Recherche und Wirtschaftlichkeit (mikro-)biologischer Verfahren zur Reinigung von Bergbauwässern

Abschlussbericht zum TP 1.9

Auftragnehmer:

Dresdner Grundwasserforschungszentrum e. V. Autoren: Dr.-Ing. Anne Weber, Dr.-Ing. habil. Felix Bilek



Auftraggeber:

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Koordination: Lünich, Kathleen

LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE



Für saubere Gewässer in Sachsen

Berichtszeitraum: November 2017–November 2018 Berichtsabschluss: 20. Dezember 2018

Gefördert durch den europäischen Fonds für Regionalentwicklung



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





INHALTSVERZEICHNIS

<u>ABBII</u>	LDUNGSVERZEICHNIS	<u> </u>
<u>TABE</u>	LLENVERZEICHNIS	III
<u>ABKÜ</u>	RZUNGSVERZEICHNIS	VI
<u>1</u>	ZUSAMMENFASSUNG UND FAZIT	1
<u>2</u>	VERANLASSUNG	6
<u>3</u>	EINLEITUNG UND PROBLEMSTELLUNG	7
<u>4</u>	GRUNDLAGEN	11
4.1	DATENGRUNDLAGE	11
4.2	ZUSTAND DER GEWÄSSER NACH EU-WASSERRAHMENRICHTLINIE	12
4.2.1	GRUNDWASSERKÖRPER IM SCHLECHTEN CHEMISCHEN ZUSTAND	13
4.2.2	Fließgewässer im nicht guten Zustand	14
4.3	BERGBAUREGIONEN UND SCHADSTOFFSPEKTRUM	16
4.3.1	Bergbauregionen	17
4.3.2	BERGBAUBEDINGTES SCHADSTOFFSPEKTRUM	18
4.4	DEFINITION MIKROBIOLOGISCHER VERFAHREN	23
<u>5</u>	GRUPPIERUNG DER GEWÄSSERKÖRPER	25
5.1	Methodik	25
5.2	GRUPPIERUNG DER GRUNDWASSERKÖRPER	29
5.2.1	Bergbaubeeinflusste Grundwasserkörper	29
5.2.2	KATEGORISIERUNG NACH DER BELASTUNG	31
5.2.3	KATEGORISIERUNG NACH VERFAHRENSPARAMETERN (M)BRV	36
5.2.4	GRUPPIERUNG	38
5.3	GRUPPIERUNG DER OBERFLÄCHENWASSERKÖRPER	40
5.3.1	BERGBAUBEEINFLUSSTE OBERFLÄCHENWASSERKÖRPER	40
5.3.2	KATEGORISIERUNG NACH DER BELASTUNG	43
5.3.3	KATEGORISIERUNG NACH VERFAHRENSPARAMETERN DER (M)BRV	48
5.3.4	GRUPPIERUNG	49
<u>6</u>	STAND DER TECHNIK (MIKRO-)BIOLOGISCHER REINIGUNGSVERFAHREN	50
6.1	RECHERCHE ZU (MIKRO-)BIOLOGISCHEN REINIGUNGSVERFAHREN	50
6.1.1	VORLIEGENDE ERGEBNISSE AUS DEM VODAMIN-VERBUND	50









6.1.2	RECHERCHE DER INTERNATIONALEN WISSENSCHAFTLICHEN LITERATUR	53
6.1.3	Kerntechnologien	53
6.2	STATUS (MIKRO-)BIOLOGISCHER REINIGUNGSVERFAHREN	54
6.2.1	AEROBE KONSTRUIERTE FEUCHTGEBIETE	54
6.2.2	ANAEROBE KONSTRUIERTE FEUCHTGEBIETE	62
6.2.3	REDUZIERENDE ALKALINITÄT PRODUZIERENDE SYSTEME	66
6.2.4	IN-SITU REAKTIVE BARRIEREN	68
6.2.5	IN-SITU REAKTIONSZONEN (STIMULATION DER HETEROTROPHEN SULFATREDUKTION)	73
6.2.6	IN-SITU ENTEISENUNG	80
6.2.7	BIOREAKTOREN – HETEROTROPHE SULFATREDUKTION	82
6.2.8	BIOREAKTOREN – AUTOTROPHE SULFATREDUKTION	87
6.2.9	BIOREAKTOREN – SCHWERTMANNIT-VERFAHREN	89
6.3	Auswahl geeigneter Reinigungsverfahren für Sachsen	92
<u>7</u>	BEWERTUNG (MIKRO-)BIOLOGISCHER REINIGUNGSVERFAHREN	95
7.1	STECKBRIEFE	95
7.2	BEWERTUNGSTABELLEN	95
7.3	GEGENÜBERSTELLUNG DER VERFAHREN	98
8	FALLBEISPIELE ZUR UMSETZUNG UND MACHBARKEIT DER REINIGUNGSVER	FAHREN
IN SA	CHSEN	105
		4.0.1

8.1	METHODEN ZUR ENTFERNUNG VON CADMIUM UND ARSEN AUS DER WASSERPHASE	106
8.2	BEHANDLUNG EINES OBERFLÄCHENGEWÄSSERS	107
8.2.1	BEISPIELHAFTE FELDSITUATION	107
8.2.2	ABLEITUNG EINER BEHANDLUNGSSTRATEGIE	110
8.2.3	DIMENSIONIERUNG EINER ANLAGE	112
8.3	BEHANDLUNG VON GRUNDWASSER	114
8.3.1	BEISPIELHAFTE FELDSITUATION	114
8.3.2	ABLEITUNG EINER BEHANDLUNGSSTRATEGIE	115

9	LITERATURVERZEICHNIS	1	17
_			

10	ANLAGEN

10.1	Normen und Grenzwerte	VII
10.2	BERGBAUBEEINFLUSSUNG VON GRUNDWASSERKÖRPERN	IX
10.3	BERGBAUBEEINFLUSSUNG VON OBERFLÄCHENWASSERKÖRPERN	XII
10.4	KENNWERTE BESCHAFFENHEIT BERGBAUBEEINFLUSSTER GWK	XVII
10.5	KENNWERTE BESCHAFFENHEIT BERGBAUBEEINFLUSSTER OWK	XXX
10.6	Steckbriefe	XLII
10.7	BEWERTUNG DER VERFAHREN FÜR GWK-BELASTUNGSGRUPPEN	LVII
10.8	BEWERTUNG DER VERFAHREN FÜR OWK-BELASTUNGSGRUPPEN	LXVII





LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE



VI







LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE



Seite | III



ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1: Landschaftseingriffe: Altbergbau (o.: Halden bei Lauta, Mittlerer Erzgebirgskreis),
Sanierungsbergbau (M.: Teilgeflutetes Restloch des Tagebaus Zwenckau), aktiver Bergbau (u.:
Umverlegung der romanischen Heuersdorfer Emmauskirche nach Borna, 31.10.2007) Fotos:
Privatarchiv A. Weber
Abbildung 2: Arbeitspakete der aktuellen Studie und generelle Abfolge der Bearbeitung9
Abbildung 3: Lokalisation der Kriterien zur Bestimmung des chemischen oder ökologischen Zustandes von
Gewässern in der GrwV und der OGewV.
Abbildung 4: Grundwasserkörper in Sachsen – chemischer Zustand lt. Bewirtschaftungsplan 2015 14
Abbildung 5: FG in Sachsen – chemischer Zustand lt. Bewirtschaftungsplan 2015.
Abbildung 6: FG in Sachsen – ökologischer Zustand lt. Bewirtschaftungsplan 2015 15
Abbildung 7: Oberflächenwasserkörper in Sachsen mit Bergbaubeeinflussung 12
Abbildung 8: Zusammenfassung der in dieser Studie untersuchten Schadstoffe, welche die Einhaltung des guten
chemischen/ökologischen Zustandes der Gewässerkörper in den Bergbauregionen Sachsens
bestimmen (s.a. Anlage 10.1 dieses Berichtes) 18
Abbildung 9: Vorgehensweise bei der Zustandsbeschreibung und Klassifizierung der Gewässerkörper nach
bergbaubedingter Schadstoffbelastung und Arbeitsparametern (mikro-)biologischer
Reinigungsverfahren in dieser Studie 20
Abbildung 10: Schema der Methode zur Gruppierung von Gewässerkörpern hinsichtlich Schadstoffen mit
Umweltqualitätsnormen und Verfahrensparametern (mikro-)biologischer Reinigungsverfahren. 28
Abbildung 11: GWK in Sachsen – schlechter chemischer Zustand nach EU-WRRL im Bewirtschaftungszeitraum
2015 durch bergbaubeeinflusste Schadstoffe (Sulfat, Cadmium, Arsen, Blei). Überlagert mit der
Lage bergbaubeeinflusster OWK und der Zuordnung zu den drei Bergbauregionen 30
Abbildung 12: GWK in Sachsen – schlechter chemischer Zustand nach EU-WRRL im Bewirtschaftungszeitraum
2015 durch Sulfat und langjährige Mittelwerte (1990–2017) an Grundwassermessstellen 31
Abbildung 13: Sulfatbelastung bergbaubeeinflusster GWK in Sachsen – Grad der Überschreitung des
Schwellenwertes der GrwV für das 90 %-Perzentil der langjährigen Mittelwerte (1990–2017) aller
Grundwassermessstellen des GWK 34
Abbildung 14: Belastungsgruppen bergbaubeeinflusster GWK in Sachsen: Kategorisierung nach Überschreitung
des Schwellenwertes der GrwV für Sulfat, Arsen, Blei, Cadmium in den langjährigen Mittelwerten
(1990–2017) der Grundwassermessstellen des GWK 36
Abbildung 15: OWK in Sachsen – Verfehlung des guten chemischen Zustandes nach EU-WRRL im
Bewirtschaftungszeitraum 2015 durch bergbaubedingte Schadstoffe (Blei, Cadmium, Nickel)
überlagert mit der Lage bergbaubeeinflusster OWK. Datengrundlage: Bewirtschaftungsplan 2015.
41
Abbildung 16: OWK in Sachsen – Verfehlung des guten ökologischen Zustandes nach EU-WRRL im
Bewirtschaftungszeitraum 2015 (flussgebietsspezifische Schadstoffe: Sulfat, pH-Wert, Eisen)
überlagert mit der Lage bergbaubeeinflusster OWK. Datengrundlage: Bewirtschaftungsplan 2015.
42
Abbildung 17: OWK in Sachsen – Verfehlung des guten ökologischen Zustandes nach EU-WRRL im
Bewirtschaftungszeitraum 2015 (allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten:
Arsen, Chrom, Kupfer, Selen, Silber, Thallium, Zink) uberlagert mit der Lage bergbaubeeinflusster
UWK. Datengrundlage: Bewirtschaftungsplan 2015 43
Abbilaung 18: UWK in Sachsen – Verjenlung des guten chemischen Zustandes nach EU-WRRL im
Bewirtschaftungszeitraum 2015 und Grad der Überschreitung der UQN 75 mg/L Sulfat an
angjanrigen Mitteiwerten (2000–2017) der Überflachenwassermessstellen 44
Abbilaung 19: Grad der Überschreitung der UUN für Sulfat in den längjahrigen Mittelwerten (2000–2017) der
122 DDD UWN. 45





LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE



Seite | II



Abbildung 20: Häufigkeitsverteilung des Grades der Überschreitung der UQN in 122 bbb OWK Sachsens. Links: Stoffgruppen, rechts: Einzelstoffe der Stoffgruppe Metalle (Me). Me _{max} : Maximale Überschreitung den 5 einzelnen UON für Cu. Ni. Cd. Ph. Zn eines OWK	in 46
Abbildung 21: Belastungsgruppen bergbaubeeinflusster OWK in Sachsen: Kategorisierung nach Überschreitung der UQN der OGewV für bergbaubedingte Parameter in den langjährigen Mittelwerten (2000– 2017) der Messstellen des OWK4	10] 47
Abbildung 22: Zusammenhänge langjähriger Mittelwerte (2000–2017) von Verfahrensparametern und Belastungsparametern in bbb OWK4	48
Abbildung 23: Einteilung der Verfahren zur Behandlung von durch Bergbau verunreinigten Fließgewässern um Grundwässern in drei Kerntechnologien	d 54
Abbildung 24: Konstruktionsschemata aerober konstruierter Feuchtgebiete. Quelle: Copyright und Genehmigur durch Finish Geological Survey (GTK 2016), angepasst. v. o. n. u.: Freiwassersystem, System mit horizontaler Bodendurchströmung, System mit vertikaler Bodendurchströmung	ıg 55
Abbildung 25: Konstruktionsschemata anaerober konstruierter Feuchtgebiete (Quelle GTK, 2018). Quelle: Copyright und Genehmigung durch Finish Geological Survey (GTK 2016), angepasst 6	53
Abbildung 26: Konstruktionsschemata RAPS (Quelle GTK, 2018) 6 Abbildung 27: Konstruktionsprinzip für klassische reaktive Barrieren und diffuse Untergrundreaktoren 6 Abbildung 28: Konstruktionsschemata für die funnel and gate und die ADAG Technologie. Quelle: Ublig (2010)	57 59
angepasst (59
Abbildung 29: Lageplan und Schema der Pilotanlage auf dem Skadodamm (Schopke et al., 2011) 7	// 78
Abbildung 31: Grundschema eines Sulfatreduktionsreaktors mit Stoffströmen, hydraulischem Strom und weiteren prozessrelevanten Elementen (Quelle: Bilek, 2013).	93
Abbildung 32: Fotografie der Versuchsanlage zur Sulfatabscheidung am Auslauf Hainer See (BioPlanta, 2012) & Abbildung 33: Schema der Versuchsanlage zur Sulfatabscheidung am Auslauf Hainer See mit Kennzeichnung de Probenahmestellen (GFI, 2012) &	34 er 85
Abbildung 34: Verfahrensschritte der autotrophen Sulfatreduktion in technischen Reaktoren(Quelle: Wagner, 2011) 8	88
Abbildung 35: Prinzip zur Behandlung bergbaubeeinflusster Grundwässer im Anstrom von Tagebaurestseen. Dargestellt ist die Bündelung und Verteilung des gesamten Grundwasserstromes sowie die Lokalisierung und Kopplung der Reaktoren im Untergrund. (Quelle: GWZ Dresden) 8	88
Abbildung 36: Technologieentwurf für eine Anlage zur Produktion von 100 t/a Schwertmannit (TS) (Quelle GEOS, 2017)9	91
Abbildung 37: Übersicht über Lage ehemaliger und aktiver Pilotversuche (mikro-)biologischer Verfahren zur Reinigung von bergbaubeeinflussten Grund- und Oberflächengewässern (ohne Seewasserbehandlung) in Sachsen.	9.3
Abbildung 38: As-Konzentration in den Böden und Sedimenten in Sachsen (Kartenausschnitt: SW- Sachsen/Erzgebirge). Quelle: LfULG: https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/download 10	95
Abbildung 39: Cd-Konzentration in den Boden und Sedimenten in Sachsen (Kartenausschnitt: SW- Sachsen/Erzgebirge). Quelle: LfULG. https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/download 10	96 07
Abbildung 40: Lage der Messstellen im OWK Mulde-4 und im GWK Obere Zschopau 10)/ na
Abbildung 42: Konzentrationen von Arsen. Blei und Cadmium an Fließgewässermessstelle 39200. 11)) ())
Abbildung 43: Stoffmengenanteile feststoffgebundener Metall(oid-)e an Fließgewässermessstelle 39200 und deren lineare Trends11	10
Abbildung 44: Schema eines möglichen Vorgehens zum Rückhalt der gesamten gelösten, kolloidal und an Sedimente gehundenen Metall(gid-)fracht in einem Fließgewässer	11
Abbildung 45: Konstruktionsprinzip für ein Kiesbett (Ouerschnitt entlang der Strömungsrichtung)	13
Abbildung 46: Konstruktionsprinzip für ein Kiesbett (Draufsicht mit Lage zum Fließgewässer)12	14
Abbildung 47: GWK mit schlechtem chemischen Zustand nach WRRL im Bewirtschaftungszeitraum 2015 für Sulfat sowie Zuordnung der Bergbauregion (bbb OWK).	_X





LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE



Seite | III



Abbildung 48: GWK mit schlechtem chemischen Zustand nach WRRL im Bewirtschaftungszeitraum 2015 für
Arsen sowie Zuordnung der Bergbauregion (bbb OWK)X
Abbildung 49: GWK mit schlechtem chemischen Zustand nach WRRL im Bewirtschaftungszeitraum 2015 für Blei
sowie zuoranung der Bergbauregion (bbb Owk)XI
Abbildung 50: GWK mit schlechtem chemischen Zustand nach WKRL im Bewirtschaftungszeitraum 2015 für Cadmium sowie Zuordnung der Berghauregion (hbb OWK)
Abbildung 51: EC in Sachson – ökologischer Zustand It. Bewirtschaftungsplan 2015 für herabaubedingte
flussgebietsspezifische Schadstoffe nach Anlage 6 OGewV (As, Ag, Cu, Th, Se, Zn) und Lage berahaubeeinflusster OWK
Abhildung 52: FG in Sachsen – ökologischer Zustand It. Rewirtschaftungsnlan 2015 für herabaubedingte
allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten nach Anlage 7 OGewV (Sulfat, Eisen, nH-Wert) und Lage berahaubeeinflusster OWK
Abbildung 52: EC in Sachson – chemischer Zustand It. Rewirtschaftungsnlan 2015 für herabaubedingte
Immultanglitätenormon (Cd. Ni. Db) und Laga horabaubaainflusstar QWK
Abbildung E4. Crad der Übergebreitung des Schwellenwertes der Crauk für Sulfat in den Jangiährigen
Abbildung 54: Grad der Oberschreitung des Schweitenwertes der Grwy Jur Suljat in den langjahrigen
Millelwerten (1990–2017) der Grundwassermessstellen des GWR XX
Abbilaung 55: Grad der Überschreitung des Schweilenwertes der Grwv für Laamium in den langjanrigen
Mittelwerten (1990–2017) der Grundwassermessstellen des GWK XXI
Abbildung 56: Grad der Überschreitung des Schwellenwertes der GrwV für Blei in den langjährigen Mittelwerten
(1990–2017) der Grundwassermessstellen des GWK XXI
Abbildung 57: Grad der Überschreitung des Schwellenwertes der GrwV für Arsen in den langjährigen
Mittelwerten (1990–2017) der Grundwassermessstellen des GWKXXII
Abbildung 58: Spannweite (10 %-Perzentil – 90 %-Perzentil) der langjährigen Mittelwerte (1990–2017) an
Grundwassermessstellen der 24 Bergbaubeeinflussten GWK. Teil 1XXII
Abbildung 59: Spannweite (10 %-Perzentil – 90 %-Perzentil) der langjährigen Mittelwerte (1990–2017) an
Grundwassermessstellen der 24 Bergbaubeeinflussten GWK. Teil 2XXIII
Abbildung 60: Spannweite (10 %-Perzentil – 90 %-Perzentil) der langjährigen Mittelwerte (1990–2017) an
Grundwassermessstellen der 24 Bergbaubeeinflussten GWK. Teil 3XXIII
Abbildung 61: Spannweite (10 %-Perzentil – 90 %-Perzentil) der langjährigen Mittelwerte (1990–2017) an Grundwassermessstellen der 24 Berabaubeeinflussten GWK. Teil 4. XXIV
Abhildung 62: Spannweite (10 %-Perzentil – 90 %-Perzentil) der langiährigen Mittelwerte (1990–2017) an
Grundwassermessstellen der 24 Bergbaubeeinflussten GWK. Teil 5 XXIV
Abbildung 63: Spannweite (10 %-Perzentil – 90 %-Perzentil) der langjährigen Mittelwerte (1990–2017) an
Grundwassermessstellen der 24 Bergbaubeeinflussten GWK. Teil 6XXV
Abbildung 64: Spannweite (10 %-Perzentil – 90 %-Perzentil) der langjährigen Mittelwerte (1990–2017) an
Grundwassermessstellen der 24 Bergbaubeeinflussten GWK. Teil 7XXV
Abbildung 65: Spannweite (10 %-Perzentil – 90 %-Perzentil) der langjährigen Mittelwerte (1990–2017) an
Grundwassermessstellen der 24 Bergbaubeeinflussten GWK. Teil 8XXVI
Abbildung 66: Spannweite (10 %-Perzentil – 90 %-Perzentil) der langjährigen Mittelwerte (1990–2017) an
Grundwassermessstellen der 24 Bergbaubeeinflussten GWK. Teil 9XXVI
Abbildung 67: Spannweite (10 %-Perzentil – 90 %-Perzentil) der langjährigen Mittelwerte (1990–2017) an
Grundwassermessstellen der 24 Bergbaubeeinflussten GWK. Teil 10 XXVII
Abbildung 68: Spannweite (10 %-Perzentil – 90 %-Perzentil) der langjährigen Mittelwerte (1990–2017) an
Grundwassermessstellen der 24 Bergbaubeeinflussten GWK. Teil 11 XXVII
Abbildung 69: Spannweite (10 %-Perzentil – 90 %-Perzentil) der langjährigen Mittelwerte (1990–2017) an
Grundwassermessstellen der 24 Bergbaubeeinflussten GWK. Teil 12 XXVIII
Abbildung 70: Spannweite (10 %-Perzentil – 90 %-Perzentil) der langjährigen Mittelwerte (1990–2017) an
Grundwassermessstellen der 24 Bergbaubeeinflussten GWK. Teil 13 XXVIII
Abbildung 71: Grad der Überschreitung der UQN für Arsen in den langjährigen Mittelwerten (2000–2017) der
bbb OWK XXXIV

Abbildung 72: Grad der Überschreitung der UQN für Cadmium in den langjährigen Mittelwerten (2000–2017) der bbb OWK. Die JD-UQN von Cadmium hängt von der Wasserhärteklasse des OWK ab_____ XXXIV









Abbildung 73: Grad der	Überschreitung der UQN für Chrom in den langjährigen Mittelwerten (2000–2017)	der
bbb OWK.		XXXV
Abbildung 74: Grad der	Überschreitung der UQN für Kupfer in den langjährigen Mittelwerten (2000–2017)) der
bbb OWK.		XXXV
Abbildung 75: Grad der	Überschreitung der UQN für Eisen in den langjährigen Mittelwerten (2000–2017) c	ler
bbb OWK.		XXXVI
Abbildung 76: Grad der	Überschreitung der UQN für Nickel in den langjährigen Mittelwerten (2000–2017)	der
bbb OWK.		XXXVI
Abbildung 77: Grad der	Überschreitung der UQN für Blei in den langjährigen Mittelwerten (2000–2017) de	r bbb
OWK	y	XXVII
Abbildung 78: Grad der	Überschreitung der UQN für pH-Wert in den langjährigen Mittelwerten (2000–201	7) der
OWK	y	XXVII
Abbildung 79: Grad der	Überschreitung der UQN für Sulfat in den langjährigen Mittelwerten (2000–2017)	der
OWK	X	XXVIII
Abbildung 80: Grad der	Überschreitung der UQN für Zink in den langjährigen Mittelwerten (2000–2017) de	er
OWK	X	XXVIII
Abbildung 81: Langjähri	ige Mittelwerte (2000–2017) der elektrischen Leitfähigkeit in bbb OWK	XXXIX
Abbildung 82: Langjähri	ige Mittelwerte (2000–2017) der Nitratkonzentration in bbb OWK	XXXIX
Abbildung 83: Langjähri	ige Mittelwerte (2000–2017) der Sauerstoffkonzentration in bbb OWK	XL







- TABELLENVERZEICHNIS -



TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1: Verwendete Datenquellen zur Zustandsbeschreibung der GK in Sachsen – Geodaten. ^a : Geodaten
Tahollo 2: Verwendete Datenquellen zur Zustandsheschreihung der CK in Sachsen – Reschaffenheitsdaten 4:
Datennlattform iD4: https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/infosusteme/ida
Tabollo 3: Chomischer Zustand CWK – Elächonanteil
Tabelle A: Chemischer und ökologischer Zustand der EC in Sachsen It. Rewirtschaftungenlan 2015 – Anteil an der
Länge der Elieft gewässer () gusgewählte allgemein chemisch nhusikalische Qualitätskomponenten
b. ausaewählte flussaehietsspezifische Schadstoffe
Tabelle 5: Immobilisierungswege der herabaubedingten Schadstoffe 20
Tabelle 6: Parameter zur der Klassifizierung der Cowässerkörner ihre Quellen und Finschränkungen 26
Tabelle 7: Chemische Parameter der Grundwassermessstellen die zur Unterteilung der GWK nach relevanten
Verfahrensparametern der (m)bRV herangezogen wurden und deren Bedeutung für die (m)bRV. a: auch für die OWK, z. T. schon als Schadstoff.
Tabelle 8: Statistische Kennwerte über die lanaiährigen Mittelwerte an Grundwassermessstellen in den GWK –
Auszua des Datensatzes. #: Anzahl der Messstellen. MW: Mittelwert. nXX: XX-% Perzentil.
Tabelle 9: Langjährige Mittelwerte und 90 %-Perzentile der Konzentrationen von Sulfat, Arsen, Blei, Cadmium in den bergbaubeeinflussten GWK. MW: Mittelwert, p90: 90 %-Perzentil, ML: Moränenlandschaft. Bbb: Bergbaubeeinflussung. 32
Tabelle 10: Belastungsgruppen der GWK – Kategorisierung nach welchem Grad das 90 %-Perzentil der Konzentrationen in den GWK die Schwellenwerte der GrwV für bergbaubedingte Schadstoffe überschreitet. Leere Zellen: p90 kleiner oder gleich UQN. Datengrundlage: Werte 1990–2017, iDA. 34
Tabelle 11: Kategorisierung der GWK nach Grad der Überschreitung der Schwellenwerte der GrwV für bergbaubedingte Schadstoffe (Belastungsgruppen). Basis ist das 90 %-Perzentil über die langjährigen Mittelwerte aller Messstellen in einem GWK. Bbb: Bergbaubeeinflussung 35
Tabelle 12: Gruppierung der 24 bbb GWK nach Belastungsgruppen bbb Schadstoffe Sulfat, Arsen, Blei, Cadmium
und Verfahrensparametern (m)bRV 38
Tabelle 13: Statistische Kennwerte über die langjährigen Mittelwerte an Messstellen in den OWK – Auszug des Datensatzes für Parameter Sulfat an sieben OWK. #: Anzahl der Messstellen, MW: Mittelwert, pXX:
XX. Perzentil. B.: Bach 44
Tabelle 14: Häufigkeitsverteilung des Grades der Überschreitung der UQN in 122 bbb OWK Sachsens. Me _{max} : Maximum der UQN-Überschreitung für die Metalle Cu, Ni, Cd, Pb, Zn im OWK. Für den pH-Wert wurden Bereiche festgelegt, die UQN schreibt einen pH-Bereich von 5,5–8,5 vor. kursiv: Finzelnarameter der Crume Metalle
Tabolla 15: Bolastungsgruppen der hbh OWK – Katagorisierung für welche hbh Schadstoffgruppen die
langjährigen Mittelwerte die UQN der OGewV in den OWK überschritten wird. Datengrundlage: Werte 2000–2017 47
Tabelle 16: Gruppierung der 122 bbb OWK nach Belastungsgruppen bbb Schadstoffe (Arsen, Eisen, Metalle, Sulfat) und Verfahrensparametern (m)bRV. Metalle umfasst in dieser Gruppierung die Einzelstoffe Cu, Ni, Cd, Pb, Zn.
Tabelle 17: Ergebnisse aus Studien des Vorgänger-Vorhabens VODAMIN in Bezug auf betrachtete
Reinigungsverfahren – Kategorisierung und Benennung der dort untersuchten (mikro-)biologischen Verfahren51
Tabelle 18: Ergebnisse aus Studien des Vorgänger-Vorhabens VODAMIN in Bezug auf betrachtete
(mikro-)biologische Reinigungsverfahren – Verfahrensstand bis 2012, Chancen und Hindernisse. Quellen: VODAMIN TP 04: DGFZ (2012), VODAMIN TP 09: Wolkersdorfer 2013). 52









Tabelle 19: Kennzahlen Fallbeispiele aerobe konstruierte Feuchtgebiete. a: Angabe bestehend	ler Laufzeit und
Status, falls nicht full scale, ^b : $Q \mid t_a$: Durchfluss oder Aufenthaltszeit, je nach Ang	jabe in Quelle, ^c :
Angabe von StartEndkonzentration, oder gereinigter Ausgangskonzentratior	1 oder spezifische
Reinigungsleistung als Masse/Fläche/Zeit je nach Angabe in Quelle. ^d : nach Vori	behandlung Imhoff-
Tank (Absetzbecken)	56

- Tabelle 20: Kennzahlen Fallbeispiele anaerobe konstruierte Feuchtgebiete. a: Angabe bestehender Laufzeit und Status, falls nicht full scale, b: Q | ta: Durchfluss oder Aufenthaltszeit, je nach Angabe in Quelle, c: Angabe von Start-...Endkonzentration, oder gereinigter Ausgangskonzentration oder spezifische Reinigungsleistung als Masse/Fläche/Zeit je nach Angabe in Quelle, d: im Gesamtsystem mit vor-, nachgeschalteten Becken, e: Bei .../m³ Bezug auf Raumvolumen. Aci: Azidität als CaCO₃.
- Tabelle 21: Kennzahlen Fallbeispiele in-situ reaktiver Barrieren. a: Angabe bestehender Laufzeit und Status, falls nicht full scale, b: Q | ta: Durchfluss oder Aufenthaltszeit, je nach Angabe in Quelle, c: Breite × Höhe × Tiefe, Tiefe entlang Strömungsweg Grundwasser, d: Angabe von Start-...Endkonzentration, oder gereinigter Ausgangskonzentration oder spezifische Reinigungsleistung als Masse/Fläche/Zeit je nach Angabe in Quelle._______72
- Tabelle 22: Kostenübersicht der Pilotanlage Ruhlmühle im eingefahrenen Regelbetrieb. (Quelle: Tab. 9.3 in FIB,

 2018).
 78
- Tabelle 23: Geschätzte Investitionskosten für eine 350 m lange Behandlungsstrecke zur in-situ Stimulation der

 heterotrophen Sulfatreduktion (Quelle: FIB, 2018).

 79
- Tabelle 24: Kennzahlen Fallbeispiele von in-situ Reaktionszonen. ^a: Angabe bestehender Laufzeit und Status, falls nicht full scale, ^b: Q | v_a: Durchfluss oder Abstandsgeschwindigkeit, je nach Angabe in Quelle, ^c: Dimension je nach genutzter Injektionstechnologie, ^d: Angabe von Start-...Endkonzentration, oder gereinigter Ausgangskonzentration oder spezifische Reinigungsleistung als Masse/Fläche/Zeit je nach Angabe in Quelle, ^e: EOS: emulsified oil substrate, emulgierte Öle, ^f: Alc = Alkalinität als CaCO₃. 79
- Tabelle 25: Vor- und Nachteile von Verfahren der unterirdischen Enteisenung.__

 Tabelle 26: Kennzahlen Fallbeispiele von Reaktoren zur autotrophen und heterotrophen Sulfatreduktion. a:

 Angabe bestehender Laufzeit und Status, falls nicht full scale, b: Q | ta: Durchfluss oder

 Aufenthaltszeit, je nach Angabe in Quelle, c: Dimension je nach genutzter Injektionstechnologie, d:

 Angabe von Start-...Endkonzentration, oder gereinigter Ausgangskonzentration oder spezifische

 Reinigungsleistung je nach Angabe in Quelle, c: UASB upflow anaerobic sludge blanket reactor

 (Wirbel- oder Schlammbettreaktor).

 86

 Tabelle 27: Bewertungsmatrix: Grundwasserkörper-Belastungsgruppen und tendenzielle Eignung (mikro-)biologischer Verfahren für die Beschaffenheitssituation im GWK.______97

 Tabelle 28: Bewertungsmatrix: Oberflächenwasserkörper-Belastungsgruppen und tendenzielle Eignung (mikro

- biologischer Verfahren für die Beschaffenheitssituation im OWK.______100
- Tabelle 29: Synoptische Darstellung von Kosten und Umwelteinflüssen der untersuchten (mikro-)biologischen Reinigungsverfahren aus den untersuchten Quellen. kursiv: Angaben aus nur einer Quelle verwendbar. ª: ggf. zur Stützung der Einfahrphase.______101
- Tabelle 30: Mittlere Beschaffenheit an den Fließgewässermessstellen im OWK Mulde-4 für den Zeitraum 2000 bis

 2017. Dunkelrot: Überschreitung der UQN.

 108
- Tabelle 31: Dimensionierung des Kiesbettes.______113

 Tabelle 32: Langjährige Mittelwerte an Messstellen im Grundwasserkörper Obere Zschopau (GWK DESN_FM 4

 3). Leere Zelle: keine Messwerte. ______115
- Tabelle 33: Normen und Grenzwerte für relevante Wasserinhaltsstoffe dieser Studie. ^a: Schwebstoff oder Sediment, ^b: abgeleitet aus TrinkwV (2001), ^c: Element und Verbindungen, ^d: je nach Wasserhärteklasse, ^e: für Wasserhärteklasse II, ^f: nach added risk approach, ^g: abgeleitet aus Hintergrundwert, ^h: je nach Gewässertyp Anlage 1 Nr. 2.1, ⁱ: Cr-III, ^j:
 - http://www.smul.sachsen.de/de/wu/umwelt/lfug/lfug-internet/documents/Gesamtdokument.pdf, ^k: pers. Mitteilung, zitiert in TUBAF (2009).________VII
- Tabelle 34: Grundwasserkörper mit schlechtem chemischen Zustand nach WRRL im Bewirtschaftungszeitraum 2015 mit Angabe der verursachenden Stoffe sowie Zuordnung der Bergbauregion. Einschränkung







81



auf durch Bergbau verursachte Stoffe: As, Cd, Pb, Sulfat. Bbb: Bergbaubeeinflussung, BK:	
Braunkohlebergbau, OS: Ostsachsen, WS: Westsachsen, AB: Altbergbau, SK: Steinkohlebe	ergbauIX
Tabelle 35: Oberflächenwasserkörper mit Bergbaubeeinflussung und nicht gutem Zustand nach WRRI	L für den
Bewirtschaftungszeitraum 2015. Mit Angabe der verursachenden Stoffe sowie Zuordnur	ig der
Bergbauregion. Bbb: Bergbaubeeinflussung, AB: Altbergbau, BK: Braunkohlebergbau, O	S:
Ostsachsen, WS: Westsachsen, SK: Steinkohlebergbau	XII
Tabelle 36: Statistische Kennwerte der Beschaffenheit Bergbaubeeinflusster GWK. #: Anzahl Messstell	en, pXX
bzw. MW: xx %-Perzentil bzw. Mittelwert über die Mittelwerte (1990–2017) an den Mes	sstellen
eines GWK	XVII
Tabelle 37: Fortsetzung von Tabelle 36,	XVIII
Tabelle 38: Fortsetzung von Tabelle 36,	XIX
Tabelle 39: Anzahl der OWK mit Umfang der Datenmenge je Parameter	XXX
Tabelle 40: Mittelwerte (2000-2017) je bergbaubeeinflusstem OWK und Parameter. Leere Zellen: kein	е
Messwerte. MG: Mühlgraben	XXXI
Tabelle 41: Spannweite der Mittelwerte (2000-2017) in Parametern der OWK-Gruppen. Leere Zellen:	keine
Messwerte	XLI
Tabelle 42: Bewertung Verfahren: GWK-Belastungsgruppe Sulfat	LVIII
Tabelle 43: Bewertung Verfahren: GWK-Belastungsgruppe Sulfat – Cadmium (anoxisch)	<i>LIX</i>
Tabelle 44: Bewertung Verfahren: GWK-Belastungsgruppe Sulfat – Cadmium (aerob)	<i>LX</i>
Tabelle 45: Bewertung Verfahren: GWK-Belastungsgruppe Sulfat – Cd – Pb (anoxisch)	LXI
Tabelle 46: Bewertung Verfahren: GWK-Belastungsgruppe Sulfat – Cd – Pb (aerob)	LXII
Tabelle 47: Bewertung Verfahren: GWK-Belastungsgruppe Cadmium überprägt	LXIII
Tabelle 48: Bewertung Verfahren: GWK-Belastungsgruppe Cadmium – Arsen	LXIV
Tabelle 49: Bewertung Verfahren: GWK-Belastungsgruppe Cadmium	<i>LXV</i>
Tabelle 50: Bewertung Verfahren: GWK-Belastungsgruppe Arsen	<i>LXVI</i>
Tabelle 51: Bewertung Verfahren: OWK-Belastungsgruppe Arsen – Eisen – Metalle	LXVIII
Tabelle 52: Bewertung Verfahren: OWK-Belastungsgruppe Arsen – Eisen – Sulfat – Metalle	<i>LXIX</i>
Tabelle 53: Bewertung Verfahren: OWK-Belastungsgruppe Arsen – Metalle	<i>LXX</i>
Tabelle 54: Bewertung Verfahren: OWK-Belastungsgruppe Arsen – Sulfat – Metalle	LXXI
Tabelle 55: Bewertung Verfahren: OWK-Belastungsgruppe Eisen	<i>LXXII</i>
Tabelle 56: Bewertung Verfahren: OWK-Belastungsgruppe Eisen – Metalle	LXXIII
Tabelle 57: Bewertung Verfahren: OWK-Belastungsgruppe Eisen – Sulfat	LXXIV
Tabelle 58: Bewertung Verfahren: OWK-Belastungsgruppe Eisen – Sulfat – Metalle	<i>LXXV</i>
Tabelle 59: Bewertung Verfahren: OWK-Belastungsgruppe Metalle	<i>LXXVI</i>
Tabelle 60: Bewertung Verfahren: OWK-Belastungsgruppe Sulfat	LXXVII
Tabelle 61: Bewertung Verfahren: OWK-Belastungsgruppe Sulfat – Metalle	LXXVIII









ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

(m)bRV	(mikro-)biologische Reinigungsverfahren
ADAG	active drain and gate
AG	Auftraggeber
AN	Auftragnehmer
AP	Arbeitspaket
bbb. Bbb	berghaubeeinflusst. Berghaubeeinflussung
BBergG	Bundesheraaesetz
CSB	chemischer Sauerstoffhedarf
DGEZ	Dresdner Grundwasserforschungszentrum e. V
	alöstor organischer Kohlonstoff
DUC	
EHS	Elsennyaroxia-Schlamm
FG	Filebgewasser
FGK	Fließgewasserkorper
FHM	Flockungshilfsmittel
GFS	Geringfügigkeitsschwellenwert
GH	Gesamthärte
GK	Gewässerkörper
GrwV	Verordnung zum Schutz des Grundwassers (Grundwasserverordnung)
GW	Grundwasser
GWK	Grundwasserkörper
GWL	Grundwasserleiter
GWRA	Grubenwasseraufbereitungsanlage
HDS	high density sludge (Findickerschlamm)
HG	Hintergrundwert
	interdisziplinäre Daten und Auswertungen (Datenportal des I fill G)
	1 = 1 = 1 = 1 = 1 = 1 = 1 = 1 = 1 = 1 =
KDO.Z	Dasenkapazität eines Wassers bis ph-wert 8,2
KS4.3	Saurekapazitat eines wassers dis pH-wert 4,3
	elektrische Leitfähigkeit
LF20	elektrische Leitfahigkeit bei 20 °C
LfULG	Sachsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
mb	mikrobiologisch
MHQ	mittlerer Hochwasserabfluss
MQ	mittlerer Abfluss
MST	Messstelle
MW	Mittelwert
OGewV	Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerver-
	ordnung)
OW	Oberflächengewässer
OWK	Oberflächenwasserkörper
n10	10 %-Perzentil
n50	50 %-Perzentil
n90	90 %-Perzentil
DBCM	Pflanzenbehandlungs- und Schutzmittel
	realitive Parriere, realitive Wand (normaphic reactive barrier)
PRD	Qualitätekompananta
	Qualitätskomponente
QIN-V	Qualitatsnorm-vorschlag
KAPS	reducing and aikalinity producing system (reduzierendes Aikalinitatssystem)
SK	Suiratreauktion
5W	Schwellenwert
T	Temperatur
TIC	gesamter anorganischer Kohlenstoff







ТОС	gesamter organischer Kohlenstoff
TW	Trinkwasser
UQN	Umweltqualitätsnorm
UASB	upflow anaerobic sludge blanket reactor (Wirbel- oder Schlammbettreaktor).
VEM	Vattenfall Europe Mining
WBA	Wasserbehandlungsanlage
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
ZHK-UQN ZVI	zulässige Höchstkonzentration Umweltqualitätsnorm nach \rightarrow OGewV elementares Eisen, Eisen ⁰ (<i>zero valent iron</i>)









1 ZUSAMMENFASSUNG UND FAZIT

Die Bergbaubeeinflussung von Gewässern in Sachsen ist in der Regel entweder so großflächig (Lausitzer und Mitteldeutsche Braunkohlereviere) oder so alt (Altbergbau Erzgebirge), dass eine vollständige Sanierung der Quelle der Kontamination nicht (mehr) möglich ist. Die Beeinflussung der Wasserqualität beruht dabei meist auf der vom Sauerstoff ausgelösten Oxidation von Sulfiden mit der nachfolgenden Mobilisierung von Sulfat, Eisen und anderen Metallen, Metalloiden sowie der Freisetzung von Azidität.

Die vorliegende Studie ist im Vita-Min Verbund als Teilprojekt 1.9 eingeordnet. Ziel ist es, die Eignung (mikro-)biologischer Reinigungsverfahren für die typisch sächsischen vom Bergbau beeinflussten Grund- und Oberflächenwasserkörper zu bewerten. Dabei sollten neben technischen Randbedingungen vor allem auch ökonomische Aspekte recherchiert werden. Die Gewässerkörper waren dazu vorab hinsichtlich ihrer Belastungssituation und Anforderungen der mikrobiologischen Reinigungsverfahren zu charakterisieren. Im Folgenden werden die einzelnen Aufgaben der vorliegenden Studie aufgeführt und die wesentlichen Ergebnisse dazu dargestellt.

Zustand der Gewässerkörper

Der Zustand der Grundwasserkörper (GWK) und der sich aus Fließgewässerabschnitten ergebenden Oberflächenwasserkörper (OWK) in Sachsen zum Zeitpunkt des Bewirtschaftungszyklus 2015 wurde dargestellt.

- E1. Bezogen auf die Fläche des Freistaates sind 41 % der Grundwasserkörper im guten und 59 % im schlechten chemischen Zustand nach Grundwasserverordnung (GrwV).
- E2. Bezogen auf die Fließgewässerlänge ist der chemische Zustand der Fließgewässer zu 99 % nicht gut; der ökologische Zustand verfehlt auf 97 % den guten Zustand nach Oberflächengewässerverordnung (OGewV).

Bergbaubedingtes Schadstoffspektrum

Anhand der in der GrwV und OGewV festgelegten Parameter zur Bestimmung des guten chemischen/ökologischen Zustandes und der typischen Bergbausituation in Sachsen wurde ermittelt, welche Gütekriterien auf eine Bergbaubeeinflussung zurückführbar sind.

- E3. Es wurden **bergbaubedingte Schadstoffe** ermittelt. Diese umfassen (kursiv: Qualitätsnorm auch für Grundwasser, alle anderen nur Oberflächengewässer):
 - pH-Wert,
 - Sulfat,
 - Eisen,
 - weitere Metalle: Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Selen, Silber, Zink,
 - Arsen.
- E4. Bei 24 (und damit etwa einem Drittel der) GWK sowie 122 (und damit etwa einem Sechstel der) OWK wurde der gute chemische bzw. ökologische Zustand aufgrund der Nichterfüllung der Gütekriterien u. a. dieser Stoffe verfehlt.









E5. Diese OWK und GWK wurden für die folgende Bearbeitung als **bergbaubedingt be**einflusste Gewässerkörper weiter betrachtet.

Methode zur Darstellung der langjährigen Belastungssituation der Wasserkörper

Für die vom Bergbau beeinflussten Gewässerkörper wurde die typische, langjährige Belastungssituation sowie die Beschaffenheit hinsichtlich der Verfahrensparameter der Reinigungsverfahren herausgearbeitet. Dazu wurden Konzentrationsdaten des LfULG für die Messstellen in den Gewässerkörpern ausgewertet. Soweit möglich, wurde die Situation für die Belastungsschwerpunkte in den Gewässerkörpern dargestellt. Folgende Methodik wurde angewandt:

- E6. Zur Darstellung der langjährigen Belastungssituation wurde zunächst eine zeitliche Aggregation durchgeführt: Es wurden die langjährigen Mittelwerte an allen Messstellen berechnet. Für die Oberflächenwasser-Messstellen wurde der Zeitraum 2000–2017 zugrunde gelegt und für die (über die Zeit gleichförmiger reagierenden) Grundwasser-Messstellen der Zeitraum 1990–2017.
- E7. In einem zweiten Schritt wurde eine räumliche Aggregation mit diesen zeitlichen Mittelwerten vorgenommen, indem Mittelwerte und Perzentile über die Messstellen in den Gewässerkörpern berechnet wurden. Für die GWK konnten aufgrund der höheren Messstellenzahl je Wasserkörper die Belastungsschwerpunkte als 90%-Perzentile der Schadstoffkonzentrationen ermittelt werden. Für die OWK wurden Mittelwerte zur Charakterisierung der Belastung verwendet, weil oft weniger als fünf Messstellen je OWK vorhanden waren.

Ableitung von Belastungsgruppen der Gewässerkörper

Die Beschaffenheit der Oberflächenwasser- und Grundwasserkörper hinsichtlich der abgeleiteten bergbaubedingten Schadstoffe wurde charakterisiert und in Karten und Tabellen dargestellt. Aus dieser Charakteristik der langjährigen Beschaffenheit in den Wasserkörpern wurden **Belastungsgruppen der OWK und GWK** abgeleitet. Diese Belastungsgruppen wurden, wo nötig, in Untergruppen unterteilt, wenn dies hinsichtlich wichtiger Verfahrensparameter der später dargestellten Reinigungsverfahren von Bedeutung war.

- E8. Es ergaben sich sieben Hauptgruppen für die Belastung der GWK mit Unterteilung in Untergruppen für den Redoxzustand.
- E9. Für die OWK wurden elf Belastungsgruppen abgeleitet.

Recherche zu geeigneten mikrobiologischen Reinigungsverfahren vom Bergbau beeinflusste Grund- und Oberflächenwasserkörper unter den typisch sächsischen Verhältnissen

Basierend auf den Ergebnissen des VODAMIN-Vorhabens wurden Verfahren zur Reinigung der eben ermittelten bergbaubedingten Schadstoffe recherchiert. Der Schwerpunkt lag auf der Suche nach Verfahren mit fortgeschrittenem Entwicklungsstatus sowie der Darstellung ihrer potenziellen Leistungsfähigkeit unter den ermittelten, typisch sächsischen Bedingungen.

E10. Die in dieser Studie zu untersuchenden Verfahren beruhen auf der primären Wirkung von Mikroorganismen oder Pflanzen. Sie wurden als **(mikro-)biologische Verfahren**, (m)bRV, definiert.









- E11. Die ermittelten bergbaubedingten Schadstoffe sind anorganisch und können mit Ausnahme von Sulfat nicht abgebaut, sondern lediglich in weniger mobile Formen umgewandelt (immobilisiert) werden.
- E12. Als **mikrobiologisch induzierte Kernprozesse** kommen dafür Sulfatreduktion und Eisenoxidation in Betracht. Im Zuge dieser Reaktionen werden die Schadstoffe direkt oder indirekt in weniger lösliche Stoffe (z. B. Metallsulfide, Eisenhydroxide und Sorption daran) umgewandelt. Die Technologie der (m)bRV beruht somit darauf, Bedingungen zu schaffen, welche die mikrobiell katalysierten Kernprozesse ermöglichen.
- E13. Von den recherchierten **erprobten Behandlungsverfahren** wurden folgende als potenziell für sächsische Verhältnisse als geeignet erachtet:
 - Aerobe konstruierte Feuchtgebiete,
 - Anaerobe konstruierte Feuchtgebiete,
 - in-situ reaktive Barrieren,
 - in-situ Reaktionszonen (heterotrophe Sulfatreduktion),
 - Technischer Reaktor autotrophe Sulfatreduktion,
 - Technischer Reaktor heterotrophe Sulfatreduktion,
 - Technischer Reaktor Schwertmannitverfahren.
- E14. In der publizierten Literatur wurde nur ein sehr geringer Anteil von Studien gefunden, der auch Aussagen zu Kosten macht. Diese waren dann wiederum in vielen Fällen nicht so umfassend ausgewiesen, dass sie untereinander vergleichbar wären.

Stand (mikro-)biologischer Reinigungsverfahren bergbaubeeinflusster Wässer in Sachsen

Für die in Sachsen bekannten Pilotvorhaben zur Reinigung bergbaubelasteter Wässer mit biologischen Verfahren wurden zugängliche Unterlagen zusammengetragen und in die Recherche und Bewertung der Verfahren einbezogen.

- E15. In Sachsen haben die Sanierungsträger LMBV mbH und Wismut GmbH Versuche mit biologischen Reinigungsverfahren an bergbaubeeinflussten Grundwasserströmen und oberflächlich gefassten Bergbauwässern bzw. Abströmen aus Tagebaurestseen durchgeführt.
- E16. Diese in Sachsen unternommenen **Pilotvorhaben** sind von den Sanierungsträgern (soweit bekannt) aus wirtschaftlichen Gründen beendet worden.

Möglichkeiten der Umsetzung mikrobiologischer Reinigungsverfahren anhand von Fallbeispielen

Für einen Oberflächenwasserkörper und einen Grundwasserkörper wurden in Form fiktiver **Fallbeispiele** die Möglichkeiten der Behandlung von mit Cadmium und Arsen belasteten Wässern bewertet. Auch diese Betrachtung zeigt Folgendes:

- E17. Der Einsatz mikrobiell basierter Verfahren ist nur für lokale Einsätze und die Behandlung kleiner Volumenströme geeignet.
- E18. Aufgrund der geringen Stoffumsatzraten ist mit einem großen Flächenverbrauch zu rechnen.









- E19. Die Abscheidung von (nicht abbaubaren) Metall(oid-)en aus der Wasserphase produziert immer auch geologische Körper, Sedimente oder Schlämme, die mit den abgeschiedenen Stoffen angereichert sind und für die ein Verwertungs-, Nutzungs- oder Entsorgungspfad gefunden werden muss.
- E20. Durch den Einsatz dieser Verfahrensgruppe ist nicht per se mit einer Senkung des Betreuungsaufwandes und der Betriebskosten zu rechnen.

Bewertung der Reinigungsverfahren hinsichtlich ihrer Geeignetheit für die sächsischen Verhältnisse

Für die (m)bRV wurden **Steckbriefe** erstellt, welche wesentliche Merkmale der Verfahren zusammenfassen sowie Tabellen und **Matrices**, in denen abgeschätzt wurde, inwieweit die einzelnen Verfahren in der Lage sind, in den Wasserkörper-Belastungsgruppen zu einer Reinigung zu führen. Diese Bewertungen beruhen auf den zuvor ermittelten typischen Belastungen in den Gewässerkörpern. Die Grenzen dieser Zusammenstellungen wurden ebenfalls dargestellt.

Prinzipiell können die meisten der untersuchten (mikro-)biologischen Reinigungsverfahren die Konzentrationen der bergbaubedingten Schadstoffbelastung **mindern**. Jedes der Verfahren hat dabei seine spezifischen Fähigkeiten und Einschränkungen die sich weiter eingrenzen, wenn die Reinigung bis zum Unterschreiten der jeweiligen Normen der GrwV oder OGewV gewährleistet werden soll. Als generelles **Hindernis für eine umfängliche Anwendung** in Sachsen werden folgende Aspekte gesehen:

- E21. Die mikrobiellen Prozesse unterliegen einer temperaturabhängigen **Reaktionsgeschwindigkeit**. Diese ist in der Regel geringer als in chemischen Verfahren, was durch größere Reaktionsräume kompensiert werden muss. Insbesondere in Höhenlagen des Erzgebirges wären biologische Prozesse, die der Außentemperatur ausgesetzt sind, dafür anfällig in Kälteperioden zum Erliegen zu kommen.
- E22. In allen Verfahren, die auf der Etablierung heterotropher Sulfatreduktion basieren, muss eine verwertbare **Kohlenstoffquelle** zuführt werden. Dies muss entweder (bei durchströmten, feststoffbasierten Materialen) ein langfristig verfügbares und dauerhaft gut durchlässiges Material oder (bei Injektion als Fluid) eine gut verwertbare Kohlenstoffquelle sein. Kostengünstige Substanzen für deren dauerhafte Einleitung eine Genehmigung sicher erwartet werden kann, sind nicht in Sicht.
- E23. Bei allen Verfahren, welche die mikrobielle Sulfatreduktion nutzen, muss vorab **Sauerstoff** und ggf. Nitrat aus dem Wasser (z. B. durch mikrobielle Prozesse) entfernt werden. Im Oberflächenwasser und häufig auch im Grundwasser liegen aerobe Verhältnisse vor, so dass hiermit ein zusätzlicher Aufwand entsteht.
- E24. Es ist prinzipiell nicht angeraten in oxischen Grundwässern anoxische Zonen/Bereiche zu schaffen. Die entstehenden Reaktionsprodukte, in denen die Schadstoffe immobilisiert sind, unterliegen nach Rückkehr zu den ursprünglichen Redox-Verhältnissen nach Beendigung der Behandlung der Gefahr der **Rücklösung**.
- E25. Für die Reinigung von Fließgewässern ist zu beachten, dass die meisten untersuchten Schadstoffe (Metalle und Metalloide) vor allem **feststoffgebunden in der Gewässersohle** vorliegen und so auch transportiert werden. Es findet ein dynamischer Austausch zwischen diesen sedimentgebundenen und mobilen (gelösten und schwebstoff-









gebundenen) Schadstoffen statt. Alle bekannten untersuchten Reinigungsverfahren behandeln jedoch in erster Linie die mobile Wasserphase.

Für den Einsatz mikrobiell basierter Verfahren werden vor allem bei der lokalen Behandlung von Hotspots, wie zum Beispiel austretender Haldenwässer in konstruierten Feuchtgebieten oder in-situ Verfahren zur Minderung hochbelasteter Grundwasserströme **Einsatzmöglichkeiten** gesehen, sofern die zu behandelnden Volumenströme gering sind. Die jeweilige Verfahrensweise und Wirtschaftlichkeit hängen stark von den spezifischen Standortbedingungen ab. Die Weiterentwicklung von Verfahren ist dabei auch zukünftig in Betracht zu ziehen und sich damit gegebenenfalls verbessernde Behandlungsmöglichkeiten zu prüfen.









2 VERANLASSUNG

Mit der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) sowie der jeweiligen nationalen Gesetzgebung werden strenge Umweltziele an Oberflächengewässer und Grundwasserkörper gesetzt. Außerdem gibt die WRRL vor, Flussgebietseinheiten grenzüberschreitend zu betrachten. Im tschechisch-sächsischen, von der EU geförderten Projektverbund VODAMIN wurden bereits von 2010 bis 2013 verschiedene Maßnahmenkomplexe zum Umgang mit bergbaubeeinflussten Wässern bearbeitet. Im Projekt Vita-Min (2017–2020) sollen die dort erarbeiteten Grundlagen weiter konkretisiert werden, indem bergbaubedingte Gewässerbelastungen sowie daraus resultierende Probleme spezifisch für Sachsen und die Region Ústí (*Ústecký kraj*) dargestellt und grenzüberschreitende Lösungsstrategien entwickelt werden.

Die aktuelle Studie "Recherche und Wirtschaftlichkeit (mikro-)biologischer Verfahren zur Reinigung von Bergbauwässern" ist dem Bearbeitungsschwerpunkt Sanierungsverfahren im Vita-Min Verbund als Teilprojekt 1.9 zugeordnet. Sie wurde am 20.11.2017 vom Sächsischen Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) an das Dresdner Grundwasserforschungszentrum e. V. (DGFZ) beauftragt. Ziel ist es, Kenngrößen (mikro-)biologischer Verfahren zur Reinigung bergbaubeeinflusster Wässer und deren Anwendbarkeit unter den sächsischen Gegebenheiten darzustellen. Dazu sind zunächst einerseits die sächsischen Wasserkörper zu charakterisieren und andererseits der Stand der Technik sowie aktuelle Entwicklungen der Sanierungsverfahren auszuwerten. Die verfahrenstypischen Merkmale werden in u. a. Steckbriefen übersichtlich dargestellt. Darüber hinaus sollen anhand von zwei Fallbeispielen strategisch optimale Wasserbehandlungsanlagen beispielhaft geplant werden. Damit können die Vor- und Nachteile gegenüber anderen Lösungen aufgezeigt werden, was die Grundlage für die Planung zukünftiger Sanierungsstrategien schafft.









3 EINLEITUNG UND PROBLEMSTELLUNG

Sachsen und Böhmen sind reich an **Bodenschätzen**. Die Region Ústí und den Freistaat Sachsen trennt zwar entlang des Erzgebirgskammes eine Ländergrenze, aber gemein haben sie u. a. die Traditionen wie auch die Folgen jahrhundertelangen Bergbaus – nicht nur im Erzgebirge selbst, sondern auch in den südwestlich und nördlich davon gelegenen Gebieten, wie dem Böhmischen Becken oder den Lausitzer und mitteldeutschen Braunkohlezentren. Vor 850 Jahren, um 1168, begann mit einem Zufallsfund von Silbererz bei Christianisdorf (später Freiberg) das erste Berggeschrey. Durch verschiedene Faktoren, u. a.:

- kurfürstlich gewährte Bergfreiheit,
- zuziehende Fachkräfte,
- natürlich vorhandenes Geländegefälle zur energetisch vorteilhaften Entwässerung,
- weitgehend nachhaltig genutzter Holzreichtum (zumindest seit H.C. von Carlowitz' Prägung und Anwendung des Begriffes Nachhaltigkeit in seiner heutigen Deutung),

gestaltete sich auch der Abbau der Rohstoffe als günstig und führte wiederholt zu Phasen ausgeprägter Bergbautätigkeit, verbunden mit Technologiefortschritt und Wohlstand. Vor allem die Industrialisierung des Bergbaus seit dem 19. Jahrhundert, einhergehend mit der Erschließung der regionalen Kohlelagerstätten als Energiequelle im Norden und Nordwesten des Landes sowie im Oelsnitzer/Zwickauer Revier, sorgte für eine Intensivierung des Abbaus. Als beispielhafte Fördermengen nach 1945 seien genannt:

- 1963: 68 Mio. Tonnen Braunkohle in Mitteldeutschland, Lausitz (Kugler, 2008),
- 2005 ca. 1,5 Mio. Tonnen Rohkaolin in Seilitz (Kugler, 2008),
- 231'000 Tonnen Uran in 45 Jahren durch SAG/SDAG Wismut (Mann, 2015).

Hinsichtlich des Abbaufortschrittes und damit auch der behördlichen Zuständigkeit kann der Bergbau unterteilt werden in (Bsp. s. Abbildung 1):

- De Altbergbau: ehemaliger Bergbau, kein Rechtsnachfolger. Die Sächsische Hohlraumverordnung regelt Gefahrenabwehr durch das Sächsische Oberbergamt.
- **Sanierungsbergbau**: Sanierung des ehemaligen Bergbaus der DDR erfolgt durch die Rechtsnachfolger
 - Wismut GmbH für den Uranbergbau der SDAG Wismut und
 - LMBV mbH f
 ür die nicht privatisierungsf
 ähigen Braunkohleunternehmen¹, sowie seit 2014 auch die untert
 ägigen Kali-, Spat- und Erzbergbaue.
- **aktiven Bergbau**: aktive Erkundungs- und Gewinnungsvorhaben. Bergrechtlich verantwortlich sind die jeweiligen Bergbauunternehmen.

Altbergbau: sind "sämtliche über- und untertägigen bergbaulichen Aktivitäten der Vergangenheit, die mit der Aufsuchung und Gewinnung von Bodenschätzen einhergingen (Tiefbau, Tagebau, Bohrlöcher, Halden, Restlöcher) und nicht mehr der Bergaufsicht gemäß BBergG unterliegen". (Bergamt Stralsund Mecklenburg-Vorpommern, 2018)





¹ http://www.bergbau.sachsen.de/8175.html

VITA-MIN

- 3 EINLEITUNG UND PROBLEMSTELLUNG -







Abbildung 1: Landschaftseingriffe: Altbergbau (o.: Halden bei Lauta, Mittlerer Erzgebirgskreis), Sanierungsbergbau (M.: Teilgeflutetes Restloch des Tagebaus Zwenckau), aktiver Bergbau (u.: Umverlegung der romanischen Heuersdorfer Emmauskirche nach Borna, 31.10.2007) Fotos: Privatarchiv A. Weber.



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



LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE



Seite | 8



Der Bergbau führte (nicht nur) in Sachsen zu einer komplexen, über Jahrzehnte bis Jahrhunderte währenden anthropogenen Beeinträchtigung der gesamten Landschaft. Damit verbunden ist auch der Einfluss auf die von ihm genutzte Ressource **Wasser** – einerseits hinsichtlich Menge und Verteilung (Quantität) aber auch durch Veränderung der Beschaffenheit (Qualität). Dies gilt für die ober- und unterirdischen Gewässer.

Im Falle der Braunkohlereviere war auf Flächen von mehr als 2000 km² (Lausitz) bzw. 1000 km² (Mitteldeutschland) das Grundwasser für den Tagebau über Jahre abgesenkt worden (LMBV, 2010, S. 25). Der Tagebau selber beanspruchte davon je knapp die Hälfte. Die durch Grubenbaue des bis ins 11. Jahrhundert zurückreichenden Altbergbaus in Sachsen geschaffene Hohlräume² umfassen in der Summe 18,7 km², was in etwa 0,1 % der Landesfläche des Freistaates entspricht. Obertägig sind tausende kleiner und großer Abraumhalden vorhanden. Allein daran wird deutlich, dass durch den großflächigen und über Jahrzehnte bis Jahrhunderte andauernden Eintrag von Sauerstoff in den Bergbauregionen keine lokal oder gar innerhalb weniger Jahre lösbaren Probleme hinsichtlich der Wasserbeschaffenheit entstanden sind.

Was im Spannungsfeld zwischen **Machbarkeit und Verhältnismäßigkeit** getan werden kann, wurde und wird in vielen Vorhaben der Sanierungsträger (Land Sachsen, LMBV mbH, WISUMT GmbH) untersucht und vieles bereits umgesetzt. Dabei waren Ende der 1990er Jahre vor allem die Hotspots mit lokal begrenzter hoher Kontamination Behandlungsziel (z. B. die Sanierung der Abraumhalden des ehemaligen Uranerzbergbaus, die Grubenwasserreinigungsanlagen der LMBV). Weiterhin Bestand hat jedoch die großflächige chemische Beeinflussung des Grundwassers und der angekoppelten Oberflächengewässer in den Regionen. Mit der Jahrtausendwende traten zunehmend die Anforderungen der Europäischen Grundwasserrahmenrichtlinie in den Vordergrund.

Die Arbeiten **dieser Studie** sollen dabei helfen die Fähigkeiten und Grenzen (mikro-)biologischer Reinigungsverfahren im Hinblick auf die sächsischen, vom Bergbau beeinflussten Gewässer darzustellen und sind in Arbeitspakete gegliedert (Abbildung 2).



Abbildung 2: Arbeitspakete der aktuellen Studie und generelle Abfolge der Bearbeitung.

² Quelle: Summe der Fläche in ausgewiesenen Hohlraumgebieten des Altbergbaus aus der Karte Hohlraumgeometrie s. Tabelle 1.









Obwohl **(mikro-)biologische Methoden** zur Reinigung von Wässern in der kommunalen Abwasserbehandlung schon lange Stand der Technik sind (Droste, 1997), werden sie bei der Aufbereitung von durch Bergbau beeinflussten Wässern weltweit mit vergleichsweise wenigen Anwendungsfällen erfolgreich eingesetzt, wobei es auch erprobte Verfahren gibt. Ursachen dafür sind einerseits die (geologisch begründete) höhere Vielfalt der Wasserbeschaffenheit, die eine standortspezifische Herangehensweise vom Beginn der Planung an erfordert. Außerdem dominieren im Gegensatz zu kommunalen Abwässern anorganische und damit per se nicht biologisch abbaubare Schadstoffe das zu behandelnde Schadstoffspektrum, so dass ein Umgang mit den gebildeten Reaktionsprodukten (Lagerung, Entsorgung, Verwertung der gebildeten Schlämme) notwendig ist. Schließlich stellt es sich in vielen Fällen als schwierig dar, konkurrenzfähig und langfristig stabile Bedingungen für die (mikro-)biologischen Prozesse zu etablieren. Somit wird oft chemisch-physikalische Verfahren mit ihrer besseren Kalkulierbarkeit und ihrem i. d. R. geringeren Flächenbedarf der Vorzug gegeben.

Mit Blick auf Sachsen bestätigt sich, dass durch die großen Bergbausanierer LMBV mbH und WISMUT GmbH mehr als ein Dutzend chemisch-physikalische Wasseraufbereitungsanlagen (WBA) in Betrieb bzw. vorgehalten sind. Biologische Behandlungsverfahren sind bislang nicht über den Stand von Pilotvorhaben hinaus gekommen. Durch die Forderungen in der EU WRRL zum Erhalt/Wiederherstellung der Gewässergüte, die sich aus dem Ziel einer ganzheitlichen und nachhaltigen Bewirtschaftung ergeben, stehen auch biologische Verfahren wieder im Fokus. Weltweit gibt es Bestrebungen diese Verfahren konkurrenzfähig zu den chemisch-physikalischen Verfahren zu etablieren, um Stoffkreisläufe zu schließen und Ressourcen besser zu nutzen.









4 GRUNDLAGEN

4.1 DATENGRUNDLAGE

Alle in dieser Studie dargestellten Daten zur Beschaffenheit der Wässer basieren auf den in Tabelle 1 und Tabelle 2 dargestellten Datenquellen bzw. wurden daraus berechnet. Geodaten und Datenbankdaten wurden vom LfULG bzw. der interaktiven Datenplattform des Landes Sachsen (iDA³) bezogen. Alle Geodaten wurden im Koordinatenbezugssystem Gauss-Krüger-Zone 4 (EPSG 31468) dargestellt und wurden gegebenenfalls dahin konvertiert.

Tabelle 1: Verwendete Datenquellen zur Zustandsbeschreibung der GK in Sachsen – Geodaten. ^a: Geodaten Download des LfULG.

Geodaten (ESRI Shapefiles)				
Dateninhalt	Kurzbeschreibung	Dateiname	Daten- stand	Quelle
Bergbaube- einflusste OWK	Ausweisung von OWK, die durch Bergbau qualitativ be- einflusst sind. Dieser Stand wurde auf Grundlage des Be- wirtschaftungsplans 2015 er- arbeitet. Derzeit erfolgt eine Überarbeitung.	bbb_OWK_neu	2018	LfULG
Hohlraumge- ometrie	ausgewiesene Hohlraumgebie- te des Altbergbaus	HRG_UIH_UTM	01/2018	SOBA
Umgriffe der Steinkohlere- viere	Polygone betr. OWK in den Revieren Döhlen, Oelsnitz, Zwickau	steinkoh- le_doehlen_Buffer buffer_oelsnitz buffer_zwickau		LfULG
Gewässernetz	Gewässernetz Sachsen nach WRRL	GEW_NETZ_L_WRRL	14.07.2015	LfULG
Standgewäs- ser	Geometrie der Standgewässer	STG	11.11.2013	LfULG
Grundwas- serkörper	Geometrien Grundwasserkör- per mit allen Attributen, die	GWK_GESAMT	10/2015	LfULG ^a
Fließgewäs- serkörper	für die Erzeugung der Karten des Zustands und der Ziele nötig sind	FWK_GESAMT	10/2015	LfULG ^a

Im Folgenden beziehen sich Bewertungen des chemischen/ökologischen **Zustandes** von Gewässer*körpern* auf den Datenbestand des LfULG, die i.d.R. dem Bewirtschaftungsplan 2015 entnommen wurden. Messwerte an Grundwassermessstellen und Fließgewässerpegeln wurden gemäß Tabelle 2 für den Zeitraum 1990–2017 bzw. 2000–2017 v. a. zur Ermittlung von **langjährigen Mittelwerten** verwendet.

³ https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/infosysteme/ida







Tabelle 2: Verwendete Datenquellen zur Zustandsbeschreibung der GK in Sachsen – Beschaffenheitsdaten. ^a: Datenplattform iDA:

https://www.umweit.sachsen.de/umweit/mosysteme/ida.				
Beschaffenheitsdaten (Tabellendaten)				
Dateninhalt	Kurzbeschreibung	Dateiname	Daten- stand	Quelle
Analysedaten OW	Analysewerte der OW- Messstellen 01/2000- 10/2017	OWK_Analysedaten.accdb	01/2018	LfULG
Stammdaten OW	Stammdaten der OW- Messstellen	OWK-Stammdaten.accdb	01/2018	LfULG
Analysedaten GW	Analysewerte der GW- Messstellen 1990–2017	[Kürzel durch iDA].xlsx	03/2018	iDAª
Stammdaten GW	Stammdaten der GW- Messstellen	Analysen_Stammdaten.accdb	01/2018	LfULG
Beschaffen- heitstrends an OW- Messstellen	Sulfat, Ag, As, Cd, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn, pH, O ₂ , eH, Lf, T, Härte	Trend_pH_O2.CSV Trend_Härte_Temp_Rdx_LF.CSV Trend_AgZn.CSV Trend_CuAs.CSV Trend_PbCdNiFe.CSV Sulfat_alleMst.CSV	07/2018	LfULG
Hydrogische Kennwerte OW-MST	MNQ, MQ, EZG	Hydrologische_Kennwerte.xlsx	07/2018	LfULG

4.2 ZUSTAND DER GEWÄSSER NACH EU-WASSERRAHMENRICHTLINIE

Mit der Europäischen **Wasserrahmenrichtlinie** (WRRL) aus dem Jahr 2000 sowie deren Implementierung in die deutschen Gesetze werden strenge Umweltziele für die Beschaffenheit der oberirdischen Gewässer und Grundwässer festgelegt:

- **Grundwasserverordnung** (GrwV) von 2010: Kriterien für den guten chemischen Zustand der Grundwasserkörper,
- **Oberflächengewässerverordnung** (OGewV) von 2016: Kriterien für den guten chemischen Zustand und den guten ökologischen Zustand, bzw. das ökologische Potenzial für künstliche oder erheblich veränderte Oberflächenwasserkörper.

In Abbildung 3 sind die maßgeblichen Stellen in den beiden genannten Verordnungen dargestellt an denen diese Kriterien definiert werden. Darüber hinaus sind die Klassifizierungen für den chemischen und ökologischen Zustand angegeben.

Laut WRRL sollen alle Wasserkörper bis zum Ende des 3. Bewirtschaftungszyklus (2021–2027) einen guten Zustand bezüglich Menge und Qualität besitzen. Für viele Gewässerkörper in Sachsen ist absehbar, dass dies auch bis 2027 nicht möglich ist. Nach Artikel 4.5 der WRRL dürfen weniger strenge Bewirtschaftungsziele angestrebt werden, wenn die Wasserkörper "durch menschliche Tätigkeiten [...] so beeinträchtigt [...] oder ihre natürlichen Gegebenheiten so beschaffen sind, dass das Erreichen der Ziele in der Praxis nicht möglich oder unverhältnismäßig teuer wäre".









Abbildung 3: Lokalisation der Kriterien zur Bestimmung des chemischen oder ökologischen Zustandes von Gewässern in der GrwV und der OGewV.

Um eine **Fristverlängerung oder weniger strenge Umweltziele** zu begründen, sind somit in jedem Falle Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässergüte abzuleiten. Darüber hinaus ist deren Wirkung zur Schadstoffminderung, deren Wirtschaftlichkeit sowie die Verhältnismäßigkeit der Maßnahmen zu prüfen. Für die Länder ist die Fragestellung zu beantworten: Gibt es

- chemisch/physikalische oder (mikro-)biologische,
- technisch machbare,
- verhältnismäßige

Verfahren zur Reinigung der vom Bergbau chemisch veränderten Wässer, die den guten chemischen und ökologischen Zustand, wie er in der OGewV und der GrwV gefordert wird, herbeiführen können.

In den folgenden zwei Abschnitten wird der chemische/ökologische Zustand der Gewässerkörper Sachsens zum Endstand des Bewirtschaftungsplanes 2015 dargestellt.

4.2.1 Grundwasserkörper im schlechten chemischen Zustand

In Abbildung 4 ist der chemische Zustand der Grundwasserkörper Sachsens laut Bewirtschaftungsplan 2015 dargestellt. Mit Ausnahme der Erzgebirgsregion konzentrieren sich die GWK mit schlechtem chemischen Zustand, entsprechend der Hauptströmungsrichtung der Gewässer, abstromig im Norden von Sachsen.











Abbildung 4: Grundwasserkörper in Sachsen – chemischer Zustand It. Bewirtschaftungsplan 2015.

Im Freistaat Sachsen sind – bezogen auf die Fläche des Freistaates – 41% der Grundwasserkörper im guten und 59 % im schlechten chemischen Zustand (Tabelle 3).

Tabelle 3: Chemischer Zustand GWK – Flächenanteil

Chemischer Zustand	Fläche [km²]	% Fläche
gut	7'613	41 %
schlecht	10'830	59 %
davon durch As, Cd, Sulfat, Pb	6'973	38 %
Summe	18'443	100 %

4.2.2 Fließgewässer im nicht guten Zustand

In Abbildung 5 und Abbildung 6 sind der chemische bzw. ökologische Zustand der Fließgewässer Sachsens laut Bewirtschaftungsplan 2015 dargestellt.











Abbildung 5: FG in Sachsen – chemischer Zustand It. Bewirtschaftungsplan 2015.



Abbildung 6: FG in Sachsen – ökologischer Zustand It. Bewirtschaftungsplan 2015.



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







Bezogen auf die Fließgewässerlänge sind die Zustände in Tabelle 4 zusammengefasst. Demnach verfehlen It. Bewirtschaftungsplan von 2015 auf dem Gebiet des Freistaates Sachsen 99 % OWK den guten chemischen Zustand – 97 % allein durch Quecksilber; 23 % durch weitere Metalle Cadmium, Nickel oder Blei. Ein schlechter ökologischer Zustand liegt in 28 % der Fließgewässerlänge vor; der gute ökologische Zustand wird auf 97 % der FG-Länge verfehlt.

Tabelle 4: Chemischer und ökologischer Zustand der FG in Sachsen It. Bewirtschaftungsplan2015 – Anteil an der Länge der Fließgewässer. ^a: ausgewählte allgemein chemisch-physikalische Qualitätskomponenten, ^b: ausgewählte flussgebietsspezifische Schadstoffe.

Zustand	Länge [km]	% Länge
k. A.	54	1 %
Chemie gut	3	0 %
Chemie nicht gut	7'066	99 %
davon durch Hg	6'914	97 %
davon durch Cd, Ni, Pb	1'609	23 %
k. A.	53	1 %
Ökologie gut/besser	198	3 %
Ökologie mäßig	2'665	37 %
Ökologie unbefriedigend	2'237	31 %
Ökologie schlecht	1'970	28 %
nicht gut durch Eisen, Sulfat, pH-Wert ^a	3'781	48 %
nicht gut durch As, Ag, Cr, Se, Th, Zn ^b	2'259	33 %
Summe	7'124	100 %

4.3 BERGBAUREGIONEN UND SCHADSTOFFSPEKTRUM

Um abzugrenzen, welche Parameter als bergbaubedingte Schadstoffe in dieser Studie zu berücksichtigen sind, müssen folgende zwei Aspekte übereingebracht werden:

- Der Bergbau selber bestimmt, welche Schadstoffe durch ihn in die Gewässer mobilisiert werden, einerseits durch die Genese der Lagerstätte (Stoffvorrat) und andererseits durch die Art der Beeinflussung der vom Bergbau angegriffenen Gesteins-/Bodenschichten (Mobilisierung). Letztere zeigt sich in der Regel durch Sauerstoffzutritt infolge der Wasserabsenkung.
- Die Gesetzgebung in Form der zu berücksichtigenden OGewV und GrwV führt auf, welche Schadstoffe zur Beurteilung der Gewässergüte herangezogen werden.

Im Folgenden werden zunächst die Bergbauregionen Sachsens dargestellt und anschließend abgeleitet, welche Parameter der Gewässerverordnungen in dieser Studie als bergbaubedingte Schadstoffe betrachtet werden.









4.3.1 Bergbauregionen

Die sächsischen, vom Bergbau beeinflussten Oberflächenwasserkörper wurden vom LfULG zur Verfügung gestellt und sind in Abbildung 7 dargestellt. In dieser Studie bezieht sich der Terminus **'bergbaubeeinflusste OWK'** (bbb OWK) auf diese in Abbildung 7 dargestellten OWK. Weil davon ausgegangen werden kann, dass sich die Belastungen in den OWK auch vertikal auf die Grundwasserkörper ausprägen, kann diese Darstellung auch als Schablone bei der Betrachtung der Grundwasserkörper verwendet werden. Die aktuelle Studie berücksichtigt damit folgende **Bergbauregionen**:

- Braunkohle in Ostsachsen (aktiver und Sanierungsbergbau),
- Braunkohle in Westsachsen (aktiver und Sanierungsbergbau),
- Erz/Spat überwiegend im Erzgebirge (Altbergbau),
- Steinkohle überwiegend am Nordostrand des Erzgebirges (Altbergbau).



Abbildung 7: Oberflächenwasserkörper in Sachsen mit Bergbaubeeinflussung.

Durch den Steine-/Erdenbergbau, der über ganz Sachsen verteilt vorliegt (s. a. SOBA, 2016, Abb. auf Seiten 48, 49 darin) sind im Vergleich zu den o.g. Bergbauarten kaum stoffliche Beeinflussungen zu erwarten, weshalb dieser in der aktuellen Studie nicht betrachtet wird. Einerseits fällt die raumzeitliche Beeinflussung geringer aus als im Kohle-/Erzbergbau. Andererseits beinhalten die Lagerstätten per se möglichst reine und inerte, obertägig anstehende Rohstoffe (z. B. Quarze, Kalksteine), so dass der Chemismus der anstehenden Wässer nur geringfügig durch Oxidations-/Lösungsprozesse beeinträchtigt wird.









4.3.2 Bergbaubedingtes Schadstoffspektrum

Um die bergbauliche Beeinflussung der Wasserkörper für die weitere Auswertung zu beurteilen, ist vorab festzulegen, welche Parameter und **Stoffgruppen** zu einer in Sachsen typischen durch Bergbau bedingten Beeinflussung der Wasserbeschaffenheit führen können. Folgende Qualitätskomponenten kommen dabei in Betracht:

- pH-Wert (als Indikator für die Säurebildung im Zuge des Sauerstoffzutrittes in sulfidhaltige Lagerstätten),
- Sulfat (als Oxidationsprodukt dieser Sulfide),
- Eisen (als mobiles Reaktionsprodukt, der durch Sauerstoff/Säure induzierten Mineralumbildung unter dann sauerstoffarmen und sauren Bedingungen),
- Metalle (aus Erzen und Begleitmineralen, z. B. Silber, Zink, Cadmium, Uran),
- Metalloide (aus Erzen und Begleitmineralen, z. B. Arsen, Selen).

Die aufgeführten Parameter ergeben sich aus der überwiegend sulfidischen Genese der Erzlagerstätten im Erzgebirge sowie dem Vorkommen von Eisensulfiden (Pyrite) in den Braunkohlelagerstätten Sachsens. Während der aktiven Bergbauphasen werden angrenzende Bereiche des Untergrundes durch Entwässerung dem Luftsauerstoff ausgesetzt, so dass Sulfide oxidativ gelöst werden. Damit werden neben Eisen, Sulfat und Protonen auch begleitende Elemente, v. a. säurelösliche Metall(oid-)e, mobilisiert. Dieser Prozess der Bildung saurer Bergbauwässer (*acid mine drainage*) ist in der Literatur umfassend beschrieben (z. B. Singer & Stumm, 1970; Nordstrom, 1982; Evangelou, 1995). In dieser Studie werden keine organischen Begleitkontaminationen berücksichtigt, die ggf. auch auf die Bergbautätigkeit zurückgeführt werden könnten.

Grundwasserverordnung (GrwV)	Oberflächengewässervero	rdung (OGewV)
Guter chemischer Zustand (§ 5) Schwellenwerte nach Anlage 2: • Arsen: < 10 μg/L • Cadmium: < 0,5 μg/L • Blei: < 10 μg/L • Sulfat: < 250 mg/L • * ökologischer Zustand und ökologisches Potenzial (letzteres für künstlichen oder erheblich veränderten OWK) b allgemeine chemisch-physikalische Qualitätskomponenten sind unterstützend zur Einstufung des ökol. Zustandes/Potenzials heranzuziehen * JD-UQN: Überprüfung auf Einhaltung der UQN	Guter ökol. Zustand ^a (§ 5) JD-UQN ^c nach Anlage 6: • Arsen: < 40 mg/kg • Chrom: < 640 mg/kg • Selen: < 3 μg/L • Silber: < 0,02 μg/L • Zink: < 800 mg/kg • physikalisch-chemische Qualitätskomponenten nach Anlage 7 ^b : • Eisen: < 0,71,8 mg/L • Sulfat: < 75220 mg/L • pH-Wert: 5.58.5	Guter chem. Zustand (§ 6) JD-UQN nach Anlage 8: • Cadmium: < 0,080,25 μg/L • Blei: < 1,2 μg/L • Nickel: < 4 μg/L •

Abbildung 8: Zusammenfassung der in dieser Studie untersuchten Schadstoffe, welche die Einhaltung des guten chemischen/ökologischen Zustandes der Gewässerkörper in den Bergbauregionen Sachsens bestimmen (s.a. Anlage 10.1 dieses Berichtes).









Für die o. g. Stoffgruppen wurde geprüft, welche konkreten **Qualitätsnormen** den Zustand der Gewässerkörper bestimmen – also auch wasserrechtlich mit Grenzwerten belegt sind. Dazu wurden die Grund- und Oberflächengewässerverordnung herangezogen, in welchen die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) in deutsches Recht umgesetzt wurde. Die Auswahl der einzelnen Stoffe ist in Abbildung 8 dargestellt. Normen und Grenzwerte weite-rer Parameter aus anderen Vorschriften sind in Anlage 10.1 zusammengetragen und werden bei der weiteren Bearbeitung für die Kategorisierung der Gewässerkörper ggf. mit herangezogen. Diese in Abbildung 8 aufgeführten zwölf Einzelparameter, werden in dieser Studie als **bergbaubedingte Schadstoffe** betrachtet.

Aus dieser Vielfalt wurde wiederum versucht Stoffgruppen mit vergleichbaren Immobilisierungswegen zusammenzuführen. Dies dient bei der Kategorisierung der OWK – bei denen alle zwölf Parameter zu betrachten sind – einer übersichtlicheren Gruppierung der OWK hinsichtlich ihrer Belastungssituation sowie der Zuordnung geeigneter (m)bRV. Für diese Zusammenfassung der Schadstoffe in Gruppen ähnlicher Immobilisierungspfade, ist zunächst die Frage zu beantworten, welche **grundlegende mikrobiologisch katalysierte Reaktionen** bei den Reinigungsverfahren etabliert werden sollen. In Anbetracht des typischen Schadstoffspektrums (s. Abschnitt 4.3.2) und der entsprechend üblichen biologisch katalysierten Redoxreaktionen:

- meist autotrophe Oxidation von Eisen-II zu Eisen-III durch acidophile oder neutrophile eisenoxidierende Mikroorganismen. Dazu werden Sauerstoff, CO₂ sowie Nährstoffe (Phosphat, Stickstoff u. a.) benötigt. Eisen-III fällt primär als schwerlösliches Eisenhydroxid (Ferrihydrit) aus.
- mikrobielle Reduktion von Sulfat zu Sulfid, mit dem Ziel unter Anwesenheit von Eisen (oder anderer schwerlösliche Sulfide bildende Kationen) Metallsulfide zu fällen. Dazu wird eine verwertbare Kohlenstoffquelle (heterotrophe Sulfatreduktion) oder eine Energiequelle (autotrophe Sulfatreduktion) benötigt. Sauerstoff und Nitrat inhibieren die mikrobielle Sulfatreduktion (SR), da sie als terminale Elektronenakzeptoren mit höherer Energieausbeute bevorzugt werden.

Durch diese Reaktionen werden die Schadstoffe entweder direkt immobilisiert (Eisen, Sulfat) oder es werden Bedingungen geschaffen, die eine (indirekte) Immobilisierung der o. g. Stoffe fördert, zum Beispiel durch Mitfällung oder Sorption. Beide Kernprozesse führen zur Bildung von Feststoffen, welches bei der Entfernung von anorganischen Stoffen aus der Wasserphase üblich ist, da sie – anders als organische Stoffe – nicht abgebaut werden können. Dies impliziert wiederum, dass alle Reinigungsverfahren zur Abtrennung oder dauerhaften Stabilisierung der erzeugten Fällprodukte geeignet sein müssen. Neben diesen Kernprozessen sind weitere Immobilisierungspfade für die verschiedenen Schadstoffe bekannt, die von ihrem geochemischen Verhalten abhängen. Dazu gehört auch die \triangleright **Bioakkumulation und** \triangleright **Biosorption** (Aufnahme in und Sorption an Zellmatrix). In Tabelle 5 sind für die zwölf betrachteten bergbaubedingten Schadstoffe typischen Immobilisierungspfade zusammengetragen. Grundlagen der Geo-/Schadstoffchemie sind u. a. in Hooda (2010) und Mason (2013) umfassend dargestellt. Die anschließende Zusammenfassung der Biogeochemie der Stoffe basiert auf diesen Quellen, soweit nicht anders gekennzeichnet. Nicht beschrieben wird an dieser Stelle das Verhalten von Sulfat und Eisen, welches u. a. auch im VODAMIN-Projekt als hinreichend besprochen erachtet wird (DGFZ 2012, GEOS 2014).





LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE



Seite | 19



Stoff/Stoffgruppe	typische (mikro-)biologische Immobilisierungsreaktionen
Sulfat	mikrobielle Reduktion zu Sulfid (C-Quelle): $SO_4^{2^-} + 2 CH_2O = 2 HCO_3^- + H_2S (Zucker)$ $SO_4^{2^-} + CH_3COOH = 2 HCO_3^- + H_2S (Acetat)$ $SO_4^{2^-} + 2 H^+ + 4 H_2 = H_2S + 4 H_2O (autotroph)$ mit anschließender Fällung als schwerlösliches Metallsulfid: $Me^{2^+} + H_2S = MeS_s + 2 H^+$ $2 Me^+ + H_2S = Me_2S_s + 2 H^+$
Eisen	mikrobiell katalysierte Oxidation von gelöstem Eisen-II und Fäl- lung von Eisenhydroxiden (v. a. Ferrihydrit): $Fe^{2+} + 0,25 O_2 + 2,5 H_2O = Fe(OH)_{3,s} + 2 H^+$ oder Fällung als Eisenmonosulfid $Fe^{2+} + HS^- = FeS_s + H^+$
Halbmetalle (As, Se) Metalle (Ag, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn)	Fällung als Sulfid, Löslichkeitsprodukte K_s^a :Ag2S: -35,94CdS: -14,36 (Greenockit)CuS: -22,3NiS: -5,6 bis -12,8 (α, β, γ)PbS: -13,97ZnS: -10,9 bis -8,95 (Sphalerit, Wurtzit)Se-S-Mischminerale mit geringe Löslichkeit bei pH < 7 ^b
Ag, Cd, Cu, Cr, Ni, Pb, Se, Zn	Bioakkumulation und Einbindung in Huminstoffe (Sountha- rarajah et al., 2015)
Halbmetalle (As, Se) Metalle (Ag, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn)	Oberflächenkomplexierung an (Eisen-)Hydroxiden, v. a. Fer- rihydrit Fe(OH) _{3.s} : z. B. \equiv SOH + Me ²⁺ = \equiv SOMe + H ^{+ c} oder als Oxoanion der Halbmetalle: z. B. \equiv SOH + SeO ₄ ²⁻ + H ⁺ = \equiv SSeO ₄ ⁻ + H ₂ O
As	mikrobielle Oxidation zu Produkten geringerer Mobilität: Arsenit zu Arsenat: $H_3AsO_3 + 0,5 O_2 = H_2AsO_4^- + H^+$ (As-Speziierung bei pH < 6,5)
Cr, Se	mikrobielle Reduktion zu Produkten geringerer Mobilität und Toxi- zität: Cr-VI zu Cr-III unter anaeroben Bedingungen Se-VI über Se-IV zu Se-0 unter anaeroben Bedingungen (auch chemisch z. B. durch Fe-II, Stolz et al., 2006)
^a : K_s für die Stöchiometrien mit M MS + H ⁺ = M ²⁺ + HS ⁻ M ₂ S + H ⁺ = 2 M ⁺ + HS ⁻ ^b : Geoffroy & Demopoulos (2011 ^c : =S steht für eine reaktive Obe	1 für das jeweilige Metall aus Stumm & Morgan (1996):) rflächengruppe des Metalloxids, Me für ein gelöstes Metall.

Tabelle 5: Immobilisierungswege der bergbaubedingten Schadstoffe.

Biosorption: Entfernung von Stoffen aus der Wasserphase durch Sorption an biologische Oberflächen. Zugrundeliegende Mechanismen umfassen Ad-/Absorption, Ionenaustausch, Oberflächenkomplexierung, Bildung von Oberflächenpräzipitaten an (lebender oder toter) Biomasse. (nach Gadd, 2009)

Bioakkumulation: Überbegriff der Aufnahme und Anreicherung eines Stoffes in einen Organismus durch verschiedene Prozesse des Kontaktes und der Aufnahme (nach Alexander, 1999). Schließt in diesem Sinne die Biosorption ein.

Chrom kommt in der Umwelt typischerweise in den Redoxformen Cr-III und Cr-VI vor, wobei im Gegensatz zu den meisten anderen Metallen die oxidiertere Form durch höhere Mobilität und Toxizität gekennzeichnet ist. Cr-III ist bei Redoxpotenzialen unter 400 mV die stabilere Form. Oxidation von Cr-III ist durch Manganoxide möglich, wird aber v. a. durch die geringe Mobilität von Cr-III inhibiert. Eine chemische Reduktion von Cr-VI zu Cr-III fin-







det durch Oxidation verschiedener organischer und anorganischer Stoffe, v. a. bei niedrigem pH-Wert statt. Eine Mobilisierung schwerlöslichen Cr-III kann durch organische Säuren bewirkt werden. Cr-III akkumuliert in Pflanzen. Für die mikrobielle Reduktion von Cr-VI zu Cr-III sind prinzipiell drei Mechanismen bekannt durch:

- Redoxreaktionen mit organischen Bestandteilen des Zellplasmas,
- extrazelluläre Reduktasen als Entgiftungsreaktion (unter ▷ aeroben Bedingungen),
- membranassoziierte Reduktasen unter \triangleright anaeroben Bedingungen.

Im Gegensatz zu allen anderen hier betrachteten Metallen, bildet Chrom keine schwerlöslichen Sulfide.

aerob: a) Charakterisierung des Milieus wenn O_2 gelöst vorhanden ist. b) Charakterisierung der (mikrobiellen) Atmung mit O_2 als terminalem Elektronenakzeptor (Madigan 2003).

anaerob: Charakterisierung der (mikrobiellen) Atmung bei Verwendung von anderen Stoffen als O_2 als terminalem Elektronenakzeptor (z. B. NO_3^- , Fe-III, SO_4^{2-}) (MADIGAN 2003).

anoxisch: Charakterisierung des Milieus bei (weitgehender) Abwesenheit von O_2 (Madigan 2003, Schlegel 1992).

Arsen ist ein Metalloid und kommt in der Umwelt hauptsächlich in den Redoxspezies III (Arsenit) und V (Arsenat) vor. Dabei wird Arsenit tendenziell eine höhere Mobilität zugeschrieben. Beide Formen können durch Oberflächenkomplexierung der Oxoanionen an Eisenhydroxiden immobilisiert werden, wobei unter den Bedingungen unter welchen Eisenhydroxide stabil sind i. d. R. Arsenate dominieren. Das pH-Optimum bei der Oberflächenkomplexierung an Ferrihydrit liegt bei 6-6,5 (GFI, 2017), ist aber auch von der weiteren Wasserbeschaffenheit abhängig. Durch Anwesenheit von Sulfid wird einerseits eine Mobilisierung von Arsen als Thioarsenate/-arsenite beobachtet (GFI, 2017, Kumar, 2016). Andererseits wird Arsen bei der Fällung von Eisensulfid in dieses durch Mitfällung eingebaut. Sowohl die Oxidation als auch die Reduktion von As-III/As-V können mikrobiell vermittelt stattfinden. Die dissimilatorische Reduktion von Arsenat zu Arsenit (Arsen-Atmung, As als finaler Elektronenakzeptor) sowie die hetero- oder autotrophe Arsenitoxidation (Arsenoxidation als Energiequelle) stellen in vielen Böden stabile Stoffwechselreaktionen dar (Stolz et al., 2006). Einige Pflanzen sind für hohe Raten der Bioakkumulation von Arsen mit mehr als 1 g/kg bekannt (z. B. Grostis canina: Hunds-Straußgras, Achillea tenuis: gem. Schafgarbe, Pseudosuga taxifolia: Douglasie, Pityrogramma calomelanos: Gold-Farn, Pteris vittata: Chin. Bremse – eine Farnart).

Selen weist aufgrund der Vielzahl der Redoxzustände (-2, 0, +2, +4, +6), in welchen es in der Natur vorkommt, prinzipiell ein komplexes chemisches Verhalten auf. Allerdings dominieren in Wasser die mobilen Redoxkomponenten Selenit (+4) und Selenat (+6) sowie hohe Anteile organisch gebundener Spezies (20–50 % in Böden). Wie Arsen, bilden die Oxoanionen von Selenit und Selenat Oberflächenkomplexe an (Eisen-)hydroxiden mit abnehmendem Rückhalt bei zunehmendem pH-Wert. Selenate werden dabei leicht von anderen Anionen (Phosphat, Huminsäuren und sogar Chlorid) verdrängt. Unter reduzierenden Bedingungen bilden sich gering lösliche Selenide (Se -2). Wie für Arsen können die Reduktion und die Oxidation der Redoxspezies (neben den abiotischen Reaktionen) mikrobiell vermittelt stattfinden. Die Vielzahl der mikrobiell vermittelten Reaktionswege wurden von Stolz et al. (2006) zusammengefasst.









Die Metalle **Silber, Cadmium, Kupfer, Nickel, Blei, Zink** kommen in der Natur überwiegend als +2 Redoxspezies (Silber +1) vor. Mikrobiell vermittelte Redoxreaktionen dieser Metalle sind nicht bekannt, bzw. werden als unbedeutend (Kupfer) erachtet. Ihre dominierenden Rückhalteprozesse umfassen:

- Oberflächenkomplexierung an Metallhydroxiden (v. a. Eisen-, Manganhydroxid) die vor allem unter neutralen pH-Werten die geringe Mobilität dieser Metalle bewirkt. Dabei ist zu beachten, dass die Metalle um die Sorptionsplätze konkurrieren, z. B. verdrängt Zink das schwächere Oberflächenkomplexe ausbildende Cadmium (Carroll et al. 1998, Strosnider et al. 2011),
- Kationenaustausch an Tonmineralen,
- Bildung schwer löslicher Sulfide, die unter aeroben Bedingungen aufgelöst werden.

Bioakkumulation in Pflanzen ist z. B. für Cadmium und besonders in Reis bekannt. Kupfer, Blei, Silber werden v. a. auch in Huminstoffe eingebaut. Bei Nickel werden oft hohe Anteile organischer gelöster Komplexe detektiert, welche die Mobilität erhöhen.

Auf **Cadmium** als Vertreter der o. g. Gruppe wird an dieser Stelle nochmals gesondert eingegangen, da es bei der Betrachtung der Fallbeispiele in Kapitel 8 relevant wird. Cadmium ist mit nur 10^{-5} % am Aufbau der Erdkruste beteiligt und gehört somit zu den seltenen Elementen. Die globale natürliche Cd-Hintergrundkonzentration liegt zwischen 0,1 und 0,5 mg/kg (vergl. Abbildung 39). Plutonische und metamorphe Gesteine zeigen Konzentrationen von 0,02–0,2 mg/kg, Sedimentgesteine zeigen höhere Konzentrationen von 0,1–25 mg/kg. Blei-, Kupfer- und insbesondere Zink-Erze wie Sphalerit (=Zinkblende, ZnS) und Smithsonit (= Zinkspat, ZnCO₃) beinhalten 200 bis zu 14'000 mg_{Cd}/kg. Cadmium wird deshalb ausschließlich als Nebenprodukt bei der Zinkverhüttung, in kleinem Umfang auch bei der Bleiund Kupferverhüttung gewonnen.

Im Bereich des erzgebirgischen Altbergbaus ist die Erzaufbereitung einer der wesentlichen Cd-Quellen. Ansonsten wird Cadmium über Phosphatdünger und die metallverarbeitende Industrie in den Naturraum eingebracht. Cadmium liegt im Wasser als hydratisiertes Ion, als anorganischer Komplex mit Carbonat, Hydroxid, Chlorid oder Sulfat als Ligand vor und bildet mit Huminstoffen organische Komplexe.

Cadmium sorbiert wie alle anderen hier betrachteten Metalle und Arsen bei Kontakt mit der Bodenmatrix bzw. den Sedimenten stark an diesen und wird so retardiert. So sind häufig 80 % bis 90 % der Cd-Masse im gesättigten Untergrund den Feststoffen zuzuordnen. An den geogenen Feststoffen (hier insbesondere an Tonminerale und Oxide) sorbieren die Metall(oid-)e überwiegend spezifisch, also unter Bildung starker Bindungen vorwiegend chemischen Charakters (zur Charakterisierung der spezifischen Sorption: siehe Dzombak & Morel 1990). Ihr Transportverhalten wird also durch die Natur der Feststoffe und dem pH-Wert kontrolliert, der u. a. die Beladungskapazität des Feststoffes bestimmt. Großräumig ist davon auszugehen, dass ein Gleichgewicht zwischen der Konzentration der Metall(oid-)e in der Wasserphase und der Stoffmenge an den Feststoffen besteht. Dies gilt auch für die Bindung an kolloidale Feststoffe, die in Oberflächenwässern transportiert und sedimentiert (Interstitial) werden.

Anhand dieser geochemischen Grundlagen werden die zwölf Einzelparameter der durch Bergbau beeinflussten Schadstoffe in folgende **Schadstoffgruppen** zusammengefasst:









- pH-Wert: ist ein Milieuparameter der als Summenparameter den sauren bzw. alkalischen Zustand des Wassers beschreibt. Er wird von einer Vielzahl (bio-/geo-)chemischer Reaktionen bedingt und beeinflusst wiederum die meisten der in Tabelle 5 genannten Prozesse. Er ist zustandsbestimmend für die OWK nach OGewV und wird (ggf. als Untergruppe) zur Beschreibung des Milieus der WK herangezogen.
- **Sulfat**: Sulfat ist ein Schadstoff nach OGewV und GrwV und außerdem relevant für die Zuordnung aller Verfahren unter Verwendung von Sulfatreduktion, mit der durch die Bildung von Sulfid auch andere Metalle immobilisiert werden können.
- **Eisen**: Eisen ist eine Qualitätsnorm der OGewV und ferner relevant für die Zuordnung aller Verfahren der Eisenoxidation, da die frisch ausgefallenen Eisen(hydr-) oxide Oberflächen zur Komplexierung anderer Metall(oid-)e zur Verfügung stellen.
- Die **Metalle** Ag, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn mit ähnlichen dominierenden Immobilisierungspfaden werden in einer Gruppe zusammengefasst. Sie bilden schwerlösliche Sulfide und unterliegen der Oberflächenkomplexierung an Eisen-/Mangan(hydr-)oxiden. Ihre Mobilität steigt unter umwelttypischen pH-Bedingungen im sauren Milieu.
- **Chrom**: Im Gegensatz zu den o.g. Metallen ist es unter oxidierenden Bedingungen mobiler und wird deshalb separat betrachtet. Chrom bildet keine schwerlöslichen Sulfide und tritt wie Arsen, Selen als Oxoanion auf.
- Die Halbmetalle **Arsen** (und Selen) kommen unter den typischen Bedingungen in Gewässern/Böden als Oxoanionen vor und weisen v. a. bei der Oberflächenkomplexierung andere pH-Optima als die o.g. Metalle auf. Außerdem sind für beide Elemente neben den abiotischen eine Vielzahl mikrobiell vermittelter Redoxreaktionen bekannt, die zusammen stabile Stoffkreisläufe bilden können (Stolz et al., 2006).

4.4 DEFINITION MIKROBIOLOGISCHER VERFAHREN

Zur Abgrenzung der in dieser Studie zu untersuchenden Reinigungsverfahren, werden zunächst der Begriff \triangleright (mikro-)biologische Reinigungsverfahren definiert und die für dieses Vorhaben gültigen Einschränkungen dargestellt:

(Mikro-)biologische Verfahren zur Wasserbehandlung – im Folgenden (m)bRV – umfassen alle Verfahren, deren Kernprozess auf der gezielten Nutzung (mikro-)biologischer Stoffwechselvorgänge (direkt) und/oder deren Auswirkungen (indirekt) beruht.

Die Verfahren können nach folgenden Kategorien klassifiziert werden:

- Menschliche Einflussnahme: aktiv ... passiv,
- Wirkmechanismus: direkt ... indirekt,
- Aerobie: aerob ... anoxisch,
- Wirkort: in-situ ... ex-situ,
- Biota: Bakterien, Archaebakterien, Pilze, Algen, Makrophyten, Gemeinschaften,
- Technologie: Reaktoren, konstruierte Feuchtgebiete etc.,
- Kernprozesse: Reduktion/Oxidation, Fällung, Sorption, Inkorporation etc.





LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE



Seite | 23


Bei vielen dieser Kategorien findet i.d.R. ein fließender Übergang statt, so dass ein einzelnes Verfahren unter Umständen nicht einem Attribut streng zuordenbar ist. In der Literatur wurden die Verfahren zur Aufbereitung von Grubenwässern/bergbaubeeinflussten Wässern meist in aktive oder passive Verfahren unterteilt (Younger et al. 2002, VODAMIN Verbund) – wohlwissend, dass ein fließender Übergang Realität ist und ein "passives Verfahren" einen Antagonismus darstellt. Um eine klarere Einteilung der Verfahren zu erhalten, werden sie für dieses Vorhaben, in welchem nur die (mikro-)biologischen Verfahren betrachtet werden, bei ihrer späteren Beschreibung nach der **verwendeten Technologie** eingeteilt. Dabei werden unterschieden:

- konstruierte Ökosysteme (engineered ecosystems),
- konstruierte Reaktoren,
- Untergrundreaktoren.

Bezüglich der Kernprozesse zur Immobilisierung der Schadstoffe ist festzuhalten, dass in der Regel mehrere davon in einem Verfahren stattfinden. So wäre in einem Aktivkohlefilter der Hauptprozess die Sorption; in einem Langsamsandfilter wären es die mikrobiellen Stoffumsätze, die z. B. zu Oxidation und Fällung/Mitfällung/Sorption führen.

Zur **Abgrenzung**, der in dieser Studie untersuchten Verfahren, werden folgende Festlegungen getroffen:

- nur (mikro-)biologische Verfahren nach o.g. Definition, z. B. keine Oxidationsbecken (*settling ponds, oxidation ponds*), deren Hauptmechanismus auf der (z. T. mikrobiellen) Oxidation von Eisen und dessen Absetzen in den Becken beruht,
- nur Verfahren zur Behandlung von Grundwässern und gefassten Oberflächengewässer-Strömen, z. B. keine *in-lake* Behandlung von Seewässern,
- nur Verfahren zur Behandlung der relevanten Parameter aus Kapitel 4.3.2, z. B. kein Nitrat/Ammonium,
- keine Maßnahmen zur Vermeidung oder Gewinnung während des aktiven Bergbaus wie es z. B. Biometallurgie wäre,
- keine Verfahren, die z. B. durch gezielte Bepflanzung zur Verminderung der Grundwasserneubildung führen, wie z. B. auf der Kippe Witznitz im mitteldeutschen Braunkohlesanierungsbergbau. Solche Verfahren vermindern zwar die mobilisierte Stofffracht, aber dies wird mittels Verminderung des *Durchflusses* und nicht der *Konzentration* angestrebt.









5 GRUPPIERUNG DER GEWÄSSERKÖRPER

In diesem Kapitel wird die Gruppierung der Grundwasser- und Oberflächenwasserkörper in Sachsen nach ihrer Beschaffenheit vorgenommen. Zunächst wird die erarbeitete Methodik vorgestellt. Anschließend wird dargestellt, welche der bergbaubedingten Schadstoffe den die Verfehlung des guten chemischen bzw. ökologischen Zustand für die Gewässerkörper gemäß GrwV und OGewV im Bewirtschaftungszeitraum 2015 der WRRL bewirken. Die Gewässerkörper wurden daraufhin nach ihrer bergbaubedingten Belastung in Gruppen eingeteilt. Für die abschließende Gruppierung wurde außerdem geprüft, ob Untergruppen hinsichtlich der Beschaffenheit relevanter Verfahrensparameter mikrobiologischer Reinigungsverfahren gebildet werden müssen.

Die so abgeleiteten Gruppen der Gewässerkörper bildeten die Grundlage für die Bewertung der mikrobiologischen Reinigungsverfahren hinsichtlich ihrer Eignung unter sächsischen Verhältnissen (s. Kapitel 7).

5.1 METHODIK

Eine Hauptaufgabe der Studie bestand darin, die vom Bergbau beeinflussten Gewässerkörper Sachsens hinsichtlich ihrer **langjährigen Belastungssituation** zu charakterisieren und darauf folgend eine **Gruppierung** hinsichtlich dieser Belastung und der Verfahrensparameter (m)bRV vorzunehmen. Der dafür entwickelte Arbeitsablauf ist in Abbildung 9 schematisch zusammengefasst.

Vor der eigentlichen Bearbeitung wurden die Daten gesichtet und geordnet. Geodaten wurden ggf. visualisiert und Messdaten mussten für die weitere Verarbeitung vorformatiert werden. Alle Daten mit Angaben kleiner Bestimmungsgrenze wurden nicht in die Auswertung einbezogen. Nach der bereits erfolgten Darstellung des allgemeinen chemischen/ökologischen Zustandes der Wasserkörper nach EU-WRRL (s. Abschnitt 4.2) wurde

- ihr **Zustand** bezüglich der in Abschnitt 4.3.2 abgeleiteten bergbaubedingten Schadstoffe ermittelt sowie
- eine Zuordnung zu den Bergbauregionen Sachsens (s. Kapitel 4.3.1) vorgenommen,

so dass damit im **ersten Arbeitsschritt** die bergbaubeeinflussten Gewässerkörper abgegrenzt wurden, für die die folgende Gruppierung durchzuführen war. Der **zweite und umfangreichere Arbeitsschritt** umfasste die Einbindung der langzeitlichen Beschaffenheitsdaten zur Ableitung der **Gruppen** der Gewässerkörper mit vergleichbarer typischer Beschaffenheit. Hierzu waren mehrere einzelne Arbeitsschritte notwendig, deren Ablauf im Folgenden näher beschrieben ist.







VITA-MIN

- 5 GRUPPIERUNG DER GEWÄSSERKÖRPER -



Abbildung 9: Vorgehensweise bei der Zustandsbeschreibung und Klassifizierung der Gewässerkörper nach bergbaubedingter Schadstoffbelastung und Arbeitsparametern (mikro-)biologischer Reinigungsverfahren in dieser Studie.

In Tabelle 6 sind die Datenquellen, -typen und alle Parameter der Beschaffenheitsdaten aufgeführt, die genutzt wurden, sowie die statistischen Kenngrößen die für diese ermittelt wurden.

Tabelle 6: Parameter zur der Klassifizierung der Gewässerkörper, ihre Quellen und Einschränkungen.

Gewässerkörper	Grundwasserkörper	Oberflächenwasserkörper
Datenquelle	iDA	LfULG
Datentyp	Excel-Dateien mit Messwerten aller Messstellen Sachsens je Parameter	Access Datenbanktabellen mit Messwer- ten aller OW-Messstellen Sachsen, gruppiert nach abgefragten Parametern
Einschränkung	-	nur Proben: mit Probentyp Oberflä- chenwasser oder Schwebstoff
langjährige Mittelwerte je Messstelle für	1990–2017	2000-2017
Parameter	As, Ca, Cd, Cl, CSB, DOC, Eh, Fe, Fe-II, GH, KB8.2, KS4.3, Koloniezahl, LF, Mn, NH ₄ , NO ₂ , NO ₃ , O ₂ , oPO ₄ , Pb, pH, SO ₄ , T, TIC, TOC	As, Cd, Cr, Cu, Fe, Fe-II, Hg, LF20, Mg, Nges, NH4-N, NO2-N, NO3-N, Ni, O2, oPO4, Pb, pH, PO4, S ²⁻ , SO4, T, U, Zn
statistische Kenngrößen der langjährigen Mittel- werte an den Messstellen je Gewässerkörper	Anzahl, Minimum, Maximum, Mittel- wert, p10, p50, p90	Anzahl, Minimum, Maximum, Mittel- wert, p10, p50, p90

Neben den in Abbildung 8 aufgeführten **Schadstoffen** sollten zur Gruppierung der Gewässerkörper auch **Verfahrensparameter** der (mikro-)biologischen Reinigungsverfahren zur Gruppierung der Wasserkörper herangezogen werden. Die dazu genutzten Parameter sind in Tabelle 7 mit ihrer Bedeutung für (mikro-)biologische Prozesse aufgeführt.



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



LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE



Seite | 26

Tabelle 7: Chemische Parameter der Grundwassermessstellen, die zur Unterteilung der GWK nach relevanten Verfahrensparametern der (m)bRV herangezogen wurden und deren Bedeutung für die (m)bRV. ^a: auch für die OWK, z. T. schon als Schadstoff.

Parameter	Aussage/Relevanz für die (m)bRV
pH ª, Tª	Allgemeine Milieuparameter: Alle (Mikro-)Organismen haben einen pH- und T-Bereich, in welchem sie sich entwickeln können (Ökologische Potenz). Für mikrobielle heterotro- phe Sulfatreduktion ist z. B. häufig ein pH-Wert-Bereich von 6–8 günstig, wobei durch Bildung von Mikromilieus auch niedrigere pH-Werte der freien Wasserphase tolerabel sind (Koschorreck, 2008). Oxidation von Eisen-II wird auch noch bei niedrigen pH- Werten von bis zu 2 z. B. durch den autotrophen Stamm <i>Ferrovum myxofaciens</i> durch- geführt (Hedrich et al., 2012).
Eh, O_2^a , NO_3^a , NO_2^a , NH_4 , Fe-II ^a , Fe ^a , Mn	Parameter die das Redox-Milieu beschreiben. Alle mikrobiellen Stoffwechselreaktionen nutzen einen terminalen Elektronenakzeptor (EA). Häufig ist das Sauerstoff. Bei Abwe- senheit von Sauerstoff – unter anoxischen Bedingungen – können Mikroorganismen aber auch andere Stoffe, wie z. B. Nitrat, Eisen-III, Sulfat, nutzen. Die mikrobielle Sul- fatreduktion (Sulfat als EA) wird durch Sauerstoff und Nitrat inhibiert, weil mit jenen eine höhere Energieausbeute möglich ist.
KS, KB, TIC, Ca, GH	Puffervermögen des Wassers gegenüber Änderungen des pH-Wert im Zuge mikrobieller Prozesse wie z. B. Eisenoxidation und –fällung und Carbonathaushalt.
Koloniezahl, DOC, TOC	Indiz für Gehalt organischer Stoffe (evtl. als Kontamination) und mikrobielle Aktivität.
Cl, Lf ^a	Salinität des Wassers: ähnlich allgemeiner Milieuparameter – verschiedene Toleranzbe- reiche von (Mikro-)organismen.
o-PO ₄ ª	Relevanter Nährstoff für das Wachstum aller Organismen.

In Abbildung 10 ist schematisch dargestellt, wie aus den Einzelmesswerten der Parameter an den Messstellen statistische Kenngrößen zur Gruppierung der Gewässerkörper ermittelt wurden und wozu diese jeweils verwendet wurden. Es wurde in zwei Schritten vorgegangen:

- Zunächst wurden aus den Zeitreihen der Parameter an den Messstellen die langjährigen Mittelwerte berechnet (**zeitliche Aggregation**).
- Anschließend wurden für alle Messstellen eines Gewässerkörpers statistische Kenngrößen berechnet (**räumliche Aggregation**):
 - Anzahl der Messstellen im GWK,
 - o Minimum, Mittelwert und Maximum des langjährigen Mittelwertes,
 - o 10 %-Perzentil (p10) der langjährigen Mittelwerte,
 - o 50 %-Perzentil (p50) der langjährigen Mittelwerte,
 - 90 %-Perzentil (p90) der langjährigen Mittelwerte.

Die Berechnung der zeitlichen und der räumlichen Aggregation fand jeweils mit für die Datenformate der Eingangsdaten angepassten Programmskripten⁴ statt. Zur Ermittlung der langjährigen Beschaffenheit an Messstellen wurden für die Pegel der Oberflächengewässer Daten aus den Jahren 2000–2017 herangezogen. Für die weniger dynamisch reagierenden Grundwässer wurde der Zeitraum der Datengrundlage auf 1990–2017 verlängert.

⁴ Es wurde die Programmiersprache Pyhton, Version 3.5 verwendet: https://www.python.org/about/.









Abbildung 10: Schema der Methode zur Gruppierung von Gewässerkörpern hinsichtlich Schadstoffen mit Umweltqualitätsnormen und Verfahrensparametern (mikro-)biologischer Reinigungsverfahren.

Für die Kategorisierung der **Grundwasserkörper** nach dem Grad der Überschreitung der Schwellenwerte der GrwV wurde das 90 % Perzentil (p90) verwendet. Es ist die Konzentration, die bei Betrachtung der langjährigen Mittelwerte (1990–2017 für die GWK) an 90 % aller Messstellen eines GWK unterschritten wurde. Es wurde bewusst nicht der Mittelwert oder der Median (50 %-Perzentil) herangezogen, weil die in der weiteren Bearbeitung zuzuordnenden Reinigungsverfahren:

- a) tendenziell an Stellen höherer Belastung vorzusehen wären, um einen höheren absoluten Reinigungseffekt erzielen zu können und
- b) für diese höheren Belastungen ausgelegt werden müssen.

Die Behandlung der **OWK** unterscheidet sich von der der GWK in folgenden Punkten:

- Bei der räumlichen Aggregation konnte in der Regel nur der Mittelwert berechnet werden, weil für 80 % der Parameter weniger als fünf Messstellen mit Messwerten in den OWK vorlagen. Damit wurde für die OWK der Mittelwert eines Parameters zur Gruppierung verwendet und nicht das 90 %-Perzentil wie bei den GWK. Dies ist auch inhaltlich gerechtfertigt, da bei der Auswahl eines Behandlungspunktes in einem GWK i.d.R. die hochbelasteten in Frage kommen. Die OWK sind hingegen durch geringere Größe (746 OWK gegenüber 83 GWK in Sachsen) sowie homogenere Beschaffenheit entlang des Fließpfades charakterisiert.
- Für viele Parameter lagen Messwerte mehrerer Kompartimente vor: gelöst, gesamt, schwebstoffgebunden an Fraktion < 20 µm bzw. (ab 2011) < 63 µm. Die Auswahl des auszuwertenden Kompartiments richtete sich für die Schadstoffe nach der zugrundeliegenden UQN der OGewV. Für die nicht schwebstoffgebundenen Metalle wurden allerdings anstelle der Gelöstkonzentrationen (< 0,45 µm) die Gesamtkonzentrationen herangezogen, weil diese wiederum für die (m)bRV relevant sind. Folgende Schadstoff-Kompartimente wurden ausgewertet:









- As schwebstoffgebunden < 63 μ m,
- Cr schwebstoffgebunden < 63 μ m,
- \circ Cu schwebstoffgebunden < 63 μ m,
- Zn schwebstoffgebunden < 63 μm,
- Fe gesamt,
- Sulfat gelöst,
- pH-Wert (vor Ort),
- Cd gesamt,
- Pb gesamt,
- \circ Ni gesamt.
- Silber, Thallium, Selen wurden nicht mit betrachtet, da nur vereinzelt Überschreitungen der UQN und hinreichend Messwerte vorlagen.
- Die Anzahl der durch Bergbau beeinflussten und damit zu berücksichtigenden UQN für die OKW ist mit 12 wesentlich höher als für die GWK. Um eine handhabbare und fachlich begründete Anzahl von Belastungsgruppen der OWK ableiten zu können, wurden die betrachteten Parameter nach ihren dominierenden Immobilisierungspfaden gemäß den Darlegungen in Abschnitt 4.3.2 gruppiert: Metalle, Sulfat, Eisen, Arsen, Chrom, pH-Wert.

5.2 GRUPPIERUNG DER GRUNDWASSERKÖRPER

In diesem Abschnitt werden von den GWK, die sich nach WRRL im Bewirtschaftungszeitraum 2015 in einem schlechten chemischen Zustand befanden diejenigen identifiziert, die durch bergbaubedingte Schadstoffe im schlechten Zustand sind. Es werden die zustandsbestimmenden Stoffe dargestellt und die betroffenen GWK den Bergbauregionen zugeordnet. Anschließend werden die GWK nach dem Grad der Überschreitung der Schwellenwerte in der GrwV sowie nach Verfahrensparametern der (m)bRV gruppiert. Die Vorgehensweise wurde in Abschnitt 5.1 dargestellt.

5.2.1 Bergbaubeeinflusste Grundwasserkörper

Nach Grundwasserverordnung §5 Abs. 1 bilden die "Grundlage für die Beurteilung des chemischen Grundwasserzustands [...] die in Anlage 10.2 aufgeführten Schwellenwerte." Von den dort aufgeführten zwölf Parametern werden lediglich:

- Arsen,
- Cadmium,
- Blei,
- Sulfat

in diesem Vorhaben als potenziell durch Bergbau beeinträchtigt betrachtet (vgl. Abschnitt 4.3.2). Alle anderen Parameter (Quecksilber, PBSM, Nitrat, Ammonium, Nitrit, o-Phosphat, Tri-/Tetrachlorethene) sind überwiegend anderen Verursachern (u. a. Landwirtschaft, chemischen Industrie, atmosphärischer Eintrag durch Feuerung) zuzuordnen. In Abbildung 11 sind diejenigen GWK hervorgehoben, die aufgrund der Belastung mit Arsen, Cadmium, Sul-









fat und Blei einen schlechten chemischen Zustand nach WRRL im Bewirtschaftungszeitraum 2015 besaßen. Dies sind **24 der 83 GWK auf sächsischem Gebiet**. In der Karte in Abbildung 11 sind außerdem die bergbaubeeinflussten OWK nach Abbildung 7 als Schraffur überlagert. Aus dieser Darstellung lassen sich den von Bergbau beeinflussten GWK sehr deutlich die drei großen Bergbauregionen zuordnen:

- Braunkohlenbergbau Westsachsen,
- Braunkohlenbergbau Ostsachsen,
- Altbergbau (Montanregion Erzgebirge, Erze und Steinkohle).

Anlage 10.2 enthält eine Tabelle mit allen GWK im schlechten chemischen Zustand, unter Angabe der bewirkenden Stoffe sowie die Zuordnung zu Bergbauregionen. Außerdem werden dort Karten analog zu Abbildung 11 für die vier Einzelstoffe gezeigt.



Abbildung 11: GWK in Sachsen – schlechter chemischer Zustand nach EU-WRRL im Bewirtschaftungszeitraum 2015 durch bergbaubeeinflusste Schadstoffe (Sulfat, Cadmium, Arsen, Blei). Überlagert mit der Lage bergbaubeeinflusster OWK und der Zuordnung zu den drei Bergbauregionen.

Aus Abbildung 11 und den Karten in Anlage 10.2 wird deutlich, dass vor allem die GWK in den Braunkohleregionen durch **Sulfat** einen schlechten chemischen Zustand aufweisen. Außerdem sind die GWK Elbe, Jahna, Zwickau, Obere Freiberger Mulde davon betroffen. Die zustandsbestimmende Belastung durch **Arsen** betrifft v. a. GWK im Erzgebirge, aber auch teilweise die Braunkohlenbergbauregionen, da der Pyrit in der quartären und tertiären Deckschichten oft arsenhaltig ist. Eine ähnliche Verteilung gibt es für **Cadmium**. **Blei** ist lediglich in den zwei GWK Weißeelsterbecken mit Bergbaubeeinflussung und Obere Freiberger Mulde zustandsbestimmend. Alle GWK deren chemischer Zustand durch die vier genannten Stoffe



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







schlecht ist, sind auch von bbb OWK nach Abbildung 7 überlagert. Damit werden alle 24 dargestellten GWK in der Betrachtung als **bergbaubeeinflusste GWK** weiter geführt.

5.2.2 Kategorisierung nach der Belastung

Die 24 bergbaubeeinflussten Grundwasserkörper wurden bezüglich des Grades der Überschreitung der Schwellenwerte der 4 bergbaubedingten Parameter in der GrwV kategorisiert. In einem ersten Schritt wurden die zeitlichen Mittelwerte je Messstelle der oben ermittelten, zustandsbestimmenden Schadstoffe (Sulfat, Arsen, Blei, Cadmium) berechnet (**zeitliche Aggregation**). Die gewonnenen Daten der Messstellen wurden in QGIS den GWK zugeordnet, wie beispielhaft für Sulfat in Abbildung 12 dargestellt ist.



Abbildung 12: GWK in Sachsen – schlechter chemischer Zustand nach EU-WRRL im Bewirtschaftungszeitraum 2015 durch Sulfat und langjährige Mittelwerte (1990–2017) an Grundwassermessstellen.

Im nächsten Schritt wurden für alle Mittelwerte der Messstellen in einem GWK statistische Kenngrößen berechnet. Das Ergebnis dieser **räumlichen Aggregation** der Parameter zeigt Tabelle 8 beispielhaft für Sulfat an sieben GWK. Anlage 10.4 enthält den gesamten Datensatz aller bearbeiteten Parameter mit den Kenngrößen Anzahl der Messstellen, p10, p90 und Mittelwert.









Tabelle 8: Statistische Kennwerte über die langjährigen Mittelwerte an Grundwassermessstellen in den GWK – Auszug des Datensatzes. #: Anzahl der Messstellen, MW: Mittelwert, pXX: XX-% Perzentil.

Parameter	Schwar- ze Elster	Elbe	Weisse- ritz	Jahna	Obere Freiber- ger Mulde	Obere Floeha	Mittlere Zschopau
Sulfat Einheit	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Sulfat #	19	408	10	58	42	18	10
Sulfat min	197	24	10	28	15	14	23
Sulfat max	5290	2421	79	447	2900	83	119
Sulfat MW	1697	232	37	190	317	42	74
Sulfat p10	242	115	11	104	26	24	37
Sulfat p50	937	197	34	193	105	40	76
Sulfat p90	4370	339	51	271	669	68	118

In Tabelle 9 sind diese langjährigen 90 %-Perzentile und die Mittelwerte für die vier bbb Schadstoffe Sulfat, Arsen, Blei und Cadmium in den 24 bergbaubeeinflussten GWK zusammengefasst.

Diese langjährigen Werte der Schadstoffkonzentrationen in den GWK wurden schließlich nach dem **Grad der Überschreitung der Schwellenwerte der GrwV** (**Überschreitungsgrad**) wie folgt kategorisiert:

- > 1 × SW,
- > 1,5 × SW,
- > 2 × SW,
- > 3 × SW,
- > 5 × SW,
- > 10 × SW,
- > 100 × SW

und den GWK zugeordnet. In Abbildung 13 ist diese Zuordnung beispielhaft für den Parameter Sulfat als Karte dargestellt.

Schließlich wurden für die GWK **Belastungsgruppen** abgeleitet, die die Schadstoffcharakteristik bezüglich der Überschreitung der Schwellenwerte der GrwV abbilden. Die Ableitung der Gruppen erfolgte sowohl nach dem Gesichtspunkt, welche Schadstoffe die Schwellenwerte der GrwV überschreiten, als auch – wenn nötig – nach dem Grad der Überschreitung. So wurden die in Tabelle 10 zusammengefassten acht Gruppen gebildet.

Tabelle 9: Langjährige Mittelwerte und 90 %-Perzentile der Konzentrationen von Sulfat, Arsen, Blei, Cadmium in den bergbaubeeinflussten GWK. MW: Mittelwert, p90: 90 %-Perzentil, ML: Moränenlandschaft. Bbb: Bergbaubeeinflussung.

Komponente Schwellenwert der GrwV	As 10	Pb 10	Cd 0,5	SO4 250
Dimension	µg/L	µg/L	µg/L	mg/L





LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE



Seite | 32

- 5 GRUPPIERUNG DER GEWÄSSERKÖRPER -

	Parameter	MW	p90	MW	p90	MW	p90	MW	p90
DEBB_SE 4-1	Schwarze Elster	0,6	0,6	15	35	2,8	7,4	1697	4370
DESN_EL 1-1+2	Elbe	38	29	3,2	5,1	0,43	0,95	232	339
DESN_EL 1-9	Weißeritz	13	29	8,8	36	0,72	1,8	37	51
DESN_EL 2-4	Jahna	0,6	0,9	0,91	1,2	0,32	0,41	190	271
DESN_FM 1	Obere Freiberger Mulde	29	32	73	138	343	607	317	669
DESN_FM 3-2	Obere Floeha	3,0	5,9	0,71	1,3	0,85	1,6	42	68
DESN_FM 4-2	Mittlere Zschopau	2,7	6,5	1,5	4,7	1,3	3,6	74	118
DESN_FM 4-3	Obere Zschopau	21	61	3,1	1,2	1,4	3,5	48	103
DESN_SAL GW 052	Grossraum Leipzig	1,3	4,2	2,0	2,8	0,22	0,24	455	660
DESN_SAL GW 058	Eulagebiet	0,5	0,8	1,8	4,7	1,0	0,61	258	427
DESN_SAL GW 059	Weißelsterbecken mit Bbb	2,2	4,8	14	28	9,4	7,0	1367	2627
DESN_SAL GW 060	Parthegebiet	1,6	5,1	3,3	3,8	0,76	1,8	271	445
DESN_SE 1-1	Hoyerswerda	0,6	0,6	6,8	11	1,9	5,4	624	1158
DESN_SP 2-1	Niesky	0,5	0,7	8,2	10	0,90	2,1	227	270
DESN_SP 3-1	Lohsa-Nochten	0,5	0,7	10	12	1,1	1,9	571	1226
DESN_VM 1-1	Lober-Leine	3,1	9,8	5,3	11	1,2	2,4	474	840
DESN_VM 2-2	Strengbach	0,4	0,5	12	21	1,4	3,0	701	1700
DESN_ZM 1-1	Zwickau	33	89	3,8	5,2	1,7	5,8	409	953
DESN_ZM 1-2	Aue-Schlema	2,8	4,7	5,0	6,2	0,99	1,2	547	1176
DESN_ZM 1-3	Schwarzwasser	8,8	19	1,6	4,0	2,5	4,5	60	80
DESN_ZM 1-4	Eibenstock	3,3	6,3	4,0	10	0,28	0,74	21	44
DESN_ZM 3-2	Chemnitz-1	19	46	5,5	1,1	0,26	0,43	123	271
DEST_SAL GW 022	Hallesche u. Köthener ML							406	629
DETH_SAL GW 054	Ronneburger Horst			1,8	1,8	0,09	0,13	160	216



VITA-MIN









Abbildung 13: Sulfatbelastung bergbaubeeinflusster GWK in Sachsen – Grad der Überschreitung des Schwellenwertes der GrwV für das 90 %-Perzentil der langjährigen Mittelwerte (1990–2017) aller Grundwassermessstellen des GWK.

In Tabelle 11 sind die GWK geordnet nach den Belastungsgruppen dargestellt. Abbildung 14 zeigt die entsprechende Kartendarstellung. In Anlage 10.4 sind separaten Kartendarstellungen für die vier Schadstoffe beigefügt.

Tabelle 10: Belastungsgruppen der GWK – Kategorisierung nach welchem Grad das 90 %-Perzentil der Konzentrationen in den GWK die Schwellenwerte der GrwV für bergbaubedingte Schadstoffe überschreitet. Leere Zellen: p90 kleiner oder gleich UQN. Datengrundlage: Werte 1990–2017, iDA.

GWK-Belastungsgruppe	90 %-Perzentilfach des Schwellenwertes der GrwV							
	Sulfat	Cadmium	Blei	Arsen				
Sulfat	1,5-2							
Sulfat, Cadmium	1,5-3	2–10						
Sulfat, Cadmium, Blei	5-10	5–10	2–3					
Cadmium überprägt	> 1,5	> 100	> 1,5	> 1,5				
Arsen, Cadmium	< 3	3–10	< 3	2-5				
Cadmium		3-5						
Arsen				2-3				
geringfügig	< 1,5	< 1,5	< 1,5	< 1,5				







VITA-MIN

Tabelle 11: Kategorisierung der GWK nach Grad der Überschreitung der Schwellenwerte der GrwV für bergbaubedingte Schadstoffe (Belastungsgruppen). Basis ist das 90 %-Perzentil über die langjährigen Mittelwerte aller Messstellen in einem GWK. Bbb: Bergbaubeeinflussung.

GWK	Komponente	As	Pb	Cd	S04
	UQN	10 µg/L	10 µg/L	0.5 µg/L	250 mg/L
DESN_SAL GW 052	Grossraum Leipzig				2
DEST_SAL GW 022	Hallesche/Koethener Moränenl.				2
DESN_SAL GW 058	Eulagebiet			1	1,5
DESN_SE 1-1	Hoyerswerda		1	10	3
DESN_VM 1-1	Lober-Leine		1	3	3
DESN_ZM 1-2	Aue-Schlema			2	3
DESN_SAL GW 060	Parthegebiet			3	1,5
DESN_SP 3-1	Lohsa-Nochten		1	3	3
DESN_SAL GW 059	Weisselsterbecken mit Bbb		2	10	10
DEBB_SE 4-1	Schwarze Elster		3	10	10
DESN_VM 2-2	Strengbach		2	5	5
DESN_FM 1	Obere Freiberger Mulde	3	10	100	2
DESN_ZM 1-1	Zwickau	5		10	3
DESN_FM 4-3	Obere Zschopau	5		5	
DESN_EL 1-9	Weisseritz	2	3	3	
DESN_ZM 1-3	Schwarzwasser	1,5		5	
DESN_FM 4-2	Mittlere Zschopau			5	
DESN_FM 3-2	Obere Floeha			3	
DESN_SP 2-1	Niesky		1	3	1
DESN_ZM 3-2	Chemnitz-1	3			1
DESN_EL 1-1+2	Elbe	2		1,5	1
DESN_EL 2-4	Jahna				1
DESN_ZM 1-4	Eibenstock		1	1	
DETH_SAL GW 054	Ronneburger Horst				











Abbildung 14: Belastungsgruppen bergbaubeeinflusster GWK in Sachsen: Kategorisierung nach Überschreitung des Schwellenwertes der GrwV für Sulfat, Arsen, Blei, Cadmium in den langjährigen Mittelwerten (1990–2017) der Grundwassermessstellen des GWK.

5.2.3 Kategorisierung nach Verfahrensparametern (m)bRV

Im vorangegangenen Abschnitt 5.2.2 wurden die 24 bergbaubeeinflussten Grundwasserkörper Sachsens nach ihrer Belastungssituation mit den bergbaubedingten Schadstoffen Sulfat, Blei, Cadmium, Arsen in Gruppen eingeteilt. In diesen Gruppen sind die GWK somit unabhängig von ihrer natürlichen Hintergrundbeschaffenheit oder weiteren für die Leistungsfähigkeit der (m)bRV relevanten Parameter zusammengefasst. Zur Gruppierung der GWK wurden außerdem Daten von Arbeitsparametern der (m)bRV und Milieuparameter der GWK herangezogen (s.a. Tabelle 6). Die zeitliche und räumliche Aggregation der Daten erfolgte analog der Vorgehensweise für die vier Schadstoffe.

In Anlage 10.4 sind Tabellen enthalten, die für die 24 sächsischen Grundwasserkörper mit Bergbaubeeinflussung auch für die Verfahrensparameter ausgewählte Kenngrößen (p10, Mittelwert, p90) darstellen. Außerdem sind mit den Diagrammen in Abbildung 58 – Abbildung 70 die Spannweiten p10–p90 für Beschaffenheitskenngrößen dargestellt, die zur Unterteilung der GWK-Gruppen nach den Verfahrensparametern herangezogen wurden.

Diese Spannweiten wurden in der weiteren Bearbeitung auch in den Bewertungstabellen der Gewässerkörper zu ihrer Eignung für die jeweiligen Reinigungsverfahren dargestellt (s. Anlagen 10.7 und 10.8).









Die weitere Charakterisierung hinsichtlich der o.g. Verfahrensparameter (m)bRV ergibt, dass die folgende Unterteilung in Untergruppen relevant ist:

Drei GWK zeichnen sich durch **anoxische Verhältnisse** aus: **Hoyerswerda, Lohsa-Nochten, Schwarze Elster** und teilweise der GWK **Weißeelsterbecken**. Folgende Parameter zeigen auffällige Abweichungen gegenüber den ansonsten weitgehend aeroben Grundwasserverhältnissen:

- niedrige Sauerstoffkonzentration (p90 unterhalb von 0,5 mg/L),
- hohe Konzentration an gelöstem **Eisen-II** (p10 über 3 mg/L, p90 über 200 mg/L),
- niedrige Nitrat- und Nitritkonzentrationen (p90 unter 2 mg/L NO₃⁻, 0,03 mg/L NO₂⁻),

Damit charakterisieren sie die typischen Verhältnisse in den Gebieten des (ehemaligen) **Braunkohlentagebaus** – vor allem in der Lausitz. Im Zuge der großräumigen und langzeitlichen Grundwasserabsenkung sind die Grundwässer dort durch die gering gepufferte Pyritoxidation charakterisiert. Prinzipiell wurden die **Lausitzer** vom Braunkohletagebau geprägten Grundwässer in (DGFZ, 2012) bereits einschließlich ihrer Genese charakterisiert. Die anoxischen Verhältnisse rühren aus der großräumigen mikrobiellen Verwertung des kohlebürtigen DOCs, der nicht nur unter Nutzung von Sauerstoff, sondern auch unter nitratund eisenreduzierenden Bedingungen stattfindet.

Außerdem zeichnen sich diese drei GWK aus durch:

- niedrige Säurekapazität (p90 < 1,5 mmol/L),
- dadurch tendenziell niedrigere pH-Werte (p10 < 5, p90 < 6),
- niedrige Chloridkonzentrationen (p90 < 50 mg/L),
- im Vergleich zu anderen GWK tendenziell sehr geringe Koloniezahl⁵.

Die GWK in der **Mitteldeutschen Braunkohlebergbauregion** (Weißeelsterbecken mit Bergbaubeeinflussung, Großraum Leipzig, Lober-Leine) weisen zwar ebenfalls eine Belastung mit Sulfat auf, unterscheiden sich aber in ihrer Charakteristik v. a. durch

- Bereiche höherer Sauerstoffkonzentration (p90 3–7 mg/L) und dadurch bedingt
- niedrigere Eisenkonzentrationen,
- neutralere pH-Werte (p90 ca. 7),
- höhere Konzentrationen von Nitrat (p90 > 10 mg/L), Chlorid (p90 > 150 mg/L) und teilweise o-Phosphat (p90 bis zu 0,5 mg/L) sowie
- höheren Koloniezahlen (p90 > 150 mL⁻¹),

was auf den geogen bedingten höheren Calcitpuffer im Vergleich zum Lausitzer Revier zurückzuführen ist. Vor allem Letzteres ist aber auch ein Indiz für eine stärkere anthropogene Beeinträchtigung. Die Spannweite der aufgeführten Parameter in den Mitteldeutschen Braunkohle-GWK unterscheidet sich nicht grundlegend von der anderer betrachteter GWK, so dass eine Untergruppierung nicht gerechtfertigt ist. Eine Ausnahme bildet der GWK Weißeelsterbecken mit Bergbaubeeinflussung, der hohe Eisenkonzentrationen (p90 > 300 mg/L) bei teilweise auch sehr niedrigen Sauerstoffkonzentrationen (p10 0,17 mg/L) aufweist, so dass er die Charakteristik des anoxischen Milieus – wie oben aufgeführt – teilweise erfüllt.

⁵ Da die Koloniezahl unter aeroben Bedingungen bestimmt wird, reflektiert der niedrige Wert auch die Tatsache, dass die Mikrobiozönose in den besprochenen Grundwässern eher an anoxische Verhältnisse angepasst ist.









In eine zweite **Untergruppe "salinar"** wird der GWK Zwickau eingegliedert. Hier führen v. a. die Koppelung an die chloridisch höher mineralisierten Grundwässer der Vorerzgebirgssenke (Kolitzsch, 2008) zu:

- hohen Chloridkonzentrationen (p90 fast 500 mg/L), was sich in der
- hohen elektrischen Leitfähigkeit (p90 3,5 mS/cm) wiederspiegelt und
- neutrale pH-Werte (p10-p90: 6,5-7,6)⁶.

Hohe Salzgehalte werden auch in den GWK Schwarze Elster und Weißeelsterbecken mit Bbb gemessen, sind dort aber v. a. durch Sulfat getragen. Außerdem zeichnet sich der GWK Zwickau aus durch:

- hohe TIC- (p90 93 mg/L), Calciumkonzentration (p90 386 mg/L),
- hohe Ammonium- (p90 10 mg/L), o-Phosphatkonzentration (p90 0,8 mg/L),
- hohe Pufferkapazität (p90 KS_{4,3} 15 mmol/L, KB_{8,4} 4 mmol/L) bedingt durch hohen Gehalt gelöster, dissoziierbarer Ionen.

Diese Untergruppen stellen die Situation an den höher belasteten Messstellen der Grundwasserkörper in Sachsen dar. An den höher belasteten Messstellen deshalb, weil gezielt die 90 %-Perzentile der bbb Schadstoffe Sulfat, Arsen, Cadmium, Blei herangezogen wurden, da eine Reinigung an den Belastungsschwerpunkten i. d. R. am effizientesten durchgeführt werden kann. Durch die im zweiten Schritt herangezogene Spannweite (10 %- bis 90 %-Perzentil) weiterer Parameter wurde darüber hinaus die allgemeine Beschaffenheit der Grundwässer charakterisiert, die für die Zuordnung geeigneter (mikro-)biologischer Reinigungsverfahren relevant sind.

5.2.4 Gruppierung

Die in den vorangegangenen Abschnitten abgeleitete Gruppierung der 24 bergbaubeeinflussten GWK Sachsens ist in Tabelle 12 zusammengefasst. Es ergaben sich

- sieben Hauptgruppen hinsichtlich der Belastung mit bergbaubedingen Schadstoffen (Sulfat, Cadmium, Blei, Arsen) und
- zwei Untergruppen aufgrund deutlicher Unterschiede im für die (m)bRV relevanten Verfahrensparameter Aerobie (Redoxzustand).

Drei der 24 bbb GWK besaßen insgesamt betrachtet nur geringfügige Überschreitungen der Schwellenwerte und wurden keiner Gruppe zugeordnet (Jahna, Eibenstock, Ronneburger Horst).

Tabelle 12: Gruppierung der 24 bbb GWK nach Belastungsgruppen bbb Schadstoffe Sulfat,Arsen, Blei, Cadmium und Verfahrensparametern (m)bRV.

GWK	Bezeichnung	Gruppe	Untergruppe		
		aus Belastung mit bbb Schadstoffen	aus Verfahrensparametern (m)b RV		
DESN_SAL GW 052	Grossraum Leipzig	Sulfat	-		

⁶ Die aufgeführten Abweichungen sind v.a. auf eine tiefe Messstelle in 500 m zurückzuführen, die in der Datengrundlage enthalten war. Deshalb wird bei der weiteren Gruppierung nicht an der Untergliederung nach der Salinität festgehalten.









- 5 GRUPPIERUNG DER GEWÄSSERKÖRPER -



DEST_SAL GW 022	Hallesche/Koethener Moränenl.		-
DESN_SAL GW 058	Eulagebiet		-
DESN_SE 1-1	Hoyerswerda		anoxisch
DESN_VM 1-1	Lober-Leine		aerob
DESN_ZM 1-2	Aue-Schlema	Sulfat, Cadmium	aerob
DESN_SAL GW 060	Parthegebiet		aerob
DESN_SP 3-1	Lohsa-Nochten		anoxisch
DESN_SAL GW 059	Weisselsterbecken mit Bbb		teilweise anoxisch
DEBB_SE 4-1	Schwarze Elster	Sulfat, Cadmium, Blei	anoxisch
DESN_VM 2-2	Strengbach		aerob
DESN_FM 1	Obere Freiberger Mulde	Cadmium überprägt	-
DESN_ZM 1-1	Zwickau		(salinar, nicht übernommen)
DESN_FM 4-3	Obere Zschopau	Cadmium, Arsen	-
DESN_EL 1-9	Weisseritz		-
DESN_ZM 1-3	Schwarzwasser		-
DESN_FM 4-2	Mittlere Zschopau	Cadmium	-
DESN_FM 3-2	Obere Floeha	Caumium	-
DESN_SP 2-1	Niesky		-
DESN_ZM 3-2	Chemnitz-1	Arean	-
DESN_EL 1-1+2	Elbe	Arsen	-
DESN_EL 2-4	Jahna		-
DESN_ZM 1-4	Eibenstock	geringfügig	-
DETH_SAL GW 054	Ronneburger Horst		-









5.3 GRUPPIERUNG DER OBERFLÄCHENWASSERKÖRPER

In diesem Abschnitt werden von den OWK, die sich nach WRRL im Bewirtschaftungszeitraum 2015 in einem schlechten chemischen oder ökologischen Zustand befanden, diejenigen identifiziert, die durch bergbaubedingte Schadstoffe im schlechten Zustand sind. Es werden die zustandsbestimmenden Stoffe dargestellt und die betroffenen OWK den Bergbauregionen zugeordnet. Anschließend werden die OWK nach dem Grad der Überschreitung der UQN in der OGewV sowie nach Verfahrensparametern der (m)bRV gruppiert. Die Vorgehensweise wurde in Abschnitt 5.1 dargestellt.

5.3.1 Bergbaubeeinflusste Oberflächenwasserkörper

Im Gegensatz zum Grundwasser werden die Oberflächengewässer nach zwei Kriterien beurteilt – dem ökologischen Zustand bzw. Potenzial und dem chemischen Zustand. Die Oberflächengewässerverordnung definiert Umweltqualitätsnormen für die folgenden bergbaubeeinflussten Stoffe zur Beurteilung des:

• ökologischen Zustandes/ökologischen Potenzials:

- flussgebietsspezifische Schadstoffe zur Beurteilung nach Anlage 6 OGewV (UQN definiert an gleicher Stelle):
 - Arsen, Chrom, Kupfer, Selen, Silber, Thallium, Zink
- Allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten nach Anlage 3, 3.2 (Anforderungen in Anlage 7: "Mittelwert als arithmetisches Mittel aus den Jahresmittelwerten von maximal drei aufeinander folgenden Kalenderjahren"):
 - <u>Eisen</u>, <u>Sulfat</u>, <u>pH-Wert</u>
 - sind zur Einstufung unterstützend heranzuziehen.
- chemischen Zustandes (UQN in Anlage 8 OGewV):
 - <u>Cadmium</u> und Cadmiumverbindungen (im Folgenden Cadmium oder Cd)
 - <u>Nickel</u> und Nickelverbindungen (im Folgenden Nickel oder Ni)
 - o Blei und Bleiverbindungen (im Folgenden Blei oder Pb)

Alle anderen Qualitätskomponenten (u. a. biologische Parameter, Nitrat, Ammonium, Nitrit, o-Phosphat, Quecksilber, organische Verbindungen) sind überwiegend anderen Verursachern (z. B. Landwirtschaft, chemischen Industrie, atmosphärischer Eintrag durch Feuerung) zuzuordnen und werden für die weitere Auswertung nicht betrachtet.

Für die folgenden Darstellungen werden – anders als in Abbildung 5 und Abbildung 6 – Oberflächenwasser*körper* verwendet, indem die Informationen für die Fließgewässerabschnitte mit den ihnen zugehörigen Oberflächenwasserkörpern verknüpft wurden. Aufgrund der größeren Anzahl der zu betrachtenden Qualitätskomponenten werden drei Darstellungen vorgenommen:

- chemischer Zustand der OWK (Blei, Cadmium, Nickel),
- ökologischer Zustand der OWK, physikalisch-chemische Qualitätskomponenten (Eisen, Sulfat, pH-Wert),









• ökologischer Zustand der OWK, flussgebietsspezifische Schadstoffe (Arsen, Chrom, Kupfer, Selen, Silber, Thallium, Zink).

Anschließend daran werden nur diejenigen OWK weiter betrachtet, die zusätzlich zu chemisch/ökologisch schlechtem Zustand auch bergbaubeeinflusst nach Abbildung 7 sind.

5.3.1.1 Chemischer Zustand

In Abbildung 15 sind diejenigen OWK hervorgehoben, die aufgrund der Belastung mit Blei, Cadmium, Nickel den guten chemischen Zustand verfehlen. Dies sind 126 der 746 OWK auf sächsischem Gebiet. Überlagert sind die bergbaubeeinflussten OWK nach Abbildung 7. **71 OWK** sind demnach auch bergbaubeeinflusste OWK, die im Folgenden weiter betrachtet werden.



Abbildung 15: OWK in Sachsen – Verfehlung des guten chemischen Zustandes nach EU-WRRL im Bewirtschaftungszeitraum 2015 durch bergbaubedingte Schadstoffe (Blei, Cadmium, Nickel) überlagert mit der Lage bergbaubeeinflusster OWK. Datengrundlage: Bewirtschaftungsplan 2015.

Die Zuordnung zu den drei Bergbauregionen verlagert sich entsprechend der Fließrichtung der Fließgewässer abstromig. Die Lage der Bergbauregionen ist erwartungsgemäß bei der Betrachtung der OWK weniger an die Lage des ursprünglichen Bergbaubetriebes gebunden, sondern erweitert sich durch den Transport der Stoffe stromabwärts, so dass die betrachteten Gebiete entsprechend auszuweiten sind. Vor allem Zwickauer und Freiberger Mulde sowie Triebisch transportieren diese Metalle bis zum Austritt aus dem Gebiet des Freistaates









VITA-MIN

bzw. zur Einmündung in die Elbe in so hoher Konzentration weiter, dass der nicht gute Zustand aufrecht erhalten bleibt. Auch diese, abstromig der ursprünglichen Bergbauregionen gelegenen OWK, sind in der folgenden Auswertung einzuschließen.

5.3.1.2 Ökologischer Zustand

In Abbildung 16 sind diejenigen OWK hervorgehoben, die aufgrund der Konzentrationen von Sulfat, Eisen und Protonen (pH-Wert) den guten ökologischen Zustand (Allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten der OGewV) verfehlen. Dies sind 269 der 746 OWK auf sächsischem Gebiet. Überlagert sind die bergbaubeeinflussten OWK nach Abbildung 7. Demnach sind **76 OWK**, davon auch bergbaubeeinflusste OWK, die im Folgenden weiter betrachtet werden. Deutlich wird, dass vor allem Belastungen mit Sulfat auch außerhalb der bbb OWK auftreten.



Abbildung 16: OWK in Sachsen – Verfehlung des guten ökologischen Zustandes nach EU-WRRL im Bewirtschaftungszeitraum 2015 (flussgebietsspezifische Schadstoffe: Sulfat, pH-Wert, Eisen) überlagert mit der Lage bergbaubeeinflusster OWK. Datengrundlage: Bewirtschaftungsplan 2015.

In Abbildung 17 sind diejenigen OWK hervorgehoben, die aufgrund der Konzentrationen der flussgebietsspezifischen Schadstoffe (Arsen, Kupfer, Silber, Thallium, Zink) den guten ökologischen Zustand verfehlen. Dies sind 99 der 746 OWK auf sächsischem Gebiet. Überlagert sind die bergbaubeeinflussten OWK nach Abbildung 7. Demnach sind **61 dieser OWK** auch bergbaubeeinflusste OWK, die im Folgenden weiter betrachtet werden. Es treten nur selten Belastungen mit den genannten Stoffen außerhalb der bbb OWK auf. Alle UQN-Überschreitungen von Silber und Thallium liegen außerhalb der bbb OWK.











Abbildung 17: OWK in Sachsen – Verfehlung des guten ökologischen Zustandes nach EU-WRRL im Bewirtschaftungszeitraum 2015 (allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten: Arsen, Chrom, Kupfer, Selen, Silber, Thallium, Zink) überlagert mit der Lage bergbaubeeinflusster OWK. Datengrundlage: Bewirtschaftungsplan 2015.

In Summe **verfehlen 122 der 131 bbb OWK gemäß** Abbildung 7 **den guten chemischen oder ökologischen Zustand durch bergbaubedingte Schadstoffeinträge**. D. h. in den anderen 9 OWK waren keine der definierten bbb Schadstoffe aus der OGewV (Abbildung 8) verursachend für die Verfehlung des guten Zustand des OWK. Diese 122 im Folgenden weiter betrachteten OWK sind in einer Tabelle in Anlage 10.3 mit Angabe der verursachenden Schadstoffe zusammengetragen.

5.3.2 Kategorisierung nach der Belastung

Wie die Grundwasserkörper wurden die oben ermittelten 122 bergbaubeeinflussten Oberflächenwasserkörper bezüglich des Grades der Überschreitung der Umweltqualitätsnormen der OGewV kategorisiert. Die langjährigen Mittelwerte der Konzentrationen der Schadstoffe, die den den nicht guten chemischen/ökologischen Zustand verursachen, wurden für alle betroffenen OWK aus den Messwerten berechnet (**zeitliche Aggregation**). Die gewonnenen Daten der Messstellen wurden in QGIS den OWK zugeordnet, wie beispielhaft für Sulfat in Abbildung 18 dargestellt ist.











Abbildung 18: OWK in Sachsen – Verfehlung des guten chemischen Zustandes nach EU-WRRL im Bewirtschaftungszeitraum 2015 und Grad der Überschreitung der UQN 75 mg/L Sulfat an langjährigen Mittelwerten (2000–2017) der Oberflächenwassermessstellen.

Für die anschließende **räumliche Aggregation** wurden für diese langjährigen Mittelwerte der Messstellen in einem OWK statistische Kenngrößen berechnet. Tabelle 13 zeigt beispielhaft die Ergebnisse für Sulfat an sieben OWK.

Tabelle 13: Statistische Kennwerte über die langjährigen Mittelwerte an Messstellen in den OWK – Auszug des Datensatzes für Parameter Sulfat an sieben OWK. #: Anzahl der Messstellen, MW: Mittelwert, pXX: XX. Perzentil. B.: Bach

Parameter	Fleißen- bach	Zwota	Brunndöb- ra	Biela	Cunnersdorfer B.	Weißeritz- 2	Weißeritz- 3b
Sulfat Einheit	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Sulfat #	2	5	4	4	3	1	11
Sulfat min	36,7	22,1	18,6	21,1	41,9	26,1	37,7
Sulfat max	44,4	34,7	31,8	37,9	51,8	26,1	620
Sulfat MW	40,6	26,6	26,2	29,5	45,2	26,1	105
Sulfat p10							44,6
Sulfat p50							52,6
Sulfat p90							72,1

Für die **Kategorisierung** der OWK nach dem Grad der Überschreitung der UQN wird wie für die GWK vorgegangen, nur dass der Mittelwert (**MW**) statt des 90 %-Perzentils im OWK









verwendet wurde (Begründung s. unter Abschnitt 5.1). In Anlage 10.5 sind die Anzahl der Messstellen mit Messwerten sowie die Mittelwerte für die jeweiligen Parameter in Tabellen dargestellt.

Im nächsten Schritt wurde je OWK berechnet um ein Wievielfaches diese Mittelwerte die jeweilige UQN des Parameters überschreiten. Es wurden die gleichen Abstufungen wie für die GWK verwendet ($1 \times, 1,5 \times, 2 \times, 3 \times, 5 \times, 10 \times, 100 \times$ UQN). Für jeden der ausgewerteten Parameter sind dazu in Anlage 10.5 Karten enthalten. Abbildung 19 zeigt die entsprechende Kartendarstellung für Sulfat. Dabei ist sehr gut zu erkennen, dass sich die Belastung vor allem in den Braunkohletagebauregionen konzentriert. Aber auch entlang der Zwickauer und Freiberger Mulde liegen höhere Konzentrationen vor, die sich stromabwärts ausbreiten.



Abbildung 19: Grad der Überschreitung der UQN für Sulfat in den langjährigen Mittelwerten (2000–2017) der 122 bbb OWK.

In Abbildung 20 und Tabelle 14 ist die Häufigkeitsverteilung des Grades der Überschreitung der UQN für die relevanten Parameter veranschaulicht. Deutlich wird, dass die Parameter Chrom und pH-Wert gar nicht bzw. an nur 3 der 122 bbb OWK die UQN nicht erfüllen.







- 5 GRUPPIERUNG DER GEWÄSSERKÖRPER -



Abbildung 20: Häufigkeitsverteilung des Grades der Überschreitung der UQN in 122 bbb OWK Sachsens. Links: Stoffgruppen, rechts: Einzelstoffe der Stoffgruppe Metalle (Me). Me_{max}: Maximale Überschreitung in den 5 einzelnen UQN für Cu, Ni, Cd, Pb, Zn eines OWK.

Zur Einteilung der OWK nach der Belastungssituation ergäben sich bei einer Gruppierung nach den überschrittenen UQN über 50 Gruppen, wovon mehr als die Hälfte nur einen Vertreter hätten. Um eine handhabbare Anzahl von Belastungsgruppen der OWK zu erhalten, wurden die Parameter, wie unter Abschnitt 4.3.2 beschrieben, nach ihren dominierenden Immobilisierungspfaden in Gruppen zusammengefasst. Dazu werden Cadmium, Kupfer, Nickel, Blei und Zink zur Gruppe "Metalle" zusammengefasst und jeweils das Maximum der Überschreitung der jeweiligen UQN übernommen. Dabei weist Cadmium – auch in Bezug auf alle weiteren UQN-Parameter – die am weitesten verbreitete Überschreitung seiner UQN auf und prägt damit die Beschaffenheit in der Gruppe "Metalle".

Tabelle 14: Häufigkeitsverteilung des Grades der Überschreitung der UQN in 122 bbb OWK
Sachsens. Me _{max} : Maximum der UQN-Überschreitung für die Metalle Cu, Ni, Cd, Pb, Zn im
OWK. Für den pH-Wert wurden Bereiche festgelegt, die UQN schreibt einen pH-Bereich von
5,5-8,5 vor. kursiv: Einzelparameter der Gruppe Metalle.

UQN Überschreitung	Cu	Ni	Cd	Pb	Zn	Me	As	Cr	Fe	SO₄	pH-Bereich	рН
< 1	107	32	19	50	82	7	72	122	63	53	> 5,5	119
1–1,5	8	19	11	26	20	7	12	0	23	16	5–5,5	2
1,5–2	3	23	12	14	7	11	4	0	11	6	4,5–5	1
2–3	2	26	15	12	5	22	9	0	12	16	4–4,5	0
3–5	1	17	16	8	2	21	15	0	4	21	> 8,5	0
5–10	1	1	23	6	4	24	4	0	6	9		
10–100	0	4	22	5	2	26	6	0	2	1		
> 100	0	0	4	1	0	4	0	0	1	0		
Summe	122	122	122	122	122	122	122	122	122	122	Summe	122

Aufgrund der Tatsache, dass die UQN von pH-Wert und Chrom nur selten bzw. gar nicht überschritten wird, werden diese beiden Parameter bei der Gruppierung nicht herangezogen, so dass lediglich die Belastung mit Sulfat, Eisen, Arsen, Metalle dafür relevant bleiben. Auf eine weitere Untergliederung hinsichtlich des Grades der Überschreitung (quantitativ) wurde verzichtet, um eine handhabbare Anzahl Gruppen beizubehalten. Damit ergeben sich **elf Belastungsgruppen** der bbb OWK in Sachsen (Tabelle 15).



VITA-MIN







Tabelle 15: Belastungsgruppen der bbb OWK – Kategorisierung für welche bbb Schadstoffgruppen die langjährigen Mittelwerte die UQN der OGewV in den OWK überschritten wird. Datengrundlage: Werte 2000–2017.

OWK-	Übersc	hreitung d	Anzahl OWK in Gruppo		
gruppe	Arsen	Eisen	Sulfat	Metalle	Anzani Owk in Gruppe
As-Fe-Me	×	×		×	7
As-Fe-SO ₄ -Me	×	×	×	×	15
As-Me	×			×	24
As-SO ₄ -Me	×		×	×	4
Fe		×			1
Fe-Me		×		×	4
Fe-SO ₄		×	×		4
Fe-SO₄-Me		×	×	×	28
SO ₄			×		2
SO ₄ -Me			×	×	16
Ме				×	17

Die Verteilung der elf Belastungsgruppen bergbaubeeinflusster OWK in Sachsen zeigt Abbildung 21 als Karte. Dabei wurden alle Gruppen, die Sulfat einschließen mit einem roten Farbton und diejenigen, die Arsen einschließen mit einer Schraffur unterlegt.



Abbildung 21: Belastungsgruppen bergbaubeeinflusster OWK in Sachsen: Kategorisierung nach Überschreitung der UQN der OGewV für bergbaubedingte Parameter in den langjährigen Mittelwerten (2000–2017) der Messstellen des OWK.



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







5.3.3 Kategorisierung nach Verfahrensparametern der (m)bRV

Für die bbb OWK wird keine weitere Untergruppierung in Verfahrensparameter der (m)bRV vorgenommen, wie es bei den GWK erfolgte. Dies ist anhand der in Abbildung 22 dargestellten Zusammenhänge zwischen Belastungsparametern und Verfahrensparametern sowie der Verteilung letzterer nicht zwingend nötig, um die OWK insgesamt übersichtlicher zu gruppieren:

- Eine Unterteilung hinsichtlich des **Sauerstoffgehaltes** ist nicht nötig, da in allen OWK weitgehend aerobe Verhältnisse vorliegen. Die mittleren Sauerstoffkonzentrationen liegen bis auf einen OWK alle über 6 mg/L (Abbildung 22, links oben).
- Eine Unterteilung hinsichtlich der Salinität, wie es bei den GWK erfolgte, ist für die OWK ebenfalls nicht angezeigt. Zwar variiert die elektrische Leitfähigkeit der OWK über eine große Spannweite von 60 μS/cm bis 1700 μS/cm, aber der Parameter hat eine deutliche Abhängigkeit von der Konzentration an Sulfat und wird deshalb darüber mit beschrieben (Abbildung 22 rechts oben).



Abbildung 22: Zusammenhänge langjähriger Mittelwerte (2000–2017) von Verfahrensparametern und Belastungsparametern in bbb OWK.

• Der mittlere langjährige **pH-Wert** liegt bis auf drei in allen OWK im Bereich von 5,5– 8,5. Der niedrigste mittlere pH-Wert liegt bei 4,5, bei dem davon ausgegangen wer-





LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE



Seite | 48



den kann, dass eine heterotrophe Sulfatreduktion prinzipiell stattfindet (s. Zusammenstellung in Lopes, 2007).

• Nitrat und Orthophosphat liegen in den meisten bbb OWK nur in geringen Konzentrationen vor (Abbildung 22 rechts unten). Hinsichtlich der Wirksamkeit der (m)bRV ist dahingehend nach **bisherigen** Erkenntnissen keine Untergruppierung notwendig. Bei hohen Nitratkonzentrationen müsste für die Sulfatreduktion eine längere Aufenthaltszeit für die vorher ablaufende Nitratreduktion eingeplant werden. Bei zu niedrigen Phosphatkonzentrationen fehlt dieser Nährstoff ggf. für mikrobiologische Prozesse. Andererseits beeinflusst Orthophosphat die Immobilisierung vieler Metalle durch konkurrierende Oberflächenkomplexierung an Eisenhydroxiden.

5.3.4	ł	Gruppierung

Tabelle 16 fasst die **elf Gruppen** der 122 bergbaubeeinflussten OWK Sachsens zusammen.

Tabelle 16: Gruppierung der 122 bbb OWK nach Belastungsgruppen bbb Schadstoffe (Arsen, Eisen, Metalle, Sulfat) und Verfahrensparametern (m)bRV. Metalle umfasst in dieser Gruppierung die Einzelstoffe Cu, Ni, Cd, Pb, Zn.

OWK- Belastungs- gruppe	Anzahl OWK in Gruppe	οωκ
As-Fe-Me	7	Schwarzwasser-1 Schwarzwasser-2 Oswaldbach Münzbach-1 Schwarze Pockau-1a Plohnbach Rokotschingraben
As-Fe-SO ₄ -Me	15	Triebisch-2 Schleichgraben Mulde-4 Mulde-6 Mulde-7 Freiberger Mulde-3 Freiberger Mulde-4 Münzbach-2 Graben aus Tiefensee Lober-3 Lober-Leine- Kanal Sprödaer Bach Eula-4 Spree-4 Kleine Spree-2
As-Me	24	Fleißenbach Zwota Weißeritz-2 Triebisch-1 Mulde-2 Mulde-3 Kleine Pyra Bockauer Dorfbach Zschorlaubach Schlema Zwönitz-1 Gornsdorfer Bach Freiberger Mulde-2 Freiberger Mulde-5 Kleinwaltersdorfer Bach Sohrbach Zschopau-1 Zschopau-2 Sehma Pöhla-1 Jöhstädter Schwarzwasser Wilisch Seiffener Bach Schwarze Pockau-1b
As-SO ₄ -Me	4	Weißeritz-3b Mulde-5 Marienthaler Bach Hegebach
Fe	1	Weigersdorfer Fließ-2
Fe-Me	4	Brunndöbra Große Bockau Zwönitz-2 Rote Pockau
Fe-SO ₄	4	Leine-2 Schadebach-2 Pösgraben Weißer Schöps-4
Fe-SO₄-Me	28	Wiederitz Schwarze Elster-4 Vincenzgraben Kohlbach Große Striegis-1 Strengebach Weiße Elster-11 Weiße Elster-8 Weiße Elster-9 Schnauder-1 Profener Elstermühlgraben Pleiße-4a Pleiße-4b Wyhra-2 Bürschgraben Saubach Fipper Kleine Pleiße Markkleeberg Neue Luppe Neugraben Raklitza Struga-1 Struga-2 Lausitzer Neiße-6 Pließnitz-2 Gaule Legnitzka Braunsteichgraben
SO ₄	2	Strengbach Strickgraben
SO ₄ -Me	16	Lotzebach Lockwitzbach Reinsdorfer Bach Planitzbach Lungwitzbach-1 Lungwitzbach-2 Rödlitzbach Jahnsbach Lober-2 Rohrgraben Gienickenbach Triebel Krebsgraben Göselbach-2 Floßgraben Zschampert
Ме	17	Krippenbach Biela Cunnersdorfer Bach Colmnitzbach Rodelandbach Erbis- dorfer Wasser Geyerbach Greifenbach-1 Greifenbach-2 Haselbach Hütten- bach Rungstockbach Schwarze Pockau-2 Schlettenbach Trieb-1 Rabenbach Göltzsch-1









6 STAND DER TECHNIK (MIKRO-)BIOLOGISCHER REINIGUNGSVER-FAHREN

Eine weitere Hauptaufgabe des Vorhabens bestand darin, eine Übersicht über den aktuellen Stand der Technik zu (mikro-)biologischen Reinigungsverfahren, deren Praxistauglichkeit und Wirtschaftlichkeit zu erstellen. Eine Definition und Abgrenzung mikrobiologischer Reinigungsverfahren wurde bereits in Abschnitt 4.4 für diese Studie vorgenommen. In Abschnitt 4.3.2 wurde das bergbaubedingte Schadstoffspektrum abgeleitet.

In diesem Kapitel wurde in Abschnitt 6.1 zunächst die Ausgangslage aus dem Vorgängervorhaben VODAMIN dargestellt. Es wurde eine Einteilung der in dieser Studie untersuchten (mikro-)biologischen Verfahren vorgenommen, die eine Teilmenge der im VODAMIN Vorhaben untersuchten Verfahren bilden, wo auch chemisch-physikalische Verfahren untersucht wurden. In Abschnitt 6.2 wurden dann die Ergebnisse der Recherche zu (mikro-)biologischen Verfahren dargestellt. Darauf basierend wurde eine Selektion geeigneter Verfahren für die Behandlung der in Kapitel 5 ermittelten bergbaubedingten Wasserverunreinigungen in Sachsen vorgenommen (Abschnitt 6.3).

6.1 RECHERCHE ZU (MIKRO-)BIOLOGISCHEN REINIGUNGSVERFAHREN

Die nationale und internationale wissenschaftliche Literatur zu (mikro-)biologischen Reinigungsverfahren wurde recherchiert. Ausgangspunkt bildeten die Studien der TP 4, 9 und 14 aus dem VODAMIN Projekt, in denen der aktuelle Stand zu Wasserbehandlungsverfahren bergbaulich beeinflusster Wässer generell dargestellt wurde. Schwerpunkt bei den dort auch recherchierten (mikro-)biologischen Verfahren bildete die Entfernung von Sulfat. In dieser Studie wurden mögliche Verfahren zur Reinigung von mit weiteren (s. Abschnitt 4.3.2) Stoffen kontaminierten Wässern auch im Kontext der Grundwassersanierung sowie der Ab-/Wasserbehandlung recherchiert. Der Fokus lag dabei auf Verfahren, die einen fortgeschrittenen Entwicklungsstand aufweisen und der Darstellung ihrer Fähigkeiten, Anforderungen sowie der Kosten.

6.1.1 Vorliegende Ergebnisse aus dem VODAMIN-Verbund

Im Vorgänger-Vorhaben VODAMIN wurden drei Studien durchgeführt, die sich mit der Recherche und Bewertung von Technologien der Wasserbehandlung unter verschiedenen Aspekten beschäftigen. Das Untersuchungsgebiet war der Lausitzer Braunkohlensanierungsbergbau. Die drei Studien sind:

 TP 04: "Reinigungsverfahren von Grundwasser und Oberflächengewässern" (DGFZ, 2012) betrachtet physikalisch/chemische und biologische Verfahren zur Reinigung von Grund- und Oberflächenwässern und unterteilt diese in (tendenziell) aktive und (tendenziell) passive Verfahren und dort nach der jeweiligen Technologie. Der damals aktuelle Stand von angewendeten und in der Entwicklung befindlichen Ver-









fahren im Lausitzer Braunkohlensanierungsbergbau wurde ausgewertet. Der Schwerpunkt lag auf der Behandlung von Sulfatbelastungen.

- TP 09: "Grubenwasserreinigung Verfahren und Vorgehensweisen" (Wolkersdorfer, 2013) folgt im Wesentlichen der Unterteilung von Verfahren zur Grubenwasserreinigung nach Younger et al. (2002) und unterteilt sie ebenfalls in eher aktive und eher passive Verfahren. Zusätzlich wurden alternative Konzepte (z. B. Vermeidung) dargelegt. Auch in dieser Studie wurden Grundwässer, Tagebaurestseen, Fließgewässer und Wässer in untertägigen Grubenbauen berücksichtigt. Es wurden (inter-)nationale Anwendungsbeispiele und daran gewonnene Erfahrungen beschrieben.
- TP 14: "Verfahren zur Fassung, Ableitung und Reinigung von bergbaulich kontaminierten Grundwässern" (GEOS, 2013). Der Schwerpunkt der Studie lag auf der Verhinderung diffuser Stoffeinträge infolge des Grundwasserwiederanstieges in der Lausitzer Braunkohletagebauregion. Im Wesentlichen wurden Aspekte der Wasserbehandlung wie in den TP 04 und 09 dargestellt, ergänzt und ein Vergleich der Wirtschaftlichkeit der verschiedenen Maßnahmen vorgenommen.

(
VODAMIN Teilprojekt	Kategorie	Relevante (mikro-)biologische Verfahrenstechnologien			
04 Reinigungsverfahren (DGFZ, 2012)	Aktive Verfahren	mikrobielle Sulfatreduktion in technischen Reaktoren Eisensulfatfällung (Schwertmannit-Verfahren)			
	Passive Verfahren	aerobe konstruierte Feuchtgebiete (incl. RAPS) anaerobe konstruierte Feuchtgebiete mikrobielle Sulfatreduktion in Untergrundreaktoren			
09 Grubenwasserreini- gung (Wolkersdorfer,	Aktive Verfahren	Bioreaktoren (Sulfatreduktion und Metallabtrennung) Schwertmannit-Verfahren (Eisensulfatfällung)			
2013)	Passive Verfahren	aerobe konstr. Feuchtgebiete (<i>aerobic wetland, reed bed</i>) anaerobe konstr. Feuchtgebiete (<i>anaerobic/compost wetland</i>) Reduzierende Alkalinitätssysteme (RAPS) Absetzbecken Permeable reaktive Wände			
	Alternative Maß- nahmen	Natürliche Selbstreinigung			
14 Fassung, Ableitung Reinigung (GEOS, 2014)	passive Verfahren	aerobe konstruierte Feuchtgebiete anaerobe konstruierte Feuchtgebiete			
	aktive Verfahren	Biosorption (Bestandteil von v. a. konstr. Feuchtgebieten)			

Tabelle 17: Ergebnisse aus Studien des Vorgänger-Vorhabens VODAMIN in Bezug auf betrachtete Reinigungsverfahren – Kategorisierung und Benennung der dort untersuchten (mikro-)biologischen Verfahren.

Die Ergebnisse dieser Studien sollen an dieser Stelle im Hinblick auf die für dieses Vorhaben relevanten Aspekte kurz zusammengefasst werden. Dies bedeutet, dass die Ergebnisse der o. g. Studien auf die unter Kapitel 3 definierten (mikro-)biologischen Verfahren gefiltert werden (Tabelle 17). Dabei wurde die Benennung der Verfahren an die Nomenklatur in dieser Studie angepasst (z. B. konstruierte Feuchtgebiete statt Wetlands), um eine vergleichbare Basis aus allen drei Studien zu generieren. Die Kategorisierung der Verfahren wurde jedoch beibehalten, um die z. T. unterschiedliche Handhabung auch widerzuspiegeln. So werden zum Beispiel von Wolkersdorfer (2013) \triangleright RAPS separat unter den passiven Verfahren klassifiziert, parallel zu u. a. (an-)aeroben konstruierten Feuchtgebieten. In DGFZ (2012) hingegen werden diese Systeme zu den konstruierten Feuchtgebieten hinzugezählt. Beide Studien weisen darauf hin, dass es sich sei RAPS letztlich um eine Verfahrenskombination handelt.







Tabelle 18: Ergebnisse aus Studien des Vorgänger-Vorhabens VODAMIN in Bezug auf betrachtete (mikro-)biologische Reinigungsverfahren – Verfahrensstand bis 2012, Chancen und Hindernisse. Quellen: VODAMIN TP 04: DGFZ (2012), VODAMIN TP 09: Wolkersdorfer 2013).

VITA-MIN

Verfahren	Referenz	Chancen (+) und Hindernisse (-)
Heterotrophe mikro- bielle Sulfatreduktion in technischen Reak- toren	weltweit allg. Beschreibung in VODAMIN TP	 + bessere Schlammeindickung als Hydroxidschlämme + parallele Abtrennung von Metallen und deren Acidität + sehr geringe Metallkonzentrationen im Ablauf - geringe Stoffwechselraten - konkurrierende (mb) Reaktionen - kostengünstige und mikrobiell gut verwertbare C-Quelle - Umgang mit Reaktionsprodukten
Heterotrophe mikro- bielle Sulfatreduktion im GWL (reaktive Zone)	Pilotanlagen Skado- damm, Ruhlmühle Steckbrief 1 in VO- DAMIN TP 04	 + Nutzung des Grundwasserleiters als Reaktionsraum + direkte Beeinflussung des Grundwasserstromes + parallele Abtrennung von Metallen und ihrer Acidität + geringe Investitionskosten - Genehmigung kostengünstiger Elektronendonatoren - schwierigere Prozessüberwachung als in techn. Reaktoren
Heterotrophe mikro- bielle Sulfatreduktion im GWL (reaktive Wand)	allg. Beschreibung in VODAMIN TP 09	s. Funnel & Gate - Gefahr der Verblockung mit Fällungsprodukten durch sorgfäl- tige Planung vermeiden
Autotrophe mikrobi- elle Sulfatreduktion (Sulfatreaktor)	vier Jahre Techni- kumsversuch Burghammer Steckbrief 2 in VO- DAMIN TP 04	 + relativ unabhängig von Zulaufbeschaffenheit + gleichmäßige Temperaturen + Nutzung des Grundwasserleiters als Reaktionsraum + niedrige Restkonzentrationen + parallele Abtrennung von Metallen und ihrer Acidität + geringer Chemikalieneinsatz - komplexe Steuerung im GWL - fehlender Nachweis der Umsetzbarkeit im Pilotmaßstab - fehlende Aussagen zur Wirtschaftlichkeit, Verwertung von Reaktionsprodukten - hohe Sicherheitsaufwendung durch elektrochemische Wasser- spaltung
Eisensulfatfällung in sauren Wässern (Schwertmannit- Verfahren)	Pilotmaßstab Tzschelln Steckbrief 10 in VO- DAMIN TP 04	 + bei niedrigen pH-Werten anwendbar + partielle Abscheidung von Sulfat + Gewinnung von Schwertmannit als Wertstoff + gute Feststoff-Sedimentationseigenschaften - Geringe Raumraten
Aerobe konstruierte Feuchtgebiete	weltweit allg. Beschreibung aus VODAMIN TP 09	 + für gering versauerte, alkaline Wässer + große Aufenthaltszeiten möglich + ca. 10fach höhere Schlammdichte als in aktiven Verfahren + langjährige Erfahrungswerte - hoher Flächenbedarf - nicht für netto azidische Wässer - Einlaufzeit von 1–2 Jahren
Anaerobe konstruier- te Feuchtgebiete	weltweit allg. Beschreibung in VODAMIN TP 09	 + für saure Wässer mit hoher Sulfatkonzentration + große Aufenthaltszeit möglich + Entfernung reduktiv immobilisierbarer Schadstoffe - komplexe Prozesskette - hoher Flächenbedarf - geringere Leistungsfähigkeit als RAPS
Reduzierende Alkali- nitätssysteme (RAPS)	weltweit allg. Beschreibung in VODAMIN TP 09	 + höhere Leistungsfähigkeit als aerobe konstr. Feuchtgebiete + zur Alkalinitätserhöhung - benötigt höheres hydraul. Gefälle als aerobe konstr. Feucht- gebiete
kontrollierter natürli- cher Rückhalt	allg. Beschreibung in VODAMIN TP 09	 + minimaler Aufwand zum Monitoring + Nutzung natürlich ablaufender Prozesse - Beanspruchung von Ökosystemen für Reinigungsaufgaben - keine Kriterien für die Akzeptanz als Alternative zu aktiven Behandlungsmaßnahmen vorhanden









RAPS: (reduzierende Alkalinität produzierende Systeme) Kombiniertes System zur Behandlung saurer, sulfatbelasteter Wässer. Es lässt sich in drei wesentliche konstruktiv vertikal angeordnete Abschnitte mit folgenden Zielprozessen unterteilen:

- 1. Perkolation durch einen organikreichen Horizont: Sauerstoffzehrung, Filtration, Sulfatreduktion, Metallabscheidung in Sulfiden,
- 2. Perkolation durch ein gegenüber der Atmosphäre abgeschlossenes Kalksteinbett: Einlösen von Alkalinität,
- 3. Sauerstoffeintrag mittels Kaskade oder einem aeroben konstruiertem Feuchtgebiet: Oxidation von Eisen und Fällung, Austrag von CO₂, ggf. Filtration.

Fallbeispiele aus den drei VODAMIN-Studien und Kurzcharakterisierung von Verfahren sind in Tabelle 18 zusammengefasst. In der folgenden Projektbearbeitung wurden diese Verfahrenskategorien ergänzt, konkrete Anwendungsfälle recherchiert und v. a. hinsichtlich ihrer Randbedingungen, Wirtschaftlichkeit, Genehmigungsfähigkeit charakterisiert.

6.1.2 Recherche der internationalen wissenschaftlichen Literatur

In der aktuellen Studie wurden die oben dargestellten Ergebnisse aus dem VODAMIN-Vorhaben durch die Recherche in der internationalen wissenschaftlichen Literatur ergänzt. Zunächst wurden Publikationen unter verschiedenen allgemeinen Schlagworten wie z. B. *wetland, bioreactor, reactive barrier* gesucht. Dazu wurde zunächst die Zeitschrift Mine Water and the Environment (MWEN) vollständig durchsucht. Anschließend wurden über Scopus Artikel aus weiteren Zeitschriften bezogen und verstärkt nach Anwendungsfällen und dort insbesondere auch nach Angaben zu Kosten der Verfahren gesucht.

Die recherchierten Publikationen wurden ausgewertet, wobei Studien im Labormaßstab in der weiteren Bearbeitung nicht eingeschlossen wurden, da der Schwerpunkt dieser Studie auf der Anwendbarkeit und Wirtschaftlichkeit der Verfahren lag. Angaben dazu sind in der öffentlich zugänglichen Literatur selten angegeben. An dieser Stelle wurde versucht alternative Quellen zu recherchieren (Berichte, ggf. auch Kontakt zu Unternehmen).

6.1.3 Kerntechnologien

Die (mikro-)biologischen Reinigungsverfahren wurden in dieser Studie nach drei Kerntechnologien unterteilt. Diese sind in Abbildung 23 dargestellt. Abweichend von den Vorgängerstudien und der Vorgehensweise in vielen Reviews und Büchern zur Behandlung von Bergbauwässern (z. B. Johnson & Hallberg 2002, 2005; Younger et al. 2002; RoyChowdhury et al. 2015; Skousen et al. 2017) lag es nahe, diese Einteilung nach konstruktiven Prämissen der Verfahren vorzunehmen, weil von der Gesamtheit der dort dargestellten Verfahren nur die biologischen in dieser Studie untersucht werden. Die in Abbildung 23 gezeigten Kerntechnologien unterscheiden somit

• **technische Ökosysteme**: diese sind vom Menschen hergestellte Ökosysteme und in der Regel Feuchtgebieten nachempfunden. Sie bestehen aus einer künstlichen oder natürlichen Bodenschicht, die nach unten abgedichtet ist, sind meistens be-









pflanzt und in jedem Falle der Witterung (Niederschlag, Verdunstung, Sonnenschein, Temperatur) und der direkten Umwelt (Inanspruchnahme durch Flora, Fauna) ausgesetzt,

- **konstruierte Reaktoren**: sind technische Anlagen, deren Hauptreaktionsraum konstruktiv gegen die Umwelt abgegrenzt ist und definierte Reaktionsbedingungen herstellt (Durchfluss, z. T. Temperatur, zu- und abgeführte Medien),
- **Untergrundreaktoren**: sind im Grundwasserleiter konstruierte Anlagen zur Zufuhr reaktiver Medien, mit deren Hilfe im Abstrom ein Reaktionsraum für die induzierten Prozesse hergestellt wird.

technische Ökosysteme	konstruierte Reaktoren	Untergrundreaktoren		
 Nachempfinden eines (aquatischen) Ökosystems (engineered ecosystem) 	 konstruktiv geschlossener Reaktionsraum für eine mikrobielle Lebensgemeinschaft 	 Nutzung des Untergrundes als Reaktor für technisch induzierte mikrobielle Prozesse 		
 konstruiertes Feuchtgebiet, Lagune, Schönungsteich, 	• Bioreaktor f. Sulfatreduzierer, Eisenoxidationsfilter,	• reaktive Wand, Funnel and Gate, Active Drain and Gate,		

Abbildung 23: Einteilung der Verfahren zur Behandlung von durch Bergbau verunreinigten Fließgewässern und Grundwässern in drei Kerntechnologien.

6.2 STATUS (MIKRO-)BIOLOGISCHER REINIGUNGSVERFAHREN

Im Folgenden werden die recherchieren (mikro-)biologischen Verfahren mit ihren Konstruktionsmerkmalen, Verfahrensprinzipien kurz beschrieben. Es werden Anwendungsfälle mit ihren (Miss-)erfolgen benannt, Reinigungsleistungen und wichtige Quellen für die Vertiefung aufgeführt. Für die in 6.3 ausgewählten Verfahren sind Steckbriefe im Anhang 10.6 erstellt worden.

6.2.1 Aerobe konstruierte Feuchtgebiete

Aerobe konstruierte Feuchtgebiete (*aerobic wetlands*) bezeichnen technische Ökosysteme, die in Anlehnung an natürliche Feuchtgebiete erbaut wurden. Sie zeichnen sich aus durch a) eine technische oder natürliche hydraulische Barriere zur Verhinderung des Versickerns von









Wasser, b) Einrichtungen zur Steuerung der Durchströmung, c) einer Bodenschicht für das Wachstum von Makrophyten (GTK, 2018). In ihnen werden Prozesse natürlicher Feuchtgebiete kontrolliert zur Immobilisierung von Schadstoffen ausgenutzt. Der Kernprozess ist die Oxidation von Eisen-II (ggf. Mangan-II) durch Luftsauerstoff mit daran anschließender Ausfällung von (Oxi-)hydroxiden. Die Reaktionsgeschwindigkeit der Oxidation wird nur gering beschleunigt, so dass der geringe technische Aufwand mit großem Flächenbedarf einhergeht. **Konstruktiv** lassen sich aerobe konstruierte Feuchtgebiete unterteilen in (GTK, 2018):

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

Dabei zeichnen sich die Systeme mit Durchströmung im Boden durch höhere Umsatzraten, damit geringerem Flächenbedarf und höherer Stabilität gegenüber Temperaturschwankungen aus. Die Wassertiefe beträgt typischerweise 15–50 cm (Wolkersdorfer, 2013).



Abbildung 24: Konstruktionsschemata aerober konstruierter Feuchtgebiete. Quelle: Copyright und Genehmigung durch Finish Geological Survey (GTK 2016), angepasst. v. o. n. u.: Freiwassersystem, System mit horizontaler Bodendurchströmung, System mit vertikaler Bodendurchströmung.



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



LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE



Seite | 55



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

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

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

- a) der Sauerstofftransport in den Wurzelraum erhöht,
- b) als wesentlicher Effekt, die <u>Filtration</u> der gefällten (Eisen-)phasen gewährleistet wird und
- c) eine <u>Vergleichmäßigung</u> der Strömung mit Verhinderung hydraulischer Kurzschlüsse stattfindet.

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

Weltweit sind nach Wolkersdorfer (2013) mehr als tausend aerobe konstruierte Feuchtgebiete in Betrieb. Die ersten Anlagen wurden in den 1980er Jahren in den USA erbaut, so dass hinreichende **Erfahrungen** vorliegen und die Technologie als Stand der Technik eingestuft werden kann, wobei es auch zahlreiche erfolglose Beispiele gibt (PIRAMID, 2003). Typische Eliminationsraten für die Bemessung werden in Skousen et al., 2017 zitiert (Skousen & Ziemkiewicz, 2005, Hedin et al., 1994):

- 10-20 g Eisen/(m²d)
- 0,5–1 g Mangan/(m²d)

Im Feld werden oft niedrigere tatsächliche Raten gemessen, insbesondere, wenn eine "Überdimensionierung" der Fläche zur Konzentration der Eliminierung im oberstromigen Bereich der Anlagen führt. Kennzahlen ausgewählter recherchierter Fallbeispiele sind in Tabelle 19 zusammengetragen.

Tabelle 19: Kennzahlen Fallbeispiele aerobe konstruierte Feuchtgebiete. ^a: Angabe bestehender Laufzeit und Status, falls nicht *full scale*, ^b: Q | t_a: Durchfluss oder Aufenthaltszeit, je nach Angabe in Quelle, ^c: Angabe von Start-...Endkonzentration, oder gereinigter Aus-







VITA-MIN

gangskonzentration oder spezifische Reinigungsleistung als Masse/Fläche/Zeit je nach Angabe in Quelle.^d: nach Vorbehandlung Imhoff-Tank (Absetzbecken).

Standort	Anlage ^a	Q t _a ^b	Fläche	Reinigung ^c	Milieu	Quelle
Whittle Col- liery, UK	2 a	72 m³/h	3 á 3000 m²	0,4–14 g _{Fe} /m²/d 0,2–0,5 g _{Mn} /m²/d	pH ≈ 7 Sulfat 3 g/L	Lesley at al. (2017)
Marchand, USA	15 a	280– 500 m³/h	28000 m²	1,7–4 g _{Fe} /m²/d	pH 7 Sulfat 1 g/L Alk 3 mol/L	Hedin (2008, 2014)
Whittle, UK	> 5 a	90 m³/h	2400 m²	21–2 mg _{Fe} /L = 17 g _{Fe} /m²/d	k. A.	Kruse et al. (2009)
Acomb east, UK	> 5 a	22 m³/h	375 m²	$34-10 \text{ mg}_{Fe}/L$ = 35 g _{Fe} /m ² /d Vorbeh. H ₂ O ₂	k. A.	Kruse et al. (2009)
Acomb west, UK	> 5 a	21 m³/h	357 m²	$34-5 mg_{Fe}/L$ = 39 g _{Fe} /m ² /d Vorbehandlung H ₂ O ₂	k. A.	Kruse et al. (2009)
Mořina, CZ	> 2 a	4−6 m³/h	3520 m²	300-350 μ g _{Fe} /L ^d 0,5-0,5 μ g _{Cr} /L ^d 4-2 μ g _{Cu} /L ^d 1,3-4,6 μ g _{Ni} /L ^d 6-2 μ g _{Pb} /L ^d 70-10 μ g _{Zn} /L ^d keine Sulfatreini- gung	Siedlungsabwasser pH 7,7 BSB₅ 60 mg/L	Vymazal (2005)
verschiedene	> 1 a	verschieden		keine Sulfatreini- gung		Falagán et al. (2016), Hedin (2008)
Campbell Mine, CA	14 a	400 m³/h 6–7 d	16000 m²	0,01–0,007 mg _{cu} /L 0,09–0,04 mg _{As} /L Remobilisierung Ni	pH neutral 14 mg/L NH₄	Martin et al. (2015)
Buchans, CA	> 2 a	8–9 L/s ca. 8 d	2 á 13100 m²	0,18 g _{zn} /m²/d (53 %)	рН 6,5-7,2	Kalin (1998)

Die meisten Anlagen sind kombinierte Systeme in denen Sedimentations-/Belüftungsbecken vorgeschaltet sind, die durchaus einen größeren Anteil an der Frachtentfernung der Schadstoffe haben können (Hedin, 2008, 2014). Eine geführte Zuleitung in die Feuchtgebiete ermöglicht die Zugabe von Chemikalien, wie z. B. im Falle Acomb East/West Wasserstoffperoxid, womit deutlich höhere spezifische Immobilisierungsraten erzielt wurden als in anderen Feuchtgebieten des Standortes (Kruse et al., 2009). Die in einigen Quellen (z. B. Falagán et al. 2016) angegebene (geringe) Verminderung der Sulfatkonzentration beruht wahrscheinlich auf mikrobielle Sulfatreduktion und Sulfidfällung in Mikromilieus, die sich auch in einem prinzipiell aeroben Feuchtgebiet bilden können sowie der Mitfällung und Sorption von Sulfat an den gebildeten Eisenhydroxiden.

Beispiele für Anlagen mit **ungenügender Reinigungsleistung** benennen u. a. folgende Gründe dafür:

Nyquist & Greger (2009) untersuchten v. a. die Hypothese, ob Pflanzen signifikant zum Rückhalt von Metallen in konstruierten Feuchtgebieten beitragen können. Unter die extremen Bedingungen (skandinavisches Klima, ungepuffertes, saures, eisenreiches Wasser) wurde untersucht, ob konstruierte Feuchtgebiete die Bildung von AMD auf Tailings vermindern können. Es wurde kein signifikanter Rückhalt der Schadstoffe (Eisen, Zink, Kupfer, Cadmium, pH < 6) festgestellt, was auf die fortschreitende Oxidation von Sulfiden der Tailings zurückgeführt wurde. Auch der Rückhalt in Pflanzen war kaum von Bedeutung (< 3 %), weil hochakkumulierende Pflanzen schnell mit





LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE



Seite | 57



(photosynthetisch katalysierten) Eisenpräzipitaten bedeckt und daraufhin unwirksam wurden.

- In einem aeroben konstruierten Feuchtgebiet am Otto Discharge einer Kohlemine mit vorgeschaltetem Belüftungsteich konnte Cravotta (2007) nur geringe Immobilisierung von Eisen aufzeigen. Hindernis war It. Autor eine fehlende intensive Vorab-Belüftung, die zu einem Verbleib von gelöstem CO₂ und damit pH-Werten unter 7 führte. Allerdings waren die Aufenthaltszeiten in den Feuchtgebieten mit 0,3–1,5 d gering. Für Sulfat, Nickel, Zink wurde keine signifikante Immobilisierung gemessen. Die Immobilisierung von Eisen lag bei ca. 4·10⁻⁴ mg/m²/d bei pH 6–7.
- Das konstruierte Feuchtgebiet mit horizontaler Bodendurchströmung in Mořina (CZ) zeigte eine Mobilisierung von Eisen, Mangan und Nickel, weil im Gegensatz zu Freiwassersystemen ausgedehnte anaerobe Bereiche auftreten. In der Gesamtanlage (Vymazal, 2005) wurden jedoch auch für diese Elemente gute Reinigungsleistungen erzielt, weil eine aerobe Absetzeinrichtung vorgeschalten war (Imhoff-Tank).
- Das Sickerwasser der Wismut-Halde 371/I am Standort Aue ist mit Uran und Arsen (0,06–0,17 mg/L) belastet. Gerth (2008) konnten in einer zweistufigen Pilotanlage zur anaeroben Uran- und aeroben Arsenabtrennung eine zeitweilige Verminderung der Arsenkonzentrationen auf unter 0,05 mg/L (Grenzwert der WISMUT GmbH) erzielen. Die Pilotanlage lief nur über wenige Monate, so dass keine Aussagen über einen stabilen biologischen Prozessaufbau möglich waren.
- Am sächsischen Standort Pöhla wurde von 1998–2004 eine Pilotanlage und von 2004–2014 ein darauf basierendes kombiniertes System aus Belüftungs-, Sedimentationsbecken und konstruierten Feuchtgebieten betrieben. Nach zehnjährigem Betrieb wurde die Anlage geschlossen, weil Arsen nicht bis zum behördlich vorgeschriebenen Grenzwert immobilisiert werden konnte und eine dauerhaft hohe manuelle Wartung nötig war (Paul et al., 2015). Die Anlage war damit gegenüber der konventionellen Behandlung (Kalk-Eisenfällung) nicht konkurrenzfähig.
- Prinzipiell ist mit aeroben konstruierten Feuchtgebieten eine dauerhafte Immobilisierung von Metallen durch Sorption an organischer Matrix und gefällten Eisenhydroxiden möglich, wenn die Stoffmenge der gebildeten Sorptionsplätze die Stoffmenge der zurückzuhaltenden Schadstoffe übersteigt (Eger & Wagner, 2003).

Bei den Kosten sind zu unterscheiden:

- 1. **Baukosten**: Kosten für ggf. Erwerb des Grundstückes, Genehmigung, Erschließung, Erdarbeiten, Material (Filtermedium, Erde), Bepflanzung, Zu-, Ablaufeinrichtungen, ggf. Überwachungs-, Steuereinrichtungen,
- 2. **Betriebskosten**: Kosten für ggf. Pumpenergie, Überwachungsanalytik, Instandhaltung

Dabei zeichnen sich aerobe konstruierte Feuchtgebiete gegenüber technischen Reaktoren v. a. durch niedrige Betriebskosten aus. Die spezifischen Betriebskosten (pro m³ Wasser) verringern sich mit dem zu reinigenden Volumenstrom bzw. der Schadstofffracht und damit der Größe der Anlage.

Wisemann (2002) geben Kosten und Kennzahlen für ein System mehrerer verbundener aerober und anaerober konstruierter Feuchtgebiete in **Pelenna** an, welches in mehreren









Schritten 1995–1999 konstruiert wurde. Die Betriebskosten wurden bis zur Publikation 2002 berücksichtigt:

- Durchfluss in Summe ca. 66 L/s,
- Eisenfracht Zulauf in Summe ca. 110 kg Fe/d.

"The construction costs for each phase were £214,314, £254,882 and £360,198 respectively. With the entire project management and monitoring costs, the total cost of the scheme was £1.4 Million." Das entspräche bei einer mittleren jährlichen Inflation von 2 % und einem mittleren Umrechnungskurs \in : £ = 1 : 1,2 von 1998 bis 2018 (20 Jahre):

- Baukosten Phase III ca. 430'000 €
- Gesamtkosten ohne Bau Phase I und II: 1,4 Mio. Euro

Der Bau der Phase III umfasste in Summe zwei RAPS Systeme (Summe 4'250 m²), drei aerobe konstruierte Feuchtgebiete (Summe 8'225 m²).

In Hedin (2008) werden für ein kombiniertes System in **Marchand** aus sechs Absetzbecken á 3'500 m² und einem angeschlossenen aeroben konstruierten Feuchtgebiet von 28'000 m² bei

- einem mittleren Durchfluss von ca. 6 m³/min und einer
- Eisenfracht von 670 kg/d

folgende Angaben zu den Kosten (bezogen auf 2006) gemacht:

- Baukosten: 1,3 Mio.\$, umgerechnet: ca. 200 \$/(L/min) bzw. 2 \$/kg_{Fe}/d
- jährliche Unterhaltskosten: 10'000 \$, umgerechnet: 0,003 \$/m³, 0,041 /kg_{Fe}.

Das zu behandelnde Wasser besaß eine hohe Alkalinität (> 300 mg/L CaCO₃) bei pH 6,2 und war mit Eisen (mittel: 74 mg/L) belastet, welches auf Konzentrationen unter 1 mg/L Eisen gereinigt wurde. Die Kosten waren damit deutlich geringer als für eine konventionelle Kalk-milchbehandlung. Die Sulfatkonzentrationen von etwas über 1 g/L wurden in dem System nicht verringert.

In einer Studie von Cravotta (2010) werden verschiedene passive Reinigungsanlagen im **Swatawa Creek** Becken verglichen. Hier verursachten die konstruierten Feuchtgebiete höhere spezifische Kosten als die (abiotischen) *Oxic Limestone Drains* und waren anfällig für die Freisetzung von Eisen und Aluminium bei hohen Durchflüssen. Die Kosten wurden für zwei Feuchtgebiete mit:

- Baukosten: 142'000 \$ für 4860 m² bzw. 175'000 \$ für 9310 m²
- Reinigungskosten: 1,5 bzw. 7,7 \$/ Tonne Acidität als CaCO₃ angegeben.

Ein wesentlicher Aspekt für die Betriebskosten sind die Entsorgungskosten für den anfallenden Schlamm. Hedin (2008) gehen für den Standort Marchand von einer Schlammentfernung aller 5–7 Jahre aus, wobei aufgrund der ausschließlichen Kontamination mit Eisen eine verwertbare Ressource zur Pigmentherstellung entsteht (Hedin, 2014). In Wolkersdorfer (2013) wird ein Turnus von 10–20 Jahren für die Schlammentfernung angegeben. Vor allem








Chrom neigt zu starker Akkumulation in der Pflanzenbiomasse mit entsprechender Verteuerung der Entsorgung.

Für das oben zitierte kombinierte System am Standort **Pöhla** liegen folgende Kennzahlen vor (Kießig et al., 2005):

- Fläche des gesamten Wetlands 1'200 m²,
- mittlerer Durchfluss 17 m³/h,
- Behandlungskosten in der Anfangsphase 1 €/m³, könnten aber auf unter 0,2 €/m³ sinken, wenn die biologischen Prozesse, die Leistungsfähigkeit erreicht hätten, die im Pilotversuch nachgewiesen werden konnte.

Da für konstruierte Feuchtgebiete zur Reinigung von bergbaubeeinflussten Wässern in Deutschland so gut wie keine Angaben zur Wirtschaftlichkeit publiziert sind, wurden aus der Dissertation von Rühmland (2015) Ergebnisse der Recherche für konstruierte Feuchtgebiete zur Behandlung von Siedlungsabwässern mit herangezogen. Da sich v. a. die Betriebskosten dort aber auf Einwohnerwerte beziehen und z. T. gänzlich andere Betriebsbedingungen bei der Abwasseraufbereitung vorliegen, wurden nur Investitionskosten aus dieser Arbeit zitiert. Demnach wurden von Rühmland (2015) Baukosten für konstruierte Feuchtgebiete von 35– 250 €/m² recherchiert, wobei vertikale Systeme höhere Baukosten aufwiesen. In diesem Bereich liegen auch – soweit eine Umrechnung möglich war – die oben aufgeführten Angaben.

Dabei bezeichnet die **Alkalinität** (= Säurekapazität, K_S) das Puffervermögen des Wassers gegenüber Säuren bis zu einem bestimmten pH-Wert (z. B. als $K_{s,4,3}$ bis zu pH 4,3) und die **Acidität** (= Basenkapazität, K_B) das entsprechende Vermögen eine Zugabe von Basen bis zu einem spezifischen pH-Wert zu puffern. Dieses Puffervermögen eines Wassers hängt von seiner Konzentration an freien H⁺/OH⁻ (pH-Wert) aber auch an (de-)hydrolysierbaren Spezies, wie z. B. Kohlensäure, Metallhydroxiden ab. Insbesondere in bergbaubeeinflussten Wässern spielt die metallgetragene Acidität in Form gelöster Metalle (Eisen, Mangan, Aluminium u. a.) eine nicht zu vernachlässigende Rolle. Somit sind beide Parameter durch die spezifische Zusammensetzung des Wassers bestimmt. Sie können laborativ durch Zugabe von Säure/Base bis zu einem Referenz-pH-Wert bestimmt werden, der immer mit auszuweisen ist. Die Ergebnisse sind per Definition in mol/L anzugeben, werden aber auch oft in mg/L CaCO₃ umgerechnet.

Ausgewertete Quellen:

- Cravotta CA (2007) Passive aerobic treatment of net-alkaline, iron-laden drainage from a flooded underground anthracite mine, Pennsylvania, USA. Mine Water and the Environment 26:128–149.
- Cravotta CA (2010) Abandoned Mine Drainage in the Swatara Creek Basin, Southern Anthracite Coalfield, Pennsylvania, USA: 2. Performance of Treatment Systems. Mine Water and the Environment 29:200–216.
- Eger P, Wagner J (2003) Wetland treatment systems-how long will they really work. Sudbury 2003 Mining and the Environment Conference.
- Falagán C, Smail I, Grail BM, Johnson DB (2016) Microbial communities in passive remediation systems at three abandoned coal mine sites in the United Kingdom. In: Drebenstedt C, Paul M: IMWA 2016 – Mining Meets Water – Conflicts and Solutions. S. 96–803.









- Gerth A, Hebner A, Kunze C, Küchler A, Zellmer A (2008) Passiv biologische Behandlung von Sickerwasser der WISMUT-Halde 371/I. In: XIX. Sächsisches Altlastenkolloquium, 29./30.10.2008.
- GTK (2018) Mine Closure Wiki and Closedure Project des Geological Survey of Finland, http://wiki.gtk.fi/web/mine-closedure/wiki/, zuletzt besucht 08/2018.
- Hedin RS (2008) Iron removal by a passive system treating alkaline coal mine drainage. Mine Water and the Environment 27:200–209.
- Hedin RS (2014) veröffentlichte Präsentation, URL: https://de.slideshare.net/MichaelHewitt4/bob-hedin-hedin-environmental-effectivepassive-treatment-of-coal-mine-drainage, zuletzt abgerufen, 29.08.2018.
- Kalin M. (1998) Biological polishing of zinc in a mine waste management area. In: GellerW, Klapper H, Salomons W, editors. Acidic Mining Lakes: acid mine drainage, limnology and reclamation. Berlin: Springer-Verlag, S. 321–324.
- Kießig G, Kunze Ch, Küchler A, Zellmer A, Meyer J, Kalin M (2004) Kostengünstige passive Nachsorgelösung mit einem Constructed Wetland auf der Grundlage von Prognosen der Entwicklung des Flutungswassers der Grube Pöhla. In: 55. Berg- und Hüttenmännischer Tag. Merkel B, Schaeben H, Wolkersdorfer C, Hasche A (Hrsg) Wiss. Mitt., Inst. Geol., Heft 25, TU Bergakademie Freiberg, S. 113–118.
- Kruse NAS, Gozzard E, Jarvis AP (2009) Determination of hydraulic residence times in several UK Mine water treatment systems and their relationship to iron removal. Mine Water and the Environment 28:115–123.
- Lesley B, Daniel H, Paul Y (2008) Iron and manganese removal in wetland treatment systems: Rates, processes and implications for management. Science of the Total Environment 394:1–8.
- Martin A, McNee C, Russell J, et al (2015) Performance of a 16 ha Engineered Wetland for the Treatment of Neutral-pH Gold Mine Effluent (Ontario, Canada). In: Agreeing on solutions for more sustainable mine water management – Proceedings of the 10th ICARD & IMWA Annual Conference. Santiago, Chile (GECAMIN).
- Ness I, Janin A, Stewart K (2014) Passive Treatment of Mine Impacted Water In Cold Climates: A review. Yukon Research Centre, Yukon College.
- Nyquist J, Greger M (2009) A field study of constructed wetlands for preventing and treating acid mine drainage. Ecological Engineering 35:630–642.
- Paris M, D'Elia M, Perez M, Tujchneider O (2006) Groundwater resources assessment at a local scale: Monitoring of industrial effluents in a wetland. IAHS-AISH Publication 184–192.
- Paul M, Meyer J, Jenk U, Kassahun A, Schramm A, Baacke D, Forbig N, Metschies T (2015) Kernaspekte des langfristigen Wassermanagements an den Sächsisch-Thüringischen Wismut-Standorten, Conference Paper: Int. Bergbausymposium WISSYM_2015 Bad Schlema, S. 71-85.
- Rühmland S (2015) Technische Feuchtgebiete zur Nachreinigung von Abwasser Stickstoff, Abwasserdesinfektion, Spurenstoffe. Dissertation an der Technischen Universität Berlin.
- Skousen J, Zipper CE, Rose A, Ziemkiewicz PF, Nairn R, McDonald LM, Kleinmann RL (2017) Review of Passive Systems for Acid Mine Drainage Treatment. Mine Water and the Environment 36:133–153.
- Strosnider WHJ, Winfrey BK, Nairn RW (2011) Novel Passive Co-Treatment of Acid Mine Drainage and Municipal Wastewater. Journal of Environment Quality 40:206.
- Sultana MY, Akratos CS, Pavlou S, Vayenas D V. (2014) Chromium removal in constructed wetlands: A review. International Biodeterioration and Biodegradation 96:181–190.
- Vymazal J (2005) Removal of Heavy Metals in a Horizontal Sub-Surface Flow Constructed Wetland. Journal of Environmental Science and Health Part A 40(6–7):1369–79.
- Wiseman IM, Rutt GP, Edwards PJ (2002) Constructed wetlands for mine water treatment. R & D technical report P2-181 / TR.
- Wolkersdorfer Ch (2013) Grubenwasserreinigung Verfahren und Vorgehensweisen. Endbericht im Rahmen des Ziel 3 Projektes VODAMIN, Teilprojekt 09, AG: LfULG, AN: Tshwane University of Technology, Südafrika, 27.09.2013.









6.2.2 Anaerobe konstruierte Feuchtgebiete

Anaerobe konstruierte Feuchtgebiete (*compost/anaerobic wetlands*) sind ähnlich den aeroben Systemen technisch kontrollierte Biotope. Allerdings wird durch die gezielte Durchströmung der als Substrat dienenden Bodenschicht ein anaerobes Milieu geschaffen, in welchem mikrobiell induzierte Sulfatreduktion stattfindet. Dabei muss das eingesetzte Substrat als mikrobiell verwertbare Kohlenstoffquelle verfügbar sein. Eine Unterteilung in leicht verfügbare, Cellulose basierte und Lignin basierte C-Quellen mit Angabe der Wirksamkeit zur Stimulation der mikrobiellen Sulfatreduktion wird in Skousen et al. (2017) vorgenommen. Oft eingesetzte Substrate sind z. B.:

- *spent mushroom compost* (Pilzkultursubstrat, viel zitiert, weil zuerst veröffentlicht, s. a. Wolkersdorfer, 2013),
- Sägespäne, Stroh, Heu,
- Pferde-, Hühnermist (Skousen et al., 2017),
- Siedlungsabfälle (Mayes et al., 2009).

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

Den organischen Substraten wird oft Kalk (oder auch Dolomit) beigemischt, um die Alkalinität zu erhöhen, womit ein fließender Übergang zu den im folgenden Abschnitt 6.2.3 besprochenen (unbepflanzten) RAPS gegeben ist, denen It. Mayes et al. (2009) wegen ihrer höheren Leistungsfähigkeit bei ausreichend vorhandenem Geländegefälle der Vorzug zu geben ist. Die Abgrenzung zu den RAPS ist in der Literatur nicht eindeutig. So beschreiben Johnson & Hallberg (2005) in ihrem Review anaerobe konstruierte Feuchtgebiete ("*anaerobic wetlands*", "*compost bioreactors*") generell als unbepflanzt, weil den Makrophyten lediglich ein ästhetischer Aspekt und oft sogar ein Nachteil zukommt, da sie mit ihren Wurzeln den Sauerstoffzutritt in den Boden verstärken. In dieser Studie werden solche Systeme als anaerobe konstruierte Feuchtgebiete betrachtet, wenn die Wirkung der mikrobiell katalysierten Sulfatreduktion den Kernprozess darstellt und die Zufuhr von Alkalinität aus z. B. Kalkstein nur unterstützend zur Stabilisierung des chemischen Milieus genutzt wird.









Copyright und Genehmigung durch Finish Geological Survey (GTK 2016), angepasst

Abbildung 25: Konstruktionsschemata anaerober konstruierter Feuchtgebiete (Quelle GTK, 2018). Quelle: Copyright und Genehmigung durch Finish Geological Survey (GTK 2016), angepasst

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

- Ausfällung von Metallsulfiden (Eisen, Cadmium, Blei, Nickel, Zink, s. Tabelle 5),
- Mitfällung von Arsen in Eisensulfiden,
- ggf. Bildung von Alkalinität durch Auflösung von Kalk/Dolomit.

Zusätzlich zu diesen Prozessen finden in den oberen Schichten, in welchen noch Sauerstoff vorhanden ist, prinzipiell die gleichen Prozesse statt, wie in aeroben konstruierten Feuchtgebieten. Wie in allen Biotopen bildet sich eine komplexe Lebensgemeinschaft von Mikroorganismen aus. Neben dem direkten Zielprozess, der Sulfatreduktion, ist u. a. auch der Abbau höhermolekularer organischer Substanz zu kurzkettigen, für die Sulfatreduzierer verwertbaren C-Quellen von Relevanz. Nähere Darstellungen dazu finden sich u. a, in Johnson & Hallberg, (2003), Schöpke et al. (2011).

Anaerobe konstruierte Feuchtgebiete werden erfolgreich für Wässer moderater Acidität und unbedenklichen Konzentrationen für das Wachstum der ggf. genutzten Pflanzen eingesetzt. Es gibt zahlreiche Reviews (s. Literaturliste unten), die die prinzipielle Wirksamkeit anaerober konstruierter Feuchtgebiete aber auch Probleme darstellen. Als typische Eliminationsrate für die Bemessung zitiert Skousen et al. (2017) Skousen & Ziemkiewicz (2005), Hedin & Nairn (1992):

- 10 g Eisen/(m²d),
- 3,5 g Acidität/(m²d).

In Tabelle 20 sind weitere recherchierte Kennzahlen anaerober konstruierter Feuchtgebiete aufgeführt.







Tabelle 20: Kennzahlen Fallbeispiele anaerobe konstruierte Feuchtgebiete. ^a: Angabe bestehender Laufzeit und Status, falls nicht *full scale*, ^b: Q | t_a: Durchfluss oder Aufenthaltszeit, je nach Angabe in Quelle, ^c: Angabe von Start-...Endkonzentration, oder gereinigter Ausgangskonzentration oder spezifische Reinigungsleistung als Masse/Fläche/Zeit je nach Angabe in Quelle, ^d: im Gesamtsystem mit vor-, nachgeschalteten Becken, ^e: Bei .../m³ Bezug auf Raumvolumen. Aci: Azidität als CaCO₃.

Standort	Anlage ^a	Q t a ^b	Fläche	Reinigung ^c	Milieu	Quelle
Tara, Irland	> 1 a	0,1 m³/h 30 d ^d	3 × 12 m²	5-40 $g_{SO4}/m^2/d$ 0,5-70 $mg_{Zn}/m^2/d$ 0-6,6 $mg_{Pb}/m^2/d$ 0,4-2,5 $mg_{Fe}/m^2/d$	Pilzkulturerde, alkalisch, kombinierte Anlage	O'Sullivan et al. (2004)
Khetri, Indien	> 25 a (natürlich)	38 m³/h	25 500 m²	18 g _{S04} /m²/d 0,15 g _{Fe} /m²/d Cu, Pb, Ni, Zn: 0,02– 0,04 g/m²/d	pH: 6,2–7,8 SO₄: 2–3 g/L	Sheoran (2005)
"Erfahrungswert"				30-80 g _{s04} /m ³ /d ^e 0,02 g _{cd} /m ² /d 10 g _{cu} /m ² /d 2 g _{Ni} /m ² /d	k. A.	PYRAMID (2003)
Quaking House (Durham, UK)	> 5 a	25 m³/h hohe Variabilität	440 m²	-11– +50 g _{Aci} /m²/d 5–2 mg _{Fe} /L 800– 760 mg _{S04} /L	pH 6 Mist, kommu- naler Kompost	CL:AIRE (2002)
Peabody Will Scarlet Mine, Illinois, USA	> 5 a	≈1 m³/h 0,2-30 d	110 000 m²	pH von ca. 3 auf 5,5-7,2	k. A., Sulfatre- duktion ver- mutet	Nawrot et al. (1990)
Wheal Jane, UK	> 2 a	720 m³/h	k. A.	erst nach einjähriger Pause vor- handen (Sul- fat, Zn, Fe)	Stroh, Säge- späne, Mist pH ca. 5	Whitehead et al. (2005)

Vor dem Hintergrund der in Sachsen ausgeprägten Belastung mit Sulfat, sollen an dieser Stelle die prinzipiellen **Schwierigkeiten zur Verminderung der Sulfatkonzentration** in anaeroben konstruierten Feuchtgebieten aus PYRAMID (2003) zitiert werden. Diese gelten prinzipiell auch für andere Verfahren mit induzierter mikrobieller Sulfatreduktion. Generell werden nur selten Verminderungen > 20 % gemessen. Folgende Randbedingungen müssen betrachtet werden:

- Aufrechterhaltung streng anaerober Verhältnisse während des Betriebes in den zur Sulfatreduktion vorgesehenen Anlagenkompartimenten.
- Dazu ist eine kontinuierlich verfügbare Kohlenstoffquelle bereitzustellen.
- Für lange Laufzeiten muss der Verbrauch des organischen Materials eingeschätzt werden können.
- Hohe Aufenthaltszeiten von mindestens 40 h und unter Ausschluss von Kurzschlussströmungen müssen realisiert werden.
- Die Rückoxidation von eventuell mit dem Ausfluss austretendem HS⁻ muss verhindert werden. (PYRAMID, 2003)









In PYRAMID (2003) wird geschlussfolgert: "*Derzeit ist der Bau von passiven Systemen zur Sulfatentfernung ohne tiefgehende Forschung und umfassende Einbeziehung von Experten auf diesem Gebiet nicht angeraten. Wenn strenge behördliche Anforderungen eingehalten werden müssen, ist speziell beim Rückhalt von Sulfat, der die Errichtung teurer Anlagen nach sich zieht, der aktiven Behandlung der Vorzug zu geben.*"⁷

Im Unterschied zu den aeroben konstruierten Feuchtgebieten, die unter günstigen Bedingungen eine fortwährende Immobilisierung von Metall(oid-)en ermöglichen können, ist bei anaeroben Systemen per se die Notwendigkeit der Nachlieferung einer Kohlenstoffquelle – also i. d. R. der Austausch des Substrates – vorgesehen.

Folgende Angaben zu Kosten wurden aus der verfügbaren Literatur entnommen.

Quaking House (CL:AIRE, 2002):

- 70 €/m² (2002),
- Betriebskosten 400–800 €/a (bei 440 m² anaerobem Feuchtgebiet und nachgeschaltetem Oxidationsbecken und aeroben Feuchtgebiet),
- größter Reinigungseffekt im anaeroben Anlagenteil für Azidität, wohingegen Metalle v. a. im nachgeschalteten aeroben Feuchtgebiet immobilisiert wurden. Sulfatreduktion im gesamten System vernachlässigbar (800 mg/L auf 760 mg/L).

Am Standort **Wheal Jane** (UK) ist 1994 eine kombinierte aktive/passive Anlage errichtet worden (Whitehead, 2005: Belüftung, anoxischer Carbonatkanal, aerobes, anaerobes konstruiertes Feuchtgebiet). Für diese sind nur Gesamtkosten von 3,4 Mio. \pounds Baukosten und 950'000 \pounds jährliche Betriebskosten angegeben worden, wobei der mittlere Durchfluss bei 720 m³/h lag.

Alle obigen Angaben beziehen sich auf kombinierte Systeme. Es wurden keine realen Reinigungsanlagen in der Literatur gefunden, die nur aus anaeroben konstruierten Feuchtgebiet(en) bestehen.

Ausgewertete Quellen:

- Johnson DB, Hallberg KB (2003) The microbiology of acidic mine waters. Research in Microbiology 154:466–473.
- CL:AIRE (2002): A constructed wetland to treat acid mine drainage from colliery spoils at Quaking House, County Durham. CL:AIRE Case Study Bulletin, November 2002, www.claire.co.uk.
- Dempsey BA, Jeon B (2001) Characteristics of sludge produced from passive treatment of mine drainage. Geochemistry Exploration, Environment, Analysis 1, Part 1:89–94.
- GTK (2018) Mine Closure Wiki and Closedure Project des Geological Survey of Finland, http://wiki.gtk.fi/web/mine-closedure/wiki/, zuletzt besucht 08/2018.

Johnson DB, Hallberg KB (2005) Acid mine drainage remediation options: A review. Sci-

⁷ "At the current time design of full-scale passive systems for sulphate removal is not advisable without considerable research, and wide consultation with experts in the field. The attenuation of sulphate is one area in particular where, if strict regulatory requirements need to be met, entailing the construction of a high capital cost scheme, active treatment may be the preferable option."









ence of the Total Environment 338:3-14.

- Kruse NAS, Gozzard E, Jarvis AP (2009) Determination of hydraulic residence times in several UK Mine water treatment systems and their relationship to iron removal. Mine Water and the Environment 28:115–123.
- Mayes WM, Batty LC, Younger PL, et al (2009) Wetland treatment at extremes of pH: A review. Science of the Total Environment 407:3944–3957.
- Nawrot JR, Klimstra WB (1990) Biochemical treatment of mine drainage through a reedgrass wetland. https://wvmdtaskforce.files.wordpress.com/2015/12/90-nawrot.pdf.
- Skousen J, Zipper CE, Rose A, Ziemkiewicz PF, Nairn R, McDonald LM, Kleinmann RL (2017) Review of Passive Systems for Acid Mine Drainage Treatment. Mine Water and the Environment 36:133–153.
- O'Sullivan AD, Murray DA, Otte ML (2004) Removal of sulfate, zinc, and lead from alkaline mine wastewater using pilot-scale surface-flow wetlands at Tara Mines, Ireland. Mine Water and the Environment 23:58–65.
- PIRAMID Consortium (2003) Engineering guidelines for the passive remediation of acidic and/or metalliferous mine drainage and similar wastewaters. European Commission 5th Framework RTD Project no. EVK1-CT-1999-000021 "Passive in-situ remediation of acidic mine / industrial drainage". University of Newcastle upon Tyne, Newcastle upon Tyne, UK.
- Sheoran AS (2005) Performance of a natural wetland treating acid mine drainage in arid conditions. Mine Water and the Environment 24:150–154.
- Whitehead PG, Hall G, Neal C, Prior H (2005) Chemical 66ehavior of the Wheal Jane bioremediation system. Science of the Total Environment 338:41–51.
- Wolkersdorfer, Ch (2013) Grubenwasserreinigung Verfahren und Vorgehensweisen. Endbericht im Rahmen des Ziel 3 Projektes VODAMIN, Teilprojekt 09, AG: LfULG, AN: Tshwane University of Technology, Südafrika, 27.09.2013.

6.2.3 Reduzierende Alkalinität produzierende Systeme

Reduzierende Alkalinität produzierende Systeme (RAPS) stellen ein unbepflanztes Filterbett aus einer Mischung organischen Substrates mit alkalisch reagierenden Zuschlagstoffen dar, durch welches das zu behandelnde Wasser vertikal strömt. Die Abgrenzung zu anaeroben konstruierten Feuchtgebieten ist in der Literatur nicht immer eindeutig gegeben, festigt sich jedoch v. a. darin, dass RAPS unbewachsen sind, um Sauerstoffzutritt zu vermindern und dass sie vertikal durchströmt werden:

- In GTK (2018) ist ein RAPS unbewachsen. Der Einsatz von Kalk in einem anaeroben konstruierten Feuchtgebiet fakultativ und fungiert damit nicht als Abgrenzung.
- Johnson & Hallberg (2005) beschreiben den Einsatz von Kalk in der unteren Schicht eines vertikal durchströmten Systems als einen Sonderfall der als "*compost bioreac-tor*" bezeichneten anaeroben konstruierten Feuchtgebiete.
- Das Alkalinität generierende Material kann nach Mayes et al. (2009) auch in das organische Substrat eingemischt sein.
- In der PIRAMID Guideline (PIRAMID, 2003) wird ein RAPS als anaerobes konstruiertes Feuchtgebiet (Kompostreaktor) bezeichnet, der einen anoxischen Karbonatkanal überlagert.









RAPS sind eine Weiterentwicklung von Carbonatkanälen, weil diese zu Passivierung der Carbonatoberfläche mit Eisenhydroxiden neigen (Kepler & McCleary, 1994). In der Regel wird ein RAPS von einem Oxidationsschritt (aerobes konstruiertes Feuchtgebiet oder Oxidationsbecken, Absetzbecken) gefolgt, um das noch enthaltene reduzierte Eisen-II zu oxidieren und zu fällen. Die durch die Kalkschüttung aufgeprägte Alkalinität puffert dabei den pH-Wert. Damit sind RAPS auch für Wässer mit hoher Azidität und Metallkonzentration geeignet. Außerdem wird ihnen bei höherem hydraulischen Gefälle gegenüber den konstruierten Feuchtgebieten Vorzug gegeben. Letztlich ist der dominierende Prozess jedoch die Einlösung von Alkalinität – die vorgeschaltete/parallele Passage durch organisches Material dient lediglich dem Verhindern des Ausfällens von Eisen. Damit beschränkt sich die Wirksamkeit im Wesentlichen auf die Minderung der Azidität eines Wassers. Da dieser **Kernprozess des Verfahrens abiotisch** abläuft, werden RAPS in dieser Studie nicht in der weiteren Bewertung betrachtet. Typische Eliminationsraten für die Bemessung sind:

- 35 g Acidität/(m²d) (Zusammenfassung mehrerer Quellen in Skousen et al., 2017),
- 20-40 g Azidität/(m²d) (GTK, 2018).

In Kepler & McCleary (1994) wird dabei die Problematik der Bemessung eines im Raum (dreidimensional) stattfindenden Prozesses mit flächenbezogenen Variablen diskutiert.



Abbildung 26: Konstruktionsschemata RAPS (Quelle GTK, 2018).

Ausgewertete Quellen:

- GTK (2018) Mine Closure Wiki and Closedure Project des Geological Survey of Finland, http://wiki.gtk.fi/web/mine-closedure/wiki/, zuletzt besucht 08/2018.
- Johnson DB, Hallberg KB (2005) Acid mine drainage remediation options: A review. Science of the Total Environment 338:3–14.
- Kepler DA, McCleary EC (1994) Successive Alkalinity-Producing Systems (SAPS) for the Treatment of Acidic Mine Drainage. In: 11th Annual Meeting of the ASSMR, April 24-29, 1994, Pittsburgh, Pennsylvania. S. 195–204.
- PIRAMID Consortium (2003) Engineering guidelines for the passive remediation of acidic and/or metalliferous mine drainage and similar wastewaters. European Commission 5th Framework RTD Project no. EVK1-CT-1999-000021 "Passive in-situ remediation of acidic mine / industrial drainage". University of Newcastle upon Tyne, Newcastle upon Tyne, UK.









6.2.4 In-situ reaktive Barrieren

Eine Einteilung von **in-situ Verfahren zur Reinigung von Grundwässern** kann unter verschiedenen Gesichtspunkten vorgenommen werden, wie z. B. der konstruktiver Umsetzung (damit auch wie aktiv oder passiv das Verfahren ist) oder – unter der Einschränkung der Betrachtung (mikro-)biologischer Verfahren – nach dem zu stimulierenden mikrobiologischen Kernprozess (in dieser Studie: auto-/heterotrophe Sulfatreduktion, Eisenoxidation). Da sich wesentliche Aspekte der Wirtschaftlichkeit und Geeignetheit der Verfahren für die typisch sächsischen Bergbauverunreinigungen aus der konstruktiven Umsetzung der in-situ Verfahren ergeben, wird in dieser Studie danach unterschieden.

In diesem Abschnitt werden zunächst solche Verfahren betrachtet, bei denen ein Feststoff in den Grundwasserstrom als reaktive Barriere orthogonal zur Grundwasserströmung errichtet wird. Im anschließenden Abschnitt 6.2.5 werden Technologien reaktiver Zonen dargestellt, die durch kontrollierte Zufuhr von Fluiden einen diffusen Untergrundreaktor erzeugen und damit prinzipiell einen aktiveren Charakter besitzen. Im Abschnitt 6.2.6 wird gesondert auf die Technologie der unterirdischen Enteisenung eingegangen, die aus der Trinkwasseraufbereitung stammt. Einige allgemeingültige Prämissen aller in-situ Verfahren werden in diesem Abschnitt vorangestellt.

Hinsichtlich der **konstruktiven Umsetzung** können die in-situ Verfahren nach folgenden Gesichtspunkten unterschieden werden. In Abbildung 27 und Abbildung 28 sind dazu Prinzipskizzen enthalten:

- klassische > reaktive Barrieren (PRB, permeable reactive barrier) mit Einbau fester reaktiver Materialien über die gesamte Breite des zu behandelnden Grundwasserstromes (dieser Abschnitt),
- **funnel & gate** Technologie mit gezielter Zuleitung des Grundwasserstromes durch hydraulische Sperren (*funnel*) in einen Bereich, dem reaktives Material zugeführt wird (*gate*). Die Zufuhr der reaktiven Medien kann als Feststoff (dieser Abschnitt) oder als Fluid z. B. über Injektionslanzen (Abschnitt 6.2.5) erfolgen.
- Als diffuse Untergrundreaktoren werden in dieser Studie in-situ Verfahren betrachtet, wenn Fluide (und evtl. ihnen beigemischte suspendierte reaktive Materialien) dem zu behandelnden Grundwasserstrom zugegeben werden (Abschnitt 6.2.5). Für diese Verfahren gibt es wiederum verschiedene Technologien zur Zuführung und Einmischung der Reaktanten in den Grundwasserstrom.
- ADAG: Die active drain and gate Technologie stellt den Übergang zu technischen Reaktoren dar. Es wird eine lokale Grundwassertrennstromlinie mittels Kollektor (Grundwasseraufnahme) und Distributor (Grundwasserverteilung) erzeugt. Das im Kollektor gefasste Grundwasser wird "behandelt" und mittels Pumpe oder Heber über den Distributor abstromig wieder in den Grundwasserleiter verteilt (Uhlig, 2010; Bilek & Wagner, 2012; Patent-Nr. DE 103 10 991). Werden dem Wasserstrom lediglich Fluide zur Behandlung beigefügt, gehört dieses Verfahren zu den diffusen Untergrundreaktoren (Abschnitt 6.2.5). Überwiegt jedoch die Nutzung der Reaktorvolumina gegenüber der Raumvolumina im Grundwasserleiter, wie es bei der geplanten Pi-









lotanlage zur der in-situ autotrophen Sulfatreduktion Burghammer der Fall ist, wird die ADAG-Technologie zu den technischen Reaktoren gezählt (Abschnitt 6.2.8)



Abbildung 27: Konstruktionsprinzip für klassische reaktive Barrieren und diffuse Untergrundreaktoren.

Als **reaktive Barrieren** oder reaktive Wände werden in dieser Studie Anlagen zur passiven in-situ Reinigung von Grundwasser bezeichnet, bei denen ein festes reaktives Material in den Grundwasserstrom platziert wird, so dass das Grundwasser durch die Passage eine Reinigung erfährt (in Anlehnung an PIRAMID, 2003). Grundlagen zur Anwendbarkeit für bergbaubeeinflusste Wässer finden sich unter anderem in Younger et al. (2002), GTK (2018).



Abbildung 28: Konstruktionsschemata für die *funnel and gate* und die ADAG Technologie. Quelle: Uhlig (2010), angepasst.



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



LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE



Freistaat Seite | 69 SACHSEN



Sie werden in den genannten Quellen zu den passiven Verfahren gezählt. Weltweit gibt es zahlreiche erfolgreiche Anlagen, aber oft werden auch Probleme geschildert (z.B. Henderson & Demond, 2007, Gibert et al., 2013). Viele reaktive Barrieren wurden zur Entfernung (chlorierter) organischer Kohlenwasserstoffe mit elementarem Eisen (ZVI) als reaktivem Material errichtet wozu entsprechend umfassende Literatur vorhanden ist. Erst mit der Anlage in Nickel Rim (USA, Benner at al., 1997) wurde das Konstruktionsprinzip auch auf bergbaubeeinflusstes Grundwasser angewandt. Der **Wirkmechanismus** für die reaktiven Barrieren unterscheidet sich je nach zugeführtem reaktivem Material:

- Zugabe **organischen Materials** zur Stimulation der heterotrophen mikrobiellen Sulfatreduktion bewirkt die Bildung von Sulfid und Fällung von Metallsulfiden (s. Tabelle 5).
- **Kalk** oder andere basisch wirkende (Fest-)Stoffe zur Anhebung des pH-Wertes fördern die Fällung vieler Metalle, u. a. a. von Eisenhydroxiden, an denen wiederum viele Metall(oid-)e sorbieren. Es wird üblicherweise als Zuschlagstoff mit geringen Anteilen in der Schüttung verwendet.
- Durch die Oxidation von elementarem Eisen entstehen Fe-II, H₂, OH⁻. Dadurch wird wiederum die Bildung von Carbonatmineralen, bei Vorhandensein von Sauerstoff auch die Ausfällung von Eisen-III-Mineralen gefördert. Relevant für diese Studie ist jedoch, dass dadurch die Milieubedingungen für mikrobielle Sulfatreduktion geschaffen werden, wodurch die Immobilisierung von Metall(oid-)en in Sulfiden ermöglicht wird.

Auch eine Kombination der Materialien ist möglich (Gibert et al., 2013). Im Folgenden werden **Reinigungsleistungen** anhand ausgewählter Standorte aufgeführt. Weitere Angaben zu Beispielstandorten finden sich in Tabelle 21. Dabei ist zu beachten, dass reaktive Barrieren mit ZVI keine (mikro-)biologischen Verfahren im Sinne dieses Vorhabens darstellen, sobald der Zielprozess der Schadstoffelimination auf der chemischen Reduktion beruht, wie es für Cr(VI) der Fall ist. Dass diese Trennung nicht immer klar für einen Standort vorgenommen werden kann, zeigt das folgende Beispiel am Standort East Helena.

Arsen konnte in einer reaktiven Barriere aus ZVI am Standort **East Helena** (Montana, USA) erfolgreich über einen Zeitraum von 6 Jahren von > 25 mg/L auf Ablaufwerte < 0,5 mg/L gereinigt werden (Wilkin et al., 2008). Dabei wurden, aufgrund ungenügend tiefer Ausbildung der reaktiven Wand im unteren Bereich noch Durchbrüche von Arsen gemessen. Mikrobielle Sulfatreduktion wurde nachgewiesen. Als Prozesse wurden durch geochemische Modellierung die Bildung von Arsenit- und Arsenatmineralen (u. a. a. Sulfide) postuliert, sowie die Sorption an Eisen- und Carbonatmineralen. Für die Metalle Zn, Co, Ni, Cd bilden die Fällung als Sulfid sowie die Sorption an Sulfiden und Eisenhydroxiden mögliche Immobilisie-rungsprozesse. Damit sind (nicht nur an diesem Standort) sowohl abiotische als auch über die mikrobielle Sulfatreduktion induzierte Prozesse für die Metall(oid-)immobilisierung von Bedeutung.

Am Standort **Shillbottle** wurde im Abstrom einer Halde, deren Drainage nicht vollständig von konstruierten Feuchtgebieten gefasst werden konnte, eine reaktive Barriere aus **organischem** Material und Kalk auf einer Länge von insgesamt 180 m errichtet (Bowden et al., 2005). Die Konzentration von Sulfat, Eisen, Mangan, Zink und anderen Metallen wurde über die Passage verringert, der pH-Wert angehoben. Mikrobielle Sulfatreduktion fand statt. In









Caraballo et al. (2010) konnte gezeigt werden, dass nach den ersten zwei Betriebsjahren zunehmend oxidative Verhältnisse in der Barriere auftreten und Eisen zunehmend in Schwertmannit und Goethit gebunden wurde. Als Hauptursache wurde die geringe hydraulische Aufenthaltszeit in der Barriere bei abnehmender Reaktivität vermutet.

Eine passive reaktive Barriere wurde 2004/2005 am **Skadodamm** errichtet. Ziel war die Minderung von Acidität (pH-Wert, Eisen) durch Zugabe basischer Materialien (Schöpke et al., 2007). Da die induzierten Reaktionen chemischer Natur sind, wird dieser Standort für dieses Vorhaben nicht weiter ausgewertet. Lediglich die angegebenen Kosten sowie die Weiternutzung der Barrieren als *funnel & gate* Verfahren im Pilotversuch zur Düseninjektion wird in 6.2.5 näher betrachtet.

Prinzipiell erweist es sich als schwierig, in der öffentlich zugänglichen Literatur Angaben zum Langzeitverhalten und zu Kosten reaktiver Barrieren zu finden. Meist werden für einen Standort ein, zwei Publikationen in der Anfangszeit veröffentlicht und die weitere Leistung der Anlagen wird nicht dargestellt. In Henderson & Demond (2007) werden für reaktive Barrieren mit ZVI als Ursachen für das Versagen überwiegend ungenügende hydraulische Voruntersuchungen identifiziert. Für ZVI erwies sich in den untersuchten Standorten v. a. die Abnahme der Reaktivität als limitierender Faktor, weniger das oft befürchtete Zusetzen des Porenraumes. Gibert et al. (2013) zeigten, dass auch die geringe hydraulische Leitfähigkeit des eingesetzten reaktiven Materials (Module der PRB wurde verschieden befüllt) die Wirksamkeit verhindern kann und dass mit unterschiedlicher, von Wetterbedingungen abhängiger Grundwasserfließgeschwindigkeit auch die Reinigungsleistung variiert.

Kosten für reaktive Barrieren wurden in NAVFAC (2012) für die USA recherchiert:

- Standort **NWIRP Dallas**, Texas (2008): Baukosten einer PRB aus 630 t ZVI und 1239 t Sand 1 Mio. € unter Nutzung eines Grabenbaggers,
- Hunters Point, San Francisco, Kalifornien (2003): Baukosten einer ZVI PRB aus 45 t Grauguss Eisen und 23 t µZVI (Peerless 50 DSP4) mittels Druckgas-Injektion in den Untergrund: 2 Mio. €,
- NWIRP Mc Gregor, Texas (2002): Baukosten einer in Summe ca. 3 km langen Biobarriere aus festem organischen Material: 1,7 Mio. € und zusätzlichen Planungskosten von ca. 275 T€. Es wurden in Summe 2350 t Kompost, 1200 t Holzschnitzel eingearbeitet.

Als Betriebskosten an den drei o. g. Standorten würden lediglich Kosten für das Monitoring entstehen, die nicht ausgewiesen wurden. Als Reinigungskosten bezogen auf die in 20 Jahren (geschätzt) gereinigte Wassermenge werden ausgewiesen: $0,3-10 \notin m^3$. Die Größe der Preisspanne ergibt sich dabei v. a. aus dem Verhältnis der Baukosten je m² reaktive Wand ($30-100 \notin m^2$), welche wiederum vom Verfahren und dem eingesetzten Material abhängt sowie dem Volumenstrom des Grundwassers. Zwei der drei Anlagen waren günstiger als ein alternatives *pump & treat* Konzept ($2 \notin m^3$).

Für die reaktive Barriere am Skadodamm wurden Baukosten von $20-40 \in je m^2$ reaktive Barriere unter Nutzung des BULinject[®]-Verfahrens (Rüttelinjektion) ohne den Materialpreis des reaktiven Mediums veranschlagt (Schöpke et al., 2007).

Koch (2003) verglich verschiedene Verfahren zum Bau reaktiver Wände und gaben eine Spannweite von 25–500 €/m² an, die v. a. von der erreichbaren Teufe (und damit einher-









gehend teureren Verfahren) und den Standortbedingungen abhängt. Die Kosten verstehen sich ohne das reaktive Material. Die teureren Verfahren mit Kosten > 250 \in /m² erlauben ein Abteufen über mehr als 30 m.

Für den Fall einer PRB aus organischem Material zur heterotrophen Sulfatreduktion hat Bilek (2012, S. 198) eine generelle Abschätzung des Bedarfs an organischem Material für die Reduktion der Sulfatkonzentration um 5 mol/L in einem Volumenstrom von 10 m³/d über eine Betriebsdauer von 10 Jahren ausgewiesen. Demnach sind ca. 110 Tonnen C_{org} notwendig. Die veranschlagte Konzentrationsminderung von Sulfat beläuft sich auf eine Verminderung der Sulfatmasse von 17,5 t. Dies ist ein allgemeines Kennzeichen der heterotrophen Sulfatreduktion: Es muss eine sehr große Masse organischer Kohlenstoffquelle bereitgestellt werden, um verhältnismäßig wenig Sulfat in Sulfid zu reduzieren.

Tabelle 21: Kennzahlen Fallbeispiele in-situ reaktiver Barrieren. ^a: Angabe bestehender Laufzeit und Status, falls nicht *full scale*, ^b: Q | t_a: Durchfluss oder Aufenthaltszeit, je nach Angabe in Quelle, ^c: Breite × Höhe × Tiefe, Tiefe entlang Strömungsweg Grundwasser, ^d: Angabe von Start-...Endkonzentration, oder gereinigter Ausgangskonzentration oder spezifische Reinigungsleistung als Masse/Fläche/Zeit je nach Angabe in Quelle.

Standort	Anlage ^a	Q ta	B × H × T ^c	Reinigung ^d	Technologie	Quelle
Nickel Rim, Ontario, USA	> 7 a	> 50 d	15 m × 3,6 m × 4 m	ca. 3 - < 1 g/L SO₄ pH < 6-7	PRB, 40 % Kompost, 40 % Mulch, 19 % Holzschnit- zel, 1 % Kalk	Benner et al. (1997)
Shillbottle, UK	seit 2002	9– 36 h	180 m × 2,5 m × 3 m	Konzentrationsabnahme: Sulfat, Zn, Fe, Mn, Ni, Al	25 % Pferdemist, 25 % Kompost, 50 % Kalk	Bowden et al. (2005), Caraballo et al. (2013)
Vancouver, Canada	3 a Pilot- anlage	ca. 2,5 d	10 m × 6,7 m × 2,5 m	$\begin{array}{l} 2 - < 0.1 \ mg_{zn}/L \\ 3.6 - < 0.01 \ mg_{cu}/L \\ 15 - < 0.1 \ \mu g_{cd}/L \\ \ Sulfatreduktion \end{array}$	84 % Kies 15 % Kompost 1 % Kalkstein	Ludwig et al. (2002)
Helena, Montana, USA	seit 2002 6 a	> 3 d	9,1 m × 13,7 m × 1,8-2,4 m	> 25 - < 0,5 mg _{As} /L 2,3 - < 0,05 mg _{Zn} /L 50 - < 1 μ g _{Cd} /L 20 - < 1 μ g _{Co} /L 10 - < 1 μ g _N /L pH: ca. 6,5-10 Sulfatreduktion	PRB, ZVI	Wilkin et al. (2008)
Aznalcóllar, Spanien	seit 2000 3 a	1-2 d	110 m × 3-4,5 m × 1,4 m	1100-400 mg _{s04} /L Zn: 5-57 % Al: 52-92 % Cu: 56-84 %	PRB, 60 % Calcit 35 % Kompost 5 % ZVI	Gibert et al. (2013)
Willisau, Schweiz	1 a	k. A.	k. A.	Konzentrationsabnahme Cr(VI) abiotisch	ZVI	Birke et al. (2007)

Ausgewertete Quellen:

- Benner SG, Blowes DW, Ptacek CJ (1997) A full-scale porous reactive wall for prevention of acid mine drainage. Ground Water Monitoring and Remediation 17:99–107.
- Bilek F, Wagner S (2012) Long term performance of an AMD treatment bioreactor using chemolithoautotrophic sulfate reduction and ferrous iron precipitation under in situ ground water conditions. Bioresource Technology Journal 104: 221–227.
- Birke V, Burmeier H, Jefferis S, et al (2007) Permeable reactive barriers (PRBs) in Europe: Potentials and expectations. Italian Journal of Engineering Geology and Environment









1:1-8.

- Bowden LI, Jarvis A, Orme P, Moustafa M, Younger P L (2005) Construction of a novel Permeable Reactive Barrier (PRB) at Shilbottle, Northumberland, UK: engineering design considerations and preliminary performance assessment. – In: Loredo J & Pendás, F: Mine Water 2005 – Mine Closure. – S. 375-381, Oviedo (University of Oviedo).
- Caraballo MA, Santofimia EM, Jarvis AP (2010) Metal retention, mineralogy, and design considerations of a mature permeable reactive barrier (PRB) for acidic mine water drainage in Northumberland, U.K. American Mineralogist 95:1642–1649.
- Gibert O, Cortina JL, Pablo J De, Ayora C (2013) Performance of a field-scale permeable reactive barrier based on organic substrate and zero-valent iron for in situ remediation of acid mine drainage. Environ Sci Pollut Res 20:7854–7862.
- GTK (2018) Mine Closure Wiki and Closedure Project des Geological Survey of Finland, http://wiki.gtk.fi/web/mine-closedure/wiki/, zuletzt besucht 08/2018.
- Henderson AD, Demond AH (2007) Long-Term Performance of Zero-Valent Iron Permeable Reactive Barriers: A Critical Review. Environmental Engineering Science 24:401– 423.
- Koch Ch (2003) Sanierung von Kippengrundwasser durch Neutralisation und Sulfatreduktion mittels in-situ-Reaktionswänden am Beispiel des Tagebausees Nordrandschlauch (Restseenkette Spreetal-Bluno). Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt der BTU Cottbus, Bd. 8. ISBN 3-934294-09-X
- Ludwig RD, McGregor RD, Blowes DW, Benner SG, Mountjoy K (2002) A Permeable Reactive Barrier for Treatment of Heavy Metals. Ground Water 40(1):59–66.
- NAVFAC (2012) Permeable reactive barrier cost and performance report. Final Technical Report TR-NAVFAC-ESC-EV-1207. Battelle Memorial Institute, Columbus, Ohio, USA.
- PIRAMID Consortium (2003) Engineering guidelines for the passive remediation of acidic and/or metalliferous mine drainage and similar wastewaters. European Commission 5th Framework RTD Project no. EVK1-CT-1999-000021 "Passive in-situ remediation of acidic mine / industrial drainage". University of Newcastle upon Tyne, Newcastle upon Tyne, UK.
- Schöpke R, Koch R, Mangold S, Regel R, Striemann A (2007): Herstellung passiver reaktiver Wände (PRW) aus Braunkohlenfilterasche mittels Rütteldruckverfahren im Skadodamm, Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt der BTU Cottbus, Bd. 15.
- Wilkin RT, Acree SD, Beak DG, Ross RR, Lee TR, Paul CJ (2008) Field application of a permeable reactive barrier for treatment of arsenic in groundwater, USEPA, EPA 600/R-08/09.
- Younger PL, Banwart SA, Hedin RS (2002) Mine Water Hydrology, Pollution, Remediation. Springer Science+Business Media Dodrecht.

6.2.5 In-situ Reaktionszonen (Stimulation der heterotrophen Sulfatreduktion)

Wie im vorangegangenen Abschnitt 6.2.4 dargestellt, gehören die hier besprochenen reaktiven Zonen zu den in-situ Verfahren für Grundwässer.

In-situ Reaktionszonen unterscheiden sich von den reaktiven Barrieren im Wesentlichen dadurch, dass durch kontrollierte Zufuhr von Fluiden – anstelle des Einbaus von Feststoffen – ein Reaktionsraum im Grundwasserleiter erzeugt wird. Da diese Fluide in der Regel mit dem Grundwasserstrom mittransportiert werden, vergrößert sich der nutzbare Reaktionsraum so weit, bis die injizierten Stoffe umgesetzt und Folgereaktionen abgeschlossen sind.









Daraus ergibt sich die Bedeutsamkeit des Zusammenbringens der Reaktanten: die im Grundwasser gelösten (Schad-)Stoffe einerseits und die als Fluide zugebenen Hilfsstoffe andererseits, mit denen die mikrobiologischen Prozesse induziert werden sollen. Während die Feststoffe der reaktiven Barrieren vom Grundwasser umströmt werden, müssen die Fluide über Diffusion/Dispersion oder gesteuerte hydraulische Durchmischung mit dem Grundwasser in Kontakt (und damit zur Reaktion) gebracht werden

Folgende Abgrenzung zu den reaktiven Barrieren wird vorgenommen: Zu den reaktiven Barrieren werden alle Verfahren gezählt, die Feststoffe (z. B. ZVI Partikel) über Trägerfluide (z. B. Stickstoff oder Wasser) in den Aquifer eintragen werden, wenn deren Verbleib am Eintragsort vorgesehen ist. Mit kleiner werdender Partikelgröße der eingespülten reaktiven Materialien (z. B. nano-ZVI) ist hingegen der Transport der reaktiven Materialien als suspendierte Partikel mit dem Grundwasserstrom prinzipiell erwünscht. In diesem Fall gehören die Verfahren auch zu den hier dargestellten reaktiven Zonen.

Konstruktiv lassen sich die Verfahren der reaktiven Zonen nach der Art des Eintrages der Stoffe in den Untergrund unterscheiden. An dieser Stelle wird die Einteilung aus Schöpke et al. (2011) übernommen und ergänzt:

- Das **Düsensaugverfahren** injiziert kontinuierlich oder in Intervallen mit Substrat angereichertes Grundwasser über Infiltrationslanzen in den Aquifer. Es ist ein Standardverfahren, mit welchem auch Suspensionen eingebracht werden können.
- In Janssen & Temminghoff (2004) wird ein diskontinuierliches *pull-push-pull* Verfahren angewandt. Grundwasser wird gefördert, mit dem flüssigen Medium angereichert und wieder in den Aquifer injiziert. Der Vorgang wird mehrfach wiederholt.
- Das **Infilt-System** besteht nach seinem Patent (DE2005035150, 2005) aus einer: "Anordnung und ein[em] Verfahren zum Einbringen von Reagenzien in einen Grundwasserstrom, wobei Brunnen quer zur Fließrichtung des Grundwassers angeordnet sind, welche eine Einbringung von Reagenzien in die Grundwasserschichten über Förder- und Infiltrationsbrunnen sowie Mischbehälter ausführen."
- Das **ADAG-Verfahren** ist auf S. 68 beschrieben.
- Sowohl die Verfahren mit Eintrag über einzelnen Brunnen/Injektionslanzen als auch das Infilt-System können mit einem **Funnel and Gate-System** (s. S. 68) kombiniert werden.

Für die in dieser Studie untersuchten bergbaubedingten Grundwasserschadstoffe (Sulfat, Arsen, Blei, Cadmium) sind Verfahren geeignet, die eine mikrobielle Sulfatreduktion induzieren. Verfahren, die eine oxidative Entfernung von Eisen (und dadurch auch eine Immobilisierung von Metallen/Metalloiden) erzielen, werden separat in Abschnitt 6.2.6 besprochen.

Der **Wirkmechanismus** beschränkt sich damit an dieser Stelle auf die Induktion der mikrobiellen Sulfatreduktion. Dabei wird wiederum unterschieden:

 Verfahren zur in-situ Stimulation der **autotrophen** Sulfatreduktion stellen i.d.R. Wasserstoff als Energiequelle für die autotrophen Sulfatreduzierer durch Zugabe von nano-ZVI als Suspension bereit. Es sind keine Standorte bekannt, die dieses Verfahren zur Behandlung bergbaubedingter Kontamination unter Ausbildung von autotropher Sulfatreduktion erfolgreich nutzen. Bereits Technikumsuntersuchungen von Burghardt (2006) zeigten die Schwierigkeiten dieser Strategie auf. In Laborstudien









konnten Kumar et al. (2014) zeigen, dass die Bereitstellung von H₂ aus nano-ZVI für die Stimulation von autotrophen Sulfatreduzieren nicht ausreicht. Aus einem aktuellen Review von Stefaniuk et al. (2015) kann entnommen werden, dass nano-ZVI überwiegend zur Reinigung chlorierter organischer Verbindungen angewandt wird. Probleme bestehen weiterhin je nach Art des nano-ZVI hinsichtlich ihrer zu geringen Mobilität zur Ausbildung reaktiver Zonen bzw. der möglichen Toxizität (bei hoher Mobilität).

• Verfahren zur in-situ Stimulation der **heterotrophen** Sulfatreduktion beruhen auf der Zufuhr flüssiger, verwertbarer organischer Substanzen als Energie- und Kohlenstoffquelle für die Mikroorganismen.

In beiden Fällen wird durch die mikrobielle Bildung Sulfatreduktion die Sulfidfällung sowie die Sorption an Sulfiden initiiert (s. Tabelle 5). Aufgrund der in mehreren Studien aufgezeigten Geeignetheit für bergbaubedingte Kontaminationen wird in dieser Studie nur die Stimulation der heterotrophen Sulfatreduktion weiter berücksichtigt.

Diels et al. (2005) fassen den Kenntnisstand zu geeigneten C-Quellen zusammen: Als organische Kohlenstoffquellen werden üblicherweise Melasse, Lactat, Acetat, HRC[®] (*Hydrogen Release Compound*), MRC[®] (*Metals Remediation Compound*) eingesetzt. Acetat ist als C₁-Komponente nur von speziellen Mikroorganismen (Methylotrohpe) nutzbar, wodurch es Monate dauern kann, bis eine geeignete Mikrobiozönose aktiv wird. Melasse neigt dazu, Metalle in Lösung zu komplexieren, so dass die angestrebte Sulfidfällung inhibiert wird. Neben der Wirksamkeit, technischen Geeignetheit ist der Preis ausschlaggebend für die Wirtschaftlichkeit des Verfahrens. In Diels et al. (2005) werden außerdem Probleme der in-situ Sulfatreduktion (*in situ bioprecipitation process*, ISBP) zusammengefasst. Diese umfassen:

- Komplexierung von Metallen durch u.a. organische Säuren in verschiedene Kohlenstoffquellen,
- Inhibierung der Sulfatreduktion durch akkumulierendes Acetat,
- Auftreten methanogener Bedingungen bei zu hoher Zufuhr der Kohlenstoffquelle (keine Sulfidbildung, aber Methangasbildung),
- Verringerung des pH-Wertes durch fermentative Bildung organischer Säuren mit einhergehender Mobilisierung von Metallen,
- Nährstoffmangel kann vorliegen (müssen zugeführt werden),
- Konkurrenz um C-Quelle durch mikrobielle Nitrat-/Eisenreduktion.

Folgende **Fallbeispiele** wurden in der Literatur gefunden: An einem mit Zink kontaminierten Standort in den **Niederlanden** konnten Janssen & Temminghoff (2004) in einem Pilotversuch erfolgreich Sulfatreduktion durch Injektion von Molasse, Na₂SO₄ und Nährmedium (2 g/L, 500 mg/L, 0,05 mL/L) induzieren. Die Zugabe von Natriumsulfat wurde aufgrund der geringen Sulfatkonzentrationen am Standort (36–48 mg/L) bei gleichzeitig hohen Zinkkonzentrationen (30–65 mg/L) notwendig (Molverhältnis SO₄ : Zn = 0,4–1,1). Es wurden zweimal 8 m³ reaktives Medium in einem Abstand von 57 d zugegeben, wobei beim zweiten Zyklus die Konzentrationen der Medien verdoppelt wurden. Sulfatreduktion und die Abnahme der Zinkkonzentration dauerte noch nach der Zugabe der reaktiven Medien über mehrere Monate an. Es kann davon ausgegangen werden, dass auch andere Metall(oid-)e als Sulfide gefällt würden.









In einem ähnlichen Fall am Standort **Maasmechelen** (Belgien) wurde von Lookmann et al. (2013) gezeigt, dass zwar die Zinkkonzentration von 1-100 mg/L um 2-3 Größenordnungen durch Zugabe organischer Substanz reduziert werden konnte. Jedoch bewirkte das Schaffen einer reduktiven Zone im Aquifer gleichzeitig die Mobilisierung von Eisen (von < 0,05 mg/L auf bis zu 67 mg/L) und Mangan (von 0,1–0,2 mg/L auf 0,4–6,5 mg/L). Damit wird deutlich, dass diese Verfahrensweise für vorab aerobe Grundwasserleiter auch Gefahren birgt. Durch das Schaffen anaerober Verhältnisse mit der Zugabe einer mikrobiell verwertbaren C-Quelle werden evtl. vorhandenen Eisen-/Manganoxide reduktiv gelöst. Die raumzeitliche Wirkung der Reduktion war in der zitierten Studie größer als die Reichweite der mikrobiellen Sulfidbildung. Diese Relationen sind von den standorttypischen Ausgangskonzentrationen von Sulfat und den mineralischen Stoffspeichern (Fe-/Mn-Oxide, Gips, etc.) abhängig.

Im **Monument Valey** (Arizona, USA) wurden in einem Pilotvorhaben nach Injektion von Ethanol reduzierende Bedingungen im Aquifer geschaffen, die auch noch fast drei Jahre nach Ende der Injektion anhielten. In dieser Zeit wurden Sulfat- und Urankonzentration verringert, es kam aber zur Remobilisierung bis auf das ursprünglich Konzentrationsniveau mehr als drei Jahre nach Ende der Testinjektion. Die komplexen Wechselwirkungen von Sulfidmineralfällung, Sulfid-Reoxidation, Sulfatminerallösung wurden u. a. durch Isotopenanalysen aufgezeigt.

Für das ADAG-Verfahren gibt es lediglich ein Pilotvorhaben am Standort Schwarze Pumpe (Lausitz), bei dem unter Zufuhr von Ozon die nasschemische Oxidation von BTEX und Alkylphenolen erreicht wurde. Zur Stimulation mikrobieller Prozesse wurde dieses Verfahren noch nicht angewandt. Die in Uhlig (2010) dazu auch angegebenen Kosten sind (mit Ausnahme eines Richtwertes für den Bau des ADAG) nicht auf die biologischen Verfahren und die hier untersuchten anorganischen Schadstoffe übertragbar.

Am Standort **Skadodamm** (Lausitz) wurde 2008–2010 ein Pilotversuch zur Düseninjektion von organischem Substrat zur in-situ Grundwassersanierung durchgeführt. Die Arbeiten dazu sind in Schöpke et al. (2011) umfassend dokumentiert. Ein Schema ist in Abbildung 29 dargestellt. Durch Zugabe einer Kohlenstoffquelle (Glycerin) über Infiltrationslanzen wurde nachweislich mikrobielle Sulfatreduktion induziert. Dazu wurde das aus vorherigem Pilotvorhaben einer reaktiven Barriere bestehende System als *funnel and gate* genutzt. Dies war möglich, weil die vormalige Barriere aufgrund der eher dichtenden Wirkung der eingesetzten Aschematerialien nur zu ca. 10 % durchströmt wurde und die Abschnitte zwischen den Barrieremodulen somit als *gate* nutzbar waren. In neun Zyklen wurde dem Grundwasserstrom (13 m³/d) in Summe ca. 3 t Glycerin und in der Anfangsphase 0,5 t Methanol zugeführt. U. a. über die Erhöhung des TICs und die Konzentrationsabnahme von Sulfat, Eisen, Azidität wurde der Reinigungserfolg nachgewiesen. Kosten wurden explizit im offiziell verfügbaren Bericht nicht ausgewiesen. Überschläglich lässt sich aus den Angaben in Schöpke et al. (2011) ermitteln:

- 2 Jahre Laufzeit mit 13 m³/d Volumenstrom im Gate = 9490 m³ Wasser,
- mittlere Konzentrationsänderung 300 mg_{S04}/L · 9490 m³ = 2,8 t Sulfat immobilisiert,
- mittlere Konzentrationsänderung 150 mg_{Fe}/L \cdot 9490 m³ = 1,4 t Eisen immobilisiert,
- bei 3 t Glycerin als C-Quelle:
 - 0,9 t Sulfat je Tonne Glycerin
 - 0,5 t Eisen je Tonne Glycerin





LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE



Seite | 76



Abbildung 29: Lageplan und Schema der Pilotanlage auf dem Skadodamm (Schöpke et al., 2011)

Am Standort **Ruhlmühle** (Lausitz) wurde im Zeitraum 12/2014-07/2017 ein Pilotversuch zur unterirdischen Eisenretention durchgeführt (alle Angaben dazu aus FIB, 2018). Ziel war es, die Eisen- und Sulfatfracht im Grundwasseranstrom zu Oberflächengewässer durch Injektion (30 DSI-Lanzen) von Glycerin als C-Quelle für die heterotrophe Sulfatreduktion herabzusetzen (s.a. Abbildung 30). Kennzahlen sind in Tabelle 24 zusammengestellt. Insgesamt wurden in den drei Jahren des Pilotversuches (davon ½ a Nachsorge)

- 87'500 m³ Grundwasser gehoben und reinfiltriert,
- u. a. 38 m³ Glycerin,

∕ita-Min

• 23 t Eisen, 67 t Sulfat im GWL zurückgehalten.

In der Literatur wurden keine realen Daueranwendungen zur Stimulation der heterotrophen Sulfatreduktion im Grundwasser gefunden. Alle hier zitierten Studien sind Pilotvorhaben.

Die **Kosten** der in-situ Reaktionszonen werden vor allem durch den Preis der Kohlenstoffquelle geprägt. Die Installations- und Überwachungskosten werden meist pauschal als gering eingeschätzt. Hinsichtlich der Kohlenstoffquelle gilt als Faustformel, dass pro Kilogramm reduziertem Sulfat etwa ein Kilogramm organischer Kohlenstoff (als Gesamtstoff) notwendig ist. Bei derzeitigen Kosten von in etwa $0,5-1 \in$ pro Kilogramm Kohlenstoffquelle (Glycerin, Ethanol) lässt sich die *Größenordnung* der Kosten allein für die Kohlenstoffquelle solcher Verfahren abschätzen. In FIB (2018) werden für das oben geschilderte Verfahren am Standort Ruhlmühle spezifische Kosten ausgewiesen (Tabelle 22).











Abbildung 30: Übersichtsplan Pilotanlage Ruhlmühle (Quelle: FIB, 2018)

Tabelle 22	: Kostenübersicht	der Pilotanlage	e Ruhlmühle im	eingefahrenen	Regelbetrieb.
(Quelle: Ta	ab. 9.3 in FIB, 201	L 8).			

Parameter	Betriebskosten	inkl. Investition	inkl. Monitoring	inkl. wiss. Begl.
1 kg abgereichertes Fe	5,62€	9,86€	20,29€	30,33€
1 kg ausgefälltes FeS	3,57€	6,26€	12,89€	19,27€
1 mol abgereichertes Fe / FeS	0,31€	0,55€	1,13€	1,69€
1 mol Δ NP	0,16€	0,28€	0,57€	0,85€
1 kg abgereichertes SO4	2,19€	3,85€	7,92 €	11,84€
1 mol abgereichertes SO4	0,21€	0,37€	0,76€	1,14€

Anders als oben dargestellt wurde, ist zu erkennen, dass die Aufteilung der Gesamtkosten für das Verfahren wie folgt ermittelt wurden:

- 19 % Betriebskosten,
- 13 % jährl. Abschreibung Investitionskosten (20 Jahre, incl. Standorterkundung),
- 35 % Monitoring,
- 33 % wissenschaftliche Begleitung.









Dabei fallen letztlich nur etwa 5 % der Gesamtkosten auf die Kohlenstoffquelle. Die Betriebskosten (ohne wiss. Begleitung und ohne Investitionskosten) würden damit bei etwa 6 €/kg Sulfat oder umgerechnet 16 €/kg Eisen liegen. Die Investitionskosten für einen Referenzstandort mit einer 350 m langen und 10 m tiefen Reaktionszone und 100 DSI-Lanzen wurden wie in Tabelle 23 dargestellt abgeschätzt

Tabelle 23: Geschätzte Investitionskosten für eine 350 m lange Behandlungsstrecke zur insitu Stimulation der heterotrophen Sulfatreduktion (Quelle: FIB, 2018).

Leistung	Kosten in Euro
Standorterkundung, Anlagen-/Bauplanung	97.750
Installation von Förder-, Dosier- und Infiltrationseinheit inkl. Medieninstallati- on, EMSR-Anbindung und Software	902.350
Infrastruktur (Wegebau: ≈ 850 m, Energieversorgung: 2 Erdkabel ≈ 1.000 m)	56.015
Bau der Grundwassermessstellen	36.610
Sonstiges (Kampfmitteltechn. Überprüfung, Vermessung, Bauschild usw.)	7.000
Bauüberwachung/Projektmanagement Bau	18.700

Tabelle 24: Kennzahlen Fallbeispiele von in-situ Reaktionszonen. ^a: Angabe bestehender Laufzeit und Status, falls nicht *full scale*, ^b: Q | v_a: Durchfluss oder Abstandsgeschwindigkeit, je nach Angabe in Quelle, ^c: Dimension je nach genutzter Injektionstechnologie, ^d: Angabe von Start-...Endkonzentration, oder gereinigter Ausgangskonzentration oder spezifische Reinigungsleistung als Masse/Fläche/Zeit je nach Angabe in Quelle, ^e: EOS: *emulsified oil substrate*, emulgierte Öle, ^f: Alc = Alkalinität als CaCO₃.

Standort	Anlage ^a	Q Va ^b	Dimension ^c	Reinigung ^d	Technologie	Quelle
Ruhlmühle	Pilotversuch	130 m³/d	105 m, 3 Teufen (10-20 m)	pH: 4,1-5,2 430-120 mg _{Fe} /L 1,2-0,4 g _{S04} /L	30 Injektionslan- zen, Glycerin	FIB (2018)
Skadodamm	2 a, Pilot- versuch	13 m³/d	20 m × 10 m	1,1–0,8 g _{s04} /L um 150 mg _{Fe} /L	<i>Funnel-and-gate</i> , Glycerin, Methanol, Injektionslanzen	Schöpke et al. (2011)
Maasmechelen, Belgien	7 Monate, Pilotversuch	0,2- 1 m/d	3 Injektionsbrun- nen 4-7 m Teufe	< 100- 0,01 mg _{zn} /L Sulfatreduktion	Injektionsbrunnen 5–10% _{vol} Glycerin bzw. EOS ^e 45–70 g/L K ₂ SO ₄	Lookmann et al. (2013)
k. A. Niederlande	7 Monate, Pilotversuch	k. A.	1 Injektionsbrun- nen 8-10 m Teufe	40–0,01 mg _{zn} /L Sulfatreduktion	Injektionsbrunnen Melasse, Na ₂ SO ₄ , Wachstumsmedium	Janssen & Temminghoff (2004)
Monument Valley, Arizona, USA	200 d, Pilotversuch	k. A.	1 Injektionsbrun- nen	500 - < 50 mg _{s04} /L 11 - < 2 μg _U /L 0,25-3 g _{Alc} /L ^f	Injektionsbrunnen, 1%ig Ethanol (14 m ³)	Miao et al. (2014)

Ausgewertete Quellen:

Burghardt (2006) Ermittlung geochemischer, geomikrobiologischer und geotechnischer Grundlagen zur In-Situ-Immobilisierung von Arsen, Uran und Radium durch eine ,Reaktive-Zonen'-Technologie. Dissertation, Proceedings des Dresdner Grundwasserforschungszentrums e. V., Heft 29, ISSN 1430-0176.

DE2005035150 (2005) Schöpke R, Koch R, Koch C, Asenbaum H.-J. (2005) Anordnung und Verfahren zum Einbringen von Reagenzien in einen Grundwasserstrom; Deutsches









Patentamt, Offenlegungsschrift 002005035150A1, 21.04.2005.

- Diels L, Geets J, Dejonghe W, van Roy S, Vanbroekhoven K, Szewczyk A, Malina G (2005) Heavy metal immobilization in groundwater by in situ bioprecipitation: comments and questions about carbon source use, efficiency and sustainability of the process. – In: Loredo J & Pendás F: Mine Water 2005 – Mine Closure. S. 355-360, Oviedo (University of Oviedo).
- FIB (2018) Mikrobiell induzierte Eisenretention im Grundwasseranstrom zu Bergbaufolgeseen und Fließgewässern am Standort Ruhlmühle. Abschlussbericht (Fassung vom 20.08.2018), FIB Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e.V., AN: LMBV mbH.
- Janssen GMCM, Temminghoff EJM (2004) In situ Metal Precipitation in a Zinc-Contaminated , Aerobic Sandy Aquifer by Means of Biological Sulfate Reduction. Environ Sci Technol 38:4002–4011.
- Kumar N, Omoregie EO, Rose J, et al (2013) Inhibition of sulfate reducing bacteria in aquifer sediment by iron nanoparticles. Water Research 51:64–72.
- Lookman R, Verbeeck M, Gemoets J, et al (2013) In-situ zinc bioprecipitation by organic substrate injection in a high- flow, poorly reduced aquifer. Journal of Contaminant Hydrology 150:25–34.
- Miao Z, Carreón-Diazconti C, Carroll KC, Brusseau ML (2014) The impact of biostimulation on the fate of sulfate and associated sulfur dynamics in groundwater. Journal of Contaminant Hydrology 164:240–250.
- Schöpke R, Gast M, Walko M, et al (2011) Wissenschaftliche Auswertung von Sanierungsversuchen zur Untergrundsulfatreduktion im ehemaligen Lausitzer Bergbaurevier. Cottbus, Germany.
- Stefaniuk M, Oleszczuk P, Ok YS (2016) Review on nano zerovalent iron (nZVI): From synthesis to environmental applications. Chemical Engineering Journal 287:618–632.
- Uhlig, U. (2010) Untersuchungen zur mehrstufigen In-situ-Grundwasserreinigung am Beispiel eines Pilotversuches. Dissertation, Proceedings des Dresdner Grundwasserforschungszentrums e. V., Heft 42, ISSN 1430-0176.

6.2.6 In-situ Enteisenung

In der Trinkwasseraufbereitung wird das Verfahren der in situ Enteisenung seit den 1970er Jahren angewandt und ist dort auch unter dem Begriff "subterrestrisches Verfahren zur Wasseraufbereitung" gängig. Das DVGW Arbeitsblatt W 223 beschreibt sie mit ihren technischen Anforderungen als dazu anerkannten Stand der Technik. Da das Verfahren spezifisch auf Eisen und die Anforderungen an die Trinkwasseraufbereitung ausgelegt ist, wurde es in diesem Abschnitt getrennt von den Verfahren der in-situ Reaktionszonen betrachtet. Auch als "Eintrag flüssiger Sauerstoffträger" oder "Injektionsverfahren" in der in-situ Grundwassersanierung bekannte Verfahren nutzt den Eintrag von in Wasser eingelöstem Sauerstoff, werden aber – soweit bekannt – für die Behandlung aerob abbaubarer organischer Schadstoffe genutzt (LfUG, 2007).

Konstruktiv beruht das Verfahren auf dem Bau von mehreren Hochleistungsbrunnen, die intermittierend als Infiltrations- und Förderbrunnen wirken. Dabei wird der – für die Trinkwassernutzung relevante – Hauptstrom des Wassers dem Aquifer entnommen und ein Teilstrom unter Aufsättigung mit Sauerstoff bei der Infiltration wieder zugeführt (SUBTERRA[®]-Verfahren). Der Sauerstoff wird dabei mittels Fallrohrbegasung, Injektionsmischern, Druck-









luftverdüsung dem Infiltrat beigemischt (Herlitzius et al., 2008). In einer alternativen Brunnenkonfiguration wird mit Förderbrunnen gearbeitet, die von mehreren Satellitenbrunnen zur Infiltration umgeben sind (VYREDOX[®]-Verfahren, Hallberg & Martinell, 1976). Weitere Verfahren sind bekannt (z. B. FERMANOX[®]). Die Spannweite der Anlagengröße ist sehr groß: Es sind Anlagen zur Behandlung einiger 100 L/d bis Tausender Kubikmeter pro Tag bekannt (Kauffmann & Rott, 2009).

Unabhängig von der konstruktiven Auslegung basieren alle Anlagenschemata auf folgendem **Prozessablauf**: Durch die Zufuhr von Sauerstoff wird die mikrobielle Eisenoxidation induziert. Dabei muss die Reaktionszone in ausreichendem Abstand vom Brunnen aufgebaut werden, um ein Verblocken des Porenraumes in Brunnennähe zu verhindern, was vor allem durch das Förderregime gesteuert wird. Durch die Eisenoxidation werden schwerlösliche Eisen(oxi-)hydroxide gefällt. An diesen können andere Metall(oid-)e (z. B. Arsen, Zink, Cadmium, Blei, Nickel, Chrom Kupfer) sorbiert werden (Rott & Friedle, 1999). Aussagen zur Langzeitstabilität der Fällprodukte hinsichtlich des Rückhaltes der sorbierten Schadstoffe (Alterung) sind nicht bekannt. Der Rückhalt der sorbierten Stoffe ist darüber hinaus standortabhängig und teilweise auch nicht vorhanden (Vandenbohede et al., 2019), wie weiter unten dargestellt.

Hinsichtlich der **Reinigungsleistung** liegen unterschiedliche Erfahrungen vor. Nach Rott & Friedle (1999) ist eine Verringerung der Eisenkonzentration auf Werte unter 0,2 mg/L und der Arsenkonzentration unter 0,01 mg/L möglich (Felduntersuchung an drei Großanlagen). Dabei liegen die Ausgangskonzentrationen für Eisen von eisenhaltigen Rohwässern in der Trinkwasseraufbereitung üblicherweise im unteren Zehnerbereich in mg/L. Die Reduzierung der Mangankonzentration erfordert in der Regel längere Einlaufzeiten aufgrund der Abhängigkeit von anderen Mikroorganismen.

Auf der anderen Seite wird von Vandenbohede et al. (2019) dargestellt, dass die komplexen Reaktionen im Aquifer auch dazu führen können, dass Arsen mit der unterirdischen Enteisenung mobilisiert werden kann. Sie führen verschiedene Studien auf, die unterschiedliche Erfolge bei der Elimination von anderen Metall(oid-)en aufwiesen. Demnach ist bei Anwesenheit von Sulfiden im zu behandelnden Grundwasserleiter mit deren Oxidation und daraufhin freigesetzten Metall(oid-)en (insb. Arsen) zu rechnen.

Vorteile	Nachteile
Verlagerung des Reaktionsraumes in den Grundwasser- leiter	Überführung der Technologie aus der Trinkwasseraufbe- reitung in die Grundwassersanierung notwendig
keine Entsorgung von Schlämmen	ggf. Patenrechte je nach verwendeter Technologie
Anlagen mit jahrzehntelangem Betrieb bekannt (Stand der Technik)	Oxidation von Sulfiden unter Freisetzung von u. a. Ar- sen, welches ggf. nicht genügend in den gebildeten Eisenoxiden immobilisiert werden kann
nur Sauerstoff, keine anderen, möglicherweise wasser- gefährdenden Stoffe zugeführt	
Anlagen arbeiten vollautomatisch	

Tabelle 25: Vor- und Nachteile von Verfahren der unterirdischen Enteisenung.

Zu den **Kosten** wurden keine konkreten Angaben gefunden, weil sich die Vertreiber/Hersteller der Anlagen diesbezüglich bedeckt halten und in der Regel das Verfahren als günstig mit niedrigen Bau- und Betriebskosten darstellen. Dabei ist zu beachten, dass damit in der Regel ein Vergleich zu Verfahren der Trinkwasseraufbereitung erfolgt. In Herlitzius









(2008) wird gegenüber Verfahren mit herkömmlicher, überirdischer Enteisenung eine Einsparung von 40–50 % bei den Investitionskosten und 20–40 % bei den Betriebskosten zitiert. Die Verfahren sind soweit bekannt patentiert, so dass hierbei zusätzlich Kosten anfallen (SUBTERRA-Verfahren: DE2856843A1 von 1978, VYREDOX-Verfahren: EP0160774B1 von 1987). Vor- und Nachteile der Verfahren zur unterirdischen Enteisenung sind in Tabelle 25 zusammengetragen.

Ausgewertete Quellen:

- LfUG (2007) In-situ Sanierungsverfahren, Materialien zur Altlastenbearbeitung. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden, Februar 2007.
- Hallberg RO, Martinell R. (1976) Vyredox In situ purification of ground water. Ground Water 14(2), 88–93.
- Herlitzius J, Rothe S, Grischek T, Sumpf H (2008) Russischer Markt als Chance für die in situ Aufbereitung von Grundwasser. Energie Wasser-Praxis 59:8–13.
- Kauffmann H, Rott U (2009) Aktueller Stand der in-situ-Verfahren zur Grundwasseraufbereitung. Wasser und Abfall 15–20.
- Rott U, Friedle M (1999) Subterranean Removal of Arsenic from Groundwater. Proceedings of the Third International Conference on Arsenic Exposure and Health Effects, 12.–15.07.1998, San Diego, Californien, USA, S. 389-396.
- Vandenbohede A, Wallis I, Alleman T (2019) Science of the Total Environment Trace metal behavior during in-situ iron removal tests in Leuven, Belgium. Science of the Total Environment 648:367–376.

6.2.7 Bioreaktoren – heterotrophe Sulfatreduktion

Die Genese saurer, eisen- und sulfathaltiger Grubenwässer wird hauptsächlich durch die Pyritoxidation geprägt. Die Fähigkeit bestimmter Mikroorganismen unter Abwesenheit von Sauerstoff (der energetisch günstigere Reaktionen zuließe) auch Sulfat als Elektronendonator für die Verwertung von Kohlenstoffquellen (Elektronenakzeptor und C-Quelle) zu nutzen, wird als dissimilatorische Sulfatreduktion bezeichnet. Sie stellt in Teilen eine Umkehr der Pyritverwitterung dar (s. Tabelle 5). Damit ist eine Entfernung von Sulfat, Eisen und weiterer als Sulfide fällbarer Metall(oid-)e aus der Wasserphase möglich. Zur Etablierung dieses Prozesses in technischen Reaktoren müssen folgende Bedingungen für die mikrobielle Sulfatreduktion bereitgestellt werden (s. a. Abbildung 31):

- Sulfat als Elektronenakzeptor über das zu reinigende Wasser,
- Zugabe eines mikrobiell verwertbaren **Elektronendonators** (einfache Kohlenwasserstoffe wie Ethanol, Methanol, Acetat oder Wasserstoff),
- stöchiometrisch entsprechende Konzentration von Metallen für die Fällung als Sulfid oder Möglichkeit der Teilrückoxidation von Sulfid zu S⁰ oder Ausstrippen als H₂S,
- gegebenenfalls Nährstoffe (z. B. Stickstoff, Phosphat),
- geeignete Milieubedingungen (Ausschluss von Sauerstoff, pH-Optimum 7-7,5),











ausreichend Aufenthaltszeit im Raumvolumen des Reaktors.



Abbildung 31: Grundschema eines Sulfatreduktionsreaktors mit Stoffströmen, hydraulischem Strom und weiteren prozessrelevanten Elementen (Quelle: Bilek, 2013).

Zur Erfüllung dieser Randbedingungen wurden u. a. in Bilek (2013) und Kaksonen & Puhakka (2007) verschiedene Konstruktionsschemata von Reaktoren zusammengetragen, die sich generell durch folgende Aspekte der Verfahrensführung unterscheiden:

- ein Teilstrom des Sulfides wird zur Metallfällung rückgeführt (möglich bei molarem Überschuss von Sulfat gegenüber Metallen, zur Reduktion der Konzentration ggf. toxischer Metalle für die nachfolgende Sulfatreduktion),
- Sulfatreduktion und Metallsulfidfällung finden in zwei getrennten Reaktionsräumen statt (bei zu geringer Metallkonzentration, um das gebildete Sulfid stöchiometrisch zu fällen oder ungünstigen Milieubedingungen für die Sulfatreduktion, die dann nur im SR-Reaktor anzupassen sind),
- Verwendung einer festen (als Aufwuchskörper durchströmten) oder flüssigen (zu dosierenden) Kohlenstoffquelle.

Zur Abgrenzung von anaeroben konstruierten Feuchtgebieten, die letztlich auch Reaktoren im allgemeinen Sinn eines Reaktionsraumes darstellen, werden für diese Arbeit folgende Kriterien festgelegt:

- Ein technischer Reaktor ist konstruktiv geschlossen: alle Medien werden gefasst und kontrolliert geführt und wieder ausgeleitet.
- Es wird kein Ökosystem mit naturnaher Bodenstruktur und Kontakt zur Atmosphäre aufgebaut. Ein direkter Einfluss der Witterung (Niederschlag, Verdunstung, Sonneneinstrahlung) wird dadurch deutlich verringert.
- Die Reaktoren werden zwingend aktiv hydraulisch gesteuert (kann aber muss nicht in konstruierten Feuchtgebieten).

Es gibt eine große Zahl Publikationen, die verschiedene Auslegungen dieser Verfahren im Labor- oder Technikum zum Gegenstand haben. Ein Kernaspekt dabei bildet sehr oft die









Suche nach günstigen Kohlenstoffquellen. Weltweit sind mehrere Anlagen bekannt, die heterotrophe Sulfatreduktion in technischen Reaktoren anwenden. Verschiedene Auslegungen des Prozesses sind patentiert (z. B. BioSURE, Thiopaq⁸). Nichtsdestotrotz liegen in der verfügbaren Literatur kaum Kennzahlen zur Parametrisierung oder zu Kosten solcher Anlagen vor. Tabelle 26 zeigt Kennzahlen einiger Anlagen zur heterotrophen Sulfatreduktion in Reaktoren.

Zum Standort der **Grootvlei Goldmine** in Südafrika , die den BioSURE[®]-Prozess nutzt, werden in Holtzhausen (2006) Baukosten von 15 Mio. ZAR (heute ca. 1,1 Mio. €) angegeben. Die Behandlungskapazität lag bei 10'000 m³/d, wobei weder in Holtzhausen (2006) noch in Rose (2013) Angaben zum tatsächlichen Reinigungseffekt gemacht werden. Als wirtschaftlicher *bottleneck* wird die Bereitstellung einer günstigen Kohlenstoffquelle erachtet, die in diesem Falle günstig durch die Verfügbarkeit kommunalen Klärschlammes gelöst werden konnte. Ein Bedarf von 850 kg C_{org} pro 1000 kg Sulfat war Dimensionierungsgröße.

Am Auslauf des **Hainer Sees** (Mitteldeutschland) wurde von Juli – Dezember 2011 eine Pilotanlage zur biologischen Sulfatreduktion betrieben (BioPlanta, 2012). Ein Schema der Anlage wurde von GFI (2012) erstellt (Abbildung 33). Das mehrstufige Verfahren sieht folgende Prozesse vor:

- Sauerstoffzehrungsstufe (Zugabe Melasse als Kohlenstoffquelle),
- Sulfatreduktions- und Sulfidfällungsstufe (im Festbettreaktor mit Kies und ca. 20 g_{Fe-Granulat}/L),
- Eisenoxidations- und Corg-Abbaustufe,
- nachgeschaltete Belüftungsstufe.

Abbildung 32 zeigt eine Fotografie der Versuchsanlage.



Abbildung 32: Fotografie der Versuchsanlage zur Sulfatabscheidung am Auslauf Hainer See (BioPlanta, 2012)

⁸ Der Thiopaq-Prozess nutzt zwei verschiedene mikrobielle Prozesse: im ersten Schritt wird Sulfat zu Sulfid reduziert. Im zweiten Schritt wird überschüssiges Sulfid durch Sulfidoxidierer in elementaren Schwefel rückoxidiert.









Der Testreaktor zeigte eine starke Temperaturabhängigkeit, wobei unter günstigen Bedingungen Ablaufkonzentrationen von < 100 mg/L Sulfat erreicht wurden. Die Eisenkonzentration lag am Ablauf des Sulfatreaktors teils über dem Zulauf, weil in der Schüttung auch Eisen enthalten war, um die stöchiometrische Fällung von Eisensulfid zu ermöglichen und einen Austrag von H₂S zu verhindern. Zur Dimensionierung wurden 650 g Melasse pro 1000 g Sulfat veranschlagt (GFI, 2012). Die Pilotanlage wurde nach halbjährlichem Betrieb eingestellt. Folgende Kosten wurden für dieses Verfahren veranschlagt (BioPlanta, 2012):

- für eine Anlage mit Kapazität von 288 m³/d und Sulfatreduzierung von ca. 1 g/L mit 10 Jahren Betriebszeit,
- 690'000 € Investitionskosten (0,73 €/kg Sulfat)
- 22'500 €/a Personalkosten,
- 44'800 €/a Chemikalien (Betriebsstoffe).
- Summe Betriebskosten 0,8 €/m³ bzw. 0,83 €/kg_{S04}.



Abbildung 33: Schema der Versuchsanlage zur Sulfatabscheidung am Auslauf Hainer See mit Kennzeichnung der Probenahmestellen (GFI, 2012)

Als limitierend für die Wirtschaftlichkeit von Reaktoren zur heterotrophen Sulfatreduktion wird die **Bereitstellung einer günstigen Kohlenstoffquelle** für die großen Mengen umzusetzenden Sulfates angesehen. So erscheinen letztlich Verfahren für lokale, gefasste Wasserströme, bei Vorhandensein preiswerter Kohlenstoffquellen und unter günstigen klimatischen Bedingungen (erhöhte Wassertemperatur) wie zum Beispiel in der **Mintek-Kohlemine** (Südafrika, Neale et al., 2018) wirtschaftlich erfolgsversprechend. Wobei auch Neale et al. (2018) für eine Anlage mit 1000 m³/d Kapazität folgende Kosten veranschlagen:

- Baukosten von ca. 1,6 Mio. €,
- Betriebskosten von 0,28 €/m³ (Parameter der Pilotanlage dazu s. Tabelle 24).

Die Pilotanlage am Ablauf des Hainer Sees zum Beispiel behandelte einen Teilstrom von 200 L/d, während für einen großtechnischen Einsatz mit einer Beschickung von 12 m³/h (das 1440-fache) gerechnet würde und auch dies wäre nur ein Teilstrom des für den Hainer See prognostizierten Ablaufes von 8 m³/min (BioPlanta, 2012). Die Dimension einer Anlage zur Behandlung des gesamten Seeabstromes würde Schätzungen zufolge ein Reaktorvolumen von 4'600 m² × 6 m Fließstrecke benötigen (BioPlanta, 2012).









Tabelle 26: Kennzahlen Fallbeispiele von Reaktoren zur <u>autotrophen</u> und heterotrophen Sulfatreduktion. ^a: Angabe bestehender Laufzeit und Status, falls nicht *full scale*, ^b: Q | t_a: Durchfluss oder Aufenthaltszeit, je nach Angabe in Quelle, ^c: Dimension je nach genutzter Injektionstechnologie, ^d: Angabe von Start-...Endkonzentration, oder gereinigter Ausgangskonzentration oder spezifische Reinigungsleistung je nach Angabe in Quelle, ^e: UASB *upflow anaerobic sludge blanket reactor* (Wirbel- oder Schlammbettreaktor).

Standort	Anlage ^a	Q t _a ^b	Dimension ^c	Reinigung ^d	Technologie	Quelle
Budelco Zink- Raffinerie, Niederlande	seit 1992	7'200 m³/d 13 d	500 m³	0,6 g _{S04} /L/h 600200 mg _{S04} /L 300,15 mg _{zn} /L 0,80,01mg _{cd} /L	THIOPAQ [®] Ethanol, 3035 °C pH 77,5	van Houten (2006) van Lier et al. (1999)
<u>Johannesburg,</u> <u>Südafrika</u>	Pilotanlage 100 d	40120 m³/d	200 L	50 mg _{so4} /L/h	Rieselreaktor mit \underline{H}_2 /CO- Beaufschlagung; Teilrückoxidation	Du Preez & Maree (1994)
<u>Kennecott,</u> <u>Utah, USA</u>	Pilotanl. > 4 a	4,8 m³/d 1 d	5 m³	pH 2,58,5 30<0,5 g _{SO4} /L 60<0,1 mg _{CU} /L 675<0,3 mg _{Fe} /L 65<0,1 mg _{Zn} /L 3500,3 mg _{Mn} /L 2200<2 mg _A /L 4,52,0 gмg/L	THIOPAQ [®] <u>H</u> ₂, 3035 ℃	van Houten (2006) van Lier et al. (1999)
Grootvlei Gold Mine, Südafri- ka	seit 2006	10'000 m³/d	k. A.	Ziel < 250 mg _{so4} /L	BioSURE Prozess Klärschlamm als C-Quelle	Rose (2013)
Hainer See, Sachsen	Pilotanlage	0,150,42 m³/d 27 d	3,5 m³	800<500 mg _{S04} /L > 2 mol _{S04} /m ³ /d pH 5,3<9	Festbettreaktor mit Eisen und Melasse	BioPlanta (2012), GFI (2012)
Mintek Koh- Iemine, Süd- afrika	1 a, Pilot- anlage	0,25 m³/d 6 d	$3 \times 7 \text{ m}^3$	3<0,5 g _{s04} /L	Festbettreaktor mit Holzschnit- zel, Luzerne, Mist	Neale (2018)

Ausgewertete Quellen:

- Bilek F (2013) Grubenwassergenese und -behandlung Beiträge zur Modell- und Technologie-Entwicklung. Habilitationsschrift, Proceedings des Dresdner Grundwasserforschungszentrums e. V. Heft 48, ISSN 1430-0176.
- BioPlanta (2012) On site Versuch zur technischen Anwendung biologischer Sulfatreduzierungsprozesse. Überarbeiteter Abschlussbericht 25.05.02012. BioPlanta GmbH, AG: LMBV mbH.
- Du Preez LA, Maree JP (1994) Pilot-scale biological sulphate and nitrate removal utilizing producer gas as energy source. Water Science and Technology. 30(12): 275-285.
- GFI (2012) Gutachterliche Bewertung des Pilot- und Demovorhabens: On site Versuch zur technischen Anwendung biologischer Sulfatreduzierungsprozesse. 04.04.2012, GFI GmbH Dresden, AG: LMBV mbH.
- Kaksonen AH, Puhakka JA (2007) Sulfate Reduction Based Bioprocesses for the Treatment of Acid Mine Drainage and the Recovery of Metals. Eng Life Sci 7:541–564.
- Holtzhausen L (2006) WorldFirst: Full scale BioSure Plant Commissioned. The Water Wheel May/June 2006
- Neale JW, Gericke M, Mühlbauer R On-Site Pilot-Scale Demonstration of a Low-Cost Biological Process for the Treatment of High-Sulphate Mine Waters. In: Wolkersdorfer C, Sartz L, Weber A, Burgess, Tremblay G: Mine Water – Risk to Opportunity (Vol I). S. 164–171; Pretoria, South Africa (Tshwane University of Technology).









- Rose P (2013) Long-term sustainability in the management of acid mine drainage wastewaters – Development of the Rhodes BioSURE Process Long-term sustainability in the management of acid mine drainage wastewaters – development of the Rhodes BioSURE Process. Water SA 39:583–592.
- van Houten HGW (2006) Microbial aspects of synthesis gas fed bioreactors treating sulfate and metal rich wastewaters. Dissertation, Universität Wageningen, Niederlande.
- van Lier, Buisman CJN, Piret NL (1999) THIOPAQ® technology: Versatile high-rate biotechnology for the mining and metallurgical industries. Global symposium on recycling, waste treatment and clean technology; REWAS '99; 1999; San Sebastian, Spain, S. 2319-2328.

6.2.8 Bioreaktoren – autotrophe Sulfatreduktion

Alternativ zur oben geschilderten heterotrophen Sulfatreduktion kann auch Wasserstoff als Energiequelle für die autotrophe Sulfatreduktion genutzt werden. Entsprechende Bakterienstämme nutzen Kohlendioxid als Kohlenstoffquelle, womit die Zufuhr (und die entsprechende Genehmigung dazu) eines organischen Stoffes als Kohlenstoff- und Energiequelle entfällt. Wasserstoff kann durch elektrochemische Wasserspaltung bereitgestellt werden, was wiederum größere Anforderungen an Sicherheitseinrichtungen einer solchen Anlage stellt. Weiterer Vorteil gegenüber der heterotrophen Sulfatreduktion sind höhere mögliche Reaktionsraten (van Houten et al., 1994) von 0,2–2 mmol_{SO4}/L/h (Bilek, 2013).

Im Vorgängerprojekt VODAMIN wurde das Verfahren anhand des Sulfatreaktors **Burghammer** bereits beschrieben (DGFZ, 2012, S. 43f). Unter Nutzung autotropher Sulfatreduktion wurde am Grundwasserzentrum Dresden von 01/2011–01/2013 ein Technikumsreaktor betrieben. Folgende Prozessschritte liegen dem Verfahren zugrunde und sind in Abbildung 34 dargestellt:

- Reaktor 1: Eisenabscheidung durch FeS-Fällung und Sedimentation sowie Abförderung des Eisensulfidschlammes,
- Reaktor 2: das für Reaktor 1 notwendige Sulfid wird mikrobiell erzeugt und auch überschüssiges Sulfat mikrobiell bis auf 200–400 mg/L reduziert,
- Reaktor 3: Strippen des überschüssigen Sulfides als Schwefelwasserstoff und dessen Teilrückoxidation zum elementaren Schwefel.

In Wagner (2011) wurde das Verfahren in zwei technischen Varianten als Technikumsversuch untersucht:

- als technischer Reaktor,
- als in-situ Reaktor unter Nutzung der ADAG-Technologie (Schema s. Abbildung 35).

Aufbauend auf die Arbeiten von Wagner (2011) wurde ein Konzept für eine Pilotanlage im Zustrom des Bergbaufolgesees Burghammer (Lausitz) entworfen. Damit sollte die praktische Umsetzbarkeit des Verfahrens gezeigt werden. Für die Realisierung der Pilotanlage fand der Sanierungsträger LMBV mbH keine Möglichkeit, so dass die Verfahrensentwicklung an dieser Stelle nicht weiter verfolgt werden konnte. Es sind außerdem keine weiteren Anwendungen der autotrophen Sulfatreduktion für die Reinigung von sulfathaltigen Bergbauwässern seit dem bekannt geworden.











Abbildung 34: Verfahrensschritte der autotrophen Sulfatreduktion in technischen Reaktoren(Quelle: Wagner, 2011).

Die Verfahrensvariante des in-situ Reaktors würde unter Nutzung der ADAG-Technologie gegenüber einem on-site Reaktor folgende Vorteile aufweisen:

- gleichmäßigere Temperatur,
- verringerte Pumpkosten,
- Nutzung des Untergrundes für Tiefschachtreaktoren zur Bereitstellung langer Reaktionsstrecken für die H₂-Einlösung.

Bilek (2013, S. 206) schätzt allein den Energiebedarf für eine solche Anlage zur Reinigung von 100 m³/d um 2 g/L Sulfat auf:

- 1,2 €/kg_{SO4} für die Wasserstofferzeugung
- 2,0 €/kg_{SO4} für Pumpkosten.



Abbildung 35: Prinzip zur Behandlung bergbaubeeinflusster Grundwässer im Anstrom von Tagebaurestseen. Dargestellt ist die Bündelung und Verteilung des gesamten Grundwasserstromes sowie die Lokalisierung und Kopplung der Reaktoren im Untergrund. (Quelle: GWZ Dresden).









In Tabelle 26 sind auch Kennzahlen zu zwei (Pilot-)anlagen aufgeführt, die autotrophe Sulfatreduktion nutzen. In keiner der zugrundeliegenden Quellen wurden Angaben zu den Kosten gemacht.

Ausgewertete Quellen:

- Bilek F, Wagner S (2012) Long term performance of an AMD treatment bioreactor using chemolithoautotrophic sulfate reduction and ferrous iron precipitation under in situ groundwater conditions. Bioresource Technology 104:221–227.
- Bilek F (2013) Grubenwassergenese und -behandlung Beiträge zur Modell- und Technologie-Entwicklung. Habilitationsschrift, Proceedings des Dresdner Grundwasserforschungszentrums e. V. Heft 48, ISSN 1430-0176.
- van Houten RT, Pol LW, Lettinga G (1994) Biological sulphate reduction using gas-lift reactors fed with hydrogen and carbon dioxide as energy and carbon source. Biotechnol. Bioeng. 44:586–594.
- Wagner S (2011) Übertragung eines mehrstufigen chemischbiologischen Verfahrens zur Sulfatabreinigung und Metallelimination auf bergbaubeeinflusste Grundwässer. Dissertation, Proceedings des Dresdner Grundwasserforschungszentrums e. V. Heft 47, ISSN 1430-0176.

6.2.9 Bioreaktoren – Schwertmannit-Verfahren

Bei niedrigen pH-Werten < 4 ist die chemische Oxidation von Eisen so langsam, dass Mikroorganismen die Oxidation des chemisch stabilen Eisen-II mit Luftsauerstoff katalysieren und daraus Energie gewinnen können. Diesen Prozess der chemolithotrophen Eisenoxidation nutzen acidophile Bakterien. Eine Ausnutzung dieses ubiquitär stattfindenden Prozesses in technischen Reaktoren zur Reinigung eisenbelasteter Wässer ist bislang nur im Pilotstatus für das Schwertmannit-Verfahren bekannt. Da umstritten ist, inwiefern die Eisenoxidation unter leicht sauren Bedingungen (pH 5–7) mikrobiell katalysiert wird (Sharma et al., 2005), werden an dieser Stelle nur Verfahren unter sauren Bedingungen untersucht, bei denen eine mikrobielle Katalyse der kinetisch gehemmten Eisenoxidation eindeutig ist.

Von Diz (1998) wurde erstmals ein Prozess zur kombinierten mikrobiellen chemolithotrophen Oxidation von Eisen-II und **Eisen-Sulfat-Fällung unter sauren Bedingungen**, für die Behandlung von Bergbauwässern beschrieben. Hauptsächlich Nach Nurmi et al. (2010) läuft der Prozess bei pH-Werten von 2,5–3,5 mit hohen Raten von 3–7 g/L/h. Die entstehenden Reaktionsprodukte unterscheiden sich je nach pH-Wert, wobei bei pH < 2,5 Jarosite und im Bereich 2,5–3,5 Schwertmannite ausfallen (GEOS, 2010). Umita et al. (1996) betrieben eine Anlage zur chemolithotrophen Eisenoxidation bei pH 4 mit einer Oxidationsrate für Eisen von ca. 150 mg/L/h, wobei die Fällung als Fe(OH)₃ über ein nachgeschaltetes Neutralisierungsbecken erfolgte.

Von GEOS (2010) wurde der Prozess der chemolithotrophen Schwertmannitfällung in einer Pilotanlage auf dem Gebiet der GWRA **Tzschelln** aufgebaut, optimiert und Randbedingungen für die Verwertung der entstehenden Eisensulfatschlämme recherchiert. Das pH-Optimum der Anlage lag bei 2,8–3,1 welches durch Steuerung über die Aufenthaltszeit von selbst eingehalten werden kann: Die Zulaufwässer besaßen einen pH-Wert von > 4 und









durch den Prozess der Eisenoxidation, -hydrolyse und Schwertmannitfällung in der Anlage sinkt der pH-Wert des Wassers:

$$\begin{aligned} &\mathsf{Fe}^{2+} + \frac{1}{4} \, \mathsf{O}_2 + \mathsf{H}^+ \to \mathsf{Fe}^{3+} + \frac{1}{2} \, \mathsf{H}_2\mathsf{O} \\ &\mathsf{8} \, \mathsf{Fe}^{3+} + x \, \mathsf{SO_4}^{2-} + (\mathsf{16} - \mathsf{2} \, \mathsf{x}) \, \mathsf{H}_2\mathsf{O} \to \mathsf{Fe}_8\mathsf{O}_8(\mathsf{OH})_{8\text{-}2\mathsf{x}}(\mathsf{SO}_4)_{\mathsf{x}} + (\mathsf{24} - \mathsf{2} \, \mathsf{x})\mathsf{H}^+ \end{aligned}$$

Das Verfahren zur Aufbereitung von Grubenwässern des Braunkohlebergbaus wurde 2012 zum Patent eingereicht (DE 102 21 756 A1). Mit anschließenden Arbeiten im Verbundprojekt SAWA (GEOS, 2017) wurde ein Technologieentwurf (Abbildung 36) für eine Anlage zur Erzeugung von 100 t_{TS}/a Schwertmannit für die Weiternutzung als Adsorbenz geplant. Bemessungskennzahlen und Kosten wurden wie folgt angegeben (bzw. mit den Angaben errechnet):

- Fe-Gehalt Zulauf 0,3 kg/m³,
- Wassermenge 333'333 m³/a,
- Volumenstrom 38 m³/h,
- Verweilzeit 8 h,
- Volumen: Belüftungsbecken 80 m³, Reaktionsbecken 300 m³,
- Betriebskosten (Strom): 0,2 €/kg_{Schwertmannit} (190 €/a bzw. 0,57 €/1000 m³),
- Personalkosten (Bereitschaft): 1,07 €/kg_{Schwertmannit} (1070 €/a bzw. 3,2 €/1000 m³),
- Abschreibungskosten: 0,51 €/kg_{Schwertmannit} (510 €/a bzw. 1,5 €/1000 m³),

Kosten für weitere Chemikalien (Kalk, FHM It. Anlagenschema) wurden nicht angegeben. Da der Schwerpunkt der Arbeiten in GEOS (2017) auf der Herstellung eines konkurrenzfähigen Schwertmannit basierten Adsorbenz lag, wurden keine Angaben zur *geplanten* Reinigungsleistung für den Anlagenentwurf gemacht. Im vorangegangenen Pilotvorhaben wurden für die Pilotanlage folgende Reinigungsleistung angegeben (GEOS, 2010):

- 17–26 g_{Fe}/m³/h Eiseneliminationsrate mit korrespondierender Entfernung von Sulfat
- um ca. 100 mg/L verringerte Sulfatkonzentration,
- bei ca. 300 mg/L Abnahme der Eisenkonzentration.

Für die allgemeine Anwendbarkeit müssen folgende Fragen geklärt werden:

- Was passiert mit ggf. anderen Verunreinigungen (Metalle, Arsen)?
- Wie würde die pH-Justierung im Ablauf der Anlage erfolgen was kostet diese?

Nach Angaben in GEOS (2017) ist die Nachbehandlung des Wassers der Pilotanlage in der GWRA Tzschelln notwendig und gegeben. Diese erzielt damit eine Einsparung im Chemikalienverbrauch. Damit sind für das Schwertmannit-Verfahren aber noch keine Kosten als Reinigungsverfahren ableitbar. Aussagen zum Rückhalt anderer Metall(oid-)e durch Schwertmannitfällung können aus Acero et al. (2006) abgeleitet werden: Demnach wird bei der Fällung von Schwertmannit Arsen mit immobilisiert, was laut GEOS (2010) auch für andere Oxoanionen (Selen, Chrom, Vanadium) typisch ist. Zweiwertige Metallkationen (Blei, Cadmium, Kupfer, Cobalt, Nickel, Zink) wurden jedoch bei der Fällung von Schwertmannit nicht aus der Wasserphase entfernt (Acero et al., 2006). Acerto et al. (2006) untersuchten auch die veränderte Aufnahme und Abgabe der genannten Elemente bei Alterung von Schwertmannit zu Jarosit und Goethit; dieser Prozess ist aber für die kurzen Aufenthaltszeiten in der hier untersuchten Technologie nicht relevant (Goethit trat erstmals nach 105 Tagen Alterung auf).











Abbildung 36: Technologieentwurf für eine Anlage zur Produktion von 100 t/a Schwertmannit (TS) (Quelle GEOS, 2017).

Ausgewertete Quellen:

- Acero P, Ayora C, Torrento C (2006) The behavior of trace elements during schwertmannite precipitation and subsequent transformation into goethite and jarosite. Geochimica et Cosmochimica Acta 70:4130–4139.
- Diz HR (1998) The selective oxide systemTM: Acid drainage treatment that avoids the formation of sludge. Mine Water and the Environment 17:1–7.
- GEOS (2010) Umweltfreundliche biotechnologische Gewinnung von Eisenhydroxisulfaten aus der Bergbauwasserbehandlung und deren Verwertung als Roh- und Grundstoff in der keramischen, Baustoffe produzierenden sowie Farben und Pigmente herstellenden Industrie zur Kosten-, Rohstoff- und Ressourceneinsparung, Teilprojekt 1: Koordination sowie Anlagenbetrieb und Produktherstellung. Schlussbericht BMBF Förderkennzeichen 01 RI05013. Leitung: G.E.O.S. Freiberg Ingenieurgesellschaft mbH.
- GEOS (2017) Verwertung von Schwertmannit für Adsorbenzien zur energieneutralen, passiven Wasseraufbereitung. Schlussbericht BMBF Förderkennzeichen 02WQ1309. Leitung: G.E.O.S. Freiberg Ingenieurgesellschaft mbH.
- Nurmi P, Özkaya B, Sasaki K, et al (2010) Biooxidation and precipitation for iron and sulfate removal from heap bioleaching effluent streams. Hydrometallurgy 101:7–14.









- Sharma SK, Petrusevski B, Schippers JC (2005) Biological iron removal from groundwater: A review. Journal of Water Supply: Research and Technology – AQUA 54:239– 247.
- Umita T (1996) Biological mine drainage treatment. Resour. Conserv. Recycl. 16:179– 188.

6.3 AUSWAHL GEEIGNETER REINIGUNGSVERFAHREN FÜR SACHSEN

Aus den in den Abschnitten 6.2.1 bis 6.2.9 dargestellten Verfahren werden an dieser Stelle diejenigen ausgewählt, die in dieser Studie als (mikro-)biologische Verfahren zur Reinigung sächsischer vom Bergbau beeinflusster Wässer weiter betrachtet werden sollten. Bevor die Verfahrensauswahl an sich ggf. eingegrenzt wird, soll an dieser Stelle nochmals dargestellt werden, wo in Sachsen (bzw. in der Lausitz unter vergleichbaren Bedingungen) Anwendungen (mikro-)biologischer Verfahren zur Reinigung vom Bergbau beeinflusster Grund- und Oberflächenwässer bekannt sind. Vorwegzunehmen ist, dass alle bekannten Anlagen nicht über den Status einer Pilotanlage hinaus verfolgt wurden. Das heißt, es ist in Sachsen derzeit keine behördlich genehmigte biologische Anlage zur Reinigung bergbaubeeinflusster Wässer in Betrieb. Folgende Sanierungsstandorte mit aktuellen bzw. vor einigen Jahren abgeschlossenen Pilotanlagen sind bekannt:

- 2008–2010 Pilotversuch zur in-situ heterotrophe Sulfatreduktion mit Düseninjektion in einer *funnel and gate* Anlage am **Skadodamm**,
- 12/2014–07/2017 in-situ heterotrophe Sulfatreduktion in der Pilotanlage mit Injektionslanzen entlang dem Fließgewässerzustrom am Standort **Ruhlmühle**,
- 01/2011–01/2013 Pilotversuch zur autotrophen Sulfatreduktion im Bioreaktor am Standort **Burghammer** (Wagner & Bilek 2012, GFI 2013),
- 2004–2014 Betrieb eines konstruierten Feuchtgebietes am Standort Pöhla durch die WISMUT GmbH (Paul 2015; WISMUT, 2018) als Pilotanlage,
- 10/2006–10/2007 mikrobielle Fällung von Eisenhydroxisulfat in einer Pilotanlage am Standort **Tzschelln** und Verwertung des entstehenden Eisensulfatschlammes,
- 06–12/2011: on-site Versuch zur heterotrophen Sulfatreduktion am Ablauf des Hainer Sees,
- 09/2000–12/2003: Pilotversuche zur Untergrundentsäuerung von Kippengrundwasser mit heterotropher Sulfatreduktion am Südufer des **Senftenberger Sees**.

Abbildung 37 zeigt eine Karte mit Lage der o. g. Pilotanlagen. Für keine der Pilotanlagen wird nach aktuellen Auskünften bei den jeweiligen Sanierungsträgern eine Fortführung der Technologie im Anwendungsmaßstab verfolgt.









Abbildung 37: Übersicht über Lage ehemaliger und aktiver Pilotversuche (mikro-)biologischer Verfahren zur Reinigung von bergbaubeeinflussten Grund- und Oberflächengewässern (ohne Seewasserbehandlung) in Sachsen.

Von den in den Abschnitten 6.2.1 bis 6.2.9 untersuchten Verfahren werden folgende nicht als für sächsische von Bergbau beeinflusste Wasserkörper geeignet erachtet bzw. gehören im engeren Sinne nicht in die (mikro-)biologischen Verfahren. Diese Beurteilung beruht auf dem Kenntnisstand zu den Verfahren (Abschnitt 6.2) und dem zuvor in Abschnitt 4.3.2 ermittelten bergbaubedingten Schadstoffspektrum in Sachsen. Mit der folgenden Beurteilung werden Tendenzen der Geeignetheit ausgewiesen, die im Einzelfall auch anders ausfallen können.

RAPS wurden im Sinne der Definition nicht als biologische Verfahren eingestuft, da der Kernprozess des Verfahrens auf der Zufuhr von Alkalinität über die beigemischten Kalksubstrate beruht. Auch in anaeroben konstruierten Feuchtgebieten können alkalische Zuschlagmittel beigefügt werden. Der Schwerpunkt der Prozessausbildung liegt dort jedoch in der Schaffung einer Zone mikrobieller Sulfatreduktion. Mit dieser Ausgrenzung von RAPS für die weitere Betrachtung in dieser Studie wird gleichzeitig eine weitere Abgrenzung zu den anaeroben konstruierten Feuchtgebieten vorgenommen.

in-situ Enteisenung: Das Verfahren wird zur Verringerung der Eisenkonzentration mittels Sauerstoffzufuhr über Brunnen angewandt. Erhöhte Eisenkonzentrationen in den sächsischen bbb GWK stammen in der Regel aus der Oxidation von Sulfiden. Residual vorhandene, noch nicht oxidierte Sulfide werden jedoch durch die Sauerstoffzufuhr dieses Verfahrens oxidiert und das darin enthaltene Eisen und andere Metalle sowie Arsen möglicherweise mobilisiert (Vandenbohede et al., 2019). Außerdem wird das Verfahren auf Grundwasser angewandt, für welches unter Berücksichtigung der Normen der GrwV die vier bergbaubeding-









ten Schadstoffe Sulfat, Arsen, Blei, Cadmium zu betrachten wären. Für Eisen werden in einigen sächsischen GWK zwar bis zu mehreren 100 mg/L gemessen – es ist aber kein Schwellenwert der GrwV. Darüber hinaus ist nicht bekannt, ob das Verfahren auch für solch hohe Konzentrationen geeignet ist.

In der Literatur werden u. a. in Bwapwa et al. (2017) auch Verfahren diskutiert, die auf der **Reinigungsleistung von Algen** beruhen. Dabei wird genutzt, dass Algen aufgrund der Fotosynthese die Alkalinität des Wassers erhöhen, Metalle akkumulieren können oder schlicht als tote Biomasse Kohlenstoffquelle für sulfatreduzierende Bakterien bilden. Die Verfahren befinden sich überwiegend noch im Erprobungsstatus und es gibt viele ungelöste Hindernisse (hohe Kosten zur Abtrennung der Algen, z. T. fehlende Toleranz gegenüber hohen Metallkonzentrationen, großer Flächenbedarf). Als größtes Hindernis für einen Einsatz unter sächsischen Bedingungen wird an dieser Stelle die implizite Temperaturabhängigkeit gesehen. Da Algen auch Licht benötigen, sind sie entweder per se auch den wechselnden Temperaturverhältnissen ausgesetzt oder es sind zusätzliche Maßnahmen (Abschirmung, Klimatisierung und Beleuchtung) nötig. Somit sind an dieser Stelle keine Verfahren bekannt, die für die Behandlung bergbaubeeinflusster Grund- und Oberflächenwässer vorteilhaft gegenüber den weiteren besprochenen biologischen Verfahren wären.

Demnach werden folgende sieben (mikro-)biologische Verfahren zur Behandlung von bergbaubedingter Verunreinigung weiter für die anschließende Bewertung in Betracht gezogen:

- aerobe konstruierte Feuchtgebiete (zur Schaffung einer Bodenzone in der Eisen-II oxidiert und Metall(oid-)e sorbiert werden),
- anaerobe konstruierte Feuchtgebiete (zur Ausbildung einer Bodenzone in der über die zugegebene organische Substanz mikrobielle Sulfatreduktion induziert wird),
- in-situ reaktive Barrieren (reaktive Medien: ZVI oder Kohlenstoffquelle mit dem Ziel der Induzierung mikrobieller Sulfatreduktion; ggf. alkalische Zuschlagstoffe zur Stützung eines gepufferten Milieus),
- in-situ Reaktionszonen (zur Stimulation der heterotrophen Sulfatreduktion über die Zugabe einer flüssigen Kohlenstoffquelle),
- Bioreaktoren zur heterotrophen Sulfatreduktion,
- Bioreaktoren zur auotrophen Sulfatreduktion,
- Bioreaktoren zur Eisensulfatfällung durch Eisenoxidation im sauren Milieu (Schwertmannit-verfahren).









7 BEWERTUNG (MIKRO-)BIOLOGISCHER REINIGUNGSVERFAHREN

7.1 STECKBRIEFE

Die in Kapitel 6.3 zur Reinigung sächsischer bergbaubeeinflusster Grund- und Oberflächenwässer als geeignet herausgearbeiteten Verfahren wurden anhand von Steckbriefen beschrieben. Für diese wurde ein einheitliches Layout entworfen, welches auf zwei DIN-A4 Seiten Platz hat. Die Steckbriefe sind in **Anlage 10.6** enthalten. Zur Erstellung wurden folgende Angaben aus den bei der Verfahrensbeschreibung verwendeten Quellen ausgewertet:

- Allgemeine Angaben:
 - Behandlungsziel
 - o Einsatzbereich
 - Verfahrenskategorie
 - o Relevante Prozesse
- Rechtliche Anforderungen:
 - o Genehmigungsfähigkeit
 - Relevante Umwelteinflüsse
 - Bestehende Patentrechte
- Verfahrensbeschreibung:
 - Art des Verfahrens
 - o Kennzahlen
 - o Schema
- empfohlene Literaturquellen
- Bewertung:
 - o Anforderungen
 - o Vorteile
 - o Nachteile
 - Anforderungen an Umwelt
 - o geschätzte Leistungsfähigkeit unter sächsischen Bedingungen
 - Kosten (Investition, Betrieb, Chemikalien)
 - Beispiele (weltweit, Sachsen)

7.2 BEWERTUNGSTABELLEN

Die prinzipiell in Kapitel 6.3 als unter sächsischen Verhältnissen leistungsfähig abgegrenzten Reinigungsverfahren wurden hinsichtlich ihrer Geeignetheit für die konkreten Bedingungen in den Wasserkörper-Belastungsgruppen bewertet. Dies wurde anhand von **Bewertungstabellen** durchgeführt, die in **Anlage 10.7 für die GWK-Belastungsgruppen und in Anlage 10.8 für die OWK-Belastungsgruppen** enthalten sind. Dabei wurden je Parameter-Spannweite der WK-Belastungsgruppe angegeben, ob das Verfahren unter diesen Bedingungen geeignet ist bzw. die jeweilige Schadstoffbelastung reinigen könnte.

Für die Bewertung wurden folgende **Symbole** vergeben:

Ø: Verfahren generell für den WK-Typ nicht geeignet (Bewertung scheidet aus)








- +: Verfahren für den Parameterbereich geeignet,
- o: unter bestimmten Bedingungen geeignet,
- -: Verfahren für den Parameterbereich nicht geeignet,
- ?: unbekannt,
- ...?: unbekannte Reinigungsleistung für Parameter

Außerdem wurde nach folgenden **Bewertungskriterien** vorgegangen:

- Es werden die in den Abschnitten 6.2.1 bis 6.2.9 zusammengestellten Informationen zu den Reinigungsverfahren herangezogen.
- Ist ein Verfahren für den Gewässertyp prinzipiell nicht geeignet, erhalten alle zu bewertenden Parameter ein ∅.
- Wurde für den zu behandelnden Schadstoff in der Verfahrenskategorie keine Literaturquelle zur erfolgreichen Reinigung gefunden, wird "?" eingetragen. An Stellen, wo aufgrund des allgemeinen chemischen Verhaltens des Schadstoffes von einer Immobilisierung ausgegangen werden kann (z. B. Bildung schwerlöslicher Sulfide) wird ein "+" eingetragen.
- Schadstoffe, die im zu bewertenden Wasserkörper nicht den Grenzwert überschreiten, wurden für alle Reinigungsverfahren mit "+" bewertet, es sei denn sie sind (wie im Falle von Eisen oder Sulfat) prozessbestimmend.

Mit dieser Zuordnung der Geeignetheit von Verfahren für die spezifischen Verhältnisse der Wasserkörper darf keine allgemeingültige Aussage dazu abgeleitet werden, dass ein Verfahren an einem konkreten Standort des Wasserkörpers die gewünschte Reinigungsleistung (nicht) erbringen kann. Die in den Bewertungstabellen getroffenen Aussagen sind lediglich als Tendenz dafür zu betrachten – schon allein, weil im **Einzelfall** nicht die mittlere Spannweite der Beschaffenheit des Wasserkörpers, sondern konkrete Behandlungspunkte die Auslegung des Verfahrens und das Gelingen bestimmen. Es wird nicht umsonst in der Literatur (u. a. Bilek 2013, PIRAMID 2003, Younger et al. 2002) darauf hingewiesen, dass für die Planung der (biologischen) Reinigungsanlagen Standortuntersuchungen und kleinskalige Labor- und Pilotversuche vorab durchzuführen sind. Auch weitere Hemmnisse, die mit den untersuchten Parametern nicht erfasst wurden, können auftreten. Selbst beim Schritt vom Pilottest zur *full scale* Anlage können die Unterschiede in der räumlichen und zeitlichen (mikro-biologische Prozesse!) Auslegung zu Abweichungen im Reinigungseffekt führen.

Folgende **verfahrensspezifische Aussagen und Festlegungen** wurden zur Bestimmung der Geeignetheit getroffen:

 Allen (mikro-)biologischen Verfahren gemein ist die Abhängigkeit des mikrobiellen Wachstums von der **Temperatur**. Nach der RGT-Regel steigt die Reaktionsgeschwindigkeit um den Faktor zwei bei Erhöhung der Temperatur um 10 °C (wobei ab 40 °C die Denaturierung vieler Enzyme beginnt). Demnach unterliegen v. a. on-site Verfahren (konstruierte Feuchtgebiete und Reaktoren) den jahreszeitlichen Temperaturschwankungen. In technischen Reaktoren besteht zulasten der Wirtschaftlichkeit die Möglichkeit Wasser(teil-)ströme zu erwärmen. Bei der Dimensionierung konstruierter Feuchtgebiete kann die Temperaturabhängigkeit mit größerer, für die kalte









Jahreszeit ausreichender Fläche berücksichtigt werden, wobei auch mit dem gänzlichen Erliegen ihrer Reinigungsleistung gerechnet werden muss. In-situ Verfahren haben gedämpfte jahreszeitliche Temperaturganglinien, arbeiten aber generell in Sachsen in einer Temperaturspannweite von 6–15 °C und damit bei relativ niedrigen Temperaturen. Dabei findet eine Kompensation durch den großen unterirdischen Reaktionsraum statt.

- Für die Güte der OWK sind einige UQN zur Bewertung des ökologischen Zustandes als schwebstoffgebundene Konzentration (Arsen, Chrom, Kupfer, Zink in mg/kg) zu bewerten. Es wurde davon ausgegangen, dass alle Verfahren, die eine Filterwirkung besitzen, diesen schwebstoffgebundenen Anteil senken können. Dies betrifft die konstruierten Feuchtgebiete. Bei den Reaktoren hängt die Filterwirkung von der Konstruktionsweise ab (Vorhandensein und Art von Aufwuchskörpern), bestimmt aber weniger den Reinigungseffekt, so dass an dieser Stelle geringere Reinigungsleistungen ("o" oder "-") angegeben wurden.
- Die weiteren Metalle mit UQN in der OGewV (Eisen, Blei, Cadmium, Nickel) werden ebenfalls gelöst und schwebstoffgebunden transportiert, aber ihre UQN sieht die Auswertung der **Gelöstkonzentration** vor. Diese stehen immer im Gleichgewicht mit der an der Feststoff (Boden, Flusssedimente, Schwebstoffe) wirksamen Konzentration (mg_{sorbiert}/kg_{Feststoff} × kg_{Feststoff}/L_{Wasser}). Über die Minderung des Schwebstoffanteils findet also eine Minderung der Gesamt*fracht* statt. Die Auswirkung der Minderung der Schwebstofffracht auf die Gelöstkonzentration ist pauschal nicht beurteilbar, so dass in einem konservativen Ansatz davon ausgegangen wurde, dass diese über die Filterwirkung der konstruierten Feuchtgebiete nicht beeinflusst werden.
- Konstruierte Feuchtgebiete sind nicht geeignet die für Behandlung von Grundwässern: Das Heben, Fassen und Wiedereinleiten widerspricht zunächst dem Prinzip des Verfahrens eine günstige Behandlung oberflächig gefasster Wässer bereitzustellen. Darüber hinaus ist fraglich, ob das Wiedereinleiten von Grundwasser, welches durch eine organikhaltige Bodenstruktur geleitet (und damit in seiner chemisch-physikalischen sowie biologischen Beschaffenheit wesentlich verändert) wurde, eine Erlaubnis im Sinne des Wasserhaushaltsgesetzes erhielte.
- Für die anaeroben konstruierten Feuchtgebiete wurde davon ausgegangen, dass die gemäß ihrer Intention Oberflächenwässer zu behandeln, auch mit sauerstoffreichen Zuflüssen funktionieren. In der Literatur wurde mehrfach darauf hingewiesen, dass dies der Fall ist und der obere durchströmte Bereich, in welchem Sauerstoff gezehrt wird, oft vergleichbare Funktionen eines aeroben Feuchtgebietes übernimmt.
- **In-situ Verfahren** (Barrieren, Zonen) sind per se ungeeignet für die Behandlung von Oberflächenwässern.
- Das Schwertmannit-Verfahren zielt auf eine Sulfat- und Eisenminderung bei gleichzeitiger Herstellung eines Wertstoffes ab. Sein Wert besteht nicht darin, ein sulfatfreies, pH-neutrales Wasser zu generieren. In der Pilotanlage Tzschelln wurden bei 300 mg/L Reinigung von Eisen 100 mg/L Sulfat gereinigt. Dieses Verhältnis von 3 : 1 wurde abschätzend zur Beurteilung angesetzt, ob das Verfahren bei der jeweiligen Eisenkonzentration genügend Reinigungsleistung hinsichtlich Sulfat aufweisen könnte. Außerdem sind niedrigere pH-Werte im Zulauf für das Verfahren günstig (unter 5,5).





LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE



Seite | 97



- Bei Verfahren, welche auf der mikrobiellen Sulfatreduktion beruhen, hemmen konkurrierende Elektronenakzeptoren (Sauerstoff, Nitrat) die Ausbildung einer sulfatreduzierenden Biozönose. Sauerstoff und Nitrat müssen zuerst mikrobiell reduziert werden, bevor Sulfatreduktion energetisch günstig wird. Dies wirkt sich auf die Menge der zuzuführenden Kohlenstoffquelle und damit auf die Wirtschaftlichkeit aus. In in-situ Verfahren wäre prinzipiell ein ausreichender Reaktionsraum verfügbar, während in technischen Reaktoren zusätzlich noch Reaktorraum für diese Konkurrenzreaktionen vorgesehen werden muss, also auch die Baukosten darunter steigen.
- Die autotrophe Sulfatreduktion wird bei niedrigen Sulfatkonzentrationen (< ca. 200 mg/L) zunehmend durch acetogene und methanogene Bakterien inhibiert (Bilek, 2013). Damit hat das Verfahren seine Grenzen v. a. beim Erreichen der niedrigen Grenzwerte der OGewV von 75–220 mg/L (je nach OWK-Typ in Anlage 1 der OGewV).

7.3 GEGENÜBERSTELLUNG DER VERFAHREN

Aus den **Bewertungstabellen**, die für jede Wasserkörper-Belastungsgruppe Aussagen zur Geeignetheit der Verfahren für die spezifischen Parameterspannweiten treffen, wurden wiederum zusammenfassend **Bewertungsmatrices** abgeleitet. Dazu wurde wie folgt vorgegangen:

- Aus der Bewertungstabelle des jeweiligen Wasserkörpers wurde eine Zeile in der Bewertungsmatrix, indem alle Einträge in der Spalte eines Verfahrens zu einem Zelleintrag zusammengefasst wurden.
- Es wurde nach dem Ausschlussprinzip gearbeitet: Jeweils die schlechteste Bewertung in der Bewertungstabellenspalte wurde in den Matrix-Zelleintrag übernommen.
- Alle Bemerkungen der Bewertungstabellen wurde in den Matrices als Kommentare übernommen, um ein differenzierteres Bild zu erhalten.
- War die Reinigungsleistung eines Verfahrens für den Wasserkörper unbekannt ("?") wurde dies in den Bemerkungen übernommen (z. B. "Blei?").

Noch stärker als bei den Bewertungstabellen gilt für die Bewertungsmatrices, dass durch die Zusammenfassung auf mittlere Parameterspannweiten nur tendenzielle Aussagen für die Eignung von Behandlungsverfahren abgeleitet werden dürfen. Dies schließt nicht aus, dass im Einzelfall unter günstigeren oder ungünstigeren Bedingungen andere Schlussfolgerungen abgeleitet werden können. Die Matrices sind jedoch geeignet um allgemeine Trends aufzuzeigen. Tabelle 27 zeigt die Bewertungsmatrix für die Grundwasserkörper-Belastungsgruppen.









Tabelle 27: Bewertungsmatrix: Grundwasserkörper-Belastungsgruppen und tendenzielleEignung (mikro-)biologischer Verfahren für die Beschaffenheitssituation im GWK.

Grundwasserkörper: Zuordnung Belastungsgruppen – Verfahren Synopse aus der Bewertung der Verfahren für die Beschaffenheit der GWK-Belastungsgruppen

Anzahl GWK Belastungsgruppe (Untergruppe)	in-situ reaktive Barrieren	in-situ reaktive Zonen	Reaktoren autotrophe Sulfatreduktion	Reaktoren heterotrophe Sulfatreduktion	Reaktoren Schwertman- nitverfahren
3 Sulfat	o O ₂ , NO ₃ stören	o O ₂ , NO ₃ stören	0 O₂, NO₃ stören T limitierend	0 O₂, NO₃ stören T limitierend	zu wenig Fe pH zu hoch
2 Sulfat – Cadmium (anoxisch)	+	+	o T limitierend	o T limitierend	O ggf. zu wenig Fe, pH hoch
3 Sulfat – Cadmium (aerob)	0 O ₂ , NO ₃ stören	0 O ₂ , NO ₃ stören	0 O₂, NO₃ stören T limitierend	0 O₂, NO₃ stören T limitierend	zu wenig Fe pH zu hoch
2 Sulfat – Cadmium – Blei (teilweise anoxisch)	+ Blei?	+ Blei?	0 T limitierend Blei?	0 T limitierend Blei?	zu wenig Fe pH zu hoch
1 Sulfat – Cadmium – Blei (aerob)	0 O ₂ , NO ₃ stören Blei?	0 O ₂ , NO ₃ stören Blei?	o O₂, NO₃ stören T limitierend Blei?	0 O₂, NO₃ stören T limitierend Blei?	zu wenig Fe pH zu hoch
1 Cadmium überprägt	0 O₂, NO₃ stören Cd, Pb?	0 O₂, NO₃ stören Cd, Pb?	o O ₂ , NO ₃ stören T limitierend Cd, Pb?	0 O ₂ , NO ₃ stören T limitierend Cd, Pb?	zu wenig Fe pH zu hoch
3 Cadmium – Arsen (teilweise Blei, Sulfat)	0 O ₂ , NO ₃ stören	0 O₂, NO₃ stören Arsen?	0 O₂, NO₃ stören T limitierend	0 O₂, NO₃ stören T limitierend	zu wenig Fe pH zu hoch
4 Cadmium	0 O ₂ , NO ₃ stören	0 O ₂ , NO ₃ stören	0 O ₂ , NO ₃ stören T limitierend	0 O ₂ , NO ₃ stören T limitierend	zu wenig Fe pH zu hoch
2 Arsen	0 O ₂ , NO ₃ stören	0 O₂, NO₃ stören Arsen?	0 O ₂ , NO ₃ stören T limitierend	0 O₂, NO₃ stören T limitierend	zu wenig Fe pH zu hoch









Tabelle 28 zeigt die Bewertungsmatrix für die Oberflächenwasserkörper-Belastungsgruppen.

Tabelle 28: Bewertungsmatrix: Oberflächenwasserkörper-Belastungsgruppen und tendenzielle Eignung (mikro-)biologischer Verfahren für die Beschaffenheitssituation im OWK.

Oberflächenwasserkörper: Zuordnung Belastungsgruppen – Verfahren Synopse aus der Bewertung der Verfahren für die Beschaffenheit der OWK-Belastungsgruppen

Anzahl Belastungsgruppe (Untergruppe)	aerobe konstruierte Feuchtgebiete	anaerobe konstruierte Feuchtgebiete	Reaktoren autotrophe Sulfatreduktion	Reaktoren heterotrophe Sulfatreduktion	Reaktoren Schwertman- nitverfahren
7 Arsen – Eisen – Metalle	+	0 SO₄ zu niedrig	O₂ stört SO₄ zu niedrig Schwebstoffe?	0 O₂ stört SO₄ zu niedrig Schwebstoffe?	zu wenig Fe pH zu hoch
15 Arsen – Eisen – Sulfat – Metalle	keine Sulfatrei- nigung	+	0 O₂ stört Schwebstoffe?	0 O ₂ stört Schwebstoffe?	zu wenig Fe pH zu hoch
24 Arsen – Metalle	o Fe zu niedrig	0 SO₄ zu niedrig	O₂ stört SO₄ zu niedrig Schwebstoffe?	o O₂ stört SO₄ zu niedrig Schwebstoffe?	zu wenig Fe pH zu hoch
4 Arsen – Sulfat – Metalle	o Fe zu niedrig	+	0 O₂ stört Schwebstoffe?	o O ₂ stört Schwebstoffe?	zu wenig Fe pH zu hoch
1 Eisen	+	0 SO₄ zu niedrig	O₂ stört SO₄ zu niedrig	0 O₂ stört SO₄ zu niedrig	zu wenig Fe pH zu hoch
4 Eisen – Metalle	+	0 SO₄ zu niedrig	O₂ stört SO₄ zu niedrig Schwebstoffe?	0 O₂ stört SO₄ zu niedrig Schwebstoffe?	zu wenig Fe pH zu hoch
4 Eisen – Sulfat	keine Sulfatrei- nigung	+	o O ₂ stört	0 O ₂ stört	zu wenig Fe pH zu hoch
24 Eisen – Sulfat – Metalle	keine Sulfatrei- nigung	+	o O₂ stört Schwebstoffe?	o O ₂ stört Schwebstoffe?	zu wenig Fe pH zu hoch
17 Metalle	o Fe zu niedrig	0 SO₄ zu niedrig	O₂ stört SO₄ zu niedrig	0 O₂ stört SO₄ zu niedrig	zu wenig Fe pH zu hoch
2 Sulfat	keine Sulfatrei- nigung	+	0 O₂ stört	0 O ₂ stört	zu wenig Fe pH zu hoch
16 Sulfat – Metalle	keine Sulfatrei- nigung	+	0 O ₂ stört Schwebstoffe?	0 O₂ stört Schwebstoffe?	zu wenig Fe pH zu hoch









In einer weiteren Matrix wurden Angaben zu Kosten sowie relevanter Umwelteinflüsse und dem Status der Verfahren, die in den Steckbriefen (Anlage 10.6) und Verfahrensbeschreibungen (Abschnitt 6.2) einzeln dargestellt zusammengefasst (Tabelle 29).

Es wird darauf hingewiesen, dass insbesondere für die grau dargestellten Pilotanlagen **Kennzahlen** zu den Kosten nur aus Einzelquellen dieser Pilotvorhaben vorlagen. Diese sind zwischen den Verfahren nicht vergleichbar, weil sie **unterschiedliche Vollständigkeit** (mit/ohne Personalkosten, Planungskosten, ...) und **unterschiedliche Bezüge** (pro m³ behandeltes Wasser, bei ... Volumenstrom, pro kg gereinigter Schadstoff, pro m² reaktive Wandfläche mit oder ohne Material, ...) aufweisen. Deshalb wird für diese Pilotanlagen nur der Standort und die zur Verfügung stehende Literaturquelle angegeben.

Tabelle 29: Synoptische Darstellung von Kosten und Umwelteinflüssen der untersuchten (mikro-)biologischen Reinigungsverfahren aus den untersuchten Quellen. *kursiv:* Angaben aus nur einer Quelle verwendbar. ^a: ggf. zur Stützung der Einfahrphase.

(mikro-)biologische Reinigungsverfahren – Synopse Synopse aus den Steckbriefen der Verfahren hinsichtlich Wirtschaftlichkeit

Aspekt	aerobe konstruierte Feuchtgeb.	anaerobe konstruierte Feuchtgeb.	in-situ reaktive Barrieren	in-situ reaktive Zonen	Reaktoren autotrophe SR	Reaktoren heterotr. SR	Schwert- mannitver- fahren
Baukosten	50-250 €/m² Fläche	70 €/m² Fläche	25-250 €/m ² reaktive Wandfläche	Pilotanlagen Skadodamm (Schöpke,	Technikum Burghammer (Wagner,	Pilotanlage Ablauf Hainer See	Pilotanlage Tzschelln (GEOS,
Betriebs- kosten	gering <0,5 €/m³	gering	k. A. (Monitoring)	2011) Ruhlmühle (FIB 2018)	2011; Bilek 2013)	(BioPlanta, 2012)	2017)
Chemika- lien	ggf. für Oxi- dationsmittel	ggf. für Oxi- dationsmittel	-	(110, 2010)			
Einleitung flüssiger C _{org}	nein	neinª	neinª	ja	nein	(nein)	nein
Schlamm	Entnahme aller 10–20 Jahre	Wechsel C _{org} aller 2–3 Jahre	verbleibt im Untergrund	verbleibt im Untergrund	Entsorgung	Entsorgung	Verwertung
Wasser- fassung	für gefasste OFW	für gefasste OFW	für Grund- wasser	für Grund- wasser	für gefasste OFW	für gefasste OFW	für gefasste OFW
Flächen- bedarf	hoch	hoch	gering	gering	gering	gering	gering
Status	erprobt	erprobt	erprobt	mehrere Pilotanlagen	Technikum	einige Anla- gen weltweit	Pilotanlage
Beispiele für Raten [mg/L/h]	10-20 g/m²/d Eisen	5-40 g/m²/d Sulfat 10 g/m²/d Eisen	k. A. Sulfatreinigung um mehrere 100 mg/L	k. A. Sulfatreinigung um mehrere 100 mg/L	20–200 Sulfat	8–17 Sulfat (600 Sulfat THIOPAQ)	ca. 20 Eisen



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



LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE



Seite | 101



In **aeroben konstruierten Feuchtgebieten** werden über die Bereitstellung von Oberflächen die mikrobielle Eisenoxidation und damit verbundene Immobilisierungsprozesse induziert. Neben der rein biochemischen Wirkung findet auch ein Rückhalt durch die Filterwirkung statt, so dass auch schwebstoffgebundene Schadstoffe (s. Arsen, Chrom, Kupfer, Zink gem. OGewV) immobilisiert werden können. Die Immobilisierungsraten unterliegen wegen der unmittelbaren Temperaturabhängigkeit einem Jahresgang, was bei der Dimensionierung berücksichtigt werden muss. Der Flächenbedarf ist der größte aller in dieser Studie untersuchten Verfahren. Im Gegenzug stehen sehr niedrige Wartungskosten sowie ein unter Umständen wertvolles Ökosystem.

Das Verfahren findet weltweit in vielen Anlagen zur Behandlung bergbaubeeinflusster Wässer mit geringer Belastung zur Verminderung der Eisen- und Metallkonzentration Anwendung. Wobei es neben gut funktionierenden Anlagen auch Misserfolge gibt, für die nicht immer eine Ursache gefunden wurde. In Sachsen ist kein Beispiel für eine Anlage bekannt. Der potenzielle Einsatzbereich für Sachsen schränkt sich ein auf Oberflächenwässer mit geringen Volumenströmen und geringer Acidität sowie mäßiger Eisenbelastung, bei denen die Sulfatkonzentration nicht deutlich verringert werden muss. In der Regel werden konstruierte Feuchtgebiete in Kombination mit vorhergehender Belüftung und Sedimentation (als künstliche Teiche/Becken) errichtet.

Anders als in den aeroben konstruierten Feuchtgebieten wird über die längere vertikale Bodenpassage in **anaeroben konstruierten Feuchtgebieten** heterotrophe Sulfatreduktion induziert. Dies wird durch den Einbau von langzeitig verfügbarer organischer Substanz bewirkt. Diese muss außerdem eine gute hydraulische Durchlässigkeit besitzen und wird aller 2 bis 3 Jahre ausgetauscht. Neben Eisen und anderen sulfidisch ausfallenden Metall(oid-)en kann dadurch auch die Sulfatkonzentration signifikant vermindert werden. Eine Filterwirkung ist ebenfalls vorhanden. Oft werden alkalische Zuschlagstoffe eingemischt, um die Alkalinität des Wassers zu erhöhen. Die Temperaturabhängigkeit ist durch die etwas größere vertikale Ausdehnung geringer als in den aeroben Pendants. Da der Prozess der mikrobiellen Sulfatreduktion abhängig von der Verfügbarkeit der Kohlenstoffquelle ist, muss eine engere Überwachung der Reinigungsleistung erfolgen als in den aeroben Feuchtgebieten.

Der Erfahrungsstand entspricht prinzipiell dem der aeroben konstruierten Feuchtgebiete. In Sachsen wurde über die WISMUT GmbH 10 Jahre lang eine Pilotanlage in Pöhla betrieben, die aber die spezifischen Anforderungen hinsichtlich Arsen nicht einhalten konnte. Potenzieller Einsatzbereich wird für Sachsen ebenfalls in oberflächlich gefassten Wasserströmen mit mäßiger Sulfatbelastung und äquivalenter Metallkonzentration (sonst Ausgasen von Schwefelwasserstoff) gesehen. Da Oberflächenwässer in der Regel sauerstoffgesättigt sind, muss eine obere aerobe Zone vorgesehen werden. Die ablaufenden Wässer müssen in nachgeschalteten Belüftungsbecken wieder in den aeroben Zustand gebracht werden.

Ebenfalls zahlreiche Anwendungsfälle weltweit gibt es für **reaktive Barrieren**, seit Ende der 1990er Jahre auch speziell für bergbaubeeinflusste Grundwässer. Sie zählen genauso zu den eher passiven Verfahren behandeln aber ausschließlich strömendes Grundwasser, welches eine fest installierte "Wand" aus reaktivem Material passiert. Dies kann organisches Material (analog zu den anaeroben konstruierten Feuchtgebieten) aber auch elementares Eisen (ZVI) zur Schaffung eines reduzierenden Milieus für die Sulfatreduktion oder eine Kombination sein. Durch die Nutzung des abstromig liegenden Grundwasserleiters als Reaktorraum spielen geringe Reaktionsgeschwindigkeiten der mikrobiellen Prozesse eine untergeordnete Rolle. Als problematisch wird erachtet, dass es keine fundierten Erfahrungen zur Langzeitstabilität der gebildeten Sulfide gibt. Aus den Erfahrungen in den Braunkohleregionen muss im









Gegenteil davon ausgegangen werden, dass Sulfide durch Sauerstoffeintrag im Grundwasserleiter wieder oxidiert werden. Die Verfahren können, in per se anoxischen Grundwasserleitern langfristig wirksam sein, wie sie in den Braunkohletagebauregionen teilweise großflächig und langzeitig vorliegen.

Potenzielle Einsatzbereiche werden an Hotspots der den Oberflächengewässern zuströmenden Grundwässer gesehen. Um die großflächige Belastung der Grundwasserkörper signifikant zu mindern, müssten aber Anlagen von sehr großer Dimensionen errichtet werden, was soweit bekannt weltweit einmalig wäre. Die Wirtschaftlichkeit des Verfahrens an sich kann nur bewertet werden, wenn die Kosten einem Nutzen (Verbesserung der Qualität der Gewässer) gegenübergestellt würden. Alternative (aktive) Verfahren zur Behandlung von Grundwasserströmen durch *pump & treat* werden prinzipiell als teurer eingeschätzt.

Ganz ähnlich können die **Reaktiven Zonen** beurteilt werden. Dort wird statt eines in den Grundwasserleiter eingebauten Feststoffes über Injektionslanzen oder Brunnensysteme eine flüssige Kohlenstoffquelle zur Induzierung der mikrobiellen Sulfatreduktion dem Grundwasserstrom zugegeben. Nährstoffe können ergänzend zugefügt werden. Gegenüber den reaktiven Barrieren sind geringere Baukosten bei höheren Betriebskosten vorhanden.

Es gibt weltweit verschiedene Pilotvorhaben aber keine Langzeiterfahrungen mit diesem Verfahren. In der Lausitz wurden am Standort Ruhlmühle und am Skadodamm ebenfalls Pilotversuche durchgeführt, die nachweislich eine Minderung der Sulfat- und Eisenkonzentration bewirkten. In der Quintessenz wurden sie, nach aktuellem Kenntnisstand, wegen der hohen Kosten für die Kohlenstoffquelle (bewirkt durch die große zu bewältigende Stoffmenge) und in Anbetracht des an der Gesamtbelastung durch den Braunkohletagebau nur geringfügigen Effektes eingestellt.

Die folgenden Reaktor-basierten Technologien zählen zu den aktiven Verfahren. Sie können sowohl für Oberflächengewässer als auch für Grundwässer angewandt werden, wobei im letzteren Fall höhere Pumpkosten zur Fassung des zu behandelnden Wassers anfallen. In **technischen Reaktoren** werden Reaktionsräume konstruktiv von der Umwelt abgeschlossen und die Medienzu- und -abfuhr kontrolliert gesteuert. Anders als bei den in-situ Verfahren muss mit den anfallenden Schlämmen umgegangen werden (Entsorgung, Nutzung). Ansonsten unterliegen auch diese Verfahren den gleichen Randbedingungen zur temperaturabhängigen Reaktionsgeschwindigkeit, stöchiometrischen Zugabe von Substrat und konkurrierenden Stoffwechselprozessen. Durch die Kontrolle über die Hydraulik muss eine gute Durchmischung gewährleistet werden, so dass das Reaktorvolumen optimal ausgenutzt werden kann, weil die Reaktorgröße die Baukosten unmittelbar beeinflusst. Dem entgegen stehen – bei Nutzung der mikrobiellen Sulfatreduktion – die oft aeroben Verhältnisse in den belasteten Grund- und Oberflächenwässern. Als potenzieller Einsatzbereich wird für die heterotrophe Sulfatreduktion in Reaktoren der gleiche gesehen, der für die reaktiven Zonen angegeben wurde, wobei eine Ausweitung auf oberirdische Hotspots gegeben ist.

Die **heterotrophe Sulfatreduktion in Reaktoren** wird weltweit in einigen Anlagen zur Reinigung bergbaubeeinflusster Wässer angewandt, wobei hochkontaminierte, gefasste Volumenströme (oft auch Prozesswässer) im Vordergrund stehen. In Sachsen wurde am Auslauf des Hainer Sees über ein halbes Jahr eine Pilotanlage in einem Festbettreaktor betrieben. Der Versuch wurde aus wirtschaftlichen Gründen nicht weiter fortgeführt. Auch hier standen die Kosten (Kohlenstoffquelle) und die notwendige Dimension einer *full scale* Anlage einer Umsetzung entgegen.





LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE



Seite | 103



Die **autotrophe Sulfatreduktion in technischen Reaktoren** ist weniger erprobt. Es sind einige Pilotanlagen bekannt. Für den Standort Burghammer wurde ein Technikumsversuch durchgeführt, der die Sulfat- und Eisenkonzentration erfolgreich verringern konnte. Das Verfahren wurde aber nicht weiter verfolgt. Prinzipiell hat die autotrophe Sulfatreduktion gegenüber der heterotrophen den Vorteil, keine Kohlenstoffquelle einsetzen zu müssen. Dafür muss unter hohem Energieeinsatz Wasserstoff bereitgestellt werden. Unter Nutzung von Synergien am Standort oder Einsatz von regenerativen Energien könnte das Verfahren prinzipiell auch konkurrenzfähig werden. Der potenzielle Einsatzbereich deckt sich mit dem der Reaktoren zur heterotrophen Sulfatreduktion. Ein systemischer Nachteil wird in der hohen Rest-Sulfatkonzentration gesehen, unterhalb der andere mikrobielle Reaktionen dominieren, so dass es z. T. schwer sein wird insbesondere die UQN der OGewV zu erfüllen.

Das **Schwertmannit-Verfahren** nimmt eine Sonderstellung ein, indem einer seiner Aspekte darin liegt, mit dem entstehenden Eisenschlamm ein verwertbares Produkt zu erhalten. Bei der chemolithotrophen Eisenoxidation saurer Wässer wird allerdings im Wesentlichen die Eisenkonzentration verringert. Mitfällung/Sorption anderer Metall(oid-)e mindern die Verwertbarkeit des Eisenschlammes. Eine Reduzierung der Sulfatkonzentration findet nur im Verhältnis Sulfat : Eisen ca. 1 : 3 (bezogen auf mg/L) statt. Das Verfahren erscheint für die mittlere OWK-Beschaffenheit generell nicht geeignet. Es ist aber explizit für saure Grubenwässer und hohe Gelösteisenfrachten angedacht. Dies ist punktuell im direkten Braunkohlebergbau gegeben. Damit schränkt sich der potenzielle Einsatzbereich für Sachsen auf punktuelle Wasserströme ein, die einer zusätzlichen Vor- oder Nachbehandlung unterzogen werden und für die hauptsächlich eine Verringerung der Eisenkonzentration notwendig ist. Dort kann das Schwertmannit-Verfahren zur Minderung der Zulauffrachten in konventionelle Anlagen beitragen.







8 FALLBEISPIELE ZUR UMSETZUNG UND MACHBARKEIT DER REINI-GUNGSVERFAHREN IN SACHSEN

VITA-MIN

Möglichkeiten und Grenzen der Behandlung von eisen- und sulfatreichen Grund- und Oberflächenwässern wurden u. a. umfänglich in DGFZ (2015) diskutiert. Deshalb sollen hier die in einigen GWK und OWK die Schwellenwerte überschreitenden Stoffe **Cadmium** und **Arsen** betrachtet werden. Die Belastung mit diesen beiden Elementen ist im Einzugsbereich des Erzgebirges häufiger anzutreffen (Abbildung 14 und Abbildung 21) und damit für eine sächsische Region repräsentativ. Die entsprechenden feststoffgebundenen Hintergrundkonzentrationen sind in Abbildung 38 und Abbildung 39 dargestellt. Das Umweltverhalten von Arsen, Cadmium und weiteren Metallen wurde bereits in Kapitel 4.3.2 kurz charakterisiert.



Abbildung 38: As-Konzentration in den Böden und Sedimenten in Sachsen (Kartenausschnitt: SW-Sachsen/Erzgebirge). Quelle: LfULG: https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/download









Releval "Bodenkartenung Geochemes" Stant Februar 2009

Abbildung 39: Cd-Konzentration in den Böden und Sedimenten in Sachsen (Kartenausschnitt: SW-Sachsen/Erzgebirge). Quelle: LfULG. https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/download

8.1 METHODEN ZUR ENTFERNUNG VON CADMIUM UND ARSEN AUS DER WASSERPHASE

Bei der Konzipierung möglicher Sanierungsansätze für Wässer mit erhöhten Cd- und As-Konzentrationen ist die Bindung dieser Elemente an Feststoffe zu beachten und der zumindest partielle Austausch der Stoffe mit der aquatischen Phase. Eine Entfernung ausschließlich aus der Wasserphase würde demnach eine partielle Nachlieferung von Cadmium und Arsen aus der Festphase in die aquatische Phase erwarten lassen.

Cadmium und Arsen können durch verschiedene Methoden aus dem Wasser entfernt werden. Folgende Verfahren nutzen in unterschiedlichem Umfang mikrobielle Prozesse:

- Sorptions-/Austauscherprozesse. Z. B. Sorption an Carbonate (Cd: z. B. Ghazy et al., 2008), Tone (Cd: Galindo et al., 2013) oder organisches Material (Cd: Nouri et al., 2007) As: Welch et al., 2008),
- sulfidische (Mit-)Fällung,

Folgende weitere physikalisch-chemische Verfahren könnten zur Abscheidung von Cadmium und Arsen eingesetzt werden:

- Umkehrosmose,
- Destillation,
- Enthärtung (Mitfällung mit Carbonaten).

Die genannten physikalisch-chemischen Verfahren sind nicht geeignet, Cadmium aus dem Grundwasser zu entfernen, da die Verfahren entweder energieaufwändig sind und damit nicht für die Behandlung großer Volumenströme vertretbar sind oder nicht in-situ durchge-









führt werden können. Mit allen physikalisch-chemischen Verfahren werden insbesondere auch die Konzentrationen der weiteren gewollten Hauptionen des Wassers stark vermindert.

Für den on-site Einsatz in Oberflächengewässern stellt die Sorption bei größeren Volumenströmen den einzigen gangbaren Eliminationsweg dar. Beim diesbezüglichen Einsatz von Sorbenten ist zu beachten, dass es zu einer Beladung der Feststoffe mit Cadmium und Arsen kommt und damit Feststoffe anfallen, die nach Erschöpfung der Beladungskapazität entsorgt bzw. abgelagert werden müssen.

In beiden Fällen wird die sulfidische Fällung (über Stimulation der mikrobiellen Sulfatreduktion) als weniger geeignet gesehen, wenn aerobe Verhältnisse im zu behandelnden Wasserstrom vorliegen. Einerseits wird das Verfahren unwirtschaftlich, weil zunächst Sauerstoff (und ggf. Nitrat) reduziert werden müssen, andererseits ist die Langzeitstabilität der gebildeten Sulfide in diesem Falle zweifelhaft.

8.2 BEHANDLUNG EINES OBERFLÄCHENGEWÄSSERS

8.2.1 Beispielhafte Feldsituation

Als Beispiel für ein mit Arsen, Cadmium und weiten Metallen belastetes Fließgewässer wurde der OWK Mulde-4 ausgewählt, der an der Zwickauer Mulde zwischen Aue und Zwickau liegt (Abbildung 40). Der OWK wurde ausgewählt, weil er, wie Abbildung 21 zeigt, eine typische Belastung für Gewässer aufweist, die abstromig des erzgebirgischen Altbergbaus liegen. Weiterhin stellt der OWK Mulde-4 eine Optimum aus "nahe der Quelle" (also stromaufwärts = moderate Volumenströme) und geringer Höhenlage (bessere Temperaturverhältnisse für mikrobiologische Prozesse) dar.



Abbildung 40: Lage der Messstellen im OWK Mulde-4 und im GWK Obere Zschopau.





LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE



Seite | 107



Zur Bewertung der Machbarkeit einer möglichen Maßnahme muss zunächst die lokale Beschaffenheitssituation kurz eingeschätzt werden. Der OWK Mulde-4 wurde in (Abschnitt 5.3.4) als bergbaubelastet durch die Stoffe Arsen, Eisen und andere Metalle charakterisiert. Die Beschaffenheit der Mulde ist durch die in Abbildung 40 dargestellten Messstellen charakterisiert. Abbildung 41 bis Abbildung 43 zeigen die Beschaffenheit der Mulde hinsichtlich der Stoffe Eisen, Arsen, Cadmium und Blei beispielhaft an der Messstelle 39200. Tabelle 30 zeigt die mittlere Beschaffenheit des Flusswassers gemäß der Messstellen 39200, 39300, 39400 und 39500. Folgende Sachverhalte sind feststellbar:

- Es ist für keinen der betrachteten Parameter eine deutliche Tendenz zur Beschaffenheitsänderung entlang des Fließweges innerhalb des OWK Mulde-4 zu erkennen.
- Im Betrachtungszeitraum von 2000 bis 2017 ist hinsichtlich der Parameter Cr, As und Pb an den beiden über 17 Jahre gemonitorten Messstellen 39200 und 39400 eine mit der Zeit fallende Tendenz (jeweils für Gelöst- und Gesamtkonzentration) zu erkennen (Abbildung 42).
- Auch die pro Masse Feststoff gebundene Masse sinkt im Lauf der Beobachtungszeit von 2005 bis 2017 (Abbildung 43). Dies weist (vorbehaltlich weiterer Untersuchungen) darauf hin, dass zwischen den im Fließgewässer transportierten Feststoffen und den gelösten Stoffen jeweils ein Gleichgewicht vorliegt. Das heißt dass die absolute Menge an sorbiert transportierten Stoffen abnimmt, sobald sich die Gelöstkonzentration vermindert.
- Das Muldewasser zeigt Eisengehalte, die mit < 0,5 mg/L Fe_{ges} den durch natürliche Prozesse eingetragenen Stoffmengen entsprechen. Nahezu alles Eisen liegt in partikulärer Form vor.
- Im Mittel überschreitet Arsen den Schwellenwert von 40 mg/kg im Betrachtungszeitraum um mehr als das Dreifache. Cadmium liegt mit im Mittel 0,5 μ g/L über der UQN von 0,08 bis 0,25 μ g/L.

Parameter	Dimension	gelöst	UQN	gesamt	Dimension	partikulär < 0,063 mm	UQN
Cu	μg/L	3,3		9,3	mg/kg	133	160
Ni	μg/L	7,4	4	14	mg/kg	131	
As	μg/L	39		66	mg/kg	141	40
Cd	μg/L	0,23	0,080,25	0,53	mg/kg	8,3	
Cr	μg/L	70		52	mg/kg	3,4	640
Fe	mg/L	0,05	< 0,71,8	1,2	mg/kg	41.313	
Hg	μg/L	0,06		0,09	mg/kg	1,8	
Pb	μg/L	0,76	0,12	5,5	mg/kg	112	
Zn	μg/L	25		50	mg/kg	875	800
SO ₄	mg/L	220	< 75220				
02	mg/L	11					
рН	-	7,3	5,58,5				
el. LF	uS/cm	580					

Tabelle 30: Mittlere Beschaffenheit an den Fließgewässermessstellen im OWK Mulde-4 für den Zeitraum 2000 bis 2017. Dunkelrot: Überschreitung der UQN.









Abbildung 41: pH-Werte und Eisenkonzentrationen an Fließgewässermessstelle 39200.



Abbildung 42: Konzentrationen von Arsen, Blei und Cadmium an Fließgewässermessstelle 39200.



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







VITA-MIN

Abbildung 43: Stoffmengenanteile feststoffgebundener Metall(oid-)e an Fließgewässermessstelle 39200 und deren lineare Trends.

8.2.2 Ableitung einer Behandlungsstrategie

Hinsichtlich einer möglichen Abscheidung/Rückhalt von Cadmium und Arsen aus Flusswasser sind aus dem oben Genannten folgende Sachverhalte abzuleiten, bzw. folgende Strategie näher zu untersuchen:

- Sowohl die suspendierten als auch die sedimentierten Feststoffe stellen eine potenzielle Quelle für die Nachlieferung von Metall(oid-)en in die Wasserphase dar, sobald gelöste Metall(oid-)e aus der Wasserphase entfernt würden und damit das Sorptionsgleichgewicht verschoben würde. Die Metall(oid-)fracht des Flusses kann deshalb nur verringert werden, wenn sowohl die Feststoff-Fracht als auch die Gelöst-Fracht abgeschieden werden.
- Die bei Mittelwasser sedimentierenden (nicht transportablen) metall(oid-)haltigen Fließgewässersedimente werden vorwiegend während Hochwasserereignissen transportiert. In diesen Phasen kommt es zur Verlagerung der Sedimente und damit der an sie gebundenen Stoffe flussabwärts. Soll dieser Transport der Flusssedimente wirksam unterbunden werden, kann dies nur in einem Retentionsraum (z.B. Talsperre oder überflutbare Aue) erfolgen, der groß genug ist, einen wirksamen Sedimentrückhalt auch im Hochwasserfall zu gewährleisten (Abbildung 44). Abstromig dieses Retentionsraumes müsste dem Fluss ggf. unkontaminiertes Sediment in einer Größenordnung des bisherigen Sedimenttransportes zugeführt werden, um unerwünschte Erosionsprozesse im Flussbett zu vermeiden.
- Für das während der Hochwasserereignisse zur Ablagerung kommende schadstoffhaltige Sediment bedarf es eines Konzeptes für den weiteren Umgang.
- Die bereits in der Wasserphase befindlichen Metall(oid-)e könnten durch Bindung an dort frisch gebildete Feststoffe immobilisiert werden. Durch Fällung von Eisen und Aluminium wären beispielsweise Hydroxide erzeugbar, an die weitere Metall(oid-)e sorbieren könnten. Durch die Anhebung des pH-Wertes ist die Sorptionskapazität der







bereits vorhandenen Feststoffe steigerbar. Da das Mulde-Wasser jedoch bereits neutrale pH-Werte aufweist und keine Fe(II)-Fracht mitführt (die mikrobiell katalysiert in Hydroxide überführt werden könnten), besteht keine Möglichkeit weitere Fest-/Schwebstoffe zu bilden. Die vorhandenen Schwebstoffe sind nicht weiter mit Schadstoffen beladbar.

VITA-MIN

Die **feststoffgebundene Schadstofffracht** in der Wasserphase macht mit 26 % (As), 36 % (Cd) und 96 % (Pb) jeweils einen signifikanten Anteil der insgesamt transportierten Schadstofffracht aus. Die Abscheidung der kolloidal transportierten Fracht kann beispielswiese in einem konstruierten Feuchtgebiet oder einer Flusskläranlage erfolgen. Das konstruierte Feuchtgebiet müsste dazu vollständig vom Fließgewässer durchströmt werden.

Alternativ könnten die Feststoffe über einen Kiesbettfilter aus der Wasserphase abgetrennt werden. Würde dieser als kontinuierlich rückgespülter Kiesfilter konstruiert, könnte die Abscheidung auf einer deutlich kleineren Fläche erreicht werden.

Zur Bereitstellung weiterer Sorptionsoberflächen für die verbleibenden **gelösten Metall(oid-)e** müsste in beiden Fällen beispielsweise FeCl₃ zur Bildung weiterer Hydroxide in den gesamten Flusswasser-Volumenstrom hinzugegeben werden (siehe auch Tabelle 28). Die Hydroxide würden dann (mit den Schadstoffen beladen) ebenfalls im konstruierten Feuchtgebiet bzw. in den Kiesbett-Filtern abgeschieden werden. Es entstünde ein schadstoffhaltiger Schlamm, der entsorgt werden müsste.

Abbildung 44 zeigt eine mögliche Anordnung der erläuterten im Naturraum zu implementierenden Verfahrensschritte.



Abbildung 44: Schema eines möglichen Vorgehens zum Rückhalt der gesamten gelösten, kolloidal und an Sedimente gebundenen Metall(oid-)fracht in einem Fließgewässer.





LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE



Seite | 111



8.2.3 Dimensionierung einer Anlage

Für einen Retentionsraum mit der Funktion einer Vorsperre zur Abtrennung der gröbsten belasteten Sedimentfracht im Falle eines Hochwassers ergäbe sich bei einem MHQ der Mulde im OWK Mulde-4 von 110 m³/s und einer Aufenthaltszeit von 3 Stunden, in der mit dem Absetzen der Grobstoffe gerechnet werden kann, ein Volumen von 0,5 Mio m³⁹. Für das nachgeschaltete konstruierte Feuchtgebiet ergäbe sich bei einem Mittelwasser-Durchfluss der Mulde im OWK Mulde-4 vor Zwickau von ca. 14,5 m³/s¹⁰ bei einer Aufenthaltszeit des Wassers von ca. 2 Tagen und einer maximalen Wassertiefe von 0,5 m eine Fläche von 5 Mio m² (= 500 ha).

Diese Dimensionen zeigen, dass ein Rückhalt der Metall(oid-)e in einem Fließgewässer von der Dimension der Mulde aufgrund der Größenordnung nicht realistisch umsetzbar ist. Deshalb erfolgt die weitere Dimensionierung für einen fiktiven entsprechend belasteten Nebenfluss (wie zum Beispiel Plotzbach vor Wilkau-Haßlau, Wildenfelser Bach nach Wildenfels, Thierfelder Bach vor der Einmündung in die Zwickauer Mulde) mit einem Durchfluss von 0,1...0,3 m³/s (MQ) und < 0,15 m³/s (MNQ). Mit einer Aufenthaltszeit von 3 Stunden ergäbe sich dann für das Hochwasser-Retentionsbecken ein Volumen von 17'000 m³ und ein konstruierte Feuchtgebiet von ca. 70'000 m² Fläche, wenn eine mittlere Flächenbeschickungsrate von 0,01 m/h angesetzt wird, wie sie sich aus bisherigen Erfahrungswerten (Tabelle 19 und Tabelle 20; vergleiche auch LfULG 2016) abschätzen lässt. Mit den von Rühmland (2015) recherchierten Baukosten für konstruierte Feuchtgebiete 35–250 €/m² entspräche dies Kosten von 2,4 bis 17,5 Mio € (ohne Konstruktion des Retentionsraumes sowie der Bewirtschaftungs-Bauwerke und der Eisendosierung).

Hinsichtlich der Dosierung des für die Sorption notwendigen Eisens wird von einem zusätzlichen Einsatz von 5 g_{Fe}/m^3 entsprechend einer zusätzlich erzeugten Feststoffmenge von 10 $g_{Hydroxid}/m^3$ ausgegangen, die notwendig ist, um die gelösten Metalle und Arsen zu sorbieren. Es wird weiter von einem natürlichen mittleren abzuscheidenden Feststoffgehalt von 30 mg/L ausgegangen. Die Zugabe dieser Eisenmenge in Form von FeCl₃ bewirkt einen zusätzlichen Eintrag von 0,2 mmol/L Azidität. Diese kann von den meisten Flusswässern gepuffert werden ohne dass zusätzliche Neutralisationsmittel zudosiert werden müssten¹¹.

Steht die o.g. Fläche für ein konstruiertes Feuchtgebiet nicht zur Verfügung, so kann die Feststoffabscheidung auch über einen Kiesfilter erfolgen.

Es wird eine Kiesbetthöhe von 1,5 m angesetzt. Diese erlaubt eine Aufenthaltszeit im Kieskörper von 10 Minuten, die für die Abscheidung rein partikulärer Stoffe ausreicht. Insgesamt wird ein Kiesbettvolumen von 360 m³ für den Feststoffrückhalt benötigt. Für die Durchströmung des Kiesbettes ist eine Druckdifferenz von ca. 0,5 m erforderlich. Für die Abscheidung der Schlämme aus dem Kiesbett wird Druckluft eingesetzt, die vor Ort bereitgestellt werden muss. Tabelle 31 zeigt die Dimensionierung des Kiesbettes.

¹¹ Es liegen keine Daten zur Alkalinität des Muldewassers im fraglichen Bereich vor; diese sollten im Falle weiterer Vorplanungen erhoben werden







⁹ Zum Vergleich: Die Vorsperre Bühlow weist für einen mittleren Spree-Durchfluss von 12 m³/s bei einem Volumen von ca. 0,3 Mio m³ eine Aufenthaltszeit von 7 h auf.

¹⁰ http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/infosysteme/mnq-regio/Website/

Parameter	Wert	Dimension
Durchfluss	200	l/s
Entspricht	720	m³/h
Filterfläche	240	m²
Filtergeschwindigkeit	3	m/h
Abstandsgeschwindigkeit	8,6	m/h
Filterhöhe	1,5	m
Aufenthalt im Filterbett	0,18	h
Filtervolumen Porenraum	126	m³
Porosität	35	%
Filtervolumen	360	m ³
Breite	40	m
Länge Filterbett	6,0	m

Tabelle 31: Dimensionierung des Kiesbettes.

VITA-MIN

Abbildung 46 und Abbildung 45 zeigen mögliche bauliche Umsetzungen der Anlagentechnik. Für den genannten Volumenstrom kann mit Baukosten zwischen 1,1 und 1,7 Mio. € gerechnet werden. Abbildung 46 zeigt die Anordnung des Kiesbettes und des Absetzbeckens neben dem Fluss. Im Fluss müsste durch ein Wehr (Abbildung 44) ein entsprechendes für das Durchströmen des Kiesbettes notwendiges Potenzialgefälle erzeugt werden. Abbildung 45 zeigt den Einbau des rückspülbaren Kiesbettes direkt in den Lauf des Flusses, wobei das Schlammabsetzbecken (in der Zeichnung nicht dargestellt) seitlich des Flusses zu errichten wäre.



Abbildung 45: Konstruktionsprinzip für ein Kiesbett (Querschnitt entlang der Strömungsrichtung).









In LfULG 2016 wird die Behandlung eines Cd- und Zn- haltigen Fließgewässers (Stangenbergbach) mit vergleichbarem Durchfluss beschrieben. Das insbesondere im oxischen Milieu abscheidbare As wird in diesem Fall nicht als Belastungsfaktor benannt. In LfULG 2016 wird deshalb eine sulfidische Fällung der Metalle in einem anoxischen Wetland vorgeschlagen.

8.3 BEHANDLUNG VON GRUNDWASSER

8.3.1 Beispielhafte Feldsituation

Als Beispiel für einen mit Cadmium und Arsen bergbaulich belasteten Grundwasserkörper wurde der GWK DESN_FM 4-3 Obere Zschopau gewählt. Dieser GWK ist hinsichtlich der größeren Anzahl an Bergbaustandorten, seiner Belastungssituation und seines Schadstoffspektrums typisch für GWK im Bereich des erzgebirgischen Altbergbaus (Abbildung 21). Cadmium überschreitet gemäß TUBAF (2009) in den Nebenflüssen der Zschopau im GWK Obere Zschopau den in der Grundwasserverordnung festgelegten Wert von 0,5 µg/L lediglich an 2 Messstellen. Dies sind die Messstelle Zs07 bei Geyer (0,7 µg/L) und Zs09 (0,5 µg/L) bei Oberwiesenthal. Alle anderen 13 Messstellen unterschreiten den Messwert.

Dagegen zeigen über die Hälfte der in Tabelle 32 dargestellten Mittelwerte (1990–2017) der Grundwassermessstellen Überschreitungen des Schwellenwertes. Allerdings scheinen alle Grundwassermessstellen mit ehemaligen bergbaulichen Aktivitäten assoziiert zu sein. Damit wird zunächst von lokalen Quellen ausgegangen, die mit der Bergbautätigkeit und der Erzaufbereitung in Verbindung stehen.



VITA-MIN





Messstelle	рН	KS43	As	Pb	Cd	Са	CI	Fe(II)	TIC	02	Sulfat
		mmol/L	µg/L	µg/L	µg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Geyer	6,24	0,31	6,1	0,21	0,09	10,5	3,4	0,031	6,17	9,38	18,3
Goldener Adler Stolln	6,00	0,16	101	0,83	3,13	10,3	7,2	0,040	3,73	10,1	27,0
Greifensteinstolln				1,00	2,50	8,4	13,5			11,0	42,3
Geyer, Tiefer Hauptstolln, Mundloch	4,50	0,02		42,1	5,96	8,1	16,3		0,68	10,4	27,0
Schönfeld, Tiefer St. Christoph Stolln	7,20	1,33		0,24	1,08	47,9	47,3		14,3	10,5	86,5
Schönfeld, Tiefer König Dänemark Stolln	7,10	1,58		0,23	2,36	72,4	133		17,3	8,43	140
Mauersberg, Hy 1/04	5,97					30,2	16,4				59,1
Scheibenberg, Tiefer Erbstolln	5,80	0,61		0,20	0,45	30,7	54,7		12,6	7,00	57,0
Frohnau, Reiche Empf.Stollen	7,28	1,62	44,7	0,59	3,99	70,7	110	0,030	23,4	9,46	150
Schmalzgrube	6,40	0,10	0,4	0,53	0,43	8,0	3,4	0,030	0,72	10,5	44,4
Oberwiesenthal, Fichtelbergnordhang	6,13	0,08		1,55	0,81	3,8	2,1	0,050	0,56	9,78	13,2
Oberwiesenthal, Eisenbergquelle	6,30	0,17	0,4	0,36	0,41	9,9	2,0	0,033	2,68	10,1	29,5
Niederschlag Stollen 111	6,35	0,69	0,4	0,79	0,19	20,5	6,4	0,042	12,9	7,97	54,3

Tabelle 32: Langjährige Mittelwerte an Messstellen im Grundwasserkörper Obere Zschopau(GWK DESN_FM 4-3). Leere Zelle: keine Messwerte.

VITA-MIN

Die Grundwässer des Grundwasserkörpers DESN_FM 4-3 sind mehrheitlich durch eine geringe Mineralisation, oxische Verhältnisse ($c(O_2)$ zwischen 7 und 10 mg/L) und eine geringe Pufferkapazität ($K_{S4,3}$ -Werte häufig unter 0,5 mmol/L) und pH-Werte, die im leicht sauren Bereich unter 6,4 liegen, gekennzeichnet (Tabelle 32). Dies bedeutet, dass die Copräzipitation von Cadmium und Arsen nicht mit grundwasser-eigenem Eisen (c(Fe-II) unter 0,05 mg/L) erfolgen kann. Die in anoxischen Grundwasserleitern durch Infiltration von O₂reichen Wassers in den Grundwasserleiter induzierbare Eisenhydroxid-Fällung zur Abscheidung von Eisen und anderen Metallen stellt daher keine Behandlungsalternative dar. Für die Abscheidung von Arsen und Cadmium durch Copräzipitation aus dem Wasser müssten (wie auch im oben genannten Beispiel) Eisensalze (z. B. in Form von FeCl₃) zugegeben werden (siehe auch Tabelle 27).

Auch die Induktion von Sulfatreduktion mit dem Ziel der Metallsulfidfällung ist in diesem Fall ungünstig, da eine reduktive Zone mit unter reduzierenden Bedingungen stabilen Mineralphasen in einem ansonsten oxischen Grundwasserleiter geschaffen würde (siehe auch Tabelle 27). Hier wäre die Rücklösung der gefällten Substanzen zu befürchten, sobald bei Einstellung der Zugabe reduktiver Substanzen die reduktive Zone nicht mehr aufrechterhalten wird.

8.3.2 Ableitung einer Behandlungsstrategie

Die obenstehende Betrachtung zeigt, dass die Behandlung der belasteten Grundwässer nur ex-situ, also außerhalb des Grundwasserleiters erfolgen kann. Dort kann die Zugabe von Eisensalzen (oder einem anderen Stoff aus dem ein Sorbent erzeugt werden kann) erfolgen. Das kontaminierte Grundwasser muss daher gehoben werden. Dies ist nur machbar, wenn der Abstrom eines lokalen Schadherdes behandelt werden soll. Bei großflächigeren Kontaminationen ist dieses Vorgehen finanziell nicht mehr darstellbar. Von diesem Fall wird nachfolgend ausgegangen.









Die Minderung der As- und Cd-Fracht eines gehobenen Grundwassers durch die Bildung von Eisenhydroxiden zur anschließenden Sorption von Cadmium und Arsen würde dann folgende Schritte umfassen

- 1. Abförderung des Grundwasserstromes über Brunnen mit einem Volumenstrom, der die Fahne vollständig erfasst.
- 2. Fassung des Volumenstromes und Zugabe von $FeCl_3$ (oder eines vergleichbaren Flockungsmittels) in einem turbulenten Mischreaktor.
- Mit einem Molverhältnis von 0,0065 mol_{Met}/mol_{Fe} gemäß Martinez & McBride (1998) wäre ein Wasser mit 2 μg/L Cd und 20 μg/L As mit einer Eisenkonzentration von ca. 3 mg/L zu beaufschlagen. Flockungsmittel wie FeCl₃ reagieren sauer. Eine Zugabe in der benannten Höhe würde einer Senkung der Alkalinität um ca. 0,2 mmol/L entsprechen, was die Puffer der meisten Wässer ohne zusätzliche Neutralisation bereitstellen könnten.
- 4. Im Anschluss sind die Feststoffe auszufällen. Dies kann in einem aeroben konstruierten Feuchtgebiet oder einem Kiesbett (wie oben beschrieben) erfolgen.
- 5. Der mit Arsen und Cadmium kontaminierte Schlamm wäre periodisch bzw. kontinuierlich zu entnehmen und entsorgen.
- 6. Je nach Erfordernis wäre das gehobene Wasser über Versickerungsflächen wieder dem Grundwasser zuzuführen oder in ein Oberflächengewässer abzuleiten.









9 LITERATURVERZEICHNIS

- Acero P, Ayora C, Torrento C (2006) The behavior of trace elements during schwertmannite precipitation and subsequent transformation into goethite and jarosite. Geochimica et Cosmochimica Acta 70:4130–4139.
- Alexander DE (1999) Bioaccumulation, bioconcentration, biomagnification. In: Environmental Geology. Encyclopedia of Earth Science. Springer, Dordrecht.
- Benner SG, Blowes DW, Ptacek CJ (1997) A full-scale porous reactive wall for prevention of acid mine drainage. Ground Water Monitoring and Remediation 17:99–107.
- Bergamt Stralsund Mecklenburg-Vorpommern (2018) Altbergbau. http://www.bergamtmv.de/themen/altbergbau. Zugriff: 28.02.2018.
- Bilek F (2013) Grubenwassergenese und -behandlung Beiträge zur Modell- und Technologie-Entwicklung. Habilitationsschrift, Proceedings des Dresdner Grundwasserforschungszentrums e. V. Heft 48, ISSN 1430-0176.
- Bilek F, Wagner S (2012) Long term performance of an AMD treatment bioreactor using chemolithoautotrophic sulfate reduction and ferrous iron precipitation under in situ ground water conditions. Bioresource Technology Journal 104: 221–227.
- BioPlanta (2012) On site Versuch zur technischen Anwendung biologischer Sulfatreduzierungsprozesse. Überarbeiteter Abschlussbericht 25.05.02012 . BioPlanta GmbH, AG: LMBV mbH.
- Birke V, Burmeier H, Jefferis S, et al (2007) Permeable reactive barriers (PRBs) in Europe: Potentials and expectations. Italian Journal of Engineering Geology and Environment 1:1–8.
- Bowden LI, Jarvis A, Orme P, Moustafa M, Younger P L (2005) Construction of a novel Permeable Reactive Barrier (PRB) at Shilbottle, Northumberland, UK: engineering design considerations and preliminary performance assessment. In: Loredo J & Pendás, F: Mine Water 2005 Mine Closure. S. 375-381, Oviedo (University of Oviedo).
- Burghardt (2006) Ermittlung geochemischer, geomikrobiologischer und geotechnischer Grundlagen zur In-Situ-Immobilisierung von Arsen, Uran und Radium durch eine "Reaktive-Zonen'-Technologie. Dissertation, Proceedings des Dresdner Grundwasserforschungszentrums e. V., Heft 29, ISSN 1430-0176.
- Caraballo MA, Santofimia EM, Jarvis AP (2010) Metal retention, mineralogy, and design considerations of a mature permeable reactive barrier (PRB) for acidic mine water drainage in Northumberland, U.K. American Mineralogist 95:1642–1649.
- Carroll SA, O'Day PA, Piechowski M (1998) Rock–water interactions controlling zinc, cadmium, and lead concentrations in surface waters and sediments, U.S. Tri-State Mining District. 2. Geochemical interpretation. Environ. Sci. Technol. 32:956–965.
- CL:AIRE (2002): A constructed wetland to treat acid mine drainage from colliery spoils at Quaking House, County Durham. CL:AIRE Case Study Bulletin, November 2002, www.claire.co.uk.
- Cravotta CA (2007) Passive aerobic treatment of net-alkaline, iron-laden drainage from a flooded underground anthracite mine, Pennsylvania, USA. Mine Water and the Environment 26:128–149.
- Cravotta CA (2010) Abandoned Mine Drainage in the Swatara Creek Basin, Southern Anthracite Coalfield, Pennsylvania, USA: 2. Performance of Treatment Systems. Mine Water and the Environment 29:200–216.
- DE2005035150 (2005) Schöpke R, Koch R, Koch C, Asenbaum H.-J. (2005) Anordnung und Verfahren zum Einbringen von Reagenzien in einen Grundwasserstrom; Deutsches Pa-









tentamt, Offenlegungsschrift 002005035150A1, 21.04.2005.

- Dempsey BA, Jeon B (2001) Characteristics of sludge produced from passive treatment of mine drainage. Geochemistry Exploration, Environment, Analysis 1, Part 1:89–94.
- DGFZ (2012) Reinigungsverfahren von Grundwasser und Oberflächengewässern. Endbericht im Rahmen des Ziel 3 Projektes VODAMIN, Teilprojekt 04, AG: LfULG, AN: DGFZ e.V., Dresden, 27.02.2012.
- DGFZ (2015) Nachhaltigkeit von in-situ-Fixierungsmaßnahmen in der Bergbaufolgelandschaft für den Parameter Sulfat. Endbericht vom 13.07.2015, DGFZ e. V., AG: LfULG.
- Diels L, Geets J, Dejonghe W, van Roy S, Vanbroekhoven K, Szewczyk A, Malina G (2005) Heavy metal immobilization in groundwater by in situ bioprecipitation: comments and questions about carbon source use, efficiency and sustainability of the process. – In: Loredo J & Pendás F: Mine Water 2005 – Mine Closure. S. 355-360, Oviedo (University of Oviedo).
- Diz HR (1998) The selective oxide systemTM: Acid drainage treatment that avoids the formation of sludge. Mine Water and the Environment 17:1–7.
- Droste RL (1997) Theory and Practice of Water and Wastewater Treatment. John Wiley & Sons, Inc. ISBN: 978-0-471-12444-3.
- Du Preez LA, Maree JP (1994) Pilot-scale biological sulphate and nitrate removal utilizing producer gas as energy source. Water Science and Technology. 30(12): 275-285.
- Dzombak DA, Morel FMM (1990) Surface Complexation Modeling: Hydrus Ferric Oxide. New York, John Wiley, 393 S.
- Edwards KR, Čižková H, Zemanová K, Šantrůčková H (2006) Plant growth and microbial processes in a constructed wetland planted with Phalaris arundinacea. Ecological Engineering 27:153–165.
- Eger P, Wagner J (2003) Wetland treatment systems-how long will they really work. Sudbury 2003 Mining and the Environment Conference.
- Evangelou VP (1995) Pyrite oxidation and its control. CRC Press, New York, 293 S.
- Falagán C, Smail I, Grail BM, Johnson DB (2016) Microbial communities in passive remediation systems at three abandoned coal mine sites in the United Kingdom. In: Drebenstedt C, Paul M: IMWA 2016 – Mining Meets Water – Conflicts and Solutions. S. 96–803.
- FIB (2018) Mikrobiell induzierte Eisenretention im Grundwasseranstrom zu Bergbaufolgeseen und Fließgewässern am Standort Ruhlmühle. Abschlussbericht (Fassung vom 20.08.2018), FIB Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e.V., AN: LMBV mbH.
- Fritze Ch (2011) VODAMIN 2010–2013 | Verbesserung der Wasserqualitäten bergbaubeeinflusster Gewässerkörper von Bergbaufolgelandschaften in Sachsen und Tschechien. Vortrag Dr. Christian Fritze, 30.06.2011,
 - $https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/download/Projektbeschreibung_VODAMIN.pdf.$
- Gadd GM (2009) Biosorption: critical review of scientific rationale, environmental importance and significance for pollution treatment. J Chem Technol Biotechnol 84: 13–28.
- Galindo LSG, de Almeida Neto AF, da Silva MGC, Vieira MGA (2013) Removal of Cadmium(II) and Lead(II) Ions from Aqueous Phase on Sodic Bentonite. Materials Research. 16(2): 515-527.
- Geoffroy N, Demopoulos GP (2011) The elimination of selenium(IV) from aqueous solution by precipitation with sodium sulfide. J Hazard Mater. 185(1):148–54.
- GEOS (2010) Umweltfreundliche biotechnologische Gewinnung von Eisenhydroxisulfaten aus der Bergbauwasserbehandlung und deren Verwertung als Roh- und Grundstoff in der keramischen, Baustoffe produzierenden sowie Farben und Pigmente herstellenden Industrie zur Kosten-, Rohstoff- und Ressourceneinsparung, Teilprojekt 1: Koordination sowie An-









lagenbetrieb und Produktherstellung. Schlussbericht BMBF Förderkennzeichen 01 RI05013. Leitung: G.E.O.S. Freiberg Ingenieurgesellschaft mbH.

- GEOS (2013) Verfahren zur Fassung, Ableitung und Reinigung von bergbaulich kontaminierten Grundwässern. Endbericht im Rahmen des Ziel 3 Projektes VODAMIN, Teilprojekt 14, AG: LfULG, AN: G.E.O.S. Ingenieurgesellschaft mbH.
- GEOS (2017) Verwertung von Schwertmannit für Adsorbenzien zur energieneutralen, passiven Wasseraufbereitung. Schlussbericht BMBF Förderkennzeichen 02WQ1309. Leitung: G.E.O.S. Freiberg Ingenieurgesellschaft mbH.
- Gerth A, Hebner A, Kunze C, Küchler A, Zellmer A (2008) Passiv biologische Behandlung von Sickerwasser der WISMUT-Halde 371/I. In: XIX. Sächsisches Altlastenkolloquium, 29./30.10.2008.
- GFI (2012) Gutachterliche Bewertung des Pilot- und Demovorhabens: On site Versuch zur technischen Anwendung biologischer Sulfatreduzierungsprozesse. 04.04.2012, GFI GmbH Dresden, AG: LMBV mbH.
- GFI (2013) Technikumsversuch zur Alkalinisierung und Entschwefelung bergbaubeeinflusster Kippengrundwässer mittels autotropher Sulfatreduktion, Eisensulfidfällung und Sulfidrückoxidation. Jahresbericht 2012, Teilbericht Weiterbetrieb des Technikums-Reaktors. AG: LMBV mbH, AN: Grundwasserforschungsinstitut GmbH Dresden.
- GFI (2017): Geochemische Modellierung von Laborexperimenten zur Reaktionsquantifizierung von Wasserbehandlungsprozessen. Endbericht vom 12.01.2017, AG: Wismut GmbH, AN: GFI Grundwasser Consulting Institut Dresden GmbH.
- Ghazy ES, Gabr IM, Gad AHM (2008) Cadmium(II) sorption from water samples by powdered marble wastes. Chemical Speciation & Bioavailability. 20(4): 249-260.
- Gibert O, Cortina JL, Pablo J De, Ayora C (2013) Performance of a field-scale permeable reactive barrier based on organic substrate and zero-valent iron for in situ remediation of acid mine drainage. Environ Sci Pollut Res 20:7854–7862.
- GTK (2018) Mine Closure Wiki and Closedure Project des Geological Survey of Finland, http://wiki.gtk.fi/web/mine-closedure/wiki/, zuletzt besucht 08/2018.
- Hallberg RO, Martinell R. (1976) Vyredox In situ purification of ground water. Ground Water 14(2), 88–93.
- Hedin RS (2008) Iron removal by a passive system treating alkaline coal mine drainage. Mine Water and the Environment 27:200–209.
- Hedin RS (2014) veröffentlichte Präsentation, URL: https://de.slideshare.net/MichaelHewitt4/bob-hedin-hedin-environmental-effectivepassive-treatment-of-coal-mine-drainage, zuletzt abgerufen, 29.08.2018.
- Hedrich S, Johnson DB (2012) A modular continuous flow reactor system for the selective bio-oxidation of iron and precipitation of schwertmannite from mine-impacted waters. Bioresource Technology 106:44–49.
- Henderson AD, Demond AH (2007) Long-Term Performance of Zero-Valent Iron Permeable Reactive Barriers: A Critical Review. Environmental Engineering Science 24:401–423.
- Herlitzius J, Rothe S, Grischek T, Sumpf H (2008) Russischer Markt als Chance für die in situ Aufbereitung von Grundwasser. Energie Wasser-Praxis 59:8–13.
- Holtzhausen L (2006) WorldFirst: Full scale BioSure Plant Commissioned. The Water Wheel May/June 2006
- Hooda PS (2010) Trace elements in soils. John Wiley and Sons, ISBN 978-1-4051-6037-7.
- Janneck E, Reichel S, Burghardt D, Simon E, Kießig G, Feiffer S, Klug MA (2017): Verwertung von Schwertmannit für Adsorbentien zur energieneutralen, passiven Wasseraufbereitung. Schlussbericht, BMBF FKZ 02WQ1309, 205 S.









- Janssen GMCM, Temminghoff EJM (2004) In situ Metal Precipitation in a Zinc-Contaminated, Aerobic Sandy Aquifer by Means of Biological Sulfate Reduction. Environ Sci Technol 38:4002–4011.
- Johnson DB, Hallberg KB (2002) Pitfalls of passive mine water treatment. Reviews in Environmental Science and Biotechnology 1:335–343.
- Johnson DB, Hallberg KB (2003) The microbiology of acidic mine waters. Research in Microbiology 154:466–473.
- Johnson DB, Hallberg KB (2005) Acid mine drainage remediation options: A review. Science of the Total Environment 338:3–14.
- Johnson DB, Kanao T, Hedrich S (2012) Redox transformations of iron at extremely low pH: fundamental and applied aspects. Frontiers in Microbiology 3:1–13.
- Kaksonen AH, Puhakka JA (2007) Sulfate Reduction Based Bioprocesses for the Treatment of Acid Mine Drainage and the Recovery of Metals. Eng Life Sci 7:541–564.
- Kalin M (2004) Passive mine water treatment: The correct approach? Ecological Engineering 22:299–304.
- Kalin M. (1998) Biological polishing of zinc in a mine waste management area. In: Geller W, Klapper H, Salomons W, editors. Acidic Mining Lakes: acid mine drainage, limnology and reclamation. Berlin: Springer-Verlag, S. 321–324.
- Kauffmann H, Rott U (2009) Aktueller Stand der in-situ-Verfahren zur Grundwasseraufbereitung. Wasser und Abfall 15–20.
- Kepler DA, McCleary EC (1994) Successive Alkalinity-Producing Systems (SAPS) for the Treatment of Acidic Mine Drainage. In: 11th Annual Meeting of the ASSMR, April 24-29, 1994, Pittsburgh, Pennsylvania. S. 195–204.
- Kießig G, Kunze Ch, Küchler A, Zellmer A, Meyer J, Kalin M (2004) Kostengünstige passive Nachsorgelösung mit einem Constructed Wetland auf der Grundlage von Prognosen der Entwicklung des Flutungswassers der Grube Pöhla. In: 55. Berg- und Hüttenmännischer Tag. Merkel B, Schaeben H, Wolkersdorfer C, Hasche A (Hrsg) Wiss. Mitt., Inst. Geol., Heft 25, TU Bergakademie Freiberg, S. 113–118.
- Koch Ch (2003) Sanierung von Kippengrundwasser durch Neutralisation und Sulfatreduktion mittels in-situ-Reaktionswänden am Beispiel des Tagebausees Nordrandschlauch (Restseenkette Spreetal-Bluno). Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt der BTU Cottbus, Bd. 8. ISBN 3-934294-09-X
- Kolitzsch, S (2008) Hydrogeologische Analyse und großräumige Modellierung des weiteren Vorerzgebirgssenkenraumes. Dissertation: Fakultät für Geowissenschaften, Geotechnik, und Bergbau der Technischen Universität Bergakademie Freiberg.
- Koschorreck M (2008) Microbial sulphate reduction at a low pH. FEMS Microbiol Ecol 64:329–342.
- Kruse NAS, Gozzard E, Jarvis AP (2009) Determination of hydraulic residence times in several UK Mine water treatment systems and their relationship to iron removal. Mine Water and the Environment 28:115–123.
- Kugler J (2008) Bodenschätze Sächsische Bergreichtümer in Archivalien des Bergarchivs Freiberg. (Hrsg.) Sächsisches Staatsarchiv. Veröffentlichungen des Sächsischen Staatsarchivs, Reihe A. Halle/Saale: Mitteldeutscher Verlag. Bd.11.
- Kumar N, Omoregie EO, Rose J, et al (2013) Inhibition of sulfate reducing bacteria in aquifer sediment by iron nanoparticles. Water Research 51:64–72.
- Kumar S, Kumar R, Bandopadhyay A (2006) Innovative methodologies for the utilization of wastes from metallurgical and allied industries. Resources, Conservation and Recycling 48:301–314.









- Lesley B, Daniel H, Paul Y (2008) Iron and manganese removal in wetland treatment systems: Rates, processes and implications for management. Science of the Total Environment 394:1–8.
- LfUG (2007) In-situ Sanierungsverfahren, Materialien zur Altlastenbearbeitung. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden, Februar 2007.
- LfULG (2016) Kenntnisstandsanalyse und Stand des Wissens und der Technik bei der Reinigung von Wässern durch aerobe oder anaerobe Wetlands unter Einbeziehung der Nutzung von Mikroorganismen und unter Betrachtung möglicher Maßnahmen zur Reaktionsbeschleunigung. Sächsisches Landesamt für Umwelt Landwirtschaft und Geologie, Dresden, Februar 2016.
- Lookman R, Verbeeck M, Gemoets J, et al (2013) In-situ zinc bioprecipitation by organic substrate injection in a high- flow, poorly reduced aquifer. Journal of Contaminant Hydrology 150:25–34.
- Lopes SIC (2007) Sulfate reduction at low pH in organic wastewaters. Dissertation Wageningen University, Wageningen, Niederlande, ISBN 978-90-8504-763-6.
- Ludwig RD, McGregor RD, Blowes DW, Benner SG, Mountjoy K (2002) A Permeable Reactive Barrier for Treatment of Heavy Metals. Ground Water 40(1):59–66.
- Madigan MT, Martinko JM, Parker J (2003) Brock Biology of Microorganisms. Prentice Hall, ISBN 0-13-066271-2.
- Mann S (2015) Das Sanierungsprojekt "WISMUT" Milliardenschwere Altlast und/oder einmalige Chance regionaler und überregionaler Entwicklung? In: Reclaimed Mining Sites between Post-Remedial Care and Reuse, Proc. Internat. Bergbausymposium WISSYM, Bad Schlema, S. 11–20.
- Martin A, McNee C, Russell J, et al (2015) Performance of a 16 ha Engineered Wetland for the Treatment of Neutral-pH Gold Mine Effluent (Ontario, Canada). In: Agreeing on solutions for more sustainable mine water management – Proceedings of the 10th ICARD & IMWA Annual Conference. Santiago, Chile (GECAMIN).
- Mason (2013) Trace Metals in aquatic systems. John Wiley and Sons, ISBN 978-1-4051-6048-3.
- Mayes WM, Batty LC, Younger PL, et al (2009) Wetland treatment at extremes of pH: A review. Science of the Total Environment 407:3944–3957.
- Miao Z, Carreón-Diazconti C, Carroll KC, Brusseau ML (2014) The impact of biostimulation on the fate of sulfate and associated sulfur dynamics in groundwater. Journal of Contaminant Hydrology 164:240–250.
- NAVFAC (2012) Permeable reactive barrier cost and performance report. Final Technical Report TR-NAVFAC-ESC-EV-1207. Battelle Memorial Institute, Columbus, Ohio, USA.
- Nawrot JR, Klimstra WB (1990) Biochemical treatment of mine drainage through a reedgrass wetland. https://wvmdtaskforce.files.wordpress.com/2015/12/90-nawrot.pdf.
- Neale JW, Gericke M, Mühlbauer R (2018) On-Site Pilot-Scale Demonstration of a Low-Cost Biological Process for the Treatment of High-Sulphate Mine Waters. In: Wolkersdorfer C, Sartz L, Weber A, Burgess, Tremblay G: Mine Water – Risk to Opportunity (Vol I). S. 164–171; Pretoria, South Africa (Tshwane University of Technology).
- Ness I, Janin A, Stewart K (2014) Passive Treatment of Mine Impacted Water In Cold Climates: A review. Yukon Research Centre, Yukon College.
- Nordstrom DK (1982) Aqueous Pyrite Oxidation and the Consequent Formation of Secondary Iron Minerals. In: Kittrick JA, Fanning DS, Hossner LR (Hrsg.) Acid Sulfate Weathering, SSSA Spec. Publ. 10. SSSA, Madison, WI. S. 37–56.
- Nouri L, Ghodbane I, Hamdaoui O, Chiha M (2007) Batch sorption dynamics and equilibrium for the removal of cadmium ions from aqueous phase using wheat bran. Journal of Haz-









ardous Materials. 149: 115-125.

- Nurmi P, Özkaya B, Sasaki K, et al (2010) Biooxidation and precipitation for iron and sulfate removal from heap bioleaching effluent streams. Hydrometallurgy 101:7–14.
- Nyquist J, Greger M (2009) A field study of constructed wetlands for preventing and treating acid mine drainage. Ecological Engineering 35:630–642.
- O'Sullivan AD, Murray DA, Otte ML (2004) Removal of sulfate, zinc, and lead from alkaline mine wastewater using pilot-scale surface-flow wetlands at Tara Mines, Ireland. Mine Water and the Environment 23:58–65.
- Paris M, D'Elia M, Perez M, Tujchneider O (2006) Groundwater resources assessment at a local scale: Monitoring of industrial effluents in a wetland. IAHS-AISH Publication 184–192.
- Paul M, Meyer J, Jenk U, Kassahun A, Schramm A, Baacke D, Forbig N, Metschies T (2015) Kernaspekte des langfristigen Wassermanagements an den Sächsisch-Thüringischen Wismut-Standorten, Conference Paper: Int. Bergbausymposium WISSYM_2015 Bad Schlema, S. 71-85.
- PIRAMID Consortium (2003) Engineering guidelines for the passive remediation of acidic and/or metalliferous mine drainage and similar wastewaters. European Commission 5th Framework RTD Project no. EVK1-CT-1999-000021 "Passive in-situ remediation of acidic mine / industrial drainage". University of Newcastle upon Tyne, Newcastle upon Tyne, UK.
- Rose P (2013) Long-term sustainability in the management of acid mine drainage wastewaters - Development of the Rhodes BioSURE Process Long-term sustainability in the management of acid mine drainage wastewaters – development of the Rhodes Bio-SURE Process. Water SA 39:583–592.
- Rott U, Friedle M (1999) Subterranean Removal of Arsenic from Groundwater. Proceedings of the Third International Conference on Arsenic Exposure and Health Effects, 12.– 15.07.1998, San Diego, Californien, USA, S. 389-396.
- RoyChowdhury A, Sarkar D, Datta R (2015) Remediation of Acid Mine Drainage-Impacted Water. Current Pollution Reports 1:131–141.
- Rühmland S (2015) Technische Feuchtgebiete zur Nachreinigung von Abwasser Stickstoff, Abwasserdesinfektion, Spurenstoffe. Dissertation an der Technischen Universität Berlin.
- Sánchez-Andrea I, Sanz JL, Bijmans MFM, Stams AJM (2014) Sulfate reduction at low pH to remediate acid mine drainage. Journal of Hazardous Materials 269:98–109.
- Schlegel H-G (1992) Allgemeine Mikrobiologie. 7. überarb. Aufl., Georg Thieme Verlag, Stuttgart, ISBN 3-13-444607-3.
- Schöpke R, Gast M, Walko M, et al (2011) Wissenschaftliche Auswertung von Sanierungsversuchen zur Untergrundsulfatreduktion im ehemaligen Lausitzer Bergbaurevier. Cottbus, Germany.
- Schöpke R, Koch R, Mangold S, Regel R, Striemann A (2007): Herstellung passiver reaktiver Wände (PRW) aus Braunkohlenfilterasche mittels Rütteldruckverfahren im Skadodamm, Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt der BTU Cottbus, Bd. 15.
- Schöpke R, Preuß V, Koch R, Bahl T (2006) Einsatzmöglichkeiten passiver reaktiver Wände zur Entsäuerung potenziell saurer Kippengrundwasserströme und deren Nutzung in aktiven Untergrundbehandlungsverfahren. In: Merkel B, Schaeben H, Wolkersdorfer C, Hasche-Berger A (Hrsg) Behandlungstechnologien für bergbaubeeinflusste Wässer. Wiss. Mitt. Inst. Geol., Heft 31, TU Bergakademie Freiberg, S. 63–68.
- Sharma SK, Petrusevski B, Schippers JC (2005) Biological iron removal from groundwater: A review. Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA 54:239–247.

Sheoran AS (2005) Performance of a natural wetland treating acid mine drainage in arid









conditions. Mine Water and the Environment 24:150-154.

- Sheoran AS, Sheoran V, Choudhary RP (2010) Bioremediation of acid-rock drainage by sulphate-reducing prokaryotes: A review. Minerals Engineering 23:1073–1100.
- Singer P, Stumm W (1970) Acidic mine drainage: the rate-determining step. Science. 167(3921):1121–3.
- Skousen J, Zipper CE, Rose A, Ziemkiewicz PF, Nairn R, McDonald LM, Kleinmann RL (2017) Review of Passive Systems for Acid Mine Drainage Treatment. Mine Water and the Environment 36:133–153.
- SMWA (2017) Rohstoffstrategie für Sachsen Rohstoffwirtschaft eine Chance für den Freistaat Sachsen. Hrsg. Sächsisches Staatsministerium für Wirtschaft, Arbeit und Verkehr. 2. Auflage.

http://www.bergbau.sachsen.de/download/2017_12_06_SMWA_BR_Rohstoffstrategie_dt _WEB.pdf.

- SOBA (2016) Der Bergbau in Sachsen Bericht des Sächsischen Oberbergamtes und des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie für das Jahr 2015. Sächsisches Oberbergamt Freiberg, 01.09.2016.
- Sounthararajah DP, Loganathan P, Kandasamy J, Vigneswaran S (2015) Effects of Humic Acid and Suspended Solids on the Removal of Heavy Metals from Water by Adsorption onto Granular Activated Carbon. Int J Environ Res Public Health. 9: 10475–10489.
- Stefaniuk M, Oleszczuk P, Ok YS (2016) Review on nano zerovalent iron (nZVI): From synthesis to environmental applications. Chemical Engineering Journal 287:618–632.
- Stolz JF, Basu P, Santini JM, Oremland RS (2006) Arseninc and selenium in microbial metabolism. Annu. Rev. Microbiol. 60:107–30.
- Strosnider WH, Winfrey BK, Nairn RW (2011) Novel passive co-treatment of acid mine drainage and municipal wastewater. J. Environ. Qual. 40:206–213.
- Stumm W, Morgan JJ (1996) Aquatic Chemistry Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters. 3te Ausgabe, John Wiley & Sons, Inc.
- Sultana MY, Akratos CS, Pavlou S, Vayenas D V. (2014) Chromium removal in constructed wetlands: A review. International Biodeterioration and Biodegradation 96:181–190.
- TUBAF (2009) Oberflächenwassergenaue Ableitung von Referenzwerten geogener Hintergrundbelastungen für Schwermetalle und Arsen in der Wasserphase sowie im schwebstoffbürtigen Sediment sächsischer Fließgewässer im Einzugsgebiet des Erzgebirges/Vogtlandes. Greif A, Klemm W, Abschlussbericht März, 2009, Freiberg. In: LfULG: 2015 "Zusammenstellung geogener Hintergrunderwerte in sächsischen Gewässern", http://www.smul.sachsen.de/lfulg.
- Uhlig U (2010) Untersuchungen zur mehrstufigen In-situ-Grundwasserreinigung am Beispiel eines Pilotversuches. Dissertation, Proceedings des Dresdner Grundwasserforschungszentrums e. V., Heft 42, ISSN 1430-0176.
- Umita T (1996) Biological mine drainage treatment. Resour. Conserv. Recycl. 16:179–188.
- van Houten HGW (2006) Microbial aspects of synthesis gas fed bioreactors treating sulfate and metal rich wastewaters. Dissertation, Universität Wageningen, Niederlande.
- van Houten RT, Pol LW, Lettinga G (1994) Biological sulphate reduction using gas-lift reactors fed with hydrogen and carbon dioxide as energy and carbon source. Biotechnol. Bioeng. 44:586–594.
- van Lier, Buisman CJN, Piret NL (1999) THIOPAQ® technology: Versatile high-rate biotechnology for the mining and metallurgical industries. Global symposium on recycling, waste treatment and clean technology; REWAS '99; 1999; San Sebastian, Spain, S. 2319-2328.









- Vandenbohede A, Wallis I, Alleman T (2019) Science of the Total Environment Trace metal behavior during in-situ iron removal tests in Leuven, Belgium. Science of the Total Environment 648:367–376.
- Vymazal J (2005) Removal of Heavy Metals in a Horizontal Sub-Surface Flow Constructed Wetland. Journal of Environmental Science and Health Part A 40(6–7):1369–79.
- Wagner S (2011) Übertragung eines mehrstufigen chemischbiologischen Verfahrens zur Sulfatabreinigung und Metallelimination auf bergbaubeeinflusste Grundwässer. Dissertation, Proceedings des Dresdner Grundwasserforschungszentrums e. V. Heft 47, ISSN 1430-0176.
- Wagner S, Bilek F (2012) Long term performance of an AMD treatment bioreactor using chemolithoautotrophic sulfate reduction and ferrous iron precipitation under in situ groundwater conditions. Bioressource Technology 104, S. 221–227.
- Welch AH, Stollenwerk KG Paul AP, Maurer DK, Halford KJ (2008) In situ arsenic removal in an alkaline clastic aquifer. Applied Geochemistry. 23: 2477–2495.
- White WM (2013) Geochemistry. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK.
- Whitehead PG, Hall G, Neal C, Prior H (2005) Chemical Behavior of the Wheal Jane bioremediation system. Science of the Total Environment 338:41–51.
- Wilkin RT, Acree SD, Beak DG, Ross RR, Lee TR, Paul CJ (2008) Field application of a permeable reactive barrier for treatment of arsenic in groundwater, USEPA, EPA 600/R-08/09.
- Wiseman IM, Rutt GP, Edwards PJ (2002) Constructed wetlands for mine water treatment. R & D technical report P2-181 / TR.
- WISMUT (2018) Wasserbehandlungsanlagen der Wismut GmbH, http://www.wismut.de/de/wasserbehandlungsanlagen.php, letzter Zugriff 18.04.2018.
- Wolkersdorfer Ch (2013) Grubenwasserreinigung Verfahren und Vorgehensweisen. Endbericht im Rahmen des Ziel 3 Projektes VODAMIN, Teilprojekt 09, AG: LfULG, AN: Tshwane University of Technology, Südafrika, 27.09.2013.
- Younger PL, Banwart SA, Hedin RS (2002) Mine Water Hydrology, Pollution, Remediation. Springer Science+Business Media Dodrecht.

















10 ANLAGEN







10.1 NORMEN UND GRENZWERTE

Tabelle 33: Normen und Grenzwerte für relevante Wasserinhaltsstoffe dieser Studie. ^a: Schwebstoff oder Sediment, ^b: abgeleitet aus TrinkwV (2001), ^c: Element und Verbindungen, ^d: je nach Wasserhärteklasse, ^e: für Wasserhärteklasse II, ^f: nach added risk approach, ^g: abgeleitet aus Hintergrundwert, ^h: je nach Gewässertyp Anlage 1 Nr. 2.1, ⁱ: Cr-III, ^j: http://www.smul.sachsen.de/de/wu/umwelt/lfug/lfuginternet/documents/Gesamtdokument.pdf, ^k: pers. Mitteilung, zitiert in TUBAF (2009).

Stoff	Norm	Wert	Dim.	Gewässer	Grundlage	Geltungsbereich
Ag	QN-V	0,03	μg/L	k. A.	LfUG (2005) ^k	
AI	TW	0,2	mg/L	TW	TrinkwV (2001)	Trinkwasser
As	JD-UQN	40	mg/kg ^a	FG	OGewV (2016)	UQN Beurt. ökol. Zustand/Potenzial
As	GFS	10	µg/L	GW	LAWA (2004)	
As	TW	10	µg/L	TW	TrinkwV (2001)	Trinkwasser
As	SW	10 ^b	µg/L	GW	GrwV (2010)	
Au	JD-UQN	0,02	µg/L	FG	OGewV (2016)	UQN Beurt. ökol. Zustand/Potenzial
Ва	QN-V	60+HG	µg/L	k. A.	LfUG (2005) ^k	
Ве	QN-V	0,1	µg/L	k. A.	LfUG (2005) ^k	
Cd ^{c,d}	JD-UQN	0,08–0,25	µg/L	OW	OGewV (2016)	UQN Beurteilung chem. Zustand
Cd ^{c.d}	ZHK-UQN	0,45–1,5	μg/L	OW	OGewV (2016)	UQN Beurteilung chem. Zustand
Cd ^{c,e}	JD-UQN	0,08	µg/L	OW	OGewV (2016)	UQN Beurteilung chem. Zustand
Cd ^{c,e}	ZHK-UQN	0,45	µg/L	OW	OGewV (2016)	UQN Beurteilung chem. Zustand
Cd	GFS	0,5 ^f	µg/L	GW	LAWA (2004)	
Cd	TW	5	μg/L	TW	TrinkwV (2001)	Trinkwasser
Cd	SW	0,5 ^g	µg/L	GW	GrwV (2010)	
Cl	MW	< 200	mg/L	FG	OGewV (2016)	Anforderung ökol. Zustand/Potenzial
Со	QN-V	0,9+HG	μg/L	k. A.	LfUG (2005) ^k	
Со	GFS	8 ^f	µg/L	GW	LAWA (2004)	
Cr	JD-UQN	640	mg/kg ^a	FG	OGewV (2016)	UQN Beurt. ökol. Zustand/Potenzial
Cr ⁱ	GFS	7	μg/L	GW	LAWA (2004)	
Cr	TW	50	µg/L	TW	TrinkwV (2001)	Trinkwasser
Cu	JD-UQN	160	mg/kg ^a	FG	OGewV (2016)	UQN ökol. Zustand/Potenzial
Cu	GFS	14 ^f	µg/L	GW	LAWA (2004)	
Cu	TW	2000	µg/L	TW	TrinkwV (2001)	Trinkwasser
Fe	MW	< 0,7–1,8 ^h	mg/L	FG	OGewV (2016)	Anforderung ökol. Zustand/Potenzial
Hg ^c	ZHK-UQN	0,07	µg/L	OW	OGewV (2016)	UQN Beurteilung chem. Zustand
Hg	GFS	0,2 ^f	µg/L	GW	LAWA (2004)	
Hg	TW	1	µg/L	TW	TrinkwV (2001)	Trinkwasser
Hg	SW	0,2 ^g	µg/L	GW	GrwV (2010)	
Mn	TW	0,05	mg/L	TW	TrinkwV (2001)	Trinkwasser
Мо	QN-V	7+HG	µg/L	k. A.	LfUG (2005) ^k	
Мо	GFS	35 ^b	µg/L	GW	LAWA (2004)	
Ni ^c	JD-UQN	4	µg/L	OW	OGewV (2016)	UQN Beurteilung chem. Zustand
Ni ^c	ZHK-UQN	34	µg/L	OW	OGewV (2016)	UQN Beurteilung chem. Zustand
Ni	GFS	14 ^f	µg/L	GW	LAWA (2004)	
Ni	TW	20	µg/L	TW	TrinkwV (2001)	Trinkwasser
NO3	JD-UQN	50	mg/L	OW	OGewV (2016)	UQN Beurteilung chem. Zustand
Pb ^c	JD-UQN	1.2	ug/L	ow	OGewV (2016)	UON Beurteilung chem. Zustand







- ANLAGEN -

VITA-MIN

Stoff	Norm	Wert	Dim.	Gewässer	Grundlage	Geltungsbereich
Pb ^c	ZHK-UQN	14	μg/L	OW	OGewV (2016)	UQN Beurteilung chem. Zustand
Pb	GFS	7 ^f	μg/L	GW	LAWA (2004)	
Pb	TW	10	μg/L	TW	TrinkwV (2001)	Trinkwasser
Pb	SW	10 ^b	μg/L	GW	GrwV (2010)	
рН	Min-Max	6,5–8,5 ^h	-	FG	OGewV (2016)	Anforderung ökol. Zustand/Potenzial
Sb	QN-V	20	μg/L	k. A.	LfUG (2005) ^k	
Se	JD-UQN	3	μg/L	FG	OGewV (2016)	UQN Beurt. ökol. Zustand/Potenzial
Se	QN-V	2,5	μg/L	k. A.	LfUG (2005) ^k	
Sn	QN-V	3,5	μg/L	k. A.	LfUG (2005) ^k	
SO4	MW	<75–220 ^h	mg/L	FG	OGewV (2016)	Anforderung ökol. Zustand/Potenzial
SO4	SW	250 ^b	μg/L	GW	GrwV (2010)	
U	QN-V	1,5+HG	μg/L	k. A.	LfUG (2005) ^k	
U	GFS	5 ^j	μg/L	GW	LAWA (2004)	
U	TW	10	μg/L	TW	TrinkwV (2001)	
Zn	JD-UQN	800	mg/kg ^a	FG	OGewV (2016)	UQN Beurt. ökol. Zustand/Potenzial
Zn	GFS	58 ^f	μg/L	GW	LAWA (2004)	









10.2 BERGBAUBEEINFLUSSUNG VON GRUNDWASSERKÖRPERN

Tabelle 34: Grundwasserkörper mit schlechtem chemischen Zustand nach WRRL im Bewirtschaftungszeitraum 2015 mit Angabe der verursachenden Stoffe sowie Zuordnung der Bergbauregion. Einschränkung auf durch Bergbau verursachte Stoffe: As, Cd, Pb, Sulfat. Bbb: Bergbaubeeinflussung, BK: Braunkohlebergbau, OS: Ostsachsen, WS: Westsachsen, AB: Altbergbau, SK: Steinkohlebergbau.

GWK_ID	GWK_NAME	Fläche [km²]	As	Cd	Pb	SO4	Bbb
DEBB_SE 4-1	Schwarze Elster	115,37				х	BKOS
DESN_EL 1-1+2	Elbe	483,62				х	AB, SK
DESN_EL 1-9	Weißeritz	337,70		х			AB, SK
DESN_EL 2-4	Jahna	444,21				х	
DESN_FM 1	Obere Freiberger Mulde	528,99	х	х	х	х	AB
DESN_FM 3-2	Obere Flöha	335,42		х			AB
DESN_FM 4-2	Mittlere Zschopau	233,65	х	х			AB
DESN_FM 4-3	Obere Zschopau	376,56	х	х			AB
DESN_SAL GW 052	Großraum Leipzig	256,49				х	BKWS
DESN_SAL GW 058	Eulagebiet	216,66				х	BKWS
DESN_SAL GW 059	Weißelsterbecken mit Bergbaubeeinflussung	526,98	х	х	х	х	BKWS
DESN_SAL GW 060	Parthegebiet	284,12		x		х	BKWS
DESN_SE 1-1	Hoyerswerda	126,22	х			х	BKOS
DESN_SP 2-1	Niesky	500,14		х		х	BKOS
DESN_SP 3-1	Lohsa-Nochten	448,67	х	х		х	BKOS
DESN_VM 1-1	Lober-Leine	338,48				х	BKWS
DESN_VM 2-2	Strengbach	84,40				х	BKWS
DESN_ZM 1-1	Zwickau	156,79				х	AB, SK
DESN_ZM 1-2	Aue-Schlema	160,08	х			х	AB, SK
DESN_ZM 1-3	Schwarzwasser	286,05	х	х			AB
DESN_ZM 1-4	Eibenstock	447,58		х			AB
DESN_ZM 3-2	Chemnitz-1	240,76	х				AB
DEST_SAL GW 022	Hallesche und Köthener Moränenlandschaft	33,57				х	BKWS
DETH_SAL GW 054	Ronneburger Horst	10,43	х	x	x	х	











Abbildung 47: GWK mit schlechtem chemischen Zustand nach WRRL im Bewirtschaftungszeitraum 2015 für Sulfat sowie Zuordnung der Bergbauregion (bbb OWK).



Abbildung 48: GWK mit schlechtem chemischen Zustand nach WRRL im Bewirtschaftungszeitraum 2015 für Arsen sowie Zuordnung der Bergbauregion (bbb OWK).



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









Abbildung 49: GWK mit schlechtem chemischen Zustand nach WRRL im Bewirtschaftungszeitraum 2015 für Blei sowie Zuordnung der Bergbauregion (bbb OWK).



Abbildung 50: GWK mit schlechtem chemischen Zustand nach WRRL im Bewirtschaftungszeitraum 2015 für Cadmium sowie Zuordnung der Bergbauregion (bbb OWK).








10.3 BERGBAUBEEINFLUSSUNG VON OBERFLÄCHENWASSERKÖRPERN

Tabelle 35: Oberflächenwasserkörper mit Bergbaubeeinflussung und nicht gutem Zustand nach WRRL für den Bewirtschaftungszeitraum 2015. Mit Angabe der verursachenden Stoffe sowie Zuordnung der Bergbauregion. Bbb: Bergbaubeeinflussung, AB: Altbergbau, BK: Braunkohlebergbau, OS: Ostsachsen, WS: Westsachsen, SK: Steinkohlebergbau.

OWK_ID	OWK_NAME	Bbb	Pb	Cd	Ni	Fe	рΗ	SO ₄	As	Cu	Ag	Zn	Th
DESN_53218-1	Fleißenbach	AB		Cd									
DESN_53234-1	Zwota	AB		Cd					As	Cu		Zn	
DESN_532342	Brunndöbra	AB		Cd									
DESN_537116	Krippenbach	AB		Cd									
DESN_537132	Biela	AB		Cd									
DESN_5371328	Cunnersdorfer Bach	AB		Cd			pН						
DESN_5372-2	Weißeritz-2	AB		Cd									
DESN_5372-3b	Weißeritz-3b	AB, SK				Fe	рΗ						
DESN_537294	Wiederitz	AB, SK		Cd				SO_4					
DESN_5373152	Lotzebach	AB		Cd				SO_4					
DESN_537318	Lockwitzbach	AB		Cd									
DESN_53732-1	Triebisch-1	AB		Cd					As				
DESN_53732-2	Triebisch-2	AB		Cd				SO_4					
DESN_538-4	Schwarze Elster-4	BK-OS				Fe						Zn	
DESN_538134	Vincenzgraben	BK-OS		Cd	Ni		pН	SO_4					
DESN_538154	Schleichgraben	BK-OS					pН	SO_4	As				
DESN_54-2	Mulde-2	AB					pН		As				
DESN_54-3	Mulde-3	AB					pН			Cu		Zn	
DESN_54-4	Mulde-4	AB, SK			Ni	Fe			As			Zn	
DESN_54-5	Mulde-5	AB				Fe			As	Cu		Zn	
DESN_54-6	Mulde-6	AB		Cd					As			Zn	
DESN_54-7	Mulde-7	AB		Cd					As			Zn	
DESN_541116	Kleine Pyra	AB		Cd					As	Cu		Zn	
DESN_54116	Große Bockau	AB			Ni		pН						
DESN_541176	Bockauer Dorfbach	AB		Cd						Cu		Zn	
DESN_54118-2	Zschorlaubach	AB			Ni				As	Cu		Zn	
DESN_5412-2	Schwarzwasser-1	AB										Zn	
DESN_5412-3	Schwarzwasser-2	AB								Cu		Zn	
DESN_5412892	Oswaldbach	AB								Cu		Zn	
DESN_54134	Schlema	AB							As	Cu		Zn	
DESN_54152	Reinsdorfer Bach	AB, SK		Cd				SO_4				Zn	
DESN_541532	Planitzbach	AB, SK		Cd				SO_4				Zn	
DESN_541552	Marienthaler Bach	AB, SK		Cd	Ni			SO_4					
DESN_5416-1	Lungwitzbach-1	AB		Cd	Ni			SO_4				Zn	
DESN_5416-2	Lungwitzbach-2	AB		Cd	Ni			SO ₄	As			Zn	
DESN_54162	Hegebach	AB, SK		Cd	Ni			SO_4				Zn	
DESN_54166	Rödlitzbach	AB		Cd				SO ₄				Zn	
DESN_5418-1	Zwönitz-1	AB		Cd	Ni				As				
DESN_5418-2	Zwönitz-2	AB		Cd	Ni				As			Zn	
DESN 541814	Gornsdorfer Bach	AB		Cd	Ni	Fe		S0₄	As	Cu		Zn	







🕉 Vita-Min

OWK_	_ID	OWK_NAME	Bbb	Pb	Cd	Ni	Fe	рΗ	SO ₄	As	Cu	Ag	Zn	Th
DESN_	_541992	Kohlbach	AB		Cd				SO_4					
DESN	_542-2	Freiberger Mulde-2	AB		Cd									
DESN_	_542-3	Freiberger Mulde-3	AB		Cd					As	Cu		Zn	
DESN	_542-4	Freiberger Mulde-4	AB		Cd					As			Zn	
DESN_	_542-5	Freiberger Mulde-5	AB		Cd			pН		As			Zn	
DESN	_54216-1	Münzbach-1	AB		Cd		Fe			As	Cu		Zn	
DESN_	_54216-2	Münzbach-2	AB		Cd					As	Cu		Zn	
DESN_	_542192	Kleinwaltersdorfer Bach	AB		Cd					As				
DESN_	_54222	Sohrbach	AB		Cd									
DESN	_54224	Colmnitzbach	AB		Cd									
DESN_	_54226	Rodelandbach	AB		Cd									
DESN_	_5424-1	Große Striegis-1	AB							As				
DESN_	_542412	Erbisdorfer Wasser	AB		Cd					As	Cu		Zn	
DESN	_5426-1	Zschopau-1	AB		Cd	Ni					Cu		Zn	
DESN	_5426-2	Zschopau-2	AB										Zn	
DESN	_542614	Geyerbach	AB		Cd									
DESN	_542616-1	Greifenbach-1	AB		Cd			pН						
DESN	_542616-2	Greifenbach-2	AB		Cd	Ni		pН						
DESN	_54262	Sehma	AB								Cu		Zn	
DESN_ 1_CZ	_542634-	Pöhla-1	AB								Cu			
DESN	_542644	Jöhstädter SW	AB		Cd					As				
DESN	_542646	Haselbach	AB		Cd			pН						
DESN	_542654	Hüttenbach	AB		Cd	Ni							Zn	
DESN	_54266	Wilisch	AB							As	Cu		Zn	
DESN	_542662	Jahnsbach	AB								Cu		Zn	
DESN	_5426822	Seiffener Bach	AB							As	Cu			
DESN	_5426852	Rungstockbach	AB		Cd									
DESN_ 1a_CZ	_542686-	Schw. Pockau-1a	AB		Cd	Ni		pН						
DESN_ 1b	_542686-	Schw. Pockau-1b	AB		Cd			pН						
DESN	_542686-2	Schw. Pockau-2	AB		Cd			pН		As			Zn	
DESN_	_5426864	Rote Pockau	AB		Cd					As	Cu		Zn	
DESN	_54268642	Schlettenbach	AB		Cd									
DESN_	_549564	Graben aus Tie- fensee	BK-WS		Cd		Fe	pН						
DESN	_5496-2	Lober-2	BK-WS						SO_4				Zn	
DESN_	_5496-3	Lober-3	BK-WS				Fe		SO_4	As			Zn	
DESN	_5496-4	Lober-Leine-Kanal	BK-WS						SO_4	As			Zn	
DESN_	_54964	Strengebach	BK-WS				Fe	рΗ	SO_4					
DESN_	_54966	Sprödaer Bach	BK-WS						SO_4					
DESN	_54968-2	Leine-2	BK-WS						SO ₄					
DESN	_549686-2	Schadebach-2	BK-WS						SO ₄					
DESN	_549688	Rohrgraben	BK-WS						SO_4					
DESN	_549718-1	Gienickenbach	BK-WS						SO ₄					
DESN_	_566-11	Weiße Elster-11	BK-WS						SO ₄		Cu		Zn	



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



LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE



Seite | XIII

 Vita-Min

OWK_	_ID	OWK_NAME	Bbb	Pb	Cd	Ni	Fe	рΗ	SO ₄	As	Cu	Ag	Zn	Th
DESN	_566-8	Weiße Elster-8	BK-WS						SO_4					
DESN	_566-9	Weiße Elster-9	BK-WS						SO_4				Zn	
DESN	_566138	Triebel	AB		Cd									
DESN	_56618-1	Trieb-1	AB		Cd			pН						
DESN	_566186	Rabenbach	AB		Cd									
DESN	_5662-1	Göltzsch-1	AB		Cd			рΗ						
DESN	_56624	Plohnbach	AB		Cd					As	Cu		Zn	
DESN	_56658-1	Schnauder-1	BK-WS			Ni			SO ₄				Zn	
DESN	_566592	Profener ElsterMG	BK-WS						SO_4					
DESN	_566594	Krebsgraben	BK-WS						SO ₄					
DESN	_5666-4a	Pleiße-4a	BK-WS				Fe		SO_4				Zn	
DESN	_5666-4b	Pleiße-4b	BK-WS				Fe		SO ₄				Zn	
DESN	_56668-3	Wyhra-2	BK-WS				Fe		SO_4					
DESN	_566686	Bürschgraben	BK-WS						SO ₄					
DESN	_566688-4	Eula-4	BK-WS			Ni			SO_4					
DESN	_5666888	Saubach	BK-WS			Ni			SO ₄				Zn	
DESN	_566692-2	Göselbach-2	BK-WS						SO_4				Zn	
DESN	_5666924	Fipper	BK-WS			Ni			SO ₄					
DESN	_566694	KI. Pleiße MK	BK-WS			Ni			SO_4					
DESN	_566696	Floßgraben	BK-WS			Ni		рН	SO_4					
DESN	_566866	Pösgraben	BK-WS					рΗ	SO_4					
DESN	_56692	Neue Luppe	BK-WS						SO ₄				Zn	
DESN	_5669222	Zschampert	BK-WS						SO_4					
DESN	_56782	Strengbach	BK-WS						SO ₄					
DESN	_567822	Strickgraben	BK-WS						SO_4					
DESN	_582-4	Spree-4	BK-OS				Fe	рΗ	SO_4	As				
DESN	_58234	Rokotschingraben	BK-OS				Fe							
DESN	_58248-4	Weißer Schöps-4	BK-OS				Fe							
DESN	_582486	Neugraben	BK-OS				Fe							
DESN	_582488	Raklitza	BK-OS				Fe	рΗ						
DESN	_582494-2	Weigersdorfer Fließ-2	BK-OS				Fe							
DESN	_582512-1	Struga-1	BK-OS		Cd					As				
DESN	_582512-2	Struga-2	BK-OS			Ni		pН	SO ₄	As				
DESN	_58252-2	Kleine Spree-2	BK-OS			Ni	Fe	рН	SO_4	As				
DESN	_674-6	Lausitzer Neiße-6	BK-OS				Fe							
DESN	_67432-2	Pließnitz-2	BK-OS						SO ₄					
DESN	6743296	Gaule	BK-OS						SO ₄					
DESN	_67472	Legnitzka	BK-OS				Fe	pН	SO ₄					
DESN	_674722	Braunsteichgraben	BK-OS		Cd	Ni	Fe							











Abbildung 51: FG in Sachsen – ökologischer Zustand It. Bewirtschaftungsplan 2015 für bergbaubedingte flussgebietsspezifische Schadstoffe nach Anlage 6 OGewV (As, Ag, Cu, Th, Se, Zn) und Lage bergbaubeeinflusster OWK.



Abbildung 52: FG in Sachsen – ökologischer Zustand It. Bewirtschaftungsplan 2015 für bergbaubedingte allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten nach Anlage 7 OGewV (Sulfat, Eisen, pH-Wert) und Lage bergbaubeeinflusster OWK.



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



LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE



Seite | XV





Abbildung 53: FG in Sachsen – chemischer Zustand lt. Bewirtschaftungsplan 2015 für bergbaubedingte Umweltqualitätsnormen (Cd, Ni, Pb) und Lage bergbaubeeinflusster OWK.







10.4 KENNWERTE BESCHAFFENHEIT BERGBAUBEEINFLUSSTER GWK

Tabelle 36: Statistische Kennwerte der Beschaffenheit Bergbaubeeinflusster GWK. #: Anzahl Messstellen, pXX bzw. MW: xx %-Perzentil bzw. Mittelwert über die Mittelwerte (1990–2017) an den Messstellen eines GWK.

Parameter GWX Schwarze Eiker Eiker Eiker Eiker Bischwarze Lisseritz Bischwarze Jahna Multer Obere Probas Mittler Probas Obere Probas Mittler Schopau Obere Zschopau As # 1 33 4 10 18 9 5 8 As p10 µg/L 0,6 38,0 12,7 0,6 28,6 3,0 2,7 20,9 As p00 µg/L 0,6 0,4 2,4 0,4 0,4 0,4 0,6 0,4 Pb ## 17 171 10 23 43 18 10 17 Pb p10 µg/L 2,09 0,24 0,20 0,20 0,27 0,20 0,21 <			(GWK ID	DEBB_SE	DESN_EL	DESN_EL	DESN_EL	DESN_FM	DESN_FM	DESN_FM	DESN_FM
Parameter GWK Elber Weisseritz jahna Origin Outleg Foleha Zschopau Zschopau As # 1 33 4 10 18 9 5 8 As MW μg/L 0.6 38.0 12.7 0.6 28.6 3.0 2.7 20.9 As p90 μg/L 0.66 0.4 2.4 0.4 0.4 0.4 0.6 0.4 Bb p10 μg/L 1.5.2 3.28 0.91 73.47 0.71 1.55 3.08 Pb p90 μg/L 2.70 0.43 0.72 0.22 2.33 0.85 1.28 1.41 Cd mg/L 2.77 0.43 0.62 0.43 0.85 1.28 1.41 Cd p10 μg/L 0.74 0.03 0.11 0.07 0.06 0.15 Cd p10 mg/L 2.8 3 1.88					4-1 Schwarze	1-1+2	1-9	2-4		3-2 Ohere	4-2 Mittlere	4-3 Obere
As # 1 33 4 10 18 9 5 8 As MW µg/L 0.6 38,0 12,7 0.6 28,6 3,0 2,7 20,9 As p10 µg/L 0.6 0.4 2,4 0.4 0,4 0,4 0,6 0,4 As p90 µg/L 0.6 0.4 2,4 0,0 3,2,2 5,9 6,5 6,15 Pb # 17 171 10 23 43 18 10 17 Pb p00 µg/L 3,54 3,647 1,21 137 1,32 4,65 1,22 Cd # 17 170 10 23 43 18 10 17 Cd # 19 401 0,66 0,3 0,11 0,07 0,66 0,13 Cd p30 µg/L 7,48 0,44 0,02 0,30 <td< th=""><th>Parame</th><th>eter</th><th></th><th>GWK</th><th>Elster</th><th>Elbe</th><th>Weisseritz</th><th>Jahna</th><th>Mulde</th><th>Floeha</th><th>Zschopau</th><th>Zschopau</th></td<>	Parame	eter		GWK	Elster	Elbe	Weisseritz	Jahna	Mulde	Floeha	Zschopau	Zschopau
As MW µg/L 0.6 38.0 12.7 0.6 28.6 3.0 2.7 20.9 As p30 µg/L 0.6 0.4 2.4 0.4 0.4 0.6 0.4 As p30 µg/L 0.6 29.2 29.2 0.9 32.2 5.9 6.5 61.5 Pb #10 µg/L 15.42 3.23 8.78 0.91 73.47 0.71 1.55 3.08 Pb p10 µg/L 2.77 0.43 0.20 0.22 0.20 0.21	As	#			1	33	4	10	18	9	5	8
As p10 µg/L 0,6 0,4 2,4 0,4 0,4 0,6 0,4 As p90 µg/L 0,6 29,2 29,2 0,9 32,2 5,9 6,5 61,5 Pb # 17 171 171 171 171 171 171 171 171 172 0,21	As	MW	μg/L		0,6	38,0	12,7	0,6	28,6	3,0	2,7	20,9
hs p90 µg/L 0.6 29.2 29.2 0.9 32.2 5.9 6.5 61.5 Pb # 17 171 10 23 43 10 17 Pb MW µg/L 15,42 3,23 8,78 0,91 73,47 0,71 1,55 3,08 Pb p10 µg/L 2,09 0,24 0,20 0,27 0,21	As	p10	μg/L		0,6	0,4	2,4	0,4	0,4	0,4	0,6	0,4
bb # 17 171 10 23 43 18 10 17 Pb p10 µg/L 15,42 3,23 8,78 0,91 73,47 0,71 1,55 3,08 Pb p10 µg/L 35,10 5,08 36,47 1,21 137 1,32 4,65 1,22 Cd # 17 170 10 23 43 18 10 17 Cd MW µg/L 0,77 0,43 0,72 0,23 343 0,85 1,28 1,41 Cd p10 µg/L 7,40 0,95 1,85 0,41 607 1,61 3,62 3,45 Cl p10 mg/L 28 83 18 68 53 116 24 26 26 2 6 2 2 6 2 33 39 71 7 17 17 17 17 17 17	As	p90	μg/L		0,6	29,2	29,2	0,9	32,2	5,9	6,5	61,5
bb MW μg/L 15.42 3.23 8,78 0.91 73.47 0,71 1,55 3.08 Pb p10 μg/L 2,09 0.24 0.20 0.27 0.20 0.21 0.21 0.21 0.21 0.21 0.22 0.22 0.22 0.22 0.22 0.22 0.24 0.50 0.21 0.22 0.24 0.20 0.27 0.22 0.45 1.22 Cd # 17 170 10 23 43 18 10 17 Cd p10 µg/L 2,77 0.43 0,72 0.32 343 18 10 13 Cd p10 µg/L 2,48 0,40 0.06 0.03 0.11 0.07 0.06 0.15 Cd p90 µg/L 7,40 0,95 1,85 0,41 607 1,61 3,62 3,47 Cl p10 mg/L 444 150 27 <td< td=""><td>Pb</td><td>#</td><td></td><td></td><td>17</td><td>171</td><td>10</td><td>23</td><td>43</td><td>18</td><td>10</td><td>17</td></td<>	Pb	#			17	171	10	23	43	18	10	17
pb p10 μg/L 2.09 0.24 0.20 0.27 0.20 0.21 0.21 Pb p90 μg/L 35,10 5.08 36,47 1,21 137 1,32 4,65 1,21 Cd # 17 170 10 23 343 18 10 17 Cd MW μg/L 2.77 0.43 0.72 0.32 343 0.85 1,28 1.41 Cd p10 μg/L 0.48 0.04 0.06 0.03 0.11 0.07 0.06 0.15 Cd p90 μg/L 74.40 0.95 1.85 0.41 667 1.61 3.62 3.47 Cl MW mg/L 28 83 18 68 53 16 24 26 26 Cl p10 mg/L 445 1.96 0.53 0.17 4.12 0.36 0.45 0.08 Fe <	Pb	MW	μg/L		15,42	3,23	8,78	0,91	73,47	0,71	1,55	3,08
b p90 µg/L 35,10 5,08 36,47 1,21 137 1,32 4,65 1,22 Cd # 17 170 10 23 43 0,85 1,28 1,41 Cd p90 µg/L 0,48 0,04 0,06 0,03 0,11 0,07 0,06 0,15 Cd p90 µg/L 7,40 0,95 1,85 0,41 607 1,61 3,62 3,47 Cl p90 µg/L 28 83 18 68 53 16 24 26 Cl p90 mg/L 44 150 27 106 86 33 971 Fe # 19 380 10 25 40 17 7 17 Fe # 19 380 0,03 0,03 0,03 0,03 0,03 0,03 0,03 0,03 0,02 1,13 0,17 1,13	Pb	p10	μg/L		2,09	0,24	0,20	0,20	0,27	0,20	0,21	0,21
$ \begin{array}{cccccccccccccccccccccccccccccccccccc$	Pb	p90	μg/L		35,10	5,08	36,47	1,21	137	1,32	4,65	1,22
$ \begin{array}{c c c c c c c c c c c c c c c c c c c $	Cd	#			17	170	10	23	43	18	10	17
$\begin{array}{c c c c c c c c c c c c c c c c c c c $	Cd	MW	μg/L		2,77	0,43	0,72	0,32	343	0,85	1,28	1,41
$\begin{array}{c c c c c c c c c c c c c c c c c c c $	Cd	p10	μg/L		0,48	0,04	0,06	0,03	0,11	0,07	0,06	0,15
Cl # 19 401 10 56 42 18 10 18 Cl p10 mg/L 9 28 7 25 9 2 6 2 Cl p90 mg/L 44 150 27 106 86 33 39 71 Fe # 19 380 10 25 40 17 7 17 Fe # 19 34,94 0,02 0,03 0,03 0,03 0,03 0,003 0,003 0,003 0,02 0,07 1,13 0,17 Fe p10 mg/L 1366 3,29 1,36 0,19 3,90 0,17 1,13 0,17 1 17 0 17 17 17 17 17 17 17 17 17 18 10 18 10 18 10 18 10 18 10 18 10 15	Cd	p90	μg/L		7,40	0,95	1,85	0,41	607	1,61	3,62	3,47
$\begin{array}{c c c c c c c c c c c c c c c c c c c $	Cl	#			19	401	10	56	42	18	10	18
$\begin{array}{c c c c c c c c c c c c c c c c c c c $	Cl	MW	mg/L		28	83	18	68	53	16	24	26
$\begin{array}{c c c c c c c c c c c c c c c c c c c $	Cl	p10	mg/L		9	28	7	25	9	2	6	2
Fe # 19 380 10 25 40 17 7 17 Fe MW mg/L 34,94 1,96 0,53 0,17 4,12 0,36 0,45 0,08 Fe p90 mg/L 34,94 0,02 0,03 17 7 17 17 17 17 17 17 18 18 10 18 10	Cl	p90	mg/L		44	150	27	106	86	33	39	71
Fe MW mg/L 445 1,96 0,53 0,17 4,12 0,36 0,45 0,08 Fe p10 mg/L 34,94 0,02 0,03 20 30 17 7 17 17 17 17 17 17 17 18 0 188 103 1820 303 120 may 583 N03 may	Fe	#			19	380	10	25	40	17	7	17
Fe p10 mg/L 34,94 0,02 0,03 0,01 1,13 0,17 1,13 0,17 LF # 18 151 9 29 30 17 7 17 LF p10 µS/cm 602 556 157 601 201 90 222 57 LF p90 µS/cm 5200 1324 438 1303 1820 357 390 583 NO3 # 19 410 10 58 41 18 10 18 NO3 p90 mg/L 1,2 84,8 45,0 145,2 59,0 26,3 26,8 28,7 pH mf	Fe	MW	mg/L		445	1,96	0,53	0,17	4,12	0,36	0,45	0,08
Fe p90 mg/L 1366 3,29 1,36 0,19 3,90 0,17 1,13 0,17 LF # 18 151 9 29 30 17 7 17 LF MW µS/cm 2355 943 264 979 724 206 308 255 LF p10 µS/cm 5200 1324 438 1303 1820 357 390 583 NO3 # 19 410 10 58 41 18 10 18 NO3 mg/L 0,6 42,6 16,5 68,1 26,3 13,7 17,6 13,2 NO3 p90 mg/L 1,2 81,8 45,0 145,2 59,0 26,3 26,8 28,7 PH # 19 364 10 25 34 14 7 14 PH p10<[-]	Fe	p10	mg/L		34,94	0,02	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,02
$\begin{array}{c c c c c c c c c c c c c c c c c c c $	Fe	p90	mg/L		1366	3,29	1,36	0,19	3,90	0,17	1,13	0,17
$\begin{array}{c c c c c c c c c c c c c c c c c c c $	LF	#			18	151	9	29	30	17	7	17
$\begin{array}{c c c c c c c c c c c c c c c c c c c $	LF	MW	μS/cm		2355	943	264	979	724	206	308	255
$ \begin{array}{c c c c c c c c c c c c c c c c c c c $	LF	p10	μS/cm		602	556	157	601	201	90	222	57
NO3 # 19 410 10 58 41 18 10 18 NO3 MW mg/L 0,6 42,6 16,5 68,1 26,3 13,7 17,6 13,2 NO3 p10 mg/L 0,2 6,4 1,2 20,8 4,0 2,8 3,3 2,8 NO3 p90 mg/L 1,2 81,8 45,0 145,2 59,0 26,3 26,8 28,7 pH # 19 364 10 25 34 14 7 14 pH MW [-] 5,1 6,6 6,4 6,8 6,0 5,1 6,3 5,9 pH p10 [-] 5,9 7,0 7,5 7,1 7,0 6,8 7,2 7,3 Eh # 19 365 10 46 32 12 6 9 Eh MW mV 271 406 3	LF	p90	μS/cm		5200	1324	438	1303	1820	357	390	583
NO3 MW mg/L 0,6 42,6 16,5 68,1 26,3 13,7 17,6 13,2 NO3 p10 mg/L 0,2 6,4 1,2 20,8 4,0 2,8 3,3 2,8 NO3 p90 mg/L 1,2 81,8 45,0 145,2 59,0 26,3 26,8 28,7 pH # 19 364 10 25 34 14 7 14 pH MW [-] 5,1 6,6 6,4 6,8 6,0 6,1 6,7 6,4 pH p10 [-] 4,1 6,2 5,0 6,0 5,0 5,1 6,3 5,9 pH p90 [-] 5,9 7,0 7,5 7,1 7,0 6,8 7,2 7,3 Eh # 19 365 10 46 32 12 6 9 Eh p10 mV 157	NO3	#			19	410	10	58	41	18	10	18
NO3 p10 mg/L 0,2 6,4 1,2 20,8 4,0 2,8 3,3 2,8 NO3 p90 mg/L 1,2 81,8 45,0 145,2 59,0 26,3 26,8 28,7 pH # 19 364 10 25 34 14 7 14 pH MW [-] 5,1 6,6 6,4 6,8 6,0 6,1 6,7 6,4 pH p10 [-] 4,1 6,2 5,0 6,0 5,0 5,1 6,3 5,9 pH p90 [-] 5,9 7,0 7,5 7,1 7,0 6,8 7,2 7,3 Eh # 19 365 10 46 32 12 6 9 Eh MW mV 271 406 362 409 421 414 369 389 Eh p10 mV 157 17	NO3	MW	mg/L		0,6	42,6	16,5	68,1	26,3	13,7	17,6	13,2
NO3 p90 mg/L 1,2 81,8 45,0 145,2 59,0 26,3 26,8 28,7 pH # 19 364 10 25 34 14 7 14 pH MW [-] 5,1 6,6 6,4 6,8 6,0 6,1 6,7 6,4 pH p10 [-] 4,1 6,2 5,0 6,0 5,0 5,1 6,3 5,9 pH p90 [-] 5,9 7,0 7,5 7,1 7,0 6,8 7,2 7,3 Eh # 19 365 10 46 32 12 6 9 Eh MW mV 271 406 362 409 421 414 369 389 Eh p10 mV 157 179 277 276 222 359 284 338 Eh p90 mV 388 563 <td>NO3</td> <td>p10</td> <td>mg/L</td> <td></td> <td>0,2</td> <td>6,4</td> <td>1,2</td> <td>20,8</td> <td>4,0</td> <td>2,8</td> <td>3,3</td> <td>2,8</td>	NO3	p10	mg/L		0,2	6,4	1,2	20,8	4,0	2,8	3,3	2,8
pH # 19 364 10 25 34 14 7 14 pH MW [-] 5,1 6,6 6,4 6,8 6,0 6,1 6,7 6,4 pH p10 [-] 4,1 6,2 5,0 6,0 5,0 5,1 6,3 5,9 pH p90 [-] 5,9 7,0 7,5 7,1 7,0 6,8 7,2 7,3 Eh # 19 365 10 46 32 12 6 9 Eh # 19 365 10 46 32 12 6 9 Eh # 19 365 10 46 32 12 6 9 Eh p10 mV 157 179 277 276 222 359 284 338 Eh p90 mV 388 563 473 531 573 457 430 434 O2 # 19 373 10 50 </td <td>NO3</td> <td>p90</td> <td>mg/L</td> <td></td> <td>1,2</td> <td>81,8</td> <td>45,0</td> <td>145,2</td> <td>59,0</td> <td>26,3</td> <td>26,8</td> <td>28,7</td>	NO3	p90	mg/L		1,2	81,8	45,0	145,2	59,0	26,3	26,8	28,7
pH MW [-] 5,1 6,6 6,4 6,8 6,0 6,1 6,7 6,4 pH p10 [-] 4,1 6,2 5,0 6,0 5,0 5,1 6,3 5,9 pH p90 [-] 5,9 7,0 7,5 7,1 7,0 6,8 7,2 7,3 Eh # 19 365 10 46 32 12 6 9 Eh MW mV 271 406 362 409 421 414 369 389 Eh p10 mV 157 179 277 276 222 359 284 338 Eh p90 mV 388 563 473 531 573 457 430 434 O2 # 19 373 10 50 38 17 7 17 O2 p10 mg/L 0,1 0,3	рн	#	<u> </u>		19	364	10	25	34	14	/	14
pH p10 [-] 4,1 6,2 5,0 6,0 5,0 5,1 6,3 5,9 pH p90 [-] 5,9 7,0 7,5 7,1 7,0 6,8 7,2 7,3 Eh # 19 365 10 46 32 12 6 9 Eh MW mV 271 406 362 409 421 414 369 389 Eh p10 mV 157 179 277 276 222 359 284 338 Eh p90 mV 388 563 473 531 573 457 430 434 O2 # 19 373 10 50 38 17 7 17 O2 MW mg/L 0,3 3,8 5,8 5,3 7,5 6,4 6,7 9,5 O2 p10 mg/L 0,1 0,3	рн	MW	[-]		5,1	6,6	6,4	6,8	6,0	6,1	6,7	6,4
pH p90 [-] 5,9 7,0 7,5 7,1 7,0 6,8 7,2 7,3 Eh # 19 365 10 46 32 12 6 9 Eh MW mV 271 406 362 409 421 414 369 389 Eh p10 mV 157 179 277 276 222 359 284 338 Eh p90 mV 388 563 473 531 573 457 430 434 O2 # 19 373 10 50 38 17 7 17 O2 MW mg/L 0,3 3,8 5,8 5,3 7,5 6,4 6,7 9,5 O2 p10 mg/L 0,1 0,3 1,9 1,3 1,6 2,2 3,1 7,5 O2 p90 mg/L 0,3 7,8	рн	p10	[-]		4,1	6,2	5,0	6,0	5,0	5,1	6,3	5,9
En#193651046321269EhMWmV271406362409421414369389Ehp10mV157179277276222359284338Ehp90mV388563473531573457430434O2#1937310503817717O2MWmg/L0,33,85,85,37,56,46,79,5O2p10mg/L0,10,31,91,31,62,23,17,5O2p90mg/L0,37,89,78,610,99,89,210,7SO4#19408105842181018SO4p10mg/L2421151110426243712SO4p90mg/L43703395127166968118103T#19382102743181017	рн	p90	[-]		5,9	7,0	/,5	/,1	7,0	12	7,2	/,3
EnMWMV271406362405421414369389Ehp10mV157179277276222359284338Ehp90mV388563473531573457430434O2#1937310503817717O2MWmg/L0,33,85,85,37,56,46,79,5O2p10mg/L0,10,31,91,31,62,23,17,5O2p90mg/L0,37,89,78,610,99,89,210,7SO4#19408105842181018SO4p10mg/L2421151110426243712SO4p90mg/L43703395127166968118103T#19382102743181017		# N/\\\/	m\/		271	305	262	40	32	12	260	200
Enp10mV137179277276222339284338Ehp90mV388563473531573457430434O2#1937310503817717O2MWmg/L0,33,85,85,37,56,46,79,5O2p10mg/L0,10,31,91,31,62,23,17,5O2p90mg/L0,37,89,78,610,99,89,210,7SO4#19408105842181018SO4p10mg/L169723237190317427448SO4p10mg/L2421151110426243712SO4p90mg/L43703395127166968118103T#19382102743181017		n10	m\/		157	400	302	409	421	250	209	209
En ps0 mv 388 365 473 351 573 437 430 434 O2 # 19 373 10 50 38 17 7 17 O2 MW mg/L 0,3 3,8 5,8 5,3 7,5 6,4 6,7 9,5 O2 p10 mg/L 0,1 0,3 1,9 1,3 1,6 2,2 3,1 7,5 O2 p90 mg/L 0,3 7,8 9,7 8,6 10,9 9,8 9,2 10,7 SO4 # 19 408 10 58 42 18 10 18 SO4 MW mg/L 1697 232 37 190 317 42 74 48 SO4 p10 mg/L 242 115 11 104 26 24 37 12 SO4 p90 mg/L 4370 339 51 271 669 68 118 103 T #		p10	m\/		200	E62	Z// 472	E 210	E 72	359	284	338
O2 # 19 373 10 30 38 17 7 17 O2 MW mg/L 0,3 3,8 5,8 5,3 7,5 6,4 6,7 9,5 O2 p10 mg/L 0,1 0,3 1,9 1,3 1,6 2,2 3,1 7,5 O2 p90 mg/L 0,3 7,8 9,7 8,6 10,9 9,8 9,2 10,7 SO4 # 19 408 10 58 42 18 10 18 SO4 MW mg/L 1697 232 37 190 317 42 74 48 SO4 p10 mg/L 242 115 11 104 26 24 37 12 SO4 p90 mg/L 4370 339 51 271 669 68 118 103 T # 19 382 10 27 43 18 10 17		μ90 #	IIIV		10	202	4/5	551	275	457	450	454
O2 NW Ing/L 0,3 3,8 3,7 3,16 2,2 3,1 7,5 3,1 7,5 3,1 7,5 3,1 7,5 3,1 7,5 3,1 7,5 3,1 7,5 3,1 7,5 3,1 7,5 3,1 7,5 3,1 7,5 3,1 7,5 3,1 7,5 3,1 <td>02</td> <td># N/\\\/</td> <td>mg/l</td> <td></td> <td>19</td> <td>2/5</td> <td>10</td> <td>50</td> <td></td> <td> 6.4</td> <td>67</td> <td>0.5</td>	02	# N/\\\/	mg/l		19	2/5	10	50		 6.4	67	0.5
O2 p10 mg/L 0,1 0,3 1,3 1,3 1,0 2,2 3,1 1,3 O2 p90 mg/L 0,3 7,8 9,7 8,6 10,9 9,8 9,2 10,7 SO4 # 19 408 10 58 42 18 10 18 SO4 MW mg/L 1697 232 37 190 317 42 74 48 SO4 p10 mg/L 242 115 11 104 26 24 37 12 SO4 p90 mg/L 4370 339 51 271 669 68 118 103 T # 19 382 10 27 43 18 10 17	02	n10	mg/L		0,3	3,0	1.0	1.2	1,5	0,4	2 1	75
O2 ps0 mg/L 0,3 7,8 9,7 8,0 10,5 9,8 9,2 10,7 SO4 # 19 408 10 58 42 18 10 18 SO4 # 19 408 10 58 42 18 10 18 SO4 MW mg/L 1697 232 37 190 317 42 74 48 SO4 p10 mg/L 242 115 11 104 26 24 37 12 SO4 p90 mg/L 4370 339 51 271 669 68 118 103 T # 19 382 10 27 43 18 10 17	02	p10	mg/L		0,1	0,3	1,9	2,5	10.0	2,2	0.2	10.7
SO4 # 13 403 10 36 42 18 10 18 SO4 MW mg/L 1697 232 37 190 317 42 74 48 SO4 p10 mg/L 242 115 11 104 26 24 37 12 SO4 p90 mg/L 4370 339 51 271 669 68 118 103 T # 19 382 10 27 43 18 10 17	SO4	μ90 #	iiig/ L		10,5	/,0	<u> </u>	58	10,9	9,0 19	9,2 10	10,7
SO4 MW Mg/L 1037 232 57 150 517 42 74 438 SO4 p10 mg/L 242 115 11 104 26 24 37 12 SO4 p90 mg/L 4370 339 51 271 669 68 118 103 T # 19 382 10 27 43 18 10 17	<u> </u>	# N/\\\/	mg/l		1607	222	37	100	317	10	7/	10
SO4 p10 Img/L 242 III IO4 20 24 S7 II2 SO4 p90 mg/L 4370 339 51 271 669 68 118 103 T # 19 382 10 27 43 18 10 17	SO4	n10	mg/L		242	115	11	104	26		37	12
T # 19 382 10 27 43 18 10 17	SO4	n90	mg/L		/1270	330	51	271	660	62	110	102
· · · · · · · · · · · · · · · · · · ·	т	#	g/ ⊑		10	282	10	271	12	19	10	103
T MW °C 12 12 10 11 11 9 10 9	T	MW/	°C		12	12	10	11	43	0	10	Q
T = 10 °C 11 11 6 10 8 8 7 6	т	n10	°C		11	11	6	10	8	2 2	7	6
T p90 °C 13 13 14 12 12 11 11 11	T	p90	°C		13	13	14	10	12	11	11	11







Tabelle 37: Fortsetzung von Tabelle 36,

		GWK ID	DESN_SAL GW 052	DESN_SAL GW 058	DESN_SAL GW 059	DESN_SAL GW 060	DESN_SE 1-1	DESN_SP 2-1	DESN_SP 3-1	DESN_VM 1-1
Para	neter	GWK	Grossraum Leipzig	Eulagebiet	Weisselsterbecken	Parthegebiet	Hoyerswerda	Niesky	Lohsa Nochten	Lober Leine
As	#		17	4	8	16	1	9	2	9
As	MW	μg/L	1,3	0,5	2,2	1,6	0,6	0,5	0,5	3,1
As	p10	μg/L	0,4	0,4	0,4	0,4	0,6	0,4	0,4	0,4
As	p90	μg/L	4,2	0,8	4,8	5,1	0,6	0,7	0,7	9,8
Pb	#		104	14	568	66	9	36	35	137
Pb	MW	μg/L	2,02	1,81	13,82	3,27	6,78	8,21	10,14	5,32
Pb	p10	μg/L	0,40	0,25	1,00	0,22	0,65	0,65	5,75	0,82
Pb	p90	μg/L	2,78	4,72	28,11	3,84	10,96	10,00	12,18	10,50
Cd	#		104	14	571	66	9	36	40	136
Cd	MW	μg/L	0,22	1,00	9,39	0,76	1,93	0,90	1,07	1,15
Cd	p10	μg/L	0,05	0,09	0,47	0,07	0,04	0,15	0,50	0,10
Cd	p90	μg/L	0,24	0,61	6,98	1,77	5,42	2,09	1,91	2,40
Cl	#		171	16	766	85	13	72	82	243
Cl	MW	mg/L	91	42	107	63	29	21	33	131
Cl	p10	mg/L	29	20	16	14	10	4	5	19
Cl	p90	mg/L	160	73	160	112	49	38	47	126
Fe	#		103	15	754	67	15	55	82	239
Fe	MW	mg/L	1,97	4,37	168	7,88	113	59,92	111	6,61
Fe	p10	mg/L	0,03	0,03	0,26	0,03	6,76	0,04	4,86	0,07
Fe	p90	mg/L	6,20	7,64	373	25,08	333	68,31	255	11,18
LF	#		163	11	71	65	15	37	39	29
LF	MW	μS/cm	1329	823	1695	839	1130	657	1043	1362
LF	p10	μS/cm	865	551	2	499	450	178	435	839
LF	p90	μS/cm	1773	1096	3328	1212	1829	1345	1936	1749
NO3	#		173	16	763	85	14	72	79	243
NO3	MW	mg/L	18,8	40,3	4,8	44,9	2,2	9,0	0,8	16,9
NO3	p10	mg/L	0,3	0,4	0,4	3,5	0,2	0,3	0,2	0,4
NO3	p90	mg/L	51,0	129,1	7,4	104,9	1,7	18,6	1,9	47,5
рН	#		175	13	775	63	13	38	42	248
рН	MW	[-]	6,9	6,4	6,2	6,1	5,5	6,1	5,5	6,6
рН	p10	[-]	6,6	5,5	4,9	5,5	4,6	5,4	4,4	5,9
рΗ	p90	[-]	7,2	7,1	7,0	7,1	6,5	6,7	6,3	7,1
Eh	#		175	13	780	84	13	36	42	248
Eh	MW	mV	233	300	196	373	225	366	267	171
Eh	p10	mV	56	144	-4	134	136	233	192	55
Eh	p90	mV	380	431	359	562	315	483	318	305
02	#		176	14	781	83	13	39	43	248
02	MW	mg/L	2,1	3,3	1,4	4,1	0,3	3,6	0,2	1,3
02	p10	mg/L	0,1	0,3	0,2	0,3	0,1	0,1	0,1	0,2
02	p90	mg/L	5,3	7,9	3,3	9,5	0,3	8,9	0,3	4,0
SO4	#		172	16	773	84	14	72	82	243
SO4	MW	mg/L	455	258	1367	271	624	227	571	474
SO4	p10	mg/L	183	116	259	141	173	32	46	117
SO4	p90	mg/L	660	427	2627	445	1158	270	1226	840
Т	#		176	14	786	70	15	39	42	248
Т	MW	°C	12	11	12	11	11	11	11	11
Т	p10	°C	11	10	10	10	10	10	10	10
Т	p90	°C	13	12	14	12	12	12	12	12







Tabelle 38: Fortsetzung von Tabelle 36,

		GW K ID	DESN_VM 2-2	DESN_Z M 1-1	DESN_Z M 1-2	DESN_ZM 1-3	DESN_ZM 1-4	DESN_ZM 3-2	DEST_SAL GW 022	DETH_SAL GW 054
Paraı ter	me-	GW K	Streng- bach	Zwickau	Aue Schlema	Schwarzwas- ser	Eiben- stock	Chem- nitz-1	H/K Moränen- landsch.	Ronnebur- ger
٨٥	#		2	10	<u> </u>	10	17	10	0	Horst
	# N/\\/	σ/I	0.4	33 /	2	8.8	2.2	18.0	0	0
	n10	μg/L μσ/Ι	0,4	1 1	2,8	0.4	0.4	10,9		
Δς	n90	μ <u>σ/</u> ι	0,5	89./	0,9	18.7	6.3	1,9		
Ph	#	µ6/ ⊑	16	40	70	36	37	21	0	2
Ph	MW	uø/l	11 79	3 82	4 98	1 59	4 02	5 46	0	1 76
Ph	n10	110/I	0.43	0.31	0.50	0.24	0.25	0 34		1,70
Ph	n90	110/I	21 25	5 24	6 17	3.96	10 10	1 13		1.82
Cd	#	µ6/ ⊑	16	40	68	36	37	27	0	2
Cd	MW	ug/l	1.38	1.65	0.99	2.46	0.28	0.26		0.09
Cd	p10	ug/L	0.08	0.06	0,33	0.09	0.06	0.07		0.05
Cd	p90	ug/L	3.00	5.77	1.19	4.46	0.74	0.43		0.13
CL	#	ro/ -	43	45	70	36	37	42	5	2
CI	MW	mg/ L	87	338	31	13	19	152	76	32
Cl	p10	mg/	19	19	5	2	1	11	37	13
CI	p90	mg/	120	497	72	36	44	297	110	50
Fe	#	<u> </u>	43	42	69	34	37	28	5	2
Fe	MW	mg/	40,54	1,74	1,04	0,46	0,46	2,08	3,06	0,11
Fe	p10	mg/	0,12	0,03	0,02	0,03	0,03	0,03	2,08	0,09
Fe	p90	mg/	43,17	7,35	5,05	1,02	0,95	5,73	3,94	0,13
LE	#	<u> </u>	5	36	10	31	35	34	0	2
LF	MW	uS/cm	1443	1955	271	218	139	1023		571
I F	p10	uS/cm	1233	476	179	83	44	415		460
	p90	uS/cm	1625	3509	427	329	305	1608		681
NO3	#	P 7	43	45	70	36	37	42	5	2
NO3	MW	mg/	21,7	19,1	13,1	6,6	10,6	14,8	0,5	11,8
NO3	p10	mg/	0,4	0,6	0,9	1,0	0,7	0,3	0,4	8,9
NO3	p90	mg/ L	69,0	42,5	33,5	11,9	22,7	35,6	0,6	14,7
рН	#		42	45	69	34	35	36	5	2
рН	MW	[-]	6,7	7,0	6,4	6,0	5,0	6,7	7,0	6,3
рН	p10	[-]	6,0	6,5	5,6	5,0	3,6	5,8	6,8	6,0
рН	p90	[-]	7,1	7,6	6,9	7,2	6,5	7,6	7,1	6,6
Eh	#		43	42	68	28	18	36	5	2
Eh	MW	mV	177	291	387	381	435	343	128	409
Eh	p10	mV	78	162	159	286	330	214	117	395
Eh	p90	mV	286	420	511	463	551	418	143	423
02	#		43	45	68	35	33	42	5	2
02	MW	mg/ L	1,4	3,0	5,4	8,2	6,6	2,5	0,6	3,5
02	p10	mg/ L	0,3	0,3	1,8	5,5	2,4	0,0	0,3	2,0
02	p90	mg/ L	5,0	6,9	8,9	10,7	10,1	6,4	1,0	5,0
SO4	#		43	45	70	36	37	42	5	2
SO4	MW	mg/	701	409	547	60	21	123	406	160





LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE



Seite | XIX



		L								
SO4	p10	mg/ L	88	31	45	23	2	19	178	104
SO4	p90	mg/ L	1700	953	1176	80	44	271	629	216
Т	#		43	44	70	36	37	42	5	2
Т	MW	°C	11	12	12	9	9	11	11	10
Т	p10	°C	10	10	9	7	8	9	11	10
Т	p90	°C	12	14	15	11	11	13	11	10



Abbildung 54: Grad der Überschreitung des Schwellenwertes der GrwV für Sulfat in den langjährigen Mittelwerten (1990–2017) der Grundwassermessstellen des GWK.















Abbildung 56: Grad der Überschreitung des Schwellenwertes der GrwV für Blei in den langjährigen Mittelwerten (1990–2017) der Grundwassermessstellen des GWK.



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



LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE



Seite | XXI









Abbildung 58: Spannweite (10 %-Perzentil – 90 %-Perzentil) der langjährigen Mittelwerte (1990–2017) an Grundwassermessstellen der 24 Bergbaubeeinflussten GWK. Teil 1.











Abbildung 59: Spannweite (10 %-Perzentil – 90 %-Perzentil) der langjährigen Mittelwerte (1990–2017) an Grundwassermessstellen der 24 Bergbaubeeinflussten GWK. Teil 2.



Abbildung 60: Spannweite (10 %-Perzentil – 90 %-Perzentil) der langjährigen Mittelwerte (1990–2017) an Grundwassermessstellen der 24 Bergbaubeeinflussten GWK. Teil 3.















Abbildung 62: Spannweite (10 %-Perzentil – 90 %-Perzentil) der langjährigen Mittelwerte (1990–2017) an Grundwassermessstellen der 24 Bergbaubeeinflussten GWK. Teil 5.











Abbildung 63: Spannweite (10 %-Perzentil – 90 %-Perzentil) der langjährigen Mittelwerte (1990–2017) an Grundwassermessstellen der 24 Bergbaubeeinflussten GWK. Teil 6.



Abbildung 64: Spannweite (10 %-Perzentil – 90 %-Perzentil) der langjährigen Mittelwerte (1990–2017) an Grundwassermessstellen der 24 Bergbaubeeinflussten GWK. Teil 7.











Abbildung 65: Spannweite (10 %-Perzentil – 90 %-Perzentil) der langjährigen Mittelwerte (1990–2017) an Grundwassermessstellen der 24 Bergbaubeeinflussten GWK. Teil 8.



Abbildung 66: Spannweite (10 %-Perzentil – 90 %-Perzentil) der langjährigen Mittelwerte (1990–2017) an Grundwassermessstellen der 24 Bergbaubeeinflussten GWK. Teil 9.















Abbildung 68: Spannweite (10 %-Perzentil – 90 %-Perzentil) der langjährigen Mittelwerte (1990–2017) an Grundwassermessstellen der 24 Bergbaubeeinflussten GWK. Teil 11.















Abbildung 70: Spannweite (10 %-Perzentil – 90 %-Perzentil) der langjährigen Mittelwerte (1990–2017) an Grundwassermessstellen der 24 Bergbaubeeinflussten GWK. Teil 13.













LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE



Seite | XXIX

10.5 KENNWERTE BESCHAFFENHEIT BERGBAUBEEINFLUSSTER OWK

		Anzan		Anzah	I OWK	mit	Messst	ellen fü	r Para	neter:			
Anzahl MST	Cu < 0,063 mm	Ni ges	As < 0,063 mm	Cd ges	Cr < 0,063 mm	Fe ges	Pb ges	Zn < 0,063 mm	SO4 gel	NO3-N gel	02	LF20	Hd
0	45	1	39	0	6	0	0	39	0	0	0	0	0
1	77	121	70	46	45	46	47	70	28	28	28	28	28
2	0	0	9	21	20	19	18	9	19	19	19	19	19
3	0	0	3	20	23	21	21	3	20	20	19	19	19
4	0	0	0	17	10	18	18	0	13	13	13	13	13
5	0	0	1	3	3	3	3	1	11	11	13	12	12
6	0	0	0	3	5	3	3	0	8	8	7	7	7
7	0	0	0	3	2	3	3	0	5	5	5	5	5
8	0	0	0	2	2	3	2	0	4	4	4	4	4
9	0	0	0	1	2	0	1	0	3	3	3	3	3
10	0	0	0	1	1	1	1	0	3	3	3	2	3
11	0	0	0	2	1	2	2	0	3	3	3	4	3
12	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1
13	0	0	0	2	1	2	2	0	1	1	1	2	2
14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
15	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0
16	0	0	0	1	0	1	1	0	1	1	2	2	2
17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1
20	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
Σ	122	122	122	122	122	122	122	122	122	122	122	122	122

Tabelle 39: Anzahl der OWK mit Umfang der Datenmenge je Parameter.









Tabelle 40: Mittelwerte (2000-2017) je bergbaubeeinflusstem OWK und Parameter. LeereZellen: keine Messwerte. MG: Mühlgraben.

OWK_ID	Parameter	Cu	Ni	As	Cd	Cr	Fe	Pb	Zn	SO4	NO3-	02	LF20	рН
	Kompartiment	< 0,063 mm	ges	< 0,063 mm	ges	< 0,063 mm	ges	ges	< 0,063 mm	gel	gel			
	Dimension	mg/kg	µg/L	mg/kg	µg/L	mg/kg	mg/L	Hg/L	mg/kg	mg/L	mg/L	mg/L	µS/cm	
DESN_53218-1	Fleißenbach		4,00	41,0	0,19	3,49	0,49	1,14	390	40,6	1,66	10,6	247	7,18
DESN_53234-1	Zwota	250	9,27	118	0,18	2,85	0,51	1,57	1022	26,6	0,93	11,0	145	7,07
DESN_532342	Brunndöbra		9,12		0,24	3,72	0,70	1,10		26,2	0,85	8,60	118	6,36
DESN_537116	Krippenbach	59,3	5,10	15,9	0,11	3,60	0,30	1,06	359	50,6	2,72	11,1	194	7,31
DESN_537132	Biela	49,3	3,65	26,0	0,10	2,50	0,27	0,84	418	29,5	2,96	11,0	141	7,37
DESN_5371328	Cunnersdorfer Bach		4,04		0,16	1,70	0,13	0,71		45,2	1,59	11,3	157	7,32
DESN_5372-2	Weißeritz-2	53,0	1,78	193	0,73	1,10	0,08	0,66	1275	26,1	3,09	11,6	134	7,23
DESN_5372-3b	Weißeritz-3b	67,3	3,42	50,8	0,45	2,38	0,67	4,05	689	105	5,37	11,3	475	8,02
DESN_537294	Wiederitz		2,88		0,33	1,78	0,76	1,82		110	6,31	10,4	604	7,19
DESN_5373152	Lotzebach		1,95		0,07	3,63	0,57	1,87		149	5,90	11,5	840	8,19
DESN_537318	Lockwitzbach		3,73		0,52	1,23	0,34	0,54		123	1,69	12,0	387	7,16
DESN_53732-1	Triebisch-1	32,2	4,01	40,5	0,89	2,19	0,36	3,92	358	61,2	4,89	11,1	288	7,42
DESN_53732-2	Triebisch-2		13,5	165	14,3	2,59	0,82	12,2	5563	189	5,42	10,1	688	7,65
DESN_538-4	Schwarze Elster-4	28,1	11,6	22,9	0,10	2,67	1,74	1,34	391	108	3,56	10,9	479	7,48
DESN_538134	Vincenzgraben			22,0	0,87	1,29	18,0	1,51	375	327	0,42	9,87	700	4,69
DESN_538154	Schleichgraben	32,6	17,2	148	0,15	4,29	10,4	0,81	285	220	0,80	8,09	662	6,86
DESN_54-2	Mulde-2	85,3	7,49	138	0,41	3,46	0,44	1,07	490	21,1	0,85	11,0	115	6,53
DESN_54-3	Mulde-3	172	5,66	96,3	0,30	2,27	0,28	1,22	757	23,5	1,11	11,3	122	6,90
DESN_54-4	Mulde-4	133	13,6	141	0,53	3,40	1,24	5,46	875	219	4,71	10,7	577	7,33
DESN_54-5	Mulde-5	138	11,2	121	0,26	1,85	0,37	2,88	1283	211	7,17	10,9	843	7,74
DESN_54-6	Mulde-6	97,8	7,38	69,7	0,78	5,24	1,61	5,55	935	88,8	3,79	10,6	454	7,56
DESN_54-7	Mulde-7	91,5	5,82	108	0,66	2,29	0,79	4,86	952	108	3,70	9,69	488	7,66
DESN_541116	Kleine Pyra	406	6,27	920	1,70	2,79	0,19	0,71	1770	33,9	1,16	11,0	150	6,87
DESN_54116	Große Bockau		4,30		0,25	3,97	0,95	1,89		14,1	0,69	10,8	66,9	6,09
DESN_541176	Bockauer Dorfbach	165	9,15	123	0,77	2,96	0,18	1,30	1003	29,3	2,08	10,6	144	7,14
DESN_54118-2	Zschorlaubach	278	7,70	213	0,46	3,64	0,37	7,81	970	32,4	4,05	10,9	184	7,09
DESN_5412-2	Schwarzwasser-1	123	12,1	388	1,00	3,85	0,71	2,44	1675	35,6	0,69	9,79	149	6,86
DESN_5412-3	Schwarzwasser-2	451	11,8	192	1,65	3,35	0,92	1,46	1344	43,7	2,42	11,0	239	7,27
DESN_5412892	Oswaldbach	109	14,2	81,7	7,19	4,85	1,18	9,46	696	42,8	2,76	10,7	296	6,82
DESN_54134	Schlema	183	14,5	554	0,27	3,20	0,24	1,72	895	54,1	4,47	10,4	283	7,36
DESN_54152	Reinsdorfer Bach	51,3	9,37	27,3	1,93	1,97	0,29	0,70	1925	154	8,21	10,1	783	7,80
DESN_541532	Planitzbach	150	7,40	31,8	1,69	2,04	0,24	0,82	5000	160	5,08	10,8	683	7,66
DESN_541552	Marienthaler Bach	153	8,28	40,3	1,51	3,06	0,20	0,85	2275	156	4,47	11,2	/84	8,17
DESN_5416-1	Lungwitzbach-1	87,1	18,4	38,4	0,67	2,37	0,33	1,59	2750	112	9,41	10,2	517	7,24
DESN_5416-2	Lungwitzbach-2	65,7	15,9	35,4	0,52	2,47	0,34	1,24	2457	113	6,29	10,6	599	7,69
DESN_54162	Hegebach	89,0	30,9	41,8	4,28	5,37	0,20	1,38	9425	243	8,61	10,2	845	7,57
DESN_54166	Rodlitzbach	57,4	6,19	34,0	0,21	1,73	0,12	0,77	1431	97,3	7,04	10,9	536	7,77
DESN_5418-1	Zwonitz-1	87,5	7,69	41,0	0,35	1,44	0,25	1,24	503	39,3	4,05	10,9	246	7,19
DESN_5418-2	Zwonitz-2	101	7,81	37,5	0,21	2,84	0,84	3,58	567	56,5	6,17	10,7	328	7,44
DESN_541814	Gornsdorfer Bach	160	13,9	83,0	0,28	4,29	0,51	2,37	807	66,2	5,40	10,6	383	7,44
DESN_541992	Konibach	407	15,6	00.0	0,26	9,03	0,76	2,66	0.00	137	2,61	10,8	371	6,20
DESN_542-2	Freiberger Mulde-2	107	4,20	90,8	0,58	2,88	0,36	3,70	808	38,6	5,02	11,1	245	7,45
DESN_542-3	Freiberger Mulde-3	314	6,01	600	80,1	4,42	0,95	129	25693	283	4,77	10,5	1010	7,00
DESN_542-4	Freiberger Mulde-4	76.0	5,46	199	3,06	2,76	0,78	19,8	1202	106	ь,84 г. ас	9,79	543	7,56
DESIN_542-5	Freiberger Mulde-5	76,8	3,74	109	0,82	2,22	0,65	7,29	1309	72,5	5,26	10,9	3/3	7,78
DESN_54216-1	iviunzbach-1	885	ь,08	1156	16,1	4,80	1,14	28,1	5038	41,7	3,39	10,3	205	7,02











OWK_ID	Parameter	Cu	Ni	As	Cd	Cr	Fe	Pb	Zn	SO4	NO3-	02	LF20	рН
	Kompartiment	< 0,063 mm	ges	< 0,063 mm	ges	< 0,063 mm	ges	ges	< 0,063 mm	gel	gel			
	Dimension	mg/kg	µg/L	mg/kg	µg/L	mg/kg	mg/L	µg/L	mg/kg	mg/L	mg/L	mg/L	µS/cm	
DESN_54216-2	Münzbach-2	664	8,09	1291	11,3	8,34	2,26	14,0	5163	474	4,22	8,31	1087	7,76
DESN_542192	Kleinwaltersdorfer Bach	75,0	3,86	251	0,74	3,04	0,47	4,22	1113	52,0	6,47	10,1	291	7,29
DESN_54222	Sohrbach	65,8	2,73	69,5	1,39	1,10	0,38	3,09	695	34,8	9,87	10,6	238	7,33
DESN_54224	Colmnitzbach		2,66		0,76	6,90	0,23	2,12		46,2	7,74	9,60	318	7,24
DESN_54226	Rodelandbach		5,19		0,83	3,63	0,57	7,00		59,5	5,79	10,8	298	7,50
DESN_5424-1	Große Striegis-1		3,63		0,85	1,08	2,83	9,33		75,5	5,98	10,5	335	7,26
DESN_542412	Erbisdorfer Wasser		2,52		1,20		0,22	5,64		50,9	6,64	10,6	307	7,17
DESN_5426-1	Zschopau-1	180	5,64	146	0,27	1,80	0,40	1,70	1028	27,9	2,06	10,9	148	7,13
DESN_5426-2	Zschopau-2	93,1	6,88	136	0,62	2,29	0,34	2,96	819	45,4	3,87	10,7	257	7,33
DESN_542614	Geyerbach		9,87		3,20	4,04	0,19	18,4		24,0	1,74	10,7	141	5,83
DESN_542616-1	Greifenbach-1		10,6		0,58	2,67	0,53	1,10		17,6	0,66	10,8	59,6	5,31
DESN_542616-2	Greifenbach-2		7,33		0,80	2,47	0,29	1,04		23,0	2,04	11,0	115	6,78
DESN_54262	Sehma	183	8,91	158	0,49	4,32	0,15	1,56	993	40,1	2,27	10,7	213	7,29
DESN_542634-1	Pöhla-1	200	6,73	175	0,15	3,81	0,34	1,27	830	27,2	1,47	10,8	282	7,40
DESN_542644	Jöhstädter Schwarzw.	117	3,58	54,6	0,21	1,45	0,37	0,84	706	23,7	1,42	11,3	130	7,24
DESN_542646	Haselbach	44,0	4,78	34,3	0,41	1,72	0,10	0,36	318	30,1	0,78	11,3	127	6,89
DESN_542654	Hüttenbach		6,45		0,64	2,00	0,25	1,37		46,8	6,90	11,0	377	7,47
DESN_54266	Wilisch	158	7,24	1419	0,96	2,90	0,43	1,86	1261	57,8	2,70	10,6	269	7,14
DESN_542662	Jahnsbach		9,06		1,35	4,96	0,36	2,67		81,5	4,35	9,60	518	7,19
DESN_5426822	Seiffener Bach	208	4,09	200	0,16	1,23	0,14	0,77	620	31,7	4,03	10,4	224	6,99
DESN_5426852	Rungstockbach	26.5	2,44	4.40	0,32	2 70	0,09	0,48	4.02	32,0	1,81	11,3	123	6,91
DESN_542686-1a	Schwarze Pockau-1a	26,5	4,90	140	0,36	2,78	0,91	1,63	193	22,0	0,67	10,9	80,1	6,26
DESN_542686-10	Schwarze Pockau-1b	42,5	6,97	120	0,47	3,63	0,69	1,08	428	24,0	0,86	11,1	99,0	6,67
DESN_542686-2	Schwarze Pockau-2		6,62		2,47	2,57	0,53	2,01		42,7	2,85	10,7	267	7,21
DESN_5426864	Kote Pockau		5,15		0,83	2,20	1,09	1,98		24,9	1,49	10,2	267	5,61
DESN_54268642	Schlettenbach	21.0	8,31	69.0	1,07	2,89	0,29	1,31	220	42,6	5,27	10,6	367	7,40
DESN_549564	Graber 2	31,8	0,70	68,0	0,29	2,49	0,82	1,72	330	140	2,71	0,09	980	7,33
DESN_5496-2	Lober 2	116	3,82	E7 /	0,12	1,90	1 20	1 20	1200	241	3,27	6 90	1074	7,58
DESN_5490-5	Lober Loine Kanal	02.2	8 60	50.5	0,10	1 55	1,50	1,50	1022	225	3,51	6.00	1230	7,45
DESN 54964	Strengehach	147	3,00	26.0	0,14	5 12	5.46	6.20	755	163	2 33	4 4 2	1159	7 59
DESN_54966	Sprödaer Bach	57.0	5.04	75.0	0.07	3,12	1 34	0.39	280	302	4 60	6 14	991	7 38
DESN 54968-2	Leine-2	57,0	3.63	73,0	0.07	1.53	0.87	1.01	200	301	3,76	7.02	970	7,49
DESN 549686-2	Schadebach-2		3.19		0.07	1.96	0.99	1.11		267	2.42	8.35	865	7.64
DESN 549688	Rohrgraben		3.28		0.60	_,	0.68	1.07		344	2.32	9.17	989	7.52
DESN 549718-1	Gienickenbach	84.3	2.32	11.1	0.16	2.56	0.54	1.99	388	332	7.37	6.54	1253	7.71
DESN 566-11	Weiße Elster-11	144	8.40	25.6	0.14	3.85	1.48	2.52	1095	300	3.27	8.58	1090	7.83
DESN 566-8	Weiße Elster-8	58,4	6,65	19,9	0,11	2,73	1,02	1,64	540	268	4,57	10,5	909	7,96
 DESN 566-9	Weiße Elster-9	70,8	7,34	22,5	0,13	2,15	0,83	1,47	753	264	4,14	10,2	916	7,93
 DESN 566138	Triebel	43,8	9,87	17,0	0,18	2,84	0,33	0,53	290	77,6	2,94	9,55	412	7,10
 DESN 56618-1	Trieb-1		10,5		0,25	3,70	0,44	1,09		18,1	0,93	11,0	97,9	5,92
 DESN_566186	Rabenbach		13,4		0,21	3,43	0,52	0,52		43,6	7,03	10,6	421	7,68
DESN_5662-1	Göltzsch-1	47,3	8,51	28,0	0,21	3,03	0,30	0,78	270	29,0	0,65	10,8	94,2	5,80
DESN_56624	Plohnbach	163	12,4	235	0,08	3,37	0,99	0,93	825	52,3	3,52	10,4	309	7,34
DESN_56658-1	Schnauder-1	65,3	45,9	13,8	0,08	1,57	1,37	1,01	892	440	3,89	9,44	1176	7,75
DESN_566592	Profener ElsterMG		6,46		0,13	2,77	0,78	1,74		248	4,87	10,3	895	8,06
DESN_566594	Krebsgraben		2,56		0,09	1,70	0,36	1,00		529	7,33	9,78	1627	7,90
DESN_5666-4a	Pleiße-4a	54,1	5,08	14,3	0,13	3,64	1,25	1,90	325	161	5,82	10,5	799	7,96



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







OWK_ID	Parameter	Cu	Ni	As	Cd	Cr	Fe	Pb	Zn	SO4	NO3-	02	LF20	рН
	Kompartiment	< 0,063 mm	ges	< 0,063 mm	ges	< 0,063 mm	ges	ges	< 0,063 mm	gel	gel			•
	Dimension	mg/kg	µg/L	mg/kg	µg/L	mg/kg	mg/L	µg/L	mg/kg	mg/L	mg/L	mg/L	µS/cm	'
DESN_5666-4b	Pleiße-4b	57,8	8,64	31,5	0,09	2,56	3,05	1,09	982	367	4,30	1	1212	7,84
DESN_56668-3	Wyhra-2	47,0	6,29	22,7	0,08	3,27	2,03	2,15	365	166	5,50	10,6	656	7,73
DESN_566686	Bürschgraben		6,48		0,05	3,67	0,86	0,87		500	3,30	9,59	1165	7,60
DESN_566688-4	Eula-4	41,0	14,4	49,7	0,27	2,08	1,14	2,75	550	242	7,89	10,3	785	7,67
DESN_5666888	Saubach		154		0,21		1,42	0,23		954	0,52	9,43	1702	6,73
DESN_566692-2	Göselbach-2	68,3	9,44	9,25	0,07	1,50	0,63	1,09	793	264	6,72	8,98	1006	7,71
DESN_5666924	Fipper		10,0		0,08	2,70	0,87	0,80		571	9,06	9,05	1269	7,45
DESN_566694	Kl. Pleiße Markkleeberg		15,3		0,13	2,34	1,53	1,05		641	1,75	9,50	1279	7,34
DESN_566696	Floßgraben	78,8	41,6	13,0	0,19	2,38	0,67	1,33	575	482	1,82	9,23	1142	7,74
DESN_566866	Pösgraben		3,26		0,07	1,44	1,49	0,88		195	4,65	10,3	1016	7,83
DESN_56692	Neue Luppe	109	8,27	26,9	0,24	5,83	1,51	3,35	996	279	4,38	9,30	1006	7,79
DESN_5669222	Zschampert		1,33		0,06	1,54	0,19	1,80		549	6,62	9,58	1511	7,86
DESN_56782	Strengbach		1,68		0,06		0,26	0,62		231	5,30	8,58	1020	7,93
DESN_567822	Strickgraben	65,0	1,24	8,00	0,04	40,5	0,39	0,69	338	207	3,26	7,55	1209	7,78
DESN_582-4	Spree-4	27,2	9,42	59,8	0,08	2,24	2,67	0,75	308	236	2,92	10,4	647	7,48
DESN_58234	Rokotschingraben	22,0	2,58	56,5	0,07	1,88	3,82	1,58	160	51,4	0,32	10,2	307	7,63
DESN_58248-4	Weißer Schöps-4	19,3	3,89	21,9	0,06	2,08	1,89	0,88	200	163	1,39	9,42	466	6,30
DESN_582486	Neugraben		5,87		0,08	1,96	1,23	1,18		84,9	5,41	9,58	433	7,29
DESN_582488	Raklitza		2,82	11,0	0,10	2,64	1,89	2,76	230	81,5	1,47	8,80	365	7,59
DESN_582494-2	Weigersdorfer Fließ-2		3,83	30,5	0,08	1,30	1,48	0,75	180	64,0	1,54	8,91	311	7,21
DESN_582512-1	Struga-1		13,5		0,45	1,41	5,40	1,58		154	0,73	7,40	584	6,13
DESN_582512-2	Struga-2		57,6		0,26	3,61	75,0	1,85		381	0,56	9,97	808	5,44
DESN_58252-2	Kleine Spree-2	29,8	16,7	97,1	0,05	1,48	5,56	0,57	183	119	2,35	10,7	422	7,37
DESN_674-6	Lausitzer Neiße-6		5,70	18,9	0,13	3,42	0,83	2,97	420	110	10,8	10,6	589	7,20
DESN_67432-2	Pließnitz-2	28,4	3,35	11,2	0,16	3,30	1,20	1,03	183	88,1	3,94	11,1	459	7,85
DESN_6743296	Gaule		4,54		0,07	3,27	0,90	0,93		107	6,95	10,9	493	7,87
DESN_67472	Legnitzka	32,3	9,66	20,8	0,08	3,50	6,66	1,47	60,3	311	0,42	10,8	618	6,59
DESN_674722	Braunsteichgraben	29,8	15,0	26,0	0,09	1,32	4,81	0,39	85,5	198	0,14	9,05	437	5,50











Abbildung 71: Grad der Überschreitung der UQN für Arsen in den langjährigen Mittelwerten (2000–2017) der bbb OWK.



Abbildung 72: Grad der Überschreitung der UQN für Cadmium in den langjährigen Mittelwerten (2000–2017) der bbb OWK. Die JD-UQN von Cadmium hängt von der Wasserhärteklasse des OWK ab



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



LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE



Seite | XXXIV





Abbildung 73: Grad der Überschreitung der UQN für Chrom in den langjährigen Mittelwerten (2000–2017) der bbb OWK.



Abbildung 74: Grad der Überschreitung der UQN für Kupfer in den langjährigen Mittelwerten (2000–2017) der bbb OWK.



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







Abbildung 75: Grad der Überschreitung der UQN für Eisen in den langjährigen Mittelwerten (2000–2017) der bbb OWK.

Abbildung 76: Grad der Überschreitung der UQN für Nickel in den langjährigen Mittelwerten (2000–2017) der bbb OWK.

Abbildung 77: Grad der Überschreitung der UQN für Blei in den langjährigen Mittelwerten (2000–2017) der bbb OWK.

Abbildung 78: Grad der Überschreitung der UQN für pH-Wert in den langjährigen Mittelwerten (2000–2017) der OWK.

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

LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE

Seite | XXXVII

Abbildung 79: Grad der Überschreitung der UQN für Sulfat in den langjährigen Mittelwerten (2000-2017) der OWK.

Abbildung 80: Grad der Überschreitung der UQN für Zink in den langjährigen Mittelwerten (2000–2017) der OWK.

Abbildung 81: Langjährige Mittelwerte (2000–2017) der elektrischen Leitfähigkeit in bbb OWK.

Abbildung 82: Langjährige Mittelwerte (2000–2017) der Nitratkonzentration in bbb OWK.

Abbildung 83: Langjährige Mittelwerte (2000–2017) der Sauerstoffkonzentration in bbb OWK.

Tabelle 41: Spannweite der Mittelwerte (2000-2017) in Parametern der OWK-Gruppen. Lee-re Zellen: keine Messwerte.

OWK Gruppe Parameter	Dim.	As- FeMe	As- FeSO4 Me	AsMe	AsSO4 Me	Fe	FeMe	FeSO4	FeSO4 Me	Me	SO4	SO4M e
min Cu <0,063mm	mg/kg	22,0	27,2	42,5	67,3		101	19,3	28,1	44,0	65,0	43,8
max Cu <0,063mm	mg/kg	885	664	406	153		101	19,3	147	59,3	65,0	150
min Ni ges	μg/L	2,58	5,04	1,78	3,42	3,83	4,30	3,19	2,82	2,44	1,24	1,33
max Ni ges	μg/L	14,2	17,2	14,5	30,9	3,83	9,12	3,89	154	13,4	1,68	41,6
min As <0,063mm	mg/kg	56,5	49,7	40,5	40,3	30,5	37,5	21,9	11,0	15,9	8,00	9,25
max As <0,063mm	mg/kg	1156	1291	1419	121	30,5	37,5	21,9	31,5	34,3	8,00	38,4
min Cd ges	μg/L	0,065	0,047	0,15	0,26	0,076	0,21	0,060	0,050	0,10	0,037	0,063
max Cd ges	μg/L	16,1	80,1	1,70	4,28	0,076	0,83	0,068	0,87	3,20	0,060	1,93
min Cr <0,063mm	mg/kg	1,88	1,48	1,10	1,85	1,30	2,20	1,44	1,08	1,70	40,5	1,23
max Cr <0,063mm	mg/kg	4,85	8,34	4,32	5,37	1,30	3,97	2,08	9,03	6,90	40,5	4,96
min Fe ges	mg/L	0,71	0,78	0,082	0,20	1,48	0,70	0,87	0,76	0,095	0,26	0,12
max Fe ges	mg/L	3,82	10,4	0,69	0,67	1,48	1,09	1,89	75,0	0,57	0,39	0,68
min Pb ges	μg/L	0,93	0,39	0,66	0,85	0,75	1,10	0,88	0,23	0,36	0,62	0,53
max Pb ges	μg/L	28,1	129	7,81	4,05	0,75	3,58	1,11	9,33	18,4	0,69	2,67
min Zn <0,063mm	mg/kg	160	183	358	689	180	567	200	60,3	270	338	290
max Zn <0,063mm	mg/kg	5038	25693	1770	9425	180	567	200	1095	418	338	5000
min SO4 gel	mg/L	22,0	88,8	21,1	105	64,0	14,1	163	75,5	17,6	207	77,6
max SO4 gel	mg/L	52,3	474	72,5	243	64,0	56,5	301	954	59,5	231	549
min NO2-N gel	mg/L	0,008	0,009	0,008	0,027	0,027	0,009	0,021	0,012	0,007	0,010	0,013
max NO2-N gel	mg/L	0,084	0,24	0,10	0,17	0,027	0,086	0,092	0,12	0,11	0,025	0,21
min NO3-N gel	mg/L	0,32	0,80	0,85	4,47	1,54	0,69	1,39	0,14	0,65	3,26	1,69
max NO3-N gel	mg/L	3,52	7,89	9,87	8,61	1,54	6,17	4,65	10,8	7,74	5,30	9,41
min o-PO4 gel	mg/L	0,057	0,044	0,037	0,29	0,051	0,067	0,15	0,031	0,035	0,039	0,037
max o-PO4 gel	mg/L	0,28	13,4	0,67	0,61	0,051	0,75	1,07	11,6	0,66	0,059	3,90
min O2	mg/L	9,79	6,14	10,1	10,2	8,91	8,60	7,02	4,42	9,60	7,55	6,54
max O2	mg/L	11,0	10,7	11,6	11,3	8,91	10,8	10,3	11,1	11,3	8,58	12,0
min LF20	μS/cm	80,1	422	99,0	475	311	66,9	466	335	59,6	1020	387
max LF20	μS/cm	309	1240	383	845	311	328	1016	1702	421	1209	1627
min pH	-	6,26	6,86	6,53	7,57	7,21	5,61	6,30	4,69	5,31	7,78	7,10
max pH	-	7,63	7,76	7,78	8,17	7,21	7,44	7,83	8,06	7,68	7,93	8,19

10.6 STECKBRIEFE

- Steckbrief Nr. 01 | Aerobe konstruierte Feuchtgebiete
- Steckbrief Nr. 02 | Anaerobe konstruierte Feuchtgebiete
- Steckbrief Nr. 03 | in-situ Reaktive Barrieren
- Steckbrief Nr. 04 | in-situ Reaktionszonen (heterotrophe Sulfatreduktion)
- Steckbrief Nr. 05 | Technischer Reaktor autotrophe Sulfatreduktion
- Steckbrief Nr. 06 | Technischer Reaktor heterotrophe Sulfatreduktion
- Steckbrief Nr. 07 | Technischer Reaktor Schwertmannitverfahren

Steckbrief Nr. 01

Aerobe konstruierte Feuchtgebiete

Allgemeine Angaben				
Behandlungsziel	Verminderung der Konzentration von Eisen und begleitender Metall(oid-)e			
Einsatzbereich	eisenhaltige nettoalkalische Oberflächenwässer bei geringem Gefälle			
Verfahrenskategorie	on-site Verfahren für oberflächig gefasste Wässer			
Relevante Prozesse	mikrobiell katalysierte Eisenoxidation Fällung von Eisen(oxy-)hydroxiden Mitfällung/Sorption anderer Metall(oid-)e Filtration partikulär gebundener Stoffe Akkumulation in der Pflanzenbiomasse (v. a. Chrom)			
Rechtliche Anforderung	gen (
Genehmigungsfähigkeit	prinzipiell gegeben; bei zusätzlichem Stoffeintrag Genehmigung erforderlich			
Relev. Umwelteinflüsse	Schaffung eines Biotopes, Flächenbedarf, Akkumulation metall(oid-)haltiger Schläm- me			
Bestehende Patentrechte nicht bekannt				
Verfahrensbeschreibung				
Art des Verfahrens	Technisch konstruiertes Feuchtgebiet zur Behandlung von Oberflächenwässern mit Abdichtung zum Untergrund, kontrolliertem Zu-/Abfluss und Bodenschicht für das Wachstum von Makrophyten. Durch langsame Durchströmung des mit Pflanzen be- wachsenen Bodens bei einem Wasserstand von 1550 cm wird die Oxidation von Eisen ermöglicht. Das System aus Makrophyten und Boden führt zu langen Aufent- haltszeiten, gleichmäßiger Durchströmung sowie zur Filtration von Schwebstoffen und der ausfallenden Eisenschlämme.			
Kennzahlen	typische Reinigungsleistung: • 1020 g Eisen/(m ² d) • 0,51 g Mangan/(m ² d) (bei Fe < ca. 5 mg/L)			
Schema	Wasserpflanzen (Makrophyten) Wasserstandskontrolle Zulauf Uurzelmedium Uurzelmedium Copyright und Genehmigung durch Finish Geological Survey (GTK 2016), angepasst			
Emotoblene Literatura	uellen			

Empfohlene Literaturquellen

GTK (2016): Mine Closure Wiki http://wiki.gtk.fi/web/mine-closedure/wiki/-/wiki/Wiki/Aerobic+constructed+wetlands/pop_upm, zuletzt besucht 20.10.2018.

Hedin RS (2008) Iron removal by a passive system treating alkaline coal mine drainage. Mine Water and the Environment 27:200-209.

Kießig G, Kunze Ch, Küchler A, Zellmer A, Meyer J, Kalin M (2004) Kostengünstige passive Nachsorgelösung mit einem Constructed Wetland auf der Grundlage von Prognosen der Entwicklung des Flutungswassers der Grube Pöhla. In: 55. Berg- und Hüttenmännischer Tag. Merkel B, Schaeben H, Wolkersdorfer C, Hasche A (Hrsg) Wiss. Mitt., Inst. Geol., Heft 25, TU Bergakademie Freiberg, S. 113-118.

PIRAMID Consortium (2003) Engineering guidelines for the passive remediation of acidic and/or metalliferous mine drainage and similar wastewaters. European Commission 5th Framework RTD Project no. EVK1-CT-1999-000021 "Passive in-situ remediation of acidic mine / industrial drainage". University of Newcastle upon Tyne, Newcastle upon Tyne, UK.

Skousen J, Zipper CE, Rose A, Ziemkiewicz PF, Nairn R, McDonald LM, Kleinmann RL (2017) Review of Passive Systems for Acid Mine Drainage Treatment. Mine Water and the Environment 36:133–153.

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

LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE

Seite | XLIII

Bewertung						
Anforderungen		dominierende Eisenbelastung, nettoalkalisch, pH > 5,5 in der Regel als Teil kombinierter Anlagen bei Vorabbelüftung, Sedimentation zur Reinigung gering belasteter Wässer				
Vorteile		 + keine/sehr geringe Pumpkosten (außer bei vertikal durchströmten Systemen) + Schlammentfernung nur aller 10-20 Jahre + geringe Unterhaltskosten + geeignet für geringe Volumenströme 				
Nachteile		 nur für netto-alkalische Wässer mit pH-Werten > 6 (GTK: pH > 5,5) und dominie- render Belastung von Eisen Vorabbelüftung angeraten Zusetzen der Rohrleitungen durch Eisen bei geringen Durchmessern (< 20 mm) keine Immobilisierung von Sulfat gute Reinigungserfolge meist nur mit kombinierten Systemen (verschiedene Durchströmungsregime und Bodenmaterial) großer Flächenbedarf mit entsprechenden Baukosten Abhängigkeit von klimatischen Randbedingungen (Temperatur, Niederschlag, Verdunstung) 				
Anforderungen an Umwelt		Flächenbedarf bis zu mehreren 1000 m ² je nach Volumenstrom und Schad- stofffracht, kein starkes Gefälle				
geschätzte Leistungsfähig- keit unter sächsischen Bedingungen		gegeben bei Vorbehandlung zu netto-alkalischen Wässern, keine Effekte auf die Sulfatkonzentration erwartbar				
	Investition	reine Baukosten ca. 50-250 €/m ² dazu kommen Kosten für Planung, ggf. Grundstückskauf und Genehmigung				
Kosten	Betrieb	Wartung, Pflege, periodische Schlammentsorgung geschätzte Kosten für eine Pilotanlage am Standort Pöhla in Kießig et al. (2004) Angaben zu kombinierten Systemen am Standort Marchand (USA) in Hedin (2008)				
	Chemikalien	im Normalfall keine				
Beispiele	Weltweit	zahlreiche Anlagen mit Laufzeiten > 10 Jahre - Marchand, Pennsylvania, USA - Campbell Mine, Ontario, Canada - Woodcutter's Mine, Australia				
	Sachsen	konstruiertes Feuchtgebiet Pöhla (Pilotanlage 2004–2014)				

Steckbrief Nr. 02

Anaerobe konstruierte Feuchtgebiete

Allgemeine Angaben						
Behandlungsziel	Verminderung der Konzentration von Sulfat, Metall(oid-)e, pH-Anhebung					
Einsatzbereich	sulfat- <u>und</u> metallhaltige Oberflächenwässer bei geringem Gefälle, pH 6–9 aber auch niedriger geeignet für geringe Volumenströme bei mäßiger Azidität					
Verfahrenskategorie	on-site Verfahren für oberflächig gefasste Wässer					
Relevante Prozesse	mikrobiell katalysierte Eisen- und Sulfatreduktion unter Verwertung des eingesetzten Substrates; Fällung von Metallsulfiden; Mitfällung/Sorption anderer Metall(oid-)e an Sulfiden (v. a. As); Sorption, Filtration an organischem Substrat					
Rechtliche Anforderung	gen					
Genehmigungsfähigkeit	prinzipiell gegeben; prüfen bei zusätzlichem einmaligen oder periodischen Stoffein- trag sowie bei Zudosierung pH-, Eh-steuernder Substanzen					
Relev. Umwelteinflüsse	Schaffung eines Biotopes, Flächenbedarf					
Bestehende Patentrechte	nicht bekannt					
Verfahrensbeschreibung						
Art des Verfahrens	Technisch konstruiertes Feuchtgebiet zur Behandlung von Oberflächenwässern mit Abdichtung zum Untergrund, kontrolliertem Zu-/Abfluss zu einer <u>vertikal durchström- ten</u> Substratschicht, die mit Makrophyten bepflanzt und durch Kalkzugabe in der Substratschicht ergänzt (Übergang zu RAPS) werden kann. Durch langsame vertikale Passage durch das organische Substrat (> 0,3 m) bei einem Wasserstand von 08 cm wird nach Verbrauch von Restsauerstoff mikrobielle Eisen- und Sulfatreduk- tion ermöglicht.					
Kennzahlen	Typische Reinigungsleistung: • 10 g Eisen/(m ² d) • 3,5 g Azidität/(m ² d) • 540 g Sulfat/(m ² d)					
Schema	Verteilungsrohre Wasserpflanzen (Makrophyten) Ablauf (Niveau variabel) Zulauf					

Empfohlene Literaturquellen

CL:AIRE (2002): A constructed wetland to treat acid mine drainage from colliery spoils at Quaking House, County Durham. CL:AIRE Case Study Bulletin, November 2002, www.claire.co.uk.

GTK (2016): *Mine Closure Wiki http://wiki.gtk.fi/web/mine-closedure/wiki/-/wiki/Wiki/Anaerobic+constructed+compost+wetlands/pop_up, zuletzt besucht 30.10.2018.*

Johnson DB, Hallberg KB (2005) Acid mine drainage remediation options: A review. Science of the Total Environment 338:3–14.

PIRAMID Consortium (2003) Engineering guidelines for the passive remediation of acidic and/or metalliferous mine drainage and similar wastewaters. European Commission 5th Framework RTD Project no. EVK1-CT-1999-000021 "Passive in-situ remediation of acidic mine / industrial drainage". University of Newcastle upon Tyne, Newcastle upon Tyne, UK.

Skousen J, Zipper CE, Rose A, Ziemkiewicz PF, Nairn R, McDonald LM, Kleinmann RL (2017) Review of Passive Systems for Acid Mine Drainage Treatment. Mine Water and the Environment 36:133–153.

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

LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE

Seite | XLV

Bewertu	Ing					
Anforderungen		Sulfatbelastung mit stöchiometrisch korrespondierender Metall(oid-)konzentration; neutrale bis saure pH-Werte bei vorzugsweise geringer Sauerstoffkonzentration; in der Regel als Teil kombinierter Anlagen bei Vorabbelüftung, Sedimentation zur Reinigung gering belasteter Wässer; Aufenthaltszeiten > 40 h				
Vorteile		 + keine/sehr geringe Pumpkosten je nach vorhandenem Gefälle + geringe Unterhaltskosten + Verminderung von Sulfatkonzentration und Azidität + geringere Anfälligkeit gegenüber jahreszeitlicher Temperaturschwankung als aerobe konstruierte Feuchtgebiete 				
Nachteile		 hohe Anforderung an Substrat: lange biologische Verfügbarkeit und hydraulische Durchlässigkeit anfällig für vorzeitige Abnahme der hydraulischen Durchlässigkeit Zusetzen der Rohrleitungen durch Eisen bei geringen Durchmessern (< 20 mm) gute Reinigungserfolge meist nur mit kombinierten Systemen (verschiedene Durchströmungsregime und Bodenmaterial) großer Flächenbedarf mit entsprechenden Baukosten Reoxidation und Remobilisierung bei Aufbrauch des Substrates Substratwechsel aller 2–3 Jahre 				
Anforderungen an Umwelt		Flächenbedarf bis zu mehreren 1000 m ² je nach Volumenstrom und Schad- stofffracht, kein starkes Gefälle nötig				
geschätzte Leistungsfähig- keit unter sächsischen Bedingungen		bei hohen zu mindernden Sulfatfrachten aktive Verfahren geeigneter; nur für kleine Volumenströme mit geringer Belastung				
	Investition	Baukosten, Kosten für Planung, ggf. Grundstückskauf und Genehmigung Angaben für eine kombinierte Anlage in CL:AIRE (2002)				
Kosten	Betrieb	Wartung, Pflege, periodischer Austausch des Substrates keine separat ausgewiesenen Kosten für anaerobes Feuchtgebiet, nur Angaben für Kombination mit weiteren Anlagenteilen				
	Chemikalien	Substratwechsel aller 23 Jahre je nach Umsatz und Dimensionierung				
Beispiele	Weltweit	einige Anlagen mit Laufzeiten > 5 Jahre - Quaking House, Durham, UK (CL:AIRE, 2002) - Peabody Will Scarlet Mine, Illinois, USA				
	Sachsen	keine bekannt				

Steckbrief Nr. 03

in-situ Reaktive Barrieren

Allgemeine Angaben					
Behandlungsziel	Verminderung der Konzentration von grundwasserbürtigen Schadstoffen				
Einsatzbereich	sulfat- und metallhaltige Grundwässer mit sehr gut untersuchter Hydrogeologie; mit <i>cut & fill</i> Technologie bis 6 m Tiefe, mit Bohrungen bis zu 200 m; bis zu mehrere Hundert Meter Strombreite (Kostenfaktor)				
Verfahrenskategorie	passives in-situ Verfahren für Grundwässer				
Relevante Prozesse	je nach eingesetztem reaktiven Medium, z. B.: elementares Eisen (ZVI): Freisetzung von gelöstem Eisen, pH-Anhebung, Milieube- reitstellung für mikrobielle Sulfatreduktion (ggf. autotroph durch Nutzung des bei der Eisenoxidation gebildeten H ₂) organisches Material: z.B. Kompost, Holzschnitzel, die als C-Quelle die mikrobielle Sulfatreduktion				
Rechtliche Anforderung	gen				
Genehmigungsfähigkeit	prinzipiell gegeben; bei zusätzlichem Stoffeintrag Genehmigung erforderlich				
Relev. Umwelteinflüsse	Zugabe eines reaktiven Materials in den Grundwasserstrom; Beeinflussung des regionalen Strömungsregimes; Abstrom von Reaktionsprodukten				
Bestehende Patentrechte	reaktive Wand: U.S. Patents 5362394 und 5514279 durch University of Waterloo				
Verfahrensbeschreibun	ng				
Art des Verfahrens	Als reaktive Barrieren oder reaktive Wände werden Anlagen zur passiven in-situ Reinigung von Grundwasser bezeichnet, bei denen ein reaktives Material in den Grundwasserstrom platziert wird, so dass das Grundwasser durch die Passage eine Reinigung erfährt (in Anlehnung an PIRAMID, 2003). Dabei werden Prozesse indu- ziert, die zu einer Immobilisierung der Schadstoffe in der Barriere selbst oder im stromabwärts gelegenen Aquifer führen.				
Kennzahlen	Typische Reinigungsleistung, Verringerung der Konzentration von: • Sulfat um mehrere 100 mg/L, • Arsen um einige 10 mg/L, • Cadmium von einigen μg/L auf < 0,1 μg/L, u. a. Metalle				
Schema	gereinigtes Grundwasser kontaminiertes Grundwasser				
Empfohlong Literaturg	uellen				

Emptoniene Literaturquellen

PIRAMID Consortium (2003) Engineering guidelines for the passive remediation of acidic and/or metalliferous mine drainage and similar wastewaters. European Commission 5th Framework RTD Project no. EVK1-CT-1999-000021 "Passive in-situ remediation of acidic mine / industrial drainage". University of Newcastle upon Tyne, Newcastle upon Tyne, UK.

GTK (2016): Mine Closure Wiki http://wiki.gtk.fi/web/mine-closedure/wiki/-/wiki/Wiki/Permeable+reactive+barrier/pop_up, zuletzt besucht 30.10.2018.

Henderson AD, Demond AH (2007) Long-Term Performance of Zero-Valent Iron Permeable Reactive Barriers: A Critical Review. Environmental Engineering Science 24:401–423.

LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE

Seite | XLVII


Bewertu	ng	
	Anforderungen	Sulfatbelastung mit molar korrespondierender Metall(oid-)konzentration; ZVI als reaktives Material, wenn Sulfat im molaren Überschuss vorhanden ist; vorzugsweise geringe Sauerstoff- und Nitratkonzentration; minimale Aufenthaltszeit 3 d; Leitfähigkeit des reaktiven Materials > als des umgebenden Grundwasserleiters; Umströmung muss vermieden werden
	Vorteile	 + keine Pumpkosten + geringe Betriebskosten (nur Monitoring) + geeignet zur Behandlung von Grundwasserströmen + großes erschließbares Reaktionsvolumen + keine Entsorgung von Reaktionsprodukten + Temperaturkonstanz (ganzjährige Behandlung möglich)
	Nachteile	 umfassende hydrogeologische Erkundung des Aquifers vorab fest installierte reaktive Materialien sind nicht dosierbar Überwachung nur punktuell in Zu-, Abstrom, Reaktor s(Qualitätskontrolle) hohe Baukosten je nach Verfahren (i. d. R. geringer als techn. Rektoren) Langzeitstabilität von Sulfiden kaum untersucht Inertisierung von ZVI durch in der Schüttung ausfallende Sulfide Gefahr der Abnahme der hydraulischen Durchlässigkeit
Anforderu	ngen an Umwelt	Flächenbedarf für Bau und dauerhaft für Monitoring
geschätzte keit u	e Leistungsfähig- nter sächsischen Bedingungen	für lokale Grundwasserströme (Hotspots) durch hohe Hintergrundmineralisation besteht die Gefahr ungewollter Fällungspro- zesse
	Investition	reine Baukosten ca. 25-250 €/m² reaktive Barriere dazu kommen Kosten für Planung, ggf. Grundstückskauf und Genehmigung
Kosten	Betrieb	gering: Grundwassermonitoring
	Chemikalien	ggf. bei zusätzlichem Einsatz von Fluiden
Beispiele	Weltweit	zahlreiche Anlagen mit Laufzeiten > 10 Jahre - Nickel Rim, Ontario, USA (org. Substrat: Reinigung von Sulfat, pH-Wert) - Shillbottle, UK (org. Substrat: Reinigung von Sulfat, Fr, Mn, Zn, Ni, Al) - Helena, Montana, USA (ZVI: Reinigung von: Sulfat, As, pH-Wert)
	Sachsen	keine bekannt, die bergbaubedingte Schadstoffe reinigen









Steckbrief Nr. 04

in-situ Reaktionszonen (heterotrophe Sulfatreduktion)

Allgemeine Angaben	
Behandlungsziel	Verminderung der Konzentration von grundwasserbürtigen Schadstoffen mit Fokus auf Verringerung der Sulfatkonzentration und korrespondierenden Metall(oid-)en
Einsatzbereich	sulfat- und metallhaltige Grundwässer mit sehr gut untersuchter Hydrogeologie; derzeit nur mit Bohrungen bis zu 20 m Teufe bekannt; bis zu mehrere Hundert Meter Strombreite (Kostenfaktor)
Verfahrenskategorie	aktives in-situ Verfahren für Grundwässer
Relevante Prozesse	Induzierung der mikrobiellen heterotrophen Sulfatreduktion; folgend Fällung von Metall(iod-)en als Sulfide; Aziditätsminderung
Rechtliche Anforderung	gen
Genehmigungsfähigkeit	wasserrechtliche Genehmigung zum Eintrag der Reaktanten erforderlich; ggf. Umleiten des Grundwasserstromes
Relev. Umwelteinflüsse	Zugabe einer flüssigen Kohlenstoffquelle und ggf. Nährstoffe in Grundwasserstrom
Bestehende Patentrechte	Offenlegungsschriften 002005035150A1 (2005), DE102004017709 (2005)
Verfahrensbeschreibur	ng
Art des Verfahrens	Kontinuierliche oder pulsweise Infiltration von flüssigen organischen Elektronendona- toren ggf. Nährstoffen zusammen mit temporär gehobenen Grundwasser. Durch ein spezielles Pumpregime wird das mit C _{org} angereicherte Grundwasser im Aquifer räumlich verteilt. Im Abstrom der Infiltrationselemente kommt es zur mikrobiellen Sulfatreduktion und Eisensulfidfällung.
Kennzahlen	 Typische Reinigungsleistung, Verringerung der Konzentration von: Sulfat und Eisen um mehrere 100 mg/L, Faustwert zur Abschätzung: ca. 1 t Kohlenstoffquelle je Tonne Sulfat und je halbe Tonne Eisen
Schema	Fühlerbraunen Fühlerbraunen utbistratiangereichenter Grundwresserstrom Crundwresserstrom Quelle: Schöpke et al. (2011)

Empfohlene Literaturquellen

PIRAMID Consortium (2003) Engineering guidelines for the passive remediation of acidic and/or metalliferous mine drainage and similar wastewaters. European Commission 5th Framework RTD Project no. EVK1-CT-1999-000021. University of Newcastle upon Tyne, Newcastle upon Tyne, UK.

FIB (2018) Mikrobiell induzierte Eisenretention im Grundwasseranstrom zu Bergbaufolgeseen und Fließgewässern am Standort Ruhlmühle. Abschlussbericht (Fassung vom 20.08.2018), FIB Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e.V., AN: LMBV mbH.

GTK (2016): Mine Closure Wiki http://wiki.gtk.fi/web/mine-closedure/wiki/-/wiki/Wiki/Permeable+reactive+barrier/pop_up, zuletzt besucht 30.10.2018.

Henderson AD, Demond AH (2007) Long-Term Performance of Zero-Valent Iron Permeable Reactive Barriers: A Critical Review. Environmental Engineering Science 24:401–423.

Schöpke R, Gast M, Walko M, et al (2011) Wissenschaftliche Auswertung von Sanierungsversuchen zur Untergrundsulfatreduktion im ehemaligen Lausitzer Bergbaurevier. Cottbus, Germany.









Bewertung	
Anforderungen	Sulfatbelastung mit stöchiometrisch korrespondierender Metall(oid-)konzentration, vorzugsweise geringe Sauerstoff- und Nitratkonzentration, pH 4-8, möglichst anaerobe Verhältnisse, keine mobilisierbaren Metalloxide
Vorteile	 + geeignet zur Behandlung von Grundwasserströmen + großes erschließbares Reaktionsvolumen + keine Entsorgung von Reaktionsprodukten + Steuerung der Zugabe der reaktiven Stoffe möglich + geringere Baukosten als reaktive Bartrieren + Temperaturkonstanz (ganzjährige Behandlung möglich)
Nachteile	 höhere Betriebskosten als reaktive Barrieren (Pumpen, Steuerung, Monitoring) umfassende hydrogeologische Erkundung des Aquifers vorab Überwachung nur punktuell in Zu-, Abstrom, Reaktor (Qualitätskontrolle) Reoxidation der gefällten Sulfide unter aeroben Verhältnissen möglich weniger effiziente Dosierung der C-Quelle (abh. von Einmischen über Fließweg)
Anforderungen an Umwelt	geringer Flächenbedarf für Bau Langzeit-Monitoring Bildung eines geologischen Körpers mit Fällungsprodukten
geschätzte Leistungsfähig- keit unter sächsischen Bedingungen	für lokale Grundwasserströme (Hotspots bis zu einigen 100 m Länge); Langzeitstabilität derzeit unklar
Investition	reine Baukosten gering, dazu kommen Kosten für Planung, Genehmigung ggf. Grundstückskauf Kostenschätzung für eine Pilotanlage am Standort Ruhlmühle in FIB (2018) hoch: durch Status des Verfahrens hohe Kosten für Überwachung, Monitoring, wiss.
Kosten Betrieb	Begleitung Kostenschätzung für eine Pilotanlage am Standort Ruhlmühle in FIB (2018)
Chemikalien	C-Quelle, ggf. Nährstoffe Kostenschätzung für eine Pilotanlage am Standort Ruhlmühle in FIB (2018)
Weltweit Beispiele	einige Pilotvorhaben - Maasmechelen (Niederlande) - Monument Valley (USA)
Sachsen	zwei Pilotvorhaben: Ruhlmühle (Glycerininjektion, Eisen- und Sulfatimmobilisierung) Skadodamm (Glycerininjektion, Eisen- und Sulfatimmobilisierung)









Steckbrief Nr. 05

Technischer Reaktor – autotrophe Sulfatreduktion

Allgemeine Angaben	
Behandlungsziel	Metallentfernung, Neutralisation, weitgehende Sulfatentfernung, Alkalinitäts- erzeugung
Einsatzbereich	eisen- und sulfathaltige saure Wässer
Verfahrenskategorie	aktives Verfahren
Relevante Prozesse	Mikrobielle Sulfatreduktion, Eisensulfidfällung, Sulfidstrippung und Rückoxidation
Rechtliche Anforderung	gen
Genehmigungsfähigkeit	sicherer Umgang mit Wasserstoffgas, sichere Deponierung der Sulfidschlämme Einleitung von H_2 , CO ₂ ; Umleiten des Grundwasserstromes
Relev. Umwelteinflüsse	Errichtung einer technischen Wasserbehandlungsanlage; Deponierung von Sulfidschlämmen
Bestehende Patentrechte	bei ggf. genutzter ADAG-Technologie Az 103 10 986.2-41; Az 103 10 991.9
Verfahrensbeschreibur	ng
Art des Verfahrens	Die Behandlung erfolgt in 3 Teilschritten in geschlossenen technischen Tiefschacht- Reaktoren: 1): Fällung und Sedimentation allen im Grundwasser enthaltenen Eisens mit Sulfid als Eisensulfid, welches in 2 erzeugt wird. 2): Reduktion des Sulfates mit H ₂ . 3): Abtrennung des Sulfides durch Strippung und Rückoxidation: Volumenstrom stark abhängig von der Sulfatkonzentration
Kennzahlen	autotrophe Sulfatreduktion allgemein: 0,2–2 mmol _{S04} /L/h Kostenschätzung für die Errichtung und den Betrieb einer Pilotfeldanlage mit 5 m ³ /d am Standort Burghammer in Wagner (2011)
Schema	Elektrolyse schlamm (FeS) HS HS HS HS Ufid User User Sulfid
Frankahlana Litarat	Quene: wagner (2011)

Bilek F, Wagner S (2012) Long term performance of an AMD treatment bioreactor using chemolithoautotrophic sulfate reduction and ferrous iron precipitation under in situ groundwater conditions. Bioresource Technology 104:221-227.

Bilek F (2013) Grubenwassergenese und -behandlung Beiträge zur Modell- und Technologie-Entwicklung. Habilitationsschrift, Proceedings des Dresdner Grundwasserforschungszentrums e. V. Heft 48, ISSN 1430-0176.

Uhlig U (2010) Untersuchungen zur mehrstufigen In-situ-Grundwasserreinigung am Beispiel eines Pilotversuches. Dissertation, Proceedings des Dresdner Grundwasserforschungszentrums e. V., Heft 42, ISSN 1430-0176

van Houten RT, Pol LW, Lettinga G (1994) Biological sulphate reduction using gas-lift reactors fed with hydrogen and carbon dioxide as energy and carbon source. Biotechnol. Bioeng. 44:586–594.

Wagner S (2011) Übertragung eines mehrstufigen chemischbiologischen Verfahrens zur Sulfatabreinigung und Metallelimination auf bergbaubeeinflusste Grundwässer. Dissertation, Proceedings des Dresdner Grundwasserforschungszentrums e. V. Heft 47, ISSN 1430-0176.





LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE



Seite | LI

Bewertu	ng	
	Anforderungen	Sulfatbelastung mit molar korrespondierender Metall(oid-)konzentration, vorzugsweise geringe Sauerstoff- und Nitratkonzentration, pH 4-8, möglichst anaerobe Verhältnisse, keine mobilisierbaren Metalloxide
	Vorteile	 + gute Prozesskontrolle (aktives Verfahren) + Reinigungsleistung an Sulfatkonzentrationen anpassbar + Erzeugung extrem hoher Alkalinitäten + Benötigt außer CO₂ keine Chemikalien (H₂- und O₂-Erzeugung durch elektrochem. Wasserspaltung) + bei in-situ-Variante Verringerung Temperaturabhängigkeit
	Nachteile	 Kosten für Wasserfassung bei der on-site Variante noch kein erprobtes Verfahren Umgang mit brennbaren und toxischen Gasen in geschlossenen Reaktoren (hohe Sicherheitsaufwendungen) Hohe Kosten für die Schaffung eines geschlossenen Volumens im Untergrund Entsorgung des FeS-Schlammes
Anforderu	ngen an Umwelt	geringer Flächenbedarf für Bau Entnahme und Einleitung von Wasser Umgang mit gefährlichen Gasen
geschätzte keit u	e Leistungsfähig- nter sächsischen Bedingungen	Reinigung nur bis ca. 0,2 g/L Sulfat
	Investition	Baukosten je nach Installationsform, Planungskosten, ggf. Grundstückskauf und Genehmigung Kostenschätzung für eine Pilotfeldanlage mit 5 m ³ /d in Wagner (2011)
Kosten	Betrieb	Personal-, Wartungs-, ggf. Pump-, Instandhaltungskosten Kostenschätzung für o.g. Pilotanlage in Wagner (2011)
	Chemikalien	H_2 und O_2 aus Wasserspaltung, ggf. Nährstoffe, CO ₂ und Aktivkohle zur Sulfidelimination, ggf. Flockungshilfsmittel Kostenschätzung für o.g. Pilotanlage in Wagner (2011)
Poispiele	Weltweit	keine bekannt
beispiele	Sachsen	Technikumsversuch am Standort Burgammer erfolgt; Pilotvorhaben am gleichen Standort war geplant, wurde aber nicht weiter verfolgt









Steckbrief Nr. 06

Technischer Reaktor – heterotrophe Sulfatreduktion

Allgemeine Angaben	
Behandlungsziel	Minderung der Sulfatkonzentration in Oberflächengewässern und Erhöhung der Alkalinität (Minderung der Säurelast)
Einsatzbereich	sulfat- und eisenhaltige Oberflächenwässer
Verfahrenskategorie	aktives Verfahren zur Behandlung oberirdisch gefasster Wässer
Relevante Prozesse	Mikrobielle Sulfatreduktion, Eisensulfidfällung, Sulfidstrippung und Rückoxidation
Rechtliche Anforderung	gen
Genehmigungsfähigkeit	Zugabe einer Kohlenstoffquelle in den behandelten Wasserstrom, sichere Deponie- rung der Sulfidschlämme; Einleitung des behandelten Wassers (Rest C _{org} ?)
Relev. Umwelteinflüsse	Errichtung einer technischen Wasserbehandlungsanlage; Entnahme und Einleitung von Wasser; Deponierung von Sulfidschlämmen
Bestehende Patentrechte	verschiedene Prozessauslegungen wie z.B. BioSure $^{\ensuremath{^{(0)}}}$, Thiopaq $^{\ensuremath{^{(0)}}}$
Verfahrensbeschreibun	
Art des Verfahrens	Durch Zugabe einer gut verwertbaren Kohlenstoffquelle wird in einem geschlossenen Reaktor mikrobielle Sulfatreduktion induziert. Dabei kann das entstehende Sulfid in einem separaten Reaktor zurückgeführt werden, um im Zustrom ebenfalls enthaltene Metall(oid-)e als Sulfide zu fällen und somit ihre toxische Wirkung auf die Sulfatredu- zierer zu unterbinden
Kennzahlen	<i>full scale</i> Anlagen mit bis zu 10'000 m ³ /d unter günstigen klimatischen Bedingungen; Sulfatreduktion um mehrere g/L möglich; geschätzt 500–1000 kg C _{org} pro 1000 kg Sulfat; 8–17 mg/L/h Sulfatreduktion (in Pilotanlagen); 600 mg/L/h Sulfatreduktion im THIOPAQ®-Prozess bei 30–35 °C
Schema	Nährstoffe e ⁻ -Donator (Substrat) Stoff-Transport Nährstoffe Nährstoffe Nährstoffe Nährstoffe Nährstoffe Nährstoffe Nährstoffe Nährstoffe Nährstoffe Nährstoffe Nährstoffe Nährstoffe Nährstoffe Nährstoffe Nährstoffe Nährstoffe Nährstoffe Nährstoffe Sulfat-Reduktion Femp. Metallsulfid-Fällung Stoff-Transport Me-Sulfid Quelle: Bilek (2013)

Empfohlene Literaturquellen

Bilek F (2013) Grubenwassergenese und -behandlung Beiträge zur Modell- und Technologie-Entwicklung. Habilitationsschrift, Proceedings des Dresdner Grundwasserforschungszentrums e. V. Heft 48, ISSN 1430-0176.

BioPlanta (2012) On site Versuch zur technischen Anwendung biologischer Sulfatreduzierungsprozesse. Überarbeiteter Abschlussbericht 25.05.02012 . BioPlanta GmbH, AG: LMBV mbH

Rose P (2013) Long-term sustainability in the management of acid mine drainage wastewaters - Development of the Rhodes BioSURE Process Long-term sustainability in the management of acid mine drainage wastewaters – development of the Rhodes Bio-SURE Process. Water SA 39:583–592.

van Lier, Buisman CJN, Piret NL (1999) THIOPAQ® technology: Versatile high-rate biotech-nology for the mining and metallurgical industries. Global symposium on recycling, waste treatment and clean technology; REWAS '99; 1999; San Sebastian, Spain, S. 2319-2328









Bewertu	ng	
	Anforderungen	pH-Optimum der heterotrophen Sulfatreduktion 77,5; Anpassung des Verfahrensschemas mit H ₂ S-Rückführung bei toxischen Metallkon- zentrationen
	Vorteile	 + gute Prozesskontrolle (aktives Verfahren) + Erzeugung hoher Alkalinitäten + hohe Reaktionsraten möglich + Gewinnung von Metallsulfiden bei Kombination mit entsprechenden Aufbereitungs- prozessen möglich
	Nachteile	 Kosten für Wasserfassung generell hohe spezifische Kosten für Kohlenstoffquelle aufwendige Steuerung Reaktorvolumen begrenzt Verringerung der Raten im Winter, wenn Bioreaktor nicht temperiert wird
Anforderu	ngen an Umwelt	Entnahme und Einleitung von Wasser Zufuhr einer Kohlenstoffquelle in den behandelten Wasserstrom – vollständiger Ab- bau?
geschätzte keit u	e Leistungsfähig- nter sächsischen Bedingungen	für Hotspots gefasster Wässer; eher geeignet für sehr hohe Konzentrationen (mehrere g/L Sulfat)
	Investition	Bau-, Planungs-, Genehmigungskosten, ggf. Grundstückskauf Angaben für eine Pilotanlage Ablauf Hainer See s. Bioplanta (2012)
Kosten	Betrieb	Personal-, Wartungs-, Instandhaltungskosten Angaben für eine Pilotanlage Ablauf Hainer See s. Bioplanta (2012)
	Chemikalien	Kohlenstoffquelle, ggf. Nährstoffe 850 kg C _{org} pro 1000 kg Sulfat (Grootvlei Goldmine, Südafrika, Rose, 2013) Angaben für eine Pilotanlage Ablauf Hainer See s. Bioplanta (2012)
Beispiele	Weltweit	einige <i>full scale</i> Anlagen - Mintek Kohlemine, Südafrika (Pilotanlage) - Grootvlei Goldmine, Südafrika, BioSURE-Prozess - Budelco, Zinkraffinerie, Aufbereitung Prozesswasser mit THIOPAC®-Verfahren
	Sachsen	Pilotvorhaben am Standort Nochten Pilotanlage Ablauf Hainer See (Bioplanta, 2012)









Steckbrief Nr. 07

Technischer Reaktor – Schwertmannitverfahren

Allgemeine Angaben	
Behandlungsziel	Verminderung der Eisen- und Sulfatkonzentration saurer Wässer bei Gewinnung von Schwertmannit als verwertbarem Rohstoff für z. B. Adsorbentien
Einsatzbereich	eisen- und sulfathaltige saure Wässer
Verfahrenskategorie	semiaktives Verfahren zur Behandlung oberirdisch gefasster Wässer
Relevante Prozesse	Induzierung der mikrobiellen chemolithotrophen Eisenoxidation; folgend Fällung von Schwertmannit (Eisensulfat-Mineral);
Rechtliche Anforderung	gen
Genehmigungsfähigkeit	-
Relev. Umwelteinflüsse	Errichtung einer technischen Wasserbehandlungsanlage
Bestehende Patentrechte	DE 102 21 756 A1
Verfahrensbeschreibun	ng
Art des Verfahrens	In einem Belüftungsbecken wird dem Wasser Sauerstoff zugeführt, der pH-Wert wird durch Chemikalien oder über die gesteuerte Aufenthaltszeit auf den Zielbereich von 2,5 – 3,5 angepasst. Im folgenden Reaktionsbecken wird Eisen-II mikrobiell katalysiert an Aufwuchskörpern oxidiert und als Schwertmannit ausgefällt. Der Schlamm wird zur Gewinnung von Schwertmannit weiter verwertet.
Kennzahlen	Reinigungsleistung Pilotanlage Tzschelln: • 17–26 g _{Fe} /m ³ /h • Verringerung um 300 mg/L Eisen, 100 mg/L Sulfat
Schema	Quelle: GEOS (2017)

Empfohlene Literaturquellen

Nurmi P, Özkaya B, Sasaki K, et al (2010) Biooxidation and precipitation for iron and sulfate removal from heap bioleaching effluent streams. Hydrometallurgy 101:7-14.

GEOS (2010) Umweltfreundliche biotechnologische Gewinnung von Eisenhydroxisulfaten aus der Bergbauwasserbehandlung und deren Verwertung als Roh- und Grundstoff in der keramischen, Baustoffe produzierenden sowie Farben und Pigmente herstellenden Industrie zur Kosten-, Rohstoff- und Ressourceneinsparung, Teilprojekt 1: Koordination sowie Anlagenbetrieb und Produktherstellung. Schlussbericht BMBF Förderkennzeichen 01 RI05013. Leitung: G.E.O.S. Freiberg Ingenieurgesellschaft mbH.

GEOS (2017) Verwertung von Schwertmannit für Adsorbenzien zur energieneutralen, passiven Wasseraufbereitung. Schlussbericht BMBF Förderkennzeichen 02WQ1309. Leitung: G.E.O.S. Freiberg Ingenieurgesellschaft mbH.









Bewertung	
Anforderungen	Eisenhaltige saure Wässer; Wässer müssen für eine oberirdische Anlage gefasst werden können; zur Wirtschaftlichkeit der Anlage trägt eine Verwertung des entstehenden Schwert- mannitschlammes bei
Vorteile	 + gute Prozesskontrolle (aktives Verfahren) + keine Kohlenstoffquelle zuzuführen (ggf. Nährstoffe) + Prozess gut steuerbar + Gewinnung eines verwertbaren Produktes
Nachteile	 bisher keine geschlossene Produkt-Verwertungskette keine vollständige Sulfatabscheidung möglich Kosten für Wasserfassung noch kein erprobtes Verfahren pH-Wert Anhebung nach Schwertmannitfällung notwendig
Anforderungen an Umwelt	Flächenbedarf für Bau; nachgeschaltete Wasserbehandlung nötig
geschätzte Leistungsfähig- keit unter sächsischen Bedingungen	bei vorhandenen GWRA als ergänzender/alternativer Aufbereitungsschritt mit Ge- winnung eines verwertbaren Rohstoffes.

	Investition	Angaben für eine Pilotanlage in Tzschelln (GEOS, 2017)
Kosten	Betrieb	Angaben für eine Pilotanlage in Tzschelln (GEOS, 2017) (Strom, Personalkosten, Gewinn durch Verwertung Schwertmannit nach Synthese)
	Chemikalien	keine bis gering: Sauerstoff aus der Luft, ggf. Nährlösungen (GEOS, 2017)

Beispiele	Weltweit	einige Pilotvorhaben: - Matsuo Mine (Japan) - Philipsburg (Pennsylvania, USA)
	Sachsen	Pilotvorhaben: - auf dem Gelände der GWRA Tzschelln (Lausitz) (GEOS, 2010, 2017)









10.7 BEWERTUNG DER VERFAHREN FÜR GWK-BELASTUNGSGRUPPEN

Legende:

- Ø: Verfahren generell für den WK-Typ nicht geeignet (Bewertung scheidet aus)
- +: Verfahren für den Parameterbereich geeignet
- o: unter bestimmten Bedingungen geeignet
- -: Verfahren für den Parameterbereich nicht geeignet
- ?: unbekannt,
- ...?: unbekannte Reinigungsleistung für Parameter ...







GWK Belastungsgru 3 GWK: Großraum Leipzig 1	Ippe Sulfa i Hallesche/Kötl	t iener Moränei	nlandschaft	Eulagebie	Ţ			
Verfahren	aerobe konstruierte Feuchtgebiete	anaerobe konstruierte Feuchtgebiete	in-situ reaktive Barrieren	in-situ reaktive Zonen	Reaktoren autotrophe Sulfatreduktion	Reaktoren heterotrophe Sulfatreduktion	Reaktoren Schwertmannitverfahren	Grenzwert
Milieuparameter								
pH-Wert: 5,57,2	Ø	Ø	+	+	+	+	- (zu hoch)	
Redoxpotential: 56430 mV	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
Temperatur: 9,913 °C	Ø	Ø	+	+	o (limitierend)	o (limitierend)	o (limitierend)	
Leitfähigkeit: 5501800 uS/cm	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
Sauerstoff: 0,17,9 mg/L	Ø	Ø	o (O ₂ stört)	o (O ₂ stört)	o (O ₂ stört)	o (O ₂ stört)	+	
Nitrat: 0,3130 mg/L	Ø	Ø	o (NO ₃ stört)	o (NO ₃ stört)	o (NO3 stört)	o (NO ₃ stört)	+	
Ammonium: 0,035,2 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
Eisen: 0,037,6 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	- (zu wenig)	
Mangan: 0,0021,5 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
o-Phosphat: 0,020,5 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
DOC: 1,76,1 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
TIC: 11100 mg/L	Ø	Ø	+	÷	+	+	+	
KS 4,3: 0,47,7 mmol/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
KB 8,2: 0,72,8 mmol/L	Ø	Ø	÷	÷	+	÷	+	
Schadstoffe								
Arsen (0,44,2 µg/L)	Ø	Ø	+	+	+	+	+	10
Blei (0,34,7 µg/L)	Ø	Ø	+	+	+	+	+	10
Cadmium (0,10,6 µg/L)	Ø	Ø	+	+	+	+	+	0,5
Sulfat (120660 mg/L)	Ø	Ø	+	+	+	+	- (Fe-Zugabe)	250

Tabelle 42: Bewertung Verfahren: GWK-Belastungsgruppe Sulfat

VITA-MIN





LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE



2 GWK: Lohsa-Nochten Ho	yerswerda		,	١				
Verfahren	aerobe konstruierte Feuchtgebiete	anaerobe konstruierte Feuchtgebiete	in-situ reaktive Barrieren	in-situ reaktive Zonen	Reaktoren autotrophe Sulfatreduktion	Reaktoren heterotrophe Sulfatreduktion	Reaktoren Schwertmannitverfahren	Grenzwert
Milieuparameter								
pH-Wert: 4,46,5	Ø	Ø	+	+	+	+	o (zu hoch)	
Redoxpotential: 140320 mV	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
Temperatur: 9,812 °C	Ø	Ø	+	+	o (limitierend)	o (limitierend)	o (limitierend)	
Leitfähigkeit: 4401900 uS/cm	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
Sauerstoff: 0,10,4 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
Nitrat: 0,21,9 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
Ammonium: 0,061,7 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
Eisen: 4,9330 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
Mangan: 0,14,8 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
o-Phosphat: 0,040,1 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
DOC: 1,19,4 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
TIC: 10130 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
KS 4,3: 0,11,2 mmol/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
KB 8,2: 0,63,6 mmol/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
Schadstoffe								
Arsen (0,40,7 µg/L)	Ø	Ø	+	+	+	+	+	10
Blei (0,712 µg/L)	Ø	Ø	+	+	+	+	+	10
Cadmium (0,045,4 µg/L)	Ø	Ø	+	+	+	+	\$	0,5
Sulfat (461200 mg/L)	Ø	Ø	+	+	+	+	o(ggf. wenig Fe)	250

Tabelle 43: Bewertung Verfahren: GWK-Belastungsgruppe Sulfat – Cadmium (anoxisch)

GWK Belastungsgruppe Sulfat – Cadmium (anoxisch) 2 GWK: Johsa-Nochten J Hoverswerda





LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE



Seite | LIX





	Grenzwert																	10	10	0,5	250
	Reaktoren Schwertmannitverfahren		- (zu hoch)	+	o (limitierend)	+	+	+	+	- (zu wenig)	+	+	+	+	+	+		÷	+	ځ	- (Fe-Zugabe)
	Reaktoren heterotrophe Sulfatreduktion		+	+	o (limitierend)	+	o (O ₂ stört)	o (NO ₃ stört)	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+
	Reaktoren autotrophe Sulfatreduktion		+	+	o (limitierend)	+	o (O ₂ stört)	o (NO ₃ stört)	+	÷	+	+	+	+	+	÷		+	+	+	+
	in-situ reaktive Zonen		+	+	+	+	o (O ₂ stört)	o (NO ₃ stört)	+	+	+	÷	+	+	+	÷		+	+	+	+
	in-situ reaktive Barrieren		+	÷	÷	+	o (O ₂ stört)	o (NO ₃ stört)	+	+	+	÷	+	+	+	÷		+	+	+	+
egebiet	anaerobe konstruierte Feuchtgebiete		Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø		Ø	Ø	Ø	Ø
hlema Parth	aerobe konstruierte Feuchtgebiete		Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø		Ø	Ø	Ø	Ø
3 GWK: Lober-Leine Aue-Sc	Verfahren	Milieuparameter	pH-Wert: 5,57,1	Redoxpotential: 55560 mV	Temperatur: 8,715 °C	Leitfähigkeit: 1801700 uS/cm	Sauerstoff: 0,29,5 mg/L	Nitrat: 0,4110 mg/L	Ammonium: 0,030,9 mg/L	Eisen: 0,0225 mg/L	Mangan: 0,0043,7 mg/L	o-Phosphat: 0,010,2 mg/L	DOC: 0,811 mg/L	TIC: 3100 mg/L	KS 4,3: 0,27,5 mmol/L	KB 8,2: 0,23,4 mmol/L	Schadstoffe	Arsen (0,49,8 µg/L)	Blei (0,211 μg/L)	Cadmium (0,072,4 µg/L)	Sulfat (451200 mg/L)

Tabelle 44: Bewertung Verfahren: GWK-Belastungsgruppe Sulfat – Cadmium (aerob)

GWK Belastungsgruppe Sulfat - Cadmium (aerob) 3 GWK: Lober-Leine | Aue-Schlema | Parthegebiet









Belastungsgruppe S 2 GWK: Weisselsterbecken n	i ulfat – Ca nit Bbb Schw	dmium – arze Elster	Blei (te	ilweise	anoxisch/	anoxisch)		
Verfahren	aerobe konstruierte Feuchtgebiete	anaerobe konstruierte Feuchtgebiete	in-situ reaktive Barrieren	in-situ reaktive Zonen	Reaktoren autotrophe Sulfatreduktion	Reaktoren heterotrophe Sulfatreduktion	Reaktoren Schwertmannitverfahren	Grenzwert
Milieuparameter								
pH-Wert: 4,17,0	Ø	Ø	+	+	+	+	o (zu hoch)	
Redoxpotential: -4390 mV	Ø	Ø	÷	+	+	+	+	
Temperatur: 1015 °C	Ø	Ø	+	+	o (limitierend)	o (limitierend)	o (limitierend)	
Leitfähigkeit: 25300 µS/cm	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
Sauerstoff: 0,13,3 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
Nitrat: 0,27,4 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
Ammonium: 0,0351 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
Eisen: 0,31400 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
Mangan: 0,116 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
o-Phosphat: 0,010,3 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
DOC: 2,118 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
TIC: 22190 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
KS 4,3: 2,5140 mmol/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
KB 8,2: 16,8 mmol/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
Schadstoffe								
Arsen (0,44,8 μg/L)	Ø	Ø	+	+	+	+	+	10
Blei (135 μg/L)	Ø	Ø	ۍ	۰.	\$	۲.		10
Cadmium (0,57,4 µg/L)	Ø	Ø	+	+	+	+	۲	0,5
Sulfat (2604400 mg/L)	Ø	Ø	+	+	+	+	- (Fe-Zugabe)	250

Tabelle 45: Bewertung Verfahren: GWK-Belastungsgruppe Sulfat – Cd – Pb (anoxisch)









Belastungsgruppe S 1 GWK: Strengbach	iulfat – Ca	dmium –	Blei (at	erob)				
Verfahren	aerobe konstruierte Feuchtgebiete	anaerobe konstruierte Feuchtgebiete	in-situ reaktive Barrieren	in-situ reaktive Zonen	Reaktoren autotrophe Sulfatreduktion	Reaktoren heterotrophe Sulfatreduktion	Reaktoren Schwertmannitverfahren	Grenzwert
Milieuparameter								
pH-Wert: 67,1	Ø	Ø	+	+	+	+	- (zu hoch)	
Redoxpotential: 78290 mV	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
Temperatur: 1012 °C	Ø	Ø	+	+	o (limitierend)	o (limitierend)	o (limitierend)	
Leitfähigkeit: 12001600 uS/cm	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
Sauerstoff: 0,35 mg/L	Ø	Ø	o (O ₂ stört)	o (O ₂ stört)	o (O2 stört)	o (O ₂ stört)	+	
Nitrat: 0,469 mg/L	Ø	Ø	o (NO ₃ stört)	o (NO ₃ stärt)	o (NO ₃ stört)	o (NO3 stört)	+	
Ammonium: 0,030,3 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
Eisen: 0,143 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	- (zu wenig)	
Mangan: 0,024,1 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
o-Phosphat: 0,010,1 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
DOC: 1,63,2 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
TIC: 55120 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
KS 4,3: 2,86,7 mmol/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
KB 8,2: 0,71,7 mmol/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
Schadstoffe								
Arsen (0,30,5 μg/L)	Ø	Ø	+	+	+	+	+	10
Blei (0,421 µg/L)	Ø	Ø	5	د.	ć	۲		10
Cadmium (0,13 µg/L)	Ø	Ø	+	+	+	+	ځ	0,5
Sulfat (881700 mg/L)	Ø	Ø	+	+	+	+	- (Fe-Zugabe)	250

Tabelle 46: Bewertung Verfahren: GWK-Belastungsgruppe Sulfat – Cd – Pb (aerob)









Belastungsgruppe C 1 GWK: Obere Freiberger Mu	ladmium L	iberprägt						
Verfahren	aerobe konstruierte Feuchtgebiete	anaerobe konstruierte Feuchtgebiete	in-situ reaktive Barrieren	in-situ reaktive Zonen	Reaktoren autotrophe Sulfatreduktion	Reaktoren heterotrophe Sulfatreduktion	Reaktoren Schwertmannitverfahren	Grenzwert
Milieuparameter								
pH-Wert: 57	Ø	Ø	+	+	+	+	- (zu hoch)	
Redoxpotential: 220570 mV	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
Temperatur: 8,312 °C	Ø	Ø	+	+	o (limitierend)	o (limitierend)	o (limitierend)	
Leitfähigkeit: 2001800 uS/cm	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
Sauerstoff: 1,611 mg/L	Ø	Ø	o (O ₂ stört)	o (O ₂ stört)	o (O ₂ stört)	o (O ₂ stört)	+	
Nitrat: 459 mg/L	Ø	Ø	o (NO ₃ stört)	o (NO ₃ stärt)	o (NO ₃ stört)	o (NO ₃ stört)	+	
Ammonium: 0,030,2 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
Eisen: 0,033,9 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	- (zu wenig)	
Mangan: 0,0038,2 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
o-Phosphat: 0,030,2 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
DOC: 13,4 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
TIC: 329 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
KS 4,3: 0,12,2 mmol/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
KB 8,2: 0,23,1 mmol/L	Ø	Ø	+	÷	+	+	+	
Schadstoffe								
Arsen (0,432 µg/L)	Ø	Ø	+	ć	+	+	+	10
Blei (0,3140 µg/L)	Ø	Ø	ć	ć	٤	٤	1	10
Cadmium (0,1600 µg/L)	Ø	Ø	ć	ć	۲.	۲.	•	0,5
Sulfat (26670 mg/L)	Ø	Ø	+	+	+	+	- (Fe-Zugabe)	250

Tabelle 47: Bewertung Verfahren: GWK-Belastungsgruppe Cadmium überprägt

VITA-MIN







Belastungsgruppe C 3 GWK: Zwickau Obere Zsc	Cadmium – Chopau Weiss	· Arsen (t _{eritz}	eilweis	e Blei un	d Sulfat)			
Verfahren	aerobe konstruierte Feuchtgebiete	anaerobe konstruierte Feuchtgebiete	in-situ reaktive Barrieren	in-situ reaktive Zonen	Reaktoren autotrophe Sulfatreduktion	Reaktoren heterotrophe Sulfatreduktion	Reaktoren Schwertmannitverfahren	Grenzwert
Milieuparameter								
pH-Wert: 57,6	Ø	Ø	+	+	+	+	- (zu hoch)	
Redoxpotential: 160470 mV	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
Temperatur: 6,414 °C	Ø	Ø	+	+	o (limitierend)	o (limitierend)	o (limitierend)	
Leitfähigkeit: 753500 µS/cm	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
Sauerstoff: 0,411 mg/L	Ø	Ø	o (O ₂ stört)	o (O ₂ stört)	o (O ₂ stört)	o (O ₂ stört)	+	
Nitrat: 0,645 mg/L	Ø	Ø	o (NO ₃ stört)	o (NO ₃ stärt)	o (NO ₃ stört)	o (NO ₃ stört)	+	
Ammonium: 0,0310 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
Eisen: 0,027,4 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	- (zu wenig)	
Mangan: 0,0013,5 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
o-Phosphat: 0,030,8 mg/L	Ø	Ø	+	÷	+	+	+	
DOC: 0,44,1 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
TIC: 2693 mg/L	Ø	Ø	+	÷	+	+	+	
KS 4,3: 0,0715 mmol/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
KB 8,2: 0,14 mmol/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
Schadstoffe								
Arsen (0,489 µg/L)	Ø	Ø	+	ć	+	+	+	10
Blei (0,236 μg/L)	Ø	Ø	+	+	+	+	+	10
Cadmium (0,065,8 µg/L)	Ø	Ø	+	+	+	+	ځ	0,5
Sulfat (31950 mg/L)	Ø	Ø	+	+	+	+	- (Fe-Zugabe)	250



VITA-MIN





LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE



Belastungsgruppe C 4 GWK: Schwarzwasser Mit	C admium ttlere Zschopau	ı Obere Flo€	sha Niesky	`				
Verfahren	aerobe konstruierte Feuchtgebiete	anaerobe konstruierte Feuchtgebiete	in-situ reaktive Barrieren	in-situ reaktive Zonen	Reaktoren autotrophe Sulfatreduktion	Reaktoren heterotrophe Sulfatreduktion	Reaktoren Schwertmannitverfahren	Grenzwert
Milieuparameter								
pH-Wert: 57,2	Ø	Ø	+	+	+	+	- (zu hoch)	
Redoxpotential: 230480 mV	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
Temperatur: 7,212 °C	Ø	Ø	+	+	o (limitierend)	o (limitierend)	o (limitierend)	
Leitfähigkeit: 831300 µS/cm	Ø	Ø	+	÷	+	+	÷	
Sauerstoff: 0,111 mg/L	Ø	Ø	o (O ₂ stört)	o (O ₂ stört)	o (O ₂ stört)	o (O ₂ stört)	+	
Nitrat: 0,327 mg/L	Ø	Ø	o (NO ₃ stört)	o (NO ₃ stört)	o (NO ₃ stört)	o (NO ₃ stört)	+	
Ammonium: 0,030,4 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
Eisen: 0,0368 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	- (zu wenig)	
Mangan: 0,0012,6 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
o-Phosphat: 0,030,2 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
DOC: 0,58,3 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
TIC: 156 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
KS 4,3: 0,052,2 mmol/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
KB 8,2: 0,11,5 mmol/L	Ø	Ø	+	÷	+	+	+	
Schadstoffe								
Arsen (0,419 µg/L)	Ø	Ø	+	+	+	+	+	10
Blei (0,210 μg/L)	Ø	Ø	+	+	+	+	+	10
Cadmium (0,064,5 μg/L)	Ø	Ø	+	+	+	+	ځ	0,5
Sulfat (23270 mg/L)	Ø	Ø	+	+	+	+	- (Fe-Zugabe)	250

Tabelle 49: Bewertung Verfahren: GWK-Belastungsgruppe Cadmium

VITA-MIN





LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE



Belastungsgruppe A 2 GWK: Chemnitz-1 Elbe	rsen							
Verfahren	aerobe konstruierte Feuchtgebiete	anaerobe konstruierte Feuchtgebiete	in-situ reaktive Barrieren	in-situ reaktive Zonen	Reaktoren autotrophe Sulfatreduktion	Reaktoren heterotrophe Sulfatreduktion	Reaktoren Schwertmannitverfahren	Grenzwert
Milieuparameter								
pH-Wert: 5,87,6	Ø	Ø	+	+	+	+	- (zu hoch)	
Redoxpotential: 180560 mV	Ø	Ø	+	÷	+	+	+	
Temperatur: 9,113 °C	Ø	Ø	+	+	o (limitierend)	o (limitierend)	o (limitierend)	
Leitfähigkeit: 4201600 uS/cm	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
Sauerstoff: 07,8 mg/L	Ø	Ø	o (O ₂ stört)	o (O ₂ stört)	o (O ₂ stört)	o (O ₂ stört)	+	
Nitrat: 0,382 mg/L	Ø	Ø	o (NO ₃ stört)	o (NO ₃ stärt)	o (NO ₃ stört)	o (NO ₃ stört)	+	
Ammonium: 0,031,1 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
Eisen: 0,025,7 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	- (zu wenig)	
Mangan: 0,0023,6 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
o-Phosphat: 0,020,5 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
DOC: 0,95,4 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
TIC: 1867 mg/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
KS 4,3: 14,8 mmol/L	Ø	Ø	+	+	+	+	+	
KB 8,2: 0,23,6 mmol/L	Ø	Ø	+	÷	+	+	÷	
Schadstoffe								
Arsen (0,446 µg/L)	Ø	Ø	+	ć	+	+	+	10
Blei (0,25,1 µg/L)	Ø	Ø	+	+	+	+	+	10
Cadmium (0,041 µg/L)	Ø	Ø	+	+	+	+	+	0,5
Sulfat (19340 mg/L)	Ø	Ø	+	+	+	+	- (Fe-Zugabe)	250

Tabelle 50: Bewertung Verfahren: GWK-Belastungsgruppe Arsen

VITA-MIN





LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE





10.8 BEWERTUNG DER VERFAHREN FÜR OWK-BELASTUNGSGRUPPEN

Legende:

- Ø: Verfahren generell für den WK-Typ nicht geeignet (Bewertung scheidet aus)
- +: Verfahren für den Parameterbereich geeignet
- o: unter bestimmten Bedingungen geeignet
- -: Verfahren für den Parameterbereich nicht geeignet
- ?: unbekannt,
- ...?: unbekannte Reinigungsleistung für Parameter ...







OWK Belastungsgrupp 7 OWK: Schwarzwasser-1 Schr	e Arsen – warzwasser-2	Eisen – M Oswaldbach	etalle Münzbach-1	Schwarze	Pockau-1a Plof	inbach Rokots	schingraben	
Verfahren	aerobe konstruierte Feuchtgebiete	anaerobe konstruierte Feuchtgebiete	in-situ reaktive Barrieren	in-situ reaktive Zonen	Reaktoren autotrophe Sulfatreduktion	Reaktoren heterotrophe Sulfatreduktion	Reaktoren Schwertman- nitverfahren	Grenz- wert
Milieuparameter								
pH-Wert: 6,37,6	+	+	Ø	Ø	+	+	- (zu hoch)	5,58,5
Sauerstoff: 9,811 mg/L	+	+	Ø	Ø	o	0	+	
Leitfähigkeit: 80300 µS/cm	+	+	Ø	Ø	+	+	+	
Nitrat: 0,33,5 mg/L	+	+	Ø	Ø	+	+	+	
Nitrit: 0,010,08 mg/L	+	+	Ø	Ø	+	+	+	
Orthophosphat: 0,060,3 mg/L	+	+	Ø	Ø	+	+	+	
Schadstoffe								
Sulfat (2252 mg/L)	+	o (zu niedrig)	Ø	Ø	- (zu niedrig)	o (zu niedrig)	- (zu niedrig)	75220
Eisen (0,73,8 mg/L)	+	+	Ø	Ø	+	+	- (zu niedrig)	0,71,8
Arsen < 63 µm (571150 mg/kg)	+	+	Ø	Ø	0	0	0	40
Blei gesamt (0,928 µg/L)	+	+	Ø	Ø	2	ć	ځ	1,2
Cadmium gesamt (0,0616 µg/L)	+	+	Ø	Ø	ۍ	0	ۍ	0,08
Chrom < 63 µm (1,94,9 mg/kg)	+	+	Ø	Ø	+	+	+	640
Kupfer < 63 µm (22885 mg/kg)	+	+	Ø	Ø	0	0	0	160
Nickel gesamt (2,614,2 µg/L)	+	+	Ø	Ø	ć	د.	۲.	4
Zink < 63 µm (1605040 mg/kg)	+	+	Ø	Ø	0	0	0	800

Tabelle 51: Bewertung Verfahren: OWK-Belastungsgruppe Arsen – Eisen – Metalle

VITA-MIN







OWK Belastungsgrup	pe Arsen –	Eisen – S	ulfat – M	etalle				
15 OWK: Triebisch-2 Schleichg ben aus Tiefensee Loi	raben Mulde-4 ber-3 Lober-Le	t Mulde-6 M ine-Kanal Sp	lulde-7 Freil orödaer Bach	berger Mulde Eula-4 Sp	9-3 Freiberger ree-4 Kleine Sp	∕lulde-4 Münz oree-2	bach-2 Gra-	
Verfahren	aerobe konstruierte Feuchtgebiete	anaerobe konstruierte Feuchtgebiete	in-situ reaktive Barrieren	in-situ reaktive Zonen	Reaktoren autotrophe Sulfatreduktion	Reaktoren heterotrophe Sulfatreduktion	Reaktoren Schwertman- nitverfahren	Grenz- wert
Milieuparameter								
pH-Wert: 6,97,8	+	+	Ø	Ø	+	+	- (zu hoch)	5,58,5
Sauerstoff: 6,110,7 mg/L	+	+	Ø	Ø	ο	o	+	
Leitfähigkeit: 4201240 µS/cm	+	+	Ø	Ø	+	+	+	
Nitrat: 0,87,9 mg/L	+	+	Ø	Ø	+	+	+	
Nitrit: 0,010.24 mg/L	+	+	Ø	Ø	+	+	+	
Orthophosphat: 0,0413,4 mg/L	+	+	Ø	Ø	+	+	+	
Schadstoffe								
Sulfat (89474 mg/L)	-	+	Ø	Ø	+	+	- (zu wenig Fe)	75220
Eisen (0,7810 mg/L)	+	+	Ø	Q	+	+	- (zu niedrig)	0,71,8
Arsen < 63 µm (501290 mg/kg)	+	+	Ø	Ø	0	0	ć	40
Blei gesamt (0,40130 µg/L)	+	+	Ø	Ø	ځ	+	\$	1,2
Cadmium gesamt (0,0580 µg/L)	+	÷	Ø	Ø	ځ	0	۲	0,08
Chrom < 63 µm (1,58,3 mg/kg)	+	+	Ø	Ø	+	+	+	640
Kupfer < 63 µm (27664 mg/kg)	+	+	Ø	Ø	0	0	0	160
Nickel gesamt (5,017 µg/L)	+	+	Ø	Ø	ځ	+	د:	4
Zn < 63 µm (18325700 mg/kg)	+	÷	Ø	Ø	0	0	0	800

Tabelle 52: Bewertung Verfahren: OWK-Belastungsgruppe Arsen – Eisen – Sulfat – Metalle









Ø	,
ž	•
Ĩ.	1
2	
1	,
•	
2	Ì
Ð	•
Ś	1
\geq	ì
Y	ļ
Ð	1
۵,	
D	į
3	Ì
	(
9	1
S	ì
Ø	•
2	
3	Ì
1	
~	ļ
10	•
Ð	1
Q	
	•
1	
~	1

Fleißenbach | Zwota | Weißeritz-2 | Triebisch-1 | Mulde-2 | Mulde-3 | Kleine Pyra | Bockauer Dorfbach | Zschorlaubach | Schlema | Zwönitz-1 | Gornsdorfer Bach | Freiberger Mulde-2 | Freiberger Mulde-5 | Kleinwaltersdorfer Bach | Sohrbach | Zschopau-1 | Zschopau-2 | Sehma | Pöhla-1 | Jöhstädter Schwarzwasser | Wilisch | Seiffener Bach | Schwarze Pockau-1b lle ОМ

Bewert	ung	j Ve	rfa	hre	n: C)WK	(-Be	elas	tun	gsg	rup	pe	Ars	en -	- M	etal	le
Grenz- wert		5,58,5							75220	0,71,8	40	1,2	0,08	640	160	4	800
Reaktoren Schwertman- nitverfahren		- (zu hoch)	+	+	+	+	+		- (zu niedrig)	- (zu niedrig)	0	ć	ć	+	0	ć	0
Reaktoren heterotrophe Sulfatreduktion		+	o	+	+	+	+		o (zu niedrig)	+	0	ć	0	+	0	۷.	0
Reaktoren autotrophe Sulfatreduktion		+	0	+	+	+	+		- (zu niedrig)	+	0	۷	د.	+	0	۷.	0
in-situ reaktive Zonen		Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø		Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Q
in-situ reaktive Barrieren		Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø		Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø
anaerobe konstruierte Feuchtgebiete		+	+	+	÷	+	÷		o (zu niedrig)	+	+	+	+	+	+	+	+
aerobe konstruierte Feuchtgebiete		+	+	+	+	+	+		+	o (zu niedrig)	+	0	0	+	+	0	+
Verfahren	Milieuparameter	pH-Wert: 6,57,8	Sauerstoff: 1012 mg/L	Leitfähigkeit: 99380 µS/cm	Nitrat: 0,859,9 mg/L	Nitrit: 0,010,1 mg/L	Orthophosphat: 0,040,67 mg/L	Schadstoffe	Sulfat (2173 mg/L)	Eisen (0,080,69 mg/L)	Arsen < 63 µm (411420 mg/kg)	Blei gesamt (0,667,8 µg/L)	Cadmium ges. (0,151,7 µg/L)	Chrom < 63 µm (1,14,3 mg/kg)	Kupfer < 63 µm (43406 mg/kg)	Nickel gesamt (1,815 µg/L)	Zink < 63 µm (3581770 mg/kg)

Tabelle 53:











Tabelle 54: Bewertung Verfahren: OWK-Belastungsgruppe Arsen – Sulfat – Metalle

VITA-MIN



OWK Belastungsgruppe Arsen – Sulfat – Metalle



LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE



Seite | LXXI





OWK Belastungsgrupp	e Eisen							
1 OWK: Weigersdorfer Fließ-2								
Verfahren	aerobe konstruierte Feuchtgebiete	anaerobe konstruierte Feuchtgebiete	in-situ reaktive Barrieren	in-situ reaktive Zonen	Reaktoren autotrophe Sulfatreduktion	Reaktoren heterotrophe Sulfatreduktion	Reaktoren Schwertman- nitverfahren	Grenz- wert
Milieuparameter								
pH-Wert: 7,2	+	+	Ø	Ø	+	+	- (zu hoch)	5,58,5
Sauerstoff: 8,9 mg/L	+	+	Ø	Ø	0	0	+	
Leitfähigkeit: 310 µS/cm	+	+	Ø	Ø	+	+	+	
Nitrat: 1,5 mg/L	+	+	Ø	Ø	+	+	+	
Nitrit: 0,03 mg/L	+	+	Ø	Ø	+	+	+	
Orthophosphat: 0,05 mg/L	+	+	Ø	Ø	+	+	+	
Schadstoffe								
Sulfat (64 mg/L)	+	o (zu niedrig)	Ø	Ø	- (zu niedrig)	o (zu niedrig)	- (zu niedrig)	75220
Eisen (1,5 mg/L)	+	+	Ø	Ø	0	0	- (zu niedrig)	0,71,8
Arsen < 63 µm (31 mg/kg)	+	+	Ø	Ø	+	+	+	40
Blei gesamt (0,75 μg/L)	+	+	Ø	Ø	+	+	+	1,2
Cadmium gesamt (0,076 µg/L)	+	+	Ø	Ø	+	+	+	0,08
Chrom < 63 µm (1,3 mg/kg)	+	+	Ø	Ø	+	+	+	640
Kupfer < 63 µm (k. A.)	+	+	Ø	Ø	+	+	+	160
Nickel gesamt (3,8 µg/L)	+	+	Ø	Ø	+	+	+	4
Zink < 63 µm (180 mg/kg)	+	+	Ø	Ø	+	+	+	800

Tabelle 55: Bewertung Verfahren: OWK-Belastungsgruppe Eisen







4 OWK: Brunndöbra (Große Boc	kau Zwönitz-	-2 Rote Pocka	ים					
	Verfahren	aerobe konstruierte Feuchtgebiete	anaerobe konstruierte Feuchtgebiete	in-situ reaktive Barrieren	in-situ reaktive Zonen	Reaktoren autotrophe Sulfatreduktion	Reaktoren heterotrophe Sulfatreduktion	Reaktoren Schwertman- nitverfahren	Grenz- wert
Milieuparameter									
pH-Wert.	: 5,67,4	+	+	Ø	Ø	+	+	- (zu hoch)	5,58,5
Sauerstoff: 8,6.	11 mg/L	+	+	Ø	Ø	0	o	+	
Leitfähigkeit: 673.	30 µS/cm	+	+	Ø	Ø	+	+	+	
Nitrat: 0,69	.6,2 mg/L	+	+	Ø	Ø	+	+	+	
Nitrit: 0,016),09 mg/L	+	+	Ø	Ø	+	+	+	
Orthophosphat: 0,070), 75 mg/L	+	+	Ø	Ø	+	+	+	
Schadstoffe									
Sulfat (14	57 mg/L)	+	o (zu niedrig)	Ø	Ø	- (zu niedrig)	o (zu niedrig)	- (zu niedrig)	75220
Eisen (0,7)	1,1 mg/L)	+	0	Ø	Ø	0	0	- (zu niedrig)	0,71,8
Arsen < 63 µm (3	(8 mg/kg)	÷	+	Ø	Ø	+	+	+	40
Blei gesamt (1,1	3,6 µg/L)	+	0	Ø	Ø	ځ	۷.	ځ	1,2
Cadmium gesamt (0,2	0,8 µg/L)	+	0	Ø	Ø	ځ	0	2	0,08
Chrom < 63 µm (2,24,	0 mg/kg)	+	+	Ø	Ø	+	+	+	640
Kupfer < 63 µm (10	0 mg/kg)	+	+	Ø	Ø	+	+	+	160
Nickel gesamt (4,3	9,1 µg/L)	+	0	Ø	Ø	ځ	ć	ځ	4
Zink < 63 µm (57	'0 mg/kg)	÷	÷	Ø	Ø	+	+	+	800

Tabelle 56: Bewertung Verfahren: OWK-Belastungsgruppe Eisen – Metalle

VITA-MIN



OWK Belastungsgruppe Eisen – Metalle





4 OWK: Leine-2 Schadet	oach-2	Pösgraben	Weißer Schöps	5-4					
Veri	fahren	aerobe konstruierte Feuchtgebiete	anaerobe konstruierte Feuchtgebiete	in-situ reaktive Barrieren	in-situ reaktive Zonen	Reaktoren autotrophe Sulfatreduktion	Reaktoren heterotrophe Sulfatreduktion	Reaktoren Schwertman- nitverfahren	Grenz- wert
Milieuparameter									
pH-Wert: 6,.	37,8	+	+	Ø	Ø	+	+	- (zu hoch)	5,58,5
Sauerstoff: 7,110) mg/L	+	+	Ø	Ø	ο	o	+	
Leitfähigkeit: 4701020 µ	uS/cm	+	+	Ø	Ø	+	+	+	
Nitrat: 1,44,7	7 mg/L	+	+	Ø	Ø	+	+	+	
Nitrit: 0,020,09) mg/L	+	+	Ø	Ø	+	+	+	
Orthophosphat: 0,151,1	; mg/L	+	+	Ø	Ø	+	+	+	
Schadstoffe									
Sulfat (160300	(J/bu		+	Ø	Ø	+	+	-(zu wenig Fe)	75220
Eisen (0,891,9 .	(T/bm	+	+	Ø	Ø	+	+	- (zu niedrig)	0,71,8
Arsen < 63 µm (22 n	(g/kg)	+	+	Ø	Ø	+	+	+	40
Blei gesamt (0,881,1	hg/L)	+	+	Ø	Ø	+	+	+	1,2
Cadmium ges. (0,060,07	(J/br)	+	+	Ø	Ø	+	+	+	0,08
Chrom < 63 µm (1,42,1 n	(g//gr	+	+	Ø	Ø	+	+	+	640
Kupfer < 63 µm (19 n	ng/kg)	+	+	Ø	Ø	+	+	+	160
Nickel gesamt (3,23,9	(1/6rl	+	+	Ø	Ø	+	+	+	4
Zink < 63 µm (200 m	(ba/bu	+	÷	Ø	Ø	÷	+	÷	800

Tabelle 57: Bewertung Verfahren: OWK-Belastungsgruppe Eisen – Sulfat

VITA-MIN



OWK Belastungsgruppe Eisen – Sulfat





Metalle
- Sulfat -
Eisen -
Belastungsgruppe
ошк

28 OWK: Wiederitz | Schwarze Elster-4 | Vincenzgraben | Kohlbach | Große Striegis-1 | Strengebach | Weiße Elster-11 | Weiße Els-ter-8 | Weiße Elster-9 | Schnauder-1 | Profener Elstermühlgraben | Pleiße-4a | Pleiße-4b | Wyhra-2 | Bürschgra-ben | Saubach | Fipper | Kleine Pleiße Markkleeberg | Neue Luppe | Neugraben | Raklitza | Struga-1 | Struga-2 | Lausitzer Nei-

	Bewert	ung	j Ve	erfa	hre	n: C)WK	(-Be	elas	tun	gsg	rup	ре	Eise	en -	· Su	lfat	-
	Grenz- wert		5,58,5							75220	0,71,8	40	1,2	0,08	640	160	4	800
	Reaktoren Schwertman- nitverfahren		o (zu hoch)	+	+	+	+	+		o(zu wenig Fe)	o (zu niedrig)	+	ć	ć	+	0	5	0
	Reaktoren heterotrophe Sulfatreduktion		+	0	+	+	+	+		+	+	+	+	0	+	0	+	0
	Reaktoren autotrophe Sulfatreduktion		+	0	+	+	+	+		+	+	+	د	ځ	+	0	ځ	0
	in-situ reaktive Zonen		Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø		Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø
rahen	in-situ reaktive Barrieren		Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø		Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø
Braunsteicho	anaerobe konstruierte Feuchtgebiete		+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+
e leanitzka	aerobe konstruierte Feuchtgebiete		+	+	+	+	+	+			+	+	+	+	+	+	+	+
Re-6 PlieRnitz-7 Gaul	Verfahren	Milieuparameter	pH-Wert: 4,78,1	Sauerstoff: 4,411 mg/L	Leitfähigkeit: 3401700 µS/cm	Nitrat: 0,1511 mg/L	Nitrit: 0,010,12 mg/L	Orthophosphat: 0,0312 mg/L	Schadstoffe	Sulfat (76950 mg/L)	Eisen (0,7675 mg/L)	Arsen < 63 µm (1132 mg/kg)	Blei gesamt (0,239,3 μg/L)	Cadmium ges. (0,050,87 µg/L)	Chrom < 63 µm (1,19,0 mg/kg)	Kupfer < 63 µm (28150 mg/kg)	Nickel gesamt (2,8150 µg/L)	Zink < 63 µm (601100 mg/kg)

Tabelle 58: Metalle









/e
tal
Ĩ
Σ
þ
đ
11
5S
gr
Ē
JS1
e/s
ğ
X
Ž
0

17 OWK: Krippenbach | Biela | Cunnersdorfer Bach | Colmnitzbach | Rodelandbach | Erbisdorfer Wasser | Geyerbach | Greifenbach-1 | Greifenbach-2 | Haselbach | Hüttenbach | Rungstockbach | Schwarze Pockau-2 | Schlettenbach | Trieb-1 | Rabenbach | Göltzsch-1

Bewe	rtur	ng \	/erf	ahr	en:	ow	/K-E	3ela	stu	ngs	gru	ippe	e Me	etal	le		
Grenz- wert		5,58,5							75220	0,71,8	40	1,2	0,08	640	160	4	800
Reaktoren Schwertman- nitverfahren		o (zu hoch)	+	+	+	+	+		- (zu niedrig)	- (zu niedrig)	+	2	2	+	+	ځ	÷
Reaktoren heterotrophe Sulfatreduktion		+	0	+	+	+	+		o (zu niedrig)	+	+	ć	0	+	+	ځ	÷
Reaktoren autotrophe Sulfatreduktion		+	0	+	+	+	+		- (zu niedrig)	+	+	ځ	ځ	+	+	ځ	÷
in-situ reaktive Zonen		Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø		Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø
in-situ reaktive Barrieren		Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø		Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø
anaerobe konstruierte Feuchtgebiete		+	+	+	+	+	+		o (zu niedrig)	+	+	+	+	+	+	+	+
aerobe konstruierte Feuchtgebiete		+	+	+	+	+	+		+	o (zu niedrig)	+	0	0	+	+	0	+
Verfahren	Milieuparameter	pH-Wert: 5,37,7	Sauerstoff: 9,611 mg/L	Leitfähigkeit: 60420 µS/cm	Nitrat: 0,657,7 mg/L	Nitrit: 0,010,11 mg/L	Orthophosphat: 0,040,66 mg/L	Schadstoffe	Sulfat (1860 mg/L)	Eisen (0, 10,57 mg/L)	Arsen < 63 µm (1634 mg/kg)	Blei gesamt (0,3618 µg/L)	Cadmium gesamt (0,13,2 µg/L)	Chrom < 63 µm (1,76,9 mg/kg)	Kupfer < 63 µm (4460 mg/kg)	Nickel gesamt (2,413 µg/L)	Zink < 63 um (270420 ma/ka)

Tabelle 59

VITA-MIN











2 OWK: Strengbach Strickgrab	len							
Verfahren	aerobe konstruierte Feuchtgebiete	anaerobe konstruierte Feuchtgebiete	in-situ reaktive Barrieren	in-situ reaktive Zonen	Reaktoren autotrophe Sulfatreduktion	Reaktoren heterotrophe Sulfatreduktion	Reaktoren Schwertman- nitverfahren	Grenz- wert
Milieuparameter								
pH-Wert: 7,87,9	+	+	Ø	Ø	+	+	- (zu hoch)	5,58,5
Sauerstoff: 7,68,6 mg/L	+	+	Ø	Ø	o	o	+	
Leitfähigkeit: 10201210 µS/cm	+	+	Ø	Ø	+	+	+	
Nitrat: 3,35,3 mg/L	+	+	Ø	Ø	+	+	+	
Nitrit: 0,010,03 mg/L	+	+	Ø	Ø	+	+	+	
Orthophosphat: 0,040,06 mg/L	+	+	Ø	Ø	+	+	+	
Schadstoffe								
Sulfat (210230 mg/L)	I	+	Ø	Ø	+	+	-(zu wenig Fe)	75220
Eisen (0,260,39 mg/L)	+	+	Ø	Ø	+	+	- (zu niedrig)	0,71,8
Arsen < 63 µm (8,0 mg/kg)	+	+	Ø	Ø	+	+	+	40
Blei gesamt (0,620,69 μg/L)	+	+	Ø	Ø	+	+	+	1,2
Cadmium ges. (0,040,06 µg/L)	+	+	Ø	Ø	+	+	+	0,08
Chrom < 63 µm (41 mg/kg)	+	+	Ø	Ø	+	+	+	640
Kupfer < 63 µm (65 mg/kg)	+	+	Ø	Ø	+	+	+	160
Nickel gesamt (1,21,7 µg/L)	+	+	Ø	Ø	+	+	+	4
Zink < 63 µm (340 mg/kg)	+	+	Ø	Ø	+	+	+	800

Tabelle 60: Bewertung Verfahren: OWK-Belastungsgruppe Sulfat



OWK Belastungsgruppe Sulfat





Metalle
÷
IJ,
Ξ
2
v)
Ø
đ
4
Ľ
9
S
อี
5
Ľ.
S
õ
Щ
X
2
1

bach Jahnsbach	
ritzbach-2 Rödlitz	aben Zschampert
bach-1 Lungw	bach-2 Floßgrä
bach Lungwitz	sgraben Göseli
er Bach Planitz	ן h Triebel Kreb
bach Reinsdorf	1 Gienickenbach
bach Lockwitz	2 Rohrgraben
16 OWK: Lotze	Lober

Verfahren	aerobe konstruierte Feuchtgebiete	anaerobe konstruierte Feuchtgebiete	in-situ reaktive Barrieren	in-situ reaktive Zonen	Reaktoren autotrophe Sulfatreduktion	Reaktoren heterotrophe Sulfatreduktion	Reaktoren Schwertman- nitverfahren	Grenz- wert
Milieuparameter								
pH-Wert: 6,97,8	+	+	Ø	Ø	+	+	o (zu hoch)	5,58,5
Sauerstoff: 6,512 mg/L	+	+	Ø	Ø	o	0	+	
Leitfähigkeit: 3901630 μS/cm	+	+	Ø	Ø	+	+	+	
Nitrat: 1,79,4 mg/L	+	+	Ø	Ø	+	+	+	
Nitrit: 0,010,21 mg/L	+	+	Ø	Ø	+	+	+	
Orthophosphat: 0,043,9 mg/L	+	+	Ø	Ø	+	+	+	
Schadstoffe								
Sulfat (78550 mg/L)	1	+	Ø	Ø	+	+	o(zu wenig Fe)	75220
Eisen (0,120,68 mg/L)	+	+	Ø	Ø	+	+	o (zu niedrig)	0,71,8
Arsen < 63 µm (9,338 mg/kg)	+	+	Ø	Ø	+	+	+	40
Blei gesamt (0,532,7 µg/L)	+	+	Q	Ø	ć	+	ۍ	1,2
Cadmium ges. (0,061,9 µg/L)	+	+	Ø	Ø	ć	0	۰.	0,08
Chrom < 63 µm (1,25,0 mg/kg)	+	+	Ø	Ø	+	+	+	640
Kupfer < 63 µm (44150 mg/kg)	+	+	Ø	Ø	+	+	+	160
Nickel gesamt (1,342 µg/L)	+	+	Ø	Ø	د.	+	د.	4

Tabelle 61: Bewertung Verfahren: OWK-Belastungsgruppe Sulfat – Metalle





LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE



800

0

0

0

Ø

Ø

+

+

Zink < 63 µm (290...5000 mg/kg)

