

Möglichkeiten des Schadstoffrückhalts in unterirdischen Grubengebäuden des Erz- und Spatbergbaus

Abschlussbericht zum TP 1.2

Auftragnehmer:

G.E.O.S. Ingenieurgesellschaft mbH, Niederlassung Freiberg

Autoren: Martin, Mirko; Dr. Janneck, Eberhard; Dr. Paul, Michael (Wismut GmbH); Dr. Meyer, Jürgen (Wismut GmbH); Dr. Jenk, Ulf (Wismut GmbH); Dr. Baake, Delf (Wismut GmbH)



Auftraggeber:

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Koordination: Lünich, Kathleen

LANDESAMT FÜR UMWELT,
LANDWIRTSCHAFT
UND GEOLOGIE



Freistaat
SACHSEN

Für *saubere* Gewässer in Sachsen

Berichtszeitraum: 16.03.2018 – 31.01.2019

Berichtsabschluss: 31.07.2019

Gefördert durch den europäischen Fonds für Regionalentwicklung



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



Ahoj sousede. Halo Nachbar.
Interreg V A / 2014–2020



INHALTSVERZEICHNIS

ABBILDUNGSVERZEICHNIS.....	V
TABELLENVERZEICHNIS.....	VI
ANLAGENVERZEICHNIS.....	VIII
ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	IX
1 HINTERGRUND UND ZIELSTELLUNG	1
2 GRUNDLAGEN.....	2
3 GRUNDLAGEN – AUSWAHL DER RELEVANTEN ELEMENTE	4
3.1 AUSWAHL NACH GESETZLICHEN ANFORDERUNGEN.....	4
3.2 REALES ELEMENTSPEKTRUM DER GRUBENWÄSSER.....	5
3.3 BEWERTUNG DER RELEVANZ DER PARAMETER.....	9
3.4 PARAMETERSPEKTRUM	11
4 RECHERCHE WEITERER DATEN	12
4.1 BUNTMETALLBERGBAU – SILBER, BLEI, ZINK	12
4.2 BUNTMETALLBERGBAU – ZINN UND WOLFRAM	16
4.3 URANBERGBAU	17
4.3.1 SCHLEMA - HARTENSTEIN	17
4.3.2 KÖNIGSTEIN	18
4.3.3 KLEINERE REVIERE.....	18
4.4 FLUß- UND SCHWERSPATBERGBAU	21
4.4.1 FLUSSSPAT – SCHÖNBRUNN - BÖSENBRUNN	21
4.4.2 BRUNNDÖBRA.....	22
5 CHEMISCHE GRUNDLAGEN DER RÜCKHALTEVERFAHREN	23
5.1 HYROGEOCHEMISCHE CHARAKTERISTIK DER ELEMENTE	23
5.2 SCHLUSSFOLGERUNGEN FÜR RÜCKHALTEVERFAHREN	28
6 LITERATURRECHERCHE UND VERFAHRENSBEWERTUNG.....	30
6.1 GRUNDLAGEN.....	30
6.2 ÜBERSICHT ZU KONVENTIONELLEN REINIGUNGSVERFAHREN	30
6.2.1 ALLGEMEINES	31



6.2.2	PASSIVE VERFAHREN.....	31
6.2.3	AKTIVE VERFAHREN.....	33
6.2.4	MEMBRANVERFAHREN.....	37
6.2.5	ADSORPTIONSVERFAHREN	39
6.2.6	ELEKTROCHEMISCHE VERFAHREN.....	40
6.2.7	MIKROBIOLOGISCHE VERFAHREN - SULFATREDUKTION	41
6.2.8	KOSTENVERGLEICH DER PROZESSE	43

7 LITERATURSTUDIE ZUM INTERNATIONALEN STAND VON WISSENSCHAFT UND TECHNIK..

7.1	VORGEHENSWEISE.....	47
7.2	ÜBERBLICK.....	48
7.3	RECHERCHE ZU ALLGEMEINEN VERFAHRENSANSÄTZEN.....	51
7.4	RECHERCHE IM RAHMEN DER INTERNATIONAL MINE WATER ASSOCIATION (IMWA)	54
7.5	RECHERCHE VON INTERNATIONALEN DOKUMENTEN	55
7.6	ERKENNTNISSE AUS DER PATENTRECHERCHE	56

8 ZUSAMMENFASSENDE BEWERTUNG

8.1	RECHERCHIERT VERFAHRENSANSÄTZE	59
8.2	KLASSIFIZIERUNG DER VERFAHRENSANSÄTZE.....	61
8.2.1	EINGRIFF IN DEN FLUTUNGSRAUM.....	61
8.2.2	EINGRIFF IN TRANSFERBEREICH	63
8.2.3	GRUBENEXTERNER EINGRIFF	64
8.3	VERFAHRENSGEGENÜBERSTELLUNG	65

9 FALLSTUDIEN.....

9.1	BISHERIGE RECHERCHEN UND ENTWICKLUNGSARBEITEN DER WISMUT GMBH ZUR QUELLIMMOBILISIERUNG GEFLUTETER BERGWERKE	70
9.2	WEITERE STUDIEN	77
9.2.1	SEDIMENTATIONSSTRECKEN IN DER GRUBE ZINNWALD/CINOVEC [10]	77
9.2.2	SEDIMENTATIONSSTRECKEN IM VERTRÄGLICHE GESELLSCHAFT STOLLN (GRUBE FREIBERGB).....	79
9.2.3	THEORETISCHE BETRACHTUNG – AUFSTAU VON GRUBENWÄSSERN IM BRANDER REVIER.....	79
9.2.4	FALLSTUDIE - VERSTURZ BELASTETER HALDENSICKERWÄSSER GRUBE SAUBERG, EHRENFRIEDERSDORF	81
9.2.5	THEORETISCHE BETRACHTUNG IN-SITU - IMMOBILISIERUNG DER SCHADSTOFFE IN HALDEN FREIBERGER REVIER	81
9.2.6	NACHNUTZUNG VON GRUBENWÄSSERN.....	82

10 ERSTELLUNG DER STECKBRIEFE.....

10.1	STECKBRIEFSTRUKTUR.....	84
10.2	STECKBRIEF	86

10.3	BEWERTUNG DER VERFAHREN.....	87
10.4	FALLBEISPIELE.....	88
11	<u>POTENZIALABSCHÄTZUNG DES STOFFAUSTRAGS FÜR SACHSEN.....</u>	<u>91</u>
11.1	POTENZIALABSCHÄTZUNG FÜR SACHSEN	91
11.2	POTENZIALABSCHÄTZUNG FÜR EINZELNE REVIERE.....	96
11.2.1	FREIBERGER REVIER.....	96
11.2.2	REVIER ZINNWALD.....	98
11.2.3	REVIER EHRENFRIEDERSDORF.....	100
12	<u>ANWENDUNGSPOTENZIAL DER IN-SITU-VERFAHREN IN SACHSEN.....</u>	<u>102</u>
12.1	ALLGEMEINES	102
12.2	KOMPLEX SPÜLHALDE DAVIDSCHACHT – VERTRÄGLICHE GESELLSCHAFT STOLLN – Roter Graben 104	
12.2.1	PROBLEMSTELLUNG	104
12.2.2	CHARAKTERISTIK DER WÄSSER.....	105
12.2.3	QUELLIMMOBILISIERUNG DURCH HOHEN FLUTUNGSWASSEREINSTAU	109
12.2.4	OXIDATION/SEDIMENTATION (TRANSFERBEREICH).....	109
12.2.5	OXIDATION/SEDIMENTATION (GRUBENEXTERNER WETLAND)	109
12.2.6	GRUBENWASSER-MANAGEMENT	110
12.2.7	REDUKTION.....	110
12.2.8	REAKTIONSSTRECKE	111
12.2.9	NEUTRALISATION/FÄLLUNG	112
12.3	REVIER ZINNWALD.....	114
12.3.1	PROBLEMSTELLUNG	114
12.3.2	CHARAKTERISTIK DER GRUBENWÄSSER.....	116
12.3.3	QUELLIMMOBILISIERUNG DURCH HOHEN FLUTUNGSWASSEREINSTAU	117
12.3.4	OXIDATION/SEDIMENTATION (TRANSFERBEREICH).....	117
12.3.5	OXIDATION/SEDIMENTATION (GRUBENEXTERNER WETLAND)	117
12.3.6	GRUBENWASSER-MANAGEMENT	117
12.3.7	REDUKTION UND NEUTRALISATION/FÄLLUNG.....	118
12.3.8	REAKTIONSSTRECKE	118
12.4	TIEFER SAUBERGER STOLLN, EHRENFRIEDERSDORF	120
12.4.1	PROBLEMSTELLUNG	120
12.4.2	CHARAKTERISTIK.....	122
12.4.3	OXIDATION/SEDIMENTATION (TRANSFERBEREICH) - REAKTIONSSTRECKE	124
12.4.4	QUELLIMMOBILISIERUNG DURCH HOHEN FLUTUNGSWASSEREINSTAU	126
12.4.5	OXIDATION/SEDIMENTATION (GRUBENEXTERNER WETLAND)	127
12.4.6	GRUBENWASSER-MANAGEMENT	127
12.4.7	REDUKTION.....	127
12.4.8	FÄLLUNG IM FLUTUNGSRAUM	127
13	<u>THERMODYNAMISCH-HYDROCHEMISCHE MODELLIERUNG.....</u>	<u>129</u>



13.1	MODELLAUFBAU.....	129
13.1.1	KONZEPTIONELLES MODELL	129
13.1.2	GOLDSIM™ – MODELL	130
13.1.3	DYNAMIC LINK LIBRARY (DLL)	131
13.1.4	PHREEQC – MODELL.....	131
13.2	VERTRÄGLICHE GESELLSCHAFT STOLLN	132
13.2.1	EINGANGSPARAMETER.....	132
13.2.2	ERGEBNISSE DER HYDROCHEMISCHEN MODELLIERUNG	133
13.3	HAUPTSTOLLN UMBRUCH	139
13.3.1	EINGANGSPARAMETER.....	139
13.3.2	ERGEBNISSE DER HYDROCHEMISCHEN MODELLIERUNG	139
13.4	TIEFER SAUBERGER STOLLN	143
13.4.1	EINGANGSPARAMETER.....	143
13.4.2	ERGEBNISSE DER HYDROCHEMISCHEN MODELLIERUNG	144
13.5	ZUSAMMENFASSUNG.....	147
14	<u>WEITERE RELEVANTE BERGWERKE IN SACHSEN</u>	<u>148</u>
14.1	SITUATION	148
14.2	ANSÄTZE FÜR MAßNAHMEN	150
15	<u>KÜNFTIGER BERGBAU.....</u>	<u>152</u>
15.1	PROSPEKTIVE VERFAHRENSBEWERTUNG	152
15.2	MAßNAHMEN WÄHREND DES BERGBAUS	153
15.2.1	MAßNAHMEN IM GRUBENBETRIEB.....	153
15.2.2	GEOTECHNISCHE UND GEOMECHANISCHE MAßNAHMEN	154
15.2.3	VORKLÄRUNG VON GRUBENWÄSSERN	155
15.3	MAßNAHMEN NACH BERGBAU	155
15.3.1	MAßNAHMEN AM FLUTUNGSRAUM	155
15.3.2	IN-SITU-BEHANDLUNG SCHADSTOFFHALTIGER FLUTUNGSWÄSSER (FLUTUNGSRAUM ODER TRANSFERBEREICH MIT UNTERTÄGIGER FÄLLPRODUKT-VERBRINGUNG).....	156
15.4	MAßNAHME SCHEMA	157
16	<u>FAZIT.....</u>	<u>159</u>
	<u>LITERATURVERZEICHNIS.....</u>	<u>XI</u>



ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1: Möglichkeit der Mobilisierung von Schwermetallen aus hoch mineralisierten Standwässern infolge Wasseranstiegs (Beispiel: Ablauf Brander Revier am Verspünden König Johann Spat, _____)	15
Abbildung 2: Fällungs-pH wichtiger Metalle aus verdünnten Lösungen (Anforderungen gemäß Rahmen VwV, _____)	23
Abbildung 3: Strategien zur Verminderung von Schwermetalleinträgen ins Oberflächenwasser am Beispiel von Cadmium, _____	30
Abbildung 4: Aufbau des Wetlands zur Abtrennung von Aluminium (Foto: G.E.O.S.), _____	32
Abbildung 5: Zusammenstellung der "Mindest"-pH-Werte für eine Fällung wichtiger Metallkationen, _____	34
Abbildung 6: Gleichgewichtsanteile von Sulfid, Hydrogensulfid und Schwefelwasserstoff in Abhängigkeit vom pH-Wert, _____	36
Abbildung 7: Schematische Darstellung des GYP-CIX Prozesses, _____	39
Abbildung 8: Darstellung von Elektrodialyse und Reversosmose, _____	40
Abbildung 9: pH und Na-Konzentration in der Beobachtungsbohrung GMMW 7037, _____	74
Abbildung 10: Cd-, Ni- und Zn-Konzentration in der Beobachtungsbohrung GMMW 7037, _____	74
Abbildung 11: Sohlschwelle mit Sedimentationsstrecke am Damm 1 Tiefer Hilfe Gottes Stolln, _____	78
Abbildung 12: Eingestauter Sedimentationsraum südlich des Hochpunktes des Tiefen Bünauf Stollns, _____	78
Abbildung 13: Partikelreiches Grubenwasser im Verträgeliche Gesellschaft Stolln, _____	79
Abbildung 14: Sohlschwelle oberhalb des Mundlochs des Verträgeliche Gesellschaft Stollns, _____	79
Abbildung 15: Versturzstelle der Haldensickerwässer, _____	81
Abbildung 16: OWK-Struktur des Reviers Zinnwald mit Lage der Entwässerungsstollen, _____	98
Abbildung 17: Mundloch des VGS mit Grubenwasseraustritt, _____	106
Abbildung 18: Abschlag des Roten Grabens am Turmhof Hilfsstolln, _____	106
Abbildung 19: Mundloch des HSU mit Grubenwasseraustritt, _____	106
Abbildung 20: Abschlag des Roten Grabens unterhalb des HSU, _____	106
Abbildung 21: Oberer Grubenwasserablauf Grube Freiberg, _____	107
Abbildung 22: Modell der Cd-Austräge des Freiburger Bergbaureviers mit oberer (VGS, HSU, EBS) und tiefer Stollnsohle (RSS), _____	108
Abbildung 23: Mögliche Position einer Reaktionsstrecke im VGS, _____	111
Abbildung 24: Konzept zur Umleitung des Stollnwassers des VGS, _____	113
Abbildung 25: Konzept einer Reaktionsstrecke (Adsorption an Kalksand), _____	119
Abbildung 26: Mundloch des Tiefen Sauburger Stollns, _____	122
Abbildung 27: Lageplan zum Tiefen Sauburger Stolln, _____	123
Abbildung 28: Saigerriss des Reviers Sauberg-Westfeld der Grube Ehrenfriedersdorf, _____	124
Abbildung 29: Mögliche Position einer Reaktionsstrecke im TSS, _____	126
Abbildung 30: As-Restkonzentration in Abhängigkeit von zugesetzter Fe(III)-Menge, _____	128
Abbildung 31: Konzeptionelles Modell der Variante des Schadstoffrückhalts mittels untertägigen Reaktionsraumes, _____	129
Abbildung 32: Grafische Oberfläche des Modells in GoldSim™, _____	130
Abbildung 33: Schnittstelle GoldSim™ mit PhreeqC, _____	131
Abbildung 34: Beispiel einer modellierten Zeitreihe unter Berücksichtigung von Unsicherheiten (Verträgeliche Gesellschaft Stolln, Entwicklung der Cd-Konzentration, Fällmittel 1 - $\text{Ca}(\text{OH})_2\text{-Na}_2\text{CO}_3$), _____	134
Abbildung 35: Modellerte Zeitreihe der Elementkonzentrationen des gereinigten Wassers nach Zugabe des Fällungsmittels 1 (Verträgeliche Gesellschaft Stolln), _____	135
Abbildung 36: Zeitreihe der Elementkonzentrationen des gereinigten Wassers nach Zugabe des Fällungsmittels 2 (Verträgeliche Gesellschaft Stolln), _____	135
Abbildung 37: Zeitreihe der Elementkonzentrationen des gereinigten Wassers nach Zugabe des Fällungsmittels 3 (Verträgeliche Gesellschaft Stolln), _____	136
Abbildung 38: Zeitreihe der Elementkonzentrationen des gereinigten Wassers nach Zugabe des Fällungsmittels 7 (Verträgeliche Gesellschaft Stolln), _____	136



Abbildung 39: Modellierter Zeitreihe der Elementkonzentrationen des gereinigten Wassers nach Zugabe des Fällungsmittels 1 (Hauptstolln Umbruch).	140
Abbildung 40: Modellierter Zeitreihe der Elementkonzentrationen des gereinigten Wassers nach Zugabe des Fällungsmittels 2 (Hauptstolln Umbruch).	140
Abbildung 41: Modellierter Zeitreihe der Elementkonzentrationen des gereinigten Wassers nach Zugabe des Fällungsmittels 3 (Hauptstolln Umbruch).	141
Abbildung 42: Modellierter Zeitreihe der Elementkonzentrationen des gereinigten Wassers nach Zugabe des Fällungsmittels 4 (Hauptstolln Umbruch).	141
Abbildung 43: Modellierter Zeitreihe der Elementkonzentrationen des gereinigten Wassers nach Zugabe des Fällungsmittels 5 (Tiefer Sauberger Stolln).	144
Abbildung 44: Modellierter Zeitreihe der Elementkonzentrationen des gereinigten Wassers nach Zugabe des Fällungsmittels 6 (Tiefer Sauberger Stolln).	145

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1: Chemische Qualitätskomponenten für Umweltqualitätsnormen (UQN) zur Beurteilung des ökologischen Zustands bzw. Potenzials sowie des chemischen Zustands.	4
Tabelle 2: Gütedaten der Stollnwässer des BfUL-Messprogramms (MW 2014-2016) und deren statistische Auswertung, Angaben in µg/l, fett: Überschreitungen der UQN bzw. der Beurteilungswerte.	6
Tabelle 3: Beurteilungswerte für die Wassergütedaten der Stollnwässer.	9
Tabelle 4: Beurteilungswerte für die Wassergütedaten der Stollnwässer.	10
Tabelle 5: Liste der wesentlichen Parameter.	11
Tabelle 6: Charakterisierung der verschiedenen Typen von Resterzen.	13
Tabelle 7: Übersicht wichtiger Zinn-Wolfram-Bergbaureviere in Sachsen.	16
Tabelle 8: Überblick über die kleineren Uranbergbaugebiete in Sachsen.	19
Tabelle 9: Wichtigste Minerale der Lagerstätte Schönbrunn-Bösenbrunn.	21
Tabelle 10: Charakterisierung des hydrogeochemischen Verhaltens der Elemente anhand der Eh-pH-Diagramme	24
Tabelle 11: Übersicht über die für die Immobilisierung der betrachteten Elemente notwendigen Bedingungen.	28
Tabelle 12: Eignung recherchierter Rückhalteverfahren bezüglich der einzelnen Elemente.	29
Tabelle 13: Zusammenstellung von Kontaminationen und Behandlungsmöglichkeiten für bergbaubeeinflusste Wässer auf der Basis von Fällungsprozessen.	31
Tabelle 14: Zusammenstellung von Neutralisationsäquivalenten und Kalkmengen für die Behandlung von Wasserinhaltsstoffen.	34
Tabelle 15: Gegenüberstellung der Löslichkeitsprodukte ausgewählter Metallhydroxide und -sulfide.	36
Tabelle 16: Zusammenstellung heute genutzter Membranverfahren.	38
Tabelle 17: Daten für Membranverfahren.	38
Tabelle 18: Übersicht zu biotechnologischen Verfahren ohne Eisenoxidation.	43
Tabelle 19: Kosten für die Kalkfällungsverfahren.	44
Tabelle 20: Kosten für Membranverfahren.	44
Tabelle 21: Kosten für den GYP-CIX Prozess.	45
Tabelle 22: Kosten für biologische Verfahren unter Einsatz der Sulfatreduktion.	46
Tabelle 23: Suchbegriffe der Patentrecherche.	48
Tabelle 24: Vergleich der potenziellen in-situ-Beeinflussungsverfahren nach Primärkriterien.	66
Tabelle 25: Vergleich der potenziellen in-situ-Beeinflussungsverfahren nach Sekundärkriterien.	68
Tabelle 26: Schematische Darstellungen wesentlicher Funktionsweisen.	85
Tabelle 27: Steckbriefstruktur der Verfahren: I - Charakterisierung der Verfahren.	86
Tabelle 28: Steckbriefstruktur der Verfahren II - Kriterien zur Bewertung.	87

Tabelle 29: Bewertung der in-situ-Rückhalteverfahren anhand der Bepunktung.	88
Tabelle 30: Charakteristik der Fallbeispiele für die in-situ-Sanierung.	89
Tabelle 31: Elementfrachten der Wasserlösestolln in Sachsen mit Farbstufung.	92
Tabelle 32: Prozentualer Anteil der Stollnwässer an der Eintragsfracht-Summe der sächsischen Stollnwässer mit Farbabstufung.	94
Tabelle 33: Frachtvergleich der Freiburger Mulde (Messstelle Obergruna, OBF31700) und der Stollnwässer.	97
Tabelle 34: Frachtvergleich des Roten Wassers (Messstelle Mündung Geising, OBF08400) und des Stollenwassers THG.	99
Tabelle 35: Frachtvergleich von Schwarzwasser (Aschergraben, Messstelle uh. Tiefenbachhalde, OBF08401) und der Stollnwässer TBS und THF.	100
Tabelle 36: Frachtvergleich der Wilisch (Messstelle Schlößchen, OBF36800) und des Stollenwassers TSS.	101
Tabelle 37: In-situ-Schadstoffrückhalteverfahren.	102
Tabelle 38: Bewertung der in-situ-Rückhalteverfahren anhand der Bepunktung.	103
Tabelle 39: Frachtanteile der Stollnwässer VGS und HSU an der Freiburger Mulde.	104
Tabelle 40: Relevante Elemente in den Freiburger Grubenwässern.	105
Tabelle 41: Mögliche Ansatzpunkte zur in-situ-Beeinflussung der Wasserqualität des Rothschönberger Stollns.	113
Tabelle 42: Modellierungsergebnisse der Cd-Konzentration für Flutungswasser Teilrevier Freiberg (im Schacht Reiche Zeche aufsteigende Wässer) bei einer potentiellen in-situ-Sanierung.	114
Tabelle 43: Frachtanteile der Stollnwässer des THG am Heerwasser/Rotes Wasser.	115
Tabelle 44: Formale Frachtanteile der Stollnwässer /Summe TBS und THF - am Aschergraben/Schwarzwasser.	115
Tabelle 45: Relevante Elemente in den Zinnwalder Grubenwässern.	116
Tabelle 46: Ergebnisse der Grubenwasserreinigung mittels Kalksandfiltern.	119
Tabelle 47: Kostenschätzung für eine untertägige Reaktionsstrecke im THS.	120
Tabelle 48: Frachtanteile der Stollnwässer des TSS (BG – Bestimmungsgrenze).	121
Tabelle 49: Relevante Elemente im Wasser des Tiefer Sauberger Stollns.	121
Tabelle 50: Kostenschätzung für eine untertägige Arsen-Adsorptionsanlage im TSS.	124
Tabelle 51: Kostenschätzung einer In-situ-Arsenfällung im Flutungsraum.	128
Tabelle 52: Input-Parameter der Modellierung für den Standort Verträgliche Gesellschaft Stolln.	133
Tabelle 53: Vergleich der modellierten Konzentrationen des Bergbauwassers mit den gereinigten Wässern durch Zugabe der Fällungsmittel 1 bis 4 (Verträgliche Gesellschaft Stolln).	138
Tabelle 54: Input-Modellparameter für den Standort Hauptstolln Umbruch.	139
Tabelle 55: Vergleich der Konzentrationen des Bergbauwassers mit den gereinigten Wässern durch Zugabe der Fällungsmittel 1 bis 4 (Hauptstolln Umbruch).	143
Tabelle 56: Input-Modellparameter für den Standort Tiefer Sauberger Stolln.	144
Tabelle 57: Vergleich der Konzentrationen des Bergbauwassers mit den gereinigten Wässern durch Zugabe der Fällungsmittel 5 und 6 (Tiefer Sauberger Stolln).	146
Tabelle 58: Arsenemissionen durch die Wasserlösestolln in Sachsen.	148
Tabelle 59: Uranemissionen durch die Wasserlösestolln in Sachsen.	149
Tabelle 60: Ansätze für in-situ-Rückhaltemaßnahmen bei weiteren relevanten Bergwerken in Sachsen.	150
Tabelle 61: Erreichbare Frachtanteile der Stollnwässer bei Umsetzung der in-situ-Maßnahmen (geschätzt).	159



ANLAGENVERZEICHNIS

- Anlage 1: *Übersicht über geochemische und biologische Verfahrensansätze*
- Anlage 2: *Verfahrensansätze und Patente*
- Anlage 3: *Quellenverzeichnis zur Literaturrecherche*
- Anlage 4: *Steckbriefe der Verfahren zum In Situ-Rückhalt von Schadstoffen*
- Anlage 5: *Steckbriefe der recherchierten Fallstudien in Deutschland (Wismut GmbH und Ehrenfriedersdorf)*
- Anlage 6: *Maßnahmenschema zur Reduzierung bergbaubedingter Umweltbelastungen (Wasserpfad) in Bezug auf künftigen Bergbau*
- Anlage 7: *Zusammensetzung der Fällungsmittel und untersuchten Bergbauwässer*



ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

AG	Auftraggeber
DLL	Dynamic Link Library
EBS	Erzbahnstolln
EZG	Einzugsgebiet
GWK	Grundwasserkörper
HGW	Hintergrundwert
HLSR	Hochleistungssulfatreduktion
HSU	Hauptstollnumbruch
IMWA	International Mine Water Association
JD	Jahresdurchschnitt
Max	Maximalwert
Med	Median (Zentralwert)
Min	Minimalwert
MW	Mittelwert
n	Anzahl Stichproben
NF	Nanofiltration
OGewV	Oberflächengewässerverordnung
OWK	Oberflächenwasserkörper
P90	90. Perzentil
RO	Reversosmose/Umkehrosmose
RSS	Rothschönberger Stolln
SALKA	Sächsisches Altlastenkataster
TSS	Tiefer Sauberger Stollen
USD	US-Dollar
UQN	Umweltqualitätsnorm
VGS	Verträgliche Gesellschaft Stolln
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
ZHK	Zulässige Höchstkonzentration

1 HINTERGRUND UND ZIELSTELLUNG

Der Chemismus von Wasserkörpern kann in von Bergbau betroffenen Regionen stark durch Austräge von Grubenwässern beeinflusst sein. So wurden im Rahmen des Projektes VODAMIN Vor-Ort-Untersuchungen zu Wassermengenverhältnissen sowie Wasserbeschaffenheit von Grund- und Oberflächenwasser im Grenzraum Zinnwald/Cínovec durchgeführt. Die Studien zeigten, dass die Wasserlösestollen im Erzgebirge wesentlich zum Eintrag zahlreicher Schadstoffe (vor allem Schwermetalle) in die Oberflächengewässer beitragen.

Eine Reinigung der Bergbauwässer nach Austritt aus den Bergbaustollen stellt sich oft als sehr kostspielige und langfristige Maßnahme dar. Hauptprobleme sind dabei der Platzbedarf entsprechender Anlagen und die Notwendigkeit der Behandlung großer Wassermengen bei langsam sinkenden Schadstoffkonzentrationen. Oftmals ist eine aktive Wasserbehandlung unter diesen Randbedingungen nach den Grundsätzen der Verhältnismäßigkeit nicht mehr realisierbar. Aus diesem Grund sollen in der Studie verfahrenstechnische Möglichkeiten untersucht werden, die in der Lage sind, Schadstoffe bereits im Grubengebäude zurückzuhalten, ohne dessen Stabilität zu gefährden. Beispielhaft sollen dabei Wasserlösestollen des Freiburger Bergbaureviers betrachtet werden, da durch Messungen bestätigt worden ist, dass aufgrund der aus dem Freiburger Bergbaurevier emittierten Schwermetalle die Ziele der WRRL in der Freiburger Mulde nicht eingehalten werden können. Zusätzlich erfolgt die Verfrachtung in die Elbe bis nach Hamburg.

Ziel des Projektes ist es, die Auswirkungen der Wasserlösestollen auf den Schadstofftransport in der Mulde/Elbe sowie die Wirkung von Rückhaltemaßnahmen und die Prognose der regionalen und überregionalen Auswirkungen auf den Zustand der Gewässer abzuschätzen. Dabei sollen technisch realisierbare und verhältnismäßige Maßnahmen zur Reduzierung von Schadstoffen aus unterirdischen Grubengebäuden geprüft werden, die eine effektive Verbesserung der Gewässerqualität in der Mulde und damit in der Elbe bewirken können und hinsichtlich ihrer großräumigen Wirkung auf die Oberflächenwasserkörper bewertet werden. In dieser Studie soll dazu untersucht werden, welche verfahrenstechnischen Möglichkeiten es gibt, die Schadstoffe bereits im Grubengebäude zurückzuhalten.

Mit der Studie sollen im Wesentlichen folgende Schwerpunkte bearbeitet werden:

- Erstellung einer möglichst umfassenden Übersicht über den Stand der Technik und Wissenschaft bezüglich Maßnahmen des unterirdischen Schadstoffrückhalts,
- steckbriefliche Erfassung der Maßnahmen,
- Gegenüberstellung der Maßnahmen unter Herausarbeitung der Vor- und Nachteile aller Verfahren,
- Diskussion der aufgetretenen Probleme und Erfolge hinsichtlich der Gegebenheiten in sächsischen Untertage-Revieren an Beispielen der Anwendung solcher Verfahren und Maßnahmen und
- Diskussion der Anwendungsmöglichkeiten der recherchierten Verfahren auf ausgewählte Standorte in Sachsen mit konkreten Belastungssituationen.

Der vorliegende Abschlussbericht stellt die erzielten Ergebnisse dar.

2 GRUNDLAGEN

Der Untertagebergbau auf Erze und Spate führt zwangsläufig zur markanten Störung der Ausgangssituation bzgl. der geohydrochemischen Gleichgewichtszustände in den abgebauten Lagerstätten und deren geologischem bzw. hydrogeologischem Umfeld. Es treten bergbau-bedingte Stofffreisetzungen und -emissionen auf infolge der Entwässerung, Auflockerung, Belüftung und Auswaschung mobilisierbarer Bestandteile der erzführenden Gesteine unter Freisetzung umweltrelevanter Stoffe. Dabei können grundsätzliche Änderungen des hydrochemischen Milieus hinsichtlich der pH- und Redox-Verhältnisse eintreten.

Die Gebirgsauflockerung führt zur Schaffung einer großen grubeninternen Reaktionsoberfläche zwischen schadstoffhaltigen Feststoffen und kontaktierenden Medien (Grubenwetter respektive Sauerstoff und Grubenwässer). Die Lockermassen weisen i. d. R. teils relevante Schadstoffgehalte auf.

Diese Auflockerung und die dadurch bedingte Volumenmehrung bedingt häufig die übertägige Deponierungen/Aufhaltung überschüssiger Lockermassen, wodurch sich dort infolge atmosphärischer Beeinflussungen zusätzliche Schadstoffemissionen ergeben, die ggf. durch geeignete Maßnahmen begrenzt werden müssen.

Bereits für die Planung bzw. Etablierung des Bergbaus kann der Aspekt einer Dämpfung und Eingrenzung dieser Störungen im Kontext mit den üblichen relevanten Aspekten Beachtung finden, nicht zuletzt im Sinne einer Kostenoptimierung bzgl. notwendiger Kompensationsmaßnahmen während bzw. Sanierungsmaßnahmen nach dem Bergbau.

In Revieren mit stillgelegtem Bergbau kommt es infolge der Grundwasserneubildung zu einer Vermehrung der Grubenwässer mit nachfolgendem Austrag solcher Wässer. Der Austrag in stillgelegten Revieren erfolgt überwiegend durch sogenannte Wasserlösestolln. Ausnahmen sind

- die gezielte Entnahme der Grubenwässer zu deren Behandlung in Wasserbehandlungsanlagen (z.B. Grube Schlema)
- diffuse Austräge von Grubenwässern in das Grundwasser oder Oberflächenwässer

Auftragsgemäß beschäftigt sich diese Studie schwerpunktmäßig mit dem Grubenwasseraustrag über Wasserlösestolln.

Wichtige Prämissen aus bergbautechnisch-bergrechtlicher Sicht leiten sich aus folgender Stellungnahme des Sächsischen Oberbergamtes zur Bedeutung der Wasserlösestollen ab [1]:

„Nahezu alle sächsischen Bergbaureviere haben untertägige Entwässerungssysteme. Diese leiten das in den Grubenbauen anfallende Wasser in Oberflächengewässer ab. Der überwiegende Teil der Einrichtungen hat heute allerdings keinen Rechtsnachfolger aus der früheren Bergbautätigkeit. Das Sächsische Oberbergamt hat die wesentlichen etwa 60 Hauptwasserlösestollen im Freistaat Sachsen ermittelt und erstellt schrittweise für diese Konzepte zur Herstellung und dem dauerhaften Erhalt ihrer Funktionalität.“

Die wichtigsten Entwässerungsstollen haben nach ihrem zum Teil jahrhundertelangen Fortbestehen quasi die Funktion eines unterirdischen Drainagesystems und teilweise die Rolle eines Gewässers übernommen. Ein Verschluss oder Beseitigung eines wichtigen Wasserlösestollens würde demnach ähnliche Konsequenzen haben, wie Gewässerverschluss. Das Wasser steigt in den Grubenbauen an und tritt unkontrolliert aus bestehenden Tagesöffnungen bzw. Wasserwegsamkeiten aus, was folglich zu Vernässungen und Überflutungen an nicht vorhersehbaren Stellen führt. Weiterhin führen der Wasseranstieg bzw. Wasserschwankungen in den Grubenbauen zur Mobilisierung von Bruchprozessen, die wiederum Verbrüche bis an die Tagesoberfläche zur Folge haben. Mit den untertägigen Verbrüchen kommt es zur Durchströmung der Bruchmassen und zu Austrägen von gelösten Stoffen (v.a. Schwermetalle etc.) entweder bis in den Vorfluter bzw. diffus an der Tagesoberfläche. Die beim Sächsischen Oberbergamt gemeldeten bergbaubedingten Schäden zeigen einen signifikanten Zusammenhang mit Störungen der Funktionsfähigkeit der Entwässerungseinrichtungen.

Der dauerhafte Erhalt der Entwässerungseinrichtungen ist eine wesentliche Voraussetzung für stabile hydraulische und geotechnische Verhältnisse in den eingestellten Gruben und an der Tagesoberfläche. Er dient dem Schutz der Infrastruktur in den Bergbauregionen, der einen wesentlichen Aspekt des Umweltschutzes und des Gewässerschutzes darstellt und mindert in erheblichem Umfang Schäden an Verkehrswegen, der Bebauung und an Medienträgern. Die betroffenen Regionen können damit Standortverhältnisse bessern und sich ohne Beeinträchtigungen aus dem früheren Bergbau zielgerichteter entwickeln. Nach §§ 2 und 4 der Sächsischen Hohlraumverordnung sind Wasserlösestollen Schutzeinrichtungen, die dauerhaft funktionsfähig sein und unterhalten werden müssen."

Aus der Stellungnahme leitet sich ab, dass die einfachste Möglichkeit zur Vermeidung von Schwermetalleinträgen in Fließgewässer, ein Verschluss von Wasserlösestollen, nicht möglich ist. Die Grundwasserneubildung im Einzugsgebiet eines Stollens führt dann zu einem Aufstau der Grubenwässer und in der Folge zu unkontrollierten und diffusen Wasseraustritten, die dann sogar erhöhte Schwermetallfrachten führen. Die Erhaltung der geordneten Wasserableitungsfunktion von Stollen ist daher zwingend erforderlich.

Die in-situ-Sanierung, z.B. durch Einbringung von Stoffen in das Grubenwasser, ist eine viel diskutierte Variante zur Reinigung von Bergbauwässern. Dabei werden Maßnahmen zur Fällung von Schwermetallen und/oder Arsen getroffen. Nachfolgend werden untertägige Hohlräume zur Sedimentation der Fällprodukte genutzt. Parallel kann es zu einer Verringerung der Schwermetallmobilisierung kommen. Die in-situ-Behandlung weist eine Reihe von Vorteilen auf:

- Einsparung von Investitionskosten, da nur technische Einrichtungen geringen Umfangs benötigt werden
- Einsparung von Betriebskosten, insbesondere Energie, Personal und Abfallentsorgung

Aus genehmigungsrechtlicher Sicht bestehen jedoch zwei grundsätzliche Probleme:

- Schwierige Kontrollierbarkeit der Fließwege untertage
- Einbringen von Stoffen in das Grundwasser

Des Weiteren muss genug Sedimentationsraum zur Verfügung stehen. Eine wesentliche hydraulische Voraussetzung für Durchführbarkeit und Genehmigungsfähigkeit solcher Maßnahmen ist die Gewährleistung der gefahrlosen Grubenwasserabführung, auch im Hochwasserfall.

3 GRUNDLAGEN – AUSWAHL DER RELEVANTEN ELEMENTE

3.1 AUSWAHL NACH GESETZLICHEN ANFORDERUNGEN

Zur Auswahl und Bewertung von in-situ-Rückhaltemaßnahmen ist einerseits eine detaillierte Kenntnis der bergbautechnischen Verhältnisse und andererseits der relevanten hydrogeochemischen Prozesse im Grubenbereich und auf den Wasserfließwegen notwendig. In diesem Abschnitt erfolgt eine zusammengefasste Darstellung der folgenden Grundlagen:

- relevante Elemente
- Ursachen von SM-Austrägen
- geochemisches Verhalten der Elemente auf dem Wasserweg

am Beispiel ehemals in Sachsen relevanter Bergbaureviere.

Für die sächsischen Oberflächengewässer gilt nach Ablösung der SächsWRRLVO (2004) die „Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer“ vom 20.06.2016 (OGewV) zur Umsetzung der WRRL. Dabei existieren Umweltqualitätsnormen (UQN) zur Beurteilung des ökologischen Zustands bzw. Potenzials für Se, Ag und Tl. Des Weiteren gibt die OGewV zur Beurteilung des chemischen Zustands differenzierte UQN für Cd in Abhängigkeit von der Wasserhärte (CaCO_3) sowie UQN für Pb, Hg und Ni an. Für Cd und Hg wird neben der Einhaltung des Jahresdurchschnitts (JD-UQN) auch die der zulässigen Höchstkonzentration (ZHK-UQN) gefordert.

Für Schwebstoffe bzw. schwebstoffbürtige Sedimente von Oberflächengewässern wurden für die Elemente As, Cr, Cu und Zn verbindliche Qualitätsnormen festgelegt (OGewV, 2016). Die Einhaltung dieser Normen ist an Messstellen nachzuweisen, die die Belastungen der Oberflächenwasserkörper repräsentativ abbilden.

Die im Rahmen dieser Studie relevanten Qualitätsnormen für flussgebietsspezifische Schadstoffe zur Beurteilung des ökologischen Zustands/Potenzials bzw. des chemischen Zustands von sächsischen OWK sind in Tabelle 1 aufgeführt.

Tabelle 1: Chemische Qualitätskomponenten für Umweltqualitätsnormen (UQN) zur Beurteilung des ökologischen Zustands bzw. Potenzials sowie des chemischen Zustands.

Parameter	Wert	Einheit	Kompartiment	Bezug	Bemerkungen
UQN für flussgebietsspezifische Schadstoffe zur Beurteilung des ökologischen Zustands und des ökologischen Potenzials					
Arsen	40	mg/kg	Schweb/Sediment	JD	
Chrom	640	mg/kg	Schweb/Sediment	JD	
Kupfer	160	mg/kg	Schweb/Sediment	JD	
Zink	800	mg/kg	Schweb/Sediment	JD	
Selen	3	µg/l	gelöst	JD	
Silber	0,02	µg/l	gelöst	JD	
Thallium	0,2	µg/l	gelöst	JD	

Parameter	Wert	Einheit	Kompartiment	Bezug	Bemerkungen
UQN zur Beurteilung des chemischen Zustands – UQN prioritäre Stoffe					
Cadmium	≤0,08	µg/l	gelöst	JD	HKL 1 (<40 mg/l CaCO ₃)
	0,08	µg/l	gelöst	JD	HKL 2 (<50 mg/l CaCO ₃)
	0,09	µg/l	gelöst	JD	HKL 3 (<100 mg/l CaCO ₃)
	0,15	µg/l	gelöst	JD	HKL 4 (<200 mg/l CaCO ₃)
	0,25	µg/l	gelöst	JD	HKL 5 (≥200 mg/l CaCO ₃)
Cadmium	≤0,45	µg/l	gelöst	ZHK	HKL 1 (<40 mg/l CaCO ₃)
	0,45	µg/l	gelöst	ZHK	HKL 2 (<50 mg/l CaCO ₃)
	0,6	µg/l	gelöst	ZHK	HKL 3 (<100 mg/l CaCO ₃)
	0,9	µg/l	gelöst	ZHK	HKL 4 (<200 mg/l CaCO ₃)
	1,5	µg/l	gelöst	ZHK	HKL 5 (≥200 mg/l CaCO ₃)
Blei	1,2	µg/l	gelöst	JD	
	14	µg/l	gelöst	ZHK	
Quecksilber	0,07	µg/l	gelöst	ZHK	
Nickel	4	µg/l	gelöst	JD	
	34	µg/l	gelöst	ZHK	

3.2 REALES ELEMENTSPEKTRUM DER GRUBENWÄSSER

Grubenwässer entstehen durch die Grundwasserneubildung infolge von Niederschlägen. Die Wässer unterliegen unter Tage dem Einfluss der Gesteine und Erzlagerstätten, was zu erhöhten Stoffkonzentrationen führt.

Grubenwässer sind in Sachsen vor allem in Form der Stollenwässer für die Untersuchung zugänglich, die über die Wasserlösestollen ab- und den Oberflächenwässern zugeführt werden. Solche Wässer waren in der Vergangenheit verschiedentlich Gegenstand hydrochemischer Untersuchungen und sind auch gegenwärtig Bestandteil des von der BfUL durchgeführten Programmes zur Erfassung der Gewässergüte. In dem Datenbestand konnten 39 Datensätze von Stollnwässern recherchiert werden. Aus diesem Datenbestand wurden die Gütedaten der Stollnwässer extrahiert und statistisch ausgewertet.

Folgende Parameter wurden dabei ausgeklammert:

- K, Mg, Ca, Gd, Sr, Mn, da diese für die Schadstoffbetrachtungen zunächst nicht relevant sind,
- Gesamt-Gehalte, da zu wenig Analysenwerte vorlagen und
- Cr, Hg, Bi, Sb, Te, Ti, da diese Werte fast vollständig unter der Bestimmungsgrenze liegen.

Dabei ist jedoch anzumerken, dass verschiedene dieser Parameter bei der Bewertung und Auswahl von Verfahren wieder in die Betrachtungen einbezogen werden müssen. Dies betrifft z. B. die Elemente Mg und Ca, die bei Hydrolysefällungen relevant sein können.

In Tabelle 2 sind die Mittelwerte dieser Elemente für die sächsischen Stollnwässer dargestellt. Die Bewertung der Daten erfolgt im folgenden Abschnitt.

Tabelle 2: Gütedaten der Stollnwässer des BfUL-Messprogramms (MW 2014-2016) und deren statistische Auswertung, Angaben in µg/l, fett: Überschreitungen der UQN bzw. der Beurteilungswerte.

Stollnbezeichnung	MKZ	SO4	Al	As	B	Ba	Be	Cd	Co	Cu	Fe	Li	Mo	Ni	Pb	Se	TI	U	Zn
Tiefer Zwiesler Erbstolln	OBF05001	47000	43	2,1	17	58	1,3	2	0,63	4,3	<30	17	0,6	13	<0,2	<0,8	<0,1	0,36	260
St. Erasmus Stolln	OBF07950	64000	<10	9,7	13	53	<0,1	0,45	0,15	2,25	<30	17	2,3	3,3	<0,2	<0,8	<0,1	5,3	21
Neuer Biela Stolln	OBF08350	71000	400	0,83	9,2	110	4	1,8	4	32	<30	100	87	1,7	<0,2	<0,8	0,15	17	210
Tiefer Bünaustolln	OBF08380	26000	150	4	34	330	1,6	2	0,12	20	<30	9,3	6,2	1,6	2,1	6,5	0,28	6,1	96
Tiefer Hilfe Gottes Stolln	OBF08391	19000	230	5	24	230	7,8	2,9	0,2	29	<30	23	17	1,3	0,68	<0,8	0,3	17	220
Zwitterstocks Tiefer Erbstolln	OBF08440	15000	46	1,7	11	96	0,52	0,11	<0,1	20	<30	2,6	0,57	0,74	<0,2	<0,8	<0,1	0,38	21
Rothschönberger Stolln	OBF12780	260000	30	1,8	66	19	0,22	19	4,3	5,4	39	56	0,81	26	0,65	<0,8	0,3	1,4	3500
Tiefer Wolf Stolln	OBF31714	145000	<10	150	97	21	<0,1	0,095	0,15	<2	<30	19	1	4,8	<0,2	1,4	<0,1	7,1	15
Kgl.-Vertr.-Ges.-Stolln	OBF33010	350000	3800	4,4	76	33	1,5	150	33	270	200	52	0,55	54	19	30	0,15	2,5	16000
Hauptstolln-Umbruch	OBF33020	230000	61	7,2	67	17	0,15	32	13	11	170	37	<0,2	37	1,4	11	<0,1	0,48	4200
(Tiefer) Friedrich Christoph Erbstolln	OBF33080	60000	13	1,1	13	28	0,12	1,9	0,83	<2	73	11	0,27	5,3	<0,2	<0,8	<0,1	0,4	210
Friedrich Erbstolln	OBF33090	15000	<10	0,4	7,1	410	<0,1	0,64	<0,1	5,6	<30	9,9	0,27	1	1,1	<0,8	<0,1	<0,1	32
Neuer Segen Gottes oder Sieben Planeten Stolln	OBF33603	77000	<10	3,7	11	38	<0,1	0,15	2,2	3,3	420	11	0,4	7,6	0,27	<0,8	<0,1	0,5	47
Thelersberger Stolln bei Linda, Mundloch	OBF33650	89000	11	1,7	16	27	<0,1	0,53	2,3	4,1	87	12	<0,2	11	<0,2	<0,8	<0,1	<0,1	120
Tiefer Hauptstolln Geyer, Mundloch	OBF34390	21000	450	1,3	8,9	48	0,4	4,4	4,9	62	120	11	<0,2	13	28	<0,8	<0,1	0,28	550
Tropper Stolln	OBF34599	85000	31	32	11	43	0,52	2,5	1,1	2,4	<30	33	3	29	0,34	1,1	<0,1	8,5	330
Tiefer Erbstolln	OBF35391	51000	14	0,75	22	59	<0,1	0,45	2,8	5,2	<30	30	<0,2	40	<0,2	<0,8	<0,1	<0,1	78
Tiefer St. Christoph Stolln, (Tiefer) Junger Andreas Stolln	OBF35802	83000	15	130	32	43	0,23	0,9	0,92	3,1	<30	17	1,9	43	<0,2	2,7	0,33	15	140

Stollnbezeichnung	MKZ	SO4	Al	As	B	Ba	Be	Cd	Co	Cu	Fe	Li	Mo	Ni	Pb	Se	Tl	U	Zn
Großvierunger Stolln	OBF36770	85000	240	69	33	48	1,6	0,73	0,27	2,8	<30	15	4,6	7	<0,2	<0,8	<0,1	2,7	95
Tiefer Sauberger Stolln, Mündung	OBF36794	72000	100	290	26	36	0,9	0,35	0,78	<2	<30	19	5,8	5,4	<0,2	<0,8	<0,1	1,5	79
(Tiefer) König Dänemark Stolln	OBF36803	130000	<10	46	68	46	0,11	2,1	0,35	2,8	<30	23	1,7	30	<0,2	1,2	0,4	35	250
Tiefer Heilige Dreifaltigkeit Stolln	OBF37404	28000	12	35	17	87	0,23	0,057	<0,1	<2	<30	11	0,23	1,3	<0,2	<0,8	<0,1	1,5	3
Königlich Weistaubner Tiefer Erbstolln	OBF38101	59000	27	20	32	66	0,18	5,1	0,47	5,8	<30	20	0,65	14	<0,2	4,3	0,32	6,2	470
Walfischstolln Pobershau, Mundloch	OBF38190	37000	120	18	20	71	1,1	1,2	0,13	14	<30	15	<0,2	7	0,28	<0,8	0,2	0,75	120
Stolln Jägersgrün	OBF38701	30000	430	7,8	7,7	8,7	3,2	0,78	0,48	52	<30	12	0,23	2,5	<0,2	<0,8	<0,1	5,3	97
Eibenstocker Communstolln	OBF40641	9700	210	3	19	14	0,63	0,33	<0,1	12	<30	10	<0,2	6,6	<0,2	<0,8	<0,1	0,14	57
Tiefer Riesenberger Stolln	OBF40642	10000	370	1,3	7,3	36	0,78	0,17	0,34	<2	320	14	<0,2	0,8	0,68	1,2	<0,1	1,8	9
Unterer Troster Stolln	OBF40672	26000	<10	34	13	26	<0,1	0,4	1	<2	<30	12	0,53	4	<0,2	<0,8	<0,1	<0,1	67
Glück Auf Stolln	OBF40710	21000	10	68	43	13	0,23	0,13	0,6	<2	1600	33	1,1	4,1	<0,2	<0,8	<0,1	7,6	49
Friedrich August Stolln	OBF40711	55000	36	0,53	8,6	3,4	0,85	2,2	11	8,4	<30	42	0,8	54	<0,2	<0,8	<0,1	17	660
Stolln 146	OBF40712	110000	280	1,1	25	11	4,5	5,5	57	32	<30	61	<0,2	210	2,5	1,5	0,13	87	2500
Roter und Weißer Löwe	OBF40801	25000	49	2,1	26	76	1,1	0,12	0,3	2,5	34	17	<0,2	2,1	0,3	<0,8	0,25	1,4	15
Treue Freundschaft Stolln	OBF40901	71000	48	5,6	25	24	0,57	11	18	30	<30	30	0,37	40	<0,2	<0,8	<0,1	0,38	720
Frisch Glück Stolln	OBF41301	41000	<10	24	9,3	9,5	<0,1	20	<0,1	<2	<30	9,6	2,1	0,69	<0,2	<0,8	<0,1	1,4	1200
Marcus Semmler Stolln	OBF42001	78000	<10	250	32	30	<0,1	0,4	0,97	16	<30	34	5,7	24	0,53	2,2	<0,1	27	79
Lampertusstolln	OBF42733	96000	<10	59	57	24	<0,1	0,73	1,8	7,5	41	9,7	<0,2	14	<0,2	<0,8	<0,1	<0,1	140
Wasserlösungsstolln zum Maischacht (Haupttagesrampe)	OBF47001	24000	14	<0,5	<4	84	0,33	0,09	4,1	5,5	<30	25	<0,2	19	<0,2	<0,8	<0,1	0,52	45

Stollnbezeichnung	MKZ	SO4	Al	As	B	Ba	Be	Cd	Co	Cu	Fe	Li	Mo	Ni	Pb	Se	Tl	U	Zn
Mühleither Stolln (Dynamostolln)	OBF47003	18000	155	5,5	<4	23	1,4	0,48	<0,1	13	<30	4,5	<0,2	1,6	0,4	<0,8	<0,1	4,57	46,5
Brüder Einigkeit Stolln	OBF49999	250000	<10	1,1	44	35	0,38	<0,03	0,88	<2	<30	120	9,5	1,32	<0,2	2,18	<0,1	1,85	<3
Anzahl n	-	39	39	39	39	39	39	39	39	39	39	39	39	39	39	39	39	39	39
Min	-	9700	10	0,4	7,1	3,4	0,11	0,057	0,12	2,25	34	2,6	0,23	0,69	0,27	1,1	0,13	0,14	3
Max	-	350000	3800	290	97	410	7,8	150	57	270	1600	120	87	210	28	30	0,4	87	16000
UQN der OGewV	-	-	-	-	-	-	-	0,08	-	-	-	-	-	4	7,2	3	0,2	-	-
andere Beurteilungswerte	-	250000	200	10	100	60	0,1	-	0,9	4	700	500	7	-	-	-	-	2	14
Überschreitung [%]	-	7,7	23,1	35,9	0	26,0	74,4	94,9	43,6	59,0	2,6	0	7,7	64,1	5,1	10,3	17,9	41,0	92,3
Faktor maximale Überschreitung	-	1,4	19	29	1,0	6,8	78	1875	63,3	67,5	2,3	0,2	12,4	52,5	3,9	10	2,0	43,5	1143

3.3 BEWERTUNG DER RELEVANZ DER PARAMETER

Zur Ableitung des Spektrums umweltrelevanter Elemente ist ein Vergleich mit Beurteilungswerten notwendig. Dazu wurden einerseits die UQN der OGewV herangezogen. Für eine Reihe an Elementen existieren solche UQN nicht bzw. sind mangels Datenbasis für die Stollnwässer nicht anwendbar (As, Cr, Cu, Zn). In diesen Fällen wurden andere Beurteilungswerte einbezogen. Die Werte und deren Quellen finden sich in Tabelle 3.

Tabelle 3: Beurteilungswerte für die Wassergütedaten der Stollnwässer.

Parameter	Art Beurteilungswert	Referenz	Wert [$\mu\text{g/l}$]
SO₄	OW	LAWA	250.000
Al	GW	TrinkwV 2001	200
As	GW	TrinkwV 2001	10
B	OW	Nendza 2003 [2]	100
Ba	OW	Nendza 2003 [2]	60
Be	OW	Nendza 2003 [2]	0,1
Cd	UQN	OGewV 2016	0,08
Co	OW	Nendza 2003 [2]	0,9
Cu	OW	LAWA ZV 1998	4
Fe	OW	LAWA-AO 2015	700
Li	OW	Matthes 1990 [3]	500
Mo	OW	Nendza 2003 [2]	7
Ni	UQN	OGewV 2016	4
Pb	UQN	OGewV 2016	7,2
Se	UQN	OGewV 2016	3
Tl	UQN	OGewV 2016	0,2
U	OW	Nendza 2003 [2]	2
Zn	OW	LAWA ZV 1998	14

Eine Einschätzung der Bedeutung der Parameter bzw. Elemente hinsichtlich der Wirkung von in-situ-Rückhaltemaßnahmen lässt sich in zwei Richtungen vornehmen:

- Einschätzung und Reihung der 39 Wässer nach der Anzahl von Überschreitungen bei dem jeweiligen Parameter,
- Einschätzung und Reihung nach der Höhe der maximalen Überschreitung in den 39 Wässern.

Bei Betrachtung der Elementgehalte zeigt sich hinsichtlich der einschlägigen UQN:

- Bei Cd ist die UQN der OGewV bei nahezu allen Wässern (95 % der Stollnwässer) überschritten.
- Bei Ni Überschreitung in 64 % der Wässer.
- Bei Pb finden sich Überschreitungen bei 5 % der Wässer.
- Bei den mehr „exotischen“ Elementen Se und Tl liegen Überschreitungen bei 10 bzw. 18 % der Wässer vor.

Erhöhte Überschreitungsraten finden sich bei den weiteren Beurteilungswerten Be (75 %), Cu (59 %) und Zn (92 %).

Anhand der Überschreitungsraten und der Faktoren der maximalen Überschreitung lassen sich Reihungen der Parameter ableiten, welche ein Maß für die Relevanz der Parameter bzw. Elemente darstellen. Eine entsprechende Übersicht ist in Tabelle 4 aufgeführt.

Tabelle 4: Beurteilungswerte für die Wassergütedaten der Stollnwässer.

Parameter	Reihung Überschreitungs- rate in % innerhalb der 39 Stollnwässer	Parameter	Reihung der maximalen Überschreitung (Faktor)
B	0	Li	0,24
Li	0	B	0,97
Fe	2,6	SO4	1,4
Pb	5,1	TI	2
Mo	7,7	Fe	2,3
SO4	7,7	Pb	3,9
Se	10,3	Ba	6,8
TI	17,9	Se	10
Al	23,1	Mo	12,4
Ba	25,6	Al	19
As	36	As	29
U	41	U	43,5
Co	43,6	Ni	52,5
Cu	59	Co	63,3
Ni	64,1	Cu	67,5
Be	74,4	Be	78
Zn	92,3	Zn	1143
Cd	94,9	Cd	1875

Die beiden Reihungen sind auf völlig verschiedenem Berechnungsweg zustande gekommen, zeigen aber erstaunliche Übereinstimmungen in der Elementreihenfolge. Die Beurteilungswerte für Zink und Cadmium sind demnach in 92,3 bzw. 94,9 % der 39 Stollnwässer überschritten. Das Maß der Überschreitung beträgt das 1143fache bzw. das 1875 fache des Beurteilungswertes. Daher wird ihnen die größte Relevanz zugemessen. Weitere besonders wichtige Elemente sind Arsen, Uran, Nickel, Cobalt, Kupfer sowie Beryllium. Bei den genannten Elementen lassen sich durch Entwicklung wirksamer Rückhaltemaßnahmen die größte Anwendungsbreite und die größten Effekte erzielen.

3.4 PARAMETERSPEKTRUM

Anhand der in den Bergbaugebieten abgebauten Rohstoffe und den voranstehenden Betrachtungen wurde das in Tabelle 5 aufgeführte Parameterspektrum für die in Sachsen relevanten Sparten des Erz- und Spatbergbaus abgeleitet. Diese Elemente und Parameter werden bevorzugt betrachtet, allerdings müssen ggf. weitere Parameter einbezogen werden.

Tabelle 5: Liste der wesentlichen Parameter.

Buntmetall- bergbau Silber, Blei, Zink	Buntmetall- bergbau Zinn, Wolfram	Uranbergbau	Spatbergbau Fluorit, Baryt
pH	Arsen	pH	Fluorid
Arsen	Cadmium	Arsen	Cadmium
Blei	Nickel	Cadmium	Zink
Cadmium	Kupfer	Nickel	Nickel
Zink	Zink	Kupfer	Arsen
Eisen	Eisen	Zink	Kupfer
Aluminium	Beryllium	Eisen	Barium
Quecksilber	Bor	Selen	Uran
Kupfer	Molybdän	Uran	
Nickel	Uran	Silber	
Silber	Fluorid		
Thallium			
Uran			
Fluorid			
Silber			

4 RECHERCHE WEITERER DATEN

4.1 BUNTMETALLBERGBAU – SILBER, BLEI, ZINK

Der Buntmetallbergbau auf Blei, Zink und Silber war in Sachsen im Freiburger Revier relevant. Für diesen Buntmetallbergbau sind als Massenerze Pyrit, Arsenopyrit, Galenit und Sphalerit kennzeichnend. Hinsichtlich der Umweltauswirkungen ist ein Gehalt deutlicher Mengen Cd als CdS im Gitter des Sphalerits von großer Bedeutung (im Freiburger Revier im Mittel 0,6% Cd). Außerdem finden sich geringe Mengen Chalkopyrit für sich oder mit Sphalerit verwachsen.

Diese Erze waren Ziel des Bergbaus und wurden untertage abgebaut, zur Oberfläche gefördert, dort aufbereitet (Gewinnung von Konzentraten von Sphalerit, Galenit, Pyrit und Arsenopyrit) und nachfolgend verhüttet. Alle diese Prozesse verliefen nicht mit 100 % iger Ausbeute:

- Bei der bergmännischen Gewinnung im Freiburger Revier in der Zeit vor 1913 erfolgte ein selektiver Abbau der damals nutzbaren Erze: Erze mit einem Mindest-Silbergehalt (geschätzt 0,04 %), bleireiche Erze sowie Zinkblende-Reicherz. Alle anderen Erze wurden nicht abgebaut und verblieben in der Lagerstätte.
- In der Zeit ab 1945 erfolgte der Abbau nur, wenn die Erzgänge Mindestparameter erreichten: Mindestmächtigkeit 30 cm, Minimalgehalte von 2,3 % Pb und 2,7 % Zn. Gangpartien unterhalb dieser Mindestanforderungen verblieben in der Grube.
- In der Erzaufbereitung nach 1937 wurden Ausbringen von 80-92 % bei Pb, 66-85 % bei Zn und 40-60 % bei S erzielt. Das bedeutet, dass zeitweise 1/5 des Bleis, 1/3 des Zinks und mehr als die Hälfte des Schwefels in die Aufbereitungsabgänge gelangten.

All dies bedeutet, dass sowohl in der Grube als auch auf den Halden große Mengen Resterze verblieben, die bei Kontakt mit Sauerstoff und Wasser oxidiert werden und so Schwermetalle freisetzen können.

Tabelle 6 charakterisiert die verschiedenen Typen von Resterzen.

Tabelle 6: Charakterisierung der verschiedenen Typen von Resterzen [4].

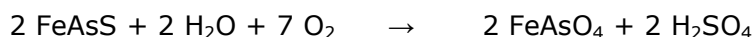
Resterztyp	Charakteristik	Beispiel
nicht abgebaut	▪ von Grubenbauen angeschnittene, aber nicht abgebaute Gangbereiche ▪ Erzinhalt vollständig im Gang verblieben	
Versatz	▪ von Grubenbauen angeschnittene Gangbereiche ▪ Erze und Bereiche des Nebengesteins abgebaut ▪ Abbauraum wieder verfüllt ▪ große Resterzmengen im Versatz	
Bergehalde	▪ über Tage aufgehaldet ▪ grobkörniges Material aus Vortrieb und Abbau ▪ Nebengesteinsfragmente ▪ wechselnde Resterzmengen ▪ infolge der Feinkörnigkeit und exponierten Lage der Verwitterung zugänglich ▪ Sickerwässer gelangen unter Tage und führen zur Belastung der Grubenwässer	
Spülhalde (Tailings)	▪ über Tage aufgehaldet ▪ feinkörniges Material aus der Erzaufbereitung ▪ wechselnde Mengen Resterz, abhängig von Effizienz der Aufbereitung	

Resterztyp	Charakteristik	Beispiel
Hüttenindustrie -Altstandorte	▪ über Tage ▪ Bodenverunreinigungen im Zuge des Hüttenbetriebs ▪ dadurch Belastung des Grundwassers ▪ Übertritt von Schwermetallen in die Grubenwässer	
Hüttenindustrie - Schlacken- und Rückstandshal- den	▪ über Tage aufgehaldet ▪ variable Korngröße ▪ infolge Verarbeitung von Fremderzen Elementspektrum nicht auf den Inhalt der Lagerstätte beschränkt	

Unter atmosphärischen Bedingungen sind die Sulfide nicht stabil und werden oxidiert. Die Verwitterung von Zinkblende und Bleiglanz erfolgt dabei **ohne Säurebildung**:



Saure Sickerwässer lassen sich hingegen nur durch die Oxidation von Pyrit und Arsenkies herleiten, z.B.:



Diese Reaktionen bewirken eine starke (primäre) Säurefreisetzung (1 kg Pyrit liefert 0,82 kg Schwefelsäure).

Im Weiteren bewirkt die Oxidation und anschließende Hydrolyse der Fe(III)-Verbindungen zusätzliche Säurefreisetzung unter Abscheidung schwer löslicher Eisenverbindungen:



Diese Prozesse führen zur Entstehung der für Gebiete mit Buntmetallbergbau typischen sauren und an gelöstem Eisen armen Sicker- und Grubenwässer.

Sowohl die Sulfidoxidation als auch die Oxidation $\text{Fe(II)} \rightarrow \text{Fe(III)}$ werden durch Mikroben (z.B. „*Thiobacillus ferrooxidans*“) extrem, bis zum Mehrtausendfachen, beschleunigt. Voraussetzung ist die Anwesenheit von Sauerstoff und Wasser.

Zur Herkunft des Sauerstoffs ist folgendes zu bemerken. Die versickernden Oberflächenwässer sind durch den Kontakt mit der Atmosphäre zunächst sauerstoffgesättigt, d.h. enthalten um 10 mg/l O_2 . Damit ist folgende Bilanz der Oxidation möglich:

Sauerstoffgehalt im Wasser	10 mg/l
entspricht	0,31 mmol/L O_2
entspricht	0,62 mmol/L O
1 mol ZnS erfordert zur Oxidation zu ZnSO_4	4 mol O
10 mg O_2 können oxidieren	14,6 mg ZnS
dabei entsteht	24,2 mg ZnSO_4
entspricht	9,8 mg Zn

Durch Einwirkung des Wassers mit 10 mg/l O_2 können demnach 9,8 mg Zn freigesetzt werden. Diese ergeben in dem 1 L Wasser eine Zn-Konzentration von 9,8 mg/l. Bei einem Zn-Cd-Verhältnis von 1:100 in der Zinkblende entspricht dies einem Cd-Gehalt von ca. 0,1 mg/l. Da in den Sickerwässern Cd-Gehalte bis 12 mg/l gefunden wurden, wird deutlich, dass die Oxidation der Sulfide nur zu einem kleinen Teil durch den gelösten Sauerstoff der versickernden Niederschlagswässer erfolgt, sondern eine Belüftung und damit Zufuhr von gasförmigem Sauerstoff erfordert.

Diese Bilanzierung zeigt, welche hohe Bedeutung freiliegende Resterze in Abbauen, Versatzräumen und Halden für die Mobilisierung der Schwermetalle aus dem Haldenmaterial haben.

Bei der Mobilisierung der Schwermetalle spielen noch andere Prozesse eine Rolle. Beispielsweise können sich in gewöhnlich nicht überstauten Grubenbereichen hoch mineralisierte und stark schwermetallhaltige Standwässer ansammeln, in denen ggf. durch Verdunstung eine noch stärkere Anreicherung stattfindet. Dies wird in Abbildung 1 verdeutlicht.

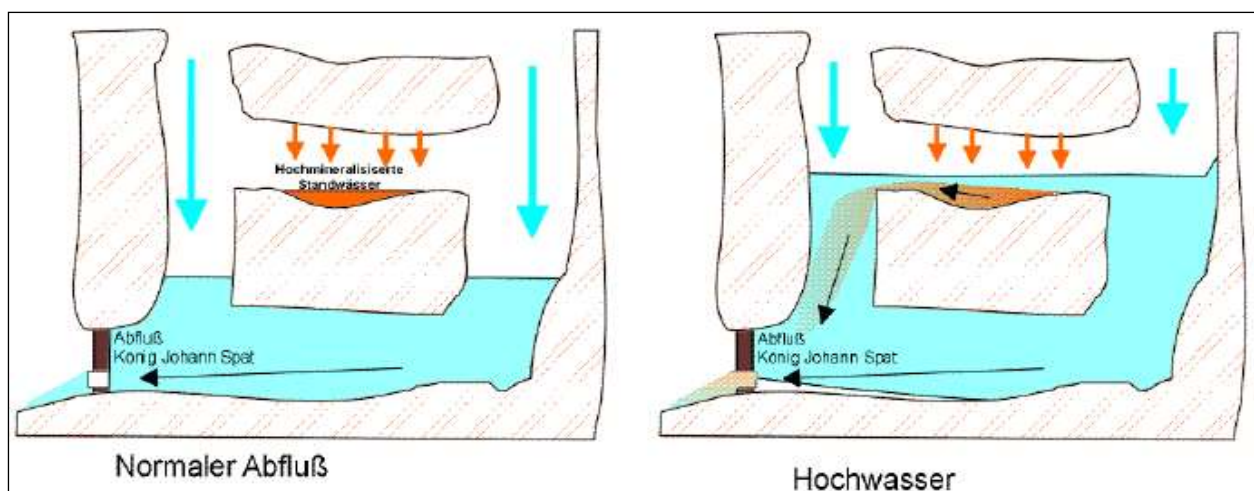


Abbildung 1: Möglichkeit der Mobilisierung von Schwermetallen aus hoch mineralisierten Standwässern infolge Wasseranstiegs (Beispiel: Ablauf Brander Revier am Verspünden König Johann Spat, aus [5])

Wird der Bereich dann infolge Wasseranstiegs überstaut, erfolgt eine Mobilisierung dieser Wässer und damit der Schwermetalle. Dies bewirkt verstärkte Mobilisierungsprozesse und damit Anstieg der Konzentrationen im Grubenwasser. Somit wirkt dieser Prozess der Verdünnung bei höheren Wasserständen entgegen.

4.2 BUNTMETALLBERGBAU – ZINN UND WOLFRAM

Neben Silber, Uran und den Buntmetallen Pb und Zn bildeten die Metalle Zinn und Wolfram einen Schwerpunkt des sächsischen Erzbergbaus. Beide waren im West-, Mittel- und Osterzgebirge zu Lagerstätten angereichert. Tabelle 7 gibt einen Überblick über die wichtigsten Reviere.

Tabelle 7: Übersicht wichtiger Zinn-Wolfram-Bergbaureviere in Sachsen.

Revier	Grubenwasseraustrag	Bemerkungen
Altenberg	Zwitterstocks tiefer Erbstolln (oberer Stolln), Neue Biela Stolln (tiefer Stolln)	großer Greisenkörper mit Sn, As und Li
Ehrenfriedersdorf	Tiefer Sauberger Stolln	Vererzung in Gängen, Trümerzügen und Greisenkörpern mit Sn, W und As
Zinnwald	Tiefer Büнау Stolln (oberer Stolln), Tiefer Hilfe Gottes Stolln (tiefer Stolln)	Vererzung in Gängen und Greisenkörpern mit Sn, W und Li, daneben Cu, Zn, Pb, As
Pechtelsgrün	nicht bekannt	Vererzung in Gängen mit W und Mo
Gottesberg	Stolln Jägersgrün	großer Greisenkörper mit Sn und As darin Gangvererzung mit Sn und W
Grube Tannenberg	Stolln Mühlleithen	Greisenkörper mit Sn, As und Cu

Kassiterit und Wolframit sind wenig umweltrelevant, da keine nennenswerte Mobilisierung von Sn oder W erfolgt. Dem gegenüber weisen die häufig beibrechenden Arsenminerale eine erhöhte Umweltrelevanz auf. Die Mobilisierung von Arsen erfolgt durch Oxidation der Minerale bei Luft- und Wasserzutritt:

Arsenopyrit

- geringer Sauerstoffzutritt: $\text{FeAsS} + 5,5 \text{ O}_2 + 3 \text{ H}_2\text{O} \rightarrow 2 \text{ FeSO}_4 + 2 \text{ H}_3\text{AsO}_3$
- hoher Sauerstoffzutritt: $2 \text{ FeAsS} + 7 \text{ O}_2 + 2 \text{ H}_2\text{O} \rightarrow 2 \text{ FeAsO}_4 + 2 \text{ H}_2\text{SO}_4$

FeAsO_4 ist das Mineral Skorodit, welches eine sehr geringe Löslichkeit in Wasser aufweist ($p_L=20,24$, $L=1,48 \cdot 10^{-2} \mu\text{g/l}$) Dies bedeutet, dass im Falle von Arsenopyrit das Arsen bei ausreichendem Sauerstoffzutritt zumindest theoretisch) vollständig an Eisen gebunden und so immobilisiert werden kann. Diese Immobilisierung erfolgt bereits in der Lagerstätte.

Zu geringer Sauerstoffzutritt sowohl im Untertage-Bereich als auch in Halden begünstigt die Bildung von löslichem FeSO_4 und H_3AsO_3 .

Löllingit ist hingegen ein „Arsenüberschussmineral“, d.h. die enthaltene Eisenmenge reicht auch bei optimalem Sauerstoffzutritt nicht aus, um das Arsen vollständig als schwerlösliche Phase zu binden.

- geringer Sauerstoffzutritt: $3 \text{ FeAs}_2 + 7 \text{ O}_2 + 6 \text{ H}_2\text{O} \rightarrow \text{Fe}_3(\text{AsO}_4)_2 + 4 \text{ H}_3\text{AsO}_3$
- hoher Sauerstoffzutritt: $2 \text{ FeAs}_2 + 6,5 \text{ O}_2 + 3 \text{ H}_2\text{O} \rightarrow 2 \text{ FeAsO}_4 + 2 \text{ H}_3\text{AsO}_4$

Dieser Arsenüberschuss erklärt beispielsweise einen Teil der Arsenausträge aus dem Grubengebäude Ehrenfriedersdorf. Es ist nicht genügend Eisen vorhanden, um das Arsen in der Lagerstätte als Skorodit ($\text{FeAsO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) zu binden und auf dem Fließweg ist nicht genügend Eisen vorhanden, um eine weitgehende Sorption zu bewirken.

Der infolge Verwitterung entstehende Skorodit hat unter Standardbedingungen eine sehr geringe Löslichkeit ($\text{pKL}=20,24$ entsprechend $0,015 \text{ } \mu\text{g/l}$).

4.3 URANBERGBAU

4.3.1 SCHLEMA - HARTENSTEIN

Die mit dieser großen und tiefen Urangrube erschlossenen Gangerzlagern Ober-schlema und Niederschlema-Alberoda beinhalten neben dem wirtschaftlichen und umweltre-levanten Haupterzmineral:

- Pechblende/Uraninit UO_2 (ca. 80.000 Uranausbringen)

eine Vielzahl weiterer Erzminerale; aus umweltrelevanter Sicht insbesondere Arsenminerale, darunter:

- gediegen Arsen As
- Löllingit FeAs_2
- Co-Ni-Mischarsenide $(\text{CoNi})\text{As}_x$.

Dies widerspiegelt eine ausgeprägte arsenidische Bindungsform von Metallen gegenüber sulfidischen Bindungen. Die moderaten Sulfidgehalte sind v. a. an Pyrit als Durchläufermineral in metamorphen Gesteinen gebunden.

Die Primärminerale unterlagen vor und während des Grubenbetriebes der geochemischen Verwitterung. Dabei erfolgte eine anteilige Arsenoxidation zu wasserlöslichen Sekundärverbindungen (As_2O_3 ; Nickel-Kobalt-Arsenate). Die Uranmobilisierung erfolgt in Form von Karbonatkomplexen unter separater Freisetzung von Radionukliden, insbesondere Radium 226.

Infolge der weitgehend abgeschlossenen Grubenflutung hat sich im bergmännischen Flutungsraum (ca. 35 Mio. m^3) ein pH-neutrales und weitgehend sauerstofffreies Milieu (chemisch intermediär) eingestellt. Es erfolgt eine Mobilisierung umweltrelevanter Konzentrationen an Uran, Radium 226, Arsen, Eisen und Mangan sowie eine Aufsalzung (Sulfate, Hydrogencarbonate, Chloride von Na, Ca, Mg). Konventionelle Schwermetalle werden nicht mobilisiert. Die bei der Pyritoxidation freigesetzte H_2SO_4 wird vollständig chemisch neutrali-

siert, insbesondere durch die umfangreiche karbonatische Gangart und den HCO_3 -Gehalt des Flutungswassers. Neben anorganischen Prozessen sind im relativ warmen Flutungsraum der Urangrube biochemische Prozesse wirksam. Die Neutralsalz- und Schadstoffgehalte im Flutungswasser waren bislang flutungsbedingt abgesunken (ca. 1,2 g/L FTR, ca. 1,3 mg/l Uran, 1,5 mg/l Arsen, 2 Bq/L Radium 226, 4 mg/l Eisen, 1,7 mg/l Mangan), tendieren aber mittlerweile teils zur Stagnation (Arsen, Radium 226).

Die Wasserlösung der gefluteten Grube erfolgt ausschließlich über einen neu installierten Brunnen am geodätischen Tiefpunkt des Grubenbereiches talabwärts von Bad Schlema. Das kontaminierte Flutungswasser wird in der WBA Schlema-Alberoda der Wismut GmbH vor der kontrollierten Ableitung in die Zwickauer Mulde behandelt. Die Jahreswassermenge schwankt witterungs- und flutungsbedingt zwischen ca. 5 und 8 Mio. m^3/a .

4.3.2 KÖNIGSTEIN

Die südlich von Pirna an der Elbe gelegene Uranlagerstätte Königstein umfasst einen flutbaren Gesamthohlraum von ca. 11 Mio m^3 . Diese sedimentäre Lagerstätte umfasst über ihrem kristallinen Fundament eine Abfolge wechselnder, vertikal und horizontal verzahnter Lagen aus Sandstein, Schluffstein und Tonstein mit Pyritgehalten. Durch die Tonsteinlagen erfolgt eine vertikale Gliederung in 4 lokale Grundwasserleiter. Mit der Grube Königstein wurde zunächst bergmännisch-konventionell, später mittels In-situ-Blocklaugungsbergbau (H_2SO_4) der vererzte Sandsteinkörper an der Basis der cenomanen Sedimente ausgebeutet. Bis zur Einstellung des Bergbaus wurden ca. 18.000 t Uran, davon ca. 6.000 t durch saure Laugung, ausgebracht. Der sedimentäre Erzhorizont führt Pechblende/Uranschwärze und Coffinit sowie verschiedene Schwermetallsulfide.

Die Urangrube ist bislang unter Berücksichtigung hangender Grundwasserleiter teilgeflutet. Das Flutungswasser ist sauer (pH: ca. 3) und weist eine erhöhte Mineralisation (ca. 1,5 g/L) bzw. Schadstoffkonzentrationen auf, u. a. ca. 6 mg/l Uran, 45 mg/l Eisen und ca. 6 mg/l Zink auf. Das kontaminierte Flutungswasser wird vor dem Abstoß in die Elbe in der Aufbereitungsanlage Königstein der Wismut GmbH behandelt. Die Abstoßmenge an behandeltem Flutungswasser ist von der realisierten Fahrweise/Flutungssteuerung über beide Förderbohrlöcher abhängig (aktuell ca. 3 Mio. m^3/a). Es bestehen keine unkontrollierten Abströme an kontaminiertem Flutungswasser in das Grubenumfeld.

4.3.3 KLEINERE REVIERE

Nachfolgend sind kleinere Reviere des sächsisch-erzgebirgischen Erzbergbaus gelistet (Tabelle 8). Darunter fallen auch mittelgroße Gruben mit umweltrelevanter Bedeutung sowie Gruben mit speziellen hydrochemischen Verhältnissen, die nachfolgend kurz erläutert werden.

Tabelle 8: Überblick über die kleineren Uranbergbaugebiete in Sachsen.

Revier	Grubenwasseraustrag über	Bemerkungen
Zobes	▪ Austritt Schacht 277	
Schneckenstein	▪ Wasserlösungsstolln zum Maischacht (Haupttagesrampe)	Zufluss
Schneeberg	▪ Markus-Semmler-Stollen	Zufluss zum Schlemabach, nach wenigen Metern in Zwickauer Mulde
Johanngeorgenstadt	▪ Glück Auf Stolln ▪ Friedrich August Stolln ▪ Stolln 146	Zufluss zum Schwarzwasser
Pöhla-Tellerhäuser	▪ Stolln Pöhla	Grubenwasser wird in WBA gereinigt
Antonsthal	▪ Weißer Hirsch Stolln ▪ Überlauf Schurf 2	Zufluss zu Schwarzwasser
Niederschlag	▪ Stolln 111	Zufluß zum Pöhlbach
Annaberg-Buchholz	▪ Tiefer St. Christoph Stolln, (Tiefer) Junger Andreas Stolln ▪ (Tiefer) König Dänemark Stolln	Zufluss zur Sehma Zufluss zur Zschopau
Wolkenstein	▪ Tiefer Hilfe Gottes Stolln ▪ Tropper Stolln	Zufluss zur Zschopau
Marienberg-Pobershau	▪ Weißtaubner Tiefer Erbstolln ▪ Walfischstolln Pobershau, Mundloch	Zufluss zu Schwarze Pockau Zufluss zu Rote Pockau
Freital	▪ Tiefer Elbstolln	Zufluss zur Elbe

Erzgrube Schneeberg:

Diese historische Erzgrube erschließt als Bergbaualtlast die Ganglagerstätte Schneeberg in unmittelbarer östlicher Nachbarschaft zur Urangrube Schlema-Alberoda. Der geochemische Fundus fällt prinzipiell ähnlich komplex aus (Arsenmineralisation in Verbindung mit Kobalt-Nickel-Erzen, Wismut und Silber u. a.), wobei aber nennenswerte Uranvererzungen fehlen. Die relativ kleine Erzgrube erstreckt sich vergleichsweise weiträumig und weist eine hohe Grubenwasserführung auf (ca. 4 – 7 Mio. m³/a). Die Grubenwasserlösung erfolgt vordergründig durch den historischen Markus-Semmler-Stollen separat über die Urangrube Schlema-Alberoda hinweg zur Zwickauer Mulde (keine Vermischung mit Flutungswasser Schlema-Alberoda). Der Markus-Semmler-Stollen setzt tief an der Erzgrube Schneeberg an, so dass ein Großteil des Grubengebäudes luftgefüllt ist, während die tiefen Grubenteile seit 1957 geflutet sind. Das ablaufende Grubenwasser ist pH-neutral und chemisch oxidierend. Das Wasser weist i. a. moderate Stoffkonzentrationen auf (ca. 0,3 g/L FTR); Ausnahme ist Arsen mit Konzentrationen von ca. 0,25 mg/l. Das Areal der Grube Schneeberg einschließlich ihrer übertägigen Bereiche stellt eine bedeutende Punktquelle für Arsenemissionen in die Zwickauer Mulde dar.

Erzgrube Johanngeorgenstadt

Diese historische Erzgrube erstreckt sich beiderseits des Schwarzwassers bis auf tschechisches Staatsgebiet (Potucký). Mit der Grube wurde die Ganglagerstätte Johanngeorgenstadt ausgebeutet, anfangs auf Silber, Kobalt, Nickel und Wismut, bereits ab dem 19. Jahrhundert auch auf Uran. Von 1946 bis 1958 wurden im Gebiet Johanngeorgenstadt ca. 4.000 t Uran ausgebracht. Das geologische Grubenumfeld umfasst kristalline und metamorphe Gesteine. Die hydrothermale Gangvererzung ist komplex ausgebildet. Neben Pechblende und Mulmerz waren Kobalt-Nickel-Arsenide mit gediegen Wismut typisch. Die Primärerze waren oberflä-

chennah sekundär verwittert. Die Gangart wies insbesondere Quarz, nachgeordnet auch Karbonate auf.

Die mittelgroße Grube Johanngeorgenstadt (ca. 6 Mio. m³) wurde 1958 geflutet. Zentraler Überlaufpunkt ist der Bereich des historischen Glück-Auf-Stollens mit einer jährlichen Überlaufmenge von ca. 3 Mio. m³ Grubenwasser. Weitere Wasserabflüsse aus peripheren bzw. oberflächennahen Grubenbereichen erfolgen über den Schwarzwasserstollen, Friedrich-August-Stollen und Aaron-Stollen. Das am Glück-Auf-Stollen überlaufende Flutungswasser ist pH-neutral und chemisch intermediär. Es ist moderat mineralisiert (ca. 0,3 g/l FTR) bzw. schadstoffbelastet mit mittleren Konzentrationen von ca. 2 mg/l Eisen, 1 mg/l Mangan, 0,01 mg/l Uran, 0,1 mg/l Arsen und 0,3 Bq/L Radium 226. Die anderen Stollenabflüsse sind vergleichsweise wenig belastet. Weitere Stoffemissionen erfolgen über Sickerwässer der früheren Absetzanlagen des Uranbergbaus (IAA 1; IAA 2).

Erzgrube Pöhla-Tellerhäuser

Südlich von Pöhla erstrecken sich die Lagerstätten Globenstein (Wolfram, Zinn), Hämmerlein (Zinn) und Tellerhäuser (Uran) bis an die Grenze zur Tschechischen Republik. Die mit 1,5 Mio. m³ kleine Grube Pöhla-Tellerhäuser erschließt die Reviere Hämmerlein und insbesondere Tellerhäuser mit dem dortigen Abbauschwerpunkt für Uran (1.200 t Uranausbringen). Die hydrothermalen Vererzungen sind an Erzgänge und Skarnlager in metamorphen Gesteinen gebunden. Die Erzmineralisation in Tellerhäuser ähnelt grundsätzlich der Urangrube Schlema-Alberoda mit vordergründig oxidischen und arsenidischen, teils auch elementaren Vererzungen (u. a. Arsen). Die Skarnvererzungen umfassen Monosulfide und Pyrit). Es treten Karbonate als Gangart auf. Das aus der seit 1991 gefluteten Grube in den Hauptstollen der Grube überlaufende moderat mineralisierte Flutungswasser (ca. 0,1 Mio. m³/a) ist mit Arsen (ca. 1,8 mg/l, Radium 226 (4 Bq/L) und Eisen (4,5 mg/l) belastet. Die Schadstoffkonzentrationen waren zunächst flutungsbedingt rückläufig, stagnieren aber mittlerweile weitgehend. Das Flutungswasser ist pH-neutral und chemisch stark reduzierend. Das Wasser wird in der WBA Pöhla der Wismut GmbH behandelt und danach in den Luchsbach (Pöhlwasser) eingeleitet.

Urangrube Zobes

Die im Vogtland gelegene Urangrube Zobes (Bergbaualtlast) ist von mittlerer Größe (ca. 4 Mio. m³) und diente dem Abbau von Uranerzen in den Lagerstätten Zobes und Bergen (ca. 5000 t Uran). Die hydrothermalen Vererzungen sind an Erzgänge und Skarnlager in metamorphen Gesteinen gebunden. Die Erzmineralisation war komplex/polymetallisch und neben Pechblende durch Kobalt-Nickel-Arsenide, Wismut, Silber, Kupfer- und Wolframminerale geprägt. Die Gangart war karbonatisch und oxidisch ausgebildet. Die Grube Zobes wurde 1965 bis in den tagesnahen Horizont geflutet. Das Flutungswasser läuft diffus über den Schacht 277 in eine benachbarte Absetzanlage und weiter in den Forellenbach (Trieb). Die Überlaufmenge fällt soweit bekannt niedrig aus. Das überlaufende Flutungswasser ist pH-neutral und chemisch-reduzierend. Das Wasser ist moderat mineralisiert (ca. 0,3 g/L FTR) und weist Schadstoffkonzentrationen an Eisen (ca. 6 mg/l), Mangan (ca. 1,5 mg/l), Arsen (ca. 0,25 mg/l) und Radium 226 (ca. 2,5 Bq/L) auf.

Grube Freital-Gittersee

In dieser Grube (ca. 2,5 Mio. m³) erfolgte die Förderung uranhaltiger Steinkohle im Gebiet der Lagerstätte Freital/Dresden-Gittersee. Es wurden Kohleflöze der vulkano-sedimentären Abfolge des Rotliegenden im Döhlener Becken abgebaut. Das Uran lag gemeinsam mit

konventionellen Schwermetallen lokal feinverteilt in der Kohle, in kohligen Schiefen und in Arkosesandsteinen vor. Bis zur Einstellung des Uranbergbaus wurden ca. 5.000 t Uran gewonnen. Im Rahmen der Sanierung durch die Wismut GmbH wurde zur nachhaltigen Grubenwasserlösung bis 2014 der Wismut-Stollen als Flügelort des Tiefen Elbstollens aufgeföhren. Die in den Stollen überlaufende Flutungswassermenge (ca. 0,5 Mio. m³/a) ist pH-neutral und chemisch intermediär; in tiefen Grubenbereichen besteht ein chemisch-reduzierendes Redoxmilieu. Das überlaufende Flutungswasser ist mineralisiert (ca. 2,5 g/l FTR) und weist ca. 10 mg/l Eisen ca. 2,5 mg/l Mangan auf (jeweils rückläufig), ferner ca. 0,15 mg/l Uran und 0,2 mg/l Arsen.

4.4 FLUß- UND SCHWERSPATBERGBAU

Der Spatbergbau in Sachsen erstreckte sich auf Flußspat (Grube Schönbrunn-Bösenbrunn und neuerdings Grube Niederschlag) und Schwerspat (Grube Brunndöbra).

4.4.1 FLUSSSPAT – SCHÖNBRUNN - BÖSENBRUNN

Der Abbau in Schönbrunn erreichte 550 m Teufe. Das Streckennetz betrug rund 32 km. Abgebaut wurden Flußspatmittel auf dem sog. Schönbrunner Gangzug. 1,8 km westlich verläuft parallel der Bösenbrunner Gangzug, auf dem Abbau bis ca. 300 m Teufe veröhrt wurde. Aus beiden Lagerstätten zusammen wurden bis 1990 ca. 1.200.000 t Flußspat erzeugt. Außerdem wurden 5470 t Sulfidkonzentrat mit 260 t Cu produziert [6].

Die wichtigsten in der Lagerstätte vertretenen Minerale sind in Tabelle 9 aufgelistet.

Tabelle 9: Wichtigste Minerale der Lagerstätte Schönbrunn-Bösenbrunn.

Erze, genutzt	Erze, nicht genutzt	Gangart
Fluorit CaF ₂	Galenit PbS	Quarz SiO ₂
Chalcopyrit CuFeS ₂	Arsenopyrit FeAsS	Baryt BaSO ₄
	Sphalerit ZnS	Calcit CaCO ₃
		Kalifeldspat K[AlSi ₃ O ₈]

Ab 1991 wurde die Grube geflutet. Das Wasserging bis zur Sohle des Brüder Einigkeit Stollns auf und tritt an dessen Mundloch mit im Mittel 7,5 l/s aus (Wasserlösestolln für die Gruben Schönbrunn und Bösenbrunn). Die Mittelwerte der wesentlichen Güteparameter sind in Tabelle 2 dargestellt. Das Wasser weist allgemein sehr geringe Schwermetallkonzentrationen auf. Dies ist auf die geringen Metallsulfidgehalte in der Lagerstätte zurückzuführen.

Merkliche Gehalte zeigen Sulfat (250 mg/l) und Fluorid (3,5 mg/l). Die Herkunft des Sulfats ist derzeit nicht erklärbar, der Wert liegt jedoch noch im Bereich des Grenzwertes der Trinkwasserverordnung. Das Fluorid ist auf die Auflösung von Calciumfluorid aus der Lagerstätte zurückzuführen:



Die Löslichkeit von CaF_2 beträgt 18 mg/l. Dies entspricht einer Fluorid-Konzentration von 8,8 mg/l. Das Grubenwasser ist demnach nicht gesättigt an CaF_2 .

4.4.2 BRUNNDÖBRA

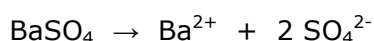
In der Grube Bösenbrunn wurde eine Schwerspat-Lagerstätte abgebaut. Die Lagerstätte ist Teil des Bergbaugesbietes Schneckenstein mit intensivem Zinnerz- und Uranerbergbau. Die Grube Brunndöbra nutzte dabei die Grubenbaue des Uranerzbergbaus für den Schwerspatbergbau nach. In dem Uranerz-Bergbaugesbiet Schneckenstein mit 6 km² Fläche wurden 1950-1955 insgesamt 959,2 t Uran gewonnen [7].

Ab 1960 erfolgte die Erkundung der Schwerspatlagerstätte und ab 1968 der reguläre Abbau. Die Gesamt-Vorräte lagen bei 3,6 Mill. t Schwerspat. Im Zeitraum 1966 bis 1991 wurden 0,9 Mill. t Schwerspat produziert.

Die eigentliche Barytlagerstätte beinhaltet hauptsächlich Quarz und Baryt mit Anteilen von Hämatit und Manganoxidhydroxiden. Schwermetall- und Arsenhaltige Minerale treten nur untergeordnet auf.

Im Jahre 1991 wurde der Betrieb eingestellt und die Grube geflutet. 1991 war die Flutung abgeschlossen und der Abtrag der Grubenwässer erfolgt seitdem über die Tagesrampe „Wasserlösungsstolln zum Maischacht (Haupttagesrampe)“. Die Entwässerung erfolgt über den Schwarzbach und die Brunndöbra in die Zwota. Die Mittelwerte der wesentlichen Güteparameter sind in Tabelle 2 dargestellt. Das Wasser weist allgemein eine sehr geringe Mineralisation auf. Merkliche Gehalte mit Überschreitungen der UQN zeigen Cd (0,09 µg/l) und Ni (19 µg/l).

Der Ba-Gehalt ist mit 84 µg/l gering und auf die Auflösung von Baryt aus der Lagerstätte zurückzuführen:



Die Sättigungskonzentration von Ba bei der Lösung von BaSO_4 in Wasser beträgt 1,35 mg/l. Demnach ist das Grubenwasser nicht BaSO_4 -gesättigt.

5 CHEMISCHE GRUNDLAGEN DER RÜCKHALTEVERFAHREN

5.1 HYDROGEOCHEMISCHE CHARAKTERISTIK DER ELEMENTE

In-situ-Rückhaltemaßnahmen für Schwermetalle fußen maßgeblich auf deren hydrochemischer Charakteristik. Nachfolgend werden die wichtigsten Fakten dazu dargestellt.

Nach der Oxidation der Sulfide gelangen die Schwermetalle in die Grubenwässer und verhalten sich dort gemäß ihrer geochemischen Charakteristik. Dieses Verhalten wird vor allem von pH und Redoxpotenzial des Wassers bestimmt. Abbildung 2 gibt eine Übersicht über das Fällungsverhalten wichtiger Metalle anhand von Erfahrungen aus der Abwasserbehandlung.

Betrachtet man nur die Hydroxidfällung, so ergibt sich daraus folgende Fällungsreihe:



Dies zeigt deutlich die starke Mobilität des Cadmiums unter natürlichen Bedingungen. Weiterhin wird deutlich, dass Fe^{3+} und Al^{3+} bereits bei $\text{pH} < 5$ nahezu vollständig gefällt sind. Dies stimmt mit den Untersuchungsergebnissen überein. Die anderen Metalle fallen erst bei $\text{pH} \gg 7$ aus. Das ungünstigste Fällungsverhalten weisen Nickel und Cadmium auf. Zur Fällung von Cd ist ein pH von fast 11 erforderlich. Das ungünstige Fällungsverhalten von Pb (ab pH 10,3) bestätigt sich in den Grubenwässern nicht. Diese enthalten meist einen großen Sulfatüberschuss und Pb wird bereits bei viel niedrigerem pH als PbSO_4 gefällt und so aus den Grubenwässern abgetrennt. Dies erklärt die im Allgemeinen sehr niedrigen Pb-Gehalte der Wässer.

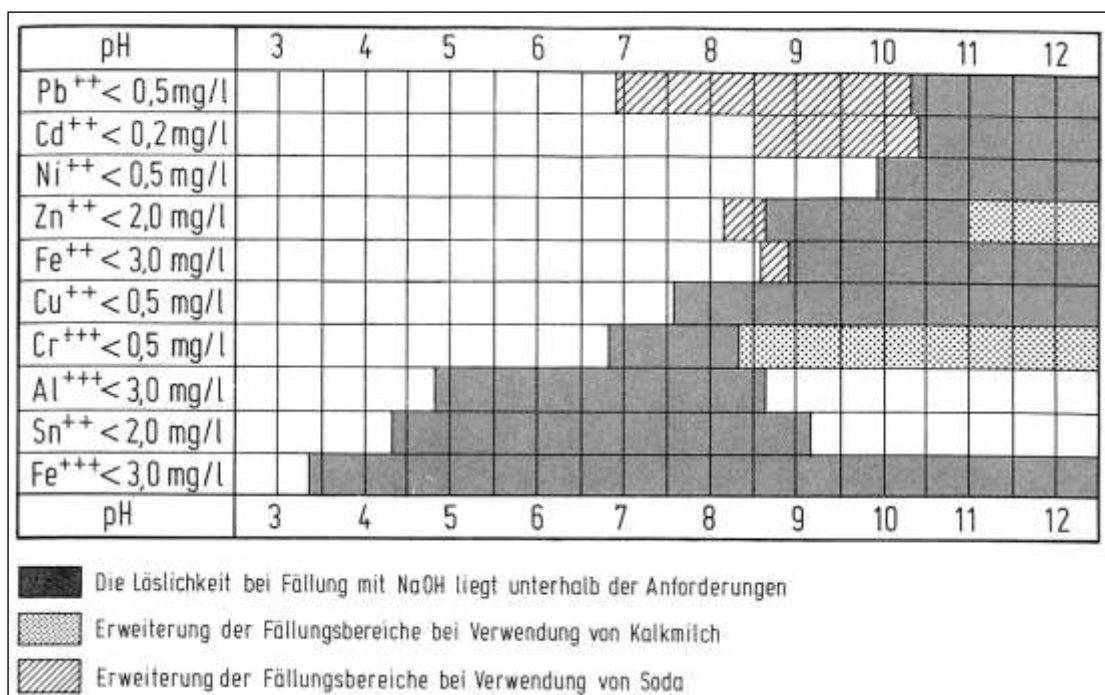


Abbildung 2: Fällungs-pH wichtiger Metalle aus verdünnten Lösungen (Anforderungen gemäß Rahmen VwV, aus [8]).

In Anwesenheit von zusätzlichem Carbonat verändert sich die Fällungsreihenfolge wie folgt:



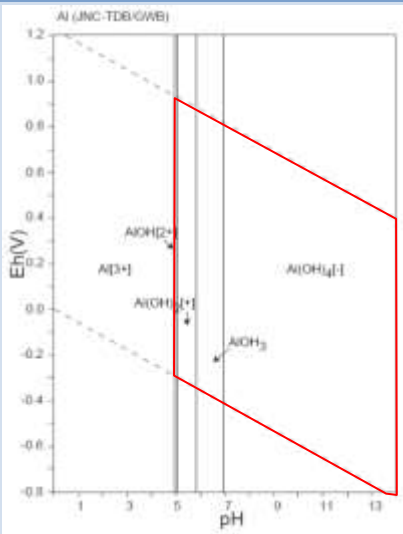
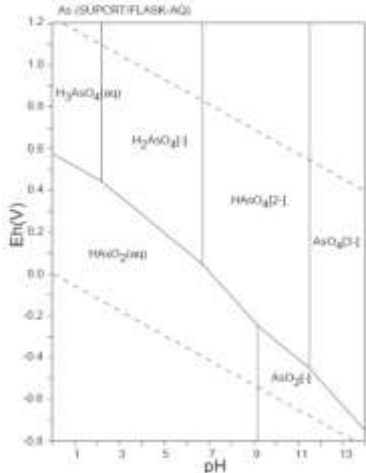
In den meisten Grubenwässern sind entsprechende Bedingungen mit $\text{pH} > 8,5$ und signifikanten Gehalten löslichen Carbonats jedoch nicht gegeben.

Die Betrachtungen belegen das besonders ungünstige Fällungsverhalten von Ni und Cd und liefern die Begründung für die besondere Relevanz dieser Elemente in den Grubenwässern, aber auch in den Oberflächenwässern.

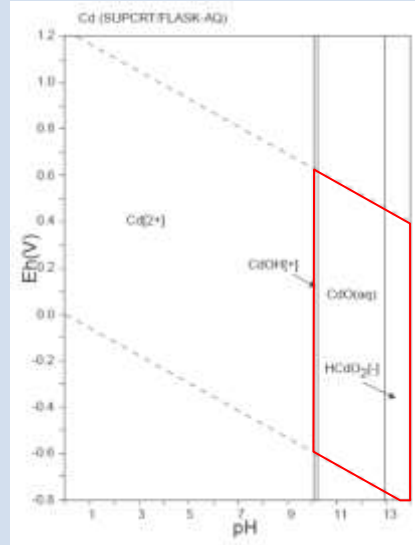
Eine wesentliche Erkenntnis lässt sich aus diesen Betrachtungen ableiten: Es existieren keine Prozesse, die natürlicherweise Cadmium und Nickel in größerem Maße aus dem Grubenwasser entfernen. Dies bedeutet, dass ohne technische Maßnahmen zur Entfernung von Cd- und Nickel lediglich verlagert werden können.

Das hydrochemische Verhalten der Elemente lässt sich auch anhand der Eh-pH-Diagramme darstellen (Tabelle 10).

Tabelle 10: Charakterisierung des hydrogeochemischen Verhaltens der Elemente anhand der Eh-pH-Diagramme (aus [9], rot: Bereich mit Potenzial für Rückhalt)

Eh-pH-Diagramme	Elemente
	Aluminium ▪ ausgeprägt amphoter (pH-abhängig Bildung von Kationen oder Anionen) ▪ nicht redox-sensitiv ▪ ionar gelöst im sauren pH-Bereich ($\text{pH} < 5$) ▪ ab pH 5 zunehmende Kondensation zu basischen Salzen und Hydroxiden ▪ Fällung eigenständiger Verbindungen im pH-Bereich 5 - 7 ▪ ab pH ca. 7 Auflösung unter Bildung von Hydroxo-Anionen (Hydroxo-Aluminate) ▪ relativ großer Immobilitäts-Bereich
	Arsen ▪ stark redox-sensitiv (As(III) und As(V)) ▪ keine Fällung eigenständiger Verbindungen ▪ Fällung nur durch Fremdzusätze (als Arsenite bzw. Arsenate bei $\text{pH} > 2$)

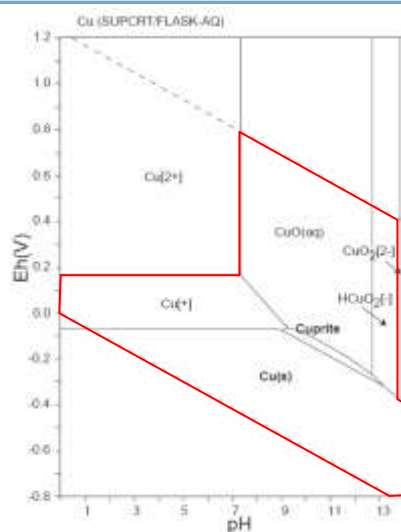
Eh-pH-Diagramme



Elemente

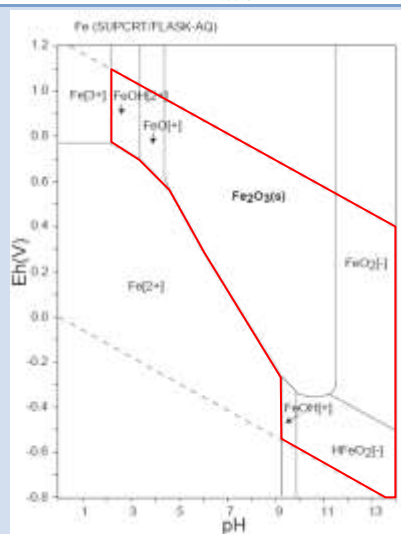
Cadmium

- nicht redox-sensitiv
- ionar gelöst im sauren bis schwach basischen pH-Bereich
- ab pH 10 Fällung von basischen Salzen und Hydroxiden
- Fällung eigenständiger Verbindungen bei pH > 10
- ab pH ca. 13 Tendenz zur Bildung von Hydroxo-Anionen
- kleiner Immobilitäts-Bereich



Kupfer

- redox-sensitiv
- Fällung eigenständiger Verbindungen ab pH 7 bzw. in reduzierendem Milieu
- großer Immobilitäts-Bereich

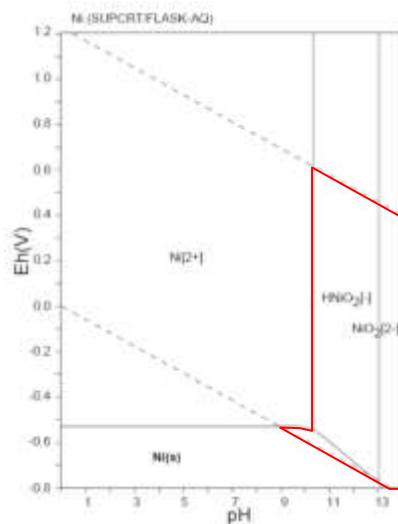


Eisen

- stark redox-sensitiv
- Fällung eigenständiger Verbindungen vor allem unter oxidierenden Bedingungen in schwach saurem bis basischem Milieu
- großer Immobilitäts-Bereich

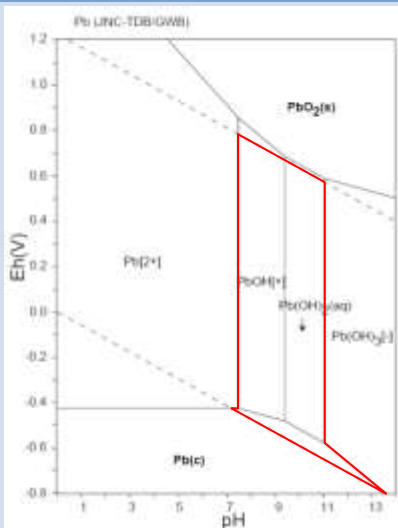
Eh-pH-Diagramme

Elemente



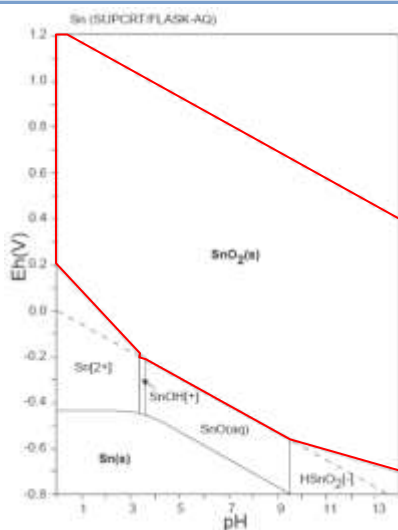
Nickel

- sehr gering redox-sensitiv
- Fällung eigenständiger Verbindungen bei höherem pH (> 10)
- kleiner Immobilitäts-Bereich



Blei

- redox-sensitiv
- Fällung eigenständiger Verbindungen ab pH 7
- relativ kleiner Immobilitäts-Bereich, aber günstige Lage pH 7-11



Zinn

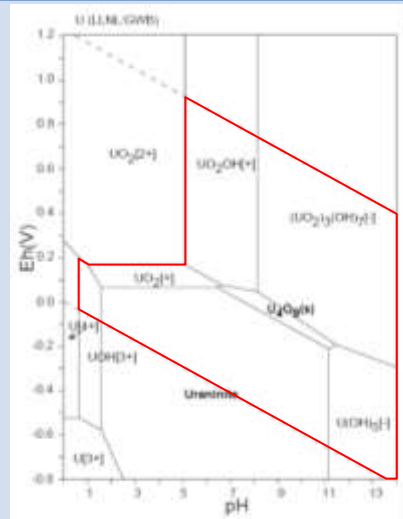
- in der Natur sehr gering redox-sensitiv
- unter praktisch allen natürlichen Bedingungen sehr schwer löslich und damit sehr wenig mobil
- erhöhte Zinngehalte im Wasser deuten auf industrielle Einleitungen hin
- extrem großer Immobilitäts-Bereich

Eh-pH-Diagramme

Elemente

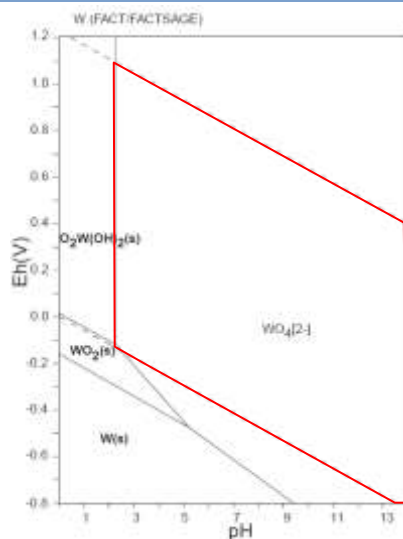
Uran

- stark redox-sensitiv
- Fällung eigenständiger Verbindungen ab pH 5 und unter reduzierenden Bedingungen
- großer Immobilitäts-Bereich
- ausgeprägte Tendenz zur Anionen-Komplexbildung (z.B. Carbonatkomplexe), dadurch Steigerung der Mobilität



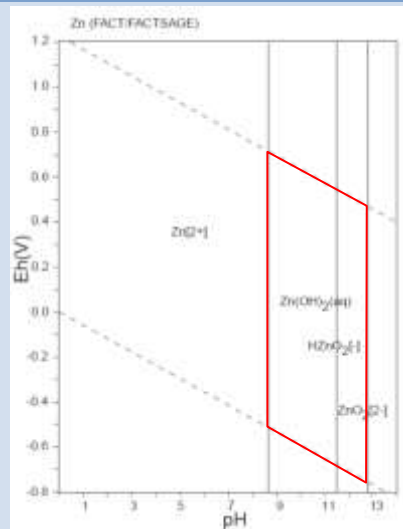
Wolfram

- wenig redox-sensitiv
- ionar (Anion) gelöst im sauren bis basischen pH-Bereich
- Fällung eigenständiger Verbindungen bei pH < 2,2
- großer Immobilitäts-Bereich



Zink

- nicht redox-sensitiv
- ionar gelöst im sauren bis schwach basischen pH-Bereich
- ab pH 8,5 Fällung von basischen Salzen und Hydroxiden
- Fällung eigenständiger Verbindungen ab pH 8,5
- ab pH ca. 12,5 Tendenz zur Bildung von Hydroxo-Anionen
- relativ kleiner Immobilitäts-Bereich



Die Übersicht zeigt, dass die verschiedenen Elemente sehr unterschiedliche Bedingungen für den potentiellen in-situ-Rückhalt erfordern.

5.2 SCHLUSSFOLGERUNGEN FÜR RÜCKHALTEVERFAHREN

In Tabelle 11 sind die Bedingungen für eine Immobilisierung der Elemente und damit für einen untertägigen Rückhalt zusammengefasst.

Tabelle 11: Übersicht über die für die Immobilisierung der betrachteten Elemente notwendigen Bedingungen.

Element	Bedingungen für Immobilisierung
Aluminium	Fällung eigenständiger Verbindungen im pH-Bereich 5 - 7
Arsen	- Rückhalt nur durch Fremdzusätze (als Arsenite bzw. Arsenate bei pH > 2) - Beispiel: Fällung als Skorodit $\text{FeAsO}_4 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$ - Rückhalt durch Sorption von Arsenat an oxidisch-hydroxidische Eisenverbindungen unter oxidierenden Bedingungen (Bildung von Arsenat) - Rückhalt als Sulfid möglich (pH > 1)
Cadmium	- Rückhalt durch Fällung bei pH > 10 - Rückhalt als Sulfid möglich (pH > 2)
Kupfer	- redox-sensitiv - Rückhalt durch Fällung ab pH 7 bzw. in reduzierendem Milieu - Rückhalt als Sulfid möglich (reduzierend und oxidierend)
Eisen	- Rückhalt durch Fällung vor allem unter oxidierenden Bedingungen in schwach saurem bis basischem Milieu - Rückhalt als Sulfid in reduzierendem Milieu möglich (pH > 6)
Nickel	- Rückhalt durch Fällung bei pH > 10 - Rückhalt als Sulfid möglich (pH > 6)
Blei	- Rückhalt durch Fällung ab pH 7 - Rückhalt in sulfatischem Milieu - Rückhalt als Sulfid möglich (pH > 1)
Zinn	- unter natürlichen Bedingungen unter praktisch allen Bedingungen sehr schwer löslich und damit sehr wenig mobil - Rückhalt als Sulfid möglich - Abweichendes Verhalten Zinnorganischer Verbindungen beachten (für Bergbau wenig relevant)
Uran	- Fällung eigenständiger Verbindungen ab pH 5 - Rückhalt unter reduzierenden Bedingungen - Bildung von Carbonatkomplexen begünstigt sehr stark die Mobilisierung
Zink	- Rückhalt durch Fällung ab pH 8,5 - Rückhalt als Sulfid möglich (pH > 3)

Aus diesen Bedingungen lassen sich folgende allgemeine Verfahren zur Immobilisierung ableiten:

- Hydrolysefällung saurer Bereich,
- Hydrolysefällung schwach saurer Bereich,
- Hydrolysefällung neutraler Bereich,
- Hydrolysefällung alkalischer Bereich,

- Sulfidfällung saurer Bereich,
- Sulfid neutraler bis alkalischer Bereich,
- Adsorption,
- Reduktion,
- Fällung mit Fremdzusätzen und
- Sauerstoffentzug durch Aufstau.

Anhand der Kenntnisse einerseits zu Zusammensetzung und Eigenschaften der Grubenwässer und andererseits zu den Anforderungen der recherchierten in situ-Rückhalteverfahren lässt sich eine Matrix der Eignung dieser Verfahren bezüglich der einzelnen Elemente aufstellen (Tabelle 12). Diese Übersicht kann bei Kenntnis der chemischen Zusammensetzung der Bergbauwässer zur Vorauswahl von in-situ-Verfahren verwendet werden.

Tabelle 12: Eignung recherchierte Rückhalteverfahren bezüglich der einzelnen Elemente.

Rückhalteverfahren	chemische Zusammensetzung der Bergbauwässer	Al	As	Cd	Cu	Fe	Ni	Pb	Sn	U	Zn
Hydrolysefällung	sauer								x		
Hydrolysefällung	schwach sauer	x				x		x			
Hydrolysefällung	neutral				x					x	
Hydrolysefällung	basisch			x			x				x
Sulfid	sauer		x	x	x			x	x		
Sulfid	neutral bis basisch					x	x			x	x
Adsorption			x		x			x			
Reduktion					x					x	
Fällung mit Fremdzusätzen			x		x						
Aufstau			x	x	x	x	x	x		x	x

6 LITERATURRECHERCHE UND VERFAHRENSBEWERTUNG

6.1 GRUNDLAGEN

Im Rahmen der Literaturrecherche zur aktuellen Studie werden die international bereits als anwendbar klassifizierten Maßnahmen recherchiert, um den Stand der Wissenschaft und Technik abzubilden.

Für die Reinigung von Wässern stehen grundsätzlich Verfahren der in-situ-Sanierung und End of Pipe-Verfahren zur Verfügung. Konventionelle Verfahren der Grubenwasserreinigung arbeiten überragend mit technischen Verfahren zur Schadstoffabtrennung, wie Fällung, Ionenaustausch oder Adsorption. Solche Verfahren weisen jedoch hohe Investitions- und Betriebskosten auf. Alternativ können Verfahren der Schadstoffrückhaltung eingesetzt werden. Eine Klassifizierung dieser Verfahren unter Einbeziehung der Eingriffsebenen zeigt Abbildung 3.

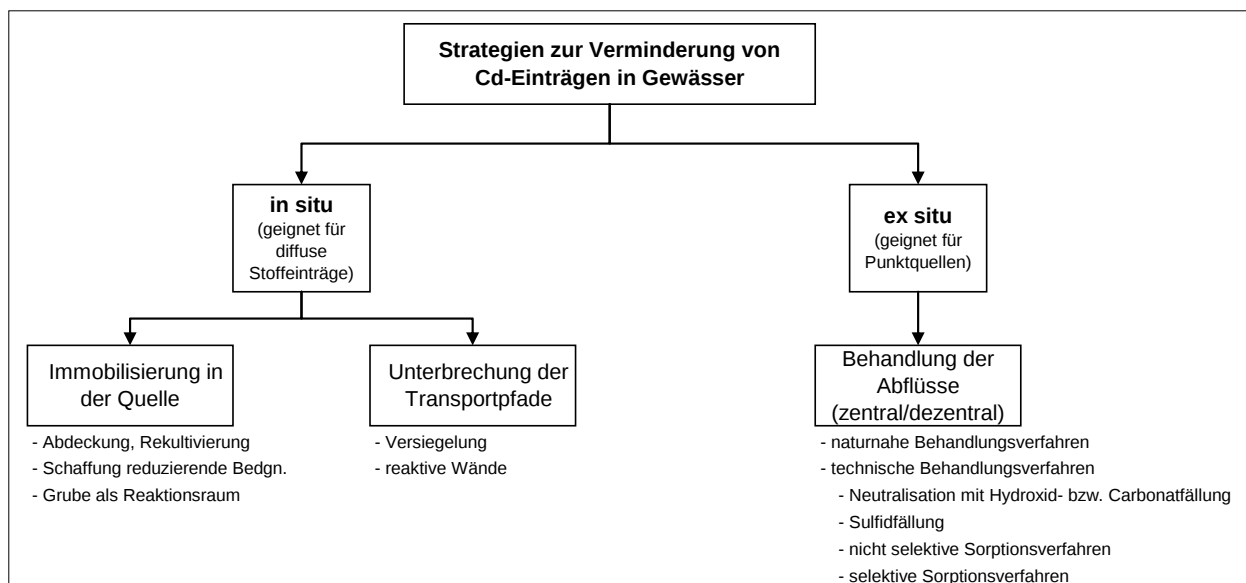


Abbildung 3: Strategien zur Verminderung von Schwermetalleinträgen ins Oberflächenwasser am Beispiel von Cadmium (aus [11]).

Neben Informationen zu potentiellen Verfahren werden im Rahmen der Literaturrecherche Informationen zu den vorgegebenen Altbergbauobjekten zusammengetragen und steckbrieflich dokumentiert.

6.2 ÜBERSICHT ZU KONVENTIONELLEN REINIGUNGSVERFAHREN

In diesem Abschnitt wird als Ausgangspunkt eine kurze Charakterisierung konventioneller (übertragiger) Behandlungsmethoden für bergbaubedingt belastete Wässer vorgenommen.

6.2.1 ALLGEMEINES

Bei den konventionellen Reinigungsverfahren wird zwischen aktiven und passiven Verfahren unterschieden, die Grenzen sind jedoch gleitend. Ziele sind dabei vor allem die Abtrennung von Metallkationen wie Eisen, Zink, Mangan, Aluminium, Chrom, Nickel, von Metalloiden wie Arsen und Selen, die Senkung des Salzgehaltes durch die Reduzierung von Sulfat und Karbonat sowie die Korrektur des pH Wertes.

Tabelle 13 gibt einen Überblick über die existierenden Behandlungsmöglichkeiten. Es werden zunächst die geeigneten Fällungsprozesse aufgeführt, gefolgt von den Membranprozessen, den elektrochemischen Prozessen, den Sorptionsprozessen und den möglichen mikrobiologischen Abtrennungsprozessen. Eine Fällung als Mineral wurde immer dann angegeben, wenn bekannte praktizierte Verfahren vorhanden sind. Bei Sulfat wäre das die Fällung als Gips/ Anhydrit, Schwerspat, Ettringit oder als Hydroxysulfat. Bei Mangan ist eine solche Fällung als Braunstein bekannt, während Arsen als Skorodit abgetrennt werden kann. Hydrogencarbonat kann als Calcit gefällt oder nach Ansäuern als CO₂ gestrippt werden.

Tabelle 13: Zusammenstellung von Kontaminationen und Behandlungsmöglichkeiten für bergbaubeeinflusste Wässer auf der Basis von Fällungsprozessen.

Kontamination Wasser- inhaltsstoff	Fällungsprozesse				Membran- prozesse	Elektro- chemische Prozesse	Sorpton Ionen- austausch	Mikro- biologische Prozesse
	Sulfid	Karbo- nat	Hydro- xid	als Mineral				
Fe	x		x	x	x	x	x	x
Al			x	x	x	x	x	
Zn	x		x		x	x	x	x
Mn	x		x	x	x	x	x	x
Cr			x		x	x	x	x
Cd	x	x			x	x	x	x
Ni	x		x		x	x	x	
Ca		x	x		x	x	x	x
Mg			x		x	x	x	
As	x			x	x	x	x	x
SO₄²⁻				x	x	x	x	x
HCO₃⁻				x	x	x	x	(x)

6.2.2 PASSIVE VERFAHREN

Die passiven Verfahren sind in der Regel Wetlandsysteme, die künstlich gestaltete oder bereits natürlich vorhandene Ökosysteme sind. In ihnen herrschen solche Bedingungen, die zu einer Abtrennung oder Reduzierung von unerwünschten Wasserinhaltsstoffen führen (Natural Attenuation - NA). Dabei kann der Abtrennungsprozess durch die Zufuhr von

fehlenden Reaktionspartnern oder durch die Art der Gestaltung so beeinflusst werden, dass die Geschwindigkeit der Abtrennungsprozesse beschleunigt wird. Ebenso sind in vielen Fällen bei den in den Wetlands ablaufenden Prozessen Reaktionen von Mikroorganismen integriert.

Aerobe Wetlands

Ein Beispiel für ein solches Wetland ist die Wetlandkonstruktion zum Abtrennen von Aluminium aus saurem Drainagewasser des Schieferbergbaues. In Abbildung 4 ist die Konstruktion schematisch dargestellt. Das saure aluminiumhaltige Wasser fließt über eine Kalksteindränage, dabei wird der pH Wert so verändert, dass Aluminiumhydroxid ausfällt, sich in dem Absetzteich sammelt und von dort entfernt werden kann ([12], [13], Abbildung 4).

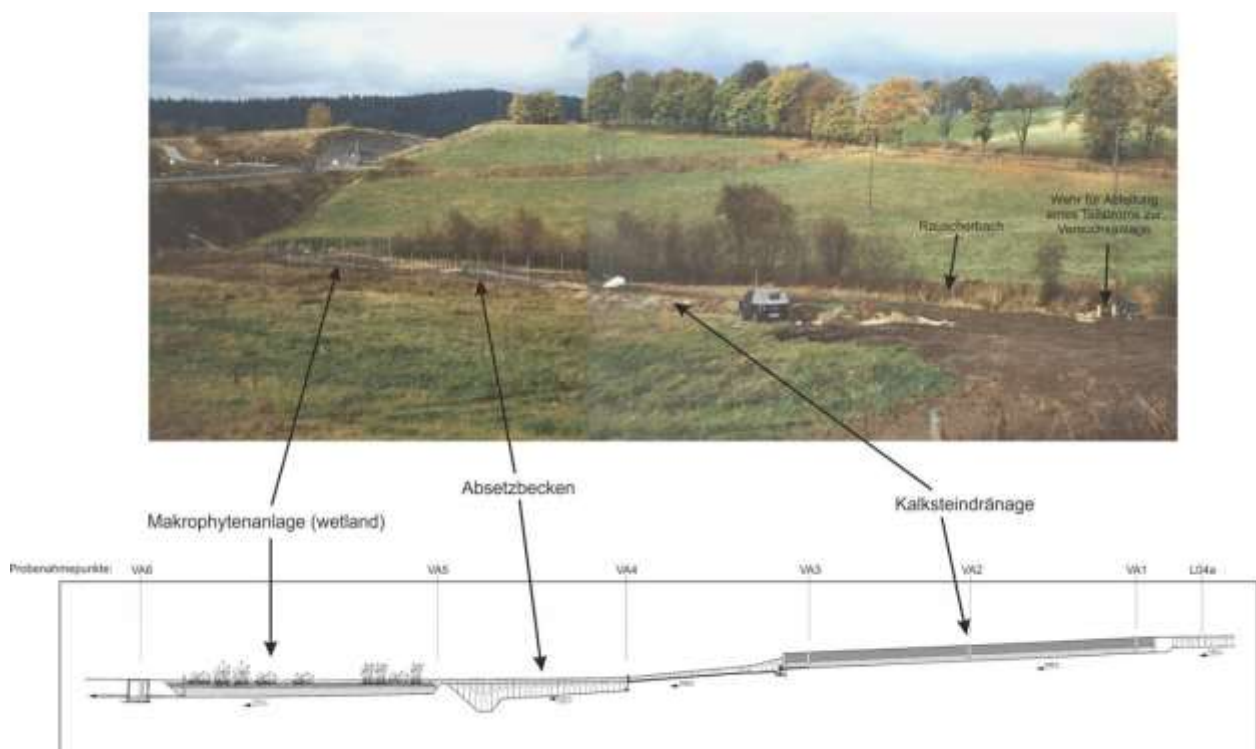


Abbildung 4: Aufbau des Wetlands zur Abtrennung von Aluminium (Foto: G.E.O.S.).

Bei Wetlands, die aus kombinierten aeroben und anaeroben Abschnitten bestehen, werden die aeroben Zonen in der Regel für die Oxidation von Eisen, Mangan und Arsen genutzt. Die Abtrennung aus dem Wasser kann durch Sedimentation und/oder Adsorption an textilen Filtersystemen oder in einem Kies- bzw. Sandfilter erfolgen.

Anaerobe Wetlands

Anaerobe Wetlands beruhen auf Reaktionen unter Sauerstoffmangel. In ihnen laufen deshalb reduzierende Prozesse ab. Am besten bekannt ist dabei die partielle Sulfatreduktion zur Abtrennung von Sulfat, Eisen und Schwermetallen sowie Arsen. Um diesen Prozess zu steuern wird eine Kohlenstoffquelle für die an den Reaktionen beteiligten Mikroorganismen benötigt. Als Kohlenstoffquelle wurde Methanol für die sulfatreduzierenden Bakterien dosiert [14]. In anderen Prozessen wird Azetat, Glycerin oder Lactat verwendet, aber auch Kom-

post, Holz oder Stroh kann genutzt werden. Das Dosieren einer Chemikalie hat jedoch den Vorteil, den Prozess durch die Zugabe unterschiedlicher Mengen beeinflussen bzw. steuern zu können.

In vielen Fällen wird eine Kombination aus aeroben und anaeroben Zuständen zum Abtrennen von Sulfat, Eisen, Mangan, Arsen und Radium genutzt. Dabei findet z.B. in dem ersten Teil eine Oxidation des Eisens und eine Bildung von arsen- und eisenhaltigen Flocken statt, die durch Geotextilmatten und in einem Kiesbett im zweiten Teil abgetrennt werden. Danach wurde das Wasser in den anaeroben Zustand zur partiellen Sulfatreduktion versetzt und gelangte in den mit Pflanzen bewachsenen Teil. Dort fand eine Abtrennung von Ra durch Aufnahme in die Pflanzen und Mangan als Braunstein statt. Das Wasser wurde wieder mit Sauerstoff angereichert und der Vorflut zugeführt [15].

Mechanische Verfahren

Ziel dieser Verfahren ist eine Abtrennung von Hydrogenkarbonat aus den Wässern durch eine intensive Belüftung. Das ist ein wichtiger Schritt bei einer nachfolgenden Behandlung der Wässer mit Kalk. Er soll einen zusätzlichen Verbrauch von Kalk zur Fällung der Karbonate vermeiden bzw. reduzieren. Gleichzeitig wird eine Senkung der Salzlast im Wasser sowie eine Minimierung der entstehenden Schlammmenge erreicht. Dabei hat sich der Einsatz von Oberflächenbelüftern bewährt ([16], [17]). Bei kleineren Wassermengen ist ebenfalls eine Behandlung des Wassers in einer Kaskade möglich.

6.2.3 AKTIVE VERFAHREN

Unter aktiven Verfahren werden verstanden:

- Fällungsverfahren,
- Membrantrennprozesse,
- elektrochemische Prozesse,
- Sorptionsverfahren einschließlich Ionenaustauschprozesse und
- mikrobiologischen Verfahren.

Die Fällungsverfahren haben die Abtrennung von Metallkationen sowie die Senkung der Salzlast durch eine Reduzierung von Sulfat und Karbonat zum Ziel. Die Fällungsverfahren beruhen dabei auf der Bildung von schwerlöslichen Verbindungen. Das können Oxide, Hydroxide, Karbonate oder Sulfide sein, aber auch bestimmte schwerlösliche Minerale wie Schwerspat, Ettringit oder Schwertmannit.

Der gegenwärtig am häufigsten angewendete Prozess zur Senkung der Metallkationenkonzentration ist die Fällung mit Kalk. Daneben sind aber auch Behandlungen mit Kreide oder Natronlauge möglich und bekannt. Die notwendigen dosierten Mengen hängen von der Konzentration und Art der abzutrennenden Kationen ab.

Fällung mit Kalk

Bei der Fällung mit Kalk werden entweder Branntkalk CaO , Kalkhydrat Ca(OH)_2 oder eine Kalkmilchsuspension dosiert. Durch die pH-Wert-Verschiebung erfolgt eine Fällung der Metalle als Hydroxid:

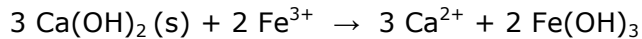


Abbildung 5 zeigt die notwendigen pH Werte für die Fällung von einer Reihe von Kationen als Hydroxid.

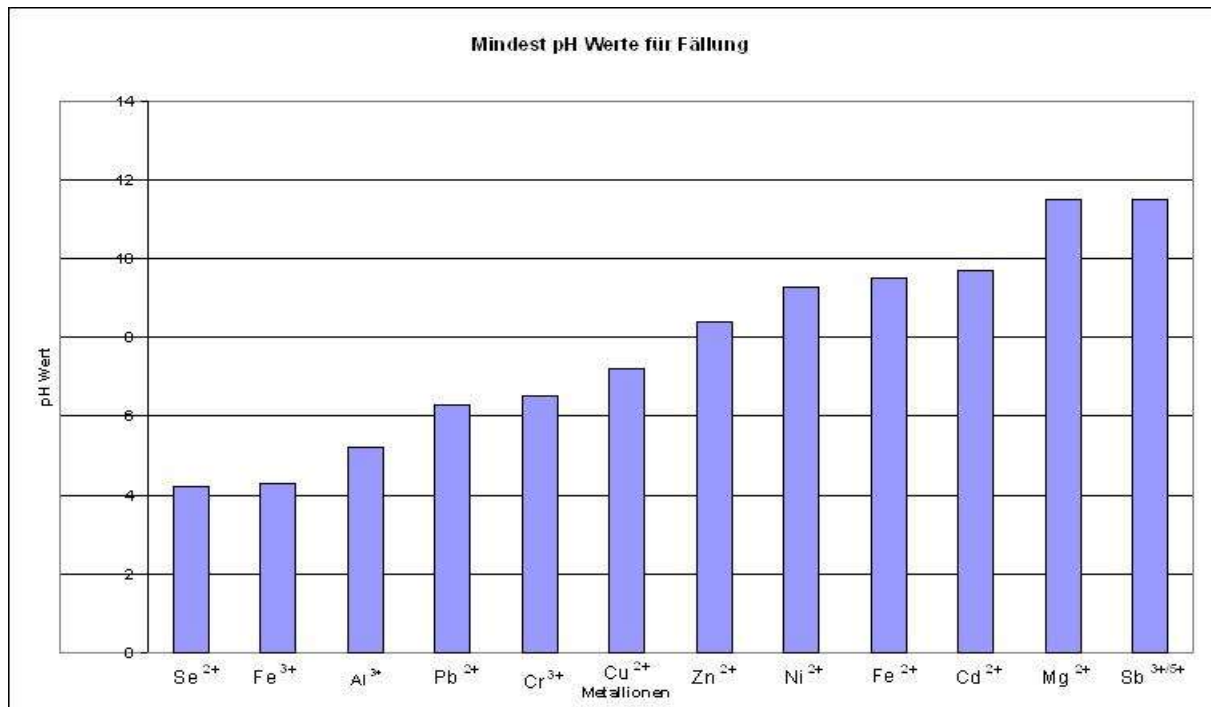


Abbildung 5: Zusammenstellung der "Mindest"-pH-Werte für eine Fällung wichtiger Metallkationen [18].

Tabelle 14 zeigt die notwendigen Kalkmengen bei der Behandlung eines typischen Bergbauwassers, das neben den Metallkationen Eisen, Aluminium und Mangan auch Karbonat enthält.

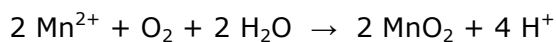
Tabelle 14: Zusammenstellung von Neutralisationsäquivalenten und Kalkmengen für die Behandlung von Wasserinhaltsstoffen.

Species	Konzentration		Neutralisation- säquivalente	Menge Ca(OH)_2	Anteilige Mengen Kalkhydrat
	g/m³	mol/m³	mol/m³	g/m³	%
Fe^{2+}	246	4,405	8,810	326,4	46,5
Fe^{3+}	4	0,072	0,215	8,0	1,1
Al^{3+}	0,48	0,018	0,053	2,0	0,3
Mn^{2+}	5,7	0,104	0,207	7,7	1,1
H_2CO_3	299,6	4,830	4,830	357,8	51,0
Summe reines Ca(OH)_2				701,8	100,0
Kalkhydrat technisch (75 %)				963	

Werden hohe Mengen Kalk für eine Fällung des Hydrogenkarbonats als Calcit verbraucht, ist eine Abtrennung des Hydrogenkarbonats vor der Kalkzugabe durch eine intensive Belüftung des Wassers zu empfehlen. Da in vielen Fällen das Eisen als zweiwertiges Eisen in dem Wasser vorliegt, ist bei der pH Wert Einstellung zur Fällung als Hydroxid gleichzeitig eine Belüftung zur Oxidation in den dreiwertigen Zustand erforderlich. Das ist deshalb notwendig, weil Fe^{3+} bereits ab einem pH Wert von 4-5 als Hydroxid beginnt auszufallen, während $\text{Fe}(\text{OH})_2$ erst bei pH Werten im alkalischen ab ca. 8 ausfällt.

Fällung von Mangan

Mangan existiert in der Regel in den Bergbauwässern im zweiwertigen Zustand durch die Entstehung und Bildung der Wässer unter reduktiven Bedingungen. Zur Fällung von Mangan ist eine Oxidation des zweiwertigen Mangans in den vierwertigen Zustand notwendig. Dabei fällt das Mangan durch die anschließende Bildung von Braunstein MnO_2 aus.



Die Oxidation kann dabei auf chemischem Wege bei pH Werten im alkalischen Bereich oder durch Mikroorganismen im pH Bereich 5 – 7 stattfinden ([19][20]).

Fällung von Arsen

Die Abtrennung von Arsen über einen Fällungsprozess kann entweder durch die Bildung eines Arsensulfides als Sekundärreaktion eines Sulfatreduktionsprozesses oder als Skorodit, einem Eisen-Arsenhaltigen Mineral der Zusammensetzung $\text{FeAsO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ erfolgen.

Fällung von Eisen als Hydroxisulfat

Eine Besonderheit ist die Fällung von Eisen als Hydroxisulfat z. B. als Schwertmannit. Diese Fällung ist in einem sauren pH Bereich von 2,7 – 3,3 in Gegenwart von Sulfationen möglich, wenn die Eisenionen in einem dreiwertigen Zustand existieren. Das ist bei Bergbauwässern in der Regel fast immer dann der Fall, wenn durch einen mikrobiellen Prozess im sauren pH Bereich zweiwertiges Eisen zu dreiwertigem oxidiert wird. Eine solche Fällung ist ebenfalls möglich, wenn die Oxidation auf chemischem Wege erreicht wird. Der mikrobielle Prozess ist unter den mikrobiellen Reaktionen dargestellt.

Sulfidfällung

Die Fällung von schwerlöslichen Metallsulfiden wird bei der Behandlung von Bergbauwässern kaum angewendet. Bei der Behandlung von Industrieabwässern ist sie jedoch stärker vertreten. Der Vorteil der Sulfidfällung besteht darin, dass viele Schwermetalle sehr schwerlösliche Sulfide bilden und sich somit sehr niedrige Restkonzentrationen erreichen lassen. Einige der Schwermetalle lassen sich im sauren Medium (Schwefelwasserstoffgruppe: Hg, Pb, Bi, Cu, Cd, As, Sb, Sn), andere nur im neutralen bis alkalischen Medium ($(\text{NH}_4)_2\text{S}$ -Gruppe: Co, Ni, Zn, Mn) ausfällen.

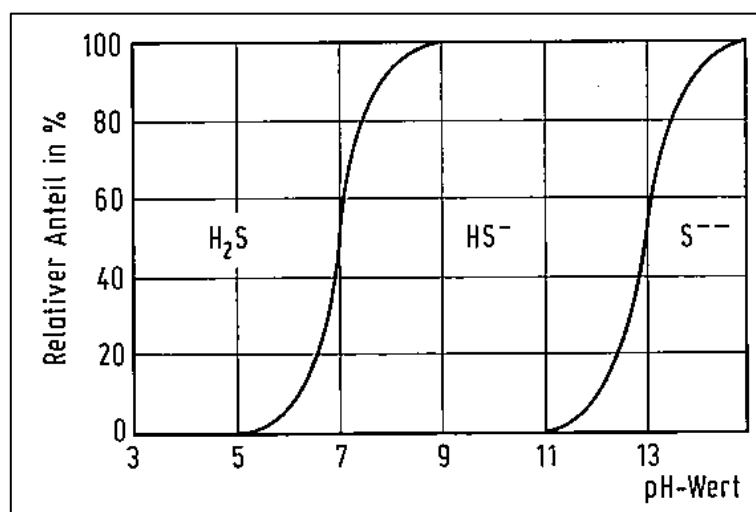
In Tabelle 15 sind die Löslichkeitsprodukte einiger Metallhydroxide und -sulfide gegenübergestellt. Der Vorteil der Sulfidfällung besteht darin, dass sich die Metalle auf Grund der geringen Löslichkeit der Sulfide auch aus komplexbildnerhaltigen Lösungen ausfällen lassen. Dies hat offensichtlich die Einführung der Sulfidfällung im Bereich der oberflächenveredelnden Industrie (Galvanik) befördert.

Tabelle 15: Gegenüberstellung der Löslichkeitsprodukte ausgewählter Metallhydroxide und -sulfide (aus [8]).

Element	Hydroxide		Sulfide	
	Formel	Löslichkeitsprodukt	Formel	Löslichkeitsprodukt
Aluminium	$\text{Al}(\text{OH})_3$	$2 \cdot 10^{-32}$		
Blei	$\text{Pb}(\text{OH})_2$	10^{-7} bis 10^{-13}	PbS	$3 \cdot 10^{-28}$
Cadmium	$\text{Cd}(\text{OH})_2$	$1,3 \cdot 10^{-14}$	CdS	$5,1 \cdot 10^{-29}$
Chrom	$\text{Cr}(\text{OH})_3$	$3 \cdot 10^{-28}$		
Eisen(II)	$\text{Fe}(\text{OH})_2$	$2 \cdot 10^{-15}$	FeS	$3,7 \cdot 10^{-19}$
Eisen(III)	$\text{Fe}(\text{OH})_3$	$8,7 \cdot 10^{-38}$		
Kupfer	$\text{Cu}(\text{OH})_2$	$2 \cdot 10^{-19}$	CuS	$8 \cdot 10^{-45}$
Nickel	$\text{Ni}(\text{OH})_2$	$5,8 \cdot 10^{-15}$	NiS	$1 \cdot 10^{-26}$
Silber	AgOH	$1,24 \cdot 10^{-8}$	Ag_2S	$1,6 \cdot 10^{-49}$
Zink	$\text{Zn}(\text{OH})_2$	$4 \cdot 10^{-17}$	ZnS	$6,9 \cdot 10^{-26}$
Zinn(II)	$\text{Sn}(\text{OH})_2$	$6 \cdot 10^{-25}$	SnS	ca. 10^{-20}
Zinn(IV)	$\text{Sn}(\text{OH})_4$	$1 \cdot 10^{-56}$		

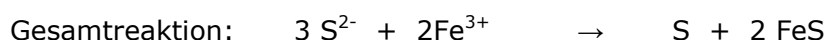
Obwohl die Elemente der Schwefelwassergruppe schon unter sauren Bedingungen schwerlösliche Sulfide bilden, wird die Sulfidfällung bei der Abwasserbehandlung stets im neutralen bis alkalischen Bereich vorgenommen, weil die Bildung von Schwefelwasserstoff vermieden werden muss (vgl. Abbildung 6). In der Regel wird als Fällungsmittel Natriumsulfid (Na_2S) benutzt, welches selbst alkalisch reagiert und bereits dadurch eine Anhebung des pH-Wertes resultiert. Dies ist aber nur bei schwach gepufferten Wässern von Bedeutung. In der Regel wird der pH-Wert vor der Sulfidzugabe auf neutral eingestellt, um eine H_2S -Bildung auszuschließen.

Auf Grund der sehr geringen Löslichkeit einiger Schwermetallsulfide treten bei der Fällung sehr hohe Keimbildungsgeschwindigkeiten auf und es kommt zur Ausbildung sehr feindisperser bis kolloidaler Ausfällungen. Um eine Abtrennung der feindispersen Ausfällungen aus dem Wasser zu erreichen, müssen diese koaguliert werden. Dazu haben sich in der Praxis


Abbildung 6: Gleichgewichtsanteile von Sulfid, Hydrogensulfid und Schwefelwasserstoff in Abhängigkeit vom pH-Wert (aus [8]).

Eisen(III)-Salze bewährt, die zur Koagulation der feindispersen Niederschläge führen und durch Flockenbildung relativ gut sedimentier- und filtrierbare Niederschläge bilden. Gleichzeitig dienen die Eisen(III)-Zugaben dazu, geringe Sulfidüberschüsse zu beseitigen. Dabei wirkt das dreiwertige Eisen als Oxidationsmittel für das überschüssige Sulfid, wobei im alkalischen Medium in der Hauptsache kolloidaler Schwefel entsteht. Gleichzeitig wird die Wirkung der dreiwertigen Eisensalze als Flockungsmittel für die feindispersen Sulfide und den kolloidalen Schwefel genutzt. Diese Art der Sulfidelimination am Ende der Behandlung hat sich bei der Fällung von Metallen mit Sulfiden durchgesetzt.

Reaktionen von Fe(III) mit Sulfid:



Die Sulfidfällung wurde in der Vergangenheit überwiegend im Chargenbetrieb durchgeführt, weil die Steuerung der Reaktion an Hand des Redoxpotenziales schwierig ist. Eine Behandlung im Durchlaufverfahren erfordert die Nachschaltung von Sorptionsfiltern, in denen sowohl die restlichen Metallionen als auch Sulfid gebunden werden. Dies kann z.B. mit handelsüblichen Filtergranulaten erfolgen.

Eine weitere Variante der Sulfidfällung besteht in der Verwendung von frisch gefälltem FeS, wobei zu dessen Ausfällung ein geringer Eisenüberschuss verwendet wird. Das gefällte Eisensulfid ist zwar selbst schwer löslich, aber trotzdem reaktiv genug, um sich mit anderen Schwermetallen, die noch weniger löslich sind, nach folgender Gleichung umzusetzen:



Dieses Verfahren ist messtechnisch nicht regelbar und deshalb nur der Chargenbehandlung vorbehalten.

6.2.4 MEMBRANVERFAHREN

Die gegenwärtig technisch erprobten und vielfach angewendeten druckgetriebenen Membranprozesse der Nanofiltration, Mikrofiltration, Ultrafiltration und Umkehrosmose wurden in der zweiten Hälfte der neunziger Jahre bis zur technischen Reife entwickelt und erlauben heute die vielseitigsten Trennprozesse (Tabelle 16).

Eine ganz besondere Rolle bei den Anwendungen spielen die Umkehrosmose (RO) und die Nanofiltration (NF). Die Reversosmose ist heute die Schlüsseltechnologie für die größten Wasserversorger. Betreibermodelle für Großanlagen werden dabei zu Preisen < 0,6 USD/m³ angeboten [23].

Die Nanofiltration wird erfolgreich bei der Vorbehandlung zur Meerwasserentsalzung durch RO und der Trinkwasseraufbereitung eingesetzt. So wird die Nanofiltration zur Trinkwasseraufbereitung für 800.000 Menschen in Paris genutzt [24]. Anlagen mit großen Kapazitäten sind vor allem in den arabischen Ländern installiert worden, z.B. Al Jubail/Saudi Arabien mit 98.000 m³ Trinkwasser pro Tag entsprechend einer Leistung von > 4.000 m³/h).

Tabelle 16: Zusammenstellung heute genutzter Membranverfahren ([21], zitiert in [22]).

Membran-prozess	Phasen	Triebkraft	Membrantyp	Anwendung
Umkehrosmose	fl/fl	Druckdifferenz bis 200 bar	asymmetrische Lösungs-Diffusions-Membran	Aufbereitung wässriger Systeme
Nanofiltration	fl/fl	Druckdifferenz bis 60 bar	asymmetrische Lösungs-Diffusions-Membran mit eingebauten ionogenen Gruppen	Fraktionierung von gelösten Stoffen in wässriger Lösung
Ultrafiltration	fl/fl	Druckdifferenz bis 10 bar	asymmetrische Porenmembran	Konzentrieren, Fraktionieren und Reinigen makromolekularer wässriger Lösungen
Mikrofiltration	fl/fl	Druckdifferenz bis 3 bar	(a)symmetrische Porenmembran	Aufkonzentrierung bzw. Entfernung partikulärer Bestandteile
Elektrodialyse	fl/fl	elektrisches Feld orthogonal zur Membran	symmetrische Lösungs-Diffusions-Membran mit eingebauten ionogenen Gruppen	Abtrennung von Ionen aus wässrigen Lösungen
Pervaporation	fl/g	absenken des permeatseitigen Partialdruckes	asymmetrische Lösungs-Diffusions-Membran	Abtrennung von Spurenstoffen aus wässrigen oder organischen Lösungen
Gastreinnung	g/g	Überdruck feed bis 80 bar oder partielles Vakuum permeatseitig	asymmetrische Lösungs-Diffusions-Membran	Trennung: Wasserstoff/Stickstoff, Kohlendioxid/Methan, Sauerstoff/Stickstoff

Ebenso werden Membranverfahren zur Behandlung von Bergbauwässern mit Radionukliden neben einer hohen Salzlast aus Sulfat und Karbonat sowie mit Schwermetallen verwendet. Dabei handelt es sich meistens um Kombinationen die aus mehreren Behandlungsschritten wie Fällungs-, Ionenaustausch- und Membrantrennprozessen bestehen. Ein Beispiel dafür ist das Verfahren der Wasserbehandlungsanlage Helmsdorf [25].

Die Vor- und Nachteile der einzelnen Membranverfahren sind in Tabelle 17 aufgeführt.

Tabelle 17: Daten für Membranverfahren.

Prozess	Reversosmose RO	Nanofiltration NF	EDR	Rodosan
Vorbehandlung	Ja	Ja	Ja	ja
Rückstände / Nebenprodukte	Schlamm / Sole – Konzentrat	Schlamm / Sole – Konzentrat	Schlamm / Sole – Konzentrat	Schlamm / Sole – Konzentrat, H ₂ , Düngemittel
Vorteile	Trinkwasserqualität	Trinkwasserqualität	Trinkwasserqualität	
Nachteile	Salzverkrustungen, begrenzte Membranlebensdauer, ungeeignet für Kesselstein bildende Wasser	Salzverkrustungen, begrenzte Membranlebensdauer, ungeeignet für Kesselstein bildende Wasser	Salzverkrustungen, begrenzte Membranlebensdauer, ungeeignet für Kesselstein bildende Wasser	Salzverkrustungen, kurze Membranlebensdauer, Stromstärke steigt mit sinkendem SO ₄ Gehalt, Störung durch Cl ⁻ Ionen, nicht für große Durchsätze geeignet
Optimierungen	Antiscalingprozesse gegen Verkrustungen	Antiscalingprozesse gegen Verkrustungen	Antiscalingprozesse gegen Verkrustungen	Eintrag von CO ₂ zur Erhöhung der Leitfähigkeit

6.2.5 ADSORPTIONSVERFAHREN

In die Rubrik der Sorptionsverfahren sollen die Ionenaustauschprozesse und die Biosorptionsverfahren eingeordnet und dargestellt werden.

Ionenaustauscher

Meistens bestehen die Ionenaustauschprozesse aus einem Anionen- und Kationenaustauschprozess, um zusätzlich die Metallkationen zu entfernen und einen metallarmen Gipsschlamm zu erzeugen und/oder sind mit den entsprechenden Fällungsprozessen aus dem gleichen Grund kombiniert. Ein solcher Prozess ist der GYP-CIX-Prozess ([26], [27]).

Der GYP-CIX-Prozess besteht aus einem Kationenaustauschersystem und einem Anionenaustauschersystem und ist für die Entfernung von gelöstem Sulfat und Kationen geeignet. In den Regenerierungsstufen wird jeweils ein reiner Gipsschlamm erzeugt. Das schematische und vereinfachte Fließbild ist in der Abbildung 7 dargestellt.

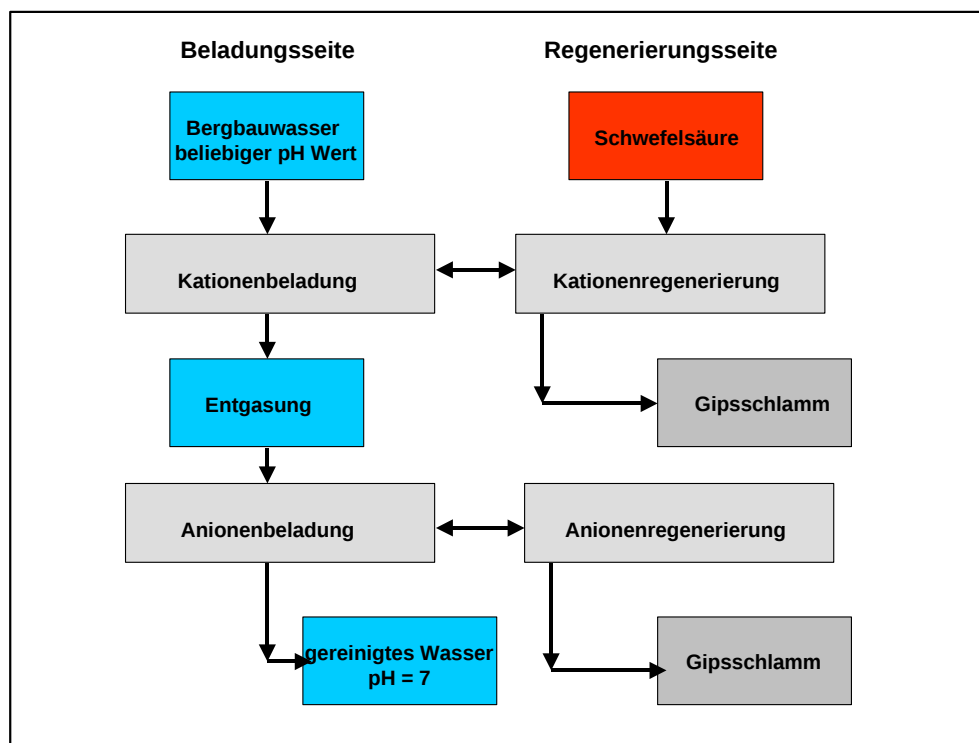


Abbildung 7: Schematische Darstellung des GYP-CIX Prozesses.

Biosorptionsprozesse

Bei einer Zusammenstellung von Sorptionsprozessen ist neben den Ionenaustauschprozessen auch die Biosorption zu berücksichtigen. Diese Vorgänge beruhen auf den Wechselwirkungen zwischen Mikroorganismen und Metallionen und finden vor allem in den Wetlands statt. Daneben sind die Wechselwirkungen zwischen Pflanzen und den Metallen in den Böden zu beachten die unter dem Begriff der Phytoremediation dargestellt und zu Metallabtrennungsprozessen genutzt werden können [28].

Bei den Biosorptionsprozessen werden Metalle als Anionen oder Kationen an funktionelle Gruppen der Zellwand oder an von Mikroorganismen gebildeten Enzymen und extrazellulären Substanzen (Schleimschichten bzw. Polysaccharide und oder Polyproteine) gebunden. Dabei sollen diese Prozesse keine aktiven durch Lebensprozesse gesteuerten Vorgänge sein, die durch Bioakkumulation und Aufnahme in das Zellinnere gekennzeichnet sind. Die Konzentration der gebundenen Metallionen ist von der Konzentration in dem zu behandelnden Wasser, dem pH Wert, der Kontaktzeit und der Art der Bindung abhängig. Verfahren zur Behandlung von Bergbauwässern sind wegen der oft teuren Biomassen und den oft existierenden Konkurrenzionen nur für die Abtrennung von Radionukliden oder von Edelmetallen bekannt ([29], [30]).

6.2.6 ELEKTROCHEMISCHE VERFAHREN

Abgeleitet von dem klassischen Prozess der Elektrolyse und der Wanderung von Ionen in einem elektrischen Feld, gibt es mehrere Prozesse der Wasserbehandlung, die auf diesen Eigenschaften beruhen. Dazu zählen vor allem die Elektrodialyse (ED) und die auf ihr beruhenden Prozesse sowie die Elektrokoagulation und die Elektrosorption.

Die Elektrodialyse ist ein Membranprozess, bei dem ein elektrisches Potenzial für die Bewegung von Ionen verwendet wird, die durch eine selektive Membran wandern und ein salzarmes gereinigtes Wasser zurücklassen. In Abbildung 8 sind die Unterschiede von Elektrodialyse und Reversosmose dargestellt.

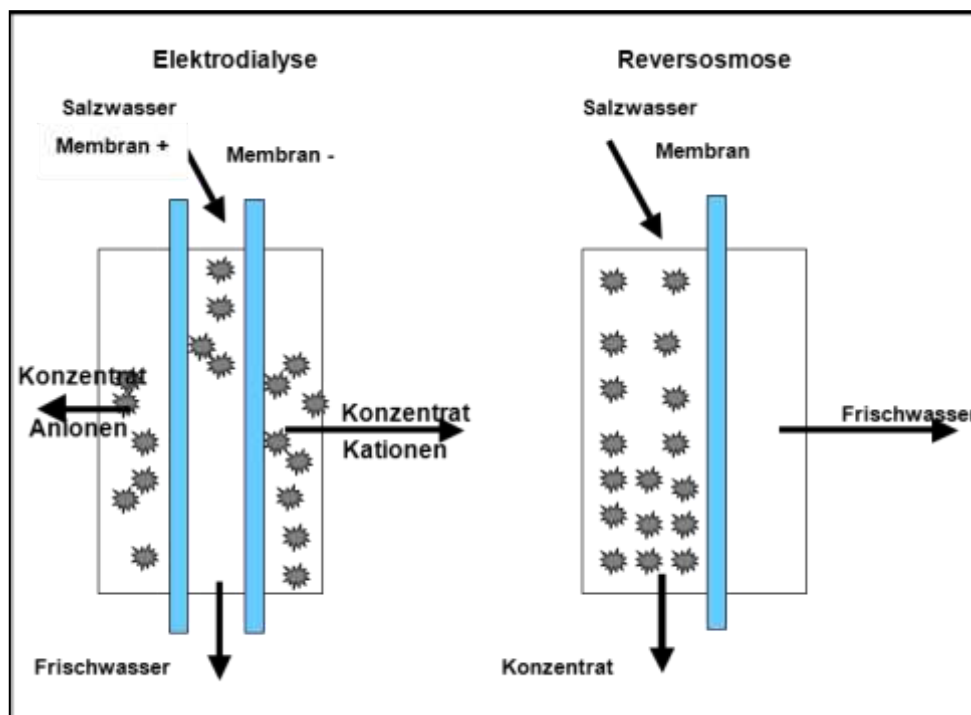


Abbildung 8: Darstellung von Elektrodialyse und Reversosmose.

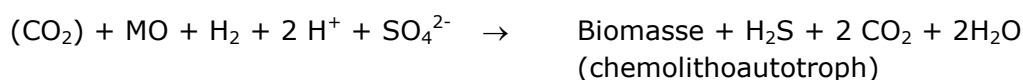
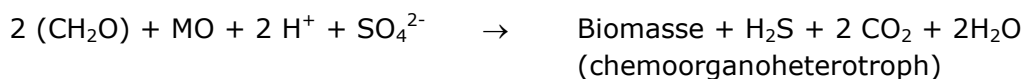
Die Elektrodialyse ist nur fähig, gelöste dissoziierte und damit elektrisch geladene Ionen der Salze zu entfernen. Die ungeladenen Wassermoleküle verbleiben in der Membrankammer während die Ionen durch die Membran wandern. Parallel zu dem zugeführten salzhaltigen Wasser fließen zwei Ströme in den rechts und links angeordneten Membrankammern. Dabei wird der Wasserstrom während des Durchströmens der Kammer kontinuierlich von den vorhandenen Salzen abgetrennt (Produktstrom) während der andere Strom mit den gelösten Salzen ständig angereichert wird (Konzentratstrom). Für die Sulfatabtrennung müssen die Anionen eine anionenselektive Membran passieren, für die Kationen ist eine kationenselektive Membran vorhanden. Durch die Anordnung von solchen ionenselektiven Membranen werden die Anionen und die Kationen in Konzentratströmen gefangen, während die Wassermoleküle in dem Produktstrom zurückbleiben. Jedes dieser Membranpaare ist eine Zelle.

Weitere Prozesse zur Wasserbehandlung sind die Vakuumdestillation und das Eindampfen von salzreichen bzw. sulfatreichen Wässern. Dabei werden die im Wasser vorhandenen Salze abgetrennt und teilweise einer Nutzung zugeführt. Ein solcher Prozess ist oft bei der Behandlung von Deponiesickerwässern als letzte Behandlungsstufe vor der Verbringung der Rückstände anzutreffen. Die Kosten sind maßgeblich von den Energiekosten für die Abtrennung des Wassers abhängig.

Bei Bergbauwasserbehandlungen existierte eine solche Technologie in der Uranmine Dolní Rožínka (CZ) zur Gewinnung von Na_2SO_4 im Zusammenhang mit der Wasserbehandlung der sauren sulfathaltigen Grubenwässer [31].

6.2.7 MIKROBIOLOGISCHE VERFAHREN - SULFATREDUKTION

Eine Behandlung von Bergbauwässern ist prinzipiell auch durch biologische Prozesse möglich, wobei eine Abtrennung auch durch geeignete Pflanzen und gegebenenfalls Algen erfolgen kann. Eine Abtrennung von Metallen und Arsen beruht dabei hauptsächlich auf reduktiven Prozessen, insbesondere der Sulfatreduktion mit anschließender Sulfidfällung. Einen besonderen Stellenwert haben demnach die unterschiedlichen mikrobiologischen Sulfatreduktionsprozesse, da je nach der Lebensart der Mikroorganismen sowohl eine autotrophe Sulfatreduktion mit einem anorganischen Energieträger und der Verwendung von CO_2 neben einer heterotrophen Sulfatreduktion unter Verwendung von organischen Kohlenstoff- und Energiequellen möglich ist.



Dabei bedeuten „MO“ Mikroorganismen und „Biomasse“ die aus den Substraten gebildete Menge an Mikroorganismen. Beide Prozesse sind gegenwärtig technisch oder zumindest im Pilotmaßstab erprobt.

Das gebildete Sulfid wird bei Anwesenheit von Schwermetallen zur Fällung der Schwermetallen genutzt, z.B.:



Daneben finden aber auch Oxidations- und Reduktionsprozesse statt. Das ist der Fall, wenn z. B. Fe^{3+} -Ionen vorhanden sind und / oder das gebildete Sulfid zu elementarem Schwefel durch vorhandene Sauerstoffspuren in Gegenwart von Mikroorganismen oxidiert wird.



Neben diesen auf den unterschiedlichen Lebensgewohnheiten der Mikroorganismen beruhenden Prozessen sind die sich ergebenden technologischen Besonderheiten zu berücksichtigen. Diese bestehen vor allem in der Wahl und Auswahl der geeigneten Reaktorsysteme wie Festbettreaktoren, Fluidbedreaktoren oder wiederum als spezifische Besonderheit den kontinuierlich betreibbaren Sandfilter mit den jeweils vorhandenen Vor- und Nachteilen.

Je nach Sulfatreduktionsrate kann bei der technischen Durchführung zwischen einer Hochleistungssulfatreduktion (HLSR) und einem partiellen durch eine Prozessgröße gesteuerten Sulfatabbau unterschieden werden. Die dabei abgetrennten Sulfatmengen bewegen sich zwischen 1 – 2 g/Lh und wenigen mg/ld. Letztere Prozesse spielen insbesondere bei Wetlandkonstruktionen eine entscheidende Rolle, da bei ihnen in der Regel die Abtrennung von Schwermetallen im Mittelpunkt steht.

In Tabelle 18 sind auf der Sulfatreduktion beruhende verschiedene Verfahren und ihre spezifischen Daten zusammengestellt. In der Tabelle sind auch Daten für ein Wetland zur Abtrennung von Radionukliden enthalten sowie Daten für eine gesteuerte Versickerung von Wasser in einer Halde, bei der durch die partielle Sulfatreduktion eine Festlegung von Schwermetallen, insbesondere Eisen erfolgt.

Tabelle 18: Übersicht zu biotechnologischen Verfahren ohne Eisenoxidation.

Prozess	Bioreaktor Paques	THIOPAQ	Hochleistungs-sulfatreduktion HLSR	Wetlands radioaktives Inventar	Haldenver-sickerung
Vorbehand-lung	ja	ja	ja	nein	Fe- und Mn-Abtrennung
Zulauf	SO ₄ : 8.342 mg/l	SO ₄ : 2.400 mg/l	SO ₄ : 3.000 mg/l	SO ₄ : 1200 mg/l	SO ₄ : 2.500 mg/l
Ablauf	SO ₄ : 198 mg/l	SO ₄ : 196 mg/l	SO ₄ : <200-0 mg/l	SO ₄ : 1100 mg/l	SO ₄ : 500 mg/l
Rückstände	Schwefel	Schwefel	Schwefel	nein	nein
Vorteile	Spurenmetall-entfernung, Recycling von H ₂ S, Erhöhung Pufferkapazität durch Eintrag von CO ₂	Spurenmetall-entfernung, Recycling von H ₂ S, Erhöhung Pufferkapazität durch Eintrag von CO ₂	Spurenmetall-entfernung, Erhöhung Pufferkapazität durch Eintrag von CO ₂ , kleine Wasserverweilzeit, geringer spezifischer Substratverbrauch	Spurenmetall-entfernung, passive Behandlung, keine Schlammproduktion	passive auch absatzweise Behandlung, SO ₄ -Abbau kann gesteuert werden, keine Schlammproduktion
Nachteile	Kosten für C- und Energiequelle, Erhöhung der Mn- und As-Löslichkeit	Kosten für C- und Energiequelle, Erhöhung der Mn- und As-Löslichkeit	Kosten für C- und Energiequelle, Erhöhung der Mn- und As-Löslichkeit	geringe Sulfatabtrennung, Kosten für C- und Energiequelle, Erhöhung der Mn- und As-Löslichkeit	Regenerierung von Poren bzw. Schluckbrunnen
Optimierungs-möglichkeiten	Recycling von Schlamm, verwenden billiger C- und Energiequellen	Recycling von Schlamm, verwenden billiger C- und Energiequellen	Verwenden billiger C- und Energiequellen	Optimale Reaktionsbeckengestaltung	Zusatz von Enzymen, und/oder C-Quelle zur Reaktionssteigerung

6.2.8 KOSTENVERGLEICH DER PROZESSE

In den nachfolgenden Tabellen wird versucht, aus den unterschiedlichsten Prozessdarstellungen Aussagen über die Investitions- und Betriebskosten zu erhalten. In einigen Fällen können dabei genauere Angaben abgeleitet werden. Dort wo das möglich ist, wurden sie auch zusammengestellt. Bei diesen Aufstellungen werden auch Angaben zu den spezifischen Kosten für die Behandlung von einer Wassermenge oder für die Abtrennung eines Inhaltsstoffes abgeleitet. Das ist auch deshalb interessant, da nicht in jedem Falle eine Abtrennung bis auf ein Minimum erfolgte und aus wirtschaftlichen, prozesstechnischen oder genehmigungsrechtlichen Fragestellungen nur eine Teilabtrennung durchgeführt worden ist. Angaben, die aus einem anderen Wirtschaftsraum als der Euro-Region erhalten wurden, sind bedingt durch die schwankenden Wechselkurse in der Regel nicht in Euro umgerechnet, sondern in der jeweiligen Landeswährung angegeben worden. Neben den verwendeten Literaturdaten sind in den Angaben auch Daten aus den von GEOS erstellten Anlagen und Experimentalstudien enthalten.

Fällung mit Kalk

Die Kosten für eine Wasserbehandlung durch eine Fällung mit Kalk sind von der zu behandelnden Wassermenge und der Zusammensetzung des Wassers abhängig. Sie liegen bei den Investitionskosten abhängig von der zu behandelnden Wassermenge und Zusammen-

setzung des Wassers bei ca. 10 – 15 Mio. € für eine Anlage zur Behandlung von ca. 3.000 m³/h (nach [18], aktualisiert). Die Betriebskosten betragen ca. 87 – 98 €/t Fe ohne eine Abtrennung und Deponierung des Fe-haltigen Schlammes. Sie können sich auf ca. 660 €/t Fe erhöhen, wenn der Fe-haltige Schlamm auf ca. 30 – 40 % TS abgepresst wird, dadurch 40 % Fe enthält, und anschließend auf Grund seiner Inhaltsstoffe deponiert wird. In der Tabelle 19 sind die Daten für die Kalkfällungsverfahren zusammengestellt worden.

Tabelle 19: Kosten für die Kalkfällungsverfahren.

Technologie	Kalk	Kalkstein / Kalk
Unterhaltskosten / Wartung	gering	gering
Investitionskosten	ca. 10 Mio. € für Anlage zur Behandlung von 3.200 m ³ /h und 300 – 700 mg Fe/L	unbekannt
spezifische Behandlungskosten	abhängig von Deponierung und/ oder Verwertung des Schlammes 0,20 – 0,80 €/m ³	0,10 USD/m ³
spezifische Kosten	ca. 0,0087 – 0,10 €/kg Fe ohne Kosten für Abtrennung und Behandlung von Schlamm	0,056 USD/kg SO ₄ , (ca. 0,050 €/kg SO ₄)

Membranverfahren

Die Kosten für eine solche Wasserbehandlung werden besonders von den Energiekosten beeinflusst. So liegen die Energiebedarfswerte für die Wasserbehandlung zur Gewinnung eines hochreinen Wassers mit einer sehr geringen Leitfähigkeit entsprechend einem Widerstand von 18 MΩ bei ca. 2,5 – 3,5 kWh/m³. Auf der anderen Seite werden Kosten für die Behandlung bzw. Gewinnung von Trinkwasser angegeben, die bei < 1 €/m³ Wasser liegen sollen und mit einem Energiebedarf von ca. 0,2 kWh/m³ bei einem Dead End Betrieb und Cross flow Filtration verbunden sind [22]. Ebenso werden Betreibermodelle für Großanlagen zu Preisen < 0,6 USD/m³ angeboten. Von besonderer Bedeutung sind dabei vor allem die Stromkosten. Gegenwärtig muss in Deutschland mit Stromkosten für Industrieabnehmer von » 60 €/MWh gerechnet werden [32]. Neuere Daten sehen dabei Kosten von 180 – 240 €/MWh vor und werden durch die EEG-Umlagen beeinflusst.

Eine Zusammenstellung der unterschiedlichen Kosten für verschiedene Membranverfahren ist in Tabelle 20 enthalten. Dabei sind aber die neuen höheren Energiekosten nicht berücksichtigt worden.

Tabelle 20: Kosten für Membranverfahren.

Prozess	Reversosmose RO	Nanofiltration NF	EDR	RODOSAN
Unterhaltskosten/Wartung	hoch	hoch	hoch	hoch
Investkosten	0,44- 0,53 Mio. USD für 1.000 m ³ /d	500-1.000 €/m ² , 2-24 Mio. € für 72.000 m ³ /d, (0,17-0,33 Mio. € für 1.000 m ³ /d)	0,56-0,67 Mio. USD für 1.000 m ³ /d	4,7 Mio. € für 1.200 m ³ /d
spezifische Behandlungskosten	0,88 USD/m ³	0,60-0,80 €/m ³	0,48 USD/m ³	0,012-0,16 €/m ³
spezifische Kosten	0,183 USD/kg SO ₄	0,24-0,32 €/kg SO ₄	0,114 USD/kg SO ₄	0,77 €/kg SO ₄

Sorptionsverfahren

Sowohl bei den reinen Ionenaustauscherprozessen als auch dem GYP-CIX Prozess fallen eine Regenerierungslösung und/oder ein Gipsschlamm an. Die beladene Lösung aus der Regenerierung sowie der anfallende Schlamm sind zu behandeln oder zu entsorgen. Kosten für die Anwendung des GYP-CIX Prozesses zur Behandlung eines Bergbauwassers wurden aus dem Vergleich verschiedener Verfahren abgeleitet. Dabei waren die Kosten abhängig von der Wasserqualität und der zu behandelnden Wassermenge und lagen in einem Bereich von 0,24 - 0,60 USD/m³ zu behandelndes Wasser [26]. Bei dieser Analyse ist von einer zu behandelnden Wassermenge von 136.000 m³/d und einer Sulfatkonzentration zwischen 1,207 - 2,887 g/L ausgegangen worden. Die Berechnung beruht auf der Fallstudie für die Wasserbehandlung in der Griitvkeu Proprietary Mine Ltd in Süd Afrika und diente für die Berechnung der Wasserbehandlung der Grootvlei Proprietary Mines Ltd. Dabei betrugen die Investitionskosten für diese Anlage 26 – 29 Mio. USD abhängig von der angestrebten Sulfatrestkonzentration und betrugen ca. 0,10 USD/m³ bei einem Restwert von 750 mg SO₄/L und 0,12 USD/m³ für 250 mg/l Sulfat. Die Betriebskosten variierten von 0,13 USD/m³ bis 0,26 USD/m³ ([34], Tabelle 21). 86 % dieser Betriebskosten betrafen dabei die Regenerierung der Ionenaustauscher mit Ca(OH)₂ und H₂SO₄.

Tabelle 21: Kosten für den GYP-CIX Prozess.

Prozess	GYP-CIX
Unterhaltskosten / Wartung	moderat
Investkosten	26 – 29 Mio. USD für 136.000 m ³ /d bzw. 0,10 USD/m ³ mit 750 mg SO ₄ /l und 0,12 USD/m ³ bei 250 mg SO ₄ /l
Spezifische Behandlungskosten	0,13 – 0,26 USD/m ³
Spezifische Kosten	ca. < 0,15 USD/kg SO ₄

Kosten für biologische Prozesse

Die Kosten für die biologischen Prozesse werden durch die Investitionen für den Reaktionsraum, die Kosten für die notwendigen Chemikalien und die Behandlung der entstehenden Produkte beeinflusst. Da die zusammengestellten Technologien sehr unterschiedlich sind, ergeben sich auch große Unterschiede in den Kosten. So werden die Kosten für die Herstellung des notwendigen Sulfides aus Schwefel für die Fällungsprozesse mit 660 CAD/t H₂S (415 €/t) angegeben [33]. In Tabelle 22 sind Kosten für die unterschiedlichen biologischen Verfahren bzw. die Prozesse mit einem biologischen Sulfatreduktionsprozess angegeben.

Die dabei in der Tabelle 22 für die Hochleistungssulfatreduktion zusammengestellten orientierenden Kosten gehen von einer zu behandelnden Wassermenge von 1000 m³/h mit einem Sulfatgehalt von 3000 mg/l aus. Das Sulfat soll dabei vollständig abgebaut werden. Die Verweilzeit wird mit 2 h angenommen und das Reaktorvolumen mit 3000 m³. Die Abschreibungen für die Anlage werden mit 10 Jahren angesetzt und der Kapitaldienst mit 7 % Zinsen.

Der spezifische Methanolverbrauch wurde mit 0,2 g/g SO₄ verwendet. Der Preis für Methanol unterliegt großen Schwankungen und bewegte sich im Bereich von 150 – 300 €/t. Er wurde deshalb mit 200 €/t auf der Basis von 2007 angesetzt. Als Stickstoff- und Phosphatquelle wurde die Verwendung von Diammoniumhydrogenphosphat angenommen. Der

zugrunde gelegte Preis bezieht sich auf Feinchemikalien. Die spezifischen Kosten liegen

Tabelle 22: Kosten für biologische Verfahren unter Einsatz der Sulfatreduktion.

Prozess	Bioreaktor Paques	THIOPAQ	Hochleistungs-sulfatreduktion HLSR	Wetland	Halden-versickerung mit Sulfatreduktion
Unterhaltskosten/Wartung	moderat	moderat	moderat	gering	Gering
Investkosten	0,24 Mio. USD für 1.000 m ³ /d bei Delta 2.000 mg SO ₄ /L	unbekannt, Anlage für 3000 m ³ /d	2 Mio. € für 24.000 m ³ /d	ca. 100.000 € für Reduktionskammer mit 200 m ³ und freiem Volumen von 120 m ³	14-20 Mio. € für 72.000 m ³ /d (bei 40-70 Brunnen)
Spezifische Behandlungskosten	0,27 USD/m ³ bei Delta SO ₄ 2000 mg/l	nur schätzbar	0,24 €/m ³	ca. 0,01 – 0,03 €/m ³	0,15 €/m ³
Spezifische Kosten	0,135 USD/kg SO ₄	0,147 €/kg SO ₄ (aus der Sulfidproduktion abgeleitet)	0,08 €/kg SO ₄	0,1-0,3 €/kg SO ₄	0,07 €/kg SO ₄

dann bei 0,07 €/kg abzubauenendes Sulfat und 0,20 €/m³ zu behandelndes Wasser. Sie erhöhen sich auf 0,08 €/kg Sulfat und 0,24 €/m³ Wasser, wenn die Kosten für die Investitionen mit berücksichtigt werden. Bei diesen Kosten sind keine Aufwendungen für die Behandlung der Rückstände sowie keine möglichen Erlöse für abgetrennte Metalle oder Schwefel enthalten.

Bei den genannten Verfahren handelt es sich um Prozesse unter reduktiven Bedingungen. Die Investitionskosten beziehen sich deshalb nur auf die Gestaltung des für eine Sulfatreduktion notwendigen Reaktionsraumes. Das ist in der Regel ein Becken mit einem solchen Volumen, durch das Verweilzeiten zwischen 50 und 100 Stunden in Abhängigkeit von der zu behandelnden Wassermenge eingestellt werden können.

Bei dem zur Betrachtung herangezogenen Verfahren lag die maximale zu behandelnde Wassermenge bei 5 m³/h und das dazu notwendige freie Beckenvolumen bei 200 m³. Als Kohlenstoffquelle wurde Methanol verwendet. Die dosierte Menge lag bei 0,20 L/m³ bzw. 0,16 kg/m³ Wasser. Die gemittelten Analysen lassen bei diesem Kohlenstoffeintrag einen Sulfatabbau von ungefähr 0,1 g/L erkennen. Durch die fehlende Rückstandsbehandlung sind die spezifischen auf die Wassermenge bezogenen Kosten sehr gering und liegen in einem Bereich von wenigen € Cent/m³.

In die Tabelle wurden auch Kosten aufgenommen, die entstehen würden, wenn Wasser in eine Kippe eingetragen wird, um dort unter reduzierten Bedingungen über eine Sulfatreduktion eine Metallabtrennung und Immobilisierung zu erreichen.

7 LITERATURSTUDIE ZUM INTERNATIONALEN STAND VON WISSENSCHAFT UND TECHNIK

Nachfolgend werden die Ergebnisse der Literaturrecherche zu international bereits als anwendbar klassifizierten Maßnahmen des Schadstoffrückhaltes dargestellt. Anhand der Rechercheergebnisse wird eine Kurzcharakteristik und Verfahrensbewertung vorgenommen. Nachfolgend werden ausgewählte Verfahren steckbriefartig nach Kriterien bewertet und qualitativ verglichen, um Anwendungsmöglichkeiten für in der Aufgabenstellung ausgewiesene sächsisch-erzgebirgische Standorte des Erzbergbaus (Freiberg, Altenberg, Zinnwald) abzuleiten.

7.1 VORGEHENSWEISE

Im Folgenden werden die Ergebnisse einer Recherche (Stand: August 2018) zum internationalen Stand von Wissenschaft und Technik zur nachhaltigen In-situ-Sanierung (Immobilisierung) unter besonderer Berücksichtigung von Erz- und Spatbergwerken dargestellt. Grundlage war eine frühere Recherche der Wismut-GmbH (2010). Diese Recherche wurde gemäß der aktuellen Aufgabenstellung überprüft, spezifiziert und aktualisiert.

Folgende Informationsquellen wurden für die ergänzende Recherche herangezogen:

- Literatur- und Archivbestand der Wismut GmbH einschließlich der im Zusammenhang mit der Grubensanierung erstellten F&E-Leistungen,
- Zugängliche Fachliteratur, insbesondere zur Bergbausanierung, Verwahrung von Uranbergbaustandorten und zu Grubenflutungen, darunter:
 - Publikationen der IMWA (International Mine Water Association),
 - Proceedings und Tagungsbände, insbesondere der Tagungsreihe „Uranium Mining & Hydrogeologie“ (UMH) an der TU Bergakademie Freiberg (1995, 1998, 2002, 2005, 2008) und den Proceedings der Dresdner Grundwasserforschungstage (1994-2017),
 - Online Recherche in Datenbanken und im Internet (Anlage 1) und
 - Patentbestand (Anlage 2).

Zur Fokussierung auf die Zielstellung wurde gemäß der Aufgabenstellung der Schwerpunkt auf wissenschaftlich-technische Publikationen mit Bezügen auf anwendungsorientierte Pilotuntersuchungen, Feldtests und reguläre In-situ-Maßnahmen im Bereich des Erzbergbaus gesetzt. Forschungsarbeiten im Labor- oder Technikumsmaßstab wurden mit betrachtet, jedoch war eine Bewertung der Verwendbarkeit aufgrund fehlender Erprobung in der Praxis stark eingeschränkt.

Im folgenden Abschnitt wird zunächst in kurzer Form eine Übersicht zu wesentlichen Verfahren und Verfahrensansätzen der Behandlung von Bergbau- oder Grundwässern gegeben.

Dabei stellen Untersuchungen zum Umgang mit sauren Grubenwässern wegen der Häufigkeit sulfidischer Erzlagerstätten und der hohen Umweltrelevanz derartiger Wässer, die

zumeist durch eine Vielzahl von Schadstoffparametern gekennzeichnet sind (freie Säure, hohe Salzmineralisation, diverse Schwermetallmobilisierungen), einen Schwerpunkt dar.

Die Patentrecherche in den Online-Datenbanken des Deutschen Patent- und Markenamtes erfolgte unter Verwendung und Kombination der aufgelisteten Begriffe gemäß Tabelle 23 und unter Berücksichtigung der Internationale Patentklassifikation (IPC) C 02 „Behandlung von Wasser, Schmutzwasser, Abwasser oder von Abwasserschlamm“.

Tabelle 23: Suchbegriffe der Patentrecherche.

Online Recherche	Kombinationen von Begriffen
Recherche 2010	
DEPATISnet	in situ AND Behandlung AND Wasser AND sauer, treatment AND mine AND water, in AND situ AND treatment AND mine AND water
Recherche 2018	
Espacenet	Mine water treatment, Situ mine water treatment
DEPATISnet	In situ Grubenwasser, In situ mine water, In situ mine water treatment field

7.2 ÜBERBLICK

Bis in die 1980er Jahre beschränkte man sich bei der Verwahrung von Bergbaualtlasten nahezu ausschließlich auf die geotechnische Stabilisierung und die Wiedernutzbarmachung der Oberfläche und glaubte, damit auch die wesentlichen stofflichen Umweltauswirkungen beherrschen zu können. Monitoringergebnisse an vielen dieser Standorte zeigten jedoch, dass sich die Beeinträchtigung von Grund- und Oberflächenwässern nach Abschluss der Rekultivierungsarbeiten nicht oder nicht wesentlich verringerte, so dass Maßnahmen zur Wasserfassung und -behandlung, oft auf unbestimmte Zeit, nötig wurden.

Tritt Sauerwasserbildung verbunden mit großen Volumenströmen und hohen Schadstofflasten auf, können beträchtliche Finanzmittel nötig werden, um die sich ergebenden Umweltauswirkungen zu beherrschen. Dieser Umstand führte vor dem Hintergrund zunehmend strengerer Umweltstandards zur Initiierung einer Vielzahl nationaler und internationaler Forschungsprogramme mit dem Ziel, das Management sulfidhaltiger Abprodukte von Bergbau und Aufbereitung zu effektivieren. Zu nennen sind hier das kanadische Mine Environment Neutral Drainage (MEND)-Programm (seit 1989), das schwedische MiMi (Mitigation of the Environmental Impact from Mining Waste, 1. Phase 1997-2000, 2. Phase 2001-2003) oder das International Network for Acid Prevention (INAP), welches 1998 von 17 internationalen Bergbaugesellschaften ins Leben gerufen wurde.

In Bezug auf die Bewertung, Vorhersage, Vermeidung sowie Behandlung von schadstoffbelasteten Bergbauwässern konnte in den vergangenen 20 Jahren ein beträchtlicher Kenntnissgewinn erzielt werden, der sich in Standardprozeduren für die Vorhersage der zur Sauerwasserbildung führenden geochemischen Prozessabläufe und in teils innovativen Technologien zu deren Vermeidung bzw. Beherrschung manifestiert. Rein technische Maßnahmen zur

Minimierung bzw. Beseitigung der Umweltauswirkungen von Bergbaualtlasten sind jedoch aufgrund der sich ergebenden finanziellen Konsequenzen oft unverhältnismäßig, so dass der Nutzung natürlicher Demobilisierungsprozesse eine zunehmende Bedeutung zukommt [BE-01].

Zentrales Element der Verwahrung von Untertagebergwerken ist in aller Regel die sich durch Einstellung der bergmännischen Wasserhaltung ergebende Flutung des Grubengebäudes. Nach deren Abschluss stellt sich ein hydraulisch stationärer Zustand ein, bei dem die Flutungswässer entweder hydrogeologisch diffus oder über bergmännisch geschaffene Wasserwegsamkeiten in Richtung der Vorflut übertreten und zu einer Beeinträchtigung abstromig gelegener Grund- und Oberflächenwässer führen können. Für den Schadstoffaustrag bzw. die Schadstoffnachlieferung einer in Flutung befindlichen bzw. gefluteten Grube sind eine Vielzahl von Mobilisierungs-, Transport- und Immobilisierungsprozessen maßgeblich. In Bezug auf die Schadstoffnachlieferung sind v. a. zwei Grundprozesse zu nennen:

- Auswaschung von Porenwässern und Auflösung von Sekundärmineralen aus vormals entwässerten Teilen der Gruben. Dieser Prozess ist für den meist ausgeprägten Konzentrationspeak in der ersten Phase nach Flutungsabschluss (sog. first flush, [YO-02]) verantwortlich.
- Verwitterung von Primärmineralen in der langfristig vom Grundwasser nicht überstauten Zone sowie Mobilisierung aus der grundwassergesättigten Zone. Diese Prozesse bestimmen die langfristige Entwicklung der Schadstoffkonzentrationen.

Der Flutung selbst sind wesentliche Aspekte einer nachhaltigen Kontrolle und Minimierung der Schadstofffreisetzung inhärent. So wird zum einen der Sauerstoffzutritt zu den Schadstoffquellen dauerhaft eingeschränkt, so dass, falls ein weitgehender oder vollständiger Einstau der Restmineralisation möglich ist, die Schadstoffnachlieferung aus Primärmineralen wirksam begrenzt werden kann. Die eingesetzten Flutungsstrategien zielen daher auf die Erreichung eines möglichst hohen Flutungsniveaus (Bsp: Grube Meggen, [HE-97/1]). Zum anderen führt die Minimierung hydraulischer Gradienten dazu, dass der Wasseraustausch zwischen Grube und Hydrosphäre verringert wird. Neukirchner & Hinrichs [NE-97] beispielsweise beschreiben die grundsätzliche Wirkung der Flutungsmaßnahme auf den langfristigen Schadstoffaustrag eindrucksvoll am Beispiel einer Pb-Zn-Grube in Colorado.

Die in der Praxis häufigsten flutungsvorbereitenden bzw. -flankierenden Maßnahmen in Hinblick auf die Erzielung akzeptabler Wasserqualitäten bzw. die Minimierung der Auswirkungen der Flutung auf die Hydrosphäre sind:

- die Blockierung von Migrationswegen und die Verminderung des Wasseraustausches zwischen Grube und Hydrosphäre durch Verschließen von Tagesöffnungen bzw. Hermetisierung von Grubenbauen sowie
- die pH-Wert-Kontrolle durch Einsatz alkalischer Additive, z. B. Aufgabe von Kalkmilch (In-situ-Wasserbehandlung) oder den Einsatz von alkalischen Versatzrezepturen [HE-97/2], [US20060186053A1].

Die langfristige Entwicklung der Flutungswasserqualität einer gefluteten Grube wird nach Verbrauch des gelösten Sauerstoffs zunehmend von Reduktionsprozessen bestimmt.

Wesentliche hierbei beteiligte Halbreaktionen sind:

- Oxidationsreaktionen
 - Oxidation des in der Grube verbliebenen metallischen Eisens (Schrott)
 - Oxidation organischen Kohlenstoffs
- Reduktionsreaktionen
 - Reduktion dreiwertigen Eisens aus Sekundärmineralen der Vorflutungsphase
 - Sulfatreduktion mit Abscheidung schwerlöslicher Metallsulfide

In manchen Fällen führt die Erzielung einer stabilen Dichteschichtung zu einer Verminderung des Austauschs hochmineralisierter und –kontaminierter Wässer mit den oberflächennahen Grundwässern bzw. der Vorflut (Beispiel: Grube Straßberg/Harz, [BE-97]).

Ob und inwieweit es zur Einstellung reduzierender Milieubedingungen bzw. einer stabilen Dichteschichtung kommt, hängt zuallererst von der Grubengeometrie und den realen Strömungsbedingungen respektive Verweilzeiten der Grubenwässer ab. Um den langfristigen Schadstoffaustrag aus gefluteten Gruben zu minimieren, versucht man, diese Prozesse gezielt zu initiieren. Hierzu zählt die Einbringung von Reduktionsmitteln in den Reaktionsraum (Schrott, metallisches Eisen, organische Substrate).

Wiederholt wurde untersucht, inwieweit komplexe geochemische Barrieren zur In-situ-Immobilisierung beitragen können [BA-00]. Im Labor- und kleintechnischen Maßstab konnte eine ganze Reihe von geeigneten Stoffen identifiziert werden (u. a. [ZO-00], [KL-00]), jedoch stehen einer Anwendung solcher Verfahrensansätze im Feldmaßstab eine Vielzahl von Schwierigkeiten entgegen:

- unzureichende Kenntnis der Strömungsbedingungen in der Grube,
- Fehlen diskreter Strömungswege, in denen die Maßnahme effizient eingesetzt werden könnte,
- fehlender oder begrenzter Stauraum für Präzipitate/Reaktionsprodukte,
- begrenzte Zugänglichkeit des Gesamtsystems,
- unzureichende Wirksamkeit, auch aufgrund saisonaler Schwankungen,
- Unsicherheit der Vorhersage der Effizienz der Immobilisierungsmaßnahme und
- unklares Langzeitverhalten, Konkurrenzreaktionen mit gegenläufigen Prozessen.

Die gezielte Installation eines In-situ-Reaktors in einer gefluteten Erzgrube in Montana und die über einen Versuchszeitraum von vier Jahren erzielten Ergebnisse beschreibt [CA-00]. Durch Einbringen von Kompost in die wesentlichen Migrationswege des Grubenwassers (Schachtsäule, Entwässerungsstollen) gelang es, die Grubenwasserqualität wesentlich zu verbessern. So kam es zur pH-Wert-Anhebung von 3 auf 7, zur Abtrennung von 85 - 100 % bei Aluminium, Cadmium und Kupfer sowie von 70 % bei Zink. Die Manganabtrennung war weniger effizient, und bei Eisen trat sogar eine Konzentrationserhöhung infolge von Auflösung von Fe(III)-Sekundärmineralen ein. Hieran ist ersichtlich, dass der erzielte Milieuwechsel neben den erwünschten Effekten der pH-Wert-Anhebung, der Abscheidung von Metallsulfiden und der Senkung der Sulfat-Konzentrationen auch mit unerwünschten Nebenreaktionen gekoppelt sein kann, wobei neben der Freisetzung von Eisen auch weitere Schwermetalle, Arsen sowie Radionuklide (beispielsweise Radium) in die Grubenwässer mobilisiert werden können (Grube Pöhla).

In einigen Fällen wird die geflutete Grube als Untertagereaktor genutzt, um übertägig anfallende kontaminierte Wässer zu behandeln, so im Falle der zwischen 1983 und 1991 gefluteten sulfidischen Kupfergrube Løkken in Norwegen (Wallenberg Mine). Die Flutung der Grube führte in Verbindung mit der Einleitung kontaminierter Wässer von Übertage zu einer temporären Reduzierung der aus dem Bergbaug Gebiet ausgetragenen Kupfer-Frachten um mehr als 95 %. Die konkreten Ursachen hierfür waren nicht sicher geklärt. Es gab Hinweise auf eine deutliche Schichtung des hoch mineralisierten Grubenwassers, das u. a. Cu-Konzentrationen von ca. 0,5 g/l und Zn-Konzentrationen von ca. 0,9 mg/l aufwies. Des Weiteren wurde ein deutlicher pH-Anstieg im Flutungsraum von etwa 2 auf 6 beschrieben. Laboruntersuchungen belegten die Absorbierbarkeit von mobilem Kupfer an pulverisiertem Olivin, wobei eine Abhängigkeit zur mobilen Eisenkonzentration bestand. Olivine sind typische Bestandteile des Grundgebirges im Grubenrevier (Gabbros, Grünsteine) [BA-97]; [KL-04].

Auch in die geflutete Zinnerzlagertstätte Ehrenfriedersdorf/Erzgebirge werden eisenhaltige Wässer von Übertage eingeleitet, um in der Grube eine Eisen- und Arsenausfällung zu initiieren. Dies erfolgt seit 2002 in einem langjährigen Pilotversuch [KL-11]. Verstürzt wurden Sickerwässer zweier übertägiger Spülhalden der Erzaufbereitung, die insbesondere erhöhte Konzentrationen an Eisen und Arsen aufweisen. Mit dem Verstoß entfällt die vormalige Direkteinleitung in die lokale Vorflut. Der Verstoß erfolgt in den tagesnahen Bereich der gefluteten Zinnerzgrube. Das Monitoring zum lokalen Grubenwasserabfluss aus dem Verstoßbereich ergab sehr niedrige Konzentrationen an gelöstem Eisen und Arsen, im Gegensatz zu erhöhten Gehalten an partikulärem Eisen und Arsen. Interpretierbar ist dies durch die zielgemäße Oxidation beider Komponenten unter Ausfällung von wasserunlöslichem Eisenhydroxid unter Mitfällung/Adsorption von Arsen. Es erfolgt aber offenbar bis zum Grubenwasserübertritt in den zentralen Entwässerungsstollen der Grube keine ausreichende Agglomeration und Sedimentation hinreichend großer arsenhaltiger Eisenhydroxidflocken im lokalen Grubenbereich. Dies erfolgt aufgrund eines zu geringen Volumens bzw. einer zu hohen Strömungsgeschwindigkeit. Eine Bildung/Ablagerung von Fällschlamm erfolgt erst im Entwässerungsstollen bis zum Wassereintritt in die Vorflut [AG-08]. Diese Verfahrensweise des Wasserverstoßes dauert aktuell an.

Eine Schlammberäumung dieses zentralen Entwässerungsstollens erfolgt bislang nicht. Eine entsprechende periodische Abförderung von Schlamm in abseitige, nicht durchströmte Grubenbereiche erscheint im Sinne der Nachhaltigkeit der In-situ-Maßnahme als überprüfenswert. Für den Sanierungsstandort Rottleberode/Harz der LMBV wird eine derartige Verfahrensweise praktiziert. In der grubenexternen Wasserbehandlungsanlage Uhlenbachtal werden die aus den Gruben des Flussspat-Reviers Rottleberode/Straßberg austretenden sauren Wässer mittels Kalkung und Eisenfällung gereinigt. Der dabei anfallende Eisenhydroxidschlamm wird zurück in das Grubenfeld verbracht [LMBV-17].

7.3 RECHERCHE ZU ALLGEMEINEN VERFAHRENSANSÄTZEN

Im Rahmen der Recherche wurden Fachinformationen zu geochemischen und biologischen Verfahrensansätzen gefunden, die eine Bereicherung zum Berichtsgegenstand darstellen. Eine zusammenfassende Beschreibung erfolgt in diesem Kapitel.

Als **geochemische Verfahrensansätze** werden in Anlage 1 (Tabelle 1) Verfahrensansätze vorgestellt, bei denen durch Ionenaustausch oder Zusatz von Reduktanten Abtrennungs-

und Fällungsreaktionen als erfolgreiche Behandlungstechnologie für den jeweiligen Anwendungsfall entwickelt wurden [PA-03]. In vier Dokumenten werden Untersuchungen beschrieben, bei denen es durch gezielte Stoffzugabe (Polymer-modifizierte Kieselsäure als durchlässige reaktive Barriere [DO-06]; Nanoeisen [ME-97/2], [BL-95], [MÜ-06]) gelungen ist, die Wasserqualität hinsichtlich Schwermetallen zu verbessern. Fallbeispiele, bei denen diese Stoffe im großtechnischen Maßstab erfolgreich angewendet wurden, sind in der Literatur hingegen nicht belegt. Dagegen hat sich der Einsatz von Kalziumpolysulfid ([JA-01/1], [JA-01/2], [JA-01/3]) in Bohrlöchern im technischen Maßstab bewährt. Es gibt jedoch keine Aussagen, wie die Gefahr im Zusammenhang mit der möglichen Bildung von giftigem H_2S -Gas beherrscht wurde. Die Frage, ob die Bildung von schwer löslichen Metallsulfiden die Bildung von Schwefelwasserstoff soweit überlagert, dass die arbeitsschutztechnischen Vorbehalte vernachlässigbar sind, ist in der Literatur nicht erläutert.

Eine weitere Möglichkeit der Sanierung von Grundwasserschadensfällen ist die Anwendung von „Reaktiven Wänden“ [MÜ-06, ME-97/2, ZO-98]. Allerdings setzt die Funktion einer reaktiven Wand bekannte definierte Strömungswege im Abstrom und eine ausreichende Erfassung der Kontaminationen voraus. Diese Voraussetzungen sind im Fall der Gruben der Wismut GmbH nicht gegeben.

Im Sinne eines Pump-and-Treat-Verfahrens werden Verfahren [WI-01, WI-03] beschrieben, bei denen Grund- und Oberflächenwässer z. B. über ein Neutralisationsbett mit Kalk und Magnetit behandelt werden. „Pump-and-Treat“ ist ein allgemeiner Begriff, der einen Sanierungsprozess von Grundwasser beschreibt, bei dem dieses an die Oberfläche gepumpt und behandelt wird, um Verunreinigungen zu entfernen.

In einem Überblicksartikel [AK-06] wird allgemein die Neutralisation saurer Bergbauwässer dargestellt. Unter anderem werden Kalkstein, hydratisierter Kalk, Na_2CO_3 , Natronlauge, Ammoniak, Kalziumperoxide, Verbrennungstaub und Flugasche erwähnt, um die Entfernung von Eisen und Schwermetallen positiv zu beeinflussen.

Ein finnisches Handbuch [HE-08] befasst sich mit Strategien von Bergwerksschließungen einschließlich der Übertageanlagen (Halden Tailings). Aspekte der Wasserbehandlung werden knapp abgehandelt. Potenzielle In-situ Beeinflussungsmaßnahmen werden tabellarisch kurz charakterisiert mit Verweis auf entsprechende Sekundärliteratur. Die Darlegungen widerspiegeln die vordergründige Bezugnahme auf saure Grubenwässer aus abgebauten sulfidischen Erzlagerstätten. Angaben zu etwaigen technischen Umsetzungen erfolgen im Handbuch nicht.

In einer weiteren Publikation werden die Sachlage von Bergbaualtlasten und zu punktuellen Sanierungsmaßnahmen in Portugal gemäß eines 10-jährigen Sanierungsprogramms im Überblick veranschaulicht [CA-11]. Die Darlegungen schließen Aktivitäten bzgl. der grubenexternen passiven Behandlung von Bergbauwässern ein. Detaillierte fachliche Informationen werden nur ansatzweise vermittelt. In einer weiteren Publikation [CA-16] wird am Beispiel zweier portugiesischer Sanierungsstandorte auf die Weiterentwicklung dort installierter passiver Wasserbehandlungsanlagen verwiesen, nachdem zunächst unzureichende Abtrennerfolge bei Eisen und Mangan erzielt wurden. Für eine generelle Beurteilung wurde die bisherige Betriebsdauer als noch nicht ausreichend benannt.

Als **biologische Verfahrensansätze** werden in Anlage 1 (Tabelle 2) die Verfahrensansätze vorgestellt, bei denen durch Zugabe von Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphatverbindungen der Stoffumsatz der Mikroorganismen gezielt gefördert wird. Der wichtigste Grundsatz

dieser Verfahren ist, dass Mikroorganismen (überwiegend Bakterien) verwendet werden, um Schadstoffe zu degradieren, sie in weniger schädliche Formen zu transformieren oder zu fixieren. In den letzten Jahren wurde die Erforschung alternativer Technologien intensiviert [JO-05, EP-08, BL-08, WH-03]. Die Reinigungsziele werden schneller erreicht als bei „Pump-and-Treat“-Methoden.

Die sogenannte „In-situ-Bioremediation“ führt zur Verringerung des Transfers von Schadstoffen in andere Medien, stellt aber erhöhte technologische Anforderungen hinsichtlich der Prozessregelung (Dosierung von Stoffen, Steuerung der Wasserströme, Prozessüberwachung). Zusammenfassend ist festzustellen, dass die Bioremediation kommerziell im technischen Maßstab zur Reinigung von organischen Schadstoffen eingesetzt wird, eine Übertragbarkeit in der hier beschriebenen Form auf sächsisch-erzgebirgische Grubenstandorte jedoch als problematisch anzusehen ist. Die Hauptprobleme sind dabei neben der notwendigen Zugänglichkeit der untertage-Bereiche das Einbringen von Stoffen in den Untertagebereich bzw. das Grundwasser und der Verbleib der anfallenden Reststoffe (Schlämme).

Der wesentlich größere Teil der ausgewerteten Literatur favorisierte die Abreicherung von Aziditäts-, Eisen- und Schwefellasten aus bergbaubeeinflussten Grundwässern durch heterotrophe mikrobielle Sulfatreduktion ([KL-07], [GE-LO], [FR-05]). Die dem Grubenwasser zugesetzten Kohlenstoffquellen sind neben rein chemischen Marktprodukten (Glucose, Acetat, Lactat, Pyruvat, Ethanol) auch Abfallprodukte aus der Landwirtschaft (Heu) und der Zuckerrübenindustrie (Melasse, Pfezi-Granulat und Carbokalk) [FR-05]. Stroh hat sich zwar in Verbindung mit Carbokalk erfolgreich im technischen Maßstab bewährt, da jedoch das Einbringen einer größeren Menge in die Grube Königstein als technisch problematisch eingeschätzt wird, wurde diese Lösung nicht weiter betrachtet. Der großtechnische Einsatz von flüssiger Schweinegülle in zwei gefluteten finnischen Erzbergwerken zeigt, dass durch den Einsatz von zugesetzten Kohlenstoffquellen finanzielle Einsparpotenziale bezüglich einer eventuellen Wasserbehandlung gegeben sind [VE-09/1]. Allerdings ist nach Einschätzung der Autorin [VE-09/2] klar, dass der Einsatz des Verfahrens durch sehr spezielle hydrogeologische Bedingungen bestimmt wurde und dass eine Übertragbarkeit auf andere Standorte äußerst problematisch ist. Auch auf Grund der aktuellen Diskussion zu pathogenen Keimen und Tierarzneimittelrückständen, die im Zusammenhang mit dem Einbringen von Gülle ins Grundwasser eine Rolle spielen würden, wurde der Einsatz von flüssiger Schweinegülle für die Grube Königstein nicht weiter verfolgt.

In der Literatur [BI-07] wird ein weiteres Verfahren beschrieben, bei dem sowohl geochemische als auch biologische Teilprozesse in Kombination ablaufen. Dabei erfolgt die Abreicherung von Aziditäts-, Eisen- und Schwefellasten aus bergbaubeeinflussten Grundwässern durch autotrophe mikrobielle Sulfatreduktion. Als Substrat dient H_2 , als C-Quelle und zur pH-Steuerung wird CO_2 verwendet. Die Behandlungsschritte laufen in einem aus mehreren Teilreaktoren bestehenden Reaktor ab. Im ersten Schritt wird Wasserstoff durch Elektrolyse gebildet. Dieser Wasserstoff dient im nächsten Schritt den autotrophen Bakterien als Elektronendonator, um Sulfat zu Sulfid zu reduzieren. Anschließend erfolgt die Abtrennung des Eisens als FeS_x durch Fällung getrennt von der mikrobiellen Sulfatreduktion. Die Eisenfällung gelingt vollständig, $c(SO_4^{2-})$ kann von 1.700 mg/l bis auf 200 mg/l abgesenkt werden. Der während des Prozesses ansteigende pH-Wert wird durch die Steuerung des CO_2 -Partialdruckes kontrolliert, wodurch die unerwünschte Karbonatfällung verhindert wird, der Sulfidaustrag über eine Sulfidstrippung mit anschließender Sulfidrückoxidation zum Schwefel erfolgen kann und ein für Sulfatreduzierer optimales Milieu eingestellt wird [BI-07]. Dieser Verfahrensansatz wurde in einem Langzeitversuch über 3,5 Jahre im Techni-

kumsmaßstab untersucht und optimiert [WA-10]. Das Verfahren soll perspektivisch in Bohrlöchern mit großem Durchmesser in der Lausitz zum Einsatz kommen. Eine technische Umsetzung ist bislang nicht erfolgt.

Weiterhin wurde ein Ansatz recherchiert [KL-07], der auf der In-situ-Immobilisierung durch Ausfällung schwerlöslicher Sulfide bzw. im Fall von Chrom der Ausfällung als Hydroxid beruht. Als Elektronendonator bietet Molashine eine effiziente Möglichkeit, mit einfachen Mitteln eine mikrobielle Sulfatreduktion zu induzieren, die zu reduzierenden Bedingungen und daraus resultierend zur Bildung schwerlöslicher Sulfide führt. Dass dieser Verfahrensansatz auch Probleme mit sich bringen kann, zeigen die Erfahrungen beim Betrieb des Constructed Wetland am Schacht 371. Dort wurde u. a. versucht, durch Zugabe von Melasse die Behandlung eines Teilstroms der Haldensickerwässer über Tage zu optimieren. Aus den Ergebnissen ist nicht vorhersehbar, welche Probleme bei einem Einsatz unter Tage in der Grube Königstein zu lösen wären [JA-07].

Viele Forschungsvorhaben zeigen, dass ein großes Interesse an der Entwicklung alternativer Methoden besteht, ohne dass schon praxisreife Anwendungen präsentiert werden können, die sich direkt auf sächsisch-erzgebirgische Erzgruben übertragen lassen. Bei vielen Ansätzen spielt die Anhebung des pH-Wertes eine entscheidende Rolle, um dadurch eine Wasserneutralisation in Verbindung mit chemischen Stoffausfällungen, darunter insbesondere Eisen, zu erzielen.

7.4 RECHERCHE IM RAHMEN DER INTERNATIONAL MINE WATER ASSOCIATION (IMWA)

Die IMWA ist eine multidisziplinäre Organisation von Fachleuten der Bergbaubranche, naturwissenschaftlichen Institutionen und Behörden, deren Ziel der Erkenntnisgewinn, Informationsaustausch und Technologietransfer aller das Grubenwasser betreffenden Aspekte ist. Wissenschaftlich-technisch Veröffentlichungen erfolgen seit 1982 im Journal der IMWA „Mine Water and the Environment“ (Springer). Dieser Literaturbestand wurde in die Recherche einbezogen.

Viele Veröffentlichungen befassen sich mit Beschreibungen und Analysen von Wässern in aufgelassenen Gruben. Artikel mit Bezug zur Zielstellung (In-situ-Behandlung) dieser Studie werden im Folgenden kommentiert. Externe Behandlungsverfahren außerhalb der Quelle (Grube) werden nicht einbezogen. Es werden kurze Anmerkungen zum Anwendungspotential in Sachsen angefügt. Eine ausführliche Erläuterung erfolgt in den folgenden Abschnitten

In [TA-01] wird zur Unterdrückung fortlaufender Sulfidoxidation in Er- und Kohlenbergwerken und damit einhergehender Sauerwasserbildung und Schwermetallmobilisierung die Installation eines „Gas Redox and Displacement Systems“ (GaRDS) beschrieben. Der Verfahrensansatz beruht auf der Einbringung von Biomasse und einer daraus generierten Gasatmosphäre bestehend aus Kohlendioxid und Methan. Eine solche Gasatmosphäre verhindert den Zutritt von Sauerstoff zu den Sulfiden. Die Schaffung einer solchen Atmosphäre setzt voraus, dass Gaszirkulation im Grubenbereich weitgehend ausgeschlossen werden kann, da sonst Kohlendioxid und Methan ausgetragen werden. Dies ist in den

meisten sächsischen Gruben nicht möglich. Daher kommt ein solcher Ansatz in Sachsen nur in Ausnahmefällen in Frage.

Lindow und Borden [LI-05] schlagen den Einsatz von emulgiertem Sojaöl als Reagenz zur Verbesserung der Grubenwasserbeschaffenheit vor. Dieser Verfahrensansatz ist in den sächsischen Bergwerken nicht anwendbar, da solche Verfahren Risiken zusätzlicher Gewässerunreinigung in sich bergen.

Canty und Everett [CA-06] dokumentieren die großtechnische Anwendung eines reaktiven Versatzverfahrens in einer ehemaligen Kohlegrube in Oklahoma. Dabei wurden 379 t alkalische Aschesuspension in die Grube eingespült. Im Ergebnis wurde eine Reduktion der Azidität des Grubenwassers sowie sinkende Eisen- und Aluminiumgehalte erreicht. Die Anwendung vergleichbarer Versatzverfahren erfordert die ausreichende Zugänglichkeit der Untertage-Bereiche, die im sächsischen Altbergbau selten gegeben ist. Außerdem hat die Asche die Tendenz zum Abbinden und wird dann nicht wirksam hydraulisch durchströmt. Anwendungsmöglichkeiten bestehen in der Sanierung des Alt-Braunkohlentiefbaus (wird im Leipziger Raum angewendet) und beim Einbringen von Versatz bei neuen Bergbauprojekten.

In einem Überblicksartikel beschreibt Wilkin [WI-08] die wichtigsten Abschwächungsprozesse (Attenuation processes), die weltweit in Bergwerken dokumentiert und beschrieben wurden. Für Schwermetalle werden als mögliche Abschwächungsprozesse zum einen die reduktive Fällung und zum anderen die Hydrolysefällung durch pH-Anhebung angeführt. Diese Prozesse sind Grundlage der meisten Ansätze zum in-situ-Rückhalt und werden nachfolgend erläutert.

Bless et al [BL-08] berichten über die Ergebnisse des seit 1994 laufenden Mine Waste Technology Program der US Environmental Protection Agency anhand von vier Fallbeispielen [BL-08]. Die Grundidee des Verfahrens ist die Installation von Bioreaktoren (mikrobiologisch katalysierte Sulfatreduktion) im Inneren von Grubenbauen. Z. B. wurde in der Lilly/Orphan Boy Mine (USA) im Jahr 1994 ein untertägiger Bioreaktor installiert, der analog eines reaktiven Filters im gefluteten Entwässerungstollen funktioniert. Die Wirksamkeit konnte über Jahre nachgewiesen werden.

7.5 RECHERCHE VON INTERNATIONALEN DOKUMENTEN

Da im Rahmen von Bergbauprojekten (einschließlich Stilllegung) der Stand der Technik anzuwenden ist (BAT, Best Available Technology), wurden Dokumente, die im Rahmen der EU als BAT Reference Dokumente (BREF) gelten, in die Recherche einbezogen. Unter Bezug auf den Recherchegegenstand sind hier insbesondere zu nennen:

- Document on Mine Waste and Tailings Management [MT-04]
- Remediation of Acidic Mine/Industrial Drainage (PIRAMID) [PI-03]

Das „Document on Mine Waste and Tailings Management“ [MT-04] wurde im Auftrag der EU Kommission als unterstützendes Dokument für die Umsetzung der Mine Waste Directive 2006/21/EC erarbeitet. Es widmet sich umfassend dem Stand der Technik beim Management von Haldenmaterial und Tailings. Zu Fragen des Wassermanagements von gefluteten

Untertagebergwerken sind hingegen keinerlei im Sinne der Recherche relevante Informationen enthalten.

Die PIRAMID-Studie [PI-03] liefert einen noch immer aktuellen Leitfaden zur Konstruktion und zum Betrieb von passiven Wasserbehandlungsanlagen sowie zur Vermeidung von Schademissionen von bergbaulichen Abfällen. Allerdings werden auch hier keinerlei Angaben betreffs Technologien zur In-situ-Immobilisierung von gefluteten Untertagebergwerken gemacht.

Das „International Network for Acid Prevention“ (INAP) hat relevante Informationen zum Themenkreis AMD (Acid Mine Drainage, Sauerwasser im Bergbau) der zurückliegenden 50 Jahre zusammengefasst und unter Ableitung der „best practice for technique and management“ als Leitfaden aufbereitet [VE-09/3; www.gardguide.com]. Diese Arbeit stellt derzeit sicher den umfangreichsten Überblick zu diesem Themenkreis auf internationaler Ebene dar. Außer Gruben (Tiefbau) werden auch Tagebaue, Halden, Tailings usw. behandelt. Neben umfassenden Darstellungen zu grundlegenden Prozessen, Analysen, abstrahierenden Methoden, Präventionskonzepten, Monitoringkonzepten usw. sind die Hauptkapitel 6 (Prevention and Mitigation) und 7 (Treatment) hier von besonderem Interesse.

Zentrale Aussage von Abschnitt 6 des Leitfadens ist die Empfehlung einer möglichst weitgehenden Vermeidung von Sauerwasserbildung in der Quelle. In diesem Zusammenhang wird ausdrücklich darauf verwiesen, dass mit der Flutung von Gruben der weitere Luftzutritt vermieden wird. Die Strategie einer möglichst weitgehenden Flutung entspricht damit dem Leitfaden und der besten internationalen Praxis. Weiterhin wird die weit verbreitete Anwendung alkalischer Stoffe zur Behandlung von Sauerwasser beschrieben.

In Abschnitt 7 ist ein kurzer Abschnitt „In-situ-Treatment“ enthalten, der aber sehr allgemein bleibt. Es werden die Verfahrensansätze

- Einbringung von alkalischem Material auf beeinflusste Flächen und in Abfallmaterial,
- Restseebehandlung,
- Abdeckung von Flächen und Abfallmaterial durch organische Komponenten und
- Reaktive Wände (organisches Material, Fe(0))

benannt. Im Weiteren wird überwiegend auf Tagebaurestseebehandlung abgestellt. Als „full-scale trial“ wird der Fall einer „surface coal mine“ in Westvirginia mit einigem Erfolg („some success“) im Ergebnis erwähnt. Konkrete Verfahrensansätze, die auf sächsische Erzgruben anwendbar wären, sind nicht enthalten.

7.6 ERKENNTNISSE AUS DER PATENTRECHERCHE

Zur Ermittlung des Standes der Technik wurde zusätzlich eine Patentrecherche in den Online-Datenbanken des Deutschen Patent- und Markenamts, vorrangig in DEPATISnet, durchgeführt. Für eine Patenterteilung ist jedoch eine tatsächlich ausgeführte großtechnische Anwendung keine zwingende Voraussetzung.

Die überwiegende Anzahl der Patentschriften beinhaltet chemisch-technische Verfahren zur externen Behandlung von gefassten Grubenwässern, wobei insbesondere Behandlungsanlagen, Verfahren, Wirkstoffe und Rezepturen beschrieben werden. Sie sind somit für diese Studie nicht von Belang. Die im Folgenden genannten Schriften haben einen Bezug zur Zielstellung und werden daher kurz kommentiert.

Das koreanische Patent [KR102000073421A] beschreibt eine Behandlungsmethode für Grubenwasser, die auf der Zugabe von mineralisiertem Wasser beruht, das mittels einer Kalksteinzone generiert wird. Kern des Verfahrens ist offensichtlich eine Pufferung des Flutungswassers mit einem alkalisierten Wasser, in deren Folge Schwermetalle ausfallen.

Ein weiteres koreanisches Patent [KR1020090040049A] schützt ein Verfahren zur Grubenwasserreinigung in einem offenen, vertikalen Schacht. Die Reinigung wird durch Injektion eines Neutralisationsmittels und Belüftung erzielt, wahrscheinlich um Eisen III auszufällen.

Eine Patentschrift aus Japan [JP000060248288A] umfasst eine nicht näher beschriebene Neutralisation von saurem Grubenwasser durch Magnesiumhydroxid, gelöschtem Kalk und Kalziumkarbonat. Das japanische Patent [JP002005248521A] beschreibt ein Wasserfassungssystem in einem mit gebrochenem Material verfüllten Schacht. Aus dem Jahr 2008 liegt eine weitere japanische Patentschrift [JP002008062147A] vor, die eine Behandlungsmethode für eisenhaltiges Abwasser enthält, wobei der Schwerpunkt auf der Feststoffabtrennung durch den Zusatz von Natriumsulfit und Luft liegt. Das Verfahren ist wahrscheinlich für eine externe Behandlungsanlage konzipiert.

Ein kanadisches Patent von 2009 [CA000002693176A1] zeigt ein Behandlungssystem für saures Grubenwasser und halogenierte Kontaminanten auf der Grundlage einer Injektion von Substraten und der Ausbildung von Biofilmen. Als Substrat wird Milch genannt.

Das US-Patent [US20040245185A1] beschreibt die In-situ-Neutralisation von säurehaltigem Porenwasser, welches im Untergrund vorliegt. Als Beispiel für den Anwendungsfall wird allerdings nur ein kleinskaliger Fall beschrieben, bei dem einem Volumen von 50 mL Porenwasser ($\text{pH} < 2$) ein Gemisch aus 25 mL NaOH und 2 g Kalkstein zugesetzt wird. Eine technische Anwendung wird nicht dargestellt.

Hervorzuheben ist das US-Patent „In situ treatment process to remove metal contamination from ground water“ [US20060186053A1]. Hier wird in weitgefassten Ansprüchen die Sanierung von sauren Wässern durch Injektion von alkalischen Lösungen in den Untergrund geschützt. Infolge der Pufferung werden Metallionen aus dem Grundwasser in-situ ausgefällt. Die beschriebenen Beispiele umfassen die Sanierung von sauren Lösungen mit Hilfe von flüssigen alkalischen Lösungen, wie z. B. Lösungen von Na_2CO_3 , NaOH oder Na_2SiO_3 , welche jeweils in verschiedene Bohrlöcher zu injizieren sind. Eine großtechnische Nutzung des in diesem Patent geschützten Verfahrens [US20060186053A1] ist aus der Patentschrift jedoch nicht ersichtlich. Zum Patent US [US20060186053A1] wurden Nachanmeldungen in Australien, Kanada und Südafrika sowie als PCT-Patentanmeldung [WO2005068041] und EP-Patentanmeldung [EP1701776] ermittelt. In den Patentanmeldungen [WO2005068041] und [EP1701776] ist Deutschland als Bestimmungsland benannt. Es wurde aber keine nationale Weiterverfolgung der Patentanmeldungen für Deutschland gefunden.

Insgesamt ist festzustellen, dass sich die überwiegende Anzahl der recherchierten Patente auf Methoden in externen Anlagen bezieht und keine Relevanz für eine In-situ-Sanierung sächsisch-erzgebirgischer Gruben besteht. In den oben dargestellten Fällen wird deutlich, dass die gefundenen relevanten Verfahrensansätze letztlich alle auf Neutralisation und



damit einhergehende Ausfällungen von Schwermetallen abstellen. Insbesondere der Ansatz in [US20060186053A1] deckt sich weitgehend mit dem Konzept der unterstützenden chemischen Maßnahmen, die durch WISMUT für die Grube Königstein im Feldmaßstab getestet wurden.

8 ZUSAMMENFASSENDE BEWERTUNG

8.1 RECHERCHIERTE VERFAHRENSANSÄTZE

In der vorliegenden Recherche sind ausgehend von der Aufgabenstellung mit dem Stand von August 2018

- die bisher durch WISMUT ausgeführten Arbeiten
- der nationale/internationale Stand von Wissenschaft und Technik

zur nachhaltigen In-situ-Sanierung (Immobilisierung) von anorganischen Schadensherden infolge des Erz- und Spatbergbaus unter Berücksichtigung der Standortspezifität entsprechender sächsisch-erzgebirgischer Gruben dargestellt und kommentiert worden.

Weltweit ist der Problemkreis im Zusammenhang mit schadstoffhaltigem Wässern infolge von Bergbauaktivitäten bedeutsam, wobei der Schwerpunkt bei sauren Wässern aus abgebauten sulfidischen Lagerstätten liegt. Es sind deshalb vielfältige Aktivitäten zur Minderung diesbezüglicher Auswirkungen recherchierbar.

In der Mehrzahl der dokumentierten Fälle werden Standorte sich selbst überlassen bzw. man setzt auf natürliche Prozesse der Schadensminderung (Natural Attenuation). Die übliche Strategie der Sauerwasserbehandlung ist die externe Wasserbehandlung mit diversen Verfahren. Darüber hinaus gibt es Verfahrensansätze und Anwendungen zur Abstrombehandlung und zur In-situ-Behandlung.

Verfahrensansätze zu In-situ-Behandlung beruhen überwiegend auf:

- Waschung mit Wasser,
- geochemischer Pufferung (Einbringung fester oder flüssiger Stoffe zur pH-Eh-Beeinflussung),
- Stimulierung biologisch katalysierter Reduktionsprozesse.

Die technologische Auslegung dieser Ansätze für bestimmte Anwendungsfälle orientiert sich wesentlich an den gegebenen Randbedingungen der Schadherde und stellt somit jeweils eine an die Standortbedingungen angepasste individuelle Maßnahme dar. Deshalb unterscheiden sich auch die wenigen bekannten Anwendungsfälle sehr deutlich voneinander.

Alle in der Recherche gefundenen Verfahrensansätze zur In-situ-Behandlung wurden vordergründig in Versuchen, teilweise auch direkt im Schadherd, getestet. Großtechnische nachhaltige Anwendungen über die Testversuche hinaus konnten im internationalen Maßstab nicht gefunden werden.

Insgesamt wird eingeschätzt, dass kein erprobtes und anwendungsbereites Verfahren zur In-situ-Schadstoffimmobilisierung von schwermetallhaltigen Gruben- bzw. Grundwässern bekannt ist, das eine weitgehend vollständige Grubensanierung ermöglichen könnte. Die im Rahmen der Recherche gefundenen Verfahrensansätze, die auf sächsisch-erzgebirgische Erz- und Spatgruben adaptierbar sind, decken sich mit den an verschiedenen Sanierungsstandorten der Wismut GmbH auf verschiedenen Maßstabsebenen untersuchten und

bewerteten In-situ-Sanierungsansätzen. Diese waren allerdings im Falle der Standorte der Wismut GmbH nicht geeignet, die grubenexternen konventionellen Grubenwasserbehandlungen zu ersetzen.

Es wird im Ergebnis der Recherche eingeschätzt, dass an den Grubenstandorten der Wismut GmbH, bisher die weltweit wahrscheinlich größte Anzahl an Sanierungsansätzen auf verschiedenen Maßstabsebenen untersucht und bewertet worden ist.

Ausgehend davon wurden für die recherchierten Felduntersuchungen zu In-situ-Maßnahmen Steckbriefe erarbeitet. Mit diesen erfolgt eine schematisch-tabellarische Kurzcharakteristik und Beurteilung dieser Maßnahmen anhand der in der Aufgabenstellung vorgegebenen Kriterien, soweit aus der Recherche verfügbar.

Die Steckbriefe liegen in der Anlage 4 für In-situ-Verfahrensansätze sowie für entsprechende konkrete Fälle (zumeist Felduntersuchungen) wie folgt vor:

- 1.1 In-situ-Quellimmobilisierung durch hohen Flutungswassereinstau
- 1.2 Oxidation/Sedimentation (Transferbereich)
- 1.3 Oxidation/Sedimentation (grubenexternes Wetland)
- 1.4 Grubenwasser-Management
- 1.5 Neutralisation/Fällung
- 1.6 Reduktion
- 1.7 Reaktionsstrecke / Barriere

Diese Steckbriefe betreffen somit sowohl die Urangruben Königstein und Ronneburg mit hoch kontaminierten sauren Flutungswässern als auch verschiedene Uran- bzw. Erzgruben des Erzgebirges mit mehr oder minder neutralen kontaminierten Grubenwässern.

Die in diesen Steckbriefen dokumentierten Informationen widerspiegeln vergleichsweise hohe Untersuchungsintensitäten zur Überprüfung etwaiger In-situ-Behandlungsansätze. Die damit erzielten Erkenntnisse sind damit im Rahmen der technischen Möglichkeiten relativ repräsentativ und fachlich belastbar.

Es erfolgten aber keine regulären in-situ-Behandlungen kontaminierter Grubenwässer, die zu einer maßgeblichen und nachhaltigen Reduzierung von Schadstoffemissionen im Sinne einer zielgemäßen Wasserbehandlung analog den grubenexternen WBA geführt haben. Damit können auch keine realen verallgemeinerbaren Kosten bezüglich des Invest- bzw. Betriebsaufwandes generiert werden, um die Wirtschaftlichkeit derartiger Verfahren zu bewerten. Derartige Kostenangaben stehen zudem immer im Kontext zu den speziellen Verhältnissen der jeweiligen Erz- und Spatgrube. Dazu wären konkrete planerische Untersuchungen erforderlich. Unter Berücksichtigung dessen können hier nur qualitative Charakterisierungen zum Aufwand erfolgen.

Im Sanierungsbereich der Wismut GmbH werden kontaminierte Grubenwässer in großem Umfang behandelt. Dies erfolgt aber jeweils grubenextern in technischen Behandlungsanlagen unter Anwendung mehrstufiger physikalisch-chemischer Verfahren einschließlich der Immobilisierung kontaminierter Behandlungsrückstände sowie deren kontrollierten Einlagerung im Sanierungsareal.

8.2 KLASSIFIZIERUNG DER VERFAHRENSANSÄTZE

Ausgehend von den Erkenntnissen bzw. Erfahrungen zu einer typischen Grubenflutung und potenziellen Verfahrensansätzen zu deren In-situ-Beeinflussung lassen sich diese Ansätze grundsätzlich kategorisieren.

Für diese Kategorisierung ist zugleich die Lokalisation einer In-situ-Beeinflussung im Sinne von Eingriffsebenen bezüglich der gefluteten Erzgrube als Schadstoffquelle von Belang. Diese Ebenen lassen sich vordergründig aus der räumlichen Positionierung des Eingriffs auf:

- den untertägigen Flutungsraum der Grube;
- den Flutungswassertransfer aus dem Flutungsraum nach über Tage;
- den übertägigen Wasserabstrom von der Grube zur Vorflut

klassifizieren, die in der Folge kurz charakterisiert werden. Dabei wird auf theoretisch vorstellbare, aber praktisch nicht durchführbare Maßnahmen einer generellen Beseitigung oder Abschirmung der Schadstoffquelle im Flutungsraum, z. B. durch Vollversatz, oder hydraulischer Kapselung stillgelegter Erzgruben grundsätzlich verzichtet. Es sollen nur Maßnahmen betrachtet werden, die durch nachträgliche punktuelle Veränderungen innerhalb einer stillgelegten und gefluteten Grube konzipierbar sind.

8.2.1 EINGRIFF IN DEN FLUTUNGSRAUM

Ein Eingriff ist prinzipiell hydraulisch oder hydrochemisch praktikierbar. Der hydraulische Eingriff zielt auf die Reduzierung bzw. Unterbindung des weiteren Grundwasserdurchflusses durch die geflutete Grube ab, der hydrochemische Eingriff auf eine Veränderung der hydrochemischen Signatur des Flutungswassers unter Verminderung umweltrelevanter Stoffkonzentrationen.

Einstau (Verfahren 1.1)

Ein Aufstau von Grubenwässern ist ein grundsätzlich kostengünstiges und wirksames Verfahren zum untertägigen Schadstoffrückhalt, da der Sauerstoffzutritt abgeschnitten wird. Voraussetzung ist aber eine relativ große aufstaubare Höhe. Die Bergwerke in Sachsen sind außer Betrieb und geflutet. D.h. der Aufstau ist bereits erfolgt und ist wirksam (Beispiel: Flutungsraum Freiberg). Die „Restbergwerke“ sind meist bis zur Talsohle geflutet, wo der Wasseraustritt über die Wasserlösestollen erfolgt. Aufstau würde zu Wasseranstieg über die Talsohle hinaus führen. Meist sind umfangreiche Grubenbaue oberhalb der Talsohle vorhanden (z. B. Freiberg, Schlema) und der Aufstau würde zu unkontrollierbaren Wasseraustritten führen. Des Weiteren erfolgt häufig eine Nachnutzung durch Besucherbergwerke (z. B. Freiberg, Zinnwald, Ehrenfriedersdorf).

Eine gewisse Ausnahme bildet das Freiberg-Brand-Erbisdorfer Revier, da die meisten Grubenbaue oberhalb des RSS wasserfrei sind bis auf die Bereiche VGS und HSU. In [4] wurden Betrachtungen zum Anstau des Brander Revierteils angestellt.

Modifizierung Grubenwasser-Management (Verfahren 1.4)

Durch Eingriffe in das Grubenwassermanagement kann versucht werden, den Grundwasserdurchfluss durch den schadstoffbelasteten Flutungsraum zu vermindern. Dazu müssten Oberflächenwasser- bzw. Grundwasserzuflüsse vor dem Zutritt in den Flutungsraum gefasst und am Flutungsraum vorbeigeleitet werden. Dazu sollten maßgebliche Zuflussteilströme zugänglich und alternative Transferwege in den Abstrombereich der Grube nutzbar sein. Eine entsprechende Maßnahme kann ggf. in der Erzgrube Schneeberg mit der bis 2022 geplanten bergmännischen Beräumung und Sicherung des historischen Markus-Semmler-Stollens im Rahmen der Altlastensanierung wirksam werden.

Idealerweise könnte somit eine anteilige hydraulische Isolierung der gefluteten Schadstoffquelle erzielt werden. Des Weiteren könnte der Wasser- und Stoffaustausch innerhalb des Flutungsraumes eingeschränkt werden (Wasserschichtung), so dass die sukzessive Freisetzung mobiler Schadstoffe verlangsamt abliefe. In der Praxis kann der Grundwasserzufluss wegen einer Vielzahl unzugänglicher Zutrittslokalitäten bestenfalls partiell reduziert werden. Weiterhin bleiben in gefluteten Erzgruben häufig hydraulisch- bzw. thermisch induzierte Wasserumwälzungen wirksam, die durch den mehr oder minder hohen bergmännischen Durchbauungsgrad der Gruben und durch die zumeist moderaten Salzgehalte bzw. Wasserdichten begünstigt werden. Hoch mineralisierte Grubenwässer, die eher zur Schichtung neigen, sind in sächsisch-erzgebirgischen Gruben eher untypisch.

Modifizierung Flutungsmanagement (Verfahren 1.4)

Durch Maximierung des Flutungsstandes in einer Grube kann versucht werden, den Grundwasserzufluss in den kontaminierten Flutungsraum zu reduzieren. Durch einen hohen Aufstau wird der hydraulische Druckgradient aus dem Grubenumfeld in den Flutungsraum vermindert, was zu einer anteiligen Zuflussminderung führt. Dem Aufstau sind allerdings durch das natürliche Überlaufniveau und ggf. durch den notwendigen Schutz des Grubenumfeldes vor inakzeptablen Vernässungen der bewohnten bzw. genutzten Tagesoberfläche Grenzen gesetzt bzw. erfordern umfassende hydraulische Kompensationsmaßnahmen (leistungsfähige Oberflächen-Drainagesysteme). Diese hydraulische Zielstellung entspricht prinzipiell der Flutungsstrategie der Wismut GmbH, insbesondere auch in der Urangrube Ronneburg.

Zusätzlich müssen generell geomechanische Instabilitäten der bewohnten bzw. genutzten Tagesoberfläche infolge eines Wasseraufstaus ausgeschlossen sein. Dazu können sich ggf. bauliche Kompensationsmaßnahmen (z. B. tagesnahe Grubenverwahrungen) erforderlich machen.

Schadstoffixierung durch Fällung/Neutralisierung im zentralen Flutungsraum (Verfahren 1.5)

Durch die nachhaltige Beeinflussung des pH-Milieus kann die Mobilisierung von Schwermetallen reduziert werden. Mit der Zugabe von alkalischen Medien kann saures Flutungswasser neutralisiert werden. In diesem Zusammenhang kann im Zusammenhang mit oxidierenden Redoxverhältnissen insbesondere mobiles Eisen als Hydroxid ausgefällt werden, unter Mitfällung weiterer Wasserschadstoffe.

Des Weiteren kann durch die Zugabe von Fällungschemikalien die Wasserlöslichkeit mobiler Schadstoffe gesenkt und eine In-situ-Fällung initiiert werden.

Derartige hydrochemische Eingriffe sind grundsätzlich nur dann sinnfälliger, wenn dadurch natürliche Selbstreinigungsprozesse im Sinne einer irreversiblen Reaktion stimuliert werden und wenn problematische Nebenreaktionen weitgehend ausgeschlossen sind. Dies setzt hinreichende Kenntnisse zum grubenspezifischen Systemverhalten bzw. zu entsprechenden langzeitstabilen Verhältnissen voraus.

In der Urangrube Königstein wurde die Fixierung von Ra-226 durch die Injektion von BaCl_2 in Erzblöcke unter Ausfällung von BaSO_4 lokal getestet. Eine derartige Maßnahme ist aber nur vor der Grubenflutung effektiv praktikierbar. Ebenfalls für die teilgeflutete Grube Königstein ist ein neuer Test zur partiellen Neutralisierung des sauren kontaminierten Flutungswassers mittels Kalkmilch unter Ausfällung von Eisenhydroxid und Schwermetallen konzipiert. Die Kalkung soll in Kombination mit der Zugabe von Butanol biochemischer Reduktion des mobilen Urans zwecks Mitfällung erfolgen. Frühere Feldtests zur In-situ-Fällung hatten die Uran Gruben Königstein und Ronneburg betroffen.

Reduktive Schadstofffixierung im zentralen Flutungsraum (Verfahren 1.6)

Durch eine Beeinflussung der geohydrochemischen Verhältnisse im zentralen Flutungsraum einer gefluteten Grube ist eine Emissionsminderung von Schadstoffen prinzipiell möglich. Dies ist sowohl für das pH-Milieu als auch das Redox-Milieu als maßgebende chemische Rahmenbedingungen zutreffend.

Durch die nachhaltige Senkung des Redoxmilieus können oxidative Stoffmobilisierungen verringert bzw. unterbunden werden. Dies gilt insbesondere für die typische Oxidation sulfidischer Verbindungen in den Gesteinen und Resterzen stillgelegter Erzgruben, insbesondere von Pyrit, mit den Folgereaktionen einer Stoffmobilisierung (Aufscheidung, Schwermetallfreisetzung), aber auch auf die Mobilisierung von Uran in pH-neutralen Grubenwässern zu.

Der Sauerstoffeintrag in stillgelegten Erzgruben erfolgt vordergründig über Grubenwetter in luftegefüllten Grubenbereichen und zudem über das sauerstoffhaltige Grundwasser in geflutete Grubenbereiche. Durch eine möglichst umfassende Grubenflutung kann der Bewetterungseffekt auf die Sulfidoxidation markant reduziert werden. Ein prinzipiell ähnlicher Effekt ist mit einer Reduzierung des Grundwasserzuflusses möglich. Beide genannten hydraulischen Maßnahmen können somit sowohl eine hydraulische als auch hydrochemische Minderung des Stoffaustrages bewirken.

Unter der Einwirkung des natürlichen organischen Grubeninventars (insbesondere Grubenholz und dessen Zersetzungsprodukte) oder die gezielte Zugabe organischer Substanzen kann sich bei geringer Sauerstoffzufuhr unter Mitwirkung biochemischer Prozesse ein ausgeprägt reduktives Milieu herausbilden. Ein ähnlicher Effekt kann prinzipiell chemisch-anorganisch unter Anwendung starker Reduktionsmittel (z. B. metallisches Eisen) erzielt werden.

8.2.2 EINGRIFF IN TRANSFERBEREICH

Für stillgelegte bzw. geflutete Gruben erfolgt zumeist ein Abfluss der Flutungswässer über periphere Grubenbereiche bzw. Wasserlösungsstollen. Entlang dieses Transferweges besteht wegen der verhältnismäßig besseren Zugänglichkeit die prinzipielle Chance der Beschaffenheitsbeeinflussung und Schadstoffrückhaltung unter Tage. Damit werden Selbstreinigungs-

prozesse in der peripheren Grube vorweggenommen, die ansonsten in der Vorflut unter deren Kontamination ablaufen würden.

Wasserbelüftung/Oxidation (Verfahren 1.2)

Überlaufende Flutungswässer enthalten häufig mobiles Eisen in gelöster zweiwertiger bzw. bereits geflockter dreiwertiger Form. Durch eine Belüftung des abfließenden Wassers kann eine vollständige Oxidation angestrebt werden. Das dreiwertige Eisen neigt zur Agglomeration hydroxidischer Flocken, die bei ausreichender Größe sedimentieren können. Die Eisenflocken können weitere Schadstoffe mitfällen bzw. adsorbieren, u. a. auch Arsen. Voraussetzung hierfür sind ausreichende Reaktionszeiten sowie moderate Fließgeschwindigkeiten. Zudem ist ein hinreichend großes Sedimentationsvolumen erforderlich, ansonsten wird der gebildete eisenhaltige Schlamm durch die Strömung verschleppt.

Diese Belüftung lässt sich am einfachsten in Abflusstollen unter dem Einfluss von Grubenwettern realisieren, ggf. auch in der obersten/tagesnächsten Lamelle des Flutungsraumes. In Abflusstollen können Abflussschikanen und Sedimentationsfallen installiert werden; es steht aber eher ein beschränkter Sedimentationsraum zur Verfügung, was periodische Beräumung und Verbringung des Grubenschlammes erfordert. Idealerweise sollte eine grubeninterne nachhaltige Verbringung erfolgen, ansonsten stünde eine externe Deponierung unter Berücksichtigung des Schadstoffgehaltes an.

Alternativ zur Stollenbelüftung kann der Sauerstoff auch über zufließende Grundwässer in periphere abflusseitige Bereiche des Flutungsraums eingetragen werden. Dann ist eine In-situ-Fällung und Schlamm sedimentation im abströmenden Flutungswasser ohne weitere verfahrenstechnische Aufwendungen möglich. Voraussetzung hierfür ist aber die Ausbildung hinreichend großer sedimentationsfähiger Hydroxidflocken.

Derartige Behandlungsmaßnahmen sind für die Gruben Pöhla (Test in peripherem Teilflutungsraum Hämmerlein) und Ehrenfriedersdorf (Anwendung in peripherem Flutungsraum zzgl. Abflusstollen) belegt.

Reaktionsstrecke / Barriere (Verfahren 1.7)

Dieser Verfahrensansatz ähnelt dem Verfahren 1.5 (Schadstoffixierung durch Fällung/Neutralisierung im zentralen Flutungsraum). Das Verfahren wird in einem Stollnumbruch oder einer Seitenstrecke mit Wasserströmung durchgeführt. Durch Einbringen von reaktivem Material, wie reaktiver Kalkstein (z.B. Travertin) oder Sorptionsmittel (z.B. granuliertes Fe-Oxidhydroxid) erfolgt die Beeinflussung des Grubenwasserchemismus. Durch die nachhaltige Beeinflussung des pH-Milieus kann die Immobilisierung von Schwermetallen induziert werden.

8.2.3 GRUBENEXTERNER EINGRIFF

Oxidation/Sedimentation - grubenexternes Wetland (Verfahren 1.3)

Für stillgelegte bzw. geflutete Gruben erfolgt zumeist ein gebündelter Abfluss überlaufender Flutungswässer über periphere Grubenbereiche bzw. Wasserlösungsstollen zur Vorflut. Entlang des weiteren übertägigen Transferweges von der Grube zur Vorflut besteht wegen

der vergleichsweise guten Zugänglichkeit die Chance der Beschaffenheitsbeeinflussung und Schadstoffrückhaltung über Tage im Rahmen einer passiven Wasserbehandlung ohne umfassenden verfahrenstechnischen Ausbau bzw. Chemikalieneinsatz. Damit werden Selbstreinigungsprozesse im unmittelbaren Grubenumfeld vorweggenommen, die ansonsten in der Vorflut unter deren Kontamination ablaufen würden.

Die grubenexterne Belüftung kann z.B. in einer Wasserkaskade, die nachfolgende Ausfällung schadstoffhaltiger Eisenschlämme in einfachen Becken erfolgen. Diese müssen eine hinreichende Fließberuhigung des Grubenwassers gewährleisten und eine periodische Schlammberäumung ermöglichen. Idealerweise sollte eine grubeninterne nachhaltige Verbringung erfolgen, ansonsten stünde eine externe Deponierung unter Berücksichtigung des Schadstoffgehaltes an.

8.3 VERFAHRENSGEGENÜBERSTELLUNG

Die Gegenüberstellung potenzieller In-situ-Beeinflussungsverfahren beruht methodisch auf den erarbeiteten Verfahrenssteckbriefen (s. Anlage 4). Die dortige Verfahrens-Kurzcharakteristik beruht auf den in der Aufgabenstellung vorgegebenen Kriterien, soweit aus der Recherche verfügbar. Die Kriterien werden dabei in Primärkriterien zur Einschätzung der Umsetzbarkeit im Vorfeld und Sekundärkriterien zur Bewertung von Effekten während der Umsetzung eingeteilt:

Primärkriterien

- technische und räumliche Machbarkeit,
- erforderlicher Aufwand,
- Genehmigungsfähigkeit,
- Zeitschiene für Umsetzung,
- Erreichbarkeit des Ziels bzw. Effizienz,
- Verhältnismäßigkeit (Kosten getrennt nach Investitions- und Betriebskosten),

Sekundärkriterien

- Beeinträchtigung des Landschaftsbildes,
- Beeinträchtigung der Lebensraumqualität,
- Gefahr einer Remobilisierung von Schadstoffen und
- Notwendigkeit und Möglichkeit einer Entsorgung; Einschätzung der Nachhaltigkeit.

Der entsprechende Vergleich erfolgt tabellarisch (vgl. Tabelle 24) unter Berücksichtigung der in den Steckbriefen erfolgten Bepunktung (siehe Anlage 4). Diese spiegelt aufgabengemäß eine qualitative orientierende Bewertung wider und stellt zudem eine grobe Pauschalierung dar.

Bedeutung der Bepunktung:

- | | | |
|-----|-------------------------|--|
| ▪ 0 | <u>ungeeignet</u> | technisch nicht umsetzbar, nicht genehmigungsfähig, nicht wirksam |
| ▪ 1 | <u>bedingt geeignet</u> | signifikante Einschränkungen/Restriktionen bei technischer Umsetzbarkeit, Genehmigungsfähigkeit und/oder Wirksamkeit |

- 2 gut geeignet keine oder wenige Einschränkungen/Restriktionen bei technischer Umsetzbarkeit, Genehmigungsfähigkeit und/oder Wirksamkeit

Wegen der Variabilität der Bedingungen in den konkreten Bergwerken musste dabei häufig eine Spanne der Bepunktung (z.B. „1-2“) angegeben werden. Eine Bepunktung von „0“ bei einem der wesentlichen Aspekte II/4.1; II/4.2; II/4.5 und II/4.10 führt dabei zu einem Ausschluss der Maßnahme. Die erreichten Punkte für die konkreten Verfahren kann den Steckbriefen in Anlage 4 entnommen werden.

Eine etwaige konkrete Verfahrensanwendung bedarf stets der Untersuchung zu den konkreten Verhältnissen einzelner Anwendungsfälle und bei dabei erwiesener prinzipieller Eignung einer schrittweisen bergmännisch-technischen Planung (Einzelfallbetrachtung). Hierbei dürften erfahrungsgemäß u. a. bergmännische, hydrotechnische und verfahrenstechnische Aspekte für den technischen und finanziellen Aufwand, die Effizienz und Risiken maßgeblich sein.

Tabelle 24: Vergleich der potenziellen in-situ-Beeinflussungsverfahren nach Primärkriterien.

Verfahren	Machbarkeit	Aufwand	Genehmigungsfähigkeit	zeitl. Umsetzung	Ziel-Erreichung/ Effizienz	Bewertung
Einstau (1.1)	1	0 - 1	1	1	1	4 - 5
Modifizierung Grubenwassermanagement (1.4)	1	1	1	1	1	5
Modifizierung Flutungsmanagement (1.4)	1	1	1	1	1	5
Schadstoffixierung durch Fällung/ Neutralisierung im zentralen Flutungsraum (1.5)	1	1	0 - 1	1	1	4 - 5
Reduktive Schadstoffixierung im zentralen Flutungsraum (1.6)	1 - 2	1 - 2	0 - 1	1	1	4 - 7
Wasserbelüftung/Oxidation (1.2)	1 - 2	1 - 2	1 - 2	1 - 2	1 - 2	5 - 10
Reaktionsstrecke / Barriere (1.7)	1 - 2	1 - 2	1 - 2	1	1 - 2	5 - 9
grubenexterner Eingriff (1.3)	2	1 - 2	1 - 2	2	1 - 2	7 - 10

Aus der Verfahrensgegenüberstellung lässt sich ableiten, dass diese Verfahrensansätze prinzipiell machbar sein können. Die Machbarkeit ist aber von der Zugänglichkeit dafür wesentlicher Grubenbereiche ohne umfangreiche bergmännische Ertüchtigungen abhängig. Die Chancen hierfür sind naturgemäß im unmittelbaren Grubenumfeld bzw. in der Grubenperipherie größer als in zentralen Grubenbereichen. Damit dürfte auch der Zeitbedarf für eine technische Umsetzung in etwa korrelieren.

Der Aufwand ist gleichsinnig hiervon abhängig. Die Beeinflussbarkeit des Wassermanagements erfordert voraussichtlich relativ komplexe Maßnahmen zur Fassung und zweckmäßi-

gen Ableitung maßgebender Grubenwasserteilströme bis hin zur Grubenperipherie (Kompensation Vernässungsgefahren bzw. geomechanischer Instabilitäten Tagesoberfläche). Die hydrochemische Beeinflussung des Flutungsraumes setzt insbesondere auch einen effektiven Wasseraustausch im Flutungsraum zur effektiven Wirkungsausbreitung voraus. Demgegenüber erscheint der Aufwand im Falle einer eher lokalen Beeinflussung des abfließenden Flutungswassers in der Grubenperipherie oder dem unmittelbaren Grubenumfeld niedriger.

Für die Genehmigungsfähigkeit muss wegen des sehr speziellen Maßnahmencharakters generell von speziellen Einzelprüfungen ausgegangen werden. Die Genehmigungsfähigkeit kann durch die objektiv eingeschränkte Kontrollmöglichkeit von In-situ-Maßnahmen erschwert werden. Dies gilt v. a. im Falle des Einbringens von Stoffen bzw. Chemikalien in das Flutungswasser bzw. Grundwasser hinsichtlich damit verknüpfter etwaiger Nebenwirkungen bzw. Auswirkungen auf das Grubenumfeld zu. Demgegenüber wird eine bessere Genehmigungsfähigkeit für Beeinflussungen in der Grubenperipherie bzw. im unmittelbaren Grubenumfeld eingeschätzt.

Die Erreichung des Zieles eines möglichst umfassenden Schadstoffrückhaltes ist am ehesten mittels einer hydrochemischen Beeinflussung des abfließenden kontaminierten Flutungswassers unter kontrollierten Rahmenbedingungen realisierbar. Demgegenüber lässt sich durch Einflussnahme auf das Grubenwassermanagement eher eine anteilige Minderung des Schadstoffaustrages bewirken, was einer geringeren Effizienz bzgl. der Schadstoffemission entspricht.

Gemäß den grundsätzlichen Beurteilungen zu Aufwand und Effizienz fällt die Verhältnismäßigkeit für die Eingriffe im zentralen Flutungsraum bei pauschaler Betrachtung tendenziell ungünstiger aus als bei Eingriffen an der Grubenperipherie. Das würde im konkreten Einzelfall so nicht zutreffend, wenn anteilige Emissionsminderungen als akzeptables Ziel gelten und die Eingriffe im zentralen Flutungsraum technisch einfach zu realisieren wären.

Aus dem Verfahrensvergleich anhand der Primärkriterien deutet sich somit ein Vorteil bzgl. bzgl. der peripheren bzw. übertägigen In-situ-Maßnahmen an, insbesondere auch aufgrund der besseren Machbarkeit und Kontrollfähigkeit.

Aus den tabellierten Sekundärkriterien resultiert folgende Beurteilung. Das Risiko etwaiger Stoffremobilisierungen ist bei den Beeinflussungen des Grubenwassermanagements kaum gegeben, da nur vordergründig die ablaufende Flutungswassermenge und weniger die Wasserbeschaffenheit beeinflusst wird. Im Gegensatz dazu fällt das Risiko bei der In-situ-Beeinflussung wegen der damit verknüpften Stoffausfällungen im Flutungsraum prinzipiell höher aus. Das Risiko ist dann am höchsten, wenn die initiierten Maßnahmen nicht im Einklang mit der natürlichen physikalisch-chemischen Entwicklung stehen, sondern durch Langzeitprozesse wieder kompensiert werden können. Stoffremobilisierungen bei peripheren Einflussnahmen erscheinen wieder geringer, weil eine bessere Kontrollfähigkeit bzw. ggf. ein verfahrenstechnischer Zugriff möglich ist.

Die Nachhaltigkeit kann dann besser ausfallen, wenn langfristige In-situ-Beeinflussungen an der Schadstoffquelle im Flutungsraum realisierbar sind bzw. autonom wirksam bleiben. Demgegenüber stellen periphere Einflussnahmen eher eine nachgeschaltete Reaktionen dar, die nur solange voll wirksam bleiben, wie die technischen Rahmenbedingungen aufrechterhalten sind.

Tabelle 25: Vergleich der potenziellen in-situ-Beeinflussungsverfahren nach Sekundärkriterien.

Verfahren	Ebene	Remobilisierungsgefahr	Reststoffe	Nachhaltigkeit	Beeinträchtigung Landschaftsbild	Beeinträchtigung Lebensraumqualität	Bewertung
Einstau (1.1)	untertägig	2	2	2	2	0 - 1	8 - 9
Modifizierung Grubenwassermanagement	untertägig	2	1 - 2	2	2	2	9 - 10
Modifizierung Flutungsmanagement	untertägig	2	2	2	2	0 - 1	8 - 9
Schadstofffixierung durch Fällung/Neutralisierung im zentralen Flutungsraum	untertägig	1	1 - 2	1 - 2	1 - 2	2	6 - 9
Reduktive Schadstofffixierung im zentralen Flutungsraum	untertägig	1	1 - 2	1 - 2	2	2	7 - 9
Wasserbelüftung/ Oxidation (1.2)	transfer	1 - 2	1	1	2	2	7 - 8
Reaktionsstrecke / Barriere (1.7)		1 - 2	1	1 - 2	2	2	7 - 9
Grubenexterner Eingriff	über-tägig	2	1 - 2	1	1	1 - 2	6 - 8

Kontaminierte Reststoffe fallen bei den Beeinflussungen des Grubenwassermanagements generell nicht an. Bei den hydrochemischen In-situ-Beeinflussungen fallen entsprechende Reststoffe an, die aber idealerweise vollständig im Flutungsraum sedimentieren können. Im Gegensatz dazu sind die Reststoffe bei den peripheren Einflussmaßnahmen bei begrenzten Sedimentationsräumen periodisch zu entsorgen.

Beeinträchtigungen des Landschaftsbildes und der Lebensraumqualität sind bei ausschließlich untertägigen Maßnahmen unwahrscheinlich. Ausnahme ist die Beeinflussung des Flutungswasserstandes, wenn dadurch die Tagesoberfläche inakzeptabel geschädigt wird (Vernässungen, Verbrüche). Bei einer peripheren Einflussnahme im Rahmen eines Wetlandes ist die dafür notwendige Flächeninanspruchnahme und lokale Verschmutzung mit Grubenschlämmen zu bedenken. Zudem können ggf. technische Anlagen zur In-situ-Stofffällung im Flutungsraum an der Tagesoberfläche notwendig sein (Stoff- bzw. Chemikalienaufgabe über Bohrlöcher).

Aus dem Verfahrensvergleich anhand der Sekundärkriterien deutet sich ein leichter Vorteil bzgl. der untertägigen In-situ-Maßnahmen bzgl. des Grubenwassermanagements an, insbesondere auch aufgrund des Ausbleibens kontaminierter Reststoffe bzw. deren Remobilisierungsgefahr.



Für die Gesamtbewertung fallen die Primärkriterien formell höher ins Gewicht. Unabhängig davon sollte aber eine Pauschalisierung vermieden werden. Es müssen vielmehr für die jeweiligen Einzelobjekte Einzelfallprüfungen anhand der jeweils konkreten objektspezifischen Gegebenheiten der jeweiligen Erz- bzw. Spatgrube durchgeführt werden unter Berücksichtigung realistischer Zielstellungen einer etwaigen In-situ-Maßnahme zum Schadstoffrückhalt.

9 FALLSTUDIEN

9.1 BISHERIGE RECHERCHEN UND ENTWICKLUNGSARBEITEN DER WISMUT GMBH ZUR QUELLIMMOBILISIERUNG GEFLUTETER BERGWERKE

Die einzigen praktischen Fallstudien größeren Umfangs zum in-situ-Rückhalt von Schadstoffen in Sachsen erfolgten seitens der Wismut GmbH. Diese werden nachfolgend vorgestellt.

Die Verwahrung ihrer Uranbergwerke ist eine der wesentlichen und zentralen Sanierungsaufgaben der Wismut GmbH und in aller Regel mit der weitgehenden Flutung der untertägigen Grubengebäude verbunden. Der Umgang mit den dauerhaft anfallenden Flutungswässern erfordert umfangreiche Aufwendungen bezüglich des Wassermanagements und Umweltmonitorings. Wassermanagement und konventionell-technische Wasserbehandlung von Grubenwässern sind kostenintensive Langzeitaufgaben des Wismut-Sanierungsprogramms.

Aus diesem Grund hat die Wismut GmbH frühzeitig begonnen, alternative Verfahrensansätze zur In-situ-Beeinflussung von Flutungswasserkörpern zu untersuchen und in diesem Zusammenhang den nationalen und internationalen Kenntnisstand systematisch verfolgt und eigene Untersuchungsergebnisse im Rahmen internationaler Fachtagungen veröffentlicht (z. B. [JE-04], [PA-03], [PA-06], [ME-07]). Wiederholt wurden hierzu nationale und internationale Workshops unter Beteiligung der sächsischen und thüringischen Genehmigungsbehörden ausgerichtet.

Besonders intensive Untersuchungen von Möglichkeiten einer gezielten chemischen Beeinflussung der Flutungswasserqualität betrafen die Grube Königstein, vor allem wegen des dort angewandten chemischen Verfahrens zur Urangewinnung, der im Vergleich zu anderen Wismut-Gruben außerordentlichen Quellstärke des Schadherdes sowie wegen der außerordentlich sensiblen Position der Grube in Bezug auf eine potentielle Beeinflussung umgebender Grund- und Oberflächenwasser.

Erfolgversprechende Ansätze, insbesondere zum Einsatz fester reaktiver Materialien sowie zu In-situ-Immobilisierungsverfahren, wurden seit den frühen 1990er Jahren auf verschiedenen Maßstabsebenen untersucht. Die Untersuchungen selbst bzw. ihre Ergebnisse wurden im Rahmen des Genehmigungsverfahrens zur Flutung der Grube Königstein gutachterlich begleitet bzw. bewertet.

Im Einzelnen wurden Verfahrensansätze untersucht. Diese Ansätze zielen auf die speziellen geo- und hydrochemischen Bedingungen der Grube Königstein ab (saure in-situ-Laugung in geologischem Sandsteinkomplex/aufgelockerte Erzblöcke), die sich markant von den anderen Uran- und Erzgruben (zumeist Erzabbau auf Gängen und Lagern in geologischen Schieferkomplexen) abheben. Die nachfolgenden Ansätze lassen sich aber methodisch-verfahrenstechnisch grundsätzlich auf konventionelle Erz- und Spatgruben übertragen:

- Neutralisation von Flutungswasser mit Kalkmilch Ca(OH)_2 ([WIS-K 319/11])

Dieser Ansatz wurde bis zum Labormaßstab abschließend bearbeitet. Sein entscheidender Nachteil ist, dass das Einbringen und die weitgehende Verteilung des Neutralisationsmittels im Flutungsraum infolge von Gipsfällung in der Nähe der Aufgabee-

punkte erheblich erschwert bzw. eingeschränkt wird. Hinzu kommt, dass sich der ausgefällte Gips, einschließlich mitgefällter Schadstoffe, rücklöst und damit keine Langzeitstabilität und keine nachhaltige Wirkung unter den Bedingungen der Grube Königstein gegeben ist. Dieser Ansatz wurde deshalb nicht weiter verfolgt. Im Rahmen der Pilotversuche zum Sulfiteinsatz erfolgte eine nochmalige Prüfung der Zugabe von Kalkmilch. Auch hier wurde festgestellt, dass die Nutzung von Kalkmilch auf Grund des hohen Verkrustungspotenzials nicht zielführend ist.

- Einbringung neutralisierender Feststoffe in die Grube vor deren Flutung

Dieser Ansatz wurde durch theoretische Betrachtungen abschließend bearbeitet. Im Ergebnis ist eine Neutralisation des überwiegenden Säurepotenzials in der Grube durch nachträglich eingebrachten puffernden Versatz kaum möglich, da die Altbergbaubereiche nur ungenügend erreichbar sind. Der Ansatz wurde deshalb nicht weiter verfolgt.

- Einbringen fester reaktiver Materialien - Schrotteinlagerung im Bereich der F.-Str. 25-6-1 ([WIS-97], WIS-K 185/3))

Es wurde ein Feldversuch unter Tage durchgeführt. Aufgrund ungenügender Einlagekapazität wurde dieser Ansatz nicht weiter verfolgt.

- Stimulierung natürlich vorhandener Mikroorganismen im Grundwasser durch Zugabe von Nährstoffen ([WIS-K 248/2], [WIS-K 248/7])

In Zusammenarbeit mit der University of New Mexico wurden laborative Untersuchungen zur Fixierung von Schwermetallen aus der im Grundwasser gelösten Phase in schwerlösliche Minerale auf der Grundlage mikrobiologisch katalysierter Reduktionsvorgänge durchgeführt. Dabei wurde sauberes Grundwasser aus dem 3. sowie 4. GWL und Gesteinsmaterial mit gelöstem Uran und Eisen versetzt. Als Nährstoffe kamen Natriumlactat und Trimethaphosphat zum Einsatz. Reduktionsprozesse konnten in Laborversuchen nachgewiesen werden, allerdings wurde bei Reproduktionsversuchen eine Erfolgsrate von nur ca. 50 % erreicht. Im Technikumsversuch wurde eine Rücklösung von etwa 20 % des zuvor fixierten Urans festgestellt. Grundsätzlich wurde aus den Versuchsergebnissen abgeleitet, dass nennenswerte Reduktionsprozesse erst bei neutralen pH-Werten stattfinden.

- Einbringung reaktiver Materialien im Abstrom der Grube (Kontrollstrecke) im Sinne einer reaktiven Barriere [DM-99]

Dieser Ansatz wurde bis zur Entwicklung eines geeigneten reaktives Material (Eisen-Braunkohle-Gemisch) verfolgt. Die Wirksamkeit hinsichtlich der Schadstoffreduzierung im Flutungswasser wurde nachgewiesen. Die Einbringung in die offene Kontrollstrecke war jedoch aus technologischen und sicherheitstechnischen Gründen nicht umsetzbar (s. u.).

- Dieser grundsätzliche Verfahrensansatz wurde für eine Einbringung des reaktiven Materials von über Tage in die geflutete Grube im Rahmen des BMBF-Projektes 02WN0755 [WIS-K 325/8] weiterentwickelt. Es zeigte sich, dass die Einbringung fester reaktiver Materialien technisch schwierig und aufwändig ist. Problematisch ist insbesondere ein ausreichender Kontakt mit dem Flutungswasserkörper, um hinreichende Stoffumsätze zu erzielen. Im Ergebnis und vor dem Hintergrund des mittlerweile fortgeschrittenen Verwahrzustandes der Grube Königstein scheiden alle dieje-

nigen Verfahrensansätze, die das Einbringen von festen reaktiven Barrieren (PRB's, permeable reactive barriers) zum Inhalt haben, aus. Sie wurden deshalb nicht weiter betrachtet.

▪ Einbringung reaktiver Materialien im Südfeld der Grube [WIS-K 297]

Die Möglichkeit einer Einlagerung von reaktiven Materialien im Südfeld der Grube wurde in einem Sachstandsbericht [WIS-K 297], der den Genehmigungsbehörden vorliegt, grundsätzlich nachgewiesen. Die Umsetzung hätte im Zeitraum der Einlagerung zu einer Brandlasterhöhung in der Grube geführt. Darüber hinaus konnte nach der Streckenverfüllung mit reaktivem Material keine dauerhafte, gleichmäßige Durchströmung der Strecken gewährleistet werden. Aufgrund dieser hydraulischen Unwägbarkeiten und des unverhältnismäßig hohen Aufwandes zur Beherrschung der Grubensicherheit wurde dieser Ansatz nicht weiter verfolgt, eine Anwendung scheidet beim gegebenen Verwahrzustand der Grube aus.

▪ Gesteuerte Barytfällung im Porenraum und Mitfällung von Schadstoffen [WIS-03]

Der Verfahrensansatz wurde in Zusammenarbeit mit der TU Bergakademie Freiberg entwickelt und im Südfeld der Grube großtechnisch angewendet. Mit dem Verfahren wurden alle noch zugänglichen Laugungsblöcke immobilisiert. Weitere Anwendungsmöglichkeiten bestehen nicht.

Die Einbringung fester reaktiver Materialien in Grubenbaue vor deren Flutung (Kontrollstrecke) wurde gegenüber dem Sächsischen Oberbergamt nochmals bewertet. Im Ergebnis der Bewertung wird zusammenfassend festgestellt, dass eine Einlagerung von festem reaktivem Material mit verhältnismäßigem Aufwand nicht möglich ist.

Im Ergebnis der Bewertung wurde festgestellt, dass für den Fall der Grube Königstein kein chemisches Verfahren gefunden werden konnte, das allein eine weitgehend vollständige Sanierung der Grube ermöglicht. Unter Berücksichtigung des Abwerfens der Grube wurde daher eine Kombination zweier Verfahrensansätze mit dem Ziel untersucht, die Flutungswasserqualität der gefluteten Grube von über Tage aus nachhaltig zu verbessern:

- Verfahren zur Etablierung reaktiver Zonen (BMBF-Projekt 02WN0755) und
- Verfahren zum Einsatz von Pufferfluiden.

Im Rahmen des BMBF-Projektes 02WN0755 wurde ein Verfahrensansatz entwickelt, der durch Stimulierung vorhandener Mikroorganismen eine Milieuänderung und damit einen Rückhalt von Schadstoffen im Schadherd (in der Grube) bewirken kann. Entsprechend der Projektidee, der Stimulation standorteigener sulfatreduzierender Bakterien (SRB), war die Recherche und Darstellung des Standes von Wissenschaft und Technik auf die Gebiete

- Geomikrobiologie mit dem Schwerpunkt Sulfatreduktionsprozesse,
- Reaktive-Zonen-Technologien und
- reaktive, permeable Wände auf Grundlage Fe(0)

fokussiert. Weiterhin wird im Abschlussbericht des Projektes [WIS-K 325/8] der diesbezügliche Fortschritt des Standes der Wissenschaft während der Projektlaufzeit aufgezeigt, so dass zu diesem Themenkreis eine aktuelle Recherche bis in das Jahr 2010 vorliegt, auf die hiermit verwiesen wird.

Auf Grundlage der vorliegenden Ergebnisse wurde im Zeitraum August/September 2010 ein großtechnischer Feldversuch „Injektion Pufferfluid“ im gefluteten Teil der Grube Königstein nach planerischen Vorgaben durchgeführt. Übergeordnetes Ziel war es, entsprechend behördlicher Auflagen nach Verfahrensansätzen zu suchen, die eine Milieubeeinflussung des Flutungswasserkörpers in Richtung des vorbergbaulichen Zustandes ermöglichen und damit potenzielle Schadstoffausträge bei weiterer Flutung bis zum natürlichen Einstauniveau minimieren können. Mit der im Feldversuch getesteten Technologie sollte der pH-Wert des sauren Flutungswassers angehoben und dessen Redoxpotenzial gesenkt werden, damit bereits im Wasser gelöste Stoffe ausfallen und sich die Nachlösung des im Gestein vorhandenen Schadstoffinventars deutlich reduziert. Insbesondere sollte die großtechnische Umsetzung erprobt und die Wirkung in der gefluteten Grube in ihrer komplexen Geometrie untersucht werden.

Im Feldversuch wurden an 3 verschiedenen Aufgäbeorten je über 10 Tage alkalische Lösungen in den Flutungswasserkörper eingeleitet. Insgesamt wurden ca. 104 t Alkalihydroxid (ca. 79 t Natronlauge und ca. 35 t Kalilauge) und ca. 7 t Natriumsulfit mit ca. 100.000 m³ Grund- bzw. gereinigtem Wasser aus der Wasserbehandlung eingetragen.

Folgende Kernergebnisse konnten festgestellt werden:

- Herstellung und Injektion der alkalischen Lösungen verliefen planmäßig. Die Anlage konnte mit wenig Aufwand an den nächsten Versuchsstandort umgesetzt werden.
- Damit konnte die technische Machbarkeit des Verfahrensansatzes im Realmaßstab nachgewiesen werden.
- Die Prognose der Fließwege, Reaktionsräume und Fließzeit auf Grundlage analytischer Ansätze hat sich als grundsätzlich richtig und zielführend erwiesen. Eine überschlägige Übertragung auf eine großtechnische Anwendung ist möglich.
- Die erwarteten chemischen Immobilisierungsreaktionen (Absinken der Uran- und Schwermetallkonzentrationen) konnten bei allen drei Teilversuchen eindeutig identifiziert werden.
- Der Tracerdurchgang sowie die chemische Wirksamkeit (beobachtet an den Förderbohrlöchern und der GWBM k-77037) hielten über mehr als 6 Monate an. Die eingebrachten Chemikalien haben sich demnach relativ weit in der teilgefluteten Grube verteilt.

Die Wirkung wird in Abbildung 9 und Abbildung 10 dargestellt.

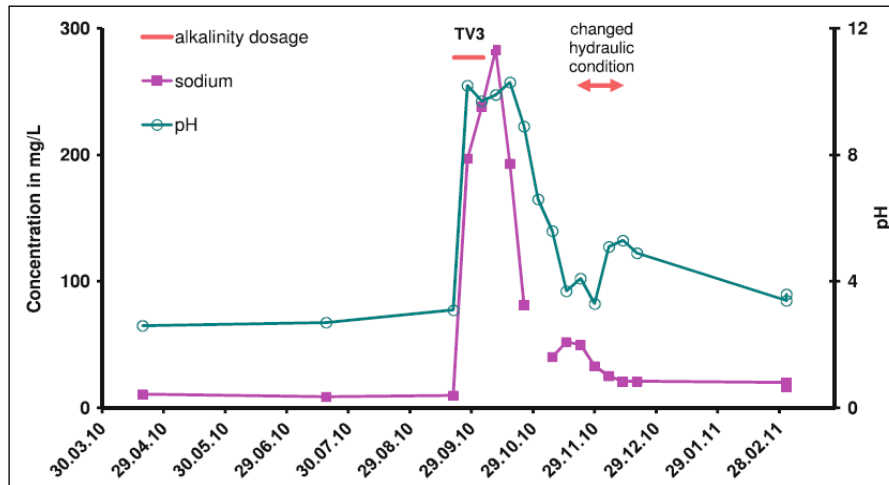


Abbildung 9: pH und Na-Konzentration in der Beobachtungsbohrung GWMW 7037 (aus [35]).

Wie Abbildung 9 zeigt, führt die Dosierung des NaOH (TV3) zu einem pH-Anstieg von 3,5 auf ca. 9. Nach Ende der Dosierung fällt der pH wieder nahezu auf den Ausgangszustand.

Hauptziel der Maßnahme in Königstein war eine Abreicherung von Uran im Flutungswasser. Das Verhalten anderer Elemente, u. a. Cadmium, ist in Abbildung 10 dargestellt.

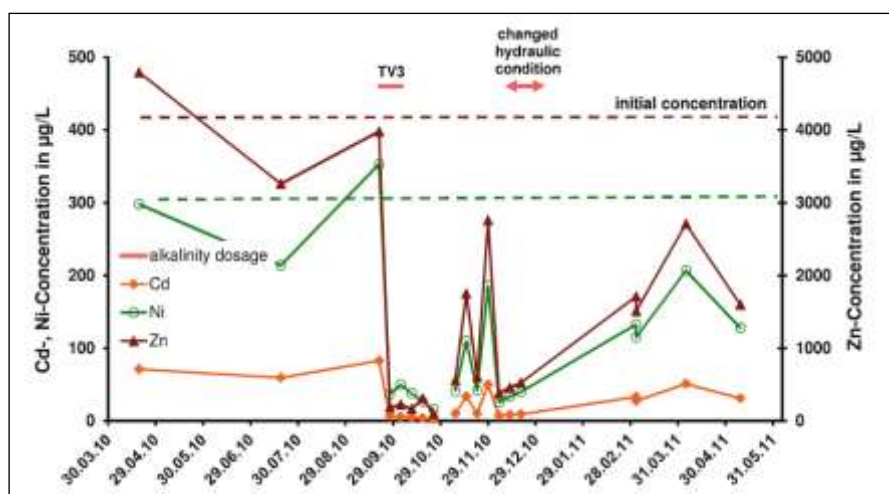


Abbildung 10: Cd-, Ni- und Zn-Konzentration in der Beobachtungsbohrung GWMW 7037 (aus [35]).

Es zeigt sich, dass mit Beginn der NaOH-Dosierung (TV3) der Cd-Gehalt des Flutungswassers von einem Niveau bei 80 µg/l auf ca. 5 µg/l zurückgeht. Nach Ende der Dosierung erfolgt ein allmählicher Wiederanstieg der Konzentration.

Die Maßnahme war nicht auf die Immobilisierung von Cd optimiert, trotzdem wurde ein beträchtlicher Rückgang der Konzentration erzielt. Durch ergänzenden Zusatz von Carbonat, z.B. als Soda, könnte eine weitere Absenkung erreicht werden.

Insgesamt hat der Feldversuch die erwarteten Ergebnisse erbracht. Eine davon abgeleitete Injektionstechnologie wurde Bestandteil des Antrages zur vollständigen Flutung der Grube Königstein 2011. Das diesbezügliche Genehmigungsverfahren ist noch nicht abgeschlossen. Gegenwärtig erfolgen verschiedene Arbeiten zur Präzisierung des Vorhabens der vollständigen Flutung.

Wesentlicher Entwicklungsschwerpunkt einer etwaigen separaten In-situ-Beeinflussung ist die Optimierung des Injektionsverfahrens unter Einbeziehung neuer geomikrobiologischer Erkenntnisse. Ausgehend davon ist ein erneuter Feldversuch zur lokalen Injektion von Kalkmilch in das saure Flutungswasser zwecks partieller Neutralisation und In-situ-Eisenfällung sowie von Butanol als Nährmedium zur biochemische Reduktion von mobilem Uran konzipiert.

Über die genannten Arbeiten am Standort Königstein hinaus hat die Wismut GmbH an ihren anderen Urangruben ebenso Untersuchungen zu etwaigen In-situ-Immobilisierung von Schadstoffen der Flutungswässer durchgeführt. Dabei ist zu bemerken, dass diese Gruben polymetallische Vererzungen aufweisen und das in den betreffenden Flutungswässern neben Uran und Radium auch andere umweltrelevante Stoffe, wie Arsen, Eisen und Mangan teils auch Schwermetalle (insbes. Ronneburg) mobilisiert werden.

Hintergrund hierfür waren die absehbar langfristige Freisetzung verschiedener Schadstoffe und die Notwendigkeit deren weitgehende Abtrennung vor der Wassereinleitung in die Vorfluter. Es bestand die Fragestellung, inwieweit eine grubenexterne Wasserbehandlung gemäß dem Stand der Technik technisch machbar, stofflich effektiv, wirtschaftlich und nachhaltig durch In-situ-Maßnahmen in den Flutungsräumen der betreffenden Gruben ergänzt bzw. u. U. auch ersetzt werden kann. Es wurden folgende Untersuchungen im Feldmaßstab durchgeführt:

- Im Rahmen der Sanierung der kleinen konventionellen Uran- und Zinnerzgrube Pöhla erfolgte in den Jahren 2002/2003 ein Test zur In-situ-Flutungswasserbeeinflussung durch partielle Oxidation. Ziel war die untertägige Abtrennung von Fe und As aus dem chemisch reduzierenden Flutungswasser durch Zumischung separater sauerstoffreicher Infiltrationswässer der Grube im gefluteten tagesnahen Lagerstättenteil Hämmerlein in das Flutungswasser. Dies führte zur Mengenmehrung an kontaminiertem Flutungswasser (Mischwasser), aber auch zur Oxidation des mobilen Eisens und Arsens und zu deren In-situ-Ausfällung als arsenhaltiger Eisenhydroxid-Grubenschlamm. Bei diesem Versuch wurde in Abhängigkeit vom Mischungsverhältnis beider grubeninterner Wasserteilströme eine Konzentrationsreduzierung von Fe und As (75 % bzw. 50 %) erreicht. Eine hinreichende Abtrennung im Sinne der Ablaufwerte der grubenexternen WBA Pöhla gelang jedoch nicht. Auch konnte die zusätzliche behandlungsrelevante Kontamination an Radium (Ra-226) nicht reduziert werden [WIS-A 259-6]; [WIS-A 259-6-1]. Daher wurde dieser Verfahrensansatz zugunsten der externen Wasserbehandlung nicht weiter verfolgt.
- Unabhängig von gezielten anthropogenen Beeinflussungen waren bei der Flutung der Grube Pöhla im separaten tiefen Grubenteil Tellerhäuser stoffliche Veränderung eingetreten. Im Zuge der Flutung sowie danach sanken die Konzentrationen an Uran und Sulfat markant ab. Diese bis heute andauernde quasistabile Entwicklung, in der WBA Pöhla ist daher keine Uranabtrennung erforderlich, lässt sich mit der chemischen Reduktion dieser anfangs mobilen Stoffe infolge der Herausbildung eines aus-

geprägten reduktiven Redoxmilieus interpretieren. Im Gegenzug zum Uran erfolgte allerdings eine intensivierete Mobilisierung von Radium (Ra-226).

- Die Kombination der räumlich getrennten chemisch reduktiven Stoffabtrennung (Uran) mit der nachfolgenden oxidativen Abtrennung (Eisen, Arsen) in einer Grube hätte eine interessante Verfahrenskombination ergeben können.
- Ausgehend von den Erkenntnissen zur Urangrube Pöhla wurde im gefluteten Schacht 371 der großen konventionellen Urangrube Schlema-Alberoda 2006/2007 nach vorherigen kleintechnischen Untersuchungen ein Feldversuch zur Beeinflussung der Flutungswasserbeschaffenheit durchgeführt. Ziel war die reduktive Abtrennung von Uran durch elementares Eisen. Dazu wurden Eisenpulver und Kaliumchlorid (als Tracer) in den Schacht eingespült und die Flutungswasserbeschaffenheit im Nachgang analysiert. Im Ergebnis wurden eine anteilige Uranabtrennung und eine Eisenmobilisierung gemessen. Eine Abtrennung von Arsen und Radium (Ra-226) war nicht nachweisbar. Des Weiteren konnte eine intensive Konvektion des Flutungswassers im Schacht in Verbindung mit dem angeschlossenen Grubengebäude festgestellt werden. Dadurch ließ sich der Feldtest methodisch nicht auf den gefluteten Schacht begrenzen. Unter Berücksichtigung dessen müsste eine derartige In-situ-Maßnahme möglichst mehrere Tagesschächte der Urangrube betreffen, was aber wegen der weitgehenden bergmännischen Schachtverwahrungen nicht praktikabel ist. Zudem würde die In-situ-Maßnahme die grubenexterne Wasserbehandlung grundsätzlich nicht ersetzen können, sondern nur ergänzen [A 259/12]
- Der Einsatz von elementarem Eisen wurde für die Grube Königstein abschließend bewertet (vgl. oben).
- Am ostthüringer Standort Ronneburg wurde 1993/1994, also noch vor dem Beginn der Gesamtflutung, eine In-situ-Eisenabtrennung und Pufferung von hochbelasteten Grubenwasserteilströmen in einem Teilbereich der konventionellen Urangrube südlich der BAB 4 großtechnisch realisiert [VO-96]. Die Eisenabtrennung erfolgte durch Einspülen von Kalkmilch in die teilgeflutete, jedoch noch zugängliche Grube. Im Ergebnis gelang es, die Eisenkonzentration im abzuschlagenden Grubenwasser unter den damaligen Überwachungswert von 10 mg/l abzusenken. Allerdings wurde der verfügbare Reaktions- und Sedimentationsraum durch den starken Schlammfall rasch ausgefüllt, so dass die Maßnahme abgebrochen werden musste. Für die geflutete Grube erwies sich der Einsatz des Verfahrens der In-situ-Kalkung als nicht hinreichend effizient und nachhaltig, insbesondere aufgrund der Grubengeometrie und der untertägigen Strömungsbedingungen. Von einer weiteren Anwendung wurde daher abgesehen.
- Während der Vorbereitungsarbeiten der Flutung der konventionellen Uran-Steinkohlengrube Dresden-Gittersee wurden in einigen Grubenbereichen Wässer mit hohen Eisenkonzentrationen (bis 90 mg/l) vorgefunden. Zur Reduzierung dieser Stoffquelle und Senkung der Eisengehalte im auszufördernden Grubenwasser wurde zwischen März 1992 und Mai 1994 eine untertägige Vorort-Bekalkung durchgeführt. Es handelte sich dabei um das Einspülen von Kalkmilch in einen abgedämmten, in Segmente aufgeteilten Grubenbau, der von den eisenreichen Wässern durchflossen wurde. Die Segmente dienten dabei als Sedimentationsräume für den Eisen-Kalk-Schlamm. Mit dieser Maßnahme konnten die Eisengehalte des Grubenwassers bis zum Abwerfen der betreffenden Sohlen (1994) signifikant gesenkt werden. Während der Flutung war gegenüber dieser partiellen Maßnahme eine übertägige grubenexterne Neutralisation des abgepumpten Flutungswassers mit Kalkmilch favorisiert

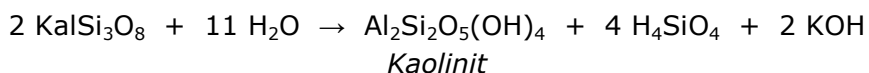
worden. Seit dem Abschluss der Flutung wird das überlaufende Flutungswasser über den neu aufgefahrenen Wismut-Stollen dem tiefen Elbstollen zugeführt. Im Wismut-Stollen erfolgt die natürliche Oxidation des mobilen Eisens unter weitgehend vollständiger Ausfällung als Eisenhydroxid in der Stollenseige.

9.2 WEITERE STUDIEN

9.2.1 SEDIMENTATIONSSTRECKEN IN DER GRUBE ZINNWALD/CINOVEC [10]

Die Sedimentation ist ein sehr einfaches und kostengünstiges Verfahren, um gewisse Stoffe aus den Grubenwässern abzutrennen. In der Hauptsache werden dabei Partikel abgetrennt und vom Eintritt in den Vorfluter abgehalten.

Das Nebengestein der Lagerstätte Zinnwald / Cínovec wird von Granit gebildet. Der Feldspat als ein Hauptbestandteil unterliegt bei Luft- und Wasserzutritt der Verwitterung:



Bei diesem Vorgang bildet sich Kaolinit als Feststoff. Außerdem enthält die Lagerstätte selbst Kaolinit und andere Schichtsilikate aus der hydrothermalen Nachphase der Lagerstättenbildung.

Kaolinit bildet relativ feine Partikel, die mit dem Grubenwasser ausgetragen werden können und zur Trübung von Grubenwasser und Vorflut führen können. Solche Partikel können in untertägigen Sedimentationsräumen abgesetzt werden. Dazu werden gewöhnlich Sohl-schwellen verwendet.

Allgemein können mit diesem Verfahrensansatz neben Kaolinit auch andere partikuläre Stoffe, wie z.B. Eisen- und Aluminiumhydroxide und daran adsorbierte Stoffe (Arsen), zurückgehalten werden. Die Rückhaltungswirkung ist jedoch begrenzt, da an den Sohl-schwellen meist nur relativ geringe Retentionsräume verfügbar sind. Bei Grubenwässern mit großer partikulärer Fracht sind diese Räume schnell gefüllt und müssen häufig und aufwendig geräumt werden.

Niveau Tiefer Bünau Stolln

In der Grube Zinnwald gibt es sechs Sedimentationsstrecken im Niveau TBSt, die dazu beitragen, dass Sedimente nicht in die Vorfluter gespült werden:

- Sedimentationsstrecke oberhalb vom Grenzdamm, der einen stetigen Teilaufstau bewirkt.
- Sedimentationsstrecke am Flöz 3 im Haupttrakt des TBSt
- Sedimentationsstrecke in der Grundstrecke Flöz 11 Ost, einem bedeutsamen Nebentrakt des TBSt
- Sedimentationsstrecke im alten Grenzschaftflügel zugleich Haupttrakt des TBSt oberhalb einer Sohlschwelle

- Sedimentationstrecke im alten Grenzschaftflügel des TBSt oberhalb der Wehrschwelle am Verfallpunkt
- Sedimentationstrecke im Neuschaftflügel des TBSt oberhalb der Wehrschwelle am Verfallpunkt

Die vier zuletzt aufgeführten Sedimentationsstrecken sind bei der Stollnsanierung 2007/2011 angelegt worden. Der Einstau zwischen dem Grenzdamm und dem Grenzdammwehr dient nur der Erzeugung eines laminaren Anstromes für den Wehrüberlauf. Sedimente setzen sich auf der kurzen Strecke mit relativ großer Fließgeschwindigkeit nicht ab.

In der Grube Cínovec gibt es im Niveau des TBSt einen großen eingestauten Sedimentationsraum südlich des Hochpunktes (754,9 mNN) des TBSt, wobei die Grubenwässer aus dem gefluteten Grubenfeld nur im Schacht Cínovec I aufsteigen können und von dort in den Haupttrakt des TBSt geleitet werden.



Abbildung 11: Sohlschwelle mit Sedimentationsstrecke am Damm 1 Tiefer Hilfe Gottes Stolln.



Abbildung 12: Eingestauter Sedimentationsraum südlich des Hochpunktes des Tiefen Büнау Stollns.

Niveau Tiefer Hilfe Gottes Stolln

In der Grube Zinnwald gibt es weitere sechs Sedimentationsstrecken im Niveau THGSt, die dazu beitragen, dass Sedimente nicht in die Vorfluter gespült werden:

- Sedimentationsstrecke oberhalb der Sohlschwelle im Querschlag I des THGSt,
- Sedimentationsstrecke oberhalb der Sohlschwelle mit Streckensumpf in der Umfahrung des THGSt,
- Sedimentationsstrecke oberhalb der Sohlschwelle im THGSt an der Steinbrecherrolle,
- Kurzes Sedimentationsbecken mit Überlauf in den THGSt am Damm 1 mit seinen Filterfenstern,
- Sedimentationsstrecke oberhalb der Sohlschwelle im THGSt beim Albert Schacht,
- Sedimentationsstrecke oberhalb der Wehrschwelle nahe beim Mundloch des THGSt.

Diese sechs Sedimentationsstrecken sind bei der Stollnsanierung 2007/2011 neu angelegt worden.

9.2.2 SEDIMENTATIONSSTRECKEN IM VERTRÄGLICHE GESELLSCHAFT STOLLN (GRUBE FREIBERG)

Der Verträgliche Gesellschaft Stolln führt einen Teil der Grubenwässer der oberen Sohlen (>330 m NN) der Grube Freiberg ab. Im Abschnitt unterhalb des Haldenkomplexes Davidsschacht fließen dem Stolln saure, stark Aluminium-, Eisen- und Schwermetallhaltige Wässer zu. Das Stollnwasser selbst ist oberhalb des Haldenkomplexes deutlich weniger sauer. Daher kommt es im Bereich der Wasserzuflüsse zur Ausfällung von Al- und Fe-Verbindungen (siehe Abbildung 13), die infolge Sorption auch As-haltig sind.

Um eine gewisse Abtrennung dieser Partikel zu erreichen, wurde ca. 50 m oberhalb des Mundlochs des VGS eine Sohlschwelle eingebaut (Abbildung 14), hinter der sich im Stollnverlauf ein Sedimentationsraum ausbildete.



Abbildung 13: Partikelreiches Grubenwasser im Verträgliche Gesellschaft Stolln.



Abbildung 14: Sohlschwelle oberhalb des Mundlochs des Verträgliche Gesellschaft Stollns

9.2.3 THEORETISCHE BETRACHTUNG – AUFSTAU VON GRUBENWÄSSERN IM BRANDER REVIER

Die Mobilisierung von Schwermetallen in Lagerstätten bzw. Bergwerken ist an signifikanten Zutritt von Sauerstoff und die damit einhergehende Oxidationsprozesse gebunden (Abschnitt 3). Im Umkehrschluss bedeutet dies, dass Sauerstoffabschluss eine grundsätzlich geeignete Maßnahme zur Verhinderung von Schwermetallausträgen darstellt.

Eine Möglichkeit des Sauerstoffabschlusses besteht in einem möglichst weitgehenden Anstau der Grubenwässer.

Zudem sind bei Gruben auch weitere hydraulische Maßnahmen in Betracht zu ziehen. Dies gilt insbesondere, wenn das Grubenwasser höher mineralisiert ist. Dann besteht unter

bestimmten Bedingungen die Möglichkeit, eine stabile Schichtung in der Grube zu erreichen so dass geringer mineralisiertes Zuflusswasser eine Frischwasserlamelle bildet, die in den Wasserlösestollen eintritt.

Das Brander Revier als südlichstes Teilrevier des Freiburger Bergbaureviers trägt über das ablaufende Wasser aus dem Verspünden im König Johann Spat signifikante Schwermetallfrachten in den Rothschnberger Stolln ein (≈ 50 % bei Cd, Ni, Zn) [1]. Gleichzeitig ist das Teilrevier aber Eingriffsmöglichkeiten durch konventionelle Wasserbehandlung weitestgehend entzogen. Die einzige Möglichkeit besteht im Aufstau der Wässer durch Schließen des Verspündens im König Johann Spat. Dieser Zustand war während der Betriebszeit des Kavernenkraftwerkes Drei Brüder Schacht in früherer Zeit verwirklicht, so dass die geotechnische Machbarkeit gegeben sein dürfte.

Der Wasserablauf aus dem Revier muss weiterhin garantiert sein, um unkontrollierte Wasseraustritte auszuschließen. Technisch gibt es dazu zwei Möglichkeiten:

- Aufstau bis zum Überlauf auf die nächst höhere Stollnsohle (Moritz Stolln, ca. 346 m NN),
- kontrollierter Ablass am Verspünden, um ein Überlaufen auf den Moritz Stolln zu verhindern.

Erstere Variante ist nicht zu empfehlen, da der Wasserweg auf dem Moritz Stolln und weiter dem Neuen Tiefen Fürsten Stolln für die großen Durchflussmengen nicht geeignet ist.

Die zweite Variante erfordert eine ständige Regelung des Ablaufs, was vom Drei Brüder Schacht aus erfolgen könnte.

Die Wirkung der Maßnahme beruht darauf, dass Teile des Reviers geflutet werden, womit diese vom Sauerstoffzutritt abgeschnitten würden. Dadurch würden sich die Sulfid-Verwitterungsprozesse und damit die Schwermetall-Mobilisierung drastisch verringern (Abschnitt 3.1).

Der Glück Auf Schacht als Hauptschacht des Brander Reviers weist eine geographische Höhe der Hängebank (Tagesoberfläche) von 481 mNN auf. Die Sohle des Rothschnberger Stollns als derzeitiges Flutungs-niveau liegt dort bei ca. 230 m NN, entsprechend ca. 250 m Teufe.

Durch die Maßnahme würde das Grubenwasser des Brander Reviers von ca. 230 m NN bis auf ca. 330 m NN aufgestaut, d.h. um ca. 100 m. Damit würde sich die Tiefe des durchlüfteten Bereichs von ca. 250 m auf ca. 150 m verringern, also um 40 %.

Die Reduzierung der Schwermetallausträge dadurch lässt sich nicht quantifizieren. Einerseits ist das Volumen der oberhalb 330 m NN deutlich größer, andererseits sind die Grubenbaue in den oberen Teufen älter und damit stärker „ausgelaugt“. Damit gibt es zwei gegenläufige Tendenzen. Es wird daher angenommen, dass die Reduzierung der ausgetragenen Schwermetallfracht proportional zur aufgestauten Höhe ist, also ca. 40 % der Austräge aus dem Brander Revier.

9.2.4 FALLSTUDIE - VERSTURZ BELASTETER HALDENSICKERWÄSSER GRUBE SAUBERG, EHRENFRIEDERSDORF

Ein Beispiel der naturnahen Behandlung von arsenhaltigen Sickerwässern aus Bergbauhalden im Flutungsraum eines stillgelegten Bergwerks ist die Grube Ehrenfriedersdorf ([36], [37], [38], [39]).

Im Falle Ehrenfriedersdorf werden arsenhaltige Sickerwässer der Spülhalden des Bergbaus in den Flutungsraum der Grube verstäurzt (Abbildung 15). Dabei erfolgt eine Belüftung mit Oxidation von Fe^{2+} und As^{3+} und Sedimentation auf dem Fließweg. Dadurch wird eine deutliche Abreicherung der Arsengehalte erreicht.



Abbildung 15: Versturztelle der Haldensickerwässer.

9.2.5 THEORETISCHE BETRACHTUNG IN-SITU - IMMOBILISIERUNG DER SCHADSTOFFE IN HALDEN FREIBERGER REVIER

Die in-situ-Immobilisierung von Schwermetallen in Bergbauhalden stellt einen Sonderfall unterirdischen Schadstoffrückhalts dar. Dieser erfolgt nicht „untertägig“, jedoch „unterirdisch“ im Inneren der Halde. Die Recherche zeigte, dass in Grubenbaue übertretende schwermetallhaltige Haldensickerwässer signifikant zur Schwermetallführung von Gruben- und Stollenwässern beitragen können. Ein gut untersuchtes Beispiel stellt der Bereich der Halde „Davidschacht“ in Freiberg dar ([40], [41], [42], [43]). Daher sollen an dieser Stelle auch in-situ-Maßnahmen zur Schadstoffrückhaltung in Bergbauhalden umrissen werden.

Eine Immobilisierung von Schwermetallen in Bergbauhalden kann grundsätzlich auf zwei Wegen erfolgen:

- Verhinderung des Luft-und Wasserzutritts (Abdecken, Abdichten)
- Einbringen von Stoffen in den Haldenkörper bzw. in Form reaktiver Wände

Beiden ist gemeinsam, dass eine „Konservierung“ der Halde und keine Entfrachtung von Schwermetallen erreicht wird. Die natürlichen Prozesse der Verwitterung und Auflösung werden nur sehr stark verlangsamt und es besteht die Gefahr, dass sie infolge Verletzung der Abdeckung (z.B. Baumaßnahmen) erneut beschleunigt werden und der Schwermetallaustrag wieder einsetzt.

Mittel der Wahl zur Immobilisierung von Schwermetallen in Bergbauhalden ist das Abdecken bzw. Abdichten, stellt aber keine „in-situ-Maßnahme“ im eigentlichen Sinne dar. Wesentlicher Schritt ist dabei die möglichst weitgehende Verhinderung des Zutritts von Wasser (Niederschlag) und Luftsauerstoff zum Haldenkörper.

Die damit erzielte Minderung der Grundwasserneubildung bestimmt unmittelbar den Grad der Emissionsreduzierung. Durch die Verringerung der Grundwasserneubildung werden einerseits der Niederschlagswassereintrag in die Halde und der Austritt von Sickerwässern reduziert, andererseits wird durch die Abdichtung und durch die Anlage einer Rekultivierungsschicht das Eindringen von Sauerstoff verringert. Damit kommen o.g. Prozesse der Schadstofffreisetzung langfristig weitgehend zum Erliegen, so dass eine langsame Abnahme der Schadstofffracht aus dem Bereich der Halde erwartet werden kann.

Neben der reinen Abdeckung/Abdichtung besteht auch die Möglichkeit, gezielt Stoffe in Haldenkörper einzubringen. Dies können z.B. basische Stoffe, wie Kalk oder Aschen, sein. Außerdem können mikrobiologische Prozesse induziert werden, die zu einer Festlegung von Schwermetallen führen.

Basische Stoffe werden häufig im Zuge von Abdeckmaßnahmen in gewissem Umfang in die Halden eingebracht, indem kalkhaltiger Bauschutt für Konturierungsmaßnahmen eingesetzt wird. Dieser erhöht den pH der durchsickernden Wässer, die dann in gewissem Umfang in die Halde gelangen und dort die Mobilität der Schwermetalle herabsetzen.

Mikrobiologische Prozesse, insbesondere solche unter Sulfatreduktion führen zu einer deutlichen Immobilisierung der Schwermetalle. Diese erfordern allerdings das Einbringen organischer Substanzen in den Haldenkörper. Ein Beispiel sind die Untersuchungen am Skado-Damm. Im Ergebnis wurde eine Verringerung von SO_4^{2-} um 40 % und von Fe^{2+} um 90 % erzielt.

Die Wirksamkeit solcher Maßnahmen erfordert jedoch eine gewisse Mindest-Wasserdurchlässigkeit, damit die organischen Verbindungen eingebracht werden können, was in Bergbau-Spülhalden meist nicht gegeben ist.

9.2.6 NACHNUTZUNG VON GRUBENWÄSSERN

Ein potenziell bedeutender Aspekt ist die Nachnutzung von Grubenwässern. Eine solche Nachnutzung ist für folgende Fälle möglich:

- Wassergewinnung (Trinkwasser, Brauchwasser),

- Energieerzeugung,
- Geothermische Nutzung (oberflächennahe Geothermie).

Solche Anwendungen bieten ggf. Möglichkeiten für Maßnahmen zum Untertage-Schadstoffrückhalt.

Die Nutzung von Gruben- bzw. Stollnwässern zur Gewinnung von Trink-, Brauch- oder Bewässerungswasser hat in Sachsen eine lange Tradition. In Sachsen waren bis zum Jahre 1945 841 Stollen- und Schachtwässer zu Wassergewinnung an Privatpersonen, Institutionen und Betriebe bergamtlich verliehen [45].

In [45] werden darüber hinaus für Sachsen im Jahre 1994 folgende Angaben gemacht:

- 36 Stollen und Schächte wurden durch Trinkwasserzweckverbänden genutzt,
- 60 Stollen und Schächte wurden durch Einzelabnehmer genutzt,
- 356 Stollen und Schächte wurden zur Brauchwassergewinnung genutzt.

Für eine Schadstoffreduzierung der Grubenwässer sind diese Wassergewinnungsmaßnahmen nur in Ausnahmefällen relevant. So können z. B. geringe As-Gehalte im Zuge der Wasser-Enteisung mit abgetrennt werden.

Historisch ist die Nutzung der Grubenwässer des Teilreviers Brand-Erbisdorf durch das Kavernenkraftwerk „Drei Brüder Schacht“ bei Freiberg. Ein aktuelles Beispiel ist die Einbindung des Stollnwassers des Weiße Hirsch Stollns bei Antonsthal/Erzg. in den Aufschlag eines Wasserkraftwerks.

Im Zuge solcher Maßnahmen könnten Behandlungsmaßnahmen umgesetzt werden und damit einen Beitrag zur Gegenfinanzierung von Maßnahmen leisten.

Beispiele für eine Nachnutzung von Grubenwässern zur Wärmeengewinnung (Geothermie) in Sachsen sind:

- Reiche Zeche in Freiberg
- Schloss Freudenstein in Freiberg
- Mittelschule in Ehrenfriedersdorf
- Schwimmbad in Marienberg.

10 ERSTELLUNG DER STECKBRIEFE

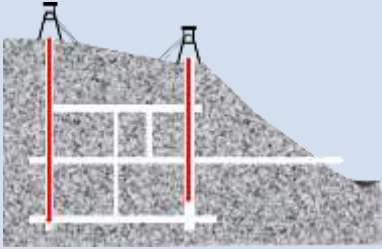
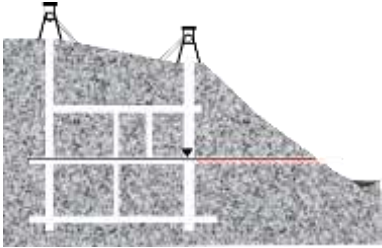
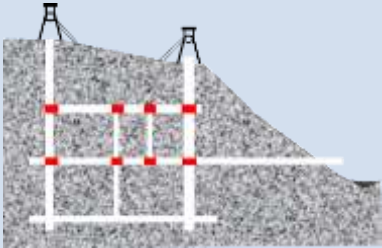
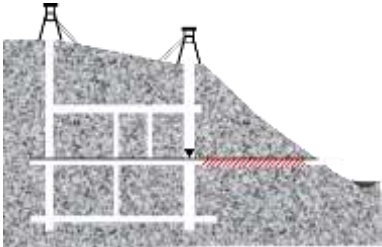
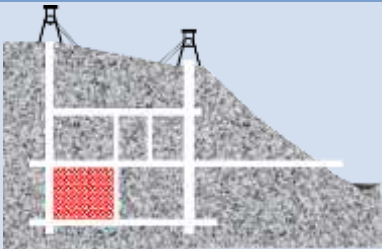
10.1 STECKBRIEFSTRUKTUR

Die ausgewählten Verfahren werden in Form von Steckbriefen beschrieben. In den Steckbriefen werden die Maßnahmen charakterisiert und die Einsatzmöglichkeiten mit Vor- und Nachteilen diskutiert und mit Anwendungsbeispielen hinterlegt. Die Einordnung der Maßnahmen erfolgt dabei anhand folgender Kriterien:

- technische und räumliche Machbarkeit,
- erforderlicher Aufwand,
- Genehmigungsfähigkeit,
- Zeitschiene für eine Umsetzung,
- Erreichbarkeit des Ziels bzw. Effizienz,
- Verhältnismäßigkeit (Kosten getrennt nach Betriebs- und Investitionskosten),
- Beeinträchtigung des Landschaftsbildes,
- Beeinträchtigung der Lebensraumqualität,
- Gefahr einer Remobilisierung von Schadstoffen,
- Notwendigkeit und Möglichkeiten einer Entsorgung und
- Einschätzung der Nachhaltigkeit.

Innerhalb der Steckbriefe wird die prinzipielle Funktionsweise der Maßnahmen anhand einer schematischen Darstellung verdeutlicht (Tabelle 26).

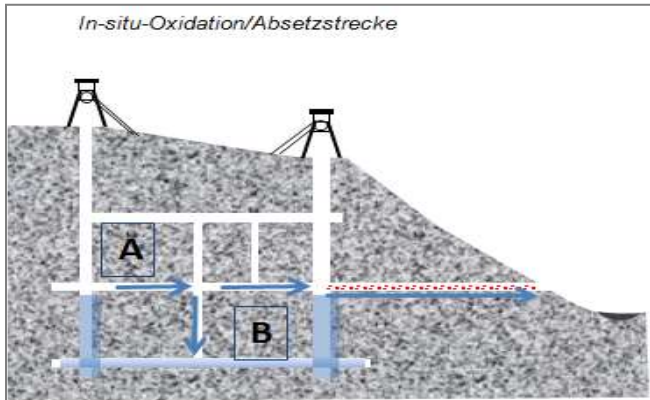
Tabelle 26: Schematische Darstellungen wesentlicher Funktionsweisen.

Maßnahme	Schematische Darstellung
Infiltration	
Absetzstrecke	
Schichtung durch Dämme	
Reaktiver Füller/Barriere	
Einbringen reaktiver Feststoffe	
In-situ-Oxidation/ Absetzstrecke	

10.2 STECKBRIEF

Die in der Leistungsbeschreibung aufgeführten Bewertungskriterien (siehe Abschnitt 10.1) wurden in eine Steckbriefstruktur integriert. Teil I der Struktur mit der Charakterisierung der Verfahren ist in Tabelle 27 dargestellt.

Tabelle 27: Steckbriefstruktur der Verfahren: I - Charakterisierung der Verfahren.

Steckbrief Verfahren In-situ-Rückhalt Erz- und Spätkbergbau		
I/1	Bezeichnung des Verfahrens	
I/1.1	Potenziell abtrennbare Schadstoffe	...
I/2	Randbedingungen - Grube	
I/2.2	Grubengeometrie/ Wasserströmungen	...
I/2.3	Hydrochemie	...
I/3	Randbedingungen - Maßnahmen	
I/3.1	Maßnahme	...
I/3.2	Maßnahmen-Schema	

10.3 BEWERTUNG DER VERFAHREN

Im Teil II des Steckbriefs (Tabelle 28) erfolgt die Bewertung der Verfahren anhand der genannten Bewertungskriterien.

Tabelle 28: Steckbriefstruktur der Verfahren II - Kriterien zur Bewertung (*Bewertung: Bepunktung von 0 – 2).

II/4	Kriterien-Bewertung*		
	Kriterium	Bewertung	Punkte
II/4.1	Machbarkeit; Anforderungen	...	0 - 2
II/4.2	Technischer Aufwand (Unterhaltungsaufwand, Kosten)	...	0 - 2
II/4.3	Genehmigungsfähigkeit	...	0 - 2
II/4.4	Zeithorizont der Umsetzung	...	0 - 2
II/4.5	Effizienz	...	0 - 2
II/4.6	Remobilisierungsgefahr	...	0 - 2
II/4.7	Reststoffe	...	0 - 2
II/4.8	Nachhaltigkeit	...	0 - 2
II/4.9	Beeinträchtigung Landschaftsbild	...	0 - 2
II/4.10	Beeinträchtigung Lebensraum- qualität	...	0 - 2
...	Weitere Aspekte	...	...
Gesamtbewertung			0 - 20

Die Bedeutung der Bepunktung wird in Abschnitt 8.3 erläutert.

Aus den Steckbriefen wurde die Gesamt-Punktzahl entnommen und als Spanne Minimum - Maximum in Tabelle 29 dargestellt. Anhand dieser Punktzahl wurde eine Rangfolge der Verfahren gebildet und als letzte Spalte der Tabelle 29 aufgeführt.

Als bestes Verfahren stellt sich demnach die Oxidation/Sedimentation im Transferbereich dar. Dies wird durch allgemeine gute Bewertungen in allen Kriterien und hohe Bewertungen bei „Beeinträchtigung Landschaftsbild“ und „Beeinträchtigung Lebensraumqualität“ aufgrund untätiger In-situ-Maßnahme bedingt.

Als ungünstigste Verfahrensoption stellt sich die Neutralisation/Fällung dar. Dies wird durch größere Defizite bei Machbarkeit, technischem Aufwand, Genehmigungsfähigkeit und Remobilisierungsgefahr bedingt.

**Tabelle 29: Bewertung der in-situ-Rückhalteverfahren anhand der Bepunktung.**

Bezeichnung	Erläuterung	Bepunktung		Rang
		minimal	maximal	
Oxidation/ Sedimentation (Transferbereich)	In-situ-Abtrennung von Schadstoffen durch Oxidation von sauerstofffreiem Flutungswasser im Rahmen des grubeninternen Wasser- und Bewetterungsmanagements (Schwerpunkt peripherer Flutungsraum)	12	19	1
Oxidation/ Sedimentation (grubenexternes Wetland)	In-situ-Abtrennung von Schadstoffen durch Oxidation von sauerstofffreiem Flutungswasser im Zuge einer grubenexternen passiven Wasserbehandlung	13	17	2
Reduktion	In-situ-Abtrennung von Schadstoffen durch Reduktion von Flutungswasser im Rahmen des grubeninternen Wasser- und Bewetterungsmanagements	11	16	3
GW-Management	In-situ-Abtrennung von Schadstoffen durch Reduktion von Flutungswasser im Rahmen des grubeninternen Wasser- und Bewetterungsmanagements	13	15	4
In-situ-Quell- immobilisierung durch hohen Flu- tungswassereinstau	Hoher Flutungswassereinstau zur Minimierung der oxidativ getragenen Stoffnachlieferung und zur Minimierung der Grubenwassermenge	12	14	5
Neutralisation/ Fällung	In-situ-Behandlung eines kontaminierten, ggf. sauren, eisenhaltigen Wasserteilstromes durch Fällung bzw. ggf. Neutralisation	10	14	6

10.4 FALLBEISPIELE

In mehreren Gruben der Wismut GmbH und in der Zinnerzgrube Ehrenfriedersdorf wurden verschiedene in-situ-Rückhaltmaßnahmen konzipiert und teilweise in Feldversuchen erprobt. Als praktische Anwendungen sind diese Versuche von großem Interesse für die Bewertung der Anwendbarkeit solcher Verfahren im sächsischen Bergbau. Aus diesem Grunde wurden die Fallbeispiele recherchiert und in Form von Steckbriefen in Anlage 5 beigelegt. Tabelle 30 gibt eine Übersicht über diese Beispiele.



Tabelle 30: Charakteristik der Fallbeispiele für die in-situ-Sanierung.

Fallbeispiel	Ort	Kurzcharakteristik	Bepunktung		Rang
			mini- mal	maxi- mal	
Neutralisation/ Pufferung (Feldver- such)	Grube Königs- tein	Eintrag von Pufferfluidlö- sungen in den Gruben- hohlraum	17	19	1
Reduktion	Grube Pöhla, Grubenteil Tellerhäuser, (Deutschland, Westerzgebirge)	In-situ-Abtrennung von Uran, Mangan, Nitrat, Sulfat durch Reduktion von Flutungswasser im Rahmen des grubeninter- nen Wasser- und Bewetterungsmanage- ments der gefluteten Grube Pöhla (zentraler Flutungsraum)	14	19	2
Fällung	Grube Königs- tein	Gesteuerte Barytfällung im Porenraum der Sandsteine von Lau- gungsblöcken	18	18	3
Oxidation	Zinnerzgrube Ehrenfrieders- dorf (Deutsch- land, Westerz- gebirge)	In-situ-Abtrennung von Eisen und Arsen durch Oxidation von Haldensi- ckerwasser im Rahmen des grubeninternen Wassermanagements (Flutungswasser)	14	17	4
Oxidation	Grube Pöhla, Grubenteil Hämmerlein, (Deutschland, Westerzgebirge)	In-situ-Abtrennung von Eisen und Arsen durch Oxidation von sauerstoff- freiem Flutungswasser im Rahmen des grubeninter- nen Wasser- und Bewetterungsmanage- ments der gefluteten Grube Pöhla	11	17	5
Reduktion	Grube Schlema- Alberoda (Deutschland, Westerzgebirge)	In-situ-Abtrennung von Uran durch Reduktion von Flutungswasser sowie Anreicherung von mobilem Eisen im Flutungswasser mit Eisenpulver im Schacht 371 der gefluteten Grube Schlema-Alberoda	13	16	6
GW-Management	Grube Schnee- berg (Westerz- gebirge)	Verminderung des Schadstoffaustrages aus dem Flutungsraum durch Reduzierung des GW- Durchflusses; Bergmänni- sche Ertüchtigung Marks- Semmler-Stollen, Grube Schneeberg (Westerzge- birge)	13	16	7
Neutralisation/ Fällung mittels	Grube Ronne- burg	In-situ-Behandlung eines hochbelasteten, stark	12	15	8



Fallbeispiel	Ort	Kurzcharakteristik	Bepunktung		Rang
			mini- mal	maxi- mal	
Kalkmilch untertage		sauren, eisenhaltigen Teilstromes durch Neutralisation und Fällung mittels Kalkmilch (10 % Ca(OH)_2)			
Hoher Flutungswassereinstau	Grube Ronneburg	Hoher Flutungswassereinstau zur Minimierung der oxidativ getragenen Stoffnachlieferung und zur Minimierung der Grubenwassermenge	13	14	9
Zementation	Grube Königstein	Experiment: Wirkung von Eiseneinlagerungen in einer Grundsohle auf die chemischen und physikalischen Parameter des zugeführten Flutungsmediums	10	14	10

Aus dieser Aufstellung wird deutlich, dass für mehrere Bergwerke verschiedener bergtechnischer und geochemischer Charakteristik in Sachsen Erfahrungen vorliegen.

11 POTENZIALABSCHÄTZUNG DES STOFFAUSTRAGS FÜR SACHSEN

11.1 POTENZIALABSCHÄTZUNG FÜR SACHSEN

Anhand der recherchierten Daten wird nachfolgend eine Potenzialabschätzung des Austrages von Schadstoffen aus den Gruben des sächsischen Untertagebaus vorgenommen. Das Spektrum der ausgetragenen Schadstoffe wurde in Abschnitt 3.2 beschrieben. Anhand dieser Potenzialabschätzung wird zum einen die Relevanz der Gruben als Schadstoffemittenten bewertet und zum anderen werden Hinweise für konkrete Handlungsmaßnahmen abgeleitet.

Zur Abschätzung des Potenzials des Schadstoffaustrags sind einerseits Daten zur Wassergüte und andererseits Durchflussdaten notwendig. Wie in Abschnitt 3.2 dargestellt, liegen hydrochemische Daten des BfUL-Messnetzes für 39 Wasserlösestolln vor. Durchflussdaten waren für 40 Wasserlösestolln verfügbar. Aus diesen Datenbeständen wurden vollständige Datensätze für 31 Bergbaustolln zusammengefasst, für die die Potenzialabschätzung vorgenommen wird.

Ergänzend zu den Daten des BfUL-Messnetzes wurden die Daten der Wismut GmbH für den Tiefen Elbstolln einschließlich Grube Freital-Gittersee und den Marcus Semmler Stolln einschließlich Grube Schneeberg einbezogen. Bei Marcus Semmler Stolln ist zu beachten, dass im Messnetz der BfUL nur das über den Stolln am Mundloch abfließende Wasser untersucht wird (Messstelle OBF42001). Dieses stammt aus den oberen Bereichen des Bergbaureviers Schlema. Die Wässer aus dem Revier Schneeberg werden über den Schlemabach abgeführt. In den Tabellen (Tab. 29 und 30) wurden beide addiert, so dass die Frachten deutlich größer sind, als sich allein aus den BfUL-Daten ergibt.

Aus den Gütedaten (in $\mu\text{g/l}$) und den Durchflussdaten (in l/s) wurden die Elementfrachten berechnet. Bei beiden Daten handelt es sich um Jahresmittelwerte. Daher wurden die Frachten auf jährlicher Basis berechnet (in kg/a). Die Ergebnisse sind in Tabelle 31 dargestellt. In der Tabelle wurden die Frachten elementbezogen farblich abgestuft:

- Minimum des jeweiligen Parameters grün
- Mittelwert des jeweiligen Parameters gelb
- Maximum des jeweiligen Parameters rot

Die Farbabstufung von grün bis rot dient daher nur der Visualisierung.

Bei Betrachtung der Elementfrachten zeigt sich, dass der Rothschönberger Stolln und Veträglische Gesellschaft Stolln bei den meisten Parametern die höchsten Elementfrachten aufweisen. Dies gilt bei allen Elementen bzw. Parametern mit Ausnahme von As, Ba, Be, Fe, Mo und U.

In Tabelle 31 wurde als letzte Zeile elementbezogen die Summe der Emissionen aus den Stollnwässern gebildet. Aus dieser elementbezogenen Gesamtfracht wurde dann mit der Elementfracht der Stollnwässer der Anteil des betreffenden Stollns an der jeweiligen Frachtsumme berechnet. In Tabelle 32 wurden diese Frachtanteile dargestellt und farblich abgestuft.

**Tabelle 31: Elementfrachten der Wasserlösestolln in Sachsen (kg/a) mit Farbstufung.**

Messstelle	Name Stolln	SO4	Al	As	B	Ba	Be	Cd	Co	Cu	Fe	Li	Mo	Ni	Pb	Se	Tl	U	Zn
OBF12780	Rothschönberger Stolln	4.591.642	530	32	1.166	336	3,9	336	76	95	0,689	989	14	459	11,5	<BG	5,3	25	61.811
OBF33010	Kgl.-Vertr.-Ges.-Stolln	551.880	5992	6,9	120	52	2,37	237	52,0	425,7	0,32	82,0	0,87	85	30,0	47,3	0,24	3,94	25.229
OBF33020	Hauptstolln-Umbruch	239.358	63,5	7,5	69,7	17,7	0,16	33	13,5	11,4	0,18	38,5	<BG	39	1,46	11,4	<BG	0,50	4.371
Wismut 2017	Markus Semmler Stolln /Gr. Schneeberg.	422.122	n.b.	1.365		154,5	n.b.	2,0	n.b.	90,3	630	n.b.	n.b.	126	12	16	n.b.	179	454
OBF40710	Glück Auf Stolln	66.226	31,5	214	135,6	41,0	0,73	0,41	1,89	<BG	5,0	104,1	3,469	12,9	<BG	<BG	<BG	24,0	155
OBF40712	Stolln 146	17.345	44,2	0,17	3,94	1,73	0,71	0,87	9,0	5,05	<BG	9,6	<BG	33	0,39	0,24	0,020	13,7	394
OBF40711	Friedrich August Stolln	5.724	3,7	0,06	0,89	0,35	0,09	0,23	1,14	0,87	<BG	4,4	0,083	5,6	<BG	<BG	<BG	1,77	69
OBF08391	Tiefer Hilfe Gottes Stolln	3.236	39,2	0,85	4,09	39,2	1,33	0,49	0,03	4,94	<BG	3,9	2,90	0,22	0,12	<BG	0,05	2,90	37,5
OBF08380	Tiefer Bünaustolln	1.517	8,8	0,23	1,98	19,3	0,09	0,12	0,007	1,17	<BG	0,54	0,36	0,093	0,12	0,38	0,02	0,36	5,6
OBF36794	Tiefer Sauberger Stolln	99.906	138,8	402	36,1	50,0	1,25	0,49	1,08	<BG	<BG	26,4	8,05	7,5	<BG	<BG	<BG	2,08	110
OBF08350	Neuer Bielastolln	21.271	120	0,25	2,76	33	1,20	0,54	1,20	9,6	<BG	30	26	0,51	<BG	<BG	0,045	5,1	63
OBF31714	Tiefer Wolf Stolln	45.727	<BG	47	31	6,6	<BG	0,030	0,047	<BG	<BG	6,0	0,32	1,51	<BG	0,44	<BG	2,2	4,7
OBF33080	(Tiefer) Friedrich Christoph Erbstolln	3.784	0,82	0,07	0,82	1,77	0,008	0,12	0,052	<BG	0,005	0,69	0,017	0,33	<BG	<BG	<BG	0,025	13,2
OBF33603	Neuer Segen Gottes Stolln	1.214	<BG	0,06	0,17	0,60	<BG	0,002	0,035	0,1	0,007	0,17	0,006	0,12	0,004	<BG	<BG	0,008	0,74
OBF34599	Tropper Stolln	53.611	19,6	20	6,9	27	0,33	1,58	0,69	1,51	<BG	21	1,89	18	0,21	0,69	<BG	5,4	208
OBF35802	Tiefer St. Christoph Stolln, (Tiefer) Junger Andreas Stolln	209.399	38	328	81	108	0,58	2,27	2,32	7,8	<BG	43	4,8	108	<BG	6,8	0,8	38	353
OBF36770	Großvierunger Stolln	10.722	30	8,7	4,2	6,1	0,20	0,092	0,034	0,35	<BG	1,89	0,58	0,88	<BG	<BG	<BG	0,34	12,0
OBF36803	(Tiefer) König Dänemark Stolln	36.897	<BG	13,1	19,3	13,1	0,031	0,60	0,099	0,79	<BG	6,5	0,48	8,5	<BG	0,34	0,1	9,9	71
OBF37404	Tiefer Heilige Dreifaltigkeit Stolln	2649	1,14	3,3	1,61	8,2	0,022	0,005	<BG	<BG	<BG	1,04	0,022	0,12	<BG	<BG	<BG	0,14	0,28
OBF38101	Königlich Weißtaubner Tiefer Erbstolln	372125	170	126	202	416	1,14	32	2,96	37	<BG	126	4,10	88	<BG	27	2,0	39	2964
OBF38190	Walfischstolln Pobershau, Mundloch	58.342	189	28	32	112	1,73	1,89	0,20	22	<BG	24	<BG	11,0	0,44	<BG	0,3	1,1826	189
OBF38701	Stolln Jägersgrün	9.461	136	2,5	2,43	2,74	1,01	0,25	0,15	16	<BG	3,8	0,073	0,79	<BG	<BG	<BG	1,67	31



Messstelle	Name Stolln	SO4	Al	As	B	Ba	Be	Cd	Co	Cu	Fe	Li	Mo	Ni	Pb	Se	Tl	U	Zn
OBF40641	Eibenstocker Communstolln	3.67	7,9	0,11	0,72	0,53	0,024	0,012	<BG	0,45	<BG	0,38	<BG	0,25	<BG	<BG	<BG	0,005	2,2
OBF40642	Tiefer Riesenberger Stolln	2.523	93	0,33	1,84	9,1	0,20	0,043	0,086	<BG	0,081	3,5	<BG	0,20	0,17	0,30	<BG	0,45	2,3
OBF40672	Unterer Troster Stolln	820	<BG	1,07	0,41	0,82	<BG	0,013	0,032	<BG	<BG	0,38	0,017	0,13	<BG	<BG	<BG	<BG	2,1
OBF40801	Roter und Weißer Löwe	3.942	7,7	0,33	4,1	12,0	0,17	0,019	0,047	0,39	0,005	2,7	<BG	0,33	0,047	<BG	0,039	0,22	2,4
OBF47001	Wasserlösungsstolln zum Maischacht (Haupttagesrampe)	68.118	40	<BG	<BG	238	0,94	0,26	12	16	<BG	71	<BG	54	<BG	<BG	<BG	1,48	128
OBF47003	Mühleither Stolln (Dynamostolln)	5.960	51	1,82	<BG	7,6	0,46	0,16	<BG	4,3	<BG	1,49	<BG	0,53	0,13	<BG	<BG	1,51	15
OBF49999	Brüder Einigkeit Stolln	59.130	<BG	0,26	10,4	8,28	0,090	<BG	0,21	<BG	<BG	28	2,25	0,31	<BG	0,52	<BG	0,44	<BG
OBF40901	Treue Freundschaft Stolln	89.562	61	7,1	32	30	0,72	14	23	38	<BG	37,8	0,47	50	<BG	<BG	<BG	0,48	908
Wismut 2017	Tiefer Elbstolln	1.294.000	n.b.	4,9	n.b.	71	n.b.	<BG	n.b.	<BG	2490	n.b.	n.b.	5,4	<BG	n.b.	n.b.	129	23
Gesamtfracht		8.348.580	7.816	2.623	1.970	1.825	19	664	197	789	3.127	1.668	71	1.119	56	111	9	489	97.628

**Tabelle 32: Prozentualer Anteil der Stollnwässer an der Eintragsfracht-Summe der sächsischen Stollnwässer mit Farbabstufung.**

Messstelle	Name Stolln	SO4	Al	As	B	Ba	Be	Cd	Co	Cu	Fe	Li	Mo	Ni	Pb	Se	Tl	U	Zn
OBF12780	Rothschönberger Stolln	55,0	6,8	1,2	59,2	18,4	20,0	50,5	38,5	12,1	0,02	59,3	20,1	41,0	20,4	<BG	59,0	5,1	63,3
OBF33010	Kgl.-Vertr.-Ges.-Stolln	6,6	76,7	0,3	6,1	2,9	12,2	35,6	26,4	54,0	0,01	4,9	1,2	7,6	53,2	42,6	2,6	0,8	25,8
Wismut 2017	Marcus Semmler Stolln	5,1	n.b.	49,5	0,000	8,5	n.b.	0,3	n.b.	11,4	20,2	n.b.	n.b.	11,3	20,8	14,0	n.b.	36,5	0,5
OBF38101	Königlich Weißtaubner Tiefer Erbstolln	4,5	2,2	4,6	10,2	22,8	5,8	4,8	1,5	4,6	<BG	7,6	5,8	7,9	<BG	24,4	22,5	8,0	3,0
Wismut 2017	Tiefer Elbstolln	15,5	n.b.	0,2	n.b.	3,9	n.b.	<BG	n.b.	<BG	79,6	n.b.	n.b.	0,5	<BG	n.b.	n.b.	26,4	0,024
OBF35802	Tiefer St. Christoph Stolln, (Tiefer) Junger Andreas Stolln	2,5	0,5	11,9	4,1	5,9	3,0	0,3	1,2	1,0	<BG	2,6	6,7	9,7	<BG	6,1	9,3	7,7	0,4
OBF08350	Neuer Bielastolln	0,3	1,5	0,009	0,1	1,8	6,2	0,1	0,6	1,2	<BG	1,8	36,7	0,046	<BG	<BG	0,5	1,0	0,1
OBF33020	Hauptstolln-Umbruch	2,9	0,8	0,3	3,5	1,0	0,8	5,0	6,9	1,5	0,01	2,3	<BG	3,4	2,6	10,3	<BG	0,1	4,5
OBF40710	Glück Auf Stolln	0,8	0,4	12,7	6,9	2,2	3,7	0,1	1,0	<BG	0,2	6,2	4,9	1,2	<BG	<BG	<BG	4,9	0,2
OBF36794	Tiefer Sauberger Stolln	1,2	1,8	14,6	1,8	2,7	6,4	0,1	0,5	<BG	<BG	1,6	11,3	0,7	<BG	<BG	<BG	0,4	0,1
OBF47001	Wasserlösungsstolln zum Maischacht (Haupttagesrampe)	0,8	0,5	<BG	<BG	13,1	4,8	0,038	5,9	2,0	<BG	4,3	<BG	4,8	<BG	<BG	<BG	0,3	0,1
OBF40901	Treue Freundschaft Stolln	1,1	0,8	0,3	1,6	1,7	3,7	2,1	11,5	4,8	<BG	2,3	0,7	4,5	<BG	<BG	<BG	0,1	0,9
OBF38190	Walfischstolln Pobershau	0,7	2,4	1,0	1,6	6,1	8,9	0,3	0,1	2,8	<BG	1,4	<BG	1,0	0,8	<BG	3,5	0,2	0,2
OBF40712	Stolln 146	0,2	0,6	0,006	0,2	0,1	3,6	0,1	4,6	0,6	<BG	0,6	<BG	3,0	0,7	0,2	0,2	2,8	0,4
OBF08391	Tiefer Hilfe Gottes Stolln	0,039	0,5	0,031	0,2	2,1	6,8	0,1	0,017	0,6	<BG	0,2	4,1	0,020	0,2	<BG	0,6	0,6	0,038
OBF34599	Tropper Stolln	0,6	0,3	0,7	0,4	1,5	1,7	0,2	0,4	0,2	<BG	1,2	2,7	1,6	0,4	0,6	<BG	1,1	0,2
OBF38701	Stolln Jägersgrün	0,1	1,7	0,1	0,1	0,2	5,2	0,037	0,1	2,1	<BG	0,2	0,1	0,1	<BG	<BG	<BG	0,3	0,031
OBF36803	(Tiefer) König Dänemark Stolln	0,4	<BG	0,5	1,0	0,7	0,2	0,1	0,1	0,1	<BG	0,4	0,7	0,8	<BG	0,3	1,3	2,0	0,1
OBF49999	Brüder Einigkeit Stolln	0,7	<BG	0,01	0,5	0,5	0,5	<BG	0,1	<BG	<BG	1,7	3,2	0,028	<BG	0,5	<BG	0,1	<BG
OBF31714	Tiefer Wolf Stolln	0,5	<BG	1,7	1,6	0,4	<BG	0,005	0,024	<BG	<BG	0,4	0,4	0,1	<BG	0,4	<BG	0,5	0,005
OBF47003	Mühleither Stolln (Dynamostolln)	0,1	0,7	0,1	<BG	0,4	2,4	0,024	<BG	0,5	<BG	0,1	<BG	0,047	0,2	<BG	<BG	0,3	0,016
OBF40642	Tiefer Riesenberger Stolln	0,030	1,2	0,012	0,1	0,5	1,0	0,006	0,044	<BG	0,003	0,2	<BG	0,018	0,3	0,3	<BG	0,1	0,002
OBF36770	Großvierunger Stolln	0,1	0,4	0,3	0,2	0,3	1,0	0,014	0,017	0,045	<BG	0,1	0,8	0,1	<BG	<BG	<BG	0,1	0,012
OBF08380	Tiefer Bünaustolln	0,018	0,1	0,008	0,1	1,1	0,5	0,018	0,004	0,1	<BG	0,033	0,5	0,008	0,2	0,3	0,2	0,1	0,006



Messstelle	Name Stolln	SO4	Al	As	B	Ba	Be	Cd	Co	Cu	Fe	Li	Mo	Ni	Pb	Se	Tl	U	Zn
OBF40801	Roter und Weißer Löwe	0,047	0,1	0,012	0,2	0,7	0,9	0,003	0,024	0,050	0,000	0,2	<BG	0,030	0,1	<BG	0,4	0,045	0,002
OBF40711	Friedrich August Stolln	0,1	0,048	0,002	0,045	0,019	0,5	0,034	0,6	0,1	<BG	0,3	0,1	0,5	<BG	<BG	<BG	0,4	0,1
OBF37404	Tiefer Heilige Dreifaltigkeit Stolln	0,032	0,0	0,1	0,1	0,5	0,1	0,001	<BG	<BG	<BG	0,1	0,031	0,0	<BG	<BG	<BG	0,029	0,000
OBF40641	Eibenstocker Communstolln	0,004	0,1	0,004	0,037	0,029	0,1	0,002	<BG	0,1	<BG	0,023	<BG	0,022	<BG	<BG	<BG	0,001	0,002
OBF33080	(Tiefer) Friedrich Christoph Erbstolln	0,045	0,0	0,003	0,042	0,1	0,039	0,018	0,027	<BG	0,000	0,042	0,024	0,030	<BG	<BG	<BG	0,005	0,014
OBF40672	Unterer Troster Stolln	0,010	<BG	0,039	0,021	0,045	<BG	0,002	0,016	<BG	<BG	0,023	0,024	0,011	<BG	<BG	<BG	<BG	0,002
OBF33603	Neuer Segen Gottes oder Sieben Planeten Stolln	0,015	<BG	0,002	0,009	0,033	<BG	0,000	0,018	0,007	0,000	0,010	0,009	0,011	0,008	<BG	<BG	0,002	0,001
Summe		100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Erwartungsgemäß weisen Rothschönberger Stolln und Verträge Gesellschaft Stolln das höchste Potenzial von Schadstoffausträgen in die Fließgewässer auf. Zieht man weitere Elemente (insbesondere Uran und Arsen) mit in Betracht, so kommen noch Glück Auf Stolln, Marcus Semmler Stolln und Tiefer Sauberger Stolln, aber auch Königlich Weißtaubner Tiefer Erbstolln (Ba, Se, Tl), Tiefer Elbstolln (Fe, U), Tiefer St. Christoph Stolln (As, Ni, Tl) und Neuer Bielastolln (Mo) hinzu.

11.2 POTENZIALABSCHÄTZUNG FÜR EINZELNE REVIERE

Im vorhergehenden Abschnitt erfolgte die Potenzialabschätzung mit einem regionalen Ansatz für alle Stollnwässer Sachsens, für die entsprechende Daten vorliegen. Eine zweite Möglichkeit ist ein lokaler Ansatz, bei dem die Stofffrachten der Stollnwässer mit denen der Wässern der unmittelbaren Vorfluter verglichen werden. Dies erlaubt die Einschätzung des Schadstoffpotenzials auf einer hinsichtlich der WRRL aussagefähigeren Grundlage. Gemäß der Aufgabenstellung soll die Potenzialabschätzung auf die Objekte:

- Roter Graben (Freiberg),
- Königlich Verträge Gesellschaft Stolln,
- Spülhalde Davidschacht,
- Zinnwalder Erzbergbaurevier und
- Sauberger Stolln bei Ehrenfriedersdorf

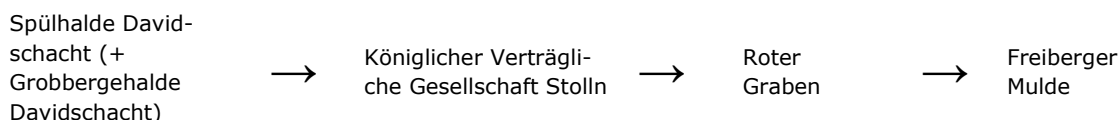
konzentriert werden. Daher wird nachfolgend eine detailliertere Betrachtung vorgenommen.

11.2.1 FREIBERGER REVIER

Der Grubenwasseraustrag aus dem Freiburger Bergrevier erfolgt in der Hauptsache auf zwei Niveaus:

- oberes Niveau durch den Verträge Gesellschaft Stolln und den Hauptstollnumbruch
- tiefes Niveau durch den Rothschönberger Stolln (gemeinsam mit tiefen Niveaus der Reviere Brand-Erbisdorf und Halsbrücke)

Von den oben genannten Grubenwässern bilden die ersten drei (Spülhalde Davidschacht - Königlich Verträge Gesellschaft Stolln - Roter Graben) einen Komplex. Für diesen Komplex ergaben frühere Untersuchungen (u.a. [18]), dass die Schwermetalle zu einem hohen Anteil dem Haldenkomplex Davidschacht mit der Spülhalde Davidschacht entstammen. Es ergibt sich folgender hydrologischer Weg der Hauptanteile der Schwermetalle:



Schwermetalleinträge erfolgen dabei nur im Bereich der Stolln (VGS und HSU), im Roten Graben nicht mehr.

Tabelle 33: Frachtvergleich der Freiburger Mulde (Messstelle Obergruna, OBF31700) und der Stollnwässer, fett: Überschreitungen der UQN bzw. Frachtanteil > 30 %.

Element	Konzentration (µg/l)			Fracht (kg/a)			Frachtanteil an Freiburger Mulde / (%)		
	Freiburger Mulde	VGS	HSU	Freiburger Mulde	VGS	HSU	VGS	HSU	VGS + HSU
Aluminium	84,5	3.800	61	10.020	5.992	63	59,8	0,63	60,4
Arsen	12,5	4,4	7,2	1.484	6,9	7,5	0,5	0,50	0,97
Barium	71,4	33	17	8.468	52	18	0,6	0,21	0,82
Beryllium	0,05	1,5	0,15	5,9	2,37	0,16	39,9	2,63	42,5
Blei	1,38	19	1,4	164	30	1,5	18,3	0,89	19,2
Bor	74,9	76	67	8.883	120	70	1,3	0,78	2,1
Cadmium	2,78	150	32	330	237	33	71,7	10,09	81,8
Cobalt	0,42	33	13	49	52	14	(100)	27,36	(100)
Eisen	483	200	170	57.272	315	177	0,6	0,31	0,86
Kupfer	11,6	270	11	1.373	426	11,4	31,0	0,83	31,8
Lithium	5,2	52	37	621	82	39	13,2	6,21	19,4
Molybdän	1,22	0,55	<0,2	144	0,87	<BG	0,6	<BG	<BG
Nickel	3,1	54	37	367	85	39	23,2	10,50	33,7
Selen	0,4	30	11	47	47	11,4	99,7	24,14	(100)
Thallium	0,05	0,15	<0,1	5,9	0,24	<BG	4,0	<BG	<BG
Uran	0,05	2,5	0,48	5,9	3,9	0,50	66,5	8,43	74,9
Zink	408,3	16.000	4.200	48.418	25.229	4.371	52,1	9,03	61,1
Element	Konzentration (mg/kg), Fraktion <63 µm Freiburger Mulde								
Arsen	460								
Chrom	45,7								
Kupfer	290								
Zink	6.400								

(VGS – Verträgliche Gesellschaft Stolln; HSU – Hauptstollnumbruch)

Die Freiburger Mulde weist an der Messstelle Obergruna vor allem bei Cd eine deutliche Überschreitung der UQN auf. Im Sediment (Fraktion <63 µm) treten hohe Überschreitungen bei As (11,5fach) und Zn (8-fach) auf. Die Stollnwässer VGS und HSU weisen hohe Konzentrationen von Pb, Cd, Ni und Se auf. Dies spiegelt in den Frachtanteilen der Stollnwässer an der Fracht der Freiburger Mulde wider.

Hohe Frachtanteile > 30 % zeigen die Stollnwässer bei Al, Be, Cd, Co, Cu, Ni, Se, U und Zn. Vereinzelt auftretende Frachtanteile >100 % wurden als „(100)“ sind dabei auf Fällungs- bzw. Remobilisierungsvorgänge und Probenahme- und Analyseunsicherheiten zurückzuführen. Nach diesen Ergebnissen rühren ca. 80 % der Cd-Fracht von diesen Stollnwässern her.

Durch entsprechende Maßnahmen an den Stollwässern besteht also die Möglichkeit, insbesondere bei Cd, Se, U und Zn eine deutliche Verbesserung der Wasserqualität der Freiburger Mulde zu erreichen.

Im Revier Zinnwald werden die Grubenwässer über drei Entwässerungsstollen abgetragen:

- Ein großer Teil der Wässer der oberen Sohlen wird vom TBS auf den THS verstäzt.

Die Stollnwässer des THG gelangen in den OWK DESN_537182 (Heerwasser, danach Rotes Wasser). Die Wässer von TBS und THF werden in den OWK DESN_5371822 (Aschergraben, danach Schwarzwasser) abgetragen. Die Verhältnisse werden in Abbildung 16 erläutert.

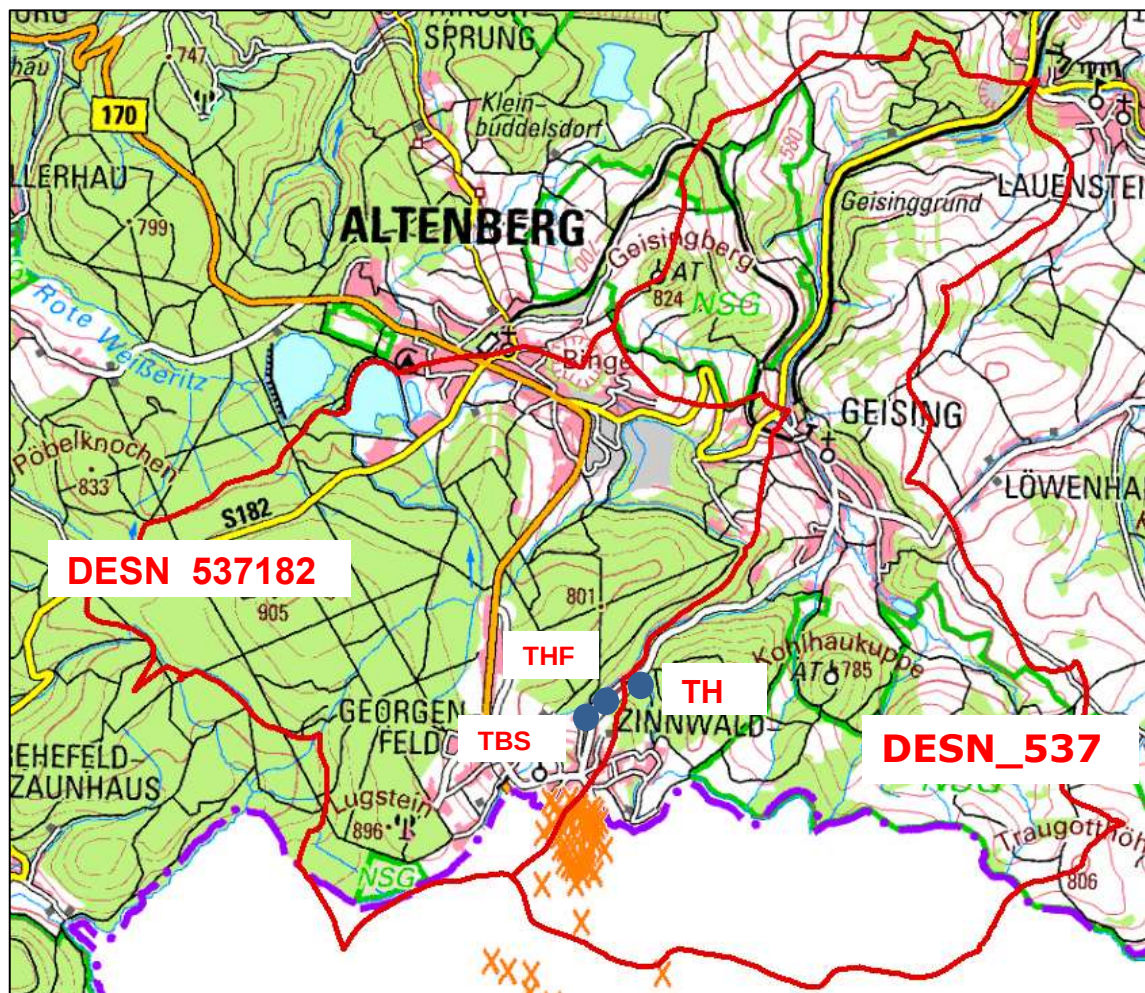


Abbildung 16: OWK-Struktur des Reviers Zinnwald mit Lage der Entwässerungsstollen.

Die Potenzialabschätzung nach dem regionalen Ansatz für alle Stollnwässer Sachsens (Abschnitt 11.1) zeigte eine verglichen mit dem Freiburger Revier geringere Belastung der Stollnwässer. Höhere Anteile erreichte der Tiefe Hilfe Gottes Stolln bei Ba, Be und Mo.

Für den lokalen Ansatz zeigt Tabelle 34 den Vergleich des Stollnwassers des THG mit dem unmittelbaren Vorfluter Heerwasser/Rotes Wasser. Die Wässer zeigen Überschreitungen der UQN bei Cd, das Rote Wasser bei Se und der THG bei Tl. Bei den Sedimenten (Arsen, Chrom, Kupfer und Zink) mussten hilfsweise die Daten der Messstelle Müglitz-2 verwendet werden, weil für Heerwasser und Rotes Wasser keine entsprechenden Daten verfügbar waren. Dabei zeigen sich deutliche UQN-Überschreitungen bei As, Cu und Zn.

Frachtanteile > 30 % an der Elementführung des Roten Wassers sind bei Al, Ba, Be, Cd, Co, Cu, Li, Tl, U, Zn festzustellen. Die auftretenden Frachtanteile >100 % sind dabei einerseits auf Fällungs- bzw. Remobilisierungsvorgänge, andererseits auf Probenahme- und Analyseunsicherheiten sowie Unsicherheiten bei der Berechnung der Abflussmengen zurückzuführen.

Das Rote Wasser zeigt einerseits Überschreitungen der UQN bei Cd, andererseits werden 100 % des Cd durch das Stollnwasser eingetragen. Außerdem sind auch ca. 100 % des Cu, Tl, U und Zn auf den Stollnwasserzufluss zurückzuführen.

Tabelle 34: Frachtvergleich des Roten Wassers (Messstelle Mündung Geising, OBF08400) und des Stollnwassers THG, fett: Überschreitungen der UQN bzw. Frachtanteil > 30 %.

Element	Konzentration (µg/l)		Fracht (kg/a)		Frachtanteil am Roten Wasser (%)
	Rotes Wasser	THG	Rotes Wasser	THG	
Aluminium	122	230	378	123	32,7
Arsen	7,0	5,0	21,6	2,7	12,4
Barium	90	230	278	123	44,4
Beryllium	0,65	7,8	2,0	4,2	(100)
Blei	0,40	0,68	1,2	0,36	29,5
Bor	17,3	24	54	12,9	24,0
Cadmium	0,26	2,9	0,80	1,6	(100)
Cobalt	0,10	0,20	0,31	0,11	34,7
Eisen	160	<30	494	<BG	<BG
Kupfer	5,0	29	15,5	15,5	(100)
Lithium	5,8	23	18,0	12,3	68,4
Molybdän	10,3	17	32	9,1	28,6
Nickel	1,13	1,30	3,5	0,70	20,0
Selen	5,82	<0,8	18,0	<BG	<BG
Thallium	0,050	0,30	0,15	0,16	(100)
Uran	1,12	17	3,5	9,1	(100)
Zink	18,7	220	58	118	(100)

Element	Konzentration (mg/kg), Fr. <63 µm Rotes Wasser
Arsen	135
Chrom	35,8
Kupfer	212,5
Zink	1.150

(THG – Tiefer Hilfe Gottes Stolln (Zinnwald))

Ähnliches ergibt sich für den Aschergraben/Schwarzwasser hinsichtlich des Einflusses der Wässer von TBS und THF (Tabelle 35) mit UQN-Überschreitungen bei Cd, Se und Tl. Bei den Sedimenten mussten ebenfalls hilfsweise die Daten der Messstelle Müglitz-2 verwendet werden. Dabei zeigen sich deutliche UQN-Überschreitungen bei As, Cu und Zn.

Etwa 80 % der Cd-Fracht des Aschergrabens werden durch die Stollnwässer eingetragen. Erhöhte Eintragsraten durch die Stollnwässer weisen auch Cu, Ni, Se, U und Zn auf.

Tabelle 35: Frachtvergleich von Schwarzwasser (Aschergraben, Messstelle uh. Tiefenbachhalde, OBF08401) und der Stollnwässer TBS und THF, fett: Überschreitungen der UQN bzw. Frachtanteil > 30 %.

Element	Konzentration (µg/l)			Fracht (kg/a)			Frachtanteil am Schwarzwasser (%)		
	Aschergraben	TBS	THF	Aschergraben	TBS	THF	TBS	THF	TBS + THF
Aluminium	153	150		201	8,75	n.b.	4,4	n.b.	4,4
Arsen	10,0	4,0	1,5	13,1	0,23	0,24	1,8	1,8	3,6
Barium	82	330		108	19	n.b.	17,9	n.b.	17,9
Beryllium	0,433	1,6		0,6	0,09	n.b.	16,4	n.b.	16,4
Blei	0,42	2,10		0,5	0,12	n.b.	22,3	n.b.	22,3
Bor	27,3	34,0		36	2	n.b.	5,5	n.b.	5,5
Cadmium	0,215	2,0	0,7	0,28	0,12	0,11	41,3	39,8	81,1
Cobalt	0,31	0,12		0,41	0,007	n.b.	1,7	n.b.	1,7
Eisen	267	<30		351	<BG	n.b.	<BG	n.b.	<BG
Kupfer	4,0	20,0	10,6	5,2	1,2	1,7	22,3	32,5	54,7
Lithium	21,2	9,3		27,8	0,5	n.b.	1,9	n.b.	1,9
Molybdän	32,5	6,2	3	43	0	0,48	0,8	1,1	2,0
Nickel	0,84	1,60	3,0	1,1	0,1	0,48	8,4	43,6	52,0
Selen	0,40	6,50		0,5	0,4	n.b.	72,1	n.b.	72,1
Thallium	0,050	0,280		0,07	0,02	n.b.	24,8	n.b.	24,8
Uran	1,30	6,10	2,6	1,7	0,356	0,42	20,8	24,5	45,3
Zink	19,4	96,0	37,4	26	5,6	6,0	22,0	23,6	45,5
Element	Konzentration (mg/kg), Fr. <63 µm								
Arsen	135								
Chrom	35,8								
Kupfer	212,5								
Zink	1.150								

(TBS – Tiefer Bünauf Stolln, THF – Tiefer Hoffnung Gottes Stolln)

11.2.3 REVIER EHRENFRIEDERSDORF

Die Grubenwässer des Ehrenfriedersdorfer Reviers werden hauptsächlich durch den Tiefen Sauberger Stolln (TSS) abgetragen. Die Betrachtungen auf regionaler Ebene (Abschnitt 11.1) zeigten bei As hohe Frachten bzw. Anteile an der Gesamtfracht der Stollnwässer.

Tabelle 36 zeigt den lokalen Vergleich mit den Wässern des Vorfluters Wilisch. Überschreitungen der UQN treten bei Cd auf. Eine geringe Überschreitung ist bei Ni im Stollnwasser festzustellen. Die Sedimente zeigen Überschreitungen bei As (14,6-fach) und Zn (1,2-fach).

Tabelle 36: Frachtvergleich der Wilisch (Messstelle Schlößchen, OBF36800) und des Stollenwassers TSS, fett: Überschreitungen der UQN bzw. Frachtanteil > 30 %.

Element	Konzentration (µg/l)		Fracht (kg/a)		Frachtanteil (%) an Wilisch TSS
	Wilisch	TSS	Wilisch	TSS	
Aluminium	18	100	125	139	(100)
Arsen	82	290	556	402,4	72,3
Barium	43	36	290	50	17,3
Beryllium	0,05	0,9	0,34	1,2	(100)
Blei	0,10	<0,2	0,68	<BG	<BG
Bor	25,2	26,0	171	36	21,0
Cadmium	0,138	0,35	0,94	0,49	51,7
Cobalt	0,12	0,78	0,82	1,1	(100)
Eisen	0,192	<0,03	1,31	<BG	<BG
Kupfer	4,1	<2	28	<BG	<BG
Lithium	5,0	19	34	26	77,7
Molybdän	1,583	5,8	11	8,0	74,6
Nickel	2,38	5	16	7,5	46,2
Selen	0,40	<0,8	2,7	<BG	<BG
Thallium	0,050	<0,1	0,34	<BG	<BG
Uran	0,18	1,5	1,2	2,1	(100)
Zink	25	79	171	110	63,9

Element	Konzentration / (mg/kg), Fr. <63 µm Willisch
Arsen	582,5
Chrom	79,2
Kupfer	142,5
Zink	1000

(TSS – Tiefer Sauberger Stolln)

Erhöhte Frachtanteile des Stollnwassers des TSS sind bei Al, As, Be, Cd, Co, Li, Mo, Ni, U und Zn festzustellen. Die auftretenden Frachtanteile > 100 % sind dabei einerseits auf Fällungs- bzw. Remobilisierungsvorgänge, andererseits auf Probenahme- und Analyseunsicherheiten sowie Unsicherheiten bei der Berechnung der Abflussmengen zurückzuführen. Es ist festzustellen, dass neben As auch große Anteile der Cd- und Zn-Fracht über das Stollnwasser eingetragen wird.

Der Frachtanteil des TSS bei As beträgt 72 %. Dies zeigt den hohen Stellenwert der As-Einträge hinsichtlich der As-Gehalte im Sediment. Andererseits belegt dies, dass es in dem Gebiet auch andere As-Einträge, z.B. über Sickerwässer aus As-belasteten Böden, gibt.

12 ANWENDUNGSPOTENZIAL DER IN-SITU-VERFAHREN IN SACHSEN

12.1 ALLGEMEINES

Im Zuge der Recherchen wurden verschiedene Maßnahmen bzw. Verfahren herausgestellt. Für die Einschätzung des Anwendungspotenzials in Sachsen wurden in Tabelle 37 die relevanten Merkmale zusammengefasst.

Tabelle 37: In-situ-Schadstoffrückhalteverfahren.

Bezeichnung	Erläuterung
In-situ-Quellimmobilisierung durch hohen Flutungswassereinstau	hoher Flutungswassereinstau zur Minimierung der oxidativ getragenen Stoffnachlieferung und zur Minimierung der Grubenwassermenge
Oxidation/Sedimentation (Transferbereich)	In-situ-Abtrennung von Schadstoffen durch Oxidation von sauerstofffreiem Flutungswasser im Rahmen des grubeninternen Wasser- und Bewetterungsmanagements (Schwerpunkt peripherer Flutungsraum)
Oxidation/Sedimentation (grubenexternes Wetland)	In-situ-Abtrennung von Schadstoffen durch Oxidation von sauerstofffreiem Flutungswasser im Zuge einer grubenexternen passiven Wasserbehandlung
GW-Management	In-situ-Abtrennung von Schadstoffen durch Reduktion von Flutungswasser im Rahmen des grubeninternen Wasser- und Bewetterungsmanagements
Neutralisation/Fällung	In-situ-Behandlung eines kontaminierten, ggf. sauren, eisenhaltigen Wasserteilstromes durch Fällung bzw. ggf. Neutralisation
Reduktion	In-situ-Abtrennung von Schadstoffen durch Reduktion von Flutungswasser im Rahmen des grubeninternen Wasser- und Bewetterungsmanagements

Die Charakteristik der einzelnen Bergwerke hinsichtlich Geologie, Hydrologie, Hydraulik und Geochemie ist sehr verschieden. Daher kann keine allgemeingültige Bewertung der Verfahren vorgenommen werden. Hinsichtlich der Bepunktung bedeutet dies, dass für die Verfahren eine Punktespanne angegeben wird.

Eine konkrete Punktzahl muss dann anhand der Bedingungen in dem konkreten Bergbauobjekt vergeben werden. Dies wurde für die näher zu betrachtenden Bergwerke

- Roter Graben (Freiberg) - Königlicher Verträge Gesellschaft Stolln -Spülhalde Davidschacht,
- Zinnwalder Erzbergbaurevier und
- Sauberger Stolln bei Ehrenfriedersdorf

entsprechend Leistungsbeschreibung durchgeführt und in Tabelle 38 dargestellt. Die Bepunktung wurde dabei abgeleitet aus:

- der allgemeinen Verfahrensbewertung im Steckbrief (Anlage 4) und
- der Bewertung der konkreten Bedingungen des jeweiligen Bergwerks.

Tabelle 38: Bewertung der in-situ-Rückhalteverfahren anhand der Bepunktung.

Bezeichnung	Erläuterung	Grube	Be- pungung
In-situ-Quellimmo- bilisierung durch hohen Flutungs- wassereinstau	Hoher Flutungswassereinstau zur Minimierung der oxidativ getragenen Stoffnachlieferung und zur Minimierung der Grubenwassermenge	Spülhalde Davidschacht, KVGS, Roter Graben (Freiberg)	0
		Bergbaurevier Zinnwald	0
		Tiefer Sauberger Stolln, Ehrenfriedersdorf	1
Oxidation/ Sedimentation (Transferbereich)	In-situ-Abtrennung von Schadstoffen durch Oxidation von sauerstofffreiem Flutungswasser im Rahmen des grubeninternen Wasser- und Bewetterungsmanagements im peripheren Flutungsraum)	Spülhalde Davidschacht, KVGS, Roter Graben (Freiberg)	0
		Bergbaurevier Zinnwald	0
		Tiefer Sauberger Stolln, Ehrenfriedersdorf	2
Oxidation/ Sedimentation (grubenexternes Wetland)	In-situ-Abtrennung von Schadstoffen durch Oxidation von sauerstofffreiem Flutungswasser im Zuge einer grubenexternen passiven Wasserbehandlung	Spülhalde Davidschacht, KVGS, Roter Graben (Freiberg)	0
		Bergbaurevier Zinnwald	1
		Tiefer Sauberger Stolln, Ehrenfriedersdorf	0
GW-Management	In-situ-Abtrennung von Schadstoffen durch Reduktion von Flutungswasser im Rahmen des grubeninternen Wasser- und Bewetterungsmanagements	Spülhalde Davidschacht, KVGS, Roter Graben (Freiberg)	2
		Bergbaurevier Zinnwald	0
		Tiefer Sauberger Stolln, Ehrenfriedersdorf	1
Neutralisation/ Fällung	In-situ-Behandlung eines kontaminierten, ggf. sauren, eisenhaltigen Wasserteilstromes durch Fällung bzw. ggf. Neutralisation	Spülhalde Davidschacht, KVGS, Roter Graben (Freiberg)	2
		Bergbaurevier Zinnwald	1
		Tiefer Sauberger Stolln, Ehrenfriedersdorf	2
Reduktion	In-situ-Abtrennung von Schadstoffen durch Reduktion von Flutungswasser im Rahmen des grubeninternen Wasser- und Bewetterungsmanagements	Spülhalde Davidschacht, KVGS, Roter Graben (Freiberg)	0
		Bergbaurevier Zinnwald	1
		Tiefer Sauberger Stolln, Ehrenfriedersdorf	0

Zusammengefasst ergeben sich daher folgende Verfahren als besonders vorteilhaft für die konkreten Bergwerke:

Spülhalde Davidschacht, KVGS, Roter Graben (Freiberg):

- GW-Management
- Neutralisation/Fällung

Bergbaurevier Zinnwald:

- Oxidation/Sedimentation (grubenexternes Wetland)
- Neutralisation/Fällung
- Reduktion

Tiefer Sauberger Stolln, Ehrenfriedersdorf:

- Oxidation/Sedimentation (Transferbereich)
- Neutralisation/Fällung

12.2 KOMPLEX SPÜLHALDE DAVIDSCHACHT – VERTRÄGLICHE GESELLSCHAFT STOLLN – ROTER GRABEN

12.2.1 PROBLEMSTELLUNG

In der Freiburger Mulde werden unterhalb des Bergbaureviers die UQN von:

- Cd (Wasser) und
- As, Cu, Zn (Sediment)

überschritten.

Im Wasser des VGS finden sich Überschreitungen bei:

- Pb, Cd, Ni, Se (Wasser).

In Tabelle 39 sind nochmals die Anteile der Stollnwässer an der Schwermetallfracht der Freiburger Mulde dargestellt.

Tabelle 39: Frachtanteile der Stollnwässer VGS und HSU an der Freiburger Mulde.

Element	Frachtanteil in %	Element	Frachtanteil in %
Aluminium	60,4	Kupfer	31,8
Arsen	0,97	Lithium	19,4
Barium	0,82	Molybdän	<BG
Beryllium	42,5	Nickel	33,7
Blei	19,2	Selen	123,9
Bor	2,1	Thallium	<BG
Cadmium	81,8	Uran	74,9
Cobalt	132,6	Zink	61,1
Eisen	0,86		

Anteile >30 % weisen demnach die Elemente Al, Be, Cd, Co, Cu, Ni, Se, U und Zn auf.

In Tabelle 40 sind die für den untertägigen Rückhalt im Freiburger Revier relevanten Elemente mit ihren Bindungsformen in den Grubenwässern aufgeführt.

Tabelle 40: Relevante Elemente in den Freiburger Grubenwässern.

Element der Oxidationsstufe +2	Element der Oxidationsstufe +3	Komplexbildende Elemente	Anionenbildende Elemente
Be	Al	U	Se
Cd	Fe	z.B. UO_2^{2-} ,	z.B. SeO_3^{2-} , SeO_4^{2-}
Co		$[\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3]^{4-}$	As
Cu			z.B. AsO_3^{3-} , AsO_4^{3-}
Ni			
Zn			
Pb			

12.2.2 CHARAKTERISTIK DER WÄSSER

Gemäß den Darlegungen in Abschnitt 3.1 entstammen die Schwermetalle folgenden Quellen:

- aufgeschlossene, aber nicht abgebaute Lagerstättenteile,
- Versatz,
- Bergehalden,
- Spülhalden (Tailings),
- Hüttenindustrie – Altstandorte und
- Hüttenindustrie - Schlacken- und Rückstandshalden.

Einen gewissen Anteil hat auch der Bereich Hütte Freiberg - Muldenhütten. Diese Wässer fließen von Süden über den VGS zu.

Haldenkomplex Davidschacht

Der obere Grubenwasserablauf über den Verträgeliche Gesellschaft Stolln wird in stofflicher Hinsicht von der großen Bergehalde des David Schachtes mit beiden Spülhalden (David-schacht und Hammerberg) der Erzaufbereitung dominiert. Hinzu tritt ein großes Grubenfeld mit Erzgangresten, versetzten und offenen Grubenbauen über dem Flutungswasserspiegel und einige wenige Kluftsysteme im Nebengestein. Das Grubenwasser auf dem Haupttrakt des Verträgeliche Gesellschaft Stollns wird zusätzlich durch fremde Wassereinleitung am Junge Löwe Schacht beeinflusst (verbrauchtes Kühlwasser, welches ursprünglich aus dem Grabensystem südlich Freibergs stammt).

Die hydrochemischen Verhältnisse in diesem Bereich sind in der Vergangenheit insbesondere hinsichtlich Cadmium intensiv untersucht worden, z.B. in [42] sowie [44], und deshalb gut bekannt.

Der Haldenkomplex emittiert demnach ca. 514 g/d an Cd. Die aus dem Haldenkomplex Davidschacht ausgetragene Cd-Fracht ist damit etwas größer als die über den VGS abgeführte (479 g/d). Gewisse Cd-Mengen werden auf anderen Wegen emittiert, darunter ca. 68 g/d, die in Richtung RSS abgeführt werden. Da der RSS im Mittel 1062 g/d Cd abführt,

sind dies ca. 6,4 %. Damit ist über den Wasserpfad vom Haldenkomplex Davidschacht zum RSS nur ca. 6,4 % der Cd-Fracht des RSS beeinflussbar. Schwermetalleinträge erfolgen dabei nur im Bereich der Stolln (VGS und HSU), nachfolgend im Roten Graben nicht mehr. Eingriffsmöglichkeiten für einen untertägigen Rückhalt bestehen damit vor allem im Bereich des VGS.

In Abbildung 21 sind die Fließverhältnisse im Bereich des Roten Grabens dargestellt. Der Graben beginnt mit dem Zufluss der Grubenwässer des Verträgliche Gesellschaft Stollns (VGS, Abbildung 17). Weitere Zuflüsse erfolgen durch den Hauptstollnumbruch (HSU, Abbildung 19). Der Rote Graben weist entlang des Grabens insgesamt sechs sogenannte Abschlüge auf (Abbildung 18, Abbildung 20). Dabei handelt es sich um Wasser-Ableitungsstellen, über die die Fließverhältnisse gesteuert werden können.



Abbildung 17: Mundloch des VGS mit Grubenwasseraustritt.



Abbildung 18: Abschlag des Roten Grabens am Turmhof Hilfsstolln.



Abbildung 19: Mundloch des HSU mit Grubenwasseraustritt.



Abbildung 20: Abschlag des Roten Grabens unterhalb des HSU.

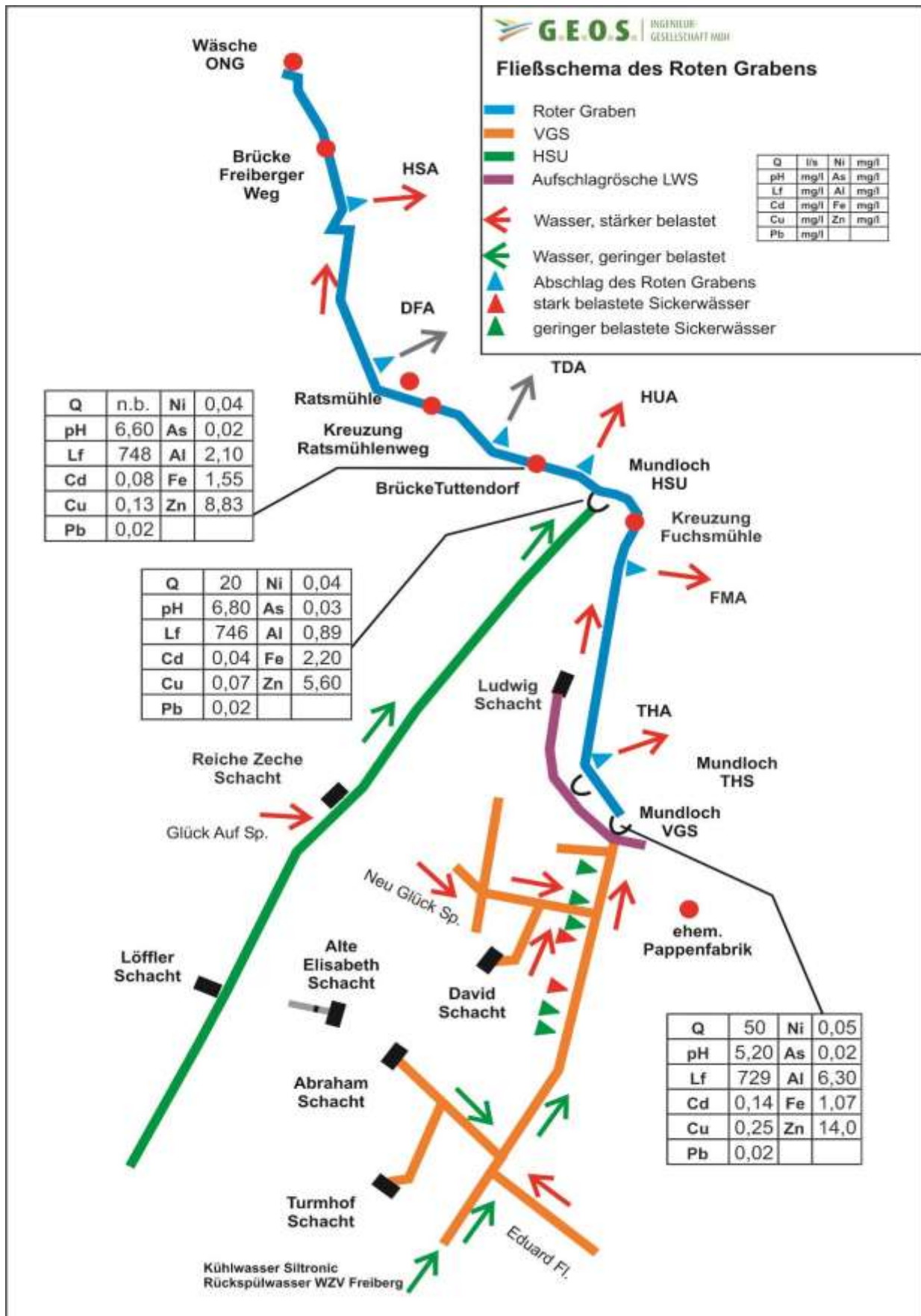


Abbildung 21: Oberer Grubenwasserablauf Grube Freiberg (aus [40], Daten 2008).

Betrachtet man den Chemismus der Wässer, so weist der VGS die höchsten Konzentrationen auf. Die Gehalte im Wasser des HSU betragen etwa 50 % davon.

Abbildung 22 zeigt ein konzeptionelles Modell der Cd-Austräge aus dem Freiburger Revier. Etwa 1/3 der Cd-Austräge erfolgen über den VGS in die Freiburger Mulde. Zusammen mit den anderen Stolln (HSU, EBS) summiert sich dies auf ca. 40 %. Die größten Cd-Austräge erfolgen mit 53 % über den Rothschnöberger Stolln. Dies belegt erneut die bereits in Abschnitt 11 beschriebene große Bedeutung des RSS als Schwermetallquelle im EZG der Elbe.

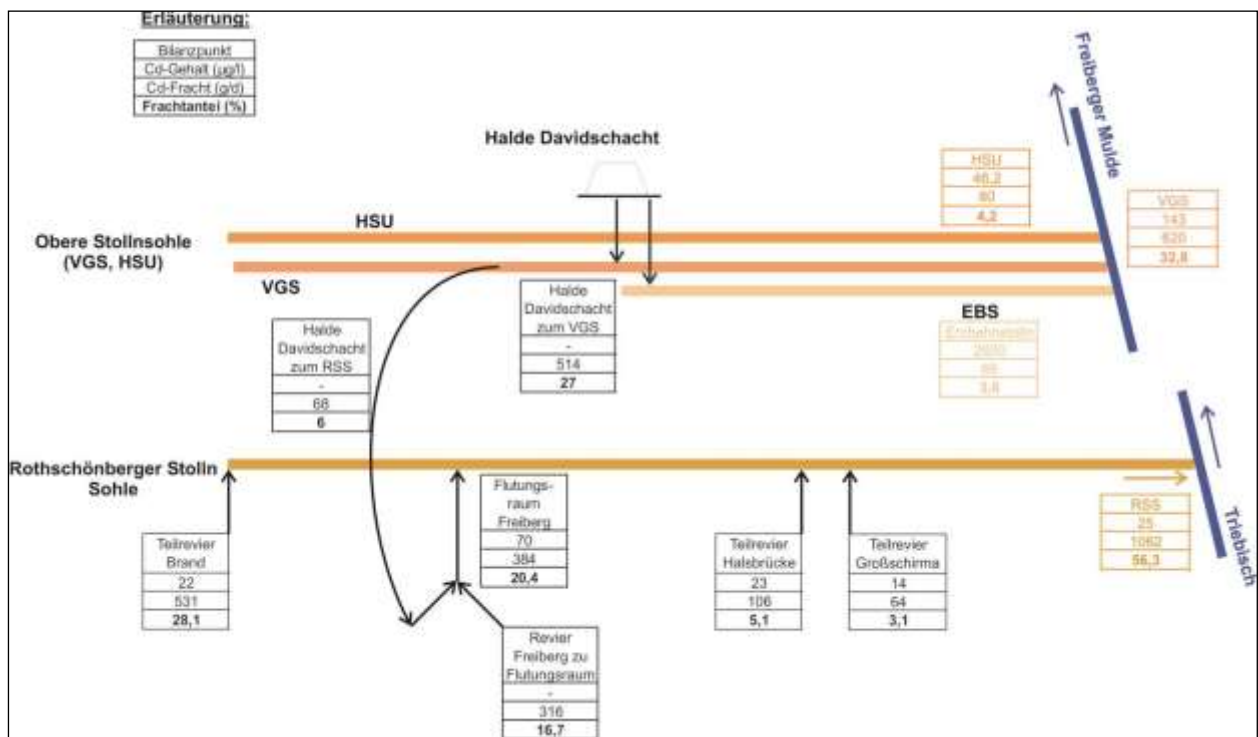


Abbildung 22: Modell der Cd-Austräge des Freiburger Bergbaureviers mit oberer (VGS, HSU, EBS) und tiefer Stollnsohle (RSS) (aus [4]).

Neben den beschriebenen gut bekannten Quellen von Schwermetallen existiert eine große Zahl weiterer Quellen, die nicht genau zu lokalisieren sind. Daher werden sie als diffuse Quellen aufgefasst. Diese Quellen bedingen die Schwermetallgehalte, welche sich in fast jedem untertägigen Wasserstrom finden.

Eine besondere Rolle spielen diese diffusen Quellen im oberen Grubenwasserablauf aus dem Bereich Reiche Zeche, der hauptsächlich über den Hauptstollnumbruch in den Roten Graben erfolgt. Die Schwermetallgehalte in dessen Wasser sind weniger durch Sickerwässer aus Halden und Altstandorten sondern stark durch Wässer aus vielen Gangbereichen mit Erzgangresten sowie versetzten und offenen Grubenbauen über dem Flutungswasserspiegel und von Wasser aus Kluftsystemen im Nebengestein bedingt. Das gegenwärtig relativ große Einzugsgebiet des Hauptstollnumbruchs mit der Vielzahl diffuser Quellen spiegelt sich im Grubenwasser am Mundloch in zwar verglichen mit dem VGS deutlich geringeren, aber dennoch signifikanten Konzentrationen wider.

12.2.3 QUELLIMMOBILISIERUNG DURCH HOHEN FLUTUNGSWASSEREINSTAU

Ein Einstau der Grubenwässer wäre nur durch Abdämmen der Wasserlösestolln, also des VGS und HSU möglich. Dem stehen zwei Probleme entgegen.

Grubenbaue oberhalb der VGS-Sohle (326 m NN)

Oberhalb der Stollnsohle gibt es auf ca. 60 m Höhe bis zur Tagesoberfläche ein großes Netz von Strecken des Altbergbaus. Dies sind z. B. Grubenbaue im Bereich Grüner Kirschbaum Stolln und König David Stolln. Diese sind nur zu kleinen Teilen risskundig. Außerdem befinden sich die Grubenbaue nahe dem Hang des Muldetals. Aus diesen Gründen würde es bei Einstau zu unkontrollierbaren Wasseraustritten kommen.

Grubenbaue unterhalb der VGS-Sohle (326 m NN)

Gravierend wären auch die Probleme mit den Grubenbauen unterhalb der Sohle des VGS. Dieser Bereich wird auf ca. 130 m Tiefe durch den Rothschnberger Stolln entwässert. Es gibt eine große Zahl von Wegsamkeiten, u. a. Schächte, Überhaun und vor allem Abbaue auf den Erzgängen, die nicht alle abgedichtet werden können. Bei einem Einstau würden die Grubenwässer unkontrolliert dem Rothschnberger Stolln zufließen.

Wie in Abschnitt 10 erläutert, entstammen die Schwermetalle im Wasser des VGS zu einem hohen Anteil dem Haldenkomplex Davidschacht mit der Spülhalde Davidschacht. Auf diese Quelle hätte der Einstau keine Wirkung.

12.2.4 OXIDATION/SEDIMENTATION (TRANSFERBEREICH)

Das Grubenfeld des Verträgeche Gesellschaft Stolln weist im Abstrom der Spülhalde David-schacht umfangreiche Hohlräume auf, die auch gut bewettert sind. Dies hat in großem Ausmaß Oxidationsprozesse zur Folge. Diese führen einerseits zur Verwitterung der Sulfide mit Schwermetallmobilisierung, andererseits aber auch zur weiteren Oxidation von Fe(II) zu Fe(III) und As(III) zu As(V). Fe(III)-Verbindungen präzipitieren bei den herrschenden pH-Bedingungen ($\text{pH} > 4,5$) und die Reaktionsprodukte adsorbieren das As(V). Dies hat zur Folge, dass die relevanten Elemente Fe und As in den Grubenbauen zurückgehalten werden und nur geringe Gehalte in den Stollnwässern aufweisen. Es handelt sich demnach um einen natürlich ablaufenden in-situ-Rückhalt. Die Stollnwässer weisen relativ hohe Redoxpotenzia-le auf, so dass keine weiteren Oxidations-Sedimentationsprozesse ablaufen.

12.2.5 OXIDATION/SEDIMENTATION (GRUBENEXTERNES WETLAND)

Betrachtungen zu naturnahen Schadstoffrückhalte-Verfahren am VGS wurden bereits in [40] angestellt. Dabei wurde festgestellt, dass die Stofffrachten des Stollnwassers des VGS so hoch sind, dass rein naturnahe Systeme (z. B. Kalksteindränagen, RAPS-Systeme) wegen des Schlammanfalls innerhalb kürzester Zeit (nach wenigen Monaten) verstopft wären und zum Totalausfall führen würden. Außerdem wäre der Flächenbedarf so erheblich, dass auch

aus diesem Grund keine naturnahe Behandlung möglich ist. Bei einer Entfernungsrates von $0,5\text{--}1\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ für Cd und Zn in einem anaeroben Wetland und einer Fracht von 61 kg/d für beide Elemente, wäre theoretisch eine Fläche zwischen 61.000 und 122.000 m^2 erforderlich. Diese Flächen stehen im engen Muldental nicht zur Verfügung.

Beim Abfluss aus dem VGS kommt erschwerend hinzu, dass ein Abklingen der Schadstoffkonzentrationen und damit der Frachten nicht zu erkennen ist. Die Konzentrationen sind lediglich nach Einbindung der Kühlwassereinleitungen der Siltronic AG im Jahre 1997/98 durch Verdünnung gesunken. Die Frachten sind dabei aber im Wesentlichen konstant geblieben. Wie sich die Sanierungsmaßnahmen auf dem Davidschacht langfristig auf die Schadstofffracht im VGS auswirken wird, ist im Moment noch nicht abzusehen. Die Frachten müssten mindestens um einen Betrag von ca. 80% sinken, damit naturnahe Verfahren am VGS überhaupt in Betracht kämen. Dies ist derzeit jedoch nicht in Sicht.

Am Mundloch des HSU beträgt die Schadstofffracht (Zn und Cd) nur $9,7\text{ kg/d}$, so dass hier eine Fläche von knapp 10.000 bis 20.000 m^2 ausreichend wäre.

12.2.6 GRUBENWASSER-MANAGEMENT

Das Grubenwassermanagement zielt auf die Verringerung der Menge austretender Grubenwässer. Dies kann z.B. durch Umleiten von Wasserströmen erfolgen. Wege dazu wurden in [4], [40], [42] und [47] entwickelt. Diese bestehen darin, die stark schwermetallhaltigen Wässer des VGS über den Davidschacht dem Rothschnberger Stolln zuzuführen.

Mit einer solchen Variante ist eine Entlastung des EZG der Freiburger Mulde erreichbar, allerdings werden die Schadstoffe zum EZG der Triebisch verlagert. Ohne Maßnahmen zur Schadstoffabtrennung am Rothschnberger Stolln, z.B. in Form einer Wasserbehandlungsanlage ist dadurch keine Besserung erreichbar.

12.2.7 REDUKTION

Die In-situ-Abtrennung von Schadstoffen durch Reduktion von Flutungswasser im Rahmen des grubeninternen Wasser- und Bewetterungsmanagements bezweckt die Immobilisierung redoxsensitiver Schadstoffe wie Sulfat. Die Bildung von Sulfid führt anschließend zur Fällung weiterer Schadstoffe wie Cadmium, Eisen oder Mangan.

Als Reduktionsmittel kommen sauerstoffzehrendes Grubeninventar (Grubenholz, technischer Grubenausbau - Eisenwerkstoffe, reaktive Minerale - Sulfide) in Betracht. Gegebenenfalls kann zusätzliche Zufuhr anorganischer Reduktionsmittel wie metallisches Eisen oder organischer Stoffe/Nährstoffe wie Methanol in Flutungsraum zur Stimulierung oder gar Beschleunigung biochemischer Reduktionsprozesse erfolgen.

Für das Revier Freiberg wäre die Implementierung die gleiche wie bei der Neutralisation/Fällung und wird daher in Abschnitt 12.2.9 mit beschrieben.

Reduktive Prozesse erfordern Separierungen im Flutungsraum zur Reduzierung des Grundwasserzuflusses und insbesondere zur Verringerung des Sauerstoffeintrags. Solche Maßnahmen können im Freiburger Zentralrevier jedoch nicht durchgeführt werden, da der Flutungsraum nicht mehr zugänglich ist. Das Wasser im Flutungsraum (aufsteigendes Schachtwasser des Reiche Zeche Schachtes) weist ein hohes Redoxpotenzial von ca. 500 mV auf. Dies ist auf an zahlreichen Stellen im RSS absteigende sauerstoffreiche Wässer und die Durchströmungsprozesse im Flutungsraum zurückzuführen. Das Freiburger Zentralrevier ist demnach für die Einleitung von Reduktionsprozessen nicht geeignet.

12.2.8 REAKTIONSSTRECKE

Im VGS könnte eine Reaktionsstrecke implementiert werden. Dies müsste im mundlochnahen Bereich erfolgen. Voraussetzung dazu wäre die Beendigung der Kühlwassereinleitungen im Bereich Junge Löwe Schacht. Es müsste eine Umbruchstrecke aufgefahren werden, wie in Abbildung 23 dargestellt. In diese Strecke könnte grobkörniger reaktiver Kalkstein (z.B. Travertin) eingebaut werden, an dem eine pH-Anhebung und Fällung der Schwermetalle stattfinden würde.

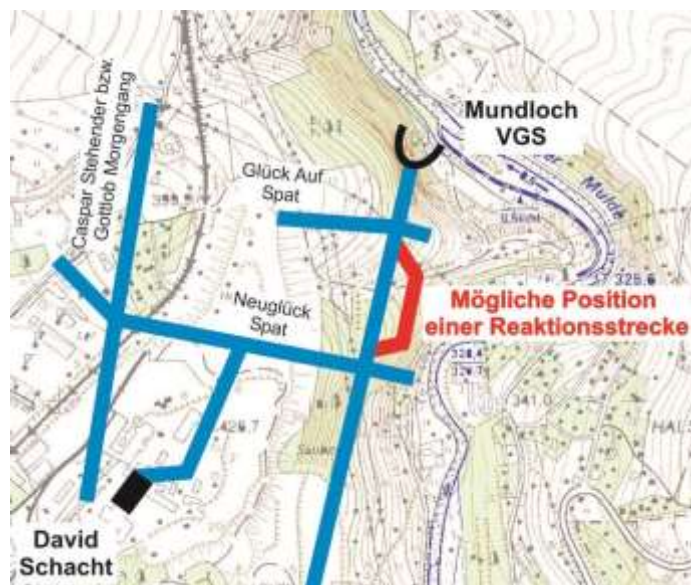


Abbildung 23: Mögliche Position einer Reaktionsstrecke im VGS.

In [40] wurden bereits Vorbetrachtungen für solch eine Technologie im VGS angestellt. Dabei zeigte sich, dass mit einem jährlichen Schlammfall in der Größenordnung von 4.500 m³ (Feststoffgehalt 100 kg/m³) pro Jahr zu rechnen ist. Setzt man die Reaktionsstrecke mit einer Länge von 200 m bei einem Querschnitt von 4 m² an, so hat diese ein Volumen von 800 m³. Bei dem genannten Schlammfall wäre die Kalksteinschüttung nach wenigen Monaten vollständig zugewachsen und verstopft. Daher kommt eine solche Lösung wegen der hohen Mineralisation des Stollnwassers nicht in Betracht.

Als weitere Variante wurde die Reaktion des Stollnwassers mit $\text{Ca}(\text{OH})_2$ und die Nutzung der Ludwigschachter Aufschlagrösche, die untertage parallel zum Roten Graben verläuft, diskutiert. Diese wäre auf ca. 180 m mit einer Breite von 2 m und einer Tiefe von ebenfalls 2 m als beruhigte Fließstrecke nutzbar. Dies entspricht einem Volumen von 720 m³. Bis zu 1 m Höhe könnte dieses Volumen als Schlamm-speicher genutzt werden, das sind 360 m³. Diese 360 m³ wären bei dem derzeitigen Mineralisationsgrad des Stollnwassers innerhalb von ca. 25 Tagen mit Schlamm gefüllt. Der Einsatz einer solchen Variante kommt deshalb nur mit kontinuierlicher bzw. quasi-kontinuierlicher Schlammberäumung in Frage. Dies bedingt eine ähnliche oder gleiche Betriebsweise wie herkömmliche Klärbecken und ist nicht mehr als „in-situ-Maßnahme“ anzusehen.

12.2.9 NEUTRALISATION/FÄLLUNG

Die voranstehenden Betrachtungen zur Anwendung von in-situ-Verfahren im Bereich Davidschacht/Verträgliche Gesellschaft Stolln haben sich zum einen wegen technischer Probleme, zum anderen wegen der hohen Mineralisierung des Stollnwassers als nicht machbar bzw. nicht geeignet erwiesen.

Das einzige machbar erscheinende in-situ-Rückhalteverfahren verbleibt die untertägige Neutralisation/Fällung. Die Neutralisation von Grubenwässern ist mit Ausfällungen verbunden. Daher werden entsprechende Sedimentationsräume für die anfallenden Schlämme benötigt (siehe auch Abschnitt 12.2.8). Die dazu notwendigen großen Hohlräume sind im altbergbaugeprägten Bereich des VGS nicht gegeben, jedoch in dem ca. 130 m darunter liegenden, vom modernen Bergbau (20. Jh.) geprägten, unterhalb des Rothschönberger Stollns liegenden Flutungsraum des Freiburger Reviers. Betrachtungen dazu wurden bereits in [4] angestellt. Da der Flutungsraum zum Rothschönberger Stolln gehört und somit nicht mehr direkter Bestandteil des „Komplexes Spülhalde Davidschacht - Verträgliche Gesellschaft Stolln - Roter Graben“ ist, wird auf diese Studie verwiesen. An dieser Stelle werden die wesentlichen Ergebnisse dazu zusammengefasst.

Wie in [4] dargestellt, versinken die Wässer des gesamten Teilreviers einschließlich des Anteils aus dem Bereich Muldenhütten zunächst in den Flutungsraum und strömen unterhalb der RSS-Sohle zum Schacht Reiche Zeche, dessen Füllort den niedrigsten Überlaufpunkt bildet. Dort steigen sie auf und fließen in den RSS über.

Die Wässer des VGS müssten diesem Flutungsraum zugeführt werden. Technisch ist dies machbar und unkompliziert. Der VGS müsste, wie in Abbildung 24 dargestellt, nahe des Mundloches angestaut werden, bis die rückgestauten Wässer über die Strecken auf dem Neuglück Spat und dem Gesellschaft Stehenden zum David Schacht fließen und dort verstürzen. Im David Schacht versinken diese mit in den Flutungsraum, fließen zum Reiche Zeche Schacht und steigen dort wieder bis zur Sohle des RSS auf.



Abbildung 24: Konzept zur Umleitung des Stollnwassers des VGS.

Somit existieren an mehreren Stellen Ansatzpunkte für die Zugabe von Stoffen zur in-situ-Behandlung des Grubenwassers unter Einbeziehung der Wässer des VGS. Die Ansätze werden in Tabelle 41 aufgeführt.

Tabelle 41: Mögliche Ansatzpunkte zur in-situ-Beeinflussung der Wasserqualität des Rothschnberger Stollns.

Ansatzpunkt	Beschreibung	Bemerkungen
Davidsschacht über VGS-Sohle	Transport über VGS-Sohle zum Anschluss Davidsschacht, Einbringen über Zugabevorrichtung	sicherer, aber beschwerlicher Zugang, größere bergmännische Aufwältigungsarbeiten notwendig (Schlammeräumung in Flügel des VGS auf Neuglück Spat und Gesellschaft Flachem), relativ hoher Transportaufwand
Davidsschacht über Bohrung	Bohrung von übertage zum Davidsschacht unter die Schachtplombe, Zugabe über Rohrleitung in der Bohrung	Bohrung erforderlich, ansonsten problemlos
Turmhofschacht	Zugabe über die zugängliche Radstube in die Schachtröhre	Zugabemöglichkeit muss geklärt werden

Bei einer In-situ-Grubenwassersanierung im Teilrevier Freiberg kommt dem Cadmium die größte Bedeutung zu. Gemäß den Ausführungen in Abschnitt 3.1 ist eine Anhebung des pH nötig, wobei ein Zusatz von Carbonat unterstützend wirkt. In [4] wurden mittels der hydrochemischen Modellierungs-Software PHREEQC erste Berechnungen zur Wirkung der

Zugabe von NaOH bzw $\text{Ca}(\text{OH})_2$ und Na_2CO_3 angestellt. Eine Auswahl von Ergebnissen ist in Tabelle 42 dargestellt.

Tabelle 42: Modellierungsergebnisse der Cd-Konzentration für Flutungswasser Teilrevier Freiberg (im Schacht Reiche Zeche aufsteigende Wässer) bei einer potentiellen in-situ-Sanierung [4].

Variante	$\text{Ca}(\text{OH})_2$ -Zusatz (mg/l)	NaOH-Zusatz (mg/l)	Na_2CO_3 -Zusatz (mg/l)	resultierender pH	resultierender Cd-Gehalt ($\mu\text{g/l}$)
<i>Flutungswasser</i>				7,00	70
1	74	-	106	9,95	2,5
2	37	-	53	9,23	4,9
3	-	120	318	10,76	4
4	-	40	53	9,25	4,7

Es wurden jeweils $\text{Ca}(\text{OH})_2$ und Na_2CO_3 (Varianten 1 und 2) sowie NaOH und Na_2CO_3 (Varianten 3 und 4) kombiniert. Es zeigt sich, dass Cd-Restkonzentrationen von 2-5 $\mu\text{g/l}$ erreicht werden können. Dabei scheinen bereits relativ geringe Zugabemengen ausreichend zu sein (Varianten 2 und 4).

Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass es sich um modellierte „ideale“ Fälle handelt. Die real erforderlichen Zugabemengen und resultierenden Restkonzentrationen müssen experimentell ermittelt werden.

Aufgrund der für die Cd-Abtrennung erforderlichen hohen pH-Werte weisen die resultierenden Wässer ebenfalls erhöhte pH-Werte im Bereich 9 - 11 auf. Dies macht eine Nachjustierung erforderlich, was durch Zugabe geringer Säuremengen (H_2SO_4) oder ggf. durch Mischen mit sauren Wässern geringer Schwermetallgehalte erreicht werden kann. Dies kann z.B. auf der weiteren Fließstrecke im RSS erfolgen.

Eine weitergehende hydrochemische Modellierung wird in Abschnitt 13 vorgenommen.

12.3 REVIER ZINNWALD

12.3.1 PROBLEMSTELLUNG

Heerwasser/Rotes Wasser

Im Heerwasser/Roten Wasser werden unterhalb des Bergbaureviers die UQN von:

- Cd, Se (Wasser) und
- As, Cu, Zn (Sediment)

überschritten.

Im Wasser des THG finden sich Überschreitungen bei:

- Pb, Cd, Ni, Se (Wasser).



In Tabelle 43 sind nochmals die Anteile der Stollnwässer an der Schwermetallfracht im Heerwasser/Roten Wasser dargestellt.

Tabelle 43: Frachtanteile der Stollnwässer des THG am Heerwasser/Rotes Wasser.

Element	Frachtanteil (%)	Element	Frachtanteil (%)
Aluminium	32,7	Kupfer	100
Arsen	12,4	Lithium	68,4
Barium	44,4	Molybdän	28,6
Beryllium	208,2	Nickel	20,0
Blei	29,5	Selen	<BG
Bor	24,0	Thallium	104,1
Cadmium	193,5	Uran	264,0
Cobalt	34,7	Zink	204,4
Eisen	<BG		

Anteile >30 % weisen demnach die Elemente Al, Ba, Be, Cd, Co, Cu, Li, Ti, U und Zn auf.

Aschergraben/Schwarzwasser

Im Aschergraben/Schwarzwasser werden unterhalb des Bergbaureviers die UQN von:

- Cd (Wasser) und
- As, Cu, Zn (Sediment)

überschritten.

Im Wasser der Stolln TBS und THF finden sich Überschreitungen bei

- Cd, Se, Ti (Wasser)

In Tabelle 44 sind nochmals die Anteile der Stollnwässer an der Schwermetallfracht im Aschergraben/Schwarzwasser dargestellt.

Tabelle 44: Formale Frachtanteile der Stollnwässer /Summe TBS und THF - am Aschergraben/Schwarzwasser.

Element	Frachtanteil (%)	Element	Frachtanteil (%)
Aluminium	4,4	Kupfer	54,7
Arsen	3,6	Lithium	1,9
Barium	17,9	Molybdän	2,0
Beryllium	16,4	Nickel	52,0
Blei	22,3	Selen	72,1
Bor	5,5	Thallium	24,8
Cadmium	81,1	Uran	45,3
Cobalt	1,7	Zink	45,5
Eisen	<BG		

Anteile >30 % weisen demnach die Elemente Cd, Cu, Ni, Se, U und Zn auf.

In Tabelle 45 sind die für den untertägigen Rückhalt im Zinnwalder Revier relevanten Elemente mit ihren Bindungsformen in den Grubenwässern aufgeführt.

Tabelle 45: Relevante Elemente in den Zinnwalder Grubenwässern.

Element der Oxidationsstufe +1	Element der Oxidationsstufe +2	Element der Oxidationsstufe +3	Komplex-bildende Elemente	Anionenbildende Elemente
Tl	Ba	Al	U	Se
	Be		z.B. UO_2^{2-} , $[\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3]^{4-}$	z.B. SeO_3^{2-} , SeO_4^{2-}
	Cd			
	Co			
	Cu			
	Ni			
	Zn			

Es zeigt sich, dass vor allem Elemente relevant sind, die zweiwertige Kationen bilden sowie Uran als Komplexe bildendes Element. Aus Abschnitt 5.2 ergibt sich, dass folgende chemische Rückhalteprozesse in Frage kommen:

- Hydrolysefällung im alkalischen Bereich
- Sulfidfällung im neutralen bis alkalischen Bereich
- Reduktionsprozesse

Die Zinnwalder Grubenwässer sind durch mehrere eher exotische Elemente gekennzeichnet: Ba, Be, Se. Zu diesen Elementen lassen sich folgende Aussagen treffen:

- Ba – Erdalkalimetall, keine Rückhalteverfahren bekannt,
- Be – Rückhalt und Abtrennung aus Wässern sind nicht erforscht,
- Se – bildet Oxoanionen, Adsorption an Fe(III)-Verbindungen möglich.

12.3.2 CHARAKTERISTIK DER GRUBENWÄSSER

Die Grubenwässer des Reviers Zinnwald-Cinovec sind dadurch gekennzeichnet, dass ein Großteil der Durchflussmenge und auch der Schwermetallfrachten aus den aufsteigenden Wässern im Militärschacht (Grube Cinovec/CZ) herrühren [10]. Im Bereich dieses Schachtes gibt es im Niveau des TBSt einen großen eingestauten Sedimentationsraum südlich des Hochpunktes (754,9 mNN) des TBSt, wobei die Grubenwässer aus dem gefluteten Grubenfeld nur im Schacht Cinovec I aufsteigen können und von dort in den Haupttrakt des TBSt geleitet werden. Die Wässer treten in der Sohle des Tiefen Büнау Stollns nach Deutschland über. Die Wässer verstürzen anschließend auf den Tiefen Hilfe Gottes Stolln und treten aus dessen Mundloch in das Heerwasser/Rotes Wasser über.

Aus dem Teil-Grubenfeld Zinnwald stammen deutlich geringere Wassermengen, die über den Tiefen Büнау Stolln abgeleitet werden und an dessen Mundloch in den Aschergraben/Schwarzwasser austreten.

In der Grube Zinnwald gibt es insgesamt 12 Sedimentationsstrecken (je sechs im Niveau TBSt und im Niveau THGSt). Diese tragen dazu bei, dass Sedimente nicht in die Vorfluter gespült werden

Als mittlere Abflussmengen aus den Entwässerungstollen ergaben sich 1 - 2 l/s aus dem TBSt und 17 l/s aus dem THGSt.

12.3.3 QUELLIMMOBILISIERUNG DURCH HOHEN FLUTUNGSWASSEREINSTAU

Die Grubenwässer fließen im Revier Zinnwald/Cinovec bereits in relativ hohem Niveau (ca. 760 m NN) ab. Ein weiterer Aufstau ist daher nicht möglich. Ein weiterer Aufstau würde zu unkontrollierten Wasseraustritten in der Ortslage Zinnwald führen. Die Tiefbaue auf tschechischer Seite (Cinovec) sind bereits geflutet

12.3.4 OXIDATION/SEDIMENTATION (TRANSFERBEREICH)

Im Revier Zinnwald/Cinovec treten in den Grubenwässern vor allem Elemente auf, die zweiwertige Kationen sowie Uran bilden. Aus Abschnitt 5.1 ergibt sich damit, dass diese Elemente bezüglich Oxidation nicht redoxsensitiv sind und daher Rückhalteprozesse mit Oxidation nicht wirksam wären.

12.3.5 OXIDATION/SEDIMENTATION (GRUBENEXTERNER WETLAND)

Es gilt die gleiche Bewertung wie in Abschnitt 12.3.4.

12.3.6 GRUBENWASSER-MANAGEMENT

Das Grundwassermanagement zielt auf die Verringerung der Menge austretender Grubenwässer. Im Revier Zinnwald/Cinovec gibt es dazu jedoch untertage kaum Möglichkeiten.

Eine wesentliche Option ist jedoch die Beschränkung von Wasserzutritten in die Grubenbaue. Durch solche Maßnahmen wird einerseits der Kontakt zwischen Wasser und Gestein/Resterzen und gleichzeitig die Menge austretender Grubenwässer verringert.

Für Zinnwald ist dies bereits im Zuge der Bergsicherungsmaßnahmen der vergangenen Jahrzehnte teilweise erfolgt, indem Schachttöfnungen verschlossen und oberflächennahe Abbaue versetzt wurden. Im Bereich der Grube Cinovec erfolgten solche Bergsicherungsarbeiten in geringerem Maße. Somit besteht insbesondere dort größeres Potential zur Verringerung der Wasserzu- und Grubenwasseraustritte.

Ein weiterer Aspekt ist die möglichst weitgehende Ableitung der Oberflächenwässer. Dies bedeutet, dass die Niederschlagswasser-Ableitung und die Kanalisation in den Siedlungsbe-

reichen optimiert werden sollten. Nähere Ausführungen finden sich in [10]. Tiefergehende Aussagen würden umfangreiche Recherchen und Planungen erfordern.

12.3.7 REDUKTION UND NEUTRALISATION/FÄLLUNG

Aufgrund ähnlicher Spezifik für den Bereich Zinnwald-Cinovec sollen beide Optionen zusammen behandelt werden. Die In-situ-Abtrennung von Schadstoffen durch Reduktion von Flutungswasser im Rahmen des grubeninternen Wasser- und Bewetterungsmanagements bezweckt die Immobilisierung redoxsensitiver Schadstoffe wie Sulfat. Die Bildung von Sulfid führt anschließend zur Fällung weiterer Schadstoffe wie Cadmium, Eisen oder Mangan. Als Reduktionsmittel müssten anorganische Reduktionsmittel wie metallisches Eisen oder organischer Stoffe/Nährstoffe wie Methanol in Flutungsraum zur Stimulierung/Beschleunigung biochemischer Reduktionsprozesse zugeführt werden.

Die Option Neutralisation/Fällung erfordert ebenfalls die Zufuhr anorganischer Stoffe (Neutralisations- bzw. Fällungsmittel).

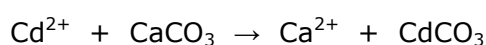
Für die Verfahren Reduktion und Neutralisation/Fällung sind demnach geflutete Grubenbaue größeren Umfangs als Reaktions- und insbesondere Sedimentationsraum notwendig. Solche sind in der Grube Zinnwald nicht vorhanden. Daher kommen diese Optionen auf deutscher Seite nicht in Frage.

Größere geflutete Grubenbaue finden sich hingegen auf tschechischer Seite. Dort fehlt es jedoch an der Zugänglichkeit dieser Grubenbaue (Schächte sind verschlossen). Ein Eingriff könnte somit lediglich über Bohrungen erfolgen. Für die Konzeption solcher Maßnahmen fehlen derzeit jedoch die Planungsgrundlagen. Diese werden durch Recherchen in gewissem Umfang im Vita-Min-Teilprojekt 1.7 „Wasserstammbaum Zinnwald“ geschaffen, Ergebnisse dazu liegen Anfang 2020 vor.

12.3.8 REAKTIONSSSTRECKE

Die Grubenwässer im Bereich Zinnwald-Cinovec weisen zwar signifikante Schwermetallgehalte mit entsprechenden Auswirkungen auf die Vorfluter auf, sind jedoch insgesamt relativ gering mineralisiert (Abschnitt 11.2.2). Solch gering mineralisierte Wässer sind geeignet, um Schwermetalle über sog. Kalksandfilter abzutrennen. Begünstigend wirkt die moderate Wasserführung des THS von ca. 60 m³/h.

Die Schadstoffabtrennung erfolgt durch Kontaktieren des Wassers mit granuliertem CaCO₃ mit großer Oberfläche, z. B. Travertin-Sand. Die Reaktionen verlaufen nach:



Das CdCO₃ ist sehr schwer löslich und führt zur Immobilisierung des Cd. Analog verhalten sich Pb, Cu, Ni und Zn. Erfahrungen zur praktischen Umsetzung dieses Prozesses liegen vor. So wurden im Zuge von Planungen zur Grubenwasserreinigung im Freiburger Revier Laborversuche angestellt, bei denen das Wasser zunächst durch Fällungsverfahren vorge-

reingt wurden und anschließend einer Nachreinigung mittels Kalksandfiltern unterzogen wurde [40]. Tabelle 46 gibt einen Überblick über die Ergebnisse.

Tabelle 46: Ergebnisse der Grubenwasserreinigung mittels Kalksandfiltern.

Element	Grubenwasser vor Kalksandfilter (µg/l)	Grubenwasser nach Kalksandfilter (µg/l)	Vergleich: Tiefe Hilfe Gottes Stolln (µg/l)
Al	780	< 10	230
As	18	< 5	5
Pb	14	< 5	0,68
Cd	492	< 1	2,9
Cu	110	< 10	29
Fe	20	< 10	<30
Ni	370	< 1	1,3
Zn	29.500	70	220

Es zeigt sich, dass die relativ geringen Elementgehalte (Grubenwasser vor Kalksandfilter) bis auf sehr geringe Restkonzentrationen abgereichert werden konnten (Grubenwasser nach Kalksandfilter). In der letzten Spalte sind zum Vergleich die Mittleren Gehalte im Wasser des Tiefe Hilfe Gottes Stolln (Zinnwald) angegeben. Vergleicht man die erzielten Behandlungsergebnisse mit diesen mittleren Gehalten, so zeigt sich, dass mittels Kalksandfilter die Elemente im Stollnwasser wie folgt abgereichert werden könnten:

- Al auf 1/23
- Cd, Cu und Zn je auf 1/3.

Diese Prozesse könnten auch untertage in einer Reaktionsstrecke im Tiefe Hilfe Gottes Stolln etabliert werden. Dazu müsste eine kurze Strecke neben dem Stolln unterhalb der Stollnsohle aufgefahren werden (siehe Abbildung 25).



Abbildung 25: Konzept einer Reaktionsstrecke (Adsorption an Kalksand).

Tabelle 47 zeigt eine grobe Kostenschätzung für eine solche Adsorptionsanlage.

Kosten für eine konventionelle Wasserbehandlungsanlage (WBA) für solche Wässer können zu Vergleichszwecken herangezogen werden. Eine solche Anlage würde aufgrund der relativ

geringen Elementgehalte mit Behandlungskosten von ca. 0,60 €/m³ arbeiten. Mit dem Durchfluss des THS von 60 m³/h ergeben sich jährliche Kosten von ca. 320.000 €/a.

Tabelle 47: Kostenschätzung für eine untertägige Reaktionsstrecke im THS.

Arbeitsschritt	Bedarf / Anzahl	Aufwand (€)
Einrichtung und Räumung der Baustelle	50.000 €	50.000
Vorhalten der Bergbautechnik 1.000 €/Woche	3 Monate	6.000
Streckenauffahrung 4 x 3 m 3.500 €/m	50 m	175.000
Umbinden der Wasserströme	10.000 €	10.000
Adsorptionsmittel (Travertingranulat) 60 m ³ /Jahr, 10 Jahre, 200 €/m ³	600 m ³	120.000
Räumen der Strecke nach 10 Jahren	30.000 €	30.000
Entsorgung 100 €/m ³	600 m ³	60.000
Gesamtkosten		451.000
Kosten pro Jahr		45.100 €/a

12.4 TIEFER SAUBERGER STOLLN, EHRENFRIEDERSDORF

12.4.1 PROBLEMSTELLUNG

Der relevante Vorfluter für den TSS ist die Wilisch. In dieser werden unterhalb des Bergbau-reviers Ehrenfriedersdorf die UQN von:

- Cd (Wasser) und
- As, Zn (Sediment)

überschritten.

Im Wasser des TSS finden sich Überschreitungen bei:

- Cd und Ni (Wasser).

In Tabelle 48 sind nochmals die Anteile der Stollnwässer an der Schwermetallfracht der Wilisch dargestellt.

Anteile >30 % weisen demnach die Elemente Al, As, Be, Cd, Co, Mo, Ni, U und Zn auf. Li ist als nicht umweltrelevant anzusehen.

Tabelle 48: Frachtanteile der Stollnwässer des TSS (BG – Bestimmungsgrenze).

Element	Frachtanteil (%)	Element	Frachtanteil (%)
Aluminium	111,1	Kupfer	<BG
Arsen	72,3	Lithium	77,7
Barium	17,3	Molybdän	74,6
Beryllium	366,7	Nickel	46,2
Blei	<BG	Selen	<BG
Bor	21,0	Thallium	<BG
Cadmium	51,7	Uran	167,0
Cobalt	131,3	Zink	63,9
Eisen	<BG		

In Tabelle 49 sind die für den untertägigen Rückhalt im Ehrenfriedersdorfer Revier relevanten Elemente mit ihren Bindungsformen in den Grubenwässern aufgeführt.

Tabelle 49: Relevante Elemente im Wasser des Tiefen Sauberger Stollns.

Element der Oxidationsstufe +2	Element der Oxidationsstufe +3	Komplexbildende Elemente	Anionenbildende Elemente
Be	Al	U	Se
Cd		z.B. UO_2^{2-} , $[\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3]^{4-}$	z.B. SeO_3^{2-} , SeO_4^{2-}
Co			As
Cu			z.B. AsO_3^{3-} , AsO_4^{3-}
Ni			Mo
Zn			z.B. MoO_4^{2-}

Es zeigt sich, dass vor allem Elemente relevant sind, die zweiwertige Kationen bilden sowie Uran als Komplexe bildendes Element. Als dritte relevante Gruppe ergeben sich Anionen bildende Elemente: As, Se und Mo. Aus Abschnitt 5.2 ergibt sich, dass folgende Rückhaltprozesse in Frage kommen:

- Hydrolysefällung im alkalischen Bereich
- Sulfidfällung im neutralen bis alkalischen Bereich
- Reduktionsprozesse
- Adsorption

Die Ehrenfriedersdorfer Grubenwässer sind durch relevante Mengen mehrerer Anionen bildender Elemente gekennzeichnet. Die Abtrennung bzw. Immobilisierung von As an Verbindungen dreiwertigen Eisens (Eisen(III)-Hydroxid, Goethit, Schwertmannit) sind gut bekannt und es existieren etablierte Verfahren dazu. Die Elemente Se und Mo zeigen ähnliches geochemisches Verhalten und sind Adsorptionsprozessen dieser Art zugänglich.

12.4.2 CHARAKTERISTIK

Der Tiefe Sauberger Stolln (TSS) stellt den tiefsten Wasserlösestollen des Ehrenfriedersdorfer Bergbaureviers dar (Abbildung 27). Er wurde von 1536 bis 1570 auf einer Länge von 2,3 km zur Wasserlösung im Sauberggebiet aufgefahren. Der mittlere Abfluss betrug zwischen 2002 und 2016 ca. 252 m³/h. Für den Zeitraum 2008 bis 2016 ergab sich eine Erhöhung des mittleren Durchflusses auf 305 m³/h.

Ursprünglich entwässerte der TSS die 6 Feldesteile der Grube Ehrenfriedersdorf:

- Röhrenbohrer
- W-Feld
- NW-Feld
- E-Feld
- Sauberg
- Vierung.



Abbildung 26: Mundloch des Tiefen Sauberger Stollns.

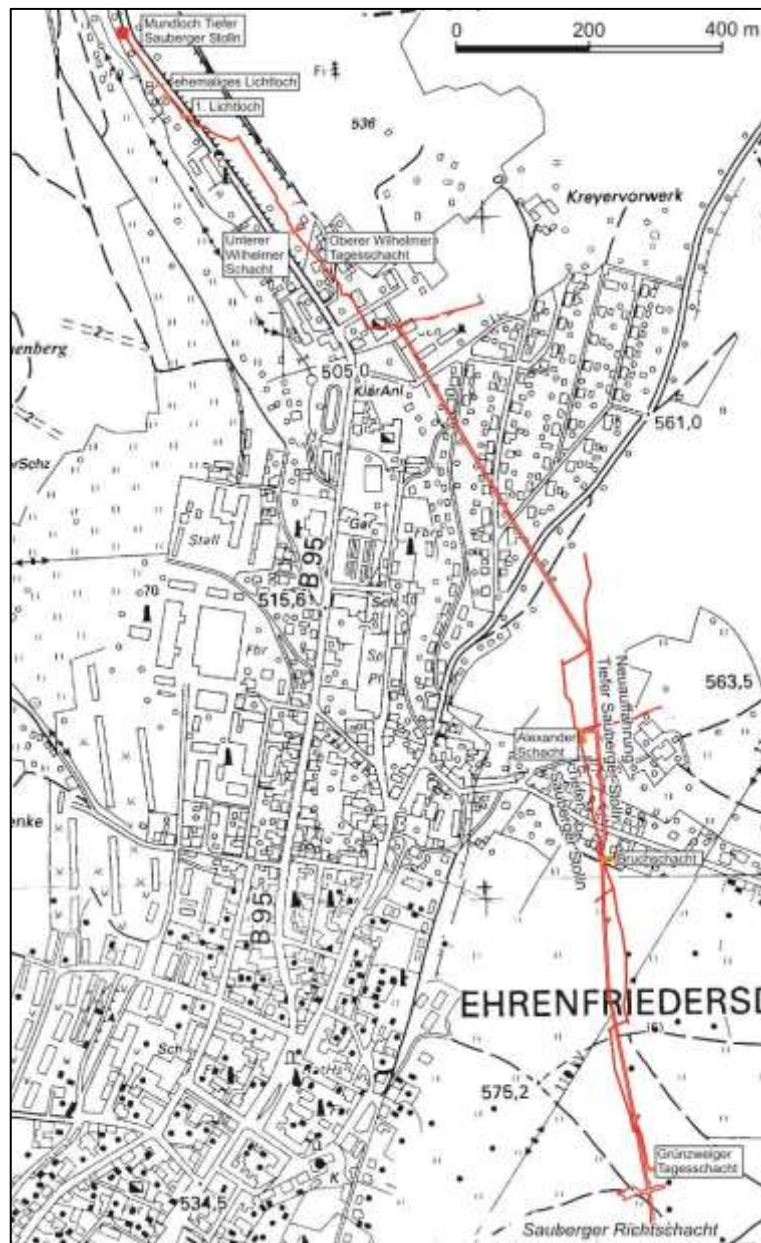


Abbildung 27: Lageplan zum Tiefen Sauberg Stolln (aus [47]).

Im Rahmen der Stilllegung des Zinnerbergwerkes nach 1990 wurden die Feldesteile Röhrenbohrer und NW-Feld hydraulisch durch Dämme voneinander und dem Saubergrevier abgetrennt. Das Feld Vierung stand auf der TSS-Sohle nicht in Verbindung mit dem Grubenfeld Sauberg und war bereits 1977 mittels Wasserdamm abgeworfen worden. Die Vierung entwässert seitdem über den Großvierunger Stolln in das Seifenbachtal. Der TSS entwässert momentan nur die Reviere W-Feld, Sauberg und E-Feld. Er befindet sich im Niveau der zweiten Sohle/Stollnsohle in ca. 110 m Teufe bezogen auf die Rasenhängebank des Sauberg Haupt- und Richtschachtes.

Abbildung 28 zeigt einen Saigerriss der Grubenfelder Sauberg und Westfeld. Diese verdeutlicht die vielfachen Verbindungen des TSS zur Tagesoberfläche. Diese sind zwar überwiegend verwahrt, stehen aber mit Abbauen in Verbindung, die mit Lockermaterial versetzt sind und damit Wegsamkeiten für Wasserzutritte bieten.

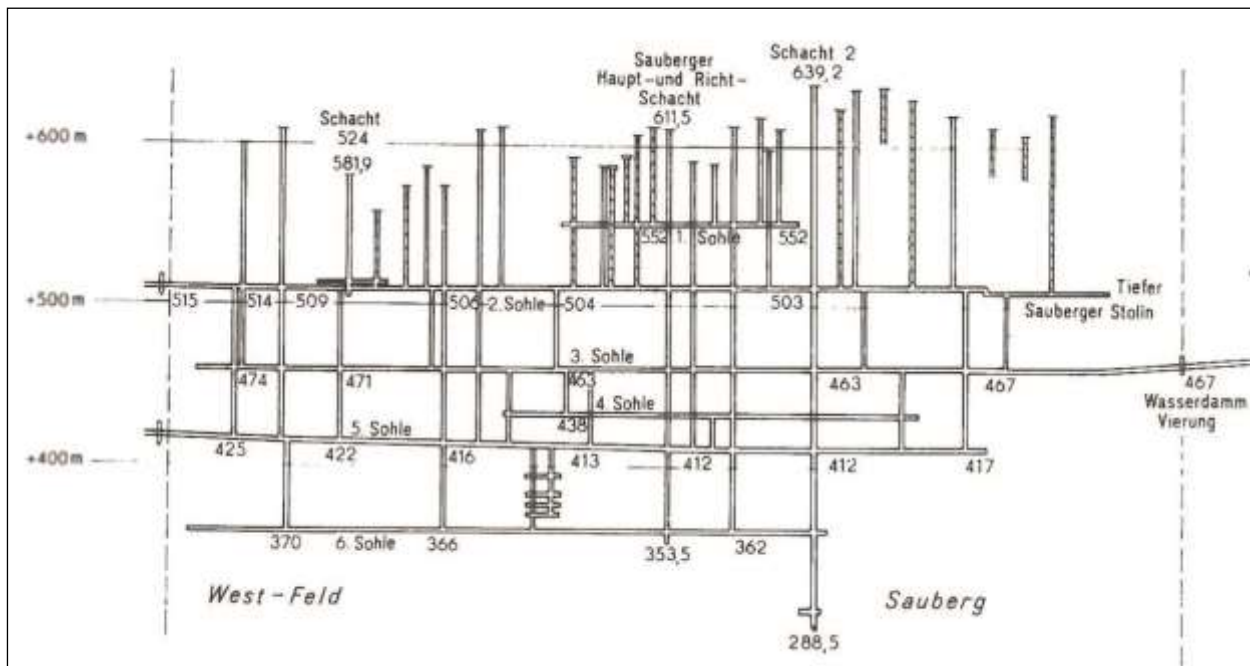


Abbildung 28: Saigerriss des Reviers Sauberg-Westfeld der Grube Ehrenfriedersdorf [46].

12.4.3 OXIDATION/SEDIMENTATION (TRANSFERBEREICH) - REAKTIONSTRECKE

Der TSS wurde über weite Strecken zur Sicherstellung der Wasserabtragsfähigkeit Mitte der 1990er Jahre neu aufgefahen. Dies würde grundsätzlich Möglichkeiten eröffnen, eine Reaktionsstrecke zu implementieren. Dies müsste im mundlochnahen Bereich erfolgen.

Im Tiefen Sauberg Stolln hat As als Schadstoff die größte Bedeutung. Beschränkt man die Schadstoffabreicherung weitgehend auf Arsen, so lassen sich die Konzepte „Reaktionsstrecke“ und „Adsorption“ kombinieren. Es wäre möglich, im Bereich der Neuauffahrung des Stollns (Abbildung 27) eine kurze Strecke neu aufzufahren und zu einer Reaktionsstrecke mit Adsorption auszubauen. Diese Strecke wird dazu mit Sorptionsmittel gefüllt und das Stollnwasser hindurchgeleitet.

Tabelle 50 zeigt eine grobe Kostenschätzung für eine solche Adsorptionsanlage.

Tabelle 50: Kostenschätzung für eine untertägige Arsen-Adsorptionsanlage im TSS.

Arbeitsschritt	Bedarf / Anzal	Aufwand (€)
Einrichtung und Räumung der Baustelle	50.000 €	50.000
Vorhalten der Bergbautechnik 1.000 €/Woche	3 Monate	6.000
Streckenauffahrung 4 x 3 m 3.500 €/m	50 m	175.000
Umbinden der Wasserströme	10.000 €	10.000
Adsorptionsmittel (Eisenhydroxidgranulat) 20 m³/Jahr, 10 Jahre, 1.500 €/m³	200 m³	300.000
Räumen der Strecke nach 10 Jahren	30.000 €	30.000
Entsorgung 100 €/m³	200 m³	20.000
Gesamtkosten		591.000
Kosten pro Jahr		59.100 €/a

Zum Vergleich können die Kosten für eine konventionelle Wasserbehandlungsanlage (WBA) für das Wasser des Tiefen Sauberger Stollns herangezogen werden, die in [47] konzipiert wurde. Die Kosten wurden mit 0,56 €/m³ veranschlagt. Mit dem Durchfluss des TSS von 305 m³/h ergeben sich jährliche Kosten von 1,47 Mio. €/a. Dies ist der 25-fache Betrag. Es muss jedoch berücksichtigt werden, dass die WBA für eine deutlich bessere Reinigungsleistung ausgelegt wurde, indem auch Schwermetalle, wie Ni und Cd abgetrennt werden. Die Kostenersparnis ergibt sich vor allem aus deutlich niedrigeren Investitions- und Betriebskosten, der einfachen Konzeption und dem weitgehenden Wegfall von Personalkosten.

In Abbildung 29 ist ein möglicher Standort für eine solche Reaktionsstrecke dargestellt.

Bei der Wahl des Standortes wurde berücksichtigt, dass im unteren Abschnitt des TSS Ashaltige Sickerwässer von übertage zusitzen. Diese sollten soweit möglich mit erfasst werden. Der Standort der Reaktionsstrecke sollte jedoch nicht in dem alten, nicht neu aufgefahrenen Teil des TSS in Mundlochnähe liegen, da damit deutlich höhere Baukosten und wegen der Tagesnähe höhere Sicherheitsaufwendungen verbunden wären.

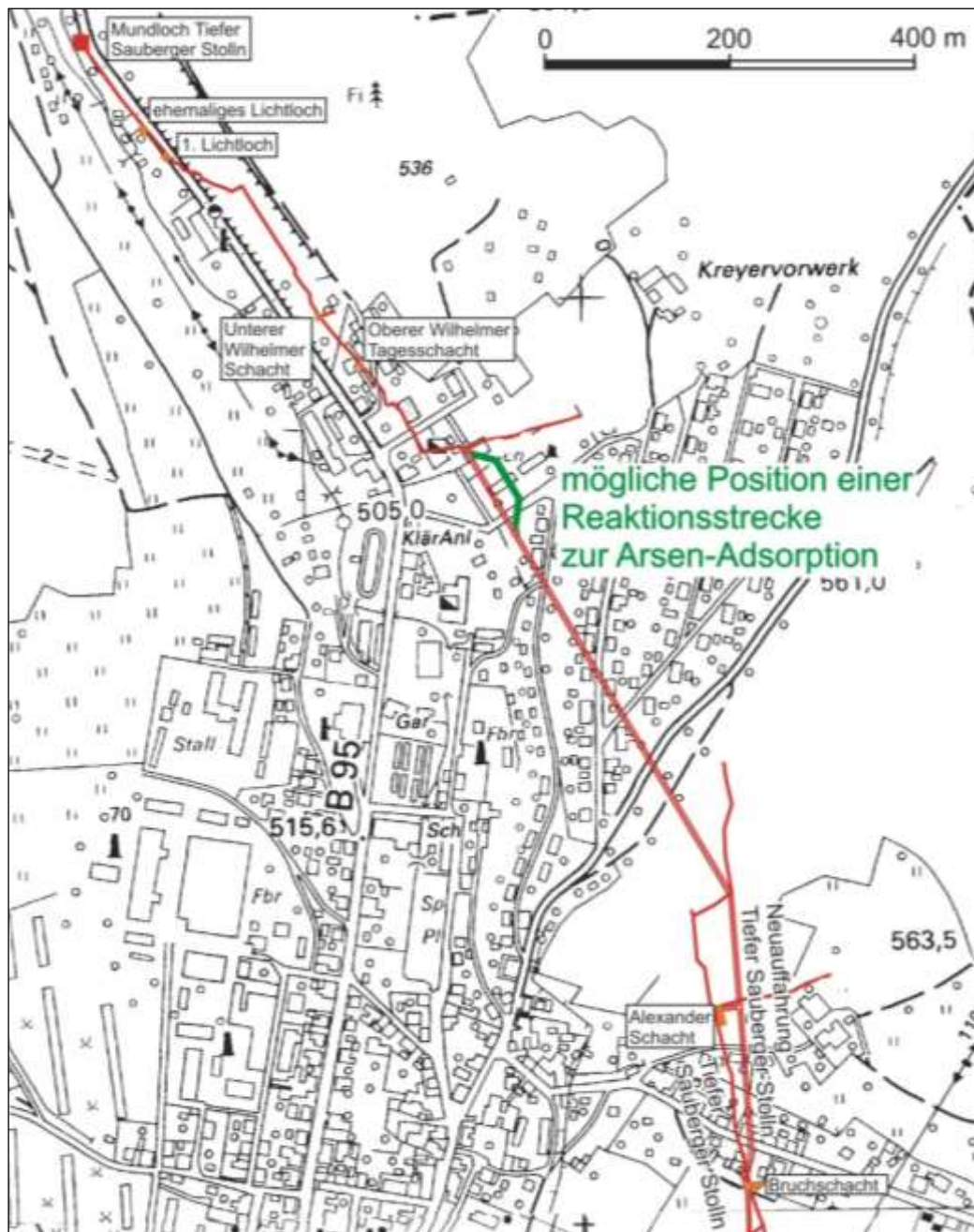


Abbildung 29: Mögliche Position einer Reaktionsstrecke im TSS.

12.4.4 QUELLIMMOBILISIERUNG DURCH HOHEN FLUTUNGSWASSEREINSTAU

Die Tiefbaue der Grube Ehrenfriedersdorf unterhalb der Stollnsohle sind geflutet, so dass ein Einstau gegeben ist. Darüber hinaus ist das Teilgrubenfeld „Vierung“ im Südosten des Saubergs bis auf ein noch höheres Niveau geflutet, wobei die Wässer über den Großvierunger Stolln austreten. Damit ist ein weitgehender Aufstau gegeben.

Ein weiterer Einstau von Grubenwässern wäre nur durch Abdämmen des Wasserlöseestollns, also des Tiefen Sauberger Stollns, möglich. Eine solche Maßnahme würde zu unkontrollierbaren Wasseraustritten führen und ist damit nicht machbar.

12.4.5 OXIDATION/SEDIMENTATION (GRUBENEXTERNER WETLAND)

Betrachtungen zu naturnahen Schadstoffrückhalte-Verfahren (Wetlands) wurden in [47] und [50] angestellt. Wegen der starken Wasserführung des Tiefen Sauberger Stolln (305 m³/h) würde eine solche Option sehr große Flächen erfordern, die im Mundlochbereich nicht zur Verfügung stehen.

12.4.6 GRUBENWASSER-MANAGEMENT

Das Grundwassermanagement zielt auf die Verringerung der Menge austretender Grubenwässer. Voraussetzung dazu ist eine weitgehende Zugänglichkeit des Grubenfeldes für bergtechnische Arbeiten. Dies ist in der Grube Sauberg nicht gegeben. Daher sind Maßnahmen des Grubenwassermanagements allenfalls sehr beschränkt umsetzbar. Solche begrenzten Maßnahmen wirken sich allenfalls geringfügig auf den Schadstoff aus.

12.4.7 REDUKTION

Die in-situ-Abtrennung von Schadstoffen durch Reduktion von Flutungswasser im Rahmen des grubeninternen Wasser- und Bewetterungsmanagements bezweckt die Immobilisierung redoxsensitiver Schadstoffe. Arsen ist zwar ein redoxsensitiver Schadstoff, aber eine Immobilisierung erfolgt nur in stark reduzierendem Milieu während der Sulfatreduktion. Dabei werden Arsensulfide ausgefällt. Unter schwach reduzierenden Bedingungen wird das Fe(III), an das Arsen adsorbiert ist, zu löslichem Fe(II) reduziert. Dabei wird Arsen in hohem Maße mobilisiert. In den schlecht kontrollierbaren Flutungsräumen besteht daher die Gefahr einer Remobilisierung des Arsens. Daher können für Ehrenfriedersdorf Maßnahmen mit reduktiven Prozessen nicht empfohlen werden.

12.4.8 FÄLLUNG IM FLUTUNGSRAUM

Steht in den gefluteten Grubenbauen genügend Volumen zur Verfügung, so kann in-situ Fällung - Sedimentation etabliert werden. Im Grubenfeld Sauberg stehen solche Volumina prinzipiell zur Verfügung. Der Flutungsraum unterhalb des Tiefen Sauberger Stolln wird mit 2,5 Mio. m³ angegeben [46].

In [50] wurden Versuche zur Behandlung arsenhaltiger Sickerwässer der Spülhalde 2 Ehrenfriedersdorf durchgeführt. Dabei zeigte sich, dass eine signifikante As-Abreicherung aus einem Sickerwasser mit 3 mg/l As ein Zusatz von 20 mg/l FeCl₃ erforderlich ist.

Das Wasser des Tiefen Sauberger Stollns weist mittlere As-Gehalte von 0,4 mg/l auf. Daher wird für eine Abschätzung der Machbarkeit einer In-situ-Maßnahme mit einem notwendigen FeCl₃-Zusatz von 10 mg/l gerechnet. Nach der Zugabe muss der pH angepasst werden. Dies erfolgt mit Ca(OH)₂ in einer Menge von 10 mg/l.

Die Ergebnisse der Kostenschätzung für Ausrüstung, Aufbau und Verbrauchsmaterial ist in Tabelle 51 dargestellt.

Tabelle 51: Kostenschätzung einer In-situ-Arsenfällung im Flutungsraum.

Arbeitsschritt	Bedarf / Anzahl	Aufwand (€)
Baustelleneinrichtung und -räumung (15 % der Baukosten)	-	59.850
Lagerbehälter FeCl_3	1	30.000
Lagerbehälter Ca(OH)_2	1	20.000
Chemikalienansetzstation	1	40.000
Dosierpumpen je 12.000 €	2	24.000
Zuführungseinrichtung ins Grubengebäude incl. Einbau	260.000 €	260.000
Steuerung	25.000	25.000
Gesamtsumme Aufbau und Ausrüstung	-	458.850
jährliche Abschreibung (über 10 a)	-	45.885
FeCl_3 30 t/Jahr, 1.200 €/t	30 t	36.000
Ca(OH)_2 30 t/a, 150 €/t	30 t	4.500
Kosten pro Jahr		86.385 €/Jahr

Zu beachten ist, dass Baukosten für Gebäude sowie Personalkosten und Medienkosten (Energie, Wasser) nicht enthalten sind.

Es kann davon ausgegangen werden, dass mit einer solchen Maßnahme eine As-Restkonzentration im Bereich von 0,05 - 0,1 $\mu\text{g/l}$ erreichbar ist (Abbildung 30).

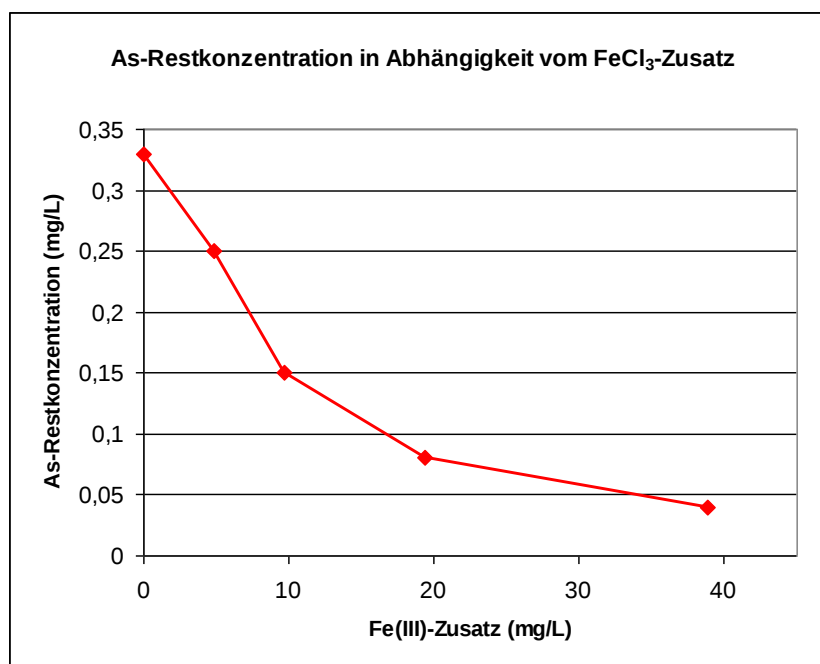


Abbildung 30: As-Restkonzentration in Abhängigkeit von zugesetzter Fe(III)-Menge [50].

13 THERMODYNAMISCH-HYDROCHEMISCHE MODELLIERUNG

13.1 MODELLAUFBAU

13.1.1 KONZEPTIONELLES MODELL

Im Rahmen des Projektes wurde ein hydrochemisches Modell entworfen, welches fähig ist den Schadstoffrückhalt mittels verschiedener Immobilisierungsmöglichkeiten abzubilden. Konzeptionell wurde angenommen, dass ein bestehender oder künstlich geschaffener Reaktionsraum mit dem Bergbauwasser geflutet wird (Abbildung 31). Parallel zu dem nachfließenden Bergbauwasser wird ein Reaktionsmittel hinzugegeben, welches die Ausfällung von (Halb-) Metallen bewirken soll. Neben der Ausfällung von Mineralen wurde auch die Sorption von Buntmetallen und anderen Spezies an Eisenhydroxiden berücksichtigt, das im Rahmen der Reaktionen ausfällt. Das Modell wurde für die Standorte Verträgliche Gesellschaft Stolln, Hauptstolln Umbruch und Sauberger Stolln unter Zugabe verschiedener Fällungsmittel angewandt.

Das Modell ist in der Software GoldSim™ implementiert und mittels DLL (Dynamic Link Library) mit der hydrochemischen Simulationssoftware PhreeqC gekoppelt. Das GoldSim™-Modell ist das Hauptmodell, in dem sämtliche Anfangs- und Randbedingungen über eine Nutzeroberfläche festgelegt bzw. anschließend berechnet werden. Mit Hilfe der Software PhreeqC werden chemische Gleichgewichtsberechnungen durchgeführt. Die DLL sorgt für den Austausch zwischen GoldSim™ und PhreeqC.



Abbildung 31: Konzeptionelles Modell der Variante des Schadstoffrückhalts mittels untertägigen Reaktionsraumes.

13.1.2 GOLDSIM™ – MODELL

Über die grafische Oberfläche können verschiedene Ergebnisse abgerufen werden (Abbildung 32):

- Spezies Konzentrationen des bearbeiteten Wassers,
- relative Spezies Konzentrationen des bearbeiteten Wassers bezogen auf die Hintergrundwerte des Bergbauwassers,
- Mineralausfällungen,
- adsorbierte Spezies an Eisenhydroxiden und
- Durchflussmengen.

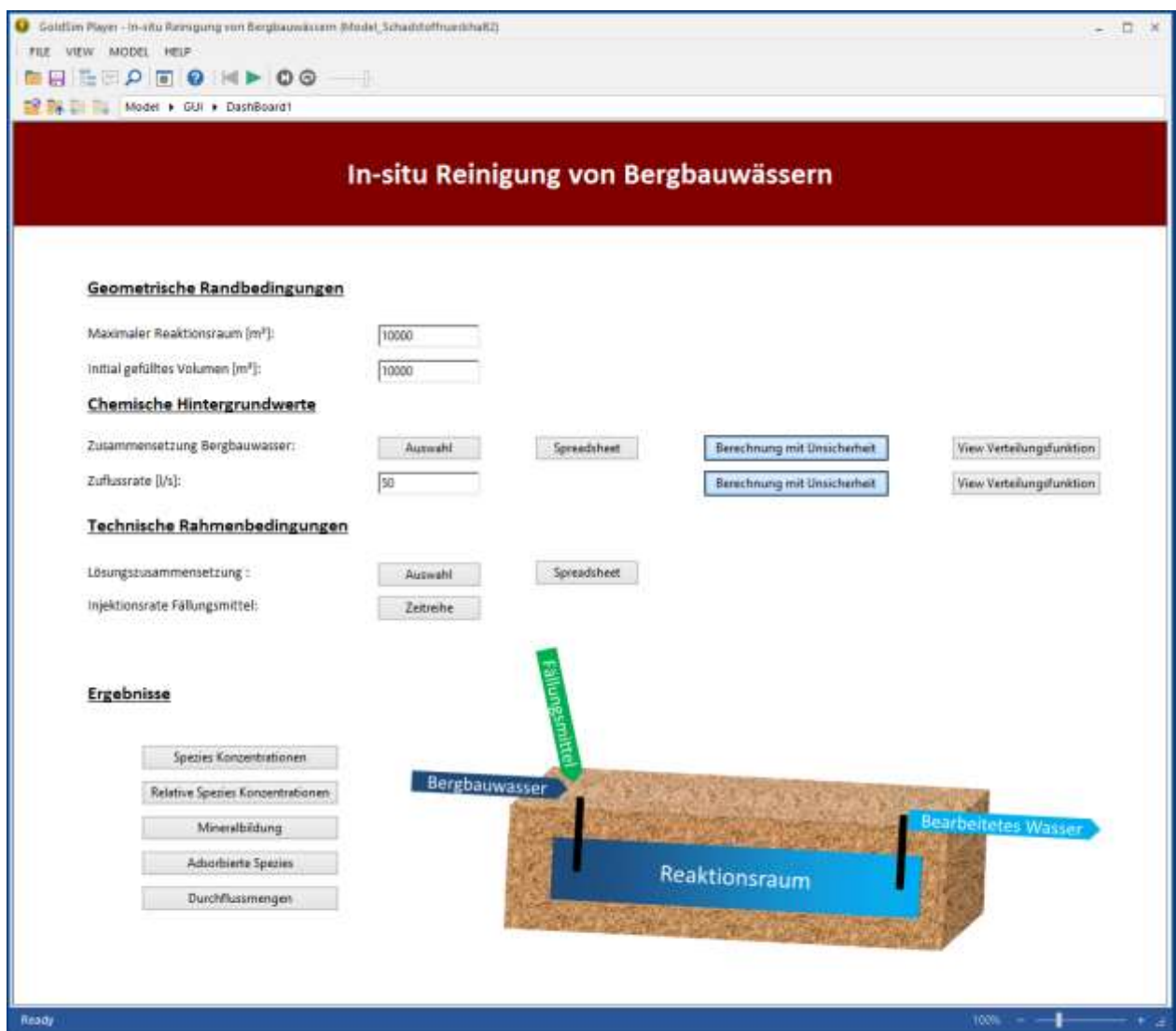


Abbildung 32: Grafische Oberfläche des Modells in GoldSim™.

13.1.3 DYNAMIC LINK LIBRARY (DLL)

Die Dynamic Link Library (DLL) wird über eine C++ Programmierung erstellt und ist das Verbindungsglied zwischen der Software GoldSim™ und der externen Software. Abbildung 33 zeigt zusammenfassend den konzeptionellen Aufbau und die Funktionen der DLL – Schnittstelle. Zunächst wird in einem GoldSim™ internen Element (External DLL Element) ein Output Vektor erstellt, der sämtliche Informationen für die chemische Modellierung enthält. Dieser Vektor wird von der DLL aufgegriffen und schreibt die Daten in ein PhreeqC kompatibles Input – File. Anschließend startet die DLL die Berechnung des externen PhreeqC Modells. Nach Beendigung der chemischen Berechnungen in PhreeqC wird das erzeugte Output – File von der DLL ausgewertet und pH-Wert, Redoxpotenzial, Spezies Konzentrationen, adsorbierten Spezies Konzentrationen sowie Mineralmengen in einen Vektor geschrieben. Dieser wird wieder zurück an das External DLL Element von GoldSim™ übergeben. Dieser Prozess wiederholt sich für jeden Modell Zeitschritt.

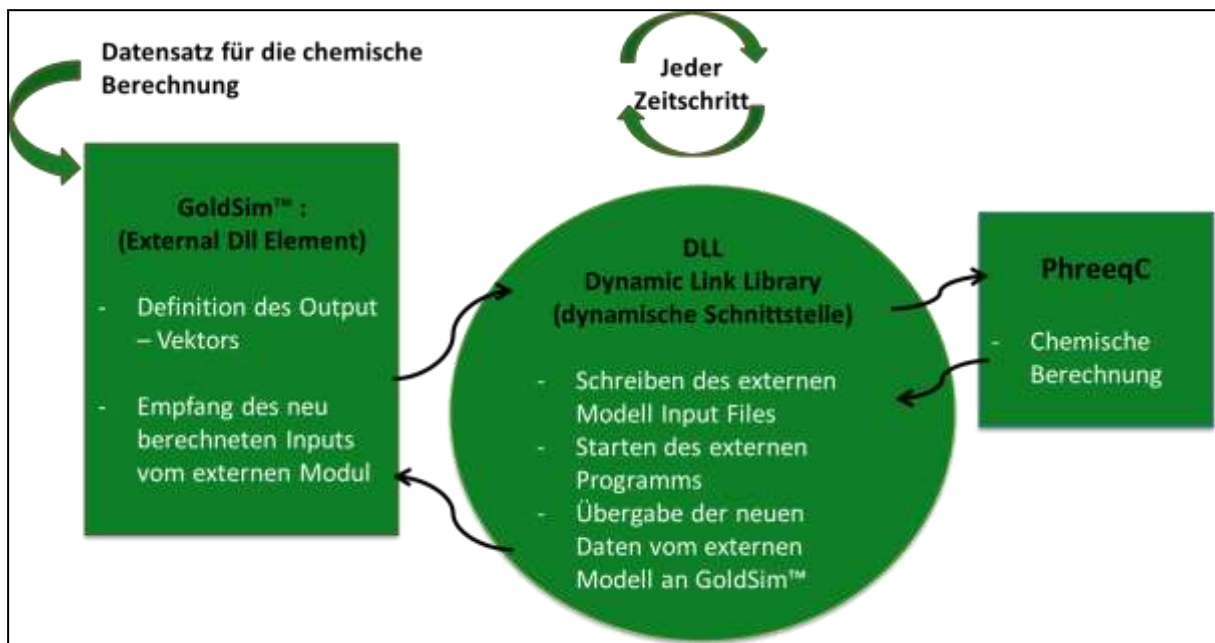


Abbildung 33: Schnittstelle GoldSim™ mit PhreeqC.

13.1.4 PHREEQC – MODELL

Die chemischen Berechnungen werden mit der Software PhreeqC Version 3 durchgeführt. PhreeqC ist ein Computerprogramm, das in den Programmiersprachen C und C++ geschrieben wurde und eine Vielzahl von wässrigen geochemischen Berechnungen durchführen soll. PhreeqC implementiert mehrere Arten von wässrigen Modellen: zwei wässrige Modelle mit Ionenassoziation (das Lawrence Livermore National Laboratory-Modell und WATEQ4F), ein wässriges Pitzer-Interaktionssystem für spezifische Ionenwechselwirkungen und das wässrige SIT-Modell (Specific Ion Interaction Theory). Bei Verwendung eines dieser wässrigen Modelle bietet PhreeqC die Möglichkeit:

- (1) Speziations- und Sättigungsindexberechnungen durchzuführen;
- (2) Batchreaktions- und eindimensionale (1D) – Transportberechnungen mit reversiblen und irreversiblen Reaktionen, die die wässrige, mineralische und gasförmige Phase sowie Oberflächenkomplexierungs-, Ionenaustauschgleichgewichte und angegebene Moltransfers von Reaktanten berücksichtigen. Außerdem können kinetisch kontrollierte Reaktionen, Mischen von Lösungen sowie Druck- und Temperaturänderungen modelliert werden;
- (3) Inverse Modellierungen, bei denen Parametersätze für den Übergang von Mineral- und Gas in aquatische Systeme gefunden werden, die Unterschiede in der Zusammensetzung zwischen Gewässern innerhalb festgelegter Zusammensetzungsunsicherheiten berücksichtigen [48].

Dem Modell zu Grunde liegt die Datenbank wateq4f.dat. In die Modellierung gehen die folgenden Prozesse ein:

- Mischen des Bergbauwassers mit der Reinigungslösung,
- Ausfällung von Mineralphasen und
- Sorption an Eisenhydroxiden, die im Zuge der Mineralreaktionen ausfallen.

Es wird angenommen, dass alle Reaktion spontan ablaufen und keiner kinetischen Hemmung unterliegen, sowie eine gute Durchmischung im Reaktionsraum stattfindet.

Der Prozessablauf der hydrochemischen Modellierung gliedert sich in drei Schritte.

- (1) Zunächst wird der Zustand des vorangegangenen Zeitschritts hergestellt, um die adsorbierten Spezies als Anfangsbedingung vorzugeben.
- (2) Anschließend wird die Konstitution des neuen Mischwassers aus den Verhältnissen der Zuflüsse modelliert.
- (3) Final wird das Mischwasser mit dem in Schritt (1) berechneten adsorbierten Spezies und den Mineralphasen ins Gleichgewicht gesetzt, was in einer neuen Zusammensetzung der aquatischen Phase sowie der Mineralphasen und der adsorbierten Mengen resultiert.

13.2 VERTRÄGLICHE GESELLSCHAFT STOLLN

13.2.1 EINGANGSPARAMETER

Die geometrischen Randbedingungen des Reaktionsraums sowie die Zufluss- bzw. Injektionsraten sind in Tabelle 52 beschrieben. Die chemische Zusammensetzung des Bergbauwassers sowie der Fällungsmittel sind der Anlage 7 zu entnehmen. Für den Standort Verträgliche Gesellschaft Stolln wurden die Fällungsmittel 1 bis 3 sowie 7 betrachtet. Die Zusammensetzung der Zugaben 1 bis 3 enthalten $\text{Ca}(\text{OH})_2$, NaOH und Na_2CO_3 Zusätze zu verschiedenen Anteilen. Sie sollen v. a. die Ausfällung von Hydroxidmineralen fördern, die im Reaktionsraum sedimentieren. Fällungsmittel 7 wurde mit Fokus auf die Cd Immobilisierung konzipiert. Darin ist hochkonzentriert Na_2CO_3 enthalten, damit Cd zu dem Mineral

Otavit umgesetzt werden kann. Die Bestandteile des Bergbauwassers wurden mit einer Normalverteilung (Standardabweichung von 10% der Mittelwerte) angenommen. Die Lösungszusammensetzung wurde zu Beginn jeder Realisation ins Ladungsgleichgewicht versetzt. Die Zuflussrate des Bergbauwassers wurde ebenfalls mit einer Normalverteilung (Standardabweichung von 5 l/s) angenommen und in jedem Zeitschritt neu gewürfelt. Insgesamt wurden 50 Realisationen mit jeweils 20 Tagen durchgeführt. Ein längerer Zeitraum führte zu keinen signifikanten Änderungen der Konzentrationen.

Tabelle 52: Input-Parameter der Modellierung für den Standort Verträgliche Gesellschaft Stolln.

Parameter	Wert
Maximales Volumen (m³)	10000
Initialer Füllstand (m³)	10000
Zuflussrate des Bergbauwassers (l/s)	50
Injektionsrate des Fällungsmittels (l/s)	5

13.2.2 ERGEBNISSE DER HYDROCHEMISCHEN MODELLIERUNG

Aus Darstellungsgründen wird die Bandbreite der Konzentration nur für Cd unter Zugabe von Fällungsmittel 1 ($\text{Ca}(\text{OH})_2$ - Na_2CO_3) dargestellt. Für alle anderen Bestandteile wird ein repräsentativer Verlauf (das 50% Perzentil) dargestellt.

Die Konzentration von Cd unter Berücksichtigung der Unsicherheiten wird in Abbildung 34 dargestellt. Dargestellt werden der Median (50%, schwarze Kurve), der Mittelwert (rote gestrichelte Kurve), die Perzentilbereiche 25% - 75% (dunkelrot), 5% - 25% bzw. 75% - 95% (rot) und 0% - 5% bzw. 95% bis 100% (hellrot).

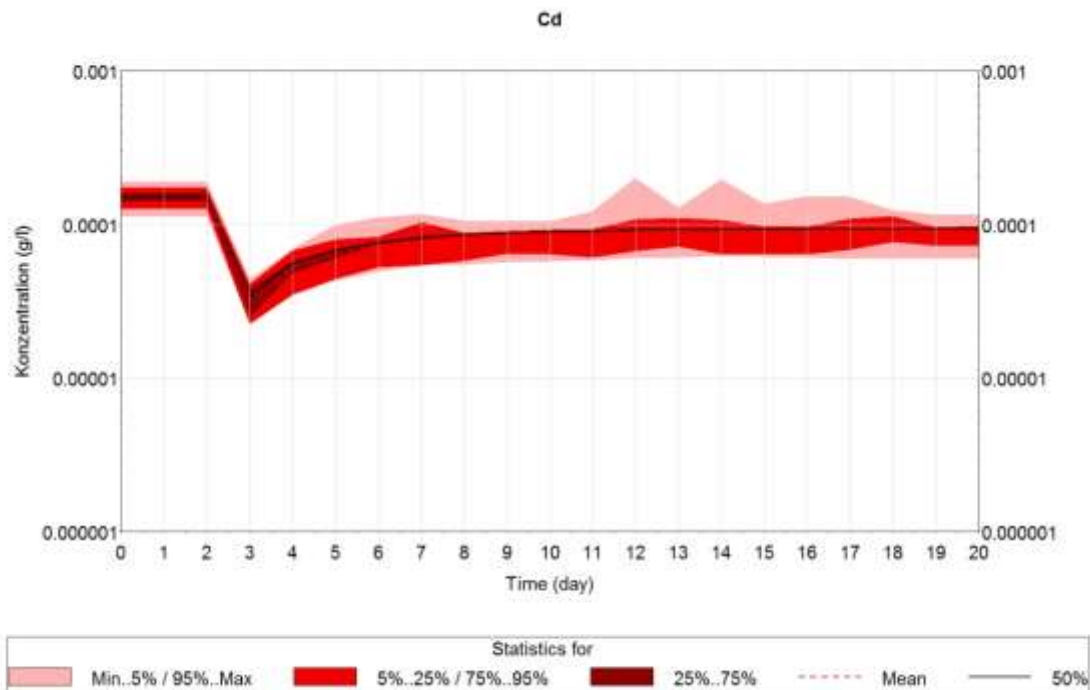


Abbildung 34: Beispiel einer modellierten Zeitreihe unter Berücksichtigung von Unsicherheiten (Verträgliche Gesellschaft Stolln, Entwicklung der Cd-Konzentration, Fällmittel 1 - $\text{Ca}(\text{OH})_2\text{-Na}_2\text{CO}_3$).

Je heller rot der Ton, desto unwahrscheinlicher ist das Auftreten der Konzentration. Grundsätzlich ist der Konzentrationsbereich von Cd sehr eng. Allerdings ist erkennbar, dass die resultierende Bandbreite ohne Einfluss des Fällungsmittels (bis Tag 2) geringer ist als der finale Zustand bedingt durch Ausfällungen mit Karbonaten oder die Sorption an Eisenhydroxiden. Der Verlauf der Cd - Konzentration lässt sich grob in drei Phasen gliedern:

- Bis Tag 2: keine Effekte des Fällungsmittels erkennbar, da das initial vorhandene Bergbauwasser zunächst verdrängt wird.
- Bis Tag 3: starkes Abfallen der Konzentration aufgrund verstärkter Eisenhydroxid ausfällung, welche Sorptionsplätze für das Cd bereitstellt.
- Ab Tag 3: Wiederanstieg der Konzentration, da sowohl die Otavitausfällung als auch die Eisenhydroxid ausfällung zurückgeht, während der Cd Nachschub konstant bleibt.

Von Abbildung 35 bis Abbildung 38 werden die mittleren Konzentrationsverläufe (50% Perzentil) für verschiedene (Halb-) Metalle in Abhängigkeit der zugegebenen Fällungsmittel dargestellt. In allen Fällen sinken die Konzentrationen am Endpunkt des Reaktionsraums, nachdem das Volumen erstmalig ausgetauscht ist. I. d. R. gibt es zu Beginn eine größere Reduzierung der Konzentrationen, die anschließend leicht ansteigt. Dies ist zurückzuführen auf das vorhandene Eisen im Reaktionsraum, das als Hydroxid ausfällt und Adsorptionsplätze bereitstellt. Im weiteren Verlauf der Sanierung kommt es zu geringeren Ausfällungen, da die absolute Masse, die nachkommt, geringer ist, sodass auch weniger Sorptionsplätze verfügbar werden.

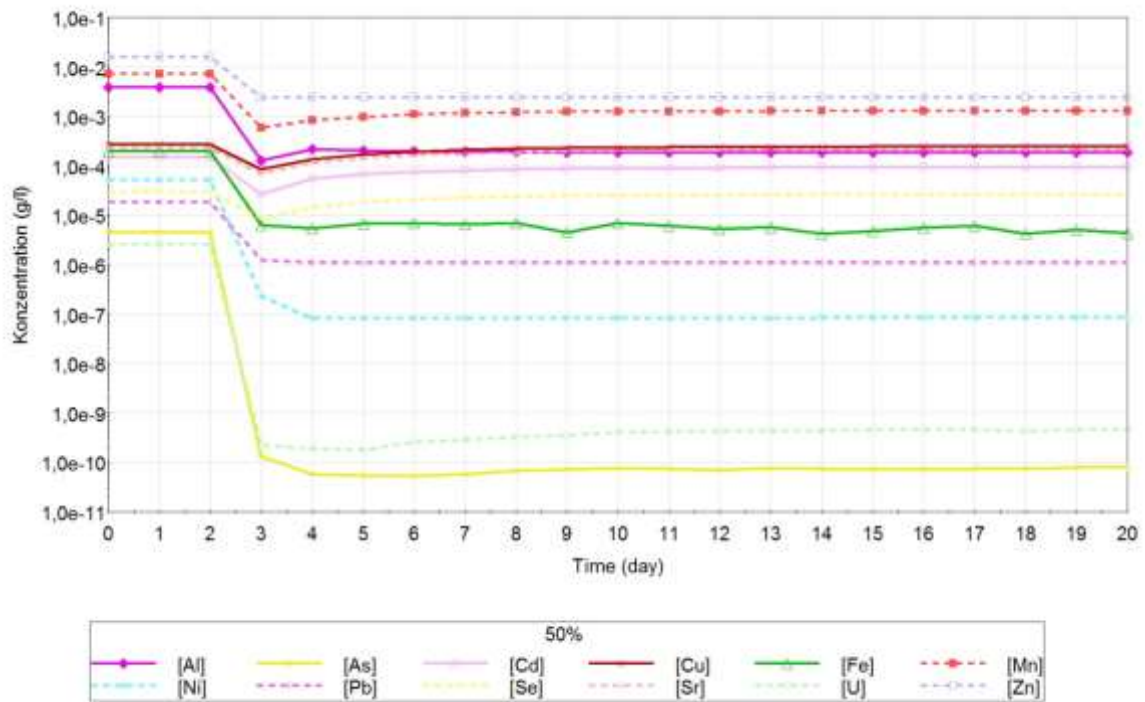


Abbildung 35: Modellierter Zeitverlauf der Elementkonzentrationen des gereinigten Wassers nach Zugabe des Fällungsmittels 1 (Verträgliche Gesellschaft Stolln).

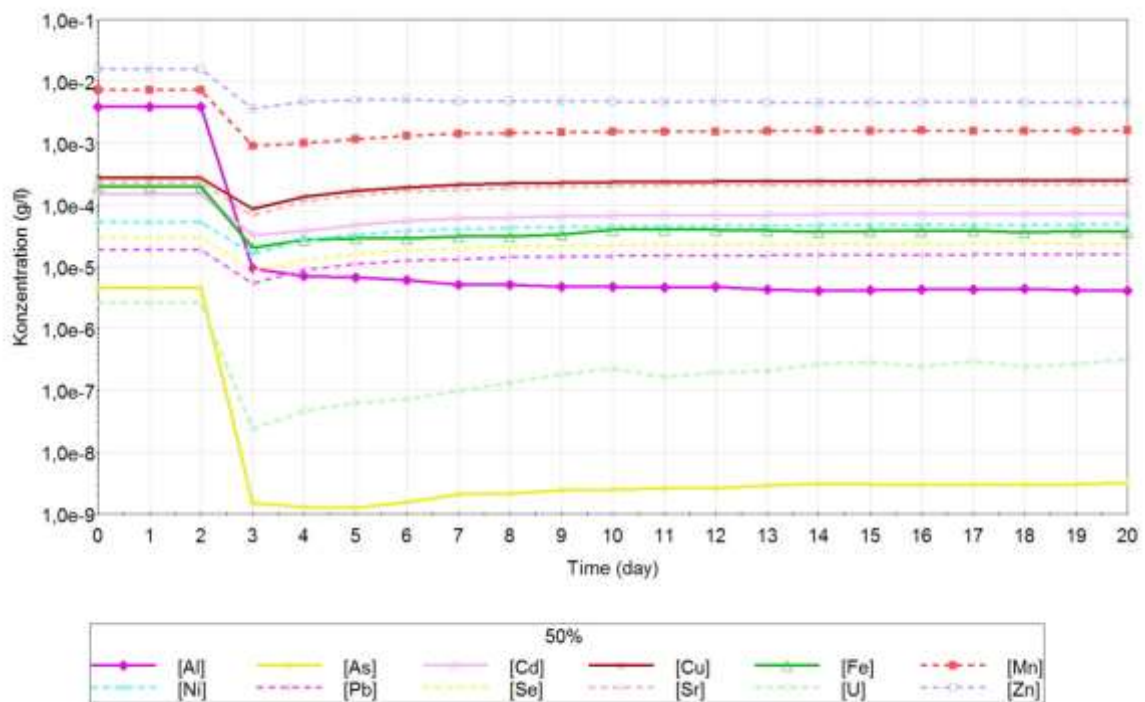


Abbildung 36: Zeitverlauf der Elementkonzentrationen des gereinigten Wassers nach Zugabe des Fällungsmittels 2 (Verträgliche Gesellschaft Stolln).

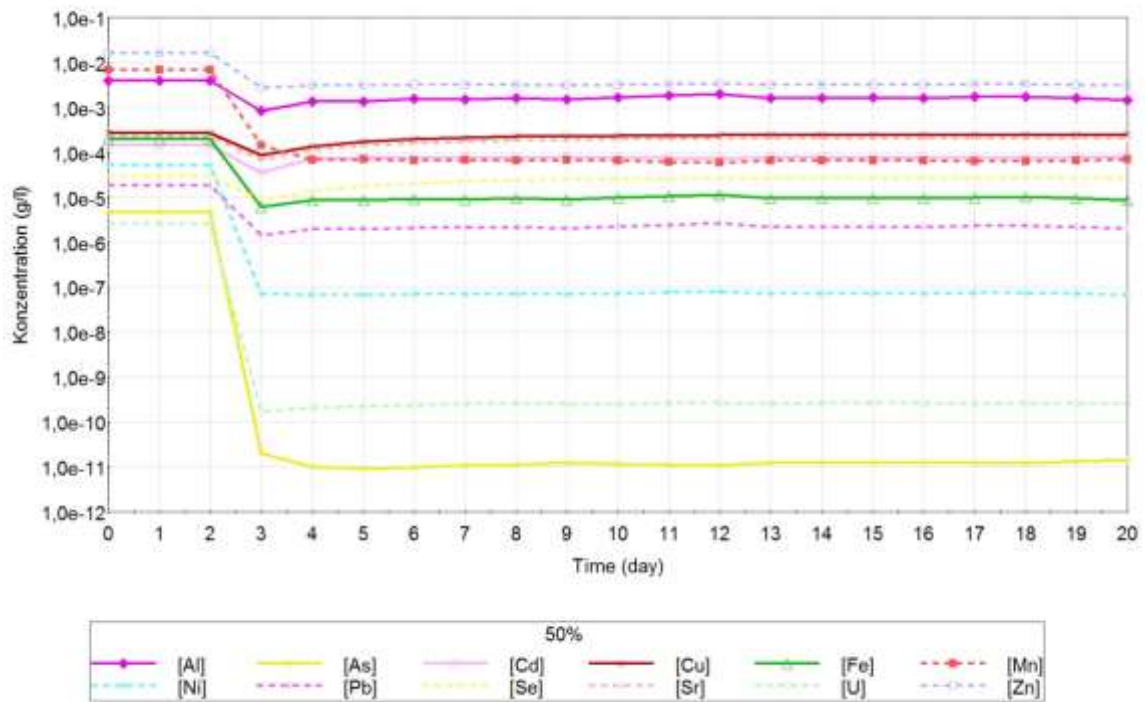


Abbildung 37: Zeitreihe der Elementkonzentrationen des gereinigten Wassers nach Zugabe des Fällungsmittels 3 (Verträgliche Gesellschaft Stolln) .

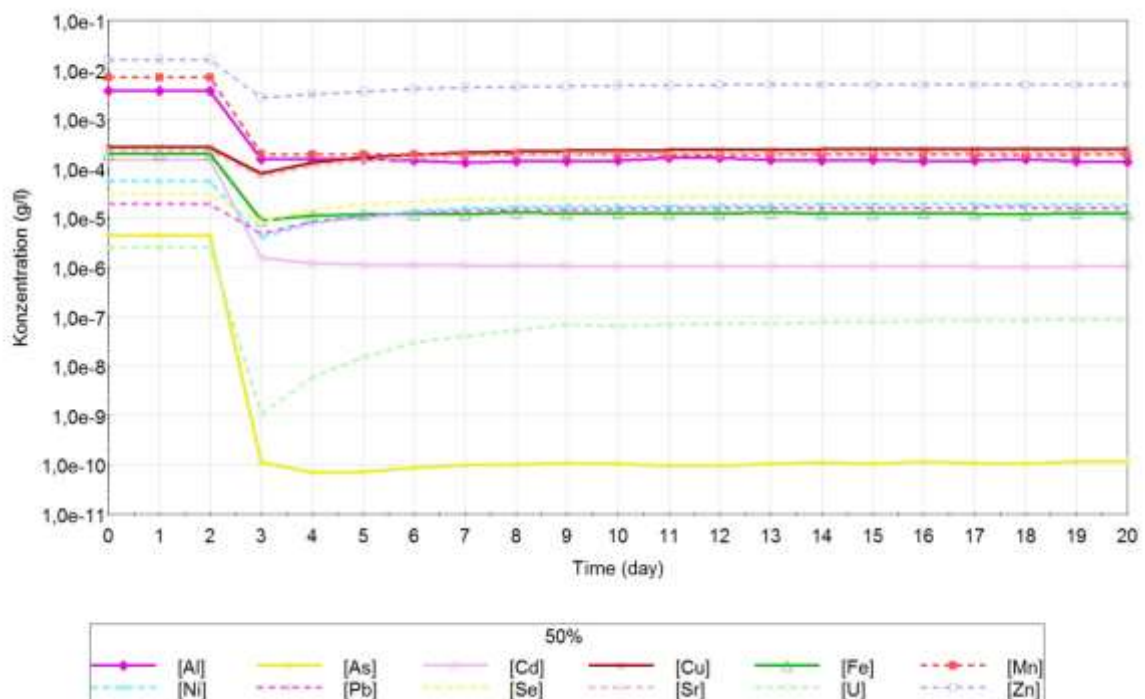


Abbildung 38: Zeitreihe der Elementkonzentrationen des gereinigten Wassers nach Zugabe des Fällungsmittels 7 (Verträgliche Gesellschaft Stolln).

In der Tabelle 53 werden die Konzentrationen des Bergbauwassers mit denen des gereinigten Wassers verglichen. Daraus können folgende Schlüsse gezogen werden:

- Al wird durch die Gibbsitfällung immobilisiert. Die Sorption von Al ist in der Datenbank nicht hinterlegt. Es zeigte sich, dass geringer konzentrierte Zugaben (Fällungsmittel 2) eine bessere Reinigung des Bergbauwassers erzielen (Desorptionsfaktor 900). Die Reinigungskraft reduziert sich mit Zugabe hochkonzentrierter Fällungsmittel (1, 3, 7) unabhängig ob auf Hydroxide verzichtet wird oder nicht.
- As wird durch die Sorption an Eisenhydroxiden gebunden. Eisenhydroxid fällt bei höher konzentrierten Fällungsmitteln (1 und 3) verstärkt aus, sodass mehr As adsorbiert werden kann. Jedoch ist der hohe Gehalt an Ba verantwortlich, dass bereits eine große Menge Bariumarsenat ausfällt. Dies ist der dominante Prozess an diesem Standort und sorgt für eine Reduktion um den Faktor 1000 bis 10000.
- Cd wird durch die Sorption an Eisenhydroxiden und Ausfällung von Otavit immobilisiert. Die Fällung ist der dominante Prozess. Zwischen den Fällungsmitteln in denen Hydroxide enthalten sind (1, 2, 3) treten kaum Unterschiede auf und die Cd-Konzentration verringert sich etwa um den Faktor 1,5 bis 2,5. Wird nur Na_2CO_3 dem Bergbauwasser beigemischt (Fällungsmittel 7) ist eine bessere Reinigung zu erwarten (Reduzierung auf 1 µg/l).
- Cu fällt durch Zugabe der Fällungsmittel nicht aus; Es wird jedoch im geringen Maße an Eisenhydroxiden adsorbiert. Die augenscheinliche Verringerung ist hauptsächlich auf die Verdünnung des Bergbauwassers durch die Zugabe der Lösung zurückzuführen.
- Fe wird in Folge des hohen pH-Wertes als Eisenhydroxid gefällt. Die Fällungslösungen 1, 3 und 7 sind daher effektiver (Immobilisierungsfaktor 20 – 40). Gleichzeitig ist das Eisenhydroxid das wesentliche Mineral, das aufgrund der Sorptionseigenschaften weitere Ionen bindet.
- Die Adsorptionseigenschaften von Mn an Eisenhydroxiden sind schwach ausgeprägt. Primär ist die Fällung von Mn zu Manganhydroxid (Pyrochroit) oder Mangankarbonat (Rhodochrosit) für die Immobilisierung verantwortlich. Durch Zugabe der Fällungsmittel 1, und 2 werden Pyrochroite und Rhodochrosite zu ähnlichen Anteilen gebildet. Für die Reinigung mit der stark karbonathaltigen Lösung (Fällungsmittel 7) wird nur Rhodochrosit gebildet. Aufgrund der hohen Zugabemenge wird dennoch eine gute Reinigungswirkung erzielt (Faktor 35). Bei Fällungsmittel 3 (höchster pH-Wert 11,4) wird nur Pyrochroit gebildet, was jedoch verstärkt stattfindet und zu erhöhter Immobilisierung von Mn führt (Faktor 100).
- Ni wird mit dem gering konzentrierten Fällungsmittel 2 nicht gefällt. Die Adsorption an Eisenhydroxiden ist grundsätzlich gering, sodass nur eine sehr geringe Immobilisierung stattfindet. Werden hochkonzentrierte Fällungsmittel mit höheren pH-Werten (1 und 3) genutzt, fällt Nickelhydroxid aus. Die Konzentration wird um den Faktor 600 bis 800 reduziert. Wird die stark karbonathaltige Lösung (Fällungsmittel 7) genutzt, fällt Nickelhydroxid schwach aus, sodass eine Reduktion der Ni Konzentration um den Faktor 3 erreicht wird.
- Pb verhält sich ähnlich zu Ni. Es wird mit den gering konzentrierten Fällungsmitteln 2 und stark karbonathaltigen Lösung (Fällungsmittel 7) nicht gefällt. Die adsorbierte Menge ist gering, da verhältnismäßig wenige Eisenhydroxide vorhanden sind, sodass nur eine sehr geringe Immobilisierung stattfindet. Werden hochkonzentrierte Fäl-

lungsmittel mit höheren pH-Werten (1 und 3) genutzt, fällt Bleihydroxid aus. Der Immobilisierungsfaktor beträgt etwa 10.

- Für Se ist kein Mineral in der Datenbank hinterlegt, sodass nur die Adsorption an Eisenhydroxiden zur Immobilisierung führt. Da Eisenhydroxid bei Zugabe der Fällungsmittel 1 und 3 stärker ausfallen, ist auch die Immobilisierung des Se mit diesen Fällmitteln etwas größer. Jedoch ist die Adsorption verhältnismäßig gering, sodass die Reduktion der Se Konzentration auch die Verdünnung des Bergbauwassers zurückzuführen ist.
- Sr wird mit keinem Lösungsmittel gefällt. Die Adsorption von Sr an Eisenhydroxiden ist zudem sehr gering, sodass die Reduzierung i. W. auf die Verdünnung des Bergbauwassers zurückzuführen ist.
- U wird primär durch die Fällung von Uraninit immobilisiert. Grundsätzlich sind alle Fällungsmittel sehr effektiv (min. Faktor 10). Da jedoch bei der Fällung Protonen freigesetzt werden, erzielen die hochkonzentrierten Fällungsmittel (1 und 3) mit höheren pH-Werten eine bessere Reinigung.
- Zn wird mit allen Fällungsmitteln ähnlich gut immobilisiert (Faktor 4 bis 8). Der dominante Prozess ist die Fällung von Zinkhydroxid- und Zinkkarbonatverbindungen. Die adsorptive Bindung an Eisenhydroxiden führt zu geringerer Immobilisierung.

Tabelle 53: Vergleich der modellierten Konzentrationen des Bergbauwassers mit den gereinigten Wässern durch Zugabe der Fällungsmittel 1 bis 4 (Verträgliche Gesellschaft Stolln).

Element	Bergbau- wasser (µg/l)	Fällungs- mittel 1 (µg/l)	Fällungs- mittel 2 (µg/l)	Fällungs- mittel 3 (µg/l)	Fällungs- mittel 7 (µg/l)
Al	3.800	184	4,16	1.510	
As	4,40	0,000075	0,003	0,000013	0,00012
Cd	150	93,7	70,4	77,8	1,06
Cu	270	245	245	245	245
Fe	200	4,66	36,8	9,21	12,1
Mn	6.900	1.310	1.590	67,9	190
Ni	54,0	832	49,5	0,0696	19,0
Pb	19,0	1,10	16,0	2,09	16,0
Se	30,0	26,8	23,6	27,3	27,2
Sr	230	209	209	210	210
U	2,50	0,00045	0,287	0,00259	0,088
Zn	16.000	2.430	4.550	3.170	5.000

13.3 HAUPTSTOLLN UMBRUCH

13.3.1 EINGANGSPARAMETER

Die geometrischen Randbedingungen des Reaktionsraums sowie die Zufluss- bzw. Injektionsraten sind in Tabelle 54 beschrieben. Die chemische Zusammensetzung des Bergbauwassers sowie der Fällungsmittel sind der Anlage 7 zu entnehmen. Für den Standort Hauptstolln Umbruch wurden die Fällungsmittel 1 bis 4 betrachtet. Diese enthalten $\text{Ca}(\text{OH})_2$, NaOH und Na_2CO_3 Zusätze zu verschiedenen Anteilen. Sie sollen v.a. die Ausfällung von Hydroxidmineralen fördern, die im Reaktionsraum sedimentieren. Die Bestandteile des Bergbauwassers wurden mit einer Normalverteilung (Standardabweichung von 10% der Mittelwerte) angenommen. Die Lösungszusammensetzung wurde zu Beginn jeder Realisation ins Ladungsgleichgewicht versetzt. Die Zuflussrate des Bergbauwassers wurde ebenfalls mit einer Normalverteilung (Standardabweichung von 5 l/s) angenommen und in jedem Zeitschritt neu gewürfelt. Insgesamt wurden 50 Realisationen mit jeweils 20 Tagen durchgeführt. Ein längerer Zeitraum führte zu keinen signifikanten Änderungen der Konzentrationen.

Tabelle 54: Input-Modellparameter für den Standort Hauptstolln Umbruch.

Parameter	Wert
Maximales Volumen (m^3)	10000
Initialer Füllstand (m^3)	10000
Zuflussrate des Bergbauwassers (l/s)	50
Injektionsrate des Fällungsmittels (l/s)	5

13.3.2 ERGEBNISSE DER HYDROCHEMISCHEN MODELLIERUNG

In Abbildung 39 bis Abbildung 42 werden die mittleren Konzentrationsverläufe (50% Perzentil) für verschiedene (Halb-) Metalle in Abhängigkeit der zugegebenen Fällungsmittel dargestellt. In allen Fällen sinken die Konzentrationen am Endpunkt des Reaktionsraums, nachdem das Volumen erstmalig ausgetauscht ist. I. d. R. gibt es zu Beginn eine größere Reduzierung der Konzentrationen, die anschließend z.T. leicht ansteigt. Dies ist zurückzuführen auf das vorhandene Eisen im Reaktionsraum, das als Hydroxid ausfällt und Adsorptionsplätze bereitstellt. Im weiteren Verlauf der Sanierung kommt es zu geringeren Ausfällungen, da die absolute Masse, die nachkommt, geringer ist, sodass auch weniger Sorptionsplätze verfügbar werden.

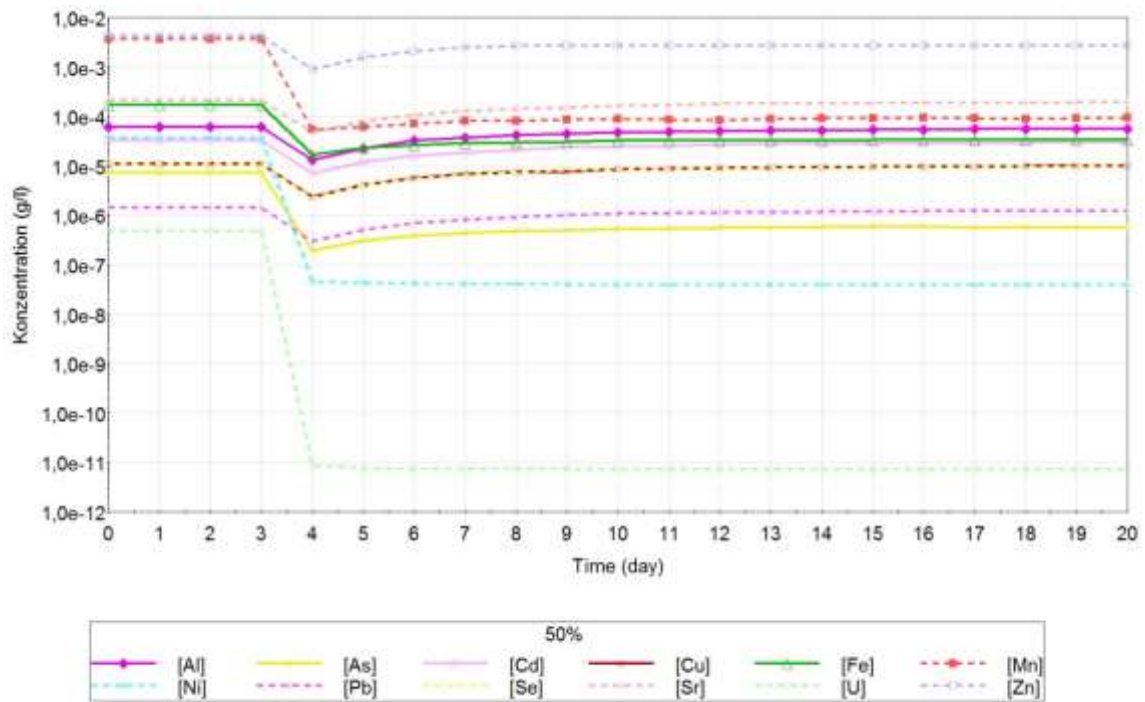


Abbildung 39: Modellierter Zeitverlauf der Elementkonzentrationen des gereinigten Wassers nach Zugabe des Fällungsmittels 1 (Hauptstolln Umbruch).

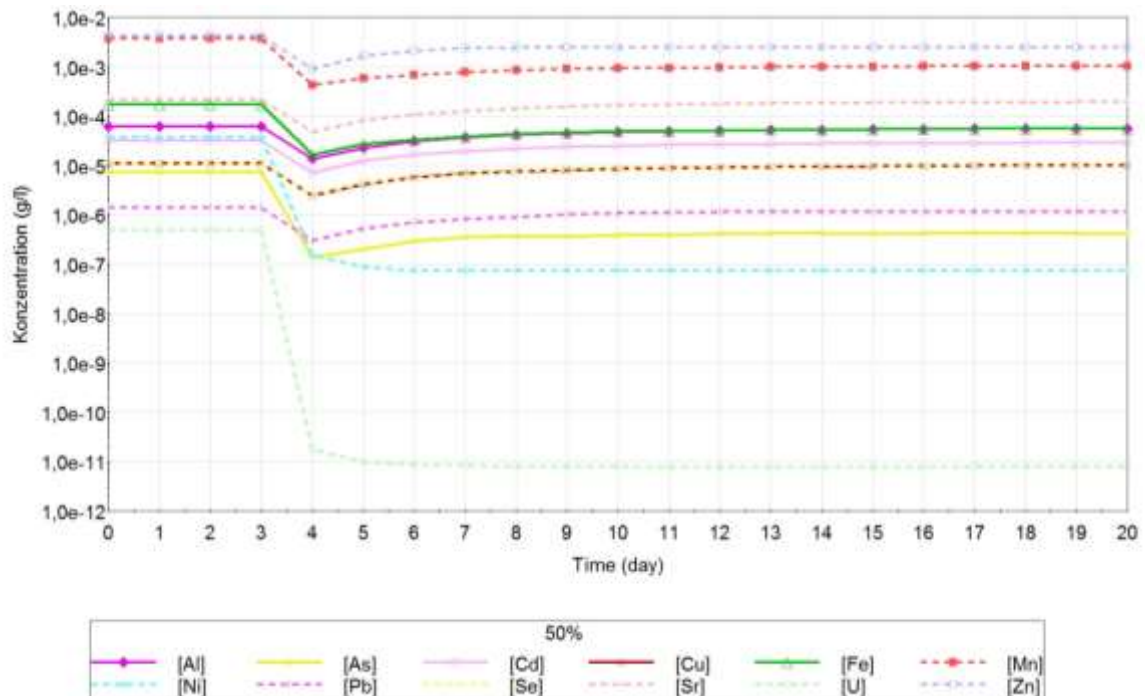


Abbildung 40: Modellierter Zeitverlauf der Elementkonzentrationen des gereinigten Wassers nach Zugabe des Fällungsmittels 2 (Hauptstolln Umbruch).

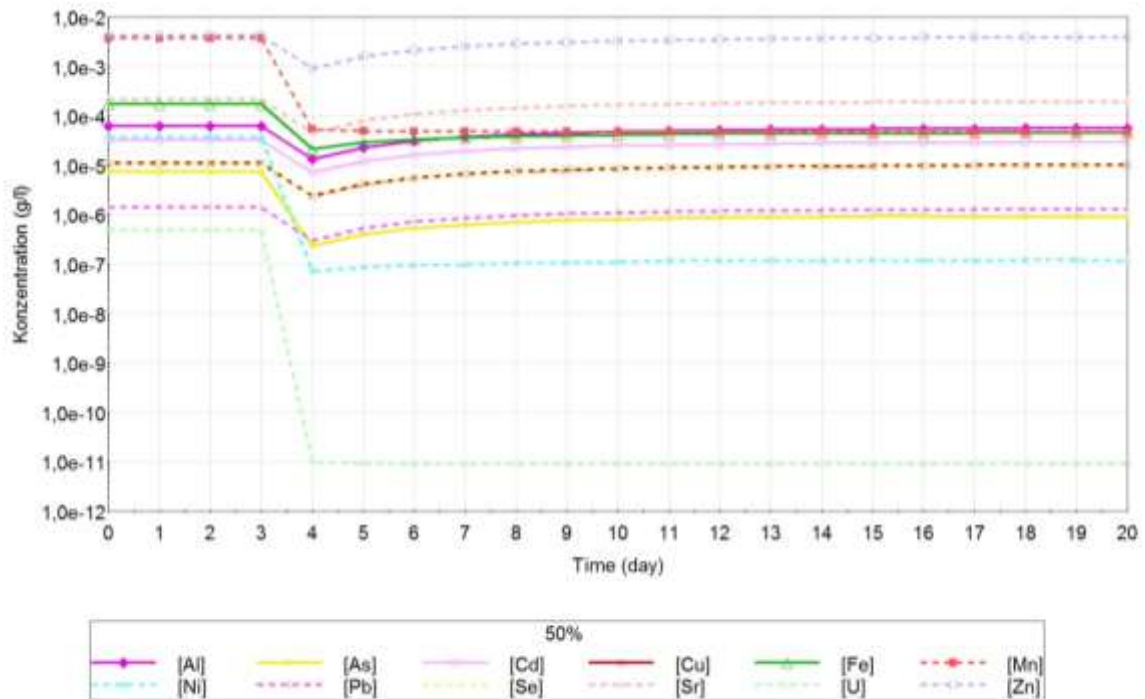


Abbildung 41: Modellierter Zeitverlauf der Elementkonzentrationen des gereinigten Wassers nach Zugabe des Fällungsmittels 3 (Hauptstolln Umbruch).

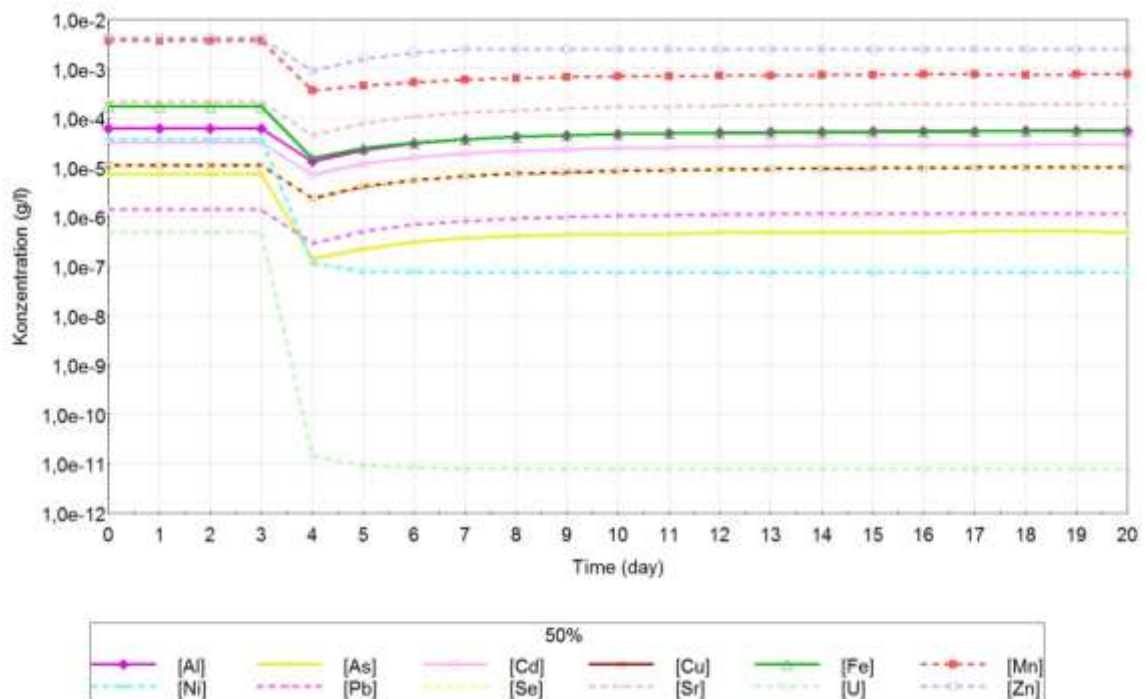


Abbildung 42: Modellierter Zeitverlauf der Elementkonzentrationen des gereinigten Wassers nach Zugabe des Fällungsmittels 4 (Hauptstolln Umbruch).

In der Tabelle 55 werden die Konzentrationen des Bergbauwassers mit denen des gereinigten Wassers verglichen. Daraus können folgende Schlüsse gezogen werden:

- Al wird mit keiner Zugabe gefällt. Die Sorption von Al ist in der Datenbank nicht hinterlegt. Die Reduktion der Konzentration ist ausschließlich ein Verdünnungseffekt.

- As wird durch die Sorption an Eisenhydroxiden gebunden. Diese sind aufgrund der geringen Eisenkonzentration wenig vorhanden. Wie für den Verträglichkeitsgesellschaft Stolln ist der Gehalt an Ba durch Fällung von Bariumarsenat primär für die Immobilisierung verantwortlich. Die As Konzentration wird um den Faktor 8 – 17 reduziert. Auffällig ist, dass gering dosierte Fällungsmittel (2 und 4) effektiver sind.
- Cd wird im Gegensatz zum Verträglichkeitsgesellschaft Stolln nur durch die Sorption an Eisenhydroxiden reduziert. Aufgrund der geringeren Cd Belastung des Bergbauwassers wird das Löslichkeitsgleichgewicht von Otavit nicht erreicht. Da die adsorbierte Menge an Eisenhydroxiden sehr gering ist, wird die Reduzierung der Cd Konzentration im Wesentlichen durch die Verdünnung hervorgerufen.
- Für Cu gilt das gleiche wie für Cd. Es fällt durch Zugabe der Fällungsmittel nicht aus; es wird jedoch im geringen Maße an Eisenhydroxiden adsorbiert. Die augenscheinliche Verringerung ist auf die Verdünnung des Bergbauwassers durch die Zugabe der Lösung zurückzuführen.
- Fe wird in Folge des hohen pH-Wertes als Eisenhydroxid gefällt. Die Fällungslösungen 1 und 3 sind daher effektiver (Immobilisierungsfaktor 3 – 5). Aufgrund der geringeren Fällung von Eisenhydroxiden am Standort ist auch der Effekt von adsorbierten Buntmetallen schwächer als für den Standort Verträglichkeitsgesellschaft Stolln.
- Die Adsorptionseigenschaften von Mn an Eisenhydroxiden sind schwach ausgeprägt. Primär ist die Fällung von Mn zu Manganhydroxid (Pyrochroit) oder Mangankarbonat (Rhodochrosit) für die Immobilisierung verantwortlich. Durch Zugabe der Fällungsmittel 2 und 4 werden Pyrochroite und Rhodochrosite gebildet. Für die Fällungsmittel 1 und 3 (höhere pH-Werte) wird nur Pyrochroit gebildet, jedoch im verstärkten Maße und somit zu intensiver Immobilisierung von Mn führt (Faktor 40 – 80).
- Die Immobilisierung von Ni ist mit allen Fällungsmitteln sehr effektiv. Die Ni Konzentration wird um den Faktor 300 – 1000 reduziert. Hierbei ist das Fällungsmittel 1 am effektivsten, während Fällungsmittel 3 die geringste Reinigungswirkung erzielt. In allen Fällen ist die Bildung von Nickelhydroxiden der primär wirkende Prozess der Immobilisierung. Die Adsorptionskomponente ist im Verhältnis deutlich geringer.
- Pb wird mit den gering konzentrierten Fällungsmitteln 2 und 4 als Bleihydroxid gefällt, während mit den Fällungsmitteln 1 und 3 keine Ausfällung stattfindet. Damit verhält sich das Pb gegensätzlich zum Standort Verträglichkeitsgesellschaft Stolln. Allerdings sind die ausgefällten Mengen sehr gering. Die Adsorption an Eisenhydroxiden ist grundsätzlich gering, sodass insgesamt nur eine sehr geringe Immobilisierung stattfindet.
- In der geochemischen Datenbank ist kein Mineral enthalten, dass Se beinhaltet, sodass nur die Adsorption an Eisenhydroxiden zur Immobilisierung führt. Da die Menge an amorphen Eisenhydroxid gering ausfällt, ist die Adsorption verhältnismäßig niedrig und die Reduktion der Se Konzentration ist im Wesentlichen auf die Verdünnung des Bergbauwassers zurückzuführen.
- Sr wird mit keinem Lösungsmittel gefällt. Die Adsorption von Sr an Eisenhydroxiden ist zudem sehr gering, sodass die Reduzierung auf die Verdünnung des Bergbauwassers zurückzuführen ist.
- U wird primär durch die Fällung von Uraninit immobilisiert. Alle Fällungsmittel sind sehr effektiv (Faktor 62500). Es gibt kaum Effekte bei der Wahl des Fällungsmittels.

- Zn wird mit allen Fällungsmitteln nur gering zurückgehalten. Die adsorptive Bindung an Eisenhydroxiden führt zu geringerer Immobilisierung, da das Mineral kaum vorhanden ist. Die Fällung von Zinkhydroxid findet mit allen Fällungsmitteln schwach oder gar nicht statt.

Tabelle 55: Vergleich der Konzentrationen des Bergbauwassers mit den gereinigten Wässern durch Zugabe der Fällungsmittel 1 bis 4 (Hauptstolln Umbruch).

Element	Bergbau- wasser (µg/l)	Fällungs- mittel 1 (µg/l)	Fällungs- mittel 2 (µg/l)	Fällungs- mittel 3 (µg/l)	Fällungs- mittel 4 (µg/l)
Al	61,0	55,2	55,2	55,2	55,2
As	7,22	0,57	0,42	0,91	0,49
Cd	32,1	28,8	28,9	28,8	28,9
Cu	11,0	9,95	9,95	9,95	9,95
Fe	170	33,6	55,7	44,4	54,4
Mn	3.650	95,4	1.030	46,3	770
Ni	37,0	0,039	0,074	0,12	0,074
Pb	1,40	1,22	1,15	1,26	1,16
Se	11,0	10,0	10,0	10,0	10,0
Sr	210	191	191	191	191
U	0,48	0,000007	0,000008	0,000009	0,000007
Zn	4.200	2.710	2.440	3.820	2.460

13.4 TIEFER SAUBERGER STOLLN

13.4.1 EINGANGSPARAMETER

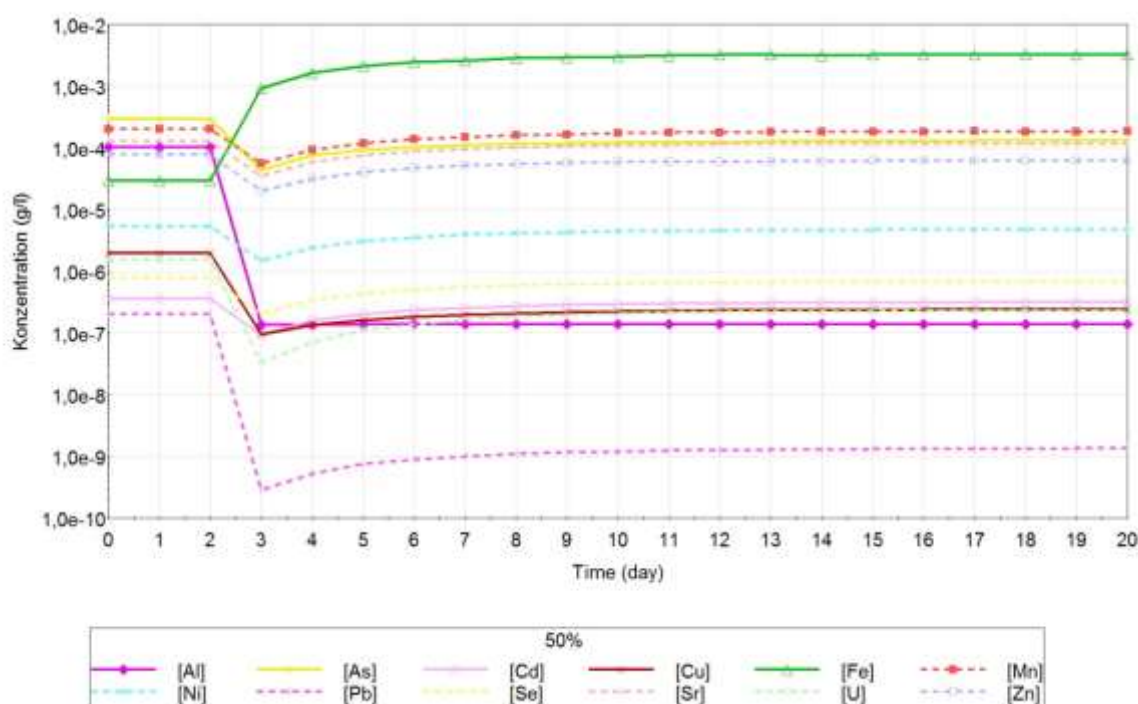
Die geometrischen Randbedingungen des Reaktionsraums sowie die Zufluss- bzw. Injektionsraten sind in Tabelle 56 beschrieben. Die chemische Zusammensetzung des Bergbauwassers sowie der Fällungsmittel sind der Anlage 7 zu entnehmen. Im Fokus der Betrachtung stand v.a. die Sanierung des hochkonzentrierten Arsens. Für den Standort Tiefer Sauberger Stolln wurden die Fällungsmittel 5 und 6 betrachtet. Diese bestehen aus FeCl bzw. Fe(OH)₃ Zusätzen, die die Ausfällung von Eisenhydroxiden fördern sollen, die wiederum Arsen adsorptiv binden. Die Bestandteile des Bergbauwassers wurden mit einer Normalverteilung (Standardabweichung von 10% der Mittelwerte) angenommen. Die Lösungszusammensetzung wurde zu Beginn jeder Realisation ins Ladungsgleichgewicht versetzt. Die Zuflussrate des Bergbauwassers wurde ebenfalls mit einer Normalverteilung (Standardabweichung von 5 l/s) angenommen und in jedem Zeitschritt neu gewürfelt. Insgesamt wurden 50 Realisationen mit jeweils 20 Tagen durchgeführt. Ein längerer Zeitraum führte zu keinen signifikanten Änderungen der Konzentrationen.

Tabelle 56: Input-Modellparameter für den Standort Tiefer Sauberger Stolln.

Parameter	Wert
Maximales Volumen (m ³)	10000
Initialer Füllstand (m ³)	10000
Zuflussrate des Bergbauwassers (l/s)	44
Injektionsrate des Fällungsmittels (l/s)	4

13.4.2 ERGEBNISSE DER HYDROCHEMISCHEN MODELLIERUNG

In Abbildung 43 und Abbildung 44 werden die mittleren Konzentrationsverläufe (50% Perzentil) für verschiedene (Halb-) Metalle in Abhängigkeit der zugegebenen Fällungsmittel dargestellt. In allen Fällen (mit Ausnahme von Eisen, das als Zusatz zugemischt wird) sinken die Konzentrationen am Endpunkt des Reaktionsraums, nachdem das Volumen erstmalig ausgetauscht ist. Zu Beginn sinkt die Konzentration ab, die anschließend leicht ansteigt. Dies ist zurückzuführen auf die Eisenhydroxidfällung, die zu Beginn des Prozesses stärker abläuft und somit mehr Adsorptionsplätze bereitstellt. Im weiteren Verlauf der Sanierung kommt es zur Verringerung der Ausfällungen, sodass auch weniger Sorptionsplätze verfügbar werden.


Abbildung 43: Modellierter Zeitverlauf der Elementkonzentrationen des gereinigten Wassers nach Zugabe des Fällungsmittels 5 (Tiefer Sauberger Stolln).

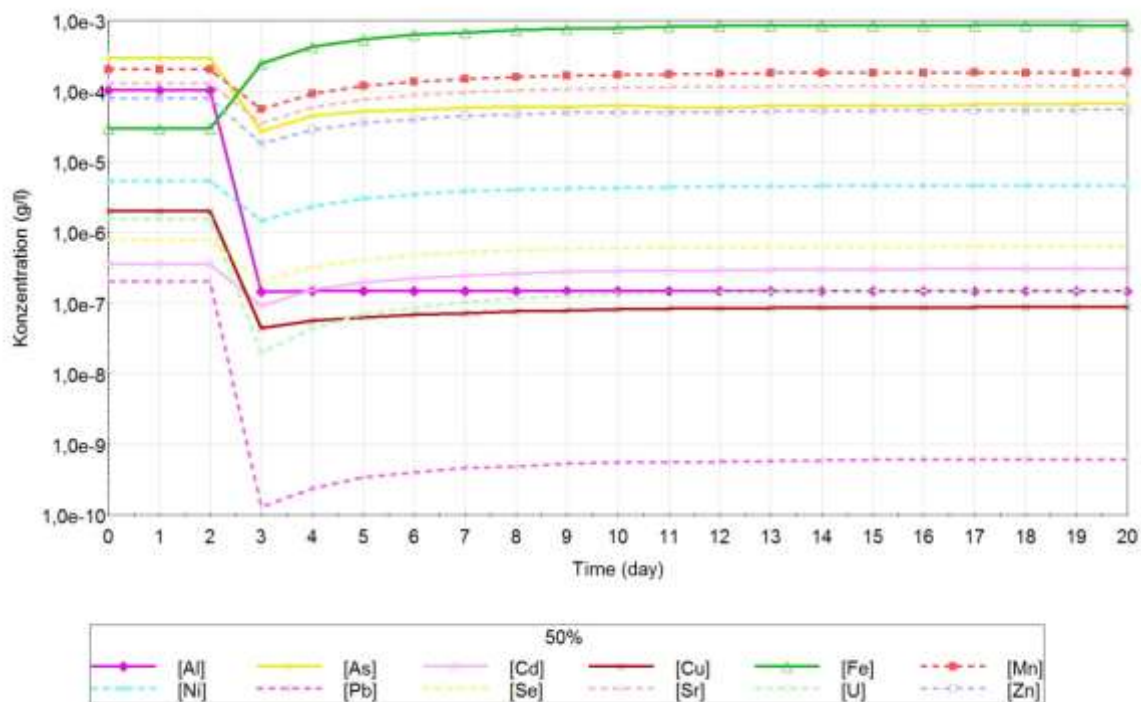


Abbildung 44: Modellierte Zeitreihe der Elementkonzentrationen des gereinigten Wassers nach Zugabe des Fällungsmittels 6 (Tiefer Sauberger Stolln).

In der Tabelle 57 werden die Konzentrationen des Bergbauwassers mit denen des gereinigten Wassers verglichen. Daraus können folgende Schlüsse gezogen werden:

- Al wird sowohl mit der Zugabe des Fällungsmittels 5 (FeCl_3 – Zusatz) als auch des Fällungsmittels 6 ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) immobilisiert. Der Immobilisierungsfaktor ist fast 1000. Die Sorption von Al ist in der Datenbank nicht hinterlegt.
- As wird durch Sorption an Eisenhydroxiden gebunden und fällt als Bariumarsenat aus. Für beide Varianten ist die Bariumarsenatfällung der dominante Prozess. Die Zugabe des Fällungsmittels 6 führt zu stärkerer Eisenhydroxidfällung, sodass mehr As adsorbiert werden kann. Die As Konzentration verringert sich durch die Sanierung um den Faktor 2 – 4.
- Cd wird nur durch die Sorption an Eisenhydroxiden gebunden. Aufgrund der geringen Adsorptionsaffinität von Cd wird die Verringerung der Cd Konzentration hauptsächlich durch Verdünnung hervorgerufen.
- Cu fällt durch Zugabe der Fällungsmittel nicht aus; es wird jedoch an Eisenhydroxiden adsorbiert, was zur Reduktion der Cu Konzentration um Faktor 8 (Fällungsmittel 5) bzw. Faktor 23 (Fällungsmittel 6) führt.
- Die Fe Konzentration wird in Folge der Zugabe von FeCl_3 bzw. $\text{Fe}(\text{OH})_3$ erhöht. Es wird nur ein Teil der zugegebenen Eisenmenge als Mineral gefällt.
- Die Adsorptionseigenschaften von Mn an Eisenhydroxiden sind schwach ausgeprägt. Eine Fällung von Mn findet nicht statt, sodass die Reduktion der Mn Konzentration im Wesentlichen durch die Verdünnung hervorgerufen.

- Auch Ni wird nicht gefällt. Die Adsorption an Eisenhydroxiden ist grundsätzlich gering, sodass nur eine sehr geringe Immobilisierung stattfindet und die angegebene Konzentrationsänderung hauptsächlich ein Verdünnungseffekt ist.
- Pb wird nicht gefällt. Die Adsorption an Eisenhydroxiden führt zu einer Reduzierung der Konzentration um den Faktor 150 – 320. Da durch Zugabe von $\text{Fe}(\text{OH})_3$ (Fällungsmittel 6) mehr amorphes Eisenhydroxid gebildet wird, ist diese Sanierung zu bevorzugen.
- In der geochemischen Datenbank ist kein Mineral enthalten, dass Se beinhaltet, sodass nur die Adsorption an Eisenhydroxiden zur Immobilisierung führt. Da Eisenhydroxid stets gering ausfällt, ist die Adsorption verhältnismäßig gering und die Reduktion der Se Konzentration auf die Verdünnung des Bergbauwassers zurückzuführen ist.
- Sr wird mit keinem Lösungsmittel gefällt. Die Adsorption von Sr an Eisenhydroxiden ist zudem sehr gering, sodass die Reduzierung im Wesentlichen auf die Verdünnung des Bergbauwassers zurückzuführen ist.
- U wird mit keinem Zusatz gefällt. Es wird jedoch verhältnismäßig gut an Eisenhydroxid adsorbiert, was zur Reduktion um den Faktor 7 – 11 führt.
- Zn wird durch die Zugabe der Fällungsmittel nicht ausgefällt. Die adsorptive Bindung an Eisenhydroxiden führt zu geringer Immobilisierung.

Tabelle 57: Vergleich der Konzentrationen des Bergbauwassers mit den gereinigten Wässern durch Zugabe der Fällungsmittel 5 und 6 (Tiefer Sauberger Stolln).

Element	Bergbauwasser ($\mu\text{g/l}$)	Fällungsmittel 5 ($\mu\text{g/l}$)	Fällungsmittel 6 ($\mu\text{g/l}$)
Al	100	0,14	0,15
As	290	132	66,8
Cd	0,35	0,31	0,30
Cu	2,00	0,24	0,086
Fe	30,0	3.220	836
Mn	200	182	181
Ni	5,40	4,83	4,69
Pb	0,20	0,0014	0,0062
Se	0,80	0,69	0,64
Sr	130	119	119
U	1,50	0,22	0,14
Zn	79,0	63,4	54,9

13.5 ZUSAMMENFASSUNG

Im Rahmen der hydrochemischen Modellierung von In-situ Reinigungsverfahren wurde ein Handwerkszeug entwickelt, um verschiedene Strategien zur Aufbereitung von Bergbauwässern zu simulieren. Hierfür können Unsicherheiten in der Zuflussrate und der Zusammensetzung des Bergbauwassers berücksichtigt werden. Die berücksichtigten Immobilisierungsprozesse sind Mineralausfällung und die Sorption an Eisenhydroxiden.

An den Standorten Verträgliche Gesellschaft Stolln, Hauptstolln Umbruch und Tiefer Sauberger Stolln wurden verschiedene In-situ Reinigungsstrategien getestet.

- Für den Standort Verträgliche Gesellschaft Stolln war die Mineralausfällung nach Zugabe einer basischen Lösung (eine Mischung aus Ca(OH)_2 , NaOH , Na_2CO_3) der dominante Prozess. Unabhängig von der betrachteten Zugabemenge konnten gute Reinigungseffekte für die Elemente Al, As, Fe, Mn, U und Zn erzielt werden. Für Ni und Pb sind die höher konzentrierten Fällungsmittel 1 und 3 notwendig, damit effektiv Hydroxidverbindungen gebildet werden, um die Metalle zu immobilisieren. Die Elemente Cu, Se und Sr werden mit dem In-situ Eingriff kaum aus dem Bergbauwasser entfernt. Für Cd konnten mit allen Fällungslösungen, in den NaOH oder Ca(OH)_2 beigegeben waren, mäßige Reinigungseffekte erzielt werden (Faktor 2). Wird nur Na_2CO_3 als Fällungsmittel genutzt, kann eine bessere Immobilisierung von Cd erzielt werden. Für die Nutzung von 636 mg Na_2CO_3 pro Liter Bergbauwasser kann die Cd Konzentration von 150 µg/l auf 1 µg/l reduziert werden.
- Das Wasser des Hauptstolln Umbruch weist eine geringere Schwermetallführung als das des Verträgliche Gesellschaft Stolln auf. Auch in dieser Betrachtung war die Mineralausfällung nach Zugabe der basischen Lösung der dominante Prozess. Unabhängig von der betrachteten Zugabemenge konnten gute Reinigungseffekte für die Elemente As, Fe, Mn, Ni und U erzielt werden. Die Elemente Al, Cd, Cu, Se und Sr werden mit dem in-situ-Eingriff kaum immobilisiert. Das Pb wird ebenfalls sehr schwach immobilisiert. Es ist jedoch aufgefallen, dass es in geringer Menge als Bleihydroxid ausfällt, wobei schwach konzentrierte Fällungslösungen etwas effektiver sind. Zn wurde mit dem Fällungsmittel 3 nicht immobilisiert. Mit allen anderen Zugaben konnten etwa 40 % Zn als Hydroxid ausgefällt werden.
 - Der Tiefe Sauberger Stolln besitzt v.a. erhöhte As Konzentrationen, die durch Sorption an amorphen Eisenhydroxid gefiltert werden sollen. Hierfür wurde je eine 10 mg/l FeCl_3 Lösung (Fällungsmittel 5) und eine Fe(OH)_3 Lösung (Fällungsmittel 6) getestet, um die Bildung von Eisenhydroxiden anzutreiben. Es wurde festgestellt das Eisenhydroxid sowie die weiteren Minerale Gibbsit und Bariumarsenat gebildet werden. Durch die Gibbsitfällung wird Al fast vollständig gebunden. As wird zum Großteil durch die Fällung von Bariumarsenat gebunden. Die Sorption trägt einen kleineren Beitrag zur Immobilisierung bei. Insgesamt wird etwa 50% (FeCl_3 Lösung) bzw. etwa 75% (Fe(OH)_3) immobilisiert. Das Fe ist in Folge der Zugabe etwa 100- bis 300-mal höher konzentriert als im originalen Bergbauwasser. Eine gute bis sehr gute Reinigung durch die Sorption an Eisenhydroxidmineralen konnte für Cu, Pb und U festgestellt werden (> 85% Immobilisierung). Die Elemente Cd, Mn, Ni, Se und Sr werden hingegen nur sehr schwach zurückgehalten (<20% Immobilisierung). Das Zn wird mäßig adsorbiert (20% - 30%). Grundsätzlich war der Einsatz der Fe(OH)_3 Lösung effektiver.

14 WEITERE RELEVANTE BERGWERKE IN SACHSEN

14.1 SITUATION

Neben den vorstehend diskutierten Wasserlösestolln sind in Sachsen weitere Gruben-/Stollnwässer signifikant. In Tabelle 58 und Tabelle 59 wurden die Emissionen der sächsischen Wasserlösestolln an Arsen und Uran zusammengefasst.

Dabei erfolgte eine elementbezogene farbliche Abstufung:

- Minimum des jeweiligen Parameters grün
- Mittelwert des jeweiligen Parameters gelb
- Maximum des jeweiligen Parameters rot

Die Farbabstufung von grün bis rot dient daher nur der Visualisierung.

Tabelle 58: Arsenemissionen durch die Wasserlösestolln in Sachsen.

Wasserlösestolln	Arsen-Emission	
	Emission (kg/a)	Anteil (%)
Markus Semmler Stolln einschließlich Grube Schneeberg	1.365	52
Tiefer Sauberger Stolln	402	15,3
Tiefer St. Christoph Stolln, (Tiefer) Junger Andreas Stolln	328	12,5
Glück Auf Stolln	214	8,2
Königlich Weißtaubner Tiefer Erbstolln	126	4,8
Tiefer Wolf Stolln	47	1,8
Rothschönberger Stolln	32	1,2
Walfischstolln Pobershau	28	1,1
Tropper Stolln	20	0,8
(Tiefer) König Dänemark Stolln	13	0,50
Großvierunger Stolln	8,7	0,33
Hauptstolln-Umbruch	7,5	0,29
Treue Freundschaft Stolln	7,1	0,27
Kgl.-Vertr.-Ges.-Stolln	6,9	0,26
Elbstolln einschließlich Grube Gittersee	4,9	0,19
Tiefer Heilige Dreifaltigkeit Stolln	3,3	0,13
Stolln Jägersgrün	2,5	0,09
Mühleither Stolln (Dynamostolln)	1,8	0,07
Unterer Troster Stolln	1,1	0,04
Tiefer Hilfe Gottes Stolln	0,85	0,03
Roter und Weißer Löwe	0,33	0,01
Tiefer Riesenberger Stolln	0,33	0,01
Brüder Einigkeit Stolln	0,26	0,01
Neuer Bielastolln	0,25	0,01
Tiefer Bünaustolln	0,23	0,01
Stolln 146	0,17	0,01

Wasserlösestolln	Arsen-Emission	
	Emission (kg/a)	Anteil (%)
Eibenstocker Communstolln	0,11	0,004
(Tiefer) Friedrich Christoph Erbstolln	0,07	0,003
Neuer Segen Gottes oder Sieben Planeten Stolln	0,06	0,002
Friedrich August Stolln	0,06	0,002
Wasserlösungsstolln zum Maischacht (Haupttagesrampe)	<BG	-
Summe	2623	100

Tabelle 59: Uranemissionen durch die Wasserlösestolln in Sachsen.

Wasserlösestolln	Uranemission	
	Emission [kg/a]	Anteil %
Markus Semmler Stolln einschließlich Grube Schneeberg	179	37
Elbstolln einschließlich Grube Gittersee	129	26
Königlich Weistaubner Tiefer Erbstolln	39	8
Tiefer St. Christoph Stolln, (Tiefer) Junger Andreas Stolln	38	8
Rothschönberger Stolln	25	5
Glück Auf Stolln	24	5
Stolln 146	14	3
(Tiefer) König Dänemark Stolln	9,9	2
Tropper Stolln	5,4	1,1
Neuer Bielastolln	5,1	1,0
Kgl.-Vertr.-Ges.-Stolln	3,9	0,8
Tiefer Hilfe Gottes Stolln	2,9	0,6
Tiefer Wolf Stolln	2,2	0,46
Tiefer Sauburger Stolln	2,1	0,43
Friedrich August Stolln	1,8	0,36
Stolln Jägersgrün	1,7	0,34
Mühleither Stolln (Dynamostolln)	1,5	0,31
Wasserlösungsstolln zum Maischacht (Haupttagesrampe)	1,5	0,30
Walfischstolln Pobershau, Mundloch	1,2	0,24
Hauptstolln-Umbruch	0,50	0,10
Treue Freundschaft Stolln	0,48	0,10
Tiefer Riesenberger Stolln	0,45	0,09
Brüder Einigkeit Stolln	0,44	0,09
Tiefer Bünaustolln	0,36	0,07
Großvierunger Stolln	0,34	0,07
Roter und Weißer Löwe	0,22	0,05
Tiefer Heilige Dreifaltigkeit Stolln	0,14	0,03
(Tiefer) Friedrich Christoph Erbstolln	0,025	0,01
Neuer Segen Gottes oder Sieben Planeten Stolln	0,008	0,002
Eibenstocker Communstolln	0,005	0,001
Unterer Troster Stolln	<BG	-
Summe	489	100

Neben den in den vorangegangenen Abschnitten bereits behandelten Rothschönberger Stolln, Verträgliche Gesellschaft Stolln, Hauptstolln-Umbruch und Tiefer Sauberger Stolln sind dies die Wässer des Schneeberger, Johanngeorgenstädter, Annaberger und Marienberger Reviers:

- Markus Semmler Stolln einschließlich Grube Schneeberg (Schneeberger Revier),
- Glück Auf Stolln (Johanngeorgenstädter Revier),
- Stolln 146 (Johanngeorgenstädter Revier),
- Tiefer St. Christoph Stolln & (Tiefer) Jung Andreas Stolln (Annaberger Revier) und
- Königlich Weistaubner Tiefer Erbstolln (Marienberger Revier).

Bei dieser Auswahl an Stollenwässern wird besonders die große Bedeutung des Marcus Semmler Stollns als Emittent von As und U deutlich.

14.2 ANSÄTZE FÜR MAßNAHMEN

Aus der Diskussion möglicher in-situ-Schadstoffrückhaltmaßnahmen (Abschnitte 6 bis 10 und 12) wird deutlich, dass für verschiedene Schadstoffe Potenzial zur Anwendung von in-situ-Maßnahmen besteht. Tabelle 60 gibt einen Überblick über Verfahrensansätze für diese Objekte.

Tabelle 60: Ansätze für in-situ-Rückhaltmaßnahmen bei weiteren relevanten Bergwerken in Sachsen.

Wasserlösestolln	Revier	Verfahrensansätze
Markus Semmler Stolln einschließlich Grube Schneeberg	Schneeberger Revier	▪ grubenexternes Wetland im Mundlochbereich ▪ Reaktionsstrecke (Fällung/Adsorption) im Stollnverlauf ▪ Neutralisation/Fällung im Flutungsraum Schneeberg (Bereich Weißer Hirsch Schacht - Türkschacht)
Glück Auf Stolln	Johanngeorgenstädter Revier	▪ grubenexternes Wetland im Mundlochbereich ▪ Reaktionsstrecke (Fällung/Adsorption) im Stollnverlauf
Stolln 146	Johanngeorgenstädter Revier	▪ Neutralisation/Fällung im Flutungsraum Rabenberg (ggf. über Bohrungen) ▪ externe Maßnahmen, z.B. Adsorptionsanlage mit CaCO₃ (Cd, Ni etc.) und/oder Eisenhydroxid (Uran)
Tiefer St. Christoph Stolln, (Tiefer) Jung Andreas Stolln	Annaberger Revier	▪ keine, mangels Zugangsmöglichkeiten ▪ externe Maßnahmen möglich, z.B. grubenexternes Wetland im Mundlochbereich
Weistaubner Tiefer Erbstolln	Marienberger Revier	▪ Neutralisation/Fällung im Flutungsraum Lauta/Marienbergr (Bereich Schächte)

Im Gegensatz zu den Revieren Freiberg, Zinnwald und Ehrenfriedersdorf ist der Kenntnisstand zu den oben genannten Bergbaurevieren deutlich geringer, so dass intensivere Recherchen, Geländearbeiten und Analysen hinsichtlich Machbarkeit, Wirksamkeit und Genehmigungsfähigkeit notwendig sind, um weitergehende Planungen anstellen zu können.

Die bei einigen Elementen hohen Emissionen lassen jedoch erwarten, durch Umsetzung von Maßnahmen zur Reduktion der Schadstoffausträge die Wassergüte der Vorfluter signifikant zu verbessern.

Abschließend sei nochmals auf die große Relevanz der Wässer des Marcus Semmler Stollns hingewiesen. Dieser mündet in Niederschlema in die Zwickauer Mulde und befrachtet diese mit durchschnittlich 1.365 kg Arsen pro Jahr. Solch große Wassermengen und Elementfrachten sind kein typisches Einsatzgebiet naturnaher oder in-situ-Verfahren. Für diesen Fall ist eine technisch einfache und preiswert zu betreibende Behandlungsanlage, die sich auf die Arsenabtrennung konzentrieren könnte, zu empfehlen.

15 KÜNFTIGER BERGBAU

Während in den vorangegangenen Abschnitten in-situ-Maßnahmen zum Schadstoffrückhalt im Altbergbau behandelt wurden, sollen in diesem Abschnitt potenzielle Verfahren eines grubeninternen Schadstoffrückhaltes auf ihre Anwendbarkeit bei der Vorbereitung, Durchführung und Nachsorge künftiger Bergbauprojekte in Sachsen bewertet werden, um die Umweltbelastungen während und nach dem Bergbau gering zu halten. Dabei werden wirksame Randbedingungen für den umweltrelevanten Stoffaustrag berücksichtigt. Dem wird hier mit dem Primat von Schadstoffemissionen über den Wasserpfad entsprochen.

Die Maßnahmen für den künftigen Bergbau unterscheiden sich häufig deutlich von den in-situ-Maßnahmen im Altbergbau, vor allem Wegen der umfassenden Zugänglichkeit der Grubenbaue in aktiven Gruben.

15.1 PROSPEKTIVE VERFAHRENSBEWERTUNG

Als grundsätzliche theoretische Ansatzpunkte zweckdienlicher Maßnahmen ergeben sich:

A) während des Bergbaus:

- Charakterisierung geohydrochemischer Ausgangsbedingung und des stofflichen Systemverhaltens im Grubenbereich
- Beschränkung der bergbaubedingten Gebirgsauflockerung
- Kontrollierte, möglichst isolierte untertägige Deponierung von Lockermassen und Grubenschlämmen
- Beschränkung des Kontaktes von Grubenwässern mit schadstoffhaltigen Lockermassen und Grubenschlämmen
- Untertägige Behandlung schadstoffhaltiger Grubenwässer einschließlich untertägiger Rückständeentsorgung

B) nach dem Bergbau – Verwahrung/Sanierung

- Kontrollierte Grubenflutung zwecks Luftabschluss schadstoffhaltiger Grubenbereiche bzw. Lockermassen
- Beschränkung der permanenten Durchströmung schadstoffhaltiger Grubenbereiche bzw. Lockermassen
- Überwachung des stofflichen Systemverhaltens im Grubenbereich (Monitoring)
- Begünstigung stabiler und nachhaltiger hydrochemischer Milieuverhältnisse bzw. geohydrochemischer Gleichgewichtszustände von Mobilisierungsreaktionen in Richtung vorbergaulicher Verhältnisse

Gemäß dem Ziel dieser Untersuchungen wären möglichst untertägige gegenüber übertägige Maßnahmen wünschenswert, sofern diese verfahrenstechnisch machbar, stofflich wirksam

und wirtschaftlich verhältnismäßig auslegbar sind.

Eine entsprechende detaillierte Prüfung für einzelne Grubenstandorte bedingt grundsätzlich objektspezifische Planungen. An dieser Stelle werden aufgabengemäß nur prinzipielle Betrachtungen angestellt. Die belastbare/seriöse Abschätzung von Maßnahmenkosten ist ebenso stark vom Einzelfall abhängig. Für bergmännische Routinearbeiten sollten Informationen von aktuellen Bergbauprojekten herangezogen werden.

Es sollte geprüft werden, die Maßnahmen bereits in die Planungen zur Vorbereitung, Durchführung und Nachbereitung bergbaulicher Maßnahmen zu integrieren, um den Aufwand nachträglicher Maßnahmenrealisierungen zu begrenzen.

15.2 MAßNAHMEN WÄHREND DES BERGBAUS

15.2.1 MAßNAHMEN IM GRUBENBETRIEB

1.1 Spezifizierung Grubenwassermanagement (Abschirmung)

Mit der Neuetablierung eines Untertagebergbaus besteht die prinzipielle Chance der Etablierung eines zweckmäßigen hydrotechnischen Systems der Fassung und Ableitung zulaufender Grundwässer. Mit diesem sollte eine bedarfsorientierte Zulaufregulierung in den Grubenraum ermöglicht werden (Betriebswässer) und ansonsten eine Ableitung ohne Kontaktierung mit schadstoffführenden Grubenbereichen (Lockermassen) angestrebt werden. Damit lassen sich zugleich die Betriebskosten für die Wasserhebung aus der Grubenteufe reduzieren. Zusätzliche Aufwendungen können aus der bergmännischen Erschließung hydrogeologisch aktiver Areale des Grubenbereiches entstehen (Entwässerungstollen oder Bohrungen). Eine weitere hydrotechnische Möglichkeit besteht in der punktuellen Abdichtung zulaufrelevanter geologischer Störungen durch Verpressungen geeigneter Suspensionen von unter oder über Tage, wie in der Urangrube Königstein zur lokalen Abdichtung der geologischen Nordstörung zwischen dem 3. und 4. Grundwasserleiter realisiert.

1.2 Spezifizierung Grubengeometrie (Segmentierung)

Der o. g. Aspekt eines zweckmäßigen Grubenwassermanagements sollte bei der komplexen Bergbauplanung der Grubengeometrie Berücksichtigung finden. Das Grubengebäude sollte segmentiert werden. Innerhalb des Grubengebäudes kann die Etablierung tagesnaher Bereiche als Entwässerungshorizonte (z. B. Entwässerungstollen) separat von den separaten, ggf. tieferen Abbaubereichen angestrebt werden. Die Abbauschwerpunkte sollten im Interesse einer nachfolgenden Hermetisierung segmentiert werden. Bei zweckmäßiger Ausrichtung können die tagesnah gefassten Grubenwässer im freien Gefälle und ohne Behandlung in die Vorflut abgeleitet, aber über Zwischenspeicher auch als Betriebswasser genutzt werden. Ein solches System besteht z. B. in der Grube Pöhla der Wismut GmbH mit der Hauptstollensohle und der von dieser bergmännisch erschlossenen tieferen Lagerstätte Tellerhäuser. Der tiefe Abbauschwerpunkt wird somit durch die höhere Hauptstollensohle teilweise hydraulisch abgeschirmt. Nach der bis 1995 erfolgten Grubenflutung geriet der tiefe Abbaubereich komplett unter Wasser (Luftabschluss), was chemisch-reduktive Selbstreinigungsprozesse begünstigte (Immobilisierung von Uran). Durch die Flutung des Abbauereiches bis zur Hauptstollensohle ging auch der lokale Grundwasserzulauf zurück. Der

aktuelle Wasserabfluss aus der Grube Pöhla umfasst ca. 70 % der Hauptstollensohle (freie Ableitung Vorflut), der Rest aus dem kontaminierten Flutungsraum (verrohrte Ableitung zur WBA Pöhla).

15.2.2 GEOTECHNISCHE UND GEOMECHANISCHE MAßNAHMEN

1.3 Reduzierung Gebirgsauflockerung

In Abhängigkeit von den geologischen und geochemischen Lagerstättenbedingungen kann versucht werden, den bergmännischen Durchbauungsgrad auf das technologisch notwendige Maß zu beschränken. Dies setzt u. a. einen intensiven Erkundung/Prospektion voraus, um den Abbau auf die erzhöffigen wirtschaftlichen Lagerstättenbereiche zu konzentrieren und die unwirtschaftlichen Bereiche im Rahmen des bergbautechnisch notwendigen zu meiden. Dadurch lässt sich insbesondere auch der Anfall schadstoffhaltiger Lockermassen als potenzielle Schadstoffquelle begrenzen. Die Chancen für ein solches Vorgehen erscheinen in einer reichen Lagerstätte höher als in einer Armerzlagerstätte. Ein diesbezügliches Negativbeispiel ist der frühe Uranerzabbau im Erzgebirge nach dem 2. Weltkrieg mit einem hohen unter- und übertägigem Lockermassenanfall.

1.4 Maximierung untertägige Lockermasseneinlagerung (Eigenversatz)

Je nach Vererzungs- und Abbautyp bietet sich die prinzipielle Möglichkeit, untertage anfallende Lockermassen aus dem Erzabbau sowie schadstoffhaltige Grubenschlämme mehr oder minder in der Grube zu belassen, insbesondere auch als Eigenversatz in ausgeerzten bzw. nicht mehr benötigten Grubenteilen. Hierbei kann auch eine untertägige Erz-Vorsortierung mit in Betracht gezogen werden.

Des Weiteren kann die Rückführung von Rückständen der übertägigen physikalischen Erzaufbereitung (Sande, Schlämme) und dortige Einlagerung in hermetisierbare Grubenbereiche geprüft werden. Auf diese Weise ließen sich besonders schadstoffhaltige Lockermassen in der segmentierten Grube konzentrieren. Eine alternative übertägige Deponierung dieser Massen mit entsprechenden Sanierungsmaßnahmen könnte entfallen.

Die untertägige Einlagerung besagter Lockermassen ist insbesondere in Kombination mit deren Hermetisierung sinnfällig (s. u.).

1.5 Hermetisierung Versatzbereiche

Grubeninterne Abbaubereiche einschließlich dort als Eigenversatz eingelagerte Lockermassen können gegenüber dem restlichen Grubengebäude hydraulisch hermetisiert werden. Dazu erscheint die Hermetisierung derjenigen bergmännischen Auffahrungen als ausreichend, die maßgebliche hydraulische Schnittstellungen im Rahmen des Grubenwassermanagements (aktiver Bergbau) bzw. des Flutungsmanagements (Grubenverwahrung/Flutung) darstellen. Dafür erscheinen einfache Dämme als hinreichend, die einen Druckausgleich (Siphon, Strömungsfenster) gegenüber anströmenden Grubenwässern bzw. aufstauenden Flutungswässern gewährleisten. Auf diese Weise ließe sich eine intensive Durchströmung der ausgeerzten, versetzten Abbaubereiche durch Gruben- bzw. Flutungswässer nachhaltig unterbinden.

15.2.3 VORKLÄRUNG VON GRUBENWÄSSERN

1.6 In-situ-Behandlung belasteter Grubenwässer (Vorklärung)

Während des aktiven Bergbaus ist der Kontakt zusitzender Grundwässer bzw. von Betriebswässern mit bergbaubedingten Lockermassen und dem festen Grubeninventar absehbar. Infolge von Feinkornabspülungen und Stoffmobilisierungen treten häufig Feststoffbelastungen in abfließenden Grubenwässern auf. Diese Feststoffe setzen teils in Wasserseigen untertägiger Auffahrungen ab oder werden mit dem Grubenwasser nach über Tage gepumpt und können dort Schadstoffemissionen in die Vorflut bedingen. Zur Emissionsminderung ist es möglich, in den untertägigen Abbaubereichen oder vor den Pumpensäumpfen Sedimentationsbecken anzulegen. Die sedimentierten Feststoffe/Grubenschlämme können periodisch als Eigenversatz in ausgeerzte Abbaubereiche vor deren Hermetisierung verbracht werden (s. o.).

15.3 MAßNAHMEN NACH BERGBAU

15.3.1 MAßNAHMEN AM FLUTUNGSRAUM

2.1 Spezifizierung Flutungsmanagement

Gemäß den o. g. Prämissen lassen sich nach Einstellung des Bergbaus durch eine möglichst vollständige Flutung des Grubenraumes Oxidationsreaktionen des Grubeninventars durch Luftsauerstoff weitgehend beenden. Das trifft vor allem auch bzgl. der grubeninternen Abbaubereiche mit den dortigen schadstoffhaltigen Lockermassen zu. Voraussetzung hierfür ist, dass die Grubengeometrie eine vollständige Flutung zulässt und dass entsprechende Lockermassen und Grubenschlämme dort bereits während des aktiven Bergbaus konzentriert wurden.

Infolge eines hohen Flutungswasser-Einstaus kann im Falle eines über die Tiefe gestaffelten GW-Zulaufes eine anteilige Zulaufminderung mittels hydraulischem Druckausgleich erfolgen. Dies ist im Falle eines tagesnahen GW-Zulaufs in den Flutungsraum (ohne spezielle bergmännisch-hyrotechnische Abschirmung) wenig wahrscheinlich.

2.2 Hermetisierung Grubenbereiche (Schachtverwahrung, punktuelle Verdämmungen)

Offene vertikale und horizontale bergmännische Auffahrungen in einer mehrsohligen Grube stellen nach der Grubenflutung bevorzugte Strömungsbahnen für das Flutungswasser dar. Dessen konvektive Strömung resultiert aus hydraulischen (Grundwasserzuläufe) und thermischen Triebkräften (geothermische Tiefenstufe). Sie bewirkt im Rahmen des jeweiligen chemischen Milieus eine effektive Schadstoffauswaschung aus dem Flutungsraum bzw. den dortigen Lockermassen. Dem steht das Szenarium eines weitgehend stagnierenden, ggf. hydraulisch geschichteten Flutungsraums ohne wesentliche Austauschprozesse gegenüber, aus dem nur eine geringe Schadstoffemission erfolgt.

Durch die Realisierung von Fließhemmnissen bzw. Barrieren an maßgeblichen hydraulischen Schnittstellen des bergmännischen Grubengebäudes kann die konvektive Flutungswasser-Umwälzung eingeschränkt oder verhindert werden. Dafür erscheinen in horizontalen

Grubenbauen Barrieren, z. B. in Form einfacher Dämme (mit Druckausgleich) ausreichend. Für Schächte kann eine Verfüllung mit grubeninternen schadstoffarmen Lockermassen mit in Betracht gezogen werden, die ggf. ohnehin zur geomechanischen Stabilisierung des Grubenumfeldes zweckmäßig ist.

15.3.2 IN-SITU-BEHANDLUNG SCHADSTOFFHALTIGER FLUTUNGSWÄSSER (FLUTUNGSRAUM ODER TRANS-FERBEREICH MIT UNTERTÄGIGER FÄLLPRODUKT-VERBRINGUNG)

Die Stilllegung von Erzgruben ist mit deren Verwahrung verbunden, die i. d. R. zur Flutung des bergmännischen und geologischen Hohlraumes bis zum hydraulischen Überlaufniveau führt. Das aufsteigend Flutungswasser mobilisiert aus dem geochemischen Grubeninventar primäre und sekundäre Inhaltstoffe im Rahmen der herrschenden chemischen Milieuverhältnisse (pH-sauer bzw. neutral bis alkalisch; chemisch oxidierend bis reduzierend; mit und ohne chemische Komplexbildnern). Die mobilisierten Stoffe liegen echt gelöst, kolloidal oder partikulär im Flutungswasser vor. Zur Begrenzung dadurch bedingter Schadstoffemissionen in die Vorflut kann sich eine Behandlung der kontaminierten Flutungswässer erforderlich machen. Als Alternative bzw. zur Entlastung einer übertägigen grubenexternen Wasserbehandlung ist eine untertägige chemische Beeinflussung des Flutungswassers im Sinne einer nachhaltigen Schadstoffabtrennung prinzipiell möglich.

2.3 Neutralisation saurer Flutungswässer

Die Versauerung eines Flutungsraumes infolge Sulfidverwitterung begünstigt neben der generellen Aufsalzung (Sulfate) die umfassende Mobilisierung von Schwermetallen wie Eisen, Mangan und konventionellen Schwermetallen, wobei die Redoxbedingungen mit von Belang sind (s. u.). Durch den mit der Flutung verbundenen Luftabschluss sollte die Versauerung zumindest abgeschwächt werden, was aber mittel- bis langfristige Zeiträume andauern kann. Durch das Einbringen alkalischer Medien in den Flutungsraum kann diese Zeitdauer wesentlich verkürzt werden. Mit der Anhebung des pH-Wertes in das neutrale bis alkalische Wertenniveau werden zudem gelöste Schwermetalle in unlösliche Verbindungen überführt, die bei ausreichender Flockengröße und geringen Strömungsgeschwindigkeiten des Flutungswassers im Flutungsraum bzw. Transferbereich als Grubenschlamm sedimentieren können. Maßgebliches grubeninternes Flockungs- und Fällmittel hierfür ist zumeist Eisen(III)hydroxid, sofern oxidierende Verhältnisse vorliegen.

Alternativ zu einer Behandlung des Flutungswassers ist eine Konditionierung des Eigenversatzes mit Kalk durchführbar. Dadurch kann dort bereits vor der Flutung eine chemische Säurebindung erfolgen, so dass bei der Flutung der pH-Abfall im Flutungswasser limitiert bleibt (Festbettreaktion).

2.4 Flutungswasseroxidation mit Eisenhydroxidfällung

In pH-neutralen bis leicht alkalischen Flutungsräumen kann unter chemisch intermediären bis reduzierenden Redoxbedingungen (Sauerstoffmangel) Eisen und Mangan in gelöster Form mobilisiert werden. Im aus dem Flutungsraum abströmenden Flutungswasser können im Transferbereich (separater abstromseitiger Grubenbereich bzw. Entwässerungstollen) mittels natürlicher Belüftung oxidierende Redoxverhältnisse eingestellt werden, wodurch eine hydroxidische/oxidische Eisen- und Manganausfällung initiiert wird. Mit der Eisenhydroxidfällung ist eine Mitabtrennung von Arsen durch Mitfällung und Adsorption in den Grubenschlamm praktikabel. Für die Sedimentation der Flocken ist eine Fließberuhigung und ein ausreichender Sedimentationsraum, der ggf. periodisch beräumt werden muss, vorteilhaft.

In der Urangrube Pöhla war eine partielle In-situ-Eisen- und Arsenabtrennung im separaten Grubenteilraum Hämmerlein durch grubeninterne Vermischung des aus dem Grubenteil Tellerhäuser anströmenden chemisch reduzierten Flutungswassers mit sauerstoffhaltigem Grubeninfiltrationswasser der Hauptstollensohle durchführbar (partielle Oxidation).

2.5 Flutungswasserreduktion mit Schwermetall-Sulfidfällung

In sulfathaltigen Flutungswässern mit mobilisierten Schwermetallen ist bei Ausschluss von Oxidationsmitteln (O_2 , Fe^{3+}) deren Ausfällung als unlösliche Sulfide und Oxide möglich. Voraussetzung sind weitgehend stagnierende Flutungswasserbereiche ohne maßgebliche Beeinflussung durch sauerstoffhaltige Grubenwetter und Grubenwässer unter der Bildung freier Sulfidionen. Es kann davon ausgegangen werden, dass diese Fällungsprozesse mikrobiell katalysiert werden.

In der Urangrube Pöhla erfolgte nach der Flutung bis 1995 im separaten Grubenteilraum Tellerhäuser selbsttätig die chemisch-reduktive Immobilisierung des anfangs noch mobilisierten Urans. Dies vollzog sich trotz der natürlichen chemischen Komplexierung des Urans in Form von Uranylcarbonatkomplexen. Diese Selbstreinigung des Flutungswassers, die auch das Sulfat betrifft, dauert an.

15.4 MAßNAHMENSHEMA

Aufgabengemäß ist ein Schema zu wesentlichen Abhängigkeiten konzipierter Maßnahmen von wirksamen Randbedingungen erstellt worden. Dieses Schema liegt als Anlage 6 in tabellierter Form vor. Dort sind die o. g. Maßnahmen während und nach dem Bergbau jeweils den Randbedingungen:

- Grubengeometrie,
- Geologie/Vererzung,
- Geochemie/Bindungsformen,
- Grundwasser-Zulauf,
- Chemisches Milieu,
- Schadstoffbelastung und
- Schadstoffkonzentration

gegenüber gestellt. Dabei wurden maßgebliche Zusammenhänge qualitativ gekennzeichnet (+, -); neutrale Randbedingungen verbleiben ohne Symbolkennzeichnung. Diese Zusammenhänge spiegeln grundsätzlich die eingangs gesetzten Prämissen wider und spezifizieren diese.

Demnach begünstigt eine vertikale und horizontale Grubensegmentierung einschließlich einer untertägigen Einlagerung schadstoffhaltiger Lockermassen und Grubenschlämme in hydraulisch hermetisierbaren Grubenteilen (Eigenversatz) die Reduzierung der Schadstoffemission über den Wasserpfad, zumal wenn in der Grube eine hydraulische Abschirmung bzw. Zulaufregulierung realisiert werden kann. Bergbautechnisch unvermeidliche Kontami-

nationen von GW-Restzuläufen bzw. Betriebswässern können einer untertägigen Behandlung unterzogen werden (zumindest Vorbehandlung/Feststoff-sedimentation).

Die Voraussetzungen für eine möglichst umfassende untertägige Lockermasseneinlagerung dürften mit dem Vererzungsgrad in Relation zum bergmännischen Abbauumfang steigen. Die Auflockerung wenig bauwürdiger Armvererzungen sollte auf das technologisch notwendige Maß beschränkt bleiben. Eine untertägige Erzvorsortierung erscheint in diesem Sinne als vorteilhaft. Mit der bevorzugten untertägigen Einlagerung schadstoffhaltiger Lockermassen bliebe die übertägige Aufhaldung auf eher wenig belastete Massen der Ausrichtungsgrubenbaue (Schächte, Stollen, Horizontalauffahrungen des Grubengebäudes) beschränkt, was dortige Schadstoffemissionen bzw. Sanierungsmaßnahmen begrenzt.

Nach Einstellung des Bergbaus sollte im Zuge einer planmäßigen Grubenverwahrung die hydraulische Hermetisierung schadstoffbelasteter Grubenteile, insbesondere der versetzten Abbaubereiche, vervollständigt bzw. aktiviert werden. Dabei muss die nachfolgende Flutung ermöglicht werden (Abdämmungen mit hydrostatischem Druckausgleich). Dadurch wird eine permanente Durchströmbbarkeit dieser gefluteten Grubenbereiche eingeschränkt. Unter Berücksichtigung dessen sollte eine möglichst vollständige Flutung des Grubenbereiches realisiert werden, um bergbaubedingte Oxidationsreaktionen des Grubeninventars zu vermindern.

In Fortsetzung des Wassermonitorings während des Grubenbetriebes ist die Flutung hydrologisch und hydrochemisch zu überwachen (Monitoring). Bereits mit der Erkundung über den Grubenbetrieb bis hin zur Grubenverwahrung sind Erkenntnisse zum stofflichen Systemverhalten zu erarbeiten, auszuwerten und im Sinne einer stofflichen Entwicklungsprognose (Wassermenge, Wasserbeschaffenheit) zu interpretieren, als fachliche Handlungsgrundlage für zweckmäßige Kompensationsmaßnahmen.

Dies trifft insbesondere auch auf die Durchführung von In-situ-Maßnahmen zur Flutungswasser-Behandlung zu. Deren Durchführung ist vom chemischen Milieu des kontaminierten Flutungswasser abhängig zu machen und muss der nachhaltigen Einstellung stabiler Gleichgewichtsbedingungen in der gefluteten Grube dienen.

16 FAZIT

Die Potentialabschätzung des Stoffeintrags durch Wasserlösestolln in die Flüsse Sachsens zeigte signifikante Einträge in die Vorflut, vor allem bei Schwermetallen, Arsen und Selen. Die Einträge differieren dabei zwischen den Bergbaurevieren, z.B. Schlema - Ehrenfriedersdorf - Freiberg. Die Anteile der eingetragenen Frachten erreichen in den unmittelbaren Vorflutern bei einzelnen Elementen 100 %.

Die angestellten Recherchen zeigten, dass es eine Reihe vielversprechender Verfahrens- und Maßnahmenansätze zum in-situ-Schadstoffrückhalt gibt, allerdings keine allgemein anwendbaren. Zur Beurteilung der Geeignetheit und des Wirkungsgrades der Verfahren müssen die jeweiligen Einzelfälle betrachtet werden.

Darüber hinaus gab und gibt es in Sachsen bereits eine Reihe von praktischen Untersuchungen zum in-situ-Schadstoffrückhalt. Entsprechende Anwendungstests wurden mit teilweise guten Erfolgen durchgeführt, z.B. in den Gruben Ehrenfriedersdorf, Schlema und Königstein.

In Tabelle 61 wurde die erreichbare Reduktion der Auswirkungen der Wasserlösestolln auf den Schadstofftransport in den Vorflutern abgeschätzt. Dabei wurde der Frachtanteil der Stolln an der Fracht des Vorfluters aufgeführt und angenommen, dass durch die jeweilige Maßnahme eine 80 %-ige Reduktion der Austragsfracht des Stollnwassers erreicht wird. Als Ergebnis wurde der erreichbare Frachtanteil in der Tabelle aufgeführt.

Tabelle 61: Erreichbare Frachtanteile der Stollnwässer bei Umsetzung der in-situ-Maßnahmen (geschätzt).

Element	Anteil des Stollnwassers an Fracht des Vorfluters (%)	Erreichbarer Frachtanteil bei Umsetzung von Maßnahmen (%)	Element	Anteil des Stollnwassers an Fracht des Vorfluters (%)	Erreichbarer Frachtanteil bei Umsetzung von Maßnahmen (%)
Freiberg: VGS + HSU - Freiburger Mulde (Msst. Obergruna)			Zinnwald: TBS + THF - Schwarzwasser (Msst. Altenberg)		
Cd	80	16	Cd	80	16
Zn	60	12	Cu	50	10
Se	100	20	Ni	50	10
Pb	20	4	Se	70	14
Ni	30	6			
Zinnwald: THG - Rotes Wasser (Msst. Geising)			Ehrenfriedersdorf: TSS - Wilisch (Msst. Schlösschen)		
Cd	100	20	As	70	14
Cu	100	20	Cd	50	10
Ni	20	4	Mo	75	15
Tl	100	20	Ni	50	10
Zn	100	20			

Es zeigt sich, dass bei ausreichend wirksamer Umsetzung der in-situ-Maßnahmen deutliche Frachtreduzierungen in den Vorflutern erreichbar sind. Im Falle der Freiburger Mulde würde dies bedeuten, dass bei Verringerung der Eintragsfracht VGS + HSU (Anteil 80 %) um 80 % die Cd-Konzentration an der Messstelle Obergruna von 2,8 µg/l auf 0,448 µg/l gesenkt

werden könnte. Die UQN für Cd an dieser Messstelle liegt bei 0,08 µg/l. Dies zeigt, dass zumindest für die Freiburger Mulde mit einer Maßnahme allein die UQN nicht erreicht werden kann.

Im Falle des Schwarzwassers bei Altenberg (Cd-Frachtanteil des Stollnwassers TBS + THF ca. 100%) ließe sich eine Absenkung der Cd-konzentration von 0,22 µg/l auf ca. 0,04 µg/l erreichen und damit die UQN einhalten.

Eine Abschätzung der Auswirkung auf den Schadstofftransport in der Elbe erwies sich als nicht seriös möglich, da es eine unzureichende Datenlage zur Wirksamkeit der Maßnahmen bei den konkreten Stollnwässern und zu viele nicht ausreichend quantifizierbare Einflussfaktoren (z.B. geochemisches Verhalten der Elemente auf dem Fließweg) gibt.

LITERATURVERZEICHNIS

Im Text zitierte Quellen:

- [1] Bericht des Sächsischen Oberbergamtes und des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Referat Rohstoffgeologie) für das Jahr 2010, http://www.oba.sachsen.de/download/2011_10_21_JB2010Druckfassung.245462.pdf
- [2] Nendza, M. (2003): Entwicklung von Umweltsqualitätsnormen zum Schutz aquatischer Biota in Oberflächengewässern, Umweltforschungsplan des Bundesumweltministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, (UBA/F+E-Vorhaben FKZ 202 24 276).
- [3] Matthes, G. (1990): Die Beschaffenheit des Grundwassers. Lehrbuch der Hydrogeologie, Band 2, Verlag Gebr. Bornträger, Berlin und Stuttgart.
- [4] Martin, M.; Aubel, T.; Sennewald, R.; Janneck, E. (2016): Weiterführende Untersuchungen zum Rothschnöberger Stolln. GEOS Ingenieurgesellschaft mbH, Halsbrücke (AG: Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie des FS Sachsen).
- [5] Degner, T. (2003): Prognosen von geochemischen Auswirkungen der Nachnutzung stillgelegter Bergbau-Stollen-Systeme am Beispiel des Freiburger Grubenreviers. - Dissertation TU Bergakademie Freiberg Oktober 2003.
- [6] Kuschka, E., Hahn, W. (1996): Flußspatlagerstätten des Südwestvoglandes: Schönbbrunn, Bösenbrunn, Wiedersberg. Bergbau in Sachsen Bd. 2. Freiberg 1996.
- [7] Ilgner, E.-M.; Hahn, W. (1998): Die Schwerspatlagerstätte Brunndöbra und das Schwerspatvorkommen Schnarrtanne im Ostvogtland/Westerzgebirge. Bergbau in Sachsen Bd. 5. Freiberg 1998.
- [8] Hartinger, L.: Handbuch der Abwasser- und Recyclingtechnik für die metallverarbeitende Industrie. 2. Auflage 1995.
- [9] Takeno, N. (2005): Atlas of Eh-pH diagrams - Intercomparison of thermodynamic databases. Geological Survey of Japan Open File Report No.419.
- [10] Sennewald, R.; Martin, M. (2014): Ziel 3-Projekt VODAMIN –Teilprojekte P 03/P 06/P 12/P 17 „Untersuchungen zum Grund- und Oberflächenwasser im Grenzraum Zinnwald/Cinovec. GEOS Ingenieurgesellschaft mbH. Auftraggeber: Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie des FS Sachsen.
- [11] Janneck, E.; Martin, M.; Aubel, T.; Lantzsch, J. (2013): Entwicklung einer kostengünstigen Maßnahmenkombination für die Minimierung von Schwermetalleinträgen aus dem Raum Freiberg. GEOS Ingenieurgesellschaft mbH, Halsbrücke (AG: Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie des FS Sachsen).
- [12] Janneck, E.; Legler, C.; Peiffer, S.; Sahin, H. (1996): Zur Genese saurer aluminium- und schwermetallhaltiger Sickerwässer im Bereich von Schieferabraumhalden im Thüringer Schiefergebirge und deren Auswirkungen auf die Qualität betroffener Fließgewässer, Poster zur Tagung "Umwelt und Chemie"07. bis 10.10. 1996 in Ulm.
- [13] Janneck, E. (1997): Untersuchungen zur passiven Behandlung saurer Sickerwässer aus dem Schieferbergbau", Tagungsband zum internationalen Workshop „Wasserbe-

- handlung und Rückstandsentsorgung – konventionelle und innovative Lösungen“, Wismut GmbH 24.09.-26.09.1997 in Chemnitz.
- [14] Glombitza, F.; Kutschke, S.; Kießig, G.; Zellmer A. (2007): Treatment of Uranium containing Drainage water in a Pilot -Scale Plant by means of Microbial Reduction, Advanced Materials res. Vol. 20 – 21 (2007) pp 205- 208 / Biohydrometallurgy: from the single cell to the environment Proceedings of the 17 th international biohydrometallurgy Symposium 2 – 5 Sept. 2007 Frankfurt / Main, Germany Eds: A. Schippers, W. Sand, F. Glombitza, S. Willscher ISSN 1022-6680.
 - [15] Kießig, G.; Kunze, C.; Küchler, A.; Zellmer, A.; Meyer, J.; Kalin, M. (2004): Kostengünstige passive Nachsorgelösung mit einem Constructed Wetland auf der Grundlage von Prognosen der Entwicklung des Grubenwassers der Grube Pöhla. – Wissenschaftliche Mitteilungen, 25 (2004) 113-118, Freiberg.
 - [16] Janneck, E.; Schröder, A.; Schlee, K.; Glombitza F.; Rolland W. (2007): Senkung des Kalkverbrauches bei der Grubenwasserreinigung durch physikalische Entfernung der ungebundenen Kohlensäure. Wiss. Mitteilungen der Technischen Universität Bergakademie Freiberg, 58. Berg – und Hüttenmännischer Tag Institut für Geologie Eds. B. Merkel, H. Schaeben, Ch. Wolkersdorfer, A. Hasche-Berger, 2007 pp 27 – 34 ISSN 1422-1284 2007.
 - [17] Janneck, E.; Glombitza, F.; Rolland, W. (2008): Reduction in lime hydrate consumption for pit water purification by physical removal of free carbonic acid, World of mining 60(2008) No 6 pp 370 – 377.
 - [18] Schuster, G.; Brüggemann, S.; Höroldt, U. (1996): Physikalisch - chemische Behandlung anorganischer Industrieabwässer 5/7.1 optimierte Fällung von Schwermetallen und Anionen mit Kalk , in : Abwassertechnik in der Produktion WEKA Verlag Augsburg Mai 1996, 5 / 7.1 Seiten - 1 – 10.
 - [19] Czekalla, C.; Mevius, W.; Hanert, H. (1995): Quantitative removal of iron and manganese by 1434 microorganisms in rapid sand filters (in situ investigations), Water Supply vol 3, Berlin "B"1435 pp 111–123, Pergamon Press Ltd., Great Britain.
 - [20] Mouchet, P. (1992): From conventional to biological removal of iron and manganese in 1437 France. J AWWA April:158–167.
 - [21] Rautenbach, R. (1997): Membranverfahren – Grundlagen der Modul- und Anlagenauslegung. Springer Verlag, Heidelberg 1997 ISBN 978–3–540–34328-8.
 - [22] Peters, T.; Kraume, M. (2005): Entwicklung und Perspektiven druckgetriebener Membranen. Chemie Ingenieur Technik 77 (5) (2005) 473 – 85.
 - [23] Samhaber, W.M. (2006): Erfahrungen und Anwendungspotential der Nanofiltration, VDI Wissensforum , Membrantechnik in der Prozessindustrie 12 Seiten.
 - [24] Melin, T. (2003): Membrantechnik. Chemie Ingenieur Technik (75) 10 (2003) 1464 - 1467, Übersichtsartikel, Membranen auf dem Markt heute.
 - [25] Kießig, G.; Vogel, D. (1997): Erfahrungen bei realisierten Wasserbehandlungen bei Wismut, Tagungsband zum internationalen Workshop „Wasserbehandlung und Rückstandsentsorgung – konventionelle und innovative Lösungen“, Wismut GmbH 24.09.-26.09.1997 in Chemnitz.

- [26] Schoeman, J.J.; Steyn, A. (2001): Investigation into alternative Water treatment Technologies for the treatment of underground mine water discharges by Grootvlei Proprietary Ltd. Into the Blesbokspruit in South Africa. Desalination 133: 13 – 30.
- [27] Gussmann, H. (1997): Anwendung von Ionenaustauschern bei Abtrennung von Sulfaten, Metallen und Radionukliden aus sauren Grubenwässern, Proceedings des internat. Workshops der Wismut GmbH „Wasserbehandlung und Rückstandsentsorgung“ 24. – 26. 09. 1997 Chemnitz.
- [28] Phieler, R.; Voit, A.; Kothe, E. (2014): Microbially aided phytoremediation of heavy metal contaminated soils – strategies and applications Geobiotechnology. Springer Verlag 2014.
- [29] Steudel, K.; Horak, G.; Willscher, S.; Pompe, W.; Werner, P. (2007): Removal of Copper and Uranium from contaminated Waters in Biosorption Columns in: Advanced Materials Res. Vol. 20 – 21: pp. 627-631 / Biohydrometallurgy: from the single cell to the environment, Proceedings of the 17th International Biohydrometallurgy Symposium, 2 – 5 Sept. 2007, Frankfurt / Main Germany, Eds: Schippers A, Sand W, Glombitza F, Willscher S, Trans Tech Publications LTD. Switzerland, UK, USA, ISSN 1022-6680.
- [30] Tsezos, M. (1990): Engineering Aspects of Metal Binding by Biomass in: Microbial Mineral Recovery Eds.: H.L. Ehrlich, C.L. Brierley, pp 325 – 339, Mc Graw-Hill Publishing Company, New York 1990 ISBN 0 – 07 – 007781 – 9.
- [31] Mitas, J.; et.al. (1997): Processing of uranium ore on the chemical treatment plant GEAM Dolni Rozinka in the conditions of completely closed technological waters cycle with minimalizing of environmental impact in: Proceedings of the 6th international symposium on mine planning and equipment selection. Ostrava, 3th - 6th- September 1997 , pp. 785 - 790, Eds.: V. Strakos, V. Kebo, R. Farana, L. Smutny , printed by A. A. Balkema Rotterdam/Brookfield 1997.
- [32] Aluminiumindustrie mit Energiesorgen, IGBCE - Kompakt 10. Oktober 2006 pp 18-19.
- [33] Biological produced sulphide for purification of process streams, effluent treatment and recovery of metals in the metal and mining industry. Proceedings of the 16 th international Biohydrometallurgy Symposium, Eds.: S.T.L. Harrison, D. E. Rawlings, J. Petersen pp 445 - 453 ISBN 1-920051-17-1.
- [34] Robinson, J.; Robb, G.A. (1995): Methods for the control and treatment of acid mine Drainage. Coal international 1995, July, pp 152 – 156.
- [35] Jenk, U.; Zimmermann, U.; Uhlig, U.; Schöpke, R.; Paul, M. (2014): In Situ Mine Water Treatment: Field Experiment at the Flooded Königstein Uranium Mine (Germany). Mine Water Environ 33, 39-47.
- [36] Klemm, W.; Greif, A. (2006): Reinigung belasteter Haldensickerwässer durch In-situ-Eisenhydroxidfällung – Ergebnisse eines Langzeitversuchs unter Realbedingungen. – Wissenschaftliche Mitteilungen des Institutes für Geologie der TU Bergakademie Freiberg 31, S. 47-54.
- [37] Klemm, W.; Greif, A.; Schlothauer, T.; Meyer, J.; Jenk, U. (2007): Natürliche Mobilisierung und Fixierung von Arsen in Erzbergbauregionen am Beispiel des Erzgebirges. Beitrag zur Tagung „Arsen 2007“, Leipzig, Tagungsband S. 6.
- [38] Klemm, W.; Greif, A.; Hartmann, J. (2011): Nachhaltige Arsenrückhaltung durch Eisenhydroxid-Fällung im gefluteten Grubenraum – Ergebnisse eines mehrjährigen Pi-

- lotversuchs (2002 – 2010). – Proceedings des Internationalen Bergbausymposiums WISSYM 2011, Ronneburg, 25.-27.05.2011, S. 275-283.
- [39] Klemm, W.; Greif, A.; Hartmann, J. (2013): Nutzung natürlicher Fe-Gehalte in Haldensickerwässern zur nachhaltigen Bindung von Arsen – Ergebnisse eines Langzeitversuches in der gefluteten Zinnerzgrube Ehrenfriedersdorf. In: Wiss. Mitt. Inst. f. Geologie, TU Bergakademie Freiberg 44, 51-58.
- [40] GEOS (2008): Erarbeitung einer Vorplanung mit Kostenschätzung zur Sanierung und Unterhaltung des künstlichen Gewässers Roter Graben. Auftraggeber: Landesdirektion Chemnitz.
- [41] GEOS (2011): Gefährdungsabschätzung Roter Graben zum Erfordernis der Sedimentschlammberäumung. Auftraggeber: Landesdirektion Chemnitz.
- [42] GEOS (2012): Detailuntersuchung des Wasserpfades am Objekt „Spülhalde Davidsschacht“ – Teil II. Auftraggeber: FSB Freiburger Silicium Bearbeitungsgesellschaft mbH Freiberg.
- [43] GEOS (2017): Sanierungsuntersuchung Spülhalde Davidschacht. Auftraggeber: FSB Freiburger Silicium Bearbeitungsgesellschaft mbH.
- [44] Baacke, D. (2000): Geochemisches Verhalten umweltrelevanter Elemente in stillgelegten Polysulfiderzgruben am Beispiel der Grube „Himmelfahrt“ in Freiberg/Sachsen. - Dissertation TU Bergakademie Freiberg 2000.
- [45] TÜV Sachsen: Vorstudie über die Verwendung von Schacht- und Stollenwässern zur Trink- und Brauchwasserversorgung. Ergebnisbericht, Chemnitz 1995.
- [46] Hösel, G., Hoth, K.; Jung, D.; Leonhardt, D.; Mann, M.; Meyer, H.; Tägl, U. (1994): Das Zinnerz-Lagerstättengebiet Ehrenfriedersdorf/Erzgebirge. Hrsg.: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie und Sächsisches Oberbergamt, Dresden 1994.
- [47] Haubrich, F.; Martin, M.; Aubel, T. (2016): Entwicklung einer kostengünstigen Maßnahmenkombination für die Minimierung von Schwermetalleinträgen aus Stollenwasserseinsleitungen des Tiefen Sauberger Stollen. GEOS Ingenieurgesellschaft mbH, Halsbrücke (AG: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie).
- [48] Martin, M.; Engel, J.; Abbenseth, A.; Kermer, R. (2019): Gewinnung wirtschaftsstrategischer Rohstoffe aus Stäuben der Kupferherstellung – THEISENSCHLAMM. Abschlussbericht des r4-Verbundprojektes 033R137, Leipzig 2019
- [49] Parkhurst, D.L.; Appelo, C.A.J. (2013): Description of input and examples for PHREEQC version 3-A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. in: U.S. Geological Survey Techniques and Methods, book 6, chap. A43, 497 p.
- [50] GEOS (2010): Erstellung eines technologischen Konzeptes zur Reinigung kontaminierter Haldensickerwässer (Machbarkeitsstudie), Auftraggeber: Zinnerz Ehrenfriedersdorf GmbH.