLEGUNG VON FLIEßGEWÄSSERN (NR.: 3.3.1.2)

Die Umleitung von Fließgewässern erfolgt in der Regel im Vorfeld des Abbaus einer Lagerstätte im Bereich des ursprünglichen Flussverlaufes und wurde insbesondere im Braunkohlentagebau in Sachsen häufig durchgeführt. Die Rückverlegung kann erfolgen, wenn der ausgekohlte Bereich nicht von einem Restsee eingenommen wird. In der Regel liegt der Planung einer Flussverlegung die Planung der zukünftigen Endstellung des Tagebaus und damit die Lage des Restsees zugrunde (Rahmenbetriebsplan), so dass fühzeitig bekannt ist, ob eine Rückverlegung möglich oder notwendig ist. Ziel der Rückverlegung ist es

- wieder möglichst naturnahe Verhältnisse hinsichtlich Ufergestaltung, natürliche Überflutungsflächen, Gefälle und Fließweg sowie hinsichtlich Artenvielfalt (Bereitstellung ökologischer Nischen) herzustellen,
- für den Bergbaubetrieb temporär notwendige wasserbauliche Anlagen zurückzubauen,
- hinsichtlich der Infiltrations- und Exfiltrationsverhältnisse sowie der tributären Flüsse einen weitgehend natürlichen Wasserhaushalt für den betroffenen Fließgewässerabschnitt zu schaffen und
- damit einen für die Folgenutzung attraktiveren und gleichzeitig nachsorgeärmeren Zustand zu schaffen.

3.3.6 WASSERMANAGEMENT (NR.: 3.3.2)

3.3.6.1 SPEICHERBEWIRTSCHAFTUNG (NR.: 3.3.2.1)

Witterungsbedingte Dargebotsschwankungen von Flutungs-, See- und Flusswasser führen zu ökologischen (Unterschreitung von Mindestwasserabflüssen, stagnante Zustände) und ökonomischen (Verfehlung von Bewirtschaftungszielen in der Schifffahrt, der Fischerei, dem Tourismus sowie Mangel von Wasser für den Verdünnungs- und Spülbetrieb zur Ableitung erhöhter Stofffrachten) Einbußen. Die Speicherbewirtschaftung vollständig gefluteter Tagebaufolgeseen aber auch von Talsperren in Tagebaufolgelandschaften ist deshalb ein zentrales Element der Wassermengen- und Wasserbeschaffenheitssteuerung. Ziel ist es, Mindestabflüsse bzw. Mindestwasserstände in den Vorflutern und Seen einzuhalten und maximale Stoffkonzentrationen nicht zu überschreiten. Dies erfordert die Sicherung der Bewirtschaftbarkeit von Speicherlamellen und die Herstellung von hydraulischen Steuerelementen, um das verfügbare Wasserdargebot möglichst umfänglich einzuspeichern und zu nutzen.

3.3.6.2 SALZLASTSTEUERUNG (NR.: 3.3.2.2)

Ein prominentes Beispiel für die bergbaubedingte Bewirtschaftung von Fließgewässern ist die Salzlaststeuerung. Bei diesem Verfahren werden nicht rückhaltbare Salzfrachten, die bspw. als Haldensickerwässer anfallen, kontrolliert in die Vorflut abgeschlagen, so dass be-

hördlich vorgegebene Konzentrationen nicht überschritten werden. Zur möglichst optimalen Ausnutzung des Wasserdargebotes müssen Mess-, Steuer- und Regelsysteme sowie Speichermöglichkeiten für die Salzsolen etabliert werden.

3.4 STRATEGIE 4: SEENSANIERUNG

Tabelle 3-3 zeigt die aktuelle Gliederung der harmonisierten ATRIUM-Datenbank für *Strategie 4: Seensanierung*. Alle in dieser Strategie genannten Verfahren wurden mit dieser Bearbeitung neu in die Atrium Datenbank aufgenommen.

Tabelle 3-3: Gliederung der Verfahren zur Seesanierung

4	**Seensanierung**
4.1	**Verfahren der vorwiegend chemischen Seewasserbehandlung**
4.1.1	**Inlake-Neutralisation mittels Schiff**
4.1.1.1	Initialneutralisation mittels Schiff
4.1.1.2	Nachsorgeneutralisation mittels Schiff
4.1.1.3	Inlakeneutralisation mit CO2-Einsatz mittels Schiff
4.1.2	**Inlake-Neutralisation mittels stationärer inlake-Neutralisationsanlage**
4.1.2.1	Initialneutralisation mittels stationärer inlake-Neutralisationsanlage
4.1.2.2	Nachsorgeneutralisation mittels stationärer inlake-Neutralisationsanlage
4.1.2.3	Inlakeneutralisation mit CO2-Einsatz mittels stationärer inlake-Neutralisationsanlage
4.1.3	**Reaktive Teppiche**
4.1.3.1	Reaktive Teppiche mit organischen Bestandteilen
4.1.3.2	Reaktive Teppiche mit alkalinen Bestandteilen
4.2	**Natürliche Selbstreinigung**
4.3	**Stoffstrom-Steuerung / bergbautechnologisches Management / Geotechnische Maßnahmen für die Seensanierung**
4.3.1	**Flutung bzw. Wiedereinstau**
4.3.1.1	Flutung bzw. Wiedereinstau von Restseen
4.3.1.2	Flutung bzw. Wiedereinstau der Grundwasserleiter
4.3.2	**Steuerung**
4.3.2.1	Anpassung des langfristigen GW-Spiegels durch Stauhaltung

Folgende bergbauspezifische Verfahren wurden in der Gliederungsebene „Seesanierung" ergänzt:

3.4.1 INLAKE-NEUTRALISATION (NR.: 4.1.1 UND NR 4.1.2)

Insbesondere für die Lausitzer Tagebaufolgelandschaft ist die Bildung/Herstellung von großen (bis >150 Mio m³) Hartwasserseen typisch. Diese zeigen zu Beginn ihrer Entstehung teilweise hohe metallgetragene Aziditäten (bis > 5 mol/m³), so dass der Eintrag von Alkalinität in Form von Kalkprodukten für eine Neutralisation notwendig ist. Der Eintrag von Kalkprodukten kann durch folgende Technologien erfolgen [9]:

1. Eintrag über Schiffe, die am Ufer befüllt werden und die Neutralisationsprodukte über die gesamte Seeoberfläche einmischen können. Vorteilhaft ist hier die Möglichkeit, alle Bereiche des Sees zeit- und mengenvariabel bedarfsgerecht beaufschlagen zu können. Nachteilig ist die Notwendigkeit, eine Schiffseinsatzstelle vorhalten bzw. installieren zu müssen (kleine, von einem Trailer aus einzusetzende Schiffe sind auch im Einsatz, haben aber eine geringere Eintragsleistung).
2. Eintrag über stationäre Inlake-Neutralisationsanlagen, die ortsfest auf dem See verankert sind und vom Ufer aus mit den Neutralisationsprodukten bzw. mit der bereits hergestellten Kalkmilch versorgt werden.

Beide Verfahrensvarianten werden eingesetzt für die folgenden.

3.4.1.1 INITIALNEUTRALISATION (NR.: 4.1.1.1 UND NR.: 4.1.2.1)

Die Initialneutralisation bezeichnet die in der Regel erste Seewasserkörper-Neutralisation, bei der der pH-Wert des Seewasserkörpers einmalig auf über 6,0 angehoben wird. Bei der Initialneutralisation ist meistens der Eisen- und der Aluminiumpuffer zu überwinden, weshalb meist vergleichsweise große Mengen an Neutralisationsmitteln eingebracht werden müssen.

3.4.1.2 NACHSORGENEUTRALISATION (NR.: 4.1.1.2 UND NR.: 4.1.2.2)

Die sog. Nachsorgeneutralisation hat dagegen den Zweck, den pH-Wert bereits neutralisierter Seen im Neutralbereich zu halten, um bei weitgehend stabiler Wasserbeschaffenheit die Entwicklung einer seeinternen Biozönose zu ermöglichen und die Bewirtschaftung des Wasserkörpers, insbesondere die Ankoppelung an die Vorflut zu ermöglichen.

3.4.1.3 INLAKE MIT CO_2-EINSATZ (NR.: 4.1.1.3 UND NR.: 4.1.2.3)

Die Einstellung eines neutralen pH-Wertes in einem Seewasserkörper bewirkt nicht unbedingt den sofortigen Aufbau eines ausreichenden Carbonatpuffers, wie er sich üblicherweise in einem seit langem neutralen natürlichen See ausbildet. Ein gut ausgebildeter Carbonatpuffer (Alkalinität >0,5 mol/m³) beugt jedoch der Wiederversauerung durch fortgesetzten bergbaulichen Einfluss (aziditätsreiche Grundwasserzuströme) vor. Wiederholte Nachsorgeneutralisationen sind dann nicht mehr nötig bzw. können in größeren Abständen erfolgen.

Um in einem neutralisierten Seewasserkörper gut gepufferte Verhältnisse einzustellen, kann die Nachsorgeneutralisation durch den Einsatz von CO_2 ergänzt werden. Durch gleichzeitigen Eintrag von CO_2 und Neutralisationsmitteln und deren gesteuerter und kontrollierter Reaktion miteinander kann Hydrogencarbonat erzeugt und so der benötigte Carbonatpuffer im Seewasserkörper aufgebaut werden [9].

3.4.2 REAKTIVE TEPPICHE (NR.: 4.1.3)

Reaktive Teppiche sind mit Reaktiven Wänden (Kap. 3.2.3.2) vergleichbare durchströmbare Zonen z. B. am Übergang eines Standgewässers in den Grundwasserleiter. Ziel ist es gleichfalls, das hindurchströmende Wasser mit den reaktiven Materialien im Teppich zur Reaktion zu bringen und dessen Beschaffenheit positiv zu beeinflussen. Zielreaktionen können bspw. die pH-Wert-Anhebung, die Alkalinisierung und der Rückhalt von Metallfracht sein.

Der Einsatz von „reaktiven Teppichen" wurde im Feldmaßstab im Rahmen der Sanierungsarbeiten im Speicherbecken Lohsa II in Form eines Pilot- und Demovorhabens der LMBV in den Jahren 2004 bis 2010 erprobt. Die bei der Profilierung des Sees anfallenden Lockergesteinsmassen wurden innerhalb des Speicherbeckens Lohsa II durch Verspülung umgelagert. Während des Verspülprozesses wurden dem Verspülgut in einigen Bereichen alkalische Zuschlagstoffe in Form von Kalkprodukten zugeführt. Diese dienten einerseits dazu, die mit dem Prozess der Massenumlagerung einhergehende Aciditäts-Freisetzung abzupuffern, zum anderen sollte eine Verbesserung der benthischen Bedingungen in den Verspülbereichen erreicht werden.

3.4.3 NATÜRLICHE SELBSTREINIGUNG (NR.: 4.2)

Ob mittelfristig eine natürliche Selbstreinigung eines Standgewässers erfolgen kann, hängt im Wesentlichen von den Aziditäts- und Alkalinitätsfrachten der dem See zu- und abgehenden Wasserströme nach Wiederherstellung des stationären Endzustandes ab. Abnehmende hydraulische Gradienten infolge der Wiederauffüllung der Grundwasserleiter (Kap. 3.4.4) führen zu einem Nachlassen des ggf. aziditätsreichen Grundwasseranstromes. Weiterhin kann durch das Hindurchleiten gepufferten Wassers („Spülung") durch den Seewasserkörper fortlaufend (bzw. im Rahmen des verfügbaren Flutungswasser-Dargebots) Alkalinität eingetragen werden. Verbleibt auch dann noch ein dauerhafter Netto-Eintrag von Azidität, ist die natürliche Selbstreinigung ohne weitere unterstützende Maßnahmen nicht erwartbar. In diesem Fall bedarf es der Bereitstellung erhöhter Wassermengen zur Spülung des Seewaserkörpers oder der Zufuhr von Alkalinität über Inlake-Neutralisationsmaßnahmen (Kap. 3.4.1).

Wird ein See im Mittel bilanzneutral hinsichtlich des Alkalinitätseintrages, so können sich etablierende biologische Prozesse zum Alkalinitätseintrag beitragen.

Die natürliche Selbstreinigung (natural attenuation) beruht auf natürlichen Prozessen zur Reinigung oder Verminderung der Verschmutzung von Boden und (Grund-)Wasser. Ausgehend von der Schad-stoffquelle laufen entlang des Transportweges physikalische, chemische und biologische Prozesse ab, die eine Verminderung der Schadstofffracht oder der Konzentration nach sich ziehen.

Zum einen sind das Prozesse, die einen Rückhalt oder eine Verdünnung der Schadstoffe bewirken:

- Verdünnungseffekte durch Niederschlagsereignisse inkl. dem Zustrom als oberirdischer und Zwischenabfluss, durch Zustrom aus einmündenden Fließgewässern, Grundwasserzustrom sowie Diffusion und Konvektion durch die Wasserbewegung
- Sedimentation von Fest-/Trübstoffen oder Metallausfällungen vorwiegend in Stillwasserbereichen
- Filtrationsprozesse in den abgelagerten Seesedimenten oder innerhalb der hyporheischen Zone (mechanische Filterwirkung, Lösung- oder Ausfällungsprozesse durch Redoxreaktionen oder Änderungen des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichts - enthalten (See-)Sedimente karbonatische Bestandteile, wird zuströmendes AMD beim Eintritt ins Oberflächengewässer neutralisiert)
- Sorptions-/Desorptionsprozesse an organischen Bestandteilen oder Ausfällungsprodukten

Zum anderen werden Wechselwirkungen zwischen Mikroorganismen und Pflanzen vor allem im pflanzenbewachsenen Ufer- bzw. Flachwasserbereich wirksam (Prozesse der Oxidation, Hydrolyse und Fällung von Metallen (primär: Fe und Mn, sekundär: Al und Zn):

- Sedimentation gelöster Metallkomplexe (Ablagerung von ausgefällten Feststoffen aus der wässrigen Lösung),
- Filtration von Metallpartikeln oder Kolloiden durch Pflanzenstängel (physikalisch),
- Adsorption an Pflanzenteilen (auch Sorption und in-situ Oxidation),
- Ausfällung von Hydroxiden auf Pflanzenstängeln (Bildung von Hydroxidbelägen),
- direkte Aufnahme von Metallionen durch Pflanzenwurzeln

Zur Neutralisation saurer Tagebauseen kommt es:

- durch Respiration im vermischungsfreien anoxischen Raum (Monimolimnion oder Hypolimnion; nur unter anaeroben Bedingungen stabil, sobald es zur Durchmischung des Sees kommt, sind die neutralisierenden Effekte der Eisenreduktion reversibel)
- durch Sulfatreduktion mit Entfernung bzw. sicherer Fixierung der Reaktionsprodukte (Voraussetzung für die natürliche Desulfurikation: dimiktische Seen mit einem stabilen sommerlichen Hypolimnion; beste Bedingungen in einem von der Vollzirkulation abgeschlossenen Monimolimnion)

Aufgrund der Vielzahl der hier wirkenden Prozesse wurde kein für sich stehendes Verfahren in der Datenbank angelegt.

3.4.4 FLUTUNG BZW. WIEDEREINSTAU (NR.: 4.3.1)

Die durch Sauerstoffzutritt in das entwässerte Gebirge ausgelöste Sulfidoxidation ist der bei weitem folgenreichste Kontaminationsprozess in Folge der Entwässerung der Braunkohlentagebaue in der Lausitz und im mitteldeutschen Revier. Die Sulfidoxidation bewirkt verschiedene Folgeprozesse wie die Schwermetall- und Sulfat-Lösung, die Aziditätsfreisetzung und das generelle Aufsalzen der Grundwässer. Hierduch wird die Grundwasserqualität großräumig beeinträchtigt. Unter anderem wird die Gewinnung von Brauchwasser für den menschlichen Bedarf großräumig eingeschränkt. Um diesen Prozess so frühzeitig wie möglich zu beenden, müssen die entwässerten Aquifere so schnell wie möglich wieder geflutet werden. Dies erfolgt

a) durch Einstellung der Sümpfungsmaßnahmen,
b) durch Einleitung von Wasser aus Fließgewässern und noch in Betrieb befindlichen Sümpfungsanlagen in die verbliebenen bergbaulichen Hohlformen und natürlicherweise vorhandenen Hohlformen (Vernässungsgebiete),
c) durch den Neubau von Oberflächenwasser-Zuleitern in die Wassermangel-Gebiete (ein Beispiel ist hier der Obere Landgraben in der Lausitz, der die Wasserüberleitung von der Spree bis in die Restlochkette ermöglicht),
d) durch Anlage von Schluckbrunnen und
e) den Rückbau von künstlichen Kolmationsschichten in Fließgewässern (Entdichtung), wie er beispielsweise in der Spree nördlich des SB Bärwalde durchgeführt wurde (Kap. 3.3.5.1).

Weitere Ziele der Flutung sind

1. die Minderung der hydraulischen Gradienten im Umfeld der Tagebaue um den Schadstofftransport aus dem Grundwasserleiter in die Oberflächengewässer zu mindern,
2. die Erhöhung der Böschungsstabilität im Bereich der Hohlformen,
3. die Zuführung von Alkalinität in die entstehenden Seekörper als vorauslaufende Maßnahme für die ggf. nachfolgend notwendige Initial- und Nachsorgeneutralisationen (siehe Kap. 3.4.1),
4. die Spülung der Seewasserkörper und die Verdünnung der ggf. hohen Ionenkonzentrationen im See. Diese Maßnahme kann beginnen, sobald der Seekörper einen Abstrom in den Grundwasserleiter auszubilden beginnt, Sie wird effektiver und besser steuerbar, sobald eine Anbindung des Restseekörpers an die öffentliche Vorflut existiert. In diesem Fall kann die eingeleitete Wassermenge theoretisch bis zur Grenze des Dargebotes erhöht werden und
5. die Reduzierung des während des Bergbaus geschaffenen Wasserdefizits in der Region. Dieses beinhaltet auch ein Retentionsdefizit: Die Region kann während der Phase der Grundwasserabsenkung weder durch ihre Seen (noch nicht vorhanden), noch durch ihre Grundwasserleiter (entwässert) als Retentionsraum für Wasser genutzt werden.

Die Flutung der bergbaulichen Hohlformen mindert durch die in Sachsen sehr intensive hydraulische Koppelung der Seewasserkörper mit dem Grundwasserleiter immer gleichzeitig das Wasservolumendefizit der Grundwasserleiter und das Mengendefizit der Seewasserkörper. In der Regel erfolgt die Wiederauffüllung der Grundwasserleiter daher auch vornehmlich durch die Flutung der Restlöcher. Deren Abstrom in die Grundwasserleiter füllt gleichzeitig den Absenkungstrichter. Allerdings werden auch unabhängig von der Existenz von Restseen bzw. räumlich getrennt von diesen Maßnahmen zur Stützung des Grundwasserspiegels durchgeführt. Dies kann durch die Anlage von Versickerungsgräben, Teichen oder Schluckbrunnen erfolgen. Mit solchen Maßnahmen werden z. B. grundwasserabhängige Biotope geschützt.

3.4.5 STEUERUNG (NR.: 4.3.2)

3.4.5.1 ANPASSUNG DES LANGFRISTIGEN GW-SPIEGELS DURCH STAUHALTUNG (NR.: 4.3.2.1)

Die Lage des nachbergbaulichen Grundwasserspiegels ist eine Mehrziel-Optimierung. Neben der in Kap. 3.4.4 aufgezeigten Gründen für eine möglichst zügige und weitgehende Flutung zum Schutz vor weiterer Sulfidoxidation kann auch die langfristige Absenkung des Grundwasserspiegels ein Ziel der nachbergbaulichen Wassermanagements sein. So werden in vielen Ortslagen spezielle Graben- und Drainagesysteme, Wasserhaltungen oder Schutzbrunnengalerien etabliert um bspw. die Infrastruktur und Wohnbebauung vor Vernässungen zu schützen.

Auch die Minderung hydraulischer Gradienten zur Minderung der Grundwasserströmung kann ein Ziel zur Absenkung des Grundwasserspiegels sein. Ziel ist es dann, den advektiv getriebenen Austrag bergbaubürtiger Wasserinhaltsstoffe zu mindern. Dies kann bspw. durch die Pflanzung stark wasserkonsumierender Pflanzen wie Luzerne erfolgen.

3.5 STRATEGIE 5: SICHERUNGSMAßNAHMEN

Tabelle 3-4 zeigt die aktuelle Gliederung der harmonisierten ATRIUM-Datenbank für *Strategie 5: Sicherungsmaßnahmen*.

Tabelle 3-4: Gliederung der Sicherungsmaßnahmen

5	**Sicherungsmaßnahmen**
5.1	**Abdichtsysteme**
5.1.1	**Oberflächenabdichtung**
5.1.1.1	Mineralische Abdichtung
5.1.1.2	Abdichtung mit Kunststoffdichtungsbahn
5.1.1.3	Kombinationsdichtung
5.1.1.4	Abdichtung mit Bentonitmatten
5.1.1.5	Abdichtung mit Kapillarsperre
5.1.1.6	Asphaltbetonabdichtung
5.1.1.7	Einhausung
5.1.1.8	Abdeckung (durch Planen oder Dichtfolien o. A.)
5.1.1.9	Wasserglasvergütete Dichtung
5.1.1.10	Polymervergütete Bentonit-Sand-Dichtung
5.1.1.11	Bentokiesabdichtung
5.1.1.12	Haldenabdeckung: 2-/3-Schichtsysteme (klassisch)
5.1.1.13	Minderung von GWN und Erosion durch Zwischenbegrünung
5.1.1.14	Minderung von GWN und Erosion durch abschließende Wiederbegrünung / Aufforstung
5.1.2	**Vertikale Dichtsysteme**
5.1.2.1	Dichtwand/Schlitzwand
5.1.2.2	Spundwand
5.1.2.3	Überschnittene Bohrpfähle
5.1.2.4	Hochdruckinjektionswand
5.1.2.5	Gefrierwand
5.1.2.6	Injektionswand
5.1.2.7	Schmalwand
5.1.3	**Basisabdichtung**
5.1.3.1	Injektionsschirme

5.1.3.2	Bergmännische Unterfahrung
5.2	**Immobilisierung**
5.2.1	**Immobilisierung in-situ**
5.2.1.1	Injektion bzw. Verpressung
5.2.1.2	Mixed-in-Place-Verfahren
5.2.2	**Immobilisierung on-site/off-site**
5.2.2.1	Verfestigung
5.2.2.2	Verglasung
5.3	**Hydraulische Verfahren**
5.3.1	**Hydraulische Sperren**
5.3.1.1	Infiltrationsbrunnen
5.3.2	**Abfangen/Umleiten von Wasser**
5.3.2.1	Vertikalbrunnen
5.3.2.2	Drainagegraben
5.3.2.3	Horizontaldrainage
5.4	**Explosionsschutz**
5.4.1	**passive Entgasung**
5.4.1.1	Passive Entgasung
5.5	**Bergbau –Management**
5.5.1	**Verringerung der Exposition**
5.5.1.1	Verringerung der Expositionszeiten
5.5.1.2	Verringerung Expositionsflächen / Verfüllung / Umlagerung
5.5.1.3	Böschungsgestaltung
5.5.1.4	Selektive Abraumgewinnung und -verkippung
5.5.2	**Kippenkörper/Halden-Konditionierung**
5.5.2.1	Einbau alkaliner Stoffe
5.5.2.2	Einbau O2-zehrender Stoffe
5.5.2.3	Einbau inertisierender Stoffe
5.5.3	**angepasste Baumaßnahmen**
5.6	**Umgang mit anfallenden Schlämmen**
5.6.1	**Schlammverwertung**
5.6.2	**Schlammrückhalt**
5.6.3	**Schlammrückführung**
5.6.4	**Schlammdeponierung**

Folgende bergbauspezifische Verfahren wurden in der Gliederungsebene „Sicherungsmaßnahmen" ergänzt:

3.5.1 OBERFLÄCHENABDICHTUNG (NR.: 5.1.1)

3.5.1.1 HALDENABDECKUNG: 2-/3-SCHICHTSYSTEME (KLASSISCH) (NR.: 5.1.1.12)

Haldenabdeckungen haben das Ziel, erosive Prozesse an der Haldenoberfläche zu minimieren, den Oberflächenabfluss zu kanalisieren und den Sickerwasserdurchzug durch den Haldenkörper zu begrenzen (Häfner et al., 2000). Dies geschieht durch

- die weitestgehende oberflächliche Ableitung des auftreffenden Niederschlages,
- die Minderung der Durchsickerung der obersten Deckschicht durch Einsatz geringdurchlässiger Materialien,

- die weitere Minderung des Wasseranfalles durch Steigerung der Verdunstung über die Vegetation,
- und ggf. die laterale Ableitung des verbleibenden Wassers durch Drainageschichten.

Die Oberflächenabdeckung für Halden ist von Deponieabdecksystemen abgeleitet. Sie erfolgt mit dem Ziel:

- einer Reduzierung der Schadstofffracht durch das Abdeckungssystem selbst (Dichtschicht) und/oder angepasste Begrünung → die Reduzierung der Niederschlagsinfiltration bewirkt im allgemeinen eine Verringerung des Schadstoffaustrages; Grundwasser- und Oberflächenverschmutzung werden verhindert oder bestehende Umweltbeeinflussungen reduziert
- Erosionsschutz, Standsicherheit, geringe Setzungsempfindlichkeit
- Wiedereingliederung des Standortes in das natürliche Umfeld
- spezielle Anforderungen z. B. Schutzfunktion gegen die Exhalation des radioaktiven Radongases
- lange Nutzungsdauer mit geringen Folgekosten

Der standortangepasste Schichtaufbau zumeist aus:

- Basislage
  - als Dichtschicht ausgelegt (z. B. bei Halden des Erzbergbaus, Tagebaukippen)
  - Dämmschicht (z. B. auf Halden des Uranerzbergbaus mit radiologischen Belastungen des Luftpfades)
  - als kapillarbrechende Schicht ausgelegt (z. B. bei Kalihalden)
- ggf. Entwässerungsschicht
- ggf. Speicher- und Pufferschicht (z. B. bei Kalihalden)
- Rekultivierungsschicht

Mit der Abdeckung von Hochhalden im Bergbau kann bereits in der Phase des aktiven Bergbaus begonnen werden. Der Abschluss der Abdeckung erfolgt naturgemäß jedoch erst in der Nachsorgephase. Die meisten Hochhalden in Sachsen entstanden im Zuge des von der SDAG WISMUT durchgeführten Uranbergbaus. Solche Halden befinden sich an den sächsischen WISMUT GmbH-Standorten Crossen (z. B. Bergehalde Crossen), Pöhla (z. B. Luchsbachhalde), Aue/Schlema/ Alberoda (viele Halden) und Dresden Gittersee sowie Königstein.

Im Falle der Halden des Uranbergbaus wurde die Abdeckung erst nach Einstellung des Abbaubetriebes begonnen. Die Stabilisierung und Abdeckung der Uranbergbau-Halden erfolgt durch

- die stabilisierende Entwässerung der Haldenkörper,
- die Erstabdeckung der Halden zur Minderung der Winderosion,
- die Geotechnische Stabilisierung der Tailings-Dämme,
- der Rekontourierung, Böschungsabflachung und Massenumlagerung zur Herstellung der abschließenden Morphologie,
- den Auftrag einer wasserundurchlässigen Schicht zur Entkoppelung der oberflächlichen, vornehmlich aus dem Niederschlag gespeißten Wassers vom Haldenwasser,
- den Auftrag einer Kulturbodenschicht und Bepflanzung der Oberfläche,
- die Anlage von Entwässerungsgräben, Rückhaltebecken und Aufbereitungsanlagen und
- die Etablierung eines Monitoring-Systems

Die Halden des Thüringer Kalisalz-Bergbaus werden dagegen mit einer Kontourierungsschicht zur Herstellung der abschließenden Morphologie und Hangneigung abgedeckt, wobei hier Abraummassen und Bauschutt zum Einsatz kommen. Darüber wird eine Kulturbodenschicht aufgetragen, die sukzessive bepflanzt wird.

3.5.1.2 MINDERUNG DER GRUNDWASSERNEUBILDUNG UND EROSIONSSCHUTZ DURCH ZWISCHENBEGRÜNUNG (NR.: 5.1.1.13)

Als Zwischenbegrünung bezeichnet man die Aussaat ausgesuchter (bspw. einjähriger) Kulturen für eine extensive Nutzung. Durch Zwischenbegrünung kann die Sickerwasserbildung während des Tagebaubetriebes bspw. auf länger offen liegenden Bermen hilfreich sein. Ein weiterer wesentlicher Aspekt ist jedoch auch die Erhöhung der Böschungsstabilität und die Minderung von Erosionsprozessen. Die Zwischenbegrünung kann durchgeführt werden

- als Erstbegrünung auf Tagebaukippen, Bergehalden des (Uran)Erzbergbaus oder Kali-Rückstandshalden vor der eigentlichen Aufforstung
- als Erstbegrünung von Kippenflächen, die ohne Kulturpflanzennutzung bleiben (z. B. für Naturschutzprojekte)
- Böschungsbegrünung im aktiven Tagebau

Ziele der Zwischenbegrünung sind

- die Vermeidung von Vernässung, Erosion; Böschungsstabilisierung,
- die Herstellung eines funktionsfähigen Bodengefüges, Entwicklung der Bodenfruchtbarkeit,
- die Verringerung der Sickerwasserbildung ggf. schon im Initialstadium der Waldentwicklung und
- der Schutz gegen unerwünschten Aufwuchs

Voraussetzung für den Einsatz der Zwischenbegrünung ist das

- Vorhandensein bzw. Herstellung einer Wasserhaushaltsschicht und
- ggf. der Einsatz von Bodenverbesserungsmaßnahmen – Kombination bodenmeliorativer und pflanzenbaulicher Maßnahmen

Vorteile der Zwischenbegrünung sind

- die bodenverbessernde und bodenschützenden Wirkung
    a. schnelle Bodendeckung als Erosionsschutz, Bodenbeschattung, günstiges Kleinklima
    b. Bildung/Erhalt des Bodengefüges und der Durchwurzelung (z. B. Aufschluss der Rekultivierungssubstrate durch die Wurzeln) → Bildung/Erhalt der Kapillarwirkung, bessere Luft- und Wasserversorgung im Boden
    c. Stickstoffbindung aus der Luft oder tieferen Bodenschichten und Verlagerung in den Feinwurzelbereich
    d. Verringerung des Aufwuchses einer verdämmenden Begleitflora
- die Schaffung eines ganzjährigen Lebensraumes für zahlreiche Vogel- und Insektenarten,
- die Aussamung, wenn die Zwischenbegrünung lange genug stehen bleibt,
- die zahlreiche Blühaspekte – Ästhetik und
- die Möglichkeit zum Verzicht auf das Ausmähen der Forstkulturen (Kosteneinsparung)

3.5.1.3 MINDERUNG DER GRUNDWASSERNEUBILDUNG UND EROSIONSSCHUTZ DURCH ABSCHLIEßENDE WIEDERBEGRÜNUNG / AUFFORSTUNG (NR.: 5.1.1.14)

Die abschließende Wiederbegrünung der Oberfläche von Außenkippen und Innenkippen dient

- der Steuerung der Grundwasserneubildung,
- der Verbesserung der Nachnutzungsmöglichkeiten z. B. durch Land-, Weide- und Forstwirtschaft aber auch durch Tourismus und
- der Minderung der Erosion.

Voraussetzung für die Wiederbegrünung ist der Auftrag bzw. die Herstellung einer Kulturbodenschicht. Dies erfolgt

- durch Ablagerung wenig versauerungsgefährdeter bzw. gepufferter Substrate entsprechender Korngrößenverteilung als finale Schicht noch mit Bergbautechnik (z. B. Absetzer),
- durch Ablagerung von Substraten, die in kurzer Zeit durch Verwitterung kulturfreundliche Oberböden bilden können und
- durch Zumischung puffernder Substrate wie Kalk oder Geschiebemergel bereits während der bergmännischen Errichtung der geologischen Körper oder im Nachgang durch Melioration.

Der Verfahrensansatz besteht:

- in der Errichtung einer Wasserhaushaltsschicht auf der Halden-/Kippenoberfläche, die ein optimales Wachstum von Pflanzen gewährleistet, um möglichst hohe Evapotranspirationsraten zu erreichen und somit die Sickerwassermenge reduzieren zu können,
- in der Auswahl geeigneter dauergrüner Kulturen und
- in der optimalen Bewirtschaftung der Flächen

Voraussetzung ist die Herstellung einer Wasserhaushaltsschicht

- Tieflockerung und Tiefkalkung bei starker Überverdichtung oder Versauerung des Unterbodens,
- Bodenbearbeitung zur Homogenisierung der Substratgemenge und der Vergleichmäßigung der aufgebrachten Dünge- bzw. Meliorationsmittel durch
- Aufbringung und Einarbeitung von Bodenverbesserungsmitteln angepasst an die Bodenbeschaffenheit und die Bepflanzungsart

3.5.2 VERRINGERUNG DER EXPOSITION (NR.: 5.5.1)

Die Exposition erosions- und elutionsgefährderter Flächen kann reduziert werden indem

a) die Expositionszeit vermindert wird und/oder
b) die Expositionsfläche vermindert wird.

Der Auftrag von Abdeckungen auf Haldenmaterial und andere ggf. kontaminierte Bereiche (Tailings, Rückstandshalden, Abbruchmaterial ehemaliger bergbaulicher Infrastruktur) hat mehrere Funktionen:

- Schutz vor windinduziertem Stoffaustrag,

- Begrenzung des Sickerwasserdurchzuges, Begrenzung der Exposition gegenüber Niederschlagswasser durch laterale Ableitung und Steigerung der Verdunstung,
- Trennung des unkontaminierten Oberflächenwassers (z. B. Sickerwasser) vom ggf. kontaminierten Halden-Grundwasser,
- Hangstabilisierung bzw. Minderung des Stoffabtrages durch Erosion,
- Gestaltung der Morphologie und
- Schaffung einer Kulturbodenschicht als Basis für die Wiederbegrünung und damit die Nachnutzung der Haldenoberfläche.

3.5.2.1 VERRINGERUNG DER EXPOSITIONSZEITEN (NR.: 5.5.1.1)

Ist mit erhöhtem Stoffaustrag aus Haldenkörpern oder offen liegenden Flächen zu rechnen, so können diese durch möglichst geringe Expositionszeiten vermindert werden. Dies kann im Rahmen der Abbauplanung durch Verminderung der Haldenoberflächen und dem alsbaldigen Abdecken mit inerten Materialien erfolgen. Durch Verlegung von Bermen und andren lange offenliegenden Oberflächen in Horizonte mit geringer Verwitterungsneigung werden die Expositionszeiten von versauerungsgefährdeten stratigraphischen Bereichen ebenfalls minimiert (Häfner et al., 2000). Die Minimierung der technologisch bedingten Expositionszeiten kann erreicht werden durch:

- zeitnahe Überdeckung der Förderbrückenkippe (Hauptkippenoberfläche) mit der Absetzerkippe (Verhinderung der Ausbildung einer zweiten Verwitterungszone),
- schnelle Herstellung der Oberflächenkontur der Absetzerkippe und Abdeckung mit Kulturboden + Erstbegrünung,
- selektive Schüttführung auf den Arbeitsebenen (vergleichsweise kurze Expositionszeiten der Böschungen und Arbeitsebenen; für die Minderung der Verwitterungsumsätze eher unbedeutend),
- zeitoptimierte Vorfeldentwässerung,
- zeitoptimierte Transportwege (z. B. Abraumtransport auf kürzestem Weg direkt über Kippe hinweg mit Abraumförderbrücken oder mit Bandanlagen),
- Zwischenbegrünung der temporären Böschungen und
- rasche Flutung der Tagebaurestseen (beschleunigter Wasserspiegelanstieg verringert den Einfluss der Rillenerosion und den damit verbundenen Säureaustrag aus den Böschungsflächen).

Die Minderung der Grundwasserneubildung während des Tagebaubetriebes dient

- der Stabilisierung der Böschungen und
- der Minderung der durch Sümpfung abzufördernden Wassermenge.

3.5.2.2 VERRINGERUNG EXPOSITIONSFLÄCHEN / VERFÜLLUNG / UMLAGERUNG (NR.: 5.5.1.2)

Kippenkörper sind in den Braunkohletagebaufolgelandschaften die prominentesten Quellen von Problemstoffen wie Sulfat, Eisen und Azidität. Die stärksten Beeinflussungen von Oberflächengewässern treten im unmittelbaren Abstrom solcher Körper auf. Beispielhaft sei die geringe Versauerungsneigung des SB Bärwalde genannt, welches ausschließlich aus dem Gewachsenen angeströmt wird, wohingegen der Kippenkörper dieses Tagebaus heute vollständig überstaut ist und im Abstrom des Seekörpers liegt. Dieser See konnte alleine durch Fremdflutung aus der Spree neutralisiert werden und bedurfte nie eine Inlake-Behandlung.

Die entgegengesetzte Situation liegt am Schlabendorfer See vor. Dieser weist ein ca. 5 km langes Südufer auf, das vollständig an einer durchströmten Kippe liegt. Das in der Kippe

gebildete Grundwasser geht zu einem erheblichen Anteil dem Seewasserkörper zu und sorgt für eine fortdauernde starke Versauerung. Der Seewasserkörper bedarf deshalb einer fortgesetzten wiederholten Neutralisation.

Diese Beispiele verdeutlichen dass die Planung der abschließenden Seekontour und die Lage der Kippenkörper eine entscheidende Bedeutung für die Wasserqualität und die Nachsorgeaufwendungen zukommt. Durch eine frühzeitige Planung der Endstellung des Tagebaus unter Berücksichtigung des zukünftigen Strömungsregimes kann die hydrologische Situation im Umfeld eines Tagebaus entscheidend verbessert werden. Vor dem Hintergrund der oft ungeplant schnellen Einstellung vieler Tagebaue nach der politischen Wende 1989/90 sind die Positionen vieler Restseen nicht optimal.

3.5.2.3 BÖSCHUNGSGESTALTUNG (NR.: 5.5.1.3)

Grundsätzlich sind im Bergbau zwei Arten von Böschungen zu unterscheiden:

- temporär
  - tagebauseitige temporäre Böschungen
  - kippenseitig temporäre Böschungen
- dauerhaft
  - Böschungen von Bergbaufolgeseen als Hinterlassenschaft von Tagebauen
  - Böschungen der Bergehalden des Erz- und Steinkohlenbergbaus
  - Böschungen von Kalihalden

Hauptziel der dauerhaften Böschungsgestaltung ist die Herstellung von Standsicherheit des Kippen-/Haldenkörpers zum Schutz der Menschen und ihrer Umgebung sowie Erosionsstabilität der Oberfläche, hauptsächlich unter dem Gesichtspunkt einer Verminderung der Sauerstoffexposition als Ursache der Pyritoxidation und Bildung saurer Wässer.

Die temporären Böschungen der Braunkohlentagebaue sollten aus diesem Grund so kurz wie möglich existieren und nach Möglichkeit mit pyritfreiem/-armem Material abgedeckt bzw. zwischenbegrünt werden.

Zusätzlich können folgenden Gefährdungen der Schutzgüter durch Rutschungen und somit durch Freilegen von Haldenmaterial der Bergehalden des Steinkohlen-/Erzbergbaus entstehen:

- erhöhte dermale Kontaktmöglichkeit (Gefahrenpotential insbesondere bei Uranerzbergbauhalden)
- Zutritt von Luftsauerstoff (Auswirkungen auf das Brandgeschehen)
- Schaffung verbesserter Infiltrationsbedingungen mit verstärkter Sickerwasserbildung
- Haldenmaterial kann in die Vorflut gelangen

Einflussparameter auf die Standsicherheit von Böschungen sind:

- materialabhängig
  - bodenmechanische Eigenschaften (Wichte des Böschungsbodens, Korngrößenverteilung, Kornform, Lagerungsdichte und Porenraum, Wassergehalt, Konsistenz, Scherfestigkeit, Formänderungsverhalten, Wasserdurchlässigkeit, Kapillarität, Sättigungsgrad
  - Strukturfestigkeit des Böschungsbodens (ungestörtes, gewachsenes Material; gestörtes Material)
- materialunabhängig

- Böschungsgeometrie (Böschungsneigung, Böschungshöhe, Grundwasserstand, Außenwasserstand)
- Lasteinwirkungen (Massenkräfte, Betriebslasten (z. B. Gewinnungsgerät), Einwirkungen aus dem laufenden Abbaubetrieb, dynamische Lasten (Erdbeben, Erschütterungen), stationäre Strömungsvorgänge, instationäre Strömungsvorgänge (z. B. Wellen), Erosion)

Maßnahmen für Standsicherheit und Erosionsstabilität:

- geomorphologische Gestaltung z. B. Böschungsabflachungen (für dauerhaften Böschungsneigungen um 1:2,5 (ca. 22°) ist die geotechnische Langzeit-Standsicherheit für unterschiedliche Lastfälle nachgewiesen)
- erdbautechnische Ausformung z. B. Einbau von Bermen (Verminderung des Erddrucks auf den Fuß der Böschung; Böschung mit steilem Hang und Bermen ist standsicherer als eine durchgehende Böschung ohne Bermen)
- schnelle Festlegung der Böschungsoberfläche i.d.R. durch Aufbringung eines Abdecksystems wie die Herstellung eines Kulturbodens + Begrünung

3.5.2.4 SELEKTIVE ABRAUMGEWINNUNG UND -VERKIPPUNG (NR.: 5.5.1.4)

Eine wesentliche hydraulische Maßnahme zur Minimierung der Kippenversauerung besteht in der Anlage eines oberen Grundwasserleiters in der Kippe, in dem qualitativ gutes Grundwasser bereitgestellt werden kann (Boehm & Schwarzenberg, 2000). Dies kann erreicht werden durch:

- mineralogisch/chemischen Trennung des Abraums durch:
  1. Verkippung pyritarmer und karbonathaltiger Sedimente in die oberen Kippscheiben
  2. Verkippung der pyritreichen Sedimente in die unteren Kippscheiben
- hydraulische Trennung des Abraums: Schaffung eines Durchlässigkeitssprungs von etwa 10^{-5} m/s zwischen oberem Kippenabschnitt (gut durchlässig) und tieferem Kippenbereich (schlecht durchlässig)

Vorteil:

- Grundwasser im oberen Kippenbereich für Trinkwassergewinnung nutzbar
- kein Zustrom saurer Grundwässer in die Vorflut
- optimierte Behandlung der nun abgegrenzten Kippenabschnitte mit hoher Versauerung und Mineralisation (z. B. durch künstliche Kippenpufferung)

Voraussetzung ist, dass genügend pyritfreier, karbonathaltiger Abraum zur Verfügung steht

Die fortlaufende Charakterisierung des jeweils gewonnenen Abraummaterials hinsichtlich seiner Säure- bzw. Basenkapazität ermöglicht es, den Abraum solchermaßen in die Kippenkörper einzubauen, dass

- stark verauerungsgefährdete Substrate basal eingebaut werden, also in Bereiche, die durch schnellen Überstau wieder vor weiterem Sauerstoffzutritt geschützt werden können.
- Kulturfreundliche Substrate nahe der zukünftigen Kippenoberfläche eingebaut werden, so dass die Entwicklung einer Kulturbodenschicht unterstützt wird und die dauerhaft ungesättigt verbleibenden Bereiche keine Quelle von Azidität für die Grundwasserzone darstellen.

- Alkaline Substrate so den azidischen Substraten beigemischt werden, dass sich die Potenziale zur Verauerung und zur Alkalinisierung weitgehend aufheben.

3.5.3 KIPPENKÖRPER/HALDEN-KONDITIONIERUNG (NR.: 5.5.2)

3.5.3.1 EINBAU ALKALINER STOFFE (NR.: 5.5.2.1)

Bei erwarteter Versauerungsneigung kann dem Abraum eine entsprechende äquivalente Menge an Puffersubstanzen, z. B. in Form von Carbonaten beigemischt werden. Dies ermöglicht bei Oxidation von Sulfiden und der Freisetzung von Azidität eine äquivalente Bevorratung von Alkalinität. Diese wird im Falle anlaufender Verwitterungsprozesse ebenfalls freigesetzt und führt bereits im lokalen Maßstab zur Kompensation der Azidität. Die pH-Werte verbleiben im neutralen Bereich und unerwünschte Folgereaktionen wie die Aluminium- und die Schwermetallmobilisierung unterbleiben. Auch die weitere Sulfidoxidation wird vermindert, da diese gerade bei geringen pH-Werten durch das dann mobile Fe-III und die Tätigkeit acidophiler Mikroorganismen forciert wird (Wisotzky et al., 2000).

Bei der Herstellung kulturfähiger Böden ist eine Kalkung zur Neutralisation insbesondere der potentiell versauernden Rohböden der Braunkohlentagebaukippen und auf den Bergehalden des Erz-/Steinkohlenbergbaus Standard. Der Einbau von alkalisch wirkenden Stoffen in neu entstehende Kippen-/Haldenkörper kann bis in die Tiefe des zukünftigen Grundwasserleiterbereichs nach dem gleichen Prinzip zur Vorbeugung der Entstehung von AMD und deren Weitertransport in die Vorflut erfolgen.

In Frage kommen fein- bis mittelkörnige karbonathaltige Substrate (wie Kalkstein, Kraftwerksasche, Mischung aus Kalkstein und Braunkohlenflugasche, alkalische Eisenhydroxidschlämme, Sodalith), die möglichst homogen (intensive Mischung z. B. auf der Abraumbandanlage) in das abzulagernde Material gemischt werden. Die Wirkung besteht analog zu OLD (ungesättigte Zone) bzw. ALD (gesättigte Zone) in der Auflösung des Karbonats, wodurch

- die Säure gepuffert und damit Kippengrundwasser neutralisiert wird,
- die Säurekapazität des hindurchströmenden Wassers erhöht wird,
- Metalle sowie Halbmetalle größtenteils als Hydroxide ausfallen und damit aus dem Wasser entfernt werden,
- Copräzipitation weiterer Schwermetalle und von Halbmetallen erreicht wird. Dies führt zu einer erheblichen Minderung der Konzentrationen an Spurenmetallen und -halbmetallen
- Eisen- und Schwefel-Oxidation verursachende Bakterien und Archaeen gehemmt werden (durch die höheren pH-Werte) und so der Pyritverwitterung vorgebeugt wird (Dämpfung der Verwitterungsreaktionen unter chemisch gepufferten Verhältnissen)

Die Produkte müssen nicht wie in der Inlake-Technik hochreaktiv sein, da für den Stoffumsatz stehen ausgedehnte Zeithorizonte zur Verfügung stehen. Die Dosierung der Karbonatmenge erfolgt in Abhängigkeit der Parameter Pyritgehalt, Eigenpuffergehalt und Pyritverwitterungsrate der Abraummaterialien.

Besonders in den oberen Kippengrundwasserleitern, die zur Trinkwasserversorgung in Frage kommen sowie im Anstrombereich des Grund- und Oberflächenwassers zu Fließgewässern oder Bergbaufolgeseen ist eine karbonatische Neutralisationszone sinnvoll. Es ist eine effek-

tive, aber auch die teure Methode zur Minimierung der Kippenversauerung und deren Mineralisation und kann daher nur eingesetzt werden wenn besonders hohe Pyritkonzentrationen zu erheblicher Versauerung und Mineralisation in der Kippe führen und damit ein unmittelbares Gefährdungspotential von Grundwassernutzern im Umfeld der Kippe vorhanden ist.

3.5.3.2 EINBAU O2-ZEHRENDER STOFFE (NR.: 5.5.2.2)

Die Sulfidoxidation als einer der wesentlichen aziditäts- und schwermetallfreisetzenden Prozesse kann durch Bindung des dafür notwendigen Sauerstoffzutrittes eingedämmt werden. Dies kann theoretisch durch den Einbau sauerstoff-zehrender Stoffe in Halden- und Kippenkörper erreicht werden. Hierfür geeignete organische Materialien müssen aufgrund der großen benötigten Mengen auf dem Markt verfügbar, mikrobiell verwertbar und kostengünstig sein. Auch sollen beim mikrobiellen Abbau möglichst keine unerwünschten Metabolite entstehen. Diese Kriterien schränken den Einsatz von Abprodukten der Landwirtschaft und der Lebensmittelindustrie ein. Der Einsatz solcher Stoffe scheitert meist an genehmigungsrechtlichen Gründen.

3.5.3.3 EINBAU INERTISIERENDER STOFFE (NR.: 5.5.2.3)

In Einzelfällen werden inertisierende Stoffe in Kippen- und Halden eingebracht, die die Problemstoffe binden. So wurden von der WISMUT GmbH Versuche in Sachsen zur Bindung von Sulfat mit Bariumsalzen im Grubengebäuden durchgeführt.

Die Inertisierung durch Zugabe bestimmter Stoffe wird in der Industrie beispielsweise auch der Behandlung von Sonderabfällen eingesetzt, um deren Schädlichkeit gegenüber Mensch und Umwelt zu reduzieren. Auch zur Minderung der Explosionsgefährlichkeit chemischer Gasgemische oder Kohlenstaubablagerungen erfolgt Inertisierung.

Für den Einbau inertisierender Stoffe in neu entstehende Kippen-/Haldenkörper ist die Einmischung von Phosphatträgern (z. B. LD-Mehl = phosphat- und calciumoxidhaltiger Produktionsrückstand der Stahlerzeugung, Rohphosphat) in das Material von Steinkohlebergehalden beschrieben. Damit soll die AMD-Bildung durch Pyritoxidation gemindert bzw. unterbunden werden. Prozessbestimmend ist der Einkapselungseffekt (coating) der Pyritpartikel durch Phosphationen:

- sekundäre Eisenphosphatminerale kapseln die Pyritpartikel ein und verhindern damit den Wasser- und Sauerstoffzutritt → die Pyritoxidation wird eingedämmt/unterbunden

3.5.4 ANGEPASSTE BAUMAßNAHMEN (NR.: 5.5.3)

Infolge abgeschlossener Bergbautätigkeit kommt es in einzelnen Regionen zu einer langfristigen Veränderung der Grundwasserflurabstände. Insofern müssen Baumaßnahmen, die in diesen Bereichen durchgeführt werden oder durchgeführt worden sind, an diese neuen Grundwasserstände angepasst werden. Dies kann erfolgen durch

- Änderung der Nutzung (Sportplatz anstatt Wohnhaus),
- Anlage von Aufschüttungen,
- Verzicht auf ein Kellerstockwerk,
- Anlage zusätzlicher Drainagen und Entwässerungsgräben inklusive zugehöriger Pumpwerke,

- Im Falle notwendiger Bauten im Grundwasserbereich (z. B. Kanäle): Bauausführung für permanenten Grundwasserkontakt.

Im Falle von notwendigen Baumaßnahmen auf Kippen (z. B. Infrastruktur wie Straßen) müssen diese vor der weiteren Bauausführung durch Verdichtungsmaßnahmen stabilisiert werden.

Im Falle des Kontaktes mit bergbaubeeinflusstem Grundwasser kann der Einsatz korrosionsbeständiger Materialien notwendig werden.

3.5.5 UMGANG MIT ANFALLENDEN SCHLÄMMEN (NR.: 5.6)

3.5.5.1 SCHLAMMVERWERTUNG (NR.: 5.6.1)

Nur in Einzelfällen dient die Grubenwasseraufbereitung heute bereits der Rückgewinnung von Wertstoffen, obwohl das PIRAMID Consortium seit Jahren die Prüfung möglicher Verwendungen insbesondere für wiedergewonnenes Eisenhydroxid empfiehlt.

Eisenhydroxid kann in der Rohstoffwirtschaft außerhalb des Braunkohle- und Sanierungsbergbaus industriell verschiedentlich genutzt werden [3]. Die wichtigsten Einsatzmöglichkeiten sind:

- Abwasser- und Schlammbehandlung
- Entschwefelung von Biogasanlagen
- Geruchsminderung in Kanälen und technischen Anlagen
- Nutzung als Farbstoffpigmente (z. B. in der Ziegel- und Zementindustrie)

Anwendungen von Eisenhydroxidschlamm (EHS) im Umweltbereich außerhalb des aktiven oder des Sanierungsbergbaus sind zum Beispiel:

- Seensanierung (Sedimentstabilisierung und Nährstoffelimination in stark eutrophen Binnengewässern)
- Verfüllung von Hohlräumen bei der Rohstoffgewinnung
- Schadstoffelimination an Altlastenstandorten
- Baustoff zur Herstellung der Endkontur von Altlasten und Deponien

Innerhalb des Sanierungsbergbaus sowie auch für den aktiven Bergbau gibt es eine Reihe von möglichen Nutzungen, welche wie folgt zusammengefasst werden können:

- Gewinnungsstättenverfüllung
- Säurekompensation in Braunkohleabraumkippen
- Gewässerneutralisation

Die meisten Verwertungswege benötigen relativ reine Schlämme oder einen relevanten Kalkanteil für Ihre Verwertung. Solche Schlämme fallen nur in technischen Anlagen an. Vor allem die Verbringung von EHS aus Fließgewässern und naturräumlichen Absetzanlagen, welche bisher in der Regel deponiert werden müssen, stellen die größte Herausforderung dar. Ein Ansatz aktueller Forschungen besteht in der Veredelung der EHS zu Schlämmen mit hohen Feststoffgehalten und einer hohen Reinheit, so dass sie einer stofflichen Verwertung zugeführt werden können.

3.5.5.2 SCHLAMMRÜCKHALT (Z. B. IN TAGEBAUEN) (NR.: 5.6.2)

In den sächsischen Bergbaugebieten fallen in erster Linie Eisenhydroxidschlämme (EHS) an, z. T. mit höheren Gehalten an Al, Mn, Zn, Cu, Ni und Cd oder Mg und Si.

Die Abscheidung der Feststoffe erfolgt klassischerweise im Sedimentationsbecken einer (GWRA) bzw. einem Ockerteich, bei in-situ-Fließgewässerbehandlung im Fließgewässer oder im Feuchtgebiet selbst (naturräumliche Absetzanlagen). Auch durch den Zustrom eisensulfatreicher Grundwässer kommt es im Fließgewässer zur Ablagerung von Eisenhydroxidschlämmen. All diese Schlämme müssen von dort kontinuierlich bzw. diskontinuierlich ausgebaggert und entsorgt werden [3].

EHS aus Fließgewässern und naturräumlichen Absetzanlagen eignen sich für die Verwertung kaum und müssen daher in der Regel deponiert werden müssen. Neben der Ablagerung auf einer Deponie kann der Rückhalt von Schlämmen alternativ erfolgen durch die Verbringung:

- in Tagebaufolgeseen
  - Einleiten anfallender EHS-Schlämme in die Tagebaufolgeseen. So wurden beispielsweise EHS in den Spreetaler See eingespült.
- in Bereichen des aktiven Tagebaus
  - Schlämme werden in bergbauliche Hohlformen abgeleitet oder in Kippenkörper eingebaut

Vorteile:

- Die sehr kostenintensive Entwässerung und Trocknung der Schlämme entfällt
- Der Schlamm bleibt pumpbar; Er kann über Pipelines verbracht werden. Das Schlammvolumen stellt dabei keinen entscheidenden Kostenfaktor mehr dar
- Die mögliche künftige Rückgewinnung des EHS, falls der technische Fortschritt eine wirtschaftliche Verwertung als Rohstoff ermöglicht

Auch bei der Neutralisation der Tagebaufolgeseen entstehen Eisenschlämme. Diese sedimentieren auf dem Seegrund und bedürfen daher keiner weiteren Maßnahmen. Der Prozess an sich kann jedoch der Kategorie Rückhalt zugeordnet werden.

3.5.5.3 SCHLAMMDEPONIERUNG (NR.: 5.6.4)

Deponien dienen zur dauernden Ablagerung nicht verwertbarer Reststoffe. Sie sind das letzte Glied in der Kette der Entsorgung. Deponien, die nach dem Stand der Technik zu errichten sind, sind hochtechnische Bauwerke, die mit einem Multibarrierensystem dafür sorgen, dass keine Schadstoffe aus den abgelagerten Stoffen in die Umwelt gelangen.

Ist der Rückhalt der bei der Behandlung von bergbaubeeinflussten Wässern anfallenden Schlämme im Tagebau bzw. Tagebaufolgesee nicht möglich, ist die Verbringung der Schlämme auf einer öffentlichen Deponie meist der einzig mögliche Entsorgungsweg. Dabei ist die Minderung des Schlammvolumens beispielsweise durch Eindickung und Entwässerung bzw. Rückführung innerhalb des Behandlungsprozesses von wesentlicher Bedeutung.

In den sächsischen Braunkohlenrevieren wird als wirtschaftliche Alternative zu öffentlichen Deponien der Bau einer eigenen Deponie für Eisenhydroxidschlämme (EHS) und Eisenhydroxidsedimente untersucht. Bei der Deponierung wird durch die jeweilige Deponieklasse geregelt, welche Schlämme dort abgelagert werden dürfen und welche ggf. auf öf-

fentliche Deponien mit einer höheren Deponieklasse verbracht werden müssen. Die Deponieklasse richtet sich nach der Schlammzusammensetzung.

Bei der Lagerung von Eisenhydroxidschlamm (EHS) wird zwischen einer Zwischenlagerung, wie Sie beispielsweise in Schlammstapelbecken erfolgt, und der Endlagerung auf einer Deponie unterscheiden. Eine Zwischenlagerung von EHS wird immer notwendig sein. Diese dient in der Regel auch gleichzeitig der natürlichen Entwässerung der Schlämme.

4 TEIL 2 ENTSCHEIDUNGSHILFE ZUR AUSWAHL ZIELFÜHRENDER VERFAHREN

4.1 ALLGEMEINE BEMERKUNGEN

4.1.1 EINFLUSSFAKTOREN

Die Entscheidungshilfe wurde in Form von Baumdiagrammen ausgeführt, die unterteilt in die einzelnen *Strategien* über verschiedene jeweils relevante Entscheidungen zu möglichen Verfahren führen, die zur Aufbereitung eines möglichen bergbaubeeinflussten Wassers geeignet sind. Die Entscheidungshilfen beziehen sich entsprechend nur auf Bergbausanierungsverfahren. Diese Entscheidungsbäume können jedoch immer nur erste Anhaltspunkte für eine mögliche Auswahl von Verfahren liefern, da Planungen und Umsetzungen von Behandlungsverfahren jeweils immer stark standortabhängig sind und von weiteren spezifischen Randbedingungen mit bestimmt werden. Dies können beispielsweise sein:

- Eigentumsverhältnisse,
- weitere Kontaminationen in Wasser und Boden, die eine „Mit"-Behandlung ermöglichen oder ein bestimmtes Verfahren ausschließen,
- behördliche Vorgaben zu Ablaufwerten, die andere Grenzwerte festlegen als die, die mit dem gewählten Verfahren normalerweise erreichbar sind,
- lokal oder regional besonders gute oder schlechte Bezugsmöglichkeiten für einen benötigten Zuschlagstoff ein Verbrauchsmittel oder Energie,
- lokal oder regional besonders gute oder schlechte Entsorgungsmöglichkeiten für einen anfallenden Reststoff,
- bereits vorhandene Infrastruktur („Altanlagen"), die zu verhältnismäßig geringen Kosten und mit geringem Aufwand wieder in Betrieb genommen werden können (Beispiel: alte Grubenwasserreinigungsanlagen oder Ockerteiche) und
- der Wille der „Beteiligten" einem bestimmten Verfahren zu Untersuchungs- oder Demonstrationszwecken den Vorzug zu geben

4.1.2 WEITERE HINWEISE ZUR NUTZUNG DER ENTSCHEIDUNGSDIAGRAMME

Alle Baumdiagramme enden bei Verfahren, die in Teil 1 erläutert und mit einer Nummer versehen wurden. Beim entsprechenden Verfahren wird jeweils die Nummer angegeben, unter der das entsprechende Verfahren in Teil 1 des Dokuments erläutert wird.

Verfahren, die noch nicht großtechnisch eingesetzt wurden, bzw. für die noch ein erheblicher Entwicklungsaufwand besteht, wurden nicht in die Entscheidungsbäume mit aufgenommen. Dies sind:

- autotrophe Sulfatreduktion
- Membranelektrolyseverfahren
- Bariumsulfatfällung

Die Entscheidungen sind in den Entscheidungsbäumen bewusst nicht an Konzentrationen, Durchflüsse und andere Zahlen (wenn größer als…) geknüpft, da die jeweiligen Größen immer von anderen Größen abhängig sind (z. B. behandelbare Konzentration abhängig von

vorhandener Fläche bzw. Aufenthaltszeit…). Dies bedeutet, dass im Rahmen einer ordnungsgemäßen Planung hinter jeder „Entscheidung" eine fundierte Einzelfallprüfung aufgrund konkreter Zahlen und Standortfaktoren zu erfolgen hat. Der Anwender muss vor der Nutzung der Entscheidungsbäume wissen, welches Schutzgut (Grundwasser, Fließgewässer, See) er betrachten möchte, um den entsprechenden Entscheidungsbaum anzuwenden.

4.2 ENTSCHEIDUNGSHILFE VERFAHREN ZUR GRUNDWASSERSANIERUNG

Die Verfahren zur Grundwassersanierung wurden aufgrund der sehr unterschiedlichen auftretenden Schadstoffspektren in vier verschiedene Gruppen unterteilt (Abbildung 4-1). Für diese wurde jeweils ein Baumdiagramm erstellt (Abbildung 4-2 bis Abbildung 4-6). Neben dem Schadstoffspektrum sind als Kriterium für die Auswahl eines Verfahrens vor allem der Platzbedarf und der zu behandelnde Volumenstrom wichtige Größen. Im Falle stark erhöhter Salzfrachten, wie sie z. B. im Kalibergbau entstehen, ist dagegen die Verfügbarkeit von Oberflächenwasser (Durchfluss angrenzender Vorfluter) besonders relevant, da diese im Rahmen der Salzlaststeuerung darüber entscheiden, wie viel Salzfracht abtransportiert werden kann.

Die einzelnen Verfahren sind in Abbildung 4-1 grafisch etwa demjenigen Schadstoffspektrum (vier Säulen) zugeordnet, für das sie angewendet werden können. Verfahren, die für mehrere Schadstoffspektren wirksam sind, wurden in Abbildung 4-1 über mehrere Schadstoffspektren hinweg eingetragen. Weiterhin werden die einzelnen Verfahren in Abbildung 4-1 grob dem von ihnen benötigten Platzangebot und den behandelbaren Volumenströmen kategorisiert (y-Achse). Im Falle der Kontamination durch Salzfrachten erfolgt auf der y-Achse die Einordnung der Verfahren gemäß Flusswasserdargebot und das Energieangebot.

4.2.1 KOMMENTARE ZUR AUSWAHL VON VERFAHREN ZUR BEHANDLUNG VORWIEGEND SULFATBELASTETER GRUNDWÄSSER (ABBILDUNG 4-2)

Unter oxischen und pH-neutralen Bedingungen bilden sich bei Anwesenheit von Metallen bevorzugt Metallhydroxide, die verstärkt zum Fouling von Filtermembranen beitragen. Eine Behandlung eisen-(metall-)haltiger Wässer mit Membranfiltrationsanlagen ist daher problematisch. Jedes Membranfiltrationsverfahren liefert eine Sole (Konzentrat), die zusätzlich entsorgt werden muss. Hierfür stehen u.a. Eindampfer zur Verfügung.

Viele sulfatreiche bergbaubeeinflusste Grundwässer bedürfen der Neutralisation, meist mit einem Ca-reichen Neutralisationsprodukt. Dies kann als Nebeneffekt bei der Neutralisation zur Gipsübersättigung und damit zur Senkung der Sulfatkonzentrationen führen. Allerdings ist damit keine Senkung der Sulfatkonzentrationen unter 2,6 g/L erreichbar.

4.2.2 KOMMENTARE ZUR AUSWAHL VON PASSIVEN OXISCHEN VERFAHREN ZUR BEHANDLUNG VORWIEGEND DURCH AZIDITÄT, EISEN UND ALUMINIUM BELASTETER GRUNDWÄSSER (ABBILDUNG 4-3)

Wesentlich ist die Unterscheidung in netto-alkaline und netto-azidische Wässer: Sind Wässer netto-azidisch, erreichen unter atmosphärischen Bedingungen also letztendlich pH-Werte unter 5, so ist die Eisenoxidation so stark verlangsamt, die Metallhydroxidbildung und die Flockenbildung so gehemmt, dass eine effektive Stoffabtrennung aus der Wasserphase

kaum mehr möglich ist. Die Aufenthaltszeiten für die Wässer in jedweder Behandlungsstruktur (Ockerteich, Wetland etc.) werden damit zu groß.

Netto-azidischen Wässern ist deshalb in der einen oder anderen Form Alkalinität durch Lösung von Kalkprodukten (oxische Variante) oder die Sulfatreduktion (reduktive Variante) zur Verfügung zu stellen. Schwierigkeiten bestehen hier vor allem durch die Inertisierung der sich lösenden Feststoffe durch Metallhydroxid-Präzipitate. Deshalb müssen suspendierte Eisenhydroxide durch Filtrationsprozesse entfernt und/oder durch reduktive Prozesse wieder rückgelöst werden.

Jeder Kalklösung unter anoxischen Bedingungen muss eine Belüftung und eine nachfolgende Sedimentation der entstandenen Hydroxide folgen. Bei entsprechend hohen Eisenkonzentrationen kann die Zufuhr von Alkalinität in anoxischen Untergrundpassagen wiederholt erfolgen.

Netto-alkalinen Wässern sind dagegen lediglich ausreichende Oberflächen und Aufenthaltszeiten zur Verfügung zu stellen, um einen ausreichenden Reinigungserfolg zu erzielen.

4.2.3 KOMMENTARE ZUR AUSWAHL VON AKTIVEN OXISCHEN VERFAHREN ZUR BEHANDLUNG VORWIEGEND DURCH AZIDITÄT, EISEN UND ALUMINIUM BELASTETER GRUNDWÄSSER (ABBILDUNG 4-4)

Die Behandlung vorwiegend durch Azidität, Eisen und Aluminium belasteter Wässer mittels aktiver Verfahren erfolgt bei größeren Volumenströmen und Stofffrachten alternativlos durch die Belüftung, die Neutralisation und die Sedimentation. Der entsprechende Entscheidungsbaum zeigt hierfür weitere Verfahrensschritte, die abhängig von der Wasserbeschaffenheit mit einbezogen werden müssen. Die Abtrennung von weiteren Metallen erfordert u. U. weitere Behandlungsschritte, die ebenfalls ausgewiesen sind.

4.2.4 KOMMENTARE ZUR AUSWAHL VON VERFAHREN ZUR BEHANDLUNG VORWIEGEND DURCH SCHWERMETALLE UND ARSEN BELASTETER GRUNDWÄSSER (ABBILDUNG 4-5)

Die Festlegung von Schwermetallen und Arsen erfolgt am effektivsten durch Sorption an Eisenhydroxide. Das setzt voraus, dass genügend Eisen im Rohwasser vorhanden ist und dieses unter den jeweiligen Bedingungen (in-situ, on-site) auch hydrolysiert und gefällt werden kann. Alternativ können Schwermetalle auch an andere Feststoffe oder regenerierbare Austauscherharze gebunden werden. In jedem Fall stellt sich die Frage der Weiterverwendung bzw. sicheren Ablagerung des beladenen Schlammes bzw. im Falle der Sorption an regenerierbare Stoffe, der Umgang mit den Regeneratlösungen.

4.2.5 KOMMENTARE ZUR AUSWAHL VON VERFAHREN ZUR BEHANDLUNG HOCH SALINARER GRUNDWÄSSER (ABBILDUNG 4-6)

Die Abtrennung von Natrium, Kalium, Magnesium aber auch Calcium sowie Chlorid als Anion aus hochsalinaren Wässern ist verfahrenstechnisch schwierig bzw. sehr energieaufwändig. Verfahren der Membranfiltration sind hierfür zwar bei der Meerwasserentsalzung in Gebrauch. Diese Verfahren werden jedoch umso kostenaufwändiger umso höher konzentriert die Solen sind. Weiterhin verbleiben gesättigte Restlaugen, die abgeschlagen oder thermisch weiter eingedampft werden müssen. Eine weitere Herausforderung ist die Bildung von

Gips, die i.d.R. erfolgt lange bevor andere Salze die Sättigung erreichen. Die Gipsbildung gefährdet sowohl die Membranfiltration (Fouling) als auch den Eindampfprozess, da sich Gips in den Verdampfern anlagert.

Aus diesen Gründen ist die sog. Salzlaststeuerung, d.h. die kontrollierte Einleitung der Solen in Fließgewässer eine kostengünstige Alternative. Hierbei wird i.d.R. erstrebt bestimmte behördlich festgelegte Stoffkonzentrationen in den Fließgewässern nicht zu überschreiten.

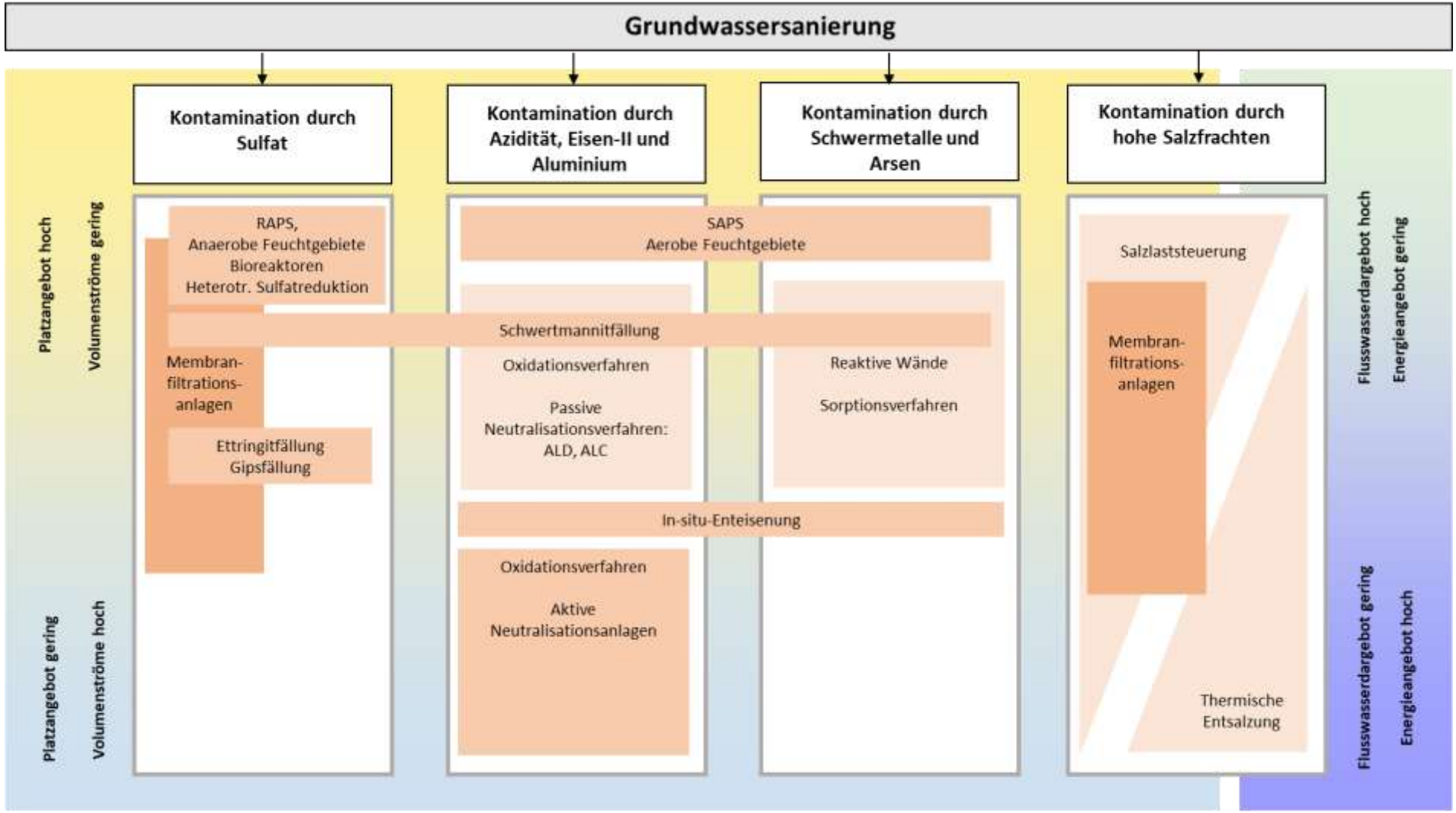


Abbildung 4-1: Zusammenstellung von Verfahren zur Behandlung bergbaubeeinflusster Grundwässer in Abhängigkeit des Schadstoff-spektrums, des Platzangebotes, des Volumenstromes bzw. im Falle hoher Salzfrachten vom Wasser- und Energieangebot.

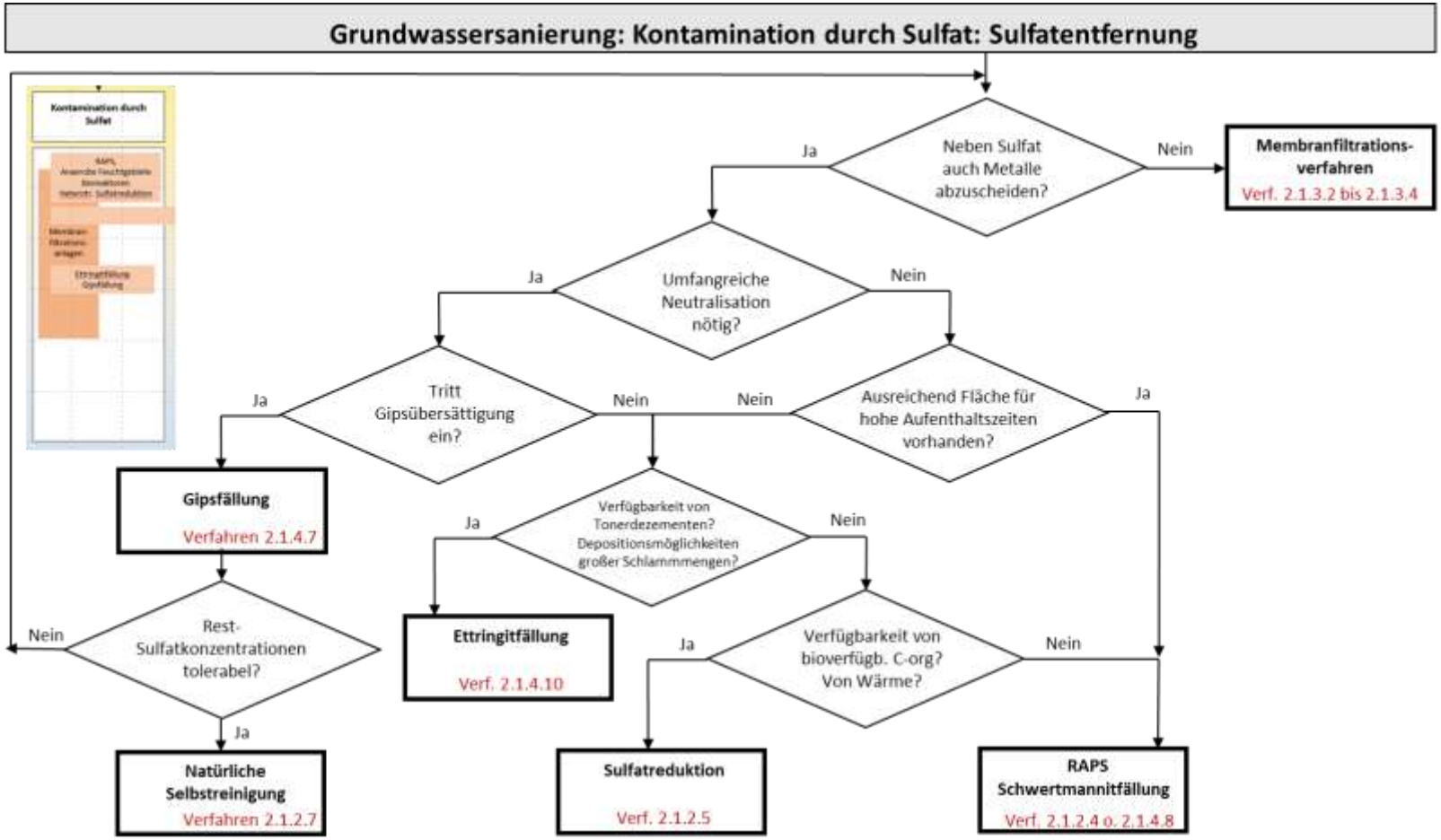


Abbildung 4-2: Entscheidungsbaum zur Auswahl von Verfahren zur Behandlung vorwiegend sulfatbelasteter Grundwässer

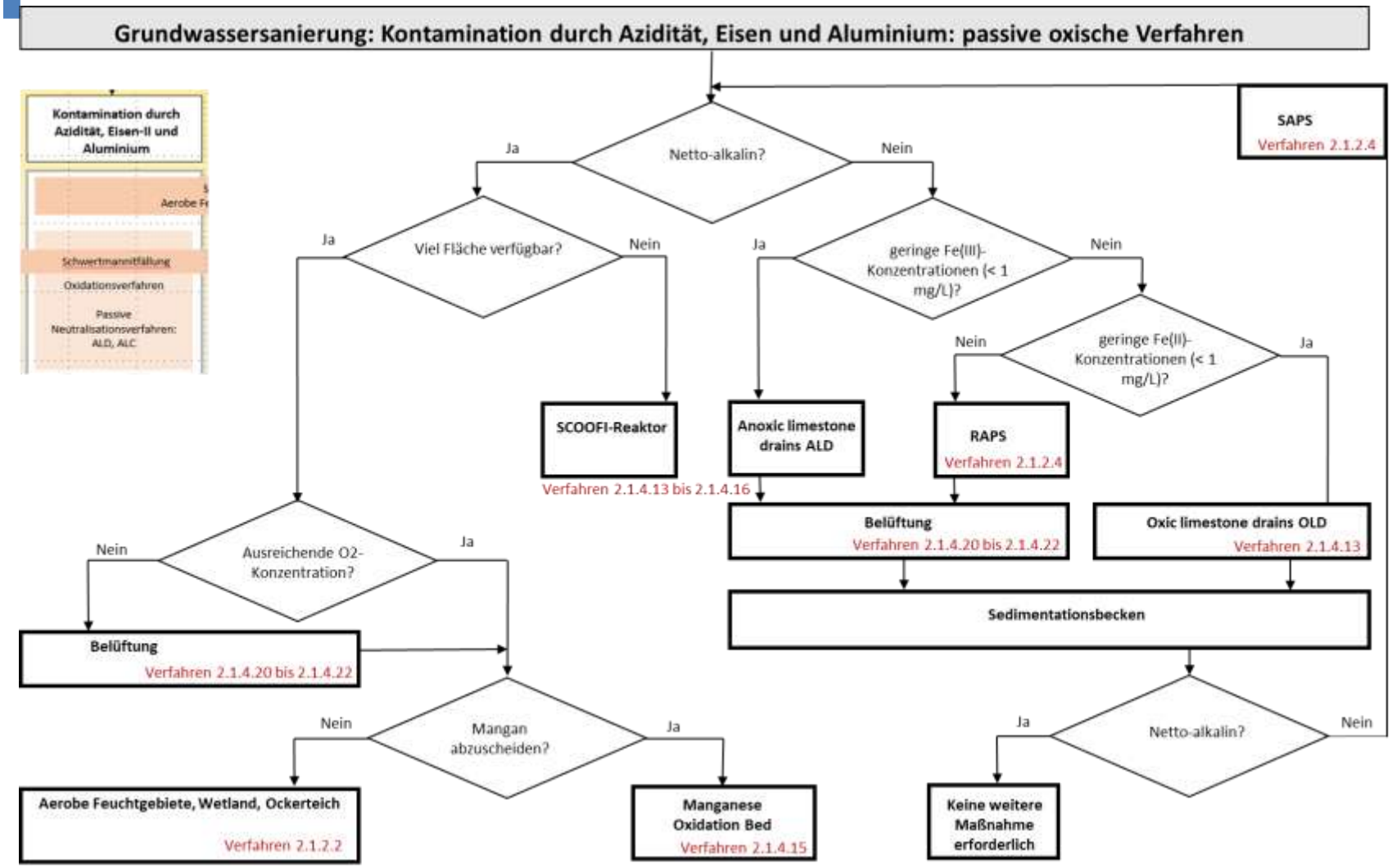


Abbildung 4-3: Entscheidungsbaum zur Auswahl von Verfahren zur Behandlung vorwiegend durch Azidität, Eisen und Aluminium belasteter Grundwässer durch passive oxische Verfahren

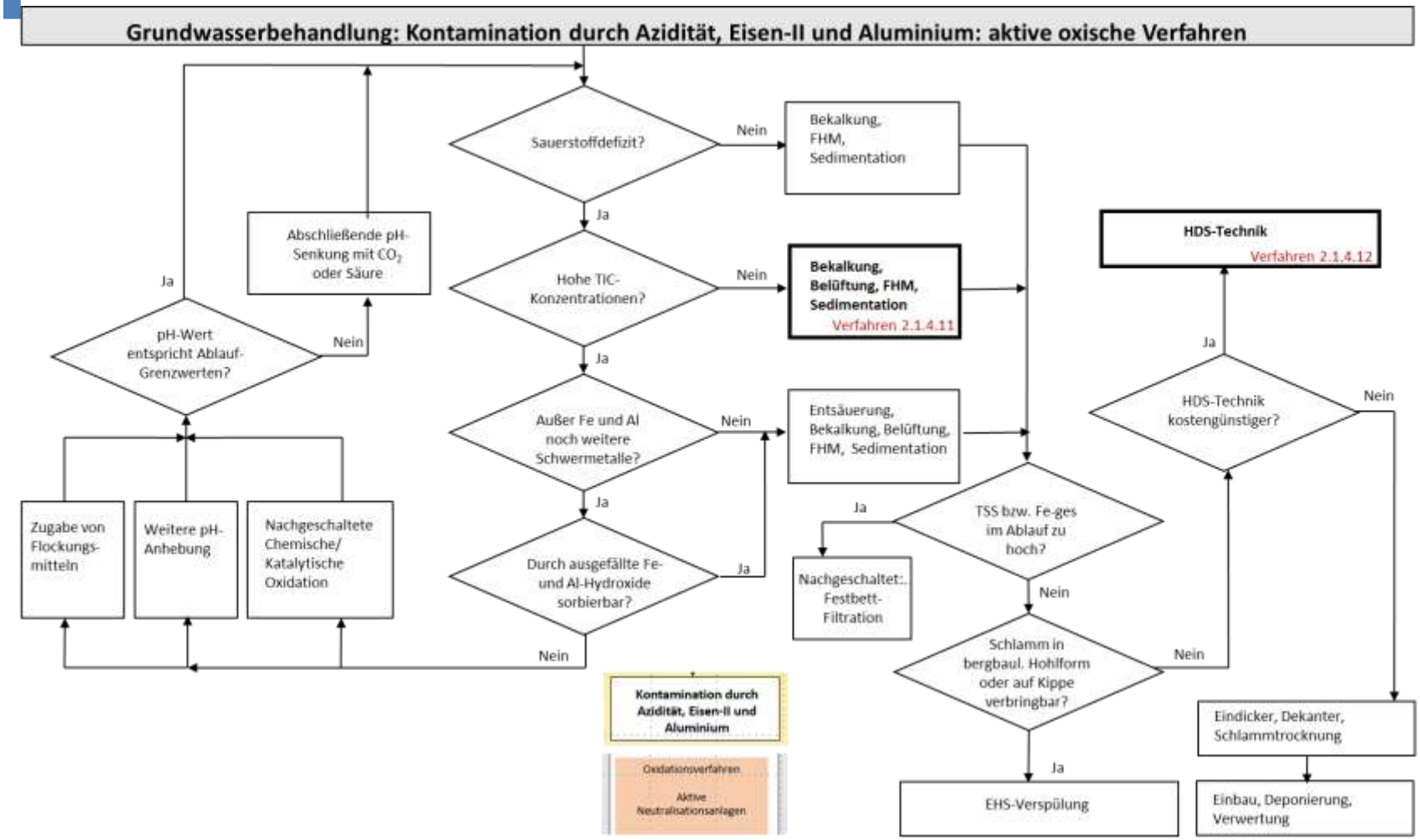


Abbildung 4-4: Entscheidungsbaum zur Auswahl von Verfahren zur Behandlung vorwiegend durch Azidität, Eisen und Aluminium belasteter Grundwässer durch aktive oxische Verfahren

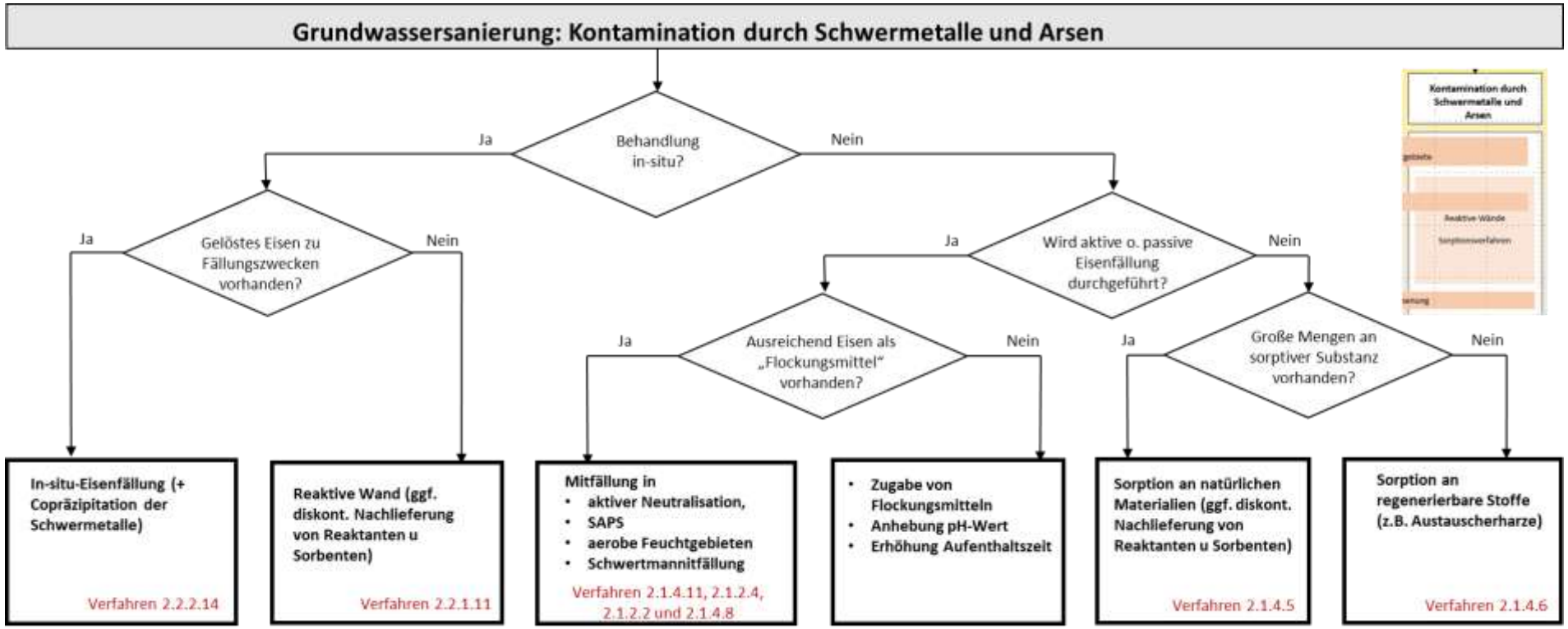


Abbildung 4-5: Entscheidungsbaum zur Auswahl von Verfahren zur Behandlung vorwiegend durch Schwermetalle und Arsen belasteter Grundwässer

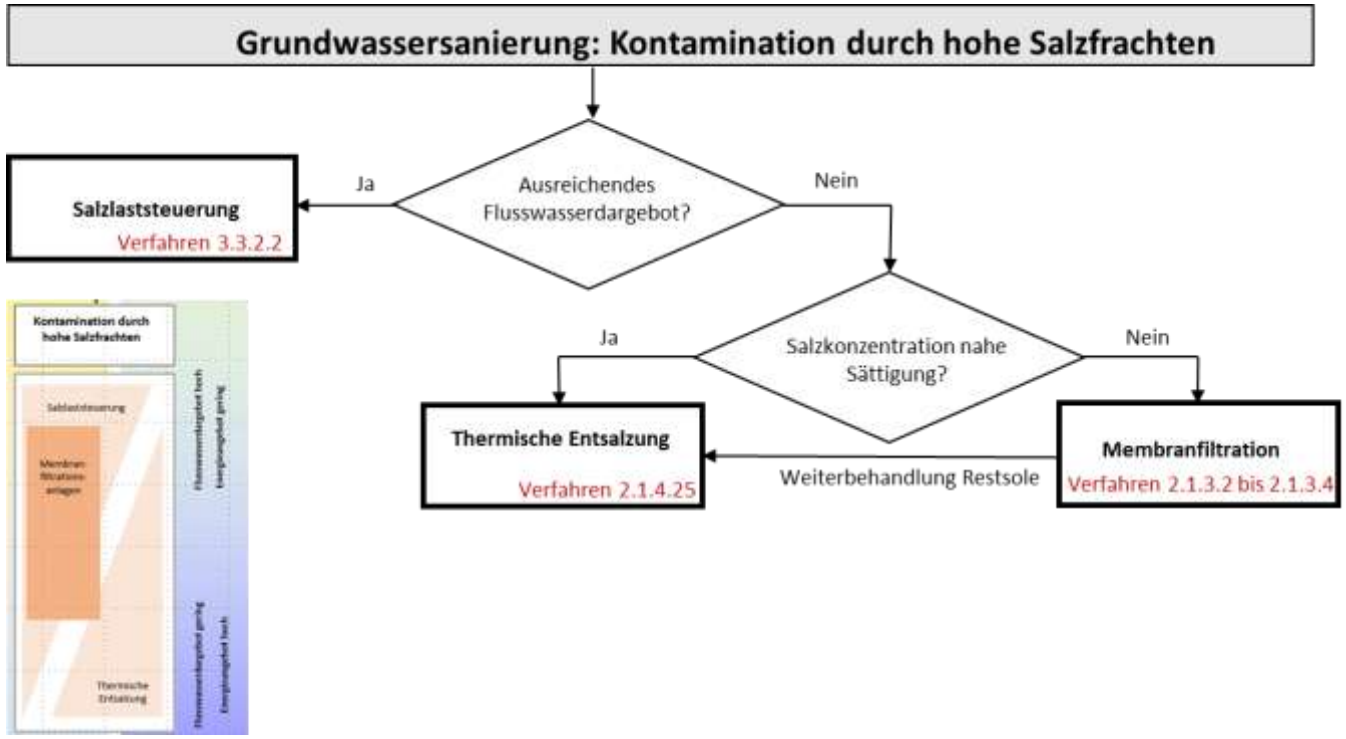


Abbildung 4-6: Entscheidungsbaum zur Auswahl von Verfahren zur Behandlung von vorwiegend durch hohe Salzfrachten belastete Grundwässer

4.3 ENTSCHEIDUNGSHILFE VERFAHREN ZUR FLIEßGEWÄSSERSANIERUNG

Analog zu den Verfahren zur Grundwassersanierung wurden auch die Methoden zur Fließgewässersanierung in die 4 verschiedenen Schadstoffgruppen unterteilt (Abbildung 4-7), deren Behandlungsmöglichkeiten nachfolgend jeweils in einem Baumdiagramm dargestellt sind (Abbildung 4-8 bis Abbildung 4-11). Neben dem Schadstoffspektrum ist das Gewässerdurchflussvolumen das Hauptkriterium für die Auswahl eines aktiven oder passiven In-situ-Verfahrens. Erst danach werden pH-Bedingungen im Wasser und dessen Sauerstoffgehalt relevant.

Die meisten der in Frage kommenden in-situ-Verfahren können bei ungünstigen Platzverhältnissen auch als Bypass-Variante neben dem eigentlichen Fluss-/Bachlauf angelegt werden.

Die in-situ Behandlung im Fließgewässer ist u. U. nur begrenzt und meist nicht bis zur kompletten Abscheidung der Schadstoffe möglich. Im Gegensatz zu tolerierbaren Resteisen- oder-sulfatkonzentrationen müssen die Wässer mit toxisch wirkenden Schwermetallfrachten, wenn sie durch angepasste Speicherbewirtschaftung nicht verdünnt werden können, gefasst und in einer Reinigungsanlage (siehe Grundwassersanierung) aufwändig behandelt werden.

4.3.1 KOMMENTARE ZUR AUSWAHL VON VERFAHREN ZUR BEHANDLUNG VORWIEGEND SULFATBELASTETER FLIEßGEWÄSSER (ABBILDUNG 4-8)

Bei der Zugabe von Kalkprodukten in Fließgewässer kommt es nur in sehr begrenztem Maß zur Sulfatabreicherung durch die Ausfällung von Gips (lediglich bis zur Gipssättigung). Daher stellt neben der Verdünnung eines sulfatbelasteten Fließgewässers durch Zuleitung unbelasteten Wassers die Stimulation der natürlich ablaufenden, mikrobiellen Sulfatreduktion die einzige Möglichkeit dar, in-situ Sulfat aus dem Fließgewässer zu entfernen (Festlegung als Metallsulfid; Voraussetzung: stöchiometrisch ausreichende Metallkonzentrationen, bevorzugt Eisen).

Bestimmte Bakterien und Archaeen (Desulfurizierer) reduzieren Sulfat zu Sulfid bzw. Schwefelwasserstoff unter Verwendung verschiedener organischer Stoffe oder elementaren Wasserstoffs (H_2) als Reduktionsmittel. Desulfurizierer sind obligat anaerobe Bakterien, kommen nur in anoxischen Milieus vor. Die Sulfatreduktion erfolgt auch bei Anwesenheit von Eisenionen nur, wenn der gesamte gelöste Sauerstoff verbraucht und Fe-III zu Fe-II reduziert wird. Solche Verhältnisse stellen sich nur in anaeroben Feuchtgebieten sowie in deren (unbewachsener) RAPS-Variante ein, wo im ersten Schritt der gesamte gelöste Sauerstoff durch aerobe mikrobielle Aktivität in der Makrophytenzone bzw. in der oberen organischen Substratschicht aus dem Wasser entfernt wird. Durch entsprechende Wasserführung (vertikale Durchströmung) ggf. unter Verbrauch des Restsauerstoffs werden so reduzierende Verhältnisse hergestellt bzw. unterstützt.

4.3.2 KOMMENTARE ZUR AUSWAHL VON VERFAHREN ZUR BEHANDLUNG VORWIEGEND DURCH AZIDITÄT, EISEN UND ALUMINIUM BELASTETER FLIEßGEWÄSSER (ABBILDUNG 4-9)

Nur wenn ein Wasser bereits alkalisch genug ist, genügen Absetzbecken oder aerobe Feuchtgebiete, um eine schnelle Hydrolyse des Eisens zu ermöglichen. Voraussetzung ist das Vorliegen dreiwertigen Eisens bzw. die Oxidation der Eisen(II)-Ionen zu Eisen(III)-Ionen. Die Oxidationsrate kann durch Einbringen von Energie über Sohlschwellen oder Belüftungskaskaden verbessert werden.

Bei netto-azidischen Fließgewässern besteht analog zur GW-Sanierung die wesentlichste Aufgabe daher darin, die pH-Werte auf über 5 anzuheben, damit Eisenoxidation und Metallhydroxidbildung ablaufen. Aktiv erfolgt die Aziditätsminderung zumeist durch Zugabe von Kalkprodukten. Bei Bachläufen mit geringen Durchflüssen eignen sich auch die Zugabe von Natronlauge als Neutralisationsmittel oder die passive Behandlungsmethoden ALD, OLD, SAPS oder anaerobe Feuchtgebiete und RAPS, bei denen Neutralisation und Metallabscheidung gekoppelt ablaufen.

Bei pH-Wert-Anhebung kommt es generell auch zur Ausfällung von Aluminium als Aluminiumhydroxid (Mitfällung ab pH 4 - 5).

4.3.3 KOMMENTARE ZUR AUSWAHL VON VERFAHREN ZUR BEHANDLUNG VORWIEGEND DURCH SCHWERMETALLE UND ARSEN BELASTETER FLIEßGEWÄSSER (ABBILDUNG 4-10)

Schwermetall- und Arsenabscheidung erfolgt durch Mitfällung als Hydroxid, Karbonat bzw. Sulfid und/oder durch Sorption an bereits gebildeten Metalloxiden bzw. –hydroxiden während der Behandlungsverfahren zur Säureneutralisation und Eisenabscheidung.

Anders als Aluminium wird das besonders in den Braunkohlenabbaugebieten in höheren Konzentrationen vorkommende Schwermetall Mangan jedoch nicht entfernt, solange gelöstes Eisen in Konzentrationen >1 mg/l vorhanden ist. Erst suspendierte Eisenhydroxidflocken sind in der Lage, gelöstes Mangan durch Sorption effektiv aus der Wassersäule zu entfernen. Unter aeroben Bedingungen kommt es in Feuchtgebieten oder Teichen neben der Manganabscheidung auch zum Rückhalt von Arsen, Chrom, Kupfer, Uran und Zink (Oxidation, Hydrolyse, Sorption, Fällung z. B. als Karbonat).

Unter den reduzierenden Bedingungen in anaeroben Feuchtgebieten oder RAPS fallen Arsen, Cadmium, Blei, Kupfer, Nickel, Thallium und Zink als Sulfide aus (z. B. AsS und As_2S_3, Greenockit CdS, Millerit NiS) und werden so im anoxischen Substrat immobilisiert.

Alkalische Lösungen entstehen bei hoher Kalkzugabe z. B. durch aktive Bekalkungsanlagen. Sie führen bei Anwesenheit von Blei-, Kupfer- und Zinkionen zur Ausfällung von Karbonatmineralen (z. B. Azurit, Malachit).

Bei hohen Schwermetall- und Arsenbelastungen muss das Wasser jedoch gefasst und behandelt werden (betrifft besonders Wasseraustritte in Gebieten des Erzbergbaus; Einsatz versch. Fällungsverfahren). Zur Entfernung von Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Mangan und Zink wurden zudem spezifische passive Technologien entwickelt.

4.3.4 KOMMENTARE ZUR AUSWAHL VON VERFAHREN ZUR BEHANDLUNG HOCH SALINARER FLIEßGEWÄSSER (ABBILDUNG 4-11)

Hohe Salzlasten in Fließgewässern kommen i.d.R. nicht natürlich vor, sondern werden durch die Einleitung von Solen verursacht. In diesen Fällen gilt es, die Salzlaststeuerung im Zusammenspiel mit vorhandenen unbelasteten Wässern z. B. durch Speicherbewirtschaftung anzupassen.

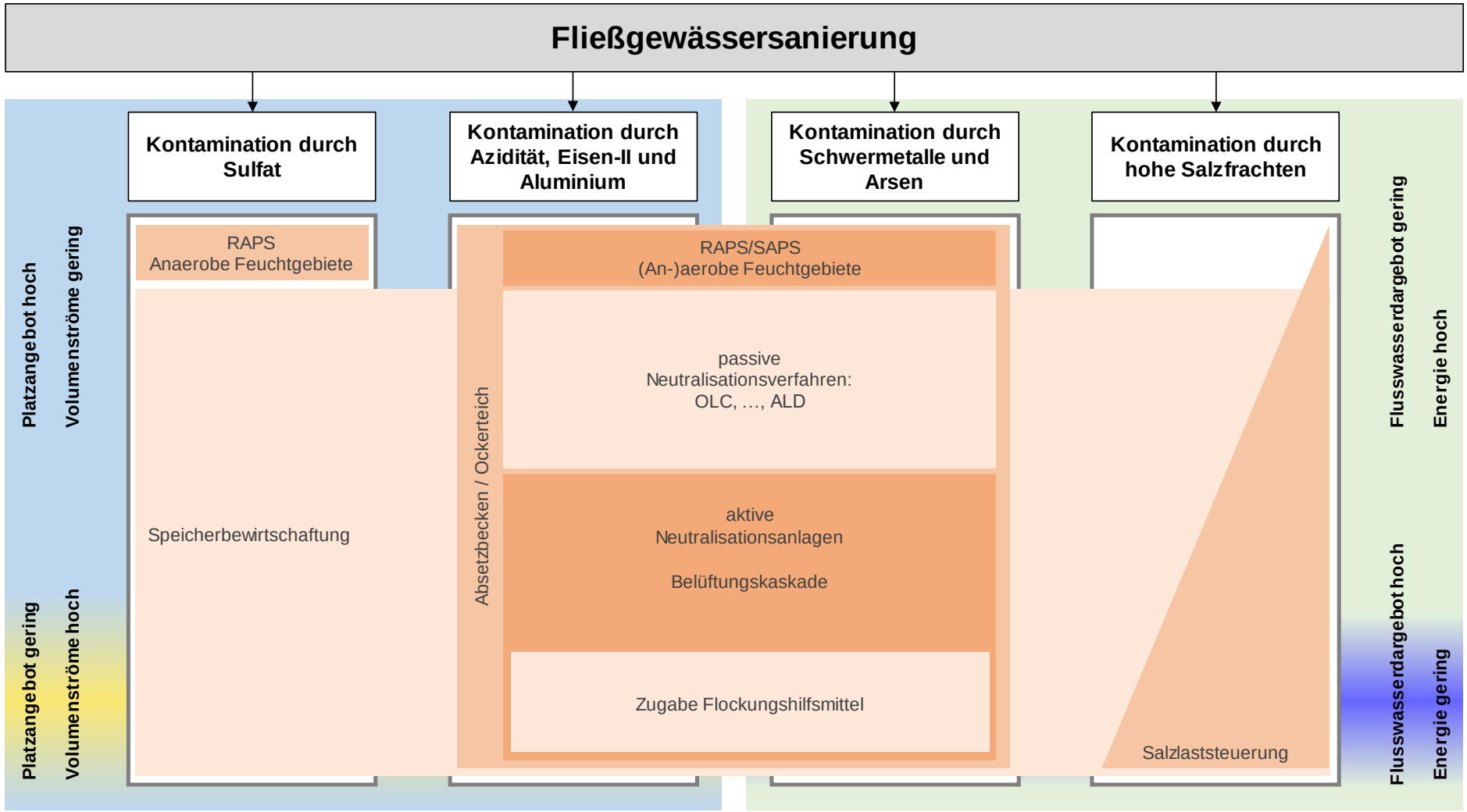


Abbildung 4-7: Zusammenstellung von Verfahren zur Behandlung bergbaubeeinflusster Fließgewässer in Abhängigkeit des Schadstoffspektrums, des Platzangebotes, des Volumenstromes bzw. im Falle hoher Salzfrachten vom Wasser- und Energieangebot.

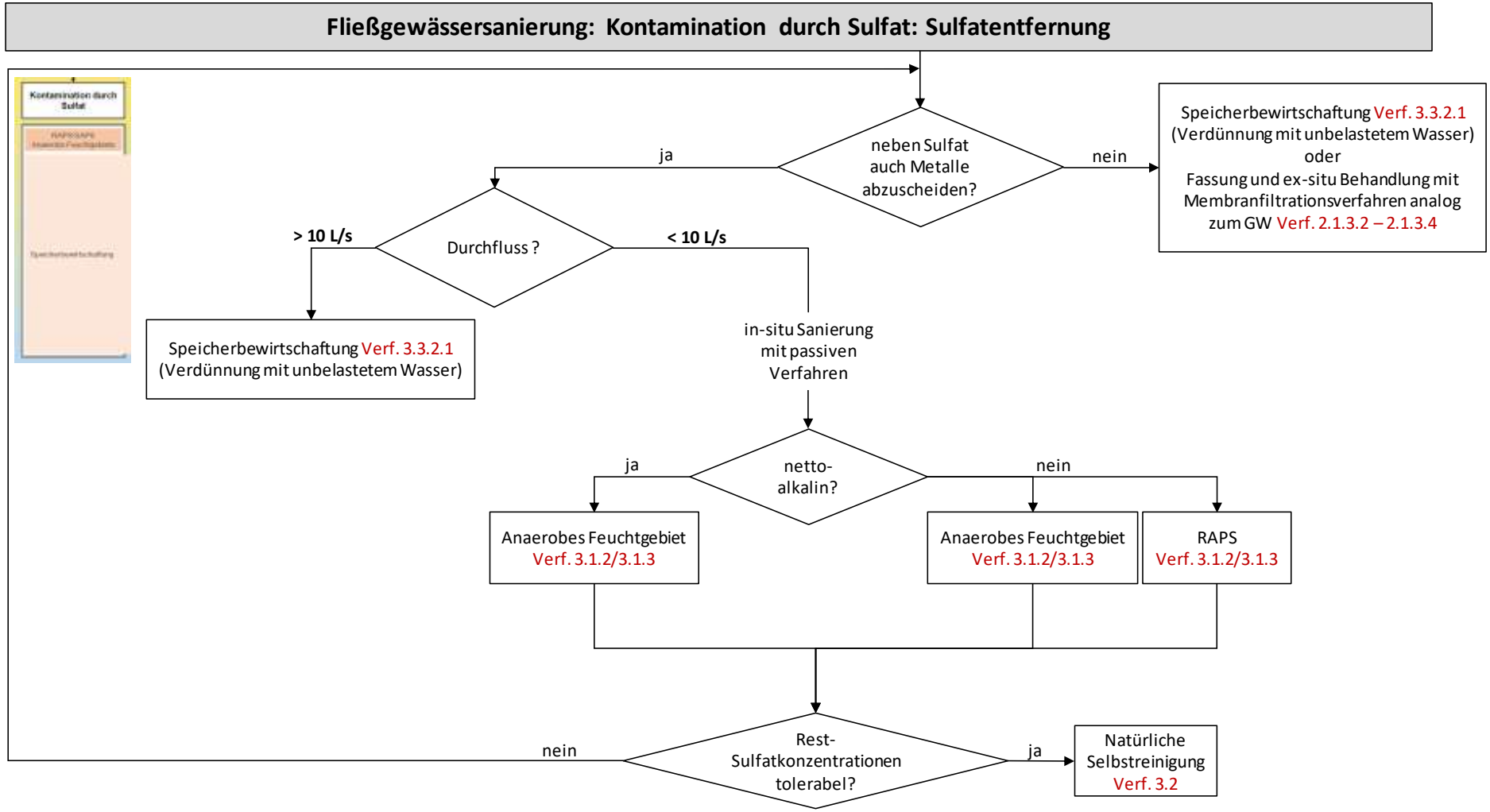


Abbildung 4-8: Entscheidungsbaum zur Auswahl von Verfahren zur Fließgewässersanierung bei hohen Sulfatfrachten

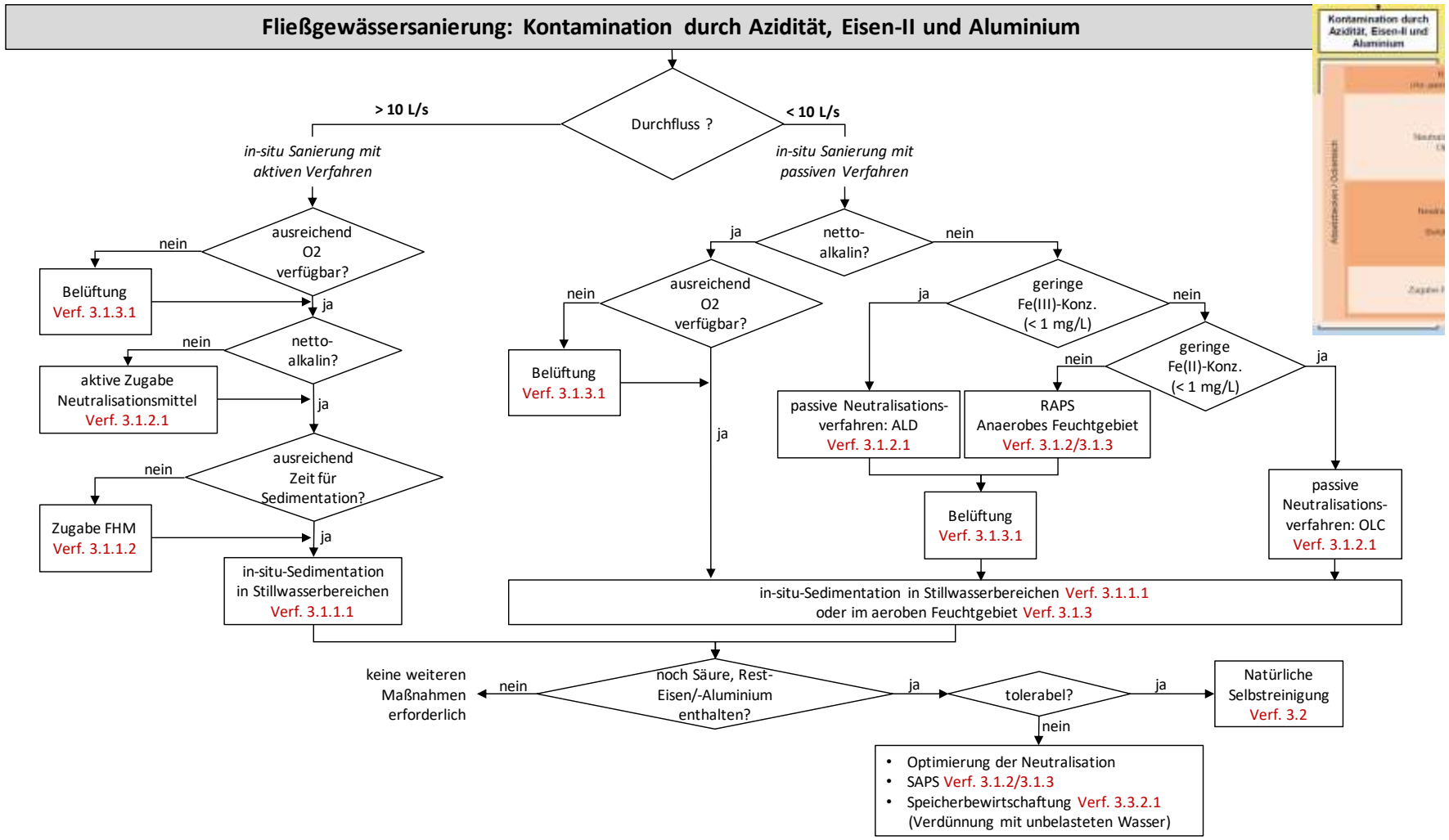


Abbildung 4-9: Entscheidungsbaum zur Auswahl von Verfahren zur Fließgewässersanierung bei Kontamination durch Azidität, Eisen-II und Aluminium

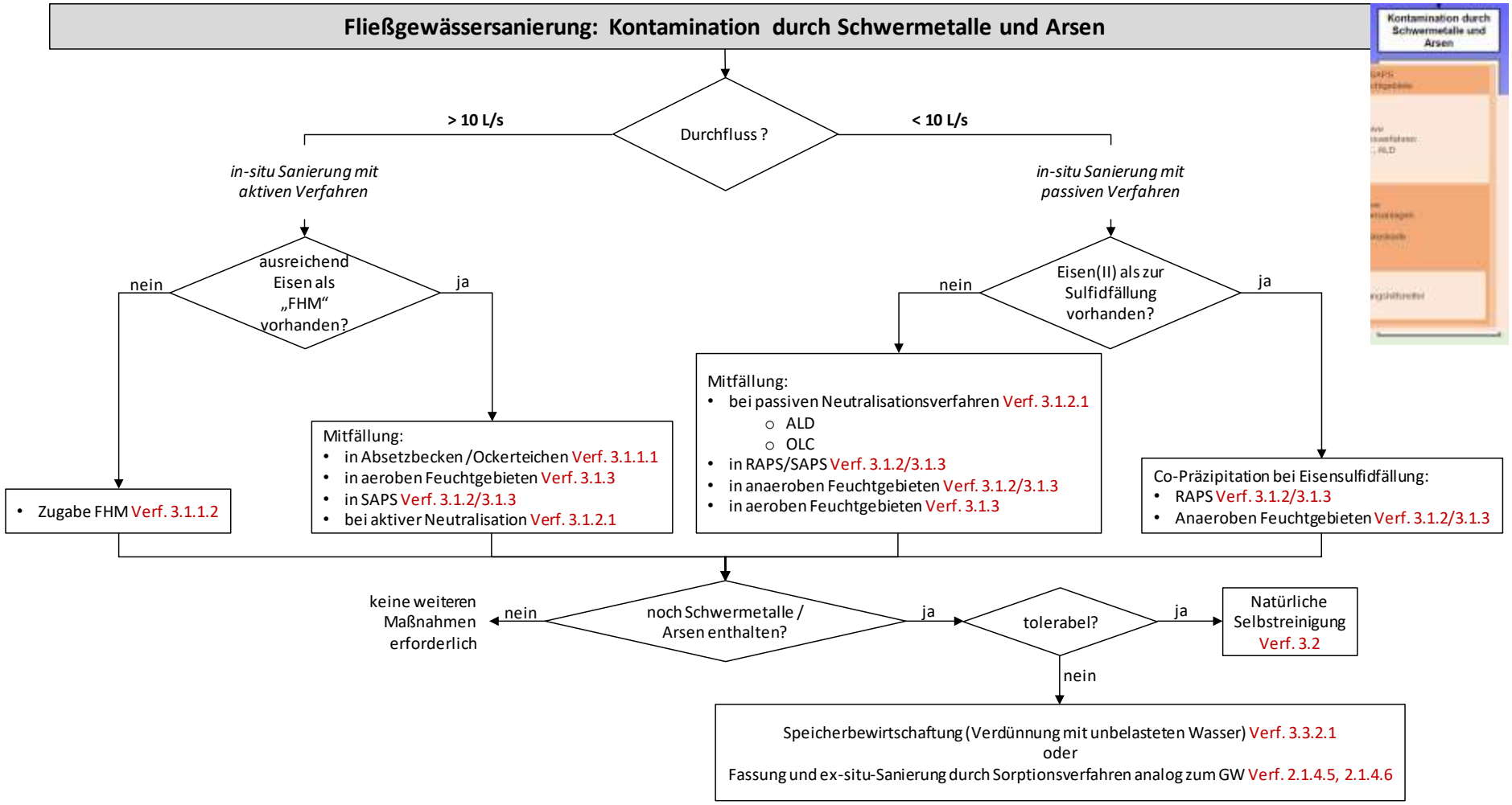


Abbildung 4-10: Entscheidungsbaum zur Auswahl von Verfahren zur Fließgewässersanierung bei Kontamination durch Schwermetalle und Arsen

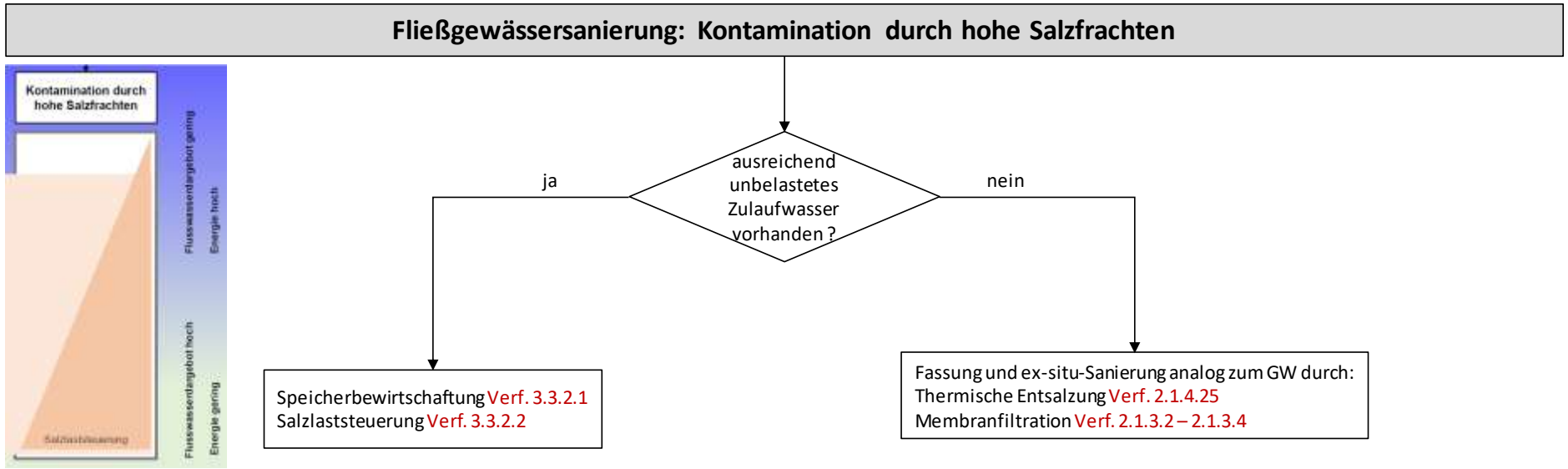


Abbildung 4-11: Entscheidungsbaum zur Auswahl von Verfahren zur Fließgewässersanierung bei Kontamination durch hohe Salzfrachten

4.4 ENTSCHEIDUNGSHILFE VERFAHREN ZUR SEEWASSERSANIERUNG

Die Verfahren zur Seewassersanierung werden in Anlage 1 in die weiteren Maßnahmen um die Herstellung eines an die öffentliche Hand übertragbaren Gewässers aus einer bergbaulichen Hohlform eingeordnet. Zunächst muss über bergmännisch-geotechnische Maßnahmen die Flutungsbereitschaft hergestellt werden.

Die nachfolgende Flutung dient zunächst der Wiederherstellung eines weitgehend ausgeglichenen Oberflächen- und Grundwasserhaushaltes. Sie hat aber auch Auswirkungen auf die Beschaffenheit des Seewasserkörpers bei Erreichen des Zielwasserstandes. Die zum Ende des Flutungsprozesses erreichbare Beschaffenheit in einem Seewasserkörper ist eine Funktion der Qualität des Flutungswassers, der Flutungsgeschwindigkeit, der Erosionsprozesse in der sich füllenden Hohlform und besonders der Stoffbilanz der zu- und abgehenden Grundwasserströme. Bereits der Flutungsprozess muss daher auch mit Hinblick auf die spätere meist angestrebte nachfolgende Seewasserneutralisation geplant werden.

Nicht immer muss, kann oder soll ein See neutralisiert werden. Auch bereits sein natürlicher Wasserhaushalt kann für eine akzeptable Wasserbeschaffenheit sorgen (Beispiel SB Bärwalde). Für andere Seen ist ggf. ein langfristiges Verharren im sauren Zustand akzeptabel. Ein Beispiel wäre z. B. das an der Grenze zu Brandenburg liegende Restloch Heide VI. In diesen Fällen muss lediglich der Auslauf so behandelt werden, dass keine Gefährdung der abstromigen Oberflächengewässer zu besorgen ist. In Einzelfällen treten auch andere, nicht bergbaubedingte Zielabweichungen, wie z. B. eine starke Eutrophierung auf, denen u.a. durch andere Inlake-Maßnahmen begegnet werden kann.

Die für Bergbaufolgeseen zumindest in der Lausitz und im mitteldeutschen Revier typische Belastung ist die Versauerung. Die Behandlungsstrategie, die sich hierfür in den letzten 15 Jahren etabliert hat, ist die Inlake-Neutralisation durch Neutralisationsmitteleintrag mit Schiffen oder durch stationäre Anlagen. In einigen Fällen kann die Behandlung durch den Aufbau eines CO_2-Puffers begleitet werden mit dem Ziel, die Behandlungsintervalle zu verlängern.

4.5 ENTSCHEIDUNGSHILFE BEI SICHERUNGSMAßNAHMEN

Sicherungsmaßnahmen spielen während des aktiven Bergbaus bzw. nach Beendigung der aktiven Abbauphase sowie in der Bergbau-Nachsorge eine Rolle. Sie betreffen:

- den Anfall und die Lagerung von Abraummaterialien und bergbauspezifischen Reststoffen, um Schadstoffeinträge in Boden, Grund- und Oberflächenwasser zu verringern bzw. zu unterbinden, wobei unterschieden wird in
    - Maßnahmen zur Minderung/Unterbindung der Pyritverwitterung
    - Maßnahmen zur Minderung/Unterbindung von Stoffausträgen aus Kippenkörpern und Halden
- den Umgang mit Schlämmen, die in der Grubenwasserreinigung, bei hydraulischen Abfangmaßnahmen oder in bergbaubeeinflussten Fließgewässern anfallen.

4.5.1 KOMMENTARE ZU MAßNAHMEN ZUR MINDERUNG/UNTERBINDUNG DER PYRITVERWITTERUNG (ABBILDUNG 4-13)

Pyritoxidation wird im aktiven Braunkohlentagebau verursacht durch:

- Vorfeldentwässerung
- Exposition der sulfidhaltigen Gesteine auf der Tagebauseite (Belüftung der Abraumsedimente bei der Gewinnung, dem Transport und der Verkippung, Tagebausohle, temporäre Böschungen)
- Exposition des sulfidhaltigen Abraums auf der Kippenseite (langzeitige Oberflächen, temporäre Böschungen)

Pyritverwitterung erfolgt zudem:

- an sulfidhaltigen Haldenablagerungen durch Sauerstoffzutritt in den Haldenkörper bei unzureichenden Abdecksystemen, Erosionserscheinungen oder nach Rutschungen

- im Bereich anstehender, sulfidhaltiger Gesteine durch Sauerstoffzutritt über Stollen und Wetterschächte in Untertage-Bergwerken

Im Entscheidungsbaum (Abbildung 4-13) sind die Maßnahmen zur Minderung der Exposition bzw. zur Begrenzung der AMD-Bildung dargestellt.

4.5.2 KOMMENTARE ZU MAßNAHMEN ZUR MINDERUNG/UNTERBINDUNG VON STOFFAUSTRÄGEN AUS KIPPENKÖRPERN UND HALDEN (ABBILDUNG 4-14)

Sind potentiell AMD-bildende (pyritverwitterte) Abraummaterialien und Reststoffe verbracht worden, bleibt der Versuch den Stoffaustrag aus den jeweiligen Gebieten (Kippe, Haldenkörper) in die Grund- und Oberflächenwässer zu begrenzen. Hierfür stehen die Maßnahmen:

- Abdichtung der Flächen, um Sickerwassereintrag zu vermindern
- Verringerung erneuter/weiterer Exposition durch Böschungssicherung und Begrünung
- Verringerung des Sickerwasservolumens durch höhere Verdunstungsleistung der Vegetation

zur Verfügung (Abbildung 4-14).

Nur an ausgewählten Bereichen mit sehr hohem Schadenspotential für die nachfolgende Wasserbewirtschaftung kann der Einbau alkaliner Stoffe erfolgen, da diese Maßnahme sehr aufwändig und daher teuer ist.

4.5.3 UMGANG MIT ANFALLENDEN SCHLÄMMEN (ABBILDUNG 4-15)

Schlämme fallen aktuell bei der Grubenwasseraufbereitung, durch hydraulische Abfangmaßnahmen sowie in Fließgewässern an, die bergbaulich beeinflusst sind. Es entstehen überwiegend Eisenhydoxidschlämme (EHS) mit Beimengungen von Alumiunium, Arsen und/oder Schwermetallen sowie organischen Bestandteilen. Die Schlämme der technischen Anlagen weisen dabei eine höhere Reinheit auf, d.h. sie beinhalten z. B. nur geringe Mengen an Organik, im Gegensatz zu Schlämmen aus naturräumlichen Anlagen oder Fließgewässern.

Im Mittelpunkt des Umgangs mit Schlämmen muss deren Verwertung stehen, d.h. die einzelnen Stoffe oder Stoffgruppen werden in Industrie, Landwirtschaft usw. direkt wieder als Produkt einsatzfähig (Kreislaufwirtschaft; Voraussetzung: relativ reine Schlämme). Hierbei bilden Anwendungen von EHS im Umweltbereich außerhalb des aktiven oder Sanierungsbergbaus (Seensanierung, Verfüllung von Hohlräumen bei der Rohstoffgewinnung, Schadstoffelimination an Altlastenstandorten, Baustoff zur Herstellung der Endkontur von Altlasten und Deponien) den Übergang zur Verwendung innerhalb des aktiven Bergbaus/Sanierungsbergbaus (Gewinnungsstättenverfüllung, Säurekompensation in Braunkohleabraumkippen, Gewässerneutralisation), was nur z. T. noch als echte Verwertung im Sinne der Kreislaufwirtschaft gesehen werden kann und daher der Kategorie „Schlammrückhalt" zugeordnet wird. Da eine große Menge der Schlämme für die stoffliche Verwertung nicht geeignet sind - aber auch aus Kostengründen (Schlammentwässerung entfällt), ist die EHS-Verspülung in Tagebaurestseen und Kippen in den Braunkohlenabbaugebieten derzeit der Hauptentsorgungspfad. Erst als allerletzte Option sollte eine Deponierung der Schlämme in Betracht gezogen werden.

Für die Verwertung, aber besonders auch hinsichtlich einer Deponierung, ist eine Verminderung der anfallenden Schlammmengen relevant. Diese kann durch Optimierung/Anpassung der Aufbereitungsprozesse (Schlammrückführung) erfolgen (Abbildung 4-15).

Sicherungsmaßnahmen im Bergbau

Maßnahmen zur Minderung/Unterbindung von Stoffausträgen aus Kippenkörpern und Halden

Abdichtsysteme

Haldenabdeckung mit 2-/3-Schichtsystem

Minderung der Grundwasserneubildung und Erosionsschutz durch Zwischenbegrünung

Minderung der Grundwasserneubildung und Erosionsschutz durch abschließende Wiederbegrünung / Aufforstung

Bergbau – Management

Verringerung der Exposition

Verringerung der Expositionszeiten

Verringerung der Expositionsflächen / Verfüllung / Umlagerung

Böschungsgestaltung

selektive Abraumgewinnung und -verkippung

Kippenkörper-/Halden-Konditionierung

Einbau alkaliner Stoffe

Einbau O2-zehrender Stoffe

Einbau inertisierender Stoffe

Umgang mit anfallenden Schlämmen

Schlammverwertung

Schlammrückhalt - Schlammrückführung

Schlammdeponierung

Abbildung 4-12: Zusammenstellung von Sicherungsmaßnahmen im Bergbau.

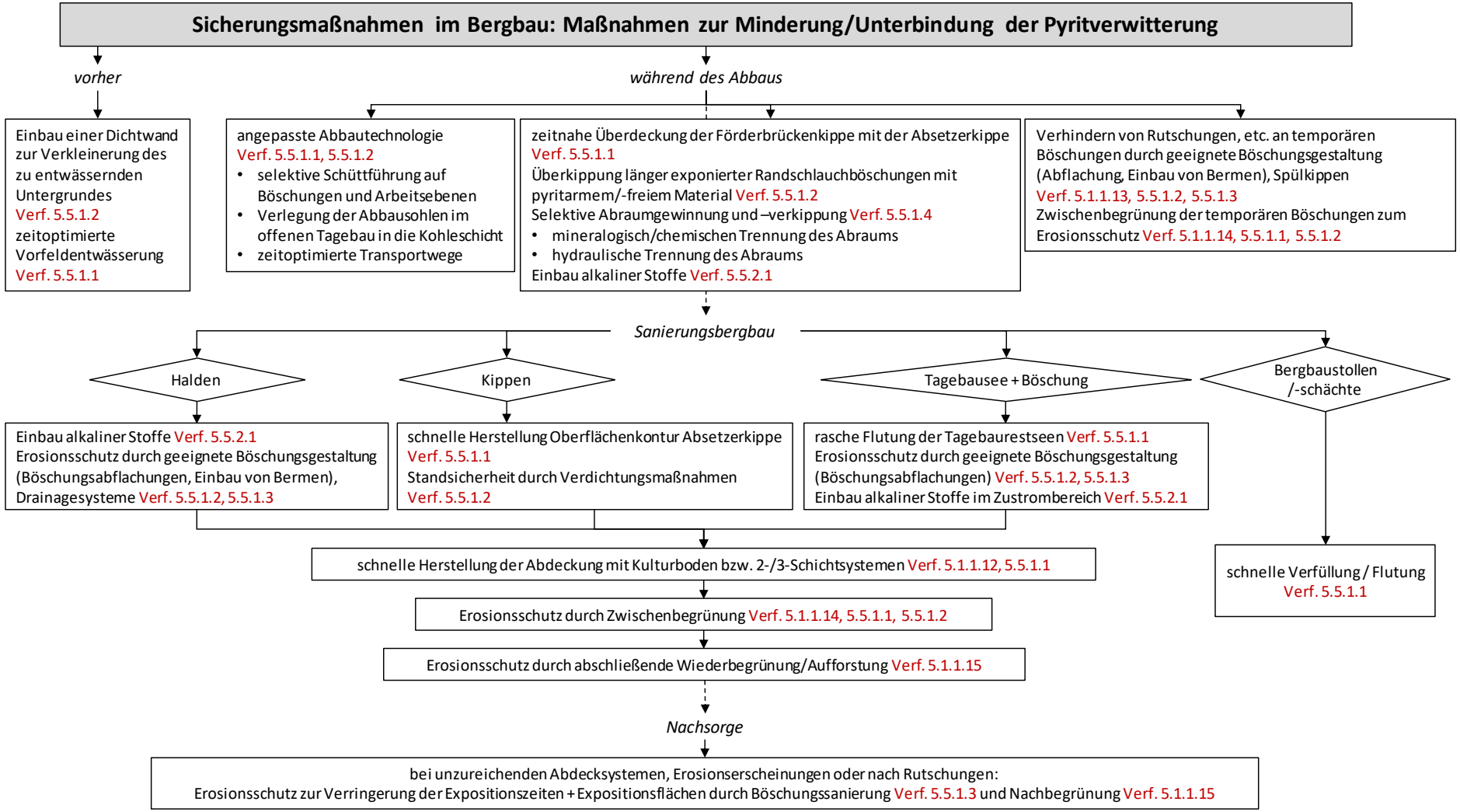


Abbildung 4-13: Entscheidungsbaum zur Auswahl von Sicherungsmaßnahmen zur Minderung/Unterbindung der Sulfidverwitterung

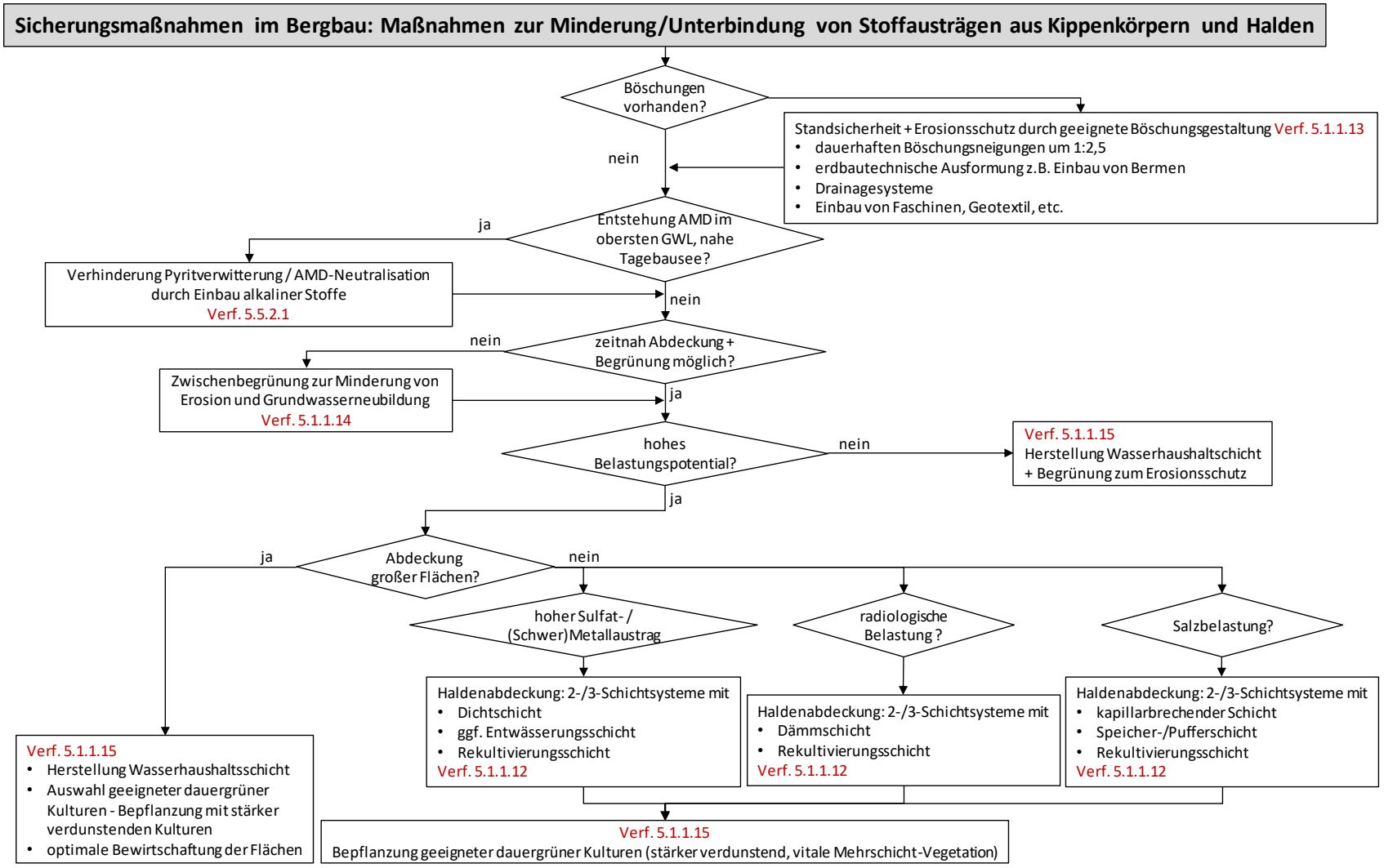


Abbildung 4-14: Entscheidungsbaum zur Auswahl von Sicherungsmaßnahmen zur Minderung/Unterbindung von Stoffausträgen aus Kippenkörpern und Halden

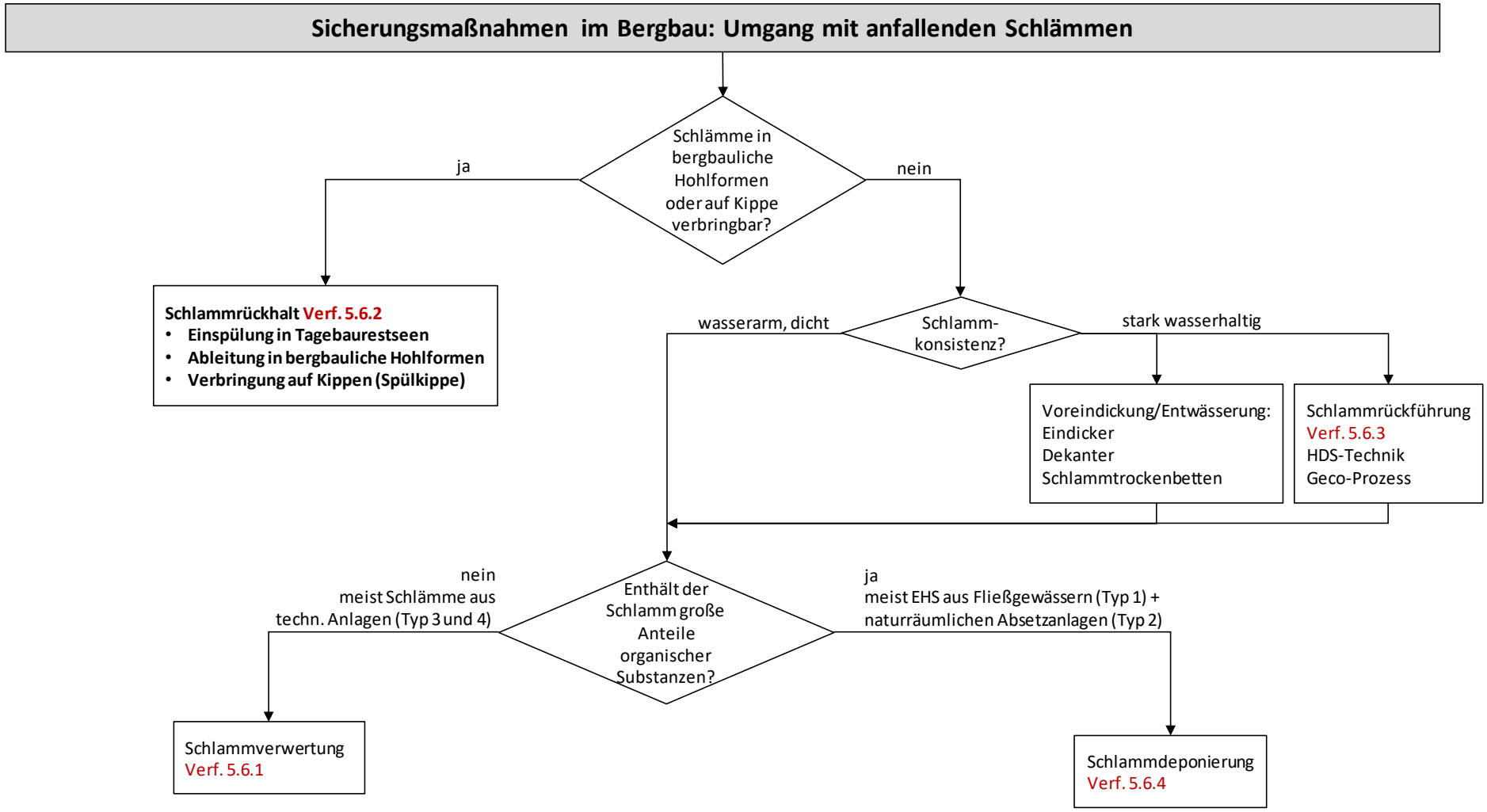


Abbildung 4-15: Entscheidungsbaum zum Umgang mit anfallenden Schlämmen

5 TEIL 3 BEAST-ANWENDUNG

Durch das LfULG wurde ein Recherchesystem zu Sanierungstechnologien für Altlasten in Form der bisherigen ATRIUM-Datenbank aufgebaut. Es diente als fachliche Arbeitshilfe für Gutachter und Behörden auf dem Gebiet der Altlastensanierung. In den letzten Jahren haben sich die Anforderungen an eine zeitgemäße Webanwendung in Bezug auf Design und Funktionalität deutlich verändert. Von Seiten des LfULG wurde es daher als notwendig erachtet, die Anwendung in das technologisch neu zu gestaltende und inhaltlich weiterentwickelte Datenbank-System übergehen zu lassen sowie um Bergbausanierungsverfahren zu ergänzen. Das aktualisierte System wird durch das Akronym BEAST (Bergbau-Altlasten-Sanierungs-Technologien) benannt.

Im Vita-Min-Teilprojekt 1.8 „Reinigungsverfahren sowie wirtschaftliche Bewertung und Selektion der Best-Praxis-Verfahren gegen Acid-Mine-Drainage" [3] wurde hierfür eine Konzeption zur Neugestaltung der bisherigen ATRIUM-Datenbank und deren Erweiterung auf bergbaurelevante Sanierungsverfahren (insbesondere Acid Mine Drainage (AMD) Reinigungsverfahren) erstellt. Weiterhin werden Aspekte zur Datenhaltung und Gestaltung der neuen Anwendung nach aktuellen Stilvorgaben des LfULG aufgeführt.

Bergbauspezifische Reinigungsverfahren aus anderen Vita-Min-Teilprojekten und LfULG-Studien wurden nun in die Datenbank integriert. Die Datenbank ist auch bezüglich weiteren Verfahren durch den AG erweiterbar/aktualisierbar. Es wurden Möglichkeiten für eine schnelle, komfortable Suche von Verfahren getrennt nach dem Anwendungsbereich (Altlasten/Bergbau) integriert.

Die Dokumentation der Ertüchtigung und Erweiterung der Datenbank, sowie der nun implementierten Recherche-Möglichkeiten erfolgt in einem eigenständigen Dokument, das dem Bericht als Anlage beigefügt ist. Dieses umfasst die folgenden Gliederungspunkte:

1 Einführung und Ziel
2 Stakeholder
3 Qualitätsziele
4 Technische und organisatorische Randbedingungen
5 Kontextabgrenzung
6 Lösungsstrategie
7 Datenhaltung
8 BEAST-Anwendung
- 8.1 Projektstruktur
- 8.2 Frontendgestalltung
- 8.3 Komponentensicht
- 8.4 Konfiguration der Anwendung

9 BEAST-Adminanwendung
- 9.1 Projektstruktur
- 9.2 Frontendgestalltung
- 9.3 Komponentensicht
- 9.4 Konfiguration der Anwendung

10 Übergreifende Konzepte
- 10.1 Installationsanleitung
- 10.2 Verwendete Konzepte

6 LITERATUR

[1] https://www.leag.de/de/blog/artikel/weltgroesste-dichtwand-entsteht-im-lausitzer-revier (abgerufen am 11.11.2019)

[2] Engineering guidelines for the passive remediation of acidic and/or metalliferous mine drainage and similar wastewaters; PIRAMID (Passive In-situ Remediation of Acidic Mine / Industrial Drainage) Consortium. University of Newcastle Upon Tyne, 2003.

[3] Vita-Min-Teilprojekt 1.8 „Reinigungsverfahren sowie wirtschaftliche Bewertung und Selektion der Best-Praxis-Verfahren gegen Acid-Mine-Drainage". Erstellt vom FIB Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e.V., dem GFI Grundwasser-Consulting-Institut GmbH Dresden und der VisDat geodatentechnologie GmbH im Auftrag des LfULG Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, 2019.

[4] Vita-Min-Teilprojekt 1.9 „Recherche und Wirtschaftlichkeit (mikro-)biologischer Verfahren zur Reinigung von Bergbauwässern". Erstellt vom DGFZ Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V. im Auftrag des LfULG Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, 2018.

[5] VODAMIN-Teilprojekt 04 „Reinigungsverfahren von Grundwasser und Oberflächengewässern". Erstellt vom DGFZ Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V. im Auftrag des LfULG Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, 2012.

[6] VODAMIN-Teilprojekt 09 „Reinigungsverfahren für Grubenwasser - Bewertung und Selektion der Verfahren". Erstellt von C. Wolkersdorfer im Auftrag des LfULG Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, 2013.

[7] VODAMIN-Teilprojekt 14 „Verfahren zur Fassung, Ableitung und Reinigung von bergbaulich kontaminierten Grundwässern". Erstellt durch G.E.O.S. Freiberg im Auftrag des LfULG Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, 2014.

[8] „Nachhaltigkeit von in situ-Fixierungsmaßnahmen in der Bergbaufolgelandschaft für den Parameter Sulfat". Erstellt durch das Grundwasser-Consulting-Institut GmbH Dresden im Auftrag des LfULG Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, 2015.

[9] In-Lake-Neutralisation von Berbaufolgeseen im Lausitzer und Mitteldeutschen Braunkohlerevier – Aktueller Stand und Bewertung der technischen Entwicklung. Broschüre der LMBV mbH vom Dezember 2017.

[10] https://mineclosure.gtk.fi/aerobic-constructed-wetlands/

[11] *INAP International Network of Acid Prevention: Treatment of Sulphate in Mine Effluents* (2003). http://www.inap.com.au/public_downloads/Research_Projects/Treatment_of_Sulphate_in_Mine_Effluents_-_Lorax_Report.pdf

[12] *Global Acid Rock Drainage Guide (GARD Guide)* (INAP 2014). The International Network for Acid Prevention. Von http://www.gardguide.com.

[13] *Engineering guidelines for the passive remediation of acidic and/or metalliferous mine drainage and similar wastewaters*; PIRAMID (Passive In-situ Remediation of Acidic Mine / Industrial Drainage) Consortium. University of Newcastle Upon Tyne, 2003.

[14] *Manual for biological remediation techniques*; International Centre for Soil and Contaminated Sites. Dessau, 2006.

https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3065.pdf

[15] *Introduction of in-situ-bioremediation of groundwater*. Herausgegeben von der Environmental Protection Acency, USA, 2013.

[16] *Guiding principles for constructed treatment wetlands*. Environmental Protection Acency, USA, 2000.

[17] *A handbook of constructed wetlands: a guide to creating wetlands for: Agricultural wastewater, Domestic Wastewater, Coal Mine Drainage, Stormwater in the Mid-Atlantic Region. Luise Davis*, 1995.

Aubé, B., Beauséjour, M., Smith, S., Martel, P., ., & . (2009). Mobile Mine Drainage Treatment System in a Northern Climate. *8th ICARD 22-26.06.2009 in Skelleftea, Sweden.*

Aubé, B., & Zinck, J. (2003). Lime Treatment of Acid Mine Drainage in Canada. *"Brazil-Canada Seminar on Mine Rehabilitation", Florianópolis, Brazil, December 1-3, 2003.*

Bilek, F. (2013). Grubenwassergenese und –behandlung - Beiträge zur Modell- und Technologie-Entwicklung. Habilitation, Proceedings des Dresdner Grundwasserforschungszentrums e.V., Heft 48.

Blanco, I., Sapsford, D., Trumm, D., Pope, J., Kruse, N., Cheong, Y.-w., . . . Olds, W. (2018). International Trials of Vertical Flow Reactors for Coal Mine Water Treatment. Mine Water and the Environment, 37 (1), S. 4–17.

Boehm, B., Schwarzenberg, T. (2000): Kippenmaßnahmen zur Verbesserung der Grundwasserqualität im Rheinischen Braunkohlenrevier. In Häfner, F., Schmidt, J., Merkel B., Pohl, A. (Hrsg.) Wasserwirtschaftliche Sanierung von Bergbaukippen, Halden und Deponien. Freiberger Forschungsforum Vorträge und Posterbeitrage zum 51. Berg- und Hüttenmännischen Tag 2000. S. 26-42. Freiberg

Christenson, H., Pope, J., Trumm, D., Uster, B., Newman, N., & Young, M. (2016). Manganese removal from New Zealand coal mine drainage using limestone leaching beds. *Proceedings IMWA 2016 Leipzig/Germany | Mining Meets Water – Conflicts and Solutions*, (S. 906–912).

Friedrich, H. J., Zaruba, A., Meyer, S., Kappnik, R., Stolp, W., & Benthaus, F. C. (2007). Verfahren und kleintechnische Anlage zur Aufbereitung schwefelsaurer Grubenwässer (RODOSAN®-Verfahren). *Proceedings des Dresdner Grundwasserforschungszentrums e.V., Heft 31*, S. 205-210.

Groth, P., Czekalla, C., Dannöhl, R., Kölle, W., Ließfeld, R., Meyerhoff, R., Olthoff, R., Rott, U., Wiegleb, K (1997): Unterirdische Enteisenung und Entmanganung – aktualisierter Statusbericht. Wasser Abwasser gwf. 138(4): 182-187.

Häfner, F., Schmidt, J., Merkel B., Pohl, A. (Hrsg.) (2000). Wasserwirtschaftliche Sanierung von Bergbaukippen, Halden und Deponien. Freiberger Forschungsforum Vorträge und Posterbeitrage zum 51. Berg- und Hüttenmännischen Tag 2000. S.46-52, 61-70, 71, 114-127, 136, 169-193. Freiberg.

Hedin, R. S., Narin, R. W., & Kleinmann, R. L. (1994). Passive Treatment of Coal Mine Drainage. (US Department of the Interior, Hrsg.) *Bureau of Mines Information Circular*.

Heitfeld, M., Denneborg, M., Rosner, P., Müller, F., Lieser, U., Wagenknecht, A., . . . Jack, A. (2012). *Signifikante Belastungsquellen des Erzbergbaus und mögliche Maßnahmen im Rahmen der Bewirtschaftungsplanung NR.* Gutachten, Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV), Ref. IV-6 Flussgebietsmanagement, Gewässerökologie, Hochwasserschutz; Bezirksregierung Arnsberg, Abteilung 6 – Bergbau und Energie.

Hlabela, P., Maree, J. P., & Bruinsma, D. (2007). Barium carbonate for sulfate metal removal from mine water. *Mine Water and the Environment, 26*, S. 14-22.

INAP (2014). *Global Acid Rock Drainage Guide (GARD Guide).* The International Network for Acid Prevention. Von http://www.gardguide.com abgerufen

Janneck, E., Terno, D., Heinzel, E., Rolland, W., Schlee, K., Glombitza, F., & Nowak, O. (2008). Untersuchung und Optimierung des Prozesses der mikrobiologischen Eisenoxidation für die Behandlung von eisen- und sulfatreichen Bergbauwässern. *Wissenschaftliche Mitteilungen des Institutes für Geologie der Bergakademie Freiberg, Band 37*, S. 105-114.

Janneck, E., Cook, M., Kunze, C., Sommer, K., Dinu, L., & . (2012). Ettringite Precipitation vs. Nano-Filtration for Efficent Sulphate Removal from Mine Water. Annual IMWA Conference 2012.

Kepler, D., & McCleary, E. (1993). Successive Alkalinity Producing Systems (SAPS) for the Treatment of Acid Mine Drainage. *Proceedings America Society of Mining and Reclamation*, (S. 195-204). International Land Reclamation and Mine Drainage Conference, Pittsburg. doi:10.21000/JASMR94010195

Maree, J. P., Stobos, G., Greben, H., Netshidaulu, E., Hlabela, P., Steyn, E., . . . Christie, A. (2001). Biological treatment of mine water using ethanol as energy source. *Paper presented at the Conference on Environmentally Responsible Mining in South Africa, Sept. 2001 CSIR. Pretoria, South Africa.*

Maree, J., Greben, H., & de Beer, M. (2004). Treatment of acid and sulphate-rich effluents in an integrated biological/chemical process. Water SA, 30(2), S. 183-189.

MINTEK. (2008). *Acid test for SAVMINTM process*. Von https://www.mintek.co.za/2008/05/15/ACID-TEST-FOR-SAVMINTM-PROCESS/ abgerufen

MINTEK. (2014). Mintek to run SAVMINTM pilot plant at Gold One. *Bulletin, May 2014*(156). Von https://www.mintek.co.za/wp-content/uploads/2012/10/Mintek-Bulletin-156.pdf abgerufen

PIRAMID Consortium. (2003). *Passive In-situ Remediation of Acidic Mine, Industrial Drainage (PIRAMID).* Final Report_Public Edition, A Research Project of the European Commission Fifth Framework Programme, Key Action 1: Sustainable Management and Quality of Water.

Sapsford, D., Florence, K., Pope, J., Trumm, D., ., & . (2015). Passive Removal of Iron from AMD Using VFRs. *10th ICARD - IMWA 2015.*

Skousen, J., Zipper, C., Rose, A., Ziemkiewicz, P., Nairn, R., McDonald, L., & Kleinmann, R. (2017). Review of Passive Systems for Acid Mine Drainage Treatment. *Mine Water Environ, 36*, S. 133–153.

Trumm, D., Christenson, H., Pope, J., Watson , K., Mason, K., Squire, R., . . . Mazzetti, A. (2017). Passive treatment of Fe and Mn using vertical flow reactors, limestone leaching beds, and slag leaching beds, Waihi Gold. *AusIMM New Zealand Branch Conference Sep. 2017, Christchurch.*

Usinowicz, P. J., Monzyk, B. F., & Carlton, L. (2006). Technical and economic evaluation and selection of sulphate ion removal technologies for recovery of water from mineral concentrate transport slurry. Paper presented at the 6th Water Environment Federation's Annual Technical Exhibition and Conference WEFTEC, 21-25 Oct 2006.

Wieber, G., & Streb, C. (2010). *Geowärme Bad Ems - Minimierung des Schadstoffaustrages.* Institut für geothermisches Ressourcenmanagement; ITB - Institut für Innovation, Transfer und Beratung gemeinnützige GmbH. Bingen am Rhein: Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz.

Wagner, S. (2011). Übertragung eines mehrstufigen chemisch-biologischen Verfahrens zur Sulfatabreinigung und Metallelimination auf bergbaubeeinflusste Grundwässer. Proceedings des Dresdner Grundwasserforschungszentrums e.V., Heft 47. Dissertation.

Wisotzky, F., Obermann, P., Kwasny, J., Boehm, B. (2000). Verbesserung der Grundwasserqualität in Braunnkohleabraumkippen durch Zugabe alkalischer Zuschlagstoffe – Technikumsversuche. In Hafner, F., Schmidt, J., Merkel B., Pohl, A. (Hrsg.) Wasserwirtschaftliche Sanierung von Bergbaukippen, Halden und Deponien. Freiberger Forschungsforum Vorträge und Posterbeitrage zum 51. Berg- und Hüttenmännischen Tag 2000. S. 377-387. Freiberg

Wolkersdorfer, C. (2017). *Reinigungsverfahren für Grubenwässer - Bewertung und Beschreibung von Verfahren.* South African Research Chair for Acid Mine Drainage Treatment, Tshwane University of Technology, Pretoria, SA; Finnish Distinguished Professor for Mine Water Management, Lappeenranta University of Technology, Mikkeli, Finnland.

Younger, P. L., Banwart, S. A., & Hedin, R. S. (2002). Mine Water: Hydrology, Pollution, Remediation. Dordrecht / Bosten / London: Kluwer Academic Publishers.

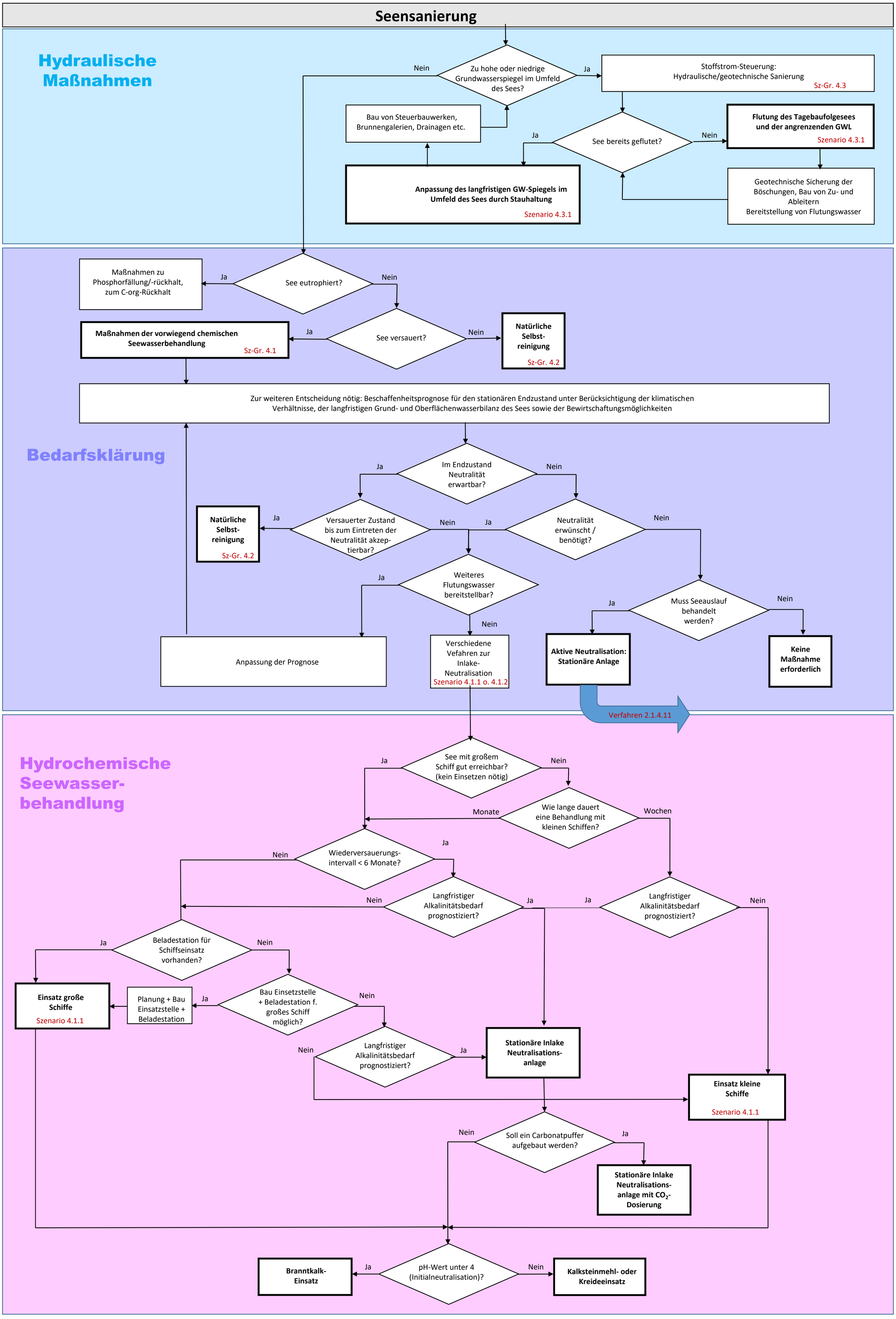
Ziemkiewicz, P. F., Brant, D. L., & Skousen, J. G. (1996). Acid Mine Drainage Treatment With Open Limestone Channels. *Proceedings America Society of Mining and Reclamation*, pp. 367-374.

ANLAGEN

Anlage 1: Entscheidungsbaum Seewasserbehandlung

Seensanierung

Hydraulische Maßnahmen



Anlage 2: Softwaredokumentation Dokumentation der Webanwendung BEAST (BErgbau-Altlasten-SanierungsTechnologien)