

Analyse des anthropogen und natürlich bedingten Zutrittes von Eisen und Sulfat in bergbaubeeinflusste Fließgewässer

Abschlussbericht zum TP 1.1

Auftragnehmer:

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

Autoren: Martin, Mirko; Löser, Ralf; Dr. Janneck, Eberhard; Dr. Mayer, Roland; Kuhr, Julia; Dr. Kahnt, René; Dr. Haubrich, Frank



Auftraggeber:

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Koordination: Lünich, Kathleen

LANDESAMT FÜR UMWELT,
LANDWIRTSCHAFT
UND GEOLOGIE



Freistaat
SACHSEN

Für *saubere* Gewässer in Sachsen

Berichtszeitraum: 01.09.2017 – 30.04.2019

Berichtsabschluss: 30.09.2019

Gefördert durch den europäischen Fonds für Regionalentwicklung



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



Ahoj sousede. Hello Neighbor.
Interreg V A / 2014-2020

INHALTSVERZEICHNIS

ABBILDUNGSVERZEICHNIS.....	V
TABELLENVERZEICHNIS.....	VIII
ANLAGENVERZEICHNIS.....	XI
ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	XII
1 HINTERGRUND UND ZIELSTELLUNG	1
2 GRUNDLAGEN.....	2
2.1 UNTERSCHIEDUNG ANTHROPOGEN UND NATÜRLICH BEDINGTER EINTRÄGE	2
2.2 ANFORDERUNGEN DER EU-WASSERRAHMENRICHTLINIE (EU-WRRL) UND DEREN NATIONALER UMSETZUNG	3
2.3 BEGRIFFSDEFINITION „GEFÄHRDUNG“ IM SINNE DER LAWA.....	4
2.4 CHARAKTERISIERUNG VON SULFAT	5
2.4.1 EINTRAGSQUELLEN.....	5
2.4.2 AUSWERTUNG WEITERER CHEMISCHER PARAMETER	6
2.4.3 NATIONALE KENN-, GRENZ- UND ORIENTIERUNGSWERTE FÜR SULFAT	7
2.4.4 AUSWIRKUNGEN ERHÖHTER SULFATKONZENTRATIONEN	8
2.5 CHARAKTERISIERUNG VON EISEN	9
2.5.1 EINTRAGSQUELLEN.....	9
2.5.2 AUSWERTUNG WEITERER CHEMISCHER PARAMETER	11
2.5.3 NATIONALE KENN-, GRENZ- UND ORIENTIERUNGSWERTE FÜR EISEN	13
2.5.4 AUSWIRKUNGEN ERHÖHTER EISENKONZENTRATION	14
2.6 BERGBAU ALS EINTRAGSPFAD.....	15
3 VORARBEITEN - DATENRECHERCHE, ABGRENZUNG UND EINTEILUNG DER UNTERSUCHUNGSGBIETE.....	17
3.1 UNTERSUCHUNGSGBIET	17
3.1.1 OBERFLÄCHENWASSERKÖRPER.....	17
3.1.2 GRUNDWASSERKÖRPER	19
3.2 IDENTIFIZIERUNG GEOGEN BEEINFLUSSTER GEBIETE.....	21
3.2.1 ALLGEMEINES ZUR GEOLOGIE SACHSENS	21
3.2.2 GEBIETE MIT GEOGEN ERHÖHTEN SULFATGEHALTEN.....	23
3.2.3 GEBIETE MIT GEOGEN ERHÖHTEN EISENGEHALTEN	24
3.3 IDENTIFIZIERUNG ANTHROPOGEN BEEINFLUSSTER GEBIETE	27
3.3.1 EINFLUSS DURCH HISTORISCHEN ERZBERGBAU	28
3.3.1.1 Sulfat in den Bergbauwässern des historischen Erzbergbaus.....	28
3.3.1.2 Eisen in den Bergbauwässern des historischen Erzbergbaus	32

3.3.2	EINFLUSS DURCH HISTORISCHEN STEINKOHLENBERGBAU	34
3.3.3	EINFLUSS DURCH BRAUNKOHLENBERGBAU	37
3.3.3.1	Allgemeines.....	37
3.3.3.2	Ergebnisse der Untersuchungen im Auftrag der LMBV.....	38
3.3.4	EINFLUSS DURCH NEUEN ERZBERGBAU	39
3.3.4.1	Revier Zinnwald - Cinovec	39
3.3.4.2	Revier Pöhl (Globenstein-Hämmerlein-Tellerhäuser)	40
3.3.4.3	Revier Niederschlag.....	41
3.3.5	EINFLUSS DURCH ATMOSPHERISCHE SCHWEFELDEPOSITION.....	42
3.3.6	EINFLUSS DURCH ALTABLAGERUNGEN	44
3.3.7	EINFLUSS DURCH HEIDEN UND MOORE	45
3.3.8	EINFLUSS DURCH LANDWIRTSCHAFT	48
3.3.9	EINFLUSS DURCH INDUSTRIELLE UND KOMMUNALE ABWÄSSER.....	49
3.4	RECHERCHE VERFÜGBARER GRUNDWASSERDATEN	49
3.5	RECHERCHE WEITERER DATEN	50
3.6	RECHERCHE BEREITS EXISTIERENDER (HYDROCHEMISCHER) MODELLIERUNGEN ZU EISEN UND SULFAT	51
3.6.1	MODELLE IM RAHMEN DER WISMUT-URANBERGBAUSANIERUNG	51
3.6.1.1	Gruben.....	52
3.6.1.2	Halden	55
3.6.1.3	Absetzanlagen.....	56
3.6.2	MODELLE FÜR BERGBAUOBJEKTE AUSSERHALB DES ZUSTÄNDIGKEITSBEREICHES DER WISMUT GMBH..	57
3.7	RECHERCHE VON BEST-PRACTICE-VERFAHREN ZUR SULFAT- UND EISENABREICHERUNG	59
3.7.1	SULFAT.....	59
3.7.1.1	Verfahren zur Sulfatabreicherung.....	59
3.7.1.2	Salzfrachtsteuerung und Bewirtschaftung.....	74
3.7.2	EISEN.....	75
3.7.2.1	Einleitung.....	75
3.7.2.2	Verfahren zur Enteisung von Grund- und Oberflächenwasser	77
4	<u>STATISTISCHE AUSWERTUNG DER VORHANDENEN MESSDATEN.....</u>	80
4.1	AUSGANGSDATEN.....	80
4.1.1	DATEN ZUR CHEMISCHEN BESCHAFFENHEIT DES OBERFLÄCHENWASSERS	80
4.1.2	DATEN ZUR CHEMISCHEN BESCHAFFENHEIT DES GRUNDWASSERS.....	81
4.1.3	DATEN WEITERER MESSNETZE	82
4.1.4	WASSERKÖRPER, EIGENSCHAFTEN, ZIELE UND BEWIRTSCHAFTUNG NACH WRRL.....	83
4.2	DATENAUFBEREITUNG	84
4.3	DATENHALTUNG	85
4.4	BESCHREIBENDE STATISTISCHE AUSWERTUNG	86
4.4.1	VORGEHENSWEISE	86
4.4.2	ÜBERBLICK ÜBER DIE MESSSTELLEN UND ANALYSENDATEN	87
4.4.2.1	Oberflächenwasser	87
4.4.2.2	Grundwasser.....	95
4.4.3	MESSSTELLENBEZOGENE AUSWERTUNG	106
4.4.3.1	Oberflächenwasser	106



4.4.3.2	Grundwasser.....	107
4.4.3.3	Zeitliche Entwicklung	107
4.4.4	WASSERKÖRPERBEZOGENE AUSWERTUNG.....	109
4.4.4.1	Oberflächenwasserkörper	109
4.4.4.2	Grundwasserkörper	112
4.4.5	EINZUGSGEBIETSBEZOGENE AUSWERTUNG	112
4.4.5.1	Oberflächenwasser	112
4.4.5.2	Grundwasser.....	113
4.4.5.3	Einfluss der hydrologischen Verhältnisse auf die Konzentrationen an Eisen und Sulfat..	114
4.5	VERÄNDERUNG DER BESCHAFFENHEIT UND STOFFFRACHT ÜBER DEN FLIESSWEG	120
4.5.1	VORGEHENSWEISE	120
4.5.1.1	Ermittlung von Durchfluss und Stofffracht an den Messstellen.....	120
4.5.1.2	Bilanzierung der Stofffracht.....	121
4.5.1.3	Exemplarische Erläuterung der Bilanzierung	122
4.5.2	ERGEBNISSE	124
4.5.3	SULFATBILANZIERUNG DER FLIESSGEWÄSSER IN SACHSEN	131
4.6	EXPLORATIVE STATISTIK.....	134
4.6.1	ÜBERSICHT UND VORGEHENSWEISE.....	134
4.6.1.1	Beschreibung der Quellen anthropogener Beeinflussung.....	134
4.6.1.2	Ermittlung der geogenen Beschaffenheiten	135
4.6.1.3	Quantifizierung des anthropogenen Einflusses	136
4.6.2	ZUORDNUNG VON EINZUGSGEBIETSEIGENSCHAFTEN UND ERMITTLUNG DER ANTHROPOGEN WENIG BEEINFLUSSTEN BESCHAFFENHEIT	136
4.6.2.1	Großraum und Landschaftseinheit	140
4.6.2.2	Fließgewässerlandschaften.....	141
4.6.2.3	Fließgewässertyp.....	143
4.6.2.4	Hydrogeologischer Teilraum	144
4.6.2.5	Landbedeckung im Einzugsgebiet.....	144
4.6.2.6	Einfluss durch Siedlung, Industrie, Gewerbe und Verkehr	146
4.6.2.7	Einfluss durch Land- und Forstwirtschaft.....	148
4.6.2.8	Einfluss durch den Bergbau	149
4.6.2.9	Einfluss durch Moore	151
4.6.2.10	Zusammenfassung vergleichbarer Teilgebiete zu Beurteilungsräumen	153
4.6.2.11	Ermittlung des Eisen- und Sulfatgehaltes bei geringer anthropogener Beeinflussung („geogener Hintergrund“)	157
4.6.3	QUANTIFIZIERUNG DES ANTHROPOGENEN EINFLUSSES.....	161
4.6.3.1	Wasserbeschaffenheit in den Beurteilungsräumen	161
4.6.3.2	Ermittlung der Differenz zwischen wenig beeinflussten Konzentrationen und mittleren Konzentrationen.....	163
4.6.4	STATISTISCHE AUSWERTUNG	163
4.6.4.1	Analyse des Zusammenhanges Konzentration - Höhenlage.....	164
4.6.4.2	Auswertung des Einflusses der Landnutzung auf die Konzentration.....	167
4.6.4.3	Auswertung des Einflusses der Landnutzung mit Berücksichtigung der Beurteilungsräume 173	
4.6.4.4	Auswertungen zum Bergbaueinfluss.....	176
4.6.4.5	Auswertung zum Einfluss Siedlung/Industrie/Gewerbe/Verkehr	181
4.6.4.6	Auswertung zum Einfluss durch Moore.....	184



4.6.4.7	Multivariate Auswertung zum anthropogenen Einfluss auf die Wasserbeschaffenheit.....	185
4.7	ERARBEITUNG DER KARTE DER GEOGENEN EISEN- UND SULFATBELASTUNG	192
4.8	ERARBEITUNG DER KARTE DER ANTHROPOGENEN PROBLEMGEBIETE	197
4.9	ERARBEITUNG DER GEFÄHRDUNGSKARTE	199
4.10	KLASSIFIZIERUNG DER OBERFLÄCHENWASSERKÖRPER.....	200
5	<u>ABLEITUNG UND SCHLUSSFOLGERUNGEN.....</u>	<u>204</u>
5.1	BEWERTUNG VON OPTIONEN ZUR SULFAT- UND EISENABREICHERUNG.....	204
5.2	EMPFEHLUNG ZUR ERWEITERUNG DER DATENGRUNDLAGE.....	207
5.3	PROGNOSE ZUR ENTWICKLUNG DER EISEN- UND SULFATKONZENTRATION	210
5.3.1	QUANTIFIZIERUNG DER STOFFQUELLE.....	211
5.3.2	MODELLIERUNG DES GRUNDWASSERABSTROMS.....	213
5.3.3	MODELLIERUNG DES EISEN- UND SULFATTRANSPORTES IM VORFLUTERSYSTEM.....	213
5.3.4	DETAIL- UND PROZESSMODELLE ZUR ENTWICKLUNG DES KONZEPTIONELLEN MODELLS.....	214
5.4	BEWERTUNG EINER MÖGLICHEN MODELLIERUNG	214
6	<u>ZUSAMMENFASSUNG.....</u>	<u>215</u>
	<u>LITERATURVERZEICHNIS.....</u>	<u>228</u>

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1: Grundschemata anthropogener und natürlicher Schadstoffeinträge in Grund- und Oberflächenwasser.	2
Abbildung 2: Schematische Darstellung physikalischer, chemischer und biologischer Stoffwandlungsprozesse des Eisens in Oberflächengewässern (blau) und deren Sedimenten (grau) (aus Kruspe et al. 2014).	10
Abbildung 3: Phasendiagramm der festen Eisenverbindungen in bergbaulich beeinflussten Wässern (aus Laukenmann 2002, nach Brookins 1988).	13
Abbildung 4: Oberflächenwasserkörper (OWK) in Sachsen sowie ausgewiesene OWK mit Bereichen in Zuständigkeit der LMBV und aktivem Braunkohlenbergbau.	18
Abbildung 5: Grundwasserkörper (GWK) in Sachsen sowie ausgewiesene GWK mit Bereichen in Zuständigkeit der LMBV und aktivem Braunkohlenbergbau.	20
Abbildung 6: Geologische Karte des Freistaates Sachsen (Petrogeochemische Einheiten des Grundgebirgsstockwerkes und älterer Bildungen des Deckgebirgsstockwerkes ohne Quartär, auf Basis der GÜK400 des Freistaates Sachsen nach Kardel et al. 1996).	22
Abbildung 7: Massenanteil von Eisen in petrogeochemischen Einheiten des Freistaates Sachsen (geolog. Grundlage GÜK400 aus Kardel et al. 1996, Datengrundlage: Rank et al. 1999).	26
Abbildung 8: Bergbaubeeinflusste Oberflächenwasserkörper in Sachsen, in dieser Abbildung sind die OWK mit Zuständigkeit der LMBV enthalten (Martin et al. 2019).	27
Abbildung 9: Oberflächenwasserkörper mit einer potenziellen Sulfatbelastung aufgrund erhöhter Sulfatkonzentrationen in Stollnwässern des historischen Bergbaus mit Überschreitungen des LAWA-Orientierungswertes.	30
Abbildung 10: Sulfatgehalt von OWK-Messstellen entlang der Freiburger Mulde, blau: gültiger LAWA-Orientierungswert, rot: Abschnitt des Freiburger Reviers (Mittelwerte 2015, basierend auf Daten des LfULG 2018a).	31
Abbildung 11: Oberflächenwasserkörper mit einer potenziellen Eisenbelastung aufgrund erhöhter Konzentrationen an Gesamteisen in Stollnwässern des historischen Bergbaus mit Überschreitungen des LAWA-Orientierungswertes.	34
Abbildung 12: Darstellung der Steinkohlenhalden mit Sickerwasseraustritt und der dadurch potenziell beeinflussten Oberflächenwasserkörper (OWK), Daten aus GEOS 2008).	35
Abbildung 13: Vergleich der Sulfatkonzentrationen in den letzten zwei Jahrzehnten im Fließgewässerlängsschnitt der Spree (rot: unveröff. Daten des IGB vom 2./3. Juni 2015, schwarz: Maximalwerte 1997-1999, grün: Medianwerte 1997-1999, jeweils aus Gelbrecht et al. 2003) (aus Gelbrecht et al. 2016)	38
Abbildung 14: a) Geförderte Braunkohlenmenge und b) Gegenüberstellung der SO ₂ -Emissionen und der Braunkohleförderung in der DDR und den neuen Bundesländern von 1945 bis 1992 (Datenauswertung nach Matthes 1999).	43
Abbildung 15: a) Einträge an Sulfat aus der Atmosphäre in die Böden und Gewässer über die Jahrzehnte in Sachsen und Gegenüberstellung der derzeitigen jährlichen SO ₄ -Austräge über Oberflächenwässer; b) Schwefel-Flächenbeaufschlagung berechnet aus den Braunkohledaten bis 1990, ab 1990 Auswertung der bundesdeutschen Immissionsdaten (UBA 2018).	43
Abbildung 16: Moorkomplexbkarte für Sachsen (Darstellung der einzelnen Moorkomplexe überhöht, aus Kessler et al. 2011).	46
Abbildung 17: Verteilung der Moore in Sachsen (Darstellung der Moore als Fließgewässerlandschaft auf der Basis geologischer Einheiten, LfULG 2017b)	47
Abbildung 18: Eisenhydroxid-Ausfällungen aus eisenhaltigen Wässern im Moor von Soos (CZ, OWK: CZXX_OHL_0110).	48
Abbildung 19: Draufsicht (links) und Vertikalschnitt (rechts) auf das Finite Elemente Netz des regionalen hydraulischen Modells im Bereich der Grube Königstein (aus Kahnt & Paul 2008).	53

Abbildung 20: Detailliertes 3D-Modell der Laugungsblöcke und Grundstrecken des Bergwerkes Königstein (rechts oben) und daraus abgeleitetes Kompartimentsmodell FLOODING (links unten, Stand 2008) (aus Kahnt & Paul 2008).	54
Abbildung 21: Modellkonzept für die Prognose der Flutung der Grube Königstein.	54
Abbildung 22: Schematische Abbildung einer IAA mit den Bereichen Freiwasser, Schluffzone (Feinschlamm), Übergangszone und Sandzone/Dämme. Dargestellt sind die Prozesse, die den Stoffaustrag beeinflussen und in einem Prognosemodell berücksichtigt werden müssen (Kahnt & Paul 2008).	57
Abbildung 23: Räumliche Diskretisierung des Boxmodells von DMT für die Grube Oelsnitz auf der Basis von Reacflow3D (DMT 2012).	58
Abbildung 24: Verfahrensschema zur Fällung mit Kalkhydrat (Die als optional dargestellten Verfahrensstufen sind je nach Wasserqualität und Behandlungsziel nicht in jedem Fall erforderlich).	68
Abbildung 25: Vereinfachtes Prozessschema zum Kalkstein-Kalk-Verfahren.	69
Abbildung 26: Konfiguration und Prozessschema des HDS-Verfahrens (GARD-Guide 2014).	69
Abbildung 27: Vereinfachtes Prozessschema zum SAVMIN-Verfahren (GARD-Guide 2014).	70
Abbildung 28: Schematisierte Darstellung des RODOSAN-Prozesses.	71
Abbildung 29: Vereinfachtes Prozessschema zum CARIX-Verfahren (Veolia 2018) (CARIX: CARbon Dioxide Regenerated IonEXchanger).	72
Abbildung 30: Schematisierte Darstellung des IMPI-Prozesses (Pulles et al. 2004).	72
Abbildung 31: Versuchsanlage zur passiven Behandlung von saurem Bergbauwasser in der Jacobina Mine, Brasilien (Fregadolli et al. 2015).	73
Abbildung 32: Prinzipdarstellung Untergrundreaktor (Koch 2003).	73
Abbildung 33: Forschungsansatz des INKA BB Teilprojektes 21 (INKA BB 2016).	75
Abbildung 34: Lage der 2.333 übergebenen und 1.867 mit Daten belegten Messstellen und Lage der 722 OWK bzw. 657 mit Daten belegten OWK.	88
Abbildung 35: Beispiele zur unterschiedlichen Bewertung von Messstellen, die den Fließgewässer-OWK und dessen Gesamteinzugsgebiet charakterisieren (blau) und Messstellen, die das Eigeneinzugsgebiet des OWK charakterisieren (grün).	91
Abbildung 36: Karte der Messstellen mit Gebietsbezug und der repräsentierten Gebiete (Fall A und B).	92
Abbildung 37: Häufigkeitsverteilungen der Analysendaten.	95
Abbildung 38: Lage der 2.901 Grundwasserbeschaffenheitsmessstellen mit Analysendaten im Zeitraum 2000 bis 2017 und Lage der 83 Oberflächenwasserkörper.	97
Abbildung 39: Lage der Grundwassermessstellen mit Analysendaten im Zeitraum 2000 bis 2017 und Einschätzung der Eigenschaft „Oberflächennähe“ für das beprobte Grundwasser.	100
Abbildung 40: Häufigkeitsverteilungen für das Grundwasser (alle Messstellen).	103
Abbildung 41: Häufigkeitsverteilungen der Analysendaten für das oberflächennahe Grundwasser.	105
Abbildung 42: Zeitlicher Trend der Sulfatkonzentration im Oberflächenwasser im Ergebnis des Vergleichs der mittleren Konzentrationen in den Zeiträumen 2000-2005 und 2012-2017.	108
Abbildung 43: Zeitlicher Trend der Konzentration an Eisen (gesamt) im Oberflächenwasser im Ergebnis des Vergleichs der mittleren Konzentrationen in den Zeiträumen 2000-2005 und 2012-2017.	109
Abbildung 44: Beispiel zur Datenzusammenfassung: mit der gleichen Wichtung der Einzeldaten wird vermieden, dass die Messstelle mit n = 7 das Ergebnis übermäßig beeinflusst.	111
Abbildung 45: Teileinzugsgebiete zur Beurteilung der Einflüsse auf die Wasserbeschaffenheit an Grundwassermessstellen (schwarze Punkte: Messstellen, schraffiert: Braunkohlegebiete außerhalb Bearbeitungsgebiet).	114
Abbildung 46 Entwicklung der Eisen- und Sulfatkonzentration und des Durchflusses in der Zwickauer Mulde (Durchfluss: Pegel Zwickau-Pölbitz, Beschaffenheit: OBF39600).	116
Abbildung 47 Entwicklung der Eisen- und Sulfatkonzentration und des Durchflusses in der Zwickauer Mulde (Durchfluss: Pegel Golzern 1, Beschaffenheit: OBF47200), logarithmische Darstellung von Durchfluss und Eisengehalt	116
Abbildung 48 Entwicklung der Eisen- und Sulfatkonzentration und des Durchflusses in der Zwickauer Mulde (Durchfluss: Pegel Golzern 1, Beschaffenheit: OBF47200)	116

Abbildung 49	Entwicklung der Eisen- und Sulfatkonzentration und des Durchflusses in der Zwickauer Mulde (Durchfluss: Pegel Colditz, Beschaffenheit: OBF40500)	117
Abbildung 50	Exemplarische Darstellung des Jahresganges von Durchfluss, Eisenkonzentration und Sulfatkonzentration für eine Messstelle im Oberlauf (Pegel Aue, Messstelle OBF41200 in der Johanngeorgenstädter Schwarzwasser) und im Mittellauf (Pegel Wolkenburg und Messstelle OBF40000)	118
Abbildung 51	Exemplarische Darstellung der Ergebnisse der Bilanzierung der Eisenfracht in der Spree	123
Abbildung 52:	Berücksichtigte Naturregionen und Landschaftseinheiten Sachsens.	140
Abbildung 53:	Fließgewässerlandschaften in Sachsen.	142
Abbildung 54:	Ergebnis der Zuordnung von Fließgewässerlandschaften zu Oberflächen-wassermessstellen und -wasserkörpern.	143
Abbildung 55:	Hydrogeologische Teilräume der Hydrogeologischen Übersichtskarte Sachsens (HÜK200).	144
Abbildung 56:	Prozentualer Anteil von Siedlungs-/Gewerbe-/Industrieflächen an der Landfläche aus den Corine-Landbedeckungsdaten.	146
Abbildung 57:	Ergebnis der Beurteilung des Einflusses durch Siedlung, Industrie, Gewerbe, Verkehr auf die Oberflächenwassermessstellen.	147
Abbildung 58:	Prozentualer Anteil von Ackerflächen an der Landfläche.	148
Abbildung 59	Gebiete des ehemaligen und aktiven Erzbergbaus	150
Abbildung 60:	Messstellen mit Beeinflussung durch ehemaligen und aktiven Erzbergbau.	151
Abbildung 61:	Messstellen im Einflussbereich von Mooren.	152
Abbildung 62:	Beurteilungsräume in Sachsen.	155
Abbildung 63:	Zusammenhang zwischen Sulfatgehalt im Oberflächenwasser und Geländehöhe.	165
Abbildung 64:	Zusammenhang zwischen Sulfatgehalt im Oberflächenwasser und Geländehöhe.	166
Abbildung 65:	Sulfatgehalt in Abhängigkeit von der Geländehöhe, alle GW-Messstellen mit „oberflächennahem“ Grundwasser in Sachsen (rot), davon „anthropogen wenig beeinflusste“ Messstellen (grün) mit abgeschätzter Obergrenze für den „anthropogen wenig beeinflussten“ Konzentrationsbereich (cyanfarbene Kurve).	167
Abbildung 66:	Regressionsbeziehung Ackerfläche (Einflussgröße) und Sulfatkonzentration (Zielgröße, nur Messstellen „G“), für die Großräume Tiefland und Mittelgebirge.	169
Abbildung 67:	Auswertung der Gesamtdatenmenge bezüglich der Einflussklassen des Bergbaueinflusses.	177
Abbildung 68:	Vergleich der Sulfatkonzentrationen im Oberflächenwasser unter Berücksichtigung der Geländehöhe: Messstellen G ohne starken anthropogenen Einfluss (grün), anthropogen beeinflusste Messstellen A (rot) und Stollnmessstellen (blau).	180
Abbildung 69:	Vergleich der Sulfatkonzentrationen im Grundwasser unter Berücksichtigung der Geländehöhe: Messstellen G ohne starken anthropogenen Einfluss (grün), anthropogen beeinflusste Messstellen A (rot) und Stollnmessstellen (blau).	181
Abbildung 70:	Auswertung der Gesamtdatenmenge bezüglich der Einflussklassen des Bergbaueinflusses.	182
Abbildung 71:	Karte der anthropogen wenig beeinflussten Gesamteisenkonzentrationen im Oberflächenwasser.	193
Abbildung 72:	Karte der anthropogen wenig beeinflussten Sulfatkonzentrationen im Oberflächenwasser.	194
Abbildung 73:	Karte der anthropogen wenig beeinflussten Gesamteisenkonzentrationen im Grundwasser.	195
Abbildung 74:	Karte der anthropogen wenig beeinflussten Sulfatkonzentrationen im Grundwasser.	196
Abbildung 75:	Anthropogener Anteil an der Gesamteisenkonzentration im Oberflächenwasser der Beurteilungsräume.	197
Abbildung 76:	Anthropogener Anteil an der Konzentration an Sulfat im Oberflächenwasser der Beurteilungsräume.	198

TABELLENVERZEICHNIS

<i>Tabelle 1: Zusätzliche chemische Parameter für die Bewertung von Sulfatdaten in Wasserkörpern.</i>	6
<i>Tabelle 2: Hintergrundwerte (HGW) und Orientierungswerte (OW) für Sulfat in Bezug auf die Fließgewässertypen in Sachsen (Auszug aus: LAWA 2015).</i>	7
<i>Tabelle 3: Expositionsclassen bei chemischem Angriff erhöhter Sulfatgehalte auf Beton.</i>	9
<i>Tabelle 4: Überblick über die Löslichkeit der Eisenverbindungen in Abhängigkeit der pH- und Redox-Bedingungen.</i>	12
<i>Tabelle 5: Wesentliche chemische Parameter für die Auswertung von Eisendaten.</i>	12
<i>Tabelle 6: Orientierungswerte für Eisen in Bezug auf die Fließgewässertypen in Sachsen (Auszug aus: LAWA 2015).</i>	14
<i>Tabelle 7: OWK mit aktivem Braunkohlenbergbau und Objekten im Zuständigkeitsbereich der LMBV.</i>	18
<i>Tabelle 8: GWK mit aktivem Braunkohlenbergbau und Zuständigkeitsbereichen der LMBV.</i>	20
<i>Tabelle 9: Flächenanteile der geologischen Einheiten Sachsens (Grundgebirgsstockwerk und ältere Bildungen des Deckgebirgsstockwerkes ohne Quartär, auf Basis der GÜK400 nach Kardel et al. 1996).</i>	23
<i>Tabelle 10: Mittlere Eisengehalte in den petrogeochemischen Einheiten Sachsens (Zuordnung auf Basis von Rank et al. 1999, in Klammern: Zuordnung von Eisengehalten ähnlicher petrogeochemischer Einheiten, da keine Daten verfügbar).</i>	25
<i>Tabelle 11: Statistische Auswertung der gelösten Sulfatgehalte der Stollnwässer als Auszug des BfUL-Programms 1999-2016 (LfULG 2018a), jeweils Mittelwert im mg/L aus aktuellstem Messjahr).</i>	28
<i>Tabelle 12: Statistische Auswertung der Sulfatgehalte von OWK-Messstellen entlang der Freiburger Mulde (Daten aus 2015, Quelle: LfULG 2018a).</i>	31
<i>Tabelle 13: Statistische Auswertung der Eisengehalte (Gesamteisen) der Stollnwässer als Auszug des BfUL-Programms 1999-2016 (LfULG 2018a), jeweils Mittelwert in mg/L aus aktuellstem Messjahr).</i>	32
<i>Tabelle 14: Charakteristik des Steinkohlenbergbaus in Sachsen (aus Pälchen 2009).</i>	35
<i>Tabelle 15: Durch austretende Haldensickerwässer des Steinkohlenbergbaus beeinflusste Oberflächenwasserkörper in Sachsen (GEOS 2008).</i>	36
<i>Tabelle 16: Chemische Daten von Wässern im Tiefen Elbstolln (Mittelwerte, in Klammern Minimal- und Maximalwert, Daten aus Reichel & Schauer 2005).</i>	37
<i>Tabelle 17: Hauptminerale und Sulfat-/Eisen-Freisetzungspotenzial der Lagerstätte Zinnwald - Cinovec.</i>	39
<i>Tabelle 18: Sulfatgehalte der Stollnwässer im Raum Zinnwald - Cinovec.</i>	40
<i>Tabelle 19: Hauptminerale und Sulfat-/Eisen-Freisetzungspotenzial der Lagerstätte Pöhla (Globenstein-Hämmerlein-Tellerhäuser).</i>	41
<i>Tabelle 20: Minerale und Sulfat-/Eisen-Freisetzungspotenzial im Revier Niederschlag.</i>	42
<i>Tabelle 21: Sulfatgehalte von industriellen und kommunalen Abwässern (aus Nestler & Grischek 2002).</i>	49
<i>Tabelle 22: Systematisierung der Verfahren zur Sulfatabreicherung.</i>	59
<i>Tabelle 23: Vergleich von Verfahren zur Sulfatabreicherung aus Bergbauwässern.</i>	61
<i>Tabelle 24: Vorzugsbereiche für den Einsatz der Entsäuerungsverfahren in Abhängigkeit der Wasserbeschaffenheit (Baldauf 1993).</i>	76
<i>Tabelle 25: Überblick über die Verfahren zur Eisenabtrennung aus Wässern.</i>	77
<i>Tabelle 26: Liste der Laborparameter zur Oberflächenwassergüte für die jeweiligen Kompartimente Wasser, schwebstoffbürtiges Sediment und Biota.</i>	81
<i>Tabelle 27: Liste der Laborparameter zur Grundwassergüte.</i>	82
<i>Tabelle 28: Wesentliche Daten zu Grund- und Oberflächenwasserkörpern nach WRRL sowie deren Zuordnung, Klassifikation und Zustand.</i>	83
<i>Tabelle 29: Anzahl OWK und Zuordnung des jeweiligen Zuständigkeitsbereiches.</i>	87
<i>Tabelle 30: OWK in Sachsen ohne zugeordnete Messstellen bzw. ohne Daten.</i>	88
<i>Tabelle 31: Flussgebiete, Teilbearbeitungsgebiete und Anzahlen an OWK und Beschaffenheitsmessstellen im Oberflächenwasser, Daten LfULG (2017b).</i>	89
<i>Tabelle 32: Anzahl der Messstellen (Mst.) mit Analysendaten 2000-2017, untergliedert nach Messstellentyp.</i>	90

Tabelle 33: Anzahl an OWK, Messstellen und Analysendaten für Eisen und Sulfat der Messstellen des Beschaffenheitsmessnetzes 2000-2017 des LfULG.	93
Tabelle 34: Überblick über die Analysenwerte (alle Messstellen, Zeitraum 2000-2017).	94
Tabelle 35: Tabelle der Häufigkeitsverteilungen der Analysendaten (Bereich des Modalwertes bzw. Dichtemittels hervorgehoben).	94
Tabelle 36: Anzahl der auszuwertenden Messstellen der Grundwasserbeschaffenheit.	96
Tabelle 37: Anzahl GWK und Zuordnung zu jeweiligem Zuständigkeitsbereich.	96
Tabelle 38: Grundwasserkörper ohne vorhandene Daten.	96
Tabelle 39: Überblick über die Betreiber der Grundwassermessstellen.	97
Tabelle 40: Übersicht zu den Messstellentypen des Grundwassers und der Anzahl an Grundwasserbeobachtungsmessstellen (GWBM) bzw. Filterstrecken.	98
Tabelle 41: Anzahlen der Messstellen der Grundwasserbeschaffenheit bzw. der Filterstrecken im oberflächennahen Grundwasser	99
Tabelle 42: Anzahlen an GWK und Analysendaten für Eisen und Sulfat der Grundwassermessstellen.	101
Tabelle 43: Überblick über die Analysenwerte (alle GW-Messstellen außer Messstellentyp „Grundwasserblänke“, „Lysimeter“ und „Oberflächenwassermessstellen“, Zeitraum 2000-2017)	101
Tabelle 44: Überblick über Analysenwerte: Messstellentyp „Stollen“ (Zeitraum 2000-2017)	102
Tabelle 45: Tabelle der Häufigkeitsverteilungen der Analysendaten für das Grundwasser (alle Messstellen, Bereich des Modalwertes bzw. Dichtemittels hervorgehoben).	103
Tabelle 46: Zusammenstellung einzelner Werte mit hoher Wahrscheinlichkeit der Analysendaten für das Grundwasser.	104
Tabelle 47: Tabelle der Häufigkeitsverteilungen der Analysendaten für das oberflächennahe Grundwasser (Bereich des Modalwertes bzw. Dichtemittels hervorgehoben)	105
Tabelle 48: Ergebnis: relative Anzahlen an Datensätzen (Analysendaten) für OWK-Messstellen, bezogen auf die maximale Anzahl während eines Jahres. Hervorhebung orange: $\geq 90\%$ der maximalen Anzahl, gelb: $\geq 80\%$ der maximalen Anzahl.	108
Tabelle 49: Anzahl Analysenwerte zur Auswertung der OWK.	111
Tabelle 50: Anzahl Analysenwerte zur Auswertung der GWK.	112
Tabelle 51: Anzahl Analysenwerte zur gebietsbezogenen Auswertung des Oberflächenwassers für die Parameter Eisen und Sulfat.	113
Tabelle 52 Exemplarische Auswertung von Eisen- und Sulfatgehalt in Abhängigkeit vom Durchfluss.	115
Tabelle 53 Konzentrationsmittelwerte im Oberflächenwasser und Grundwasser der zusammengefassten Betrachtungsgebiete (vgl. Abschnitt 4.6.2.10)	119
Tabelle 54: Struktur von Zu- und Abfluss der wichtigsten Fließgewässer Sachsens.	132
Tabelle 55: Sulfatbilanz der wesentlichen Fließgewässer Sachsens.	133
Tabelle 56: Gebietseigenschaften zur Ableitung von Beurteilungsräumen.	137
Tabelle 57: Daten zur Beschreibung anthropogener Stoffquellen.	138
Tabelle 58: Rückschlüsse auf anthropogene Beeinflussungen.	139
Tabelle 59: Berücksichtigte Landschaftseinheiten der Großräume Tiefland, Hügelland und Mittelgebirge (LEP 2013).	140
Tabelle 60: Berücksichtigte Fließgewässerlandschaften.	142
Tabelle 61: Corine Landbedeckungsklassen und Zuordnung für die Klasseneinteilung der Messstellen.	145
Tabelle 62: Beurteilungsräume mit regionaler Verbreitung.	153
Tabelle 63: Beurteilungsräume mit überregionaler Verbreitung.	156
Tabelle 64: Zusammenfassung der 40 Beurteilungsräume zu größeren Einheiten (zusammengefasste Beurteilungsräume).	157
Tabelle 65: Anthropogen wenig beeinflusste Eisen- und Sulfatkonzentrationen im Oberflächenwasser der Beurteilungsräume mit regionaler Verbreitung, M.: Mooreinfluss.	159
Tabelle 66: Anthropogen wenig beeinflusste Eisen- und Sulfatkonzentrationen im Oberflächenwasser der Beurteilungsräume mit überregionaler Verbreitung, M.: Mooreinfluss.	160
Tabelle 67: Anthropogen wenig beeinflusste Eisen- und Sulfatkonzentrationen im Grundwasser der Beurteilungsräume mit regionaler Verbreitung, M.: Mooreinfluss.	160

Tabelle 68: Anthropogen wenig beeinflusste Eisen- und Sulfatkonzentrationen im Grundwasser der Beurteilungsräume mit überregionaler Verbreitung, M.: Mooreinfluss. _____	161
Tabelle 69: Einschränkung der Auswertbarkeit der Analysendaten aufgrund von Unterschreitungen der Nachweisgrenze (NG) der Analyseverfahren. _____	162
Tabelle 70: Exemplarische Zusammenfassung der einfachen Regressionsanalyse: Einfluss der Ackernutzung auf den Sulfatgehalt nach weitgehendem Ausschluss anderer anthropogener Beeinflussungen (nur Messstellen „G“ nach Abschnitt 0). _____	168
Tabelle 71: Anteil der erklärten Streuung an der Gesamtstreuung. _____	171
Tabelle 72: Mittlere Sulfatkonzentrationen berechnet aus Regressionsgeraden, Tiefland. _____	171
Tabelle 73: Mittlere Sulfatkonzentrationen berechnet aus Regressionsgeraden, Mittelgebirge. _____	171
Tabelle 74: Durch Landnutzung erklärte Streuung unter Berücksichtigung der Höhenregion. _____	173
Tabelle 75: Haupteinflüsse aus der Landnutzung. _____	173
Tabelle 76: Anzahl der identifizierten Haupteinflussfaktoren (nur Corine-Landbedeckungsanteile) für die Beurteilungsräume. _____	175
Tabelle 77: Ergebnisse der einfachen Varianzanalyse für die zusammengefassten Beurteilungseinheiten. _____	178
Tabelle 78: Ergebnisse der einfachen Varianzanalyse für die zusammengefassten Beurteilungseinheiten. _____	179
Tabelle 79: Ergebnisse der Auswertung der Einflussklassen durch Siedlung, Industrie, Gewerbe, Verkehr, Deponien, Aufschüttungen usw. _____	183
Tabelle 80: Mittlere Sulfat- und Eisengehalte [mg/L] an den Messstellen in Abhängigkeit der Beeinflussung durch Moore. _____	184
Tabelle 81: Zusammenfassung der verfügbaren Größen zur multivariaten Auswertung. _____	186
Tabelle 82: Auswahlschema für die gebräuchlichsten Verfahren zur multivariaten Auswertung von Einflüssen auf mehrere Zielgrößen. _____	187
Tabelle 83: Übersicht über die ermittelten Hauptkomponenten und die am stärksten von diesen beeinflussten Parametern für die zusammengefassten Beurteilungsräume. _____	191
Tabelle 84: Orientierungswerte (OW) nach OGeWV. _____	200
Tabelle 85: Ermittlung optimaler Klassengrenzen für die Klassifizierung der Analysenwerte aller OWK anhand der Orientierungswerte (OW) unter Berücksichtigung der Häufigkeitsverteilungen. _____	201
Tabelle 86: Ergebnisse der Klassifizierung: Eisen-gesamt bezüglich der Orientierungswerte (OW) zur Einstufung in den guten ökologischen Zustand, nur RC, 2012-2017, $n \geq 1$ (die Prozentangaben beziehen sich auf die Anzahl der Oberflächenwasserkörper). _____	202
Tabelle 87: Ergebnisse der Klassifizierung: Sulfat bezüglich der Orientierungswerte (OW) zur Einstufung in den guten ökologischen Zustand, nur RC, 2012-2017, $n \geq 1$ (die Prozentangaben beziehen sich auf die Anzahl der Oberflächenwasserkörper). _____	202
Tabelle 88: Ergebnisse der Klassifizierung: Sulfat bezüglich der Orientierungswerte (OW) zur Einstufung in den sehr guten ökologischen Zustand, nur RC, 2012-2017, $n \geq 2$ (die Prozentangaben beziehen sich auf die Anzahl der Oberflächenwasserkörper). _____	203
Tabelle 89 Betrachtungsräume mit Defiziten bezüglich der Anzahl an auswertbaren Analysendaten (Markierung mit „x“: Datendefizit, Angabe von Mittelwert und Spannbreite nicht oder nur eingeschränkt möglich) _____	208
Tabelle 90 Recherchierte und bewertete Beeinflussung der Eisen- und Sulfatgehalte im Grund- und Oberflächenwasser und deren Berücksichtigung im Rahmen der statistischen Auswertung _____	218
Tabelle 91: Durch Landnutzung erklärte Streuung unter Berücksichtigung der Höhenregion. _____	224
Tabelle 92: Haupteinflüsse aus der Landnutzung. _____	224

ANLAGENVERZEICHNIS

<i>Anlage 1</i>	<i>Mittlere Konzentrationen an OW-Messstellen</i>
<i>Anlage 2</i>	<i>Mittlere Konzentrationen an GW-Messstellen</i>
<i>Anlage 3</i>	<i>Wasserkörperbezogene Auswertung</i>
<i>Anlage 4</i>	<i>Karten zu MW</i>
<i>Anlage 5</i>	<i>Einzugsgebietsbezogene Auswertung</i>
<i>Anlage 6</i>	<i>Frachtberechnung in der Karte</i>
<i>Anlage 7</i>	<i>Frachtberechnung im Diagramm</i>
<i>Anlage 8</i>	<i>Ermittlung der Geländehöhe der Messstellen und der Geländeneigung</i>
<i>Anlage 9</i>	<i>Verwendung der Daten Corine Land Cover (CLC)</i>
<i>Anlage 10</i>	<i>Beurteilung der Beeinflussung der Messstellen durch Moore</i>
<i>Anlage 11</i>	<i>Beurteilung der Beeinflussung der Messstellen durch Siedlung, Industrie, Gewerbe, Verkehr u. a.</i>
<i>Anlage 12</i>	<i>Beurteilung der Beeinflussung der Messstellen durch Bergbau</i>
<i>Anlage 13</i>	<i>Boxplots der Eisen- und Sulfatkonzentrationen in den Beurteilungsräumen</i>
<i>Anlage 14</i>	<i>Auswertung der Wasserbeschaffenheit in den Beurteilungsräumen</i>
<i>Anlage 15</i>	<i>Abschätzung der anthropogenen Konzentrationserhöhung anhand der Differenz zwischen mittlerer Konzentration (A) und weitgehend unbeeinflusster Konzentration (G)</i>
<i>Anlage 16</i>	<i>Analyse des Zusammenhanges zwischen Höhenlage und Konzentration</i>
<i>Anlage 17</i>	<i>Auswertungen zum Einfluss der Landnutzung auf die Konzentration</i>
<i>Anlage 18</i>	<i>Auswertungen zum Einfluss der Landnutzung mit Berücksichtigung der Beurteilungsräume</i>
<i>Anlage 19</i>	<i>Auswertung der Beeinflussungsklassen für Bergbau, Siedlung/Industrie und Moore</i>
<i>Anlage 20</i>	<i>Multivariate Datenauswertung mittels Hauptkomponentenanalyse</i>
<i>Anlage 21</i>	<i>Datenrahmen</i>
<i>Anlage 22</i>	<i>Klassifizierung mittl. Konzentrationen in Fließgewässern anhand OW für guten ökologischen Zustand</i>
<i>Anlage 23</i>	<i>Karte der anthropogenen S336toffeinträge: Sulfat und Eisen gesamt</i>

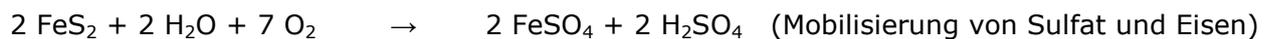
ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

ACP	allgemeine chemisch-physikalische Parameter (ACP)
A _{EZG}	Fläche Einzugsgebiet
AG	Auftraggeber
AMD	Acid Mine Drainage
BG	Bestimmungsgrenze
BGR	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
c	mittlere Stoffkonzentration
CA	Korrespondenzanalyse
CCA	Kanonische Korrespondenzanalyse
CLC	Corine Land Cover
EBG	Eisenbelastungsgebiet
EZG	Einzugsgebiet
FWK	Fließgewässer-Wasserkörper
GIS	Geografisches Informationssystem
GOK	Geländeoberkante
GrwV	Grundwasserverordnung
GWBM	Grundwasserbeobachtungsmessstelle
GWK	Grundwasserkörper
GWL	Grundwasserleiter
GWRL	Grundwasserrichtlinie
HDS	High Density Sludge (Fällungsverfahren)
HLSR	Hochleistungssulfatreduktion
HGW	Hintergrundwert
IAA	Industrielle Absetzanlage
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LEAG	Lausitz Energie Bergbau AG
LfULG	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
LMBV	Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH
M	mittlere Stofffracht
Max	Maximalwert
Med	Median (Zentralwert)
MIBRAG	Mitteldeutsche Braunkohlengesellschaft mbH
Min	Minimalwert

MKZ	Messstellenkennziffer
MQ	Mittlerer Durchfluss
Mst.	Messstelle
MW	Mittelwert
n	Anzahl der Stichproben
NF	Nanofiltration
NG	Nachweisgrenze
NSG	Naturschutzgebiet
OGewV	Oberflächengewässerverordnung
OW	Orientierungswert
OWK	Oberflächenwasserkörper
P90	90. Perzentil
PCA	Hauptkomponentenanalyse (Principal Component Analysis)
rAG	regionale Arbeitsgruppe
RAPS	Reducing and Alkalinity Producing Systems
RB	repräsentative Messstelle zur Überwachung der biologischen Qualitätskomponenten nach EG-Wasserrahmenrichtlinie (Bestandteil des Messstellennetzes Gewässergüte in Sachsen)
RC	repräsentative Messstelle zur Überwachung der chemischen Qualitätskomponenten nach EG-Wasserrahmenrichtlinie (Bestandteil des Messstellennetzes Gewässergüte in Sachsen)
RDA	Redundanzanalyse
RO	Reverse Osmosis (Umkehrosmose)
SALKA	Sächsisches Altlastenkataster
SAPS	Successive Alkalinity Producing Systems
SIMON	Sächsisches Informationssystem für Moore und organische Nässtandorte
SWK	Standgewässer-Wasserkörper
TrinkwV	Trinkwasserverordnung
UBA	Umweltbundesamt
UQN	Umweltqualitätsnorm
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

1 HINTERGRUND UND ZIELSTELLUNG

Viele Regionen in Sachsen sind stark durch den Bergbau geprägt. Der Chemismus von Wasserkörpern ist in von Bergbau betroffenen Regionen stark durch die Art des Bergbaus und durch die Geologie beeinflusst. Zu den Hauptproblemen zählen oft die fortschreitende Senkung des pH-Wertes und die stoffliche Belastung der Gewässer, u. a. durch Eisen und Sulfat. Durch das Absenken des Grundwasserspiegels und Freilegen von Gesteinsformationen gelangt Sauerstoff an die anstehenden Minerale, die hierdurch oxidieren, z.B.:



Dadurch werden Sulfat und Fe(II)-Ionen gebildet, die durch versickernde Niederschlagswasser gelöst und in Oberflächen- und Grundwasser ausgetragen werden.

Als wesentliche Belastungsschwerpunkte wurden bereits die Gebiete des aktiven und des ehemaligen Braunkohlenbergbaus in Sachsen erkannt. Mit dem fortgeschrittenen Grundwasserwiederanstieg tritt dort das mit Eisen und Sulfat belastete Grundwasser in das Oberflächenwasser ein. Negativ wirken sich dabei erhöhte Eisen- und Sulfatgehalte bspw. auf die Biozönose, die Färbung der Gewässer (Trübung - braune Spree), die Nutzung der Bergbaufolgeseen als Badegewässer sowie auf die Trinkwassergewinnung aus Uferfiltraten aus. Infolge der Beeinträchtigung der Gewässerbiozönose kann ein guter ökologischer Zustand vieler durch den Braunkohlenbergbau betroffener Gewässer nach Wasserrahmenrichtlinie nicht erreicht werden.

Aufgrund dieser Situation wurden in der Vergangenheit bereits zahlreiche Untersuchungen und Studien zur Eisen- und Sulfatbelastung im Lausitzer und im Mitteldeutschen Braunkohlerevier durchgeführt. Untersuchungen im Zuständigkeitsbereich der LMBV werden deshalb in dieser Studie weitestgehend ausgeklammert. Die Untersuchungsergebnisse der durch die LMBV beauftragten Eisen- und Sulfatstudien (IWB 2010a, IWB 2010b, IWB 2012, IWB 2013 und IWB 2015) werden zur Einbeziehung in die Abschlussdokumentation recherchiert.

Der Fokus dieses Teilprojektes liegt daher auf der Analyse des anthropogen und natürlich bedingten Zutrittes von Eisen und Sulfat in die durch Erzbergbau (inkl. Wismut) und Altbraunkohlenbergbau (außerhalb des Zuständigkeitsbereiches der LMBV) beeinflussten sächsischen Gewässer. Eine umfassende Literaturstudie fasst die bisher durchgeführten Arbeiten zusammen, die anschließend hinsichtlich ihrer Aussagegenauigkeit bewertet werden. Mittels der Auswertung von Oberflächen- und Grundwasserbeschaffenheitsdaten wird eine Grundlage für die Ermittlung von „Hot-Spot“-Gebieten für den Eintrag von Sulfat und Eisen in die Gewässer geschaffen. Dabei werden weitere Informationen zum hydrogeochemischen Potenzial genutzt sowie das Fließverhalten zuzüglich der Interaktion von Grund- und Oberflächenwasser ausgewertet.

Die gewonnenen Ergebnisse bilden dabei die Grundlage für eine zielgerichtete und mengen-effiziente Anwendung von Maßnahmen. Dafür werden nationale und internationale Reinigungsverfahren zur Sulfat- und Eisenanreicherung dargestellt und in Bezug auf die Verhältnisse in den Regionen des Erzbergbaus in Sachsen hinsichtlich Anwendbarkeit und Verhältnismäßigkeit bewertet.

Die Umsetzung des Vorhabens erfolgt im Rahmen des EU-Projektes Vita-Min, welches sich mit den bergbaubedingten Gewässerbelastungen und deren Folgen auseinandersetzt.

2 GRUNDLAGEN

2.1 UNTERSCHIEDUNG ANTHROPOGEN UND NATÜRLICH BEDINGTER EINTRÄGE

Schadstoffeinträge in Grund- und Oberflächenwasser sind im Allgemeinen anthropogen oder natürlich bedingt (Abbildung 1).

Bei anthropogen bedingten Einträgen handelt es sich um alle direkt oder indirekt vom Menschen verursachten Einträge. Hierbei wird zwischen diffusen und punktförmigen Emissionen unterschieden. Während Punktquellen, wie bspw. Ablagerungen, industrielle oder kommunale Abwassereinleitungen, direkt erfassbar und einem Einleiter eindeutig zuzuordnen sind, lassen sich diffuse Einträge nicht direkt vor Ort lokalisieren. Zu den flächenhaft wirkenden diffusen Quellen gehören hauptsächlich Stoffeinträge aus der Landwirtschaft (z. B. durch Ausbringen mineralischer Düngemittel oder Pflanzenschutzmittel), aus dem Sanierungsbergbau infolge des Grundwasserwiederanstiegs oder aber durch atmosphärische Deposition.

Neben anthropogenen Quellen, die in der Regel die Hauptbelastung darstellen, können Stoffeinträge auch natürlichen geogenen Quellen zugeordnet werden. Emissionen natürlichen Ursprungs werden nicht durch den Menschen hervorgerufen, sondern sind lediglich auf die natürliche Hintergrundbelastung zurückzuführen.

Die jeweiligen natürlich sowie anthropogen bedingten Eintragsquellen von Eisen und Sulfat in die Fließgewässer Sachsens werden separat in den Abschnitten zur Charakterisierung der beiden Stoffe aufgeführt (vgl. Kapitel 2.4.1 bzw. 2.5.1).

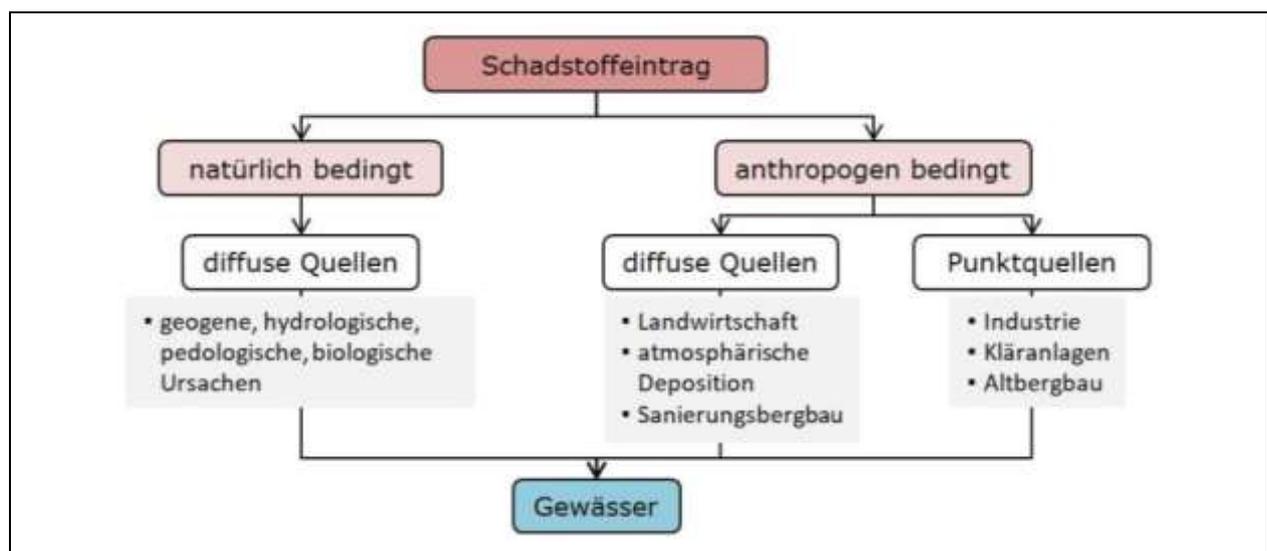


Abbildung 1: Grundschemata anthropogen und natürlich bedingter Schadstoffeinträge in Grund- und Oberflächenwasser.

2.2 ANFORDERUNGEN DER EU-WASSERRAHMENRICHTLINIE (EU-WRRL) UND DEREN NATIONALER UMSETZUNG

Die gesetzliche Grundlage für die Wasserqualität in den Ländern der Europäischen Union bildet die im Jahr 2000 verabschiedete Wasserrahmenrichtlinie (WRRL 2000), die seitdem ständig fortgeschrieben wurde (WRRL 2006, WRRL 2008, WRRL 2009, WRRL 2013, WRRL 2014). Sie dient der Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Europäischen Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik und gibt die Rahmenbedingungen vor, um einen guten ökologischen und chemischen Zustand aller Gewässer Europas (Flüsse, Seen, Küstengewässer und Grundwasser) zu erreichen. Die Mitgliedsstaaten sind hierbei die Verpflichtung eingegangen Oberflächenwasserkörper (OWK) sowie Grundwasserkörper (GWK) zu schützen, zu verbessern und zu sanieren, um bis 2015 bzw. bei Fristverlängerungen bis 2021 oder 2027 diesen guten Zustand zu erreichen. Der Gewässerzustand wird durch biologische, hydromorphologische und chemisch-physikalische Qualitätskomponenten definiert.

Für Eisen und Sulfat gibt es in der EU-WRRL keine Regelungen. Somit existieren für beide Parameter in Bezug auf Seen und Flüsse keine Umweltqualitätsnormen (UQN).

Für die sächsischen Oberflächengewässer gilt nach Ablösung der SächsWRRLVO (2004) die Oberflächengewässerverordnung (OGewV) vom 20.06.2016 zur Umsetzung der WRRL. In der OGewV sind für eine Vielzahl an Parametern UQN zur Beurteilung des ökologischen Zustands bzw. Potenzials festgelegt. Es werden für Eisen und Sulfat jedoch keine verbindlichen Qualitätsnormen angegeben, sondern nur gewässertypspezifische Orientierungswerte (OW), welche seitens der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) festgelegt wurden.

Orientierungswerte: Schwellenwerte, die diejenigen Parameterausprägungen markieren sollen, die den Übergang vom „guten“ zum „mäßigen“ ökologischen Zustand bzw. Potenzial verursachen können (LAWA 2015).

Oberflächenwasserkörper stehen gewöhnlich in Wechselwirkung mit Grundwasserkörpern. Daher können erhöhte Stoffkonzentrationen im Grundwasser Auswirkungen auf das Oberflächenwasser haben. Die Richtlinie 2006/118/EG zum Schutz des Grundwassers (GWRL 2006), welche zuletzt durch die Richtlinie 2014/80/EU (GWRL 2014) geändert wurde, enthält den Parameter Sulfat im Zusammenhang mit der Nutzung des Grundwassers zur Trinkwassergewinnung („Trinkwassergrenzwert für Indikatorparameter“). Die Umsetzung der GWRL erfolgt in Sachsen durch die Grundwasserverordnung (GrwV 2010, zuletzt geändert durch Art. 1 V vom 4.5.2017).

Die national gültigen Orientierungs-, Kenn- und Grenzwerte für Sulfat und Eisen werden gesondert in den Kapiteln 2.4.3 bzw. 2.5.3 aufgeführt.

2.3 BEGRIFFSDEFINITION „GEFÄHRDUNG“ IM SINNE DER LAWA

Im Jahr 2007 wurde durch den Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“ der LAWA das Rahmenkonzept Arbeitspapier II beschlossen (LAWA 2007), welches fließgewässertypspezifische Hintergrund- und Orientierungswerte für allgemeine chemisch-physikalische Parameter (ACP) gemäß Anhang V der WRRL (umgesetzt durch Anlage 3 OGewV 2011) beinhaltet.

In diesem Arbeitspapier werden folgende Parameter, denen eine unterstützende Bedeutung für die Erreichung und Beurteilung des ökologischen Zustandes/Potenzials von Fließgewässern gemäß WRRL zukommt, betrachtet:

- Temperatur und Delta-Temperatur,
- Sauerstoffgehalt,
- TOC,
- BSB₅,
- Chlorid,
- pH-Wert,
- Gesamtphosphat,
- Ortho-Phosphat und
- Ammonium.

Zwischen 2012 und 2014 erfolgte im Rahmen des LAWA-Projektes O3.12 „Korrelation zwischen biologischen Qualitätskomponenten und allgemein chemisch-physikalischen Parametern“ (Halle & Müller 2014) eine Ableitung von Orientierungswerten (OW) auf der Basis chemischer und biologischer Monitoringdaten der Bundesländer aus den Jahren 2004 bis 2011. Dabei wurden die ACP um die folgenden Parameter erweitert:

- Nitrit-N,
- Ammoniak-N,
- Eisen und
- Sulfat.

Die Ergebnisse dieses Vorhabens wurden in die Neufassung des RaKon-Arbeitspapiers II vom 09.01.2015 (LAWA 2015) mit einbezogen.

Die im Arbeitspapier festgelegten OW dienen als einheitliche Maßstäbe zur Beurteilung des Einflusses der ACP auf das Erreichen bzw. Verfehlen des guten ökologischen Zustands bzw. Potenzials von Fließgewässern. In diesem Zusammenhang kann auch von Gefährdung gesprochen werden, da bei Überschreitung der typspezifischen OW die Zielvorgaben gemäß WRRL gefährdet sein können.

In den sich an das LAWA-Projekt O3.12 anschließenden Teilprojekten erfolgten die typspezifische Ableitung von OW speziell für den Parameter Sulfat (Halle & Müller 2015a) sowie Eisen (Halle & Müller 2015b). Die abgeleiteten OW sowie die Auswirkungen bei Überschreitungen der OW werden gesondert in den Kapiteln 2.4 (Sulfat) und 2.5 (Eisen) aufgeführt.

2.4 CHARAKTERISIERUNG VON SULFAT

2.4.1 EINTRAGSQUELLEN

Sulfat ist eines der wichtigsten in Gewässern vorkommenden mineralischen Ionen und kann dort sowohl in natürlich als auch in anthropogen erhöhten Konzentrationen auftreten. Die natürliche Sulfatkonzentration von Fließgewässern ist in erster Linie auf den geogenen Hintergrundwert (HGW) des Grundwassers, z. B. bei sulfathaltigen Nebengesteinen, zurückzuführen.

Des Weiteren wird ein natürlicher Sulfatgehalt in Grund- und Oberflächenwasser durch die Zersetzung organischen Materials und die atmosphärische Deposition verursacht. Sulfat kann aber auch aus Abbauprodukten tierischer und pflanzlicher Eiweiße, aus dem Schwefelkreislauf der Organismen oder aus der mikrobiellen Oxidation von Sulfiden (z.B. Eisensulfide wie Pyrit) stammen (Kunkel *et al.* 2004).

Natürliche Sulfatkonzentrationen in Fließgewässern liegen meist im Bereich zwischen 10 und 150 mg/L (Merkel & Sperling 1996). In Untersuchungen von Schneider *et al.* (2003) wurden in Sandsteinlandschaften, silikatischen Grundgebirgen und Mooren Sulfatkonzentrationen bis 50 mg/L nachgewiesen. Dagegen wurden für Zechstein, Muschelkalk, Keuper sowie kalkige und sandig-tonige Kreide aufgrund des geochemischen Aufbaus Konzentrationen > 100 mg/L Sulfat ermittelt (Schneider *et al.* 2003).

Anthropogen erhöhte Sulfatkonzentrationen im Grund- oder Oberflächenwasser sind auf diffuse Quellen sowie auf Punktquellen zurückzuführen. Zu den diffusen Sulfatquellen gehören hauptsächlich die in der Landwirtschaft eingesetzten Düngemittel, worunter verschiedene Mineraldünger, wie bspw. Superphosphat, Ammoniumsulfat und Kaliumsulfat, fallen. Aber auch großflächige Moorentwässerungen zur anschließenden landwirtschaftlichen Nutzung tragen zu einem erhöhten Sulfateintrag in Gewässer bei (Zak *et al.* 2009).

Durch verkehrs- oder industriell bedingte, luftgetragene Schwefeldeposition kommt es ebenfalls zu einem diffusen Eintrag von Sulfat. Damit verbunden geht eine Versauerung von Böden und Grundwasser durch säurehaltige Niederschläge, dem sogenannten „sauren Regen“, einher. Dieser Eintragspfad hat sich durch den europaweiten Einsatz von Rauchgasentschwefelungsanlagen in den letzten 30 Jahren erheblich reduziert.

Zu charakteristischen Punktquellen von Sulfat zählen u. a. Einleitungen aus industriellen und kommunalen Abwässern.

Die höchsten anthropogenen Sulfatbelastungen sind in Sachsen heutzutage auf den Braunkohlenbergbau zurückzuführen. Infolge des Bergbaus werden durch die Auflockerung des Gesteins schwefelhaltige Mineralien dem Einfluss von Wasser und Luftsauerstoff ausgesetzt. Dadurch kommt es zu Oxidationsprozessen, in deren Folge Sulfid-Schwefel zu Sulfat-Schwefel oxidiert wird. Diese Prozesse werden durch schwefeloxidierende Bakterien stark beschleunigt. Aus dem Sulfidschwefel, z. B. im Pyrit (FeS_2), und Hydrolyse von Eisen(III)-Ionen wird Schwefelsäure gebildet, was zur Versauerung der Wässer führt (Acid Mine Drainage, AMD). Parallel werden durch die gebildete Schwefelsäure verschiedene Metalle aus dem Gestein herausgelöst, mit der Folge von weiteren Schadstoffbelastungen in Grund- und Oberflächenwässern.

Relevante Eintragsquellen der Sulfatbelastung in Fließgewässer aufgrund des Bergbaus sind:

- Grubenwasserreinigungsanlagen,
- Ausleitungen aus Bergbaufolgeseen,
- Abflüsse aus Entwässerungsstollen stillgelegter Bergwerke,
- diverse Entwässerungsgräben und
- diffuse Grundwasserzutritte.

2.4.2 AUSWERTUNG WEITERER CHEMISCHER PARAMETER

Sulfat ist ein konservativer Wasserinhaltsstoff, d. h. es erfolgt praktisch kein Abbau in den Fließgewässern. Verringerungen der Konzentration erfolgen durch Verdünnung, durch Versickerung in das Grundwasser (z.B. oberer Spreewald), durch Wasserüberleitungen von Teilströmen in andere Flussgebiete (z.B. Rothschönberger Stolln von Freiburger Mulde in die Triebisch/Elbe) und in geringem Maße durch Sulfatreduktion mit anschließender Eisensulfid-fällung in Gewässersedimenten.

Eine Fällung als schwerlösliches Sulfat, insbesondere als Gips ($\text{CaSO}_4 \times 2\text{H}_2\text{O}$), ist nur bei sehr hohen Konzentrationen möglich. Die Löslichkeit von CaSO_4 liegt bei ca. 2 g/L. Dies entspricht einer Sulfatkonzentration von 1.400 mg/L. Dieser Sulfatgehalt muss in einem Wasser überschritten sein, damit bei Anwesenheit entsprechender Ca-Konzentrationen $\text{CaSO}_4 \times 2\text{H}_2\text{O}$ ausfällt, was in Oberflächenwässern fast nie realisiert wird. Durch die Anwesenheit anderer Kationen (wie z. B. Na^+ und Mg^{2+}) wird die Löslichkeit von Calciumsulfat erhöht und damit die Ausfällung von Gips erschwert.

Zur Auswertung der Daten für Sulfat sind weitere Parameter heranzuziehen, welche in Tabelle 1 aufgelistet sind.

Tabelle 1: Zusätzliche chemische Parameter für die Bewertung von Sulfatdaten in Wasserkörpern.

Parameter	Bemerkungen
elektrische Leitfähigkeit (Lf)	Beurteilung der Salzfracht
Calcium (Ca)	Beurteilung der Löslichkeitsverhältnisse (Fällung von CaSO_4)
Stickstoffverbindungen (Gesamt-N, N-NO_3 , N-NO_2)	Indikator für Einfluss Landwirtschaft
Phosphorverbindungen (Gesamt-P, PO_4^{3-})	Indikator für Einfluss Landwirtschaft
Schwefelverbindungen (Gesamt-S, S^{2-})	Indikator für Sulfatreduktion (stark reduzierende Verhältnisse)

2.4.3 NATIONALE KENN-, GRENZ- UND ORIENTIERUNGSWERTE FÜR SULFAT

Für Oberflächengewässer finden sich entsprechend der EU-WRRL, wie bereits erwähnt, keine rechtsverbindlichen Grenzwerte für Sulfat. Nach der aktuell gültigen OGewV 2016 sind bei der Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten jedoch Schwellenwerte in Form von Hintergrund- und Orientierungswerten für Sulfat heranzuziehen. Diese wurden im Rahmen der Erstellung des RaKon-Arbeitspapiers II durch die LAWA erarbeitet. Die Differenzierung dieser Schwellenwerte basiert auf den verschiedenen in Deutschland vorkommenden Fließgewässertypen.

Hintergrundwerte: Schwellenwerte, die diejenigen Parameterausprägungen markieren sollen, die den Übergang vom „sehr guten“ zum „guten“ ökologischen Zustand bzw. Potenzial verursachen können (LAWA 2015).

Gemäß dem LAWA RaKon-Arbeitspapier II existiert für alle im Bundesland Sachsen auftretenden Fließgewässertypen ein HGW für Sulfat von 25 mg/L (LAWA 2015, Tabelle 2). Dieser Wert ist für Fließgewässer mit natürlicherweise gegen erhöhten Sulfatkonzentrationen jedoch nicht gültig. Die jeweiligen OW für Sulfat sind ebenfalls in Tabelle 2 dargestellt.

Tabelle 2: Hintergrundwerte (HGW) und Orientierungswerte (OW) für Sulfat in Bezug auf die Fließgewässertypen in Sachsen (Auszug aus: LAWA 2015).

Fließgewässertypgruppen	LAWA-Fließgewässertypen	HGW für SO ₄ [mg/L] P90	OW für SO ₄ [mg/L] MW/Jahr
silikatische und karbonatische Bäche des Mittelgebirges	5 / 5.1 (silikatisch)	≤ 25	75
	6 / 7 / 19 (karb.)	≤ 25	220
kleine bis mittelgroße silikatische Flüsse des Mittelgebirges	9	≤ 25	75
große Flüsse und Ströme des Mittelgebirges	9.2 / 10	≤ 25	220
organische Bäche und Flüsse des Mittelgebirges	11 (basenarm)	≤ 25	75
	11 (basenreich)	≤ 25	220
silikatische und karbonatische Bäche des norddeutschen Tieflandes	14 / 16 (silikatisch)	≤ 25	140
	14 / 16 (karb.) / 18 / 19	≤ 25	200
kleine bis mittelgroße silikatische und karbonatische Flüsse des norddeutschen Tieflandes	15 / 17	≤ 25	200
große Flüsse und Ströme des norddeutschen Tieflandes	15_g / 20	≤ 25	200
organische Bäche und Flüsse des norddeutschen Tieflandes	11 (basenarm)	≤ 25	75
	11 (basenreich)	≤ 25	140

Seitens der LAWA wurde für silikatische Gewässertypen des Mittelgebirges ein OW in Höhe von 75 mg/L und für karbonatische Gewässertypen in Höhe von 220 mg/L festgelegt. Die erwartete höhere Empfindlichkeit silikatischer Gewässertypen gegenüber Sulfat konnte durch Studien bestätigt werden (Halle & Müller 2015a, Koenzen *et al.* 2016).

Im Tiefland wurde für die meisten Fließgewässertypen ein OW von 200 mg/L festgelegt. Für silikatische und organische Fließgewässertypen spiegelt sich die größere Empfindlichkeit in einem OW von 140 mg/L wider. Für basenarme organische Gewässer wurde der für Mittelgebirge abgeleitete Wert von 75 mg/L übernommen. Naturgemäß kann ein OW für Sulfat bei erhöhten Sulfatkonzentrationen jedoch nur dann angewandt werden, wenn diese anthropogen bedingt sind.

Für Sulfat betragen der Schwellenwert in der Grundwasserverordnung (GrwV 2010) sowie der Grenzwert in der Trinkwasserverordnung (TrinkwV 2001, zuletzt geändert durch BGBl. 2018 I S. 99) jeweils 250 mg/L.

2.4.4 AUSWIRKUNGEN ERHÖHTER SULFATKONZENTRATIONEN

In den Methoden der „Biologischen Wasseruntersuchung 2“ (Tümping & Friedrich 1999) wird unter Salzgehalt die Summe aller gelösten Ionen des Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- und CO_3^{2-} verstanden. Sulfat ist bei natürlichen gewässertypspezifischen Konzentrationen kein Schadstoff, sondern ein Ion mit essentieller Bedeutung für aquatische Lebewesen. Die biologische Indikation der durch den Salzgehalt hervorgerufenen ökologischen Bedingungen beruht auf der "biologischen Wirkung des Salzgehaltes". Diese ergibt sich aus dem Zusammenwirken unterschiedlicher Ionenkombinationen (Ionenwirkung) und der Gesamtkonzentration mit ihrer osmotischen Wirkung (Osmoregulation) (Ziemann 1971). Sulfat spielt daher als Komponente der Salzbelastung eine wichtige Rolle.

Die meisten aquatischen Organismen sind an einen bestimmten Salzgehalt im Wasser angepasst und haben unterschiedliche Mechanismen entwickelt, auf Veränderungen der Salzbelastung zu reagieren (Haupttypen z.B. Osmokonformer oder Osmoregulierer). Daher unterscheidet sich die Toleranz einzelner Arten gegenüber Sulfat sehr. Eine Verallgemeinerung kann hier nicht getroffen werden, allerdings steigt mit zunehmender Wasserhärte die Toleranz gegenüber Sulfat (LAWA 2015). Eine Wechselwirkung mit Chlorid wird ebenfalls diskutiert (Koenzen *et al.* 2016). Daher sollten für optimale Ionen- und Osmoregulation die absoluten Konzentrationen und die relativen Konzentrationsverhältnisse der Ionen zueinander nahe den natürlichen Bedingungen liegen. Organismen, welche silikatische Gewässertypen bevorzugen, besitzen eine geringere Regulationsfähigkeit als Organismen, welche karbonatische Gewässertypen bevorzugen. In silikatischen Gewässertypen kann daher eine auf zusätzliche Ionenbelastungen empfindlicher reagierende Biozönose erwartet werden (Koenzen *et al.* 2016). Das RaKon-Arbeitspapier II (LAWA 2015) bezieht sich daher bei der Ableitung von Orientierungswerten für Sulfat und Chlorid in Fließgewässern konsequent auf die unterschiedlichen Fließgewässertypen (Kapitel 2.4.3).

Neben der Wirkung des Sulfats als Komponente der Salzbelastung sind weitere gewässerökologische Effekte erhöhter Sulfatkonzentrationen zu nennen (siehe auch Kleeberg *et al.* 2014). Schon seit Mitte des 20. Jahrhunderts ist bekannt, dass Sulfat zu einer verstärkten Phosphor-Freisetzung und dadurch zu einer Re-Eutrophierung von Gewässern beiträgt (Ohle 1938). Hierfür werden reduktive Prozesse an der Sediment/Wasser-Kontaktzone verant-

wortlich gemacht, in der es durch Eisen- und Sulfatreduktion zur Freisetzung von an Eisenhydroxid gebundenem Phosphor kommt (Zak *et al.* 2006). Der jahrzehntelange Eintrag von Phosphor in die Gewässer ist dabei hauptsächlich auf phosphathaltige Waschmittel und Düngerausträge aus der Landwirtschaft zurückzuführen.

Zudem können Makrophyten, Makrozoobenthos und Fische durch giftigen Schwefelwasserstoff beeinträchtigt werden, welcher sich beim Prozess der Sulfatreduktion in Gewässersedimenten bildet (Vehanen *et al.* 2012, Lamers *et al.* 2013). Außerdem wurde in Tieflandflüssen Deutschlands mit Sulfatkonzentrationen > 200 mg/L eine negative Beeinflussung der Zusammensetzung des Makrozoobenthos beobachtet (Halle & Müller 2015a).

Ferner haben anhaltend hohe Sulfatkonzentrationen gebietsabhängig direkte Konsequenzen auf die Trinkwasserversorgung. So haben bspw. die Städte Berlin und Frankfurt/Oder Probleme den Sulfat-Grenzwert von 250 mg/L gemäß TrinkwV (2001) einzuhalten. Erhöhte Sulfatkonzentrationen verändern zudem den Geschmack des Trinkwassers (NLWKN 2001). Jedoch existieren kaum Studien darüber, wie sich hohe Sulfatkonzentrationen oberhalb des Trinkwassergrenzwertes auf die menschliche Gesundheit auswirken. Sulfatkonzentrationen > 600 mg/L sollen zu Verdauungsstörungen (Gastroenteritis, Durchfall) führen, wovon besonders Kinder betroffen seien (Backer 2000).

Des Weiteren können Schäden an der Infrastruktur durch Eindringen von sulfathaltigem Wasser entstehen. Sulfat bildet zusammen mit Bestandteilen des Betons großvolumige kristalline Verbindungen, welche das Betongefüge beeinträchtigen (Locher 1967). Dieses Phänomen ist als „Zementbazillus“ bzw. Ettringit bekannt, deren Folgen mit Frostschäden zu vergleichen sind (Gelbrecht *et al.* 2016). Sulfat ist deshalb eine Komponente, die nach DIN 4030 zur Beurteilung der Betonaggressivität von Wässern herangezogen wird. Hinsichtlich ihres chemischen Angriffes auf Beton werden sulfathaltige Wässer in folgende Klassen eingeteilt:

Tabelle 3: Expositionsklassen bei chemischem Angriff erhöhter Sulfatgehalte auf Beton.

Sulfatkonzentration	Expositionsklasse
200 - 600 mg/L	schwach angreifend
600 - 3.000 mg/L	mäßig angreifend
3 - 6 g/L	stark angreifend

Neben dem Sulfatgehalt müssen nach DIN 4030 weitere Parameter (z.B. pH-Wert und gelöstes CO₂) für den chemischen Angriff auf Beton berücksichtigt werden.

2.5 CHARAKTERISIERUNG VON EISEN

2.5.1 EINTRAGSQUELLEN

Eisen ist ein ubiquitärer Bestandteil der Erdkruste. Der größte Teil ist in Mineralen fest gebunden und somit zunächst immobil. Erst bei chemischen Verwitterungsprozessen von eisenhaltigen Sulfiden und Silikaten wird das Eisen-gelöst und freigesetzt. Geogene Stoffeinträge in Fließgewässer lassen sich für Eisen insbesondere in Gebieten mit Vorkommen

von Eisensulfid führenden magmatischen und metamorphen Gesteinen nachweisen. Des Weiteren sind geogene Stoffeinträge von Eisen aus sulfidhaltigen, Kohle und Tone führenden sedimentären Gesteinen zu erwarten, insbesondere wenn diese eine geringe Pufferkapazität aufweisen.

In Fließgewässern treten natürlicherweise Eisenkonzentrationen von 0,5 bis 1 mg/L auf (Hamburg 1997, Lenntech 2015). Das Eisen in oberirdischen Gewässern ist im Wasser naturgemäß kaum gelöst. Es liegt vielmehr in Form organischer Eisenkomplexe und feindisperser Eisenoxide/-hydroxide vor. Das Gewässersediment ist, ähnlich wie der Boden, durch höhere Eisengehalte charakterisiert. An der Sediment/Wasser-Kontaktzone kommt das Eisen sowohl in der zwei- als auch in der dreiwertigen Form vor. Zurückzuführen ist dieses Phänomen auf einen ständigen Wechsel zwischen Reduktions- und Auflösungsprozessen einerseits und Fällungsprozessen andererseits, was den Übergang des Eisens von der einen zur anderen Oxidationsstufe bedingt. Das Gleichgewicht ist abhängig vom Redoxpotential, welches wiederum durch die oxidierbaren organischen Stoffe und den Sauerstoffgehalt im Gewässer beeinflusst wird.

Im Grundwasser kann das Eisen je nach Standortbedingungen und anthropogenen Vorbelastungen in einem sehr großen Schwankungsbereich auftreten, mit Werten von < 0,1 mg/L in unbelasteten Gebieten bis zu Werten > 100 mg/L in vom Bergbau beeinflussten Gebieten. Dabei liegt das Eisen im (anaeroben) Grundwasser in der zweiwertigen Form vor (Fe^{2+}), welche unter diesen Bedingungen die stabile Existenzform des Eisens ist.

Einen anschaulichen Überblick über die wesentlichen Stoffwandlungsprozesse des Eisens in Oberflächengewässern und deren Sedimenten gibt Abbildung 2.

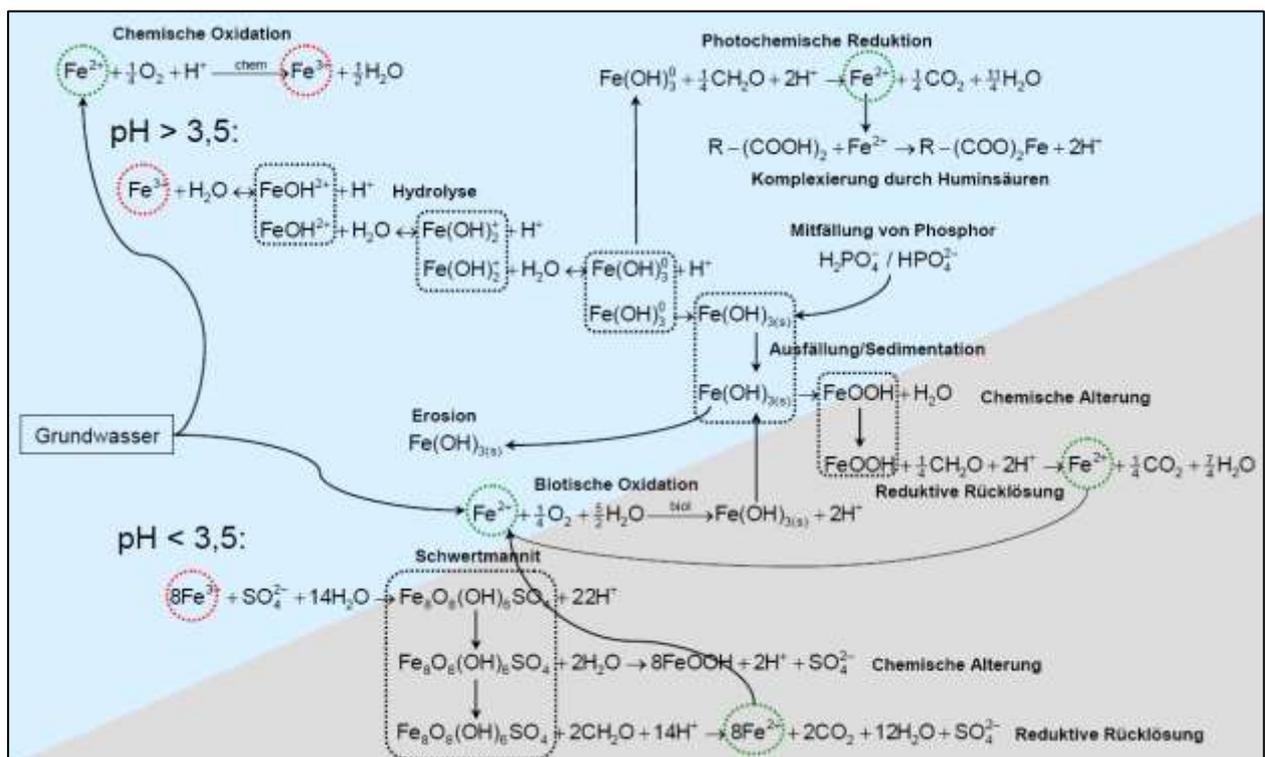


Abbildung 2: Schematische Darstellung physikalischer, chemischer und biologischer Stoffwandlungsprozesse des Eisens in Oberflächengewässern (blau) und deren Sedimenten (grau) (aus Kruspe et al. 2014).

Tritt Eisen(II)-haltiges Grundwasser in ein Oberflächengewässer über und erhält dadurch Kontakt zu Sauerstoff, setzt eine Oxidation des Eisens ein. In der weiteren Abfolge führt dies zur Ausfällung von gelartigem Eisenhydroxid, welches zunächst als Trübung in Erscheinung tritt und sich auf festen Oberflächen im Gewässer als brauner Überzug (Eisenocker) niederschlägt. Für Details zur Hydrochemie des Eisens im Grund- und Oberflächenwasser ist auf die Studie von Kruspe *et al.* (2014) zu verweisen.

Der Eintrag von Eisen in Oberflächengewässer ist hauptsächlich auf bergbauliche Aktivität (v. a. Braunkohlentagebau) zurückzuführen. Jahrzehntlang wurde zur Braunkohlegewinnung der Grundwasserspiegel abgesenkt, wobei es zur Belüftung und folglich zur Verwitterung von Eisendisulfidmineralen (Pyrit und Markasit, FeS_2) kam. Bei diesem geochemischen Prozess, allgemein als Pyritverwitterung bezeichnet, wird neben Sulfat und Wasserstoff auch Eisen freigesetzt. Mit dem seit der Schließung vieler Braunkohlentagebaue ab 1990 begonnenen Sanierungsbergbau geht ein fortschreitender Grundwasserwiederanstieg einher, wodurch eine verstärkte Exfiltration von saurem, eisenreichem Grundwasser in die Oberflächengewässer erfolgt.

Neben der diffusen Einleitung von eisenhaltigem Grundwasser infolge der Bergbausanierung, kann der Eiseneintrag in Fließgewässer auch punktuell erfolgen. Zu bedeutenden Punktquellen zählen ungereinigte Sumpfungswässer, wobei es sich um Grundwasserhebungen im Anstrombereich von aktiven aber auch zum Teil bereits eingestellten Tagebauen handelt. Diese Einleitungen finden mehr oder weniger kontinuierlich statt, wodurch in den Fließgewässern schwankende Eisenkonzentrationen auftreten können.

Im Vergleich zum Braunkohlenbergbau spielt der Eintrag von Eisen aus dem sächsischen (Alt)erzbergbau eine deutlich geringere Rolle. Zwar treten in vielen Abflüssen aus alten Wasserlösestellen gegenüber der natürlichen Hintergrundkonzentration auch erhöhte Eisengehalte auf (vgl. Abschnitt 3.3.1.2, Tabelle 13), aber mit deutlich geringeren Werten als im Braunkohlenbergbau. Außerdem sind die abfließenden Wassermengen oft geringer, so dass die Auswirkungen auf die OWK entsprechend moderat sind.

2.5.2 AUSWERTUNG WEITERER CHEMISCHER PARAMETER

Eisen ist im Gegensatz zu Sulfat ein sehr reaktiver Wasserinhaltsstoff. Abhängig von den Redoxverhältnissen kann Eisen zwei- oder dreiwertig vorliegen und dadurch in Abhängigkeit von den Milieubedingungen seine Wertigkeit und sein chemisches Verhalten ändern.

Neben der variablen Wertigkeit des Eisens sind auch die Löslichkeitsverhältnisse sehr unterschiedlich. Zweiwertiges Eisen bildet unter stark reduzierenden Bedingungen in Gegenwart von Sulfidschwefel leicht Eisen(II)-sulfid. Dreiwertiges Eisen bildet schwerlösliche Eisenoxidhydroxide. Einen Überblick gibt Tabelle 4.

Tabelle 4: Überblick über die Löslichkeit der Eisenverbindungen in Abhängigkeit der pH- und Redox-Bedingungen.

Redox- bedingungen	pH-Bedingungen			
	stark sauer (pH 1-3)	schwach sauer (pH 3-6)	neutral (pH 6-8)	schwach basisch (pH 8-11)
reduzierend	löslich	löslich	schwer löslich (Fe(OH) ₂)	schwer löslich (Fe(OH) ₂)
reduzierend, Anwesenheit von Sulfidschwefel	löslich	schwer löslich (FeS)	schwer löslich (FeS)	schwer löslich (FeS)
oxidierend	löslich	schwer löslich (Fe(OH) ₃)	schwer löslich (Fe(OH) ₃)	schwer löslich (Fe(OH) ₃)

Zur Auswertung des Datenbestandes für Eisen sind weitere Parameter heranzuziehen, welche in Tabelle 5 aufgelistet sind. Zu den wichtigsten Parametern, die neben Eisen mitbetrachtet werden müssen, gehören die Wassertemperatur, der pH-Wert (Einfluss auf die Oxidationsgeschwindigkeit von Fe(II) zu Fe(III)), der gelöste Sauerstoff sowie das Redoxpotenzial.

Tabelle 5: Wesentliche chemische Parameter für die Auswertung von Eisendaten.

Parameter	Bemerkungen
Wassertemperatur (T)	Oxidationsgeschwindigkeit (Fe(II)/Fe(III))
pH-Wert	Oxidationsgeschwindigkeit (Fe(II)/Fe(III)) und Beurteilung der Löslichkeitsverhältnisse
Eisen (Gesamt-Fe, Fe(II), Fe(III))	Beurteilung der Bindungsform
Redoxpotenzial (Eh)	Beurteilung der Redoxverhältnisse (Fe(II)/Fe(III))
Sauerstoffgehalt (O ₂)	Indikator für Bindungsform
Schwefelverbindungen (Gesamt-S, S ²⁻)	Beurteilung der Löslichkeitsverhältnisse
Stickstoffverbindungen (N-NH ₄)	Indikator für reduzierende Verhältnisse
Metalle und Halbmetalle (Zn, Cd, Mn, As, Cr, Hg, Pb, Ni)	Indikator für Bergbaueinfluss

In Abbildung 3 sind die verschiedenen Spezies von Eisen in Bezug auf den pH-Wert und das Redoxpotenzial (Eh-Wert) schematisch dargestellt. Dem Phasendiagramm ist zu entnehmen, dass das leicht lösliche Eisen(II) nur unter schwach oxidierenden bzw. reduzierenden Bedingungen und niedrigen pH-Werten vorkommt.

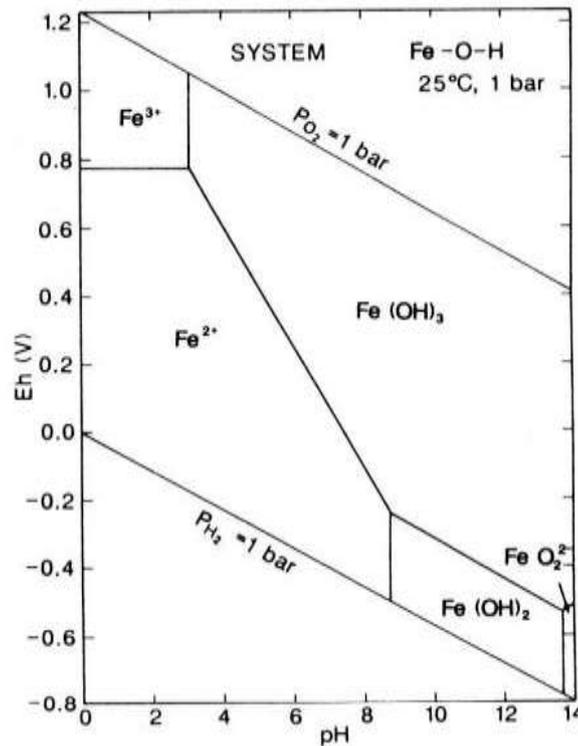


Abbildung 3: Phasendiagramm der festen Eisenverbindungen in bergbaulich beeinflussten Wässern (aus Laukenmann 2002, nach Brookins 1988).

Lösliches Eisen(III) in Form von Fe^{3+} -Ionen existiert nur bei niedrigem pH (<3,5) unter oxidierenden Bedingungen.

2.5.3 NATIONALE KENN-, GRENZ- UND ORIENTIERUNGSWERTE FÜR EISEN

Ebenso wie für Sulfat sind für Eisen in der EU-WRRL keine rechtsverbindlichen Grenzwerte vorhanden, sondern nur gewässertypspezifische Orientierungswerte (OW), welche seitens der LAWA festgelegt wurden. Für die Fließgewässertypgruppen im Mittelgebirge beträgt der OW für Gesamteisen 0,7 mg/L und für die Tieflandgewässer 1,8 mg/L. Es ist jedoch kein Hintergrundwert als Anzeige für einen „sehr guten Zustand“ für Eisen festgelegt.

Die im RaKon-Arbeitspapier II (LAWA 2015) festgelegten OW für Eisen, bezogen auf die unterschiedlichen Fließgewässertypen in Sachsen, sind in Tabelle 6 zusammenfassend dargestellt.

Für Gesamteisen wird in der TrinkwV 2001 (zuletzt geändert durch BGBl. 2018 I S. 99) ein Grenzwert von 0,2 mg/L angegeben. In der GrwV 2010 (zuletzt geändert durch Art. 1 V v. 4.5.2017) existieren keine Regelungen für Eisen.

Tabelle 6: Orientierungswerte für Eisen in Bezug auf die Fließgewässertypen in Sachsen (Auszug aus: LAWA 2015).

Fließgewässertypgruppen	LAWA-Fließgewässertypen	Fe [mg/L] MW/Jahr
silikatische und karbonatische Bäche des Mittelgebirges	5 / 5.1	0,7
	6 / 7 / 19	0,7
kleine bis mittelgroße silikatische Flüsse des Mittelgebirges	9	0,7
große Flüsse und Ströme des Mittelgebirges	9.2 / 10	0,7
organische Bäche und Flüsse des Mittelgebirges	11 (basenarm)	0,7
	11 (basenreich)	0,7
silikatische und karbonatische Bäche des norddeutschen Tieflandes	14 / 16 (silikatisch)	1,8
	14 / 16 (karbonatisch) / 18 / 19	1,8
kleine bis mittelgroße silikatische und karbonatische Flüsse des norddeutschen Tieflandes	15 / 17	1,8
große Flüsse und Ströme des norddeutschen Tieflandes	15_g / 20	1,8
organische Bäche und Flüsse des norddeutschen Tieflandes	11 (basenarm)	1,8
	11 (basenreich)	1,8

2.5.4 AUSWIRKUNGEN ERHÖHTER EISENKONZENTRATION

Da Eisen ein essentielles Spurenelement für Pflanzen und Tiere ist, tolerieren und regulieren Fließgewässerorganismen erhöhte Eisengehalte bis zu einem bestimmten Niveau. Bei Überschreitung des Toleranzbereiches können zu hohe Eisenkonzentrationen aquatische Biozönosen direkt bzw. indirekt schädigen. Eisenionen wirken auf viele Organismen (speziell auf Fische) direkt toxisch, was hauptsächlich zu Zellschädigungen führt (MEPBC 2008).

Aber auch auf indirektem Weg können hohe Eisenkonzentrationen den Zustand von Fließgewässern beeinflussen. So wirkt sich die Oxidation des zweiwertigen Eisens zunehmend auf die Wasserbeschaffenheit der Fließgewässer aus, wobei es aufgrund des ausgefallenen Eisen(III)hydroxids zu einer sichtbaren Braunfärbung und zur anschließenden Ablagerung von Eisenhydroxidschlamm im Gewässer kommt. Neben der optischen Beeinträchtigung sind negative Auswirkungen auf die Lebensbedingungen und den Lebensraum von Wasserorganismen sowie auf die Morphologie des Fließgewässers zu erwarten.

Die Gewässerbiozönose kann u. a. auf folgende Weise negativ beeinflusst werden:

- Beeinträchtigung der Atmung von Wasserorganismen durch Eisenniederschläge auf Atmungsorganen und durch Oxidation von Eisen(II) zu Eisen(III),
- Sauerstoffzehrung durch die Oxidation von Eisen(II) zu Eisen(III)
- Reduzierung der Pufferkapazität,
- Beeinträchtigung der Nahrungsaufnahme,
- Beeinträchtigung des Lebensraums durch von Eisenocker überzogenen Oberflächen,

- Beeinträchtigung des Phosphorhaushalts von Gewässern (ortho-Phosphat als relevanter Pflanzennährstoff wird adsorbiert bzw. ausgefällt, was zur Veränderung trophischer Bedingungen führen kann).

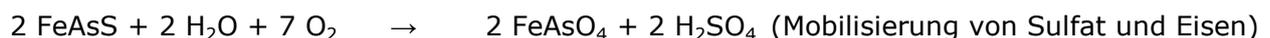
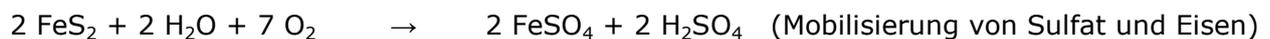
Eine signifikante Folge dieser Beeinflussungen ist eine abnehmende Abundanz und Artenvielfalt von Makrozoobenthos, Phytobenthos und Fischen (Halle & Müller 2015b, LAWA 2015).

Weitere Ausführungen zu den Auswirkungen erhöhter Eisenkonzentrationen auf aquatische Organismen sind Kruspe *et al.* (2014) bzw. Halle & Müller (2015b) zu entnehmen.

2.6 BERGBAU ALS EINTRAGSPFAD

Stoffausträge aus dem Bergbau rühren hauptsächlich von der Oxidation von Sulfiden her, vor allem wenn diese durch Bergbauaktivitäten der Einwirkung von Luft und Wasser zugänglich werden. Diese können entweder angereichert in einer Erzlagerstätte oder dispers im Nebengestein vorkommen. Letzteres betrifft z. B. Pyrit im Deckgebirge des Braunkohlenbergbaus oder feindisperse Sulfide in Gesteinen. Des Weiteren enthalten die Sulfide Nebenkomponenten, die zu einem Schwermetallaustrag beitragen können.

Unter atmosphärischen Bedingungen sind die Sulfide nicht stabil, werden oxidiert und mobilisieren Sulfat und Eisen sowie weitere Metalle. Die wichtigsten Prozesse sind dabei:



Die letzten beiden Reaktionen verlaufen unter primärer Säurebildung. Des Weiteren bewirkt die Oxidation und anschließende Hydrolyse der Fe(III)-Verbindungen zusätzliche Säurefreisetzung unter Abscheidung schwer löslicher Eisenverbindungen:



Diese Prozesse führen zur Entstehung der typisch sauren sulfat- und eisenhaltigen Sicker- und Grubenwässer (acid mine drainage, AMD). In der Folge können die sauren Wässer weitere geochemische Prozesse induzieren, z. B. die Mobilisierung von Aluminium aus Feldspat oder Eisen aus Glimmern.

Sowohl die Sulfidoxidation als auch die Oxidation von Fe(II) zu Fe(III) werden durch Mikroben (z.B. *Thiobacillus ferrooxidans*) extrem, bis zum Mehrtausendfachen, beschleunigt. Voraussetzung ist die Anwesenheit von Sauerstoff und Wasser.

Die Ergebnisse einer detaillierten Datenrecherche des durch den Bergbau (Altbergbau, aktiver und zukünftiger Bergbau) bedingten Eisen- und Sulfatzutrittes in Fließgewässer finden sich in Abschnitt 3. Die statistische Auswertung der vorhandenen Daten zur Eisen- und Sulfatbelastung im Oberflächen- und Grundwasser wurde in Abschnitt 4 vorgenommen.



3 VORARBEITEN - DATENRECHERCHE, ABGRENZUNG UND EINTEILUNG DER UNTERSUCHUNGSGBIETE

3.1 UNTERSUCHUNGSGBIET

Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich auf die Wasserkörper im Freistaat Sachsen. Die Bearbeitungskulisse sind auftragsgemäß die vom Erzbergbau beeinträchtigten Gebiete (inkl. Wismut-Standorte) und die Gebiete mit Altbraunkohlenbergbau (außerhalb des Zuständigkeitsbereiches der LMBV). Die Bereiche mit aktivem Braunkohlenbergbau und dem Zuständigkeitsbereich der LMBV werden nicht betrachtet. Da diese Bereiche jedoch Auswirkungen über ihre Gebietsgrenzen hinaus haben, müssen sie an den Schnittstellen zur Bearbeitungskulisse dieser Studie im notwendigen Umfang in die Betrachtungen einbezogen werden.

3.1.1 OBERFLÄCHENWASSERKÖRPER

Sachsen ist in 721 Oberflächenwasserkörper (646 von denen im Zuständigkeitsbereich des Freistaates Sachsen) untergliedert. Von den 646 OWK sind 616 Fließgewässer-Wasserkörper (FWK) und 30 Standgewässer-Wasserkörper (SWK). Auftragsgemäß umfasst die Bearbeitungskulisse die von Erzbergbau beeinträchtigten Gebiete und die Gebiete mit Altbraunkohlenbergbau (außerhalb des Zuständigkeitsbereiches der LMBV). Die Bereiche mit aktivem Braunkohlenbergbau und der Zuständigkeitsbereich der LMBV werden ausgespart (Abbildung 4, Tabelle 7). Abweichend davon wurden die beiden im LMBV-Gebiet liegenden ehemaligen Braunkohlenbergbaugebiete im Bereich vom

- Berzdorfer See und
- Obersdorfer See

in die Betrachtungen einbezogen.

Das Lausitzer Braunkohlenrevier grenzt direkt an das Land Brandenburg. Die Fließrichtung von Oberflächenwasser ist nach Norden gerichtet. Daher hat dieses Gebiet keinen Einfluss auf die Wässer der südlich angrenzenden Gebiete.

Abzüglich der 52 OWK, welche Gebiete mit Altbraunkohlenbergbau in der Zuständigkeit der LMBV bzw. Gebiete mit aktivem Braunkohlenbergbau in der Zuständigkeit der LEAG bzw. MIBRAG aufweisen, werden im Rahmen dieser Studie 669 OWK einer intensiveren Betrachtung unterzogen.



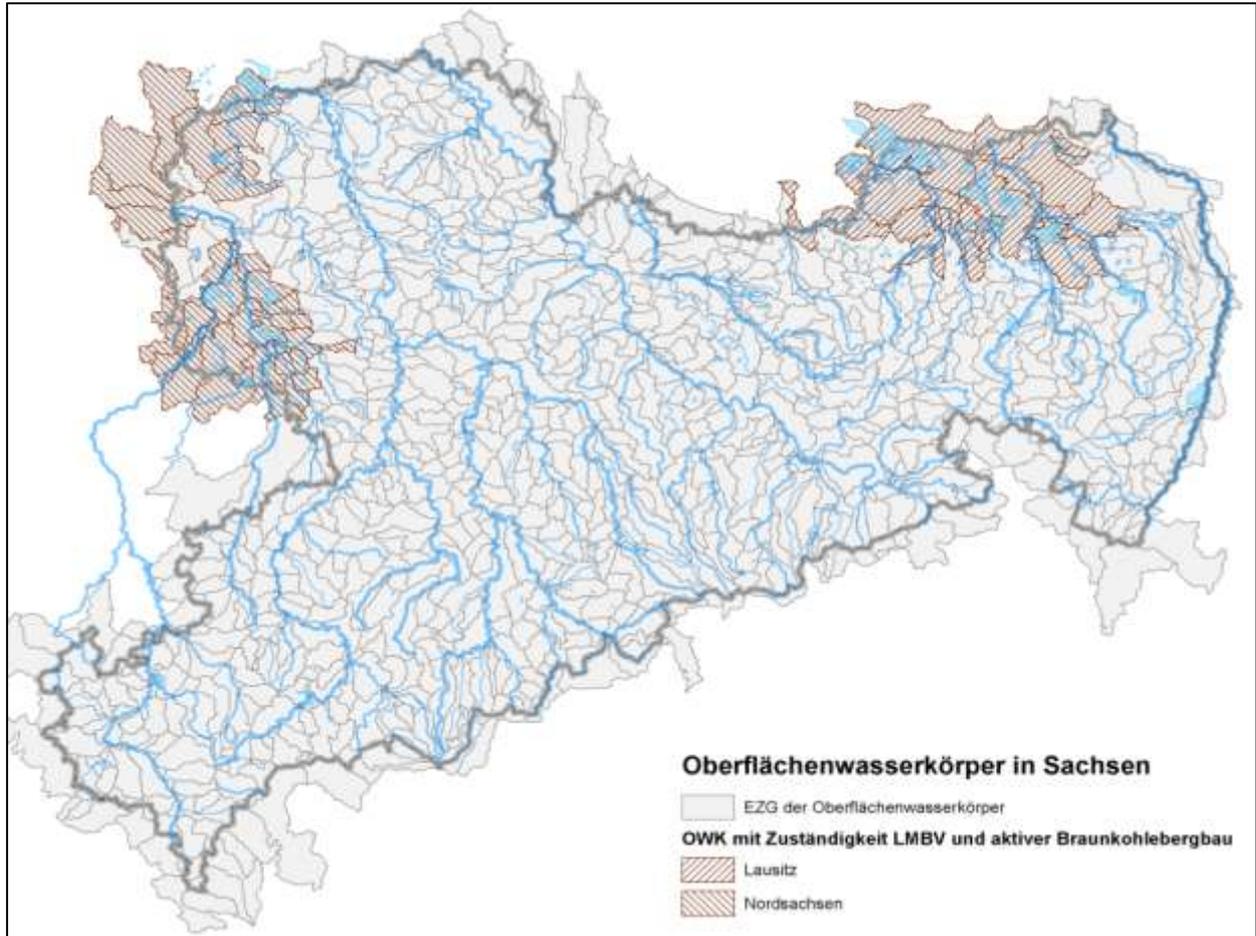


Abbildung 4: Oberflächenwasserkörper (OWK) in Sachsen sowie ausgewiesene OWK mit Bereichen in Zuständigkeit der LMBV und aktivem Braunkohlenbergbau.

Tabelle 7: OWK mit aktivem Braunkohlenbergbau und Objekten im Zuständigkeitsbereich der LMBV.

Nordsachsen		Lausitz	
OWK	Objekte	OWK	Objekte
DESN_046	Speicher Borna	DEBB538166_616	See Knappenrode, Spreetaler See, Blunor See, Partwitzer See u.a., Tagebau Welzow
DESN_053	Speicher Witznitz	DEBB53818_256	Heide See
DESN_055	Stausee Rötha	DEBB800015381723	Senftenberger See
DESN_5496-2	Werbelineer See	DESN_002	Halbendorfer See
DESN_5496-3	Werbelineer See N	DESN_023	Knappensee
DESN_5496-4	Seelhausener See	DESN_048	Dreiweibernsee
DESN_54962	Schladitzer See	DESN_050	Silbersee
DESN_549718-1	Werbelineer See W	DESN_051	Mortkasee
DESN_566-8	Zwenkauer See W	DESN_538-3	Wittichenau
DESN_566-9	Cospudener See W	DESN_538-4	Erikasee, N-Teil
DESN_56658-1	Tgb. Schleenhain	DESN_538134	Clara See
DESN_566592	Werbener See	DESN_53814-3	Knappensee



Nordsachsen		Lausitz	
OWK	Objekte	OWK	Objekte
DESN_5666-4a	Tgb. Schleenhain SO	DESN_538154	Erikasee, Lugteich
DESN_5666-4b	Tgb. Witznitz II	DESN_582-4	Tagebau Nochten
DESN_56668-3	Bockwitzer See W	DESN_5824-3	Tagebau Reichwalde
DESN_566686	Harthsee	DESN_582494-2	Bärwalder See
DESN_566688-4	Tgb. Espenhain	DESN_582512-1	Tagebau Nochten, Nordrand
DESN_5666888	Bockwitzer See	DESN_582512-2	Tagebau Nochten
DESN_566692-2	Tgb. Espenhain	DESN_58252-2	Lohsasee, Bernsteinsee, Scheibe See
DESN_5666924	Tgb. Espenhain		
DESN_566694	Störmthaler See		
DESN_566696	Zwenkauer See		
DEST_SAL05OW04-00	Wallendorfer See		
DEST_SAL05OW05-01	Tgb. Profen		
DEST_SAL15OW12-00	Tgb. Bruckdorf		
DEST_SAL08OW13-00	Tgb Köckern W		
DEST_SAL15OW01-00	Tgb. Profen Süd		
DEST_SAL15OW09-02	Tgb. Phönix		
DEST_SAL15OW11-00	Tgb. Lochau		
DEST_SAL05OW12-00	Tgb. Profen Nord W		
DEST_VM02OW12-00	Goitzschesee		
DETH_56658_12+29	Haselbacher See		
DETH_56666_0+25	RL Zechau, vollst. in TH		

3.1.2 GRUNDWASSERKÖRPER

Sachsen ist weiterhin in 83 Grundwasserkörper untergliedert. Davon liegen 55 vollständig auf sächsischem Gebiet. Von den übrigen GWK hat Sachsen bei 15 die Federführung, da der flächenmäßig größte Anteil in Sachsen liegt (LfULG 2015).

Die Bereiche mit aktivem Braunkohlenbergbau und der Zuständigkeitsbereich der LMBV werden auch in Bezug auf die Grundwasserkörper ausgespart (Abbildung 5, Tabelle 8).

Abzüglich von 12 GWK, welche Gebiete mit Altbraunkohlenbergbau in der Zuständigkeit der LMBV bzw. Gebiete mit aktivem Braunkohlenbergbau in der Zuständigkeit der LEAG bzw. MIBRAG aufweisen, werden im Rahmen dieser Studie 71 GWK einer intensiveren Betrachtung unterzogen.



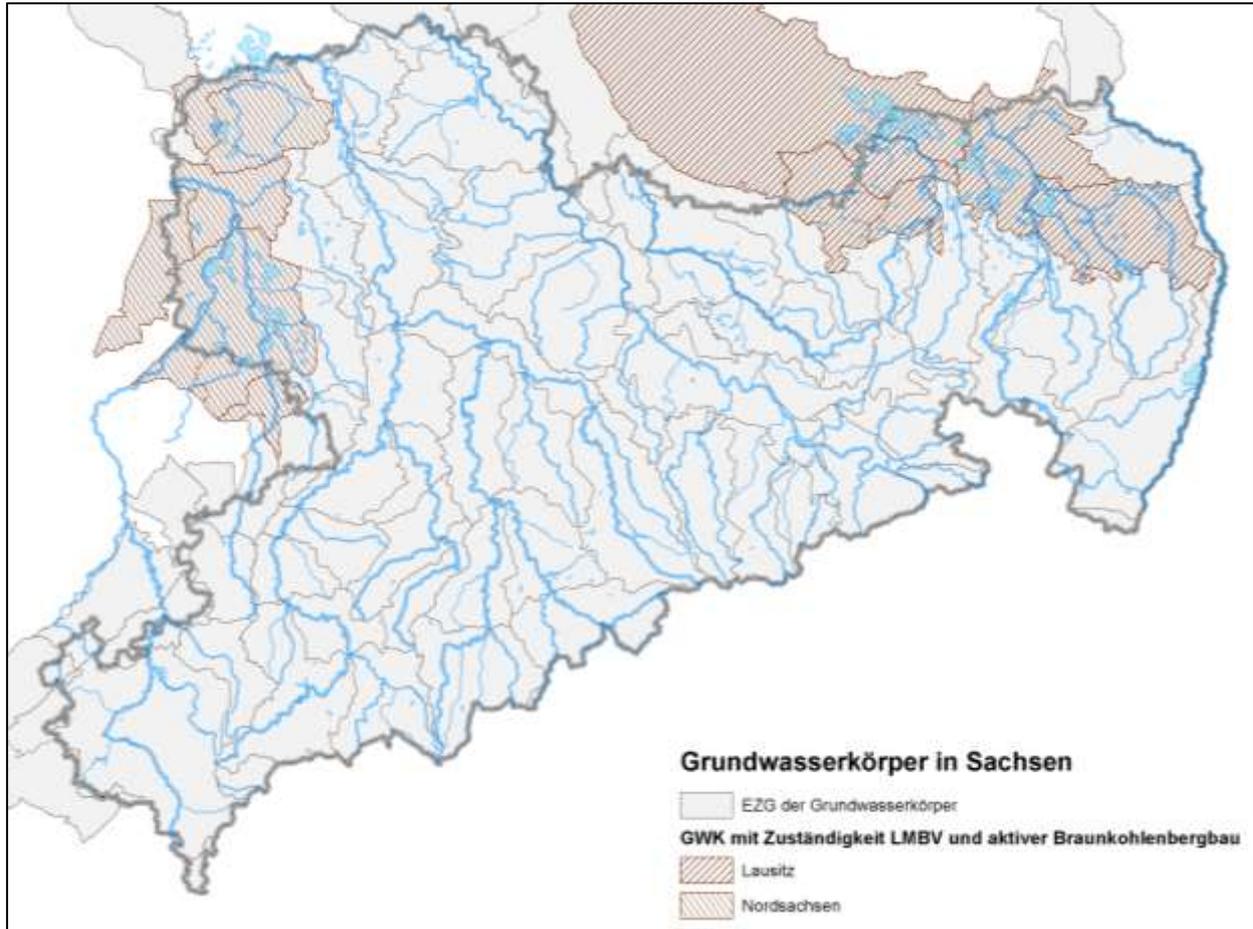


Abbildung 5: Grundwasserkörper (GWK) in Sachsen sowie ausgewiesene GWK mit Bereichen in Zuständigkeit der LMBV und aktivem Braunkohlenbergbau.

Tabelle 8: GWK mit aktivem Braunkohlenbergbau und Zuständigkeitsbereichen der LMBV.

Nordsachsen		Lausitz	
GWK	Bezeichnung	GWK	Bezeichnung
DESN_VM 2-2	Strengbach	DEBB_SE 4-1	Schwarze Elster
DESN_VM 1-1	Lober-Leine	DESN_SE 2-2	Bernsdorf-Ruhland
DESN_SAL GW 052	Großraum Leipzig	DESN_SE 1-3-2	Wittichenau
DEST_SAL GW 016	Zeitz-Weissenfelder Platte (Saale)	DESN_SE 1-1	Hoyerswerda
DESN_SAL GW 059	Weißelsterbecken	DESN_SP 3-1	Lohsa-Nochten
DETH_SAL GW 057	Weißelsterbecken- Gerstenbach	DESN_SP 2-1	Niesky



3.2 IDENTIFIZIERUNG GEOGEN BEEINFLUSSTER GEBIETE

3.2.1 ALLGEMEINES ZUR GEOLOGIE SACHSENS

Im Freistaat Sachsen können gebietsweise geogen bedingt erhöhte Eisen- und Sulfatgehalte in Gewässern auftreten. Die geogene Grundbelastung von Oberflächen- und Grundwasser ist in erster Linie von den geologischen Verhältnissen im Untergrund abhängig. Auf die Abgrenzung des geogenen Hintergrundes von anthropogenen Belastungen wird im Abschnitt 4.6.2.11 näher eingegangen.

Charakteristisch für das sächsische Territorium ist eine hohe geologische Vielfalt, welche die geologischen Formationen vom mittleren Rhiphäum (Granulitgebirge) bis zum Quartär repräsentiert (Kardel *et al.* 1996). Im Rahmen dieser Studie werden jedoch zur Identifizierung der Gebiete mit Potenzial für Sulfat- bzw. Eiseneinträge aufgrund der geologischen Gegebenheit ausgehend, lediglich die geologischen Einheiten des Grundgebirgsstockwerkes sowie die älteren Bildungen des Deckgebirgsstockwerkes (Perm, Trias, Kreide, Vulkanite des Tertiärs) betrachtet. Die jüngsten geologischen Bildungen des Quartärs sind bei der Betrachtung außen vor.

Eine Übersicht zu den in Sachsen auftretenden petrogeochemischen Einheiten ist Abbildung 6 sowie deren jeweilige Flächenanteile in Tabelle 9 zu entnehmen.

Das Grundgebirgsstockwerk in Nordwestsachsen ist überwiegend geprägt durch Grauwacken, Buntsandstein, Zechstein und Rotliegendes sowie speziell in der Nordwestsächsischen Senke durch saure Vulkanite und Ganggesteine. Im nördlichen Teil von Mittelsachsen bei Riesa und Meißen dominieren Monzogranitoide und Granodiorite. Im Niederlausitzer Antiklinalbereich treten in erster Linie Grauwacken auf. Das Erzgebirge-Vogtland im Südwesten Sachsens ist charakterisiert durch das Auftreten von Tonschiefern, Grauwacken, Graniten, Phylliten sowie Glimmerschiefern. An die Vorerzgebirgssenke schließt sich das sächsische Granulitmassiv an. Para- und Orthogneise mit einem Flächenanteil von 13 % sind hingegen der Erzgebirgszentralzone zuzuordnen. Dort sticht lediglich bei Altenberg der Osterzgebirgische Eruptivkomplex hervor. In der Oberlausitz treten hingegen Granodiorite mit einem Flächenanteil von 10,7 %, Tonschiefer, Grauwacken sowie tertiäre Vulkanite auf. Weitere 7,3 % der Fläche Sachsens sind den bereits weitgehend wieder abgetragenen Sedimenten der Kreide in der Elbzone zuzuordnen.

Eine Vielzahl an geochemischen Untersuchungen gibt Auskunft über die mittleren Gehalte an Haupt- und Spurenelementen in den sächsischen Gesteinen (z.B. Pälchen *et al.* 1987, Kardel *et al.* 1996, Rank *et al.* 1999). Darunter wurden auch Daten zu Eisen erfasst, welche speziell bei der Identifizierung von Gebieten mit geogen erhöhten Eisengehalten eine wichtige Rolle spielen (vgl. Kapitel 3.2.3.).

Entscheidend für den Sulfat- und Eisengehalt in natürlichen Gewässern ist neben ihrem absoluten Gehalt in den Ausgangsgesteinen ihre Fähigkeit zur Mobilisierung (Löslichkeit, Transport) und Fixierung (Ausfällung, Adsorption) während des Verwitterungsprozesses. Die Verwitterung hängt wiederum hauptsächlich von der jeweiligen Bindungsform im Substrat und vom pH-Wert ab.



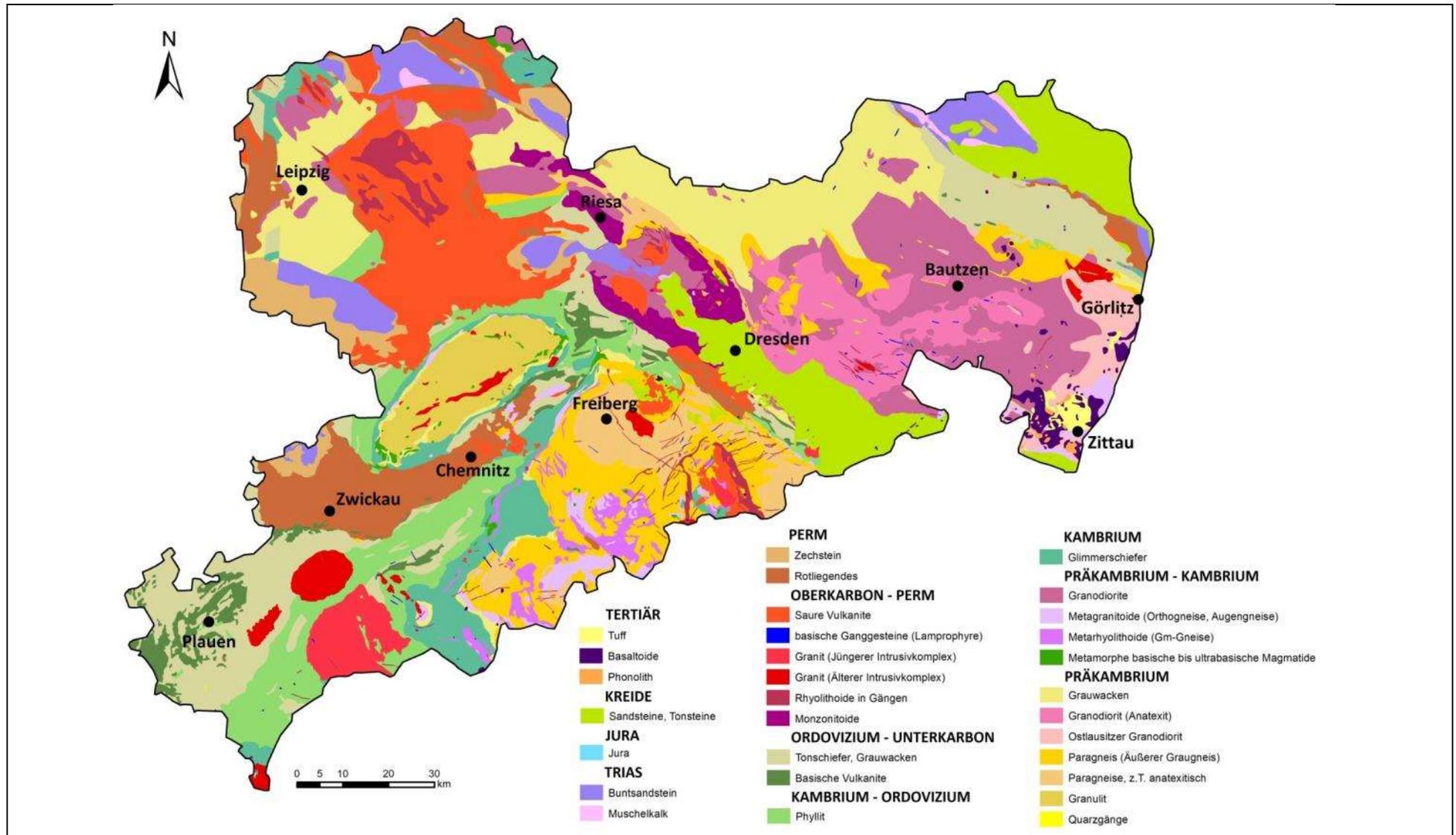


Abbildung 6: Geologische Karte des Freistaates Sachsen (Petrogeochemische Einheiten des Grundgebirgsstockwerkes und älterer Bildungen des Deckgebirgsstockwerkes ohne Quartär, auf Basis der GÜK400 des Freistaates Sachsen nach Kardel *et al.* 1996).



Tabelle 9: Flächenanteile der geologischen Einheiten Sachsens (Grundgebirgsstockwerk und ältere Bildungen des Deckgebirgsstockwerkes ohne Quartär, auf Basis der GÜK400 nach Kardel *et al.* 1996).

Erdzeitalter	Petrogeochemische Einheit	Flächenanteil [%]
Tertiär	Basaltoide	0,7
	Phonolith	0,1
	Tuff	0,3
Kreide	Sandsteine	7,3
Trias	Buntsandstein	3,8
	Muschelkalk	0,3
Perm	Rotliegendes	6,6
	Zechstein	2,6
Oberkarbon-Perm	Jüngerer Granit	1,8
	Älterer Granit	1,5
	Saure Vulkanite	9,8
	Monzonitoide	1,9
	Rhyolithoide in Gängen	1,8
	Lamprophyre	0,1
Ordovizium-Unterkarbon	Tonschiefer, Grauwacken	10,1
	Basische Vulkanite	2,0
Kambrium-Ordovizium	Phyllite	6,6
Kambrium	Glimmerschiefer	4,7
Präkambrium-Kambrium	Granodiorite	4,6
	Metagranitoide (Orthogneise, Augengneise)	1,2
	Metarhyolithoide (Gm-Gneise)	1,4
	Metagranitoide (Rumburger Granit)	0,4
	Amphibolite	0,1
	Serpentinite	0,1
	Gabbros	0,1
Präkambrium	Grauwacken	10,6
	Granodiorite (Anatexit)	4,5
	Ostlausitzer Granodiorit	1,6
	Paragneise	10,4
	Granulite	2,9
Proterozoikum	Quarzgänge	0,1

3.2.2 GEBIETE MIT GEOGEN ERHÖHTEN SULFATGEHALTEN

Eine Quelle erhöhter Sulfatgehalte in Grund- und Oberflächenwässern können sulfatreiche Gesteine sein. Für eine Sulfatkonzentration von 100 mg/L müssen 100 g Sulfat/m³ Wasser





aus dem Gestein mobilisiert werden. Daher führen nur größere Partien (in größeren Flächen oder Mächtigkeiten) primär sulfatreicher Gesteine zu erhöhten Sulfatgehalten der Wässer.

Solche größeren Areale sulfatreicher Gesteine finden sich in Mitteleuropa vor allem in folgenden Formationen:

- Trias
 - mittlerer Keuper („Gipskeuper“)
 - Muschelkalk
 - Röt-Formation (Oberer Buntsandstein)
- Perm
 - Zechstein

In diesen Schichten treten vor allem Anhydrit- und Gipsablagerungen auf.

Eine zweite Möglichkeit des geogenen Sulfateintrags ist die Oxidation stärker sulfidführender Gesteine. Dies betrifft vor allem:

- Alaunschiefer des Silur und
- sulfidreiche Schichten des Tertiärs.

Kennzeichnend ist, dass solche Gesteine in früherer Zeit zur Gewinnung der Sulfide (Pyrit) abgebaut wurden, z.B. in Mühlwand (Silur) und Bad Düben (Tertiär).

Die aufgeführten Gesteinsformationen, welche einen erhöhten Anteil an Sulfat aufweisen, spielen flächenhaft in Sachsen aber eher eine untergeordnete Rolle (vgl. GÜK400, Abbildung 6). Buntsandstein und Zechstein des Grundgebirgsstockwerkes treten in Gemeinschaft hauptsächlich in Nordsachsen bei Meißen, Bad Düben und Borna, die Nordwestsächsische Senke umringend, und kleinflächig in der Vorerzgebirgssenke bei Crimmitschau auf. Der Muschelkalk mit lediglich 0,3 % Flächenanteil Sachsens ist bei Bad Düben anzutreffen. Weiterhin kommen die Formationen der Trias auch in der Oberlausitz nahe der Grenze zu Brandenburg vor. Die sulfidreichen Schichten des Tertiärs treten potenziell im Lausitzer Vulkanitkomplex auf.

Angaben zu mittleren Sulfatgehalten der jeweiligen Hauptgesteinstypen Sachsens sind mit aktuellem Stand der Wissenschaft nicht möglich. Lediglich das Vorkommen sulfatreicher Gesteinsformationen gibt Aufschluss über eine potenzielle Belastung durch Sulfat in Fließgewässern.

3.2.3 GEBIETE MIT GEOGEN ERHÖHTEN EISENGEHALTEN

Eisen ist ein ubiquitärer Bestandteil der Lithosphäre und kommt nach Sauerstoff, Silizium und Aluminium als vierthäufigstes Element in der Erdkruste vor.

Als Grundlage für die Identifizierung der Gebiete mit Potenzial für eine Eisenbelastung, dienten die im Bodenatlas des LfUG (Rank *et al.* 1999) definierten mittleren Eisengehalte der sächsischen Hauptgesteinstypen. Die mittleren Eisengehalte wurden den petrogeochemischen Einheiten des Grund- und Deckgebirges ohne jungtertiäre und quartäre Bildungen (geolog. Grundlage: GÜK 400, vgl. Kapitel 3.2.1), so weit möglich, zugeordnet. Keine Daten





lagen für tertiären Tuff, Buntsandstein, Muschelkalk, Lamprophyre und Quarzgänge vor. Diesen Gesteinsformationen wurden fachlich begründbar die Eisengehalte geochemisch ähnlicher Einheiten zugeordnet (Tabelle 10).

Tabelle 10: Mittlere Eisengehalte in den petrogeochemischen Einheiten Sachsens (Zuordnung auf Basis von Rank *et al.* 1999, in Klammern: Zuordnung von Eisengehalten ähnlicher petrogeochemischer Einheiten, da keine Daten verfügbar).

Erdzeitalter	petrogeochemische Einheit	Fe [Masse-%]	vergleichbare petrogeochem. Einheit
Tertiär und Quartär	Basaltoide	8,9	
	Phonolith	2,8	
	Tuff	(8,9)	Basaltoide
Kreide	Sandsteine	2,1	
Trias	Buntsandstein	(2,1)	Sandsteine aus der Kreide
	Muschelkalk	(1,7)	Sedimente des Zechstein
Perm	Rotliegendes	4,6	
	Zechstein	1,7	
Oberkarbon-Perm	Jüngerer Granit	0,99	
	Älterer Granit	0,98	
	Saure Vulkanite	0,98	
	Monzonitoide	4,1	
	Rhyolithoide in Gängen	1,1	
	Lamprophyre	(4,8)	basische Magmatide (Gabbros)
Ordovizium-Unterkarbon	Tonschiefer, Grauwacken	5,6	
	Basische Vulkanite	9,1	
Kambrium-Ordovizium	Phyllite	5,3	
Kambrium	Glimmerschiefer	5,1	
Präkambrium-Kambrium	Granodiorite	3,2	
	Metagranitoide	2	
	Metarhyolithoide	1,9	
	Rumburger Granit	1,2	
	Amphibolite	9,6	
	Serpentinite	5,9	
	Gabbros	4,8	
Präkambrium	Grauwacken	3,7	
	Granodiorite (Anatexit)	3	
	Ostlausitzer Granodiorit	3,3	
	Paragneise	3,6	
	Granulite	2,2	
Proterozoikum	Quarzgänge	(0,98)	saure Vulkanite

Der Eisenanteil der einzelnen geologischen Einheiten Sachsens weist einen großen Schwankungsbereich auf. Die niedrigsten Eisengehalte sind mit ca. 1 % den sauren Magmatiden (Granit und Rhyolith des Oberkarbon bis Perm) und die höchsten Gehalte mit > 9 %





hingegen den basischen und ultrabasischen Substraten (Amphibolite, basische Effusiva des Ordovizium bis Unterkarbon, Basaltoide des Tertiär) zuzuweisen.

Mithilfe von ArcGIS erfolgte die grafische Darstellung der Eisengehalte für die jeweiligen petrogeochemischen Einheiten Sachsens (Abbildung 7).

Gebiete mit signifikant höheren geogenen Eisengehalten treten im Westerzgebirge und teilweise in Nordwestsachsen sowie in der Oberlausitz aufgrund ihrer großen Flächenanteile an Tonschiefern, Grauwacken, Phylliten, Glimmerschiefern, Rotliegendem und Paragneisen auf. Weiterhin stark geogen eisenführend sind die kleinflächigen Bereiche im Vogtland und in der Vorerzgebirgssenke aufgrund des Auftretens basischer Vulkanite sowie der südliche Teil der Oberlausitz mit den tertiären Vulkaniten.

Bei der Bewertung solcher Gebiete ist zu beachten, dass lithologisch bedingte hohe Eisengehalte keinen unmittelbaren Einfluss auf die Eisengehalte von OWK und GWK haben. Dazu ist die Freisetzungsrate entscheidend. Diese ist bei den meisten Gesteinen relativ gering. Die enthaltenen Eisenminerale, wie Hämatit, Magnetit und Eisensilikate, sind überwiegend sehr schwer löslich. Zur Mobilisierung sind neben dem Zugang für Wasser zum Gestein ein niedriger pH-Wert und ein geringes (Hämatit) oder hohes (Magnetit, Eisensilikate) Redoxpotenzial notwendig. Daher erfolgt die lithogene Eisenmobilisierung überwiegend über lange Zeiträume.

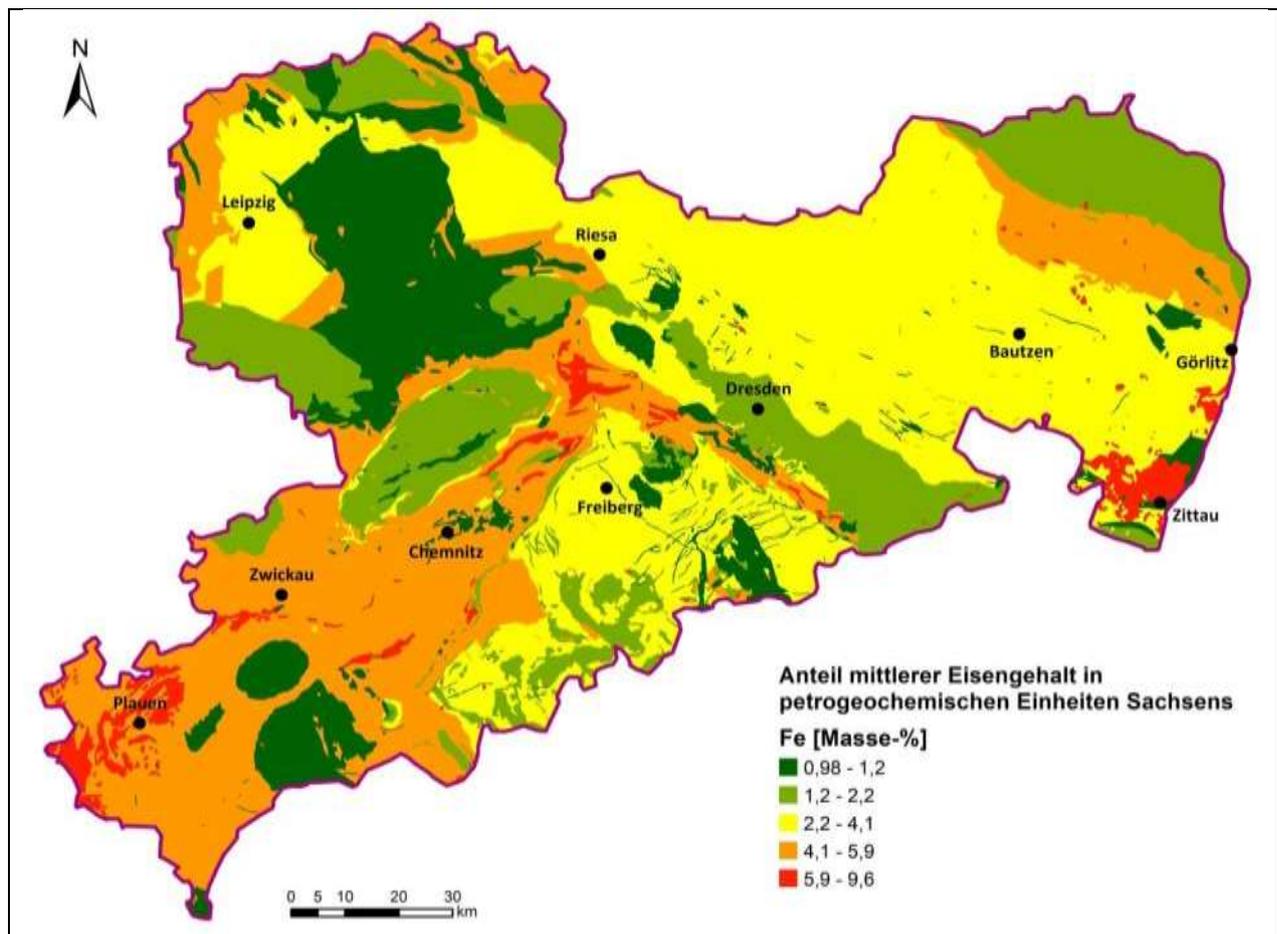


Abbildung 7: Massenanteil von Eisen in petrogeochemischen Einheiten des Freistaates Sachsen (geolog. Grundlage GÜK400 aus Kardel *et al.* 1996, Datengrundlage: Rank *et al.* 1999).



3.3 IDENTIFIZIERUNG ANTHROPOGEN BEEINFLUSSTER GEBIETE

In einem weiteren Schritt dieser Studie wurden solche Gebiete im Untersuchungsgebiet identifiziert, welche für den anthropogenen Zutritt von Eisen und Sulfat in Fließgewässer verantwortlich sind oder zukünftig sein können. Der Schwerpunkt lag dabei auf den durch den Bergbau (Altbergbau, aktiver und zukünftiger Bergbau) beeinflussten Gebieten (Abbildung 8), wobei weiterhin zwischen dem Steinkohlenbergbau, dem Braunkohlenbergbau und dem Erzbergbau unterschieden wurde. Eine detaillierte Analyse des Bergbaueinflusses wurde in Martin et al. (2019) vorgenommen. Weitere betrachtete Einflussfaktoren sind Altablagerungen, Halden, Heiden, Moore, Landwirtschaft sowie Einleitungen industrieller und kommunaler Abwässer. Die durch diese Faktoren beeinflussten sächsischen Gebiete werden in den folgenden Unterabschnitten grafisch aufbereitet. Eine Quantifizierung der anthropogenen Einflussfaktoren auf die Eisen- und Sulfatbelastung in den Grund- und Oberflächenwasserkörpern erfolgt im Abschnitt 4.6.3 im Ergebnis umfangreicher statistischer Auswertungen.

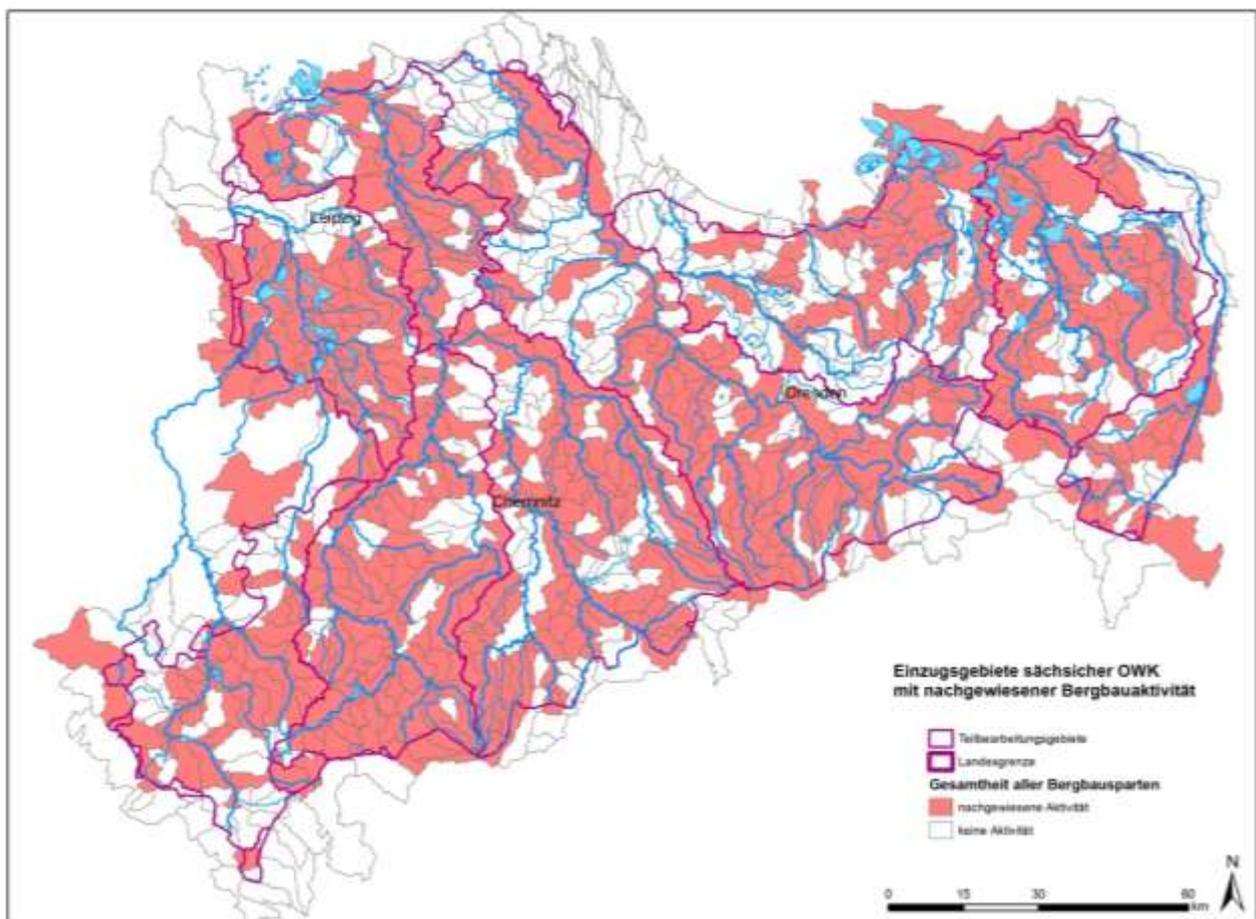


Abbildung 8: Bergbaubeeinflusste Oberflächenwasserkörper in Sachsen, in dieser Abbildung sind die OWK mit Zuständigkeit der LMBV enthalten (Martin et al. 2019).



3.3.1 EINFLUSS DURCH HISTORISCHEN ERZBERGBAU

Der Erzbergbau in Sachsen wurde erstmals Mitte des 12. Jahrhunderts nachgewiesen und weist mittlerweile eine mehr als 800-jährige Geschichte auf. Mit dem politischen und wirtschaftlichen Umbruch Deutschlands im Jahre 1990 wurde ein Großteil der Bergbauaktivitäten eingestellt.

Der historische Erzbergbau hinterließ dabei eine große Anzahl von Bergbauobjekten. Dies sind insbesondere Halden, Stollen (z.T. Grubenwasser abführend), Pingen und Restlöcher. Quellen für Sulfat und Eisen sind dabei potenziell vor allem Stollnwässer und Haldensickerwässer.

3.3.1.1 SULFAT IN DEN BERGBAUWÄSSERN DES HISTORISCHEN ERZBERGBAUS

Die Oxidation von Sulfiden führt auch in den vom Erzbergbau betroffenen Gebieten zu potenziellen Sulfateinträgen in die Gewässer. Um zu einer Einschätzung dieses Sachverhaltes zu kommen, wurden die BfUL-Daten der Stollnwässer im Erzgebirge einer Auswertung unterzogen (LfULG 2018a). Die Ergebnisse sind in Tabelle 11 aufgeführt.

Tabelle 11: Statistische Auswertung der gelösten Sulfatgehalte der Stollnwässer als Auszug des BfUL-Programms 1999-2016 (LfULG 2018a), jeweils Mittelwert im mg/L aus aktuellstem Messjahr).

OWK	MKZ	Name	Gewässer	Jahr	n	MW
DESN_53714-2	OBFO5001	Tiefer Zwiesler Erbstolln	Gottleuba	2015	4	47
DESN_537186	OBFO7950	St. Erasmus Stolln	Brießnitzbach	2014	4	64
DESN_537184	OBFO8350	Neuer Bielastolln	Biela	2015	4	71
DESN_5371822	OBFO8380	Tiefer Bünaustolln	Aschergraben	2016	6	26
DESN_5371822	OBFO8391	Tiefer Hilfe Gottes Stolln	Heerwasser	2015	4	19
DESN_537182	OBFO8440	Zwitterstocks Tiefer Erbstolln	Rotes Wasser	2016	6	15
DESN_5-1	OBFI2205	Neuer König David Hilfsstolln	Elbe	2009	2	390
DESN_53732-2	OBFI2780	Rothschönberger Stolln, vor Einmdg. in die Triebisch	Triebisch	2015	11	256
DESN_542-3	OBFI31521	Tiefer Lorenz Gegentrum Stolln	Freiberger Mulde	2009	1	69
DESN_542-3	OBFI31541	Mundloch Hüttenrösche Morgenstern	Freiberger Mulde	2011	3	248
DESN_542-4	OBFI31714	Tiefer Wolf Stolln	Freiberger Mulde	2013	4	145
DESN_542-4	OBFI31806	Adam Stolln, Segen Gottes Erbstolln	Freiberger Mulde	2009	2	330
DESN_542-3	OBFI33010	Kgl.-Vertr.-Ges.-Stolln	Roter Graben	2016	6	353
DESN_542-3	OBFI33020	Hauptstolln-Umbruch	Roter Graben	2016	6	230
DESN_5422-1	OBFI33080	(Tiefer) Friedrich Christoph Erbstolln	Bobritzsch	2015	3	60
DESN_5422-1	OBFI33090	Friedrich Erbstolln	Bobritzsch	2016	7	13
DESN_5424-1	OBFI33603	Neuer Segen Gottes oder Sieben Planeten Stolln	Große Striegis	2016	6	77
DESN_5424-1	OBFI33650	Thelersberger Stolln bei Linda, Mundloch	Große Striegis	2016	6	89
DESN_542614	OBFI34390	Tiefer Hauptstolln Geyer, Mundloch	Geyerbach	2014	6	21
DESN_5426-2	OBFI34599	Tropper Stolln	Zschopau	2014	5	85
DESN_542612	OBFI35391	Tiefer Erbstolln	Rote Pfütze	2016	6	51
DESN_54262	OBFI35802	Tiefer St. Christoph Stolln,	Sehma	2014	6	83





OWK	MKZ	Name	Gewässer	Jahr	n	MW
		(Tiefer) Junger Andreas Stolln				
DESN_54266	OBF36794	Tiefer Sauberger Stolln, Mündung	Wilisch	2016	6	71
DESN_542662	OBF36803	König Dänemark Stolln	Jahnsbach	2016	5	114
DESN_5426822	OBF37404	Tiefer Heilige Dreifaltigkeit Stolln	Seiffener Bach	2016	5	22
DESN_5426864	OBF38101	Königlich Weistaubner Tiefer Erbstolln	Rote Pockau	2016	7	62
DESN_5426864	OBF38190	Waldfischstolln Pobershau, Mundloch	Rote Pockau	2014	6	37
DESN_54-2	OBF38701	Stolln Jägersgrün	Zwickauer Mulde	2016	4	32
DESN_54116	OBF40641	Eibenstocker Communstolln	Kleine Bockau	2014	6	10
DESN_54116	OBF40642	Tiefer Riesenberger Stolln	Neudecker Bach	2016	4	10
DESN_54118-2	OBF40672	Unterer Troster Stolln	Zschorlaubach	2014	4	26
DESN_5412-2	OBF40710	Glück Auf Stolln	Johgst. Schwarzwasser	2014	6	51
DESN_5412-2	OBF40711	Friedrich August Stolln	Johgst. Schwarzwasser	2014	6	55
DESN_5412-2	OBF40712	Stolln 146	Johgst. Schwarzwasser	2014	6	110
DESN_5412-2	OBF40801	Roter und Weißer Löwe	Pöhlwasser	2014	6	25
DESN_5412-3	OBF40901	Treue Freundschaft Stolln	Johgst. Schwarzwasser	2014	6	71
DESN_5412892	OBF41301	Frisch Glück Stolln	Oswaldbach	2016	4	41
DESN_54134	OBF42001	Marcus Semmler Stolln	Schlema	2014	6	78
DESN_5416-1	OBF42733	Lampertusstolln	Goldbach	2016	4	96
DESN_532342	OBF47001	Wasserlösungsstolln zum Maischacht (Haupttagesrampe)	Brunndöbra	2014	6	24
DESN_532342	OBF47003	Mühleither Stolln (Dynamostolln)	Flößgraben	2016	6	18
DESN_566138	OBF49999	Brüder Einigkeit Stolln	Triebelbach	2016	6	<u>252</u>

fett: Wert > LAWA-Orientierungswert von 75 mg/L; **fett unterstrichen:** Wert > Grenzwert der TrinkwV 2001 (250 mg/L)

Es zeigt sich, dass in den Stollnwässern eine Reihe starker Überschreitungen des strengsten LAWA-Orientierungswertes von 75 mg/L auftritt. Einige Werte überschreiten den Grenzwert der TrinkwV 2001 von 250 mg SO₄/L. Der höchste Wert mit 390 mg SO₄/L wurde im Neuen König David Hilfsstolln unterhalb von Scharfenberg gemessen.

In Abbildung 9 sind die OWK dargestellt, welche eine **potenzielle** Sulfatbelastung aufgrund von erhöhten Sulfatkonzentrationen, verbunden mit Überschreitungen des LAWA-Orientierungswertes bzw. Grenzwertes für Trinkwasser, in Wasserlösestolln des historischen Erzbergbaus aufweisen.



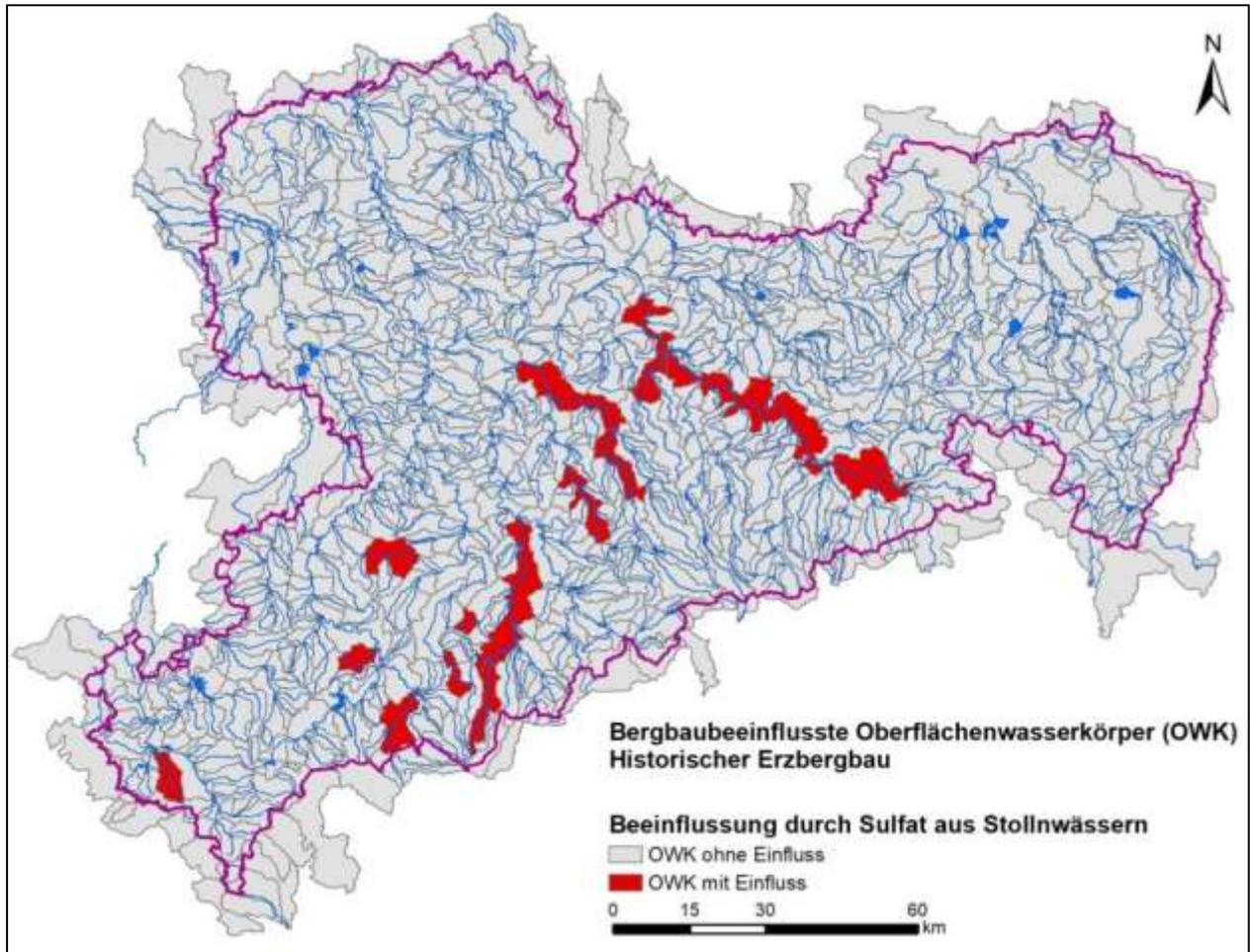


Abbildung 9: Oberflächenwasserkörper mit einer potenziellen Sulfatbelastung aufgrund erhöhter Sulfatkonzentrationen in Stollnwässern des historischen Bergbaus mit Überschreitungen des LAWA-Orientierungswertes.

Erhöhte Sulfatgehalte finden sich auch in einigen Stollnwässern des historisch bedeutenden Freiburger Reviere (Hüttenrösche Morgenstern, Tiefer Wolf Stolln, Adam Stolln, Segen Gottes Erbstolln, Hauptstolln Umbruch und Verträgliche-Gesellschaft-Stolln).

Zur Einordnung dieser Werte werden die Sulfatgehalte der Freiburger Mulde herangezogen (LfULG 2018a). Die statistische Auswertung ist Tabelle 12 zu entnehmen. Die Ergebnisse zeigen moderate Sulfatgehalte, die durchweg unterhalb des strengsten LAWA-Orientierungswertes (75 mg/L für silikatische Gewässertypen des Mittelgebirges) liegen. Im Längsprofil zeigen sich niedrige Werte im Oberlauf der Freiburger Mulde, die infolge des Bergbau- und Siedlungseinflusses stetig ansteigen und ab Siebenlehn ein konstantes Niveau von ca. 60 mg/L erreichen. Der Rückgang der Sulfatgehalte unterhalb Döbeln ist durch den Zufluss der Zschopau, die aus einem vom Bergbau und auch der Besiedlung weniger stark beeinflussten EZG kommt, bedingt.

Die stärker sulfathaltigen Stollnwässer werden daher durch die Freiburger Mulde hinreichend verdünnt. Dieser Sachverhalt deutet darauf hin, dass es auch bei anderen OWK, in deren EZG sich sulfatbelastete Wasserlösestollen befinden, zu einer ausreichenden Verdünnung in der Vorflut kommt und Sulfat als Bergbauschadstoff im Erzgebirge nur eine geringe Rolle spielt.





Tabelle 12: Statistische Auswertung der Sulfatgehalte von OWK-Messstellen entlang der Freiburger Mulde (Daten aus 2015, Quelle: LfULG 2018a).

MKZ	Name	n	Min [mg/L]	Max [mg/L]	MW [mg/L]	Med [mg/L]	P90 [mg/L]
OBF31301	Brücke am Katzenstein	12	23	29	25,7	25,5	27,9
OBF31500	Muldenhütten	12	28	59	39,8	35,0	53,4
OBF31510	Hilbersdorf	12	30	78	48,7	40,0	72,1
OBF31600	Halsbrücke 1	12	32	86	54,3	50,0	80,6
OBF31700	Obergruna	12	37	94	60,9	61,0	74,5
OBF31710	uh. Siebenlehn	6	36	63	53,3	55,5	62,5
OBF31800	Nossen-Altzella	6	37	66	55,7	58,5	65,0
OBF31900	uh. Roßwein	6	45	80	61,3	61,5	76,0
OBF31950	Niederstriegis	12	39	78	58,8	60,5	70,4
OBF32000	uh. Döbeln	12	40	87	61,8	62,0	73,7
OBF32010	Döbeln, Brücke bei B 169	12	40	85	61,1	61,5	71,6
OBF32200	Leisnig	5	34	55	44,8	42,0	55,0
OBF32300	Mdg. in ErlIn	21	34	55	46,0	46,0	54,0

Ein Längsprofil der an den OWK-Messstellen entlang der Freiburger Mulde gemessenen Sulfatgehalte aus dem Jahr 2015 ist in Abbildung 10 dargestellt. Der Anstieg der Sulfatkonzentration in der Freiburger Mulde zwischen Muldenhütten und Halsbrücke ist aber nicht nur auf den Altbergbau zurückzuführen, sondern er wird auch durch industrielle Abwassereinleitungen hervorgerufen.

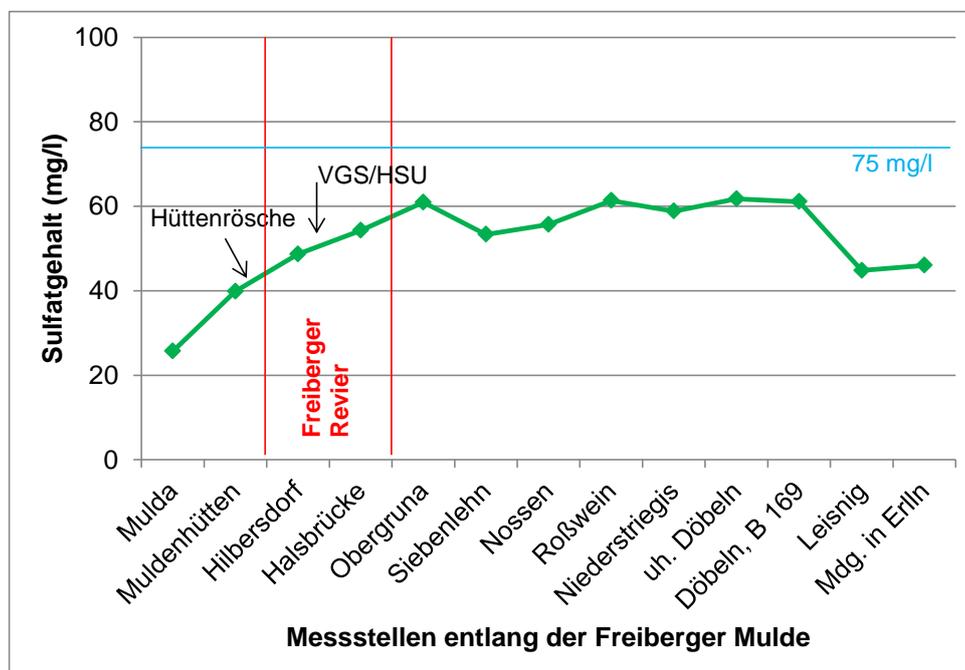


Abbildung 10: Sulfatgehalt von OWK-Messstellen entlang der Freiburger Mulde, blau: gültiger LAWA-Orientierungswert, rot: Abschnitt des Freiburger Reviers (Mittelwerte 2015, basierend auf Daten des LfULG 2018a).



3.3.1.2 EISEN IN DEN BERGBAUWÄSSERN DES HISTORISCHEN ERZBERGBAUS

Wie bereits erwähnt, zählt der Alterzbergbau ebenfalls zu den Verursachern für den Eintrag von Eisen in die Fließgewässer Sachsens. Die Einschätzung dieses Sachverhaltes erfolgte auf Basis von statistisch ausgewerteten BfUL-Daten der Stollnwässer im Erzgebirge (LfULG 2018a). Die Werte für Gesamteisen wurden mit dem national gültigen Orientierungswert der LAWA (0,7 mg/L) und dem strengeren Grenzwert der TrinkwV 2001 (0,2 mg/L) verglichen.

Zur Bestimmung des Jahresdurchschnitts wurde von Messwerten, die kleiner der Bestimmungsgrenze (BG) sind, die Hälfte des Wertes der BG verwendet (entsprechend OGewV 2016, Anlage 9, Nr. 3.1.1). Die Ergebnisse sind in Tabelle 13 aufgeführt.

Tabelle 13: Statistische Auswertung der Eisengehalte (Gesamteisen) der Stollnwässer als Auszug des BfUL-Programms 1999-2016 (LfULG 2018a), jeweils Mittelwert in mg/L aus aktuellstem Messjahr).

OWK	MKZ	Name	Gewässer	Jahr	n	MW
DESN_53714-2	OBF05001	Tiefer Zwiesler Erbstolln	Gottleuba	-	-	-
DESN_537186	OBF07950	St. Erasmus Stolln	Brießnitzbach	-	-	-
DESN_537184	OBF08350	Neuer Bielastolln	Biela	2014	4	0,13
DESN_5371822	OBF08380	Tiefer Bünaustolln	Aschergraben	2012	2	0,08
DESN_5371822	OBF08391	Tiefer Hilfe Gottes Stolln	Heerwasser	2014	4	0,08
DESN_537182	OBF08440	Zwitterstocks Tiefer Erbstolln	Rotes Wasser	2012	1	0,1
DESN_5-1	OBF12205	Neuer König David Hilfsstolln	Elbe	2009	2	0,8
DESN_53732-2	OBF12780	Rothschönberger Stolln, vor Einmdg. in die Triebisch	Triebisch	2014	2	0,6
DESN_542-3	OBF31521	Tiefer Lorenz Gegentrum Stolln	Freiberger Mulde	2009	1	0,4
DESN_542-3	OBF31541	Mundloch Hüttenrösche Morgenstern	Freiberger Mulde	2011	3	1,1
DESN_542-4	OBF31714	Tiefer Wolf Stolln	Freiberger Mulde	2009	4	0,015
DESN_542-4	OBF31806	Adam Stolln, Segen Gottes Erbstolln	Freiberger Mulde	2009	2	1
DESN_542-3	OBF33010	Kgl.-Vertr.-Ges.-Stolln	Roter Graben	2014	7	1,3
DESN_542-3	OBF33020	Hauptstolln-Umbruch	Roter Graben	2014	7	2,9
DESN_5422-1	OBF33080	(Tiefer) Friedrich Christoph Erbstolln	Bobritzsch	2012	2	0,2
DESN_5422-1	OBF33090	Friedrich Erbstolln	Bobritzsch	2012	2	0,015
DESN_5424-1	OBF33603	Neuer Segen Gottes oder Sieben Planeten Stolln	Große Striegis	2012	2	1,7
DESN_5424-1	OBF33650	Thelersberger Stolln bei Linda, Mundloch	Große Striegis	2012	2	1,4
DESN_542614	OBF34390	Tiefer Hauptstolln Geyer, Mundloch	Geyerbach	2014	5	0,3
DESN_5426-2	OBF34599	Tropper Stolln	Zschopau	2014	1	0,1
DESN_542612	OBF35391	Tiefer Erbstolln	Rote Pfütze	2012	2	0,5
DESN_54262	OBF35802	Tiefer St. Christoph Stolln, (Tiefer) Junger Andreas Stolln	Sehma	2014	4	0,09
DESN_54266	OBF36794	Tiefer Sauberger Stolln, Mündung	Wilisch	2016	4	0,3
DESN_542662	OBF36803	König Dänemark Stolln	Jahnsbach	2012	2	0,05





OWK	MKZ	Name	Gewässer	Jahr	n	MW
DESN_5426822	OBF37404	Tiefer Heilige Dreifaltigkeit Stolln	Seiffener Bach	2012	2	0,015
DESN_5426864	OBF38101	Königlich Weistaubner Tiefer Erbstolln	Rote Pockau	2014	1	<u>1,6</u>
DESN_5426864	OBF38190	Walfischstolln Pobershau, Mundloch	Rote Pockau	2014	4	0,3
DESN_54-2	OBF38701	Stolln Jägersgrün	Zwickauer Mulde	2012	1	0,3
DESN_54116	OBF40641	Eibenstocker Communstolln	Kleine Bockau	2014	4	0,015
DESN_54116	OBF40642	Tiefer Riesenberger Stolln	Neudecker Bach	2012	2	<u>1,6</u>
DESN_54118-2	OBF40672	Unterer Troster Stolln	Zschorlaubach	2011	4	0,22
DESN_5412-2	OBF40710	Glück Auf Stolln	Johgst. Schwarzwasser	2014	4	<u>2,2</u>
DESN_5412-2	OBF40711	Friedrich August Stolln	Johgst. Schwarzwasser	2014	4	0,6
DESN_5412-2	OBF40712	Stolln 146	Johgst. Schwarzwasser	2014	4	0,04
DESN_5412-2	OBF40801	Roter und Weißer Löwe	Pöhlwasser	2014	5	<u>1</u>
DESN_5412-3	OBF40901	Treue Freundschaft Stolln	Johgst. Schwarzwasser	2014	4	<u>1,7</u>
DESN_5412892	OBF41301	Frisch Glück Stolln	Oswaldbach	2012	2	0,028
DESN_54134	OBF42001	Marcus Semmler Stolln	Schlema	2014	4	0,13
DESN_5416-1	OBF42733	Lampertusstolln	Goldbach	2012	2	0,3
DESN_532342	OBF47001	Wasserlösungsstolln zum Maischacht (Haupttagesrampe)	Brunndöbra	2014	5	<u>1,2</u>
DESN_532342	OBF47003	Mühleither Stolln (Dynamostolln)	Flößgraben	2012	2	0,015
DESN_566138	OBF49999	Brüder Einigkeit Stolln	Triebelbach	2012	2	0,2

fett: Wert > Grenzwert der TrinkwV 2001 (0,2 mg/L), **fett unterstrichen:** Wert > LAWA-Orientierungswert (0,7 mg/L);

Es zeigt sich, dass in den Stollnwässern eine Reihe starker Überschreitungen des LAWA-Orientierungswertes von 0,7 mg Gesamteisen/L für Fließgewässer des Mittelgebirges auftritt. Eine entsprechend höhere Anzahl an Werten überschreitet den Grenzwert der TrinkwV 2001 von 0,2 mg Gesamteisen/L. Der höchste Wert mit 2,9 mg Fe/L wurde im Hauptstolln-Umbruch nahe Freiberg gemessen.

In Abbildung 11 sind die OWK dargestellt, welche eine **potenzielle** Eisenbelastung aufgrund von erhöhten Konzentrationen an Gesamteisen, verbunden mit Überschreitungen des LAWA-Orientierungswertes, in Wasserlösestolln des historischen Erzbergbaus aufweisen.



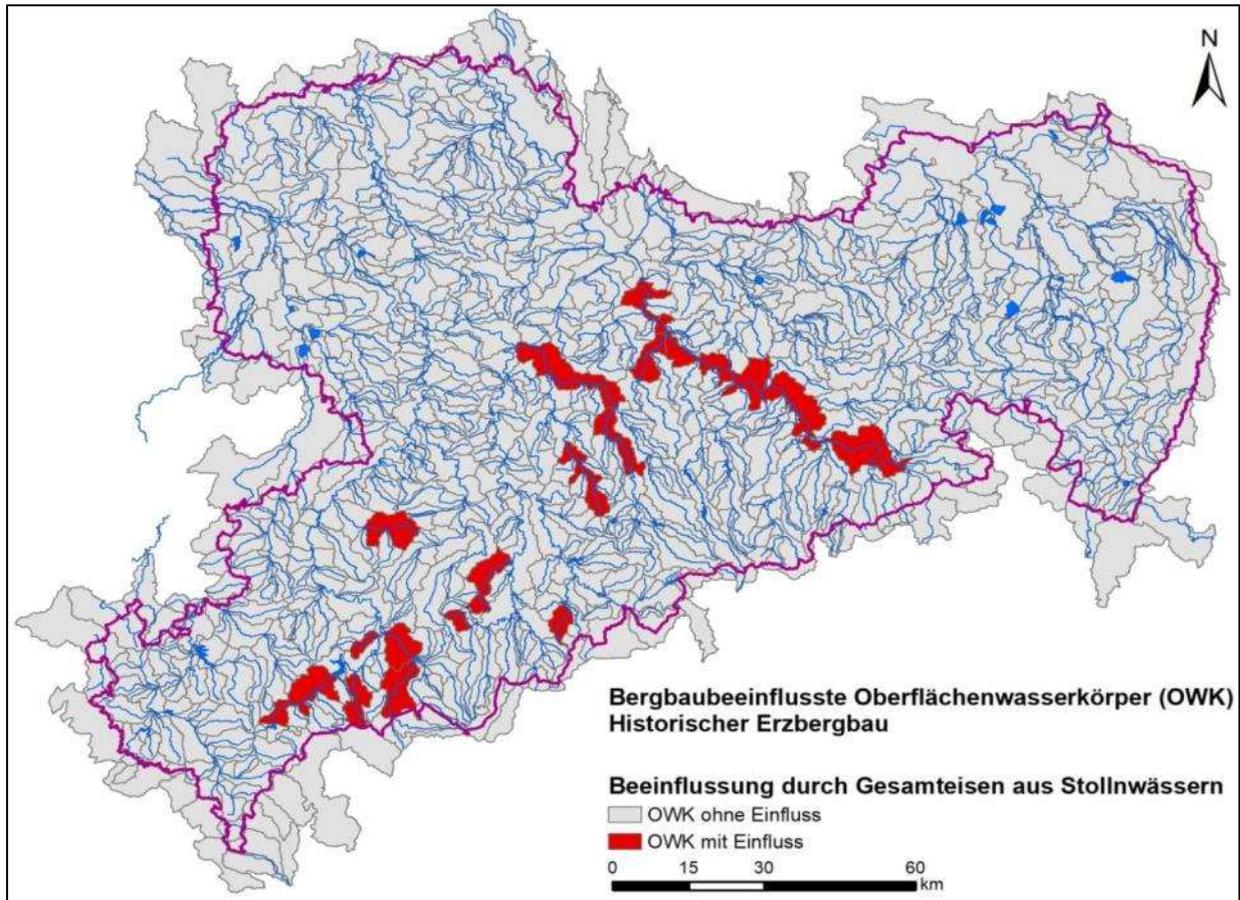


Abbildung 11: Oberflächenwasserkörper mit einer potenziellen Eisenbelastung aufgrund erhöhter Konzentrationen an Gesamteisen in Stollnwässern des historischen Bergbaus mit Überschreitungen des LAWA-Orientierungswertes.

3.3.2 EINFLUSS DURCH HISTORISCHEN STEINKOHLENBERGBAU

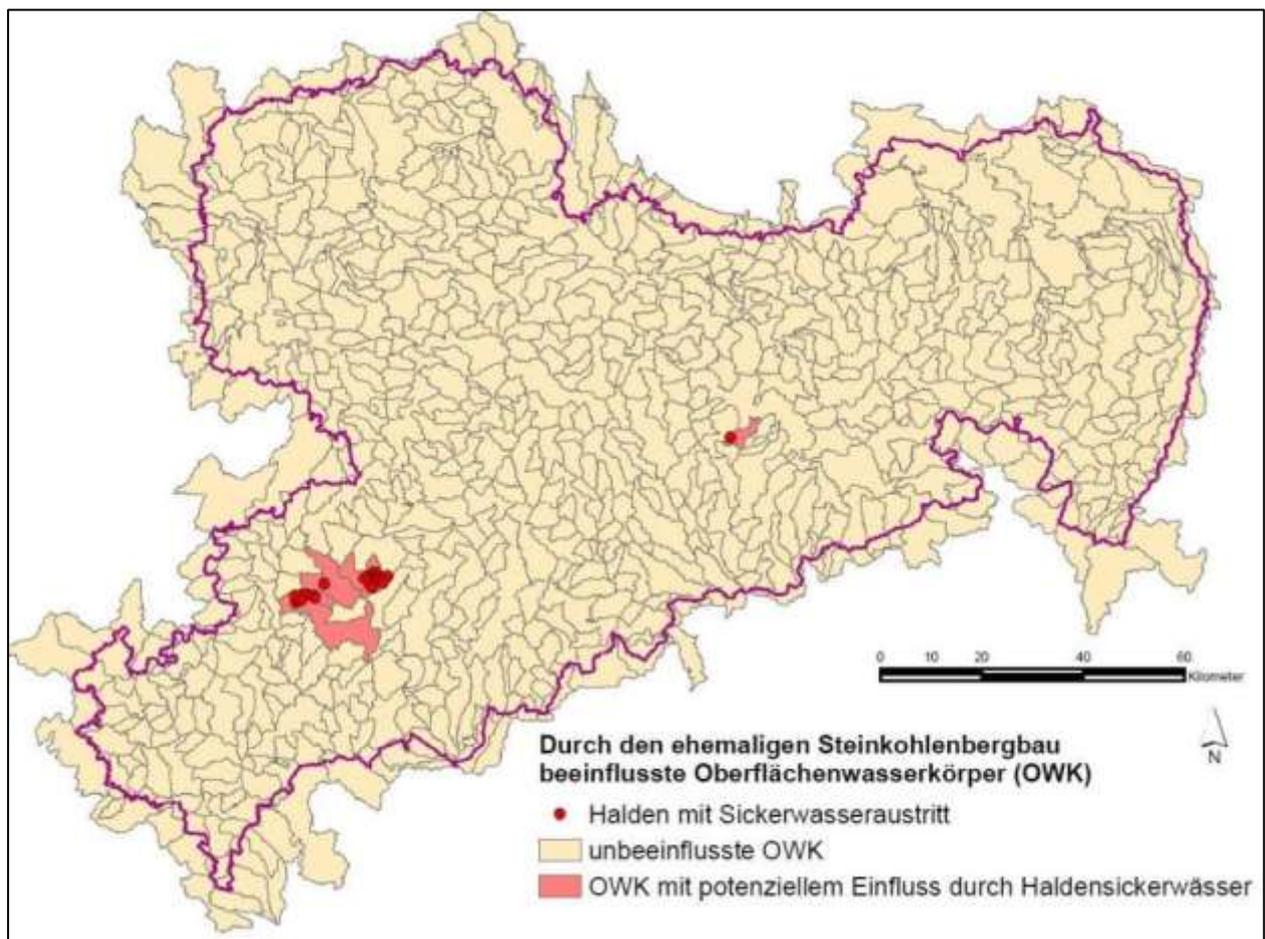
Der Steinkohlenbergbau ist infolge der Bildung von „Acid Mine Drainage“ (AMD) eine bekannte Quelle von Eisen, Sulfat und Schwermetallen. Diese Austräge erfolgen in Haldensickerwässern und in austretenden Grubenwässern.

In Sachsen gibt es mehrere ehemalige Steinkohlen-Bergbaureviere. Eine Übersicht ist in Tabelle 14 dargestellt. Die Übersicht zeigt drei große Steinkohlenbergbau-Reviere: Zwickau, Oelsnitz und Döhlen (Freital). Die Steinkohlen wiesen signifikante Schwefelgehalte auf. Der Schwefel war dabei überwiegend als Pyrit (FeS_2) enthalten. Daneben trat der Pyrit auch im Nebengestein der Steinkohlenflöze auf. Diese gelangten als Grobberge (aus dem eigentlichen Bergbau) und Waschberge (aus der Kohlenaufbereitung) auf die Steinkohlenhalden. Niederschläge und Luftsauerstoff wirken auf den auf den Halden befindlichen Pyrit ein und oxidieren diesen unter Freisetzung von Sulfat und Eisen (siehe Abschnitt 2.6). Daher sind signifikante Sulfat- und Eisenausträge in den Sickerwässern aus den Halden festzustellen.

Die Daten der drei größeren Reviere, insbesondere der Steinkohlenbergbau-Halden wurden im Steinkohlenkataster des LFULG recherchiert (GEOS 2008). Die Recherche ergab, dass bei 24 von insgesamt 121 Halden ein Eisen- und Sulfatzutritt in die betroffenen OWK aufgrund des Austritts von Haldensickerwässern möglich ist (Abbildung 12).

Tabelle 14: Charakteristik des Steinkohlenbergbaus in Sachsen (aus Pälchen 2009).

Revier/ Lagerstätte	Mächtigkeit produktive Serie [m]	Schwefel- gehalt [%]	Bergbau	Förder- der- menge [Mt]	Bemerkung
Zwickau	300	1-2,5	1348-1978	210	parallel umfangreiche Kohlenverarbeitung (Kokerei, Teerverarbeitung)
Oelsnitz	170	1-3	1844-1971	140	
Döhlen (Freital)	110	1,5-3,5	1542-1967 Uranerzberg- bau bis 1989	50	„Energie“-kohlenabbau bis 1967, parallel und danach bis 1989 „Erz-kohlenabbau“ (U-Erz)
Flöha	60-100	n.b.	1800-1880	0,1	aschereich
Altenberg- Schönfeld	100	n.b.	1839-1937	0,05	Anthrazit, aschereich
Hainichen	200	n.b.	1789-1873	0,1	aschereich
Borna- Ebersdorf	200	n.b.	1816-1865	0,1	aschereich


Abbildung 12: Darstellung der Steinkohlenhalden mit Sickerwasseraustritt und der dadurch potenziell beeinflussten Oberflächenwasserkörper (OWK), Daten aus GEOS 2008).



Die Auflistung der durch den Steinkohlenbergbau betroffenen OWK sowie die zuzuordnenden Halden mit potenziellem Sickerwasseraustritt, welcher für die Beeinflussung der OWK in Frage kommt, ist Tabelle 15 zu entnehmen.

Tabelle 15: Durch austretende Haldensickerwässer des Steinkohlenbergbaus beeinflusste Oberflächenwasserkörper in Sachsen (GEOS 2008).

Revier	Haldenbezeichnung	OW	NW	Betroffener OWK	
				OWK ID	OWK Name
Freital	Bergehalde Dresden-Gittersee	408230	5651039	DESN_537198	Kaitzbach
	Am Morgensternschacht I	326043	5619551		
Zwickau	Am Kästnerschacht I	326265	5619133	DESN_54152	Reinsdorfer Bach
	Am Wilhelm-Schacht I, westlich	324488	5619815		
	Am Westsachsenstadion, Vereinsglück-Schacht	322431	5619115	DESN_541532	Planitzbach
	An der Planitzer Straße, Glück-Auf-Schacht	322290	5619470		
	Am Martin-Hoop-Schacht IV	327988	5621926	DESN_54156	Muelsenbach
	An den Arnim-Schächten	322440	5618156		
	Am Forst- und Schader-Schacht	323840	5619884		
	Fortuna-Schacht-Halde	322715	5618916	DESN_54-4	Mulde-4
	Halde am Steigerhaus Fritsche-Schacht	323569	5618799		
	Oelsnitz	Vereinigtfeld-Schacht- III -Halden	335873	5622991	DESN_54166
Helene- und Idaschachthalde		337019	5623551		
Pluto-Merkur-Schachthalde		337736	5624064		
Kaisergrube-Halde		338257	5624179		
Concordia-Schacht-Halde		338294	5623206		
Concordia-Schacht-Halde		338541	5623269		
Frieden- und Hedwig-Schacht-Halde		338204	5622469	DESN_54162	Hegebach
Vertrauen-Schacht-Halde		339514	5623034		
Gottes-Segen und Glückauf-Schacht-Halde		340121	5622942		
Victoria-Schacht-Halde		340648	5623439		
Deutschland-Schacht- I -Halden		336952	5621860		
Kaiserin-Augusta-Schacht-Halde		339599	5622115		
Vereinsglück-Halde		337428	5621044		

Neben dem Sulfat- und Eisenaustrag über Haldensickerwässer, sind auch Austräge über Grubenwässer möglich. Für Sachsen ergibt sich hinsichtlich der Grubenwässer folgende Situation:



Zwickau:

- keine Grubenwasseraustritte
- wahrscheinlich Austritte in der Nähe der Zwickauer Mulde in das Grundwasser

Oelsnitz:

- keine Grubenwasseraustritte
- Flutungsstand noch unterhalb niedrigstem Talsohlenniveau

Döhlen (Freital)

- Grubenwasseraustrag über den Tiefen Elbstolln (Mündung)

Die chemische Situation des Grubenwassers aus dem Tiefen Elbstolln (Revier Freital-Döhlen) ist in Tabelle 16 aufgeführt.

Tabelle 16: Chemische Daten von Wässern im Tiefen Elbstolln (Mittelwerte, in Klammern Minimal- und Maximalwert, Daten aus Reichel & Schauer 2005).

Parameter	Einheit	Jahr	NW-Flügel	SO-Flügel	Mundloch Elbstolln
Calcium	mg/L	1996/97	203 (194-209)	191 (169-239)	180 (157-190)
		2001/02	214 (206-217)	264 (259-276)	209 (190-240)
Eisen ges.	mg/L	1996/97	0,2 (0,1-0,3)	0,5 (0,1-0,7)	0,2 (<0,1-0,5)
		2001/02	0,18 (0,1-0,3)	1,5 (0,8-1,7)	0,5 (0,3-0,9)
Sulfat	mg/L	1996/97	762 (703-855)	419 (342-534)	348 (288-478)
		2001/02	851 (680-1.324)	1.130 (886-1.286)	473 (393-605)
Leitfähigkeit	mS/cm	1996/97	2,3 (1,8-2,8)	1,4 (1,1-2,0)	1,2 (0,4-1,6)
		2001/02	2,3 (1,9-2,8)	3,1 (2,4-3,5)	1,7 (1,3-1,9)

3.3.3 EINFLUSS DURCH BRAUNKOHLBERGBAU

3.3.3.1 ALLGEMEINES

In den Bereichen des Braunkohlenbergbaus ist die Verwitterung von Sulfiden (Pyrit und Markasit) der dominierende Prozess für die Freisetzung von Eisen und Sulfat. Im Gegensatz zum Eisen, ist Sulfat in einem weiten Redoxbereich stabil und unterliegt keinen hydrolytischen Reaktionen. In Folge dessen hat Sulfat eine hohe Mobilität und gelangt aus Braunkohlenkippen ins Grundwasser und von dort zumeist auf diffusem Wege in Seen und Fließgewässer.

Eine nicht unerhebliche Bedeutung für die Sulfatbelastung des Grund- und Oberflächenwassers haben auch ehemalige Vernässungsgebiete und anmoorige Böden im Bereich der bergbaubedingten großflächigen Grundwasserabsenkungen **außerhalb** der eigentlichen Tagebaue. Durch den langsam stattfindenden Grundwasserwiederanstieg nach Beendigung des Braunkohlenbergbaus, werden auch hier große Mengen an Sulfat freigesetzt, die aus der Verwitterung der in den anmoorigen Böden enthaltenen Sulfide während der Zeit der Grundwasserabsenkung stammen. Hinzu kommt, dass eine Sulfatentfernung aus den Wässern des aktiven Bergbaus beim derzeitigen Stand von Wissenschaft und Technik aus wirtschaftlichen Gründen nicht realisierbar ist, weshalb die vorhandenen Grubenwasserbehandlungsanlagen nicht auf die Entfernung von Sulfat ausgelegt sind. Daher treten in nahezu allen Fließgewässern, die durch die aktiven bzw. ehemaligen Braunkohleabbaugebie-



te der Lausitz und Mitteldeutschlands fließen (vgl. Abbildung 8), anthropogen erhöhte Sulfatkonzentrationen auf.

3.3.3.2 ERGEBNISSE DER UNTERSUCHUNGEN IM AUFTRAG DER LMBV

Im Auftrag der LMBV wurden mehrere Studien zur Problematik von Eisen und Sulfat erstellt, u.a. IWB 2013, IWB 2015 und Gelbrecht et al. 2016. Diese beziehen sich auf die Gebiete in Zuständigkeit der LMBV bzw. auf die Gebiete mit aktivem Braunkohlenbergbau. Diese sollen auftragsgemäß nicht Gegenstand dieser Studie sein, werden aber kurz behandelt.

Das Lausitzer wie das Mitteldeutsche Braunkohlenrevier grenzen direkt an andere Bundesländer (Sachsen-Anhalt bzw. Brandenburg) Die Fließrichtung des Oberflächenwassers ist nach Norden gerichtet. Daher haben diese Gebiet keinen Einfluss auf die Wässer der südlich angrenzenden Gebiete.

Nachfolgend werden die wesentlichen Ergebnisse der Studien im Auftrag der LMBV dargestellt.

Gelbrecht et al. 2016 führen für den Fließlängsschnitt von der Spreequelle am Kottmar bis zur Mündung der Spree in die Havel in Berlin aus, dass sich die Sulfatgehalte „in einigen Spreeabschnitten mittlerweile auf über 400 mg/L erhöht haben. Sobald die Spree verstärkt aus dem Gebiet gespeist wird, das durch erhebliche Grundwasserabsenkungen infolge des Braunkohlentagebaus betroffen ist, steigen die Sulfatkonzentrationen über den Wert von 250 mg/L (Abbildung 13. Die untersuchten Zuflüsse aus diesem Gebiet weisen Sulfatkonzentrationen zwischen etwa 300 und über 1000 mg/L“.

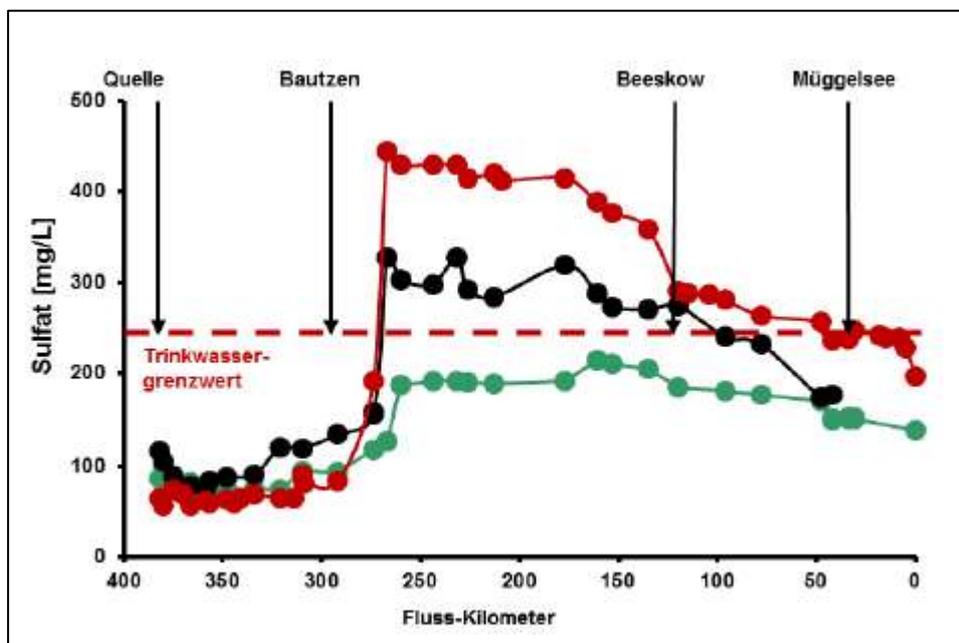


Abbildung 13: Vergleich der Sulfatkonzentrationen in den letzten zwei Jahrzehnten im Fließgewässerlängsschnitt der Spree (rot: unveröff. Daten des IGB vom 2./3. Juni 2015, schwarz: Maximalwerte 1997-1999, grün: Medianwerte 1997-1999, jeweils aus Gelbrecht et al. 2003) (aus Gelbrecht et al. 2016)

Eine Einschätzung des Anteils des Sanierungsbergbaus der LMBV an der Sulfatbelastung der Spree wurde in IWB 2015 vorgenommen. Die Einschätzung erfolgte getrennt nach Südraum und Nordraum. Der Südraum umfasst dabei den Abschnitt der Spree zwischen Quelle und oberhalb Talsperre Spremberg. Dies entspricht dem sächsischen Anteil an der Spree.



Als Sulfatquellen werden genannt:

- natürliche Hintergrundbelastung,
- Grubenwasserreinigungsanlagen der VEM/VEG,
- Ausleitungen aus Bergbaufolgeseen durch die LMBV,
- Zuflüsse sulfatbelasteter Fließgewässer II. Ordnung,
- diverse Entwässerungsgräben und
- diffuse Grundwasserzutritte.

In der natürlichen Hintergrundkonzentration sind einerseits gezogene Anteile, andererseits anthropogene Einträge durch landwirtschaftliche, kommunale und industrielle Nutzungen enthalten. Für die Fließgewässer außerhalb des Lausitzer Braunkohlenreviers wird eine Sulfatkonzentration zwischen 50 und 100 mg/l angegeben. Die rein natürliche Hintergrundbelastung der Fließgewässer mit Sulfat ohne jegliche anthropogenen Einflüsse würde deutlich niedriger liegen.

Für die Spree in Spremberg-Wilhelmsthal werden mittlere Sulfatfrachten von 178.000 t/a bilanziert:

- ca. 34.000 t/a (19 %) aus der natürlichen Hintergrundbelastung
- ca. 113.000 t/a (63 %) aus Einträgen von VEM/VEG
- ca. 31.000 t/a (17 %) aus dem Sanierungsbergbau der LMBV

In der Studie wurde eine nicht zeitkonkrete Prognose der Sulfatbelastung erarbeitet mit folgenden Ergebnissen:

- Minderung der Sulfatfracht im Südraum von 166.000 t/a auf 150.000 t/a
- Verringerung des Anteils des aktiven Bergbaus von 122.000 t/a auf ca. 109.000 t/a
- Erhöhung des Anteils des Sanierungsbergbaus von 67.000 t/a auf ca. 74.000 t/a
- damit Verschiebung der Anteile der Verursacher auf ca. 60 % für den aktiven Bergbau und ca. 40 % für den Sanierungsbergbau

Insgesamt wird ein weiterer starker Anstieg der Sulfatfrachten nicht erwartet.

3.3.4 EINFLUSS DURCH NEUEN ERZBERGBAU

In diesem Abschnitt werden die potenziellen Auswirkungen des aktiven bzw. zukünftigen Erzbergbaus (sog. „neuer Bergbau“) auf Sulfat- und Eiseneinträge und deren Konzentrationen in den Fließgewässern untersucht.

3.3.4.1 REVIER ZINNWALD - CINOVEC

Der neue Bergbau im Raum Zinnwald - Cinovec richtet sich vor allem auf die Gewinnung von Lithium. Zinn und Wolfram sind potenzielle Nebenprodukte (Sennewald & Martin 2014).

In Tabelle 17 sind die Hauptminerale des Lagerstättengebietes Zinnwald - Cinovec mit ihrer Konzentration an Schwefel (Sulfatquelle) und Eisen aufgeführt. Außerdem befindet sich eine Bewertung des Freisetzungspotenzials für Sulfat und Eisen in dieser Tabelle.

Tabelle 17: Hauptminerale und Sulfat-/Eisen-Freisetzungspotenzial der Lagerstätte Zinnwald - Cinovec.

Kompo-	Formel	Mas-	Schwefel	Eisen
--------	--------	------	----------	-------





nennen		sen- Anteil	Kon- zen- tration	Freiset- zungs- potenzial	Kon- zen- tration	Freiset- zungs- potenzial
Lagerstätte						
Quarz	SiO ₂	3	0	0	0	0
"Zinnwal- dit"	K(Fe ²⁺ ,Li) ₃ [(OH,F) ₂ (Si,Al) ₄ O ₁₀]	3	0	0	1	0
Ton- minerale	Al ₄ [(OH) ₈ Si ₄ O ₁₀]	2	0	0	0	0
Feldspat	Na[AlSi ₃ O ₈]	2	0	0	0	0
Topas	Al ₂ [(F,OH) ₂ SiO ₄]	2	0	0	0	0
Cassiterit	SnO ₂	1	0	0	0	0
Wolframit	(Fe,Mn)WO ₄	1	0	0	1	0
Scheelit	CaWO ₄	1	0	0	0	0
Sulfide						
Kesterit	Cu ₂ (Zn,Fe)SnS ₄	1	3	1	1	1
Pyrit	FeS ₂	1	3	1	3	1
Chalcopyrit	CuFeS ₂	1	3	1	2	1
Nebengestein						
Granit	Feldspat, Quarz, Glimmer		0	0	0	0
Granit- porphyr	Feldspat, Quarz, Glimmer		0	0	0	0
Bewertung auf Skala von 0 bis 3: 3 - hoch, 2 - mittel, 1 - niedrig, 0 - sehr niedrig, vernachlässigbar						

Aus der Übersicht wird deutlich, dass die Lagerstätte hauptsächlich aus Quarz und Silikaten besteht. Sulfide treten eher selten auf. Dies führt zu der Einschätzung, dass das Revier Zinnwald - Cinovec nur ein sehr geringes Potenzial im Hinblick auf Sulfat- und Eiseneinträge in die Fließgewässer hat.

In Tabelle 18 sind die Sulfatgehalte der wesentlichen Stollnwässer im Raum Zinnwald - Cinovec (Tiefer Bünaustolln und Tiefer Hilfe Gottes Stolln) dargestellt.

Tabelle 18: Sulfatgehalte der Stollnwässer im Raum Zinnwald - Cinovec.

Name	MKZ	OWK/Gewässer	Jahr	n	Min [mg/L]	Max [mg/L]	MW [mg/L]	Med [mg/L]	P90 [mg/L]
Tiefer Bünaustolln	OBF08380	DESN_5371822 (Heerwasser)	2013	4	18	28	22	21	28
Tiefer Hilfe Gottes Stolln	OBF08391	DESN_5371822 (Heerwasser)	2015	4	18	19	19	18,5	19

Die Auswertung zeigt Sulfatgehalte der Stollnwässer im Bereich 20 mg/L und bestätigt die Einschätzung eines sehr geringen Potenzials im Hinblick auf Sulfat- und Eiseneinträge in die Fließgewässer.

3.3.4.2 REVIER PÖHLA (GLOBENSTEIN-HÄMMERLEIN-TELLERHÄUSER)

Der neue Bergbau im Raum Pöhla richtet sich vor allem auf die Gewinnung von Wolfram, Zinn und Zink. Magnetit, Kupfer und Indium sind potenzielle Nebenprodukte.





In Tabelle 19 sind die Hauptminerale des Lagerstättengebietes Pöhla (Globenstein-Hämmerlein-Tellerhäuser) mit ihrer Konzentration an Schwefel (Sulfatquelle) und Eisen aufgeführt. Außerdem findet sich eine Bewertung des Freisetzungspotenzials für Sulfat und Eisen.

Tabelle 19: Hauptminerale und Sulfat-/Eisen-Freisetzungspotenzial der Lagerstätte Pöhla (Globenstein-Hämmerlein-Tellerhäuser).

Komponenten	Formel	Masseanteil	Schwefel		Eisen	
			Konzentration	Freisetzungspotenzial	Konzentration	Freisetzungspotenzial
Lagerstätte						
Granat	$\text{Ca}_3(\text{Al}, \text{Fe}^{3+})_2[\text{SiO}_4]_3$	3	0	0	2	1
Pyroxen	$\text{Ca}(\text{Mg}, \text{Fe}^{2+})\text{Si}_2\text{O}_6$	3	0	0	2	1
Amphibol	$\text{Ca}_2\text{Fe}^{2+}_5\text{Si}_8\text{O}_{22}(\text{OH})_2$	3	0	0	2	1
Magnetit	Fe_3O_4	3	0	0	3	1
Feldspat	$\text{Na}[\text{AlSi}_3\text{O}_8]$	1	0	0	0	0
Quarz	SiO_2	1	0	0	0	0
Scheelit	CaWO_4	1	0	0	0	0
Cassiterit	SnO_2	1	0	0	0	0
Sulfide						
Sphalerit	$(\text{Zn}, \text{Fe})\text{S}$	2	2	3	2	2
Pyrit	FeS_2	1	3	2	3	2
Arsenopyrit	FeAsS	1	3	2	3	2
Chalcopyrit	CuFeS_2	1	3	1	3	2
Nebengestein						
Glimmerschiefer	Quarz, Muskovit		0	0	0	0

Bewertung auf Skala 0 bis 3: 3 - hoch, 2 - middle, 1 - niedrig, 0 - sehr niedrig, vernachlässigbar

Aus der Übersicht wird deutlich, dass die Lagerstätte hauptsächlich aus Silikaten und Magnetit besteht. Sulfide treten in größeren Anteilen auf, wobei der Schwerpunkt auf Sphalerit liegt. Dies führt zu der Einschätzung, dass das Lagerstättengebiet Pöhla ein relativ hohes Potenzial im Hinblick auf Sulfat- und Eiseneinträge in die Fließgewässer aufweist.

3.3.4.3 REVIER NIEDERSCHLAG

Der neue Bergbau im Bereich Niederschlag richtet sich auf die Gewinnung von Fluss- und Schwerspat. Das Bergwerk wurde seit 2008 geplant und ausgebaut. Die Produktion begann 2015.

In Tabelle 20 sind die Hauptminerale des Lagerstättengebietes Niederschlag mit ihrer Konzentration an Schwefel (Sulfatquelle) und Eisen aufgeführt. Außerdem findet sich eine Bewertung des Freisetzungspotenzials für Sulfat und Eisen.



**Tabelle 20: Minerale und Sulfat-/Eisen-Freisetzungspotenzial im Revier Niederschlag.**

Komponenten	Formel	Massen-Anteil	Schwefel		Eisen	
			Konzentration im Mineral	Freisetzungspotenzial aus Lagerstätte	Konzentration im Mineral	Freisetzungspotenzial aus Lagerstätte
Lagerstätte						
Fluorit	CaF ₂	3	0	0	0	0
Baryt	BaSO ₄	3	3	0	0	0
Quarz	SiO ₂	2	0	0	0	0
Feldspat	K[AlSi ₃ O ₈] ^L	1	0	0	0	0
Sulfide						
Sphalerit	(Zn,Fe)S	1	3	1	2	1
Pyrit	FeS ₂	1	3	1	3	1
Chalcopyrit	CuFeS ₂	1	3	1	2	1
Galenit	PbS	1	3	0	0	0
Nebengestein						
Glimmer-schiefer	Quarz, Muskovit		0	0	0	0

Bewertung auf Skala von 0 bis 3: 3 - hoch, 2 - middle, 1 - niedrig, 0 - sehr niedrig, vernachlässigbar

Aus der Übersicht wird deutlich, dass die Lagerstätte hauptsächlich aus Fluorit und Baryt besteht. Baryt weist zwar einen hohen Sulfatanteil von ca. 40 % auf, ist aber in Wasser schwer löslich. Die aus Baryt ableitbaren maximalen Sulfatkonzentrationen im Wasser liegen bei ca. 2 mg/L. Daher ist das Sulfat-Freisetzungspotenzial sehr gering. Die Sulfide haben einen sehr geringen Anteil an der Lagerstätte, so dass sowohl das Sulfat- als auch das Eisen-Freisetzungspotenzial insgesamt als gering einzuschätzen sind.

3.3.5 EINFLUSS DURCH ATMOSPHERISCHE SCHWEFELDEPOSITION

Die größte anthropogene Schwefelquelle in Mitteleuropa seit Mitte des vorletzten Jahrhunderts war die Verbrennung fossiler Kohlenstoffträger. Der größte Anteil der Schwefelemissionen stammte aus Kraft- und Fernheizanlagen (ca. 44 %) und Industrieanlagen (42 %) (Schachtschabel *et al.* 1992). Die Auswertung von Emissions- und Immissionsdaten zu schwefelhaltigen Stoffen in der Atmosphäre (Schwefeldioxid und Stäube) ergaben eine starke Wichtung zu > 95 % des Anteils an SO₂ (Matthes 1999, Kulinna *et al.* 1997, Schachtschabel *et al.* 1992). Größte Quelle an Schwefel in der Atmosphäre ist demnach die SO₂-Emission. Nach Richter & Meissner (1998) betrug 1997 die SO₂-S-Emission in Deutschland ca. 745.103 t S/a. Dies entspricht einem Anteil von 96 % an der gesamten Emission des Landes. Daraus ist eine durchschnittliche Flächenbeaufschlagung (flächenbezogener Eintrag an Schwefel in die Umwelt) von 30 kg/ha/a abzuleiten. Hier ist jedoch zu berücksichtigen, dass es lokal zwischen Industriestandorten und ländlichen Gebieten große Unterschiede gibt. Demzufolge können die Industriestandorte durchaus die doppelte S-Beaufschlagung erfahren.

Bezogen auf die emittierten Stoffe werden diese nach einiger Zeit wieder aus der Atmosphäre in die Böden und Flüsse durch Nass- und Trockendeposition ausgewaschen bzw. an der Bodenmatrix oder Pflanzenmaterial absorbiert.



Nach Matthes (1999) kann die Entwicklung der SO₂-Schadstoffemissionen der DDR im Zeitraum von 1970 bis 1990 mit der Entwicklung der Braunkohleförderung gleichgesetzt werden. Grund dafür sind die mangelnde Entschwefelung und Entstaubung der Kraftwerke und Großfeuerungsanlagen, welche die größten Schwefel-Emittenten waren. Nach 1990 wurden die SO₂- und Staubemissionen der Braunkohlekraftwerke drastisch reduziert, indem über Filter und Abscheideanlagen die Stoffe entfernt wurden.

Die Gegenüberstellung von geförderter Braunkohlemenge und SO₂-Emissionen aus den Daten von Matthes (1999) ergaben für die durchschnittlichen Schwefelgehalte der Mitteldeutschen Braunkohlegebiete einen Wert von 0,84 % Schwefel. Gemäß anderer Literatur scheint dieser S-Gehalt relativ niedrig zu sein gegenüber der allgemeinen Wertung, dass die Braunkohlen der Lausitz zwischen 0,3 und 1,5 % S und die aus dem Oligozän stammenden Kohlen des Mitteldeutschen Revieres zwischen 1,5 und 2,1 % Schwefel enthielten.

Abbildung 14 stellt eine zeitliche Gegenüberstellung der Braunkohleförderung in der DDR und der SO₂-Emissionen dar. Die Braunkohleförderung und SO₂-Emissionen nach Matthes (1999) wurden als Grundlage für die weitere Kalkulation der SO₂-S-Einträge in Abbildung 15 genommen.

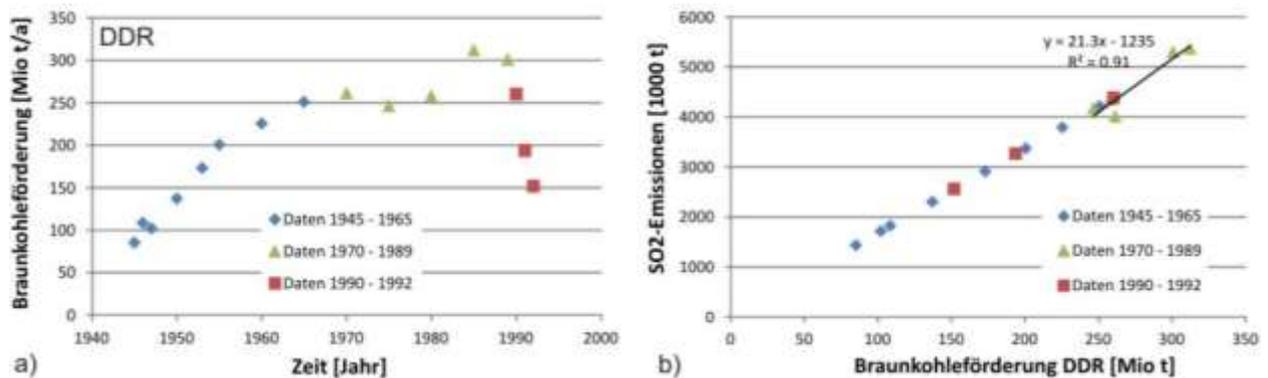


Abbildung 14: a) Geförderte Braunkohlenmenge und b) Gegenüberstellung der SO₂-Emissionen und der Braunkohleförderung in der DDR und den neuen Bundesländern von 1945 bis 1992 (Datenauswertung nach Matthes 1999).

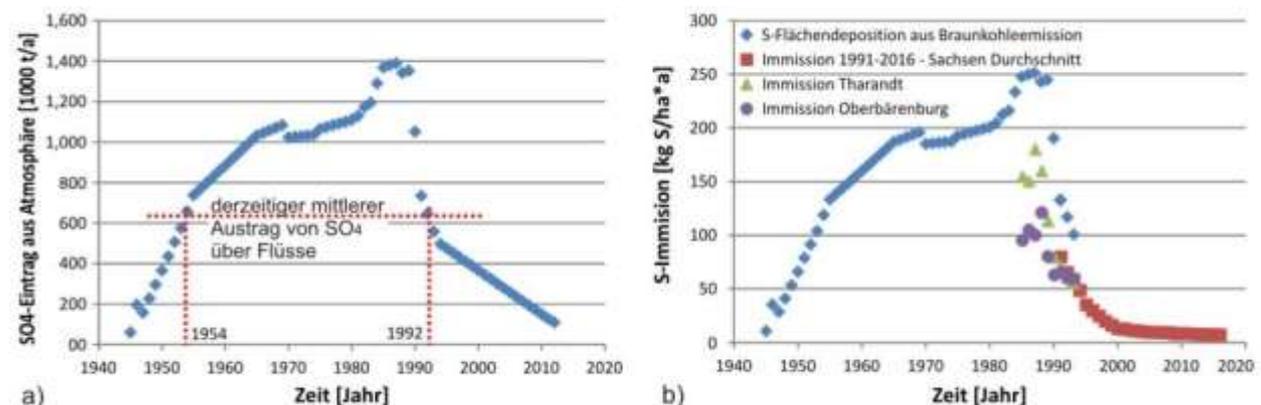


Abbildung 15: a) Einträge an Sulfat aus der Atmosphäre in die Böden und Gewässer über die Jahrzehnte in Sachsen und Gegenüberstellung der derzeitigen jährlichen SO₄-Austräge über Oberflächenwässer; b) Schwefel-Flächenbeaufschlagung berechnet aus den Braunkohleledaten bis 1990, ab 1990 Auswertung der bundesdeutschen Immissionsdaten (UBA 2018).



Nach Matthes (1999) kann man die Emission an SO_2 -S gleich setzen mit der Immission von Schwefel in die Umwelt. Daraus lassen sich durchschnittliche Flächenbeaufschlagungen an Schwefel über die Jahre und Jahrzehnte bestimmen. Hier müsste natürlich durch die inhomogene Verteilung der Schwefelemittenten auch eine inhomogene Verteilung des eingetragenen Schwefels berücksichtigt werden. Der Höhepunkt der Schwefelemission ist in den Jahren 1985 – 1989 zu finden.

Ab 1990 wurde einerseits durch das Zurückfahren des Braunkohlenabbaus und andererseits durch den Einbau von Filteranlagen der Staub und Schwefeldioxydausstoß sehr stark reduziert. Die Kalkulation der S-Emission durch Braunkohleverbrennung (S-Immission durch SO_2) ist ab 1990 nicht mehr anwendbar. Hier sind aber verlässliche Daten zur SO_2 -Immission vorhanden.

Aus den emittierten S-Mengen lassen sich Schwefel-Flächenbeaufschlagungen errechnen. Diese sind für Sachsen in Abbildung 15 dargestellt. Hier wurden die derzeit über die Flüsse ausgetragenen Sulfatmengen den in den vergangenen Jahren eingetragenen SO_4 -Mengen gegenübergestellt. Demzufolge würde ein Szenario (Eintrag = Austrag) den Jahren 1954 bzw. 1992 entsprechen. Als Vergleich wurden weiterhin die Schwefel-Bestandesniederschläge von Tharandt und Oberbärenburg aus den Jahren 1985 – 1993 mit einbezogen. Größenordnungsmäßig decken sich diese mit den Bundesimmissionsdaten.

Bekannt ist, dass die Oberböden an Schwefel infolge von Auswaschung durch geringe Schwefeldepositionen verarmen. Es ist wenig darüber bekannt, wieviel Schwefel derzeit noch in der Pedosphäre durch die ehemals starken Immissionen festgelegt oder noch unterwegs sind. Ein Teil der aktuellen Sulfatfrachten in den Flüssen könnte deshalb seine Ursache in den hohen Depositionsmengen der Vergangenheit haben. Ein konkreter Nachweis darüber konnte in der vorliegenden Studie nicht erbracht werden, da dazu Messungen notwendig wären.

Eine Lokalisierung der durch die atmosphärische Schwefeldeposition beeinflussten Gebiete ist aufgrund der diffus wirkenden Schwefelquelle nicht möglich.

3.3.6 EINFLUSS DURCH ALTABLAGERUNGEN

Altablagerungen und Altstandorte sind für Sachsen im SALKA erfasst. Diese Daten konnten seitens des AG aus Datenschutzgründen nicht sachsenweit zur Verfügung gestellt werden. Aus früheren Untersuchungen war bekannt, dass im SALKA kaum chemische Daten zu Eisen und Sulfat vorhanden sind. Daher wurde entschieden, nur bei Vorliegen konkreter Anhaltspunkte für einen Eisen- bzw. Sulfateintrag aus Altablagerungen SALKA-Daten gezielt auszuwerten.

Von einer Kartendarstellung der durch Altablagerungen betroffenen Gebiete wurde daher abgesehen.





3.3.7 EINFLUSS DURCH HEIDEN UND MOORE

Moore und organische Nässtandorte sind natürliche Kohlenstoff-, Stickstoff-, Phosphor- und Schwefel-Senken, weshalb sie eine bedeutende Rolle im Wasser- und Stoffhaushalt einnehmen. Als wasserabhängige Ökosysteme sind Moore besonders von der Veränderung des Wasserhaushaltes durch direkte oder indirekte anthropogene Eingriffe, z. B. der Entwässerung, betroffen.

Eine landesweite Übersicht zur Lage und dem Zustand der Moore und organischen Nässtandorte für den Freistaat Sachsen existiert erst seit wenigen Jahren. Zwischen 2008 und 2011 wurde im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) das Konzept eines Sächsischen Informationssystems für Moore und organische Nässtandorte (kurz SIMON) erarbeitet (Kessler *et al.* 2011). In diesem Informationssystem wurden bodenkundliche, geologische, naturschutzfachliche und weitere zweckdienliche Informationen gebündelt. Grundlagen zur Generierung einer sachsenweiten Übersicht bildeten neben abiotischen Datenquellen (u. a. Geologische Karten, Bodenkonzeptkarte) auch biotische Quellen (Daten der selektiven Biotopkartierung, 2. Durchgang). Die weiterführende Methodik ist ausführlich in Kessler *et al.* 2011 beschrieben.

Im Ergebnis entstand erstmals ein kartografischer Überblick zur Verbreitung der „Moorkomplexe“ in Sachsen mit einer Gesamtfläche von 46.800 ha bzw. 2,5 % der Landesfläche Sachsens. Die Moorkomplexe-Karte ist in Abbildung 16 dargestellt. Kerngebiete der Verbreitung sind das Westerzgebirge, das Mittelerzgebirge, die Königsbrück-Ruhlander Heiden und das Oberlausitzer Heide- und Teichgebiet.



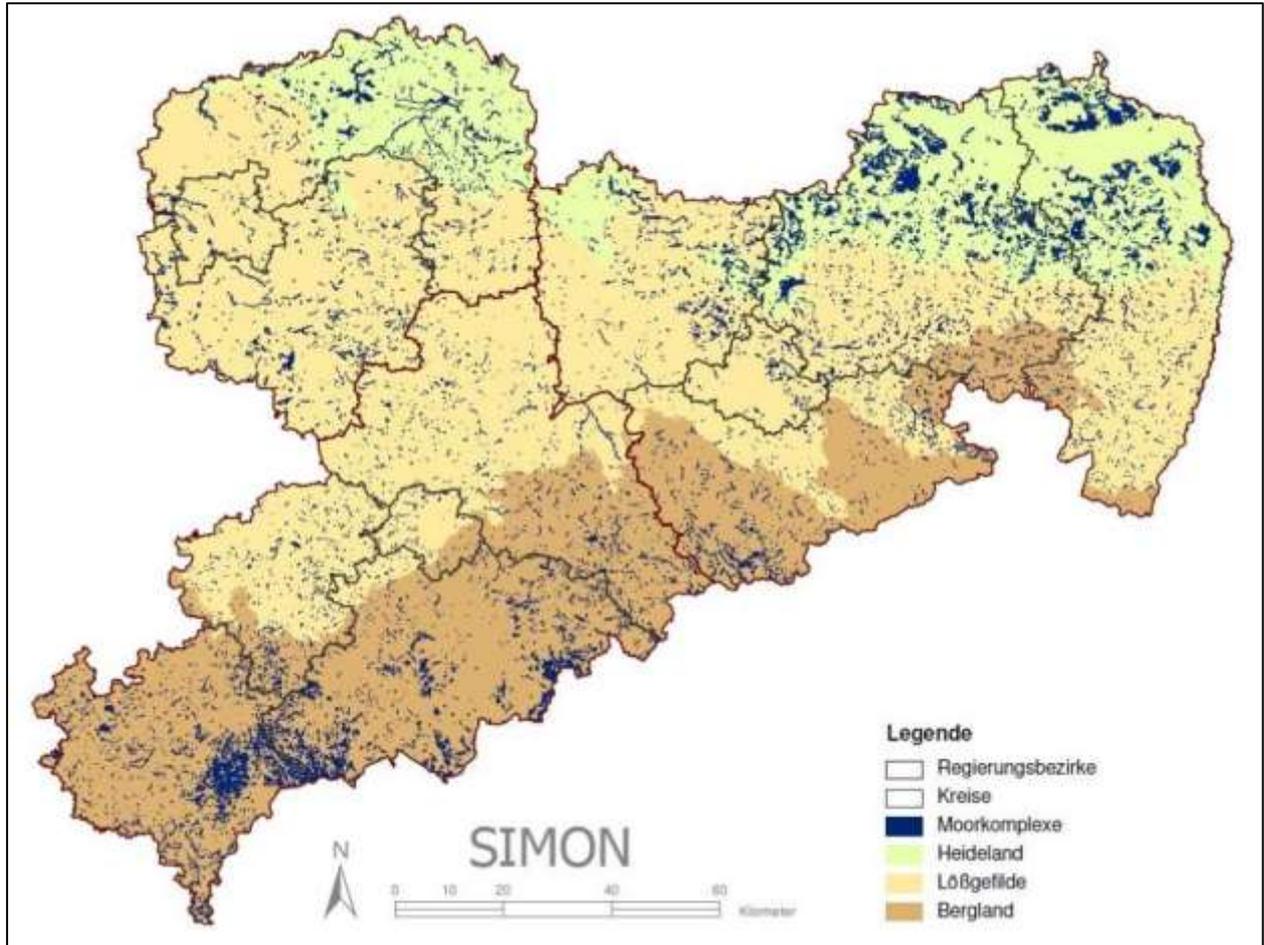


Abbildung 16: Moorkomplekxkarte für Sachsen (Darstellung der einzelnen Moorkomplexe überhöht, aus Kessler *et al.* 2011).

Im Rahmen der aktuellen Studie wurde für die grafische Ausweisung von Moorflächen als Gebiete mit potenzieller Sulfat- bzw. Eisenbelastung für Oberflächengewässer aufgrund der fehlenden Verfügbarkeit aller SIMON-Daten lediglich auf die Karte der Fließgewässerlandschaften in Sachsen (LfULG 2017b, Ausgrenzung auf Basis der geologischen Einheiten, Grundlage: GÜK 400) zurückgegriffen. Die ausgewiesenen Moore sind in Abbildung 17 dargestellt und umfassen eine Gesamtfläche von 199 km² für die Fließgewässerlandschaft Moore. Dies entspricht 1,1 % der Landesfläche Sachsens.

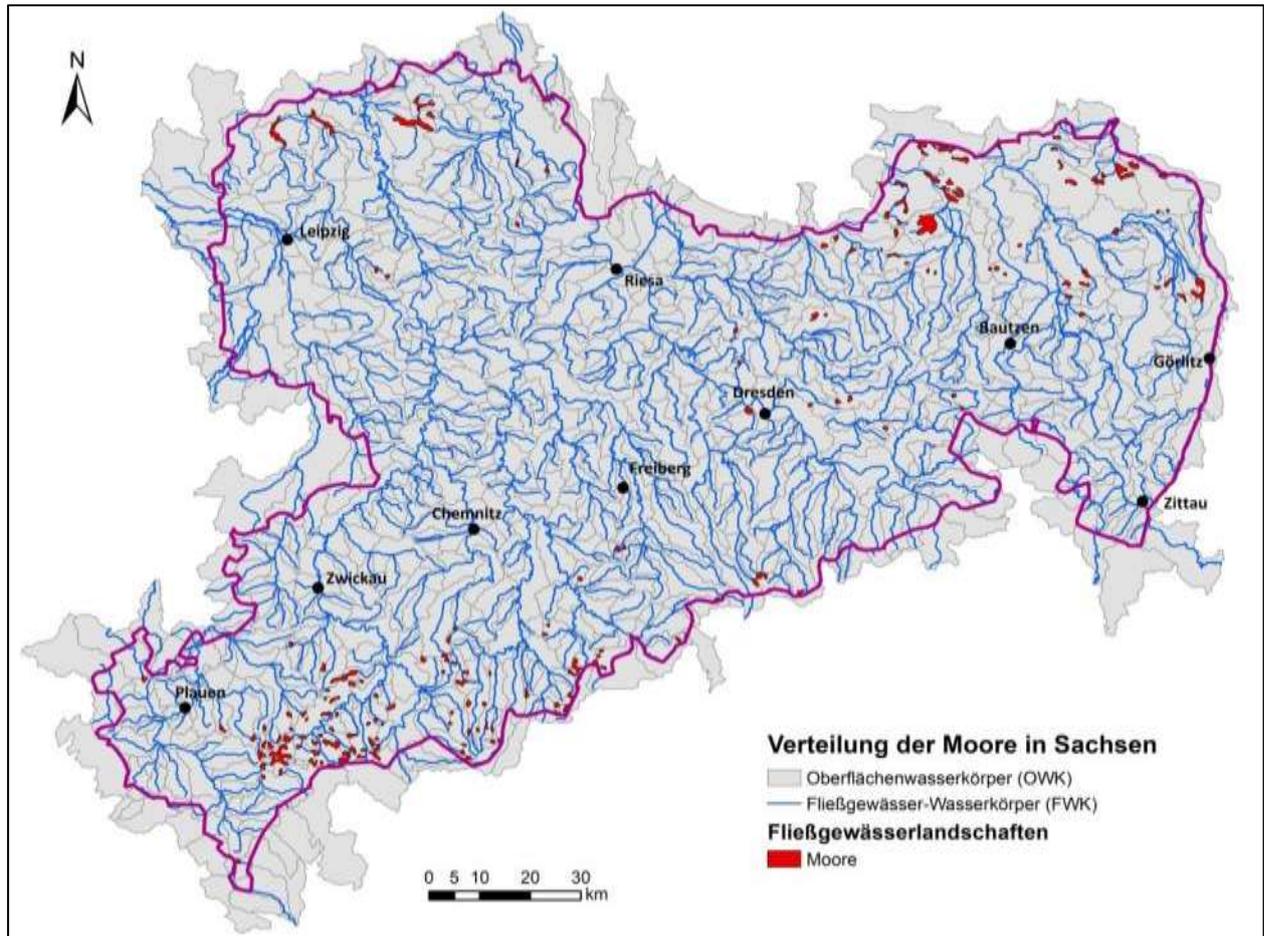


Abbildung 17: Verteilung der Moore in Sachsen (Darstellung der Moore als Fließgewässerlandschaft auf der Basis geologischer Einheiten, LfULG 2017b)

Moorböden weisen regelmäßig erhöhte Gehalte an organisch gebundenem Schwefel und Eisensulfiden auf. Im Bundesland Niedersachsen z. B. sind Moore charakterisiert durch einen Schwefelanteil von 0,1 bis 0,6 % in der Trockenmasse (LBEG 2018). Bei der Belüftung oder Entwässerung von Moorböden werden durch Oxidationsprozesse erhebliche Mengen des Schwefels als wasserlösliches Sulfat mobilisiert, welches in das Grund- bzw. Oberflächenwasser gelangen kann.

In Nordwestsachsen und der Lausitz nehmen dort anzutreffende Moore (wie NSG Mausebruch, Presseler Quellmoorkomplex und Wöllnauer Senke) eine Rolle als Sulfatsenken ein (Kessler *et al.* 2011). Dies trifft aber nur für intakte Moore zu, in denen reduktive Bedingungen herrschen.

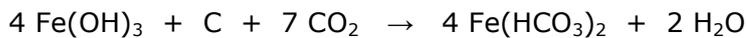
Erste Rechercheergebnisse zum Eisen ergaben, dass Moore für einen erhöhten Eisenzutritt in Fließgewässer verantwortlich sein können. Begründet werden kann dies durch die für Moore charakteristischen sauren und reduzierenden Bedingungen, wodurch es zu einer verstärkten Mobilisierung von Eisen kommt.

Moore bestehen hauptsächlich aus Torf, einem organischen Sediment. Es entsteht in Mooren aus der Ansammlung nicht oder nur unvollständig zersetzter pflanzlicher Substanz. Es weist nur sehr geringe Gehalte an Metallen und anderen Schadstoffen auf. Eine signifikante Wirkung ist jedoch die Reduktionswirkung der organischen Substanz. Diese kann auf





benachbarte Sedimente übergreifen und von dort vor allem Eisen reduzieren und damit mobilisieren:



Fe(HCO₃)₂ wird im Wasser gelöst. Treten solche Wässer an die Erdoberfläche, kommen sie mit Luftsauerstoff in Kontakt und das Fe wird oxidiert und ausgefällt (Abbildung 18):

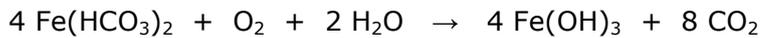


Abbildung 18: Eisenhydroxid-Ausfällungen aus eisenhaltigen Wässern im Moor von Soos (CZ, OWK: CZXX_OHL_0110).

3.3.8 EINFLUSS DURCH LANDWIRTSCHAFT

Aussagen zum Einfluss der Landwirtschaft auf Grund- und Oberflächenwasser konzentrieren sich oft auf die Nitratbelastung und den Eintrag organischer Stoffe. Allerdings haben Nestler & Grischek (2002) in einem BMBF-Vorhaben versucht, eine Schwefelbilanz für landwirtschaftliche Betriebe aufzustellen. Im Ergebnis dieser Untersuchungen wird eine Bewertung des Sulfateintrags durch die Landwirtschaft vorgenommen. Zusammenfassend wird von Nestler & Grischek ausgeführt, dass die landwirtschaftliche Flächennutzung in der Lage ist, sowohl atmosphärische Einträge als auch die Schwefelzufuhr durch Dünger weitestgehend durch die Flächennutzung abzapfen. Allerdings ist bei Betrieben mit sehr hohem Viehbesatz in der Regel der Schwefelimport über Zukauffuttermittel höher, als der flächenbezogene Schwefelexport. Nach Nestler & Grischek wirken sich demnach die in der Landwirtschaft freigesetzten Sulfatmengen nicht wesentlich auf die Grundwasserbeschaffenheit aus. Für die Oberflächenwässer wird dies von diesen Autoren ebenfalls vorausgesetzt.

Im Zuge der statistischen Datenauswertung im Zuge unserer Studie wurden Ergebnisse erzielt, die eine Modifizierung dieser Aussagen erfordern (siehe Abschnitt 4.6.2.7).





3.3.9 EINFLUSS DURCH INDUSTRIELLE UND KOMMUNALE ABWÄSSER

Sulfathaltige Abwässer fallen hauptsächlich bei der chemischen Industrie, erdölverarbeitenden Industrie und bei der Stahlerzeugung an. Prozesswässer der metallverarbeitenden Industrie (z. B. Beizen, saure Elektrolytlösungen) werden meist einer Neutralisation unterzogen und erhöhen dadurch die Sulfatfracht des Abwassers. Durch Schlachtbetriebe, Gerbereien und Zellstoffbetriebe werden sulfithaltige Materialien verwendet. Während der Abwasserbehandlung wird das Sulfit zu Sulfat oxidiert und gelangt in das Abwasser.

Generell weisen einige Industrieabwässer Sulfatkonzentrationen von einigen hundert bis tausend mg Sulfat/L auf.

Die Sulfatkonzentration von kommunalen Abwässern ergibt sich aus den Konzentrationen des Trinkwassers, menschlicher Stoffwechselprodukte sowie verwendeter Wasch- und Reinigungsmitteln. Sulfatgehalte von industriellen und kommunalen Abwässern sind beispielhaft in Tabelle 21 aufgeführt.

Tabelle 21: Sulfatgehalte von industriellen und kommunalen Abwässern (aus Nestler & Grischek 2002).

Art des Abwassers	Sulfatkonzentration in mg/L
Städtisches Abwasser	100 - 300 (Mittelwert: 200)
Häusliches Abwasser	50 - 150
Mischabwasser	300 - 600
Textilveredelung	750 - 1.050
Batteriefabrik	> 4.000
Glasindustrie	60.000
Elektropoliererei	8.000
Beizerei	54.000

Eine nähere Betrachtung erfolgt auf Basis der Datenauswertung in Abschnitt 4.6.2.6.

3.4 RECHERCHE VERFÜGBARER GRUNDWASSERDATEN

In Sachsen wird durch das LfULG gemäß den Forderungen der EU-WRRRL ein Grundwassermessnetz betrieben, welches die regelmäßige Beprobung und Analyse der Grundwasserbeschaffenheit in allen GWK sicherstellt. Im Rahmen der überblicksweisen Überwachung (ca. 208 Messstellen) werden ein- bis zweimal jährlich Proben genommen und im Labor analysiert, u. a. Eisen und Sulfat im Grundprogramm Anorganik und Eisen(II) im erweiterten Grundprogramm. Messstellen zur operativen Überwachung diffuser Belastungen (ca. 247 Messstellen) werden ein- bis zwölfmal jährlich und zur operativen Überwachung punktueller Belastungen (158 Messstellen) einmal jährlich beprobt und analysiert.

Die Daten des Landesmessnetzes zur Grundwasserbeschaffenheit wurden vom LfULG zur Bearbeitung der Studie zur Verfügung gestellt. Sie umfassen neben dem genannten staatlichen Messnetz zusätzlich aktuelle und Altdaten weiterer Betreiber





(LMBV/LEAG/MIBRAG, Wasserverbände und -versorger, Kommunen und öffentliche Verwaltungen, Wirtschaftsbetriebe: Wismut, Saxonia, Dow Chemical).

Die recherchierten Grundwasserdaten wurden in die für das Projekt angelegte Datenbank überführt, aufbereitet und anschließend einer beschreibenden Statistik unterzogen (vgl. Kap. 4.4). Die Ergebnisse für die Messstellen wurden in Form einer Arbeitskarte dargestellt.

Das Ziel der statistischen Auswertung der Grundwasserbeschaffenheit besteht darin, anthropogen erhöhte Eisen- und Sulfatgehalte im Grundwasser zu erkennen und räumlich zuzuordnen.

3.5 RECHERCHE WEITERER DATEN

Zur Bearbeitung dieser Studie sind eine Reihe weiterer Daten (hydrologische, hydrogeologische, landwirtschaftliche und wasserwirtschaftliche Daten) erforderlich, um geografische Zusammenhänge herzustellen und ggf. Korrelationen zwischen Einflüssen und den resultierenden Konzentrationen zu untersuchen.

Diese Daten wurden gezielt für bestimmte Fragestellungen recherchiert und werden in den entsprechenden Abschnitten aufgeführt. Zusammenfassend handelt es sich um folgende Daten:

- Beschaffenheitsdaten Oberflächenwasser der sächsischen Messnetze (Betreiber: LfULG)
- Beschaffenheitsdaten Grundwasser der sächsischen Messnetze (Betreiber: LfULG, LMBV/LEAG/MIBRAG, Wasserverbände und -versorger, Kommunen und öffentliche Verwaltungen, Wismut, Saxonia, Dow Chemical)
- Pegeldata und Zeitreihen gemessener Abflüsse (Basispegel des sächsischen Pegelnetzes Fließgewässer)
- GIS-Daten und Attribute der Wasserkörper nach WRRL, deren Eigenschaften und Bewirtschaftungsziele (Daten LfULG)
- Geodata und Attribute der Fließgewässerlandschaften, Fließgewässernetz, Standgewässer, Gewässereinzugsgebiete, Teileinzugsgebiete, Fließgewässerkörper, Standgewässerkörper, EZG der Fließgewässerkörper, Fließgewässermessstellen (Stamm- und Bewegungsdaten), Grundwasserkörper, Grundwassermessstellen (Stamm- und Bewegungsdaten)
- Wasserhaushaltsgrößen der Sächsischen Fließgewässer aus dem Sächsischen Wasserhaushaltsportal: MQregio (regionalisierter mittlerer Durchfluss)
- Digitale topografische Karten und Luftbilder des Staatsbetriebes Geobasisinformation und Vermessung Sachsen (GeoSN)
- Sächsische Landschaftseinheiten, Hydrogeologische Teilräume, Moore, Abwassereinleitungen (Geodata LfULG)
- Corine Landbedeckungsdaten





- SRTM-Höhendaten
- Bergbauggebiete, Gruben und Tagebaue (Geodaten GEOS GmbH)

3.6 RECHERCHE BEREITS EXISTIERENDER (HYDROCHEMISCHER) MODELLIERUNGEN ZU EISEN UND SULFAT

3.6.1 MODELLE IM RAHMEN DER WISMUT-URANBERGBAUSANIERUNG

Die nachfolgende Zusammenstellung von Modellierungen zu Eisen und Sulfat beruht maßgeblich auf den Erfahrungen und Tätigkeiten von GEOS im Rahmen der Wismut-Sanierung. Diese wurde ergänzt durch aktuelle Recherchen.

Grundsätzlich ist zunächst anzumerken, dass es sich bei Modellen zur Prognose von Grubenflutungen, zur Sickerwasserqualität von Halden sowie zum Austrag aus industriellen Absetzanlagen stets um Unikate handelt, die ganz spezifisch für einen Standort bzw. ein Objekt entwickelt und angepasst wurden. Zwar sind Modellkonzepte generell nutzbar, jedoch ist stets eine i. d. R. sehr aufwändige, standortspezifische Anpassung notwendig.

Ohne dass im Nachfolgenden nochmals darauf verwiesen wird, wurden Eisen und Sulfat stets in die Prognosen einbezogen, da diese Hauptbestandteile von Bergbauwässern sind und damit für belastbare Prognosen unbedingt zu berücksichtigen sind.

Die meisten der nachfolgend aufgeführten Modelle wurden vor dem Hintergrund von Sanierungsentscheidungen, d. h. als Werkzeug zur Bewertung von unterschiedlichen Sanierungsmaßnahmen entwickelt. Zu den Modellen wurden jeweils Studien angefertigt, in denen neben den Eingangsparametern die unterschiedlichen Modellergebnisse dokumentiert wurden. Diese Studien wurden mit wenigen Ausnahmen von Auftragnehmern der Wismut GmbH angefertigt. Die zugrunde liegenden numerischen Modelle wurden nur in einigen Fällen an die Wismut GmbH übergeben. Häufig sind sie bei den Autoren der Studien verblieben. Dies war von dem Hintergrund von Schutzrechten in der Regel immer dann der Fall, wenn die Prognose mit Hilfe von selbstentwickelten Modellen der Auftragnehmer, d. h. nicht mit kommerzieller Software, erfolgt ist. Dies war relativ häufig der Fall, da es für die Simulation der Entwicklung von Wasserstand und Wasserqualität von Gruben, sowie die Prognose der Entwicklung von Stoffausträgen aus Halden und Absetzanlagen keine oder nur mit vielen Kompromissen nutzbare kommerzielle Software gibt bzw. zum Zeitpunkt der Modellentwicklung gab. Deshalb wurden von einigen Firmen und Institutionen Eigenentwicklungen für diese speziellen Fragestellungen durchgeführt.

Die Tatsache, dass die meisten der Modelle vor dem Hintergrund von Sanierungsentscheidungen entwickelt wurden, hat zur Folge, dass diese Modelle nicht aktualisiert wurden und, wie oben erläutert, auch nicht zur Verfügung stehen bzw. nicht mehr nutzbar sind. Eine Ausnahme hierzu bilden die Modelle, die im Zusammenhang mit der Sanierung der Grube Königstein entwickelt wurden, da für diese Grube noch keine Entscheidung zur finalen Sanierung getroffen wurde. Das Grubenflutungsmodell FLOODING und das regionale Strömungs- und Transportmodell auf der Grundlage von SPRING werden seit mittlerweile ca. 20 Jahren fortgeschrieben, an den aktuellen Daten kalibriert und stetig verbessert. Nach





unserem Kenntnisstand verfügt die Wismut GmbH über die aktuellen Modelle und ist selbst in der Lage Eingangsdaten anzupassen und Simulationen durchzuführen.

3.6.1.1 GRUBEN

Der Chemismus der Grubenwässer ist in Beuge *et al.* (1994) charakterisiert. Danach kann er in weiten Grenzen schwanken und hängt vor allem vom Erzinhalt, von der Gangart (den Begleitmineralen) und vom Charakter des Nebengesteins ab. Erze verwittern in Oberflächennähe wie die Gesteine durch Luftoxidation, wobei diese Zone entlang von tektonischen Brüchen auch unter natürlichen Verhältnissen teils bis mehr als 2.000 Meter tief hinabreichen kann. Unter den Bedingungen des Bergbaus dehnt sich dieser sogenannte „eiserne Hut“ der Lagerstätte durch Absenken des Grundwasserspiegels seitlich wie auch vertikal wesentlich aus. Besonders schnell und intensiv verwittern Sulfide und Arsenide – oft unter Bildung von Schwefel- und Arsensäure, die wiederum in Verbindung mit Mikroorganismen den Verwitterungsprozess weiter beschleunigen. Dabei werden von den vielen Metallen vor allem migrationsfreudige Elemente wie Kupfer, Zink, Cadmium und Quecksilber in Form wasserlöslicher Verbindungen mit dem Grubenwasser ausgetragen. Ein anderer Teil, zu dem insbesondere Eisen, Wismut, Wolfram und Zinn gehören, verbleibt dagegen in sulfatischer, arsenatischer oder oxidischer Form. Er bildet Krusten und Imprägnationen im und auf dem Gestein. Allerdings ändern sich die Werte für Säuregrad und Redoxpotential im Grubenwasserlauf. Daraus ergeben sich für die einzelnen Elemente wechselnde Transportkapazitäten. Teils werden sie erst beim Austritt an die Erdoberfläche als Ocker und Sinter ausgefällt.

In der Regel unterliegen die einmal im Grubenwasser vorhandenen gelösten Bestandteile Sulfat und häufig auch Eisen (oxidiert und ausgefällt) beim Austritt in Oberflächenwässer nur begrenzt chemischen Reaktionen. Dies ist dadurch bedingt, dass in luftgängigen Grubenbauen bereits untertage eine Oxidation des Eisens stattfinden kann.

Die Eisen- und Sulfatbelastung von Grund- und Oberflächenwässern infolge von Grubenflutungen ist maßgeblich durch die Verwitterung sulfidischer Minerale bedingt. Bei der Auffahrung und Bewetterung eines Bergwerkes werden diese oxidiert und gelangen nach der Flutung in das Grubenwasser. Dabei ist zu unterscheiden zwischen einem sofort verfügbaren Anteil, mit der Überflutung von Grubenbereichen unmittelbar in Lösung geht und in eine Nachlieferung aus dem Porenraum. Da bei einer Grube mit Wasserhaltung große Bereiche des anstehenden Gesteins teilentwässert werden, können diese im Laufe der Zeit auch durchoxidiert werden. Nach einer Flutung gibt es deshalb einen in der Regel sehr lang anhaltenden Prozess der Stoffnachlieferung aus dem Gestein. Während der sofort verfügbare Anteil einer (exponentiellen) Auswaschung unterliegt, die maßgeblich durch den Wasserdurchsatz durch die geflutete Grube bestimmt wird, ist die Nachlieferung aufgrund der Heterogenität der Parameter sehr schwierig quantifizierbar. Sie wurde deshalb bei einer Reihe von Grubenflutungsmodellen nicht berücksichtigt.

Bei der Prognose von Grubenflutungen kommen in der Regel Kompartimentmodelle oder Boxmodelle zum Einsatz. Eine hohe räumliche Auflösung der Grube mittels Finite Elemente oder Finite Differenzen Modellen hat sich als nicht zielführend erwiesen. Der Grund liegt in der Heterogenität und dem Nichtvorhandensein der notwendigen Eingangsdaten in ausreichender Qualität und Quantität. Bei diesen Modellen wird die Grube in einzelne Bilanzbereiche unterteilt, in denen die Wasser- und Stoffbilanz sowie geochemische Prozesse berechnet werden. Die einzelnen Bilanzbereiche tauschen aufgrund von Randbedingungen (Zuflüsse,





Überläufe, Wasserentnahmen, etc.) und Verbindungen mit angrenzenden Bereichen Wasser- und damit auch Stoffströme aus. Sie werden durch das flutbare Volumen (als Funktion des Flutungsstandes) teilweise unterteilt in Streckenhohlraum und Porenhohlraum charakterisiert. Der Porenraum des anstehenden Gebirges wird dabei für die Wasserbilanz und (leider nur in Ausnahmen) für die Stoffnachlieferung berücksichtigt.

Die hydraulischen Randbedingungen sind dabei sehr stark von der Lage der Grube abhängig. Im Bereich des Festgesteins gibt es in der Regel keine ausgedehnten Grundwasserbereiche. Die Zusickerung erfolgt sehr heterogen über Klüfte und Störungen in die Grube. Dies entzieht sich einer detaillierten modellhaften Beschreibung. Anders ist die Situation im Bereich der sächsischen Kreide. Hier befindet sich die Grube Königstein im unteren von vier teilweise ausgedehnten und wasserwirtschaftlich genutzten Grundwasserstockwerken. Diese Grundwasserdynamik, aus der die hydraulischen Randbedingungen für die Grube resultieren, kann deshalb mit einem regionalen hydrogeologischen Modell beschrieben werden. Für Abströme aus der Grube kann dieses Modell auch als Transportmodell verwendet werden. Nachfolgend ist das Modellkonzept für den Standort Königstein (Kahnt & Paul, 2008) dargestellt.

Das regionale hydraulische Modell auf der Basis der Software SPRING (Abbildung 19) liefert die hydraulischen Randbedingungen für das Grubenflutungsmodell FLOODING (Abbildung 20).

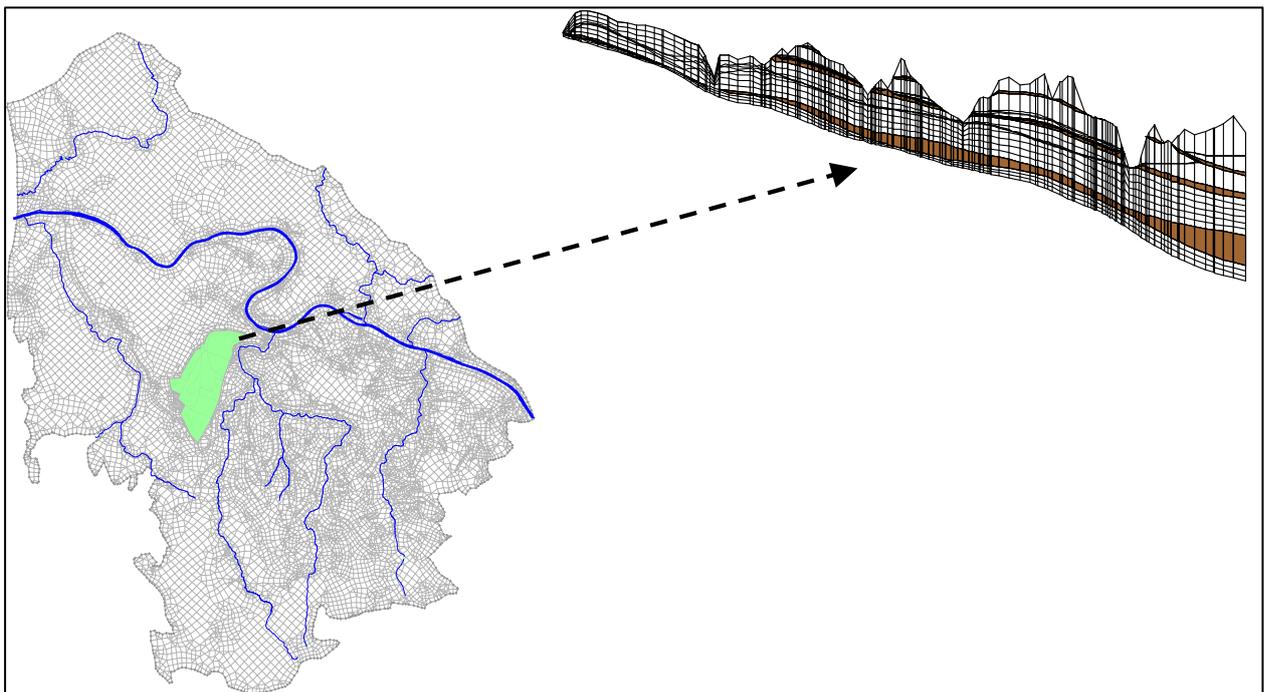


Abbildung 19: Draufsicht (links) und Vertikalschnitt (rechts) auf das Finite Elemente Netz des regionalen hydraulischen Modells im Bereich der Grube Königstein (aus Kahnt & Paul 2008).

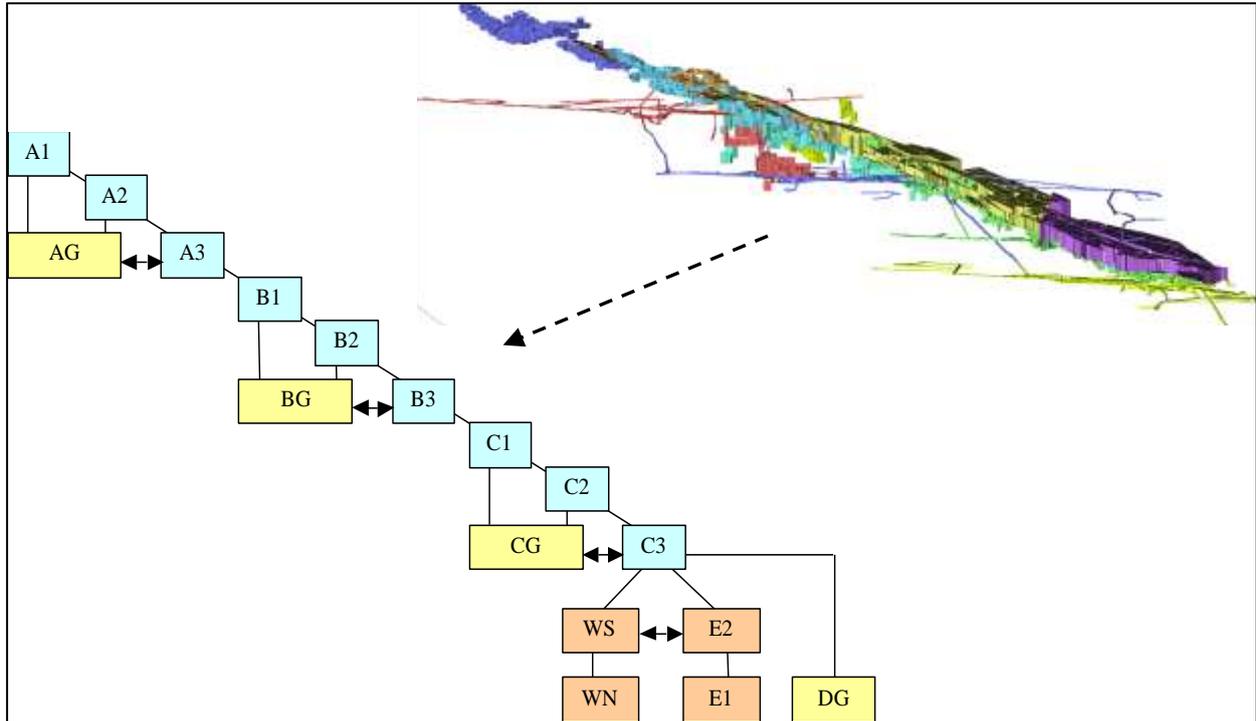


Abbildung 20: Detailliertes 3D-Modell der Laugungsblöcke und Grundstrecken des Bergwerkes Königstein (rechts oben) und daraus abgeleitetes Kompartimentsmodell FLOODING (links unten, Stand 2008) (aus Kahnt & Paul 2008).

Das gesamte Modellkonzept für die Grube Königstein ist in Abbildung 21 dargestellt.

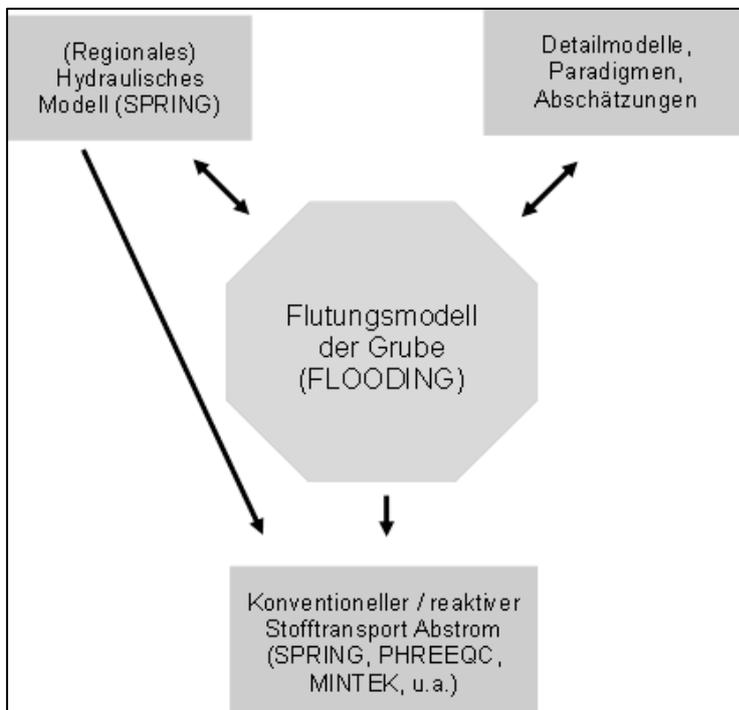


Abbildung 21: Modellkonzept für die Prognose der Flutung der Grube Königstein.

Zur reaktiven Stofftransportmodellierung für den Abstrombereich bzw. zur Durchströmung von Schwächezonen von Stauern wurden unterschiedliche 1D-Transportmodelle auf der Grundlage von PHREEQC, MINTEK und anderer entwickelt. Während das Grubenflutungsmodell



dell fortwährend an den Flutungsdaten weiter kalibriert wurde, ist die Unsicherheit der Parametrisierung, insbesondere für Spurengehalte und reaktiven Materialien (Sulfide, Calcit, etc.) sehr hoch.

Nachfolgend erfolgt eine Zusammenstellung, der aus der Kenntnis der Autoren der für die Wismut GmbH durchgeführten Modellierungen bzw. erstellten Modelle für Grubenflutungen.

Uranbergwerk Grube Königstein (Detailerläuterungen siehe oben):

- Grubenflutungsmodell FLOODING, fortlaufend aktualisiert; Modell befindet sich im Eigentum der UIT GmbH Dresden, kann aber durch die Wismut genutzt werden.
- 1D-reaktive Transportmodelle PHREEQC, MINTEK und andere; Ergebnisse liegen als Studien bei der Wismut vor.
- 3D-Strömungsmodell auf der Grundlage von SPRING; Modell wurde von der Firma delta-h, Witten entwickelt und liegt vollständig bei der Wismut vor.

Uranbergwerk Schlema-Alberoda:

- Es wurden mehrere Grubenflutungsmodelle im Rahmen von Studien, vor allem im Zusammenhang mit der Auslegung der Wasserbehandlung, erarbeitet. Diese wurden nach Kenntnis der Autoren nicht aktualisiert und liegen nicht in nutzbarer Form bei der Wismut vor.

Uranbergwerk Pöhl:

- Es wurden mehrere Grubenflutungsmodelle im Rahmen von Studien, vor allem im Zusammenhang mit der Auslegung der Wasserbehandlung, erarbeitet. Diese wurden nach Kenntnis der Autoren nicht aktualisiert und liegen nicht in nutzbarer Form bei der Wismut vor.

Kohlegrube und Uranbergwerk Gittersee:

- Von GEOS wurde ein hydraulisches Modell erstellt und angepasst. Damit wurde auch zum Teil konventioneller Stofftransport (ohne chemische Wechselwirkungen) für einzelne Spezies berechnet. Das Modell wurde nicht aktualisiert.

3.6.1.2 HALDEN

Die Prognose des Stoffaustrages oder auch der Sickerwasserkonzentration von Halden wurde in der Regel nur im Zusammenhang von Sanierungsentscheidungen durchgeführt. Die Modelle wurden von Auftragnehmern der Wismut GmbH erstellt und in Berichten dokumentiert. Eine Übergabe der Modelle erfolgte i. d. R. nicht.

Die Ursache für die Freisetzung von Sulfat und Eisen sind auch hier in der Regel die Gehalte an sulfidischen Mineralien im Haufwerk. Durch den Zutritt von Luftsauerstoff erfolgt eine Oxidation und es entstehen hoch mineralisierte Porenwässer. Diese werden im Zusammenhang mit der Durchsickerung des Haldenkörpers ausgetragen. Dabei spielt sowohl die Heterogenität des Haldenkörpers (bevorzugte Fließwege) als auch die kinetisch sehr limitierten Diffusionsprozesse eine zentrale Rolle. Insbesondere aufgrund der Heterogenität ist eine belastbare Prognose der Sickerwasserzusammensetzung ohne das Vorliegen gemessener Konzentrationen sehr unsicher.





Es wurden für eine Reihe von Halden Modellierungen im Zusammenhang mit der Sanierungsentscheidung durchgeführt. Dabei ging es vor allem um die Bewertung der Wirkung von Abdeckungen unter Berücksichtigung des Ist-Zustandes.

So wurden für eine Reihe von Halden im Bereich Aue/Schlema-Alberoda Modellierungen mit PHREEQC, TENSIC/TEN3D im Rahmen von Studien durchgeführt. Für die Schlüsselgrundhalte wurden von den Autoren dieser Studie Prognosen mit GoldSim erstellt. Bei TENSIC/TEN3D handelt es sich um reaktive 1D (TENSIC) bzw. 3D-Modelle, die die chemischen Wechselwirkungen einbeziehen. Das Grundkonzept basiert auf einer Unterteilung in einen strömenden und in einem ruhenden Teil des Porenraumes zwischen denen ein empirisch festgelegter Austausch stattfindet. Da diese Modelle jedoch eine Vielzahl von Parametern besitzen, ist eine Parametrisierung in der Regel nicht eindeutig und die darauf beruhenden Prognosen, auch aufgrund der Heterogenität der Zusammensetzung und der Fließwege, sind extrem unsicher. Unter diesem Blickwinkel hat sich für bestehende Halden die folgende Vorgehensweise bewährt:

- 1) Aufstellung einer Wasserbilanz mit BOWAHALD oder HELP oder ähnlichem unter Berücksichtigung des Bewuchses und ggf. vorhandener Abdeckungen,
- 2) Verwendung von gemessenen Sickerwasserkonzentrationen,
- 3) Abschätzung der Frachten aus Konzentration und Wasserbilanz unter Berücksichtigung der maßgeblichen Fließwege.

Im Gegensatz zu Grubenwässern, kann der Stoffaustrag aus Halden als nahezu konstant angenommen werden.

3.6.1.3 ABSETZANLAGEN

Der Stoffaustrag aus industriellen Absetzanlagen (IAA) wurde im Rahmen der Wismutsanierung intensiv untersucht, da es sich um sehr bedeutende Stoffquellen handelt. Insbesondere wurden Sanierungsentscheidungen für Standorte mit Absetzanlagen auf der Grundlage des sogenannten Standortmodellkonzeptes getroffen. Dabei handelt es sich um ein Wasser- und Stoffbilanzmodell unter Einbeziehung aller Stoffquellen eines Standortes. Dieses Modell integriert die Detailmodelle für unterschiedliche Schadstoffquellen und wird dazu benutzt, die Wirkung technischer Maßnahmen auf den Stoffaustrag (Frachten, Konzentrationen) quantitativ zu erfassen und mit den Kosten in Relation zu setzen. Für die Standorte Crossen/Dänkritz in Sachsen sowie die IAA Borbachdamm befanden sich diese Ansätze allerdings noch in der Entwicklung und wurden deshalb im Gegensatz zu den IAA's in Thüringen (Culmitzsch und Trünzig) nicht konsequent umgesetzt.

Für die Absetzanlagen selbst wurden 1D- bzw. 3D-reaktive Detailmodelle entwickelt. Teilweise mit GoldSim (Wismut, GEOS) und teilweise mit TENSIC/TEN3D (HPC, DMT). Die nachfolgende Skizze (Abbildung 22) zeigt die für Absetzanlagen wesentliche Zonierung sowie die ablaufenden und für eine Prognose zu berücksichtigenden Prozesse.



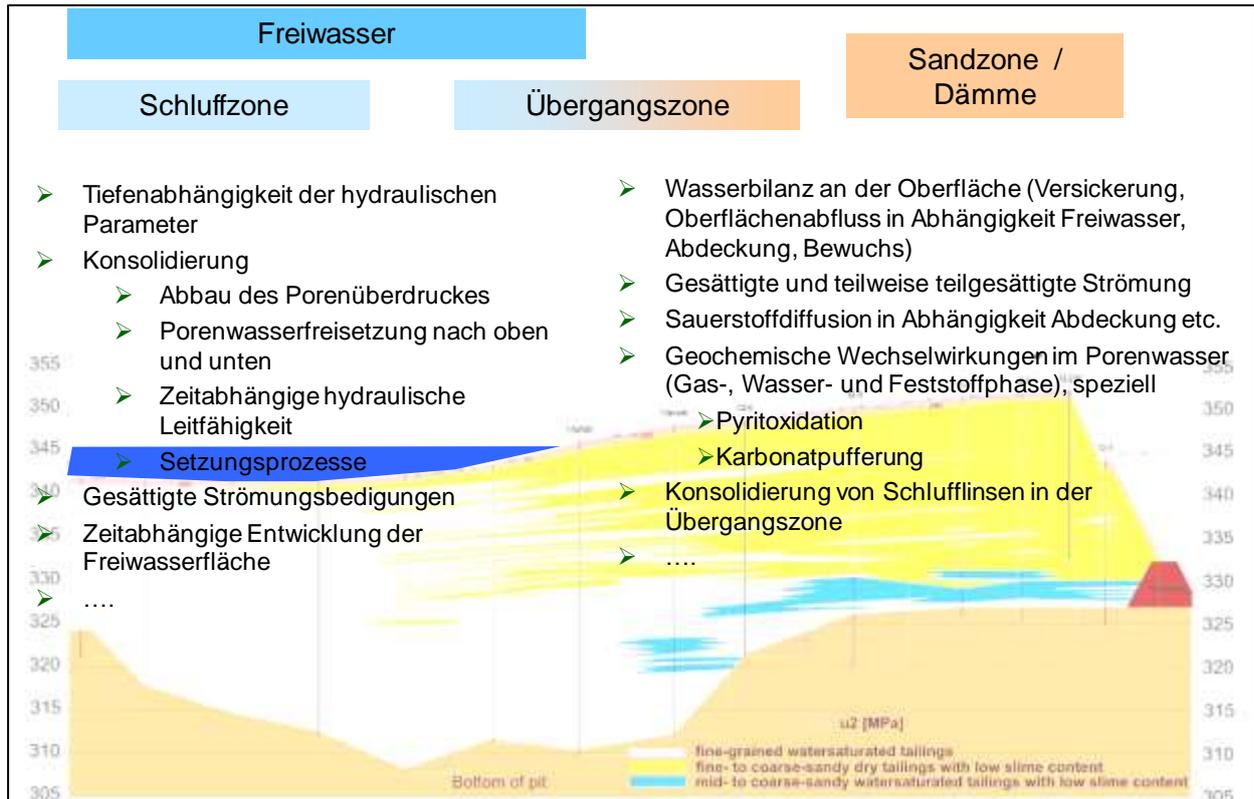


Abbildung 22: Schematische Abbildung einer IAA mit den Bereichen Freiwasser, Schluffzone (Feinschlamm), Übergangszone und Sandzone/Dämme. Dargestellt sind die Prozesse, die den Stoffaustrag beeinflussen und in einem Prognosemodell berücksichtigt werden müssen (Kahnt & Paul 2008).

3.6.2 MODELLE FÜR BERGBAUOBJEKTE AUSSERHALB DES ZUSTÄNDIGKEITSBEREICHES DER WISMUT GMBH

Für die Gruben im Bereich Altbergbau wurden in der Regel Analogieschlüsse gezogen oder vereinfachte Abschätzungen zum Auswaschungsverhalten gemacht. Detaillierte Modelle liegen nach Kenntnis der Autoren mit den nachfolgend genannten Ausnahmen nicht vor.

Die nachfolgende Aufstellung basiert auf durchgeführten Recherchen zu diesem Thema:

Steinkohlengrube Zwickau:

- Für die Steinkohlengrube existiert nach Kenntnis der Autoren ein 3D-geologisches Modell, jedoch kein Grubenflutungsmodell.

Steinkohlengrube Oelsnitz:

- Von DMT wurde ein reaktives Grubenflutungsmodell mit der Software ReacFlow3D entwickelt. Dabei handelt es sich um ein Boxmodell bei dem auch chemische Wechselwirkungen berücksichtigt werden. Auch wurde das Grubenrevier detailliert, sowohl horizontal als auch vertikal unter Berücksichtigung von Störungen unterteilt (Abbildung 23).

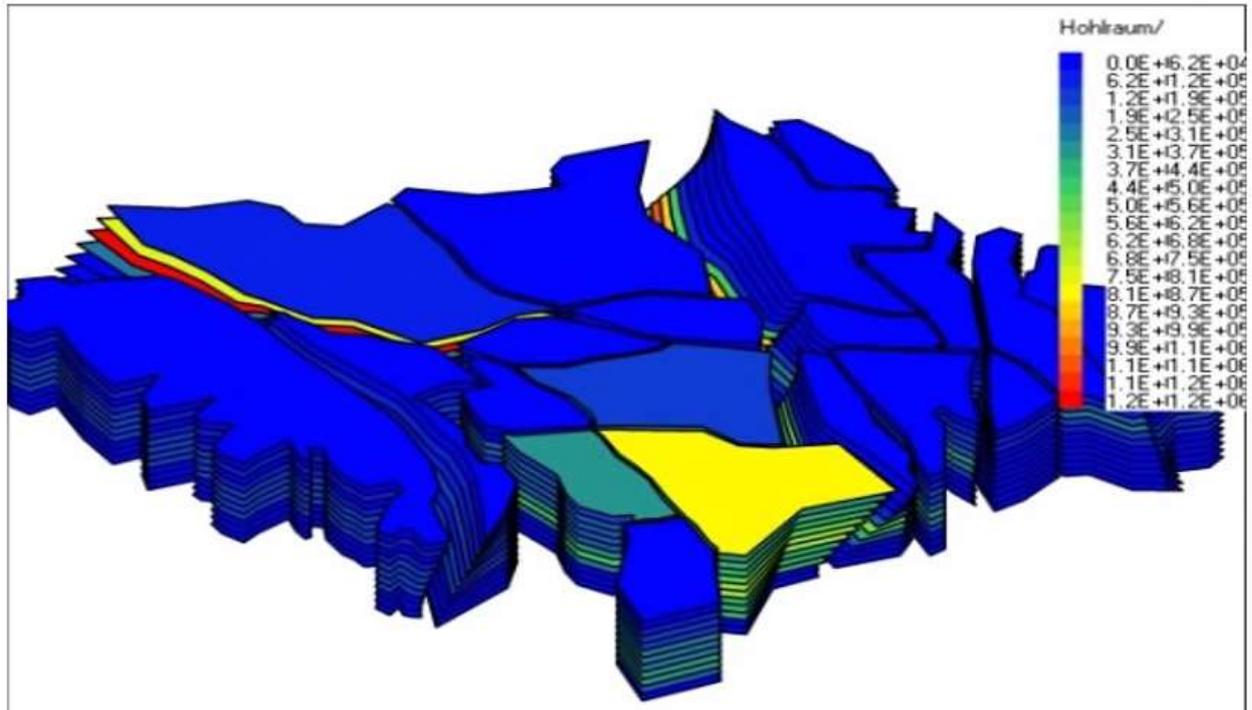


Abbildung 23: Räumliche Diskretisierung des Boxmodells von DMT für die Grube Oelsnitz auf der Basis von Reacflow3D (DMT 2012).

Freiberger Revier:

- Für das Freiberger Revier wurden für Einzelbereiche/Teilobjekte geochemische Betrachtungen/Modellierungen im Rahmen von Sanierungsplanungen (u. a. Roter Graben, Bereich Davidschacht, Stangenbergbach, Rothschnöberger Stolln) sowie im Rahmen von studentischen Arbeiten erarbeitet. Diese sind jedoch stets auf ganz spezifische Fragestellungen bezogen und nicht allgemein nutzbar. Die Modelle liegen bei den unterschiedlichen Autoren.

Halden- und Deponiekomplex Freital-Saugrund:

- Halden und Absetzanlagen und Deponien; hier wurden ebenfalls verschiedene Modelle im Rahmen der Vorbereitung von Sanierungsentscheidungen erstellt; dabei handelt es sich sowohl um konventionelle, d. h. nicht reaktive Stofftransportmodelle als auch um Wasserbilanzmodelle für Einzelobjekte; weitere Details sind nicht bekannt.

Sulfattransportmodell der Spree:

- Von GEOS wurde in den Jahren 2009 bis 2014 ein Sulfattransportmodell für das Einzugsgebiet der Spree erstellt. Dabei wurde neben dem Sulfattransport im Fluss selbst und seinen Nebengewässern auch der Stoffaustrag aus Kippen und Restseen des Altbergbaus als auch aus Quellen des aktiven Bergbaus einbezogen. Teilweise wurden auch Betrachtungen zum Transport von Eisen durchgeführt. Das zugrunde liegende Mengengerüst wurde vom AG auf der Basis einer WBALMO-Modellierung zur Verfügung gestellt.



3.7 RECHERCHE VON BEST-PRACTICE-VERFAHREN ZUR SULFAT- UND EISEN-ABREICHERUNG

In der Vergangenheit wurden schon mehrere ausführliche Übersichten zur Behandlung von Grund- und Oberflächenwässern im Rahmen des VODAMIN-Projektes im Auftrag des LfULG erarbeitet, darunter z. B. die Studie von Bilek (2012) und die GEOS-Studie von Glombitza *et al.* (2013). Deshalb beschränkt sich die Darstellung von Best-Practice-Verfahren zur Sulfat- und Eisenabreicherung in dieser Studie auf eine tabellarische Übersicht mit Fließbildern zu ausgewählten Verfahren und ergänzende Erläuterungen.

3.7.1 SULFAT

3.7.1.1 VERFAHREN ZUR SULFATABREICHERUNG

Obwohl zahlreiche Prozesse zur Abreicherung von Sulfat aus Abwässern oder Prozesslösungen bekannt sind, stellt die Abtrennung von Sulfat aus Bergbauwässern eine technische und finanzielle Herausforderung dar. Das einfachste und kostengünstigste Verfahren zur Sulfatabreicherung ist die Fällung von Gips mit Kalkhydrat. Die sogenannte einfache Kalkfällung und das HDS-Verfahren sind die weltweit am häufigsten angewandten Standardverfahren zur Neutralisation von sauren Bergbauwässern mit Ausfällung von Gips und Metallhydroxiden. Sulfat kann aber mit diesen Verfahren nur teilweise entfernt werden, was durch die Löslichkeit von Gips bedingt ist. Es verbleiben Sulfatrestkonzentrationen von < 2.000 mg/L. Weiter ist einschränkend zu beachten, dass die Gipsfällung nur mit sauren Bergbauwässern funktioniert, welche relativ geringe Gehalte an Neutralsalzen (Na^+ und Mg^{2+}) aufweisen. Bei Anwesenheit von Mg^{2+} kann dieses durch Einstellen eines sehr hohen pH-Wertes ($\text{pH} > 10$) als $\text{Mg}(\text{OH})_2$ gefällt werden, was zu einer Verbesserung der Gipsfällung führt.

Sulfatkonzentrationen < 2.000 mg/L bilden den Anteil an Sulfat, der als schwer entfernbar gilt. Für diesen Konzentrationsbereich sind eine ganze Reihe physikalischer, chemischer, biologischer und naturnaher Verfahren zur Sulfatentfernung aus Bergbauwässern bekannt (Tabelle 22). Eine erste Monographie zur Problematik der Sulfatabtrennung aus Bergbauwässern wurde vom International Network for Acid Prevention veröffentlicht (INAP 2003).

Tabelle 22: Systematisierung der Verfahren zur Sulfatabreicherung.

Typ	Verfahrensgruppe	Einzelne Verfahren
Aktive Verfahren	Chemische Verfahren	<ul style="list-style-type: none"> - Fällungsverfahren mit Kalk (Calciumhydroxid): Gipsfällung - Fällungsverfahren mit Kalk und Aluminiumverbindungen: Ettringitfällung - Fällungsverfahren mit Bariumsalzen: Bariumsulfatfällung - HDS-Verfahren
	Physikalische Verfahren	<ul style="list-style-type: none"> - Membranverfahren: Umkehrosmose, Nanofiltration - Ionenaustauscherverfahren: Gyp-Cix, Carix - Elektrochemische Verfahren: Rodosan - Elektrodialyse





		- Vakuumverdampfung
	Biologische Verfahren - Mikrobiologische Sulfatreduktion	- Thiomet - Thiopaq - HLSR
Passive Verfahren	Anaerobe Wetlands	
	RAPS (Reducing and alkalinity producing systems)	
	Reaktive Barrieren	

Die wichtigsten bekannten technischen Verfahren bzw. Pilotverfahren zur Sulfatabreicherung sind in Tabelle 23 dargestellt. Dabei wird auf die wichtigsten Informationen zum Prozessverständnis eingegangen sowie Vor- und Nachteile genannt. Im Anschluss an die Tabelle werden zu den wichtigsten Verfahren verfügbare Prozessfließbilder dargestellt.

Tabelle 23: Vergleich von Verfahren zur Sulfatabreicherung aus Bergbauwässern.

Prozessinformation	Sulfat-Konz. im Ablauf	Rückstände	Vorteile	Nachteile	Optimierungsmöglichkeiten/ Bemerkungen	Prozessschema
1) Fällung mit Kalkhydrat						
Verwendung von Kalkhydrat (Pulver) oder Kalkmilch als Neutralisations- und Fällungsmittel; Ausfällung von Metallhydroxiden und Gips	< 2.000 mg/L	Schlamm aus Metallhydroxiden und Gips	robustes, erprobtes, störungsarmes, kostengünstiges Verfahren (Best-Practice für die Eisenentfernung aus sauren Bergbauwässern mit geringen und mittleren Eisenkonzentrationen)	Bei hohen HCO ₃ -Gehalten: zusätzlicher Kalkverbrauch, nicht anwendbar bei neutralen Wässern mit hohen Konz. an Neutralsalzen (Na ⁺ , Mg ²⁺), Probleme durch Übersättigung bei der Gipsfällung	HCO ₃ -Entfernung durch Ansäuern und Belüften, Schlammrückführung	Abbildung 24
2) Fällung mit Kalkstein und Kalkhydrat						
Zweistufige Fällung: 1. Stufe mit Kalkstein, 2. Stufe mit Kalkhydrat bis pH 12, Rückneutralisation mit CO ₂	< 2.000 mg/L	Schlamm: Mg(OH) ₂ und andere Metallhydroxide, Gips, große Schlammmenge	neben Schwermetallen werden Magnesium und Karbonat abgetrennt (Enthärtung) Sulfatrestkonz. durch Gipslöslichkeit bestimmt	hohe Schlammmenge, schwer entwässerbar, CO ₂ für Rückneutralisation	CO ₂ und CaCO ₃ -Rückführung	Abbildung 25
3) HDS-Verfahren						
HDS: high density sludge Fällungsverfahren mit Kalkhydrat, intensive und z.T. mehrfache Schlammrückführung und -konditionierung mit frischer Kalkmilch bei pH ≈ 12,5)	< 2.000 mg/L	Metallhydroxide und Gips-Schlamm	hohe Schlamm-dichte, geringes Schlammvolumen, robustes, störungsarmes, erprobtes Verfahren (Best-Practice)	verfahrenstechnischer Aufwand für Schlammkreislauf	Recyclingrate des Schlammes anpassen (1- bis 20-fache Schlammrückführung)	Abbildung 26
4) Fällung mit Bariumsalzen						
Fällung mit Bariumchlorid oder Bariumhydroxid; Flockung des gebildeten BaSO ₄ mit Eisensalzen erforderlich	< 100 mg/L	Bariumsulfat und ggf. Metallhydroxide	niedrige Sulfatrestkonzentrationen	Bariumsalze sind toxisch, Gefahr bei Überdosierung, kostenintensive Fällungsreaktionen	Verfahren wird hauptsächlich zur Entfernung von Radium aus Grubenwässern eingesetzt. Dabei spielt die Sulfatabreicherung keine oder nur eine untergeordnete Rolle. (Best-Practice zur Radiumentfernung)	-

Prozessinformation	Sulfat-Konz. im Ablauf	Rückstände	Vorteile	Nachteile	Optimierungsmöglichkeiten/ Bemerkungen	Prozessschema
5) Bariumsulfid-Prozess						
Fällung von BaSO ₄ mit BaS, therm. Reduktion des BaSO ₄ mit Koks zu BaS und damit Rückführung von BaS	< 200 mg/L	Sulfidschlamm, Schwefel	niedrige Sulfatkonz. erreichbar, Rückgewinnung BaS	nachgeschaltete Stufen zur H ₂ S-Entfernung und pH-Werteinstellung erforderlich	Verfahren im Pilotmaßstab (10m ³ /d) erprobt. Durch Kombination mit therm. Prozess der BaSO ₄ -Reduktion: komplizierte Prozessführung, kein „einfaches“ Wasserbehandlungsverfahren.	-
6) Ettringit-Fällung						
Fällung von Ettringit mit Walhalla-Kalk, Tonerdezement, oder Na-Aluminat; pH-Wert > 11,5; Rückneutralisation erforderlich	< 100 mg/L (bei optimaler Prozessführung)	Ettringitschlamm	niedrige Sulfatrestkonzentrationen; robustes erprobtes Verfahren, Entfernung von Spurenmetallen Best-Practice bei kleinen Durchsätzen im Industrieabwasserbereich	hohe Schlammmenge; Störung durch Anwesenheit von Alkaliionen (Na ⁺ , K ⁺ > 1 g/L) hoher Fällungs-pH-Wert Rückneutralisation erforderlich kostenintensive Fällungsreagenzien	Schlammrecycling bzw. Ettringit-Spaltung und Al(OH) ₃ -Rückführung, Vorbehandlung zur Metallentfernung und Reduzierung der Sulfatkonzentration empfohlen bzw. erforderlich.	-
7) SAVMIN-Prozess						
Spezielles Verfahren zur Ettringitfällung mit Al(OH) ₃ , anschließender Ettringit-Spaltung und Rückführung von Al(OH) ₃	< 100 mg/L (bei optimaler Prozessführung und Abwesenheit von Alkaliionen)	Ettringitschlamm	niedrige Sulfatrestkonzentration erreichbar, Kostenreduzierung durch Al(OH) ₃ -Rückführung	moderate Schlammmenge; Störung durch Anwesenheit von Alkaliionen (Na ⁺ , K ⁺ > 1 g/L) hoher Fällungs-pH-Wert, Rückneutralisation erforderlich	Vorbehandlung zur Metallentfernung und zur Reduzierung der Sulfatkonzentration erforderlich, im Pilotmaßstab erprobt, Kostenvorteil durch Al(OH) ₃ -Rückführung wird größtenteils der aufwändigen Prozessführung geopfert.	Abbildung 27
8) Walhalla- bzw. CESR-Prozess						
Ettringit-Fällung mit Walhalla-Kalk (Calciumaluminat) bzw. Al-reichen Tonerdezement	< 100 mg/L (bei optimaler Prozessführung und Abwesenheit	Ettringitschlamm	niedrige Sulfatrestkonzentration erreichbar über Dosiermenge Ca-Aluminat, Zielwert Sulfat im Ablauf	hohe Schlammmenge; Störung durch Anwesenheit von Alkaliionen (Na ⁺ , K ⁺ > 1 g/L) hoher Fällungs-pH-Wert,	Kalkfällung als Vorbehandlung erforderlich; Rückführung von Ettringitschlamm kann Fällungsreagenz sparen	-

Prozessinformation	Sulfat-Konz. im Ablauf	Rückstände	Vorteile	Nachteile	Optimierungsmöglichkeiten/ Bemerkungen	Prozessschema
	von Alkali- ionen)		einstellbar	Rückneutralisation erforderlich, kostenintensive Fällungsreagenzien		
9) TWC-Prozess zur Ettringitfällung						
Ettringitfällung mit Verwendung von metallischem Aluminium als Al-Quelle	< 100 mg/L (bei optimaler Prozessführung und Abwesenheit von Alkali- ionen)	Ettringitschlamm	geringere Schlammmenge im Vergleich zu Wahalla-Prozess oder Verwendung von Tonerdezement als Al-Quelle	Entwicklung von Wasserstoff bei der Reaktion von Al mit Ca(OH)_2 .	Bisher nur im Labormaßstab entwickelt.	-
10) Umkehrosmose (RO)						
Druck getriebenes Membranverfahren (30 bis max. 200 bar) zur Vollentsalzung von Wasser, Aufspaltung des Zulaufes (Feed) in nahezu salzfreies Permeat und salzhaltiges Konzentrat	sehr geringe Sulfatkonzentration im Permeat	salzhaltiges Konzentrat, welches entsorgt oder weiter behandelt werden muss	hohe Permeatqualität, Teilstrombehandlung zur Sulfatabreicherung sinnvoll	Anfall von salzhaltigem Konzentrat (brine); Gefahr der Verblockung der Membran durch Biofouling und Scaling	Vorbehandlung erforderlich, Hauptanwendung bei Vorhandensein von Neutralsalzen im unteren bis mittleren Konzentrationsbereich (30-50 g/L), großtechnischer Einsatz zur Meerwasserentsalzung mit Konzentratentsorgung im Meer, problematisch bei zu hohen Gehalten an Ca^{2+} , Sr^{2+} , Ba^{2+} im Wasser	-
11) Nanofiltration (NF)						
Druck getriebenes Membranverfahren (3 bis max. 60 bar) zur Teilentsalzung von Wasser, Aufspaltung des Zulaufes (Feed) in nahezu salzarmes Permeat und salzhaltiges Konzentrat, Fraktionierung von gelösten Stoffen im	geringe Sulfatkonzentration im Permeat	salzhaltiges Konzentrat, welches entsorgt oder weiter behandelt werden muss	viel geringerer Druck als Triebkraft im Vergleich zu RO, hoher Sulfatrückhalt im Konzentrat, hohe Permeatqualität, Teilstrombehandlung zur Sulfatabreicherung sinnvoll	Anfall von salzhaltigem Konzentrat (brine); Gefahr der Verblockung der Membran durch Biofouling und Scaling	Vorbehandlung erforderlich, Hauptanwendung bei Vorhandensein von Neutralsalzen im unteren bis mittleren Konzentrationsbereich (30-50 g/L), großtechnischer Einsatz zur Trinkwasseraufbereitung und als Vorbehandlung	-

Prozessinformation	Sulfat-Konz. im Ablauf	Rückstände	Vorteile	Nachteile	Optimierungsmöglichkeiten/ Bemerkungen	Prozessschema
Wasser (z.B. Trennung einwertiger von zweiwertigen Ionen)					bei der Meerwasserentsalzung, zunehmender Einsatz bei Bergbauwässern.	
12) Elektrodialyse						
Trennung von im Wasser gelösten Ionen im elektrischen Feld mit Hilfe einander abwechselnden Anionen- und Kationentauschermembranen, Triebkraft: elektrisches Feld orthogonal zur Membran	< 100 mg/L	keine festen Rückstände	Rückgewinnung von Chemikalien möglich (z.B. NaOH und/oder H ₂ SO ₄)	Feststoffe sowie organische Anionen, Kolloide, Eisen- und Manganoxide müssen in Vorbehandlung entfernt werden	meist nur in Kombination mit anderen Trennprozessen sinnvoll anwendbar, Hauptanwendung im Bereich Prozesswässer mit Rückgewinnung von Wertstoffen (z.B. Na ₂ SO ₄)	-
13) RODOSAN-Verfahren						
Membranelektrolyseverfahren (Kombination aus Elektrolyse und Elektrodialyse), Bildung von Wasserstoff, Metallhydroxiden und HCO ₃ ⁻ im Kathodenraum, Bildung von Sauerstoff und Schwefelsäure im Anodenraum	Bei Sulfatzulaufrwerten von 800-1000 mg/L → 30 bis max. 65% Sulfatentfernung	Koppelprodukte: Wasserstoff; Ammoniumsulfat, Rückstände: Metallhydroxide	geringe Rückstandsmengen, Neutralisierung des sauren Wassers als Nebeneffekt, Verwertung des Sulfates als Dünger ((NH ₄) ₂ SO ₄) möglich	Prozessstörungen durch Ausfällungen (Fe(OH) ₃ , Mg(OH) ₂ , CaCO ₃) im Kathodenraum möglich (Säurespülung als Wartungsoption), Stromausbeute sinkt mit abnehmender Sulfatkonzentration und durch Ausfällungen.	Einleitung von CO ₂ in den Kathodenraum zur Verringerung der Verkrustungsneigung und zur Bildung von HCO ₃ ⁻ als pH-Puffer. Die Verwertung der Koppelprodukte Wasserstoff und Ammoniumsulfat ist theoretisch möglich, stößt aber an logistische und rechtliche Hürden, die vor einer praktischen Verwertung gelöst werden müssen.	Abbildung 28
14) Vakuumverdampfung						
Verdampfung des Wassers aus salzhaltigen Lösungen (z.B. Brine von RO oder NF) oft in Kombination mit Kristallisation	< 50 mg/L Sulfat im Destillat	konzentrierte Salzlösung bzw. auskristallisierter Salzschlamm	anwendbar bei sehr hohen Salzkonzentrationen, gute Qualität des Destillates	hoher Energieverbrauch	Rückgewinnung von Wärmeenergie bei der Kondensation, Anwendung nur für sehr stark salzhaltige Lösungen, Aufarbeitung	-

Prozessinformation	Sulfat-Konz. im Ablauf	Rückstände	Vorteile	Nachteile	Optimierungsmöglichkeiten/ Bemerkungen	Prozessschema
					von Konzentrationen aus RO und NF ist technisch machbar, aber mit hohem Energieverbrauch verbunden.	
15) GYP-CIX-Verfahren						
Ionenaustauscher Verfahren mit getrennten Kolonnen für Kationen- und Anionenaustauscher, Regenerierung der Austauscher mit H ₂ SO ₄ und Kalkmich	< 240 mg/L im Ablauf	Gipsschlamm	Trinkwasserqualität erreichbar	relativ hohe Schlammmenge (Gips) durch Sulfatentfernung aus dem Wasser und Sulfateintrag über H ₂ SO ₄ als Regeneriermittel	Schlammrecycling bei der Gipsfällung aus den Regenerierlösungen	-
16) CARIX-Verfahren						
Ionenaustauscherverfahren im Mischbett mit schwach saurem Kationenaustauscherharz und stark basischem Anionenaustauscherharz, Regenerierung mit CO ₂ -gesättigtem Wasser	< 240 mg/L	Gips- und Ca-Carbonatschlamm	Trinkwasserqualität erreichbar, keine Aufsalzung durch Regenerierung, als Enthärtungsverfahren einsetzbar, neben Sulfat wird Nitrat entfernt, keine flüssigen Abfallprodukte		Hauptanwendung in der Wasserenthärtung und Nitratentfernung, großtechnische Anwendungen bekannt, Kosten vergleichbar NF, etabliertes Verfahren in der Trinkwasseraufbereitung	Abbildung 29
17) Mikrobiologische Sulfatreduktion (technische Verfahren)						
Verschiedene Ausführungsformen und Prozesse: Paques Sulfatreduktionsprozesse (Paques Thiopaq [®] , Paques Thiomet [®]), Prozess nach Rübiger, Chemolithoautotrophe Sulfatreduktion, Hochleistungssulfatreduktion	Teilentsluzung, Sulfatrestgehalte durch Prozessführung steuerbar	Metallsulfide bzw. Schwefel je nach Prozess	Keine Aufsalzung des Wassers durch Fällungsmittel, Bildung von HCO ₃ ⁻ als pH-Puffer, Entfernung von Schwermetallen als Sulfidfällung (CuS, CdS, FeS u.a.)	Kosten für C- und Energiequelle, Erhöhung der Mangan- und Arsenlöslichkeit	Recycling von Schlamm, Verwenden von billigen C- und Energiequellen	-

Prozessinformation	Sulfat-Konz. im Ablauf	Rückstände	Vorteile	Nachteile	Optimierungsmöglichkeiten/ Bemerkungen	Prozessschema
18) Passive Verfahren						
<p>18.1 Anerobe Wetlands sowie RAPS und SAPS¹ Diese naturnahen Passiv-Behandlungssysteme enthalten Schichten aus leicht zersetzbaren organischen Substraten, wo eine mikrobiologische Sulfatreduktion stattfindet. Es gibt viele standort-spezifische Ausführungsformen.</p>	nur Teilentfernung von Sulfat	Substraterneuerung nach 20-25 Jahren. Es gibt auch Systeme natürlicher Substraterneuerung durch Pflanzenteile.	keine Chemikalien erforderlich, kein oder sehr geringer Einsatz von Fremdenergie; keine bewegten Teile oder Aggregate, einfache Betriebsweise; geringe Betriebskosten, nur Analysen für Monitoring; naturnahes Verfahren, gute Eingliederung in die Landschaft; langzeitige Funktion (10 - 25 Jahre); dezentrale Lösung besonders geeignet für Nachsorge im Altbergbau	Reaktionsgeschwindigkeit bzw. Reinigungsleistung nicht oder nur in engen Grenzen beeinflussbar; Anreicherung von toxischen Metallen im Substrat; relativ großer Flächenbedarf bzw. begrenzter Wasserdurchsatz; jahreszeitliche Schwankung der Reinigungsleistung, nicht für Abflussspitzen geeignet.	Die hier unter 18.1 genannten Verfahren sind nicht vordergründig auf die Entfernung von Sulfat sondern auf den Rückhalt von Metallen (Cu, Ni, Zn, Cd, U, As, Pb, Fe), obgleich durch die Sulfatreduktion eine Verminderung der Sulfatkonzentration stattfindet.	zwei Erprobungsbeispiele: Abbildung 30 (IMPI-Prozess), Abbildung 31 (Passivsystem Jacobia Mine)
<p>18.2 BCR (anaerobic biochemical reactors) Festbettreaktoren mit Schichten aus leicht zersetzlichen organischen Substraten (z.B. lignocellulosehaltige Biomasse), auch die Zugabe flüssiger org. Substrate als C-Quelle für die Sulfatreduzierer ist möglich (sogenannte „managed passive treatment“). Oxidation des gebildeten Sulfides zu S⁰.</p>	von der Auslegung und den örtlichen Bedingungen abhängig, 50-80% Sulfatentfernung möglich	elementarer Schwefel, verbrauchte Reaktorsubstrate	keine bewegten Teile oder Aggregate, einfache Betriebsweise; geringe Betriebskosten: Analysen für Monitoring und ggf. Zugabe C-Quelle; naturnahes Verfahren, gute Eingliederung in die Landschaft; langzeitige Funktion (10 - 25 Jahre); dezentrale Lösung, geeignet für Nachsorge im Altbergbau	Reinigungsleistung nur bedingt steuerbar, nicht für Abflussspitzen geeignet; Anreicherung von toxischen Metallen im Substrat	Gründliche Pilotierung und Anpassung an die Standortverhältnisse notwendig. Bisher noch in der Forschungs- bzw. Pilotierungsphase.	

¹ RAPS: reducing and alkalinity producing systems; SAPS: successive alkalinity producing systems. Für weitere Informationen siehe: GARD-Guide (2014) und Wolkersdorfer (2014)

Prozessinformation	Sulfat-Konz. im Ablauf	Rückstände	Vorteile	Nachteile	Optimierungsmöglichkeiten/ Bemerkungen	Prozessschema
19) In situ Sulfatreduktion						
Untergrundreaktor mit Zugabe organischer Substanzen (heterotrophe Sulfatreduktion), verschiedene Ausführungsformen möglich	20 bis 40 % Minderung der Sulfatkonzentration	keine	Geringer Flächenverbrauch, keine Rückstände zur Entsorgung, geringe Chemikalienkosten, geringer technischer Aufwand	Eingeschränkte Steuerbarkeit, hoher Überwachungsaufwand im Abstrom, nur partielle Sulfatumwandlung und Eisenfestlegung	Nährstoffzugabe, C-Quelle, Optimierung der Lage der Entnahme und Infiltrationsbrunnen sowie der Infiltrationsmengen	Abbildung 32

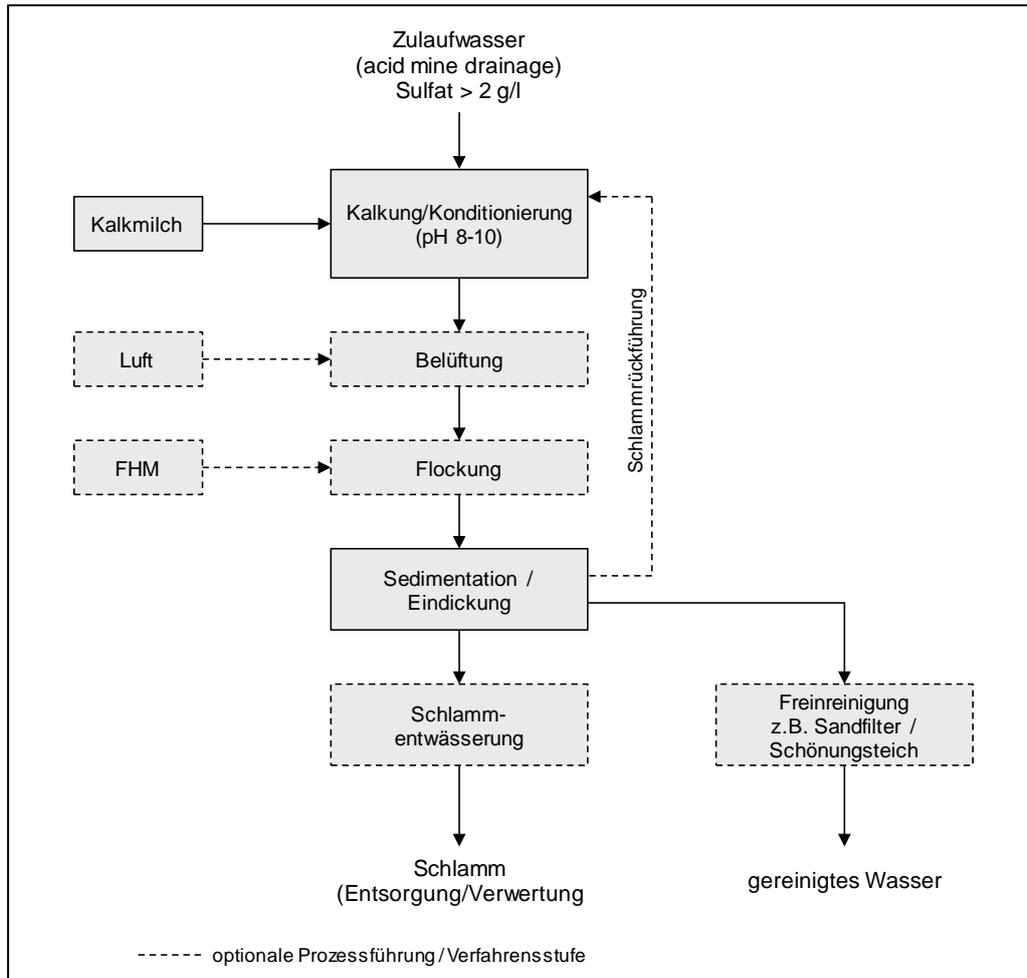


Abbildung 24: Verfahrensschema zur Fällung mit Kalkhydrat (Die als optional dargestellten Verfahrensstufen sind je nach Wasserqualität und Behandlungsziel nicht in jedem Fall erforderlich).

Charakteristisch für dieses Verfahren ist die Erzeugung dünner Schlämme mit 1-5 % Trockensubstanz. Daher wird dieses Verfahren auch gelegentlich als LDS (low density sludge)-Verfahren bezeichnet (Wolkersdorfer 2014). Diese Schlämme sedimentieren im Vergleich zum HDS langsam und lassen sich schlecht entwässern. Das Verfahren wird deshalb meist bei geringen bis mittleren Eisengehalten (<100 mg/L) im Wasser eingesetzt. Für die Sulfatentfernung ist es nur eingeschränkt geeignet, da bei diesen niedrigen Eisengehalten die Sulfatkonzentration im Zulauf meistens schon unter der Gipslöslichkeit liegt. Außerdem ist zu beachten, dass Gips bei der einfachen Kalkfällung (ohne Schlammrückführung) zur Übersättigung neigt. Als Folge davon kommt es zu einer Kristallisation von Gips an Behälterwänden und Rohrleitungen, was zu Betriebsstörungen führen kann und hohe Wartungsaufwendungen erfordert. In solchen Fällen ist es dann besser das HDS-Verfahren (Abbildung 26) anzuwenden, bei dem über den Rückführschlamm und die Schlammkonditionierung genügend Impfkristalle für Verhinderung von Übersättigungen bereitgestellt werden.

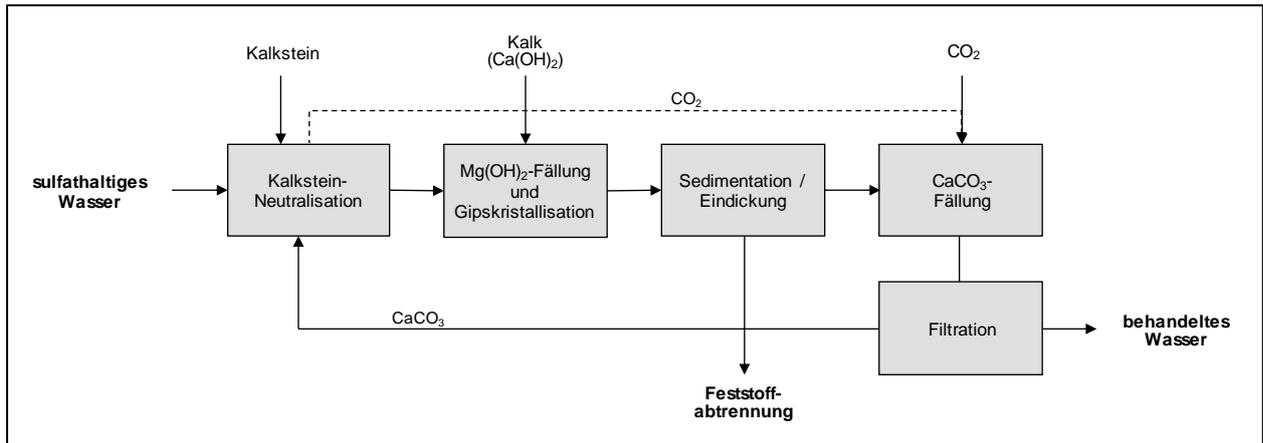


Abbildung 25: Vereinfachtes Prozessschema zum Kalkstein-Kalk-Verfahren.

Das Kalkstein-Kalk-Verfahren (Abbildung 25) kann eingesetzt werden, wenn durch hohe Mg^{2+} -Konzentrationen im Rohwasser die Gipsfällung beeinträchtigt ist. Durch die Einstellung eines sehr hohen pH-Wertes von etwa 11 wird das Magnesium als Hydroxid ausgefällt, was die Voraussetzung für eine funktionierende Gipsfällung ist. Allerdings sind $Mg(OH)_2$ -haltige Schlämme schlecht entwässerbar. Ein weiterer Nachteil des Verfahrens ist, dass aufgrund des hohen Fällungs-pH-Wertes eine Rückneutralisation z. B. mit CO_2 erforderlich ist.

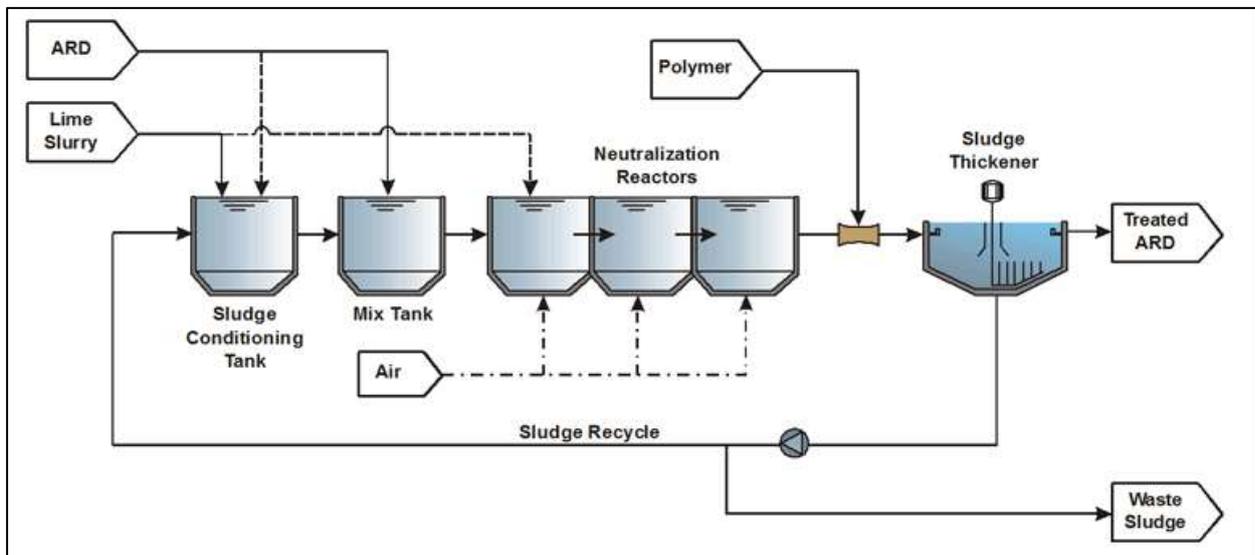


Abbildung 26: Konfiguration und Prozessschema des HDS-Verfahrens (GARD-Guide 2014).

Das HDS-Verfahren (Abbildung 26) wird weltweit zur Behandlung saurer Bergbauwässer eingesetzt und ist daher als Best-Practice einzustufen. Seine bevorzugte Anwendung liegt im Bereich der hoch belasteten Bergbauwässer (Sulfat: > 3.000 mg/L; Eisen: > 100 mg/L), bei deren Behandlung große Schlammmengen entstehen. In diesen Fällen ist es besonders wichtig einen Schlamm hoher Dichte zu erzeugen, um die nachfolgende Entwässerung zu entlasten bzw. um das Volumen für die Ablagerung zu minimieren. Der Kern des HDS-Verfahrens besteht in der Rückführung des Fällungsschlammes und dessen Konditionierung mit Kalkmilch. Dadurch wird die gelartige Struktur des Fällungsschlammes (Eisen(III)-Hydroxid) zerstört sowie Alterungs- und Rekristallisationsprozesse beschleunigt. Das Verhältnis Rückführschlamm (RS) zu Überschussschlamm (ÜS) muss entsprechend der

Wasserqualität und der daraus resultierenden Schlammzusammensetzung angepasst werden. Es kann in Extremfällen einen Wert von 10 bis 20 annehmen. Mit dem Verhältnis RS/ÜS lässt sich in gewissen Grenzen auch der Feststoffgehalt im Schlamm einstellen bzw. regulieren. Mit dem HDS-Verfahren können Schlämme mit bis zu 25 % Trockensubstanz erzeugt werden.

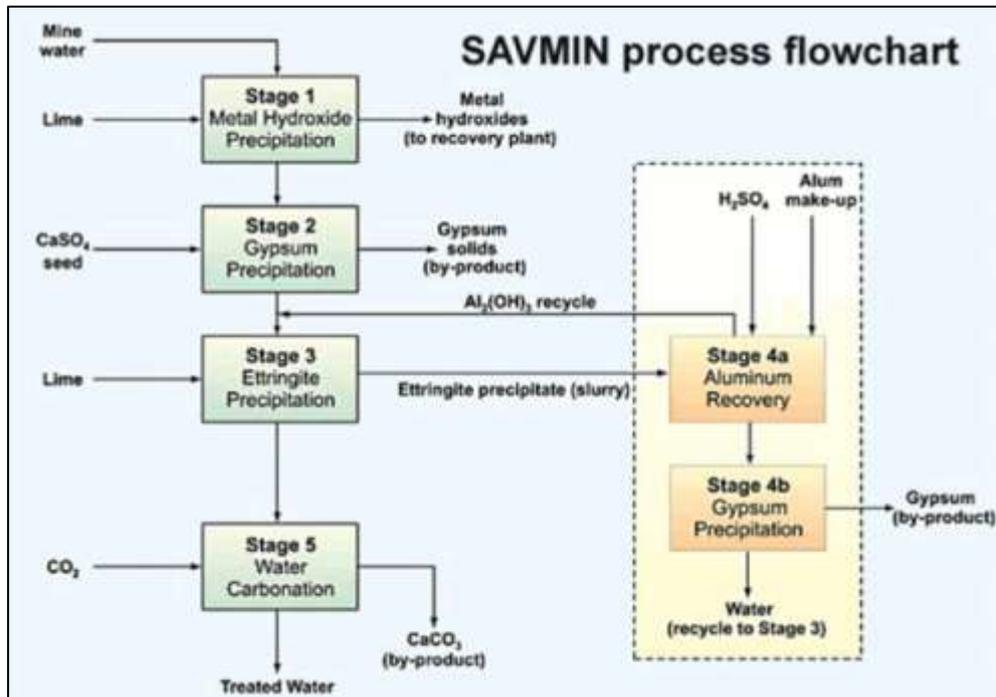


Abbildung 27: Vereinfachtes Prozessschema zum SAVMIN-Verfahren (GARD-Guide 2014).

Der SAVMIN-Prozess (Abbildung 27) ist eine Weiterentwicklung der Ettringitfällung bei dem versucht wurde den Nachteil des Einsatzes kostenintensiver Fällungsmittel wie Wahalla-Kalk, Tonerdezement oder Natriumaluminatlösung (als Al-Komponente für die Ettringitfällung) durch eine Rückgewinnung von Aluminiumhydroxid zu überwinden. Wie alle anderen Verfahren der Ettringitfällung erfordert auch der SAVMIN-Prozess bei stark belasteten Wässern eine Vorbehandlung zur Abtrennung der Metallhydroxide und von Gips. Die Ettringitfällung setzt dann als dritte Behandlungsstufe bei Sulfatkonzentrationen < 2.000 mg/L ein und erfordert pH-Werte > 10,5. Das Al(OH)₃ wird durch Zersetzung des abgetrennten Ettringitschlammes mit Schwefelsäure zurückgewonnen. Ein weiterer Vorteil des Verfahrens ist, dass der sich als Nebenprodukt abscheidende Gips eine viel geringere Rückstandsmasse und ein kleines Volumen als Ettringit aufweist. Dieses Verfahren wurde von MINTEK in Südafrika entwickelt und in Kooperation mit Veolia eine Pilotanlage für 2 m³/h Durchsatz gebaut. Die Kostenvorteile der Al(OH)₃-Rückgewinnung gehen größtenteils durch die aufwändige Prozessführung wieder verloren. Eine großtechnische Anwendung ist bisher nicht bekannt.

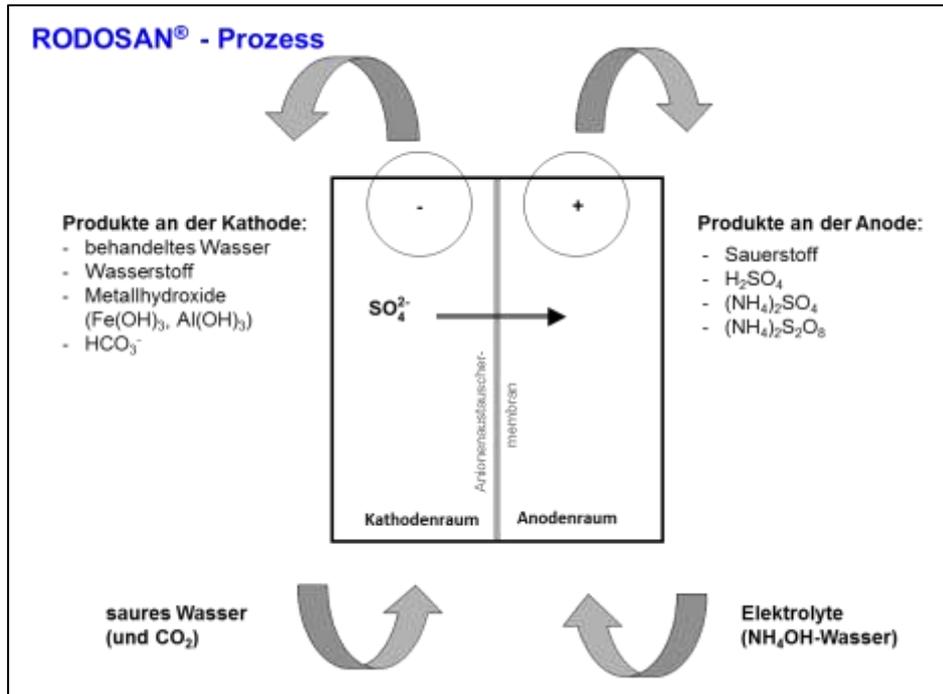


Abbildung 28: Schematisierte Darstellung des RODOSAN-Prozesses.

Der RODOSAN-Prozess (Abbildung 28) wurde am Beispiel sulfathaltiger Bergbauwässer aus dem Lausitzer Braunkohlenrevier bis zum Pilotmaßstab entwickelt (Friedrich 2012 & 2013). Die Pilotanlage hatte einen Durchsatz von 0,45 m³/h. Es wurden technische Membranmodule der Fa. UHDE verwendet. Durch die modulare Bauweise ist eine Durchsatzsteigerung durch Erhöhung der Modulanzahl ohne erneutes scale up möglich. Es handelt sich um ein innovatives Verfahren, dessen Anwendbarkeit zur Reduzierung der Sulfatkonzentration aus Bergbauwässern nachgewiesen wurde. Probleme bestehen durch das Auftreten von Verkrustungen im Bereich des Kathodenraumes auftreten und eine regelmäßige Säurespülung erfordern. Dies erhöht die Betriebskosten und vermindert die Anlagenverfügbarkeit. Je nach verwendeter Spülsäure (HCl oder HNO₃) gelangt entweder Chlorid oder Nitrat ins Koppelprodukt Ammoniumsulfat, welches als ca. 10-12 %ige Lösung anfällt. Für die Verwertung der Koppelprodukte Wasserstoff und Ammoniumsulfat sind logistische und rechtliche Hürden zu überwinden, die den Einsatz des Verfahrens erschweren.

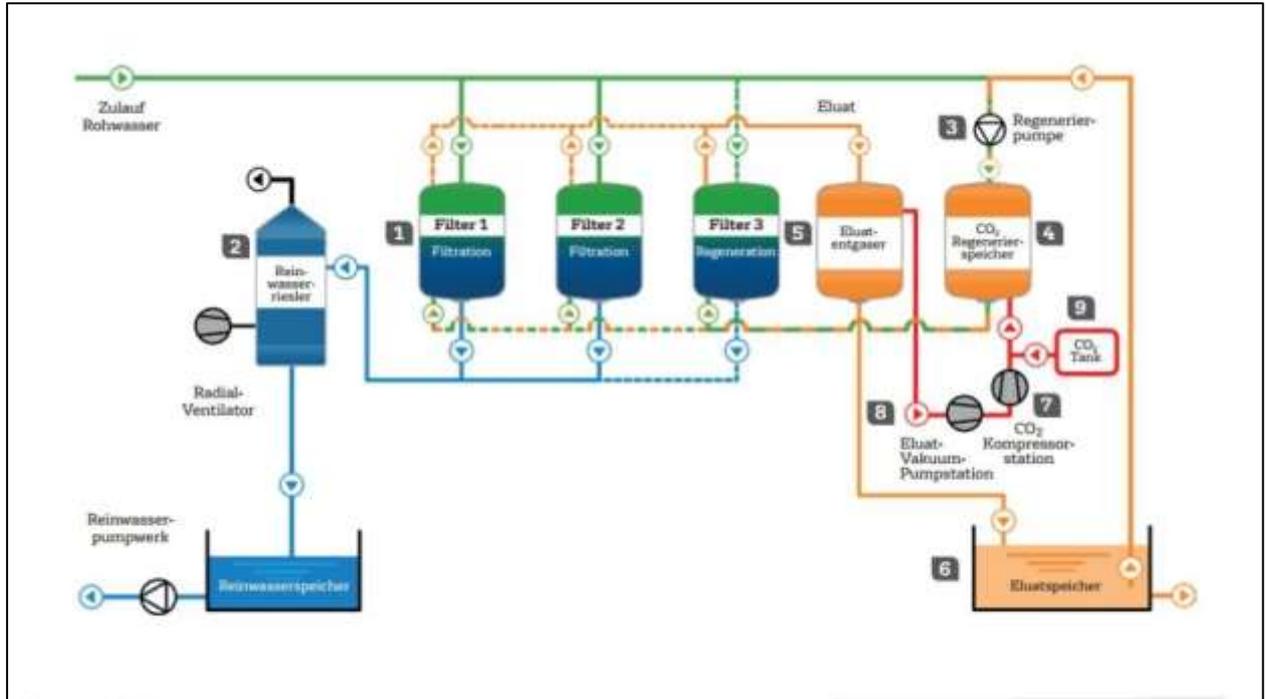


Abbildung 29: Vereinfachtes Prozessschema zum CARIX-Verfahren (Veolia 2018) (CARIX: Carbon Dioxide Regenerated IonEXchanger).

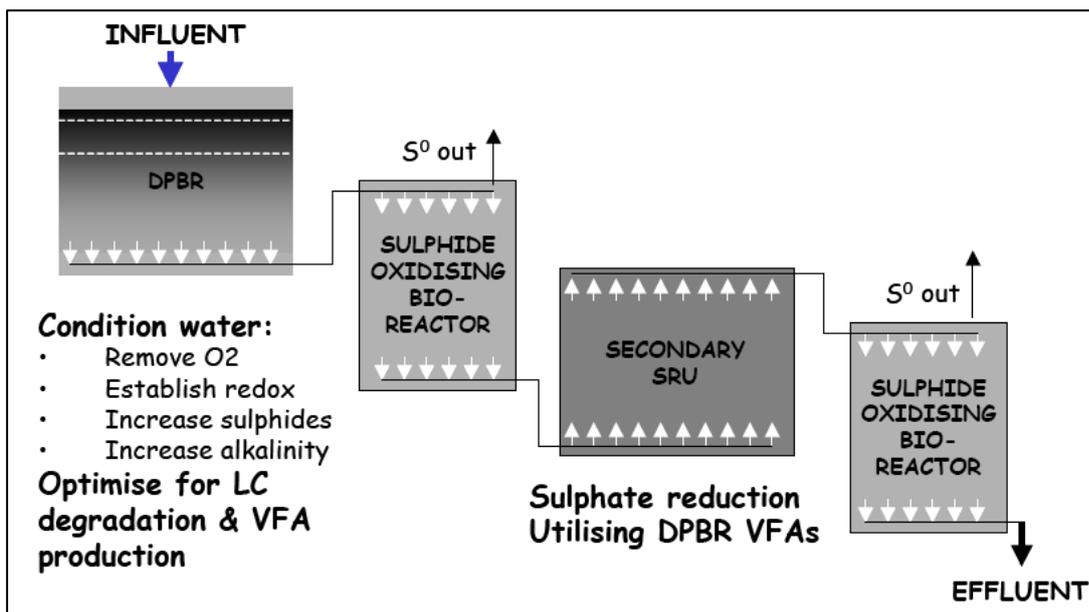


Abbildung 30: Schematisierte Darstellung des IMPI-Prozesses (Pulles et al. 2004).

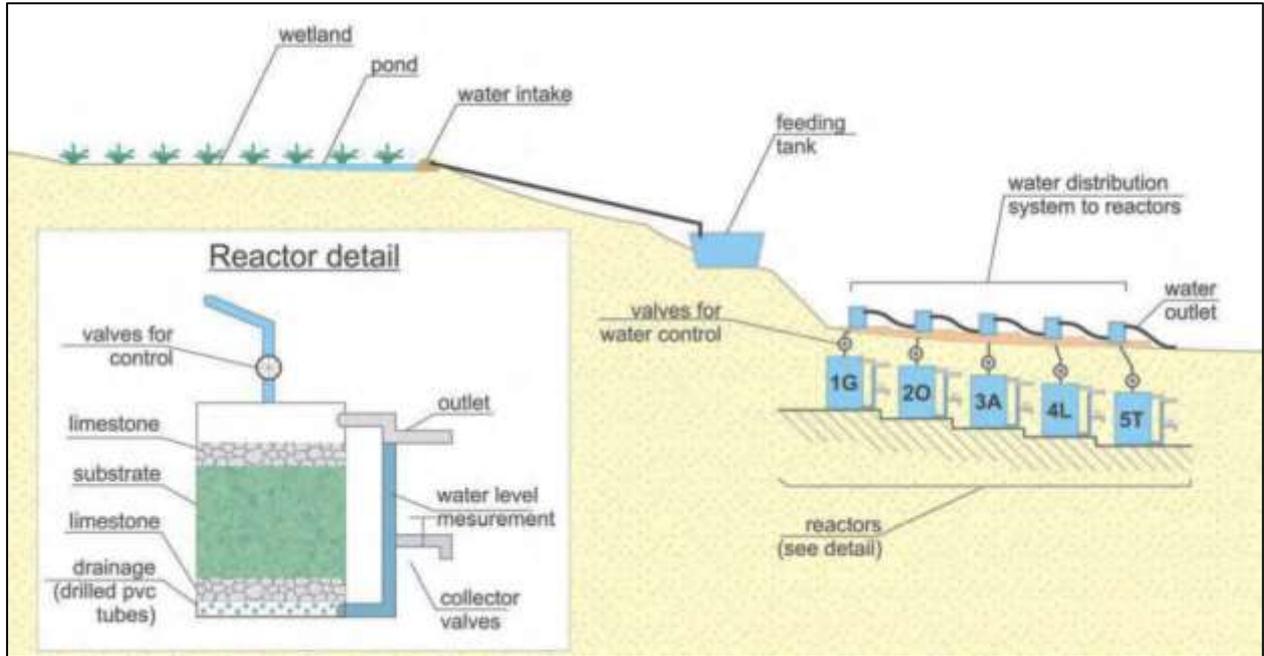


Abbildung 31: Versuchsanlage zur passiven Behandlung von saurem Bergbauwasser in der Jacobina Mine, Brasilien (Fregadolli et al. 2015).

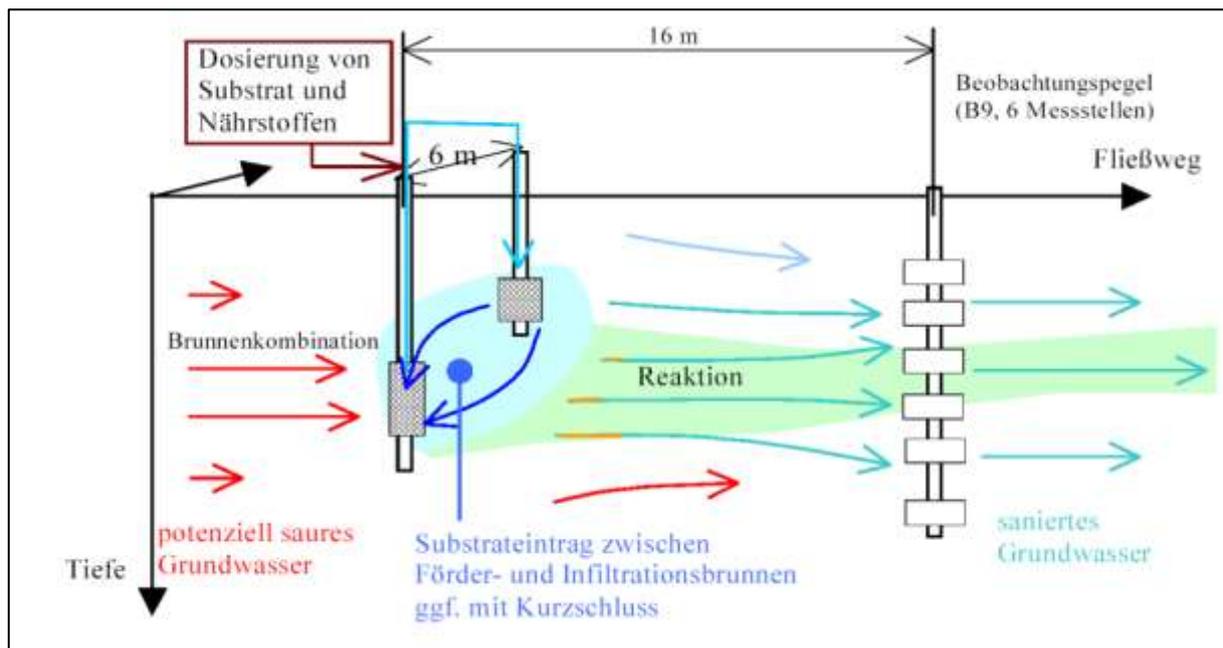


Abbildung 32: Prinzipdarstellung Untergrundreaktor (Koch 2003).

Die Anwendung von Untergrundreaktoren zielt darauf ab, natürliche biogeochemische Prozesse im Untergrund, d.h. direkt im Grundwasserkörper, zu stimulieren, um damit eine mikrobielle Sulfatreduktion und Sulfidbildung anzuregen. Durch das gebildete Sulfid wird neben der angestrebten Verminderung der Sulfatkonzentration eine Festlegung von Metallen, z.B. von Fe^{2+} als FeS , erreicht. Solche Prozesse laufen natürlicherweise in Braunkohlenkippen ab (Hoth 2003, KORA 2007), allerdings mit sehr geringer Geschwindigkeit. Durch die Zugabe einer leicht verwertbaren Kohlenstoffquelle (Methanol oder Glycerol) sowie von Nährstoffen kann die heterotrophe Sulfatreduktion deutlich beschleunigt werden.



Ein erster Untergrundreaktor in einer Braunkohlenkippe wurde von der BTU Cottbus am Senftenberger See als Feldversuchsanlage im Rahmen eines BMBF-Projektes getestet (Koch 2003). Der Aufbau des Untergrundreaktors ist in Abbildung 32 dargestellt. Durch eine Kombination von Förder- und Infiltrationsbrunnen quer zur Grundwasserströmung wurden Methanol (als C-Quelle) und Nährstofflösungen in das Grundwasser eingemischt, um damit eine Sulfatreduktion im Abstrom der Brunnenkombination auszulösen. Es wurden jeweils Wasservolumina von 100 bis 300 m³ mit Substrat und Nährstoffen angereichert und dann mit im Abstrom befindlichen Grundwasserpegeln beobachtet. Der Feldversuch wurde zunächst ohne Nährstoffdosierungen begonnen, ein eindeutiger Sanierungseffekt konnte aber erst nach Nährstoffzugaben beobachtet werden. Die Neutralisationskapazität des Wassers wurde um 6 bis 8 mmol/L angehoben. Zweiwertiges Eisen wurde als Eisensulfid ausgefällt. Das eingesetzte Methanol wurde bei den Versuchen jeweils vollständig umgesetzt.

Diese positiven Ergebnisse führten dazu, dass die LMBV im Jahre 2014 ein Pilot- und Demonstrationsvorhaben mit dem Titel „Mikrobiell induzierte Eisenretention im Grundwasseranstrom zu Fließgewässern“ (Untergrundreaktor Ruhlmühle) begonnen hat (LMBV 2014). Dieser Pilot-Untergrundreaktor arbeitet nach dem gleichen Prinzip wie in Abbildung 32 dargestellt. Für die Behandlung wird ein kleinerer Teil des anströmenden Grundwassers aus Förderbrunnen im Anstrom gehoben, mit Substrat (Glycerol) gemischt und über spezielle Lanzen auf einer Breite von etwa 100 m wieder in den Untergrund infiltriert. Erste Zwischenergebnisse zeigten eine um ca. 40 % verringerte Eisenbelastung im Zustrom zur Spree sowie eine um ca. 20 % verringerte Sulfatbelastung. (LMBV 2017). Da bisher noch keine abschließenden Ergebnisse des Pilotvorhabens veröffentlicht wurden, ist noch nicht absehbar in wie weit derartige Untergrundreaktoren Eingang in die Sanierungspraxis finden werden. Als Nachteile sind zu nennen:

- Die erforderliche umfangreiche geologische und hydrogeologische Erkundung vor Beginn des Einsatzes.
- Die begrenzten Möglichkeiten zur Steuerung des Prozesses.
- Die begrenzte Wirksamkeit hinsichtlich Sulfatreduktion und Eisenrückhalt.
- Die erforderliche umfangreiche Überwachung im Abstrom.

3.7.1.2 SALZFRACHTSTEUERUNG UND BEWIRTSCHAFTUNG

Als Alternative zu fehlenden wirtschaftlich effizienten Verfahren zur Sulfatentfernung werden (auch international) Methoden der Salzfrachtsteuerung angewendet, um im Zusammenhang mit anderen wasserwirtschaftlichen Maßnahmen, wie z. B. der Sicherung des ökologischen Mindestabflusses, zumindest Spitzen der Salzbelastung abzuflachen. Im Lausitzer Revier wird derzeit versucht, über ein komplexes System der Wassermengen- und Gütesteuerung mit Nutzung von sulfatarmem Wasser aus Talsperren und Speicherbecken die Sulfatkonzentration nicht weiter ansteigen zu lassen. Grundlage dafür sind Arbeiten, die im Rahmen des Innovationsnetzwerks Klimaanpassung Brandenburg/Berlin (INKA BB 2016) durchgeführt wurden.

Im Teilprojekt 21 dieses Netzwerkes wurde eine Kopplung des Langzeitbewirtschaftungsmodells WBalMo (Mengenbewirtschaftung) und des Gütesteuermodells (GSM) Spree über eine spezielle Schnittstelle miteinander gekoppelt. Dieser Ansatz ermöglicht die Rückkopp-



lung zwischen der Güte- und Mengenbewirtschaftung und erlaubt so eine kombinierte Optimierung beider Kriterien. Abbildung 33 zeigt die insgesamt verwendeten Modellkomponenten. Über die Praxistauglichkeit der verwendeten Anpassungsoptionen zur Steuerung der Sulfatkonzentrationen standen bisher noch keine Veröffentlichungen zur Verfügung.

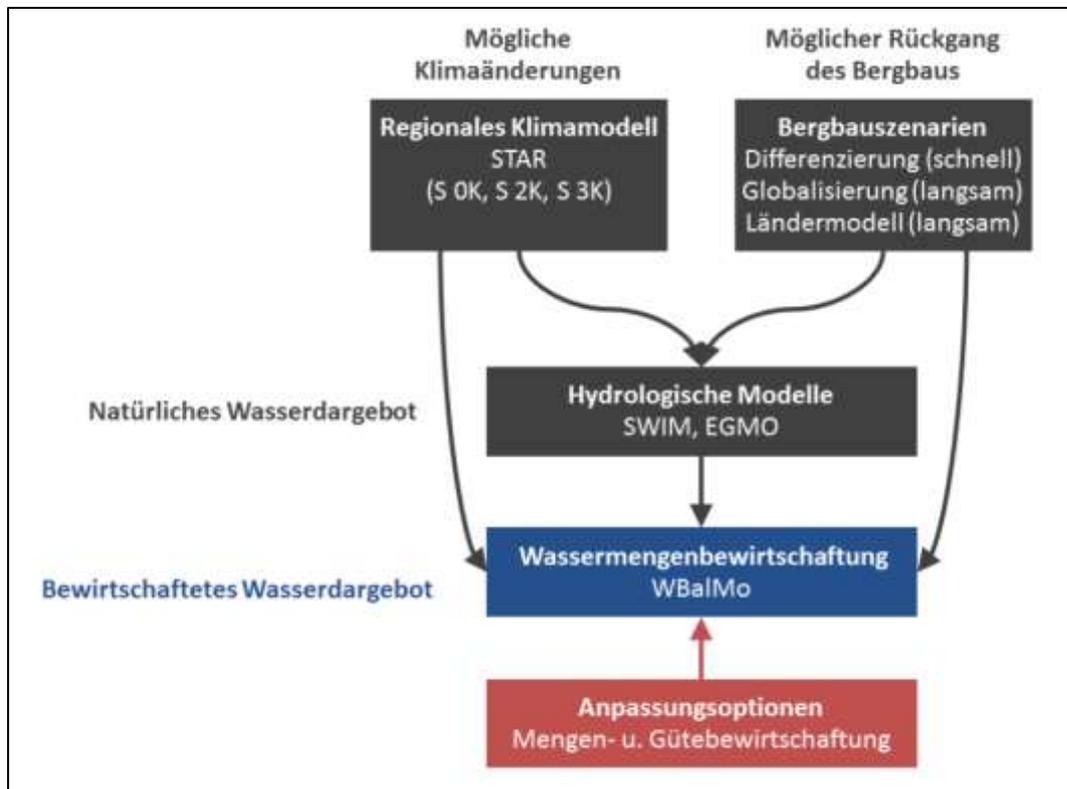


Abbildung 33: Forschungsansatz des INKA BB Teilprojektes 21 (INKA BB 2016).

3.7.2 EISEN

3.7.2.1 EINLEITUNG

In Oberflächengewässern kommt Eisen sowohl gelöst in Form zwei- und dreiwertiger Ionen als auch suspendiert als $\text{Fe}(\text{OH})_3$ vor. Unter den anaeroben Verhältnissen in Grundwasserleitern wird Eisen meist in seiner reduzierten Form als $\text{Fe}(\text{II})$ nachgewiesen. Sobald Grundwasser mit Luftsauerstoff in Kontakt kommt, z.B. bei Eintritt in ein Oberflächengewässer, wird das reduzierte Eisen zu $\text{Fe}(\text{III})$ oxidiert. Dies erfolgt vorwiegend abiotisch, kann aber auch biotisch durch spezifische eisenoxidierende Mikroorganismen geschehen.

Die Oxidation von gelöstem Eisen(II) mit gelöstem Sauerstoff kann summarisch wie folgt dargestellt werden:



Dabei kann zwischen Fällung durch direkte Oxidation sowie durch indirekte Fällung mit Oxidation nach initiierender pH-Wert-Anhebung unterschieden werden.



Bei der biotischen Eisenoxidation nutzen die Mikroorganismen den Energiegewinn der Fe-Oxidation zur Bildung von Biomasse, wobei in eisenreichen Gewässern regelrechte Bakterienmatten gebildet werden, die mit Fe-III-Schlamm stark angereichert sind.

Die Wirkprinzipien sowohl der abiotischen als auch der biotischen Oxidation werden in den nachfolgend beschriebenen Verfahren zur Eisenentfernung aus Grund- und Oberflächenwasser genutzt.

Neben dem Eisen- und Sauerstoffgehalt im Wasserkörper stellt der pH-Wert eine weitere wichtige Größe für eine erfolgreiche Enteisung dar.

Für eine wirksame Enteisung wird ein pH-Wert von $> 6,8$ empfohlen. Jedoch kommt in den meisten natürlichen Gewässern Kohlendioxid in gelöster Form vor. Ist der betreffende Wasserkörper wenig gepuffert, kann die Enteisung nach Gleichung (1) zu einer spürbaren pH-Wert-Absenkung führen. Um dieser Absenkung entgegenzuwirken, werden verschiedene Methoden der Entsäuerung angewandt:

- Strippen des überschüssigen, gelösten Kohlendioxids durch Belüftung (physikalische Entsäuerung)
- Entsäuerung durch Neutralisation mit Laugen, z. B. Natrium-/Calciumhydroxid, Soda
- Entsäuerung durch Filtration über alkalische Medien, wie bspw.:
 - Marmorsplitt, Kalkstein
 - Dolomit und halbgebrannter Dolomit
 - Hydro-Calcit

Die Auswahl der oben aufgeführten Entsäuerungsverfahren kann anhand der Analysedaten des zu behandelnden Wassers entsprechend der wirtschaftlich zu bewertenden Vorzugsbereiche nach folgender Tabelle 24 vorgenommen werden.

Tabelle 24: Vorzugsbereiche für den Einsatz der Entsäuerungsverfahren in Abhängigkeit der Wasserbeschaffenheit (Baldauf 1993).

Verfahren	Wasserbeschaffenheit im Zulauf zur Entsäuerung
Ausgasen von Kohlenstoffdioxid	$c(\text{Ca}^{2+}) \times \text{KS}_{4,3} > 2 \text{ mmol}^2/\text{L}^2$
Filtration über Calciumcarbonat	$\text{KS}_{4,3} + 2 \text{ KB}_{8,2} < 1,5 \text{ mmol/L}$ und $c(\text{Ca}) < 0,75 \text{ mmol/L}$
Filtration über halbgebrannten Dolomit	$\text{KS}_{4,3} + 2 \text{ KB}_{8,2} < 2,5 \text{ mmol/L}$ und $\text{KB}_{8,2} > 0,1 \text{ mmol/L}$
Dosierung basischer Stoffe	keine Begrenzung

Wie zuvor schon erwähnt, werden mechanische sowie chemische Entsäuerungsverfahren unterschieden. Zur mechanischen Entsäuerung kommen in Kaskaden- und Wellbahnsystemen verschiedene Methoden zum Einsatz, wie z. B.:

- Verregnung,
- Verrieselung über Füllkörper,
- Verdüsung,
- Prallteller und
- getauchte Belüftersysteme.



Die chemische Entsäuerung wird entsprechend der nachfolgend dargestellten Wirkmechanismen realisiert:

- Filtration über Calciumcarbonat (CaCO_3):

$$\text{CaCO}_3 + \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Ca}^{2+} + \text{HCO}_3^-$$
- Filtration über halbgebrannten Dolomit ($\text{CaCO}_3 \cdot \text{MgO}$):

$$\text{CaCO}_3 \cdot \text{MgO} + 3\text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + 4\text{HCO}_3^-$$
- Dosierung von Calciumhydroxid ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) als Kalkpulver, Kalkmilch oder Kalkwasser:

$$\text{Ca}(\text{OH})_2 + 2\text{CO}_2 \rightleftharpoons \text{Ca}^{2+} + 2\text{HCO}_3^-$$
- Dosierung von Natriumhydroxid NaOH als Natronlauge:

$$\text{NaOH} + \text{CO}_2 \rightleftharpoons \text{Na}^+ + \text{HCO}_3^-$$

3.7.2.2 VERFAHREN ZUR ENTEISENUNG VON GRUND- UND OBERFLÄCHENWASSER

Die im Abschnitt 3.7.1.1 zur Sulfatabreicherung diskutierten Verfahren mit Verwendung von Kalkhydrat oder Kalkmilch sind bestens zur Abtrennung von Eisen aus belasteten Wässern geeignet. Diese werden vorrangig bei der Behandlung von mittel bis stark belasteten Bergbauwässern eingesetzt. Für gering belastete Grund- und Oberflächenwässer sind Filtrationsverfahren zu bevorzugen, wie sie für die Aufbereitung von Trink- und Brauchwasser vielfach Anwendung finden.

Die zur Enteisung zum Einsatz kommenden Verfahren sind immer einhergehend mit der Rohanalyse sowie der Menge des zu behandelnden Wassers zu betrachten. Oftmals ist, wie oben bereits aufgezeigt, der eigentlichen Enteisung eine Entsäuerung vorzuschalten. Tabelle 25 gibt eine Übersicht über eine Auswahl der zum Einsatz kommenden Verfahren.

Tabelle 25: Überblick über die Verfahren zur Eisenabtrennung aus Wässern.

Verfahren	Filtermaterial/ Abtrennung Reststoffe	Charakteristik	Anforderung an pH-Wert im Filter- zulauf	Wirkungs- mechanismen
Eisen(II)- Filtration über inertes Filtermaterial	inertes Material, eingearbeitet, (Eisenbakterien, Eisen(III)-Oxid- hydrat- Ablagerungen	Oxidation des Fe erfolgt innerhalb des Filterbettes	$\geq 6,8$; Absenkung des pH am Filterablauf beachten	Adsorption des Fe(II) am Filtermaterial (Kies), Oxidation am Korn, Rückhalt des Oxidhydra- tes im Porenraum zw. den Kieskörnern
Eisen(III)- Filtration	inertes Material; Einarbeitung nicht erforderlich	Oxidation des Fe(II) ist vor Eintritt in das Filterbett abgeschlossen	in der Regel > 8,0; pH wird durch Dosierung basischer Chemikalien bei vorgelagerter Flockung eingestellt	Flockenbildung in Vorstufen oder im Überstauraum des Filters, Sedimentation der Flocken Adsorption im Porenraum des Filters



Verfahren	Filtermaterial/ Abtrennung Reststoffe	Charakteristik	Anforderung an pH-Wert im Filter- zulauf	Wirkungs- mechanismen
Eisen(II)- Eisen(III)- Filtration	inertes Material, eingearbeitet (s.O.)	Oxidation des Fe(II) ist teilweise vor Eintritt in das Filterbett abgeschlossen		Kombination Kontakt- mit Flockungsfiltration
Eisen(II)- bzw. Mangan(II)- Filtration über basi- sches Filtermateri- al	basisches Material (Calcium- carbonat, halbgebrannter Dolomit); Einarbeitung für Entmanganung erforderlich	Oxidation von Fe(II) und/oder Mn(II) erfolgt erst innerhalb des Filterbettes	< 6,8; Entsäuerung findet durch Reaktion des Wassers mit basischem Filtermaterial statt	Adsorption des Fe(II) bzw. Mn(II) an Filter- oberfläche, Oxidation, Rückhalt der Oxidhydra- te im Porenraum, Begünstigung durch hohen pH-Wert, Kopplung mit einer sonst nur unzureichenden Entsäuerung
Katalytische Enteisenung	Verwendung von z.B. Braunstein oder mit Braun- stein ummantel- ten Filtermaterial (BIRM-Filter oder Greensand)	Oxidation von Fe(II) erfolgt erst innerhalb des Filterbettes	Entsäuerung durch Einstel- lung des pH notwendig	Katalytische Oxidation des Fe(II) an der Oberfläche des Filterma- terials, periodische Regeneration des Filtermaterials mit Kaliumpermanganat notwendig
Biologische Fe-II- Entfernung	Sand und einmalig angeimpftes Ferrobakterium	Oxidation des Fe(II) erfolgt durch aerobe Belebung, sowie nachgeschaltet im Filterbett durch Ferrobakterium	pH zwischen 6 und 8	Vorausgesetzt werden- genügend Nährstoffe im Wasser sowie konstanter Zulauf, Teiloxidation des Fe(II) in der Belebung und katalytische Nachoxidation durch Ferrobakterium im Sandfilter, Störstoffe: H ₂ S, Chlor und Schwermetalle
Fe(II)- Oxidation durch Belüftung	Inertes Filterma- terial oder Sedimentation	Die Oxidation erfolgt durch aktiven (Belüf- tung) oder passiven (lange Fließkaskade) Lufteintrag in den Wasserkörper	pH zwischen 6 und 8	Vorherige Entsäuerung erforderlich, Oxidation im Wasserkörper, Abtrennung durch Filtration oder große Sedimentationsbecken
Eisenfällung durch Sulfid	Abtrennung des Eisensulfids durch Sedimentation	Keine Oxidation erforderlich, Fällungsmittel Na ₂ S, besonders geeignet bei Industrieabwäs- sern und in der Metallurgie	pH zwischen 6 und 8	Zudosierung des Fällmittels direkt in den Zulauf vom Sedimenta- tionsbecken und anschließende Sedimen- tation, Wasser verbleibt im anaeroben Zustand
Eisenfällung durch Phosphat	Abtrennung des Eisenphosphates durch Sedimenta- tion	Vorherige Oxidation (i. d. R. durch Belüftung) erforderlich, anschließende Feststoffabtren- nung durch Sedimentation	pH zwischen 6 und 8	Fällmitteldosierung und Flockenbildung entweder in das Oxidationsbecken oder in den Zulauf vom Sedimentationsbecken



Verfahren	Filtermaterial/ Abtrennung Reststoffe	Charakteristik	Anforderung an pH-Wert im Filter- zulauf	Wirkungs- mechanismen
Eisentfernung in aeroben Wetlands	Abtrennung von Eisenhydroxid durch Sedimentation, $Fe^{3+} > 25\% Fe_{Ges}$ saures Wasser	Oxidation durch Fließkaskade im offenen Kalksteingerinne, pH-Anhebung durch Kalkstein, Fällung und anschließende mikrobielle Restoxidation im Pflanzenbett		Oxidation von Fe(II) in offenen Kalksteingerinne, pH-Anhebung durch Kalksteinbett, Sedimentation im Absetzteich, im Pflanzenbett mikrobielle Oxidation von Rest-Fe(III)
Eisentfernung in anaeroben Wetlands	Abtrennung von Eisenhydroxid durch Sedimentation, $Fe^{3+} < 10\% Fe_{Ges}$ $Al^{3+} < 25mg/l$ alkalisches Wasser	pH-Anhebung im anoxischen Kalksteingerinne, Fällung Fe(II) im Sedimentationsbecken		pH-Anhebung durch anoxisches Kalksteinbett, Sedimentation im Absetzbecken, Rest-Fe wird im aeroben Wetland oxidiert

Die in vorangestellter Tabelle aufgezeigten Verfahren werden vorrangig zur weitestgehenden Enteisung in der Trink-, Brauch- und Tränkewasserherstellung in beliebigen Maßstäben eingesetzt.

Für die Sanierung von Fließgewässern und Grundwasser kommt oftmals eine Kombination aus Kalkmilchfällung, Belüftung und Sedimentation zur Abtrennung des Eisens zum Einsatz, wobei die Art der Vermischung, der Belüftungssysteme und auch der Abtrennung des Eisenschlammes herstellenspezifisch und auch in Abhängigkeit der geforderten Reinigungsziele sehr stark variieren können.

4 STATISTISCHE AUSWERTUNG DER VORHANDENEN MESSDATEN

4.1 AUSGANGSDATEN

Zur Bearbeitung des Projektes wurden vom Sächsischen Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie Daten zur chemischen Beschaffenheit des Grund- und Oberflächenwassers übergeben, die im Rahmen der Überwachung gemäß EU-WRRL an Messstellen in Sachsen regelmäßig erhoben werden. Diese Daten werden für einzelne Jahre regelmäßig digital veröffentlicht (LfULG 2018a). Zur Bearbeitung der Studie wurden vom LfULG alle Datensätze ausgewählter Parameter im Gesamtzeitraum zur Verfügung gestellt. Weiterhin wurden die vom LfULG öffentlich verfügbar gemachten Geodaten (LfULG 2017b) und die Daten des sächsischen Wasserhaushaltsportals (LfULG 2018b) für die Arbeiten herangezogen.

4.1.1 DATEN ZUR CHEMISCHEN BESCHAFFENHEIT DES OBERFLÄCHENWASSERS

Das Gewässergütemessnetz zur Überwachung des Zustandes der Fließ- und Standgewässer in Sachsen umfasst im Jahr 2018 etwa 2.200 Messstellen (Datenportal iDA, LfULG 2018c). Insgesamt 175 dieser Messstellen dienen als repräsentative Messstellen zur Überwachung der physikalisch-chemischen Parameter nach EG-Wasserrahmenrichtlinie (RC). Weitere 175 Messstellen dienen der Überwachung der biologischen Qualitätskomponenten (RB). Etwa 450 Messstellen erfüllen beide Aufgaben, so dass derzeit insgesamt ca. 800 Messstellen als repräsentative Messstellen zur Überwachung der Qualitätskomponenten nach EU-WRRL regelmäßig beprobt werden. Etwa 1.400 sonstige Messstellen des Gewässergütemessnetzes in Sachsen dienen Ermittlungszwecken oder werden derzeit nicht beprobt.

An den Messstellen des Gewässergütemessnetzes werden mit unterschiedlicher Häufigkeit Wasserproben entnommen. Während der Probenahme und im analytischen Labor werden physikalische, chemische und biologische Parameter in den Kompartimenten Wasser, schwebstoffbürtiges Sediment und Biota bestimmt. Da Messnetz, Beprobungs- und Analysenplan entsprechend den aktuellen Erfordernissen optimiert werden, stehen zur Bearbeitung nicht nur die Daten des aktuellen Messnetzes zur Verfügung, sondern darüber hinaus auch Daten von Messstellen, die derzeit nicht beprobt werden oder stillgelegt sind.

Die übergebenen Daten zur Oberflächenwasserbeschaffenheit umfassen insgesamt 2.333 Messstellen mit Stammdaten und Analysendaten der Jahre 2000 bis 2017. Dabei handelt es sich um 2.134 Messstellen in Fließgewässern und 199 Messstellen in Standgewässern. In den Stammdaten der Messstellen sind, neben der Messstellenkennzahl (MKZ) und -bezeichnung, auch der Raumbezug (Koordinaten, beprobtes Gewässer) und die Zuordnung der Messstelle zum OWK nach EU-WRRL (Name und Identifikationsnummer) enthalten. Über den OWK kann der Bezug zu weiteren WRRL-relevanten Daten hergestellt werden. Die Analysendaten umfassen insgesamt 757.924 Werte der Vor-Ort-Parameter Wassertemperatur, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit und Sauerstoffgehalt. Die übergebenen Ergebnisse der Laboranalysen umfassen insgesamt 1.670.611 Datensätze mit folgenden Parametern:

Tabelle 26: Liste der Laborparameter zur Oberflächenwassergüte für die jeweiligen Kompartimente Wasser, schwebstoffbürtiges Sediment und Biota.

Vor-Ort-Parameter	Wasser		Sediment (Kornfraktionen <20µm und <63µm)	Biota
Wassertemperatur	As ges., As gel.	SO ₄ gel.	As Feststoff	As säurel.
pH-Wert (Feld)	Cd ges., Cd. gel.	Sulfid gel.	Cd Feststoff	Cd fischf.
Sauerstoffsättigung	Cr ges., Cr. gel.	Ges-N ges.	Cr Feststoff	Cd säurel.
	Hg ges., Hg gel.	NH ₄ -N gel.	Hg Feststoff	Cr säurel.
	Pb ges., Pb gel.	NO ₃ gel. ¹⁾	Pb Feststoff	Hg fischf.
	Zn ges., Zn gel.	NO ₃ -N gel.	Zn Feststoff	Pb fischf.
	Fe ges., Fe gel.	NO ₂ gel. ¹⁾	Fe Feststoff	Pb säurel.
	Fe ²⁺ gel.	NO ₂ -N gel.	Mn Feststoff	Zn säurel.
	Mn ges., Mn gel.	OPO ₄ gel.	P Feststoff	Fe säurel.
		Ges-P ges.		Mn säurel.

¹⁾ nur Lausitzer Neiße

4.1.2 DATEN ZUR CHEMISCHEN BESCHAFFENHEIT DES GRUNDWASSERS

Das Messnetz Grundwasserbeschaffenheit in Sachsen besteht im Jahr 2018 aus insgesamt 565 Grundwassermessstellen, an denen regelmäßig Wasserproben zur Analyse der chemischen Beschaffenheit entnommen werden (Datenportal iDA, LfULG 2018e). Davon dienen 208 Messstellen zur überblicksweisen Überwachung und 247 Messstellen zur operativen Überwachung. Darüber hinaus werden punktuell belastete GWK an zusätzlichen Messstellen operativ beprobt. Der Umfang der Messnetze zur überblicksweisen und operativen Überwachung wird hinsichtlich der Anzahl der Messstellen und des untersuchten Parameterumfangs regelmäßig den aktuellen Erfordernissen angepasst.

Für die Bearbeitung der Studie wurden vom LfULG Grundwasserbeschaffenheitsdaten von insgesamt 3.018 Messstellen übergeben. Ein großer Teil dieser Messstellen gehören nicht zum Messnetz Grundwasserbeschaffenheit, einige der Messstellen sind nur mit historischen Analysedaten belegt. Daten ab dem Jahr 2000 liegen für 2.901 der übergebenen Messstellen vor.

Die Stammdaten der Messstellen beinhalten neben der räumlichen Zuordnung einschließlich der Filterstrecke auch die Benennung des untersuchten GWK. Die Analysedaten umfassen 433.873 Werte, für den Zeitraum ab dem Jahr 2000 insgesamt 383.999 Werte, der folgenden Parameter (Tabelle 27):

Tabelle 27: Liste der Laborparameter zur Grundwassergüte.

Vor-Ort-Parameter	Grundparameter	(Schwer-)Metalle
Redoxpotential	Nitrit-Stickstoff (gelöst)	Arsen (gelöst/gesamt)
Wassertemperatur	Nitrat-Stickstoff (gelöst)	Cadmium (gelöst/gesamt)
	Ortho-Phosphat (gelöst)	Chrom (gelöst/gesamt)
	Phosphor (gesamt)	Eisen (gelöst/gesamt)
	Sulfid (gelöst/gesamt)	Eisen(II), gelöst
	Sulfat (gelöst)	Eisen(III), gelöst
	Schwefel (gesamt)	Quecksilber (gelöst/gesamt)
	Ammonium-Stickstoff (gelöst)	Mangan (gelöst/gesamt)
	Sauerstoffgehalt (gesamt)	Blei (gelöst/gesamt)
	Stickstoff (gesamt)	Zink (gelöst/gesamt)
	Elektrische Leitfähigkeit (25°C)	
	pH-Wert (Labor)	

4.1.3 DATEN WEITERER MESSNETZE

Ursprünglich war vorgesehen, im Rahmen der Studie neben den Daten der staatlichen Messnetze zur Überwachung der Wasserbeschaffenheit und den Daten der in den Abschnitten 4.1.1 und 4.1.2 genannten zusätzlichen Messstellen und Betreiber noch die Daten weiterer Messnetze heranzuziehen, u. a. die der Umweltüberwachung der Wismut GmbH oder der Messstellen in den Gebieten des ehemaligen Steinkohlenbergbaus. Im Laufe der Bearbeitung der Studie wurde davon aus den folgenden Gründen Abstand genommen.

Die statistischen Auswertungen, die im Rahmen der Studie durchgeführt wurden, sind auf die Wasserkörper oder die Wasserbeschaffenheit in Teilgebieten des Betrachtungsgebietes bezogen. Das Betrachtungsgebiet entspricht im Wesentlichen der Landesfläche Sachsens. Die statistische Auswertung gilt der gesamten Landesfläche, allen Teilgebieten und allen möglichen Beeinflussungen gleichermaßen. Es werden im Rahmen dieser Vorgehensweise keine Einzelfallbetrachtungen durchgeführt. Deshalb wurden vorrangig die Daten der staatlichen Messnetze zur Überwachung der Oberflächenwasser- und Grundwasserqualität zur statistischen Auswertung herangezogen, da diese über das gesamte Bearbeitungsgebiet verteilt sind und alle Wasserkörper gleichermaßen repräsentieren können. Die Daten weiterer Messnetze dienen dagegen i. d. R. der Überwachung konkreter Umweltbeeinflussungen, z. B. durch die Tätigkeit der ehemaligen SDAG Wismut oder des Steinkohlebergbaus. Ihre Auswertung erfordert eine Einzelfallbetrachtung. Diese Daten wurden deshalb nicht in die statistische Auswertung einbezogen.

Für die statistische Auswertung sind Daten von Messstellen am besten geeignet,

- die räumlich möglichst gleichmäßig im gesamten Bearbeitungsgebiet verteilt sind,
- die möglichst zweckunabhängig beprobt werden,
- die über eine lange Zeit in regelmäßigen zeitlichen Abständen beprobt werden,

- deren Daten frei verfügbar sind.

Die Daten des Gewässergütemessnetzes zur Überwachung des Zustandes der Fließgewässer in Sachsen, insbesondere die Teilmenge der repräsentativen Messstellen für den chemischen Zustand, erfüllen alle genannten Kriterien. Jeder Oberflächenwasserkörper wird durch mindestens eine repräsentative Messstelle beschrieben, die nicht der Überwachung konkreter Stoffeinträge, der Ermittlung der geogenen Beschaffenheit oder anderen einzelfallbezogenen Zwecken dient. Da die Oberflächenwasserkörper in Sachsen ähnlich lange Fließgewässerabschnitte darstellen und auch bezüglich der Größe ihrer Eigeneinzugsgebiete vergleichbar sind, sind auch die repräsentativen Messstellen der Oberflächenwasserkörper relativ gleichmäßig über die gesamte Fläche Sachsens verteilt (vgl. Abbildung 34). Die repräsentativen Messstellen werden über einen längeren Zeitraum, i.d.R. mindestens seit 6 Jahren, in regelmäßigen zeitlichen Abständen beprobt. Die Daten sind frei verfügbar und wurden zur Bearbeitung der Studie vom LfULG übergeben.

Beim Grundwasser wurden neben den Messstellen des staatlichen Beschaffenheitsmessnetzes auch die Daten weiterer Messnetze vom LfULG zur Bearbeitung der Studie übergeben. Diese Messstellen dienen einem bestimmten Zweck, z. B. der Überwachung von Grundwasserschäden. Die Messstellen sind weiterhin im Vergleich zum Oberflächenwasser deutlich ungleichmäßiger über das Bearbeitungsgebiet verteilt (vgl. Abbildung 38). Bezüglich des Grundwassers war es deshalb erforderlich, das Betrachtungsgebiet in kleine Teilgebiete zu gliedern, die bezüglich der Grundwasserbeschaffenheit homogene Grundwasserteileinzugsgebiete darstellen. Nach der durchgeführten Zusammenfassung der Messstellendaten für diese Teileinzugsgebiete des Grundwassers, welche deutlich kleiner sind als die Grundwasserkörper selbst, war die unterschiedliche Datendichte nur noch von untergeordneter Bedeutung. Auch beim Grundwasser wurde zugunsten einer teilflächenbezogenen statistischen Auswertung auf die Einbeziehung von Daten weiterer einzelfallbezogener Messnetze verzichtet.

4.1.4 WASSERKÖRPER, EIGENSCHAFTEN, ZIELE UND BEWIRTSCHAFTUNG NACH WRRL

Die weiterhin zur Bearbeitung erforderliche Abgrenzung der OWK und GWK, deren Eigenschaften, Zustand und Bewirtschaftungsziele werden vom LfULG, Fachbereich Wasser, öffentlich bereitgestellt. Die Daten wurden zu Projektbeginn recherchiert (LfULG 2017b) und umfassen folgende Kategorien (Tabelle 28):

Tabelle 28: Wesentliche Daten zu Grund- und Oberflächenwasserkörpern nach WRRL sowie deren Zuordnung, Klassifikation und Zustand.

Geometrie	Wesentliche Attributdaten	Datei
Fließgewässerlandschaften	Name der Fließgewässerlandschaft, Geologie u. a.	FLG_LANDSCH_SN_REG.shp
Fließgewässernetz	Gewässername, Gebietskennzahl, Gewässerkennzahl, Gewässerordnung nach SächsWG, Größenklasse EZG u. a.	GEW_NETZ_L_WRRL.shp
Standgewässer	Gewässername, Gebietskenn-	STG.shp

Geometrie	Wesentliche Attributdaten	Datei
	zahl, Name Haupteinzugsgebiet u. a.	
Gewässereinzugsgebiete	EZG-Name, Gebietskennzahl, Gewässer, Flächeninhalt u. a.	HAUPT_EZG_WRRL.shp
Teileinzugsgebiete	Gebietskennzahl, Flächeninhalt u. a.	TEIL_EZG_WRRL.shp
Fließgewässerkörper nach WRRL	alle Attribute, die für die Erzeugung der Karten des Zustands und der Ziele nach WRRL erforderlich sind (Datenstand Endfassung Bewirtschaftungspläne 10/2015)	FWK_GESAMT.shp
Standgewässer-Wasserkörper	analog Fließgewässer	SWK_GESAMT.shp
EZG der Fließgewässerkörper nach WRRL	OWK-ID, Name des OWK	RE_OWK_EZG.shp
Messstellen Oberflächenwasserbeschaffenheit (Messstellen zur Bewertung des ökologischen und chemischen Zustandes im Rahmen der Aktualisierung der Bewirtschaftungspläne 2015)	OWK-ID, Messstellenkennzahl, Messstellenart (RC, RB)	MST_OW_BESCHAFFENHEIT.shp
Grundwasserkörper	alle Attribute, die für die Erzeugung der Karten des Zustands und der Ziele nach WRRL erforderlich sind (Datenstand Endfassung Bewirtschaftungspläne 10/2015)	GWK_GESAMT.shp
Grundwassermessstellen (Grundwasserstand und Beschaffenheit)	GWK-ID, Messstellenkennziffer, Filterstrecke, Art, Messzeitraum	gwdat.shp

4.2 DATENAUFBEREITUNG

Die Analysendaten der Oberflächen- und Grundwassermessnetze bedürfen i. d. R. keiner weiteren Aufarbeitung oder Plausibilitätsprüfung. Lediglich einige Datensätze mit Konzentrationswerten von Null wurden entfernt oder in der Form „< 0“ als Unterschreitung der Nachweisgrenze (NG) interpretiert.

Analysenwerte, die unter der NG des Bestimmungsverfahrens liegen, sind in den übergebenen Daten durch den Eintrag „< Nachweisgrenze“ gekennzeichnet. Diese Einträge sind vor der statistischen Auswertung durch Zahlenwerte zu ersetzen. Als Ersatzwert wurde die halbe NG verwendet. In der Projektdatenbank wurden die veränderten Datensätze gekennzeichnet, der ursprüngliche Wert der NG wurde in einem separaten Datenfeld gesichert. Eine besondere Beachtung der NG ist im Fall von Eisen und Sulfat nicht erforderlich, da die tatsächlichen Konzentrationen im Oberflächengewässer meist höher liegen als die niedrigere NG der Bestimmungsverfahren.

Bei der Behandlung der NG wurde geprüft, ob sich diese im Untersuchungszeitraum verändert haben. Es wurde sichergestellt, dass Veränderungen der NG von Analyseverfahren zu keiner Beeinflussung des Ergebnisses von Auswertungen z. B. zum zeitlichen Trend führen können. Außerdem wurde sichergestellt, dass alle Analysenwerte eines Parameters in derselben Konzentrationseinheit vorliegen.

Zur weiteren Bearbeitung wurden einzelne Datentabellen zu Gesamttabellen zusammengeführt, Kreuztabellen wurden in Listen überführt und die Stammdaten wurden zur Vermeidung von Redundanzen konsequent von den Analysendaten getrennt. Um die Datenmenge zu begrenzen, wurde die Anzahl der auszuwertenden Parameter entsprechend Tabelle 26 und Tabelle 27 auf etwa 20 begrenzt. Berücksichtigt wurden Parameter, die für die Beschreibung des Chemismus des Wasser wesentlich sind wie z. B. pH-Wert, Sauerstoffgehalt, Redoxpotenzial, Leitfähigkeit, aber auch Parameter, die Auskunft über die anthropogene Beeinflussung der Wasserbeschaffenheit geben können (Nitratgehalt, Phosphatgehalt, einige Schwermetalle). Als Auswertungszeitraum wurden lediglich die Jahre 2000 bis 2017 herangezogen.

4.3 DATENHALTUNG

Die Datenhaltung wurde in Form einer relationalen Datenbank (Access) realisiert, welche eine möglichst flexible Datenabfrage und -auswertung ermöglicht. Hierzu waren im Wesentlichen drei Datentabellen erforderlich:

- (1) Parametertabelle mit den Ergebnissen der Vor-Ort-Untersuchungen und Laboranalysen sowie allen relevanten Informationen bezüglich der Probenahme und Laboranalyse (Datum, Parameter, Einheit usw.),
- (2) Stammdatentabelle der Messstellen mit allen messstellenspezifischen Daten,
- (3) Datentabelle der OWK und GWK (WRRRL-Attributtabelle).

Die Datenhaltung erfolgt getrennt für das Grundwasser und das Oberflächenwasser, da sich die Struktur der Stammdaten für diese beiden Messstellenarten unterscheidet. Die Datenbank kann weitere Tabellen zu geologischen Bedingungen, Böden, Grundwasser- und Fließgewässereigenschaften oder anthropogenen Stoffquellen aufnehmen.

Die Beschaffenheitsdaten (1) wurden jeweils konsequent von den anderen Daten getrennt in einer Parametertabelle organisiert. Jeder Wert eines Vor-Ort-Parameters oder einer Laboranalyse ist in der Parametertabelle in Form eines Datensatzes gespeichert. Bei der Parametertabelle handelt es sich somit um eine Liste von Ergebniswerten. Jeder Datensatz enthält weiterhin die Bezeichnung des untersuchten Parameters, den Probenahmezeitpunkt, die Einheit und weitere analysenbezogene Informationen. Über die ebenfalls enthaltene Messstellen-ID kann eine Verbindung zur Stammdatentabelle mit den messstellenbezogenen Daten hergestellt werden.

Es wurden nur die Parameter aufgenommen, welche zur Projektbearbeitung benötigt werden. Hierbei handelt es sich vor allem um die Konzentrationen an Sulfat, Eisen-gesamt, Eisen-gelöst, Eisen(II), pH-Wert, Eh, elektrische Leitfähigkeit (Lf), die Temperatur (T), der Sauerstoffgehalt sowie die Hauptkationen und -anionen. Werden im Laufe der Bearbeitung weitere Parameter erforderlich, kann die Datenbank jederzeit ergänzt werden.

Die Stammdatentabelle (2) enthält die Messstellen-ID und alle messstellenbezogenen Daten wie Messstellenname, Koordinaten, Filterstrecke bei Grundwassermessstellen, Gewässernamen bei Oberflächenwassermessstellen und Angaben zum Messstellentyp. Die ID des OWK bzw. GWK dient als Fremdschlüssel zur Verbindung mit einer weiteren Datentabelle, welche die WRRL-relevanten Attribute der Wasserkörper enthält (3).

Die Projektdatenbank kann für die Datenabfrage bezüglich einzelner Parameter, Zeiträume, Messstellen, GWK, OWK, Gewässer oder weiterer Kategorien genutzt werden. Dabei können bereits Parametertransformationen durchgeführt und statistische Maßzahlen berechnet werden. Letzteres ist insbesondere sinnvoll in Verbindung mit der Erstellung von Pivot-Tabellen, welche die Überführung der Listenform der Datenbank in die Form einer Kreuztabelle ermöglichen.

Eine Verbindung der relationalen Datenbank mit dem Geografischen Informationssystem (GIS) dient der räumlichen Darstellung und Analyse der Daten. Die Arbeiten hierzu erfolgen in ArcGIS oder QGIS. Für statistische Auswertungen kommt das Programmsystem R zur Anwendung.

4.4 BESCHREIBENDE STATISTISCHE AUSWERTUNG

Die beschreibende statistische Auswertung erfolgt mit dem Ziel, die in an den Messstellen im Oberflächen- und Grundwasser in Sachsen ermittelten Eisen- und Sulfatkonzentrationen zu charakterisieren. Dies erfolgt sowohl bezogen auf die Messstellen als auch zusammenfassend für die Oberflächen- und Grundwasserkörper in Sachsen.

4.4.1 VORGEHENSWEISE

Als Gesamtzeitraum wird der Zeitraum von 2000 bis 2017 (18 Jahre) ausgewertet. Eine Unterteilung dieses Zeitraumes in kürzere Abschnitte erfolgt zur Untersuchung zeitlicher Veränderungen.

Die beschreibende statistische Auswertung wurde für alle Messstellen und Oberflächen-/Grundwasserkörper in Sachsen durchgeführt. Damit sind Vergleiche mittlerer Konzentrationen auch mit Wasserkörpern möglich, die von Braunkohlebergbau beeinflusst oder gänzlich von Bergbau unbeeinflusst sind.

Die Berechnung der statistischen Maßzahlen erfolgte anhand der natürlichen Logarithmen der Analysendaten. Damit wird dem Umstand Rechnung getragen, dass die statistische Verteilung von Stoffkonzentrationen weniger einer symmetrischen Glockenkurve entspricht als vielmehr einer linkssteilen Lognormalverteilung. Die berechneten Maßzahlen werden anschließend zurücktransformiert. Die Auswertung logarithmisch transformierter Daten entspricht einer üblichen Vorgehensweise, die sich lediglich auf die Mittelwerte auswirkt, die mit Durchführung der Transformation eher dem Erwartungswert mit der höchsten Wahrscheinlichkeitsdichte entsprechen als ohne Transformation. Auf die berechnete Streuung oder Quantile hat die Transformation keinen Einfluss.

4.4.2 ÜBERBLICK ÜBER DIE MESSSTELLEN UND ANALYSENDATEN

4.4.2.1 OBERFLÄCHENWASSER

4.4.2.1.1 Überblick über die Oberflächenwasserkörper und Beschaffenheitsmessstellen

Die zur Verfügung gestellten Daten der Oberflächenwassermessstellen umfassen 2.333 Messstellen. Davon betreffen 2.134 Messstellen Fließgewässer und 199 Messstellen Standgewässer. Von den 2.134 Messstellen in Fließgewässern sind im Zeitraum 2000-2017 insgesamt 1.867 Messstellen mit Analysendaten belegt. Diese Messstellen bilden die Basis für die statistische Auswertung der Stoffkonzentrationen in den Fließgewässern.

Die Oberflächengewässer in Sachsen sind in 721 OWK untergliedert, von denen sich 646 im Zuständigkeitsbereich des Freistaates Sachsen befinden (OWK-ID=„DESN...“). Für die Bewirtschaftung der übrigen 75 OWK sind die benachbarten Länder zuständig. Deren Einzugsgebiete und Gewässerabschnitte liegen nur zu einem Teil auf der Fläche des Freistaates Sachsen.

Von den 646 OWK im sächsischen Zuständigkeitsbereich sind 616 Fließgewässer-OWK und 30 Standgewässer-OWK (Tabelle 29):

Tabelle 29: Anzahl OWK und Zuordnung des jeweiligen Zuständigkeitsbereiches.

Oberflächenwasserkörper (OWK)	Anzahl
Zuständigkeit Nachbarstaaten/-länder	75
Zuständigkeitsbereich Sachsen	646
Zuständigkeitsbereich Sachsen: Fließgewässer-OWK	616
Zuständigkeitsbereich Sachsen: Standgewässer-OWK	30
alle OWK	721

Die Anzahl der OWK, die ganz oder teilweise in Sachsen liegen und die mit Daten von Messstellen im Zeitraum 2000 bis 2017 belegt sind, beträgt 657. Davon befinden sich 631 OWK im Zuständigkeitsbereich des Freistaates Sachsen. Damit sind 15 von den insgesamt 646 OWK im Zuständigkeitsbereich des Freistaates Sachsen keine Messstellen zugeordnet bzw. es liegen keine Daten im Zeitraum 2000 bis 2017 vor. Für diese Fälle müssen die Ergebnisse der Auswertung aus benachbarten OWK übernommen werden. Es handelt sich ausschließlich um die OWK von Stauseen und Talsperren und deren Eigeneinzugsgebiete:

Tabelle 30: OWK in Sachsen ohne zugeordnete Messstellen bzw. ohne Daten.

OWK ID	Name OWK	OWK ID	Name OWK
DESN_001	Autobahnsee Ammelshain	DESN_065	Talsperre Lehnmühle
DESN_024	Kulkwitzer See	DESN_066	Talsperre Lichtenberg
DESN_046	Speicher Borna	DESN_068	Talsperre Muldenberg
DESN_048	Speicher Dreiweibern	DESN_072	Talsperre Rauschenbach
DESN_053	Speicher Witznitz	DESN_073	Talsperre Saidenbach
DESN_055	Stausee Rötha	DESN_074	Talsperre Schömbach
DESN_061	Talsperre Gottleuba	DESN_081	Unterer Großhartmannsdorfer Teich
DESN_063	Talsperre Klingenberg		

Die beschriebenen Messstellen und OWK sind in der Abbildung 34 dargestellt.

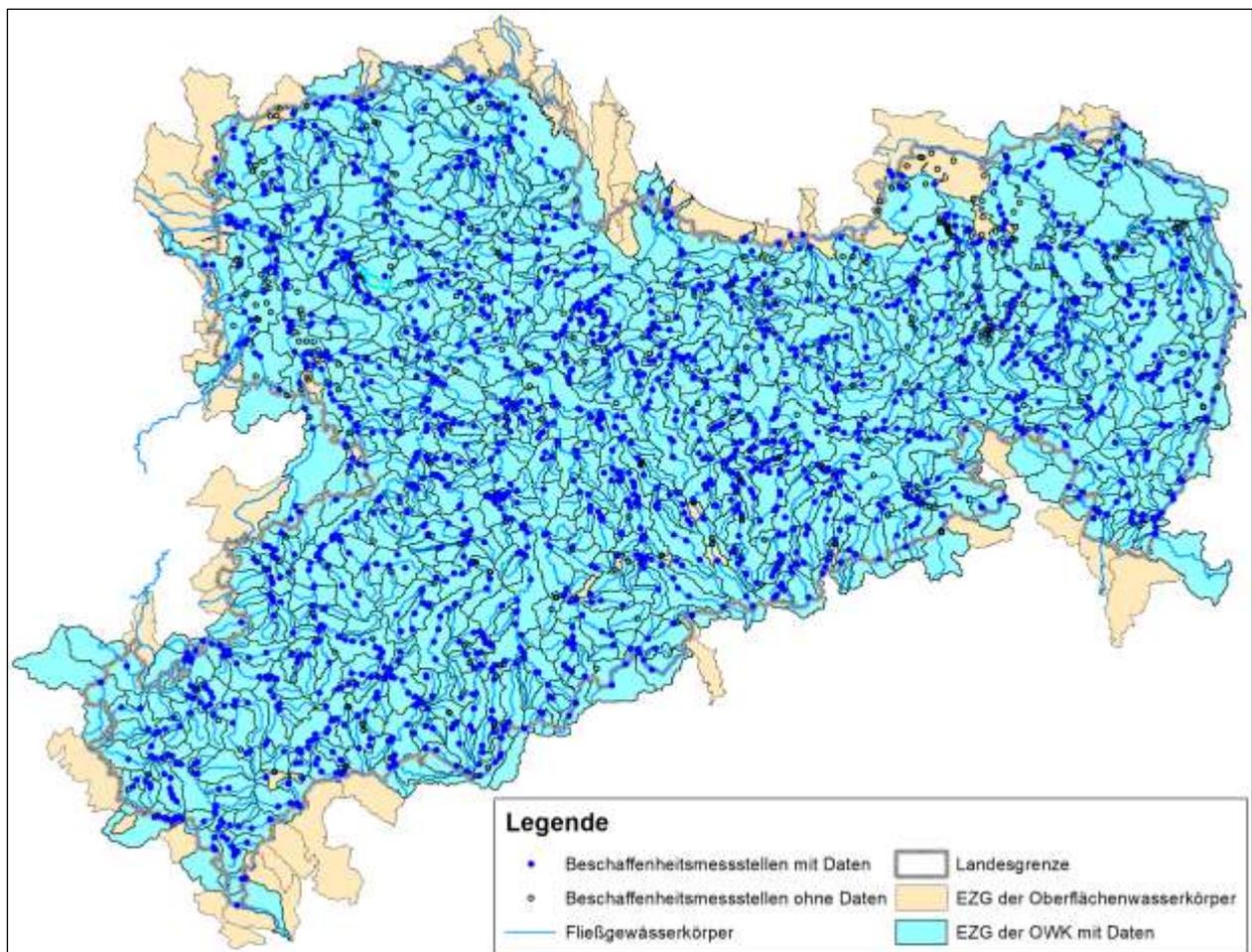


Abbildung 34: Lage der 2.333 übergebenen und 1.867 mit Daten belegten Messstellen und Lage der 722 OWK bzw. 657 mit Daten belegten OWK.

4.4.2.1.2 Zuordnung der OWK und Beschaffenheitsmessstellen zu Bewirtschaftungseinheiten

Die OWK Sachsens gehören entsprechend der Bewirtschaftungspläne der Flussgebietseinheiten Elbe und Oder zu 10 Teilbearbeitungsgebieten. In Tabelle 31 sind die Anzahlen der OWK in diesen Teilbearbeitungsgebieten im Zuständigkeitsbereich des Freistaates Sachsen und die Anzahlen der im Zeitraum 2000 bis 2017 mit Daten belegten Beschaffenheitsmessstellen enthalten.

Tabelle 31: Flussgebiete, Teilbearbeitungsgebiete und Anzahlen an OWK und Beschaffenheitsmessstellen im Oberflächenwasser, Daten LfULG (2017b).

Flussgebiet	Regionale Arbeitsgruppe (rAG)	Teilbearbeitungsgebiet	Anzahl OWK im Zuständigkeitsbereich Freistaat Sachsen	Anzahl Fließgewässermessstellen mit Analysendaten 2000-2017
Oder	rAG Neiße-	Lausitzer Neiße	33	66
Elbe	rAG Spree-Schwarze Elster	Obere Spree	62	181
		Schwarze Elster	73	147
	rAG Elbe	Elbestrom 1	77	296
		Elbestrom 2	55	162
	rAG Mulden	Freiberger Mulde	106	304
		Zwickauer Mulde	83	262
		Vereinigte Mulde	39	108
	rAG Weiße Elster	Obere Weiße Elster/Eger	51	123
		Untere Weiße Elster/Pleiße	67	176
	Messstellen in OWK mit Zuständigkeit der Nachbarstaaten und -länder			
Summe			646	1.867

4.4.2.1.3 Zuordnung der Beschaffenheitsmessstellen zu OWK, repräsentative Messstellen (RC, RB)

Das LfULG betreibt eine Anzahl von Beschaffenheitsmessstellen als repräsentative Messstellen, die der Überwachung des Zustandes des OWK dienen. Grundsätzlich besteht in jedem OWK in Sachsen mindestens eine repräsentative Messstelle für die operative Überwachung des chemischen und ökologischen Zustandes (LfULG 2015). Die Auswahl dieser repräsentativen Messstellen zur operativen Überwachung erfolgte so, dass sie die Belastungen der OWK repräsentativ abbilden und für die Erfassung der chemischen (Messstellen RC) bzw. biologischen Qualitätskomponenten (Messstellen RB) geeignet sind. In den meisten Fällen werden an den repräsentativen Messstellen beide Qualitätskomponenten erfasst. In einigen Wasserkörpern besteht aufgrund der unterschiedlichen Anforderungen an die Qualitätskomponenten die Notwendigkeit der getrennten Ausweisung von chemischen und biologischen Messstellen.

Die repräsentativen Messstellen zur operativen Überwachung werden ergänzt durch ein variables Netz von Messstellen zu Ermittlungszwecken. Diese können ebenso wie die repräsentativen Messstellen den OWK selbst beproben (737 Messstellen mit Analysendaten 2000-2017). Darüber hinaus umfasst das Messnetz auch 433 Messstellen, die nicht im OWK

selbst liegen, sondern an Zuflüssen in dessen Eigeneinzugsgebiet. Die Anzahlen der Messstellen, die im Zeitraum 2000 bis 2017 mit Analysendaten belegt sind, sind in der Tabelle 32 zusammengestellt.

Tabelle 32: Anzahl der Messstellen (Mst.) mit Analysendaten 2000-2017, untergliedert nach Messstellentyp.

Lage der Mst. bezüglich des OWK	Anzahl der repr. Mst. Chemie und/oder Biologie (Mst.-Art: „RC“ oder „RB“ oder „RC und RB“)	Anzahl der repr. Mst. Chemie (Mst.-Art „RC“ oder „RC und RB“)	Anzahl Mst. zu Ermittlungszwecken	Summe
Messstellen im OWK	697	614 ¹⁾	737	1.434
Mst. im Eigen-EZG (Zuflüsse)	0	0	433	433
Summe	697	614 ¹⁾	1.170	1.867

¹⁾ bei 2 repräsentativen Messstellen der 616 OWK fehlen Daten für Eisen und Sulfat im ausgewerteten Zeitraum

4.4.2.1.4 Zuordnung der Messstellen zu Einzugsgebieten

Die Tabelle 32 macht deutlich, dass im Mittel etwa 3 Messstellen zur Charakterisierung eines OWK herangezogen werden können. Eine Messstelle kann dabei im OWK selbst liegen, d. h. in einem Gewässerabschnitt des für den OWK namensgebenden Fließgewässers, oder in einem Zufluss im Eigeneinzugsgebiet dieses OWK. Das Eigeneinzugsgebiet entspricht der Differenz aus dem Gesamteinzugsgebiet des OWK am Gebietsabfluss und dem Einzugsgebiet am Gebietszufluss. In Quellgebieten entspricht das Eigeneinzugsgebiet dem Gesamteinzugsgebiet.

Wird an der Messstelle der Zufluss zu einem OWK aus seinem Eigeneinzugsgebiet beprobt oder liegt die Messstelle in einem OWK, dessen Eigeneinzugsgebiet seinem Gesamteinzugsgebiet entspricht, charakterisiert diese Messstelle ein konkretes Gebiet und die Beschaffenheit kann mit den Stoffquellen in diesem Gebiet in Beziehung gesetzt werden. Anderenfalls repräsentiert die Messstelle einen OWK, dessen Beschaffenheit durch Stoffquellen in einem größeren Gesamteinzugsgebiet bestimmt wird, welches auch andere Wasserkörper beinhaltet und beeinflusst. Dieser Sachverhalt soll anhand von Abbildung 35 verdeutlicht werden.



Abbildung 35: Beispiele zur unterschiedlichen Bewertung von Messstellen, die den Fließgewässer-OWK und dessen Gesamteinzugsgebiet charakterisieren (blau) und Messstellen, die das Eigeneinzugsgebiet des OWK charakterisieren (grün).

Die in Abbildung 35 grün dargestellten Messstellen repräsentieren die Beschaffenheit des Oberflächenwassers im Eigeneinzugsgebiet eines OWK (Mst. Elditzlohbach, Mst. Moritzbach, Mst. Zufluss TS Pirk, Mst. Hainbach, Mst. Görnitzbach, Mst. Triebelbach) und in einigen Fällen auch den OWK selbst (Mst. Hainbach, Mst. Görnitzbach, Mst. Triebelbach). Die blau dargestellten Messstellen in der Weißen Elster repräsentieren das Fließgewässer Weiße Elster, jedoch nicht nur ihr Eigeneinzugsgebiet, sondern das größere Gesamteinzugsgebiet. Mit zunehmendem Fließweg wird die Zuordnung von Stoffquellen zu Messstellen in OWK schwieriger.

Für alle 616 Fließgewässer-OWK im sächsischen Zuständigkeitsbereich liegen Analysendaten von mindestens einer Messstelle im Oberflächenwasserkörper im Zeitraum 2000 bis 2017 vor. Allerdings liegen bei nur 178 von 616 OWK der Kategorie Fließgewässer und 15 von 30 OWK der Kategorie Standgewässer Messstellen mit Analysendaten in Zuflüssen des Eigeneinzugsgebietes.

Für Auswertungen, die die Eigeneinzugsgebiete betreffen, können zusätzlich die Messstellen in OWK herangezogen werden, wenn das EZG des OWK seinem Eigeneinzugsgebiet entspricht, wie dies in Quellnähe der Fall ist. Dann erhöht sich die Anzahl der Eigeneinzugsgebiete, die von Messstellen eindeutig repräsentiert werden, auf 518. Einen Überblick über diese Gebiete vermittelt Abbildung 36.

Bezüglich der Zuordnung von Messstellen zu gebietsbezogenen Stoffquellen muss demnach folgende Unterscheidung gemacht werden:

Fall A) Die Messstelle beprobt einen Zufluss zum OWK (365 Messstellen mit Analysendaten).

⇒ die Messstelle repräsentiert das Eigen-EZG des OWK

Fall B) Die Messstelle beprobt den OWK selbst und das Einzugsgebiet des OWK entspricht seinem Eigen-EZG (Quellgebiet, kein Zustrom aus anderen OWK vorhanden; 829 Messstellen mit Analysendaten)

⇒ die Messstelle repräsentiert den OWK und dessen Eigen-EZG

Fall C) Die Messstelle beprobt den OWK selbst, das Einzugsgebiet des OWK setzt sich aus dessen Eigen-EZG und weiteren Einzugsgebieten zusammen (Zustrom vorhanden; 673 Messstellen mit Analysendaten)

⇒ die Messstelle repräsentiert den OWK und dessen Gesamt-EZG

Im Fall C) kann zwar ein Einzugsgebiet zugeordnet werden, dieses setzt sich aber aus mehreren Teilgebieten zusammen. Damit wird die Zuordnung von Gebietseigenschaften als Ursache für die Wasserbeschaffenheit mit zunehmender Entfernung zum Quellgebiet schwieriger. Ein eindeutiger Bezug zu Gebietseigenschaften ist nur in den Fällen A) und B) möglich (vgl. Abbildung 36). Allerdings wird hier davon ausgegangen, dass eine Messstelle das Eigeneinzugsgebiet des OWK repräsentiert, obwohl das Einzugsgebiet der Messstelle selbst deutlich kleiner sein kann. Deshalb muss bei der Abschätzung geogener Stoffkonzentrationen zusätzlich das konkrete Einzugsgebiet der Messstellen beurteilt werden.

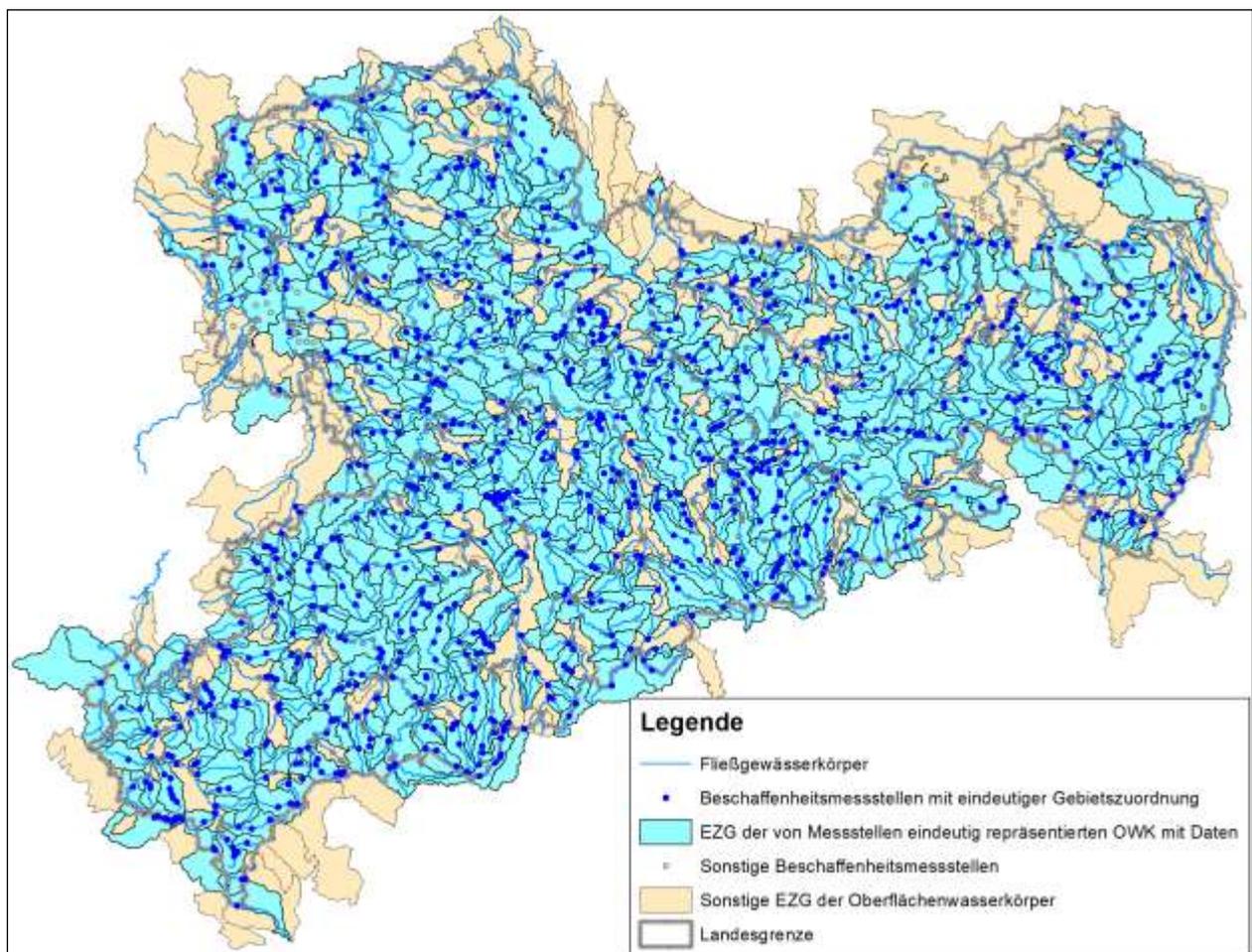


Abbildung 36: Karte der Messstellen mit Gebietsbezug und der repräsentierten Gebiete (Fall A und B).

4.4.2.1.5 Anzahlen an Analysendaten

In der folgenden Tabelle sind die Anzahlen an Analysendaten für Eisen und Sulfat an allen 2.333 Beschaffenheitsmessstellen in Fließgewässern im Zeitraum 2000-2017 zusammengefasst:

Tabelle 33: Anzahl an OWK, Messstellen und Analysendaten für Eisen und Sulfat der Messstellen des Beschaffenheitsmessnetzes 2000-2017 des LfULG.

Art der Messstelle	Anzahl		Anzahl an Analysendaten			
	OWK Fließ- und Standgewässer	Messstellen mit und ohne Analysendaten	Eisen ges.	Eisen gel.	Eisen (II) gel.	Sulfat gel.
Fall A): Messstelle im Eigen-EZG des OWK	184	365	1.480	4.455	81	6.230
Fall B): Messstelle im OWK im Eigen-EZG	445	829	11.235	28.340	1.340	38.763
Fall C): Messstelle im OWK mit Fremdzustrom	(251)	673	24.397	39.291	3.598	56.980
Repräsentative Messstellen Chemie (RC)	614	614	21.296	44.492	3.842	57.842
Repräsentative Messstellen Chemie und/oder Biologie (RC und/oder RB)	614	697	21.920	46.083	3.900	60.431
Messstelle ohne Analysendaten	15	466	-	-	-	-
Gesamtanzahl	721	2.333	37.112	72.086	5.019	101.973

Die hohen Anzahlen an Analysenwerten für die Parameter Eisen-gesamt, Eisen-gelöst und Sulfat sind zur nahezu flächendeckenden Charakterisierung der Beschaffenheit ausreichend. Vergleichsweise wenige Analysendaten liegen dagegen für Eisen(II) vor. Die Anzahlen von insgesamt 1.421 Analysenwerten zur Charakterisierung von Eigeneinzugsgebieten und 4.938 Analysenwerten zur Charakterisierung von OWK erscheint jedoch auch für diesen Parameter als ausreichend für eine weitgehend flächendeckende statistische Auswertung.

4.4.2.1.6 Konzentrationen

Werden die Analysendaten der Messstellen im Gesamtzeitraum 2000-2017 für Eisen und Sulfat ausgewertet, zeigt sich in allen Fällen bereits anhand der folgenden Übersicht eine stark linkssteile Verteilung (Tabelle 34).

Tabelle 34: Überblick über die Analysenwerte (alle Messstellen, Zeitraum 2000-2017).

Maßzahl	Eisen-gesamt [mg/L]	Eisen-gelöst [mg/L]	Eisen(II) [mg/L]	Sulfat [mg/L]
Anzahl	37.112	72.086	5.019	101.973
Minimum	0,015	0,015	0,015	1,0
1. Quartil	0,20	0,015	0,090	45
Median	0,45	0,030	0,16	75
3. Quartil	0,90	0,080	0,34	130
Maximum	1.600	280	120	2.600

Die Logarithmen der Analysenwerte sind näherungsweise normalverteilt (vgl. Abbildung 37). Die dargestellten Häufigkeitsverteilungen sind Ergebnis vielfältiger Einflussfaktoren auf eine Vielzahl von Messstellengruppen. Insgesamt kann jedoch festgestellt werden, dass die Logarithmen der Stoffkonzentration im Oberflächenwasser annähernd normalverteilt sind.

Die Parameter Eisen-gesamt und Sulfat zeigen auch in der Summendarstellung aller Daten eine nahezu symmetrische logarithmische Verteilung mit einem einzigen zentralen Dichtemittel. Dieses beschreibt den Wertebereich, der am häufigsten auftritt. Bei Eisen-gesamt liegt dieser bei 0,2 bis 1,0 mg/L, bei Sulfat bei 50 bis 100 mg/L (vgl. Tabelle 35). Die Streuung der Werte ist bei Sulfat geringer als beim Parameter Eisen-gesamt.

Tabelle 35: Tabelle der Häufigkeitsverteilungen der Analysendaten (Bereich des Modalwertes bzw. Dichtemittels hervorgehoben).

Klasse von	Klasse bis	Eisen-gesamt		Eisen-gelöst		Eisen(II)		Sulfat	
		Anzahl	Wahrs.-dichte	Anzahl	Wahrs.-dichte	Anzahl	Wahrs.-dichte	Anzahl	Wahrs.-dichte
>0	≤0,01	0	0	0	0	0	0	0	0
>0.01	≤0,02	421	0,038	31.716	1,462	144	0,095	0	0
>0.02	≤0,05	620	0,042	14.907	0,520	348	0,174	0	0
>0.05	≤0,10	3.146	0,282	14.134	0,651	1.086	0,719	0	0
>0.10	≤0,20	5.269	0,472	5.294	0,244	1.484	0,982	0	0
>0.20	≤0,50	11.569	0,783	3.159	0,110	1.050	0,526	0	0
>0.50	≤1	8.334	0,746	1.100	0,051	314	0,208	1	0
>1	≤2	4.345	0,389	717	0,033	147	0,097	0	0
>2	≤5	2.406	0,163	452	0,016	228	0,114	30	0,001
>5	≤10	618	0,055	254	0,012	106	0,070	544	0,018
>10	≤20	220	0,020	132	0,006	48	0,032	3.388	0,110
>20	≤50	96	0,007	86	0,003	37	0,019	25.722	0,634
>50	≤100	24	0,002	46	0,002	24	0,016	39.308	1,281
>100	≤200	41	0,004	80	0,004	3	0,002	20.951	0,683
>200	≤500	2	0	9	0	0	0	10.722	0,264
>500	≤1.000	0	0	0	0	0	0	1.224	0,040
>1.000	≤3.000	1	0	0	0	0	0	83	0,002

Bei Eisen-gelöst und Eisen(II) deutet sich in Abbildung 37 eine linkssteile Verteilung mit mehreren Peaks an. Das Auftreten mehrerer Peaks spiegelt hier das Wirken mehrerer unterschiedlicher Einflussfaktoren auf Teilmengen von Messstellen wider. Die Konzentrationsverteilungen bestehen aus mehreren unterschiedlich beeinflussten Komponenten mit unterschiedlichen Modalwerten, die noch in der Gesamtverteilung sichtbar sind.

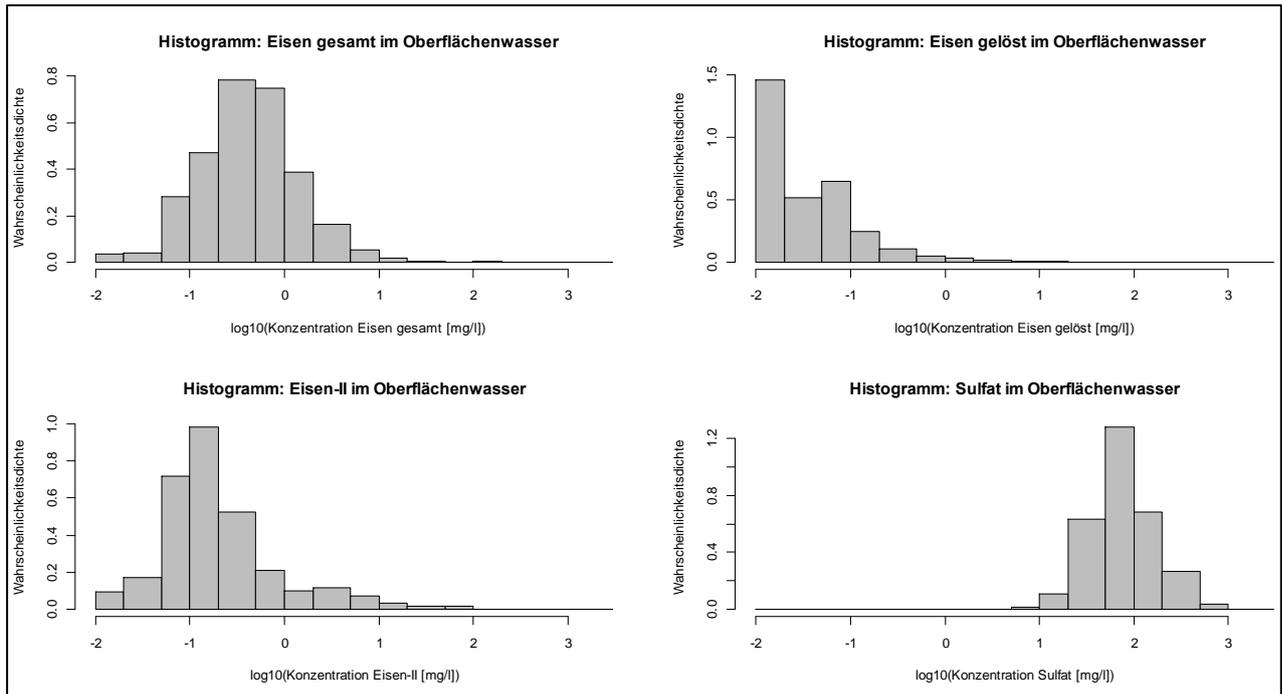


Abbildung 37: Häufigkeitsverteilungen der Analysendaten.

So zeigt der Parameter Eisen-gelöst einen Modalwert zwischen 0,01 und 0,02 mg/L und einen weiteren Modalwert mit geringerer Wahrscheinlichkeitsdichte zwischen 0,05 und 0,10 mg/L. Aufgrund der hohen Anzahl von Werten kann angenommen werden, dass zufällige Schwankungen nicht als Ursache in Frage kommen. Bei Eisen-gelöst kommen sehr häufig Konzentrationen vor, die unter der NG von 0,03 mg/L liegen. Das erste Dichtemittel ist deshalb der Zuordnung aller Werte mit einer geringeren Konzentration als 0,03 mg/L zur ersten Klasse der Häufigkeitsverteilung geschuldet. In Analogie zu den anderen Parametern kann jedoch angenommen werden, dass die Wahrscheinlichkeitsverteilung auch bei Eisen-gelöst im linken Bereich wieder abnimmt. Konzentrationen nahe Null würden wieder seltener werden, wenn sie messbar wären. Insgesamt ist auch hier vom Vorliegen einer Verteilung auszugehen, die der Summe verschiedener lognormalverteilter Komponenten entspricht. Hier besteht lediglich die zusätzliche Schwierigkeit, dass sehr niedrige Konzentrationen nicht quantifizierbar sind.

Die Häufigkeitsverteilung von Eisen(II) gelöst zeigt ebenfalls zwei unterschiedliche Dichtemittel, wobei die häufigsten Werte im Bereich von 0,1 bis 0,2 mg/L liegen. Das zweite Dichtemittel liegt im Bereich von 2 bis 5 mg/L, hier handelt es sich jedoch nur um eine geringfügig erhöhte Häufigkeit von Beobachtungen. Die Verteilung ist etwas linkssteil, was auf das Vorhandensein weniger Messstellen mit deutlich erhöhten Eisen(II)-Gehalten deutet.

4.4.2.2 GRUNDWASSER

4.4.2.2.1 Überblick über die Grundwasserkörper und Beschaffenheitsmessstellen

Zur Bearbeitung des Projektes wurden die Stammdaten und Beschaffenheitsdaten von 3.018 Messstellen der Grundwasserbeschaffenheit übergeben (Tabelle 36). Die Daten wurden im Zeitraum 1968 bis 2017 erhoben, die Messstellen sind Bestandteil unterschiedli-

cher und zum Teil nicht mehr bestehender Messprogramme und Messnetze. Zur Auswertung wurden analog zum Oberflächenwasser nur die Daten des Zeitraums 2000 bis 2017 herangezogen. Es verbleiben 2.901 Beschaffenheitsmessstellen mit Analysendaten zur Auswertung.

Tabelle 36: Anzahl der auszuwertenden Messstellen der Grundwasserbeschaffenheit.

Messstellen zur Grundwasserbeschaffenheit	Anzahl Messstellen
Messstellen mit Daten im Zeitraum 2000-2017	2.901
Messstellen ohne Daten im Zeitraum 2000-2017 (nur ältere Daten vorhanden)	117
Summe	3.018

Ein GWK ist ein abgegrenztes Grundwasservolumen innerhalb eines oder mehrerer Grundwasserleiter. Ihre Abgrenzung erfolgte in Sachsen anhand ober- und unterirdischer Wasserscheiden und anthropogener Veränderungen wie bestehende starke Grundwasserentnahmen oder starke chemische Beeinflussungen z. B. durch den Bergbau. Auf sächsischem Gebiet sind derzeit 83 GWK abgegrenzt (Tabelle 37). Davon liegen 55 vollständig auf sächsischem Gebiet. Von den übrigen GWK hat Sachsen bei 15 die Federführung, da der flächenmäßig größte Anteil in Sachsen liegt (LfULG 2015).

Tabelle 37: Anzahl GWK und Zuordnung zu jeweiligem Zuständigkeitsbereich.

Grundwasserkörper	Anzahl
GWK im Zuständigkeitsbereich Sachsen	70
GWK im Zuständigkeit Nachbarstaaten/-länder	13
alle GWK	83

Von den 83 GWK sind 79 mit Daten aus Beschaffenheitsmessstellen belegt. Für die folgenden GWK lagen zur Bearbeitung keine Daten vor:

Tabelle 38: Grundwasserkörper ohne vorhandene Daten.

GWK ID	Name GWK	Zuordnung Bundesland
5_G007_SNTH	Paläozoikum - Hof	Bayern
EL 3-1	Elbtal und Moränenlandschaft Dübener Heide	Sachsen-Anhalt
NE-MFB	Muskauer Faltenbogen	Sachsen
SAL GW 057	Weißelsterbecken - Gerstenbach	Thüringen

Dabei handelt es sich mit Ausnahme von NE-MFB (Muskauer Faltenbogen) um GWK im Zuständigkeitsbereich benachbarter Bundesländer, die nur mit kleinem Flächenanteil auf sächsischem Gebiet liegen (Abbildung 38).

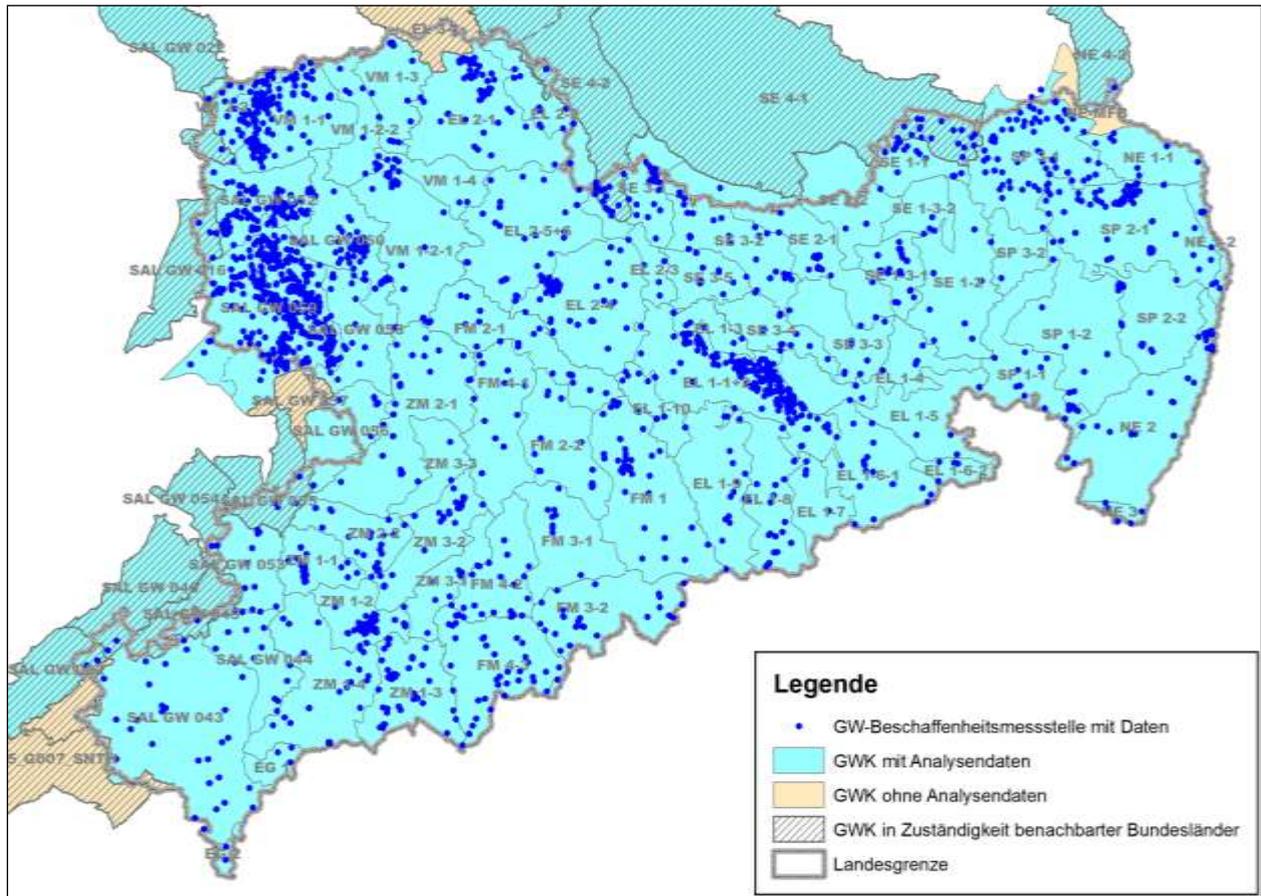


Abbildung 38: Lage der 2.901 Grundwasserbeschaffenheitsmessstellen mit Analysendaten im Zeitraum 2000 bis 2017 und Lage der 83 Oberflächenwasserkörper.

Die Überwachung der chemischen Beschaffenheit des Grundwassers erfolgt für die GWK in Sachsen anhand ausgewählter Messstellen. Derzeit wird eine überblicksweise Überwachung der Beschaffenheit nach EU-WRRL an 208 Messstellen durchgeführt. Darüber hinaus werden 247 Messstellen in GWK mit diffuser Belastung operativ überwacht. Eine operative Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit bei punktuellen Belastungen wird in Sachsen derzeit an 158 Messstellen durchgeführt. Die an den genannten Beschaffenheitsmessstellen bis zum Jahr 2017 erhobenen Daten sind Bestandteil der zur Bearbeitung übergebenen Daten. Die Mehrzahl der übergebenen Daten betrifft jedoch Messstellen, die im Rahmen verschiedener Projekte, Gutachten oder Messprogramme errichtet und beprobt wurden. Ein großer Teil dieser Messstellen wird im Rahmen der Braunkohleförderung betrieben und ist für die durchzuführende Auswertung nicht relevant. Die Tabelle 39 vermittelt einen Überblick über die Betreiber der Beschaffenheitsmessstellen.

Tabelle 39: Überblick über die Betreiber der Grundwassermessstellen.

Betreiber	Anzahl Messstellen
LfULG, aktuelles Messnetz Beschaffenheit	542
LfULG, übrige Messstellen (u. a. Messnetz Grundwasserstand)	956
LMBV, LEAG (ehemalig Vattenfall), MIBRAG	907
Wasserverbände und -versorger	371
Kommunen und öffentliche Verwaltungen	162
Wirtschaftsbetriebe (Wismut, Saxonia, Dow Chemical)	80
Summe	3.018

4.4.2.2 Oberflächennahes Grundwasser

Im Rahmen des Projektes ist die Grundwasserbeschaffenheit als Einflussfaktor für die zu untersuchende Fließgewässerbeschaffenheit in die Untersuchungen einzubeziehen. Die Daten von Messstellen aus Grundwasserleitern, die nicht unmittelbar mit dem Oberflächenwasser in Verbindung stehen, sind damit nicht von Interesse. Im Folgenden soll deshalb lediglich die Beschaffenheit des oberflächennahen Grundwassers näher untersucht werden.

Für die Zuordnung von Messstellen zum oberflächennahen Grundwasser wurden der Messstellentyp, die Tiefe der Filterstrecke und die Ausbau-/Endteufe aus der Stammdatentabelle herangezogen (Tabelle 40). Darüber hinaus wurde die Messstellenbezeichnung ausgewertet, die in einigen Fällen Rückschlüsse auf die Filtertiefe ermöglicht. Zugrunde liegt die Annahme, dass Grundwasser, welches in größerer Tiefe (>20 m unter GOK, s. u.) angetroffen und beprobt wurde, normalerweise nicht in unmittelbarem Zusammenhang mit dem Oberflächenwasser steht.

Tabelle 40: Übersicht zu den Messstellentypen des Grundwassers und der Anzahl an Grundwasserbeobachtungsmessstellen (GWBM) bzw. Filterstrecken.

Messstellentyp	Anzahl GWBM bzw. Filterstrecken
Grundwasserbeobachtungsrohre, Messstellenbündel und temporäre Messstellen	2.332
Bohrbrunnen, Schachtbrunnen	345
Quelle, Sickerleitungsquellen, Sammelentnahmen	253
Grundwasserblänke, Lysimeter, Oberflächenwassermessstelle	8
Stollen	80
Summe	3.018

Bei der Beurteilung der Oberflächennähe als Eigenschaft des beprobten Grundwassers der Messstelle wurde anhand der Stammdaten wie folgt vorgegangen.

Bei den Messstellen der Typen „Schachtbrunnen“, „Quelle“, „Sickerleitungsquelle“ und „Sammelentnahme“ wurde davon ausgegangen, dass normalerweise oberflächennahes Grundwasser beprobt wird. Schachtbrunnen werden i. d. R. soweit geteuft, bis die Ergiebigkeit für die Wasserförderung aus dem obersten Grundwasserleiter ausreicht. Beprobte wird ausschließlich oberflächennahes Grundwasser. Unter dem Messstellentyp „Quellen“ fallen i. d. R. Wasserfassungen in Quellgebieten, die normalerweise aus dem oberflächennahen Grundwasserleiter und dem Gesteinsersatz gespeist werden. Es wurde ausgeschlossen, dass sich darunter auch tiefere, als Quellen bezeichnete Bohrungen befinden, wie z. B. Thermal- und Heilquellen. Bei den Messstellentypen „Sickerleitungsquelle“ und „Sammelentnahme“ handelt es sich ebenfalls um Wasserfassungen im oberflächennahen Grundwasserleiter.

Bei den Messstellen „Bohrbrunnen“, „Grundwasserbeobachtungsrohr“ und „Messstellenbündel“ wurden zusätzliche Informationen zur Filter- und Endteufe herangezogen. Bei den Grundwasserbeobachtungsrohren und Messstellenbündeln kann davon ausgegangen werden, dass mit der ersten bzw. obersten Filterstrecke der oberflächennahe Grundwasserleiter beprobt wird. Dies kann auch für die tieferen Filterstrecken der Fall sein. Deshalb wurde zusätzlich der Abstand der Filteroberkante zur Geländeoberkante (GOK) zur Beurteilung hinzugezogen. Eine statistische Auswertung zeigte, dass die meisten oberen Filterstre-

cken in einem Abstand von ≤ 20 m vom Gelände beginnen. Auch für die weiteren Filterstrecken wurde davon ausgegangen, dass diese den oberflächennahen Grundwasserleiter (GWL) beproben, wenn ihre Filterstrecke nicht tiefer beginnt als 20 m unter GOK. Einige Messstellen wurden dem tieferen Grundwasser zugeordnet, weil der Abstand der Filteroberkante zum Gelände > 20 m beträgt, obwohl es sich um den obersten Filter handelt. Dieses Kriterium wurde auch auf alle Messstellen angewandt, bei denen Angaben zur Anzahl der Filterstrecken fehlen. In einigen Fällen wurden noch Hinweise aus dem Messstellennamen verwendet („oberer Filter, oberer Pegel“). Bei fehlenden Angaben zur Filterteufe wurde als zusätzliches Kriterium die Endteufe oder Teufe der Ausbausohle verwendet, lag diese < 20 m unter Gelände, wurde die Messstelle dem oberflächennahen Grundwasser zugeordnet.

Bei Messstellen des Typs „Temporäre Messstelle“ handelt es sich i. d. R. um temporär ausgebaute Rammkernsondierungen, die projektbezogen geteuft werden und eine Tiefe von ca. 15 m nicht überschreiten. Auch an diesen Messstellen wird ausschließlich oberflächennahes Grundwasser beprobt. Der Messstellentyp „Stollen“ wurde in jedem Fall gesondert ausgewertet, da das beprobte Wasser kein typisches Grundwasser darstellt und sowohl geogene als auch bergbaulich bedingte Erhöhung des Stoffgehaltes wahrscheinlich sind. Die Messstellen des Typs „Grundwasserblänke“, „Lysimeter“ und „Oberflächenwassermessstelle“ sind nur mit wenigen Datensätzen belegt, sie wurden nicht ausgewertet, da es sich hier nicht um typisches Grundwasser handelt.

Im Ergebnis der Beurteilung wurde die Stammdatentabelle um die Eigenschaft „Oberflächennähe“ des beprobten Grundwassers ergänzt. Diese kann die Einträge „zutreffend“, „nicht zutreffend“ und „keine Einschätzung möglich“ enthalten. „Stollen“ wurden separat ausgewertet. Bei der beschriebenen Vorgehensweise handelt es sich lediglich um eine Abschätzung, deren Ergebnis im Einzelfall nicht immer zutreffen muss. Im Hinblick auf die durchzuführende statistische Auswertung ist die Unterscheidung der Oberflächennähe des Grundwassers jedoch trotz einzelner möglicher Fehlzugeordnungen mit einem Informationsgewinn verbunden.

Die Tabelle 41 gibt einen Überblick über die Anzahl der Messstellen im oberflächennahen Grundwasser. Der weitaus größere Teil der Messflächen ist dem oberflächennahen Grundwasser zuzuordnen, welches auch mit dem Oberflächenwasser in Verbindung steht. Die Lage der Grundwassermessstellen ist in Abbildung 39 dargestellt.

Tabelle 41: Anzahlen der Messstellen der Grundwasserbeschaffenheit bzw. der Filterstrecken im oberflächennahen Grundwasser

Messstellentyp	Oberflächennahes GW	Tiefes GW oder Einschätzung nicht möglich	Summe
Grundwasserbeobachtungsrohre, Messstellenbündel und temporäre Messstellen	1.602	730	2.332
Bohrbrunnen, Schachtbrunnen	193	152	345
Quelle, Sickerleitungsquellen, Sammelentnahmen	250	3	253
Grundwasserblänke, Lysimeter, Oberflächenwassermessstelle	8	0	8
Stollen	-	-	80
Summe	2.053	885	3.018

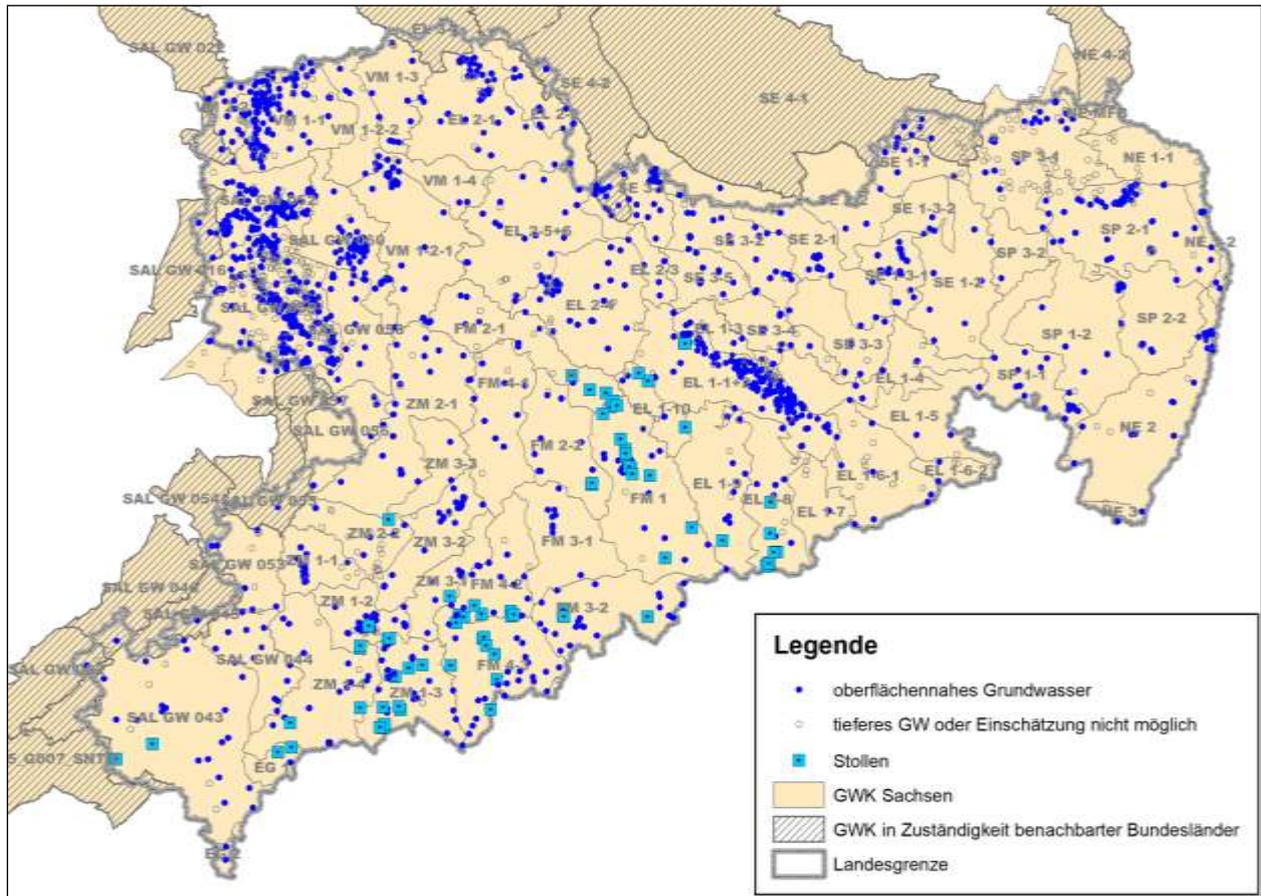


Abbildung 39: Lage der Grundwassermessstellen mit Analysendaten im Zeitraum 2000 bis 2017 und Einschätzung der Eigenschaft „Oberflächennähe“ für das beprobte Grundwasser.

4.4.2.2.3 Anzahlen an Analysendaten

Die übergebenen Daten umfassen insgesamt 433.873 Analysendatensätze (einzeln) von 3.018 Messstellen im Zeitraum 1968-2017. Dabei handelt es sich um Analysendaten von 33 Beschaffenheitsparametern. Der auszuwertende Zeitraum 2000-2017 umfasst 383.999 Analysendatensätze.

Von den 70 GWK im Zuständigkeitsbereich Sachsens ist einer nicht mit Beschaffenheitsdaten belegt (GWK Muskauer Faltenbogen), ein weiterer ist nicht mit Daten für das oberflächennahe Grundwasser belegt (GWK Muskauer Heide). Für die übrigen GWK im Zuständigkeitsbereich Sachsens liegen Beschaffenheitsdaten für das oberflächennahe Grundwasser vor.

Tabelle 42 macht deutlich, dass für die Parameter Eisen(II), Eisen-gelöst und Eisen-gesamt und SO_4 eine große Anzahl an Daten vorliegen. Am häufigsten wurden die Parameter Eisen-gesamt und Sulfat (gelöst) bestimmt. Der Parameter Eisen(III) gelöst wurde nur in vergleichsweise wenigen Fällen ermittelt. Der Schwerpunkt der Auswertungen muss deshalb auf die erstgenannten Parameter gesetzt werden.

Die sonstigen Messstellen (Grundwasserblänke, Lysimeter, Oberflächenwassermessstelle) werden nicht ausgewertet.

Tabelle 42: Anzahlen an GWK und Analysendaten für Eisen und Sulfat der Grundwassermessstellen.

Art der Messstelle	Anzahl GWK mit Messstellen	Anzahl an Analysendaten				
		Eisen(II) gel.	Eisen(III) gel.	Eisen gelöst	Eisen gesamt	Sulfat
Beschaffenheitsmessstellen Grundwasser	79 (69) ¹⁾	10.776	498	17.978	7.068	25.605
oberflächennah	77 (68) ¹⁾	6.666	237	12.375	5.043	18.270
tiefes Grundwasser	65 (56) ¹⁾	3.744	245	5.015	1.918	6.729
Stollen	17	139	0	385	253	389
Gesamt	79 (69)¹⁾	10.915	498	18.363	7.321	25.994
Sonstige Messstellen (GW-Blänke, Lysimeter, Oberflächenwassermessstelle) ²⁾	1	1	0	2	0	317

¹⁾ in Klammern: im Zuständigkeitsbereich Sachsens

²⁾ nicht ausgewertet

4.4.2.2.4 Konzentrationen

Die Tabelle 43 gibt einen Überblick über die mittleren Konzentrationen an Eisen und Sulfat an den Grundwassermessstellen und ihre Spannweite. Die Angaben erfolgen sowohl für die Gesamtheit aller Messstellen (ohne „Grundwasserblänke“, „Lysimeter“ und „Oberflächenwassermessstellen“) als auch ausschließlich für das oberflächennahe Grundwasser. Letzteres stellt die Datenbasis für die weiteren Auswertungen dar.

Tabelle 43: Überblick über die Analysenwerte (alle GW-Messstellen außer Messstellentyp „Grundwasserblänke“, „Lysimeter“ und „Oberflächenwassermessstellen“, Zeitraum 2000-2017)

Maßzahl	Eisen(II) gel. [mg/L]		Eisen(III) gel. [mg/L]		Eisen gel. [mg/L]		Eisen ges. [mg/L]		Sulfat gel. [mg/L]	
	alle ¹⁾	ob.-fl. ²⁾	alle ¹⁾	ob.-fl. ²⁾	alle ¹⁾	ob.-fl. ²⁾	alle ¹⁾	ob.-fl. ²⁾	alle ¹⁾	ob.-fl. ²⁾
Anzahl	10.915	6.666	498	237	18.363	12.375	7.321	5.043	25.994	18.270
Minimum	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,010	0,50
1. Quartil	0,025	0,015	0,025	0,050	0,015	0,015	0,030	0,020	80,0	76,0
Median	1,70	0,290	0,775	0,700	0,130	0,050	0,360	0,180	190	185
3. Quartil	18,4	11,8	6,60	7,00	4,80	2,40	7,60	5,50	418	360
Maximum	6.500	3.400	900	900	6.600	3.580	6.390	6.390	24.200	23.500

¹⁾ alle Messstellen

²⁾ nur oberflächennahes Grundwasser

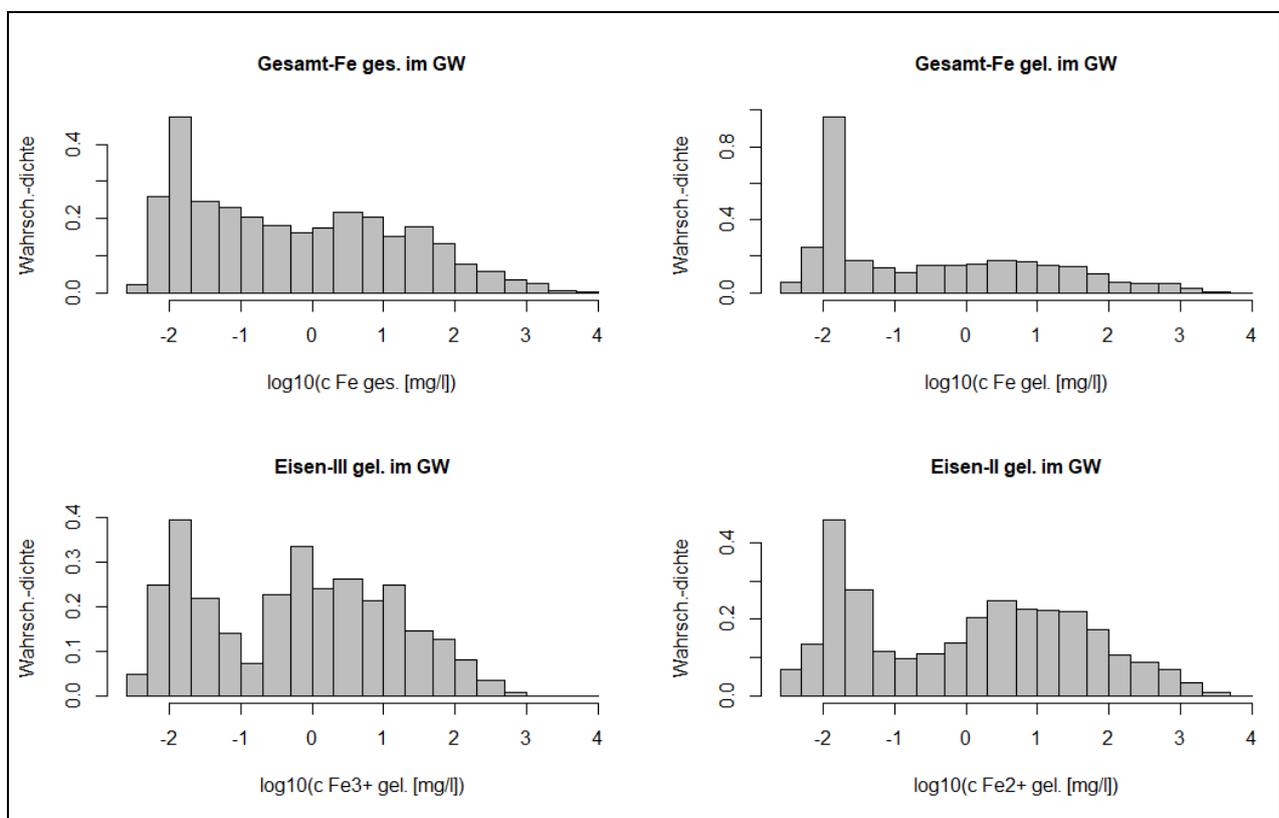
Die Zusammenstellung in Tabelle 44 zeigt, dass die Mediane der Konzentration an Eisen(II) und Eisen-gesamt im oberflächennahen Grundwasser deutlich kleiner sind als für die Gesamtheit aller Messstellen. Bei Eisen(III) ist dies nur andeutungsweise der Fall, während die Sulfatkonzentrationen keinen wesentlichen Unterschied zwischen dem oberflächennahen Grundwasser und der Gesamtheit aller Messstellen zeigen. Die Mediane der Konzentrationen

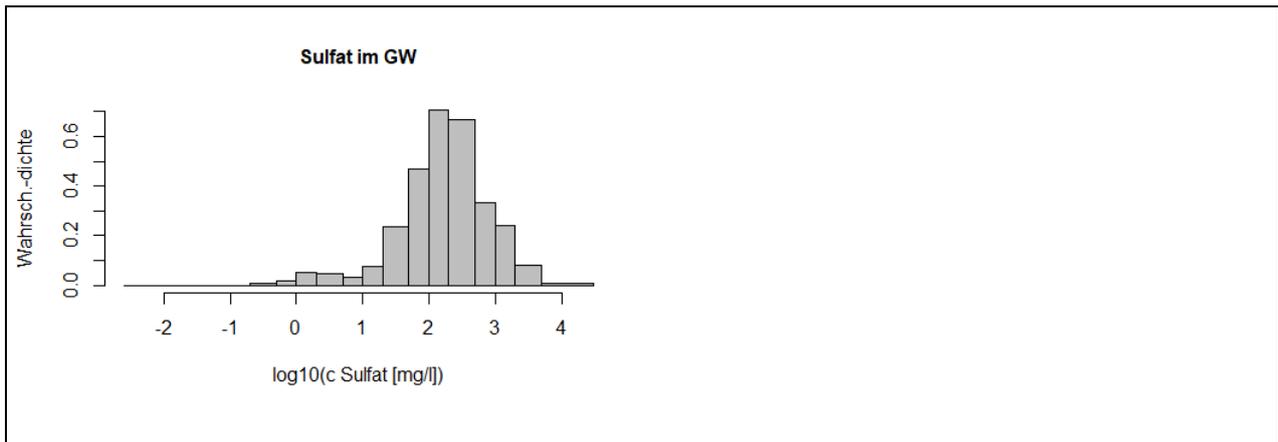
des Messstellentyps „Stollen“ liegen teilweise deutlich unter den Medianen aller anderen Messstellen (vgl. Tabelle 43).

Tabelle 44: Überblick über Analysenwerte: Messstellentyp „Stollen“ (Zeitraum 2000-2017)

Maßzahl	Eisen(II) gel. [mg/l]	Eisen(III) gel. [mg/l]	Eisen gel. [mg/l]	Eisen ges. [mg/l]	Sulfat gel. [mg/l]
Anzahl	139	0	385	253	389
Minimum	0,005	-	0,005	0,010	13,0
1. Quartil	0,015	-	0,015	0,030	40,0
Median	0,025	-	0,015	0,190	84,6
3. Quartil	0,025	-	0,040	0,700	140
Maximum	0,790	-	1,92	58,0	678

Die Verteilungen der Konzentrationswerte sind in Abbildung 40 und Tabelle 45 dargestellt. Die Verteilungen sind mehr oder weniger bimodal und repräsentieren eine Gesamtheit von sehr unterschiedlichen Grundwässern. Jede dargestellte Verteilung zeigt eine hohe Häufigkeit von sehr geringen Werten, die im Bereich der NG liegen. Die Häufigkeit zeigt in einem weiteren, deutlich höheren Konzentrationsbereich ein weiteres Dichtemittel. Bei Sulfat ist das erste, niedrige Dichtemittel nur andeutungsweise vorhanden.




Abbildung 40: Häufigkeitsverteilungen für das Grundwasser (alle Messstellen).
Tabelle 45: Tabelle der Häufigkeitsverteilungen der Analysendaten für das Grundwasser (alle Messstellen, Bereich des Modalwertes bzw. Dichtemittels hervorgehoben).

Klasse von	Klasse bis	Eisen ges.		Eisen gel.		Eisen(III) gel.		Eisen(II) gel.		Sulfat	
		Anzahl	Wahrs.-dichte	Anzahl	Wahrs.-dichte	Anzahl	Wahrs.-dichte	Anzahl	Wahrs.-dichte	Anzahl	Wahrs.-dichte
>0	≤0,005	50	0,023	302	0,055	7	0,047	228	0,069	0	0
>0,005	≤0,01	569	0,258	1.385	0,251	37	0,247	441	0,134	1	0
>0,01	≤0,02	1.044	0,474	5.318	0,962	59	0,394	1.512	0,460	0	0
>0,02	≤0,05	717	0,246	1.281	0,175	43	0,217	1.210	0,279	0	0
>0,05	≤0,10	507	0,230	772	0,140	21	0,140	384	0,117	0	0
>0,10	≤0,20	449	0,204	620	0,112	11	0,073	322	0,098	0	0
>0,20	≤0,50	524	0,180	1.114	0,152	45	0,227	481	0,111	69	0,007
>0,50	≤1	360	0,163	834	0,151	50	0,334	454	0,138	140	0,018
>1	≤2	383	0,174	884	0,160	36	0,240	674	0,205	390	0,050
>2	≤5	628	0,216	1.313	0,180	52	0,262	1.085	0,250	487	0,047
>5	≤10	449	0,204	922	0,167	32	0,213	749	0,228	257	0,033
>10	≤20	338	0,153	841	0,152	37	0,247	736	0,224	579	0,074
>20	≤50	517	0,177	1.045	0,143	29	0,146	960	0,221	2.461	0,238
>50	≤100	294	0,133	574	0,104	19	0,127	567	0,173	3.676	0,470
>100	≤200	170	0,077	330	0,060	12	0,080	346	0,105	5.526	0,706
>200	≤500	170	0,058	372	0,051	7	0,035	382	0,088	6.899	0,667
>500	≤1.000	79	0,036	267	0,048	1	0,008	229	0,070	2.620	0,335
>1.000	≤2.000	53	0,024	134	0,024	0	0	115	0,035	1.905	0,243
>2.000	≤5.000	16	0,005	52	0,007	0	0	39	0,009	850	0,082
>5.000		4	0,005	3	0,001	0	0	1	0,001	134	0,008

Die nachfolgende Zusammenstellung einzelner Werte mit hoher Häufigkeit in Tabelle 46 zeigt, dass diese bei Eisen-gesamt und Eisen(II) durch Unterschreitung der NG der Analyseverfahren zustande kommen. Bei Eisen-gelöst ist dies bei mehr als 25 % aller Daten der Fall. Diesen Zusammenhang machen auch die Histogramme deutlich (vgl. Abbildung 40).

Tabelle 46: Zusammenstellung einzelner Werte mit hoher Wahrscheinlichkeit der Analysendaten für das Grundwasser.

Werte mit hoher Häufigkeit	Anzahl Werte
Eisen-gesamt:	
Wert 0,01 mg/L	569 Werte (7,8 %)
Wert 0,015 mg/L (=0,03 mg/L · 0,5, NG von 0,03 mg/L unterschritten)	842 Werte (11,5 %)
Wert 0,03 mg/L (häufige NG)	269 Werte (3,7 %)
Eisen-gelöst:	
Wert 0,01 mg/L	1385 Werte (7,5 %)
Wert 0,015 mg/L (=0,03 mg/L · 0,5, NG von 0,03 mg/L unterschritten)	4835 Werte (26,3 %)
Wert 0,03 mg/L (häufige NG)	506 Werte (2,8 %)
Eisen(II) gelöst:	
Wert 0,005 mg/L	
Wert 0,01 mg/L	441 Werte (4,0 %)
Wert 0,015 mg/L (=0,03 mg/L · 0,5, NG von 0,03 mg/L unterschritten)	1431 Werte (13,1 %)
Wert 0,025 mg/L (=0,05 mg/L · 0,5, NG von 0,05 mg/L unterschritten)	694 Werte (6,4 %)
Wert 0,03 mg/L (häufige NG)	208 Werte (1,9 %)
Wert 0,05 mg/L (häufige NG)	154 Werte (1,4 %)

Insgesamt wird deutlich, dass sich die Verteilungen von Eisen sehr stark ähneln, sie weisen eine ähnliche Form und Spannweite auf und die jeweils beiden Modalwerte sind meist identisch. Das Sulfat zeigt eine deutlich abweichende Verteilung.

Werden lediglich die Daten des oberflächennahen Grundwassers ausgewertet, resultieren ähnliche Häufigkeitsverteilungen (vgl. Abbildung 41 und Tabelle 47).

Der Vergleich der Konzentrationen im Oberflächen- und Grundwasser erfolgt in Abschnitt 4.5.2.

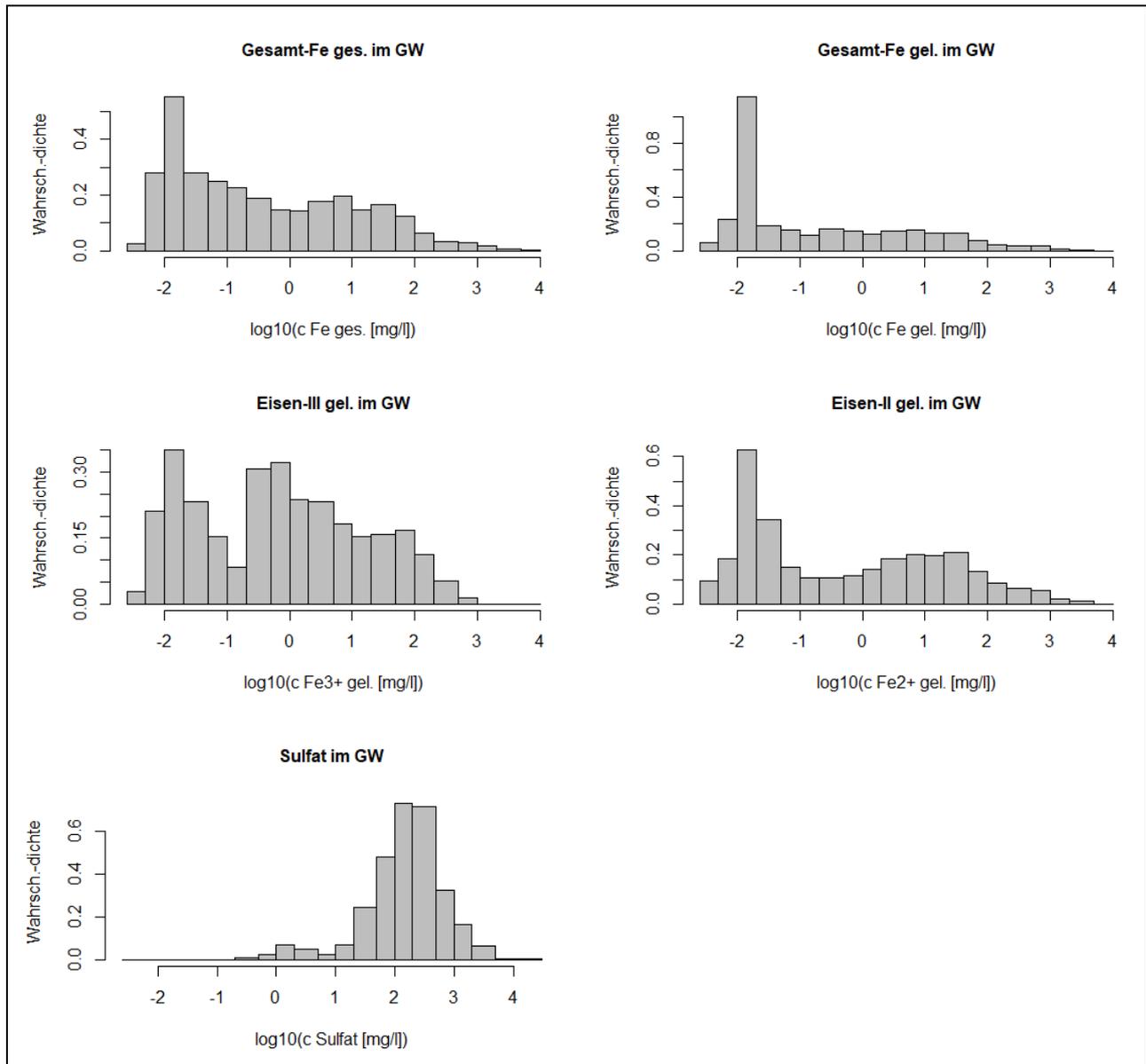


Abbildung 41: Häufigkeitsverteilungen der Analysendaten für das oberflächennahe Grundwasser.

Tabelle 47: Tabelle der Häufigkeitsverteilungen der Analysendaten für das oberflächennahe Grundwasser (Bereich des Modalwertes bzw. Dichtemittels hervorgehoben)

Klasse von	Klasse bis	Eisen-gesamt		Eisen-gelöst		Eisen(III) gelöst		Eisen(II) gelöst		Sulfat	
		Anzahl	Wahrs.-dichte	Anzahl	Wahrs.-dichte	Anzahl	Wahrs.-dichte	Anzahl	Wahrs.-dichte	Anzahl	Wahrs.-dichte
>0	≤0,005	40	0,026	216	0,058	2	0,028	186	0,093	0	0
>0,005	≤0,01	424	0,279	876	0,235	15	0,210	370	0,184	0	0
>0,01	≤0,02	838	0,552	4.266	1,145	25	0,350	1.259	0,627	0	0
>0,02	≤0,05	558	0,278	936	0,190	22	0,233	914	0,345	0	0
>0,05	≤0,10	376	0,248	581	0,156	11	0,154	296	0,148	0	0
>0,10	≤0,20	342	0,225	432	0,116	6	0,084	212	0,106	0	0
>0,20	≤0,50	378	0,188	792	0,161	29	0,307	286	0,108	58	0,008
>0,50	≤1	223	0,147	542	0,145	23	0,322	234	0,117	130	0,024
>1	≤2	215	0,142	468	0,126	17	0,238	285	0,142	373	0,068
>2	≤5	353	0,176	708	0,144	22	0,233	486	0,183	371	0,051
>5	≤10	300	0,198	585	0,157	13	0,182	405	0,202	144	0,026

Klasse von	Klasse bis	Eisen-gesamt		Eisen-gelöst		Eisen(III) gelöst		Eisen(II) gelöst		Sulfat	
		Anzahl	Wahrs.-dichte	Anzahl	Wahrs.-dichte	Anzahl	Wahrs.-dichte	Anzahl	Wahrs.-dichte	Anzahl	Wahrs.-dichte
>10	≤20	222	0,146	491	0,132	11	0,154	393	0,196	367	0,067
>20	≤50	335	0,167	653	0,133	15	0,159	552	0,208	1.783	0,245
>50	≤100	189	0,124	275	0,074	12	0,168	263	0,131	2.624	0,477
>100	≤200	94	0,062	162	0,043	8	0,112	172	0,086	4.009	0,729
>200	≤500	66	0,033	172	0,035	5	0,053	172	0,065	5.186	0,713
>500	≤1.000	45	0,030	129	0,035	1	0,014	106	0,053	1.786	0,325
>1.000	≤2.000	28	0,018	51	0,014	0	0	44	0,022	901	0,164
>2.000	≤5.000	13	0,006	40	0,008	0	0	31	0,012	458	0,063
>5.000		4	0,003	0	0	0	0	0	0	80	0,006

4.4.3 MESSSTELLENBEZOGENE AUSWERTUNG

Anhand der Analysendaten für Eisen und Sulfat an den Oberflächen- und Grundwassermessstellen wurden zunächst messstellenbezogene Mittelwerte der Konzentration im Zeitraum 2000-2017 berechnet. Dies ist erforderlich für alle messstellenbezogenen Auswertungen, vor allem für die Darstellung der Konzentrationen in der Karte, die Beurteilung der anthropogenen Beeinflussung und die Beschreibung der zeitlichen Veränderungen der Konzentrationen. Die statistische Auswertung mittels Regressionsanalyse, Varianzanalyse und Hauptkomponentenanalyse wird ebenfalls auf der Grundlage der berechneten Mittelwerte der einzelnen Messstellen durchgeführt.

Die Ergebnisse sind in Anlage 1 (Mittlere Konzentrationen an den Oberflächenwassermessstellen) und Anlage 2 (Mittlere Konzentrationen an den Grundwassermessstellen) in der Karte dargestellt. Zur Berechnung der Mittelwerte wurden die Daten logarithmisch transformiert.

4.4.3.1 OBERFLÄCHENWASSER

Anhand der Darstellungen für die Oberflächenwassermessstellen, die das Eigen-EZG charakterisieren, können lagebezogene Konzentrationserhöhungen beschrieben werden (Fall A und B nach Abschnitt 4.4.2.1.4). So werden beim Parameter Eisen kleinräumige Konzentrationserhöhungen erkennbar, während beim Parameter Sulfat offensichtlich auch großräumige Erhöhungen vorliegen, z. B. im mittelsächsischen Lössgebiet. Der Lagebezug ermöglicht bei diesen Messstellen Korrelationsbetrachtungen hinsichtlich der Gebietseigenschaften, z. B. der Landnutzung, oder die Herstellung eines Bezuges zu bekannten Stoffquellen. Auch geostatistische Auswertungen wie die Berechnung von Isolinien der Konzentration können durchgeführt werden.

Anhand der Messstellen in den OWK mit zusammengesetzten größeren EZG (Fall C nach Abschnitt 4.4.2.1, Tabelle 33) ist ein kleinräumiger Lagebezug nicht möglich, ohne die Stoffbewegung entlang des Fließgewässers zu berücksichtigen. Bei diesen Messstellen können sowohl Abnahmen der Konzentration mit zunehmendem Fließweg festgestellt werden, z. B. beim Parameter Eisen in der Weißen Elster, Zwickauer Mulde oder Flöha, als auch deutliche Konzentrationszunahmen vor allem beim Parameter Sulfat. Betrachtungen zur Veränderung der Stofffracht über den Fließweg werden in Abschnitt 4.5 durchgeführt.

Die mittleren Konzentrationen an den Oberflächenwassermessstellen im Gesamtzeitraum sind in Anlage 7.1 dargestellt. Anhand dieser Darstellung können keine wesentlichen Unterschiede zwischen den Messstellen, die ein begrenztes Gebiet repräsentieren (Fall A und B nach Abschnitt 4.4.2.1.4) und den Messstellen in größeren Fließgewässern (Fall C nach Abschnitt 4.4.2.1.4) festgestellt werden.

4.4.3.2 GRUNDWASSER

Das Grundwasser zeigt sowohl beim Eisen- als auch beim Sulfatgehalt deutliche regionale Unterschiede, die im Oberflächenwasser in diesem Maße bei weitem nicht festgestellt werden können (vgl. Anlage 2). Die Gehalte liegen in den vom Braunkohletagebau beeinflussten Grundwässern, d. h. vor allem südlich und nördlich von Leipzig und in Nordostsachsen, im oberen Wertebereich aller Daten. Darüber hinaus sind auf der gesamten Landesfläche Messstellen zu finden, die punktuell sehr stark erhöhte Gehalte an Eisen und Sulfat aufweisen. Die räumliche Streuung der mittleren Konzentrationen ist im Grundwasser deutlich größer als im Oberflächenwasser und im Grundwasser werden deutlich häufiger hohe Konzentrationen gemessen. Die Stollenwässer fallen nicht durch erhöhte Gehalte an Eisen oder Sulfat auf.

4.4.3.3 ZEITLICHE ENTWICKLUNG

Die Beschaffenheit des Oberflächenwassers wurde auf zeitliche Veränderungen untersucht, um zu vermeiden, dass bei Datenauswertungen unterschiedliche Beobachtungszeiten mit unterschiedlichen Bedingungen unzulässigerweise miteinander verglichen werden. Hierzu wurden keine aufwändigen Trendanalysen für die große Menge an Messstellen oder OWK durchgeführt, sondern es wurde mittels des Vergleiches von Mittelwerten unterschiedlicher Zeiträume auf zeitliche Trends geschlossen.

Um zu gewährleisten, dass Zeiträume ausgewertet werden, innerhalb derer sich die Anzahlen an Beobachtungen nicht grundlegend ändern, wurden zunächst die Anzahlen an Analysenwerten im Gesamtzeitraum der Jahre 2000 bis 2017 jahresbezogen ermittelt (vgl. Tabelle 48).

Anhand der Zusammenstellung in Tabelle 48 wurde entschieden, den Gesamtzeitraum nicht in zwei Abschnitte mit relativ gleichförmiger Beobachtungsintensität zu unterteilen (z. B. die Jahre 2000 bis 2005 und 2006 bis 2017), da diese Abschnitte ungleich lang wären mit einem relativ kurzen ersten Zeitabschnitt und vergleichsweise wenig Daten. Die Gesamtperiode wurde stattdessen in drei gleich lange Abschnitte unterteilt:

- Zeitraum 2000 bis 2005: erster Teilzeitraum für den Vergleich von Mittelwerten
- Zeitraum 2006 bis 2011: zweiter Teilzeitraum für den Vergleich von Mittelwerten
- Zeitraum 2012 bis 2017: dritter Teilzeitraum für den Vergleich von Mittelwerten

Über die Berechnung von Mittelwerten hinaus wurden Zweistichproben-t-Tests zum Vergleich zweier empirischer Mittelwerte aus normalverteilten Grundgesamtheiten bei unbekanntem, aber gleichen Varianzen durchgeführt, um die Signifikanz von Veränderungen auszuweisen (doppelter t-Test). Ausgewertet wurden die annähernd normalverteilten Logarithmen der Analysendaten.

Tabelle 48: Ergebnis: relative Anzahlen an Datensätzen (Analysendaten) für OWK-Messstellen, bezogen auf die maximale Anzahl während eines Jahres. Hervorhebung orange: $\geq 90\%$ der maximalen Anzahl, gelb: $\geq 80\%$ der maximalen Anzahl.

Parametergruppe	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Eisen	0.77	0.68	0.71	0.78	0.69	0.75	0.78	0.80	0.79	0.85	0.95	0.89	0.76	0.81	0.78	0.97	1.00	0.51
Sulfat	0.88	0.86	0.80	0.88	0.84	0.88	0.92	0.96	0.94	0.88	0.86	0.90	0.83	0.91	0.94	0.99	1.00	0.48
Haupt-/Vorortparameter	0.84	0.83	0.76	0.86	0.81	0.87	0.92	0.96	0.95	0.88	0.87	0.90	0.84	0.92	0.94	0.99	1.00	0.47
Summenparameter	0.75	0.73	0.62	0.74	0.66	0.84	0.89	0.96	1.00	0.98	0.93	0.93	0.67	0.66	0.65	0.33	0.32	0.16
Metalle, Schw.-Metalle	0.65	0.64	0.74	0.81	0.72	0.80	0.79	0.78	0.68	0.74	0.93	0.82	0.83	0.97	0.84	0.99	1.00	0.50
nicht einzuordnen	0.96	0.75	0.75	0.70	0.64	0.55	0.62	0.64	1.00	0.64	0.46	0.46	0.44	0.43	0.52	0.50	0.51	0.29
Alle	0.85	0.83	0.81	0.90	0.83	0.92	0.95	0.98	0.95	0.93	0.98	0.96	0.89	0.99	0.95	0.99	1.00	0.48

Die Ergebnisse für Sulfat sind in Abbildung 42 dargestellt.

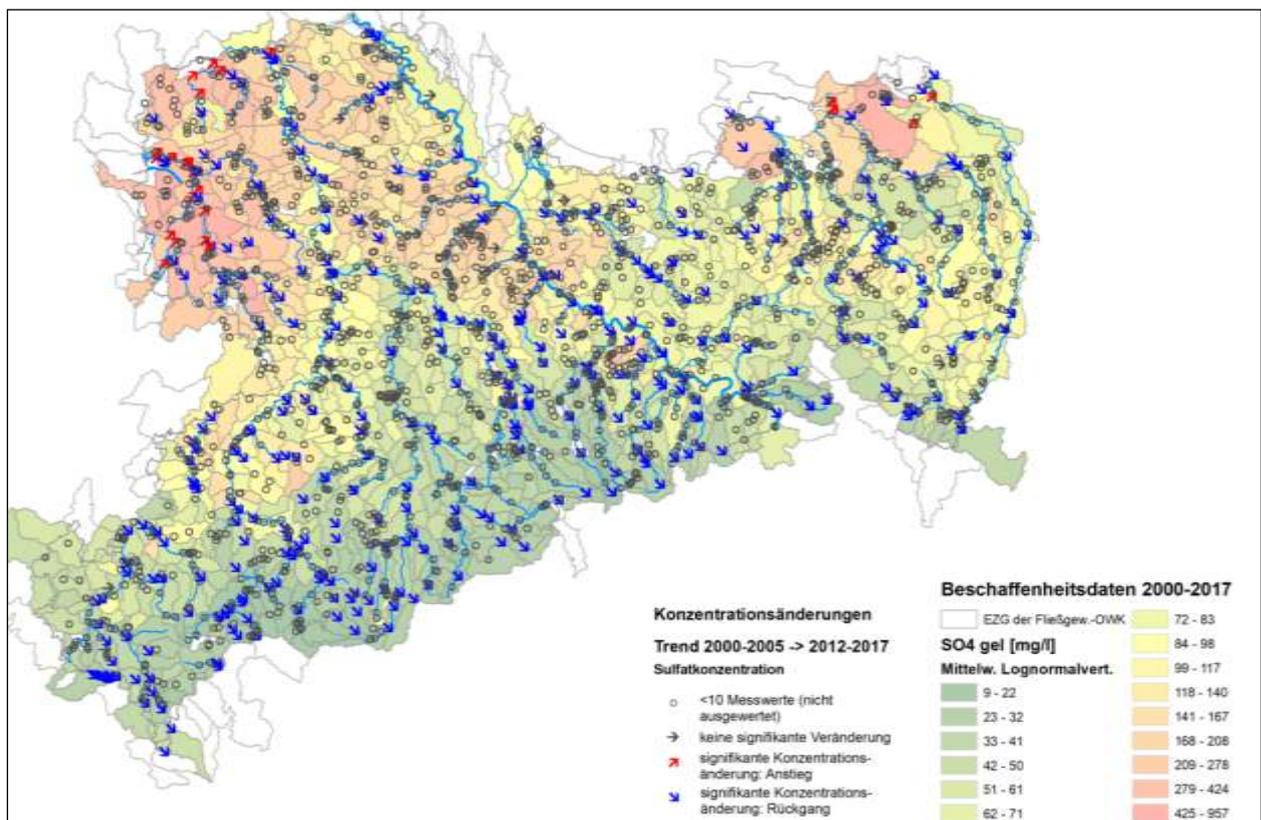


Abbildung 42: Zeitlicher Trend der Sulfatkonzentration im Oberflächenwasser im Ergebnis des Vergleichs der mittleren Konzentrationen in den Zeiträumen 2000-2005 und 2012-2017.

Die Ergebnisse zeigen, dass es sich bei Sulfat bei Nachweisbarkeit signifikanter Veränderungen um Rückgänge der Konzentration handelt, mit Ausnahme der Gebiete mit Braunkohlebergbau (Nordsachsen und Lausitz). Dies gilt im Wesentlichen auch für den Parameter Eisen-gesamt, wobei hier auch Ausnahmen zu verzeichnen sind. So wurden im braunkohlebeeinflussten Gebiet in Nordsachsen keine Zunahmen festgestellt (Abbildung 43).

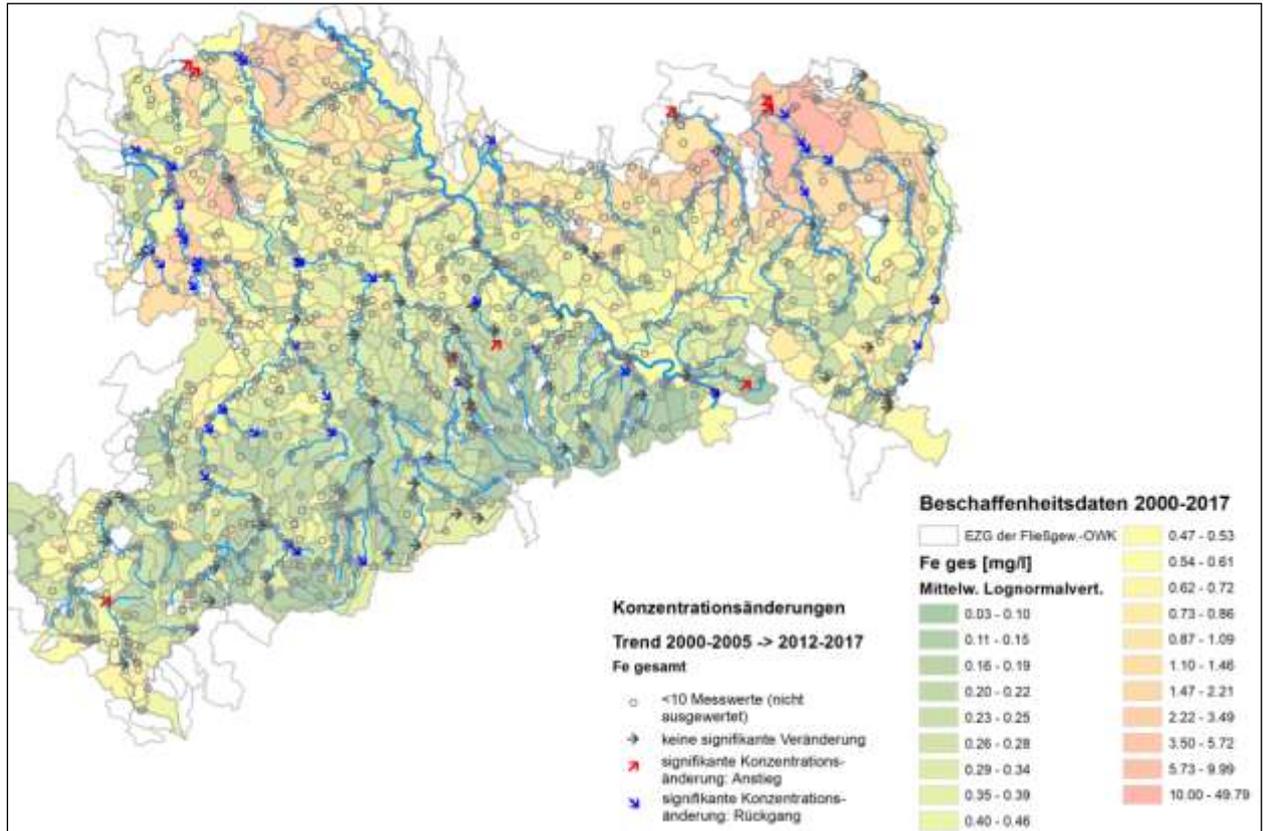


Abbildung 43: Zeitlicher Trend der Konzentration an Eisen (gesamt) im Oberflächenwasser im Ergebnis des Vergleichs der mittleren Konzentrationen in den Zeiträumen 2000-2005 und 2012-2017.

4.4.4 WASSERKÖRPERBEZOGENE AUSWERTUNG

Die Berechnung der mittleren Konzentrationen für die Oberflächen- und Grundwasserkörper ist erforderlich, da diese die grundlegenden Bewirtschaftungseinheiten darstellen, auf die sich die Maßnahmen zur Erhaltung und Verbesserung des Zustandes beziehen.

4.4.4.1 OBERFLÄCHENWASSERKÖRPER

Die folgende Auswertung bezieht sich auf die OWK. Dabei handelt es sich um linienförmige Gewässerabschnitte. Die Ergebnisse der Auswertung sind in der Anlage 3 mit linienförmiger Verbreitung in der Karte dargestellt.

4.4.4.1.1 Auswahl der auszuwertenden Messstellen

Zur Beschreibung der Beschaffenheit von OWK dürfen nur Messstellen ausgewertet werden, die den OWK repräsentieren. Hierzu müssen die Messstellen im OWK selbst liegen und nicht in einem Zufluss im Eigen-EZG. Diese Lageeigenschaft wurde bereits abgeleitet, im OWK selbst liegen die Messstellen im Fall B oder C entsprechend Abschnitt 4.4.2.1.4. Allein diese Messstellen wurden bei der folgenden Auswertung herangezogen.

Unter den auszuwertenden Messstellen befinden sich repräsentative Messstellen für den chemischen Zustand (RC), die im Rahmen WRRL-bezogener Auswertungen herangezogen werden, und weitere Beschaffenheitsmessstellen, die regelmäßig beprobt werden oder wurden. Hier stellt sich die Frage, ob nur die Daten der RC-Messstellen oder alle Beschaffenheitsmessstellen im OWK ausgewertet werden sollten.

Zunächst wurde geprüft, ob signifikante Unterschiede für die beiden verschiedenen Teilmengen an Daten resultieren würden. Dies ist bei Eisen etwa bei jedem zehnten OWK der Fall, bei Sulfat bei jedem vierten. Allerdings sind keine systematischen Unterschiede zu erkennen, die Mittelwerte aus den RC-Messstellen liegen sowohl unter als auch über den Mittelwerten aus allen Messstellen, wenn überhaupt ein signifikanter Unterschied festgestellt werden kann. Deshalb besteht kein Grund, für die Auswertung der OWK nur die RC-Messstellen heranzuziehen und dabei eine große Anzahl verfügbarer Analysendaten zu verwerfen.

Da es sich hier nur um eine Beschreibung des Zustandes der OWK handelt, werden im Folgenden die RC-Messstellen nicht anders bewertet als die übrigen Messstellen in OWK. Damit werden alle verfügbaren Daten genutzt und keine auswertbaren Daten verworfen.

Bei der WRRL-konformen Auswertung von Daten werden dagegen nur die RC-Messstellen herangezogen, da diese für den Zweck der periodischen Auswertung der chemischen Beschaffenheit bestimmt sind. So werden für die Ermittlung der Überschreitung von OW in Abschnitt 4.10 nur die RC-Messstellen herangezogen.

4.4.4.1.2 Vorgehensweise zur Datenwichtung

Nach der Vorauswahl der Messstellen verbleibt die Frage, wie die einzelnen Analysendaten verschiedener Messstellen zu wichten sind. Eine Vorgehensweise besteht darin, die Analysenwerte aller Messstellen in einem OWK als gleichwertige Einzelanalysen auszuwerten, so dass jeder Wert ohne Wichtung in die Auswertung eingeht. Eine andere Möglichkeit besteht darin, aus den Einzeldaten jeder Messstelle zunächst die Mittelwerte für die Messstellen zu berechnen und in einem zweiten Schritt aus diesen Messstellenwerten einen Mittelwert für den OWK zu berechnen. Beide Methoden haben Vor- und Nachteile.

Gründe für die gleichgewichtete Auswertung der Einzeldaten sind:

- 1) Alle Wasserproben und Analysendaten eines OWK sollten gleichwertig sein und die chemische Beschaffenheit des OWK unabhängig vom Probenahmeort repräsentieren, da die OWK per Definition gemäß WRRL gleichartige Fließgewässerabschnitte mit homogenen Eigenschaften darstellen sollten. Da der Probenahmeort innerhalb eines OWK für die Auswertung nicht relevant ist, können die Einzeldaten unabhängig von der Messstellenzugehörigkeit gleichgewichtet werden.
- 2) Mit der Gleichbehandlung aller Einzeldaten wird vermieden, dass einzelne Messstellen mit einer hohen Wichtung in die Auswertung eingehen, obwohl an diesen Messstellen deutlich weniger Daten erhoben wurden als an anderen Messstellen. Damit wird verhindert, dass wenige Analysendaten das Ergebnis unverhältnismäßig beeinflussen (vgl. Abbildung 44).



Abbildung 44: Beispiel zur Datenzusammenfassung: mit der gleichen Wichtung der Einzel-daten wird vermieden, dass die Messstelle mit $n = 7$ das Ergebnis übermäßig beeinflusst.

- 3) Werden alle Analysendaten gleichbehandelt, sind statistische Verfahren ohne Abstriche anwendbar. Über den Zwischenschritt der Mittelwertbildung für einzelne Messstellen dagegen gehen Informationen über die Häufigkeitsverteilung verloren oder sind nur mit zusätzlichem Aufwand zu erhalten.

Für die zweite Möglichkeit der Berechnung von Messstellenmittelwerten mit anschließender Berechnung der OWK-Mittelwerte spricht lediglich, dass hiermit vermieden wird, dass einzelne Messstellen mit sehr hohen Analysenanzahlen sich übermäßig in den Mittelwerten des OWK niederschlagen, obwohl dies in bestimmten Fällen nicht erwünscht ist, z. B. wenn diese Messstellen vorrangig der Überwachung von Stoffeinträgen dienen.

4.4.4.1.3 Ergebnisse

Für die Berechnungen wurden alle Messstellen herangezogen, die im OWK liegen (Fall B+C nach Abschnitt 4.4.2.1). Dabei wurden die folgenden Anzahlen an Analysendaten ausgewertet:

Tabelle 49: Anzahl Analysenwerte zur Auswertung der OWK.

Parameter	Anzahl Analysenwerte
Eisen-gesamt [mg/L]	67.631 Analysenwerte
Eisen-gelöst [mg/L]	35.632 Analysenwerte
Eisen(II) [mg/L]	4.938 Analysenwerte
Sulfat [mg/L]	95.743 Analysenwerte

Die Mittelwerte für die OWK wurden als Median berechnet. Die Ergebnisse der Berechnungen sind in Anlage 3 in der Karte dargestellt.

4.4.4.2 GRUNDWASSERKÖRPER

Zur Charakterisierung der Beschaffenheit des Grundwassers wurden die mittleren Konzentrationen an Eisen und Sulfat für die GWK berechnet. Hierzu wurden die Analysendaten herangezogen, die dem oberflächennahen Grundwasser zuzuordnen sind (vgl. Abschnitt 4.4.2.2.2).

4.4.4.2.1 Auswahl der auszuwertenden Messstellen

Ausgewertet wurden lediglich die Daten, welche dem oberflächennahen Grundwasser zuzuordnen sind. Die Vorgehensweise bei dieser Zuordnung ist in Abschnitt 4.4.4.2.2 dargelegt.

4.4.4.2.2 Vorgehensweise zur Datenwichtung

Analog zum Oberflächenwasser wurden auch beim Grundwasser alle Analysenwerte gleichgewichtet. Jeder Analysenwert von Messstellen innerhalb eines zusammenfassenden Teileinzugsgebietes, die das oberflächennahe Grundwasser beproben, geht mit gleicher Wichtung in die Berechnung der Mittelwerte für das Teileinzugsgebiet ein.

4.4.4.2.3 Ergebnisse

Die Mittelwertberechnung erfolgte analog zu den OWK. Jeder Analysenwert wurde gleich gewichtet und als Mittelwert wurde der Median berechnet. Es wurden folgende Anzahlen an Analysendaten zur Mittelwertbildung herangezogen:

Tabelle 50: Anzahl Analysenwerte zur Auswertung der GWK.

Parameter	Anzahl Analysenwerte
Eisen-gesamt [mg/L]	5.043 Analysenwerte
Eisen-gelöst [mg/L]	12.375 Analysenwerte
Eisen(II) [mg/L]	6.666 Analysenwerte
Eisen(III) [mg/L]	237 Analysenwerte
Sulfat [mg/L]	18.270 Analysenwerte

Bei Eisen(III) können lediglich für vier GWK Mittelwerte berechnet werden, Kartendarstellungen wurden für diesen Parameter nicht erstellt. Für die übrigen Parameter wurden die berechneten Mittelwerte kartenmäßig in Anlage 4 dargestellt.

4.4.5 EINZUGSGEBIETSBEZOGENE AUSWERTUNG

4.4.5.1 OBERFLÄCHENWASSER

Neben den Angaben zu mittleren Beschaffenheiten der OWK selbst (vgl. Abschnitt 4.4.4.1) sind weiterhin mittlere Beschaffenheiten von Oberflächengewässern für die Eigen-EZG der OWK möglich. Hierzu wurden die Analysendaten der Messstellen in Zuflüssen zu OWK (Fall A in Abschnitt 4.4.2.1.4) und die Messstellen in OWK nahe deren Quellen (Fall B in Abschnitt 4.4.2.1.4) ausgewertet. Die Berechnung der Mittelwerte erfolgte analog zur Vorgehensweise für die OWK selbst, d. h. die Analysendaten gehen gleichgewichtet in die Auswertung ein. Die mittlere Konzentration wurde anhand des Medians bestimmt. Es wurden folgende Anzahlen an Analysendaten ausgewertet:

Tabelle 51: Anzahl Analysenwerte zur gebietsbezogenen Auswertung des Oberflächenwassers für die Parameter Eisen und Sulfat.

Parameter	Anzahl Analysenwerte
Eisen-gesamt [mg/L]	12.715 Analysenwerte
Eisen-gelöst [mg/L]	32.795 Analysenwerte
Eisen(II) [mg/L]	1.421 Analysenwerte
Sulfat [mg/L]	44.993 Analysenwerte

Die berechneten Mittelwerte der betreffenden Messstellen charakterisieren die Fließgewässerbeschaffenheit in den betreffenden Eigen-EZG der OWK. Die Ergebnisse sind in Anlage 5 in der Karte dargestellt.

Die Fließgewässerbeschaffenheit als Gebietseigenschaft mehrerer Gebiete kann zusammengefasst werden, um z. B. Aussagen für großflächigere Fließgewässerlandschaften abzuleiten. Dabei sind allerdings weitere Einflussgrößen zu beachten. Weiterhin ist eine räumliche Interpolation ohne Beachtung der Fließrichtung möglich, da die Ergebnisse nicht auf linienförmige Fließgewässer bezogen sind. Damit sind ggf. Aussagen zu nicht mit Daten belegten Teilgebieten möglich. Auch hier sind weitere Einflussgrößen auf die chemische Beschaffenheit zu beachten.

4.4.5.2 GRUNDWASSER

Die in Abschnitt 4.4.4.2 dargestellte Auswertung für die GWK (oberflächennahes Grundwasser) ist bereits gebietsbezogen, da die GWK flächenhaft verbreitet sind. Allerdings sind die GWK aufgrund ihrer Größe nicht homogen, innerhalb der Verbreitung eines GWK weist das oberflächennahe Grundwasser eine unterschiedliche Beschaffenheit auf, welche insbesondere auf eine unterschiedlich starke anthropogene Beeinflussung zurückzuführen sein kann, wie zum Beispiel auf unterschiedliche Landnutzungsformen.

Die GWK wurden deshalb weiter in Teilgebiete untergliedert. Dabei wurde versucht, für Messstellen bzw. Messstellengruppen Gebiete zu erstellen, die möglichst dem unterirdischen EZG der Messstellen für das oberflächennahe Grundwasser nahekommen. Im Festgesteinsbereich entsprechen die unterirdischen EZG weitgehend dem oberflächigen EZG, weshalb in vielen Fällen die Geometrie der Oberflächenwasser-EZG auch für das Grundwasser übernommen werden konnten. Dabei wurden die oberirdischen Teileinzugsgebiete des Freistaates Sachsen (2. BWP WRRL) als Grundlage verwendet und i. d. R. zu größeren EZG für die Grundwassermessstellen zusammengefasst. Im Lockergesteinsbereich, insbesondere im Tiefland, wurden dabei zusätzlich die Fließrichtung des Grundwassers und die Grenzen der GWK, die nicht immer mit den oberirdischen Wasserscheiden übereinstimmen, berücksichtigt.

Mit den durchgeführten Arbeitsschritten wurde eine Gebietseinteilung erarbeitet, die in der folgenden Abbildung 45 dargestellt ist. Die dargestellten Gebiete wurden hinsichtlich der Landnutzung und weiterer anthropogener Beeinflussungen und Quellen beurteilt. Die Eigenschaften der Gebiete wurden den Messstellen zugeordnet, womit eine Untersuchung der Zusammenhänge zwischen diesen Eigenschaften und der Grundwasserbeschaffenheit möglich wird.

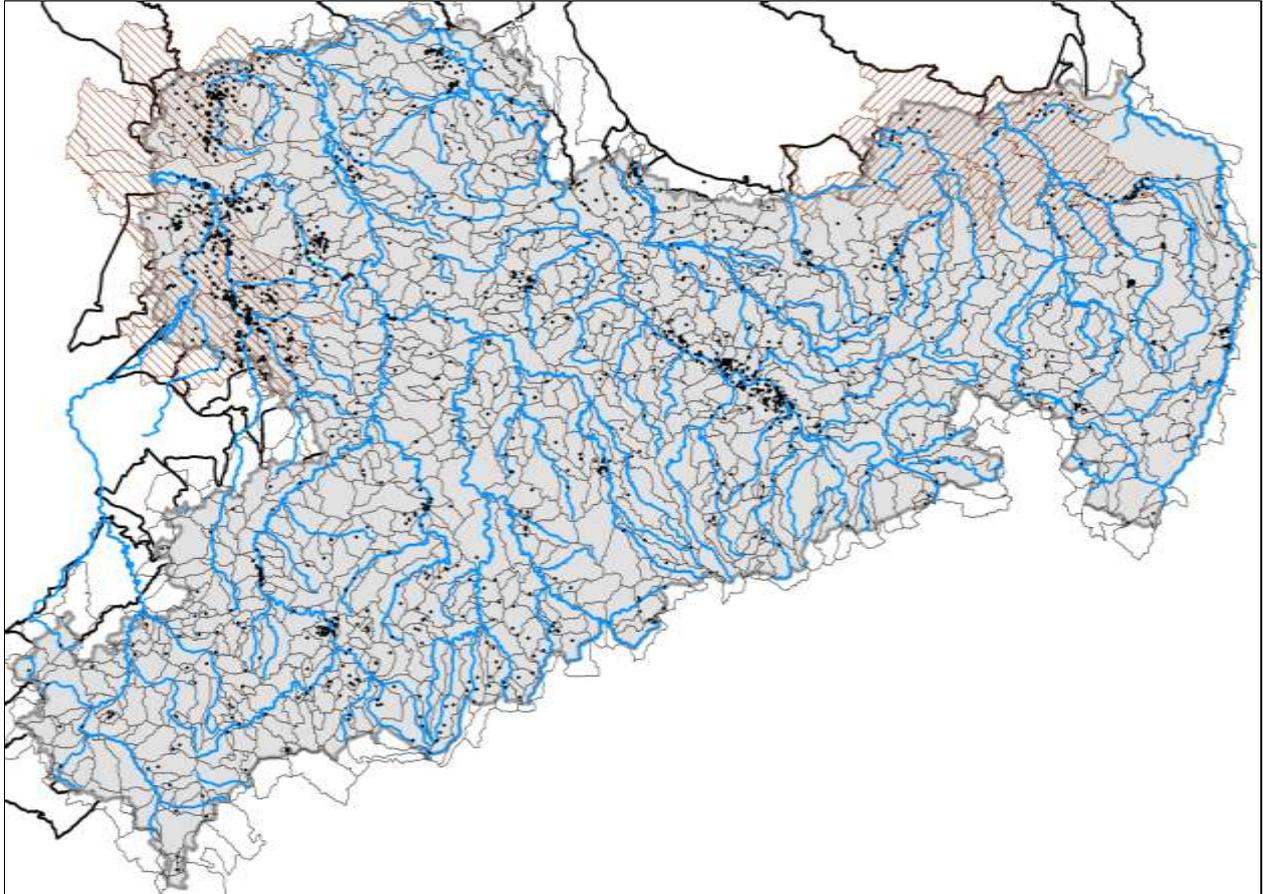


Abbildung 45: Teileinzugsgebiete zur Beurteilung der Einflüsse auf die Wasserbeschaffenheit an Grundwassermessstellen (schwarze Punkte: Messstellen, schraffiert: Braunkohlegebiete außerhalb Bearbeitungsgebiet).

4.4.5.3 EINFLUSS DER HYDROLOGISCHEN VERHÄLTNISS E AUF DIE KONZENTRATIONEN AN EISEN UND SULFAT

Im Folgenden werden die Eisen-Gesamtgehalte und Sulfatgehalte im Fließgewässer exemplarisch den gemessenen Durchflüssen gegenübergestellt und die jahreszeitliche Entwicklung dieser Größen ausgewertet. Für diese Auswertung wurden der Durchfluss an den Basispegeln in der Zwickauer Mulde und die Eisen- und Sulfatgehalte an den nächstgelegenen Beschaffenheitsmessstellen herangezogen:

Tabelle 52 Exemplarische Auswertung von Eisen- und Sulfatgehalt in Abhängigkeit vom Durchfluss.

Basispegel	Lage Basispegel	Beschaffenheitsmessstelle	Lage Messstelle
Pegel 562010 (Rautenkrantz)	quellnah, Mittelgebirge	OBF38800	ca. 2 km stromabwärts des Pegels
		OBF40610	ca. 2 km stromaufwärts des Pegels in der Kleinen Pyra
Pegel 562031 (Aue 3)	Oberlauf	OBF39100	ca. 1 km stromaufwärts des Pegels in der Zwickauer Mulde vor Mündung Schwarzwasser
		OBF41200	ca. 200 m stromaufwärts des Pegels in der Johannegeorgenstädter Schwarzwasser
Pegel 562040 (Niederschlema)	Oberlauf	OBF39200	ca. 1 km stromabwärts des Pegels
Pegel 562070 (Zwickau-Pölbitz)	Oberlauf	OBF39600	ca. 8 km stromabwärts des Pegels
Pegel 562090 (Wolkenburg)	Mittellauf	OBF40000	ca. 200 m stromaufwärts des Pegels
Pegel 562115 (Wechselburg 1)	Mittellauf	OBF40300	ca. 3 km stromabwärts des Pegels
Pegel 562135 (Colditz)	Mittellauf, vor Vereinigung	OBF40500	ca. 6 km stromabwärts des Pegels
Pegel 560021 (Golzern)	Unterlauf, nach Vereinigung	OBF47200	ca. 500 m stromaufwärts des Pegels
Pegel 560051 (Bad Düben 1)	Unterlauf, nach Vereinigung, vor Landesgrenze	OBF47600	am Pegel

Ergebnisse: Zusammenhang Konzentration - Durchfluss

Die höchsten Eisengehalte werden häufig während starker Abflussereignisse ermittelt. Der Eisengehalt liegt dann deutlich über den mittleren Werten und geht sehr zügig wieder auf das Ausgangsniveau zurück, wenn auch der Durchfluss nach einzelnen kurzzeitigen Abflussereignissen wieder zurückgeht. Während längerer abflussreicher Perioden sind die Eisengehalte ebenfalls höher im Vergleich zu mittleren Verhältnissen, sie gehen in diesen Fällen oft mit abnehmendem Durchfluss allmählich zurück. Während längerer Perioden mit geringen Durchflüssen sind die Eisengehalte vergleichsweise gering, allerdings kann an einigen Messstellen auch eine geringfügige Zunahme des Eisengehaltes während langandauernder Niedrigwasserperioden festgestellt werden. Der Eisengehalt bleibt in diesen Fällen jedoch deutlich unter den während Hochwasser ermittelten Eisengehalten.

Der Sulfatgehalt verhält sich anders als der Eisengehalt. Oftmals werden während kurzzeitiger Abflussspitzen geringe Sulfatgehalte gemessen, wenn gleichzeitig hohe Eisengehalte (Eisen gesamt) ermittelt werden. Vergleichsweise geringe Sulfatgehalte werden in der Zeit der Schneeschmelze bestimmt. So werden an einigen Messstellen regelmäßig geringere Sulfatgehalte in den Monaten Februar bis April ermittelt. Die höchsten Sulfatgehalte werden dagegen oft in Zeiten mit geringen Durchflüssen bestimmt, wenn die Eisengehalte gleichzeitig eher niedrig sind.

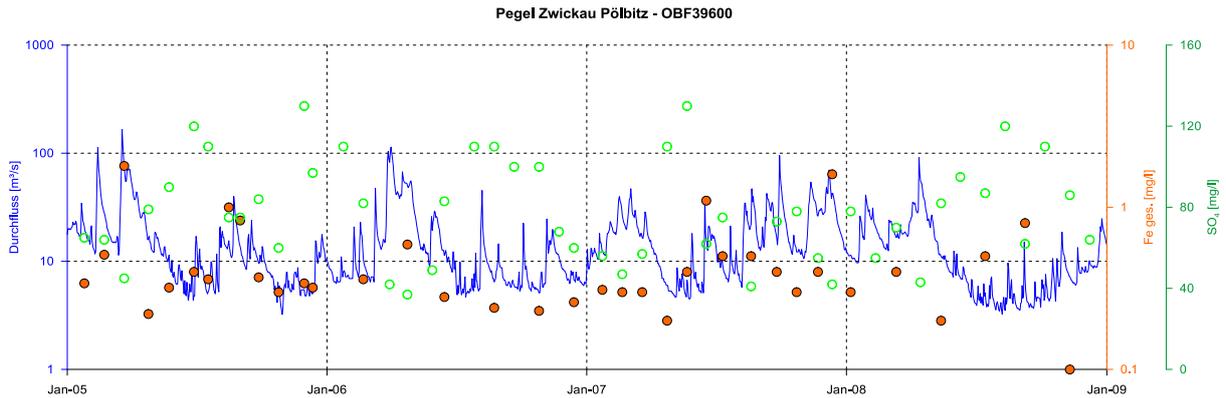


Abbildung 46 Entwicklung der Eisen- und Sulfatkonzentration und des Durchflusses in der Zwickauer Mulde (Durchfluss: Pegel Zwickau-Pölbitz, Beschaffenheit: OBF39600).

Das beschriebene Verhalten ist im Oberlauf im Erzgebirge weniger deutlich, im Unterlauf zeigt es sich sehr deutlich, die Sulfatgehalte gehen regelmäßig und mehrfach jährlich bei starken Abflüssen zurück und die Eisengehalte zeigen bei jeder mit Analysen belegten Abflussspitze eine deutliche Erhöhung. So zeigt der in der folgenden Abbildung 47 dargestellte Eisengehalt am Pegel Golzern 1 eine nahezu mit dem gemessenen Durchfluss synchrone Entwicklung. Anhand der nicht logarithmischen Darstellung der selben Zeitreihen in Abbildung 48 wird deutlich, dass praktisch jede Abflussspitze mit einer kurzzeitigen Verringerung der Sulfatkonzentration verbunden ist.

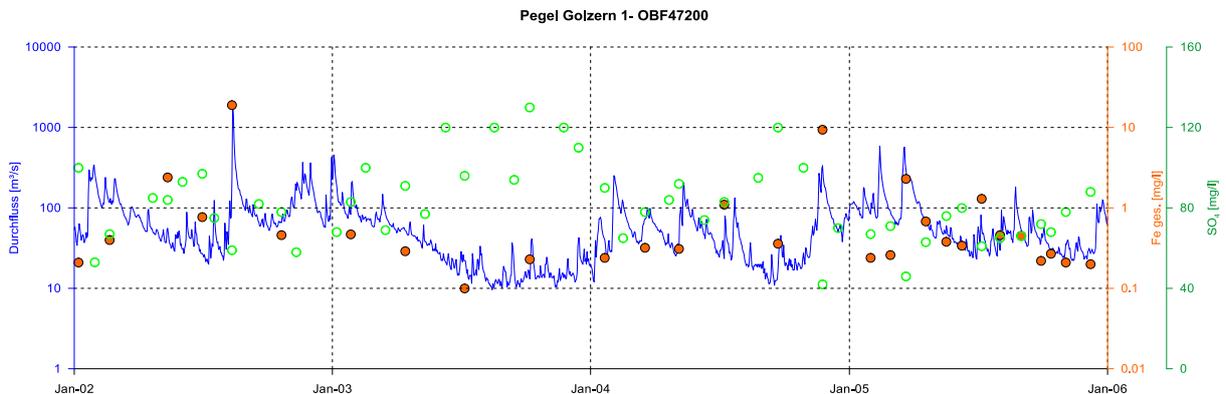


Abbildung 47 Entwicklung der Eisen- und Sulfatkonzentration und des Durchflusses in der Zwickauer Mulde (Durchfluss: Pegel Golzern 1, Beschaffenheit: OBF47200), logarithmische Darstellung von Durchfluss und Eisengehalt

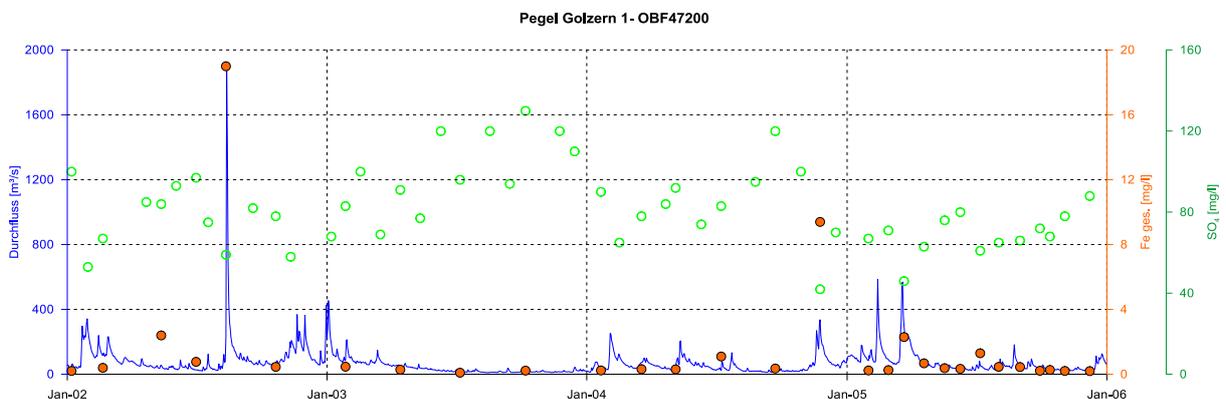


Abbildung 48 Entwicklung der Eisen- und Sulfatkonzentration und des Durchflusses in der Zwickauer Mulde (Durchfluss: Pegel Golzern 1, Beschaffenheit: OBF47200)

Die folgende Abbildung 49 verdeutlicht exemplarisch die Erhöhung des Eisengehaltes während Starkniederschlagsabflüsse. Im Mittel- und Unterlauf ist der Durchfluss nach sommerlichen Starkniederschlägen oft nicht deutlich erhöht, dennoch werden bereits erhöhte Eisengehalte gemessen. Weiterhin wird die jahreszeitliche Entwicklung des Sulfatgehaltes deutlich, der im März/April sein jahreszeitliches Minimum während der Schneeschmelze erreicht, sein jahreszeitliches Maximum dagegen bei Niedrigwasser im Spätsommer/Herbst.

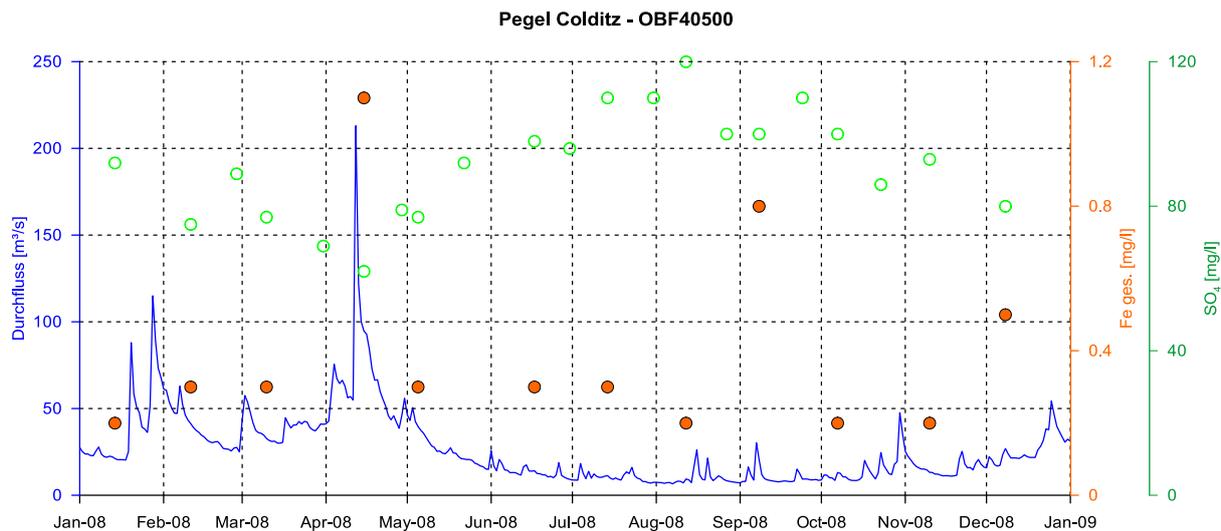


Abbildung 49 Entwicklung der Eisen- und Sulfatkonzentration und des Durchflusses in der Zwickauer Mulde (Durchfluss: Pegel Colditz, Beschaffenheit: OBF40500)

Ergebnisse: Jahreszeitliche Entwicklung

Der Durchfluss zeigt eine deutliche jahreszeitliche Entwicklung, welche die hydrologischen Bedingungen im Einzugsgebiet widerspiegelt. Die höchsten Durchflüsse werden nach der Wiederauffüllung des Bodenwasserspeichers im Winter erreicht, insbesondere führt die Schneeschmelze in den Monaten Februar bis April zu vergleichsweise hohen mittleren Durchflüssen. Mit dem Beginn der Vegetationsperiode steigt der Wasserverbrauch durch Verdunstung an, was sich in einer Abnahme der Durchflüsse äußert, die im Hochsommer im Mittel ihr Minimum erreichen und erst im November wieder deutlich ansteigen.

Die Eisenkonzentration ist im Oberlauf im Mai mehr als doppelt so hoch wie in der übrigen Zeit des Jahres. Im Unterlauf werden die höchsten Eisengehalte im Juli, August und September ermittelt. In den genannten Monaten finden i. d. R. auch die meisten Starkniederschläge statt, deshalb ist anzunehmen, dass die hohen Eisengehalte auf die Starkniederschlagshäufigkeit zurückzuführen ist.

Die Sulfatkonzentrationen zeigen insbesondere im Mittellauf eine jahreszeitliche Entwicklung. Die geringsten Konzentrationen werden i. d. R. im Februar, März und April bestimmt, wenn der Anteil der Schneeschmelze im Abfluss des Fließgewässers hoch ist. Im Sommer/Herbst dagegen werden vergleichsweise hohe Sulfatgehalte registriert, was mit der Wahrscheinlichkeit von Niedrigwasser korrespondiert.

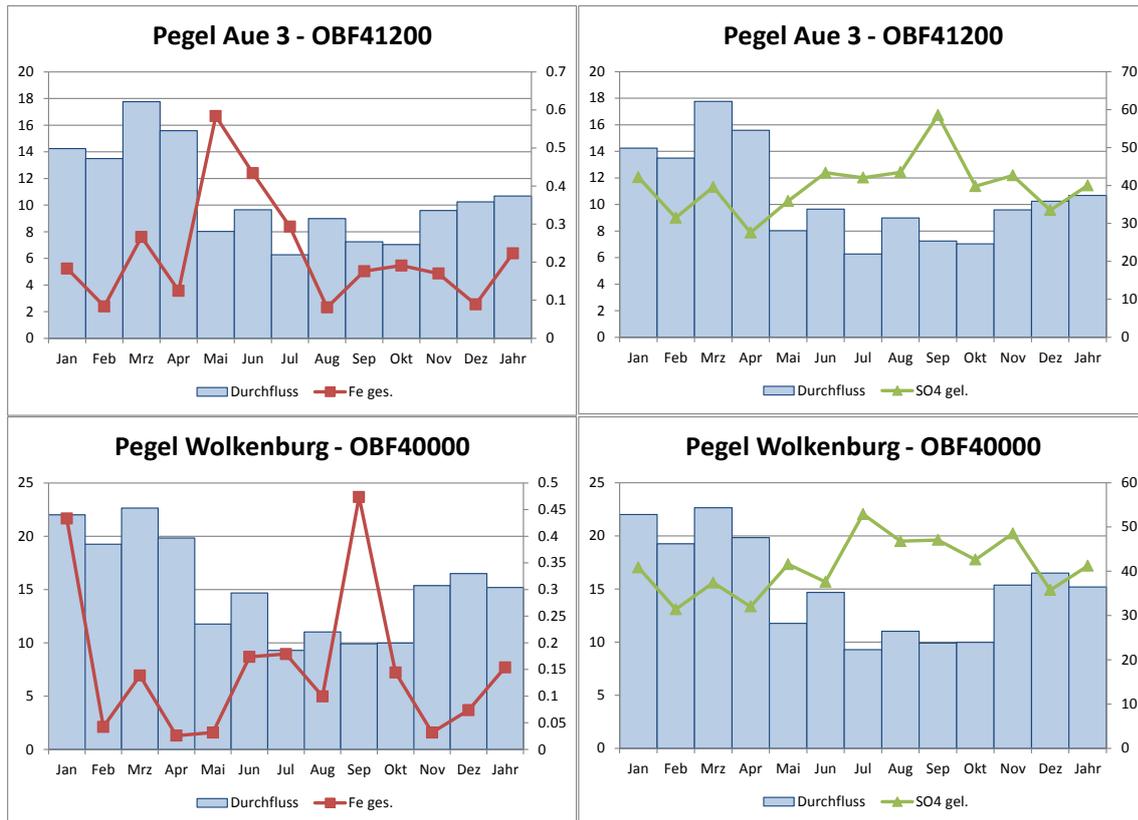


Abbildung 50 Exemplarische Darstellung des Jahresganges von Durchfluss, Eisenkonzentration und Sulfatkonzentration für eine Messstelle im Oberlauf (Pegel Aue, Messstelle OBF41200 in der Johannegeorgenstädter Schwarzwasser) und im Mittellauf (Pegel Wolkenburg und Messstelle OBF40000)

Interpretation

Geringe Sulfatgehalte sind auf einen hohen Anteil an Niederschlagswasser im Fließgewässer zurückzuführen. Dies ist im Winter der Fall, wenn wenig Niederschlagswasser durch Verdunstung verbraucht wird. Besonders nach der Schneeschmelze im Mittelgebirge erreichen die Sulfatkonzentrationen sehr geringe Werte, was auch anhand des Jahresganges deutlich wird. Der grundwasserbürtige Anteil des Wassers im Fließgewässer ist dann vergleichsweise gering. Während der jährlichen Niedrigwasserperioden gilt das Gegenteil, der Anteil des grundwasserbürtigen Basisabflusses im Abfluss der Fließgewässer ist hoch, was zu erhöhten Sulfatgehalten führt.

Auch bei Eisen kann während längerer Niedrigwasserperioden an einigen Messstellen eine geringfügige Zunahme der Konzentration festgestellt werden, wenn die Fließgewässer wenig Niederschlagswasser führen. Allerdings fällt beim Eisengehalt an erster Stelle die hohe Konzentration bei Starkniederschlagsabflüssen auf. Dies ist auf die Ablagerung von eisenhaltigen Schwebstoffen und Sedimenten im Gewässerbett während normaler Wasserführung zurückzuführen. Bei hoher Abflussführung werden diese Schwebstoffe und Sedimente wieder abgetragen und führen zu erhöhten Eisengehalten im Wasser der Fließgewässer.

Der Zusammenhang zwischen Starkniederschlagsabfluss und hohem Eisengehalt kann oft nicht durch Analysendaten bestätigt werden, entweder weil bei hohen Abflüssen kein erhöhter Eisengehalt ermittelt wurde oder weil in einigen Fällen auch sehr hohe Eisengehalte ermittelt wurden, obwohl der Abfluss nicht entsprechend erhöht war. Dies lässt vermuten, dass die Erhöhung des Eisengehaltes oft nur kurzfristig stattfindet, so dass die Proben-

ahme nicht in jedem Fall die Verhältnisse während des Starkniederschlagsabflusses widerspiegelt. In den meisten Fällen liegen für Starkniederschlagsabflüsse gar keine Analysendaten vor. Auch sollte der Eisengehalt im Abfluss mehrerer aufeinanderfolgender Starkniederschläge abnehmen, da vor allem der erste Starkniederschlag nach einer längeren Zeit der Akkumulation von Sedimenten im Gewässerbett eine deutlich erhöhte Eisenfracht führen sollte im Vergleich zu den darauffolgenden Ereignissen ohne zwischenzeitliche Akkumulation.

Vergleich Niederschlagswasser - Grundwasser

Die gemessenen Konzentrationen bei unterschiedlichen hydrologischen Verhältnissen lassen den Schluss zu, dass sich Eisen und Sulfat hinsichtlich der für den Abfluss Konzentrationsbestimmenden Komponenten unterscheiden müssen. Die Konzentration im Fließgewässer wird im Wesentlichen bestimmt durch die Beschaffenheit des Grundwassers, welches den Basisabfluss im Fließgewässer liefert, die spezifische Abreicherung bzw. Zurückhaltung des Stoffes beim Übertritt vom Grundwasser zum Fließgewässer, durch die Beschaffenheit des Niederschlagswassers und durch zusätzliche anthropogene Quellen. Die folgende Tabelle enthält die mittleren Konzentrationen von Eisen gesamt und Sulfat im Grund- und Oberflächenwasser der zusammengefassten Beurteilungsgebiete.

Tabelle 53 Konzentrationenmittelwerte im Oberflächenwasser und Grundwasser der zusammengefassten Betrachtungsgebiete (vgl. Abschnitt 4.6.2.10)

	Fe_ges [mg/l]			SO4 [mg/l]		
	OW	GW	Verhältnis OW:GW	OW	GW	Verhältnis OW:GW
ObBerglWest	0.160	0.084	2:1	23	27	1:1
UntBerglWest	0.257	0.080	3:1	46	47	1:1
Gneis ObMEErz	0.234	0.033	>3:1	28	32	1:1
Gneis UntMEErz	0.229	0.117	2:1	49	75	1:1,5
BasVulk Bergl	0.365	0.148	2:1	51	49	1:1
SilVulk EErz	0.147	0.097	2:1	30	32	1:1
Rotl	0.195	0.042	>3:1	94	83	1:1
EErzVorl	0.276	0.039	>3:1	89	189	1:2,0
KSandst	0.226	0.124	2:1	66	76	1:1
Granodio Granulit	0.406	0.147	3:1	74	117	1:1,5
SilVulk NSachs	0.431	0.109	>3:1	124	152	1:1
Auen	0.664	0.258	3:1	111	179	1:1,5
Moore	0.500	0.573	1:1	15	11	1,5:1
Pleisto Tiefl	0.683	0.274	2:1	128	163	1:1,5
Pleisto Hueg	0.419	0.117	3:1	90	188	1:2
T BSandst Zechst	0.392	0.014	>3:1	123	123	1:1
SchieferGneisNSachs	0.352	0.130	3:1	70	89	1:1,5
Mittelwert	0.34	0.15	2:1	72	120	1:1,5

Der Vergleich von Grund- und Oberflächenwasser zeigt bei Eisen (gesamt) höhere Konzentrationen im Oberflächenwasser als im Grundwasser, während bei Sulfat die Konzentration im Grundwasser höher ist als im Oberflächenwasser. Dies ist der Grund für das gegensätzliche Verhalten beider Parameter bei unterschiedlichen hydraulischen Bedingungen. Bei Sulfat führen Niederschläge und Schneeschmelze in erster Linie zu einer Verdünnung, so dass die Konzentrationen ausgehend von einer Obergrenze, die von der Grundwasserbeschaffenheit bestimmt wird, kleiner werden. Dabei ist zu berücksichtigen, dass beim Übertritt vom Grund- zum Oberflächenwasser keine wesentliche Abreicherung bzw. Stoffrückhaltung stattfindet. Beim Eisen wird der Prozess der Verdünnung, welcher ebenfalls stattfinden sollte, überlagert durch die Abreicherung beim Übertritt vom Grund- zum Oberflächenwas-

ser, durch Fällungs- und Sedimentationsprozesse und durch die bei hohen Durchflüssen stattfindende Wiederaufnahme und Verlagerung von Eisen aus abgelagerten Sedimenten. Dabei fällt auf, dass die Eisen-III-Gesamtkonzentration im Oberflächenwasser etwa doppelt so groß ist wie im Grundwasser, was auf den unterschiedlichen Chemismus zurückzuführen ist. Das Eisen in den Oberflächengewässern, welches nicht auf den Zustrom von Grundwasser zurückgeht, entsteht vorrangig bei der Verwitterung von Gesteinen an der Erdoberfläche.

4.5 VERÄNDERUNG DER BESCHAFFENHEIT UND STOFFFRACHT ÜBER DEN FLIESSWEG

Die Wasserbeschaffenheit und Stofffracht im Fließgewässer ändert sich über den Fließweg von dessen Quelle bis zur Mündung. Durchfließt das Gewässer ein geologisch homogenes Gebiet, sollte sich die Stofffracht, welche nicht ausfällt, abgereichert wird, chemisch reagiert oder anderweitig verbraucht wird, nicht wesentlich ändern. Die Stofffracht steigt mit zunehmendem Durchfluss an.

Sind über den Fließweg dagegen Stoffquellen vorhanden, die über die durchschnittliche geologische Freisetzung hinausgehen, sollte sich dies in einer Erhöhung der Stoffkonzentration und in einer entsprechenden überproportionalen Zunahme der Stofffracht äußern. Auch bei Eisen sollten Gewässerabschnitte mit überproportionalem Stoffeintrag erkennbar sein und Rückschlüsse auf Stoffquellen ermöglichen. Somit war zu prüfen, inwieweit mit einer Zusammenstellung der Stoffkonzentration und Stofffracht über den Fließweg von Oberflächengewässern mit langem Wasserlauf wie der Freiburger und Zwickauer Mulde oder der Spree Rückschlüsse auf Stoffquellen getroffen werden können. Diese Betrachtung stellt eine Ergänzung zur explorativen statistischen Auswertung von Oberflächenwasserbeschaffenheiten in Abschnitt 4.6 dar, da sie eine Auswertung der Fließgewässer ohne konkreten Gebietsbezug ermöglicht.

4.5.1 VORGEHENSWEISE

Die durchgeführten Arbeiten entsprechen einer Gegenüberstellung des mittleren Durchflusses (MQ) und der mittleren Stoffkonzentrationen (c) an ausgewählten Messstellen. Die mittlere Stofffracht (M) kann aus beiden Größen mittels Multiplikation berechnet werden. Es handelt sich dabei lediglich um eine Schätzung, eine exakte Berechnung wäre nur anhand von regelmäßig und gleichzeitig bestimmten Momentanwerten der lognormalverteilten Größen Durchfluss und Konzentration möglich. Bei der Zusammenstellung von MQ und Konzentration wurden weitere Parameter wie die Kilometrierung und die Einzugsgebietsgröße berücksichtigt. Betrachtet wurden die Fließgewässer Zwickauer Mulde, Freiburger Mulde, Vereinigte Mulde und Spree.

4.5.1.1 ERMITTLUNG VON DURCHFLUSS UND STOFFFRACHT AN DEN MESSSTELLEN

Die hydrologischen Daten Durchfluss und EZG-Eigenschaften an den Messstellen wurden den Daten „MQ_regio“ entnommen, die vom LfULG zur Bearbeitung der Studie übergeben

wurden. Diese enthalten alle Daten und Parameter zur Regionalisierung des mittleren Durchflusses MQ und anderer gewässerkundlicher Hauptwerte für die sächsischen Fließgewässer (LfULG 2017c). Die übergebenen Daten sind identisch mit den mittels Webanwendung öffentlich verfügbaren Daten (LfULG 2018b). Die Daten enthalten den MQ und andere Hauptwerte und Gebietsparameter für jeweils den Zufluss- und Abflusspunkt im Fließgewässer eines jeden der ca. 6.300 Teileinzugsgebiete nach WRRL im Freistaat Sachsen. Damit kann jedem Bilanzpunkt vor und nach der Einmündung eines Zuflusses ein konkreter mittlerer Durchfluss MQ zugeordnet werden.

Für jede Beschaffenheitsmessstelle ist eine Zuordnung des MQ mit hinreichender Genauigkeit möglich. Liegt die Messstelle im Bereich des Gebietszuflusses bzw. des Eintrittspunktes des Fließgewässerabschnittes in ein Teileinzugsgebiet, wurde der entsprechende MQ-Wert (ZU_MQ für den Zufluss aus „MQ_regio“) auf die Messstelle übertragen, bei Nähe der Messstelle zum Gebietsabflusspunkt der MQ-Wert AB_MQ (Gebietsausfluss aus „MQ_regio“). Lag die Messstelle in weitem Abstand zwischen Gebietszufluss und -ausfluss, wurde das arithmetische Mittel beider MQ-Werte auf die Messstelle übertragen. Auf diese Weise konnte jeder Messstelle in der Zwickauer Mulde, Freiburger Mulde, Vereinigten Mulde und Spree und jeder Messstelle in unmittelbaren Zuflüssen in diese Gewässer die mittlere Stoffkonzentration, der MQ und weitere Parameter wie EZG-Größe und Kilometrierung zugeordnet werden. Anschließend wurden die Daten zusammengestellt und die mittleren Stofffrachten für die Messstellen berechnet.

4.5.1.2 BILANZIERUNG DER STOFFFRACHT

Die Bilanzierung der Stofffracht erfolgte von der Quelle in Richtung Mündung mit dem Ziel, auffällige Veränderungen der Stofffracht zu erkennen. Eine Bilanzierung ist weiterhin erforderlich für die Punkte im Fließgewässer, an denen sich keine Messstellen befinden.

Für alle Messstellen im bilanzierten Fließgewässer selbst, die sowohl der mittlere Durchfluss als auch die mittlere Konzentration bekannt sind, kann die Stofffracht unmittelbar berechnet werden. Wird diese Stofffracht auf die Flächengröße des Gesamteinzugsgebietes bezogen, resultiert eine Verhältniszahl analog zur Gebietsabflussspende beim Durchfluss. Wie die Abflussspende zeigt diese Verhältniszahl auch bei den Stofffrachten über den Fließweg bzw. über die Kilometrierung einen charakteristischen Verlauf. Über Abweichungen von diesem Verlauf kann u. U. auf zusätzliche Stoffeinträge geschlossen werden.

Zusätzlich zu den Messstellen im Fließgewässer selbst wurden auch deren Zuflüsse bzw. Einmündungen berücksichtigt. Vor der Einmündung des Zuflusses wurde zunächst die Einzugsgebietsgröße aus MQ_regio ermittelt. Anschließend wurde eine Stofffracht für diesen Punkt unter Zuhilfenahme der beschriebenen Verhältniszahl (mittlere Stofffracht/Fläche des EZG = M/A_{EZG}) geschätzt. Die Verhältniszahl wurde von der oberstrom nächstgelegenen Messstelle auf den Bilanzpunkt übertragen, teilweise wurde auch eine geeignete mittlere Verhältniszahl anhand mehrerer Messstellen angesetzt. Da weiterhin auch die Konzentration und der Durchfluss für die Einmündung bekannt ist, kann die Stofffracht nach der Einmündung des Zuflusses durch Addition bilanziert werden. Diese Fracht kann durch Anwendung des Verhältnisses M/A_{EZG} bis zur nächsten Messstelle stromabwärts übertragen werden, wo als Differenz zu der für diese Messstelle aus Durchfluss und Konzentration bekannten Stofffracht eine Debilanz ausgewiesen werden kann. Die Debilanz stellt damit die Differenz aus berechneter (erwarteter) Fracht und der tatsächlich aus gemessener Konzentration und

gemessenen Abfluss resultierenden Fracht dar. Stimmen die angenommenen Berechnungsansätze mit den aus den Messwerten resultierenden Frachten überein, finden keine unberücksichtigten Stoffzu- und Abgänge über den betrachteten Fließweg statt. Wird eine höhere Fracht erwartet als sie aus den Messwerten von Konzentration und Abfluss resultiert, muss diese negative Debilanz als Stoffsenke interpretiert werden. Resultiert aus gemessenem Durchfluss und Konzentration eine höhere Fracht als erwartet, muss diese positive Debilanz als Stoffquelle interpretiert werden, wie sie z. B. aufgrund von anthropogenen Einleitungen innerhalb der betrachteten Fließstrecke vorliegen können. Die Vorgehensweise bei der Bilanzierung wird in Abschnitt 4.5.1.3 an einem Beispiel erläutert.

Die zur Bilanzierung herangezogenen Messstellen, Stofffrachten und Debilanzen sind in Anlage 6 dargestellt.

4.5.1.3 EXEMPLARISCHE ERLÄUTERUNG DER BILANZIERUNG

Exemplarisch soll die Bilanzierung für das Beispiel Eisen (gesamt) in der Spree in einem Gewässerabschnitt der Oberlausitz erläutert werden (vgl. Abbildung 51).

Die Bilanzierung für die Spree beginnt an der ersten Messstelle unterhalb der Quelle, für die sowohl Durchfluss- als auch Konzentrationsdaten verfügbar sind. Exemplarisch soll die Bilanzierung jedoch für die dritte bis fünfte Messstelle in der Spree unterhalb der Quelle erläutert werden. Diese Messstellen sind in der Abbildung 51 als rote Punkte dargestellt. An der obersten Messstelle wurde eine Fracht von 8,3 t/a anhand von 21 Analysenwerten der Eisen(gesamt)-Konzentration berechnet, wobei der zur Frachberechnung erforderliche mittlere Durchfluss aus den MQ_regio-Daten entnommen wurde. Eine gewisse Fließstrecke unterhalb dieser Messstelle mündet der Alte Graben, für den ebenfalls eine Eisenfracht anhand Konzentration und Durchfluss berechnet werden konnte, die 2,8 t/a beträgt. Die Stofffracht unterhalb der Mündung des Alten Grabens kann wie folgt berechnet werden:

Fracht in der Spree unterhalb der Einmündung Alter Graben =

- Fracht an Messstelle in der Spree oberstrom
- + bekannte Fracht aus der Einmündung Alter Graben
- + Fracht aus dem Eigeneinzugsgebiet des Gewässerabschnittes der Spree: Messstelle oberstrom -> Einmündung

Die Fracht aus dem Eigeneinzugsgebiet des Bilanzgewässers Spree von der Messstelle im Oberstrom bis zur Einmündung des Alten Grabens ist nicht bekannt, kann aber anhand des Verhältnisses M/A_{EZG} geschätzt werden. Dieses muss aus vergleichbaren Gebieten auf den Gewässerabschnitt übertragen werden. Im Rahmen der durchgeführten Bilanzierung wurde i. d. R. das Verhältnis M/A_{EZG} von der jeweiligen nächsten Messstelle im Oberstrom verwendet, welches im vorliegenden Fall 0,131 t/a/km² beträgt (Abbildung 51). Die Fläche des Eigeneinzugsgebietes kann aus MQ_regio entnommen werden, sie beträgt im vorliegenden Fall 3,57 km². Es resultiert eine zusätzliche Fracht von 0,131 t/a/km² · 3,57 km² = 0,4 t/a aus dem Eigeneinzugsgebiet des Gewässerabschnittes der Spree über den betrachteten Fließweg und die Fracht nach der Einmündung des Alter Graben kann berechnet werden:

Fracht in der Spree unterhalb der Einmündung Alter Graben
 = 8,3 t/a + 2,8 t/a + 0,4 t/a = 11,5 t/a

Mit derselben Vorgehensweise wird die Fracht an der nächsten Messstelle in der Spree bilanziert. Unter Berücksichtigung der zusätzlichen EZG-Fläche des Eigeneinzugsgebietes des Gewässerabschnittes der Spree einschließlich des EZG des Zuflusses Rosenbach, für den

keine Durchfluss- und Beschaffenheitsdaten vorliegen, von 61 km², und der mittleren Verhältniszahl M/A_{EZG} von jetzt 0,134 t/a/km² (11,5 t/a auf 86 km² nach Einmündung Alter Graben) resultiert eine zusätzliche Fracht von 8,2 t/a/km² und eine bilanzierte Gesamtfracht von 11,5 t/a + 8,2 t/a = 19,7 t/a an der Messstelle unterhalb der Mündung des Rosenbaches. Die aus den dort gemessenen Größen Durchfluss und Konzentration berechnete Fracht beträgt demgegenüber 20,6 t/a. Damit resultiert eine Debilanz von +0,9 t/a an dieser Messstelle. Diese Debilanz bezieht sich auf den bilanzierten Gewässerabschnitt zwischen den Messstellen in der Spree (oberstrom: vor Einmündung Alter Graben, unterstrom: nach Einmündung Rosenbach). Sie ist als zusätzliche Stoffquelle oder -senke zu interpretieren. Im vorliegenden Beispiel ist sie in Anbetracht der Gesamtfracht in der Spree im betrachteten Abschnitt mit +0,9 t/a nur sehr gering und kann vernachlässigt werden. Damit wurden für den betrachteten Gewässerabschnitt in der Spree weder eine auffällige Erhöhungen noch ein Rückgang der Eisenfracht festgestellt.

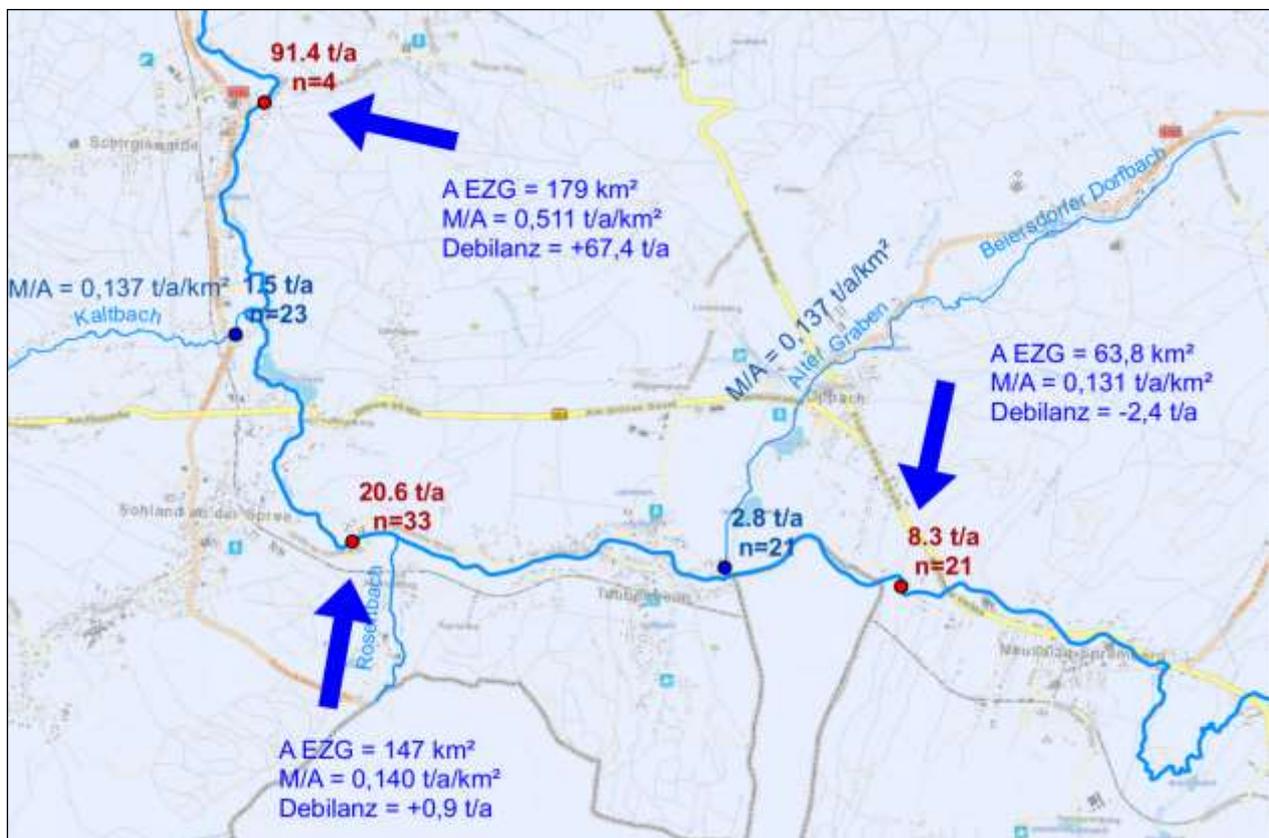


Abbildung 51 Exemplarische Darstellung der Ergebnisse der Bilanzierung der Eisenfracht in der Spree

Wird im Beispiel der Abbildung 51 die nächste Messstelle flussabwärts betrachtet, ergibt sich ein deutlich abweichendes Bild. Im Bilanzabschnitt mündet der Kaltbach mit einer zusätzlichen Stofffracht von 1,5 t/a. Für das Einzugsgebiet des Kaltbaches resultiert ein Verhältnis M/A_{EZG} von 0,137 t/a/km², was ungefähr den bisher berechneten Verhältnissen entspricht. Dennoch kann für die Messstelle im Unterstrom eine deutlich erhöhte Eisenfracht von 91,4 t/a berechnet werden anhand des Durchflusses und der mittleren Konzentration. In solchen Fällen wurden weitere Messstellen im Unterstrom geprüft, insbesondere da die Fracht im gezeigten Beispiel auf nur 4 Analysen des Eisengehaltes zurückgeht. Allerdings zeigen auch die weiteren Messstellen flussabwärts deutlich erhöhte Eisengehalte auch unter Berücksichtigung des bei Eisen normalerweise zu beobachtenden Rückganges über den Fließweg. Die Fracht von 91,4 t/a wurde deshalb als realistisch bewertet. Bilanziert wurde

für den Gewässerabschnitt von Sohland über die Einmündung des Kaltbaches bis zur Messstelle bei Schirgiswalde eine Eisenfracht von nur 23,5 t/a unter Verwendung der zusätzlichen Flächengrößen des Eigeneinzugsgebietes und eines mittleren M/A_{EZG} von ca. 0,140 t/a/km². Damit resultiert für die Messstelle im Unterstrom eine Debilanz von +67,4 t/a, was im Vergleich zur erwarteten Fracht von 23,5 t/a einer Erhöhung um den Faktor 3 gleichkommt. Diese Erhöhung bezieht sich auf den Gewässerabschnitt der Spree, da sie nicht mit der Stofffracht aus dem Kaltbach begründet werden kann, und muss als zusätzliche Quelle von mindestens ca. 70 t/a Eisen im Bereich der Ortslagen Sohland und Schirgiswalde interpretiert werden, da bei Eisen gleichzeitig ein Rückgang der Fracht über den Fließweg stattfindet.

Die dargestellte Bilanzierung gilt nur für das Bilanzgewässer, im erläuterten Fall für die Spree. Eine Bewertung der einmündenden Gewässer bezüglich außergewöhnlicher Frachten erfolgt nicht.

4.5.2 ERGEBNISSE

Die berechneten Stofffrachten sind in Anlage 6 in der Karte dargestellt und in Anlage 7 im Diagramm über dem Fließweg aufgetragen.

Zwickauer Mulde

Die Abflussspende ist in Quellnähe im Mittelgebirge aufgrund der vergleichsweise hohen abflusswirksamen Niederschlagsmenge am größten und beträgt im Fall der Zwickauer Mulde im quellnahen Oberlauf etwa 1,9 L/s/km². Mit zunehmendem Fließweg werden die Gebietsabflussmengen kleiner und es treten zusätzliche Verluste z. B. durch Verdunstung oder Wasserentnahmen auf. So resultiert für die Zwickauer Mulde in den mittleren Lagen des Erzgebirges eine mittlere Abflussspende von ca. 1,6 L/s/km² mit weiterem Rückgang im sächsischen Hügelland bis auf ca. 1,2 L/s/km². Den geringsten Betrag erreicht die Abflussspende in der Vereinigten Mulde im sächsischen Tiefland bei ca. 1,0 L/s/km².

Die Abflussspende schwankt als Verhältniszahl insbesondere im Oberlauf bei Einmündungen größerer Fließgewässer stark, die Entwicklung beim MQ und die berechneten geringen Debilanzen von maximal 2 m³/s zeigen jedoch ein stimmiges Bild bezüglich der bilanzierten Wassermengen. Die kumulierte Debilanz ist ca. -9 m³/s im Vergleich zum MQ von ca. 63 m³/s gering und deutet insgesamt auf einen Wasserverlust über den betrachteten Fließweg.

Die Stofffracht an Eisen-gesamt zeigt im Gegensatz zur Wassermenge häufig deutliche Verluste, die auf Retardation, Fällung und Sedimentation zurückgehen. Hier resultieren Rückgänge der Eisenfracht um 250 t/a auf Fließstrecken von 10 km Länge, wie der Rückgang der Eisenfracht von 1000 t/a auf weniger als 800 t/a in der Vereinigten Mulde vor Wurzen zeigt. Auch die berechneten Verhältniszahlen M/A_{EZG} zeigen starke Rückgänge, so von ca. 0,38 t/a/km² im quellnahen Bereich bis 0,12 t/a/km² vor Einmündung der Schwarzwasser bei Aue. In diesem Bereich fehlen wesentliche anthropogene Erhöhungen. Allerdings wurden bereits wenige Flusskilometer unterhalb der Einmündung der Schwarzwasser erste Erhöhungen festgestellt, die im Wesentlichen auf die Bergbauregion Schneeberg-Schlema-Alberoda der Wismut GmbH zurückgehen, aber mit einer Debilanz von + 40 t/a vergleichsweise sehr gering ausfallen. Die Verhältniszahl M/A_{EZG} zeigt hier einen entsprechenden Anstieg. Noch vor dem Eintritt der Zwickauer Mulde in den städtischen

Verdichtungsraum Zwickau gehen die Werte für M/A_{EZG} wieder etwa auf das Niveau vor dem Bergbaueinfluss zurück.

Einen Hinweis auf den Einfluss des städtischen Verdichtungsraumes Zwickau einschließlich des ehemaligen Erzaufbereitungsbetriebes Crossen der SDAG Wismut mit den Industriellen Absetzanlagen Helmsdorf und Dänkritz gibt die Fracht, die für die Zwickauer Mulde unmittelbar vor der Einmündung des Mülsenbaches berechnet wurde. Diese liegt um ca. 16 t/a höher als die bilanzierte Fracht. Auch hier handelt es sich um eine nur geringfügige Erhöhung in Anbetracht der wenige Kilometer stromabwärts berechneten Erhöhung um 260 t/a. In diesem Bereich liegt das VW-Werk Mosel. Die hier berechnete mittlere Konzentration geht nur auf 16 Analysenwerte zurück. Die Eisen-Frachten im Oberstrom in der Region Zwickau liegen allerdings mit <200 t/a deutlich unter denen im Bereich Glauchau-Meerane und die für die Zuflüsse Mülsenbach, Dorfbach Oberschindmaas, Lungwitzbach und Callenberger Bach können die nun erhöhten Frachten um 350 t/a allein nicht begründen.

Auf dem Fließweg von Glauchau bis zur Einmündung der Freiburger Mulde gehen die Werte für M/A_{EZG} wieder zurück, was auf ein Fehlen wesentlicher anthropogener Quellen in diesem Bereich schließen lässt. Für die Vereinigte Mulde wurden demgegenüber für drei Bilanzpunkte deutliche Erhöhungen in Form von Debilanzen festgestellt, so im städtischen Verdichtungsraum Grimma (+190 t/a), bei Eilenburg (+220 t/a) und nahe der Landesgrenze bei Bad Dübau (+260 t/a). Bei den erstgenannten Erhöhungen können anschließende Rückgänge der Stofffracht auf dem weiteren Fließweg festgestellt werden, so dass sich die Fracht insgesamt nicht verändert.

Sulfat wird über den Fließweg weder gefällt noch in wesentlichem Umfang zurückgehalten, so dass Verluste nur verbunden mit entsprechenden Verlusten an Durchfluss z. B. durch Wasserentnahmen möglich sind. Zugänge sollten dagegen immer auf zusätzliche Quellen zurückzuführen sein. Diesen Eigenschaften entspricht auch der Verlauf der Stofffrachten. Von der Quelle bis zur Einmündung des Schwarzwassers in Aue verbleibt die Verhältniszahl M/A_{EZG} im Wesentlichen konstant bei ca. 10 t/a/km². An der Mündung des Schwarzwassers ist eine Zunahme dieser Verhältniszahl festzustellen, die auf die höhere Sulfatführung des Schwarzwassers zurückzuführen ist. Die Erhöhung ist nicht mit einer Debilanz bei der Stofffracht verbunden. Erst im Einflussbereich des Bergbaugesbietes Schneeberg-Schlema-Alberoda erhöht sich auch die Sulfatfracht überproportional zur Zunahme der Einzugsgebietsgröße, die berechnete Debilanz beträgt ca. +10 kt/a bei Verwendung des Bilanzpunktes bei Hartenstein, bis Wildenfels ist eine Zunahme um weitere +5 kt/a festzustellen.

Bei der Passage des städtischen Verdichtungsraumes Zwickau einschließlich des Einflussbereiches des ehemaligen Erzaufbereitungsbetriebes Crossen der SDAG Wismut und der dort gelagerten Aufbereitungsrückstände ist keine überproportionale Zunahme der Sulfatfracht festzustellen, eher das Gegenteil ist der Fall mit einer berechneten Debilanz von ca. -5 kt/a am Bilanzpunkt vor Einmündung des Mülsenbaches. Analog zur Eisenfracht steigt die Sulfatfracht bis zur nächsten Messstelle vor Glauchau deutlich um ca. +10 kt/a an. Auf dem weiteren Fließweg im Bereich der städtischen Verdichtungsräume Meerane und Glauchau ist eine weitere geringfügige überproportionale Erhöhung der Sulfatfracht festzustellen und die Verhältniszahl M/A_{EZG} erreicht mit ca. 46 t/a/km² ihren höchsten Wert. Bis zur Vereinigung von Freiburger und Zwickauer Mulde wurden sowohl positive als auch negative Debilanzen berechnet.

Eine weitere deutliche überproportionale Erhöhung der Sulfatfracht erfolgt in der Vereinigten Mulde auf dem Fließweg durch die städtischen Verdichtungsräume Grimma (Debilanz +10 kt/a) und Bad Dübén (+10 kt/a).

Freiberger Mulde

Die Bilanzierung der mittleren Durchflüsse ergibt ein plausibles Bild, es resultieren Debilanzen, die noch geringer sind als bei der Zwickauer Mulde. Damit können auch für die Stofffrachten belastbare Ergebnisse erwartet werden. So resultieren auch bei Eisen interpretierbare Ergebnisse mit geringen Debilanzen im Bereich von der ersten quellnahen Messstelle bis zum Gebiet bei Freiberg. Hier werden insgesamt geringe Konzentrationen an Eisen ermittelt, womit auch die mittleren Frachten vergleichsweise gering sind. Die geringe Konzentration bleibt über den weiteren Fließweg zunächst erhalten, d. h. es finden keine Zugänge im überwiegend forstwirtschaftlich bzw. durch Weide und Grünland genutzten Mittelgebirge bis zur Mündung des Chemnitzbaches nördlich von Dorfchemnitz statt. Nach der Einmündung des Großhartmannsdorfer Baches wurde die erste positive Debilanz von +5,7 t/a berechnet, die vermutlich auf Altbergbau, ehemalige Hüttenstandorte, Wasserwirtschaft (Freiberger Revierwasserlaufanstalt mit Großhartmannsdorfer Teiche, Röschen und Stolln, Talsperre Lichtenberg) zurückzuführen ist, aber auch auf die höhere Siedlungsdichte und die immer mehr dominierende landwirtschaftliche Nutzfläche.

Über den weiteren Fließweg ab Einmündung des Chemnitzbaches sollte die Eisenfracht wieder zurückgehen. Stattdessen wird für die Bilanzpunkte auf Höhe Muldenhütten ein weiterer Zugang berechnet (+3,4 t/a und +1,9 t/a). Dies macht die Schwierigkeit deutlich, auf diesem Wege tatsächliche zuströmende Stoffmengen für den (Alt-)Standort Muldenhütten auszuweisen, da nicht bekannt ist, auf welches Niveau der Eisengehalt vor dem Erreichen des (Alt-)Standortes Muldenhütten zurückgeht. Hier fehlen entsprechende Konzentrationsmessungen im Anstrom.

Auf der Fließstrecke von Muldenhütten bis Tuttendorf findet eine Abreicherung statt, da die Debilanz negativ ist (-5,5 t/a). Auf Höhe des Ortes Halsbrücke mit dem dortigen Hüttenstandort und Altbergbau findet keine überproportionale Erhöhung der Eisenfracht statt. Dies ist erst mit dem Zufluss des Münzbaches unterhalb von Halsbrücke aus Freiberg der Fall, allerdings ist die Debilanz vergleichsweise gering (+5,3 t/a). Hier ist allerdings die Entwässerung des Grubengebäudes von Brand-Erbisdorf, Freiberg, Halsbrücke über den Rothschönberger Stolln zu berücksichtigen, welcher eine nicht unerhebliche Eisenfracht aus dem Bilanzgebiet bis zur Triebisch abführen kann.

Unterhalb der Einmündung des Münzbaches, bei Großschirma und Großvoigtsberg zeigen sich deutliche Erhöhungen der Eisenfracht in Form von Debilanzen (+9,4 t/a), was auf den Einfluss durch Altbergbau und Grubenentwässerung, aber auch auf andere Ursachen zurückzuführen ist. Die Region weist eine hohe Bevölkerungsdichte auf, die Fläche wird überwiegend landwirtschaftlich genutzt und die Dichte an Industriebetrieben, Gewerbe und Infrastruktur ist vergleichsweise hoch.

Bis zur Bobritzsch resultiert für die Freiberger Mulde eine nahezu gleichbleibende Eisenfracht ohne wesentliche Quellen und Senken. Mit der Einmündung der Bobritzsch kommen 12,4 t/a an Eisenfracht hinzu, bis zur Autobahn bei Siebenlehn resultiert eine weitere Erhöhung um +4,3 t/a, unterhalb der Stadt Nossen nach dem Zufluss des Pitzschebaches um +7,7 t/a. Anschließend ist nur eine geringe anthropogene Beeinflussung festzustellen, der Eisengehalt und die Fracht nimmt ab bis vor Erreichen der Stadt Roßwein (-5,3 t/a). Für den Bilanz-

punkt nach Roßwein vor dem Zufluss der Striegis wurde mit einer Debilanz von +25,8 t/a eine erhebliche Erhöhung der Eisenfracht festgestellt. Im Vergleich dazu erhöht die Einmündung der Striegis die Eisenfracht um 30,9 t/a. Für den Bilanzpunkt unterhalb der Einmündung der Striegis stimmt die berechnete Bilanz sehr gut (Debilanz nach Einmündung der Striegis: -2,1 t/a). Unterhalb der Stadt Döbeln vor der Einmündung der Zschopau wurde eine Fracht von $M = 146$ t/a berechnet mit einer Debilanz über den Fließweg von +8,3 t/a durch vermutlich anthropogene Quellen.

Die Zschopau hat ein größeres EZG als die Freiburger Mulde. Sie führt mehr Wasser und auch die Eisenfracht ist größer als die der Freiburger Mulde. Deshalb resultiert nach der Mündung der Zschopau eine deutliche Erhöhung der Fracht ($M = 461$ t/a) aufgrund des Zustroms aus der Zschopau (250 t/a). In der Bilanz resultiert darüber hinaus noch eine erhebliche Erhöhung um +61 t/a (bei Westewitz) und weitere +25 t/a wenige Flusskilometer stromabwärts. Dabei handelt es sich um nicht durch Fließgewässereinmündungen erklärbare Debilanzen, die vermutlich auf anthropogene Quellen, ggf. auf die überwiegend landwirtschaftliche Flächennutzung, zurückgehen.

Auf dem weiteren Fließweg der Freiburger Mulde bis Leisnig scheint die Eisenfracht wieder zurückzugehen, unterhalb von Leisnig wurden nur 437 t/a berechnet (Debilanz -57 t/a). Auf dem verbleibenden Fließweg bis vor dem Zusammenfluss mit der Zwickauer Mulde resultiert ein weiterer deutlicher Rückgang auf 379 t/a (-69 t/a).

Für die Sulfatfracht in der Freiburger Mulde resultieren vom Erzgebirge bis unterhalb der Stadt Freiberg keine auffälligen Debilanzen. Allerdings kommt im Bereich Muldenhütten - Freiberg eine nicht unerhebliche Sulfatfracht hinzu (Muldenhütten +0,6 kt/a und +1,1 kt/a, bei Conradsdorf weitere +1,8 kt/a, diese zusätzlichen Stoffmengen sind im Vergleich zur Gesamtfracht von nur ca. 8 kt/a in der Freiburger Mulde diesem Abschnitt nicht unerheblich). Bei Halsbrücke (Feinhütte) wurde keine weitere Zunahme festgestellt, allerdings vom Münzbach bis Großvoigtsdorf (+1,8 kt/a). Der Münzbach liefert im Mittel nur 1,2 kt/a Sulfat. Auch im Vergleich zu dieser Stoffmenge ist die berechnete zusätzliche Debilanz nicht unerheblich. Auch hier muss davon ausgegangen werden, dass eine weitere erhebliche Stoffmenge an Sulfat über den Rothschenberger Stolln das Bilanzgebiet verlässt.

Bis zum Zufluss der Bobritzsch bleibt die Sulfatfracht in der Freiburger Mulde ohne wesentliche Debilanz, die Sulfatfracht wird durch die Einmündung der Bobritzsch um 2,6 kt/a nur vergleichsweise wenig erhöht. Weiter abstrom vor der Autobahn bei Siebenlehn wurde ein Zugang von +3,0 kt/a bei $M=15,5$ kt/a berechnet. Ansonsten wurden bis zur Einmündung der Zschopau weder überproportionale Zu- noch Abgänge in Form von Debilanzen berechnet. Sulfat verschwindet nicht in Größenordnungen und kommt auch nicht in Größenordnungen über den genannten Fließweg hinzu. Auch die Einmündung der Striegis führt zu keiner überproportionalen Zunahme der Sulfatfracht.

Die deutlichsten Unregelmäßigkeiten bei der Sulfatfracht in der Freiburger Mulde wurden nach der Einmündung der Zschopau berechnet. Hier würde erst eine Debilanz von +13,2 kt/a wenige Kilometer nach der Einmündung für die Freiburger Mulde resultieren, wenige weitere Kilometer flussabwärts dann eine Debilanz von -11,6 kt/a. Beide Messstellen wurden nicht zur Bilanzierung herangezogen, erst nach Leisnig wurde eine Messstelle mit einer Debilanz von +6,0 kt/a zur Bilanzierung verwendet. Die genannte Debilanz ist bezüglich der Fracht der Freiburger Mulde von 63,9 kt/a nicht erheblich. Der nächste Bilanzpunkt liegt kurz vor der Vereinigung mit der Zwickauer Mulde, hier resultiert eine Debilanz von -6,8 kt/a. Die Debilanzen scheinen sich auszugleichen – insgesamt resultiert

eine kumulierte Debilanz von der Quelle bis zur Vereinigung von +0,5 kt/a bei einer Fracht von 60 kt/a. Damit resultiert ein stimmiges Bild, Zugänge an Sulfat finden entweder im Wesentlichen nicht oder über das Gesamtgebiet gut verteilt statt.

Spree

Bei der Spree treten bereits beim MQ Debilanzen auf, die durch Wasserentnahmen, Umleitungen und Einleitungen verursacht werden.

Außerdem deutet sich bereits bezüglich der Wassermenge eine eher negative Debilanz an. Dies würde auf einen höheren Wasserverlust auf dem Fließweg aufgrund natürlicher Ursachen wie Verdunstung, Versickerung oder auf einen anthropogenen Wasserverbrauch hindeuten.

Insgesamt resultieren für die Spree im Vergleich zu den Mulden kleinere Abflussspenden, die von 16 l/s/km² auf 7 l/s/km² im Verlauf des Gewässers zurückgehen:

Abflussspenden Zwickauer Mulde: 19 -> 12 -> 10 l/s/km²

Abflussspenden Freiburger Mulde: 14 -> 12 -> 10 l/s/km²

Abflussspenden Spree: 16 -> 7 l/s/km²

Die Debilanzen bei der Durchflussmenge sind negativ (Wasserverlust) bereits im Oberlauf bis zur Einmündung Löbauer Wasser. Dort wurde im Bereich Mündung Löbauer Wasser eine außergewöhnlich hohe Debilanz von -0,9 m³/a berechnet. Im Unterlauf der Spree unterhalb der Mündung des Löbauer Wassers, besonders an der Mündung der Struga, resultieren positive Debilanzen für die Spree, was auf Einleitungen im Rahmen der Wasserhaltung des aktiven Braunkohlebergbaus hindeutet.

Bis nach der Mündung des Rosenbaches bei Sohland, d. h. im Oberlauf im Mittelgebirge der Oberlausitz, werden geringe Eisenfrachten berechnet, die mit zunehmender Durchflussmenge ansteigen. Es resultieren nur geringe Debilanzen, die auf weitgehend fehlende oder gleichförmige (ubiquitäre) anthropogene Stoffeinträge schließen lassen. Dies ändert sich im Bereich Sohland/Schirgiswalde. Dort resultiert eine Erhöhung des Eisengehaltes um 67,4 t/a, was die Fracht in der Spree um mehr als das Dreifache übersteigt. Der dort mündende Kaltbach liefert keine wesentliche Eisenfracht.

Die Erhöhung der Fracht von ca. 21 auf 91 t/a in der Spree geht auf dem weiteren Fließweg langsam wieder zurück, nach der Einmündung von Butterwasser und Cunewalder Wasser beträgt die Fracht noch 60 t/a, vor Bautzen noch 37 t/a und im Bereich Bautzen noch 29 t/a. Allerdings ist bereits wenige Kilometer unterhalb der Talsperre Bautzen wieder eine Erhöhung der Fracht auf 68 t/a festzustellen, was einer Debilanz von +37 t/a unter Berücksichtigung der Flächenverhältnisse der Einzugsgebiete und des angenommenen Verhältnisses M/AEZG von 0,101 t/a/km² in diesem Bereich entspricht.

Für die Bilanzierung wurde angenommen, dass keine relevante Stoffmenge in die Kleine Spree gelangt. Damit trägt das Löbauer Wasser mit 64 t/a wesentlich zur Stofffracht in der Spree bei, die wenige km nach der Mündung dieses Gewässers eine mittlere Fracht von 191 t/a aufweist. Die Debilanz für die Spree beträgt auf diesem Fließweg +44 t/a, d. h. auch ohne den Beitrag aus dem Löbauer Wasser zur Eisenfracht in der Spree ist eine Erhöhung um 44 t/a feststellbar. Auf dem Weiteren Fließweg bis zur Mündung des Roko-

schingrabens wurde eine Erhöhung der Fracht auf 246 t/a berechnet (Debilanz +51 t/a für die Spree).

Der Rokoschingraben liefert 6,5 t/a Eisen in die Spree. Dabei handelt es sich bezogen auf das Einzugsgebiet des Rokoschingrabens um eine überproportionale Stofffracht. Es folgt die Einmündung des Schwarzen Schöps, der 257 t/a zur mittleren Stofffracht in der Spree beiträgt. Die Stofffracht der Spree beträgt unmittelbar nach der Einmündung des Schwarzen Schöps 531 t/a, woraus noch eine geringe verbleibende Debilanz für die Spree von +18 t/a über diesen Fließweg resultiert. Eine Messstelle wenige Kilometer flussabwärts lässt eine geringfügige Abreicherung von Eisen erkennen, da die Fracht zunächst von 531 t/a auf 455 t/a zurückgeht. Allerdings findet weiter flussabwärts eine deutliche Erhöhung auf bis zu 1500 t/a aufgrund des Einflusses des Braunkohlebergbaus statt, die neben der ohnehin bereits sehr hohen Fracht in der Spree ebenfalls wesentlich auf den Zustrom aus Struga und Kleiner Spree zurückgehen. Für die Spree selbst resultiert in diesem Bereich eine hohe negative Debilanz, da die Summe aller Frachten größer ist als die für die Spree anhand von Konzentration und Durchfluss berechnete Fracht. D. h. da hier sehr hohe Eisenkonzentrationen vorliegen, findet auch eine starke Abreicherung statt, woraus die negative Bilanz resultiert.

Das Ergebnis für die Spree erscheint zunächst nicht plausibel, da bei hohen anthropogenen Einträgen eine negative Debilanz resultiert. Dies verdeutlicht die Notwendigkeit, zusätzlich zu den positiven Debilanzen im Bilanzgewässer selbst auch die überproportionalen Zuflüsse (M/A) der einmündenden Fließgewässer zu bewerten, um außergewöhnliche Stoffeinträge zu berücksichtigen. Allein für das isoliert bewertete Gewässer Spree resultiert eine eher geringe anthropogene Beeinflussung.

Für die Sulfatfracht wurden zunächst gleichförmig geringfügige negative Debilanzen im Mittelgebirge berechnet, was auf geringfügige Senken über den Fließweg schließen lässt (z. B. Debilanz -0,6 kt/a bei 3,2 kt/a Fracht). Bei Sohland an der Spree findet erstmals eine Zunahme mit geringfügiger positiver Debilanz statt (+0,4 kt/a bei Fracht 4,3 kt/a). Diese Debilanz entspricht bei weitem nicht der außergewöhnlich hohen Zunahme der Eisenfracht in diesem Gewässerabschnitt (s. o.).

Auch im weiteren Verlauf resultieren für Sulfat kaum nennenswerte Debilanzen. Bei Bautzen wurden geringfügige positive Debilanz von +0,5 kt/a bei einer mittleren Fracht in der Spree von ca. 7 kt/a berechnet.

Bei der Einmündung des Löbauer Wassers verdoppelt sich die Sulfatfracht, da beide Fließgewässer etwa dieselbe Menge Wasser führen mit entsprechend ähnlichen Stofffrachten. Hier wurde nur eine geringe Debilanz von -1,2 kg/a bei einer Fracht von 14,7 kt/a berechnet. Weiter bis zum Rokoschingraben (Höhe Bärwalder See, vor Eintritt in das Lausitzer Braunkohlenbergbauggebiet) resultiert nochmals eine Debilanz von -1,8 kt/a. Dann allerdings mündet der Schwarze Schöps mit einer Fracht von 36 kt/a in die Spree und unterhalb der Mündung resultiert eine Fracht von 54,19 kt/a und eine Debilanz für die Spree von +4,9 kt/a. D. h. die hohe Fracht nach der Einmündung ist nicht nur auf die Einmündung des Schwarzen Schöps selbst zurückzuführen, sondern auch auf weitere Zuflüsse in den Gewässerabschnitt der Spree selbst.

Wenige Kilometer weiter flussabwärts wurden weitere deutliche Erhöhungen der Fracht auf 129 kt/a und 133 kt/a berechnet, so entlang der Passage des Tagebaus Bärwalde, noch vor Einmündung der Struga. Dem entspricht eine Debilanz von +74 kt/a, womit sich die

ohnein hohe Fracht nach Einmündung des Schwarzen Schöps nochmals mehr als verdoppelt. Die hohe Fracht bleibt bis zur Einmündung der Struga praktisch erhalten.

Der Beitrag der Struga an der Sulfatfracht ist – gemessen am Beitrag dieses Gewässers beim Eisen – mit nur ca. 10 kt/a gering. Auch nach Zufluss der Struga ist die Sulfatfracht der Spree mit 101 kt/a vor der Einmündung der Kleinen Spree und 126 kt/a nach Einmündung der Kleinen Spree sehr hoch.

Insgesamt wird jedoch deutlich, dass eine so starke Beeinflussung der Sulfatfracht, wie sie im unmittelbaren Einflussbereich des Lausitzer Braunkohlereviere stattfindet, an den betrachteten Gewässern weder beim Sulfat noch bei Eisen beobachtet werden kann.

Zusammenfassung der festgestellten anthropogenen Erhöhungen

Bei Sulfat kann i. d. R. eine stimmige Bilanz für Fließgewässerabschnitte ohne wesentliche anthropogene Beeinflussung aufgestellt werden, d. h. die Sulfatfracht wird mit zunehmendem Fließweg annähernd proportional zur Einzugsgebietsgröße größer. Unerwartete Erhöhungen der Sulfatfracht lassen dagegen anthropogene Stoffeinträge vermuten. Dies kann u. a. festgestellt werden für folgende Fließgewässerabschnitte:

- Zwickauer Mulde: Bereich Wismut-Bergbau Schlema-Hartenstein (+9...+15 kt/a), Wismut-Erzaufbereitung Crossen/Helmsdorf/Dänkritz und/oder VW-Werk Mosel (+7...+11 kt/a), nördlich Stadt Penig (+6 kt/a)
- Freiburger Mulde: bei Muldenhütten/Freiberg (+3...+5 kt/a, die Entwässerung durch den Rothschrnberger Stolln wurde nicht bercksichtigt), bei Siebenlehn (+3 kt/a), bei Leisnig (+6 kt/a)
- Vereinigte Mulde: nrdlich der Stadt Grimma (+11 kt/a), bei Bad Dben (+11 kt/a)
- Spree: Bereich der Zuflsse im Braunkohlebergbauggebiet Niederlausitz (+40 kt/a)

Sulfat wird weder gefllt noch an Feststoffen adsorbiert, so dass eine Bilanzierung ohne Schwierigkeiten mglich ist. Die Eisenfracht nimmt jedoch aufgrund von Fllungen, Sedimentation und Adsorptionen an Feststoffen bei niedrigen und moderaten Durchflssen mit zunehmenden Fließweg ab, whrend ein Stofftransport in Richtung des Fließweges vor allem bei Hochwasser stattfindet. Eine Bilanzierung ohne detaillierte Bercksichtigung der Abflussereignisse ist deshalb schwierig, im Ergebnis zeigt sich stets eine Abnahme der Eisenfracht mit zunehmendem Fließweg. Wird allerdings eine deutliche Erhhung der Eisenfracht fr einen Gewsserabschnitt berechnet, kann auf berproportionale Eintrge geschlossen werden, die i. d. R. anthropogen bedingt sind. Dies wurde u. a. fr folgende Gewsserabschnitte festgestellt:

- Zwickauer Mulde: Bereich Wismut-Bergbau Schlema-Hartenstein (+40 t/a), Bereich Zwickau/Wismut-Aufbereitung Crossen/Helmsdorf/Dänkritz und/oder VW-Werk Mosel (+250 t/a)
- Freiburger Mulde: unterhalb Mulda/Lichtenberg (+6 t/a), bei Muldenhütten/Freiberg/Halsbrücke im Wesentlichen keine Erhhung (aber Abfluss ber den Rothschrnberger Stolln nicht bercksichtigt), bei Siebenlehn/Nossen (+12 t/a), unterhalb der Stadt Roßwein (+26 t/a), zwischen Döbeln und Leisnig (+40...+95 t/a)
- Vereinigte Mulde: nrdlich der Stadt Grimma (+190 t/a), bei Eilenburg (+220 t/a), bei Bad Dben (+260...+300 t/a)
- Spree: bei Sohland/Schirgiswalde (+67 t/a), nrdlich Bautzen (+37 t/a), unterhalb Zufluss Löbauer Wasser (+44 t/a), unterhalb Zufluss Rokoschingraben (+51 t/a) und

Schwarzer Schöps (+18 t/a) (die Zuflüsse selbst führen die weitaus größten Stoffeinträge in die Spree, wurden aber nicht explizit bewertet)

Grenzen der angewandten Methodik

Die angewandte Methodik erfordert zur Ausweisung anthropogener Quellen eigentlich die Verwendung des natürlichen (geogenen) Quotienten M/A bei der Bilanzierung. Da dieser nicht bekannt ist, kann nur ein bereits anthropogen beeinflusster Quotient M/A verwendet werden. Bei der durchgeführten Bilanzierung wurde dieser meist aus den oberstrom liegenden Bilanzabschnitten auf den aktuellen Gewässerabschnitt übertragen. Im Ergebnis können damit nur außergewöhnliche Stoffquellen und -senken erkannt werden, die über das mittlere Maß der Stoffeinträge hinaus gehen. Als mittleres Maß werden dabei jedoch nicht nur geogene, sondern auch anthropogene Stoffquellen berücksichtigt.

Weiterhin kann anhand der durchgeführten Bilanzierung nur schwer auf konkrete Quellen geschlossen werden, da in den betrachteten Fließgewässerabschnitten mehrere Quellen in Betracht kommen können. Hier gilt dasselbe wie bei der Unterscheidung zwischen geogener und anthropogener Herkunft. Zur Quantifizierung konkreter Stoffeinträge müssten alle anderen Stoffzugänge bekannt sein.

Eine weitere notwendige Einschränkung bezüglich der Ergebnisse ist erforderlich, da die einmündenden Fließgewässer nicht bezüglich ihrer Stofffrachten bewertet wurden. Eine Bewertung erfolgte nur für die Bilanzgewässer selbst.

4.5.3 SULFATBILANZIERUNG DER FLIESSGEWÄSSER IN SACHSEN

Sulfat ist, wie schon erwähnt, geochemisch ein konservativer Parameter, d. h. es wird unter den natürlichen Bedingungen in den Fließgewässern nur sehr eingeschränkt fixiert. Damit kann unter Verwendung der vorhandenen guten Datenbasis eine Sulfatbilanz der Fließgewässer Sachsens erstellt werden. Dazu wurden die Fünfjahres-Mittelwerte der Sulfatkonzentration 2000-2005, 2006-2011 und 2012-2017 verwendet (LfULG 2018d). Mit den MQ-Werten der entsprechenden Pegel (LfULG 2018b) wurden die Jahresfrachten an Sulfat berechnet.

In die Betrachtungen wurden die wasserreichsten Flüsse Sachsens entsprechend Tabelle 54 einbezogen. Dabei ist zu beachten, dass Weiße Elster und Pleiße zunächst Sachsen verlassen und nach Durchfließen thüringischen Gebiets nochmals nach Sachsen übertreten.

Tabelle 54: Struktur von Zu- und Abfluss der wichtigsten Fließgewässer Sachsens.

Fließgewässer Sachsens	Zufluss nach Sachsen		Abfluss aus Sachsen		
	Ort	Mess- stelle	Ort	Mess- stelle	
Neiße	Hartau	OBF 16700	Köbeln	OBF 17700	
Spree	entspringt in Sachsen		Spreewitz	OBF 21400	
Schwarze Elster	entspringt in Sachsen		Tätzschwitz	OBF 26790	
Elbe	Schmilka	OBF 00200	Dommitzsch	OBF 02810	
Mulde	Zwickauer Mulde	entspringt in Sachsen		Mündung in Vereinigte Mulde	
	Freiberger Mulde	Holzhausen	OBF 31200	Mündung in Vereinigte Mulde	
	Vereinigte Mulde	Vereinigung von Zwickauer und Freiberger Mulde		Bad Dübau	OBA 47600
Weißer Elster	Süd	Bad Elster	OBF 49500	Elsterberg	OBF 50300
	Nord	Pegau	OBF 50400	Schkeuditz	OBF 50800
Pleißer	Süd	entspringt in Sachsen		Crimmitschau	OBF 53200
	Nord	Regis-Breitungen	OBF 53300	Netzschkau	OBF 52000
Göltzsch	entspringt in Sachsen		Mündung in Weißer Elster		
Zwota	entspringt in Sachsen		Klingenthal	OBF 46900	
Johanngeorgenstädter Schwarzwasser	Johanngeorgen- stadt	OBF 40700	Mündung in Zwickauer Mulde		
Zschopau	entspringt in Sachsen		Mündung in Freiberger Mulde		
Flöha	Grünthal	OBF 37000	Mündung in die Zschopau		
Wilde Weißeritz	Rehefeld	OBF 09800	Mündung in Elbe		

In Tabelle 55 sind die Sulfatbilanzen für die Fünfjahres-Zeiträume 2000-2005, 2006-2011 und 2012-2017 dargestellt.

Tabelle 55: Sulfatbilanz der wesentlichen Fließgewässer Sachsens.

Fließgewässer	Zufluss nach Sachsen					Abfluss aus Sachsen					
	Ort	Messstelle	2000-2005	2006-2011	2012-2017	Ort	Messstelle	2000-2005	2006-2011	2012-2017	
			Sulfatfracht [t/a]	Sulfatfracht [t/a]	Sulfatfracht [t/a]			Sulfatfracht [t/a]	Sulfatfracht [t/a]		
Neiße	Hartau	OBF 16700	8.425	7.299	7.535	Köbeln	OBF 17700	106.938	93.704	96.976	
Spree	entspringt in Sachsen					Spreewitz	OBF 21400	72.608	146.356	178.837	
Schwarze Elster	entspringt in Sachsen					Tätzschwitz	OBF 26790	9.365	9.365	9.472	
Elbe	Schmilka	OBF 00200	757.652	603.656	619.606	Dommitzsch	OBF 02810	839.981	719.622	740.932	
Mulde	Zwickauer Mulde	entspringt in Sachsen					Mündung in Vereinigte Mulde				
	Freiberger Mulde	Holzhaus	OBF 31200	140	133	112	Mündung in Vereinigte Mulde				
	Vereinigte Mulde	entspringt in Sachsen					Bad Dübener	OBA 47600	216.266	166.430	155.797
Weiße Elster	Süd	Bad Elster	OBF 49500	688	645	622	Elsterberg	OBF 50300	18.033	13.803	11.463
	Nord	Pegau	OBF 50400	105.287	117.543	146.719	Schkeuditz	OBF 50800	218.272	205.008	245.434
Pleiße	Süd	entspringt in Sachsen					Crimmitschau	OBF 53200	4.231	3.510	3.571
	Nord	Regis-Breitingen	OBF 53300	19.721	16.740	16.709	Mündung in Weiße Elster				
Göltzsch	entspringt in Sachsen					Netzschkau	OBF 52000	4.381	3.652	3.148	
Zwota	entspringt in Sachsen					Klingenthal	OBF 46900	1.140	955	841	
Johanngeorgenst. Schwarzwasser	Johanngeorgenstadt	OBF 40700	603	567	380	Mündung in Zwickauer Mulde					
Zschopau	entspringt in Sachsen					Mündung in Freiberger Mulde					
Flöha	Grünthal	OBF 37000	1.451	1.156	992	Mündung in die Zschopau					
Wilde Weißeritz	Rehefeld	OBF 09800	256	209	192	Mündung in Elbe					
Summe Sulfatfracht [t/a]	894.224					1.491.215					
	747.949					1.362.404					
	792.867					1.446.471					

Folgende Schlussfolgerungen ergeben sich:

- Die mit Abstand höchste Sulfatfracht weist erwartungsgemäß die Elbe auf.
- Am Zufluss nach Sachsen beträgt der Anteil der Elbe ca. 80 %.
- Am Abfluss aus Sachsen beträgt der Anteil der Elbe ca. 50 %.
- Es ist nur ein geringer Anstieg der Sulfatfracht der Elbe beim Durchfließen Sachsens um 10-15 % festzustellen.
- Im Falle der Weißen Elster im südlichen Gebiet (Bad Elster bis Elsterberg) stammen ca. 95 % der Fracht aus Sachsen.
- Im nördlichen Gebiet der Weißen Elster liefert Sachsen 40-50 % der Sulfatfracht, der Rest entfällt auf das thüringische Gebiet.

Insgesamt betrachtet steigt beim Durchfließen von Sachsen die Sulfatfracht der Flüsse um 45 %. Die höchsten zusätzlichen Sulfatfrachten aus Sachsen liefern dabei Spree und Vereinigte Mulde (mit Zwickauer und Freiburger Mulde).

Was die Sulfatquellen angeht, so ist im Falle der Spree vor allem der Braunkohlenbergbau in Betracht zu ziehen. Im Falle der Mulde (Zwickauer, Freiburger und Vereinigte Mulde) zählen zu den signifikanten Eintragsquellen von Sulfat der ehemalige Erzbergbau, aber auch die Landwirtschaft und die Siedlungen.

4.6 EXPLORATIVE STATISTIK

Mit der explorativen statistischen Auswertung der Beschaffenheitsdaten wird das Ziel verfolgt, einen Zusammenhang zwischen Einflussgrößen und den gemessenen Gehalten an Eisen und Sulfat im Grund- und Oberflächenwasser herzustellen. Gemäß der Aufgabenstellung soll versucht werden, diese Einflüsse zu beschreiben und nach Möglichkeit zu quantifizieren. Im Ergebnis soll abgeschätzt werden, in welchem Ausmaß eine anthropogene Erhöhung der Stoffgehalte im Auswertzeitraum stattfindet und auf welche Quellen diese Erhöhungen zu welchen Anteilen zurückzuführen sind. Neben den geogenen Quellen werden dabei vorrangig die Beeinflussungen betrachtet, die von Industrie, Siedlungstätigkeit, Verkehr, Bergbau und Landwirtschaft ausgehen.

Die explorative statistische Auswertung der Daten geht damit über die in Abschnitt 4.4 dargestellte beschreibende Statistik hinaus.

4.6.1 ÜBERSICHT UND VORGEHENSWEISE

4.6.1.1 BESCHREIBUNG DER QUELLEN ANTHROPOGENER BEEINFLUSSUNG

Ist die anthropogene Beeinflussung der Wasserbeschaffenheit zu quantifizieren, müssen die anthropogenen Quellen bekannt sein. Diese sind vielfältigster Art und reichen von gleichförmigen atmosphärischen Einträgen über flächenhafte Einträge durch die Landbewirtschaftung bis hin zu punktförmigen Einleitungen von Abwässern oder Austrägen aus räumlich exakt beschreibbaren Objekten. Deshalb besteht eine mögliche Methode darin, einzelne Objekte im Rahmen von Fallstudien zu betrachten und die Ergebnisse auf das Untersuchungsgebiet, welches nicht viel kleiner ist als die gesamte Landesfläche Sachsens, zu

übertragen. Die Durchführung von Fallstudien ist aufwändig und im Rahmen des Projektes nicht vorgesehen. Die Übertragung der exemplarisch gewonnenen Ergebnisse auf die gesamte Untersuchungsfläche ist schwierig, da hierzu alle vergleichbaren Objekte hinsichtlich ihrer Quellstärke und anderer Eigenschaften charakterisiert werden müssten. Deshalb wurde nach einer statistischen Methodik gesucht, welche es erlaubt, die Beschaffenheitsdaten auf Beeinflussungen und Zusammenhänge hin zu untersuchen.

Der Vorteil der statistischen Auswertung besteht darin, dass nicht alle Quellen bekannt sein müssen, wenn es gelingt, diese Quellen anhand von allgemeineren und flächendeckend vorliegenden Gebietseigenschaften zu beschreiben. So kann z. B. der Einfluss der intensiven landwirtschaftlichen Flächenbewirtschaftung mit Düngung anhand des Anteils der Ackerfläche im EZG der Messstelle beschrieben werden. Deshalb wurde versucht, für die Messstellen anhand ihrer Lage bestimmte anthropogene Beeinflussungen abzuleiten. Hierzu wurden zwei Methoden angewandt:

- 1) Anhand der Daten Corine Land Cover wurde der Flächenanteil an Acker, Wald, landwirtschaftlichem Grünland, Siedlung, städtische Verdichtungsräume, Industriegebiete, Verkehrsfläche usw. am EZG jeder Messstelle ermittelt. Dabei handelt es sich um einen Zahlenwert, der direkt in statistischen Auswertungen als Einflussgröße verwendet werden kann.
- 2) Anhand der topografischen Karte und von Luftbildern wurde jede Messstelle subjektiv hinsichtlich anthropogener Beeinflussungen eingeschätzt. Dabei wurden Klassen der Beeinflussung von „fehlender Beeinflussung“ bis „sehr starke Beeinflussung“ zugeordnet. Es wurden hierbei vor allem die Merkmale „Siedlung/Industrie/Gewerbe/Verkehr“, „Bergbau“ und „Moore“ beurteilt. Eine Messstelle im Stadtzentrum von Dresden erhält eine „sehr starke Beeinflussung“ durch das Merkmal „Siedlung/Industrie/Gewerbe/Verkehr“, während der Einfluss dieses Merkmals bei einer Messstelle in bewaldeten Kammlagen des Erzgebirges Null beträgt. Die subjektiv eingeschätzten Klassen der Beeinflussung können zwar als numerische Werte von 0 (keine Beeinflussung) bis 3 (sehr starke Beeinflussung) in statistische Auswertungen einfließen, allerdings wurden Auswerteverfahren bevorzugt, welche für nominale Klasseneinteilungen geeignet sind.

Die erste Vorgehensweise beinhaltet keine subjektive Beurteilung der Beeinflussung, allerdings war vor der Auswertung nicht bekannt, inwieweit ein Zusammenhang zwischen Flächengrößen und der Zielgröße (Konzentration im Wasser) hergestellt werden kann. Deshalb wurde diese Methode durch die subjektive Einschätzung der anthropogenen Beeinflussung von Messstellen ergänzt. Im Ergebnis zeigte sich, dass beide Wege zu verwertbaren und plausiblen Ergebnissen führen.

4.6.1.2 ERMITTLUNG DER GEOGENEN BESCHAFFENHEITEN

Zur Einschätzung des anthropogenen Anteils an der Stoffkonzentration an den Messstellen ist die Kenntnis der natürlichen (geogenen) Gehalte erforderlich. Diese Informationen sind auch bei der Ableitung von Bewirtschaftungszielen von Interesse. Dabei ist davon auszugehen, dass geogene Gehalte ohne anthropogene Beeinflussung nicht mehr durch Messungen zu ermitteln sind, da der anthropogene Einfluss mittlerweile an allen Messstellen im Oberflächenwasser und auch im oberflächennahen Grundwasser zu Veränderungen geführt

haben sollte. Deshalb wurde versucht, durch Auswertung von Messdaten Konzentrationen abzuleiten, die den geogenen Gehalten möglichst nahekommen.

In einem ersten Schritt wurde hierzu die Landesfläche des Freistaats Sachsen zunächst in Beurteilungsgebiete mit einheitlicher Geologie und vergleichbaren natürlichen Bedingungen eingeteilt. In diesen Beurteilungsgebieten wurde nach Messstellen gesucht, die möglichst wenig anthropogen beeinflusst sind. Hierzu wurden die Ergebnisse der oben beschriebenen Einschätzung der anthropogenen Beeinflussungen genutzt. Nur für eine sehr kleine Zahl an Messstellen konnte für alle beurteilten Merkmale eine fehlende oder sehr geringe Beeinflussung festgestellt werden. Deshalb mussten auch Messstellen in die Auswertung einbezogen werden, die bezüglich einiger Merkmale deutlicher beeinflusst sind. Hierzu wurde auch die Wasserbeschaffenheit selbst herangezogen. Das Ziel bestand darin, für jeden Beurteilungsraum einige Messstellen zu finden, die für die Ermittlung einer möglichst wenig anthropogen beeinflussten Konzentration genutzt werden können.

4.6.1.3 QUANTIFIZIERUNG DES ANTHROPOGENEN EINFLUSSES

Der anthropogene Einfluss an einer beliebigen Messstelle kann als Differenz zwischen der gemessenen Konzentration und der weitgehend unbeeinflussten Konzentration im jeweiligen Beurteilungsraum quantifiziert werden. Weiterhin wurde versucht einzuschätzen, auf welche Quellen die Beeinflussung in den Beurteilungsräumen zurückgeht. Hierzu wurden jeweils mehrere Beurteilungsräume zusammengefasst. In vielen Fällen gelang eine Einschätzung des Anteils an Landwirtschaft, Bergbau oder Industrie/Siedlung/Gewerbe/Verkehr an der anthropogenen Erhöhung, so dass die Ursachen dieser Erhöhungen in vielen Fällen benannt werden können.

4.6.2 ZUORDNUNG VON EINZUGSGEBIETSEIGENSCHAFTEN UND ERMITTLUNG DER ANTHROPOGEN WENIG BEEINFLUSSTEN BESCHAFFENHEIT

Bei der Auswertung der Beschaffenheitsdaten wurden die Eigenschaften der EZG der Messstellen berücksichtigt. Es wurde versucht, die Ursachen für erhöhte Gehalte an Eisen und Sulfat zu benennen und deren Einfluss zu bewerten.

Für das Oberflächenwasser wurden lediglich die Daten von Messstellen herangezogen, die ein räumlich begrenztes EZG haben, dessen Eigenschaften möglichst belastbar beschrieben werden können. Dabei handelt es sich um die Messstellen, die im Eigeneinzugsgebiet von OWK liegen (Zuflüsse, Fall A nach Abschnitt 4.4.2.1) bzw. in dessen Quellgebiet (Fall B nach Abschnitt 4.4.2.1). Als EZG der Messstelle wurde das gesamte Eigeneinzugsgebiet des OWK betrachtet (vgl. Abschnitt 4.4.5.1). In einigen wenigen Fällen wurden auch Messstellen des Typs C nach Abschnitt 4.4.2.1 in die Auswertung einbezogen, die weiter stromabwärts liegen und ein größeres EZG aufweisen, welches jedoch hinsichtlich der Gebietseigenschaft noch bewertet werden kann.

Von den Grundwassermessstellen wurden nur die Messstellen im oberflächennahen Grundwasser ausgewertet (Abschnitt 4.4.2.2.2). Diesen Messstellen wurden als (unmittelbare) EZG die Teilgebiete und Eigenschaften nach Abschnitt 4.4.5.2 zugeordnet.

Den Einzugsgebieten der Messstellen (oberirdische Teileinzugsgebiete nach 2. BP WRRL für die Oberflächenwassermessstellen bzw. unterirdische Teileinzugsgebiete nach Abschnitt 4.4.5.2 für die Grundwassermessstellen) und damit auch den Messstellen selbst wurden zunächst die folgenden Gebietseigenschaften zugewiesen (Tabelle 56). Dabei handelt es sich um die wesentlichen Gebietseigenschaften zur Charakterisierung der natürlichen Bedingungen. Es wurde das Ziel verfolgt, Betrachtungsräume zu ermitteln, die hinsichtlich der natürlichen Rahmenbedingungen für die Wasserbeschaffenheit homogen sind und möglichst viele Wasserkörper und damit auch eine große auswertbare Zahl an Grund- und Oberflächenwassermessstellen beinhalten.

Tabelle 56: Gebietseigenschaften zur Ableitung von Beurteilungsräumen.

Gebiets-eigenschaft	Beispiele	Bemerkungen	Datenquelle
Region (Höhenlage)	Tiefland, Hügelland, Mittelgebirge	beinhaltet überregionale hydrologische und geologische Bedingungen	GIS-Shape der Landschaftseinheiten des LfULG
Höhenlage [m HN]	Höhenlage der Messstelle aus DGM (Grundlage: SRTM, s. Anlage 8)	die Messstellenhöhe wurde in m HN durch räumliche Abfrage von Rasterdaten der Geländehöhe ermittelt	Satellitenrasterdaten SRTM
Landschaftseinheit	Oberes Osterzgebirge, Unteres Osterzgebirge, Mulde-Lösshügelland, Nordsächsisches Platten- und Hügelland, Düben-Dahleener Heide u. a.	repräsentiert regionale hydrologische und geologische Bedingungen	GIS-Shape der Landschaftseinheiten des LfULG
Fließgewässerlandschaft	Grundgebirge: Gneisregion, Lößregion, Fließgewässerlandschaft der Schmelzwasserbildungen, Fließgewässerlandschaft der heutigen Auen u. a.	repräsentiert im Wesentlichen die Geologie des EZG	GIS-Shape der Fließgewässerlandschaften des LfULG
Fließgewässertyp	Grobmaterialreiche silikatische Mittelgebirgsbäche, Silikatische fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse, Kiesgeprägte Tieflandsflüsse u. a.	ermöglicht eine Charakterisierung des Fließgewässers selbst (regionale Zuordnung, Chemismus, Sedimenttyp)	GIS-Shape der Oberflächenwassermessstellen des LfULG
Hydrogeologischer Teilraum	Erzgebirgs-Zentralzone, Vorerzgebirgssenke, Sächsisches Granulit-Massiv, Lausitzer Granodiorit	Berücksichtigung der hydrogeologischen Eigenschaften	GIS-Shape zur HÜK Sachsen des LfULG

In einem weiteren Schritt wurden anthropogene Beeinflussungen ermittelt. Dabei handelt es sich sowohl um Flächendaten der Landbedeckung, welche zur Berechnung von Landnutzungsanteilen herangezogen werden können, als auch um Daten zur Lokalisation von Stoffquellen. Die Daten sind in Tabelle 57 aufgelistet.

Tabelle 57: Daten zur Beschreibung anthropogener Stoffquellen.

Gebiets-eigen-schaft	Beispiele	Bemerkungen	Datenquelle
Landbedeckung	Wald, landwirtschaftliches Grünland, Acker, Siedlung, städtische Verdichtungsgebiete, Industrie, Gewerbe, Verkehrsanlagen, Tagebaue, Steinbrüche, Deponien u. a.	erlaubt Rückschlüsse auf den Anteil der land- und forstwirtschaftlichen Nutzung und zur Bedeutung von Siedlungstätigkeit, Industrie, Gewerbe u. a.	Corine Land Cover (s. Anlage 9)
Landbedeckung: Moore	Hochmoore des Westerzgebirges, Moore der Düben-Dahleiner Heide und der Niederlausitz	Einschätzung der geogenen Beschaffenheit unter Einfluss von Nassstandorten, Rückschlüsse auf Torfabbau bei Grundwasserabsenkung	GIS-Shape der Ergebnisse zur Moorkartierung in Sachsen des LfULG (vgl. Anlage 10)
Landnutzung	Siedlungen und städtische Verdichtungsräume, Industriegebiete und Großbetriebe, kommunale Einrichtungen, Flughäfen, Autobahnen, Deponien, Tagebaue u. a.	Einschätzung des Grades der Beeinflussung durch Siedlung, Industrie und Gewerbe und Verkehr	Topografische Karte TK10/25, Luftbild, GIS-Shape der Verdichtungsgebiete nach §10 SächsKomAbwVO
Abwasser-einleitungen	Einleitung aus kommunalen Kläranlagen, Industrieeinleiter	Hinweis auf den Grad der anthropogenen Beeinflussung	GIS-Shape der kommunalen und industriellen Einleiter des LfULG
Bergbau-gebiete, Gruben und Tagebaue	ehem. Steinkohlereviere bei Zwickau, Oelsnitz, Freital; Wismutbergbauegebiete, Spatabbau im Vogtland, Altbergbauegebiete auf Erz im Erzgebirge u. a.	Bergbauegebiete wurden recherchiert und hinsichtlich der Stärke ihres Einflusses auf die Wasserbeschaffenheit grob klassifiziert, dabei Berücksichtigung der Einleitpunkte aus Stollen	im Projekt recherchierte Daten (vgl. Abschnitt 0)

Mit der Berücksichtigung der genannten Flächeneigenschaften ist zunächst eine Abgrenzung von geologisch gleichartigen Beurteilungsräumen möglich, für die dann in einem weiteren Bearbeitungsschritt unter Berücksichtigung der anthropogenen Quellen Konzentrationen abgeleitet werden können, die möglichst wenig anthropogen beeinflusst sind. Weiterhin werden die Voraussetzung für eine Beurteilung vor allem der in Tabelle 58 genannten anthropogenen Beeinflussungen mittels statistischer Verfahren geschaffen.

Tabelle 58: Rückschlüsse auf anthropogene Beeinflussungen.

Nutzung/Einfluss	Beurteilung anhand	Verfahren
Landwirtschaft	<ul style="list-style-type: none"> - Flächenanteil der Acker- und Grünlandnutzung aus Corine Land Cover - erhöhte N- und P-Gehalte im Wasser 	objektiv durch Auswertung der Flächenanteile
Forstwirtschaft	<ul style="list-style-type: none"> - Flächenanteil Wald Corine Land Cover 	objektiv durch Auswertung der Flächenanteile
Siedlung, Industrie, Gewerbe, Verkehr, städtische Verdichtungsräume	<ul style="list-style-type: none"> - Shape Verdichtungsräume - Topografische Karte und Luftbild - Flächenanteile Corine Land Cover - Kommunale und Industrielle Einleiter - erhöhte Gehalte an Metallen und P im Wasser 	1) objektiv durch Auswertung der Flächenanteile 2) subjektiv durch Beurteilung der Messstellen
Bergbau	<ul style="list-style-type: none"> - Recherche Bergbauggebiete (Altbergbau, aktiver Bergbau, Braunkohle, Steinkohle, Erzbergbau) - Lage der Einleitungen aus Stollen und anderen bergbaubeeinflussten Wässern - erhöhte Gehalte an Metallen und Sulfat im Wasser 	subjektiv durch Beurteilung der Messstellen
Moore ¹⁾	<ul style="list-style-type: none"> - Flächenanteil in den Corine-Landbedeckungsdaten - Karten der Verbreitung potenzieller und rezenter Moorstandorte aus dem Landesentwicklungsplan Sachsen 	1) objektiv durch Auswertung der Flächenanteile 2) subjektiv durch Beurteilung der Messstellen

¹⁾ bei der Beeinflussung durch Moorentwässerung handelt es sich um eine anthropogene Beeinflussung

Die Einschätzung der Stärke der anthropogenen Beeinflussung erfolgt mittels zweier unterschiedlicher Vorgehensweisen. Die Anwendung der Corine-Landbedeckungsanteile stellt ein Verfahren dar, welches auf objektiven validierten Daten basiert, die aus der Satellitenfernerkundung stammen. Bei den Landbedeckungsanteilen handelt es sich um numerische Werte, welche unmittelbar als Einflussgröße in statistische Verfahren, insbesondere die Regressionsanalyse, eingehen. Ebenso objektiv und numerisch ist die Geländehöhe der Messstellen, welche unmittelbar als Einfluss- bzw. Zustandsgröße zur statistischen Auswertung herangezogen werden kann.

Die Landbedeckungsanteile wurden für Gebiete ermittelt, die im Wesentlichen den Einzugsgebieten der OWK entsprechen. Diese Gebiete sind i. d. R. größer als die unmittelbaren Einzugsgebiete der Messstellen. Zumindest gilt dies für die Oberflächenwassermessstellen der Fälle A und B nach Abschnitt 4.4.2.1.4 und die meisten Grundwassermessstellen im Festgesteinsgebiet. Um die lokalen Gegebenheiten besser berücksichtigen zu können, wurde deshalb der Einfluss durch Siedlung/Industrie/Gewerbe/Verkehr, Bergbau und Moore auf die Messstellen subjektiv eingeschätzt. Hierzu wurde jede Messstelle bezüglich der drei genannten Merkmale in eine der folgenden Klassen eingeordnet: „ohne Beeinflussung“, „geringe Beeinflussung“, „deutliche Beeinflussung“, „prägende Beeinflussung“. Dabei wurde die Lagebeziehung zwischen den infrage kommenden anthropogenen Stoffquellen und den Messstellen unter Beachtung der regionalen Fließverhältnisse explizit berücksichtigt. Hierzu wurde die wahrscheinliche Beeinflussung jeder Grund- und Oberflächenwassermessstelle auf der Karte unter Zuhilfenahme der in

Tabelle 58 genannten weiteren Daten beurteilt.

4.6.2.1 GROßRAUM UND LANDSCHAFTSEINHEIT

Bei der Einteilung von Beurteilungsräumen wurden die Großräume Tiefland, Hügelland und Mittelgebirge unterschieden. Außerdem erfolgte eine Unterscheidung der sächsischen Landschaftseinheiten (früher Naturräume, Abbildung 52 und Tabelle 59). Mit der Klassifizierung wurde versucht, Messstellen und Wasserkörper mit ähnlichen natürlichen Gegebenheiten zusammenzufassen.

Zusätzlich zu der Einteilung der Messstellen zu den Großräumen Tiefland, Hügelland und Mittelgebirge erfolgte noch eine Auswertung der Daten in Abhängigkeit von der Geländehöhe der Messstellen.

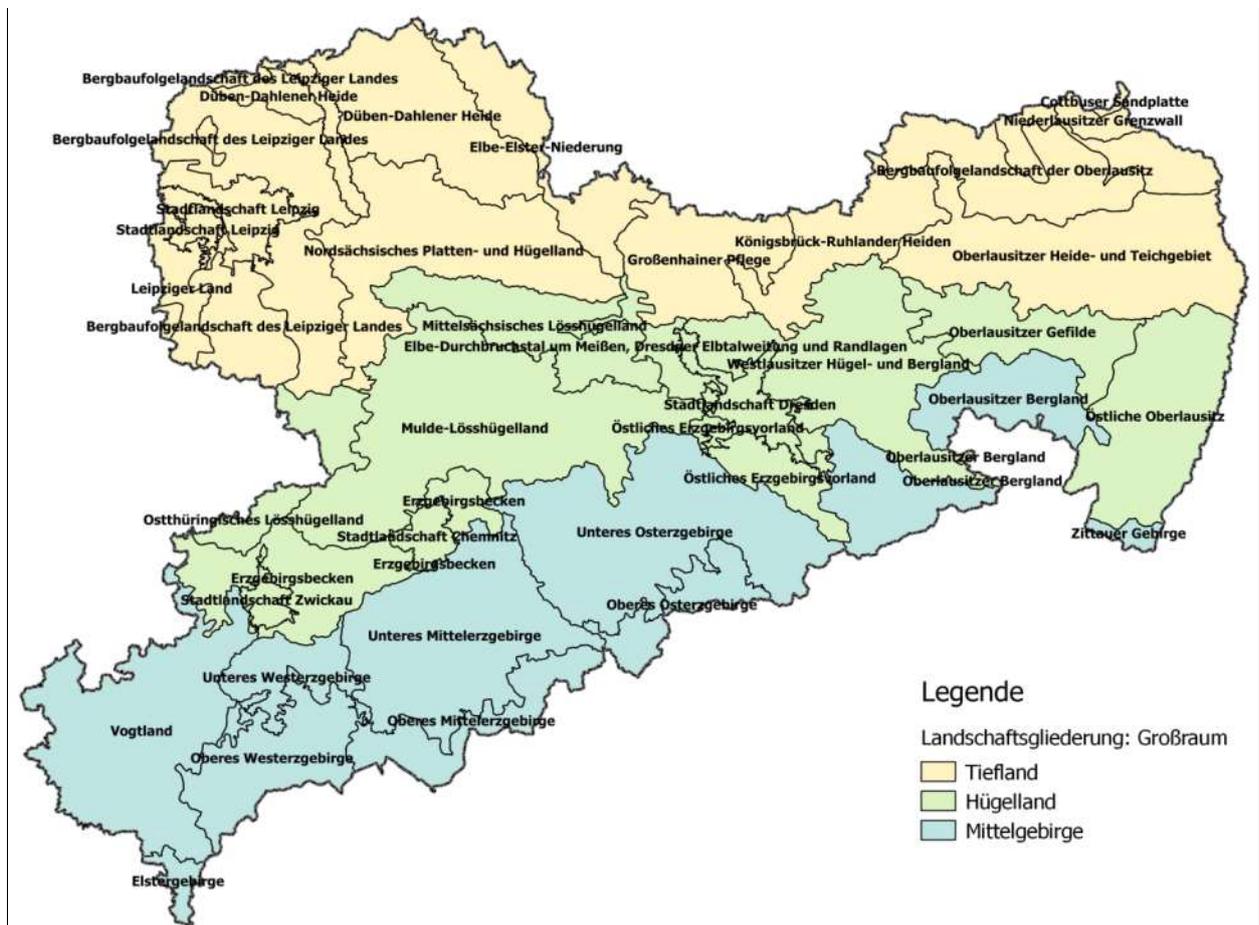


Abbildung 52: Berücksichtigte Naturregionen und Landschaftseinheiten Sachsens.

Tabelle 59: Berücksichtigte Landschaftseinheiten der Großräume Tiefland, Hügelland und Mittelgebirge (LEP 2013).

Großraum	Landschaft	Kürzel
Tiefland	Bergbaufolgelandschaft der Oberlausitz	BFOL
	Bergbaufolgelandschaft des Leipziger Landes	BFLLA
	Cottbuser Sandplatte	CSP
	Düben-Dahlener Heide	DDH

Großraum	Landschaft	Kürzel
	Elbe-Elster-Niederung	EEN
	Großenhainer Pflege	GHP
	Königsbrück-Ruhlander Heiden	KRH
	Leipziger Land	LLA
	Mittlere Mulde	MM
	Muskauer Heide	MHE
	Niederlausitzer Grenzwall	NGW
	Nordsächsisches Platten- und Hügelland	NPH
	Oberlausitzer Heide- und Teichgebiet	OLHT
	Stadtlandschaft Leipzig	STAL
Hügelland	Elbe-Durchbruchstal um Meißen, Dresdner Elbtalweitung und Randlagen	EDM
	Erzgebirgsbecken	EGB
	Mittelsächsisches Lösshügelland	MSL
	Mulde-Lösshügelland	MLH
	Oberlausitzer Bergland	OLB
	Oberlausitzer Gefilde	OLG
	Östliche Oberlausitz	OOL
	Östliches Erzgebirgsvorland	OEV
	Ostthüringisches Lösshügelland	OTL
	Stadtlandschaft Chemnitz	STAC
	Stadtlandschaft Dresden	STAD
	Stadtlandschaft Zwickau	STAZ
	Westlausitzer Hügel- und Bergland	WHB
Mittel- gebirge	Elstergebirge	ETG
	Oberes Mittelerzgebirge	OMEG
	Oberes Osterzgebirge	OOEG
	Oberes Westerzgebirge	OWEG
	Oberlausitzer Bergland	OLB
	Sächsische Schweiz	SSZ
	Unteres Mittelerzgebirge	UMEG
	Unteres Osterzgebirge	UOEG
	Unteres Westerzgebirge	UWEG
	Vogtland	VGT
	Zittauer Gebirge	ZGE

4.6.2.2 FLIESSGEWÄSSERLANDSCHAFTEN

Die Fließgewässerlandschaften repräsentieren im Wesentlichen die geologischen Gegebenheiten im Einzugsgebiet (Abbildung 53). Mit der Berücksichtigung der Fließgewässerlandschaften bei der statistischen Auswertung der Daten sollen Erkenntnisse zum Einfluss der geologischen Bedingungen auf die Eisen- und Sulfatkonzentration gewonnen werden.

Die Fließgewässerlandschaft wurde allen Messstellen als Eigenschaft zugeordnet. Bei den Oberflächenwassermessstellen wurde der Anstrom der Messstelle über eine bestimmte Strecke berücksichtigt, für die eine unmittelbare Beeinflussung der Wasserbeschaffenheit

erwartet werden kann. Es wurde eine Fließgewässerlandschaft als Attribut einer Messstelle zugeordnet, wenn sie im unmittelbaren Anstrom der Messstelle vorliegt oder das Einzugsgebiet der Messstelle als prägende Fließgewässerlandschaft charakterisiert.

Grundwassermessstellen wurden ebenfalls zu Fließgewässerlandschaften zugeordnet, um eine geologische Klassifizierung analog zum Oberflächenwasser vornehmen zu können. Außerdem werden somit auch Vergleiche der Beschaffenheit von Grund- und Oberflächenwasser möglich werden.

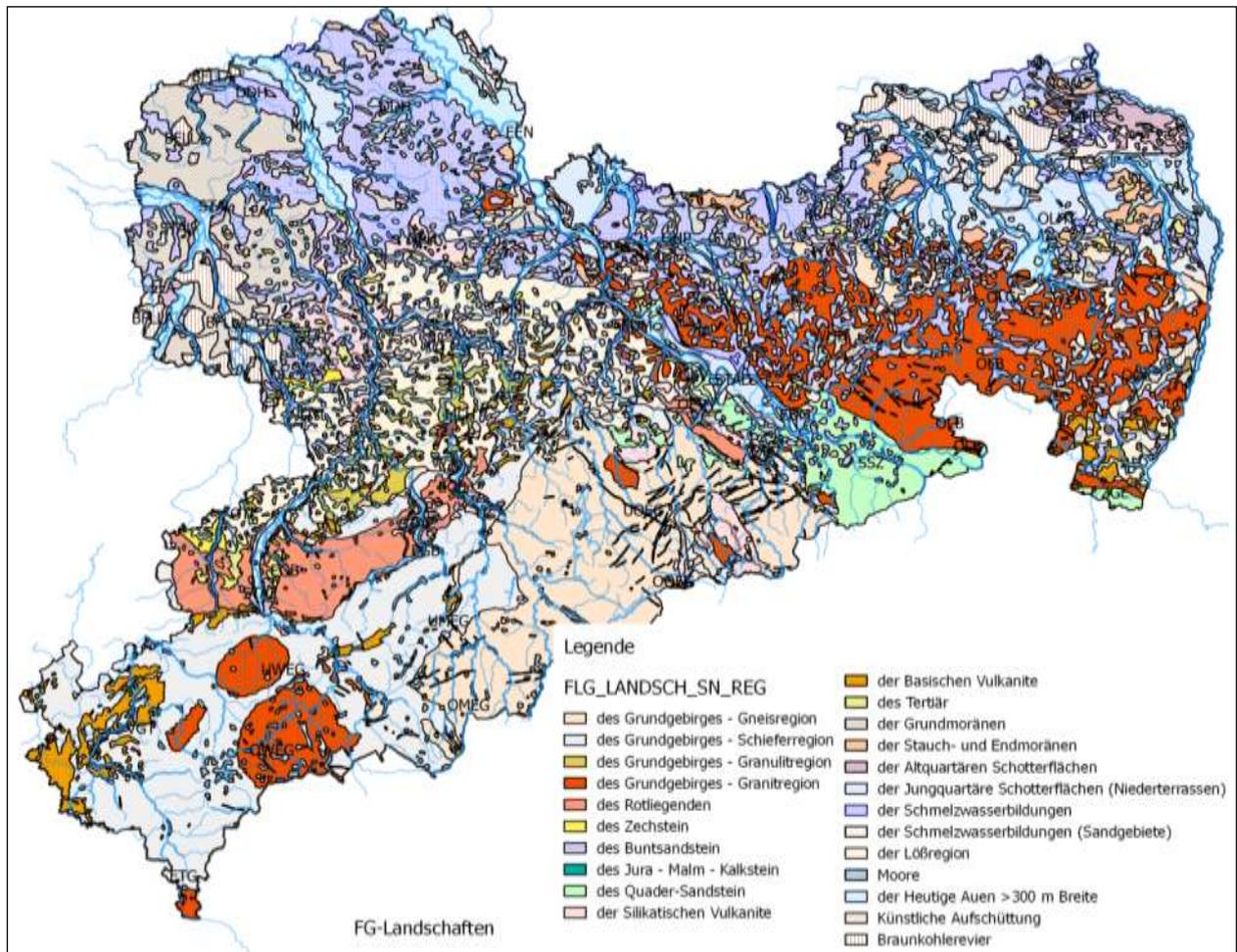


Abbildung 53: Fließgewässerlandschaften in Sachsen.

Es wurden folgende Fließgewässerlandschaften unterschieden:

Tabelle 60: Berücksichtigte Fließgewässerlandschaften.

Fließgewässerlandschaft	Datenbankkürzel
der altquartären Schotterflächen	Aq Schotter
der heutigen Auen >300 m Breite	Auen
der basischen Vulkanite	Bas Vulk
des Buntsandsteins	BSandst
des Grundgebirges - Gneisregion	Gg Gneis
des Grundgebirges - Granit	Gg Granit
des Grundgebirges - Granulit	Gg Granulit
des Grundgebirges - Schiefer	Gg Schiefer

der Grundmoränen	Grundm
der jungquartären Schotterflächen (Niederterrassen)	Jq Schotter
der Lössregion	Loess
Moore	Moore
des Quader-Sandsteins (Kreidesandstein)	QSandst
Fließgewässerlandschaft	Datenbankkürzel
des Rotliegenden	Rotl
der Schmelzwasserbildungen	SchmelzwB
der Schmelzwasserbildungen	SchmelzwB Sand
der silikatischen Vulkanite	Sil Vulk
der Stauch- und Endmoränen	StauchEndm
des Tertiär	T
des Zechstein	Zechst

Das Ergebnis der Zuordnung ist in der folgenden Abbildung 54 für die Oberflächengewässer dargestellt. Die Zuordnung wurde analog auch für die Grundwassermessstellen durchgeführt.

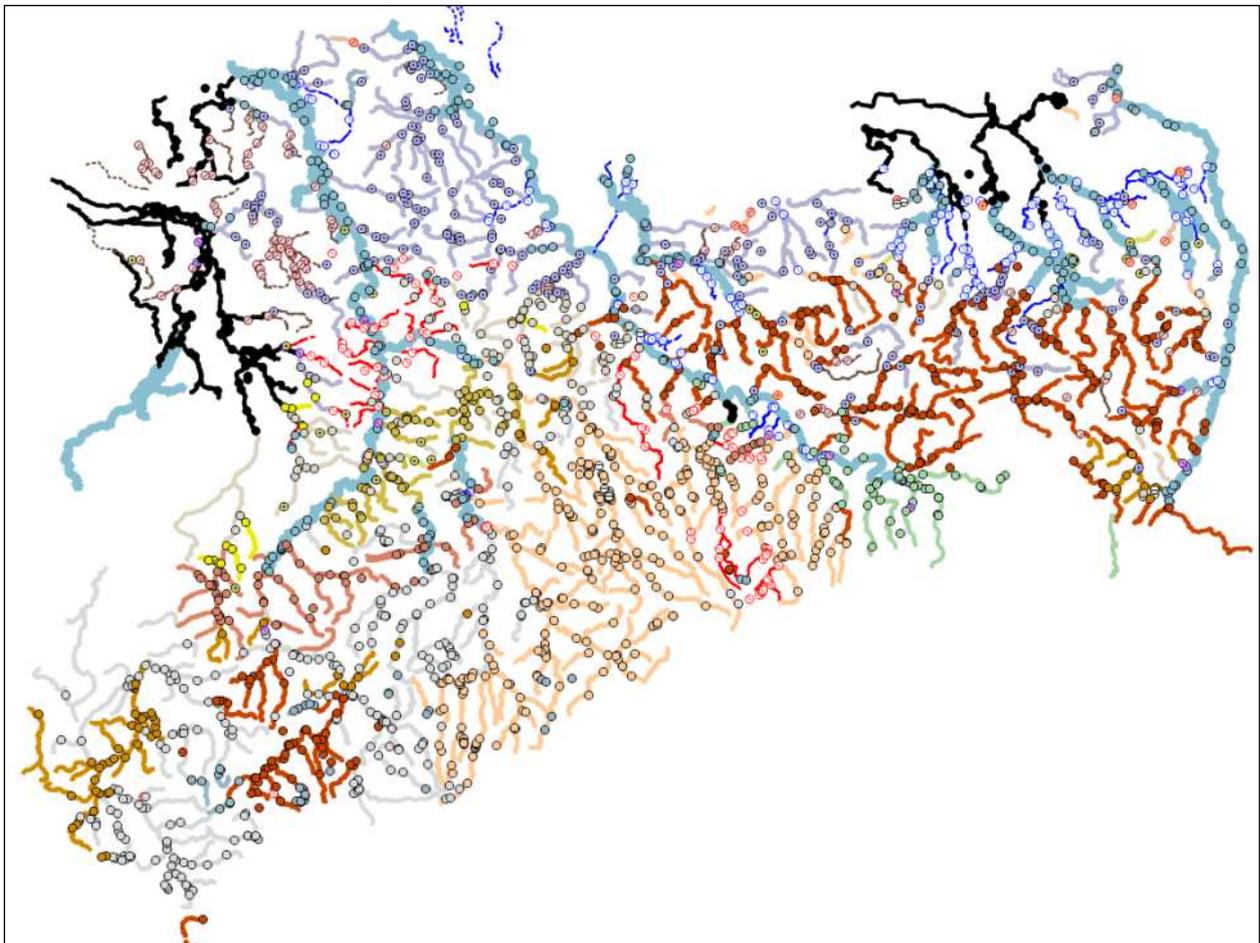


Abbildung 54: Ergebnis der Zuordnung von Fließgewässerlandschaften zu Oberflächenwassermessstellen und -wasserkörpern.

4.6.2.3 FLIEßGEWÄSSERTYP

Der Fließgewässertyp ist in den veröffentlichten WRRL-Daten des LfULG als GIS-Attribut enthalten. Er wurde im GIS den Oberflächenwassermessstellen zugeordnet, so dass jede Messstelle hinsichtlich des Fließgewässertyps charakterisiert ist. Bei den Grundwassermess-

stellen ist dies nicht möglich, da es keinen Zusammenhang zwischen dem Oberflächenwassertyp und den Grundwassermessstellen gibt. Bei der weiteren Bearbeitung zeigte sich weiterhin, dass auch der Informationsgehalt des Fließgewässertyps für das Oberflächenwasser nicht wesentlich über die bereits in den Fließgewässerlandschaften und anderen Daten und Klassifizierungen enthaltenen Informationen hinausgeht. Der Fließgewässertyp lässt keine weiterführenden Rückschlüsse auf Einflüsse und Quellen für die Konzentration von Eisen und Sulfat im Oberflächenwasser zu. Deshalb wurde der Fließgewässertyp im Rahmen der statistischen Auswertung nicht berücksichtigt.

4.6.2.4 HYDROGEOLOGISCHER TEILRAUM

Die hydrogeologischen Teilräume aus der Hydrologischen Übersichtskarte Sachsens (HÜK200, Abbildung 55) wurden verwendet, um raumbezogene Bewertungseinheiten voneinander abzugrenzen oder weiter zu unterteilen. Eine Zuweisung zu Messstellen oder explizite Auswertung als Einfluss-/Zustandsgröße erfolgte nicht.

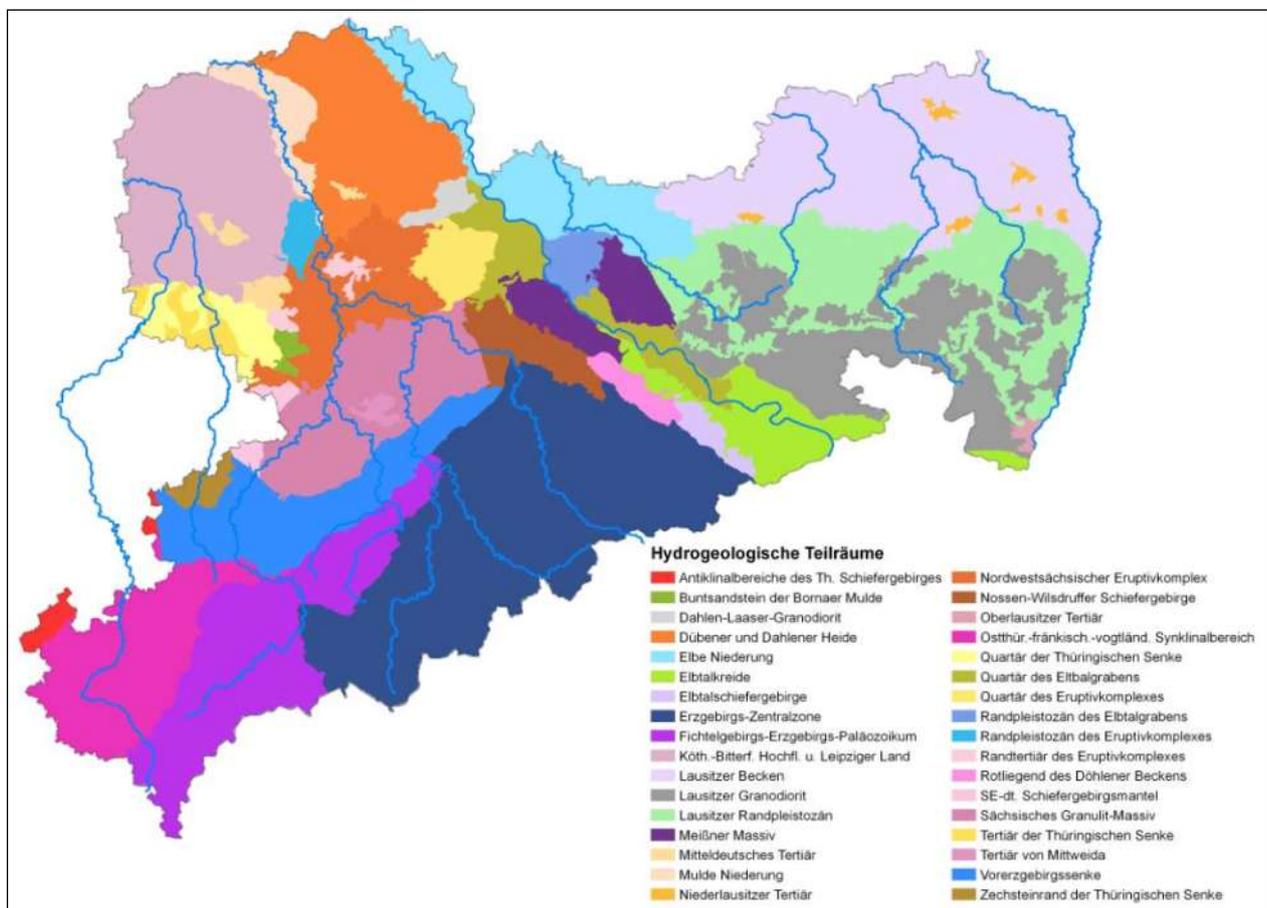


Abbildung 55: Hydrogeologische Teilräume der Hydrogeologischen Übersichtskarte Sachsens (HÜK200).

4.6.2.5 LANDBEDECKUNG IM EINZUGSGEBIET

Aus der aktuellen Landbedeckung kann auf die Landnutzung geschlossen werden. Die Berücksichtigung der Landnutzung ist von Interesse, da aus der vorwiegend landwirtschaft-

lichen Flächennutzung auf den landwirtschaftlichen Einfluss auf die Stoffkonzentration z. B. durch Düngemiteleintrag geschlossen werden kann. Weiterhin von Interesse sind Siedlungs- und Industriegebiete oder Moore, da von diesen Gebieten ebenfalls eine Beeinflussung der Eisen- und Sulfatkonzentration ausgehen kann.

Die Landbedeckung im EZG wurde anhand der Corine-Landbedeckungsdaten (Corine Land Cover) ermittelt. Dabei wurden im Rahmen des Projektes folgende Klassen unterschieden (vgl. Anlage 9):

Tabelle 61: Corine Landbedeckungsklassen und Zuordnung für die Klasseneinteilung der Messstellen.

Landbedeckung	Projekt-code	Corine-Landbedeckungsklassen
Bebaute Flächen: Siedlungen, Wohngebiete, städtisch geprägte Flächen, Parks, Sportflächen etc.	Siedl	111, 112, 141, 142
Bebaute Flächen: Industrie, Gewerbe, öffentliche Einrichtungen etc.	Ind+Gew	121
Bebaute Flächen: Verkehr (Straßen, Bahnanlagen, Flugplätze etc.)	Verk	122, 123, 124
Abbauflächen, Baustellen	Tageb	131, 133
Deponien und Abraumhalden	Dep+A	132
Ackerland	Acker	211, 242
Landwirtschaftliche Flächen: Wiesen und Weiden, Weinbau, Obst- und Beerenobst etc.	LGruenl	221, 222, 231, 243
Wälder	Wald	311, 312, 313
Natürliches Grünland, naturnahe Flächen	natGruenl	321, 331, 333
Torfmoore, Sümpfe, Heiden und Moorheiden	Moore	322, 411, 412
Wasserläufe, Wasserflächen	Gewaess	511, 512

Die Landbedeckungsdaten liegen in Form von GIS-Polygonshapes flächendeckend vor. Diese Shapes wurden mit den EZG der Oberflächen- und Grundwassermessstellen verschnitten. Anschließend wurden für die EZG die Flächenanteile der elf im Projekt verwendeten Landbedeckungsklassen berechnet. Diese Landnutzungsanteile wurden den Messstellen zugeordnet und stehen damit für eine statistische Auswertung der Wasserbeschaffenheit als Einfluss- bzw. Zustandsgröße zur Verfügung.

In der folgenden Abbildung 56 ist der Flächenanteil der Landbedeckung Projektcode „Siedl“ in den Teileingebieten des Grundwassers nach Abschnitt 4.4.5.2 exemplarisch dargestellt.

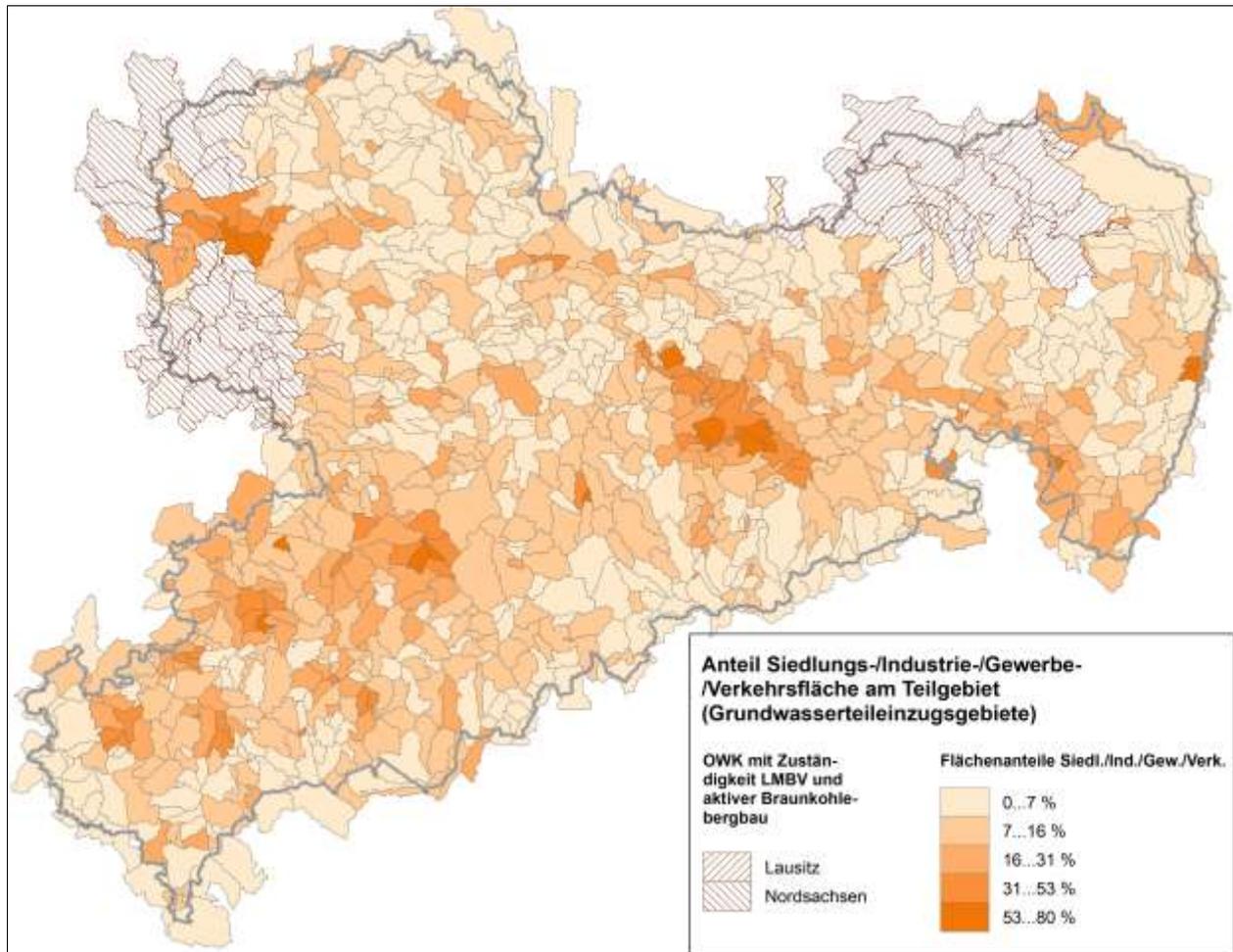


Abbildung 56: Prozentualer Anteil von Siedlungs-/Gewerbe-/Industrieflächen an der Landfläche aus den Corine-Landbedeckungsdaten.

4.6.2.6 EINFLUSS DURCH SIEDLUNG, INDUSTRIE, GEWERBE UND VERKEHR

Der Einfluss durch Siedlung, Industrie, Gewerbe, Verkehr kann gemäß Abschnitt 4.6.2.5 mit dem Flächenanteil der entsprechenden Corine-Landbedeckungskategorie beschrieben werden. Der Flächenanteil wurde berechnet und den Oberflächen- und Grundwassermessstellen zur weiteren statistischen Auswertung zugeordnet.

Der Flächenanteil der Corine Landbedeckung gilt jedoch genau betrachtet nicht für die Einzugsgebiete von Messstellen, da diese im Rahmen des Projektes nicht exakt ermittelt wurden. Der Flächenanteil wurde für die Eigeneinzugsgebiete der OWK (vgl. Abschnitt 4.4.5.1) bzw. für Teileinzugsgebiete der GWK (vgl. Abschnitt 4.4.5.2) berechnet und als Einzugsgebietseigenschaft auf die Messstellen übertragen. Dabei handelt es sich um eine Abschätzung der tatsächlichen Flächenanteile, welche nicht explizit für jede Messstelle ermittelt wurden. Somit bestand die Notwendigkeit, mit einer anderen Vorgehensweise den unmittelbaren Einfluss bestimmter Landnutzungen auf die Messstellen einzuschätzen. Hierzu wurde die topografische Karte genutzt und weitere Daten berücksichtigt, vor allem die Fließrichtung, die räumliche Lage der Corine Landbedeckungstypen (vgl. Anlage 9), das Polygonshape der (städtischen) Verdichtungsgebiete nach §10 SächsKomAbwVO, die Lage der Einleiter (kommunale Kläranlagen und Industrieinleiter) und das Luftbild (Orthofoto).

Anhand der genannten Daten wurde jede Messstelle einer der vier folgenden Klassen des Maßes der anthropogenen Beeinflussung zugeordnet:

- 0 keine bzw. sehr geringe Beeinflussung (wird als „anthropogen unbeeinflusst“ eingestuft)
- 1 geringe Beeinflussung erkennbar
- 2 mittlere/deutliche Beeinflussung erkennbar
- 3 starke Beeinflussung, kommunale/städtische/Gewerbe-/Industriegebiete dominieren im EZG der Messstelle

In der folgenden Abbildung 57 ist das Ergebnis der Beurteilung des anthropogenen Einflusses durch Siedlung, Industrie, Gewerbe, Verkehr auf die Oberflächenwassermessstellen exemplarisch dargestellt.

Die Vorgehensweise und alle weiteren Ergebnisse sind detailliert in Anlage 11 beschrieben.

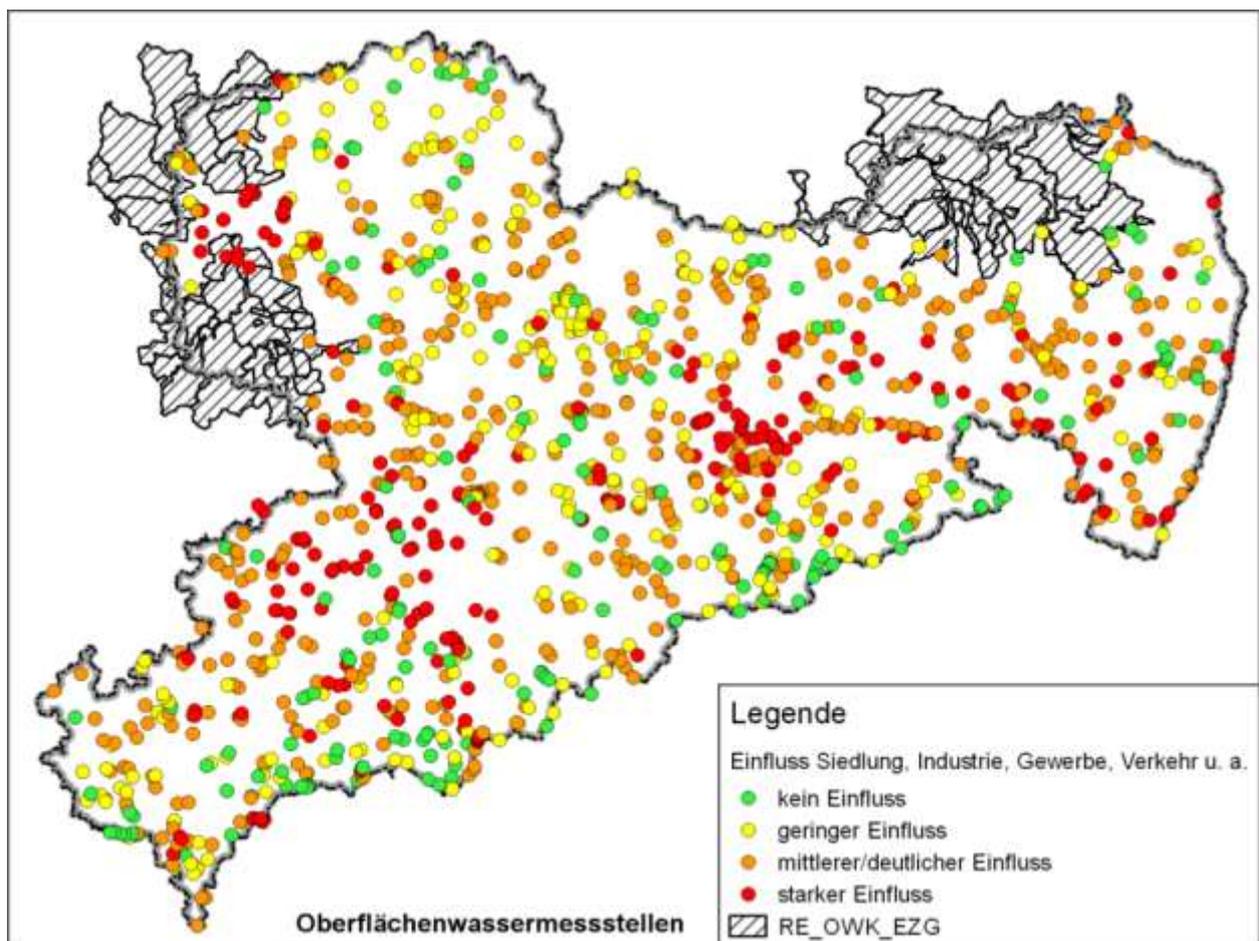


Abbildung 57: Ergebnis der Beurteilung des Einflusses durch Siedlung, Industrie, Gewerbe, Verkehr auf die Oberflächenwassermessstellen.

4.6.2.7 EINFLUSS DURCH LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT

Die Beeinflussung durch Land- und Forstwirtschaft wurde anhand der Corine-Landbedeckungsanteile berücksichtigt. Hierzu wurde der Anteil der Ackerfläche, der landwirtschaftlichen Grünlandfläche und der Waldfläche an den (Teil-)Einzugsgebieten der Messstellen herangezogen. Eine zusätzliche subjektive Beurteilung der Messstellen mit Einstufung in Klassen (0: keine Beeinflussung, 3: prägende Beeinflussung) wurde nicht durchgeführt, da es sich hier um großflächig verbreitete Landbewirtschaftungsformen handelt, die hinreichend anhand der Flächenanteile beschrieben sind. Einzelanlagen wie landwirtschaftliche Betriebe, Ställe usw. wurden nicht explizit berücksichtigt, da diese nicht hinreichend anhand der benutzten Informationen (v. a. topografische Karte, Luftbilder) erkennbar bzw. hinsichtlich ihrer Bedeutung einzuordnen sind.

Die landwirtschaftliche Fläche und die Waldfläche sind komplementär, sie ergänzen sich und ergeben unter zusätzlicher Berücksichtigung der Siedlungs-/Industriefläche in ihrer Summe nahezu die Gesamtfläche des betrachteten Gebietes abzüglich einiger kleinerer Flächenanteile von Steinbrüchen, Aufschüttungen, Gewässern, Mooren u. ä. Weiterhin zeigte sich im Rahmen der statistischen Auswertung, dass von der Ackerfläche im Gegensatz zur Waldfläche eine Beeinflussung der Wasserbeschaffenheit ausgeht. Deshalb konnte auf eine explizite statistische Auswertung des Waldanteils als Einflussfaktor weitgehend verzichtet werden.

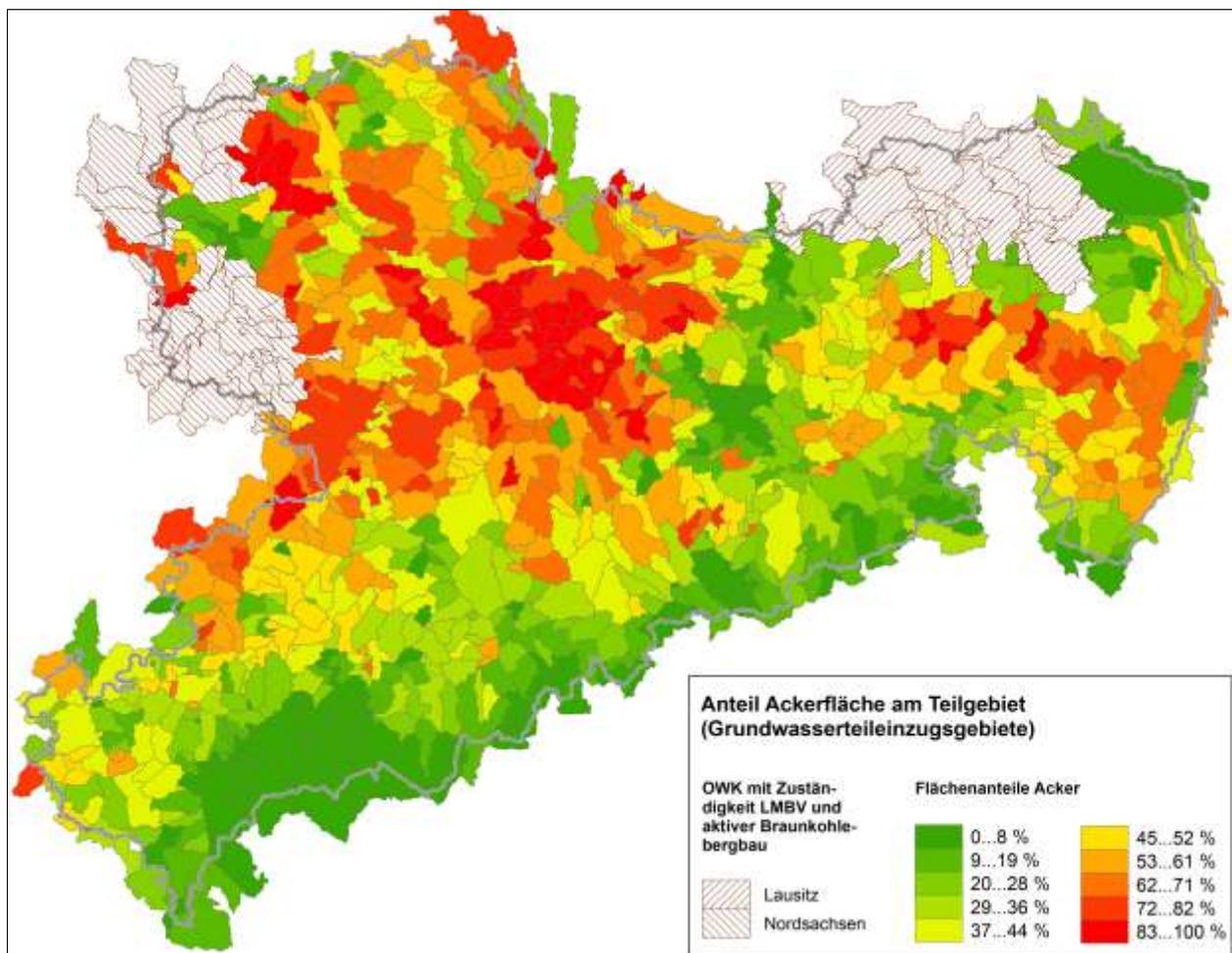


Abbildung 58: Prozentualer Anteil von Ackerflächen an der Landfläche.

4.6.2.8 EINFLUSS DURCH DEN BERGBAU

Zum Einfluss des Bergbaus wurden umfangreiche Recherchen durchgeführt (vgl. Abschnitt 3). Im Ergebnis dieser Recherchen kann der Bergbau als Einflussfaktor den Messstellen und OWK zugeordnet werden. Die Vorgehensweise hierzu und die Ergebnisse sind in Anlage 12 beschrieben.

Analog zur Beeinflussung durch Siedlung/Industrie/Gewerbe/Verkehr in Abschnitt 4.6.2.6 wurden jede Messstelle des Typs A (Zufluss im Eigeneinzugsgebiet der OWK) und B (im OWK in dessen Quellabschnitt), in einigen Fällen auch des Typs C (im OWK nach Einmündung größerer Zuflüsse), bzw. für alle Messstellen im oberflächennahen Grundwasser, in eine der folgenden Klassen der Berbaubeeinflussung eingeordnet:

keine Beeinflussung:	0
geringe Beeinflussung zu erwarten:	1
mittlere/normale Beeinflussung:	2
starke/dominierende Beeinflussung:	3

Es wurden 3 Klassen für die unterschiedliche Beeinflussung verwendet, so dass der Gradient für die Beeinflussung noch in ausreichendem Maße dargestellt werden kann, zuzüglich einer Klasse für Messstellen mit fehlender Beeinflussung.

Die Bewertung des Bergbaueinflusses erfolgte subjektiv unter Berücksichtigung der Lage der Messstelle bezüglich der recherchierten Bergbauobjekte und Stollneinleitungen. Der Beurteilung liegen die Bergbaugebiete zugrunde, welche bei GEOS im Rahmen der Projekte VodaMin/VitaMin recherchiert wurden (vgl. Abschnitt 3.3). Es handelt sich vor allem um Erz- und Steinkohlebergbau, der Abbau von Steine/Erden und der aktive Braunkohlebergbau wurden nicht betrachtet.

Messstellen im unmittelbaren Abstrom wurden als stark/dominierend beeinflusst bewertet, Messstellen mit weiterer Entfernung zum Bergbau als entsprechend geringer beeinflusst. Unbeeinflusste Messstellen liegen im unbeeinflussten Anstrom von Bergbaugebieten oder in Einzugsgebieten ohne historischen oder rezenten Bergbau. Die Bergbaugebiete sind für den Erzbergbau in Abbildung 60 und für de Steinkohlenbergbau in Abbildung 12 dargestellt. Eine Darstellung des Bergbaueinflusses durch den historischen und rezenten Erzbergbau auf die Messstellen erfolgt in Abbildung 60.

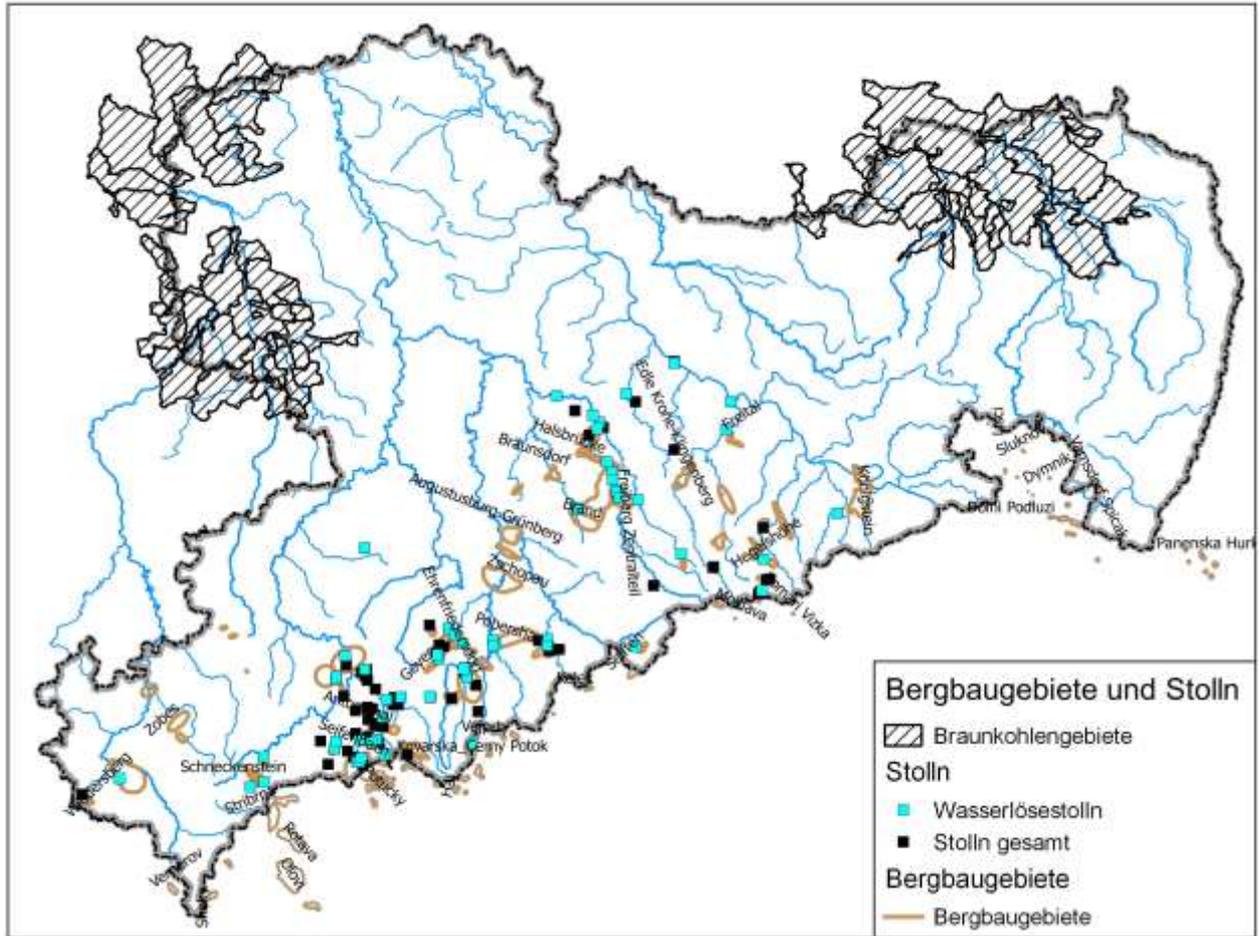


Abbildung 59 Gebiete des ehemaligen und aktiven Erzbergbaus

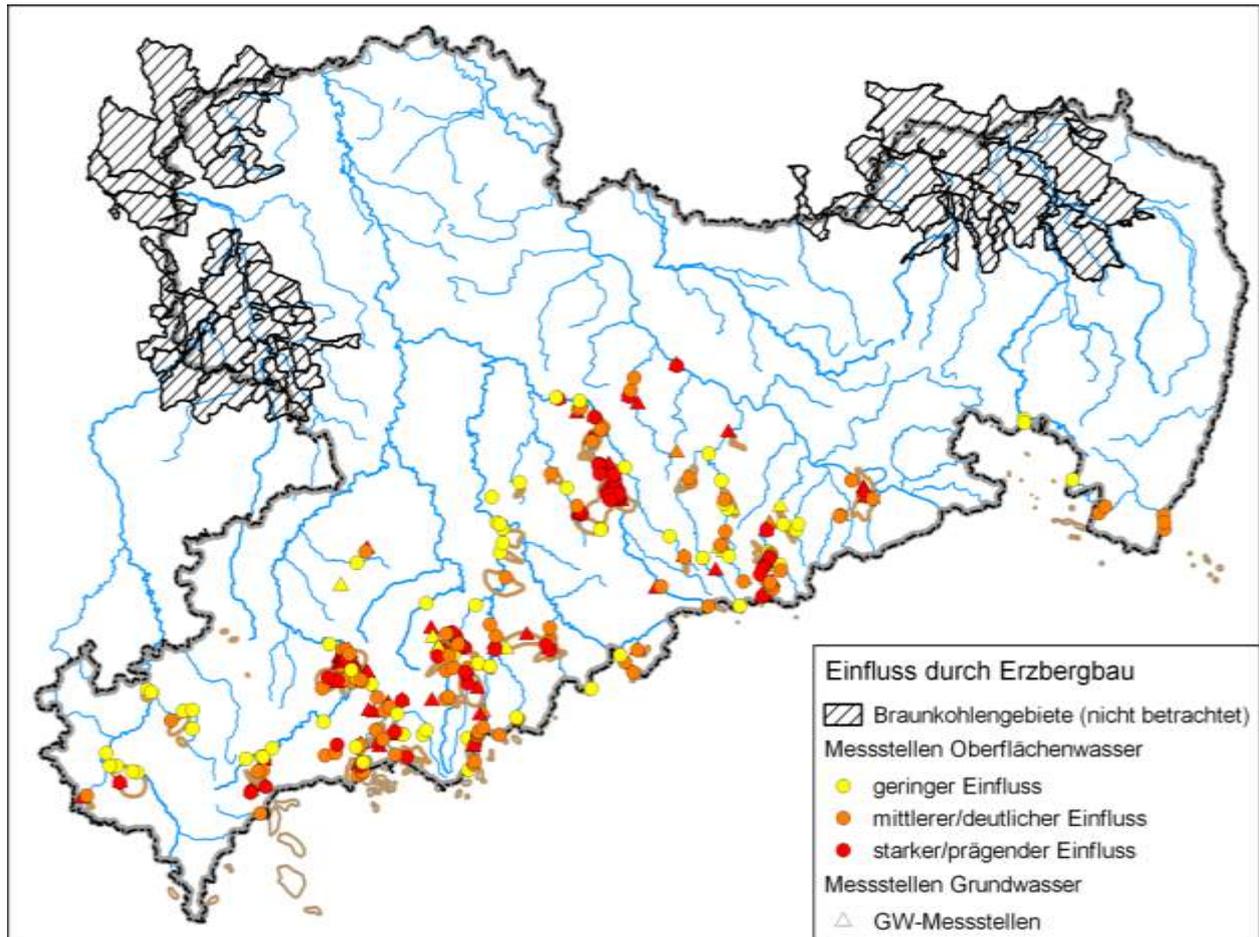


Abbildung 60: Messstellen mit Beeinflussung durch ehemaligen und aktiven Erzbergbau.

4.6.2.9 EINFLUSS DURCH MOORE

Der Einfluss durch Moore kann anhand des Flächenanteils des Landbedeckungstyps „Moore“ aus den Corine Landbedeckungsdaten an der Gesamtfläche eines Einzugsgebietes charakterisiert werden. Allerdings zeigte sich hier, dass dieser Flächenanteil i. d. R. sehr gering ist und weiterhin die tatsächlichen Fließverhältnisse, vor allem die Lage der Messstelle im An- oder Abstrom, bei der Auswertung der Flächenanteile nicht beachtet wird. Im Gegensatz zur Acker-, Grünland-, Wald- und Siedlungsfläche konnten hier die Corine Landnutzungsdaten nur sehr eingeschränkt Informationen liefern. Deshalb wurde die Beeinflussung von Messstellen durch Moore ermittelt anhand:

- der Zuordnung der Messstellen zu Fließgewässerlandschaften: bei Zuordnung der Messstelle zur Fließgewässerlandschaft „Moore“ ist eine Beeinflussung gegeben
- der Lage der Messstellen zu Moorflächen unter Berücksichtigung der Fließrichtungen. Moorflächen wurden aus der Kartierung von potenziellen und rezenten Moorstandorten entnommen, die u. a. im Landesentwicklungsplan Sachsen (2013) dargestellt ist.

Die Beurteilung der Beeinflussung von Messstellen durch Moore ist in Anlage 10 dargelegt. Es wurden analog zur Beeinflussung durch Siedlung/Industrie/Gewerbe/Verkehr und Bergbau zwischen folgenden Klassen unterschieden:

0 kein Einfluss

- 1 geringer Einfluss durch Moorflächen
- 2 deutlicher Einfluss durch Moorflächen
- 3 Einfluss durch Moorflächen dominiert

Das Ergebnis der Zuordnung ist am Beispiel der Messstellen in den Oberflächengewässern in der folgenden Abbildung 61 dargestellt.

Die Quantifizierung des anthropogenen Anteils an der Beeinflussung durch Moore aufgrund von Grundwasserabsenkungen bzw. Moorentwässerung erfordert die Ermittlung dieser anthropogenen Veränderungen für die Moore im Betrachtungsgebiet. Somit wäre zunächst ein Maß für die Grundwasserabsenkung im Bereich der Moore zu ermitteln, z. B. in Form der mittleren Absenkung in Dezimeter. Hierzu müssten alle relevanten Moore entsprechend beurteilt werden. Weiterhin ist die zeitliche Veränderung zu berücksichtigen. Anschließend wäre eine zusätzliche statistische Auswertung bezüglich der ermittelten anthropogenen Einflussgröße und der Zielgröße durchzuführen. Als Zielgröße muss der Einfluss der Moore insgesamt auf die Stoffkonzentration betrachtet werden. Dabei handelt es sich nicht um eine gemessene, sondern um eine statistisch abgeleitete Größe, die ihrerseits bereits mit einer erheblichen Unsicherheit behaftet ist. Im Rahmen des Projektes wurde der Einfluss der Moore auf die Eisen- und Sulfatkonzentration insgesamt beurteilt, wobei nicht zwischen anthropogenen und geogenen Ursachen unterschieden wird.

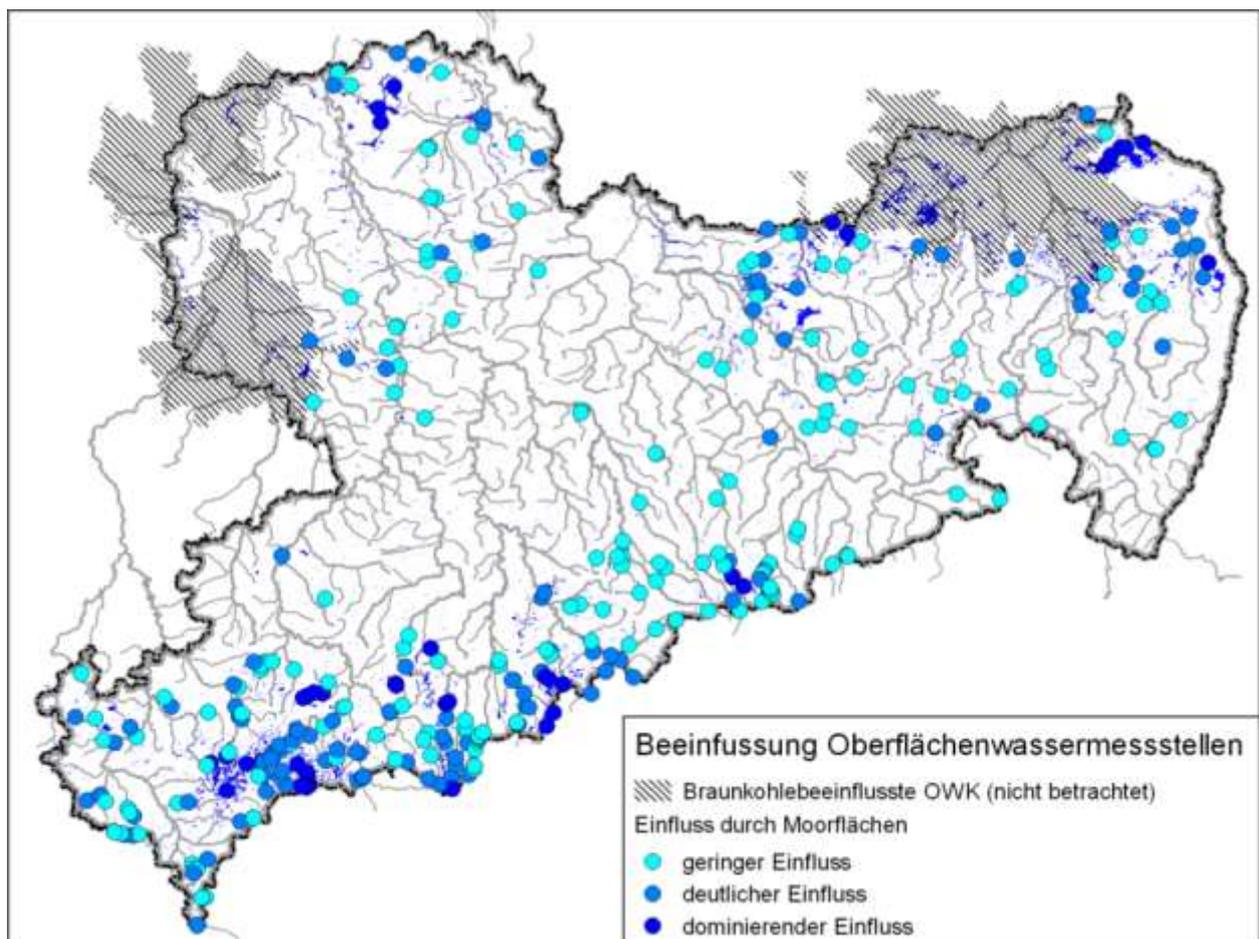


Abbildung 61: Messstellen im Einflussbereich von Mooren.

4.6.2.10 ZUSAMMENFASSUNG VERGLEICHBARER TEILGEBIETE ZU BEURTEILUNGSRÄUMEN

Die Wasserkörper-EZG können für statistische Auswertungen oft zu größeren Einheiten zusammengeführt werden, wenn sie vergleichbare natürliche Bedingungen aufweisen. Die Zusammenfassung von Messstellen oder Teilgebieten zu größeren Beurteilungsräumen verbessert die Aussagekraft statistischer Berechnungen, da eine größere Anzahl von Analysendaten ausgewertet werden kann. So sind Aussagen zu Wasserkörpern möglich, für die keine Daten im erforderlichen Umfang vorliegen, wenn Daten vergleichbarer Wasserkörper herangezogen werden können. Deshalb wurden für bestimmte statistische Auswertungen insgesamt 40 Beurteilungsräume anhand ähnlicher natürlichen Bedingungen gebildet.

Es wurden Beurteilungsräume gebildet, welche auf der Karte eine zusammenhängende Region bilden, wie z. B. das Eibenstocker Granitgebiet. Darüber hinaus mussten Beurteilungsräume gebildet werden, die zwar eine überregionale Ausdehnung aufweisen, die jedoch auf einer Vielzahl kleinerer Flächen verbreitet sind, wie z. B. Auen oder Lössbedeckungen.

Regional verbreitete Beurteilungsräume mit relativ gleichförmigen natürlichen Bedingungen (vgl. Tabelle 62 und Abbildung 62) wurden gebildet anhand der Fließgewässerlandschaft, welche die geologischen Bedingungen beinhaltet, des hydrogeologischen Teilraums, welcher die hydrogeologischen Bedingungen beinhaltet (Grundlage: Hydrogeologische Übersichtskarte Sachsens), der Naturregion und des Landschaftsraumes (Tiefland, Hügelland, Mittelgebirge).

Tabelle 62: Beurteilungsräume mit regionaler Verbreitung.

Beurteilungsraum	Fließgewässerlandschaft (Geologie)	Hydrogeologischer Teilraum (Hydrogeologie)	Landschaftsraum (Höhenlage)
Schiefer, Vogtland	Gg Schiefer	Ostthüringisch-fränkisch-vogtländische Synklinale	Vogtland
Schiefer, Elstergebirge und Oberes Vogtland	Gg Schiefer	Fichtelgebirgs-Erzgebirgs-Paläozoikum	Elstergebirge und Vogtland (obere Lagen)
Schiefer, Oberes Westergebirge	Gg Schiefer	Fichtelgebirgs-Erzgebirgs-Paläozoikum	Oberes Westergebirge
Schiefer, Unteres Westergebirge	Gg Schiefer	Fichtelgebirgs-Erzgebirgs-Paläozoikum	Unteres Westergebirge
Schiefer, Oberes Mittelerzgebirge	Gg Schiefer	Erzgebirgs-Zentralzone	Oberes Mittelerzgebirge
Schiefer, Unteres Mittelerzgebirge	Gg Schiefer	Fichtelgebirgs-Erzgebirgs-Paläozoikum; Erzgebirgs-Zentralzone	Unteres Mittelerzgebirge
Eibenstocker Granit	Gg Granit	Fichtelgebirgs-Erzgebirgs-Paläozoikum	Oberes Westergebirge
Kirchberger und Bergaer Granit	Gg Granit	Fichtelgebirgs-Erzgebirgs-Paläozoikum	Unteres Westergebirge (Kirchberger Granit) und Vogtland (Bergaer Granit, Fichtelgebirgsgranit)
Gneis, oberes Mittel- und Osterzgebirge	Gg Gneis	Erzgebirgs-Zentralzone	Oberes Mittel- und Osterzgebirge
Gneis, unteres Mittel- und Osterzgebirge	Gg Gneis	Erzgebirgs-Zentralzone	Unteres Mittel- und Osterzgebirge, Mulde-Lösshügelland
Gneis, Östliches Erzgebirgsvorland	Gg Gneis	Erzgebirgs-Zentralzone (EZG)	Östliches Erzgebirgsvorland
Basische Vulkanite, Vogtland	Bas. Vulk.	Ostthüringisch-fränkisch-vogtländische Synklinale	Vogtland
Basische Vulkanite, West- und Mittelerzgebirge (Schlema-Lössnitz-Zwönitz)	Bas. Vulk.	Fichtelgebirgs-Erzgebirgs-Paläozoikum	West- und Mittelerzgebirge

Beurteilungsraum	Fließgewässerlandschaft (Geologie)	Hydrogeologischer Teilraum (Hydrogeologie)	Landschaftsraum (Höhenlage)
Basische Vulkanite Nossen-Wilsdruffer Schiefergebirge	Bas. Vulk.	Nossen-Wilsdruffer Schiefergebirge	Mulde-Lösshügelland
Basische Vulkanite Oberlausitz	Bas. Vulk.	Lausitzer Granodiorit	Östliche Oberlausitz
Silikatische Vulkanite, Osterzgebirge	Silikatische Vulkanite, Granit	Erzgebirgs-Zentralzone	Oberes und Unteres Osterzgebirge
Silikatische Vulkanite in Nordsachsen	Sil. Vulk.	Nordwestsächsischer Eruptivkomplex, Quartär des Eruptivkomplexes, Meißner Massiv	Mulde-Lösshügelland, Mittelsächsisches Lösshügelland, Nordsächsisches Platten- und Hügelland
Erzgebirgsbecken westlich der Zwickauer Mulde mit Stadtgebiet Zwickau	Rotliegendes	Vorerzgebirgssenke (Lockergestein, Poren-GWL)	Erzgebirgsbecken, Stadtlandschaft Zwickau
Erzgebirgsbecken Zentralteil	Rotliegendes	Vorerzgebirgssenke (Lockergestein, Poren-GWL)	Erzgebirgsbecken
Erzgebirgsbecken Ostteil mit Stadtgebiet Chemnitz	Rotliegendes	Vorerzgebirgssenke (Lockergestein, Poren-GWL)	Erzgebirgsbecken, Stadtlandschaft Chemnitz
Östliches Erzgebirgsvorland	Rotliegend, Silikatische Vulkanite	Rötliedend des Döhlener Beckens, Elbtalschiefergebirge	Östliches Erzgebirgsvorland
Sandstein, Sächsische Schweiz, Zittauer Gebirge und Östliches Erzgebirgsvorland	Quadersandstein	Elbtalkreide	Sächsische Schweiz, Östliches Erzgebirgsvorland, Zittauer Gebirge
Granodiorit der West- und Oberlausitz und angrenzender Landschaftseinheiten	Gg Granit	Lausitzer Granodiorit	Oberlausitzer Bergl., Östliche Oberlausitz, Oberlaus. Gefilde, Westlausitzer Hügel- und Bergland
Granulit, Mulde-Lösshügelland	Gg Granulit	Sächsisches Granulit-Massiv	Mulde-Lösshügelland

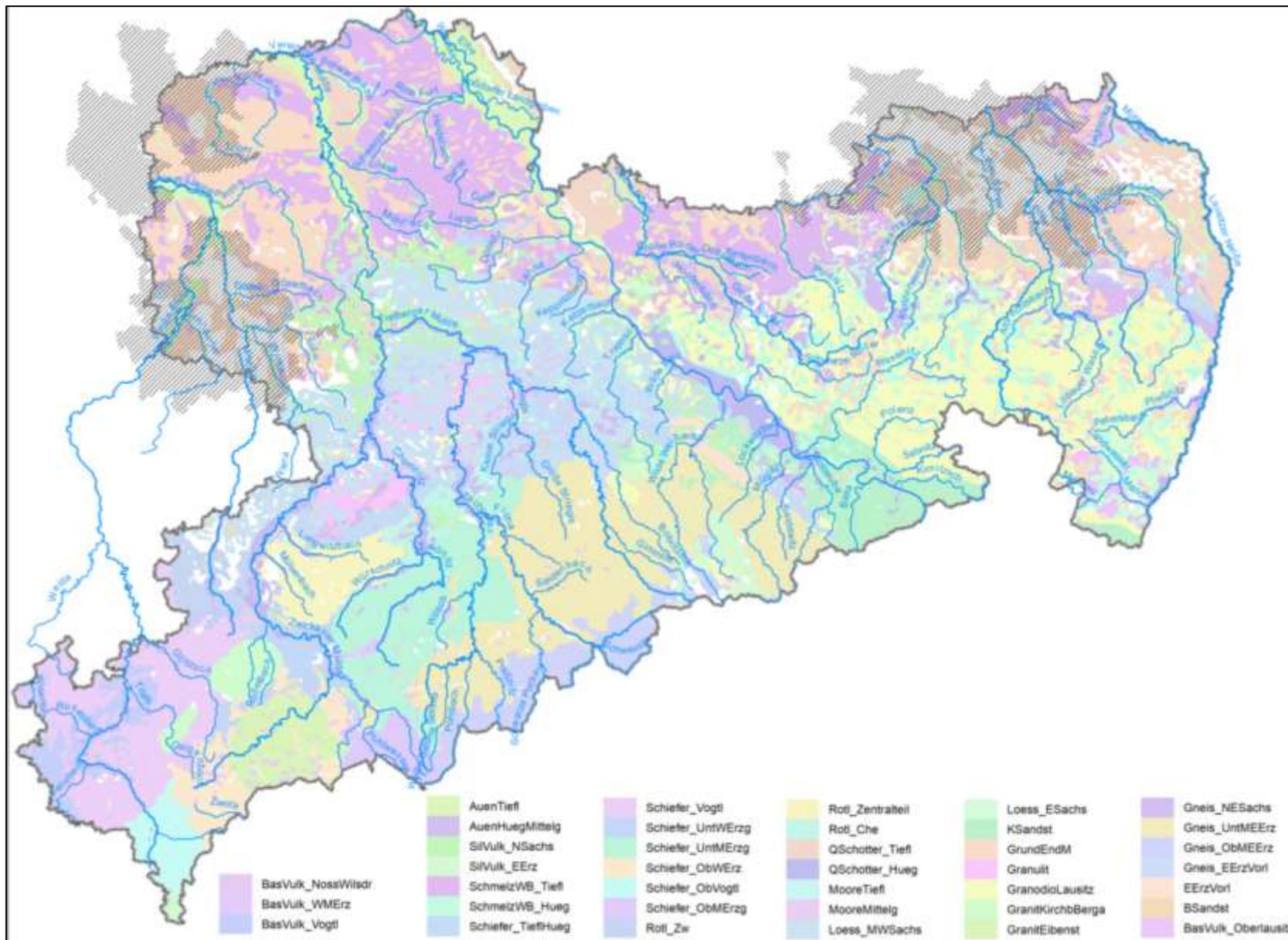


Abbildung 62: Beurteilungsräume in Sachsen.



Tabelle 63: Beurteilungsräume mit überregionaler Verbreitung.

Beurteilungsraum	Fließgewässerlandschaft (Geologie)	Hydrogeologischer Teilraum (Hydrogeologie)	Großraum, Landschaftsraum
Auen im Tiefland	Auen	diverse	Tiefland
Auen im Hügelland/Mittelgebirge	Auen	diverse	Hügelland/Mittelgebirge
Moore im Tiefland	Moore	diverse	Tiefland
Moore im Mittelgebirge	Moore	diverse	Mittelgebirge
Löss in Mittel-/Westsachsen	Löss	diverse	Tief- und Hügelland, Mittel-/Westsachsen
Löss in Ostsachsen	Löss	diverse	Tief- und Hügelland, Ostsachsen
Schmelzwasserbildungen im Tiefland	SchmelzwB, SchmelzwB Sand	diverse	Tiefland
Schmelzwasserbildungen im Hügelland	SchmelzwB, SchmelzwB Sand	diverse	Hügelland
Quartäre Schotterflächen im Tiefland	Jung- und altquartäre Schotterflächen	diverse	Tiefland
Quartäre Schotterflächen im Hügelland	Jung- und altquartäre Schotterflächen	diverse	Hügelland
Grund- und Endmoränen	Grundmoränen	diverse	Tief- und Hügelland
Tertiär	Tertiär	diverse	Tief- und Hügelland
Buntsandstein	Buntsandstein	diverse	Tief- und Hügelland
Zechstein	Zechstein	diverse	Tief- und Hügelland
Schiefer, Granulitgebirge, Nossen-Wilsdruffer Schiefergebirge, Östliches Erzgebirgs-vorland, Nordsachsen	Schiefer	diverse	Tief- und Hügelland
Gneis, Nord-/Ostsachsen	Gg Gneis	diverse	Tief- und Hügelland

Überregionale Beurteilungsräume (Moore, Auen usw., vgl. Tabelle 64) resultieren aus der Fließgewässerlandschaft als wesentliches Kriterium unter weiterer Berücksichtigung des Landschaftsraumes (Tiefland, Hügelland, Mittelgebirge).

In einigen Beurteilungsräumen lagen für einige statistische Auswertungen zu wenige Analysendaten vor. Deshalb wurden die oben dargestellten 40 Beurteilungsräume zu 17 größeren Einheiten zusammengefasst. Zur Zusammenfassung wurden Beurteilungsräume gewählt, die hinsichtlich ihrer natürlichen Bedingungen vergleichbar sind.

Tabelle 64: Zusammenfassung der 40 Beurteilungsräume zu größeren Einheiten (zusammengefasste Beurteilungsräume).

Beurteilungsräume	zusammengefasst zu
Schiefer ObVogtl/ObWERz/ObMERz, Granit Eibenst	ObBerglWest
Schiefer Vogtl/UntWERz/UntMERz, Granit KirchB	UntBerglWest
Gneis ObMEErz	Gneis ObMEErz
Gneis UntMEErz	Gneis UntMEErz
BasVulk Vogtl/WMERz/ObLaus	BasVulk Bergl
SilVulk Eerz	SilVulk EErz
Rotl ErzBecken W/Z/E	Rotl
Gneis EErzV, EerzVorl	EErzVorl
Ksandst	KSandst
Granodio WObLaus, Granulit MLHueg, BasVulk NossW	Granodio Granulit
SilVulk Nsachs	SilVulk NSachs
Auen Tiefl/Hueg/Mittelg	Auen
Moore Tiefl/Mittelg	Moore
Pleistozän Tiefland (Loess MWSachs, SchmelzwB Tiefl, Schotter Tiefl, GrundEndM)	Pleisto Tiefl
Pleistozän Hügelland (Loess ESachs, SchmelzwB Hueg, Schotter Hueg)	Pleisto Hueg
T, BSandst, Zechst	T BSandst Zechst
Schiefer, Gneis NESachs	SchieferGneisNSachs

4.6.2.11 ERMITTLUNG DES EISEN- UND SULFATGEHALTES BEI GERINGER ANTHROPOGENER BEINFLUSSUNG („GEOGENER HINTERGRUND“)

Aufgrund der jahrhundertelangen landschaftsprägenden menschlichen Tätigkeit, die charakterisiert ist durch intensivste Landnutzung mit industriellen Wirtschaftszentren und dichte Besiedlung bis hin zu städtischen Ballungsräumen, erscheint eine Ermittlung von geogenen Eisen- und Sulfatkonzentrationen in den Fließgewässern anhand von Analysendaten kaum möglich. Zumindest eine ubiquitäre Überprägung der gemessenen Gehalte durch atmosphärische oder andere diffuse Einträge sollte sich in generell erhöhten Stoffgehalten niederschlagen. Diese Schwierigkeit besteht aufgrund der langen Einwirkung von atmosphärischen Einflüssen auch für das oberflächennahe Grundwasser.

Die Ermittlung des anthropogenen Einflusses auf die Stoffkonzentration erfordert die Kenntnis der geogenen Werte. Die Analysendaten erlauben lediglich die Ableitung von anthropogen geringstmöglich beeinflussten Konzentrationen, welche im Untersuchungszeitraum an Messstellen ohne starke Beeinflussung ermittelt wurden. Dabei handelt es sich um Messstellen in bewaldeten Gebieten ohne wesentliche landwirtschaftliche Nutzung im Einzugsgebiet und fernab von industriellen oder gewerblichen Einrichtungen, Siedlungen, Verkehrsanlagen, Bergbaubetrieben und ähnlichen Einflüssen. Diese Messstellen wurden anhand der ermittelten Einzugsgebietseigenschaften und anhand der gemessenen Stoffkonzentrationen im Oberflächen- und Grundwasser identifiziert. Anschließend wurden für die Beurteilungsräume Eisen- und Sulfatgehalte für geringen anthropogenen Einfluss berechnet. Der Vergleich dieser Konzentrationen mit geogenen Gehalten aus der Literatur ermöglicht die Abschätzung einer ubiquitären Beeinflussung. Darüber hinaus ermöglicht der Vergleich dieser „Sockelwerte“ mit den Gehalten an stärker beeinflussten Messstellen die Quantifizierung des anthropogenen Beitrages.

Zur Beurteilung wurden nur die Messstellen in Fließgewässern herangezogen, welche ein begrenztes EZG haben (Fall A oder B nach Abschnitt 4.4.2.1, in Ausnahmefällen bei homogenen Gebietseigenschaften auch Messstellen im weiteren Gewässerverlauf). Von den Grundwassermessstellen wurden nur diejenigen betrachtet, welche keine tieferen Grundwasserstockwerke beproben („oberflächennahes“ Grundwasser nach Abschnitt 4.4.2.2). Die anthropogene Beeinflussung wurde in folgenden Schritten mit abnehmender Wichtigkeit beurteilt:

- 1) Es wurde für jede Messstelle eine mittlere Summe aus Arsen-, Blei- und Zinkgehalt berechnet. Übersteigt die Summe der zu bewertenden Messstelle das 75%-Quantil aller Messstellen des Beurteilungsraumes, wurde von einer anthropogenen Beeinflussung ausgegangen.
- 2) Mit dem NO_3^- - und den Orthophosphatgehalt wurde ebenfalls von einer anthropogenen Beeinflussung ausgegangen, wenn an der Messstelle eine höhere Konzentration vorlag als das 75%-Quantil aller Messstellen im Beobachtungsraum.
- 3) Messstellen mit deutlich hohen Flächenanteilen an Siedlung, Industrie, Verkehrsflächen und Ablagerungen im Einzugsgebiet aus den Corine-Landnutzungsdaten (vgl. Abschnitt 4.6.2.5) wurden als wahrscheinlich anthropogen beeinflusst bewertet, ebenso Messstellen mit einer Einstufung einer mittleren (2) oder starken (3) Beeinflussung des EZG durch Siedlung, Industrie, Gewerbe, Verkehr u. a. anhand der topografischen Karte bzw. des Luftbildes (vgl. Abschnitt 4.6.2.6). Damit sollen die Kriterien der geringen Schwermetall- und Phosphatgehalte ergänzt werden.
- 4) Messstellen, die aufgrund ihrer Lage von Bergbau beeinflusst sein sollten, wurden als anthropogen beeinflusst eingestuft (vgl. Abschnitt 4.6.2.8). Dies gilt für Stollen und für Messstellen mit einer mittleren (2) bis hohen (3) Wahrscheinlichkeit einer bergbaulichen Prägung.
- 5) Bei allen vorgenannten Beurteilungen wurde geprüft, ob bei den anthropogen beeinflussten Messstellen tatsächlich höhere Eisen- oder Sulfatgehalte vorliegen. Somit kann in vielen Fällen bereits ein weitgehend unbeeinflusster Wertebereich abgeschätzt werden.
- 6) Nachdem dieser beeinflusste Bereich der Eisen- und Sulfatgehalte abgeschätzt wurde, wurden Messstellen mit deutlich beeinflussten Eisen- und/oder Sulfatgehalten als anthropogen beeinflusst eingestuft. Dabei wurde eine Messstelle immer als Ganzes verworfen, auch wenn nur der Eisen- oder nur der Sulfatgehalt beeinflusst war (das gilt auch für die obigen Ausschlusskriterien unter Punkt 1 bis 5). Die Schwierigkeit bei diesem Arbeitsschritt ergibt sich aus der Tatsache, dass auch geogene Erhöhungen möglich sind. Deshalb wurden möglichst wenige Daten aufgrund erhöhter Eisen- und Sulfatgehalte als beeinflusst eingestuft, wobei immer auch weitere Anhaltspunkte für eine Beeinflussung vorliegen mussten. So lässt eine deutliche Erhöhung des Sulfatgehaltes bestimmter Messstellen auf einen Bergbaueinfluss schließen, obwohl dies anhand der Lage der Messstelle nicht in jedem Fall erkennbar ist.
- 7) Ein hoher Waldanteil im EZG wurde als Hinweis auf das Fehlen einer starken Beeinflussung genutzt, wenn keine weiteren Hinweise auf eine Beeinflussung gefunden werden konnten. Eine explizite Beeinflussung durch Landwirtschaft konnte ebenfalls nur anhand eines hohen Flächenanteils von Acker im EZG vermutet werden, was als alleiniges Krite-

rium nicht ausreicht. Es wird davon ausgegangen, dass landwirtschaftlich beeinflusste Messstellen vor allem mit dem Kriterium eines erhöhten NO_3 -Gehaltes erkannt werden.

Die Messstellen wurden nach dem Arbeitsschritt 6) in folgende Klassen eingeteilt:

- A wahrscheinlich anthropogen beeinflusste Messstellen
- G weitgehend anthropogen unbeeinflusste Messstellen

8) Die zusätzliche Beeinflussung durch Moore im Einzugsgebiet wurde nicht als anthropogene Beeinflussung gewertet. Wenn die Beeinflussung einer Messstelle durch Moore als wahrscheinlich oder sehr wahrscheinlich eingeschätzt wurde (Abschnitt 4.6.2.9), erhält die Messstelle eine zusätzliche Einstufung wie folgt:

- G weitgehend anthropogen unbeeinflusste Messstellen ohne Mooreinfluss
- G, M weitgehend anthropogen unbeeinflusste Messstellen mit Mooreinfluss

Insgesamt führt die Einstufung von Messstellen in die Klasse „A“ in vielen Fällen dazu, dass kaum oder gar keine Messstellen der Klasse „G“ im Datenkollektiv verbleiben. In diesen Fällen wurden die Beurteilungskriterien weniger streng ausgelegt. Dies war besonders bei Beurteilungsräumen mit wenigen Messstellen wie z. B. die des Buntsandstein oder Zechstein erforderlich. Die Ergebnisse der Bewertung sind in den folgenden beiden Tabellen für die betrachteten Beurteilungsräume enthalten.

Tabelle 65: Anthropogen wenig beeinflusste Eisen- und Sulfatkonzentrationen im Oberflächenwasser der Beurteilungsräume mit regionaler Verbreitung, M.: Mooreinfluss.

Beurteilungsraum	Fe gel. [mg/l]		Fe ges. [mg/l]		Fe ²⁺ [mg/l]		SO ₄ ²⁻ [mg/l]	
	ohne M.	mit M.	ohne M.	mit M.	ohne M.	mit M.	ohne M.	mit M.
Schiefer, Vogtland	0.034	0.048	0.376	0.418	0.076	0.101	35	34
Schiefer, Elstergeb./Ob. Vogtl.	0.037	0.042	0.312	0.346	0.104	-	28	23
Schiefer, Oberes Westergeb.	0.029	0.050		0.249	-	-	23	14
Schiefer, Unteres Westergeb.	0.028	0.017	0.159	0.128	-	-	42	42
Schiefer, Oberes Mittelerzgeb.	0.016	0.017	0.033	-	-	-	21	13
Schiefer, Unteres Mittelerzgeb.	0.031	0.303	0.194	0.474	-	-	36	17
Eibenstocker Granit	0.069	-	0.146	-	0.058	-	16	-
Kirchberger Granit	0.026	-	0.209	-	0.110	-	32	-
Gneis, ob. Mittel- u. Osterzgeb.	0.042	0.071	0.130	0.200		0.066	25	24
Gneis, unt. Mittel- u. Osterzgeb.	0.025	0.075	0.178	0.282	0.080	-	40	30
Gneis, Östl. Erzgeb.-vorland	0.016	-	0.161	-	0.074	-	51	-
Bas. Vulkanite, Vogtland	0.031	0.030	0.459	0.342	0.042	-	45	36
Bas. Vulkanite, W- u. M-Erzgeb.	0.017	-	0.223	-	0.026	-	42	-
Bas. Vulkanite Nossen-Wilsdr.	0.019	-	0.289	-	0.173	-	69	-
Bas. Vulkanite Oberlausitz	0.060	-	0.455	-	-	-	45	-
Silikat. Vulkanite, Osterzgeb.	0.029	0.049	0.105	0.210	0.051	0.093	22	25
Silikat. Vulkanite Nordsachs.	0.025	-	0.429	-	0.067	-	116	-
Erzgeb.-becken Westteil mit Zw.	0.020	-	0.207	-	0.030	-	76	-
Erzgeb.-becken Zentralteil	0.022	-	0.190	-	-	-	78	-
Erzgeb.-becken Ostteil mit Che.	0.024	-	0.254	-	0.129	-	53	-
Östliches Erzgebirgsvorland	0.031	-	0.382	-	-	-	72	-
Kreidesandstein	0.022	-	0.139	-	0.052	-	38	-
Granodiorit, W- u. Oberlausitz	0.046	0.047	0.369	0.432	0.114	-	64	59
Granulit, Mulde-Lösshügelland	0.025	-	0.467	-	0.097	-	67	-

Tabelle 66: Anthropogen wenig beeinflusste Eisen- und Sulfatkonzentrationen im Oberflächenwasser der Beurteilungsräume mit überregionaler Verbreitung, M.: Mooreinfluss.

Beurteilungsraum	Fe gel. [mg/l]		Fe ges. [mg/l]		Fe ²⁺ [mg/l]		SO ₄ ²⁻ [mg/l]	
	ohne M.	mit M.	ohne M.	mit M.	ohne M.	mit M.	ohne M.	mit M.
Auen Tiefland	0.044	-	0.044	-	0.534	-	93	-
Auen Hügelland/Mittelgeb.	0.049	-	0.049	-	0.281	-	84	-
Moore Tiefland	-	0.509	-	0.509	-	1.087	-	76
Moore Mittelgebirge	-	0.431	-	0.431	-	0.261	-	15
Löss Mittel-/Westsachsen	0.025	-	0.025	-	0.081	-	115	-
Löss Ostsachsen	0.050	-	0.050	-	0.090	-	51	-
SchmelzWB Tiefland	0.053	-	0.053	-	0.410	-	111	-
SchmelzWB Hügelland	0.035	-	0.035	-	0.054	-	65	-
Schotter Tiefland	0.043	0.307	0.043	0.307	-	0.361	118	56
Schotter Hügelland	0.024	-	0.024	-	-	-	72	-
Grund-/Endmoränen	0.074	-	0.074	-	0.100	-	77	-
Tertiär	0.085	0.391	0.085	0.391	0.326	0.569	58	71
Buntsandstein	0.027	-	0.027	-	-	-	114	-
Zechstein	0.025	-	0.025	-	-	-	169	-
Schiefer	0.026	-	0.026	-	0.130	-	64	-
Gneis, Nord-/Ostsachsen	0.017	-	0.017	-	-	-	65	-

Tabelle 67: Anthropogen wenig beeinflusste Eisen- und Sulfatkonzentrationen im Grundwasser der Beurteilungsräume mit regionaler Verbreitung, M.: Mooreinfluss.

Beurteilungsraum	Fe gel. [mg/l]		Fe ges. [mg/l]		Fe ²⁺ [mg/l]		SO ₄ ²⁻ [mg/l]	
	ohne M.	mit M.	ohne M.	mit M.	ohne M.	mit M.	ohne M.	mit M.
Schiefer, Vogtland	0.023	0.040	0.040	-	0.015	-	31	32
Schiefer, Elstergeb./Ob. Vogtl.	0.016	0.021	-	-	-	-	30	24
Schiefer, Oberes Westerzgeb.	0.016	0.014	-	-	-	-	22	33
Schiefer, Unteres Westerzgeb.	0.027	0.015	0.015	-	0.015	-	37	36
Schiefer, Oberes Mittelerzgeb.	0.019	0.010	0.015	-	0.016	-	24	10
Schiefer, Unteres Mittelerzgeb.	0.016	0.029	0.057	0.036	0.019	0.020	20	20
Eibenstocker Granit	0.037	-	0.021	-	0.020	-	22	-
Kirchberger Granit	0.021	-	0.018	-	0.020	-	29	-
Gneis, ob. Mittel- u. Osterzgeb.	0.018	0.013	0.018	0.015	0.017	0.023	29	35
Gneis, unt. Mittel- u. Osterzgeb.	0.015	0.030	0.029	-	0.023	-	34	31
Gneis, Östl. Erzgeb.-vorland	-	-	-	-	-	-	-	-
Bas. Vulkanite, Vogtland	0.017	0.019	0.010	-	-	-	30	47
Bas. Vulkanite, W- u. M-Erzg.	0.023	-	-	-	-	-	48	-
Bas. Vulkanite Nossen-Wilsdr.	0.014	-	0.016	-	0.019	-	108	-
Bas. Vulkanite Oberlausitz	0.019	-	-	-	-	-	27	-
Silikat. Vulkanite, Osterzgeb.	0.016	-	0.019	-	0.026	-	46	-
Silikat. Vulkanite Nordsachs.	0.022	-	0.071	-	0.032	-	115	-
Erzg.-becken Westteil mit Zw.	0.015	-	0.010	-	-	-	68	-
Erzg.-becken Zentralteil	0.018	-	0.015	-	0.016	-	39	-
Erzg.-becken Ostteil mit Che.	-	-	-	-	-	-	-	-
Östliches Erzgebirgsvorland	0.015	-	0.039	-	0.022	-	102	-
Kreidesandstein	0.014	-	0.016	-	0.018	-	36	-
Granodiorit, W- u. Oberlausitz	0.016	-	0.017	-	0.023	-	53	-
Granulit, Mulde-Lösshügelland	-	-	0.015	-	-	-	63	-

Tabelle 68: Anthropogen wenig beeinflusste Eisen- und Sulfatkonzentrationen im Grundwasser der Beurteilungsräume mit überregionaler Verbreitung, M.: Mooreinfluss.

Beurteilungsraum	Fe gel. [mg/l]		Fe ges. [mg/l]		Fe ²⁺ [mg/l]		SO ₄ ²⁻ [mg/l]	
	ohne M.	mit M.	ohne M.	mit M.	ohne M.	mit M.	ohne M.	mit M.
Auen Tiefland	0.116	-	0.246	-	0.282	-	97	-
Auen Hügelland/Mittelgeb.	0.046	-	0.088	-	0.076	-	91	-
Moore Tiefland	-	0.161	-	-	-	0.255	-	35
Moore Mittelgebirge	-	0.544	-	-	-	-	-	2
Löss Mittel-/Westsachsen	0.015	-	0.031	-	0.023	-	104	-
Löss Ostsachsen	0.026	-	-	-	-	-	99	-
SchmelzWB Tiefland	0.023	-	0.049	-	0.034	-	83	-
SchmelzWB Hügelland	0.016	-	0.081	-	0.016	-	83	-
Schotter Tiefland	0.017	0.259	0.077	0.431	0.023	0.197	102	48
Schotter Hügelland	0.022	-	0.060	-	0.052	-	140	-
Grund-/Endmoränen	0.021	-	0.106	-	0.023	-	142	-
Tertiär	0.016	-	0.015	-	0.020	-	90	-
Buntsandstein	0.016	-	0.010	-	0.022	-	42	-
Zechstein	-	-	-	-	-	-	-	-
Schiefer	0.022	-	0.036	-	0.017	-	59	-
Gneis, Nord-/Ostsachsen	0.014	-	0.011	-	0.018	-	54	-

Die berechneten Konzentrationen für Messstellen mit geringer anthropogener Beeinflussung sind in Anlage 13 grafisch dargestellt. Dort erfolgt auch eine Gegenüberstellung mit der Gesamtmenge der Daten. Die berechneten Konzentrationen dienen als Grundlage für die Karte der geogenen Eisen- und Sulfatbelastung (Abschnitt 4.7).

4.6.3 QUANTIFIZIERUNG DES ANTHROPOGENEN EINFLUSSES

4.6.3.1 WASSERBESCHAFFENHEIT IN DEN BEURTEILUNGSRÄUMEN

Einen Überblick über die Eisen- und Sulfatgehalte im Grund- und Oberflächenwasser Sachsens ermöglichen die Boxplots in Anlage 13. Die Darstellung erfolgte für jeden Beurteilungsraum für die Parameter Eisen und Sulfat sowohl anhand der Gesamtmenge aller Messstellen als auch nur für die anthropogen wenig beeinflussten Messstellen (G). In jedem Fall liegen den Boxplots die Mittelwerte der einzelnen Messstellen zugrunde, welche wiederum jeweils aus den Analysendaten der Jahre 2000 bis 2017 berechnet wurden. Zur Darstellung wurden die Beurteilungsräume des Erzgebirges, des Raumes vom Erzgebirgsvorland bis zur Oberlausitz und des Tief- und Hügellandes gruppiert. Eine Interpretation der Konzentrationen in den Beurteilungsräumen unter Berücksichtigung des anthropogenen Einflusses wird in Anlage 14 ausführlich durchgeführt.

Die Nachweisgrenze der Analyseverfahren erwies sich als eine wesentliche Einschränkung für die Auswertbarkeit bei den Parametern Eisen-gelöst und Eisen(II). Vor allem im Grundwasser liegen die Konzentrationen bei diesen Parametern sehr oft unter der NG und auch die Auswertung für das Oberflächenwasser ist in vielen Beurteilungsräumen insbesondere bei geringer anthropogener Beeinflussung bei diesen Parametern nur mit Einschränkungen möglich. Bei Eisen(II) erweist sich zusätzlich die vergleichsweise geringe Anzahl an Analysendaten als problematisch. Deshalb wurde die statistische Auswertung der anthropogenen

Beeinflussung schwerpunktmäßig anhand der Parameter Eisen-gesamt und Sulfat durchgeführt. Bei Sulfat bestehen aufgrund der NG keine Einschränkungen, da die Konzentrationen im Oberflächen- und Grundwasser fast ohne Ausnahme über der NG liegen. Bei Eisen-gesamt ist dies beim Oberflächenwasser ebenso der Fall. Hier bestehen lediglich Einschränkungen beim Grundwasser, wo die Eisengehalte in einigen Betrachtungsräumen und bei fehlendem anthropogenem Einfluss unter der NG liegen und somit nicht quantifiziert werden können (vgl. Tabelle 69).

Tabelle 69: Einschränkung der Auswertbarkeit der Analysendaten aufgrund von Unterschreitungen der Nachweisgrenze (NG) der Analyseverfahren.

Parameter	Oberflächenwasser	Grundwasser
Eisen-gelöst	eingeschränkt durch NG	stark eingeschränkt durch NG
Eisen-gesamt	uneingeschränkt	eingeschränkt durch NG
Eisen(II)	eingeschränkt wegen geringer Anzahl	stark eingeschränkt durch NG
Sulfat	uneingeschränkt	uneingeschränkt

Die Auswertung und Dateninterpretation für die Beurteilungsräume kann wie folgt zusammengefasst werden.

Eisen

- Die Grundwassergehalte an Eisen sind häufig stark erhöht, was mit meist einem anthropogenen Einfluss der betroffenen Messstellen in Zusammenhang gebracht werden kann (Eisen-gesamt, Eisen-gelöst, Eisen(II)), häufig liegen die Konzentrationen im anthropogen beeinflussten Grundwasser höher als im Oberflächenwasser.
- Die Grundwassergehalte ohne anthropogenen Einfluss sind geringer als die Oberflächenwassergehalte ohne anthropogenen Einfluss, die Grundwassergehalte ohne anthropogenen Einfluss liegen häufig unter der Nachweisgrenze.
- Ohne anthropogenen Einfluss sind die Eisengehalte (gesamt, gelöst, Eisen(II)) im Grundwasser im Tiefland höher als im Mittelgebirge.
- Beim Oberflächenwasser kann im Unterschied zum Grundwasser nicht auf eine deutliche anthropogene Erhöhung des Eisen-Gesamt-Gehaltes geschlossen werden (gilt auch für Eisen-gelöst).
- Der Eisengehalt (gesamt, gelöst, Eisen(II)) ist bei einer Beeinflussung durch Moore erhöht.

Sulfat

- Deutlicher Zusammenhang zwischen Höhenlage und Konzentration im Grund- und Oberflächenwasser, die höchsten Konzentrationen im Grund- und Oberflächenwasser werden im Tiefland ermittelt, in den Kammlagen des Erzgebirges ist die Sulfatkonzentration im Grund- und Oberflächenwasser am niedrigsten, der Zusammenhang gilt sowohl für die Gesamtheit der Messstellen als auch für die anthropogen wenig beeinflussten Messstellen.

- Im Einflussbereich von Mooren, vor allem der Hochmoore in den Kammlagen des Erzgebirges, werden die geringsten Sulfatkonzentrationen gemessen.
- Nach Ausschluss der anthropogen deutlich beeinflussten Messstellen können systematische Unterschiede in Abhängigkeit von der Geologie festgestellt werden.

Insgesamt lassen sich beim Sulfat am ehesten Unterschiede bezüglich der naturräumlichen Bedingungen beschreiben. Hier kann auch insbesondere beim Grundwasser ein eindeutiger Zusammenhang zwischen den Konzentrationen und der anthropogenen Beeinflussung festgestellt werden. Bei Eisen wirken sich unterschiedliche naturräumliche Bedingungen oder anthropogene Einflüsse in vielen Fällen nur undeutlich auf die Konzentration im Oberflächen- oder Grundwasser aus.

4.6.3.2 ERMITTLUNG DER DIFFERENZ ZWISCHEN WENIG BEEINFLUSSTEN KONZENTRATIONEN UND MITTLEREN KONZENTRATIONEN

Die anthropogene Erhöhung der Stoffkonzentration entspricht der gemessenen Konzentration abzüglich des geogenen Anteils. Für den geogenen Anteil an Eisen und Sulfat liegen in Ergebnis der Berechnungen in Abschnitt 0 lediglich Schätzungen vor. Es ist davon auszugehen, dass der tatsächliche geogene Anteil in vielen Beurteilungsräumen kleiner ist als der abgeschätzte Sockelwert. Bei der Differenz zwischen den wenig beeinflussten Konzentrationen aus Abschnitt 0 und den mittleren Konzentrationen handelt es sich um eine Spanne, die in jedem Fall auf anthropogene Beeinflussungen zurückzuführen ist. Allerdings kann der anthropogene Einfluss auch größer sein als anhand der Schätzung ermittelt.

Die Differenzen zwischen den wenig beeinflussten Konzentrationen und den mittleren Konzentrationen können als Maß für den anthropogenen Einfluss herangezogen werden. Die Ergebnisse sind in Anlage 15 ausführlich dargestellt.

4.6.4 STATISTISCHE AUSWERTUNG

Den im Folgenden beschriebenen statistischen Auswertungen liegen folgende Daten zugrunde, wenn dies nicht anders beschrieben ist:

- Messstellen Oberflächenwasser: Fall A, B, nur Fließgewässer (keine Standgewässer),
- Messstellen Grundwasser: oberflächennahes Grundwasser, nur mit Daten belegte Messstellen,
- in die Auswertung fließt die Mittelwerte für jede Messstelle im Zeitraum 2000-2017 ein,
- eine Wichtung der Messstellen anhand der Werteanzahlen erfolgte nicht,
- die Berechnungen wurden stets anhand der Logarithmen durchgeführt, die Ergebnisse wurden exponiert (das gilt sowohl für die Berechnung der Mittelwerte für die Messstellen aus den Einzelanalysen als auch auf die Auswertungen anhand dieser Mittelwerte),

- Eisen: es wurde der Parameter Eisen-gesamt ausgewertet. Beim Grundwasser besteht eine eingeschränkte Auswertbarkeit, da die Konzentrationen teilweise unter der NG lagen

Zunächst wurde eine einfache Regressionsanalyse und Varianzanalyse zum Zusammenhang zwischen Höhenlage und Konzentration an Eisen und Sulfat durchgeführt (vgl. Anlage 16, Abschnitt 4.6.4.1). Hier zeigte sich, dass die Höhenlage bzw. die Höhenregion (Großräume Tiefland, Hügelland, Mittelgebirge) und die Konzentration eng korrelieren und eine vergleichende Auswertung nur unter Berücksichtigung der Höhenlage als Zustandsgröße sinnvoll ist.

Anschließend wurden einfache Regressionsanalysen zum Einfluss der Landbedeckung (Landnutzung) auf die Konzentration durchgeführt (vgl. Abschnitt 4.6.4.2). Dies erfolgte separat für die genannten drei Höhenregionen. Die Auswertung wurde ergänzt durch eine multiple Regressionsanalyse zum Einfluss der Landbedeckungsanteile auf die Konzentration. Mit der Kovarianzanalyse wurde zusätzlich zu den numerischen Landbedeckungsanteilen die Klasseneinteilung der Höhenregion (Tiefland, Hügelland, Mittelgebirge) berücksichtigt. Diese für das Oberflächen- und für das Grundwasser durchgeführten Auswertungen sind in Anlage 17 detailliert dargestellt.

Die durchgeführte Einteilung der Landesfläche Sachsens in Beurteilungsräume wurde mittels Kovarianzanalyse berücksichtigt (vgl. Abschnitt 4.6.4.3). Die Kovarianzanalyse hatte zum Ziel, bei der Ermittlung des Einfluss der Landnutzung die natürlichen Gegebenheiten als nichtnumerische Klassifizierung zu berücksichtigen. Zusätzlich wurden multiple Regressionsanalysen für die einzelnen Beurteilungsräume durchgeführt (vgl. Anlage 18).

Ein weiterer verfolgter Ansatz besteht in der (subjektiven) Beurteilung bestimmter anthropogener Einflüsse mit anschließender Zuordnung jeder Messstelle zu Einflussklassen. Die Auswertung der Konzentrationen für diese Einflussklassen (0-unbeeinflusst bis 3-stark beeinflusst) wurde für die Einflüsse durch Bergbau (Abschnitt 4.6.4.4), Siedlung/Industrie (Abschnitt 4.6.4.5) und Moore (Abschnitt 4.6.4.6) durchgeführt. Die Auswertung erfolgte in erster Linie mittels Varianzanalyse (vgl. Anlage 19).

Letztlich wurde mit der Hauptkomponentenanalyse der ermittelten Einflüsse auf die Wasserbeschaffenheit unter Berücksichtigung weiterer Beschaffenheitsparameter ein multivariates Verfahren angewandt (vgl. Abschnitt 4.6.4.7 und Anlage 20).

4.6.4.1 ANALYSE DES ZUSAMMENHANGES KONZENTRATION - HÖHENLAGE

Die Auswertungen für die Beurteilungsräume (Abschnitt 4.6.3.1) zeigten, dass die Eisen- und Sulfatkonzentration sowohl im Oberflächen- als auch im Grundwasser im Tiefland deutlich höher sind als im Mittelgebirge. Diesem Zusammenhang liegt vermutlich nicht die Geländehöhe selbst zugrunde. Es ist davon auszugehen, dass zwischen den eigentlichen Einflussfaktoren für die Eisen- und Sulfatkonzentration und der Geländehöhe eine Autokorrelation besteht. Deshalb wurde der Zusammenhang zwischen der Geländehöhe und den Konzentrationen näher untersucht. Die durchgeführten Auswertungen sind in Anlage 16 ausführlich dargestellt.

4.6.4.1.1 Ergebnisse Oberflächenwasser

Beim Sulfat gibt es einen starken und deutlich loglinearen Zusammenhang (zumindest nach Ausschluss der offensichtlich anthropogen beeinflussten Messstellen, vgl. Abbildung 63), bei Eisen-gesamt und Eisen(II) ist der Zusammenhang nur im Bereich <500 m NN zu erkennen und die Daten streuen sehr stark. Bei Eisen-gelöst ist die Streuung der Daten viel größer als ein ggf. ebenfalls vorhandener Zusammenhang, hier wirkt sich erschwerend aus, dass die Gehalte häufig unter der NG liegen.

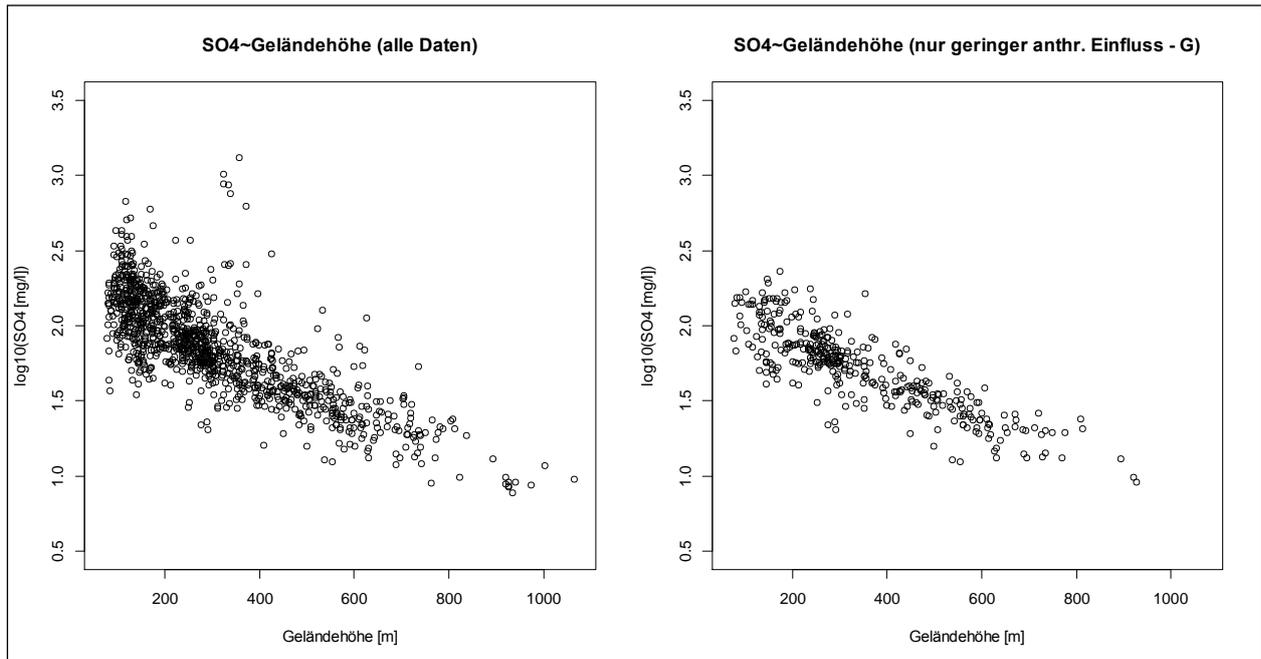


Abbildung 63: Zusammenhang zwischen Sulfatgehalt im Oberflächenwasser und Geländehöhe.

Da zur Auswertung nur Messstellen mit kleinem definierten EZG berücksichtigt wurden (Fall A: kleine Zuflüsse zum OWK und Fall B: OWK im quellnahen Bereich), ist die Ursache der höheren Konzentration mit abnehmender Geländehöhe nicht auf den zunehmenden Fließweg und einer Akkumulation von Stoffgehalten zurückzuführen. Außerdem wurde die Auswertung auch für die Messstellen mit geringer anthropogener Beeinflussung durchgeführt, bei denen derselbe Zusammenhang gefunden wurde. Das heißt, die Zunahme des Eisen- und Sulfatgehaltes ist natürlich bedingt oder geht auf eine diffuse anthropogene Beeinflussung zurück.

4.6.4.1.2 Ergebnisse Grundwasser

Die Eisenkonzentrationen im Grundwasser zeigen keine Abhängigkeit von der Geländehöhe. Es zeigt sich lediglich, dass die höchsten Eisenkonzentrationen im Tiefland gemessen werden, und dass im Mittelgebirge Analysenwerte in dieser Größenordnung fehlen.

Beim Sulfatgehalt kann dagegen eine deutliche Abhängigkeit beschrieben werden (vgl. Abbildung 64). Die mittleren Sulfatgehalte im Grundwasser des Tieflandes sind höher als die höchsten Messstellenmittelwerte im Bergland. Deutlich erkennbar sind weiterhin die Daten

der moorbeeinflussten Messstellen, deren Sulfatgehalte deutlich unter denen der übrigen Messstellen liegen.

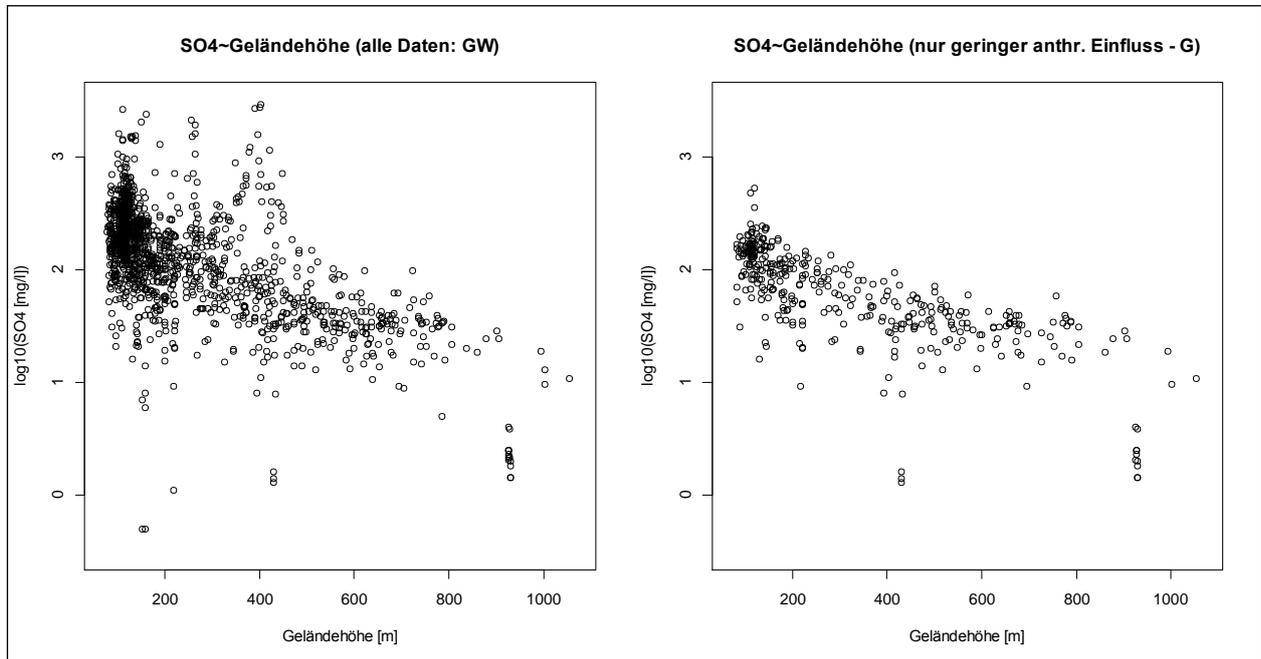


Abbildung 64: Zusammenhang zwischen Sulfatgehalt im Oberflächenwasser und Geländehöhe.

Mit Hilfe des Zusammenhanges kann für einen relativ deutlich abgrenzbaren Konzentrationsbereich eine anthropogene Erhöhung der Konzentration an einzelnen Messstellen quantifiziert werden, da im betreffenden Bereich keine Konzentrationen an Messstellen mit „geringem anthropogenen Einfluss - G“ gefunden werden konnten (Abbildung 65). So kann für Konzentrationen $>10^2 = 100$ mg/L im Höhenbereich der Messstelle von 300 m NN vermutet werden, dass sie anthropogen erhöht sind, für den Höhenbereich von 600 m NN liegt diese Konzentrationsgrenze etwa bei 40 mg/L.

Dabei muss beachtet werden, dass die genannte Konzentrationsgrenze nicht den geogenen Hintergrund beschreibt. Bei der ermittelten Grenze handelt es sich um eine Obergrenze. Die geogene Hintergrundkonzentration sollte dagegen als eine mittlere Konzentration verstanden werden entsprechend eines geogenen Erwartungswertes.

Auch die Auswertung der Boxplots für die Konzentration an Eisen-gesamt und Sulfat für die drei Höhenregionen bzw. Großräume „Tiefland“, „Hügelland“ und „Mittelgebirge“ zeigen bei Eisen einen eindeutigen Zusammenhang, der sich in einer Zunahme der Konzentration vom Mittelgebirge zum Tiefland sowohl beim Oberflächenwasser als auch beim Grundwasser äußert. Hinsichtlich der Sulfatkonzentration unterscheiden sich die Regionen „Tiefland“ und „Hügelland“ nicht voneinander, allerdings sind die Sulfatkonzentrationen im „Mittelgebirge“ deutlich und signifikant geringer (vgl. Anlage 16).

Insgesamt kann festgestellt werden, dass die statistische Beschreibung von anthropogenen Beeinflussungen ohne explizite oder indirekte Berücksichtigung der Höhenlage nicht sinnvoll erscheinen. Insbesondere muss die Höhenlage bei vergleichenden Betrachtungen berücksichtigt werden.

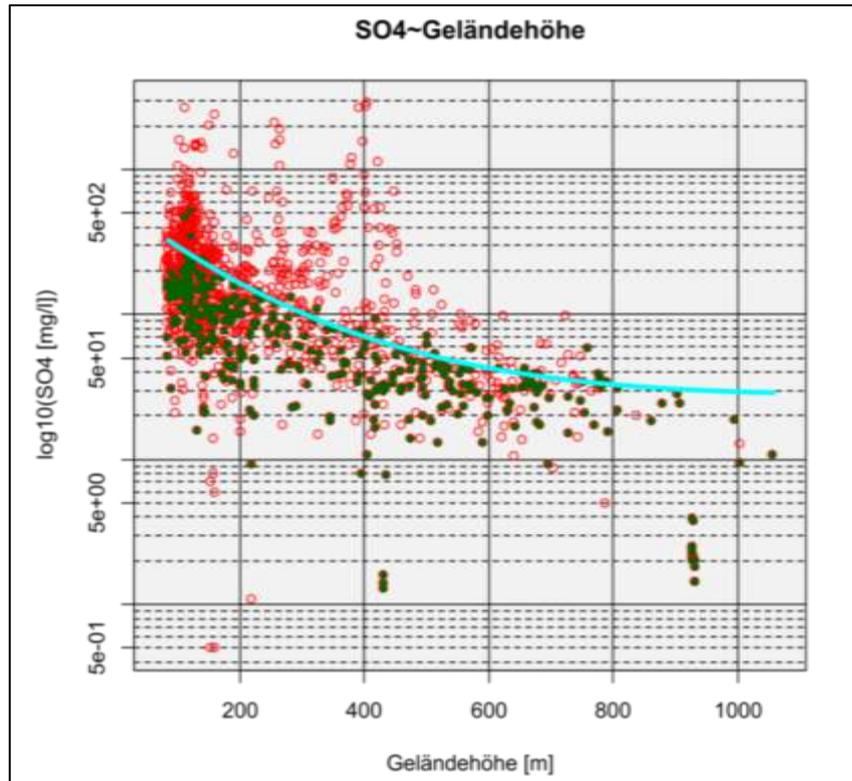


Abbildung 65: Sulfatgehalt in Abhängigkeit von der Geländehöhe, alle GW-Messstellen mit „oberflächennahem“ Grundwasser in Sachsen (rot), davon „anthropogen wenig beeinflusste“ Messstellen (grün) mit abgeschätzter Obergrenze für den „anthropogen wenig beeinflussten“ Konzentrationsbereich (cyanfarbene Kurve).

4.6.4.2 AUSWERTUNG DES EINFLUSSES DER LANDNUTZUNG AUF DIE KONZENTRATION

4.6.4.2.1 Vorgehensweise

Die Auswertungen erfolgten für die Konzentrationen an Eisen-gesamt und Sulfat im Oberflächen- und Grundwasser. Als Einflussgröße wurde der Flächenanteil der Landnutzung in den Einzugsgebieten der Messstellen betrachtet, welche aus den Corine-Landbedeckungsdaten abgeleitet wurden (vgl. Abschnitt 4.6.2.5). Da im vorliegenden Fall sowohl bei der Einfluss- als auch bei der Zielgröße um numerische Daten handelt, kommt zunächst die Regressionsanalyse als Auswerteverfahren in Frage. Es wurden sowohl einfache Regressionsanalysen für Teilmengen an Daten durchgeführt, insbesondere für die Großräume/Höhenregionen Tiefland, Hügelland und Mittelgebirge, als auch multiple Regressionsanalysen, in die mehrere Einflussgrößen einfließen (Ackerfläche, Grünlandfläche, Waldfläche, Siedlungs-/Industriefläche). Zusätzlich wurden Kovarianzanalysen durchgeführt, um die nichtnumerischen Klassen der Großräume unmittelbar im Auswerteverfahren zu berücksichtigen. Die durchgeführten Auswertungen und Ergebnisse sind in Anlage 17 ausführlich dargestellt.

Die ermittelten einfachen Regressionsbeziehungen für Eisen und Sulfat, Grundwasser- und Oberflächenwasser und die drei Großräume Tiefland, Hügelland und Mittelgebirge können genutzt werden, um die Beeinflussung der Konzentrationen durch die Landnutzung zu quantifizieren.

Hierzu wurden folgende Schritte durchgeführt:

- 1) Anthropogen beeinflusste Messstellen nach Abschnitt 0 wurden ausgeschlossen. Dabei handelt es sich um Einflussfaktoren, die nicht ausgewertet werden sollen.
- 2) Für die Teilräume Tiefland, Hügelland und Mittelgebirge wird die Regressionsbeziehung zwischen Landnutzungsanteil (Acker, landwirtschaftliches Grünland, Wald, Siedlung/Industrie) berechnet. Eine lineare Regressionsgleichung war in den meisten Fällen sehr gut geeignet, um den Zusammenhang zwischen Flächenanteilen und den Logarithmen der Konzentrationen zu beschreiben. Anhand der gefundenen Regressionsbeziehung kann der Einfluss der einzelnen Landnutzungsformen auf die Konzentration quantifiziert werden, indem die Differenz der mittels Regressionsgleichung prognostizierten Konzentration zwischen 0 % Flächenanteil und 100 % Flächenanteil berechnet wird.

Die folgende Tabelle enthält exemplarisch die Ergebnisse für den Einfluss der Ackerfläche auf den Sulfatgehalt im Oberflächenwasser nach dem Ausschluss weiterer anthropogener Einflüsse. Es kann eine sehr deutliche Beeinflussung festgestellt werden.

Tabelle 70: Exemplarische Zusammenfassung der einfachen Regressionsanalyse: Einfluss der Ackernutzung auf den Sulfatgehalt nach weitgehendem Ausschluss anderer anthropogener Beeinflussungen (nur Messstellen „G“ nach Abschnitt 0).

Großraum	0 % Ackerfläche	100 % Ackerfläche	Differenz	Verhältnis
Tiefland	52 mg/l	180 mg/l	+128 mg/l	1:3,5
Hügelland	44 mg/l	120 mg/l	+76 mg/l	1:2,7
Mittelgebirge	22 mg/l	110 mg/l ¹⁾	+88 mg/l	1:5,0

¹⁾ im Mittelgebirge nur wenige Fälle mit vorherrschender Ackernutzung im Datenkollektiv

Eine exemplarische Darstellung der gefundenen Regressionsbeziehung enthält Abbildung 66. Für das Tiefland wird ein relativ hohes Bestimmtheitsmaß erreicht, welches besagt, dass 42 % der Konzentrationsstreuung mit der gefundenen Regressionsbeziehung und damit mit der Ackerfläche als Einfluss erklärt werden kann. Im Hügelland sind dies 29 %, im Mittelgebirge 38 %.

Weiterhin kann anhand der durchgeführten Auswertungen der geogene Hintergrund angenähert werden. Dieser liegt im obigen Beispiel beim Ackeranteil von 0 %, d. h. im Tiefland bei 52 mg/L, im Hügelland bei 44 mg/L und im Mittelgebirge bei 22 mg/L. Auch hier handelt es sich nicht um den geogenen Hintergrundwert, da anthropogene Beeinflussungen nicht vollständig ausgeschlossen werden können. Außerdem wurde keine Differenzierung entsprechend der Geologie vorgenommen.

Mittels multipler Regressionsanalyse wurden mehrere Einflussfaktoren auf die Stoffkonzentration berücksichtigt. Zunächst wurde ein maximaler Modellansatz ohne Interaktionen aufgestellt:

$$\text{Konzentration} \sim \text{Ackerfläche} + \text{landwGrünland} + \text{Wald} + \text{SiedlInd}$$

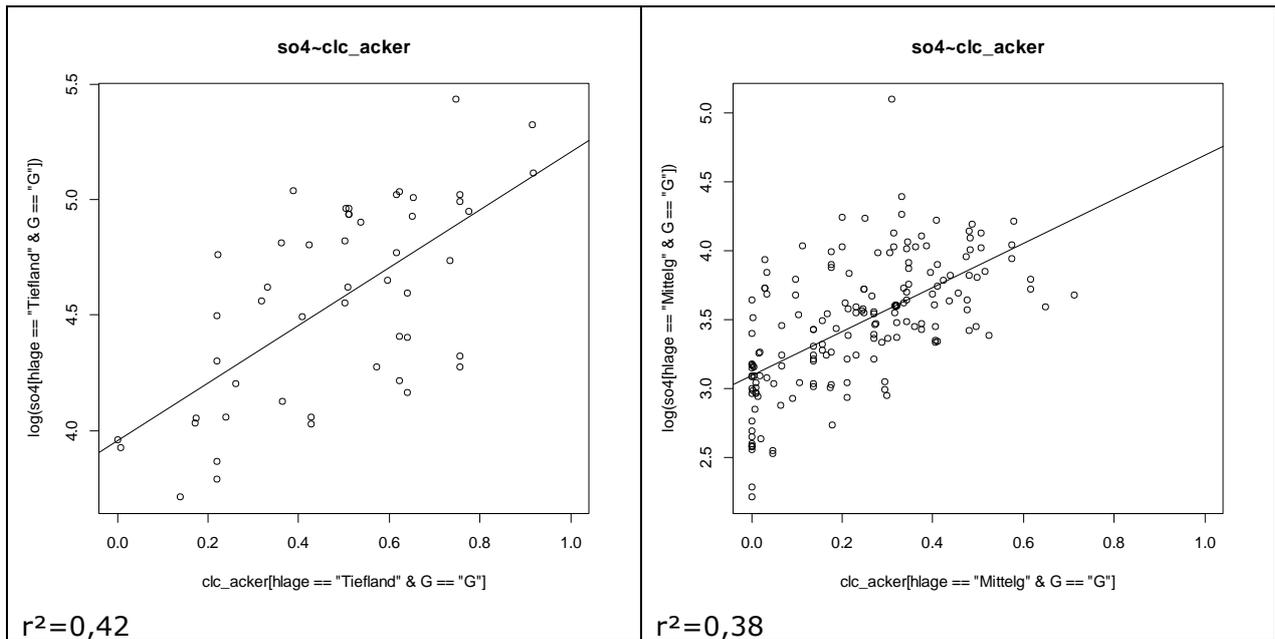


Abbildung 66: Regressionsbeziehung Ackerfläche (Einflussgröße) und Sulfatkonzentration (Zielgröße, nur Messstellen „G“), für die Großräume Tiefland und Mittelgebirge.

Anschließend wurde ermittelt, welche Korrelationen die wesentlichen sind. Dabei konnte gut dargestellt werden, dass Autokorrelationen zwischen den Einflüssen bestehen, die Flächenanteile darstellen, die sich zu nahezu 100 % (zuzüglich geringer Anteile nicht berücksichtigter Flächennutzungen) ergänzen. Aufgrund der Autokorrelationen kann das Modell vereinfacht werden:

$$\text{Konzentration} \sim \text{Ackerfläche} + \text{SiedInd}$$

Die Konzentration an Sulfat hängt stark und positiv von der Acker- und Siedlungs-/ Industriefläche ab. Je höher diese Flächenanteile, desto höher ist die Stoffkonzentration. Mit der multiplen Regressionsanalyse konnte ein höherer Anteil an der Streuung in den Daten erklärt werden als mit der einfachen Regressionsanalyse, obwohl hier die Höhenregion nicht berücksichtigt wurde. Bei Sulfat konnten 62 % der Streuung beim Oberflächenwasser erklärt werden, beim Grundwasser 44 %. Bei Eisen konnte die multiple Regressionsanalyse 20 % der Streuung in den Oberflächenwasserdaten und 4 % in den Grundwasserdaten erklären. Der Eisengehalt im Grundwasser ist damit praktisch unabhängig von der Landnutzung, und für das Oberflächenwasser kann nur ein schwacher Zusammenhang festgestellt werden. Beim Sulfat sind die Zusammenhänge mit der Landnutzung dagegen sehr deutlich und auch für das Grundwasser festzustellen.

Bei der multiplen Regressionsanalyse wurden zusätzlich die Interaktionen (Kovarianzen) zwischen den Einflussgrößen berücksichtigt. Auch hier wurde zunächst ein maximales Modell aufgestellt, welches anschließend schrittweise vereinfacht wurde, bis nur noch die signifikant beeinflussenden Komponenten im Modell verbleiben. Im Fall der Sulfatkonzentration im Oberflächenwasser verblieben z. B. neben den Einflüssen Ackerfläche und Siedlungsfläche (s. o.) noch die Interaktion zwischen Acker- und Waldfläche und die Interaktion zwischen Acker- und Grünlandfläche im vereinfachten Modell als signifikante Einflüsse. Damit kann gezeigt werden, dass es sich weder von der Waldfläche noch von der Grünlandfläche eine tatsächliche Beeinflussung ausgeht. Vielmehr ist bei hohem Wald- und Grünlandanteil die tatsächliche anthropogene Erhöhung des Stoffgehaltes gering, die in erster Linie von der

Ackernutzung ausgeht, nachrangig auch von der Siedlungs-/Industriefläche. Die Fläche an landwirtschaftlichem Grünland, wobei es sich vorrangig um Weidenutzung handelt, hat ähnlich wie die Waldfläche keinen unmittelbaren Einfluss, sondern verringert die anthropogene Erhöhung durch Ackernutzung und Siedlung/Industrie im Einzugsgebiet, allerdings ist hier die Autokorrelation weniger deutlich, nicht zuletzt weil die Grünlandfläche nur selten mehr als 50 % der Einzugsgebiete einnimmt und damit signifikante Einflüsse seltener nachweisbar sind.

Mit der Kovarianzanalyse als letztes Auswerteverfahren wurde neben den Flächenanteilen und Interaktionen als zusätzlicher Einflussfaktor die Höhenregion (Tiefland, Hügelland, Mittelgebirge) berücksichtigt. Dabei handelt es sich um ein nichtnumerisches Merkmal. Die Höhenregion erwies sich als hochsignifikantes Merkmal, mit dessen Berücksichtigung das Bestimmtheitsmaß im Beispiel Sulfat im Oberflächenwasser weiter erhöht werden kann. Im Ergebnis konnten 72 % der Streuung der Konzentrationsdaten im Oberflächenwasser mit den Einflussgrößen Ackerfläche, Siedlungs/Industriefläche, der Interaktion zwischen Acker- und Waldfläche und der Höhenregion (Tiefland und Mittelgebirge) erklärt werden.

4.6.4.2.2 Ergebnisse für Sulfat

Sulfatgehalt im Oberflächenwasser

Die gefundenen Beziehungen zwischen der Landnutzung und der Sulfatkonzentration unter Berücksichtigung der Höhenlage lassen den Schluss zu, dass die anthropogene Erhöhung des Sulfatgehaltes im Oberflächenwasser hauptsächlich auf die landwirtschaftliche Ackernutzung zurückzuführen ist. Es werden 29 % bis 42 % der Streuung der Analysendaten durch einfache Beeinflussungen erklärt, unter Einbezug weiterer Einflussgrößen (Interaktionen und Höhenregion) konnte die erklärte Streuung auf 72 % erhöht werden.

Sulfatgehalt im Grundwasser

Die gefundenen Zusammenhänge sind weit weniger deutlich als beim Oberflächenwasser. Im Wesentlichen ist nur für die Ackernutzung eine Beeinflussung des Sulfatgehaltes im Grundwasser feststellbar, auch indirekt über die Waldfläche als Einflussfaktor. Mittels einfacher Verfahren können maximal 18 % der Streuung mit der genannten Beeinflussung erklärt werden. Unter Einbezug weiterer Einflussgrößen (Interaktionen und Höhenregion) kann der Anteil der erklärten Streuung auf 54 % gesteigert werden.

Mögliche Gründe für die geringere Beeinflussung des Sulfatgehaltes im Grundwasser durch die Ackernutzung sind:

- das Grundwasser ist aufgrund seiner Bedeckung gegenüber Oberflächeneinflüssen mehr oder weniger geschützt,
- die Grundwassermenge im Aquifer kann für sichtbare stoffliche Veränderungen zu groß sein,
- Veränderungen der Grundwasserbeschaffenheit können räumlich begrenzt stattfinden (z. B. nur oberflächennah),
- das hydrochemische Milieu im Aquifer kann den Sulfatgehalt weit mehr prägen als anthropogene Stoffeinträge (Puffervermögen).

Vergleich Oberflächenwasser-Grundwasser

Die erklärte Streuung ist beim OW größer, weil die Beeinflussung direkter ist und wenig abgepuffert, vermindert oder räumlich gestreut wird (vgl. Tabelle 71):

Tabelle 71: Anteil der erklärten Streuung an der Gesamtstreuung.

Einflussgröße	Oberflächenwasser	Grundwasser
Acker	30 - 40 %	10 %
Landw. Grünland	0 - 15 %	0 - 5 %
Wald	10 - 30 %	0 - 20 %
Siedlung/Industrie	5 - 15 %	5 - 20 %

Nach einer Modelloptimierung einer multiplen Regressionsanalyse konnte für das Oberflächenwasser aus allen Beeinflussungsgrößen ein Anteil von 62 % der Streuung der Sulfatkonzentration erklärt werden, für das Grundwasser lag dieser Anteil bei 44 %. Nach zusätzlicher Berücksichtigung der Höhenregion (Tiefland, Hügelland, Mittelgebirge) konnten für das Oberflächenwasser 72 % der Streuung erklärt werden, für das Grundwasser 54 %.

Abgesehen von der höheren Reststreuung, die insgesamt vermuten lässt, dass die Beeinflussung der Grundwasserbeschaffenheit derzeit noch vergleichsweise gering ist, unterscheiden sich Grund- und Oberflächenwasser nur wenig hinsichtlich des Ausmaßes dieses Einflusses. So ist die Erhöhung des Sulfatgehaltes im Grundwasser durch den Ackereinfluss vergleichbar mit den Verhältnissen im Oberflächenwasser, die Sulfatkonzentration steigt bei 100 % Ackereinfluss auch im Grundwasser etwa auf das Vierfache des Wertes ohne Ackernutzung im EZG. Ähnliches kann auch für die Wald- und Siedlungs-/Industriefläche festgestellt werden (Tabelle 72 und Tabelle 73):

Tabelle 72: Mittlere Sulfatkonzentrationen berechnet aus Regressionsgeraden, Tiefland.

Einflussgröße	Oberflächenwasser		Grundwasser	
	Flächenanteil 0 %	Flächenanteil 100 %	Flächenanteil 0 %	Flächenanteil 100 %
Acker (nur G)	60 mg/L	200 mg/L	50 mg/L	180 mg/L
Wald (nur G)	160 mg/L	30 mg/L	180 mg/L	50 mg/L
Siedlung/Industrie (alle Messstellen)¹⁾	(130 mg/L)	(490 mg/L)	(120 mg/L)	(370 mg/L)

¹⁾ bei der Auswertung aller Messstellen resultieren insgesamt höhere mittlere Konzentrationen

Tabelle 73: Mittlere Sulfatkonzentrationen berechnet aus Regressionsgeraden, Mittelgebirge.

Einflussgröße	Oberflächenwasser		Grundwasser	
	Flächenanteil 0 %	Flächenanteil 100 %	Flächenanteil 0 %	Flächenanteil 100 %
Acker (nur G)	20 mg/L	90 mg/L	20 mg/L	110 mg/L
Wald (nur G)	50 mg/L	15 mg/L	60 mg/L	20 mg/L
Siedlung/Industrie (alle Messstellen)¹⁾	(25 mg/L)	(>1000 mg/L)	(30 mg/L)	(540 mg/L)

¹⁾ bei der Auswertung aller Messstellen resultieren insgesamt höhere mittlere Konzentrationen

Die stärkste Erhöhung wurde für den Einfluss durch Siedlung, Industrie, Gewerbe, Verkehr, Ablagerungen usw. ermittelt. Allerdings handelt es sich hier bei den Angaben für 100 % Flächenanteil teilweise um extrapolierte Konzentrationen, da Messstellen mit solchen hohen Anteilen an der Einzugsgebietsfläche nicht immer in auswertbarer Anzahl vorhanden sind.

4.6.4.2.3 Ergebnisse für Eisen

Eisengehalt im Oberflächenwasser

Mittels multipler Regressionsanalyse konnte festgestellt werden, dass die Beeinflussung der Eisenkonzentration im Oberflächenwasser durch den Wald-(Acker-)anteil am stärksten ist, gefolgt von der Beeinflussung durch Moore und mit abnehmendem Einfluss auch durch Siedlungs-/Industrieflächen. Es werden 20 % der Streuung in den Analysendaten durch die Landnutzungsform erklärt, mit zusätzlicher Berücksichtigung der Höhenregion 27 %. Dieser Anteil ist deutlich kleiner als beim Sulfatgehalt.

Eisengehalt im Grundwasser

Es kann festgestellt werden, dass es nicht gelingt, mehr als etwa 5 % der Varianz der Eisenkonzentrationen im Grundwasser durch die Landnutzung im Einzugsgebiet zu erklären. Dies lässt folgende Schlussfolgerungen zu:

- das Grundwasser ist unbeeinflusst oder
- die Beeinflussung des Grundwassers geht nicht mit einer Beeinflussung des Eisengehaltes (gesamt) im Grundwasser einher.

Mit Berücksichtigung von Interaktionen und der Höhenlage konnte der Anteil der erklärten Varianz auf 20 % erhöht werden, allerdings erwiesen sich unspezifische Interaktionen zwischen allen möglichen Einflussgrößen (Acker-, Grünland-, Waldfläche, Siedlung/Industrie, Höhenlage) als die einzigen signifikanten Einflüsse.

4.6.4.2.4 Zusammenfassung

Zusammenfassend kann in Auswertung der durchgeführten statistischen Berechnungen festgestellt werden:

- das Oberflächenwasser ist stärker von der Landnutzung beeinflusst als das Grundwasser,
- die Sulfatkonzentration zeigt deutlichere Erhöhungen, die auf anthropogene Einflüsse zurückzuführen sind, als die Eisenkonzentration,
- Eisen im Grundwasser: es sind kaum signifikante Rückschlüsse auf eine Einwirkung der Landnutzung auf die Eisenkonzentration im Grundwasser nachzuweisen.

Exakte Aussagen sind für Sulfat im Oberflächenwasser möglich. Das Grundwasser ist weniger stark mit Stoffquellen in Beziehung zu setzen. Für Eisen sind nur unscharfe Aussagen möglich, nur ein geringer Teil der Streuung der Eisenkonzentration kann mit den untersuchten Landnutzungstypen in Verbindung gebracht werden.

Tabelle 74: Durch Landnutzung erklärte Streuung unter Berücksichtigung der Höhenregion.

Kompartiment	Eisen	Sulfat
Oberflächenwasser	27 %	72 %
Grundwasser	21 %	54 %

Tabelle 75: Haupteinflüsse aus der Landnutzung.

Kompartiment	Eisen	Sulfat
Oberflächenwasser	Wald (beinhaltet alle) Siedl/Ind	Ackernutzung
Grundwasser	(Ackernutzung) (LandwGrünladn) Wald SiedlInd	Wald (beinhaltet alle) (Siedl/Ind)

Während bei Sulfat im Oberflächenwasser noch eindeutige Zusammenhänge zur Ackernutzung als Haupteinflussquelle gefunden werden, müssen für das Grundwasser bereits mehrere Einflüsse genannt werden, wobei die Waldfläche praktisch alle anthropogenen Einflüsse repräsentieren kann, selbst aber keinen Einfluss darstellt (100 % Wald = kein Einfluss). Damit sind keine exakten Aussagen zur Stoffquelle mehr möglich. Bei Eisen sind spezifische Aussagen zu Einflussgrößen noch schwieriger, insbesondere für das Grundwasser kann lediglich eine Beeinflussung aus allen möglichen Quellen festgestellt werden, die darüber hinaus nur einen geringen Anteil der Streuung erklären kann.

Mit der hier dargestellten Auswertung wurden weitere Beeinflussungen, z. B. durch Bergbau, nicht berücksichtigt.

4.6.4.3 AUSWERTUNG DES EINFLUSSES DER LANDNUTZUNG MIT BERÜCKSICHTIGUNG DER BEURTEILUNGSRÄUME

Die in Abschnitt 4.6.4.2 dargestellten Auswertungen erfolgten ohne explizite Berücksichtigung der Beurteilungsräume. Im Folgenden werden Auswertungen zum Einfluss der Landnutzung unter Berücksichtigung der Beurteilungsräume, d. h. der geologischen und natürlichen Bedingungen, dargestellt. Die durchgeführten Auswertungen sind in Anlage 18 ausführlich dokumentiert.

4.6.4.3.1 Kovarianzanalyse

Mit der Kovarianzanalyse wurden die Landnutzungsanteile als numerische Einflussgrößen und die Beurteilungsräume als nichtnumerischer Einfluss auf die Konzentrationen im Oberflächen- und Grundwasser als Zielgröße untersucht. Es wurde jeweils ein maximales statistisches Modell erstellt, welches anschließend vereinfacht wurde, bis es nur noch signifikante Einflussgrößen beinhaltet. Ausgewertet wurde die durch die Einflussgrößen erklärte Varianz der Analysendaten der Eisen- und Sulfatkonzentration.

Sulfat im Oberflächenwasser

Die Zuordnung zu den Beurteilungsräumen erklärt laut einfacher Varianzanalyse der Sulfatkonzentration im Oberflächenwasser bereits 82 % der Varianz. Die Beeinflussung der

ausgewählten Teilmenge (anthropogen wenig beeinflusste Messstellen) durch die natürlichen Bedingungen, welche durch die Beurteilungsräume beschrieben werden, ist damit größer als die Beeinflussung dieser Teilmenge durch die Landnutzung (vgl. Abschnitt 4.6.4.2: 72 %). Mit der Kovarianzanalyse unter Berücksichtigung der Landnutzung und der Beurteilungsräume konnte der Anteil an der erklärten Streuung der Sulfatkonzentration im Oberflächenwasser auf 86 % erhöht werden. Dieses Ergebnis wurde mit einem minimalen optimierten Modell erreicht, in welches allein die Ackerfläche, der Beurteilungsraum und die Interaktion (Kovarianz) zwischen beiden Einflüssen eingehen. Das bedeutet:

- die Sulfatkonzentration im Oberflächenwasser (nur gering beeinflusste anthropogene Messstellen) spiegelt in erster Linie die natürlichen Bedingungen in der Region wider,
- als wesentlicher anthropogener Einflussfaktor, der ähnlich wichtig ist wie die natürlichen Bedingungen, kann die Ackerbewirtschaftung im Einzugsgebiet angesehen werden.

Sulfat im Grundwasser

Der Anteil der allein durch die Beurteilungsräume erklärten Varianz beträgt laut einfacher Varianzanalyse bei der Sulfatkonzentration im Grundwasser 70 %. Auch beim Grundwasser kann eine signifikante Abhängigkeit der Sulfatkonzentration von den natürlichen Gegebenheiten festgestellt werden. Im Fall des Grundwassers sollte es sich hier fast ausschließlich um die geologischen Bedingungen handeln.

Eine Erhöhung der erklärten Varianz auf 75 % der Gesamtstreuung wird durch ein statistisches Modell erreicht, in welches der Waldanteil im Einzugsgebiet (Autokorrelation mit den anderen Landnutzungen), der Siedlungsanteil, der Beurteilungsraum und die Interaktion zwischen Siedlungsanteil und Beurteilungsraum als Einflussgrößen eingehen.

Eisen im Oberflächenwasser

Aus der Varianzanalyse der Eisen-Gesamt-Konzentration im Oberflächenwasser resultiert eine durch die Beobachtungsräume erklärbare Varianz von 54 %. Damit muss davon ausgegangen werden, dass ein erheblicher Anteil der Streuung der Eisenkonzentrationen mit den im Projekt untersuchten Einflussgrößen nicht erklärt werden kann. Werden zusätzlich zu den Beurteilungsräumen noch die Landnutzungsanteile mit oder ohne Interaktionen mittels Kovarianzanalyse berücksichtigt, kann der Anteil der erklärten Varianz nicht signifikant erhöht werden.

Eisen im Grundwasser

Die Varianzanalyse zeigt insgesamt nur eine geringe Signifikanz für Ablehnung der Nullhypothese (H_0 : Mittelwerte für die Beurteilungsräume unterscheiden sich), der p-Wert von 0,037 ist nur geringfügig kleiner als die festgesetzte Irrtumswahrscheinlichkeit $\alpha = 0,05$. Das heißt, die Beurteilungsräume unterscheiden sich hinsichtlich der mittleren Eisenkonzentrationen im Grundwasser signifikant, aber die Unterschiede sind gering im Vergleich zu den Streuungen und Unsicherheiten. Zwischen den meisten der Beurteilungsräume können keine signifikanten Unterschiede nachgewiesen werden. Dies ist hauptsächlich auf die häufige Unterschreitung der Nachweisgrenze zurückzuführen, so dass für viele Beurteilungsräume ähnliche mittlere Konzentrationen und Streuungen resultieren. Die Beurteilungsräume erklären 27 % der Gesamtstreuung.

Werden zusätzlich die Landnutzungsanteile im Rahmen einer Kovarianzanalyse berücksichtigt, kann auch mit dem anschließend optimierten statistischen Modell keine signifikante Erhöhung der erklärten Streuung erreicht werden.

Beim Parameter Eisen und Grundwasser kommen hier die Einschränkungen zum Tragen, die aufgrund der häufigen Unterschreitung der Nachweisgrenze bereits beschrieben wurden. Für die Parameter Eisen-gelöst und Eisen(II) sind ähnliche Schwierigkeiten zu erwarten, weshalb auf eine Auswertung verzichtet wurde.

4.6.4.3.2 Multiple Regressionsanalyse

Während bei der Kovarianzanalyse der nichtnumerische Einfluss (Beurteilungsräume) unmittelbar berücksichtigt werden, wurden zusätzlich multiple Regressionsanalysen zum Landnutzungseinfluss in einzelnen Beurteilungsräumen durchgeführt. Auch anhand dieser Auswertung wird deutlich, dass eine Beeinflussung der Eisen- und Sulfatkonzentration bereits allein anhand der Landnutzungsanteile festzustellen ist. Auch hier zeigt sich, dass es sich bei den Haupteinflüssen um den Anteil der folgenden Landnutzungen im Einzugsgebiet handelt:

- Acker
- Siedlung/Industrie/Gewerbe/Verkehr/Ablagerungen u. ä.

Diese Landbedeckungsanteile bewirken eine anthropogene Beeinflussung, die sich in einer Erhöhung der Eisen- und Sulfatkonzentration äußern kann.

Die folgenden Landbedeckungsanteile beeinflussen die Eisen- und Sulfatkonzentration ebenfalls, allerdings indirekt über die damit verbundene Reduzierung der Flächenanteile an Acker und Siedlung/Industrie. Die folgenden Landnutzungsformen können somit eine Verringerung der Konzentrationen an Eisen und Sulfat im Oberflächen- und Grundwasser bewirken:

- Wald
- landwirtschaftliches Grünland

Die folgende Tabelle fasst die Anzahl der für die Beurteilungsräume identifizierten Haupteinflussfaktoren zusammen:

Tabelle 76: Anzahl der identifizierten Haupteinflussfaktoren (nur Corine-Landbedeckungsanteile) für die Beurteilungsräume.

Haupteinflussfaktoren	Oberflächenwasser		Grundwasser		Summe
	Sulfat	Eisen	Sulfat	Eisen	
Acker	9	3	3	2	17
Landw. Grünland	2	3	2	3	10
Wald	5	2	7	5	19
Siedlung/Industrie	8	4	9	6	27

Die bereits bekannten Zusammenhänge werden mittels multipler Regressionsanalyse, die separat für die Beurteilungsräume durchgeführt wurde, im Wesentlichen bestätigt. Zusätzlich kann festgestellt werden:

- 1) Der Flächenanteil an Siedlung/Industrie spielt offensichtlich eine relativ große Rolle als Einflussfaktor. Er führt zu höheren Sulfat- und Eisengehalten sowohl im Grund- als auch im Oberflächenwasser. Bei Betrachtung einzelner Beurteilungsräume mittels multipler Regressionsanalyse wird er sogar als häufigster Einflussfaktor festgestellt.
- 2) Der Ackeranteil ist als weiterer wichtiger Einflussfaktor zu bewerten.
- 3) Der Anteil an landwirtschaftlichem Grünland ist weniger interessant, spielt aber in einzelnen Beurteilungsräumen als Einflussfaktor eine wichtige Rolle. 4) Der Waldanteil ist „komplementär“ (kein echter Einfluss), das gilt auch für den Anteil an landwirtschaftlichem Grünland. Beide reduzieren die echten Einflüsse durch Ackerbewirtschaftung und Siedlung/Industrie.

4.6.4.4 AUSWERTUNGEN ZUM BERGBAUEINFLUSS

Der Bergbaueinfluss wurde für jede Messstelle im Oberflächen- und Grundwasser beurteilt. Er liegt nicht als numerischer Wert vor, sondern als geordneter Klassenwert (0 - ohne Einfluss bis 3 - prägender Einfluss). Für nichtnumerische Einflussgrößen stehen zur statistischen Auswertung Verfahren der Varianzanalyse zur Verfügung. Da der Einfluss jedoch durch geordnete Klassenwerte beschrieben wird, ist prinzipiell auch die Anwendung von Verfahren der Regressionsanalyse möglich. Die durchgeführten Auswertungen sind in Anlage 19 ausführlich dokumentiert.

An der Gesamtmenge der Daten kann zunächst kein signifikanter Bergbaueinfluss festgestellt werden (vgl. Abbildung 67). Der Bergbaueinfluss wird von anderen Einflüssen überlagert.

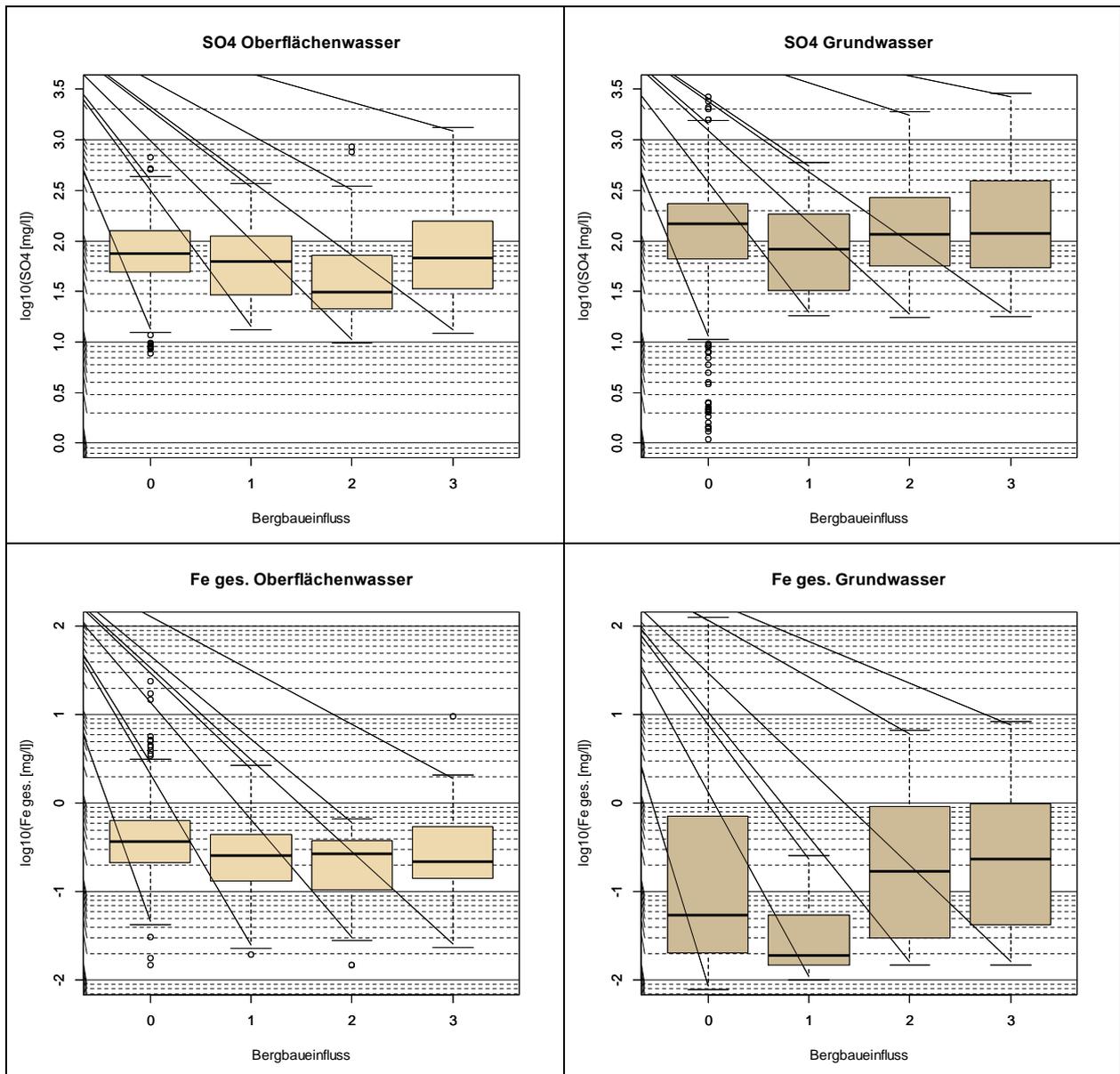


Abbildung 67: Auswertung der Gesamtdatenmenge bezüglich der Einflussklassen des Bergbaueinflusses.

Mittels Auswertung des Bergbaueinflusses durch Varianzanalyse unter zusätzlicher Berücksichtigung der Beurteilungsräume, d. h. der natürlichen Bedingungen wurde versucht, die überlagernden Einflüsse aus der Datenmenge auszuschließen. Um die Datenmenge zu vergrößern, wurden alle Messstellen ausgewertet (A + G) und Beurteilungsräume zusammengefasst. Die Ergebnisse für das Oberflächenwasser enthält die folgende Tabelle 77.

Tabelle 77: Ergebnisse der einfachen Varianzanalyse für die zusammengefassten Beurteilungseinheiten.

Beurteilungsräume	zusammengefasst zu	Sulfat Differenz Sulfatkonzentration mittel/starker Einfluss - ohne/geringer Einfluss [mg/L]	Eisen Differenz Eisenkonzentration mittel/starker Einfluss - ohne/geringer Einfluss [mg/L]
Schiefer ObVogtl/ObWERz/ObMERz, Granit Eibenst	ObBerglWest	kein signif. Einfluss	kein signif. Einfluss
Schiefer Vogtl/UntWERz/UntMERz, Granit KirchB	UntBerglWest	kein signif. Einfluss	kein signif. Einfluss
Gneis ObMEErz	Gneis ObMEErz	kein signif. Einfluss	kein signif. Einfluss
Gneis UntMEErz	Gneis UntMEErz	112 - 36 = +74	0,63 - 0,21 = +0,41
BasVulk Vogtl/WMERz/ObLaus	BasVulk Bergl	91 - 47 = +44	kein signif. Einfluss
SilVulk EErz	SilVulk EErz	kein signif. Einfluss	kein signif. Einfluss
Rotl ErzBecken W/Z/E	Rotl	kein signif. Einfluss	kein signif. Einfluss
Gneis EErzV, EErzVorl	EErzVorl	167 - 66 = +101	kein signif. Einfluss
KSandst	KSandst	288 - 84 = +204	kein signif. Einfluss
Granodio WObLaus, Granulit MLHueg, BasVulk NossW	Granodio Granulit	kein signif. Einfluss	kein signif. Einfluss
SilVulk NSachs	SilVulk NSachs	kein signif. Einfluss	kein signif. Einfluss
Auen Tiefl/Hueg/Mittelg	Auen	485 - 105 = +380	kein signif. Einfluss
Moore Tiefl/Mittelg	Moore	kein signif. Einfluss	kein signif. Einfluss
Pleistozän Tiefland (Loess MWSachs, SchmelzwB Tiefl, Schotter Tiefl, GrundEndM)	Pleisto Tiefl	kein signif. Einfluss	kein signif. Einfluss
Pleistozän Hügelland (Loess ESachs, SchmelzwB Hueg, Schotter Hueg)	Pleisto Hueg	(137 - 88 = +49)	kein signif. Einfluss
T, BSandst, Zechst	T BSandst Zechst	kein signif. Einfluss	kein signif. Einfluss
Schiefer, Gneis NESachs	SchieferGneisNSachs	kein signif. Einfluss	kein signif. Einfluss

Die Ergebnisse zeigen, dass nicht in jedem Beurteilungsraum eine signifikante Beeinflussung der Konzentration im Oberflächenwasser durch den Bergbau feststellbar ist. Dies liegt zum einen an der Art und Intensität des Bergbaus begründet. Nicht in jedem Beurteilungsgebiet wird bzw. wurde Bergbau betrieben, der sich aufgrund seiner Intensität oder Art auf die Sulfat- oder Eisenkonzentration im Oberflächenwasser auswirkt. Außerdem gibt es nicht in jedem Betrachtungsraum Messstellen, die diese Auswirkungen mit Daten belegen. Allerdings wurde in allen Fällen mit signifikanter Auswirkung festgestellt, dass sich diese in Form einer Konzentrationserhöhung auf das Doppelte oder Dreifache der Ausgangskonzentration äußern kann. Dabei kann für Sulfat in einigen Beurteilungsräumen eine Auswirkung festgestellt werden, während bei Eisen nur in einem Fall ein signifikanter Zusammenhang gefunden werden konnte.

Für die Sulfatkonzentration wurde zusätzlich eine doppelte Varianzanalyse des Bergbaueinflusses unter Berücksichtigung der zusammengefassten Beurteilungsräume durchgeführt. Im Ergebnis können 64 % der Gesamtstreuung der Sulfatkonzentration im Oberflächenwasser durch die Kombination Beurteilungsraum (zusammengefasst) und Bergbau erklärt werden. Der Beurteilungsraum überwiegt jedoch als Ursache für die Streuungen (58 %).

Die Ergebnisse für das Grundwasser sind in der folgenden Tabelle zusammengefasst.

Tabelle 78: Ergebnisse der einfachen Varianzanalyse für die zusammengefassten Beurteilungseinheiten.

Beurteilungsräume	zusammengefasst zu	Sulfat Differenz Sulfatkonzentration mittel/starker Einfluss - ohne/geringer Einfluss [mg/l]	Eisen Differenz Eisenkonzentration mittel/starker Einfluss - ohne/geringer Einfluss [mg/l]
Schiefer ObVogtl/ObWErz/ObMErz, Granit Eibenst	ObBerglWest	40 - 23 = +17	kein signif. Einfluss
Schiefer Vogtl/UntWErz/UntMErz, Granit KirchB	UntBerglWest	45 - 32 = +13	0,24 - 0,05 = +0,19
Gneis ObMEErz	Gneis ObMEErz	kein signif. Einfluss	kein signif. Einfluss
Gneis UntMEErz	Gneis UntMEErz	156 - 36 = +120	0,24 - 0,02 = +0,22
BasVulk Vogtl/WMErz/ObLaus	BasVulk Bergl	kein signif. Einfluss	kein signif. Einfluss
SilVulk EErz	SilVulk EErz	kein signif. Einfluss	kein signif. Einfluss
Rotl ErzBecken W/Z/E	Rotl	kein signif. Einfluss	kein signif. Einfluss
Gneis EErzV, EErzVorl	EErzVorl	kein signif. Einfluss	kein signif. Einfluss
KSandst	KSandst	kein signif. Einfluss	kein signif. Einfluss
Granodio WObLaus, Granulit MLHueg, BasVulk NossW	Granodio Granulit	kein signif. Einfluss	kein signif. Einfluss
SilVulk NSachs	SilVulk NSachs	kein signif. Einfluss	kein signif. Einfluss
Auen Tiefl/Hueg/Mittelg	Auen	kein signif. Einfluss	kein signif. Einfluss
Moore Tiefl/Mittelg	Moore	kein signif. Einfluss	kein signif. Einfluss
Pleistozän Tiefland (Loess MWSachs, SchmelzwB Tiefl, Schotter Tiefl, GrundEndM)	Pleisto Tiefl	kein signif. Einfluss	kein signif. Einfluss
Pleistozän Hügelland (Loess ESachs, SchmelzwB Hueg, Schotter Hueg)	Pleisto Hueg	kein signif. Einfluss	kein signif. Einfluss
T, BSandst, Zechst	T BSandst Zechst	kein signif. Einfluss	kein signif. Einfluss
Schiefer, Gneis NESachs	SchieferGneisNSachs	kein signif. Einfluss	kein signif. Einfluss

Für Sulfat im Grundwasser wurde nur bei drei zusammengefassten Beurteilungsräumen ein signifikanter Bergbaueinfluss festgestellt, für Eisen im Grundwasser nur für zwei zusammengefasste Beurteilungsräume.

Da vermutet werden kann, dass ein Bergbaueinfluss insbesondere für Stollnwässer nachgewiesen werden kann, wurden die Stollnmessstellen explizit ausgewertet. Erhöhte Konzentrationen konnten aber auch hier im Wesentlichen nur für das Oberflächenwasser beim Sulfat festgestellt werden (vgl. Abbildung 68), andeutungsweise auch für Sulfat im Grundwasser (Abbildung 69).

Die Eisenkonzentration liegt weder im Oberflächen- noch im Grundwasser bei den Stollnmessstellen über denen der anderen Messstellen (vgl. Anlage 19).

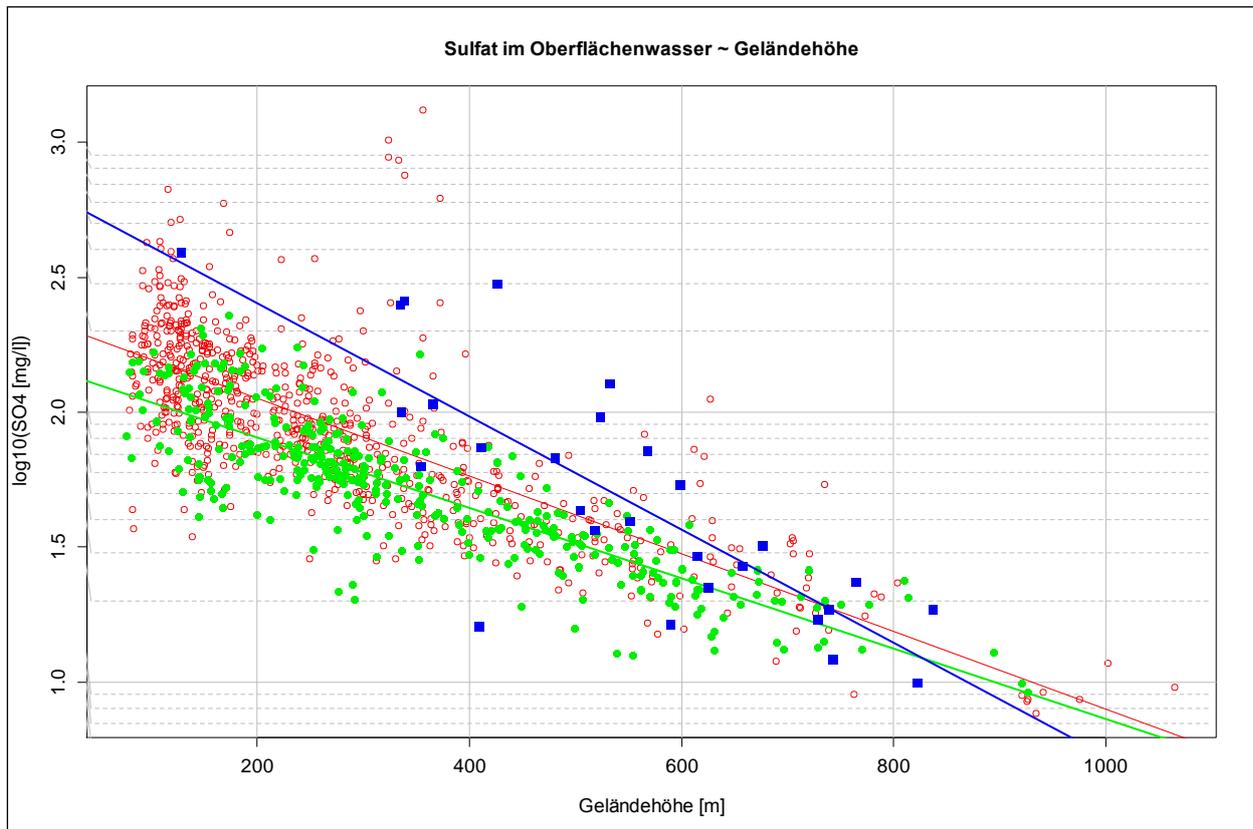


Abbildung 68: Vergleich der Sulfatkonzentrationen im Oberflächenwasser unter Berücksichtigung der Geländehöhe: Messstellen G ohne starken anthropogenen Einfluss (grün), anthropogen beeinflusste Messstellen A (rot) und Stollnmessstellen (blau).

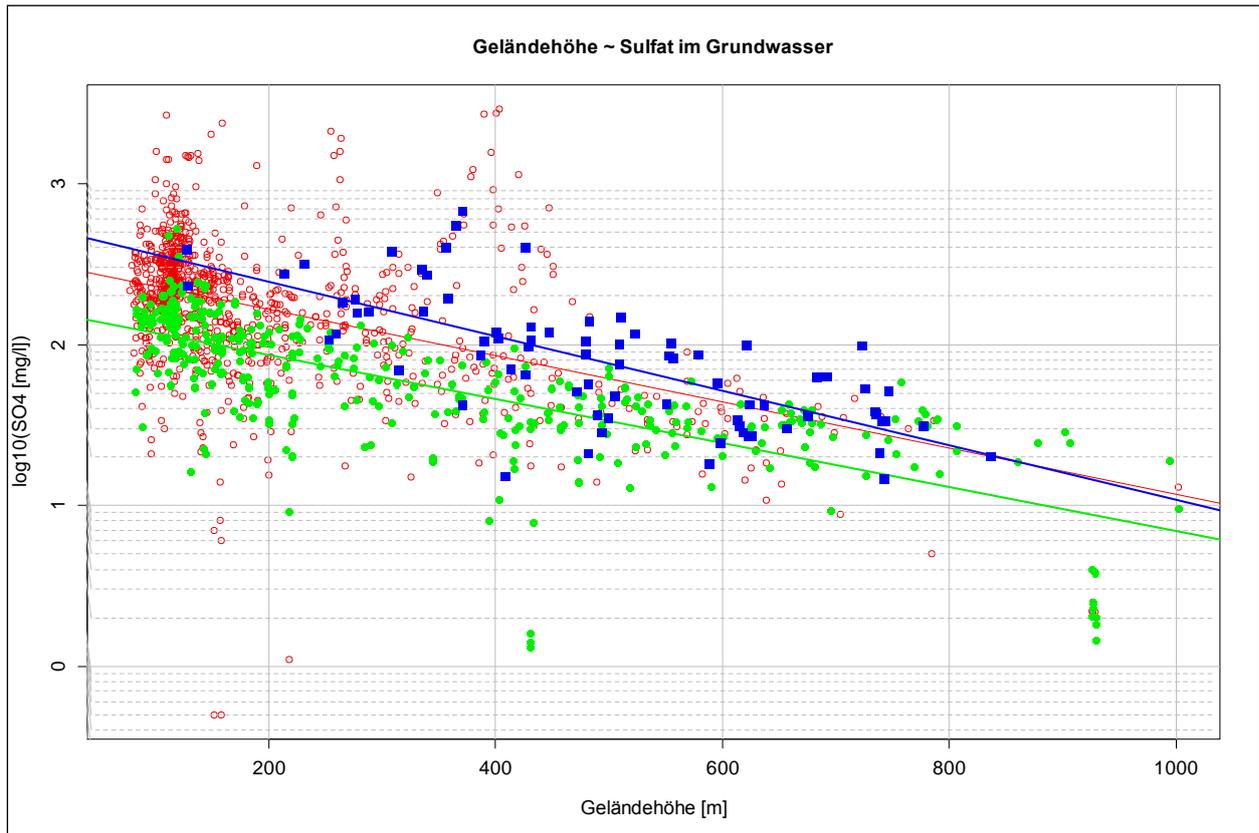


Abbildung 69: Vergleich der Sulfatkonzentrationen im Grundwasser unter Berücksichtigung der Geländehöhe: Messstellen G ohne starken anthropogenen Einfluss (grün), anthropogen beeinflusste Messstellen A (rot) und Stolln-messstellen (blau).

4.6.4.5 AUSWERTUNG ZUM EINFLUSS SIEDLUNG/INDUSTRIE/GEWERBE/VERKEHR

Die Auswertung der subjektiv anhand von Karten, Satellitenbildern und GIS-Objekten für die Messstellen eingeschätzten Beeinflussungsklassen (0 - unbeeinflusst bis 3 - stark beeinflusst) wurde analog zur Auswertung des Bergbaueinflusses durchgeführt (vgl. Abschnitt 4.6.4.4). Die durchgeführten Arbeiten sind in Anlage 19 dokumentiert.

Einen Überblick über die Beeinflussung der Eisen- und Sulfatgehalte durch Siedlung, Industrie u. a. unter Berücksichtigung aller Messstellen (ohne Stolln-Messstellen) vermittelt die folgende Abbildung 70.

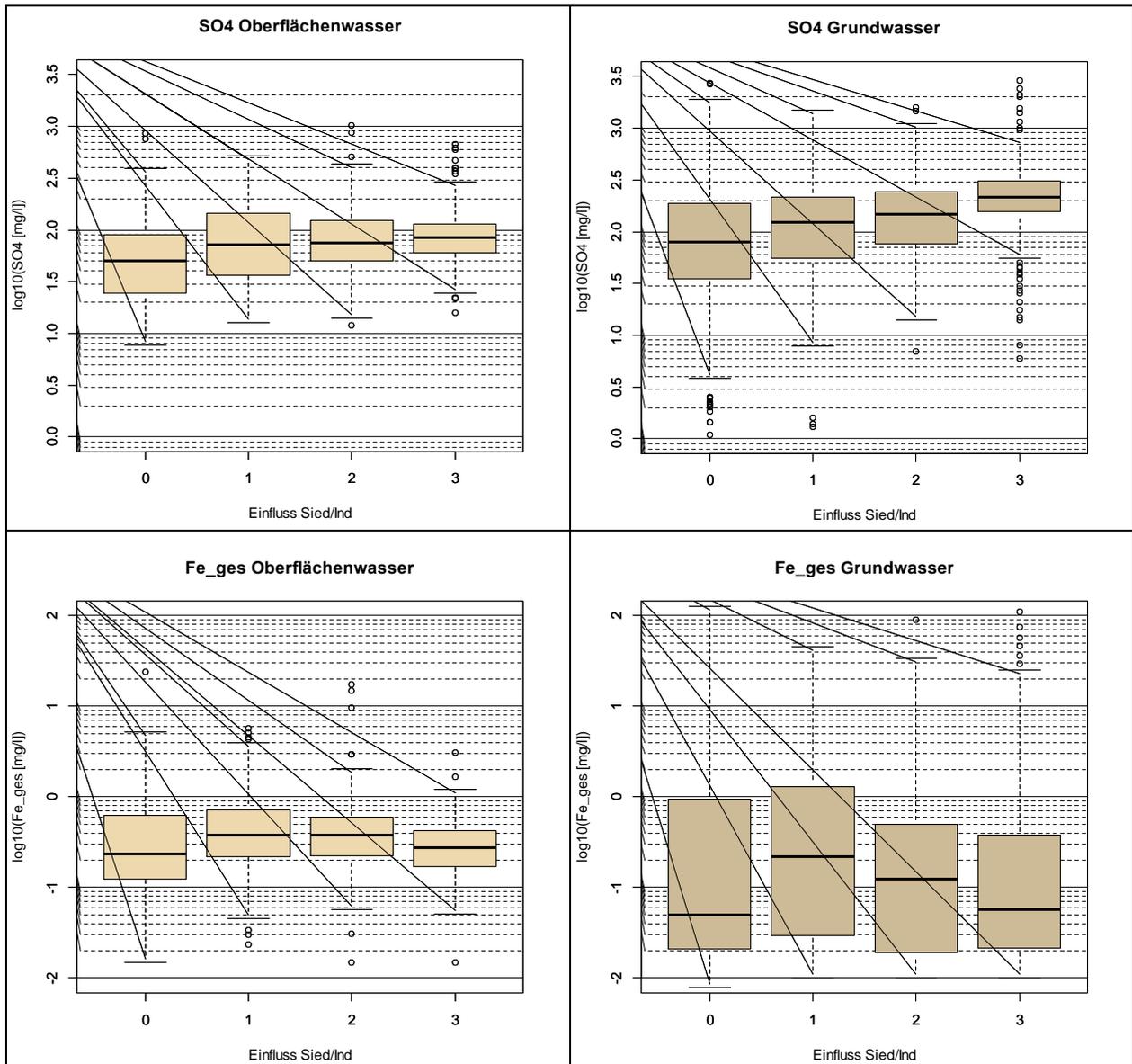


Abbildung 70: Auswertung der Gesamtdatenmenge bezüglich der Einflussklassen des Bergbaueinflusses.

Die mittleren Sulfatgehalte im Oberflächen- und Grundwasser mit Beeinflussung sind signifikant höher als die unbeeinflussten Sulfatgehalte. Im Fall des Grundwassers ist ein deutlicher Anstieg des Sulfatgehaltes mit zunehmender Beeinflussung durch Siedlung, Industrie, Gewerbe u.ä. festzustellen. Wenngleich auch beim Eisen die geringsten Gehalte im Grund- und Oberflächenwasser für die Messstellen ohne Beeinflussung festzustellen sind, gibt es hier keinen eindeutigen Anstieg der Konzentration mit zunehmender Beeinflussung.

Bei der dargestellten Auswertung wurden alle Messstellen herangezogen. Das Ergebnis ist damit stark durch andere Beeinflussungen überprägt. Um dies zu vermeiden, wurde die Auswertung für die einzelnen zusammengefassten Beurteilungsräume durchgeführt. Als Verfahren wurde die einfache Varianzanalyse gewählt, welche Aussagen über die Signifikanz der Beeinflussung ermöglicht. Für die signifikanten Einflüsse wurde die Differenz zwischen beeinflussten und unbeeinflussten Messstellen als Maß für den Einfluss berechnet (Tabelle 79).

Tabelle 79: Ergebnisse der Auswertung der Einflussklassen durch Siedlung, Industrie, Gewerbe, Verkehr, Deponien, Aufschüttungen usw.

Beurteilungsräume zusammengefasst	Konzentration mittel/starker Einfluss - Konzentration ohne/geringer Einfluss = Differenz [mg/l]			
	Oberflächenwasser		Grundwasser	
	Sulfat	Eisen	Sulfat	Eisen
ObBerglWest	kein sign. Einfl.	0,076 - 0,003 = +0,073	kein sign. Einfl.	kein sign. Einfl.
UntBerglWest	50 - 30 = +20	kein sign. Einfl.	kein sign. Einfl.	kein sign. Einfl.
Gneis ObMEErz	32 - 24 = +8	kein sign. Einfl.	kein sign. Einfl.	kein sign. Einfl.
Gneis UntMEErz	60 - 40 = +20	0,29 - 0,11 = +0,18	680 - 40 = +640	kein sign. Einfl.
BasVulk Bergl	60 - 31 = +29	kein sign. Einfl.	kein sign. Einfl.	kein sign. Einfl.
SilVulk EErz	kein sign. Einfl.	kein sign. Einfl.	zu wenig Daten	zu wenig Daten
Rotl	105 - 54 = +51	kein sign. Einfl.	kein sign. Einfl.	kein sign. Einfl.
EErzVorl	kein sign. Einfl.	0,45 - 0,16 = +0,29	zu wenig Daten	zu wenig Daten
KSandst	209 - 39 = +170	kein sign. Einfl.	360 - 45 = +315	>1,0 - 0,017 = > +1,0
Granodio Granulit	85 - 70 = +15	0,37 - 0,19 = +0,18	190 - 95 = +95	kein sign. Einfl.
SilVulk NSachs	kein sign. Einfl.	kein sign. Einfl.	kein sign. Einfl.	kein sign. Einfl.
Auen	kein sign. Einfl.	kein sign. Einfl.	kein sign. Einfl.	kein sign. Einfl.
Moore	Klasse 1 - Klasse 0 = 20 - 12 = +8	kein sign. Einfl.	175 - 5 = +170	zu wenig Daten
Pleisto Tief	kein sign. Einfl.	kein sign. Einfl.	230 - 125 = +105	kein sign. Einfl.
Pleisto Hueg	kein sign. Einfl.	kein sign. Einfl.	210 - 130 = +80	kein sign. Einfl.
T BSandst Zechst	kein sign. Einfl.	kein sign. Einfl.	kein sign. Einfl.	kein sign. Einfl.
SchieferGneisNSachs	kein sign. Einfl.	kein sign. Einfl.	135 - 60 = +75	kein sign. Einfl.

Bei der Interpretation der Ergebnisse, insbesondere der berechneten Konzentrationserhöhungen, muss berücksichtigt werden, dass andere anthropogene Einflüsse bei der Auswertung nicht ausgeschlossen werden konnten, so dass die berechnete Differenz möglicherweise nicht allein auf den Siedlungseinfluss zurückzuführen ist, sondern verstärkt werden kann durch gleichgerichtete andere Einflüsse oder abgeschwächt durch gegensätzliche Wirkungen. So nimmt der Einfluss durch Ackerbewirtschaftung ab, je größer der Einfluss durch Siedlung oder Industrie ist, gleichzeitig bewirkt der abnehmende Einfluss durch Ackernutzung einen geringeren Stoffeintrag. Bei den dargestellten Ergebnissen handelt es sich um eine Summe aus mehreren relevanten Autokorrelationen mit dem Siedlungs-/Industrieinfluss. Allein die Stollmesstellen wurden von der Auswertung ausgeschlossen.

Sulfat, Oberflächenwasser

Für einige Betrachtungsräume kann eine deutliche Beeinflussung des Sulfatgehaltes im Oberflächenwasser durch Siedlungstätigkeit, Industrie, Gewerbe, Verkehr, Deponien usw. festgestellt werden. Diese Betrachtungsräume liegen mit Ausnahme der Moore alle im Festgesteinsbereich. Hier sind teilweise Erhöhungen auf mehr als das Doppelte der unbeeinflussten Konzentration festzustellen. Im Lockergesteinsbereich dominieren andere Einflüsse

die Sulfatkonzentration, so dass hier kein signifikanter Zusammenhang mit der Siedlung- und Industrietätigkeit festgestellt werden konnte.

Sulfat, Grundwasser

Im Gegensatz zum Oberflächenwasser können für das Grundwasser deutliche Beeinflussungen durch Siedlung, Industrie u. ä. festgestellt werden. Im Festgesteinsbereich ist dies weniger häufig der Fall. Der Einfluss führt in jedem Fall zu einer Erhöhung des Sulfatgehaltes im Grundwasser.

Eisen, Oberflächenwasser

Für die zusammengefassten Beurteilungsräume „Oberes Bergland, Westsachsen“, „Gneisregion im Mittelerzgebirge und unterem Osterzgebirge“, „Osterzgebirgsvorland“ und „Granodiorit- und Granulitgebiet“ konnte eine Erhöhung des Eisengehaltes im Oberflächenwasser durch die Siedlungs-/Industrietätigkeit im Einzugsgebiet der Messstellen festgestellt werden. Für die übrigen Beurteilungsräume, d. h. auch für den gesamten Lockergesteinsbereich, konnte keine signifikante Beeinflussung festgestellt werden.

Eisen, Grundwasser

Eine Beeinflussung in Form einer Erhöhung der Eisengehalte im Grundwasser konnte lediglich für die Beurteilungsräume „Kreidesandsteingebiet“ und „Pleistozän im Tiefland“ festgestellt werden. Auch beim Eisen handelt es sich hier teilweise um Lockergesteinsbereiche im Gegensatz zur Beeinflussung beim Oberflächenwasser, wo ausschließlich der Festgesteinsbereich durch die Beeinflussung durch Siedlung, Industrie u. ä. betroffen ist.

4.6.4.6 AUSWERTUNG ZUM EINFLUSS DURCH MOORE

Der Einfluss durch Moore wurde analog zum Einfluss durch Bergbau und Siedlung/Industrie in Form von Klassen (0 - unbeeinflusst bis 3 - prägend beeinflusst) für jede Messstelle eingeschätzt (vgl. Abschnitt 4.6.2.9). Zusätzlich wurde der Mooreinfluss als boolesche Eigenschaft für die Messstellen eingeschätzt („M“ ... Mooreinfluss zusätzlich zu „A“ - anthropogener Einfluss und „G“ - anthropogen wenig beeinflusste Messstelle). Die Auswertung dieser Daten ist in Anlage 19 dargestellt. In der Tabelle 80 sind die mittleren Gehalte an Sulfat und Eisen im Grund- und Oberflächenwasser für die vier Klassen der Beeinflussung zusammenfassend gegenübergestellt.

Tabelle 80: Mittlere Sulfat- und Eisengehalte [mg/L] an den Messstellen in Abhängigkeit der Beeinflussung durch Moore.

Parameter	kein Einfluss (Klasse 0)	geringer Einfluss (Klasse 1)	mittlerer Einfluss (Klasse 2)	starker Einfluss (Klasse 3)
Sulfat, OW	87	49	38	25
Sulfat, GW	138	50	43	3,4
Eisen, OW	0,34	0,30	0,36	1,13
Eisen, GW	0,14	0,07	1,20	(0,04)

Der Sulfatgehalt des Grund- und Oberflächenwassers im Abstrom von Mooren unterscheidet sich sehr deutlich von dem Sulfatgehalt unbeeinflusster Wässer. Es konnte eine signifikante Abnahme des Sulfatgehaltes sowohl für das Grund- als auch für das Oberflächenwasser festgestellt werden. Die Messstellen in oder im unmittelbaren Abstrom von Mooren zeigen die geringsten Sulfatgehalte, die überhaupt gemessen werden.

Im Unterschied zum Sulfatgehalt ist der Eisengehalt umso größer, je mehr eine Messstelle von Moorflächen beeinflusst ist. Dieser Zusammenhang ist sowohl für das Grund- als auch für das Oberflächenwasser signifikant. Für das Grundwasser wurde nur eine Messstelle der Kategorie 3 zugeordnet, allerdings zeigt der Vergleich bereits für die Klasse 2 (mittlerer Einfluss) deutlich höhere Eisengehalte als bei fehlendem oder geringem Einfluss.

4.6.4.7 MULTIVARIATE AUSWERTUNG ZUM ANTHROPOGENEN EINFLUSS AUF DIE WASSERBESCHAFFENHEIT

4.6.4.7.1 Auswahl des Verfahrens

Die Auswahl eines geeigneten Verfahrens erfolgte unter Berücksichtigung der Zielstellung und der Art der vorliegenden Daten. Die Zielstellung besteht in der Analyse der Einflüsse auf die Wasserbeschaffenheit. Die Wasserbeschaffenheit ist durch mehrere chemische Parameter beschrieben, wodurch die Anwendbarkeit eines multivariaten Verfahrens gegeben ist. Das Vorliegen mehrerer Einflussgrößen allein würde die Anwendung eines multivariaten Verfahrens nicht rechtfertigen. Zunächst wurde eine Bestandsaufnahme der Einfluss-, Ziel- und sonstigen Zustandsgrößen durchgeführt.

Response variables: beeinflusste Größen, die untersucht werden sollen (Antwort- bzw. Zielgrößen):

Eisen- und Sulfatkonzentration (numerische Analyseergebnisse)

Explanatory variables: Einflussgrößen unterschiedlichen Typs

numerisch: CLC-Flächenanteile (*clc_sied_ind*, *clc_acker*, *clc_wald*) (dabei handelt es sich eigentlich um Anteile (*proportions*), da die Abhängigkeiten der beeinflussten Größen aber (log)linear sind, können die CLC-Flächenanteile wie numerische Einflussgrößen behandelt werden)

kategorisch: Klassen der Einflüsse *sied_ind*, *bergb*, *moore* (Klassenwerte 0...3) (dabei handelt es sich eigentlich um ordinale Einflussgrößen, d. h. geordnete Klassen, welche die Stärke des jeweiligen Einflusses beschreiben, weshalb die Klassenwerte auch als Zahlenwerte interpretiert werden können)

kategorisch: Einstufung als „G“ (anthropogen vergleichsweise kaum beeinflusst) oder Einstufung als „M“ (maßgeblich durch Moore beeinflusst)

boolesch (Stollnwässer: ja/nein)

Auxiliary variables: weitere, mit den zu untersuchenden Antwortgrößen korrelierende Größen: As-, Pb-, Zn-Konzentrationen, N- und P-Gehalte (numerische Analyseergebnisse). Diese Daten ergeben zusammen mit den Eisen- und Sulfatgehalten für jede Messstelle ein typisches Muster, welches eine multivariate Auswertung erlaubt.

Die zur multivariaten Auswertung herangezogenen Daten sind in Tabelle 81 zusammengefasst. Der bei der statistischen Auswertung verwendete Datenrahmen ist in Anlage 21 dokumentiert.

Tabelle 81: Zusammenfassung der verfügbaren Größen zur multivariaten Auswertung.

Datenart	Informationen	Datentyp
Zielgrößen (response variables)	Fe_ges	numerisch (ratio)
	SO ₄	numerisch (ratio)
Einflussgrößen (explanatory variables)	h_lage (Tiefeland, Hügelland, Mittelgebirge)	kategorisch
	h_lage_m (Geländehöhe der Messstelle)	numerisch (ratio)
	Beurteilungsraum	kategorisch
	CLC-Anteile: clc_sied_ind clc_acker clc_wald	numerisch (ratio)
	Einflussklassen: sied_ind bergb moore	ordinal (categorical)
	Haupteinfluss: G M	categorical (boolesch)
Hilfsvariablen (auxiliary variables)	As_gel Pb_gel Zn_gel	numerisch (ratio)
	NO ₃ -N Phosphat-P	numerisch (ratio)

Univariate Auswertung

Die Untersuchung des Einflusses der Einflussgrößen auf einzelne Zielgrößen (entweder Eisen oder Sulfat) erfolgte bisher mittels Regressions- und Varianzanalyse. Dabei wurden vorrangig multiple Ansätze berücksichtigt:

- alle Einflussgrößen numerisch (CLC): multiple Regressionsanalyse
- alle Einflussgrößen kategorisch (Einflussklassen): multiple Varianzanalyse
- sowohl numerische als auch kategorische Einflussklassen (z. B. Höhenregion + CLC): multiple Kovarianzanalyse

Die Komplexität wurde reduziert, indem nur eine Teilmenge an Messstellen betrachtet wurde (Typ A und B beim Oberflächenwasser, „oberflächennah“ beim Grundwasser). Weiterhin wurden einige Auswertungen nur für Teilmengen durchgeführt, z. B. für separat für die drei Höhenregionen Tiefeland, Hügelland und Mittelgebirge oder auch für einzelne oder mehrere (zusammengefasste) Betrachtungsräume.

Multivariate Auswertung

Eine multivariate Auswertung ist sinnvoll, wenn die Auswirkung von Einflüssen auf mehrere Zielvariablen untersucht werden sollen. Die Zielvariablen - hier die Analysendaten der Stoffgehalte zur Beschreibung der Wasserbeschaffenheit an den Messstellen - bilden ein Muster, welches ausgewertet wird. Im vorliegenden Fall könnten zusätzliche Erkenntnisse erwartet werden, wenn Eisen und Sulfat gleichzeitig als Zielvariable betrachtet werden und/oder durch weitere Zielvariablen ergänzt werden: Arsen- und Schwermetallgehalte, Nitrat- und Phosphatgehalte, die auf anthropogene Beeinflussungen schließen lassen.

Bei der Auswahl des multivariaten Auswerteverfahrens sind die folgenden Feststellungen von Bedeutung:

- untersucht werden sollen in erster Linie Einflüsse und Zusammenhänge zwischen Zielgrößen und Einflussgrößen, das Erkennen von Strukturen oder Gruppen ist weniger von Interesse, weil diese bereits auf anderer Grundlage gebildet wurden (bzw. weil sonst auch Widersprüche bezüglich der Ergebnisse zu erwarten sind)
 - keine Clusteranalyse, sondern ein indirektes oder direktes Ordinationsverfahren (constrained ordination) ist angebracht
- die zugrundeliegenden Zusammenhänge werden als (log)linear über den gesamten Wertebereich angenommen (steigt der anthropogene Einfluss, nimmt die Stoffkonzentration in gleichem Maße zu), unimodale Zusammenhänge spielen keine Rolle
 - Verfahren mit linearem Ansatz für die Abhängigkeit der Zielgröße von den Umwelteinflüssen (Gradienten) ist angebracht

Von den gebräuchlichsten Verfahren sind die Hauptkomponentenanalyse (PCA), die Faktorenanalyse und die Redundanzanalyse (RDA) geeignet (Tabelle 82):

Tabelle 82: Auswahlschema für die gebräuchlichsten Verfahren zur multivariaten Auswertung von Einflüssen auf mehrere Zielgrößen.

Modell	Indirekte Ordinationsverfahren (erst Ordination, dann - post-hoc - Zuordnung der Umweltvariablen bzw. Interpretation) <i>unconstrained ordination</i>	Direkte Ordinationsverfahren (Umweltvariablen werden von Beginn an - ad-hoc - bei der Ordination berücksichtigt) <i>constrained ordination</i>
unimodales Modell der Abhängigkeit Zielgröße~Gradient (Arbeit mit gewichtetem Mittel)	CA (Korrespondenzanalyse)	CCA (Kanonische Korrespondenzanalyse)
lineares Modell der Abhängigkeit Zielgröße~Modell	PCA (Hauptkomponentenanalyse) Faktorenanalyse	RDA (Redundanzanalyse)

Im vorliegenden Fall wurde die Hauptkomponentenanalyse (principal component analysis, PCA) zur Auswertung verwendet. Es handelt sich um eine Faktorenanalyse, bei der nur ein Teil der Einflussfaktoren, die Hauptkomponenten, untersucht werden. Die Faktorenanalyse wurde nicht angewandt, da es im Anwendungsfall nicht möglich und auch nicht erforderlich ist, alle Einflüsse auf die Zielgrößen zu quantifizieren. Im Unterschied zur Redundanzanalyse

erfolgt die Auswertung durch Ordination der Zielgrößen mit anschließender Identifizierung von Einflussgrößen als Hauptkomponenten (indirekte Ordination). Die indirekte Ordination ist besser geeignet als die direkte Ordination, wenn die Einflussgrößen und deren Wichtung nicht bereits zu Beginn der Auswertung bekannt oder zu quantifizieren sind.

Arbeitsschritte bei indirekter Gradientenanalyse

Die folgenden Arbeitsschritte wurden zur Hauptkomponentenanalyse für die zusammengefassten Beurteilungsräume durchgeführt.

- 0) Eingangsdaten für die Ordination sind ausschließlich die gemessenen Parameter (Fe, SO₄, As, Pb, Zn, NO₃, P). Als Objekte werden die Messstellen betrachtet, welche durch die Mittelwerte der Parameter beschrieben werden. Ähnlichkeiten zwischen Messstellen werden ausschließlich anhand der genannten Parameter untersucht.
- 1) Ordination der Messstellen mittels EDV-Verfahren (Verfahren prcomp in R), Ermittlung der Hauptkomponenten, Quantifizierung der Korrelationen der Parameter mit den Hauptkomponenten (Ladungen) und der durch die Hauptkomponenten erklärten Varianzen der einzelnen Parameter.
- 2) Grafische Darstellung der Messstellen in Abhängigkeit von der 1. und 2. Hauptkomponente im Biplot.
- 3) In Auswertung der Korrelation zwischen den Parametern und den Hauptkomponenten erfolgt eine Interpretation der Hauptkomponenten als Einflussfaktor. Die wichtigsten zwei bis drei Hauptkomponenten werden als Einfluss (Bergbau, Siedlung/Industrie, Moore, Ackerfläche usw.) interpretiert. Zur Beurteilung wird der Wert der jeweiligen Hauptkomponente für alle Messstellen berechnet und mit dem Wert der Einflussgrößen (Bergbau etc.) der Messstellen korreliert. Wird ein hoher Korrelationskoeffizient erreicht, wird die Hauptkomponente entsprechend dem gefundenen Einflussfaktor (Bergbau etc.) interpretiert. Eine starke Korrelation liegt im Allgemeinen bei einem Korrelationskoeffizienten im Bereich $\pm 0,7 \dots \pm 1,0$ vor. Normalerweise resultieren im Rahmen der Hauptkomponentenanalyse Korrelationskoeffizienten, die nur selten in diesem Bereich liegen. Wird ein Korrelationskoeffizient von $> 0,5$ für die erste und zweite Hauptkomponente erreicht, kann der zugehörige Einflussfaktor noch als entsprechende Hauptkomponente interpretiert werden. Liegt der Korrelationskoeffizient des stärksten Zusammenhangs dagegen im Bereich $-0,5 \dots 0,5$ (eher schwache Korrelation), kann u. U. kein Einflussfaktor eindeutig als Hauptkomponente interpretiert werden. Die Beurteilung erfolgte für jede Hauptkomponentenanalyse auf der Grundlage einer Korrelationsmatrix aus den 7 betrachteten Einflussfaktoren und den entsprechenden PC-Achsen.

Nach Schritt 1 sind die Korrelationen u. a. der Parameter Sulfat und Eisen mit den Hauptkomponenten bekannt. Nach dem Schritt 3 ist auch die Korrelation der Einflussgrößen mit den Hauptkomponenten bekannt. Damit kann auch auf den Zusammenhang zwischen Einflussgröße und Konzentration geschlossen werden.

Insgesamt werden mit der Hauptkomponentenanalyse Zusammenhänge ausschließlich anhand der gemessenen Parameter gefunden und erst später werden konkrete Einflussgrößen zugeordnet. Das Muster der Parameterwerte an den Messstellen - die Wasserbeschaffenheit - steht im Vordergrund, evtl. gemessene Umweltgradienten bzw. Einflussgrößen

spielen für die Berechnung der eigentlichen Ordination keine Rolle und werden erst im zweiten Schritt zur Interpretation der Ordination genutzt.

Die exemplarische Anwendung der Hauptkomponentenanalyse am Beispiel des zusammengefassten Beurteilungsraumes „Unteres Bergland Westsachsen“ mit ausführlicher Interpretation ist in Anlage 20 dargestellt. Die Berechnungen wurden ebenfalls für die anderen zusammengefassten Beurteilungsräume durchgeführt. Betrachtet wurde ausschließlich das Oberflächenwasser.

4.6.4.7.2 Ergebnisse

Mit der Hauptkomponentenanalyse wurden plausible Ergebnisse berechnet. Die Hauptkomponenten sind in vielen Fällen mit Korrelationskoeffizienten um $|r| = 0,5-0,7$ einem gemessenen Gradienten der anthropogenen Beeinflussung zuzuordnen. Gleichzeitig liegt häufig eine Korrelation der Hauptkomponente mit einem oder mehreren Beschaffenheitsparametern vor. Damit kann ein Einfluss festgestellt werden, der von einem Gradienten der anthropogenen Beeinflussung ausgeht und sich in plausibler Weise auf die Wasserbeschaffenheit auswirkt. Unplausible Ergebnisse, z. B. eine negative Korrelation von As mit dem Bergbaueinfluss, von Zn mit der Siedlungs-/Industrietätigkeit oder von NO_3 mit der Ackerfläche, werden deutlich seltener festgestellt als gut interpretierbare plausible Zusammenhänge. Unplausible Ergebnisse resultieren i. d. R. nur für die wenig belastbare vierte Hauptkomponente oder folgende. Die fünfte Hauptkomponente und folgende wurden deshalb generell nicht zur Interpretation herangezogen. Da sieben Beschaffenheitsparameter untersucht wurden, stehen rechnerisch insgesamt sieben Hauptkomponenten für die Interpretation zur Verfügung.

Ein Problem bei der Interpretation besteht oft darin, dass nicht geklärt werden kann, mit welchem Einfluss eine virtuelle Achse bzw. Hauptkomponente gleichgesetzt werden kann. Beispiel: PC1 korreliert mit $r=0,65$ mit `clc_sied_ind` und mit $r=0,62$ mit `bergb`, alle anderen Korrelationen haben einen deutlich geringeren Korrelationskoeffizienten. D. h. der Einfluss des Bergbaus hat dieselbe Wirkung auf die Daten wie der Einfluss von Siedlung/Industrie/Verkehr. Er kann im konkreten Fall nicht separat ermittelt werden. Insgesamt wurde festgestellt, dass es mit dem untersuchten Stoffspektrum häufig nicht möglich ist, den Einfluss von Bergbau und Siedlung/Industrie/Verkehr quantitativ zu trennen.

Ein weiteres Problem besteht in der Quantifizierung der Beeinflussung eines Parameters durch eine Einflussgröße, da für die Korrelation zwischen dieser und der Hauptkomponente ein Korrelationskoeffizient $r \neq |1|$ und für die Korrelation zwischen der Hauptkomponente und dem Parameter weiterhin ein Korrelationskoeffizient $r \neq |1|$ gilt und bezüglich der Zuordnung zwischen Einflussgröße und Hauptkomponente zusätzliche Unsicherheiten bestehen. Auch sind die Hauptkomponenten als Ursache für die Stoffkonzentrationen unterschiedlich zu bewerten, die erste Hauptkomponente beeinflusst die Konzentrationen stärker als die folgenden Hauptkomponenten. Eine Berechnung von Erwartungswerten bei definierten Einflussgrößen wurde aufgrund der genannten Unsicherheiten nicht durchgeführt. Die Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse liegen deshalb nur in qualitativer Form vor.

Der Parameter **Eisen** zeigt im Vergleich mit allen anderen Beschaffenheitsparametern regelmäßig ein andersartiges Verhalten im Raum der Hauptkomponenten. Dies kann zwei Ursachen haben. Einerseits kann sich Eisen bezüglich der untersuchten Einflussfaktoren anders verhalten, die Eisenkonzentration kann z. B. bei steigender Beeinflussung gleichbleiben, während die Konzentration der anderen Parameter zunimmt. Eine weitere Ursache

besteht darin, dass die Eisenkonzentration möglicherweise durch zusätzliche Faktoren beeinflusst wird, die mit der Hauptfaktorenanalyse nicht untersucht wurden. Dabei kann es sich um dieselben Ursachen handeln wie der scheinbare Rückgang der Eisenfracht aus räumlich definierten Quellen mit zunehmendem Fließweg.

Insgesamt äußert sich das abweichende Verhalten der Eisenkonzentration darin, dass i. d. R. zunächst für die anderen Parameter (SO_4 , As, Zn, Pb, NO_3 , P) eine Abhängigkeit von der ersten bis dritten Hauptkomponente ermittelt wird, so dass für Eisen erst ab der dritten bis vierten Hauptkomponente, also mit entsprechend zunehmender Unsicherheit, eine deutliche Korrelation resultiert. Dies wurde an den meisten Beurteilungseinheiten festgestellt. Oft kann gar keine starke Korrelation von Eisen mit einer Hauptkomponente festgestellt werden, $|r|$ bleibt dann oft deutlich unter einem Wert von 0,7 für Eisen bei allen sieben Hauptkomponenten. In diesen Fällen ist ein Zusammenhang zwischen einer Einflussgröße gleich welcher Art und der Eisenkonzentration mit der Hauptkomponentenanalyse nicht festzustellen.

Weiterhin zeigt sich das abweichende Verhalten von Eisen im Biplot. Eisen zeigt im Raum der Hauptkomponenten PC1 und PC2 meist in eine Richtung, in die kein weiterer untersuchter Parameter weist. D. h. die gemessene Eisenkonzentration (Eisen-gesamt, Gesamtprobe) korreliert mit keinem der anderen untersuchten Parameter.

Im Gegensatz zu Eisen sind bei **Sulfat** meist deutliche Zusammenhänge erkennbar. Deshalb wird SO_4 oft bereits mit der ersten gefundenen Hauptkomponente erklärt.

Die Anionen **SO_4 , NO_3 und P** zeigen häufig ein gleichartiges Muster bezüglich der untersuchten Einflüsse, d. h. sie werden oft durch eine gemeinsame Hauptkomponente in die gleiche Richtung beeinflusst.

Auch **As, Pb und Zn** verhalten sich ebenfalls ähnlich bezüglich der ermittelten Hauptkomponenten.

SO_4 , NO_3 und P zeigen oft ein orthogonales Verhalten gegenüber der Hauptkomponente für As, Pb und Zn und umgekehrt (die Achsen stehen senkrecht aufeinander, die Hauptkomponente der einen Gruppe beeinflusst die Gehalte der anderen Gruppe wenig und umgekehrt).

Daraus kann der Schluss gezogen werden, dass SO_4 , NO_3 und P von anderen Gradienten beeinflusst werden als As, Pb und Zn. Diese Gradienten wirken auf As, Pb und Zn wenig und umgekehrt.

Anhand der Ergebnisse soll die Frage beantwortet werden, welche Faktoren am stärksten auf Fe und SO_4 wirken.

Die folgende Tabelle gibt eine Übersicht über die wichtigsten Einflussfaktoren, die mit der Hauptkomponentenanalyse anhand der Beurteilungsräume ermittelt wurden, und die von diesen Einflussfaktoren am stärksten beeinflussten Parameter.

Tabelle 83: Übersicht über die ermittelten Hauptkomponenten und die am stärksten von diesen beeinflussten Parametern für die zusammengefassten Beurteilungsräume.

Beurteilungseinheit	wichtigste Hauptkomponente	am stärksten beeinflusste Parameter
Auen	clc_sied_ind, bergb	Zn, As, SO ₄
BasVulk Bergl	clc_sied_ind, bergb	As, Zn
EErzVorl	clc_sied_ind, bergb	Pb
	clc_acker	NO ₃
Gneis ObMEErz	clc_acker	NO ₃
	Moore	Fe
Gneis UntMEErz	clc_sied_ind, bergb	SO ₄ , Zn, Fe, As
Granodio Granulit	clc_acker	SO ₄ , NO ₃
	Bergb	Pb
KSandst	sied_ind, bergb	As, NO ₃ , SO ₄ , P
Moore	sied_ind	SO ₄ , Fe, P
ObBerglWest	clc_acker	P, NO ₃ , SO ₄
Pleisto Hueg	Moore	NO ₃ (negative Korr.) P (negative Korr.) SO ₄ (negative Korr.)
Pleisto Tiefl	clc_acker	P, NO ₃ , As
	Moore	Fe
Rotl	Bergb	SO ₄
SchieferGneisNSachs	clc_acker	NO ₃ , SO ₄ , P
SiIVulk EErz	clc_acker	P, Fe, SO ₄
SiIVulk NSachs	clc_acker	NO ₃
T BSandst Zechst	clc_acker	P, NO ₃ , SO ₄
UntBerglWest	bergb	As, Pb, Zn

Von wesentlicher Bedeutung sind damit:

- Einfluss durch Siedlung/Industrie/Gewerbe/Verkehr
→ erhöht As, Zn, Pb, SO₄
- Einfluss durch Bergbau
→ erhöht As, Zn, Pb, SO₄
- Einfluss durch Ackerbewirtschaftung
→ erhöht NO₃, P, SO₄
- Einfluss durch Moore
→ erhöht Fe
→ vermindert SO₄ und andere Parameter

Die hier zu untersuchenden Parameter Sulfat und Eisen werden wie folgt beeinflusst:

Unmittelbare Erhöhungen der **Eisenkonzentration** aufgrund anthropogener Tätigkeit können selten festgestellt werden. In einigen Fällen sind erhöhte Eisenkonzentrationen

durch allgemeine anthropogene Einflüsse (Siedlung, Industrie, Gewerbe, Verkehr) erkennbar. Sicher ist eine Erhöhung der Eisengehalte aufgrund der Beeinflussung durch Moore.

Die **Sulfatkonzentration** ist deutlich erhöht aufgrund der Ackernutzung. In diesen Fällen sind i. d. R. auch die Parameter NO_3 und P erhöht. Außerdem ist Sulfat im Oberflächenwasser bei Bergbaueinfluss erhöht, hier gemeinsam mit anderen typischen Parametern wie As, Pb, Zn. Auch kann eine Erhöhung des Sulfatgehaltes durch allgemeine anthropogene Beeinflussung (Siedlung, Industrie, Gewerbe...) festgestellt werden. Der Sulfatgehalt geht mit zunehmendem Einfluss durch Moore zurück.

Der Flächenanteil an landwirtschaftlichem Grünland ist von untergeordneter Bedeutung. Er wirkt wahrscheinlich indirekt, da er nur dann hoch sein kann, wenn die Anteile an Ackerland und Siedlung gering sind. Letztere flächenhafte Landnutzungen stellen die eigentliche Ursache für Beschaffenheitsveränderungen im Fließgewässer dar. Der Waldanteil wurde nicht explizit berücksichtigt, da es sich dabei um keine direkte Beeinflussung handelt.

4.7 ERARBEITUNG DER KARTE DER GEOGENEN EISEN- UND SULFATBELASTUNG

In Abschnitt 4.6.2.11 wurden für insgesamt 40 Beurteilungsräume in Sachsen, welche durch charakteristische natürliche Bedingungen vor allem bezüglich der Geologie und des Klimas gekennzeichnet sind, mittlere Konzentrationen an Eisen-gesamt und Sulfat berechnet. Hierzu wurden zunächst alle Messstellen herangezogen. In einem weiteren Arbeitsschritt wurden nur die Messstellen berücksichtigt, welche nicht deutlich anthropogen beeinflusst sind. Bei den anhand dieser Messstellen berechneten mittleren Konzentrationen kann es sich nicht um geogene Hintergrundwerte handeln, da weder im Oberflächenwasser noch im oberflächennahen Grundwasser aufgrund der ubiquitären Überprägung anthropogen unbeeinflusste Eisen- und Sulfatgehalte gemessen werden können. Mit dem Ausschluss offensichtlich anthropogen beeinflusster Daten wurde lediglich versucht, Konzentrationen zu finden, welche möglichst nahe am geogenen Hintergrundwert liegen.

Die anthropogen wenig beeinflussten mittleren Konzentrationen in Oberflächengewässern in den Beurteilungsräumen sind für Eisen in Abbildung 71 und für Sulfat in Abbildung 72 dargestellt.

Die höchsten Eisenkonzentrationen wurden für die Moore im Tiefland und Mittelgebirge und für die Auen des Hügellandes ermittelt. Geringe Eisenkonzentrationen im Oberflächenwasser ohne wesentliche anthropogene Beeinflussungen werden in den Fließgewässern des Erzgebirges, Erzgebirgsvorlandes und Kreidesandsteins gefunden. Vergleichsweise hohe Konzentrationen resultieren auch nach dem Ausschluss offensichtlich anthropogen beeinflusster Daten für das lössbedeckte Hügelland, die Auen und die pleistozänen Schmelzwasserbildungen des Tieflandes.

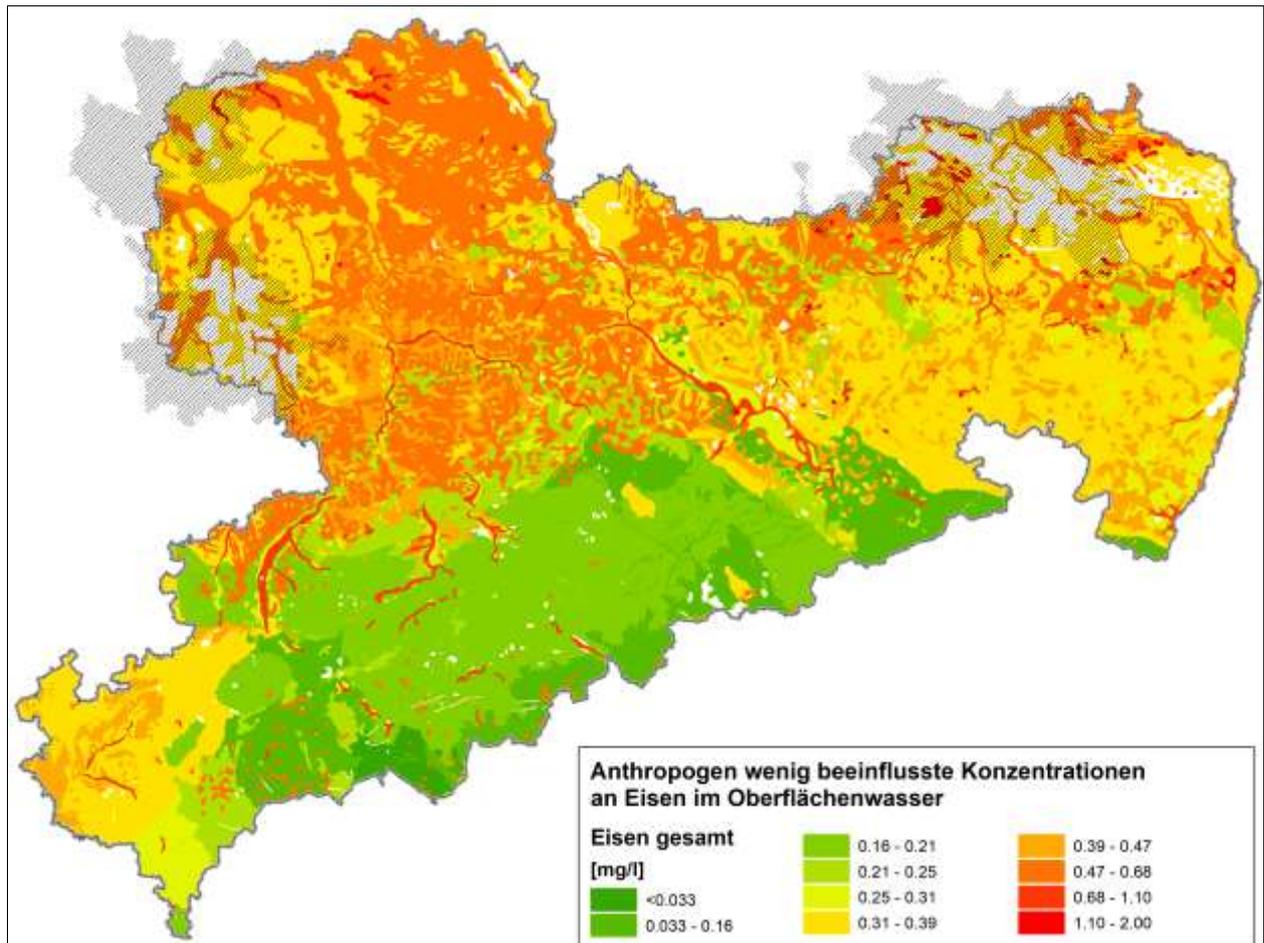


Abbildung 71: Karte der anthropogen wenig beeinflussten Gesamteisenkonzentrationen im Oberflächenwasser.

Der Sulfatgehalt ist nach Ausschluss anthropogener Einflüsse am höchsten für die Verbreitungen der pleistozänen Lockergesteine des Tieflandes und die Lössgebiete des Hügellandes (Abbildung 72). Die geringsten anthropogen wenig beeinflussten Sulfatkonzentrationen wurden für die höheren Lagen des Erzgebirges berechnet. Die Beurteilungsräume des Erzgebirges und Vogtlandes zeigen insgesamt vergleichsweise geringe Sulfatgehalte in den Oberflächengewässern.

Insgesamt wird deutlich, dass auch nach Ausschluss von Messstellen, die offensichtlich anthropogen beeinflusst sind, sowohl die Eisen- als auch die Sulfatkonzentrationen in den Oberflächengewässern in Sachsen ein ausgeprägtes Gefälle von Süden nach Norden zeigen.

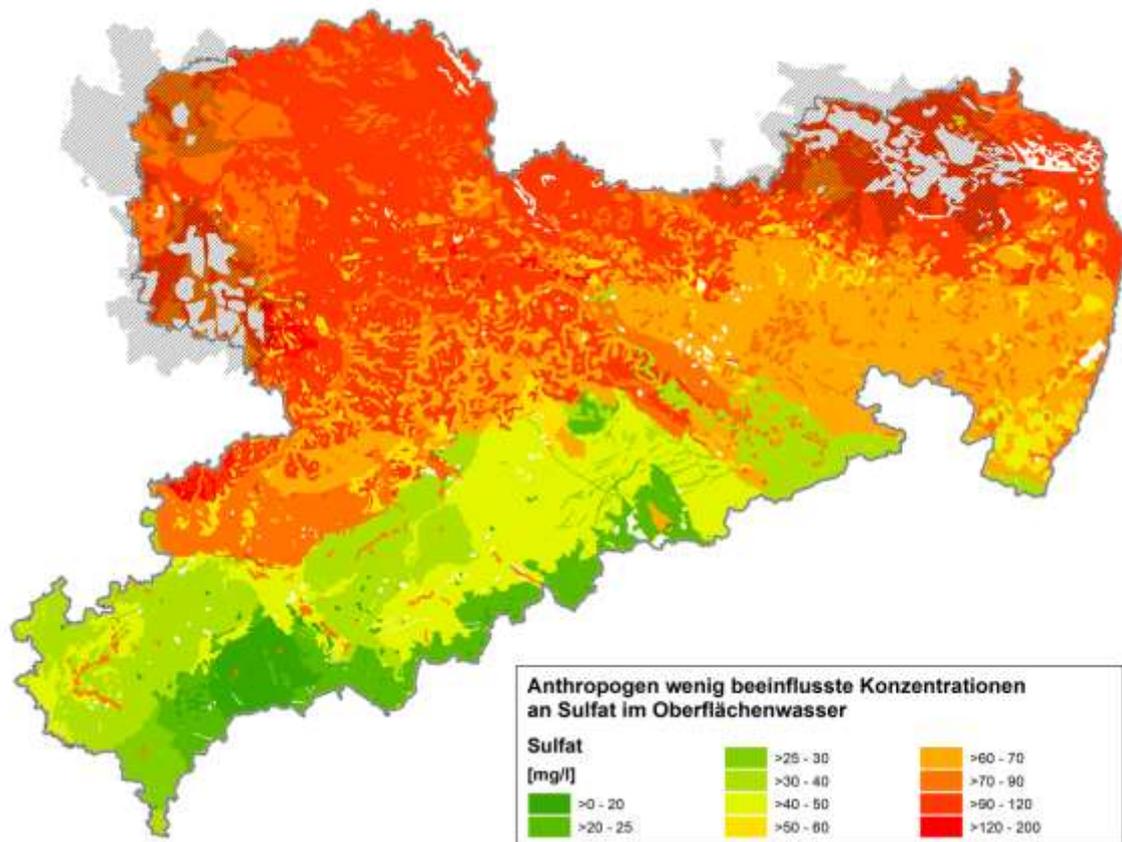


Abbildung 72: Karte der anthropogen wenig beeinflussten Sulfatkonzentrationen im Oberflächenwasser.

Beim Eisengehalt im Grundwasser zeigt sich ein etwas differenzierteres Bild (Abbildung 73). Auch hier besteht ein Gefälle mit geringeren Konzentrationen im Süden und höheren Konzentrationen im Norden Sachsens. Allerdings gibt es auch geringe Konzentrationen im Norden (Gneise, Granodiorit, Granulit) und höhere Konzentrationen im Süden (Schiefer im Vogtland und unteren Mittelerzgebirge). Die höchsten Konzentrationen resultieren für die Auen und Grund-/Endmoränen des Tieflandes. Für einige Beurteilungsgebiete, z. B. dem oberen Vogtland und Westerzgebirge (Schiefer), konnten aufgrund fehlender unbeeinfluss-ter Daten keine mittleren Werte berechnet werden.

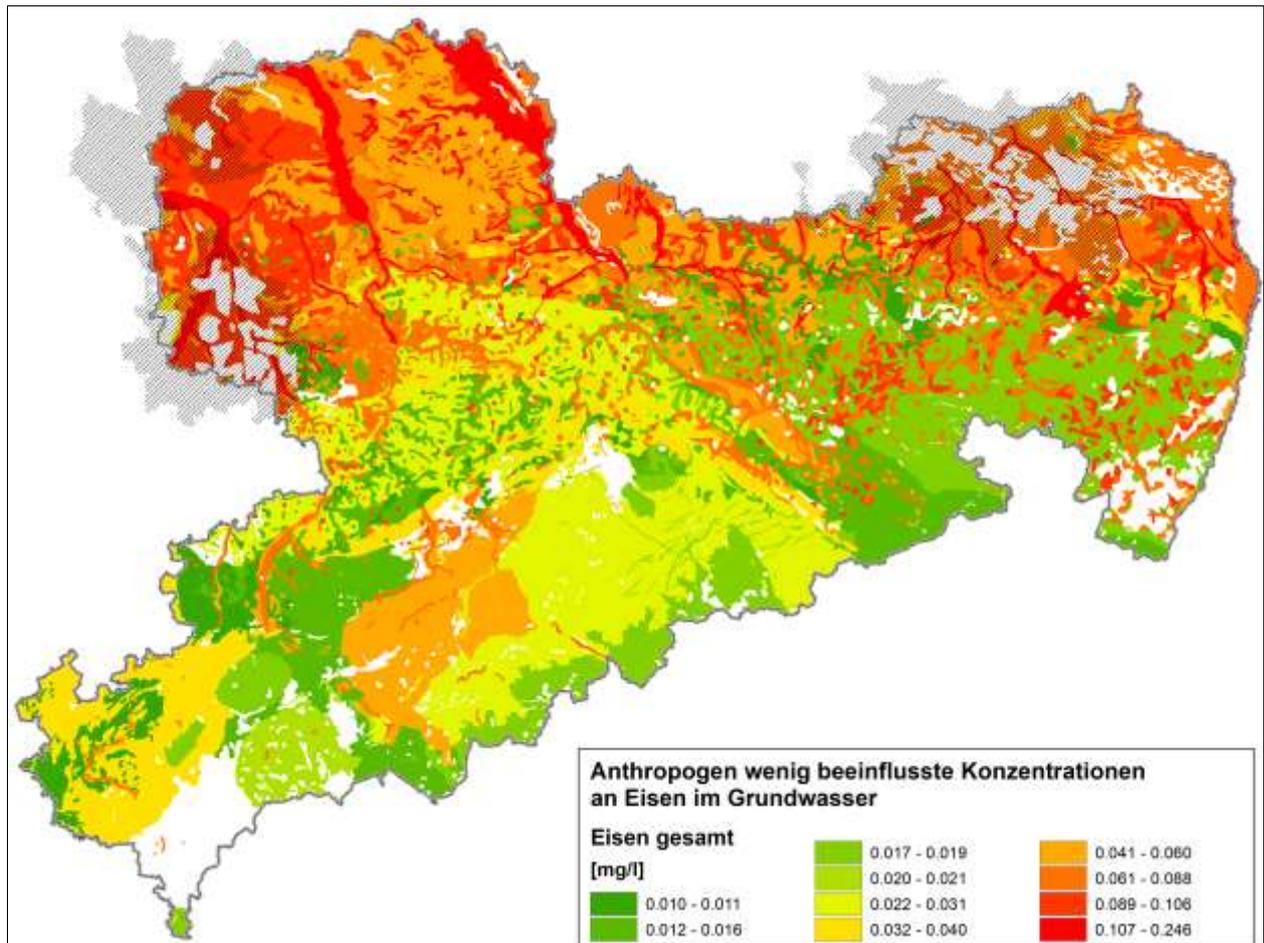


Abbildung 73: Karte der anthropogen wenig beeinflussten Gesamteisenkonzentrationen im Grundwasser.

Beim anthropogen wenig beeinflussten Sulfatgehalt im Grundwasser muss deutlich unterschieden werden zwischen dem Festgesteinsbereich im Mittelgebirge mit geringen Konzentrationen, dem Granulit- und Granodioritgebiet mit mittleren Konzentrationen und dem pleistozänen Lockergesteinsbereich in Sachsen mit hohen Konzentrationen.

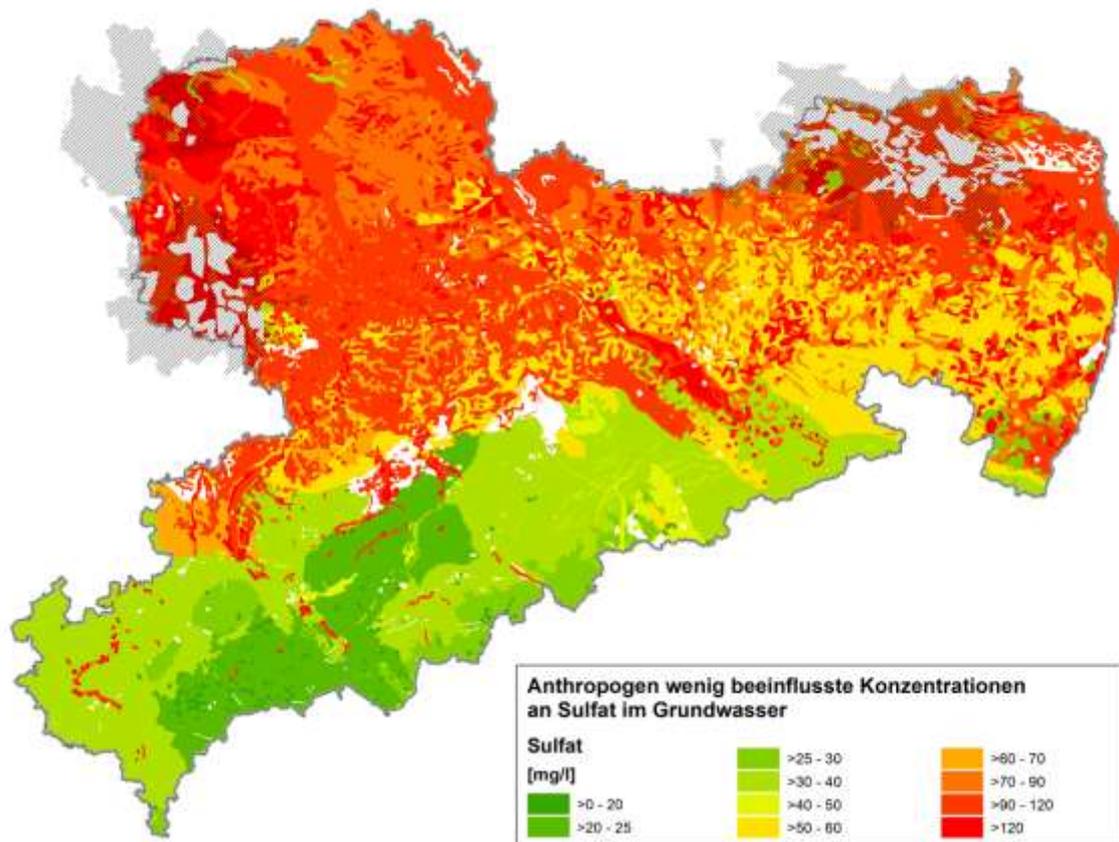


Abbildung 74: Karte der anthropogen wenig beeinflussten Sulfatkonzentrationen im Grundwasser.

Die Kartendarstellungen zeigen Konzentrationen, die ohne deutlich anthropogen beeinflusste Daten berechnet wurden. Messstellen, die im Einflussbereich von Städten, Industrie, Bergbauanlagen, Ablagerungen usw. liegen, wurden nicht berücksichtigt. Diese berechneten Konzentrationen sind dennoch anthropogen beeinflusst, z. B. sind Einflüsse durch die Landwirtschaft noch enthalten. Mittels statistischer Auswertung wurden folgende Werte ohne zusätzliche Beeinflussungen durch die Landwirtschaft berechnet (vgl. Abschnitt 4.6.4.2):

Sulfat, Tiefland	50 mg/L
Sulfat, Hügelland	40 mg/L
Sulfat, Mittelgebirge	20 mg/L

Bei diesen Werten handelt es sich um Schätzwerte für den geogenen Hintergrund. Diese liegen teilweise deutlich unter den in Abbildung 71 bis Abbildung 74 dargestellten Werten. Für Eisen konnten mittels Regressionsanalyse keine belastbaren geogenen Werte abgeleitet werden.

4.8 ERARBEITUNG DER KARTE DER ANTHROPOGENEN PROBLEMGEBIETE

Im Abschnitt 4.6.2.11 wurden Konzentrationen an Eisen und Sulfat als Mittelwerte anhand von Messstellen berechnet, welche keine wesentliche anthropogene Beeinflussung erkennen lassen. Ein Vergleich dieser „Sockelwerte“, welche bestenfalls eine Annäherung an den geogenen Hintergrund darstellen, mit den Gesamtmittelwerten der Beurteilungsräume, in die auch die anthropogen beeinflussten Messstellen einfließen, lässt Rückschlüsse auf die Stärke des anthropogenen Einflusses zu (vgl. Abschnitt 4.6.3.2). Die Differenzen zwischen den Gesamtmittelwerten und den nahezu unbeeinflussten Konzentrationen sind dabei in jedem Fall auf die anthropogene Beeinflussung zurückzuführen. Allerdings wird die anthropogene Erhöhung aus den folgenden beiden Gründen eher unter- als überschätzt:

- Der „geogene“ Wert wird überschätzt, so dass die anthropogene Erhöhung unterschätzt wird.
- Es wurden die Mittelwerte der Lognormalverteilung ausgewertet, bei Verwendung arithmetischer Konzentrationsmittelwerte würde eine größere Differenz resultieren.

In den folgenden Abbildungen sind diese Differenzen für die Beurteilungsräume in der Karte dargestellt.

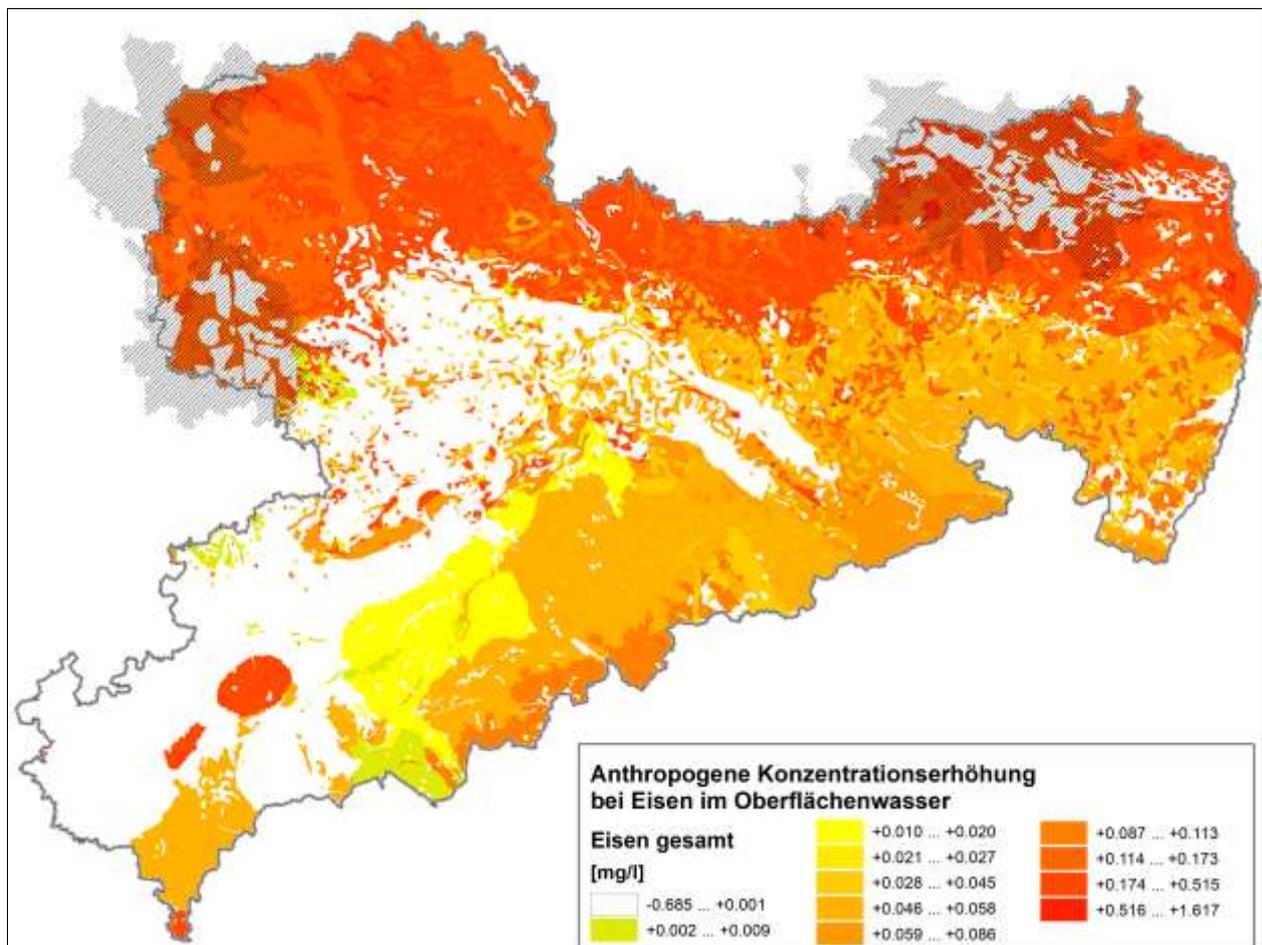


Abbildung 75: Anthropogener Anteil an der Gesamteisenkonzentration im Oberflächenwasser der Beurteilungsräume.

Die Karte der Konzentrationserhöhung für Eisen im Oberflächenwasser (Abbildung 75) weist deutliche Erhöhungen für die Betrachtungsräume im Tiefland (Lockergesteinsbereich) und für den Granit in Eibenstock/Kirchberg aus. Moderate Erhöhungen wurden für den Festgesteinsbereich in Mittel- und Ostsachsen festgestellt. Dagegen sind weite Teile von Südwestsachsen, das Granulitgebirge und das Mulde-Lösshügelland nicht von einer anthropogenen Erhöhung betroffen.

Beim Sulfat im Oberflächenwasser wurde für die oberen Lagen des Erzgebirges keine Erhöhung festgestellt, für die Lockergesteinsgebiete in Nordwestsachsen die deutlichsten Erhöhungen (Abbildung 76). Auch für andere Beurteilungsräume des Lockergesteins im Tiefland, für das Rotliegende im Raum Zwickau und für den Kreidesandstein wurden deutliche Erhöhungen ermittelt.

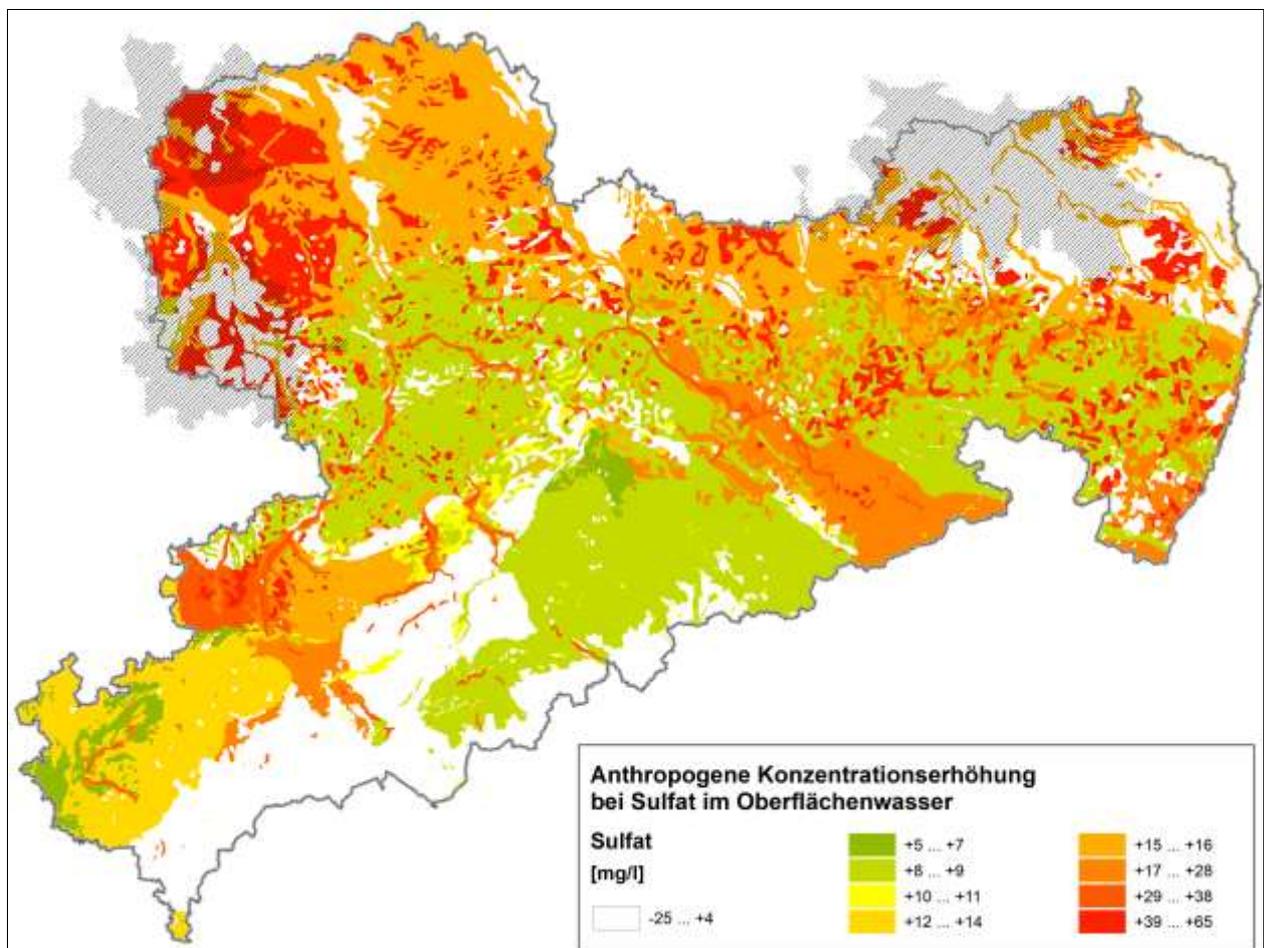


Abbildung 76: Anthropogener Anteil an der Konzentration an Sulfat im Oberflächenwasser der Beurteilungsräume.

Die Abbildung 71 bis Abbildung 74 zeigen Gebiete mit Konzentrationserhöhungen anthropogenen Ursprungs. Dabei handelt es sich um eine Darstellung der Auswirkungen von anthropogenen Stoffeinträgen, deren Quellen zusätzlich in der Anlage 23 dargestellt sind. Berücksichtigt wurden:

- Corine Landbedeckungsdaten: Deponien/Aufschüttungen/Kippen, Industrie- und Gewerbeflächen, Siedlungen und städtische Gebiete, Tagebaue und Steinbrüche, Verkehrsanlagen und -einrichtungen
- Corine Landbedeckungsdaten: Ackerflächen
- Bergbauggebiete (Erzbergbau, Altbergbau, rezenter Bergbau)
- bergbaubeeinflusste Messstellen im Oberflächenwasser, Stolln
- kommunale und industrielle Einleiter, Verdichtungsgebiete nach §10 SächsKomAbwVO
- potenzielle, ehemalige und rezente Moorflächen

Die Anlage 23 lässt im Wesentlichen einen ähnlichen Nord-Süd-Gradienten erkennen, wie er an den gemessenen Konzentrationen festgestellt wurde. Während im äußersten Süden Waldflächen vorherrschen und anthropogene Stoffeinträge nur in eingeschränktem Maße vorhanden sind, nehmen diese Stoffeinträge hinsichtlich Art, Anzahl und Intensität nach Norden zu. Die Kartendarstellung weist nur einen geringen Flächenanteil von unbeeinflussten Flächen aus, während bereits aufgrund der Ackerbewirtschaftung ein großer Flächenanteil vom Erzgebirgsvorland bis zum Tiefland eine anthropogene Beeinflussung der Fließgewässerbeschaffenheit erwarten lässt. Diese zeigt sich folgerichtig anhand der zusätzlich dargestellten Konzentrationserhöhungen. Ebenfalls anthropogen beeinflusst sind u. a. das Erzgebirgsvorland vom Vogtland über die Region Zwickau-Chemnitz und das Elbtal bei Pirna-Dresden-Meißen-Riesa allein aufgrund der hohen Siedlungsdichte. Zwischen den Gebieten mit anthropogenen Erhöhungen und den Bergbaugebieten im Erzgebirge ist dagegen kein Zusammenhang bezüglich der räumlichen Lage festzustellen.

4.9 ERARBEITUNG DER GEFÄHRDUNGSKARTE

Die Gefährdungskarte weist Gebiete aus, in denen die Fließgewässer aufgrund hoher geogener Stoffgehalte (vgl. Kap. 3.2 und 4.7) und gleichzeitig starker anthropogener Beeinflussungen durch verschiedene Faktoren (vgl. Kap. 3.3 und 4.8) intensiv durch Eisen und Sulfat belastet sind, so dass eine Gefährdung der chemischen Einstufung oder ökologischen Leistungsfähigkeit nicht ausgeschlossen werden kann. Eine Gefährdung ist insbesondere dann gegeben, wenn ein ansteigender Trend bei den Konzentrationen nachgewiesen werden konnte (vgl. Kap. 4.4.3.3). Eine mit der Zeit ansteigende Konzentration an Sulfat wurde nur in Gebieten mit Braunkohlentagebau festgestellt, die nicht Gegenstand der Studie sind. Bei Eisen wurde für nur 4 Messstellen ein signifikanter Konzentrationsanstieg festgestellt. Eine Messstelle liegt in der Weißen Elster, zwei Messstellen im Bereich Mittelsachsen/Freiberg und eine Messstelle im Kirnitzschtal in der Hinteren Sächsischen Schweiz. Bei Sulfat wurde dagegen für eine Vielzahl an Messstellen ein signifikanter Rückgang der Konzentrationen in den Fließgewässern nachgewiesen. Auch für Eisen wurde an vielen Messstellen ein Rückgang der Konzentrationen festgestellt, wenn hier auch die Anzahl der Messstellen ohne nachweisbarem zeitlichen Trend deutlich überwiegt.

In der Situation zurückgehender bzw. nur ausnahmsweise ansteigender Konzentrationen kann keine Karte der Gefährdung aufgrund ansteigender Konzentrationen an Sulfat oder Eisen erstellt werden. Anstelle der Gefährdungskarten sollten zur Beurteilung des chemi-

schen Zustandes die Karten der Überschreitung von Orientierungswerten aus Anlage 22 herangezogen werden (vgl. Abschnitt 4.10).

4.10 KLASSIFIZIERUNG DER OBERFLÄCHENWASSERKÖRPER

Anhand der mittleren Gesamteisen- und Sulfatkonzentrationen wurde eine Klassifizierung der OWK durchgeführt. Die Klassifizierung erfolgt in Bezug auf die Orientierungswerte, die von der LAWA für die Fließgewässertypgruppen empfohlen (LAWA 2016) und in der OGewV von 2016 umgesetzt wurden.

Zur Klassifizierung der OWK wurden zunächst deren mittlere Gesamteisen- und Sulfatkonzentrationen und das weiterhin erforderliche 90. Perzentil der Sulfatkonzentrationen berechnet. Hierzu wurden die Analysendaten der repräsentativen Messstellen für die physikalisch-chemischen Parameter in Sachsen (RC) herangezogen. Es wurden nur die Daten der zurückliegenden sechs Jahre (2012-2017) dieser Messstellen in die Auswertung einbezogen. Die Mittelwerte wurden wie in der OGewV vorgeschrieben als arithmetisches Mittel aus den Jahresmittelwerten berechnet. Die Jahresmittelwerte wurden als arithmetische Mittelwerte anhand der Logarithmen der Analysenwerte berechnet, wobei bei Vorhandensein mehrerer Messstellen alle Analysenwerte gleich gewichtet wurden. Die 90%-Perzentile wurden ebenfalls zunächst anhand der Logarithmen der Einzelwerte für alle Einzeljahre berechnet, anschließend wurden die Jahreswerte arithmetisch zu einem Gesamtwert gemittelt.

Da aufgrund der Einschränkung des Auswertezitraumes auf die zurückliegenden 6 Jahre für viele OWK keine statistische Auswertung möglich ist, wurden die Mittelwerte und Perzentile auch für den Zeitraum 2000-2017 berechnet und für eine ergänzende Klassifizierung verwendet.

Die Orientierungswerte markieren den Übergang von einem „sehr guten“ zu einem „guten“ bzw. „mäßigen“ chemischen Gewässerzustand. Für die Einstufung in den sehr guten Zustand anhand der Sulfatkonzentration ist das 90. Perzentil anzuwenden, der Orientierungswert beträgt für alle Fließgewässertypen ≤ 25 mg Sulfat/L. Für die Einstufung anhand der Sulfatkonzentration in den guten Zustand und anhand der Eisenkonzentrationen in den sehr guten und guten Zustand sind die Mittelwerte heranzuziehen. Die Orientierungswerte unterscheiden sich je nach Fließgewässertyp und Ausprägung, wie die folgende Zusammenstellung in Tabelle 84 verdeutlicht.

Tabelle 84: Orientierungswerte (OW) nach OGewV.

FG-Typ	Ausprägung	Sulfat (SO_4^{2-}) [mg/L]		Eisen (Fe) [mg/L]	
		P90/a ¹⁾	MW/a ²⁾	MW/a ²⁾	MW/a ²⁾
		sehr gut	gut	sehr gut	gut
5		≤ 25	≤ 75	–	≤ 0.7
5.1		≤ 25	≤ 75	–	≤ 0.7
6		≤ 25	≤ 220	–	≤ 0.7
9		≤ 25	≤ 75	–	≤ 0.7
9.2		≤ 25	≤ 220	–	≤ 0.7
10		≤ 25	≤ 220	–	≤ 0.7

FG-Typ	Ausprägung	Sulfat (SO ₄ ²⁻) [mg/L]		Eisen (Fe) [mg/L]	
		P90/a ¹⁾	MW/a ²⁾	MW/a ²⁾	MW/a ²⁾
		sehr gut	gut	sehr gut	gut
11	im Mittelgebirge + basenarm	≤ 25	≤ 75	–	≤ 0.7
11	im Norddeutschen Tiefland + basenarm	≤ 25	≤ 75	–	≤ 1.8
14	silikatisch	≤ 25	≤ 140	–	≤ 1.8
14	karbonatisch	≤ 25	≤ 200	–	≤ 1.8
15		≤ 25	≤ 200	–	≤ 1.8
15 g		≤ 25	≤ 200	–	≤ 1.8
16	silikatisch	≤ 25	≤ 140	–	≤ 1.8
16	karbonatisch	≤ 25	≤ 200	–	≤ 1.8
17		≤ 25	≤ 200	–	≤ 1.8
18		≤ 25	≤ 200	–	≤ 1.8
19	im Norddeutschen Tiefland	≤ 25	≤ 200	–	≤ 1.8
20		≤ 25	≤ 200	–	≤ 1.8

¹⁾ 90. Perzentil bezogen auf die Messwerte eines Kalenderjahres.

²⁾ Mittelwert als arithmetisches Mittel aus den Jahresmittelwerten von maximal drei aufeinanderfolgenden Kalenderjahren.

Die Festlegung optimaler Klassengrenzen für die durchzuführende Klassifizierung erfolgte unter Berücksichtigung der Häufigkeitsverteilungen aller Analysenwerte für Eisen-gesamt und Sulfat (vgl. Tabelle 85). Es kam folgende Klasseneinteilung zur Anwendung:

Tabelle 85: Ermittlung optimaler Klassengrenzen für die Klassifizierung der Analysenwerte aller OWK anhand der Orientierungswerte (OW) unter Berücksichtigung der Häufigkeitsverteilungen.

Klassenobergrenze		Sulfat				Eisen			Eisen + Sulfat	
		Alle	OW= 75 mg/L	OW= 140 mg/L	OW= 200 ..220 mg/L	Alle	OW= 0,7 mg/L	OW= 1,8 mg/L	Alle	An- teil
≤1/4 OW	0,25	1.032	585	46	401	999	689	310	2.031	8%
≤1/3 OW	0,33	1.641	1.033	65	543	957	845	112	2.598	10%
≤1/2 OW	0,50	4.719	3.079	358	1.282	929	560	369	5.648	22%
≤3/4 OW	0,75	4.470	2.975	440	1.055	889	660	229	5.359	20%
≤OW	1,00	3.893	2.156	762	975	466	301	165	4.359	17%
≤1.5 OW	1,50	3.432	1.882	726	824	346	211	135	3.778	14%
≤2 OW	2,00	1.054	415	133	506	202	122	80	1.256	5%
≤3 OW	3,00	564	201	40	323	150	62	88	714	3%
≤5 OW	5,00	195	68	46	81	127	59	68	322	1%
>5 OW	>5,00	75	12	63	0	123	49	74	198	1%

(grün: Anzahl der Analysenwerte mit Unterschreitung des Orientierungswertes, rot: Anzahl der Analysenwerte mit Überschreitung des Orientierungswertes)

Die folgende Tabelle 86 enthält die Ergebnisse der Klassifizierung der OWK anhand der Eisenkonzentration an den repräsentativen Messstellen. Die letzten beiden Spalten ermöglichen einen Vergleich der aktuellen Werte mit den Ergebnissen des 2. Bewirtschaftungsplanes (LfULG 2015).

Tabelle 86: Ergebnisse der Klassifizierung: Eisen-gesamt bezüglich der Orientierungswerte (OW) zur Einstufung in den guten ökologischen Zustand, nur RC, 2012-2017, n≥1 (die Prozentangaben beziehen sich auf die Anzahl der Oberflächenwasserkörper).

Teilbearbeitungsgebiet	OWK	Orientierungswerte (OW)										Einhaltung OW	Nichteinhaltung	2. BP Nichteinhaltung
		≤0,25 OW	>0,25 - ≤0,33 OW	>0,33 - ≤0,50 OW	>0,50 - ≤0,75 OW	>0,75 - ≤1,0 OW	>1,0 - ≤1,5 OW	>1,5 - ≤2,0 OW	>2,0 - ≤3,0 OW	>3,0 - ≤5,0 OW	>5,0 OW			
	n	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]
Lausitzer Neisse	28	4	11	7	21	32	11	7	-	7	-	75	25	16
Obere Spree	52	2	12	17	25	21	13	2	2	2	4	77	23	36
Schwarze Elster	58	9	5	19	31	14	14	5	2	-	2	78	22	18
Elbestrom 1	50	34	10	22	28	4	2	-	-	-	-	98	2	7
Elbestrom 2	40	23	10	20	20	13	10	-	3	3	-	85	15	18
Zwickauer Mulde	77	30	19	19	22	1	4	3	1	-	-	92	8	10
Freiberger Mulde	88	20	25	25	18	3	7	1	-	-	-	92	8	8
Vereinigte Mulde	32	25	13	16	13	13	13	3	3	3	-	78	22	15
Obere Weisse Elster / Eger	46	11	13	28	35	9	4	-	-	-	-	96	4	4
Untere Weisse Elster / Plesse	50	20	12	22	24	12	6	2	-	-	2	90	10	13
Gesamtergebnis	521	19	14	21	24	10	8	2	1	1	1	87	13	14

Wie die Tabelle 86 verdeutlicht, ist anhand der Eisengehalte bei 87 % der OWK eine Einstufung in den guten chemischen Zustand möglich. Die aktuellen Ergebnisse entsprechen im Wesentlichen den Ergebnissen des 2. Bewirtschaftungsplanes (LfULG 2015). In Ergänzung zur dargestellten Klassifizierung wurde eine zusätzliche Auswertung des Gesamtzeitraumes 2000-2017 durchgeführt (vgl. Anlage 22).

Die Ergebnisse für Sulfat sind in der folgenden Tabelle 87 zusammengefasst.

Tabelle 87: Ergebnisse der Klassifizierung: Sulfat bezüglich der Orientierungswerte (OW) zur Einstufung in den guten ökologischen Zustand, nur RC, 2012-2017, n≥1 (die Prozentangaben beziehen sich auf die Anzahl der Oberflächenwasserkörper).

Teilbearbeitungsgebiet	OWK	Orientierungswerte (OW)										Einhaltung OW	Nichteinhaltung	2. BP Nichteinhaltung
		≤0,25 OW	>0,25 - ≤0,33 OW	>0,33 - ≤0,50 OW	>0,50 - ≤0,75 OW	>0,75 - ≤1,0 OW	>1,0 - ≤1,5 OW	>1,5 - ≤2,0 OW	>2,0 - ≤3,0 OW	>3,0 - ≤5,0 OW	>5,0 OW			
	n	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]
Lausitzer Neisse	32	-	3	28	25	19	19	3	3	-	-	75	25	16
Obere Spree	55	-	13	20	11	24	24	7	-	2	-	67	33	31
Schwarze Elster	69	-	1	29	25	26	16	3	-	-	-	81	19	20
Elbestrom 1	73	1	11	19	25	25	12	4	1	1	-	81	19	21

Teilbearbeitungsgebiet	OWK	Sulfatgehalt										Einhaltung OW	Nichteinhaltung	2. BP Nichteinhaltung
		≤0,25 OW	>0,25 - ≤0,33 OW	>0,33 - ≤0,50 OW	>0,50 - ≤0,75 OW	>0,75 - ≤1,0 OW	>1,0 - ≤1,5 OW	>1,5 - ≤2,0 OW	>2,0 - ≤3,0 OW	>3,0 - ≤5,0 OW	>5,0 OW			
Elbestrom 2	55	-	-	5	20	45	27	2	-	-	-	71	29	31
Zwickauer Mulde	81	14	12	12	17	19	19	5	2	-	-	74	26	33
Freiberger Mulde	102	6	7	40	28	13	4	2	-	-	-	94	6	6
Vereinigte Mulde	39	-	-	5	8	21	51	13	3	-	-	33	67	67
Obere Weisse Elster / Eger	48	2	13	31	38	8	6	2	-	-	-	92	8	10
Untere Weisse Elster / Pleisse	60	-	2	3	27	15	28	10	5	8	2	47	53	55
Gesamtergebnis	614	3	7	21	23	21	18	5	1	1	0	74	26	27

Entsprechend Tabelle 88 ist eine Einstufung in den guten Zustand anhand des Sulfatgehaltes bei 74 % der OWK möglich. Auch hier stimmen die aktuellen Ergebnisse annähernd mit denen des 2. Bewirtschaftungsplanes überein (LfULG 2015). Eine Einstufung in den sehr guten Zustand ist anhand des Sulfatgehaltes nur bei 4 % der OWK möglich (vgl. Tabelle 88).

Tabelle 88: Ergebnisse der Klassifizierung: Sulfat bezüglich der Orientierungswerte (OW) zur Einstufung in den sehr guten ökologischen Zustand, nur RC, 2012-2017, n≥2 (die Prozentangaben beziehen sich auf die Anzahl der Oberflächenwasserkörper).

Teilbearbeitungsgebiet	OWK	Sulfatgehalt										Einhaltung OW	Nichteinhaltung
		≤0,25 OW	>0,25 - ≤0,33 OW	>0,33 - ≤0,50 OW	>0,50 - ≤0,75 OW	>0,75 - ≤1,0 OW	>1,0 - ≤1,5 OW	>1,5 - ≤2,0 OW	>2,0 - ≤3,0 OW	>3,0 - ≤5,0 OW	>5,0 OW		
	n	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]
Lausitzer Neisse	32	-	-	-	-	-	3	13	25	50	9	0	100
Obere Spree	55	-	-	-	-	-	-	2	20	55	24	0	100
Schwarze Elster	69	-	-	-	-	-	-	1	22	54	23	0	100
Elbestrom 1	73	-	-	-	-	5	14	11	23	25	22	5	95
Elbestrom 2	55	-	-	-	-	-	-	-	-	9	91	0	100
Zwickauer Mulde	81	-	-	2	9	5	15	6	19	31	14	16	84
Freiberger Mulde	102	-	-	-	-	3	31	22	21	18	6	3	97
Vereinigte Mulde	39	-	-	-	-	-	-	-	-	8	92	0	100
Obere Weisse Elster / Eger	48	-	-	-	-	6	23	31	29	8	2	6	94
Untere Weisse Elster / Pleisse	60	-	-	-	-	-	-	-	7	8	85	0	100
Gesamtergebnis	614	-	-	0	1	2	11	9	17	26	33	4	96

5 ABLEITUNG UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

5.1 BEWERTUNG VON OPTIONEN ZUR SULFAT- UND EISENABREICHERUNG

Wichtige Erkenntnisfortschritte der vorliegenden Studie sind:

- a) Es wurde erstmalig ein weitgehend flächendeckender Überblick zur Eisen- und Sulfatbelastung im oberflächennahen Grundwasser sowie im Oberflächenwasser außerhalb der stark durch den Braunkohlenbergbau gekennzeichneten Gebieten (Zuständigkeitsbereich LMBV) erarbeitet.
- b) Durch verschiedene statistische Verfahren konnte der Einfluss verschiedener Landnutzungsarten wie Landwirtschaft/Ackerfläche, Landwirtschaft/Grünland, Wald, Moor, Siedlung/Industrie/Verkehr und Bergbau auf die Sulfat- und Eisengehalte in Grund- und Oberflächenwasserkörpern quantifiziert werden.

Dieser großflächige und allgemeine Überblick ist wichtig, um die Sinnhaftig- und Notwendigkeit von Reduzierungsmaßnahmen für Sulfat und Eisen ableiten und begründen zu können. An Hand der Rechercheergebnisse (Abschnitte 3.3 und 3.4) sowie der statistischen Auswertung (Abschnitt 4.6) soll die Notwendigkeit und Machbarkeit möglicher Handlungsoptionen für die Reduzierung von Sulfat und Eiseneinträgen getrennt nach den betrachteten Nutzungsarten diskutiert werden. Dabei ist die Spezifik von diffusen Quellen und Punktquellen für den Stoffeintrag zu berücksichtigen (vgl. Abbildung 1).

Einflussfaktor Landwirtschaft/Ackerfläche

Für diese Nutzungsart konnte ein signifikanter Einfluss auf die Sulfatgehalte im Oberflächenwasser und weniger deutlich auf die Sulfatgehalte im oberflächennahen Grundwasser nachgewiesen werden. Für Eisen war ein solcher Einfluss nicht nachweisbar. Der Einfluss der Ackerflächen auf den Sulfatgehalt im Oberflächenwasser ist im Mittelgebirge am deutlichsten (Faktor 5 im Vergleich 0% Ackerfläche zu 100%) führt aber im Tiefland wegen der höheren Vorbelastung zu den höchsten Sulfatkonzentrationen (180 mg/L bei 100% Ackerfläche; siehe Tabelle 70).

Für den Parameter Eisen konnte hinsichtlich der Nutzungsart Landwirtschaft/Ackerfläche keine signifikante Beeinflussung der Gehalte im Grund- und Oberflächenwasser nachgewiesen werden.

Aus den Ergebnissen der statistischen Auswertung lässt sich für die Nutzungsart Landwirtschaft/Ackerfläche keine unmittelbare Handlungsnotwendigkeit zur Reduzierung der vorhandenen Einträge von Sulfat ableiten. Da es sich um einen diffusen Eintragsweg handelt, sind die Handlungsoptionen ohnehin eingeschränkt. Außerdem sind bei dieser Nutzungsart andere Einflussfaktoren (z. B. Einfluss der Düngung auf die Nitratgehalte im Grundwasser und die Bodenerosion) wahrscheinlich höherrangig einzustufen. Es kann nur die Empfehlung gegeben werden, dass bei der Erarbeitung von Bewirtschaftungskonzepten oder -grundsätzen der Parameter Sulfat mit betrachtet wird.

Einflussfaktor Landwirtschaft/Grünfläche und Wald

Es konnte gezeigt werden, dass von diesen Landnutzungsformen keine Beeinflussung der Sulfat- und Eisengehalte im Grund- und Oberflächenwasser ausgeht.

Einflussfaktor Moor

Im Abschnitt 3.3.7 wurde ausgeführt, dass funktionsfähige (naturbelassene, unbeeinflusste) Moore natürliche Kohlenstoff-, Stickstoff-, Phosphor und Schwefelsenken darstellen. Als wasserabhängige Ökosysteme reagieren sie aber besonders stark auf Veränderungen des Wasserhaushaltes. Bei unbeeinflussten Moorstandorten konnte eine Verminderung der Sulfatkonzentration und eine Erhöhung der Eisengehalte im Oberflächen und Grundwasser statistisch nachgewiesen werden. Behandlungsoptionen kommen hier nicht in Betracht, weil es sich erstens um natürliche Standorte handelt und zweitens die Beeinflussung in der Regel nur moderat ist.

Eine andere Situation besteht, wenn der Wasserhaushalt der Moore gestört ist. Hier kann es sowohl bei der Entwässerung als auch bei der Wiedervernässung lokal zu erheblichen Stoffausträgen von Eisen und Sulfat kommen. Beispiele dafür finden sich insbesondere in ehemaligen Vernässungs- und Feuchtgebieten, die von der großflächigen Grundwasserabsenkung des Braunkohlenbergbaus betroffen waren. Diese Gebiete liegen aber im Zuständigkeitsbereich der LMBV, d. h. außerhalb des Betrachtungsraumes dieser Studie. Moorstandorte innerhalb des Betrachtungsraumes, die durch anthropogenen Einfluss in ihrem Wasserhaushalt so stark beeinflusst sind, dass sie als wesentliche Stoffquelle für Eisen- und Sulfat wirksam sind, gehen aus den Datenauswertungen dieser Studie nicht hervor.

Einflussfaktoren Siedlung/Industrie/Gewerbe/Verkehr

Für diese Nutzungsarten wurde in der Studie eine Erhöhung der Sulfatkonzentrationen sowohl im Grundwasser als auch im Oberflächenwasser belegt (vgl. Tabelle 71). Im Vergleich zur Nutzungsart Landwirtschaft/Acker ist die Beeinflussung im Oberflächenwasser aber deutlich geringer und beim Grundwasser im Mittel etwa gleich ausgeprägt, aber mit größerer Schwankungsbreite. Beim Eisen konnten keine signifikanten Rückschlüsse auf diese Nutzungsart gefunden werden.

Diese Ergebnisse erscheinen plausibel wenn man berücksichtigt, dass Abwassereinleitungen aus diesen Nutzungsbereichen gesetzlichen Regelungen unterliegen. Andererseits wird damit deutlich, dass die Genehmigungspraxis für Abwassereinleitungen offensichtlich wirksam die Einleitung von Sulfatfrachten begrenzt. Wichtiges Hilfsmittel sind dabei die von der LAWA für unterschiedliche Fließgewässertypen aufgestellten Orientierungswerte. Ohne dass es einen expliziten Grenzwert für Sulfat bei Abwassereinleitungen gibt, erlauben diese Werte flussgebietsspezifische oder auf einen bestimmten OWK bezogene Begrenzung der Einleitung von Sulfatfrachten.

Dennoch steigen die Sulfatfrachten im Längsprofil aller Fließgewässer an (siehe Anlagen 6 und 7), was plausibel ist, weil durch die Nutzer zahlreiche Einleitungen hinzukommen und Sulfatsenken im Oberflächenwasser nur in geringem Umfang wirksam sind. Teilweise steigen auch die Sulfatkonzentrationen und übersteigen in einigen OWK die Orientierungswerte um das 1,5- bis 3-fache und in den vom Bergbau direkt betroffenen Gebieten bis über

das 5-fache (siehe Anlage 22). Hier ist es angezeigt, langfristig im Rahmen von Bewirtschaftungsplänen eine Verbesserung der Situation anzustreben. Dabei kann z. B. bei Neubeantragung oder Verlängerung von wasserrechtlichen Genehmigungen das Instrument der Fachbeiträge zur Wasserrahmenrichtlinie genutzt werden, um konkret auf einzelne OWK Minderungsmaßnahmen festzulegen. Zum Beispiel kann die Genehmigungsbehörde die Sulfatfracht von industriellen Abwassereinleitern begrenzen, wenn eine Verschlechterung des chemischen Zustandes oder der biologischen Qualitätskomponenten zu befürchten ist. Der betroffene Einleiter muss dann z.B. durch Maßnahmen des innerbetrieblichen Wassermanagement oder durch Abwasserbehandlung notwendige Reduzierungen erreichen. Bei Einleitungen relativ geringer Abwassermengen lassen sich beim gegenwärtigen Stand der Technik (siehe Abschnitt 3.7) unter dem Aspekt der Verhältnismäßigkeit anwendbare Verfahren zur Minderung der Sulfateinleitungen finden. Allerdings ist es sehr schwierig den unscharfen Begriff „geringe Abwassermengen“ konkret zu fassen, weil die technischen Verfahren zur Sulfatentfernung im Vergleich zur Metallfällung viel kostenintensiver sind (geschätzter Kostenmehraufwand: Faktor 5 bis 15) und weil die Einhaltung des Grundsatzes der Verhältnismäßigkeit immer einen langen und mehrstufigen Abwägungsprozess erfordert.

Erhöhte Eisengehalte im Abwasser spielen bei der hier diskutierten Nutzungsart keine Rolle, weil es sich durch einfache Fällung und Sedimentation sehr einfach aus dem Abwasser entfernen lässt.

Nutzungsart/Einflussfaktor Bergbau

Beim Faktor Bergbau konnte an der Gesamtmenge der Daten zunächst kein signifikanter Einfluss festgestellt werden, weil der Bergbau durch die anderen Einflussfaktoren stark überlagert wird. Es wurde festgestellt, dass der Bergbau dieselbe Wirkung auf die Daten hat wie der Einfluss von Siedlung/Industrie/Verkehr. Es war daher nicht möglich, den Einfluss von Bergbau und Siedlung/Industrie/Verkehr quantitativ zu trennen.

Daher wurde durch Varianzanalyse versucht, unter Berücksichtigung definierter Beurteilungsräume (d. h. der natürlichen Bedingungen) die überlagernden Einflüsse aus der Datenmenge auszuschließen. Dabei ergab sich in einigen der festgelegten Beurteilungsräume ein signifikanter Einfluss des Bergbaus auf die Sulfatkonzentration im Oberflächenwasser. In diesen Beurteilungsräumen wurde eine Konzentrationserhöhung auf das Doppelte bis Dreifache der Hintergrundwerte festgestellt (Tabelle 77). Beim Eisen wurde nur in einem Betrachtungsraum ein signifikanter Einfluss registriert.

Dieses Ergebnis ist einigermaßen überraschend und ernüchternd, weil der Bergbaueinfluss an den direkten Einleitstellen (z.B. Stollnmundlöcher) messbar und teilweise durch die Verockerung auch sichtbar ist (siehe Tabelle 11 und Tabelle 13) und die Metalle und Metalloide wie Cd, Zn, Ni und As eine deutliche Verschlechterung des ökologischen und chemischen Zustandes ganzer OWK bewirken können. Bestes Beispiel dafür ist u. a. der Freiburger Altbergbau- und Hüttenstandort, wo durch den Bergbaueinfluss die Erreichung eines guten chemischen Zustandes im OWK Freiburger Mulde-3 (DESN_542-3) verhindert wird (Ursache: Cd und As), die Sulfatkonzentrationen aber unterhalb des LAWA-Orientierungswertes liegen. Wenn man berücksichtigt, dass in diesem Bereich auch bedeutende Sulfateinleitungen erfolgen, ergibt sich hier genau die Situation wie bereits erläutert, dass sich die Einflüsse aus Bergbau und Industrie überlagern.

Als Resümee aus diesen Ergebnissen kann für den Parameter Sulfat aus dem Einfluss des Erzbergbaus keine zwingende Behandlungsnotwendigkeit abgeleitet werden.

Beim Parameter Eisen ist der Einfluss des Erzbergbaus noch geringer als beim Sulfat, weil das Eisen durch seine hohe Reaktivität ausgefällt und auf relativ kurzen Fließstrecken als Sediment zurückgehalten wird. Dabei werden teilweise auch andere Elemente, vorrangig Arsen, durch Adsorption am Eisenhydroxid mit zurückgehalten. Daher kann es sinnvoll sein an punktuellen Austrittsstellen (Stollnmundlöcher) Rückhaltezone für ausgefallene Eisenhydroxide zu schaffen. Dies könnte zum Beispiel durch eine naturnahe Belüftung in einer Abflusskaskade und einem anschließenden aeroben konstruierten Feuchtgebiet (constructed wetland) erfolgen. Je nach Pufferkapazität des austretenden Wasser müsste ggf. noch eine anoxische Kalksteindrainage vorgeschaltet werden.

5.2 EMPFEHLUNG ZUR ERWEITERUNG DER DATENGRUNDLAGE

Im Rahmen der Studie wurden ausschließlich Daten des Messstellennetzes des LfULG bzw. BfUL verwendet. Es wurde eine makroskalige geostatistische Auswertung durchgeführt. Die Auswertung beruht auf der Berücksichtigung einer Vielzahl von Messstellen und Einflussgrößen. Dabei wird versucht, aufgrund der großen Datenmenge und der Vielzahl einbezogener Standortbedingungen und Fälle verallgemeinerungsfähige Zusammenhänge zu beschreiben.

Die tatsächlichen Zusammenhänge zwischen konkreten Stoffquellen und gemessener Konzentration im Fließgewässer wurden mit der beschriebenen Vorgehensweise nicht berücksichtigt. Hierzu wären auswertbare Beschaffenheitsdaten im An- und Abstrom von Punktquellen erforderlich, die Auswertung wäre aufgrund der Vielzahl möglicher Quellen nur in Form von Fallstudien möglich. Bei flächenhaften oder ubiquitären Stoffeinträgen sind Zusammenhänge zwischen Quelle und Wasserbeschaffenheit mit Ausschluss anderer Beeinflussungen gar nicht herzustellen.

Aus den genannten Gründen wurde auf einzelfallspezifische Auswertungen im Rahmen der vorliegenden Studie verzichtet. Nicht zuletzt würden Fallstudien den Rahmen der vorliegenden Arbeit sprengen. Allerdings wurde versucht, Einzelfälle anthropogener Beeinflussung der Fließgewässerbeschaffenheit in Form der Bilanzierung der Stofffracht über den Fließweg in der Zwickauer, Freiburger und Vereinigten Mulde und in der Spree zu erfassen (vgl. Abschnitt 4.5).

Erweiterung der Datengrundlage durch Daten Dritter (Fallstudien)

Eine Möglichkeit der Erweiterung der Datengrundlage besteht in der zusätzlichen Einbeziehung von Daten weiterer Messstellenbetreiber. Auswertbare Daten werden anhand von Sondermessnetzen z. B. der Wismut GmbH und anderer Großbetriebe oder im Rahmen der der Altstandortüberwachung des Steinkohlenbergbaus erhoben, weiterhin u. a. bei der Landestalsperrenverwaltung und bei den Wasserversorgern. Diese Daten sind im Untersuchungsgebiet räumlich sehr ungleich verteilt und ihre Erhebung dient einem bestimmten Zweck, häufig der Überwachung des Stoffaustrages aus konkreten Quellen. Die zusätzliche Berücksichtigung dieser Daten kann deshalb im Rahmen von Einzelfallbetrachtungen bzw. Fallstudien erfolgen, wobei die konkrete Stoffquelle und die Wasserbeschaffenheit von Grund- und Oberflächenwasser im An- und Abstrom explizit berücksichtigt werden muss.

Das Ziel der Auswertung von Einzelfallbetrachtungen sollte in erster Linie in der Quantifizierung der Stoffmenge liegen, die aus der anthropogenen Quelle in das Grund- und Oberflächenwasser ausgetragen wird. Dabei wären auch die Ergebnisse bisher durchgeführter Stoffbilanzierungen der Betreiber zu berücksichtigen. Insgesamt wird jedoch deutlich, dass auf dem Weg der Einzelfallbetrachtungen nicht auf den anthropogenen Gesamteintrag von Eisen und Sulfat in die Fließgewässer geschlossen werden kann, da nur der Beitrag einzelner Quellen bzw. Standorte quantifiziert wird.

Darüber hinaus besteht die Möglichkeit, die Projektdatenbank um Daten weiterer Messnetze zu erweitern, wobei allerdings eine ungleiche Gewichtung der zusätzlichen Daten Dritter zuungunsten der bisher verwendeten repräsentativen Messstellen des LfULG/BfUL vermieden werden muss.

Erweiterung der Datengrundlage zur flächendeckenden statistischen Auswertung

Die in Abschnitt 4 dargestellten statistischen Auswertungen beruhen auf einer Mindestanzahl an Analysendaten für die betrachteten Beurteilungsgebiete. Letztere beschreiben eine Anzahl von Fließgewässern, die hinsichtlich der natürlichen Fließgewässerbeschaffenheit zusammengefasst bzw. gemeinsam betrachtet und ausgewertet werden können. Obwohl die Messstellen der sächsischen Fließgewässermessnetze sehr gleichförmig über die gesamte Landesfläche verteilt sind, zeigte sich für einige der Betrachtungsgebiete eine zu geringe Menge an Beschaffenheitsdaten (Eisen gesamt und Sulfat). Dies kann verschiedene Gründe haben wie eine zu geringe Anzahl von Messstellen oder Analysen. In vielen Fällen lagen die Analyseergebnisse bei den ausgewerteten Parametern unter der Nachweisgrenze. Einen Überblick über die Defizite bezüglich der Berechnung einer mittleren Konzentration für die Betrachtungsräume erlaubt die :

Tabelle 89 Betrachtungsräume mit Defiziten bezüglich der Anzahl an auswertbaren Analysendaten (Markierung mit „x“: Datendefizit, Angabe von Mittelwert und Spannweite nicht oder nur eingeschränkt möglich)

Betrachtungsraum	Fe gel				Fe ges				Fe-II				SO ₄			
	O W	O W (G)	GW	GW (G)	O W	O W (G)	GW	GW (G)	O W	O W (G)	GW	GW (G)	O W	O W (G)	GW	GW (G)
Schiefer, Vogtland								x					x			
Schiefer, Elstergeb./Ob. Vogtl.								x					x			
Schiefer, Oberes Westerzgebirge								x	x	x			x			
Schiefer, Unteres Westerzgebirge								x		x						
Schiefer, Oberes Mittelerzgeb.								x	x	x	x					
Schiefer, Unteres Mittelerzgeb.										x						
Eibenstocker Granit										x						
Kirchberger Granit		x				x				x				x		
Gneis, oberes Mittel- und Osterzg.																
Gneis, unteres Mittel- und Osterzg.																
Basische Vulkanite, Vogtland								x	x				x	x		
Basische Vulkanite, W- u. M-Erzg.								x	x	x	x	x	x			
Silikatische Vulkanite, Osterzg.																
Erzgebirgsbecken Westteil mit Zw.				x	x			x	x				x	x		
Erzgebirgsbecken Zentralteil					x				x				x			x
Erzgebirgsbecken Ostteil mit Che.					x				x	x			x			x
Gneis, Östliches Erzgebirgsvorland				x	x				x	x	x	x	x		x	x
Östliches Erzgebirgsvorland				x	x				x	x	x	x	x			x
Kreidesandstein																
Granodiorit, West- und Oberlausitz									x							
Granulit, Mulde-Lösshügelland					x				x					x		
Basische Vulkanite Nossen-Wilsdr.					x				x	x	x	x	x			x
Basische Vulkanite Oberlausitz					x				x	x	x	x	x			x
Silikatische Vulkanite Nordsachs.														x		



Auen Tiefland										x							
Auen Hügelland/Mittelgeb.		x				x			x	x							
Moore Tiefland	x	x			x	x		x	x	x		x	x	x			
Moore Mittelgebirge							x	x				x	x				
Löss Mittel-/Westsachsen																	
Löss Ostachsen							x	x		x	x	x					
SchmelzwB Tiefland																	
SchmelzwB Hügelland																	
Schotter Tiefland																	
Schotter Hügelland											x						
Grund-/Endmoränen																	
Tertiär			x	x			x	x									
Buntsandstein	x	x		x	x	x	x	x	x	x		x					x
Zechstein			x	x			x	x	x	x	x	x				x	x
Schiefer											x		x				
Gneis, Nord-/Ostachsen		x		x		x					x		x				

In den Betrachtungsräumen mit Datendefiziten kann die Datengrundlage durch Analysen von Wasserproben bestehender Messstellen oder durch die Ergänzung durch weitere Messstellen verbessert werden.

Bei einigen Parametern lagen die Konzentrationen häufig unter der Nachweisgrenze. Deren Auswertung mittels statistischer Verfahren ist nur eingeschränkt möglich. Dies betrifft insbesondere den Parameter Eisen gelöst und Eisen-II. Bei Letzterem werden zudem nur vergleichsweise wenige Analysen durchgeführt. Insbesondere beim Grundwasser bestehen Datendefizite aufgrund der Nachweisgrenze bei Eisen gelöst, Eisen gesamt und Eisen-II. Bei diesen Parametern liegt die geogene Hintergrundkonzentration häufig unter der Nachweisgrenze. Eine Verbesserung der Datengrundlage wäre hier nur durch Analysen mit empfindlicheren Analyseverfahren möglich.

Erweiterung des Messstellennetzes zur Ermittlung der geogenen Fließgewässerbeschaffenheit

Die Messstellennetze in Sachsen beinhalten nur wenige Messstellen, die geeignet sind, den geogenen Hintergrund an Eisen, Sulfat und anderen Parametern zu ermitteln. Dabei kann es sich nur um Messstellen handeln, deren Einzugsgebiet möglichst wenig anthropogen bewirtschaftet wird und in deren Einzugsgebiet sich im Wesentlichen keine anthropogenen Quellen befinden. Geeignete Einzugsgebiete wären z. B. naturnah bewaldete Naturschutzgebiete oder Flächennaturdenkmale oder Totalreservate. Geeignete Flächen sind damit nur in sehr begrenztem Umfang vorhanden. Entsprechende Messstellen weisen dennoch eine anthropogene Beeinflussung auf, die aber vergleichsweise gering ist.

Die Messstellen in Sachsen dagegen sollen entweder die mittlere Wasserbeschaffenheit von Wasserkörpern repräsentieren, was eine entsprechende anthropogene Beeinflussung beinhaltet. Eine Vielzahl von Messstellen dienen sogar ausschließlich der Überwachung bekannter Stoffeinträge. Diese Messstellen sind zur Ableitung geogener Konzentrationen nicht geeignet.

Aus den genannten Gründen ist es schwierig, anthropogen möglichst wenig beeinflusste Wasserbeschaffenheiten beim oberflächennahen Grundwasser und vor allem beim Oberflächenwasser anhand von Analysendaten zu ermitteln. Diese Situation kann verbessert werden durch eine Ergänzung des Messstellennetzes durch entsprechende Messstellen oder durch eine temporäre Beprobung geeigneter Entnahmestellen mit dem Ziel der Bestimmung unbeeinflusster Konzentrationen.



Erweiterung des Messstellennetzes mit Orientierung an den Belastungsgebieten

Die in Anlage 23 dargestellten Belastungsgebiete sind i. d. R. bereits ausreichend mit Messstellen belegt. Allerdings besteht bezüglich der Quellen einiger Belastungen noch Untersuchungsbedarf. Dies gilt insbesondere für die Sulfat- und Eiseneinträge durch die landwirtschaftliche Bewirtschaftung. Deshalb empfiehlt sich die Beprobung von Messstellen, die geeignet sind, explizit landwirtschaftliche Stoffeinträge zu untersuchen. Dabei wäre der unmittelbare Vergleich mit benachbarten Einzugsgebieten mit z. B. forstlicher Flächennutzung oder mit Wasserbeschaffenheiten im Anstrom des landwirtschaftlich genutzten Gebietes wünschenswert. Auch hier kommen Messstellen oder Analysendaten mit weitgehend unbeeinflusstem Einzugsgebiet eine besondere Bedeutung zu, insbesondere wenn diese in intensiv genutzten Kulturlandschaften liegen wie dem sächsischen Hügel- und Tiefland.

Zur Beseitigung verbliebener Unsicherheiten sollten Untersuchungen auf der Grundlage von gezielten Probenahmen mit nachfolgender Analyse der Schwefelisotope durchgeführt werden. Diese Untersuchungen können einen wesentlichen Beitrag zur Klärung der Herkunft der in den Fließgewässern mitgeführten Sulfatfrachten leisten. Weiterhin wird eine Ergänzung der isotopenanalytischen Untersuchungen mit Modellrechnungen zur Verweilzeit atmosphärischer Schwefeleinträge in den Böden und im Grundwasser empfohlen.

5.3 PROGNOSE ZUR ENTWICKLUNG DER EISEN- UND SULFATKONZENTRATION

In Abschnitt 3.6 wurden unterschiedliche Modellansätze dargestellt. Aus der Sicht der Autoren wurde im Zusammenhang mit der Wismut-Sanierung ein umfangreiches Know-How zur Modellierung von Schadstoffquellen und Schadstoffausbreitung gesammelt, welches den Bearbeitern der vorliegenden Studie aufgrund ihrer Involvierung in die Wismut-Sanierung zur Verfügung steht. Auf dieser Grundlage wird grundsätzlich die folgende Vorgehensweise, auch für Nicht-Bergbau-Quellen für die Prognose von Eisen und Sulfatkonzentrationen empfohlen, die sich im Allgemeinen an das Modellkonzept Königstein anlehnt (vgl. Kapitel 3.6), im Speziellen jedoch an jeden Standort anzupassen ist und insbesondere noch die OWK einbeziehen sollte:

- Quantifizierung der Stoffquelle
- Modellierung des Grundwasserabstroms bzw. auch des gesamten umgebenden GWK
- Modellierung des Eisen- und Sulfattransportes im Vorflutersystem
- Detail- und Prozessmodelle zur Entwicklung des konzeptionellen Modells

Diese unterschiedlichen Modelle sind mit geeigneten Schnittstellen zu versehen, um die Daten an das nächste Modell weiterzugeben. In der Regel handelt es sich hierbei um Zeitreihen von Konzentrationen, Frachten und Wassermengen und kann so einfach wie möglich gestaltet werden.

Es hat sich vielfach gezeigt, dass die Simulation dieser verschiedenen Aspekte in einem Gesamtmodell sehr ungünstig ist. Die Hauptursachen sind:

- Das Verständnis der dominanten Prozesse geht verloren.

- Die Modellansätze für komplexe Quellen (Gruben, Tailings) unterscheiden sich grundsätzlich von den Modellansätzen für Grundwassertransport und Oberflächenwassertransport.
- Es sind teilweise völlig verschiedene Prozesse auf unterschiedlichen Raum- und Zeitskalen zu berücksichtigen.
- Es gibt nur sehr eingeschränkt Rückkopplungen, die eine gemeinsame und geschlossene Modellierung zwingend erforderlich machen würden.

Nachfolgend soll ein Versuch unternommen werden, die entsprechenden Modelle kurz zu charakterisieren und abzugrenzen, in welchen Fällen entsprechende Modelle sinnvoll sind.

5.3.1 QUANTIFIZIERUNG DER STOFFQUELLE

Das Modell der Stoffquelle ist hochgradig von der Größe/Stärke und der Komplexität der Stoffquelle und den für die Freisetzung dominanten Prozessen abhängig.

Bei Punkt- oder Flächenquellen aus der Landwirtschaft oder Industrie genügt in der Regel eine Vorgabe des zeitlichen Eintrages der entsprechenden Konzentrationen als Randbedingung für die weiteren Modelle. Dies kann bspw. die Verwendung von Modellen zur Berechnung der Grundwasserneubildung (BOWAM, HELP, etc.) erforderlich machen. Ein analoger Ansatz ist auch bei Bergbauhalden möglich, wenn die Sickerwasserkonzentrationen bekannt sind. Eine geochemische Beschreibung / Modellierung der Quelle im Detail ist nur dann sinnvoll, wenn die Quelle durch technische Maßnahmen verändert werden soll, bspw. durch Abdeckung von Halden etc.

Industrielle Absetzanlagen sind sehr komplex und können sehr starke Quellen sein, d.h. sie müssten theoretisch im Detail modelliert werden. Dies trifft aus der Sicht der Autoren jedoch nur für neue Absetzanlagen zu. Die in Sachsen bestehenden Anlagen wurden vor mehr als 30 Jahren errichtet und mittlerweile saniert. Die Quellstärke dieser Objekte kann demzufolge anhand der gemessenen Grund- und Sickerwasserkonzentrationen sowie der Wasserbilanz für die einzelnen Teilbereiche (siehe Abschnitt 3.6) abgeleitet werden. Dies erfordert einerseits die Charakterisierung der hydraulischen Eigenschaften sowie die Berechnung der Durchsickerungsrate.

Bei Gruben stellt sich die Situation etwas komplexer dar. Hier ist die Art des zu verwendenden Modells von der vorhandenen oder erwarteten Quellstärke, den verfügbaren Daten aber auch vom bestehenden Flutungszustand abhängig.

Ist die Flutung von Gruben bereits abgeschlossen und es haben sich stationäre oder nahezu stationäre hydraulische Verhältnisse ausgebildet, dann ist eine detaillierte Modellierung der Grube als Quelle kaum möglich und auch nicht erforderlich. Dies ist darin begründet, dass häufig die Monitoringdaten aus dem Flutungsverlauf nur sehr eingeschränkt verfügbar sind (Altbergbau) und dass die Flutungswasser- und Überlaufkonzentrationen ein Ergebnis aus Auswaschung und Nachlieferung aus dem Gestein sind. Chemische Prozesse spielen hier meist eine nachgeordnete Rolle. Sollte die zeitliche Entwicklung einer solchen Quelle also relevant sein, so wird empfohlen ein einfaches, d.h. nicht reaktives Boxmodell, welches die Auswaschung der Grube unter Berücksichtigung der Durchströmung beschreibt aufzusetzen

und einen Nachlieferungsterm an die beobachteten Daten anzupassen. Eine detailliertere Betrachtung ist in der Regel aufgrund der Datenlage nicht möglich.

Detailbetrachtungen anhand von detaillierten geochemischen Modellen sind jedoch dann sinnvoll, wenn der Stoffaustrag mit technischen Maßnahmen beeinflusst werden soll. Dies könnten bspw. folgende Maßnahmen sein:

- Zugabe von reaktivem Material in das Grubenwasser zur Veränderung des Milieus oder zur Ausfällung bestimmter Bestandteile,
- Behandlung von Teilströmen im Überlauf mit reaktiven Barrieren oder ähnlichem.

In diesem Fall ist es sinnvoll ein reaktives Kompartimentsmodell unter Berücksichtigung der chemischen Wechselwirkungen für die Fragestellung zu entwickeln und anzupassen. Hierfür hat sich bspw. die Software GoldSim mit angekoppelten PHREEQC hervorragend bewährt. Mit diesem Ansatz wurden bereits mehrere Wismut-Gruben simuliert und auch in einem Zeitrahmen von nur zwei Monaten ein Grubenflutungsmodell für das Bergwerk Ost der Ruhrkohle AG entwickelt und kalibriert. Die Ergebnisse waren vergleichbar mit dem vorhandenen über mehrere Jahre im Auftrag der RAG entwickelten Modell. Zudem konnte mit dem GoldSim-Modell noch die Wirkung von Unsicherheiten analysiert werden.

Ist eine Grubenflutung noch nicht abgeschlossen und werden im Ergebnis erhebliche Auswirkungen auf das Grund- und Oberflächenwasser befürchtet, so ist eine Entwicklung eines reaktiven Kompartimentmodells ebenfalls angeraten. Hierfür ist es jedoch extrem wichtig die für eine solche Modellierung notwendigen Eingangsdaten zusammenzustellen. Dies betrifft insbesondere:

- Zeitliche Entwicklung der gemessenen Grubenwasserkonzentrationen möglichst an mehreren Punkten,
- Räumliche Zuflussverteilung vor Beginn der Flutung und Einschätzung des Abdrückverhaltens der Zuflüsse,
- Chemische Zusammensetzung der Zuflüsse,
- Hohlraumverteilung in einzelne Wasserprovinzen; für diese jeweils Hohlraumverteilung als Funktion des Flutungsstandes für offenen Strecken- und Porenraum ,
- Verteilung und Charakterisierung von Versatzmaterial,
- Verbindungsstrecken zwischen den Wasserprovinzen,
- Räumliche Lage von Überlaufpunkten,
- Charakterisierung von Wasserhaltungsmaßnahmen.

Mit dem Kompartimentsmodell wird der Wasserstand instationär modelliert und die Parameter so angepasst, dass der bisherige Flutungsverlauf abgebildet werden kann. Für jede Wasserbilanz (unterteilt in weitere Teilbereiche) wird für jeden Zeitpunkt der Wasseraustausch mit Nachbargebieten, Zu- und Abflüsse, Nachlieferung aus dem Porenraum etc. berechnet und darauf aufbauend das chemische Gleichgewicht berechnet. Nachdem das Modell an den gemessenen Konzentrationsverläufen kalibriert wurde, können damit Prognosen durchgeführt werden. Wir empfehlen hierfür die Kombination GoldSim mit angekoppelten PHREEQC als Grundlage.

5.3.2 MODELLIERUNG DES GRUNDWASSERABSTROMS

Ob der Grundwasserabstrom mit einem numerischen Modell im Detail modelliert werden sollte, hängt sehr stark von folgenden Aspekten ab:

- Der Ausdehnung und Bedeutung der GWK: Bei langen Fließwegen kann es zu erheblichen zeitlichen Verzögerungen zwischen Emission aus der Quelle und Eintrag in die Vorflut kommen. Dies kann folglich bewertungsrelevant sein. Wenn eingeschätzt wird, dass sich im Grundwasserbereich die Milieuverhältnisse nicht ändern, genügt ein konventionelles, d.h. nicht reaktives Transportmodell (FEFLOW, MODFLOW, etc.).
- Zudem ist eine detaillierte Modellierung des GWK zwischen Quelle und Vorflut wichtig, falls es dort ggf. Nutzungen gibt, deren Gefährdung befürchtet werden muss. Auch hier ist zunächst ein konventionelles, d.h. nicht reaktives Transportmodell (FEFLOW, MODFLOW, etc.) zu empfehlen, da dies in der Regel für Eisen und Sulfat konservativ ist.
- Falls im Grundwasser Prozesse erwartet werden, die zu einer Veränderung von Frachten führen oder zu erheblichen zeitlichen Verzögerungen (Retardation) eines Eintrages der Frachten aus der Quelle in die Vorflut führen. Hier wird empfohlen, zunächst reaktive 1D-Transportmodelle zu verwenden, falls diese Prozesse eine große Bedeutung für die Bewertung der Relevanz des Stoffstromes haben. Dabei ist aber zu beachten, dass für die sachgerechte Durchführung derartiger Modellierungen detaillierte Eingangsdaten benötigt werden. Neben genauen chemischen Analysen an einigen Punkten entlang des Strömungspfades sind genaue mineralogische Analysen notwendig, da die chemischen Reaktionen maßgeblich durch Spurengehalte bestimmte Minerale dominiert werden.
- Falls die Quelle maßgeblich von der Grundwasserdynamik beeinflusst wird (bspw. die Zuflüsse zu Gruben davon abhängig sind). Dann ist zumindest die Erstellung eines Strömungsmodells angeraten, welches die Randbedingungen für die Quelle liefern kann.

Nach unserer Kenntnis wäre die Erstellung derartiger Modelle nur in Ausnahmefällen notwendig und sinnvoll.

5.3.3 MODELLIERUNG DES EISEN- UND SULFATTRANSPORTES IM VORFLUTERSYSTEM

Hier spielt die Tatsache eine große Rolle, dass eine Reihe von Stoffeinträgen unabhängig oder nahezu unabhängig von der konkreten Durchflusssituation bzw. der Klimasituation der vorangegangenen Wochen ist. Mit einer solchen Modellierung ist es deshalb möglich, die Stoffbilanz nachvollziehbar zu prüfen und die Stoffeinträge mit einem Top-Down-Ansatz den einzelnen Quellen zuzuordnen. Für Sulfat müssen dabei erfahrungsgemäß auch keine Stoffumwandlungen berücksichtigt werden, da sich Sulfat im Vorfluter wie ein Tracer verhält.

Bei Eisen ist dies nach Eintritt in den Vorfluter ebenfalls der Fall. Beim Übergang vom Grundwasser in den Vorfluter können dann massive Konzentrationsveränderungen eintreten, wenn im Grundwasser eher reduzierende Verhältnisse vorliegen

Auch für diese Fragestellung hat sich die Software GoldSim bewährt. Mit ihr im Auftrag von Sachsen, Brandenburg und Berlin wurde ein entsprechendes Modell für das gesamte Einzugsgebiet der Spree aufgebaut. Damit wurden Maßnahmen zur Reduzierung und Steuerung der Sulfatkonzentration am Unterlauf der Spree bewertet. Auch ist es damit möglich, die Stoffquellen als Detailmodelle in die Modellierung einzuschließen oder Zeitreihen von Detailmodellen der Quellen zu übernehmen. Durch die Einbeziehung von PHREEQC können auch reaktive Prozesse berücksichtigt werden.

5.3.4 DETAIL- UND PROZESSMODELLE ZUR ENTWICKLUNG DES KONZEPTIONELLEN MODELLS

Hierbei handelt es sich gewissermaßen um einfache Modelle um die jeweiligen Systeme zu charakterisieren bzw. die relevanten Prozesse herauszuarbeiten. Dies können bspw. PHREEQC-Batchmodelle, einfache 1D-Transportmodelle (ggf. reaktiv) oder andere Prozessmodelle sein. Häufig genügen jedoch einfache Abschätzungen um das konzeptionellen Modell zu entwickeln und abzusichern.

Diese werden als Vorstufe für die oben genannten Modelle entwickelt. Die Notwendigkeit ihrer Anwendung ergibt sich aus dem bereits vorliegenden Prozessverständnis zu einem Standort.

5.4 BEWERTUNG EINER MÖGLICHEN MODELLIERUNG

Eine Erweiterung der Modellierung ist hinsichtlich Erfordernis, Machbarkeit und Kosten-Nutzenbetrachtung zielführend. Auf der Grundlage unserer Einschätzung zur Belastung von Grund- und Oberflächenwasserkörpern in Sachsen mit Eisen und Sulfat geben wir die folgenden Empfehlungen für Modellentwicklungen:

1. Entwicklung eines Transportmodells für Eisen und Sulfat für wesentliche Vorfluter in Sachsen, insbesondere die Mulde (Zwickauer, Freiburger und Vereinigte Mulde) und Weiße Elster.

In einem ersten Schritt sollte ein robuster Ansatz für das Mengenmodell auf der Grundlage der vorhandenen Mengenmessungen implementiert werden. Alle in den Einzugsgebieten bekannten Einträge von Eisen und Sulfat sollten im Modell mit dem von ihnen bekannten Quellterm abgebildet werden. Mit dem Modell können dann iterativ die Bereiche identifiziert werden, in denen weitere Einträge vorhanden sein müssen und es kann im Sinne eines Top-Down-Ansatzes immer weiter verfeinert werden. Auch können Hinweise abgeleitet werden, wo ggf. weitere Monitoringstationen zu positionieren sind.

2. Entwicklung von Detailmodellen für technische Maßnahmen zur Reduzierung der Quellstärke von Gruben auf der Grundlage des oben beschriebenen Ansatzes.

6 ZUSAMMENFASSUNG

Sulfat und Eisen gehören zu den wichtigsten in Gewässern vorkommenden mineralischen Ionen und kann dort sowohl in natürlich als auch in anthropogen erhöhten Konzentrationen auftreten.

Untersuchungsgebiet

Sachsen ist in 721 Oberflächenwasserkörper (646 von denen im Zuständigkeitsbereich des Freistaates Sachsen) untergliedert. Von den 646 OWK sind 616 Fließgewässer-Wasserkörper (FWK) und 30 Standgewässer-Wasserkörper (SWK). 52 OWK wurden als im Gebiet mit Altbraunkohlenbergbau in der Zuständigkeit der LMBV bzw. als Gebiete mit aktivem Braunkohlenbergbau in der Zuständigkeit der LEAG bzw. MIBRAG ausgeklammert, so dass im Rahmen dieser Studie 669 OWK einer intensiveren Betrachtung unterzogen wurden.

Sachsen ist weiterhin in 83 Grundwasserkörper untergliedert. Die Bereiche mit aktivem Braunkohlenbergbau und der Zuständigkeitsbereich der LMBV werden auch in Bezug auf die Grundwasserkörper ausgespart (12 GWK) Daher werden im Rahmen dieser Studie 71 GWK einer intensiveren Betrachtung unterzogen.

Eintragsquellen

Die natürliche Sulfatkonzentration von Fließgewässern wird verursacht durch

- den geogenen Hintergrundwert (HGW) des Grundwassers, z. B. bei sulfathaltigen Nebengesteinen
- durch die Zersetzung organischen Materials
- durch atmosphärische Deposition
- durch Abbauprodukte tierischer und pflanzlicher Eiweiße
- durch mikrobielle Oxidation von Sulfiden

Natürliche Sulfatkonzentrationen in Fließgewässern liegen meist im Bereich zwischen 10 und 150 mg/L (Merkel & Sperling 1996).

Anthropogen erhöhte Sulfatkonzentrationen im Grund- oder Oberflächenwasser sind zurückzuführen auf

- in der Landwirtschaft eingesetzten Düngemittel
- großflächige Moorentwässerungen
- verkehrs- oder industriell bedingte luftgetragene Schwefeldeposition
- Einleitungen aus industriellen und kommunalen Abwässern
- Braunkohlenbergbau (Grubenwasserreinigungsanlagen, Ausleitungen aus Bergbaufolgeseeen, Entwässerungsgräben, Grundwasseraustritte)
- Abflüsse aus Entwässerungstollen stillgelegter Bergwerke,

Sulfat ist ein konservativer Wasserinhaltsstoff, d. h. es erfolgt praktisch kein Abbau in den Fließgewässern. Verringerungen der Konzentration erfolgen durch Verdünnung, durch Versickerung in das Grundwasser, durch Wasserüberleitungen von Teilströmen in andere Flussgebiete und in geringem Maße durch Sulfatreduktion mit anschließender Eisensulfidfällung in Gewässersedimenten.

Eisen ist ein ubiquitärer Bestandteil der Erdkruste. Geogene Stoffeinträge in Fließgewässer treten auf

- in Gebieten mit Vorkommen von Eisensulfid führenden magmatischen und metamorphen Gesteinen
- in Gebieten mit Vorkommen sulfidhaltigen, Kohle und Tone führenden sedimentären Gesteinen mit geringer Pufferkapazität

Anthropogene Einträge erfolgen hauptsächlich

- durch bergbauliche Aktivität (v. a. Braunkohlentagebau)
- durch den Sanierungsbergbau
- in geringerem Maße durch den (Alt)erzbergbau.

Best-Practice-Verfahren zur Sulfatabreicherung

Obwohl zahlreiche Prozesse zur Abreicherung von Sulfat aus Abwässern oder Prozesslösungen bekannt sind, stellt die Abtrennung von Sulfat aus Wässern eine technische und finanzielle Herausforderung dar.

Als Verfahren zur Sulfatabreicherung stehen grundsätzlich zu Verfügung:

- Aktive Verfahren- chemisch Fällungsverfahren mit Kalk, Fällungsverfahren mit Kalk und Aluminiumverbindungen (Ettringitfällung), Fällungsverfahren mit Bariumsalzen, und das HDS-Verfahren
- Aktive Verfahren - physikalisch (Membranverfahren - Umkehrosmose, Nanofiltration, Ionenaustauscherverfahren, Elektrochemische Verfahren (Rodosan), Elektrodialyse, Vakuumverdampfung)
- Aktive Verfahren - biologisch (mikrobiologische Sulfatreduktion, Thiopaq, HLSR)
- Passive Verfahren - anaerobe Wetlands, RAPS (Reducing and alkalinity producing systems), reaktive Barrieren

Gemeinsam ist den Verfahren, dass sie fast ausschließlich für sulfatreiche Wässer mit niedrigen bis mittleren Durchflussmengen entwickelt wurden. Unter diesen Bedingungen sind die Verfahren technisch machbar. Daher sind die Verfahren vor allem für Punktquellen, d.h. Industrie- oder Bergbauwässer geeignet. In den Braunkohlenbergbaugebieten werden diese auch bereits angewandt.

Andere Verfahren, wie die Untergrundreaktoren, wurden für Kippenbereiche der Braunkohlenbergbaugebiete entwickelt und sind auf Bereich außerhalb dieser Gebiete nicht übertragbar.

Als Alternative zu fehlenden wirtschaftlich effizienten Verfahren zur Sulfatentfernung werden Methoden der Salzfrachtsteuerung angewendet, um im Zusammenhang mit anderen wasserwirtschaftlichen Maßnahmen (z.B. Wassermengen- und Gütesteuerung mit Nutzung von sulfatarmem Wasser aus Talsperren und Speicherbecken) zumindest Spitzen der Salzbelastung abzuflachen.

Best-Practice-Verfahren zur Eisenanreicherung

Die zur Sulfatabreicherung diskutierten Verfahren mit Verwendung von Kalkhydrat oder Kalkmilch sind bestens zur Abtrennung von Eisen aus belasteten Wässern geeignet und werden vorrangig bei der Behandlung von mittel bis stark belasteten Bergbauwässern eingesetzt. Für gering belastete Grund- und Oberflächenwässer sind Filtrationsverfahren zu bevorzugen, wie sie für die Aufbereitung von Trink- und Brauchwasser vielfach Anwendung finden. Folgende Verfahren sind zu nennen:

- Eisen(II)-Filtration über inertes Filtermaterial (z.B. Kies/Sand)
- Eisen(III)-Filtration über inertes Material, Oxidation des Fe(II) ist vor Eintritt in das Filterbett abgeschlossen, Flockenbildung und Sedimentation
- Eisen(II)-Eisen(III)-Filtration über inertes Material, Kombination Kontakt- mit Flockungsfiltration
- Eisen(II)- bzw. Mangan(II)-Filtration über basisches Filtermaterial (Calciumcarbonat, halbgebrannter Dolomit), Oxidation von Fe(II) und/oder Mn(II) erfolgt innerhalb des Filterbettes
- Katalytische Enteisung mit z.B. Braunstein, Oxidation von Fe(II) erfolgt innerhalb des Filterbettes, periodische Regeneration des Filtermaterials mit Kaliumpermanganat notwendig
- Biologische Fe-II-Entfernung mit Sand und einmalig angeimpften Mikroben
- Fe(II)-Oxidation durch Belüftung über inertem Filtermaterial oder Sedimentation, Oxidation erfolgt durch aktiven (Belüftung) oder passiven (lange Fließkaskade) Lufteintrag
- Eisenfällung durch Sulfid, Abtrennung des Eisensulfids durch Sedimentation, keine Oxidation erforderlich, Fällungsmittel Na_2S
- Eisenfällung durch Phosphat, Abtrennung des Eisenphosphates durch Sedimentation, vorherige Oxidation (i. d. R. durch Belüftung) erforderlich,
- Eisenentfernung in aeroben Wetlands, Abtrennung von Eisenhydroxid durch Sedimentation, z.B. Oxidation durch Fließkaskade im offenen Kalksteingerinne
- Eisenentfernung in anaeroben Wetlands, Abtrennung von Eisenhydroxid durch Sedimentation, pH-Anhebung im anoxischen Kalksteingerinne, Fällung Fe(II) im Sedimentationsbecken, Sedimentation im Absetzbecken, Rest-Fe wird in aerobem Wetland oxidiert

Statistische Auswertung der Beschaffenheitsdaten im Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet umfasst die gesamte Landesfläche Sachsens abzüglich der durch den aktiven Braunkohlebergbau der LMBV in Nordwest- und Nordostsachsen beeinflussten Grund- und Oberflächenwasserkörper. Im Untersuchungsgebiet befinden sich eine Vielzahl an Grund- und Oberflächenwasserstellen, die regelmäßig beprobt werden. An den Proben werden u. a. der Eisen- und Sulfatgehalt mittels Laboranalysen bestimmt. Diese Daten bilden im Wesentlichen die Datengrundlage für die durchgeführte statistische Auswertung.

Neben den Analysendaten selbst wurden weitere Daten und Informationen genutzt, insbesondere um die Beeinflussung der Wasserbeschaffenheit an den Messstellen zu charakterisieren. Dabei handelt es sich im Wesentlichen um:

- Beschaffenheitsdaten Oberflächenwasser der sächsischen Messnetze (Betreiber: LfULG)

- Beschaffenheitsdaten Grundwasser der sächsischen Messnetze (Betreiber: LfULG, LMBV/LEAG/MIBRAG, Wasserverbände und -versorger, Kommunen und öffentliche Verwaltungen, Wismut, Saxonia, Dow Chemical)
- Pegeldaten und Zeitreihen gemessener Abflüsse (Basispegel des sächsischen Pegelnetzes Fließgewässer)
- GIS-Daten und Attribute der Wasserkörper nach WRRL, deren Eigenschaften und Bewirtschaftungsziele (Daten LfULG)
- Geodaten und Attribute der Fließgewässerlandschaften, Fließgewässernetz, Standgewässer, Gewässereinzugsgebiete, Teileinzugsgebiete, Fließgewässerkörper, Standgewässerkörper, EZG der Fließgewässerkörper, Fließgewässermessstellen (Stamm- und Bewegungsdaten), Grundwasserkörper, Grundwassermessstellen (Stamm- und Bewegungsdaten)
- Wasserhaushaltsgrößen der Sächsischen Fließgewässer aus dem Sächsischen Wasserhaushaltsportal: MQregio (regionalisierter mittlerer Durchfluss)
- Digitale topografische Karten und Luftbilder des Staatsbetriebes Geobasisinformation und Vermessung Sachsen (GeoSN)
- Sächsische Landschaftseinheiten, Hydrogeologische Teilräume, Moore, Abwassereinleitungen (Geodaten LfULG)
- Corine Landbedeckungsdaten
- SRTM-Höhendaten
- Bergbauggebiete, Gruben und Tagebaue (Geodaten GEOS GmbH)

Die in der folgenden Tabelle 90 aufgeführten Beeinflussungen wurden im Rahmen der Studie umfassend recherchiert und qualitativ bewertet. Die Tabelle gibt Auskunft über den Umfang der Berücksichtigung dieser Beeinflussungen mittels statistischer Verfahren.

Tabelle 90 Recherchierte und bewertete Beeinflussung der Eisen- und Sulfatgehalte im Grund- und Oberflächenwasser und deren Berücksichtigung im Rahmen der statistischen Auswertung

Beeinflussung	Berücksichtigung im Rahmen der statistischen Auswertung
Geologie (vgl. Abschnitt 3.2)	Berücksichtigung in Form der Fließgewässerlandschaften
Bergbau: historischer Erzbergbau, historischer Steinkohlenbergbau, neuer Erzbergbau (vgl. Abschnitt 3.3.1 ff.)	Berücksichtigung, Klasseneinstufung der Beeinflussung von Messstellen in Bergbaugebieten
Atmosphärische Schwefeldeposition (vgl. Abschnitt 3.3.5)	ubiquitäre Beeinflussung, Berücksichtigung im Rahmen der statistischen Auswertung als Einflussfaktor nicht möglich
Altablagerungen (vgl. Abschnitt 3.3.6)	Berücksichtigung gemeinsam mit Siedlung, Industrie, Gewerbe, Verkehr, Klasseneinstufung der Beeinflussung von Messstellen
Heiden und Moore (vgl. Abschnitt 3.3.7)	Berücksichtigung sowohl als numerischer Einflussfaktor anhand der Flächenanteile in den Einzugsgebieten als auch qualitativ durch Klasseneinstufung der Beeinflussung von Messstellen
Landwirtschaft (vgl. Abschnitt 3.3.8)	Berücksichtigung als numerischer Einflussfaktor anhand der Flächenanteile in den Einzugsgebieten
Industrielle und kommunale Abwässer (vgl. Abschnitt 3.3.9)	Berücksichtigung gemeinsam mit Siedlung, Industrie, Gewerbe, Verkehr, Klasseneinstufung der Beeinflussung von Messstellen

Beschreibende Statistik

Zur Auswertung kamen die Analysendaten von 1867 Messstellen in Oberflächengewässern und 2053 Messstellen im oberflächennahen Grundwasser. Anhand der Daten wurden zunächst Mittelwert und Streuung bezogen auf die einzelnen Messstellen, bezogen auf die Grund- und Oberflächenwasserkörper und spezifisch für Einzugsgebiete bzw. Teileinzugsgebiete berechnet und in der Karte dargestellt. Im Ergebnis resultiert sowohl für die Eisen-gesamt-Konzentrationen als auch für die Sulfatkonzentrationen im Oberflächenwasser ein deutlicher Gradient in Richtung abnehmender Geländehöhe, d. h. in den Kammlagen des Mittelgebirges wurden die geringsten Konzentrationen festgestellt, im nordsächsischen Tiefland dagegen deutlich höhere Konzentrationen (vgl. Anlagen 1 bis 4). Die höchsten Konzentrationen resultieren für die genannten Parameter im Einflussbereich des Braunkohlenbergbaus in Nordwestsachsen und in der Niederlausitz. Dies gilt für die Fließgewässer, in weit deutlicherem Maße jedoch für das Grundwasser.

Bei der Auswertung von Beschaffenheiten im Oberflächenwasser wurde unterschieden zwischen Messstellen, die in kleinen Zuflüssen liegen, und Messstellen, welche im Mittel- und Unterlauf größerer Fließgewässer liegen. Bei ersteren Messstellen ist das Einzugsgebiet und dessen Eigenschaften meist eindeutig auszuweisen, so dass die Beeinflussung der Stoffkonzentration durch geogene Eigenschaften oder anthropogene Einflüsse untersucht werden kann. Für die Messstellen im Mittel- und Unterlauf der größeren Fließgewässer ist der Zusammenhang zwischen der Stoffkonzentration und den Stoffquellen im Einzugsgebiet nicht möglich, da das Einzugsgebiet zu viele Stoffquellen beinhaltet, die zudem meist weit von der Messstelle entfernt liegen.

Die Überschreitung der Orientierungswerte für Eisen und Sulfat in den Oberflächenwasserkörpern wurde berechnet und sowohl tabellarisch als auch in der Karte dargestellt. Es konnte eine gute Übereinstimmung mit den aktuellen Auswertungen des LfULG im Rahmen der WRRL-Berichtspflicht erreicht werden. Bei Eisen (gesamt) wurden die Orientierungswerte zur Einstufung in den guten ökologischen Zustand bei 87 % der Oberflächenwasserkörper eingehalten, bei Sulfat bei 74 % der Oberflächenwasserkörper. Allerdings wurde der Orientierungswert für Sulfat zur Einstufung in den sehr guten ökologischen Zustand nur bei 4 % der Oberflächenwasserkörper eingehalten.

Für alle Messstellen wurden die zeitlichen Veränderungen berechnet und ebenfalls in der Karte dargestellt. Das Ergebnis verdeutlicht einen signifikanten Rückgang der Sulfatkonzentrationen an der überwiegenden Anzahl der Oberflächenwassermessstellen in Sachsen im Zeitraum 2000-2017. Mit Ausnahme der Messstellen im Einflussbereich des Braunkohlenbergbaus in Nordwestsachsen und in der Lausitz wurde an keiner Messstelle in Sachsen eine signifikante Erhöhung der Sulfatkonzentration festgestellt, an einer Vielzahl der Messstellen dagegen eine signifikante Verringerung. Lediglich in den genannten Einflussgebieten des Braunkohlenbergbaus resultiert für eine nicht zu vernachlässigende Anzahl von Messstellen eine Erhöhung des Sulfatgehaltes im genannten Zeitraum. Bei der Eisenkonzentration wurde an einer vergleichsweise geringen Anzahl an Messstellen überhaupt eine signifikante Veränderung festgestellt. Dabei überwiegt die Zahl der Messstellen mit einer signifikanten Verringerung der Eisenkonzentration. An wenigen Messstellen im Gebirgsvorland, in Nordwestsachsen und in der Niederlausitz fand eine signifikante Erhöhung der Eisenkonzentration statt.

Im Rahmen der beschreibenden Statistik wurde weiterhin der Zusammenhang zwischen Durchfluss im Fließgewässer und der analysierten Stoffkonzentration untersucht. Die Konzentration von Sulfat wird wesentlich vom Mischungsverhältnis von niederschlagsbürtigem Direktabfluss und grundwasserbürtigem Basisabfluss bestimmt. Die Sulfatkonzentration ist im Grundwasser i. d. R. am höchsten und seit der Einführung moderner Rauchgasreinigungsanlagen liegt der Sulfatgehalt im Niederschlagswasser nahe Null. Im Abfluss von Starkniederschlagsereignissen und bei Schneeschmelze wird deshalb eine vergleichsweise geringe Sulfatkonzentration festgestellt. Dagegen steigt der Sulfatgehalt während lang andauernder Niedrigwasserperioden mit zunehmendem Anteil an grundwasserbürtigem Basisabfluss im Fließgewässer langsam an. Bei Eisen tritt dieser Zusammenhang deutlich hinter dem zusätzlich stattfindenden Prozess der Fällung und Ablagerung eisenhaltiger Sedimente im Gewässer zurück. Dieser findet statt in Zeiten mit moderaten oder niedrigen Abflüssen. Die Sedimente werden durch Starkniederschlagsabflüsse mobilisiert, weshalb die höchsten Eisenkonzentrationen (Eisen-gesamt) bei hoher Wasserführung im Fließgewässer festgestellt werden.

Mittels einer Bilanzierung der Stofffracht an Eisen gesamt und Sulfat über den Fließweg der Gewässer Zwickauer Mulde, Freiburger Mulde, Vereinigte Mulde und Spree wurde versucht, Gewässerabschnitte mit überproportionalen Stoffeinträgen zu identifizieren.

Bei Sulfat kann i. d. R. eine stimmige Bilanz für Fließgewässerabschnitte ohne wesentliche anthropogene Beeinflussung aufgestellt werden, d. h. die Sulfatfracht wird mit zunehmendem Fließweg annähernd proportional zur Einzugsgebietsgröße größer. Unerwartete Erhöhungen der Sulfatfracht lassen dagegen anthropogene Stoffeinträge vermuten. Dies kann u. a. festgestellt werden für folgende Fließgewässerabschnitte:

- Zwickauer Mulde: Bereich Wismut-Bergbau Schlema-Hartenstein (+9...+15 kt/a), Wismut-Erzaufbereitung Crossen/Helmsdorf/Dänkritz und/oder VW-Werk Mosel (+7...+11 kt/a), nördlich Stadt Penig (+6 kt/a)
- Freiburger Mulde: bei Muldenhütten/Freiberg (+3...+5 kt/a, die Entwässerung durch den Rothschnöberger Stolln wurde nicht berücksichtigt), bei Siebenlehn (+3 kt/a), bei Leisnig (+6 kt/a)
- Vereinigte Mulde: nördlich der Stadt Grimma (+11 kt/a), bei Bad Döben (+11 kt/a)
- Spree: Bereich der Zuflüsse im Braunkohlebergbaugesbiet Niederlausitz (+40 kt/a)

Sulfat wird weder gefällt noch an Feststoffen adsorbiert, so dass eine Bilanzierung ohne Schwierigkeiten möglich ist. Die Eisenfracht nimmt jedoch aufgrund von Fällungen, Sedimentation und Adsorptionen an Feststoffen bei niedrigen und moderaten Durchflüssen mit zunehmenden Fließweg ab, während ein Stofftransport in Richtung des Fließweges vor allem bei Hochwasser stattfindet. Eine Bilanzierung ohne detaillierte Berücksichtigung der Abflussereignisse ist deshalb schwierig, im Ergebnis zeigt sich stets eine Abnahme der Eisenfracht mit zunehmendem Fließweg. Wird allerdings eine deutliche Erhöhung der Eisenfracht für einen Gewässerabschnitt berechnet, kann auf überproportionale Einträge geschlossen werden, die i. d. R. anthropogen bedingt sind. Dies wurde u. a. für folgende Gewässerabschnitte festgestellt:

- Zwickauer Mulde: Bereich Wismut-Bergbau Schlema-Hartenstein (+40 t/a), Bereich Zwickau/Wismut-Aufbereitung Crossen/Helmsdorf/Dänkritz und/oder VW-Werk Mosel (+250 t/a)
- Freiburger Mulde: unterhalb Mulda/Lichtenberg (+6 t/a), bei Muldenhütten/Freiberg/Halsbrücke im Wesentlichen keine Erhöhung (aber Abfluss über den Rot-

hschönberger Stolln nicht berücksichtigt), bei Siebenlehn/Nossen (+12 t/a), unterhalb der Stadt Roßwein (+26 t/a), zwischen Döbeln und Leisnig (+40...+95 t/a)

- Vereinigte Mulde: nördlich der Stadt Grimma (+190 t/a), bei Eilenburg (+220 t/a), bei Bad Dübén (+260...+300 t/a)
- Spree: bei Sohland/Schirgiswalde (+67 t/a), nördlich Bautzen (+37 t/a), unterhalb Zufluss Löbauer Wasser (+44 t/a), unterhalb Zufluss Rokoschingeraben (+51 t/a) und Schwarzer Schöps (+18 t/a) (die Zuflüsse selbst führen die weitaus größten Stoffeinträge in die Spree, wurden aber nicht explizit bewertet)

Explorative Statistik

Mit Verfahren der explorativen Statistik wurde der Einfluss der natürlichen Gegebenheiten und der anthropogenen Tätigkeit auf den Eisen- und Sulfatgehalt im Grund- und Oberflächenwasser untersucht.

Es wurden die folgenden natürlichen Gegebenheiten recherchiert:

- Höhenregion (Höhenlage): Tiefland, Hügelland, Mittelgebirge
- Höhenlage [m HN]
- Landschaftseinheit
- Fließgewässerlandschaft
- Fließgewässertyp
- Hydrogeologischer Teilraum

Anhand dieser Merkmale wurde das Untersuchungsgebiet in insgesamt 40 Beurteilungsräumen unterteilt, die hinsichtlich der natürlichen Gegebenheiten für die Eisen- und Sulfatkonzentration im Grund- und Oberflächenwasser als homogene Einheit betrachtet werden können. Die wesentlichen Kriterien für diese Einteilung waren die Höhenlage und die geologischen bzw. hydrogeologischen Bedingungen. Die 40 Beurteilungsräume wurden zu 17 zusammengefasste Beurteilungsräume gruppiert, um eine ausreichende Anzahl an Analysendaten für jede Einheit zu gewährleisten. Viele der durchgeführten statistischen Auswertungen wurden für jeden der zusammengefassten Beurteilungsräume durchgeführt.

An anthropogenen Beeinflussungen wurden berücksichtigt:

- landwirtschaftliche Nutzung (Auswertung der Flächenanteile Acker und Grünland)
- forstwirtschaftliche Nutzung (Auswertung der Flächenanteile Wald)
- Siedlung, Industrie, Gewerbe, Verkehr, städtische Verdichtungsgebiete (Auswertung der Flächenanteile, zusätzlich Klassifizierung der Beeinflussung von Messstellen)
- Bergbau (Klassifizierung der Beeinflussung von Messstellen)
- Moore (Auswertung der Flächenanteile, zusätzlich Klassifizierung der Beeinflussung von Messstellen)

Zur Charakterisierung der anthropogenen Beeinflussung wurden u. a. die Daten der Corine Landbedeckung (Flächenanteile), die Ergebnisse der Moorkartierung in Sachsen, die Topografischen Karten und Satellitenbilder, das GIS-Shape der Verdichtungsgebiete nach §10 SächsKomAbwVO, die GIS-Daten der kommunalen und industriellen Einleiter des LfULG und weitere im Projekt recherchierte Daten zu Bergbaugebieten, Gruben und Tagebauen herangezogen. Das Maß der anthropogenen Beeinflussung wurde als Einflussgröße jeder

Messstelle im oberflächennahen Grundwasser und in den Zuflüssen der Oberflächengewässern bzw. im Oberlauf des Gewässers selbst zugeordnet, wobei stets das Einzugsgebiet der Messstelle bezüglich der Beeinflussung beurteilt wurde. Messstellen im Mittel- und Unterlauf von Fließgewässern wurden nicht berücksichtigt, da ihre Stofffracht von einem zu großen Einzugsgebiet mit zahlreichen möglichen Stoffquellen geprägt wird.

Zusätzlich zur Beurteilung einzelner anthropogener Einflüsse wurde das Maß der anthropogenen Beeinflussungen für die Messstellen insgesamt eingeschätzt. Dabei handelt es sich um eine subjektive Einschätzung, Messstellen mit bewaldetem Einzugsgebiet ohne Hinweis auf anthropogene Tätigkeit wie Bergbau, Siedlungen, Einleiter usw. wurden als „wenig beeinflusst“ eingeschätzt, Messstellen im Abstrom von Beeinflussungen als „anthropogen beeinflusst“. Der Vergleich der Mittelwerte der Stoffkonzentration für diese Teilmengen in den Beurteilungsräumen liefert erste Hinweise auf die Auswirkungen anthropogener Stoffeinträge und auf die Größenordnung der geogenen Hintergrundkonzentration. Anhand dieser integrierten Beurteilung der anthropogenen Beeinflussung der Messstellen werden folgende Zusammenhänge erkennbar:

Eisen

- Die Grundwassergehalte an Eisen sind häufig stark erhöht, was mit meist einem anthropogenen Einfluss der betroffenen Messstellen in Zusammenhang gebracht werden kann (Eisen-gesamt, Eisen-gelöst, Eisen(II)). Häufig liegen die Konzentrationen an Eisen im anthropogen beeinflussten Grundwasser höher als im Oberflächenwasser.
- Die Grundwassergehalte ohne anthropogenen Einfluss sind geringer als die unbeeinflussten Oberflächenwassergehalte. Die Grundwassergehalte an Eisen liegen ohne anthropogene Beeinflussung häufig unter der Nachweisgrenze.
- Ohne erkennbaren anthropogenen Einfluss sind die Eisengehalte (gesamt, gelöst, Eisen(II)) im Grundwasser im Tiefland höher als im Mittelgebirge.
- Beim Oberflächenwasser kann im Unterschied zum Grundwasser nicht auf eine deutliche anthropogene Erhöhung des Eisengehaltes geschlossen werden.
- Der Eisengehalt (gesamt, gelöst, Eisen(II)) ist bei einer Beeinflussung durch Moore erhöht.

Sulfat

- Es kann ein deutlicher Zusammenhang zwischen Höhenlage und Konzentration im Grund- und Oberflächenwasser festgestellt werden. Die höchsten Konzentrationen im Grund- und Oberflächenwasser werden im Tiefland ermittelt, in den Kammlagen des Erzgebirges ist die Sulfatkonzentration im Grund- und Oberflächenwasser am niedrigsten. Der Zusammenhang gilt sowohl für die Gesamtheit der Messstellen als auch für die anthropogen wenig beeinflussten Messstellen.
- Im Einflussbereich von Mooren, vor allem der Hochmoore in den Kammlagen des Erzgebirges, werden die geringsten Sulfatkonzentrationen gemessen.

Nach Ausschluss der anthropogen deutlich beeinflussten Messstellen können systematische Unterschiede zwischen den Beurteilungsräumen in Abhängigkeit von der Geologie festgestellt werden. Diese wurden als Boxplots für die Beurteilungsräume grafisch dargestellt (Anlage 13). Anhand der Differenz zwischen den Mittelwerten der Messstellen für die

Beurteilungsräume und der Teilmenge der anthropogen wenig beeinflussten Messstellen kann die anthropogene Erhöhung der Stoffkonzentration in den Beurteilungsräumen abgeschätzt werden. Dies ist als tabellarisches Ergebnis in Anlage 15 dokumentiert.

Die statistische Auswertung der Stoffkonzentration in Abhängigkeit von den Einflussfaktoren erfolgte zunächst mittels einfacher Regressionsanalyse und Varianzanalyse. Hier zeigte sich, dass die Höhenlage bzw. die Höhenregion (Großräume Tiefland, Hügelland, Mittelgebirge) und die Konzentration eng korrelieren und eine vergleichende Auswertung nur unter Berücksichtigung der Höhenlage als Zustandsgröße sinnvoll ist. Die daraufhin durchgeführten vertiefenden Regressionsanalysen zum Einfluss der Landbedeckung wurden deshalb getrennt für die Höhenregionen durchgeführt. Diese Auswertung wurde ergänzt durch eine multiple Regressionsanalyse zum Einfluss der Landbedeckungsanteile auf die Konzentration. Mit der Kovarianzanalyse der gesamten Datenmenge wurde zusätzlich zu den numerischen Landbedeckungsanteilen die Klasseneinteilung der Höhenregion (Tiefland, Hügelland, Mittelgebirge) berücksichtigt. Die durchgeführte Einteilung der Landesfläche Sachsens in Beurteilungsräume wurde ebenfalls mittels Kovarianzanalyse berücksichtigt. Zusätzlich wurden multiple Regressionsanalysen für die einzelnen Beurteilungsräume durchgeführt.

Ein weiterer verfolgter Ansatz besteht in der (subjektiven) Beurteilung bestimmter anthropogener Einflüsse mit anschließender Zuordnung jeder Messstelle zu Einflussklassen. Die Auswertung der Konzentrationen für diese Einflussklassen (0-unbeeinflusst bis 3-stark beeinflusst) wurde für die Einflüsse durch Bergbau, Siedlung/Industrie und Moore durchgeführt. Die Auswertung erfolgte in erster Linie mittels Varianzanalyse.

Letztlich wurde mit der Hauptkomponentenanalyse der ermittelten Einflüsse auf die Wasserbeschaffenheit unter Berücksichtigung weiterer Beschaffenheitsparameter ein multivariates Verfahren angewandt.

Bereits mittels einfacher Regressionsanalyse der Konzentration in Abhängigkeit von der Landnutzung, letztere quantifiziert durch die Landnutzungsanteile im Einzugsgebiet der Messstellen, erlaubt eine erste Quantifizierung der Beeinflussung. Hier fällt eine deutliche Abhängigkeit der Stoffkonzentration von der Ackerfläche auf, der Sulfatgehalt ist bei 100 % Ackernutzung im Einzugsgebiet mindestens etwa 3fach größer als bei 0 % Ackernutzung im Einzugsgebiet. Es konnten zwischen 29 % und 42 % der Streuung der Sulfatkonzentration mit der unterschiedlichen Ackernutzung erklärt werden (einfache Regressionsanalyse). Unter Berücksichtigung weiterer Einflussfaktoren mittels multipler Regressionsanalyse konnte der Anteil der erklärten Streuung weiter erhöht werden. Eine ebenfalls starke Beeinflussung geht vom Anteil an Siedlungs-/Industrie-/Verkehrsfläche im Einzugsgebiet aus. Die Waldfläche wirkt komplementär zu den vorgenannten Beeinflussungen, ein hoher Waldanteil bewirkt im Mittel eine geringe Konzentration von Eisen und Sulfat im Grund- und Oberflächenwasser, da die konzentrationserhöhenden Landnutzungsformen mit zunehmender Waldfläche zurückgehen. Im Wesentlichen wurde eine Erhöhung der Eisen- und Sulfatgehalte mit zunehmender Acker- und Siedlungs-/Industriefläche festgestellt. Beim Grundwasser ist wegen dessen Geschütztheit gegenüber Oberflächeneinflüssen ein weniger deutlicher Zusammenhang festzustellen, d. h. der Anteil der erklärbaren Streuung der Daten ist geringer. Bei Eisen spielt der Anteil der Moorflächen im Einzugsgebiet eine zusätzliche Rolle. Allerdings konnte bei Eisen ein insgesamt nur sehr geringer Anteil an der Streuung der Daten durch die untersuchten Beeinflussungen erklärt werden.

Zusammenfassend kann in Auswertung der durchgeführten einfachen und multiplen Regressionsanalysen festgestellt werden:

- das Oberflächenwasser ist stärker von der Landnutzung beeinflusst als das Grundwasser,
- die Sulfatkonzentration zeigt deutlichere Erhöhungen, die auf anthropogene Einflüsse zurückzuführen sind, als die Eisenkonzentration,
- Eisen im Grundwasser: es sind kaum signifikante Rückschlüsse auf eine Einwirkung der Landnutzung auf die Eisenkonzentration im Grundwasser nachzuweisen.

Exakte Aussagen sind für Sulfat im Oberflächenwasser möglich. Das Grundwasser ist weniger stark mit Stoffquellen in Beziehung zu setzen. Für Eisen sind nur unscharfe Aussagen möglich, nur ein geringer Teil der Streuung der Eisenkonzentration kann mit den untersuchten Landnutzungstypen in Verbindung gebracht werden.

Tabelle 91: Durch Landnutzung erklärte Streuung unter Berücksichtigung der Höhenregion.

Kompartiment	Eisen	Sulfat
Oberflächenwasser	27 %	72 %
Grundwasser	21 %	54 %

Tabelle 92: Haupteinflüsse aus der Landnutzung.

Kompartiment	Eisen	Sulfat
Oberflächenwasser	Wald (beinhaltet alle) Siedl/Ind	Ackernutzung
Grundwasser	(Ackernutzung) (LandwGrünladn) Wald SiedlInd	Wald (beinhaltet alle) (Siedl/Ind)

Über die dargestellte Regressions- und Varianzanalyse hinaus wurden Verfahren der Kovarianzanalyse und multiplen Regressionsanalyse separat für die Beurteilungsräume angewandt, mit denen die gefundenen Zusammenhänge bestätigt und der Anteil der erklärten Streuung weiter erhöht werden konnte. Es konnte weiterhin festgestellt werden:

- 1) Der Flächenanteil an Siedlung/Industrie spielt offensichtlich eine relativ große Rolle als Einflussfaktor. Er führt zu höheren Sulfat- und Eisengehalten sowohl im Grund- als auch im Oberflächenwasser. Bei Betrachtung einzelner Beurteilungsräume mittels multipler Regressionsanalyse wird er sogar als häufigster Einflussfaktor festgestellt.
- 2) Der Ackeranteil ist als weiterer wichtiger Einflussfaktor zu bewerten.
- 3) Der Anteil an landwirtschaftlichem Grünland ist weniger interessant, spielt aber in einzelnen Beurteilungsräumen als Einflussfaktor eine wichtige Rolle.
- 4) Der Waldanteil ist „komplementär“ (kein echter Einfluss), das gilt auch für den Anteil an landwirtschaftlichem Grünland. Beide reduzieren die echten Einflüsse durch Ackerbewirtschaftung und Siedlung/Industrie.

Die Auswertung zum Einfluss des Bergbaus, durchgeführt als einfache Varianzanalyse für die Beurteilungsräume, zeigten, dass nicht in jedem Beurteilungsraum eine signifikante Beeinflussung der Konzentration im Oberflächenwasser durch den Bergbau feststellbar ist.

Dies liegt in der einzelfallspezifischen Stärke der Beeinflussung der berücksichtigten Bergbauggebiete und -objekte begründet. Zusätzlich wurde eine doppelte Varianzanalyse des Bergbaueinflusses unter Berücksichtigung der zusammengefassten Beurteilungsräume durchgeführt. Im Ergebnis können bei Sulfat 64 % der Gesamtstreuung der Sulfatkonzentration im Oberflächenwasser durch die Kombination Beurteilungsraum (zusammengefasst) und Bergbau erklärt werden. Der Beurteilungsraum überwiegt jedoch als Ursache für die Streuungen (58 %). Insgesamt konnte nicht festgestellt werden, dass die untersuchten Bergbauggebiete, -objekte und Gruben einen wesentlichen Einfluss auf die derzeit gemessenen Eisen- und Sulfatkonzentrationen ausüben. Der Bergbau tritt gegenüber anderen Einflussfaktoren zurück.

Die Auswertung der subjektiv für den Einfluss durch Siedlung/Industrie/Gewerbe/Verkehr anhand von Karten, Satellitenbildern und GIS-Objekten für die Messstellen eingeschätzten Beeinflussungsklassen (0 - unbeeinflusst bis 3 - stark beeinflusst) wurde analog zur Auswertung des Bergbaueinflusses durchgeführt. Auch hier wurde die Auswertung für die einzelnen Beurteilungsräume mittels einfacher Varianzanalyse und mittels doppelter Varianzanalyse unter zusätzlicher Berücksichtigung der Beurteilungsräume.

Für Sulfat im Oberflächenwasser konnte in einigen Betrachtungsräumen eine deutliche Beeinflussung durch Siedlungstätigkeit, Industrie, Gewerbe, Verkehr, Deponien usw. festgestellt werden. Diese Betrachtungsräume liegen mit Ausnahme der Moore alle im Festgesteinsbereich. Hier sind teilweise Erhöhungen auf mehr als das Doppelte der unbeeinflussten Konzentration festzustellen. Im Lockergesteinsbereich dominieren andere Einflüsse die Sulfatkonzentration, so dass hier kein signifikanter Zusammenhang mit der Siedlung- und Industrietätigkeit festgestellt werden konnte. Für das Grundwasser konnten deutliche Beeinflussungen des Sulfatgehaltes durch Siedlung, Industrie u. ä. festgestellt werden. Im Festgesteinsbereich ist dies weniger häufig der Fall. Der Einfluss führt in jedem Fall zu einer Erhöhung des Sulfatgehaltes im Grundwasser. Im Fall der Eisenkonzentration konnte nur für einige zusammengefasste Beurteilungsräume eine Erhöhung des Eisengehaltes im Oberflächenwasser durch die Siedlungs-/Industrietätigkeit im Einzugsgebiet der Messstellen festgestellt werden. Für die überwiegende Mehrheit der Betrachtungsräume war keine Beeinflussung festzustellen. Im Grundwasser war der Zusammenhang noch geringer als im Oberflächenwasser.

Eine Beeinflussung durch Moore konnte sowohl beim Eisen- als auch beim Sulfatgehalt festgestellt werden. Der Sulfatgehalt im Einflussbereich von Mooren ist dabei sowohl im Oberflächen- als auch im Grundwasser geringer als ohne Einfluss. Für das Grundwasser ist der Zusammenhang deutlicher als beim Oberflächenwasser. Im Unterschied zum Sulfatgehalt ist der Eisengehalt umso größer, je mehr eine Messstelle von Moorflächen beeinflusst ist. Dieser Zusammenhang ist sowohl für das Grund- als auch für das Oberflächenwasser signifikant.

Mit einer multivariaten Auswertung wurde zusätzlich versucht, weitere chemische Parameter in die Auswertung mit einzubeziehen. Neben den bisher genannten Einflussfaktoren und den Parametern Eisen gesamt und Sulfat wurden zusätzlich die Konzentrationen an Arsen (gelöst), Blei (gelöst), Zink (gelöst), Nitrat-Stickstoff und Phosphat-Phosphor betrachtet. Bei den genannten Parametern kann von einer Konzentrationserhöhung bei anthropogener Beeinflussung ausgegangen werden. Das Ziel bestand in einer Wichtung der Einflussfaktoren bezüglich ihrer Bedeutung für die Eisen- und Sulfatkonzentration im Oberflächenwasser. Als Verfahren wurde die Hauptkomponentenanalyse angewandt, die Anwendung erfolgte getrennt für jeden der 17 zusammengefassten Beurteilungsräume. Im Ergebnis wurden für

Sulfat häufig deutliche Zusammenhänge festgestellt. Die berechneten Hauptkomponenten konnten vielfach als konkrete Beeinflussungen interpretiert werden, wobei folgende Zusammenhänge festgestellt werden konnten:

- der Einfluss durch Siedlung/Industrie/Gewerbe/Verkehr erhöht die Gehalte an As, Zn, Pb, SO₄,
- der Einfluss durch den Bergbau erhöht die Gehalte an As, Zn, Pb, SO₄,
- der Einfluss durch landwirtschaftliche Ackernutzung erhöht die Gehalte an NO₃, P, SO₄,
- der Einfluss durch Moore erhöht den Gehalt an Eisen und vermindert die Konzentration von SO₄ und anderer Parameter.

Unmittelbare Erhöhungen der Eisenkonzentration aufgrund anthropogener Tätigkeit können mit der Hauptkomponentenanalyse selten festgestellt werden. In einigen Fällen sind erhöhte Eisenkonzentrationen durch allgemeine anthropogene Einflüsse (Siedlung, Industrie, Gewerbe, Verkehr) erkennbar. Sicher ist eine Erhöhung der Eisengehalte aufgrund der Beeinflussung durch Moore.

Die Sulfatkonzentration ist im Ergebnis der Hauptkomponentenanalyse oft deutlich erhöht aufgrund der Ackernutzung. In diesen Fällen sind i. d. R. auch die Parameter NO₃ und P erhöht. Außerdem ist Sulfat im Oberflächenwasser bei Bergbaueinfluss erhöht, hier gemeinsam mit anderen typischen Parametern wie As, Pb, Zn. Auch kann eine Erhöhung des Sulfatgehaltes durch allgemeine anthropogene Beeinflussung (Siedlung, Industrie, Gewerbe...) festgestellt werden. Der Sulfatgehalt geht mit zunehmendem Einfluss durch Moore zurück.

Der Flächenanteil an landwirtschaftlichem Grünland ist auch im Ergebnis der Hauptkomponentenanalyse von untergeordneter Bedeutung. Er wirkt wahrscheinlich indirekt, da er nur dann hoch sein kann, wenn gleichzeitig die Anteile an Ackerland und Siedlung gering sind. Letztere flächenhafte Landnutzungen stellen die eigentliche Ursache für Beschaffenheitsveränderungen im Fließgewässer dar. Der Waldanteil wurde nicht explizit berücksichtigt, da es sich dabei um keine direkte Beeinflussung handelt.

Einschränkungen bezüglich der Interpretierbarkeit der Ergebnisse

Die durchgeführten statistischen Auswertungen erlauben lediglich Aussagen zu den Einflussfaktoren, die konkret als solche untersucht, quantifiziert und bei der Auswertung explizit berücksichtigt wurden. Darüber hinaus gibt es noch Einflüsse, welche nicht bekannt sind oder nicht quantifiziert oder anders eingeschätzt werden können. Dies gilt insbesondere für die Folgen des flächenmäßigen Stoffeintrages an Schwefel/Sulfat und H⁺-Ionen in der Vergangenheit bis zum Jahr 1990 (vgl. Abschnitt 3.3.5). Die damit verbundenen Veränderungen kommen ggf. mittelfristig zum Tragen, was zu erhöhten Sulfatausträgen auch im ausgewerteten Zeitraum 2000-2017 verbunden sein kann. So spiegelt der dargestellte überwiegende Rückgang der Sulfatgehalte an vielen Messstellen im Untersuchungsgebiet wahrscheinlich das Ausklingen des Stoffaustrages aus der flächenhaften Schwefeldeposition in den 1970er und 80er Jahren wider. Damit wird auch deutlich, dass bestimmte quantifizierte Beeinflussungen z. B. durch die landwirtschaftliche Nutzung möglicherweise teilweise auch auf den Stoffaustrag aus der historischen Schwefeldeposition zurückzuführen sind. Dabei ist davon auszugehen, dass insbesondere die tiefgründigen und schluffigen aggregatreichen Lössböden des sächsischen Hügellandes, die gleichzeitig auch vorwiegend landwirtschaftlich genutzt werden, die eingetragenen Stoffe nur verzögert abgeben. Dies kann zur

Folge haben, dass die Sulfatgehalte in den Oberflächengewässern derzeit vor allem in diesen Gebieten mit überwiegender landwirtschaftlicher Nutzung zwar erhöht sind, die Erhöhung aber nicht unmittelbar auf die landwirtschaftliche Nutzung zurückzuführen ist, sondern auf die historischen Stoffeinträge.

Zur Beseitigung dieser verbliebenen Unsicherheiten sollten Untersuchungen auf der Grundlage von gezielten Probenahmen mit nachfolgender Analyse der Schwefelisotope durchgeführt werden. Diese Untersuchungen können einen wesentlichen Beitrag zur Klärung der Herkunft der in den Fließgewässern mitgeführten Sulfatfrachten leisten. Weiterhin wird eine Ergänzung der isotopenanalytischen Untersuchungen mit Modellrechnungen zur Verweilzeit atmosphärischer Schwefeleinträge in den Böden und im Grundwasser empfohlen.

Fazit

Als Ergebnis der Studie ist zu schlussfolgern, dass in Sachsen auch außerhalb der Braunkohlenbergbaureviere eine Reihe von natürlichen und anthropogenen Einträgen von Sulfat und Eisen aus geogenen Quellen sowie der Landwirtschaft, des Bergbaus und der Industrie existiert. Die damit verbundenen Einträge führen zu großflächigen Überschreitungen der entsprechenden LAWA-Orientierungswerte. In dieser Studie wurden diese Quellen ausführlich analysiert.

Hinsichtlich der Planung von Maßnahmen ergab sich für die Bereiche außerhalb der Braunkohlenbergbaugebiete, dass es derzeit keine effizienten Verfahren zur Sulfat- bzw. Eisenanreicherung für die vorherrschenden niedrigen Sulfat- und Eisengehalte im Bereich der LAWA-Orientierungswerte bei großen Durchflussmengen gibt. Dies gilt insbesondere angesichts der großen flächenmäßigen Verbreitung von Überschreitungen der LAWA-OW (siehe z.B. Abbildung 73 und Abbildung 76).

Die Verfahren könnten nur bei einzelnen Punktquellen angewandt werden. Bei der eingeschränkten Abtrenneffizienz insbesondere für Sulfat wäre die Wirksamkeit auf OWK- und Teilgebietsebene sehr begrenzt und würde nicht zum guten Zustand der betrachteten OWK und GWK führen.

LITERATURVERZEICHNIS

Backer, L. C. (2014): Assessing the Acute Gastrointestinal Effects of Ingesting Naturally Occurring High Levels of Sulfate in Drinking Water. – Critical Reviews in Clinical Laboratory Sciences 37: 389-400.

Baldauf, G. (1993): Das Kalk-Kohlensäuregleichgewichtssystem – Grundlage zur Lösung praktischer Probleme, S. 215-245, In: Wasserchemie für Ingenieure, Lehr- und Handbuch Wasserversorgung Bd. 5, Hrsg.: Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V., R. Oldenbourg Verlag München Wien.

Beuge, P.; Hoppe, T.; Kluge, A. & Martin, M. (1994): Grubenwässer des Erzgebirges - Quellen von Schwermetallen in der Elbe, Spektrum der Wissenschaft 1994(5), S. 102-107.

Bilek, F. (2012): Reinigungsverfahren von Grundwasser und Oberflächengewässern, Bearbeitet im Rahmen des Ziel 3 – Projektes VODAMIN, Arbeitspaket 4 – Problemlagen des obertägigen Braunkohlenbergbaus, Teilprojekt P 04, im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie.

BMBau (1997): Schadstoffinformationen für die Anwendung der baufachlichen "Richtlinien für die Planung und Ausführung der Sicherung und Sanierung belasteter Böden" des BMBau für Liegenschaften des Bundes, Hrsg.: Bundesministerium für Raumordnung, Bauwesen und Städtebau.

Brookins, D.G. (1988): Eh-pH-Diagrams for Geochemistry, Berlin, Springer.

Dittrich, I.; Edom, F. & Goldacker, S. (2004): Hydrologische Untersuchungen im FFH-/SPA-Gebiet Dubringer Moor. Im Auftrag des LfUG, Dr. Dittrich & Partner Hydro-Consult GmbH, Bannewitz, & HYDROTELM Frank Edom, Dresden.

DMT (2011): BoxModel Concept: ReacFlow3D, Modelling of the flow of mine water and groundwater, mass and heat transport, Program description, Hrsg.: DMT GmbH & Co. KG, Rev. 2, 10/2011, URL: https://www.dmt-group.com/fileadmin/redaktion/documents/BoxModel_Concept_ReacFlow3D.pdf [Abrufdatum: 27.09.2018].

Fregadolli, L. L.; Vasconcelos, F. & Wildeman, Th. (2015): Use of Anaerobic Reactors for AMD Passive Treatment from a Waste Pile-Jacobina Mine.- Proceedings of the 10th International Conference on Acid Rock Drainage & IMWA Annual Conference (ICARD-IMWA 2015), Santiago de Chile, April 2015.

Friedrich, H.-J. (2012): Pilotanlage zur Grubenwasserbehandlung (Sulfatabreicherung) – Entwicklung & Labor.- Schlussbericht zum VODAMIN-Projekt TP10, Verein für Kernverfahrenstechnik und Analytik Rossendorf e.V.

Friedrich, H.-J. (2013): Pilotanlage zur Grubenwasserbehandlung (Sulfatabreicherung) – Anlagenbetrieb und Monitoring.- Schlussbericht zum VODAMIN-Projekt TP11, Verein für Kernverfahrenstechnik und Analytik Rossendorf e.V.

GARD-Guide (2014): Global Acid Rock Drainage Guide, The International Network for Acid Prevention (INAP). URL: <http://www.gardguide.com> [Abrufdatum: 26.09.2018].

Gelbrecht, J.; Cabezas, A.; Hupfer, M. & Zak, D. (2016): Sulfatbelastung der Spree - Ursachen, Wirkungen und aktuelle Erkenntnisse (IGB Dossier), Hrsg: Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB).

GEOS (2008): Gefährdungspotenzial Steinkohlenhalden Sachsen, Datenbank, Version 3.40, G.E.O.S. Freiberg Ingeniergesellschaft mbH, i. A. des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie, November 2008.

Glombitza, F.; Aubel, T.; Schaffrath, M. & Janneck, E. (2013): Verfahren zur Fassung, Ableitung und Reinigung bergbaulich kontaminierter Grundwässer, Wirtschaftlicher Maßnahmevergleich verschiedener Verfahren zur Fassung, Ableitung und Reinigung von bergbaulich kontaminierten Grundwässern.

GrwV (2010): Verordnung zum Schutz des Grundwassers (Grundwasserverordnung - GrwV), vom 9. November 2010 (BGBl. I S. 1513), die zuletzt durch Artikel 1 der Verordnung vom 4. Mai 2017 (BGBl. I S. 1044) geändert wurden ist.

GÜK400 (1992): Geologische Übersichtskarte des Freistaates Sachsen i. M. 1:400.000, 3. Auflage, Hrsg. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Bereich Boden und Geologie, Freiberg.

GWRL (2006): RICHTLINIE 2006/118/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 12. Dezember 2006 zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung.

GWRL (2014): RICHTLINIE 2014/80/EU DER KOMMISSION vom 20. Juni 2014 zur Änderung von Anhang II der Richtlinie 2006/118/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung.

Halle, M. & Müller, A. (2014): Korrelationen zwischen biologischen Qualitätskomponenten und allgemeinen chemischen und physikalisch-chemischen Parametern in Fließgewässern, Endbericht. im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, erarbeitet im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“, Projekt O 3.12.

Halle, M. & Müller, A. (2015a): Typspezifische Ableitung von Orientierungswerten für den Parameter Sulfat. Ergänzungsprojekt im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) zum Projekt O3.12 des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“

Halle, M. & Müller, A. (2015b): Fließgewässertypspezifische Ableitung von Orientierungswerten und taxaspezifischen Präferenzspektren des Makrozoobenthos für den Parameter Eisen, Endbericht. Im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, erarbeitet im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ (Projekt O6.14).

Hamburg (1997): Eisen und Gewässer. Hinweise zur Beurteilung bei Direkteinleitungen und über Auswirkungen auf Oberflächengewässer, Hrsg.: Freie und Hansestadt Hamburg, Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt.

Hoth, N. (2003): Modellgestützte Untersuchungen zur Grundwassergüteentwicklung in Braunkohleabraumkippen und deren Abstrom unter Berücksichtigung natürlicher Rückhalt- und Abbauprozesse, Dissertation TU Bergakademie Freiberg - Fakultät für Geowissenschaften, Geotechnik und Bergbau 14. 05. 2003.

HÜK200: Hydrogeologische Übersichtskarte 1:200.000 von Deutschland (HÜK200), Oberer Grundwasserleiter (WMS), Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe.

INAP (2003): International Network for Acid Prevention: Treatment of Sulphate in Mine Effluents, LORAX Environmental, 2003, 129 p.

INKA BB (2016): Schlussbericht des Innovationsnetzwerkes Klimaanpassung Region Brandenburg/Berlin (INKA BB), FKZ: 01LR0803A - 01LR0803M, URL: <http://www.inka-bb.de/> [Abrufdatum: 28.11.2016]

IWB (2010a): Untersuchung der hydrochemischen und ökologischen Auswirkungen der Exfiltration von eisenhaltigem, saurem Grundwasser in die Kleine Spree (nördlich Speicher Burghammer) und in die Spree (Ruhlmühle), Abschlussbericht Teil 1: Erkundung (Mai 2010), Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, i. A. der LMBV.

IWB (2010b): Studie zu den Auswirkungen des Grundwasseranstiegs auf die Beschaffenheit der Oberflächengewässer in den Sanierungsgebieten B1 (Seese/Schlabendorf) und B2 (Greifenhain/Gräbendorf), Abschlussbericht Dezember 2010, Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, i. A. der LMBV.

IWB (2012): Weiterführende Untersuchungen zu den hydrochemischen und ökologischen Auswirkungen der Exfiltration von eisenhaltigem, saurem Grundwasser in die Kleine Spree und in die Spree, Projektphase 2: Präzisierung der Ursachen und Quellstärken für die hohe Eisenbelastung des Grundwassers, Teil 1: Erkundung (September 2012), Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, i. A. der LMBV.

IWB (2013): Studie zu den Auswirkungen des Grundwasserwiederanstiegs auf die Beschaffenheit der Oberflächengewässer in den Sanierungsgebieten B1 (Seese/Schlabendorf) und B2 (Greifenhain/Gräbendorf), Projektphase 2: Vertiefung der Untersuchungen zur Präzisierung der Modellgrundlagen und der Bemessungsansätze für Wasserbehandlungsanlagen, Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, i. A. der LMBV.

IWB (2015): Einschätzung des Anteils des Sanierungsbergbaus der LMBV an der Sulfatbelastung der Spree, Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, i. A. der LMBV.

Janneck, E.; Glombitza, F.; Martin, M. & Kahnt, R. (2009): Durchführung von speziellen Untersuchungen bezüglich Sulfat im brandenburgischen Einzugsgebiet der Spree unter den Bedingungen des Sanierungs- und des aktiven Bergbaus. Studie der G.E.O.S. Ingenieurgesellschaft mbH im Auftrag des Landesumweltamtes Brandenburg.

Kahnt, R. & Paul, M. (2008): Integrated Methodology for the Optimization of Mine Closure, Vortrag Mine Closure Konferenz Johannesburg, Südafrika, 2008.

Kardel, K.; Rank, G. & Pälchen, W. (1996): Geochemischer Atlas des Freistaates Sachsen, Teil 1: Spurenelementgehalte in Gesteinen, Materialien zum Bodenschutz, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Radebeul.

Kessler, K.; Edom, F. & Dittrich, I. (2011): Informationssystem Moore, Erstellung eines Fachkonzepts für ein landesweites Informationssystem zur Lage und Verbreitung von Mooren und anderen organischen Massstandorten (SIMON), Schriftenreihe Heft 14/2011, Hrsg.: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie.

Kleeberg, A. (2014): Eintrag und Wirkung von Sulfat in Oberflächengewässern (Kap. V-1.2.5), Handbuch Angewandte Limnologie (Hrsg. Hupfer, M., Calmano, W., Fischer, H., Klapper, H.), Wiley VCH, 1-34.

Koch, R. (2003): Experimentelle und modellgestützte Entwicklung von Verfahren der geochemischen Grundwasser- und Untergrundbehandlung zur Gefahrenabwehr im Nordraum des Senftenberger Sees, Abschlussbericht, BMBF, FKZ 02WB0068.

Koenzen, U.; Döbbelt-Grüne, S.; Sondermann, M.; Modrak, P. & Hamer, H. (2016): Bewertung des Vorhabens „Gewässerausbau Cottbuser See, Teilvorhaben 2 – Herstellung des Cottbuser Sees“ gemäß der EG-WRRL, Anhang 10: Wirkzusammenhänge zwischen

Allgemeinen physikalisch-chemischen Parametern (ACP) und biologischen Qualitätskomponenten.

KORA (2007): Themenverbund 6 Bedeutung von NA - Prozessen für die Grundwasserbeschaffenheitsentwicklung in Braunkohlenabraumkippen - "Reduktive Prozesse als Selbsthilfemechanismen zur natürlichen Schadstoffimmobilisierung in Braunkohlenabraumkippen" Gemeinsames Förderprojekt der TU Bergakademie Freiberg mit der LMBV, Partner: G.E.O.S. Freiberg Ingenieurgesellschaft mbH, INC - Institut für Nicht-klassische Chemie e.V. an der Universität Leipzig, UFZ Umweltforschungszentrum Halle - Leipzig GmbH und dem GFI - Grundwasserforschungsinstitut GmbH Dresden BMBF / BMBF, FKZ 02WN0505, 2004 - 2007.

Kruspe, R.; Neumann, J.; Opitz, M.; Theiss, S.; Uhlmann, W. & Zimmermann, K. (2014): Fließgewässerorganismen und Eisen. Qualitative und quantitative Beeinflussungen von Fließgewässerorganismen durch Eisen am Beispiel der Lausitzer Braunkohlenfolgelandschaft. Hrsg.: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. Schriftenreihe des LfULG, Heft 35/2014.

Kulinna, M.; Lindner, K.; Merten, D. & Reichmuth, M. (1997): Die Energiewirtschaft Ostdeutschlands — Stand und Entwicklung. Hrsg. Ufer, D., Schriftenreihe des Instituts für Energetik und Umwelt, Leipzig, Hrsg: Brune, W. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart, Leipzig. ISBN 978-3-8154-3541-0.

Kunkel, R.; Voigt, H.-J.; Wendland, F. & Hannappel, S. (2004): Die natürliche, ubiquitär überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland. Hrsg.: Forschungszentrum Jülich, Schriften des Forschungszentrums Jülich. Reihe Umwelt/Environment 47, Zentralbibliothek.

Lamers, L. P. M. *et al.* (2013): Sulfide as a soil phytotoxin – a review. *Frontiers in Plant Science* 4:1-13.

Laukenmann, S. (2002): Transport und Austausch redoxsensitiver Elemente zwischen Freiwasser und Sediment in einem eutrophen Hartwassersee (Willersinnweiher/ Ludwigshafen), unter besonderer Berücksichtigung des geochemischen Verhaltens von Uran, Dissertation, Ruprecht-Karls-Universität Heidelberg.

LAWA (2007): Rahmenkonzeption Monitoring Teil B - Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibung, Arbeitspapier II: Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Qualitätskomponenten zur unterstützenden Bewertung von Wasserkörpern entsprechend EG-WRRL, Bund/Länderarbeitsgemeinschaft (LAWA), Ständiger Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“, Stand 07.03.2007.

LAWA (2015): Rahmenkonzeption Monitoring Teil B - Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibung, Arbeitspapier II: Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Qualitätskomponenten zur unterstützenden Bewertung von Wasserkörpern entsprechend EG-WRRL, Bund/Länderarbeitsgemeinschaft (LAWA), Ständiger Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“, Stand 09.01.2015.

LAWA (2016): Rahmenkonzeption Monitoring Teil B; Arbeitspapier I, Gewässertypen und Referenzbedingungen, Bund/Länderarbeitsgemeinschaft (LAWA), Ständiger Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“, Stand 02.02.2016.

LBEG (2018): Untersuchungen zur Freisetzung von Sulfat aus Böden und Gesteinen in Niedersachsen, Hrsg.: Niedersächsisches Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie, Hannover, URL: https://www.lbeg.niedersachsen.de/karten_daten_publicationen/publikationen/einzelveroeffentlichungen/freisetzung_von_sulfat/569.html [Abrufdatum: 21.12.18].

Lenntech (2015): Eisen (Fe) und Wasser. Eisen und Wasser: Reaktionen, Umwelt- und Gesundheitseffekte. URL: <http://www.lenntech.de/pse/wasser/eisen/eisen-und-wasser.htm> [Abrufdatum: 01.08.2018].

LEP (2013): Landesentwicklungsplan 2013, Kabinettsbeschluss vom 12. Juli 2013, Karte 6: Landschaftsgliederung, Hrsg.: Sächsisches Staatsministerium des Inneren.

LfULG (2015): Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie: Sächsische Beiträge zu den Bewirtschaftungsplänen Elbe und Oder. Bericht über die sächsischen Beiträge zu den Bewirtschaftungsplänen der Flussgebietseinheiten Elbe und Oder nach § 83 WHG bzw. Artikel 13 der Richtlinie 2000/60/EG für den Zeitraum von 2016 bis 2021. 193 S., 5 Anl. Dresden, November 2015.

LfULG (2017a): Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Referat 44: Oberflächenwasser, Wasserrahmenrichtlinie. Darstellung der bergbaubeeinflussten Oberflächenwasserkörper (OWK).

LfULG (2017b): Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Referat 45: Landeshochwasserzentrum, Gewässerkunde. Geodatendownload des Fachbereichs Wasser. URL: <https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/wasser/10002.htm> [Abrufdatum: 21.11.2017].

LfULG (2017c): Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie: Niedrigwasserkennwerte und mittlere Durchflüsse. Leitfaden zur Webanwendung „MNQ, MQ und Querbauwerke“: Modellgestützte Ermittlung regionaler Niedrigwasserkennwerte (MNQ) mittlerer Durchflüsse (MQ) für sächsische Fließgewässer und deren Integration in das „Wasserhaushaltsportal Sachsen“ sowie Realisierung einer „Recherche-Schnittstelle“ zur sächsischen Querbauwerksdatenbank. Schriftenreihe des LfULG, Heft 4/2017.

LfULG (2018a): Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Referat 44: Oberflächenwasser, Wasserrahmenrichtlinie. Datendownload der Gewässergütedaten. URL: <https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/wasser/7112.htm> [Abrufdatum: 25.07.2018]

LfULG (2018b): Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Webanwendung „Wasserhaushaltsportal Sachsen - MNQ, MQ und Querbauwerke“, URL: <http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/infosysteme/mnq-regio/Website/> [Abrufdatum: 23.08.2018]

LfULG (2018c): Datenportal iDA - interdisziplinäre Daten und Auswertungen. Thema Wasser - Oberflächenwassermessstellen. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, URL: <https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/infosysteme/ida/pages/map/default/index.xhtml> [Abrufdatum: 22.08.2018]

LfULG (2018d): Datenportal iDA - interdisziplinäre Daten und Auswertungen. Thema Wasser - Grundwassermessstellen. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, URL: <https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/infosysteme/ida/pages/map/default/index.xhtml?jsessionid=419C2E3A12BB91EE445E928E5B09D79C> [Abrufdatum: 23.08.2018]

LfULG (2018e): Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Referat 43: Siedlungswasserwirtschaft, Grundwasser. Landesmessnetz Grundwasser. URL: <https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/wasser/6241.htm#article6252> [Abrufdatum: 23.08.2018]

LMBV (2014): LMBV-Pilotvorhaben ab April 2014 für drei Jahre an der Ruhlmühle geplant. URL: <https://www.lmbv.de/index.php/Nachrichtenleser/lmbv-pilotvorhaben-ab-april-2014-an-der-ruhmuehle-geplant.html> [Abrufdatum: 15.04.2019].

- LMBV (2017): Lösungen der LMBV für eine saubere Spree Spreegebiet Südraum - Untersuchungen und Lösungsansätze. Unternehmenskommunikation LMBV, Dr. Uwe Steinhuber, Januar, 2017.
- Locher, F.W. (1967): Chemischer Angriff auf Beton. *Betontechnische Berichte* 67: 19-34.
- Martin, M.; Kuhr, J.; Greif, A. (2019): Schadstoffe - Ableitung von Hintergrundwerten, Teil: Ausweisung bergbaulich beeinflusster Oberflächenwasserkörper (OWK). Auftraggeber: Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie des FS Sachsen. Dresden 2019
- Matthes, F. C. (1999): Stromwirtschaft und deutsche Einheit. Dissertation, Freie Universität Berlin, ISBN 3-89811-806-1.
- McDermid, J. M. & Lönnerdal, B. (2012): Iron. In: *Advances in nutrition* (Bethesda, Md.). Band 3, Nummer 4, Juli 2012, S. 532-533.
- MEPBC (2008): Ambient Water Quality Guidelines for Iron, Ministry of Environment, Province of British Columbia; prepared by Phippen B., Horvath C., Nordin R., Nagpal N., Science and Information Branch Water Stewardship Division, 28.02.2008.
- Merkel, B. & Sperling, B. (1996): Hydrogeochemische Stoffsysteme, Teile I und II. in: *Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V. (DVWK)*, Hefte 110 u. 117, Wirtsch.- und Verlagsges. Gas und Wasser, Bonn, 1996/1998.
- Nestler, W. & Grischek, T. (Hrsg.) (2002): *Handbuch Wasserversorgung und Sulfatbelastung des Grundwassers unter land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen*, BMBF-Verbundhaben Nr. 02WT9929.
- NLWK - Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz (2001): *Grundwassergütebericht 2001*, NLWK Schriftenreihe Band 5, Sulingen 2001.
- OGewV (2016): *Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung – OGewV) vom 20. Juni 2016*; BGBl. S. 1373 ff.
- Ohle, W. (1938): Die Bedeutung der Austauschvorgänge zwischen Schlamm und Wasser für den Stoffwechsel der Gewässer. *Vom Wasser* 13:87-97.
- Pälchen, W.; Rank, G.; Lange, H. & Tischendorf, G. (1987): Regionale Clarkewerte – Möglichkeiten und Grenzen ihrer Anwendung am Beispiel des Erzgebirges (DDR), *Chemie der Erde*, 47 (1/2), S. 1-17, Jena.
- Pälchen, W. (Hrsg.) (2009): *Geologie von Sachsen II, Georessourcen, Geopotenziale, Georisiken*, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart 2009.
- Pulles, W.; Coetser, L.; Heath, R. & Muhlbauer, R. (2004): Development of high-rate passive sulphate reduction technology for mine waters. – In: Jarvis, A. P., Dudgeon, B. A. & Younger, P. L.: *mine water 2004 – Proceedings International Mine Water Association Symposium 1*. – p. 253-262, 8 Fig.; Newcastle upon Tyne (University of Newcastle), URL: <http://www.imwa.info/imwa-proceedings/189-proceedings-2004.html> [Abrufdatum: 26.09.2018].
- Rank, G.; Kardel, K.; Pälchen, W. & Weidensdörfer, H. (1999): *Bodenatlas des Freistaates Sachsen, Teil 3 – Bodenmessprogramm, Bodenmessnetz Raster 4 km x 4 km, Materialien zum Bodenschutz*, Hrsg.: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Radebeul.
- Reichel, W. & Schauer, M. (2005): *Das Döhlener Becken bei Dresden. Bergbau in Sachsen Band 12*, Hrsg. Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden 2005.

Richter, G. & Meissner, R. (2002): Schwefel in der Atmosphäre, Kapitel 4 in: Handbuch Wasserversorgung und Sulfatbelastung des Grundwassers unter land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen. Hrsg. Nestler, W. & Grischek, T. (2002), S. 56-64.

SächsWRRLVO (2004): Verordnung des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft zur Bestandsaufnahme, Einstufung und Überwachung der Gewässer (Sächsische Wasserrahmenrichtlinienverordnung – SächsWRRLVO) vom 7. Dezember 2004.

Schaible, U. E. & Kaufmann, S. H. (2004): Iron and microbial infection. In: Nat. Rev. Microbiol. 2, Nr. 12, Dezember 2004, S. 946–953.

Schachtschabel, P.; Blume, H.-P.; Brümmer, G.; Hartge, K.-H. & Schwertmann, U. (1992): Scheffer/Schachtschabel – Lehrbuch der Bodenkunde, 13. Auflage, Stuttgart, Enke.

Schneider, P.; Neitzel, P.L.; Schaffrath, M. & Schlumprecht, H. (2003): Leitbildorientierte physikalisch-chemische Gewässerbewertung – Referenzbedingungen und Qualitätsziele. Hrsg.: Umweltbundesamt, Texte 15/03.

Sennewald, R. & Martin, M. (2014): Untersuchungen zum Grund- und Oberflächenwasser im Grenzraum Zinnwald/Cinovec. Abschlussbericht Ziel 3-Projekt VODAMIN – Teilprojekte P03/P06/P12/P17, Halsbrücke 2014.

TrinkwV (2001): Trinkwasserverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 10. März 2016 (BGBl. I S. 459), die zuletzt durch Artikel 1 der Verordnung vom 3. Januar 2018 (BGBl. I S. 99) geändert worden ist.

Tümping, W. v. & Friedrich, G. (Hrsg.) (1999): Biologische Gewässeruntersuchung, Methoden der biologischen Wasseruntersuchung 2, Gustav Fischer Verlag Jena, ISBN 3-437-35170-2.

UBA (2018): Luftschadstoff-Emissionen in Deutschland, Umweltbundesamt, 30.07.18, URL: <https://www.umweltbundesamt.de/daten/luft/luftschadstoff-emissionen-in-deutschland#> [Abrufdatum: 28.09.2019].

Uhlmann, W. & Arnold, I. (2003): Eisenausfällungen im Lausitzer Braunkohlerevier. Teil 2: Geochemie und Genese der Inkrustierung. In: Surface Mining. Braunkohle & Other Minerals 55 (3): 276-287.

Veolia (2018): CARIX-Wasserenthärtung, Veolia Water Treatment Technologies, URL: <http://technomaps.veoliawatertechnologies.com/carix/de/> [Abrufdatum: 26.09.2018].

Wolkersdorfer, C. (2014): Reinigungsverfahren für Grubenwasser – Bewertung und Beschreibung von Verfahren (V 1.3 2017-05-22). URL: https://www.researchgate.net/profile/Christian_Wolkersdorfer/contributions [Abrufdatum: 26.09.2018].

WRRL (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327 vom 22.12.2000.

WRRL (2006): Richtlinie 2006/11/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Februar 2006 betreffend die Verschmutzung infolge der Ableitung bestimmter gefährlicher Stoffe in die Gewässer der Gemeinschaft, Amtsblatt der Europäischen Union L 64 vom 04.03.2006.

WRRL (2008): Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Ände-

rung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien des Rates 82/176/EWG, 83/513/EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG und 86/280/EWG sowie zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG, Amtsblatt der Europäischen Union L 348 vom 24.12.2000.

WRRL (2009): Richtlinie 2009/90/EG der Kommission vom 31. Juli 2009 zur Festlegung technischer Spezifikationen für die chemische Analyse und die Überwachung des Gewässerzustands gemäß der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates, Amtsblatt der Europäischen Union L 201 vom 1.8.2009.

WRRL (2013): Richtlinie 2013/39/EU Des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. August 2013 zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik, Amtsblatt der Europäischen Union L 226/1 vom 24.08.2013.

WRRL (2014): Richtlinie 2014/101/EU der Kommission vom 30. Oktober 2014 zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Amtsblatt der Europäischen Union L 311 vom 31.10.2014.

Vehanen, T.; Vurori, K.-P.; Sutela, T.; Aroviita, J.; Karjalainen, S.M. & Teppo, A. (2012): Impacts of acid sulfate soils on river biota in Finnish rivers, In: P. Österholm, M. Yli-Halla & P. Eden, 7th International Acid Sulfate Soil Conference in Vaasa, Finland. Towards harmony between land use and the environment, Geological Survey of Finland, Guide 56: 147-148.

Zak, D., Kleeberg, A. & Hupfer, M. (2006): Sulphate-mediated phosphorus mobilization in riverine sediments at increasing sulphate concentration, River Spree, NE Germany. Biogeochemistry 80: 109-119.

Zak, D.; Rossoll, T.; Exner, H.-J.; Wagner, C. & Gelbrecht, J. (2009): Mitigation of sulfate pollution by rewetting of fens – a conflict with restoring their phosphorus sink function? – Wetlands 29: 1093-1103.

Ziemann, H. (1971): Die Wirkung des Salzgehaltes auf die Diatomeenflora als Grundlage für eine biologische Analyse und Klassifikation der Binnengewässer. Limnologica (Berlin) 8, 505 – 525.