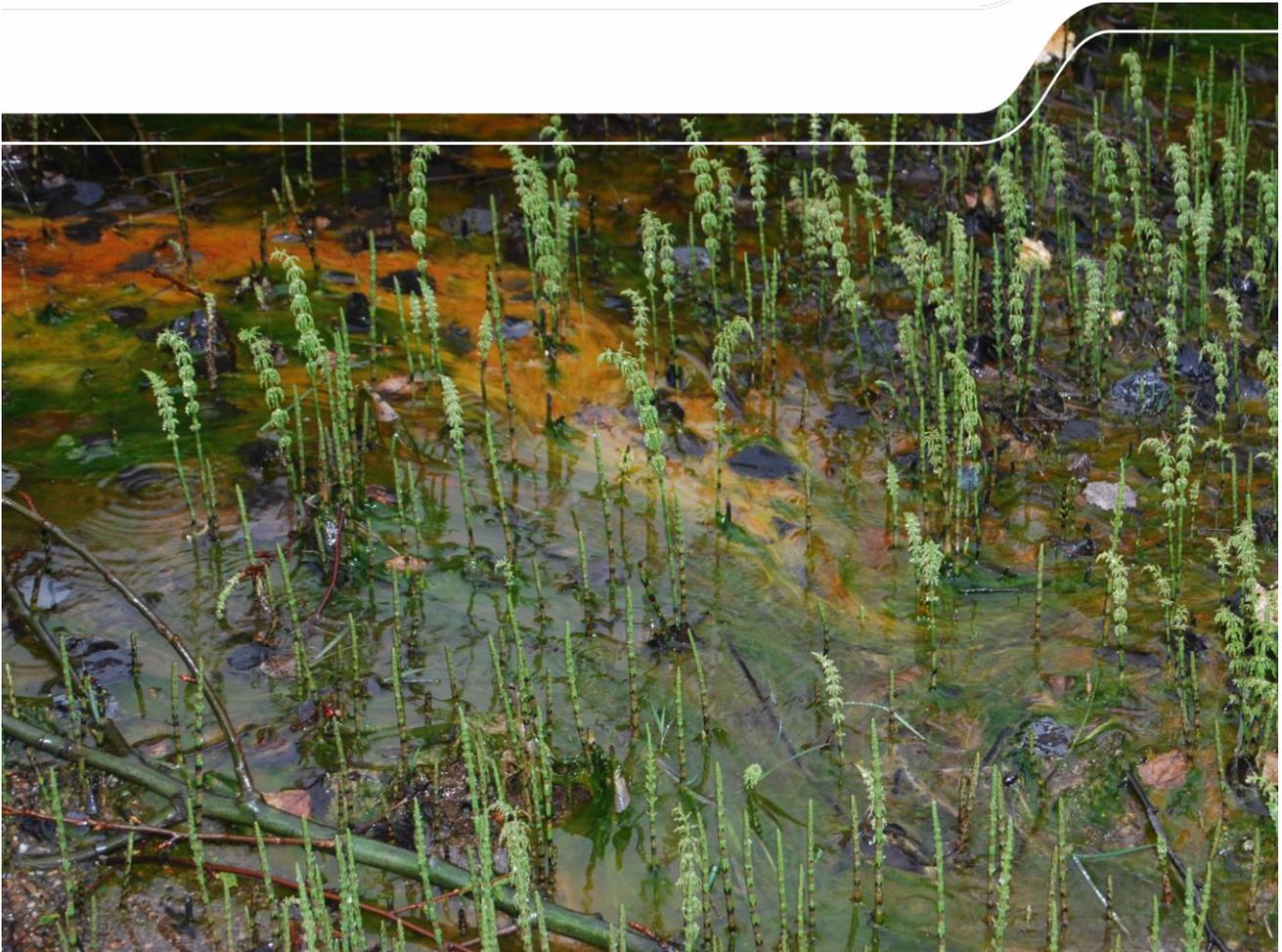


Kennntnisstandanalyse

Wetlands



Natürlich gebildete Wetlandfläche mit Rückhalt von Eisenhydroxiden und Arsen
Foto: E. Janneck

Kenntnisstandsanalyse und Stand des Wissens und der Technik bei der Reinigung von Wässern durch aerobe oder anaerobe Wetlands unter Einbeziehung der Nutzung von Mikroorganismen und unter Betrachtung möglicher Maßnahmen zur Reaktionsbeschleunigung

Franz Glombitza, Eberhard Janneck

G.E.O.S. Ingenieurgesellschaft mbH
Schwarze Kiefern 2
09633 Halsbrücke

Bearbeitungszeitraum: 25.04.2016 – 15.11.2016

1	Einleitung und Veranlassung	9
2	Bergbauwässer Art und Vorkommen.....	10
2.1	Charakterisierung von Bergbauwässern	10
3	Wetlandsysteme.....	14
3.1	Einleitung	14
3.2	Zusammenstellung von chemischen und mikrobiell gestützten chemischen wasserqualitätsbeeinflussenden Prozessen.....	14
3.2.1	Chemische Prozesse	15
3.2.1.1.	Oxidierende Prozesse.....	15
3.2.1.2.	Säurebildende Prozesse	15
3.2.1.3.	Reduzierende Prozesse.....	16
3.2.1.4.	Fällungsprozesse und Komplexbildungsreaktionen	16
3.2.1.5.	Sorptionen und Adsorptionen	18
3.2.2	Mikrobiologische Prozesse und Wechselwirkungen	18
3.2.2.1	Oxidations- und Reduktionsprozesse	19
3.2.2.2	Säurebildende mikrobielle Prozesse.....	21
3.2.2.3	Stoffwandlungen und Transformationen	22
3.2.2.4	Mikrobielle Sorptions- und Akkumulationsprozesse.....	22
3.2.2.4.1	Einführung	22
3.2.2.4.2	Sorptionsprozesse	23
3.2.2.5	Prozessrelevante Parameter für Sorptionsprozesse.....	24
4	Technische Umsetzung und Anwendung.....	27
4.1	Einleitung	27
4.2	Passive Verfahren.....	30
4.3	Mikrobiell und biologisch unterstützte Verfahren (aktive Prozesse)	31
4.3.1	Aerobe Prozesse	31
4.3.2	Anaerobe Prozesse	33
4.4	Modifizierte Verfahren - Einflüsse Beschleunigungen.....	34
4.4.1	Beschleunigung durch Sauerstoffzufuhr	34
4.4.2	Beschleunigung durch H ₂ Zufuhr	36
4.4.3	Beschleunigung durch Steigerung der Wachstumsgeschwindigkeit und Biomassekonzentrationserhöhung	37
5	Verfahrensparameter und Auslegung von Wetlands.....	39
5.1	Einleitung	39
5.2	Wasserverweilzeit und Bestimmung der Verweilzeitverteilung	41
5.3	Flächenbedarf und Reaktionsraumgröße.....	43
5.3.1	Flächenbedarf.....	43
5.3.2	Reaktionsraumbestimmung	43
6	Stabilität von Prozessen in Wetlands	44
6.1	Klimatische Einflüsse	44
6.2	Thermodynamische Stabilitätskriterien	45
7	Versuch einer Bewertung und Ableitung von Kosten	46
7.1	Ableitung von Kosten	47

7.2	Verwendung von Wichtungsfaktoren	48
7.3	SWOT Analyse	49
8	Rechtliche und gesetzliche Rahmenbedingungen	50
9	Probleme / Fallbeispiele	51
9.1	Auflistung von gebauten und betriebenen Wetlands und kurze Darstellung der Ergebnisse	51
9.1.1	Wetland Lehesten	51
9.1.2	Wetland Pöhla I	53
9.1.3	Wetland Paitzdorf.....	58
9.1.4	Wetland Hartenstein	62
9.1.5	Wetland Pöhla II.....	66
9.2	Ableitung von Lösungsmaßnahmen.....	70
9.2.1	Vincensgraben (Vinzenzgraben?).....	70
9.2.2	Bielastolln	71
9.2.3	Stangenbergbach.....	75
10	Zusammenfassung	79
11	Literatur	80

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Schematische Darstellung einer Zellsubstanzsynthese mit Energietransfer.....	19
Abbildung 2: Schematische Darstellung der Aufnahme eines Metalls in Abhängigkeit von der Anzahl an Sorptionsschritten bei konstanter Metallkonzentration im Wasser	25
Abbildung 3: Schematische Darstellung der Aufnahme eines Metalles in Abhängigkeit von der Anzahl an Sorptionsschritten bei unterschiedlich hohen Metallkonzentration im Wasser	26
Abbildung 4: Anoxische Kalksteindrainage (ALD).....	27
Abbildung 5: Reaktionsgraben gefüllt mit einem Aufwuchsträger für Mikroorganismen und Zufuhr einer organischen Kohlenstoffquelle	27
Abbildung 6: Anoxischer durchströmter Reaktionsgraben gefüllt mit Strohballen.....	28
Abbildung 7: kontinuierlich und fortlaufend Alkalität produzierendes Reaktionssystem (SAPS) mit anoxisch und neutralem Ablauf des Drainagewassers	28
Abbildung 8: Anoxische Biofilmkammern mit Schwimmschlamm abgedeckt.....	28
Abbildung 9: Wetlandkonstruktionen in Verbindung mit einem Oxidationsteich.....	28
Abbildung 10: Belüftungsgerinne mit Kalksteinbarrieren	29
Abbildung 11: Kontrollierte gesteuerte Eutrophierungsreaktionsbecken mit Nährstoff- bzw. Phosphatzugabe	29
Abbildung 12: Kalkzugabe zur pH Wertverschiebung und Eisenabtrennung	29
Abbildung 13: Verwendung von Aufwuchsträgern und Stroh als C – Quelle für eine Sulfatreduktion.....	29
Abbildung 14: Abdecken der Sedimente mit organischem Material zur Bindung von Schwermetallen nach Sulfidbildung und pH Wertverschiebung durch Säureelimination	30
Abbildung 15: Kiesbett in einem Wetland mit und ohne Manganablagerungen	32
Abbildung 16: Zusammenstellung der wichtigsten biologischen und chemischen Reaktionen bei einer Sulfatreduktion	34
Abbildung 17: Kaskade zur Belüftung und Steigerung des Sauerstoffeintrages vorgeschaltet vor einem Wetland.....	35
Abbildung 18: Algorithmus für die Planung und Auslegung eines Wetlands.....	41
Abbildung 19: Messung der Leitfähigkeit in einem Wasser zur Verweilzeitbestimmung.....	41
Abbildung 20: Markierung des Wassers in einem Wetland mit Uranin	42
Abbildung 21: Ansicht eines Wetlands im Winter.....	45
Abbildung 22: Aluminiumhaltiges Sickerwasser.....	52
Abbildung 23: Ansicht und Querschnitt der Wasserbehandlungsanlage in Lehesten.....	53
Abbildung 24: Schematischer Aufbau und Wasserführung des Wetlands Pöhla (Kießig 2000)	57
Abbildung 25: Schematische Darstellung des Wetlandaufbaues.....	59
Abbildung 26: Aufbau des Wetlands und Installation der Probenahmerohre	60
Abbildung 27: Probenahme am Wetland	60
Abbildung 28: Sulfatkonzentrationen an verschiedenen Stellen im Wetland nach dem Beginn des Versuchsbetriebes	61
Abbildung 29: Veränderung der Urankonzentrationen an verschiedenen Stellen im Wetland in der Zeit zwischen Mai 2002 bis Januar 2003.....	61
Abbildung 30: Veränderung der Uraniumkonzentration in der anaeroben Reduktionskammer	64
Abbildung 31: Wassertemperatur im zugeführten und behandelten Wasser	64
Abbildung 32: Arsenkonzentration im zugeführten und behandelten Wasser.....	65
Abbildung 33: Ansicht des Reduktionsbeckens im Wetland Hartenstein	65
Abbildung 34: Schönungsteich mit Kaskade.....	66
Abbildung 35: Schematische Darstellung der Behandlungsanlage.....	67
Abbildung 36: Ansicht der gesamten Anlage	68

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Verallgemeinernde Übersicht über wasserqualitätsverändernde Prozesse	10
Tabelle 2: Übersicht über die Zusammensetzung einiger unterschiedlicher Bergbauwässer	11
Tabelle 3: Zusammensetzung ausgewählter Wässer des Braunkohlesanierungsbergbaues	13
Tabelle 4: Zusammenstellung von Fällungsprodukten und ihrer Löslichkeit	17
Tabelle 5: Zusammenstellung ausgewählter Oxidationsprozesse	19
Tabelle 6: Zusammenstellung ausgewählter Reduktionsprozesse	20
Tabelle 7: Zusammenstellung verschiedener Konzentrierungsfaktoren (BCF – Werte)	26
Tabelle 8: Chemische Zusammensetzung von Biomassen	36
Tabelle 9: Stöchiometrische Größen für Sulfatreduktion	37
Tabelle 10 spezifische Koeffizienten für Sulfatreduktion bei Wetlands	38
Tabelle 11: Schematische Ableitung von Flächenbedarf und Berieselungsdichte	43
Tabelle 12: Ableitung des Becken Volumens und der Fläche für eine anaerobe Reduktionskammer	44
Tabelle 13: Zusammenstellung von spezifischen Wasserbehandlungskosten	47
Tabelle 14: Prozessbewertung mit Faktoren.....	48
Tabelle 15: Ergebnisse einer SWOT Analyse.....	49
Tabelle 16 Reinigungserfolg im Zeitraum 01.07.1998 bis 01.12.1998	53
Tabelle 17: Inhaltsstoffe des Flutungswassers Pöhla – Tellerhäuser	55
Tabelle 18: Charakteristik der Schadstoffabtrennung	55
Tabelle 19: Zusammensetzung von Zu – und Ablauf des Haldensickerwassers Paitzdorf	58
Tabelle 20: Zusammensetzung des Drainagewassers	62
Tabelle 21: Charakteristische Daten des Flutungswassers	66
Tabelle 22: Mittelwerte für die Zusammensetzung des Wasserzulaufes und des behandelten Wassers in den Jahren 2006 und 2007.....	69
Tabelle 23: Ausgewählte Daten Vinzenzgraben Mündung	70
Tabelle 24: Daten Einleitung Grauwanke.....	71
Tabelle 25: Daten Restloch Clara III	71
Tabelle 26: Daten Einleitung Dubring II	71
Tabelle 27: Abflussmengen kleiner und großer Biela sowie Sickerwassermengen	72
Tabelle 28: Konzentrationen von Metallen, Anionen und berechnete Schwebstoffgehalte.....	73
Tabelle 29: Arsen- und Eisenkonzentrationen vor und nach Belüftung im Sickerwasser	74
Tabelle 30 : Eckdaten für einen Sedimentationsteich und ein aerobes Wetland	75
Tabelle 31: Ausgewählte Analysendaten der Wasserzusammensetzung Stangenbergbach	76
Tabelle 32: Charakterisierung des Ablaufes der BD Nord (Janneck et.al. 2010).....	76
Tabelle 33 Überschlägige Ermittlung von Auslegungsdaten für ein anaerobes Wetland Stangenbergbach.....	78
Tabelle 34: Berechnung der gespeicherten Sulfidmengen im Wetland	78

Abkürzungsverzeichnis

A	Symbol für Affinität
a	spezifische Oberfläche ($m^2\text{Gas}/m^3\text{Wasser}$)
AFS	Abfiltrierbare Reststoffe
ALD	Anoxic Limestone Drain
AMD	Abkürzung für Acid Mine Drainage (Saures Bergbaudrainagewasser)
ARD	Abkürzung für Acid Rock Drainage (Saures Gesteinsdrainagewasser)
BCF	Biologischer Konzentrations Faktor
BD	Abkürzung für Bahndrainage
BM	Abkürzung für Biomasse
Bq	Becquerel
mBq	Millibecquerel
BSB	Biologischer Sauerstoffbedarf
C_a	aktuelle Konzentration (mg/l)
C_s	Sättigungskonzentration (mg/l)
CESR	Cost Effective Sulphate Removal
CRC	Kohlenstoff freisetzende Verbindung (carbon released compound)
COD	Chemischer Sauerstoffbedarf (chemical oxygen demand)
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
$C_xH_yO_z$	Synonym für eine organische Substanz mit C, H und O
d	Abkürzung für Tag
DOC	dissolved organic carbon, gelöster organischer Kohlenstoff
EDR	Umkehrelektrodialyse
FBL	Förderbohrloch
FG	Floßgraben
FTR	Filtrierbarer Trockenrückstand??
GH	Gesamthärte
HG	Hammergraben
HLSR	Hochleistungssulfatreduktion
HRC	Wasserstoff freisetzende Verbindung (hydrogen release compound)
h_r	Reaktionszeit
h	Abkürzung für Stunde
l, L	Abkürzung für Liter
K_B	K_B – Wert (Aussage über die Basenstärke des Wassers)
K_l	Stoffübergangskoeffizient Luft Wasser (m/h)
K_s	K_s – Wert (Aussage über die Säurestärke des Wassers)
L	Synonym für einen thermodynamischen Strom
m	Meter
Me	Abkürzung für Metall
MO	Abkürzung für Mikroorganismen
mg	Milligramm
NF	Nanofiltration
NS	Abkürzung für Nährsalze
NWG	Nachweisgrenze

n.b.	Nicht bestimmt
nm	Nanometer
ORC	Sauerstoff freisetzende Verbindung (Oxygen release compound)
P	Reaktionsprodukte
pH	negativer dekadischer Logarithmus der Wasserstoffionenaktivität (pH – Wert)
Q	Wassermenge
R	Abkürzung für Rest bei organischen Verbindungen
RAPS	Reduzierendes Alkalität Produzierendes System (Siehe auch SAPS)
REACH	R egistration E valuation A utorization and R estriction of C hemicals
RI	Abkürzung für Restloch
RL	Reinigungsleistung
RO	Reversosmose
rO ₂	Sauerstoffeintragungsgeschwindigkeit (g/lh)
S	Entropie, Abkürzung für Substrat allgemein
SAPS	Successive Alkalinity Producing System (Schrittweise Alkalität produzierendes System)
SFB	Senftenberg
THG	Treuhand Gottes Stolln
TOC	Gesamter organischer Kohlenstoff
t	Zeit
V	Volumen
X	Synonym für eine thermodynamische Kraft, Abkürzung für Biomasse allgemeine

Griechische Symbole:

μg	Mikrogramm
μ	chemisches Potenzial
μ _{max}	maximale spezifische Wachstumsgeschwindigkeit [h ⁻¹]
v	Zeichen für einen stöchiometrischen Koeffizient
σ	Symbol für die Entropieproduktion
Σ	Symbol für eine Summe
T	Verweilzeit [h]

1 Einleitung und Veranlassung

In den Regionen mit aktivem Braunkohlenbergbau sowie in den Bergbaufolgelandschaften der Braunkohle ist der natürliche Wasserhaushalt stark beeinträchtigt. Nachteilige Auswirkungen sind großflächige und langfristige Veränderungen von Menge und Beschaffenheit sowohl des Sicker- und Grundwassers als auch der Fließ- und Standgewässer. Wesentliche Ursache ist die bergbaubedingte Grundwasserabsenkung und der damit verbundene Sauerstoffzutritt, der zur Pyritverwitterung führt. Die Folge der Verwitterung ist eine Versauerung der Kippen und die Freisetzung großer Mengen an Sulfat, Eisen aber auch Ammonium in die anstehenden Oberflächen- und Grundwasserkörper. Neben den aufgeführten Komponenten ist zusätzlich mit einer Freisetzung von unterschiedlichen Schwermetallen und Spurenelementen zu rechnen. Gleichzeitig wird die Härte des Wassers durch die Freisetzung von Härtebildnern beeinflusst.

In Gebieten mit ehemaligem Erzbergbau werden Oberflächengewässer durch Abflüsse aus Bergbaustollen und Drainagewässern aus Halden und Tailings beeinträchtigt. Diese Belastungen aus dem Bergbau halten über viele Jahrzehnte an. Charakteristisch sind teilweise punktuelle und teilweise diffuse Eintragspfade der Schadstoffe in die Gewässer sowie das langsame sich oft über mehrere Jahrzehnte hinziehende Abklingen der Belastung. Für eine Reduzierung der Schadstoffbelastung werden deshalb die unterschiedlichsten Technologien und Behandlungsverfahren verwendet. Dabei handelt es sich um chemische Fällungsprozesse wie der Zugabe von Kalk oder Bariumchlorid, der Verwendung von Membranverfahren oder einer intensiven Belüftung für diverse Oxidationsprozesse. Wenn die zu behandelnden Wassermengen klein sind und die Schadstofffracht nur noch gering ist, dann sind aktive Behandlungsverfahren oft ökonomisch nicht darstellbar und nicht angemessen. Daher sind passive Verfahren in der bergbaulichen Nachsorge und der Phase abklingender Schadstoffbelastung oft eine betrachtenswerte Alternative. Die Einsatzmöglichkeiten sind jedoch an bestimmte Leistungs- und Kapazitätsgrenzen gebunden. Ebenso sind sie durch die abklingenden Konzentrationen und Frachten der Schadstoffe in der Regel nur eine begrenzte Zeit anwendbar.

Mit Schreiben vom 20.04.2016 wurde deshalb GEOS beauftragt, im Rahmen einer Studie eine Übersicht über die Verwendung von Wetlands bzw. von passiven Verfahren zur Reinigung von Bergbauwasser und den damit verbundenen Randbedingungen zusammenzustellen.

Den Schwerpunkt dieser Studie bildet deshalb eine Zusammenfassung des Kenntnisstandes und die Darstellung des Wissensstandes der Technik bei der Reinigung von Wässern durch aerobe oder anaerobe Wetlands unter Einbeziehung der Nutzung von Mikroorganismen und unter Betrachtung möglicher Maßnahmen zur Reaktionsbeschleunigung vor dem Hintergrund der erforderlichen Erreichung der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie. Betrachtet werden dabei insbesondere neue und innovative Verfahren zur Abscheidung von Schwermetallen und weiterer anorganischer sowie organischer Verbindungen mit dem Zweck der Ableitung kostengünstiger Wasserreinigungsverfahren für Wetlandssysteme. Die Erkenntnisse sollen die Grundlage für eine zielgerichtete wirtschaftliche und mengeneffiziente Anwendung von innovativen aeroben und anaeroben passiven Gegenmaßnahmen zu bergbaubedingten Wasserverunreinigungen bilden.

Gleichzeitig sollen Hinweise auf die Grenzen der Anwendung und die sie bestimmenden Einflussfaktoren zusammengestellt werden. Solche Grenzen beruhen auf einer Limitation der zu behandelnden Wassermenge, und den aus ihnen abzutrennenden Inhaltsstoffen, den klimatischen Einflüssen und daraus unterschiedlich hohen resultierenden Restkonzentrationen.

Gleichzeitig mit dieser Studie sollen Bewertungsalgorithmen abgeleitet und juristische Randbedingungen sowie Erfordernisse diskutiert werden.

Insbesondere soll der zukünftig nach Bergbautätigkeit wiederherzustellende gute chemische Zustand sowie das gute ökologische Potential bergbaubeeinflusster Gewässer- sofern sinnvoll- durch Anlage und Bewirtschaftung anaerober und aerober Wetlands unterstützt werden. Dazu werden vertiefte Erkenntnisse sowohl zum Design von Wetlands als auch die Auswertung von Betriebserfahrungen und die erreichbaren Leistungskennziffern zusammengestellt

2 Bergbauwässer Art und Vorkommen

2.1 Charakterisierung von Bergbauwässern

Eine summarische und verallgemeinernde Übersicht über die in Bergbaugebieten anzutreffenden Veränderungen der Wasserzusammensetzung und die dabei auftretenden Schadstoffe, hervorgerufen insbesondere durch physikalische, chemische und biologische Reaktionen und Prozesse sind in Tabelle 1 zusammengestellt.

Die im Wasser auftretenden Veränderungen sind einmal höhere Konzentrationen von den unterschiedlichsten Schwermetallen und toxischen Elementen, an Radionukliden, eine erhöhte Salzlast und eine gestiegene Konzentration an Härtebildnern, meistens in Verbindung mit einem veränderten abweichenden pH Wert und erhöhten CSB und/oder BSB Werten.

Die Ursachen für diese Veränderungen sind in der Regel die Freisetzung von H^+ Ionen durch säurebildende Prozesse wie der Schwefelsäurebildung aus Sulfiden und Schwefel durch chemische und mikrobiologische Prozesse - AMD-Bildung - und die Auflösung bzw. Freisetzung von Metallverbindungen als Folgereaktion, die Reduktion von unlöslichen Metallverbindungen unter anaeroben Verhältnissen bei fehlendem Sauerstoff wie zum Beispiel der Reduktion von Mn^{4+} aus Braunstein zu löslichem Mn^{2+} oder der Reduktion von Fe^{3+} zu Fe^{2+} , des Sulfates zu Sulfid sowie die Reduktion von schwerlöslichem As^{5+} aus Arsenat zu As^{3+} meistens katalysiert durch Mikroorganismen. Seltener aber in jedem Falle auch zu beachten sind die Endprodukte der mikrobiellen Nitrifikation und Denitrifikation, die zu erhöhten Nitrat oder NH_4^+ - Konzentrationen und mit den damit verbundenen Folgen in der Wasserzusammensetzung führen.

Tabelle 1: Verallgemeinernde Übersicht über wasserqualitätsverändernde Prozesse

Schadstoff	Ursache	Bemerkung
Schwermetalle	Saure Laugung Komplexbildung mit anorganischen und organischen Liganden	Aerobe Prozesse, mikrobiell induzierte oxidierende und reduzierende Prozesse
Radionuklide	Saure und alkalische Laugung, Komplexbildung, reduzierende sulfatverbrauchende Prozesse	Pyritoxidation mit nachfolgender U^{4+} Oxidation und Bildung von Uranylsulfat, Sulfatreduktion und Freisetzung von Ra
Anionen	Freisetzung von Sulfat, Chlorid, Fluorid, Hydrogenkarbonat	Säurebildung (H_2SO_4) und Freisetzung von Anionen durch Verdrängungsreaktionen
Ammonium	Bildung und Freisetzung von NH_4^+ aus organischem Material	Abbau von organischem Material und Nitratreduktion

	und durch NO_3^- Reduktion	
Salzlast	Freisetzung von Härtebildnern Ca, Mg und korrespondierenden Anionen	Sekundärprozess nach Säurebildung
Veränderter pH Wert	pH Verschiebungen durch Freisetzung oder Verbrauch von H^+ und OH^-	Folge von Säurebildungen oder Fällungen von Hydroxiden
CSB	Bildung von sauerstoffverbrauchenden anorganischen und organischen Substanzen	Sauerstoffverbrauch durch Oxidation oxidierbarer Ionen (Mn^{2+} , Fe^{2+} , S^{2-}) oder org. C - Verbindungen
BSB	Bildung von sauerstoffverbrauchenden mikrobiell oxidierbaren organischen Substanzen	Sauerstoffverbrauch durch mikrobiell oxidierbare Wasserinhaltsstoffe

In Tabelle 2 und Tabelle 3 sind die Zusammensetzungen von einigen unterschiedlichen Wässern beispielhaft und exemplarisch aufgeführt. Sie stammen aus alten Erzbergbaugebieten, unterschiedlichen Uranabbauregionen und verschiedenen Braunkohlegewinnungsregionen. Tabelle 2 enthält Analysenwerte von Wässern aus Erzbergbaugebieten vorwiegend den unterschiedlichen Standorten des Uranerzbergbaus, dem Freiburger Erzbergbaugebiet sowie eine Wasseranalyse aus dem aktiven Braunkohlenbergbau. In der Tabelle 3 sind Analysen einiger Wässer aus den Braunkohlensanierungsgebieten zusammengestellt. Die pH Werte der Wässer liegen im sauren bis zum neutralen Bereich. Bedingt durch unterschiedliche Behandlungsstrategien und unterschiedliche Interessen bei der Durchführung der Analysen sowie verschiedenen Genesen unterscheiden sich die jeweils analysierten Elemente und Parameter erheblich. Die Zusammenstellungen zeigen jedoch die große Spannweite der in den Wässern enthaltenen Inhaltsstoffe.

Tabelle 2: Übersicht über die Zusammensetzung einiger unterschiedlicher Bergbauwässer

Pöhla m 221			Ronneburg Daten von 2008/2009			Königstein			Freiberg		Lausitz, Tzschelln
Parameter / Element	Dimension	Wert	e-621 Brunnen II	e – 622 Gessen -tal	e– 683 Becken 369	FBL filtriert	FBL un- filtriert	Sicker- was- ser	THG 1	Rothschön- berg	angesäuert
pH Wert	-	6,9	5,6	5,0	8,7	2,7		3,4			1,7
AFS	mg/L	< 5	25	370	87						
GH	°dH	11,1	254	235	-						
As	µg/L	2340	508	60	107	43,6	40,1	7,78	14,9	10,5	42,3
Fe	mg/L	7,39	587	426	336	126	125	10,4	0,0654	0,061,3	286

U	mg/L	0,021	0,56	0,26	1,15	13,2	13,0	1,66	0,000216	0,00172	0,000201
Mn	mg/L	0,252	17	20	20	16,7	16,6	12,4	1,10	0,746	6,37
Cl⁻	mg/L	4	92	67	279	98,5	99,0	348	37,9	112	17,6
SO₄²⁻	mg/L	< 5	5560	5080	4780	1590	1580	1650	190	246	4070
NO₃⁻	mg/L	<1				1,66	1,66	4,45			<0,5
N ges.	mg/L	<1									
CSB	mg/L	<15									
Cr	µg/L	<5	20	20	20	76,8	73,5	5,4	< 20	20	< NWG
Zn	µg/L	12	2570	4130	3750	14500	15100	11000	2920	2570	0,107
Cd	µg/L	<1	30	179	110	105	107	24	1,51	19,3	< NWG
Pb	µg/L	<5	20	20	20	728	736	3,58	2,18	7,31	0,317
Hg	µg/L	<0,1	0,1	0,1	0,1						
Ni	µg/L	<5	3440	5080	4500	580	591	509	25,0	30,4	48,7
Se	µg/L	<1				<NWG	<NWG	<NWG	< NWG	< NWG	< NWG
Cu	µg/L	<5	606	4430	7510	55,6	54,8	43,6	2,28	11,0	0,666
Ba	µg/L	1410				144	145	121	15,9	18,3	7,58
Na	mg/L	37,8				81,8	81,3	242,0	19,0	44,7	25,100
K	mg/L	6,8				7,260	7,490	13,80	3,82	4,45	11,00
Mg	mg/L	17,9	855	746	686	29,3	29,0	69,6	22,3	28,8	118
Ca	mg/L	49,8				288	286	444	71,3	111	345
Al	mg/L	<0,02	9	39	22	33,2	32,5	14,6	0,0877	0,130	0,311
HCO₃⁻	mg/L	330	93	30	19						
oPO₄³⁻	mg/L	<0,1				< 0,5	< 0,5	< 0,5	0,043	0,110	< 0,5

Die zu beachtenden möglichen chemischen und biologischen Prozesse, die zu diesen verschiedenen Zusammensetzungen geführt haben und die existierenden Möglichkeiten, die in dem Wasserkörper aufgetretenen Veränderungen zu korrigieren, sind in den nachfolgenden Kapiteln dargestellt.

Tabelle 3: Zusammensetzung ausgewählter Wässer des Braunkohlesanierungsbergbaues

Parameter	Dimension	Borna West	Reinitza Zulauf Pumpstation Bahnsdorf	Reinitza Zulauf Meuro	Reinitza Zulauf SFB Laugkfeld	Plessa RI 116	Plessa FG	Plessa HG
pH Wert	-	5,7	2,9	5,12	3,60	2,9	2,9	4,2
Leifähigkeit	µS/cm	3250	1580	2700	950/1980	1500	1340	603
Nitrat	mg/L	0,4	n.b.	n.b.	n.b.	0,26	0,26	0,34
Sulfat	mg/L	1427 - 2200	650	1630	390 / 820	630	560	270
Fluorid	mg/L	0,3	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Chlorid	mg/L	87	39,3	41,3	23 / 100	14	13	28
Ammonium	mg/L	4,12	1,9	2,15	2,79 / 10,64	3,19	3,28	2,37
Cr VI	mg/L	< 0,008	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
TIC /DIC	mg/L	25 – 85	0,6	25	50 / 147	1,3	2,0	10
TOC	mg/L	13	0,6	5,1	76 / 94	1,7	6,0	24
HCO ₃ ⁻ ber.	mg/L	71	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
CO ₃ ²⁻ ber.	mg/L	< 0,5	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
PO ₄ ³⁻ ges.	mg/L	0,03	< 0,01	< 0,01	0,31 / 0,84	< 0,2 (P)	< 0,2 (P)	0,03
Aluminium	mg/L	0,15 – 0,48	1,89	1,11	1,8 / 6,7	4,8	4,4	0,45
Arsen	µg/L	2 - 10	< 0,5	41,3	n.b.	< 1	1	1
Blei	µg/L	< 1	n.b.	n.b.	n.b.	< 1	< 1	< 1
Cadmium	µg/L	0,3 - 1	n.b.	n.b.	n.b.	0,3	0,2	< 0,2
Calcium	mg/L	440	189	394	43 / 130	150	140	77
Chrom ges.	mg/L	0,002	n.b.	n.b.	n.b.	0,002	0,002	<0,001
Eisen	mg/L	250	6,63	237	120 / 270	53,1	37,8	12,4

Eisen II	mg/L	246	0,57	219	120 / 250	1,80	10,5	10.,8
Eisen III berechnet	mg/L	4	6,06	18	0 / 20	32,6	34,2	1,60
Kobalt	mg/L	0,091	0,054	0,061	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Kupfer	mg/L	< 0,001	0,017	<0,005	n.b.	0,002	0,001	< 0,001
Magnesium	mg/L	110 - 160	28,2	83,8	9 / 36	19	16	12
Mangan	mg/L	5,7	1,84	3,71	0,4 / 2,0	1,5	1,4	0,90
Nickel	mg/L	0,093 – 0,15	0,056	0,100	n.b.	0,047	0,042	0,012
Quecksilber	µg/L	< 0,2	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Zink	mg/L	0,081 – 0,47	0,0667	0,226	n.b.	0,18	0,16	0,055

3 Wetlandssysteme

3.1 Einleitung

Eine Korrektur der durch die unterschiedlichsten Reaktionen ausgelösten Veränderungen der Wasserzusammensetzung ist einmal bei Vorliegen von großen Wassermengen durch eine Behandlung in einem technischen Prozess möglich. Das ist in der Regel eine Fällung bei gleichzeitiger Verschiebung des pH Wertes in den Neutralbereich. In ausgefallenen Situationen werden auch Membranverfahren für eine Wasserreinigung verwendet.

Wenn die Wassermengen klein sind und der Aufbau und Betrieb einer Wasserbehandlungsanlage mit hohen Kosten verbunden ist, werden naturnahe Lösungen gesucht, die eine Wasserreinigung durch eine gegenläufige Reaktion zum Entstehungsprozess zum Ziel haben. Das setzt aber die Kenntnisse der einmal abgelaufenen Prozesse und der zu etablierenden Gegenprozesse voraus.

3.2 Zusammenstellung von chemischen und mikrobiell gestützten chemischen wasserqualitätsbeeinflussenden Prozessen

Die zu berücksichtigenden Prozesse sind säurebildende Reaktionen, Oxidationen und Reduktionen, Komplexierungsreaktionen und in selteneren Fällen Transformationen. Unter komplexierenden Prozessen soll dabei die Bildung von stabilen Komplexen verstanden werden. Bei Transformationen handelt es sich um die Umwandlung anorganischer Reaktionspartner mit organischen Molekülresten zu metall- oder metalloorganischen Verbindungen. Bekannteste Beispiele dürften die Methylierungen und Ethylierungen von Quecksilber und Arsen sein. Diese aufgeführten Prozesse können dabei rein chemischer Natur sein, sie können aber auch mikrobiell beeinflusst bzw. katalysiert sein

3.2.1 Chemische Prozesse

Die Anzahl der rein chemisch ausgelösten Prozesse ist relativ gering und beruht auf einigen Oxidationen, Reduktionen und säurebildenden Prozessen sowie einer Anzahl von Fällungsreaktionen als Folge von pH Wertverschiebungen oder Überschreitungen der geltenden Löslichkeitsprodukte.

3.2.1.1. Oxidierende Prozesse

Die am meisten beobachteten oxidierenden Prozesse beruhen auf der Einwirkung des Luftsauerstoffes auf eisen- und sulfidhaltige Minerale wie Markasit und Pyrit in Gegenwart von Wasser. Sie sind der Auslöser für die Bildung von sauren Drainagewässern durch die Freisetzung von Protonen (AMD / ARD) und der weiteren Mobilisierung verschiedener Schwermetalle. Broughton et.al. 1992, Rob & Robinson 1995, Taylor et.al. 2003).



Dabei kann die Mobilisierung durch eine Auflösung ausgelöst durch die gebildete Schwefelsäure erfolgen oder durch eine Oxidation des in einem zweiten Schritt gebildeten Fe^{3+} .



Die Geschwindigkeit mit der die Auflösung und Nachlieferung von Fe^{3+} und H^+ erfolgt ist dabei neben den vorhandenen Konzentrationen vor allem vom pH Wert abhängig.

Ein Beispiel für die Mobilisierung eines Schwermetalles ist die Freisetzung von Uran durch die Oxidation von U^{4+} mit Fe^{3+} zur Bildung von mobilem U^{6+} , das mit den vorhandene Sulfationen Uranyl sulfate bildet und im sauren pH Gebiet sehr gut löslich ist. (Torma 1985) Gleichungen 4, 5 (Bernhardt, Damm 1973)



Neben dem Trisulfaturanatanion ist auch ein Disulfaturanatanionen bekannt.

Ein weiterer zu beachtender Oxidationsprozess, der vor allem im sauren pH Gebiet abläuft, ist die Oxidation von Fe^{2+} zu Fe^{3+} durch Mangandioxid. (Bernhardt, Damm 1973)



Durch diesen Prozess wird einmal die weitere Freisetzung von Schwermetallen katalysiert, zum anderen sorgt er für eine Freisetzung von Mn^{2+} Ionen im Wasser.

3.2.1.2. Säurebildende Prozesse

Der am meisten anzutreffende Prozess einer Säurebildung ohne Mitwirkung von Mikroorganismen beruht auf der chemischen Oxidation von sulfidhaltigen Mineralen wie Pyrit und Markasit. Markasit ist dabei weniger stabil als Pyrit und wird in Gegenwart

von Luftsauerstoff zu Eisenoxid und SO₂ oxidiert. Diese Oxidation geht sehr schnell, bei Pyrit findet der gleiche Prozess statt dauert aber etwas länger.



Wenn Feuchtigkeit vorhanden ist oder Wasser dazu kommt wirkt das gebildete Fe³⁺ als Katalysator für die weitere Oxidation der Sulfide wie in (3) gezeigt und aus dem SO₂ wird über SO₃²⁻ und Wasser zunächst schweflige Säure und dann Schwefelsäure. (Broughton et.al.1992). Eine weitere Möglichkeit zur Bildung bzw. zur Freisetzung von Protonen existiert immer dann, wenn Metallionen als Hydroxide gefällt werden und die dabei übrig bleibenden Protonen im Wasser verbleiben. Solche Beispiele sind die Fällungen von Fe(OH)₃ oder von Manganoxyhydroxid. (Rob Robinson 1995)



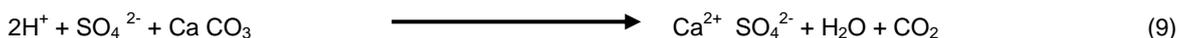
Ähnliche protonenfreisetzende Prozesse sind bei der Fällung von Aluminium zu beobachten.

3.2.1.3. Reduzierende Prozesse

Die auf rein chemischer Basis beruhenden reduzierenden Prozesse sind in der Regel als Gegenstück zu den Oxidationsprozessen anzusehen. Die dabei auftretenden Reaktionsprodukte sind vor allem Fe²⁺ und Mn²⁺ Ionen. Daneben müssen auch As³⁺ Ionen als Ergebnis einer Reduktion von As⁵⁺ genannt werden

3.2.1.4. Fällungsprozesse und Komplexbildungsreaktionen

Fällungsprozesse treten immer dann auf wenn die Löslichkeitsprodukte von Metallverbindungen überschritten werden. Die wichtigsten Fällungsprozesse im Zusammenhang mit der Gestaltung von Wetlands und der Wasserreinigung sind die Bildung von Hydroxiden in neutralen oder alkalischen pH Wertbereichen. Dazu ist die Entfernung von H⁺ Ionen oder die Freisetzung von OH⁻ Ionen notwendig. Eine solche Reaktion findet statt, wenn die gebildete Säure im vorliegenden Falle die sulfathaltige Lösung mit einem Karbonat reagiert.



Eine annähernd ähnliche Reaktion findet statt, wenn an Stelle von Karbonat Kalk oder Kalkmilch verwendet wird.



Durch die Entfernung der Wasserstoffionen wird der pH Wert in den Neutralbereich verschoben, das heißt, die Konzentration der Hydroxylionen steigt und Metalle können als Hydroxide gefällt werden. Wenn dabei gleichzeitig das Löslichkeitsprodukt von CaSO₄ überschritten wird, fällt ein Teil der Kalziumionen als Kalziumsulfat (Gips) aus.

In der Tabelle 4 sind wichtige zu erwartende Fällprodukte und einige Aussagen über die jeweiligen Löslichkeiten zusammengestellt, soweit sie bekannt sind. Die Löslichkeit wird dabei in g einer wasserfreien Substanz, die in 100 g Lösungsmittel in diesem Falle Wasser aufgelöst werden können, angegeben und das bei einer vorgegebenen Temperatur. (Vogel 1956)

Tabelle 4: Zusammenstellung von Fällungsprodukten und ihrer Löslichkeit

Reaktion	Element	Fällungsprodukt	Löslichkeit [g/100 ml Lösungsmittel]	Bemerkung
Hydroxidfällung	Fe ³⁺	Fe(OH) ₃	0,0048 X 10 ⁻⁶ / 18 °C	
	Fe ²⁺	Fe(OH) ₂	96 X 10 ⁻⁶ / 18 °C	
	Cu ²⁺	Cu(OH) ₂		Unlöslich in Wasser
	Mn ²⁺	Mn(OH) ₂	0,19 X 10 ⁻³ / 18 °C	
	Ni ²⁺	Ni(OH) ₂	1,3 X 10 ⁻³ / 20 °C	
	Zn ²⁺	Zn(OH) ₂	0,19 X 10 ⁻³ / 29 °C	
	Al ³⁺	Al(OH) ₃	1,5 X 10 ⁻⁴ / 20 °C	
Sulfatfällung	Ca ²⁺	CaSO ₄	0,067 / 100 °C	Anhydrit
		CaSO ₄ 2H ₂ O	0,2036 / 20 °C	Gips
	Ba ²⁺	BaSO ₄	0,23 X 10 ⁻³ / 18 °C	
Hydroxysulfat	Fe ³⁺	Fe ₈ O ₈ [(OH) _x (SO ₄) _y]		Schwertmannit
	Me ⁺ / Fe ³⁺	Me ⁺ Fe ₃ [(OH) ₆ /(SO ₄) ₂]	Unlöslich in Wasser	Jarosit, Me ⁺ = K, Na, NH ₄ ⁺
Karbonat	Ca ²⁺	CaCO ₃	1,5 X 10 ⁻³ / 18 °C	Calzit / Aragonit
Phosphat	Fe ³⁺	FePO ₄ X 2 H ₂ O		Un/schwerlöslich in Wasser
Sulfid	Fe ³⁺	Fe ₂ S ₃		unlöslich in Wasser
	Fe ²⁺	FeS ₂	0,5 X 10 ⁻³ / 18 °C	Disulfid / Pyrit
	Fe ²⁺	FeS ₂	0,44 X 10 ⁻³ / 18 °C	Sulfid / Magnetkies

Neben der Fällung als Hydroxid wurden auch Fällungen von Karbonaten, Sulfaten und Phosphaten sowie Fällungen als Sulfide aufgenommen.

Eine solche Fällung setzt dabei die Bildung oder Anwesenheit der notwendigen Ionen wie z. B. von freien Sulfidionen voraus. Das ist aber unter natürlichen Bedingungen durch einen rein chemischen Prozess in einem Wetland nicht immer zu erwarten.

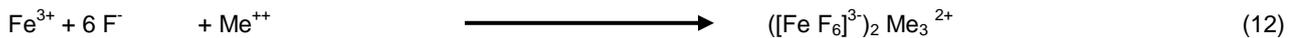
In die Tabelle wurden ebenfalls Ausfällungen von Eisen mit Sulfaten im sauren pH Gebiet aufgenommen, die bei einer Wasserbehandlung von einem sulfathaltigen Wasser immer eine besondere Rolle spielen.

Neben diesen Fällungsprozessen ist eine Reihe von Komplexbildungen bekannt, die ebenfalls zur Abtrennung von Schadstoffen genutzt werden können.

So bilden Huminsäuren neben weiteren organischen Verbindungen mit Schwermetallen sehr stabile Komplexe die in entsprechenden Konstruktionen für eine Bindung und Entfernung von Schwermetallen aus Wässern verwendet werden können.

(Schöpke 2007)

Eine Reihe von Metallionen ist fähig Komplexe zu bilden, die anschließend stabil und bei bestimmten pH Werten gut löslich sind. Ein bekanntes Beispiel ist die Bildung von Eisenhexafluorokomplexen unter sauren pH Bedingungen.



Diese Komplexe können andere Metalle binden und damit in der Lösung halten. Auf der anderen Seite ist die Stabilität vom pH Wert abhängig, so dass es auch zu einer Zerstörung eines solchen Komplexes und der Freisetzung bzw. der Abscheidung von Metallen kommen kann. (Institut für Biotechnologie IBT - Offenlegungsschrift 1991) So zerfällt der Eisen-Hexafluorokomplex bei einem Steigen des pH Wertes und Eisen sowie ein schwerlösliches Fluorid werden abgeschieden.

3.2.1.5. Sorptionen und Adsorptionen

Neben Fällungsprozessen ist für eine Abtrennung von Metallionen auch die Adsorption und Absorption möglich. Dazu werden vorwiegend Materialien mit großen Oberflächen und spezifischen geladenen funktionellen Gruppen verwendet, die entweder ein Anhaften an der Oberfläche oder eine Aufnahme und Bindung an die Trägersubstanz auslösen. Bekannte Beispiele sind die Verwendung von Verbindungen die aus Eisenoxiden, -hydroxiden oder -hydroxysulfaten bestehen wie FerroSorp, (Kießig 2001) oder von geschäumten Titanoxidverbindungen wie Hedulit (Kießig 2001, Annable et.al. 2008).

FerroSorp der Fa. HeGoBiotec GmbH ist ein durch ein spezielles Verfahren körnig hergestelltes Eisenoxidhydrat mit einer spezifischen Oberfläche von 300 m²/g. Der mittlere Porenradius beträgt ca.200 nm, die Gesamtporosität 70%.

Solche Sorbentien eignen sich für die Errichtung von chemischen Barrieren und reaktiven Wänden zur Abtrennung von Metallen.

Es sind aber auch umfangreiche Sorptionsprozesse durch die Bindung und Aufnahme in bzw. an Mikroorganismen bzw. deren Zellwände bekannt. und in den verschiedensten Behandlungstechnologien angewandt.(Brierley et.al. 1986, Beveridge, Doyle 1989, Brierley 1990).

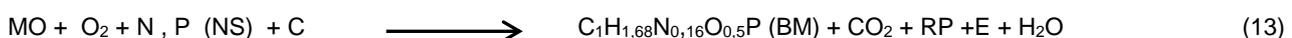
3.2.2 Mikrobiologische Prozesse und Wechselwirkungen

Eine große Rolle bei der Gestaltung und dem Betrieb von Wetlands spielen die verschiedenen mikrobiologischen Prozesse.

Durch Mikroorganismen werden eine Reihe von Metallen und Schadstoffen je nach Mikroorganismenart und den herrschenden Prozessbedingungen oxidiert, reduziert oder in andere Verbindungen transformiert. (Beveridge, Doyle 1989, Ehrlich 1996, Rossi 1990, Schippers et.al. 2014). Dadurch ändern sich die physikalischen und chemischen Eigenschaften der so behandelten Metalle. Diese Prozesse können deshalb sowohl für eine Mobilisierung als auch für eine Immobilisierung genutzt werden. Da sie in der Regel mit dem Metabolismus von Mikroorganismen verbunden sind, kann als Ausgangspunkt der Betrachtungen für die verschiedensten Reaktionen die Zellsubstanzsynthese genutzt werden. Die Zellsubstanzsynthese ist in der nachfolgenden schematischen Reaktionsgleichung dargestellt.

Sie beschreibt, dass Mikroorganismen Sauerstoff und Nährstoffe sowie eine Kohlenstoffquelle benötigen, um sich zu vermehren und Biomasse zu bilden und dabei CO₂ sowie diverse weitere Reaktionsprodukte neben Wasser und Energie / Wärme abgeben.

Vereinfacht kann deshalb für die Zellsubstanzsynthese folgende Reaktionsgleichung angesetzt werden



Da diese Lebensprozesse aus anabolen und katabolen Reaktionen bestehen, verlangt das eine ständige Bereitstellung von Energie für den Aufbau der organischen Materie und die damit verbundenen Abbauprozesse, die auf der Basis von Oxidations- und Reduktionsprozessen geliefert werden muss.

In der Abbildung 1 ist deshalb die Zellsubstanzsynthese unter Berücksichtigung der Energielieferung und der notwendigen Nähr- und Spurenstoffe dargestellt. Bei diesem Prozess muss immer ein Reaktionspartner die Elektronen für die Energielieferung abgeben und ein zweiter Partner muss anwesend sein, der sie aufnimmt.

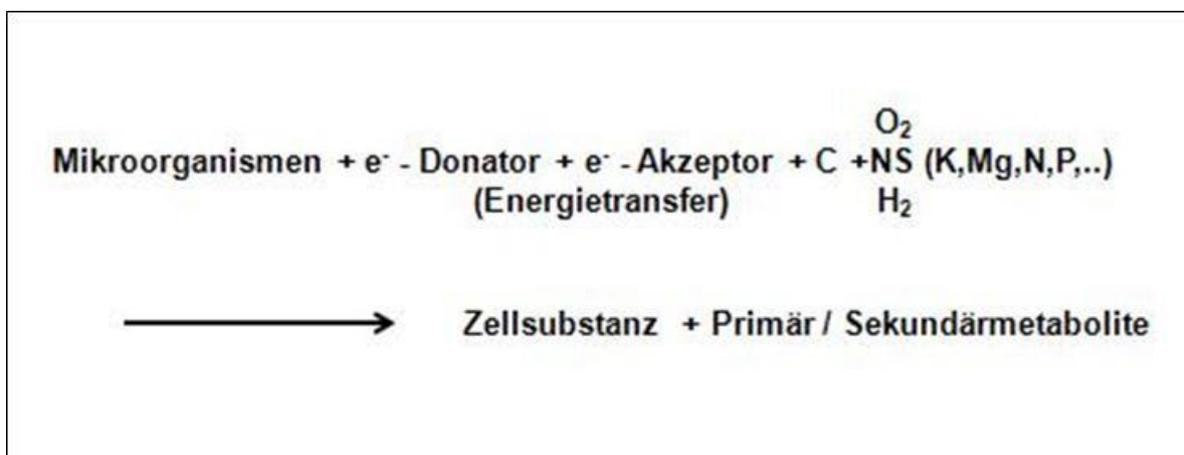


Abbildung 1: Schematische Darstellung einer Zellsubstanzsynthese mit Energietransfer

Aus dieser Gleichung lassen sich die verschiedensten Oxidations- und Reduktionsprozesse für die Anwendung mikrobieller Prozesse in Ökosystemen ableiten, wenn die elektronenabgebenden und -aufnehmenden Substanzen zusammengestellt werden.

3.2.2.1 Oxidations- und Reduktionsprozesse

Bei einem mikrobiellen Wachstumsprozess auftretende bekannte Oxidationsprozesse sind in Tabelle 5 zusammengestellt.

Tabelle 5: Zusammenstellung ausgewählter Oxidationsprozesse

Element	Wertigkeitsstufe	Bemerkungen
Fe ²⁺	Fe ³⁺	O ₂ , unter sauren Bedingungen
As ³⁺	As ⁵⁺	
Sb ³⁺	Sb ⁵⁺	
Mn ²⁺	Mn ⁴⁺	O ₂ , saurer, neutraler pH Wert
U ⁴⁺	U ⁶⁺	O ₂ , saurer pH Wert
Cr ³⁺	Cr ⁶⁺	O ₂ , saurer pH Wert
S ²⁻	S ⁶⁺ (SO ₄) ²⁻	O ₂ , saurer, neutraler pH Wert

S°	$S^{6+} (SO_4)^{2-}$	O ₂ , saurer, neutraler pH Wert
Se^{2-}	$Se^{6+} (SeO_4)^{2-}$	O ₂ , saurer, neutraler pH Wert
NH_4^+	NO_2^- / NO_3^-	O ₂ , neutraler pH Wert
C_{org}	$C^{4+} (CO_2)$	O ₂ , saurer bis neutraler pH Wert

Die bekannten elektronenaufnehmenden Reduktionsprozesse sind in Tabelle 6 vorhanden. Beide Tabellen enthalten nur die im Hinblick auf die Anwendung biologischer Prozesse in Wetlands interessanten Reaktionen. Umfangreiche Informationen über die einzelnen Bedingungen und ablaufenden Reaktionen sind in Ehrlich (1996) und Fritsche (1990) zu finden. Über ausgefallene Reduktionsprozesse wie die Reduktion von Tc⁷⁺, Cr⁶⁺ oder Co³⁺ haben unter anderem (Fredrickson et.al. 2000, Gorby et.al. 1998 oder Heyrend et.al. 1996) berichtet.

Tabelle 6: Zusammenstellung ausgewählter Reduktionsprozesse

Element	Wertigkeitsstufe	Bemerkungen
Fe^{3+}	Fe^{2+}	anaerob, neutraler pH Wert
As^{5+}	As^{3+}	anaerob, pH 7 - 9
Mn^{4+}	Mn^{2+}	anaerob, neutraler, saurer pH Wert
Sb^{5+}	Sb^{3+}	anaerob, neutraler pH Wert
U^{6+}	U^{4+}	anaerob, neutraler pH Wert
Tc^{7+}	Tc^{5+} / Tc°	anaerob, neutraler pH Wert, Lactat als C - Quelle
Cr^{6+}	Cr^{3+}	anaerob, neutraler pH Wert
Co^{3+}	Co^{2+} / Co°	anaerob, Rückoxidation durch Mn^{4+}
$S^{6+} (SO_4)^{2-}$	S^{2-}	anaerob, neutraler, saurer pH Wert
$S^{6+} (SO_4)^{2-}$	S°	anaerob, neutraler pH Wert
PO_4^{3-}	$P^{3-} (H_3P)$	anaerobe Bedingungen
$Se^{6+} (SeO_4)^{2-}$	Se^{2-}	anaerob, neutraler pH Wert
NO_3^-	N_2°	Fakultativ anaerober Prozess

NO_3^-	NH_4^+	Fakultativ anaerober Prozess
CO_2	$\text{C}^{4-}(\text{CH}_4)$	anaerober Prozess

3.2.2.2 Säurebildende mikrobielle Prozesse

Aus den Oxidations- und Reduktionsprozessen lassen sich bereits eine Anzahl mikrobieller säurebildender Prozesse ableiten. In den Gleichungen (14) – (17) sind die Reaktionen dargestellt, die durch Mikroorganismen und durch die Freisetzung von Fe^{3+} ausgehend von einem Sulfid zur Bildung von Schwefelsäure führen.



Neben der Bildung von Schwefelsäure ist die Bildung von Salpetersäure durch die NH_4^+ Oxidation bekannt und in (18) dargestellt.



Der als Nitrifikation bekannte Prozess läuft in der Regel in zwei Schritten ab, zunächst der Bildung von Nitrit und anschließend die weitere Oxidation zu Nitrat.



Eine weitere anorganische und in Betracht zuziehende Säure ist die Kohlensäure, die durch die Auflösung von Karbonaten und die Bildung von CO_2 entsteht und insbesondere bei Korrosionsprozessen und metallauflösenden Prozessen eine Rolle spielt.



Je nach den herrschenden pH Bedingungen zerfällt einmal die gebildete Kohlensäure und es entweicht CO_2 oder sie dissoziiert zu einer schwachen Säure



Ebenfalls in Betracht zu ziehen ist die Bildung von organischen Säuren.

Die Bildung organischer Säuren kann eine besondere Bedeutung für Laugungszwecke und für Metallbindungszwecke spielen. Organische Säuren sind entweder metabolische Produkte, die im Rahmen eines Wachstumsprozesses von Mikroorganismen auf Kohlenwasserstoffen entstehen oder Produkte, die als Stoffwechselprodukte aus dem Zellvermehrungsprozess abgeschieden werden. Beispiele für solche Produkte sind die gebildeten unterschiedlichen Fettsäuren aus Paraffinkohlenwasserstoffen oder die Ausschüttung von Zitronensäure und Oxalsäure. (Stichel 1978, Fritsche 1990). Ebenso ist die Bildung von Gluconsäure durch eine Oxidation von Glucose in einem stickstofffreien Medium bekannt. (Iske et. al. 1982, 1985, Uhlig et. al. 1986) Die Bildung solcher organischer Säuren ist schematisch in Gleichung (24) dargestellt.



3.2.2.3 Stoffwandlungen und Transformationen

Neben den Oxidationen Reduktionen und den Säurebildungen spielen zusätzlich auch Transformationsprozesse oder Stoffwandlungen eine bedeutende Rolle bei der Behandlung metallhaltiger Wässer. So besteht in Gegenwart von Mikroorganismen oder im weiteren durch biologische Systeme die Möglichkeit, die physikalischen Eigenschaften von Metallverbindungen zu verändern. Das ist im Hinblick auf ihre Abtrennung besonders interessant.

Bekanntestes Beispiel ist die Metylierung und Ethylierung von Quecksilberverbindungen zu Mono- oder Dimethyl bzw. – ethylmercuraten, die durch Schilf oder sulfatreduzierende Mikroorganismen ausgeführt wird. (Challenger 1935, Challenger 1951, Canela, Jardim 1997, Comieau, Bartha 1985, Ebinghaus, Wilken 1993, Heyes et.al. 2000, Windmoller et.al. 1996) So ist inzwischen auch bekannt, dass eine ganze Reihe von Metallen und Metalloide unter reduzierenden Bedingungen zu ähnlichen metallorganischen Verbindungen umgewandelt werden können. (Challenger 1935, Cheng & Focht 1979, Craig & Glockling 1988, Blair et.al. 1982, Thayer, Brinkman 1984, Thomas et.al. 2012) Zu ihnen gehören Blei, Zink, Zinn, Wismut, Technetium aber auch Arsen und Selen. Da es eine große Zahl von solchen metallorganischen Verbindungen gibt und die Umwandlung sich nicht nur auf die Kopplung mit Methyl und Ethylgruppen erstreckt sollen hier nur einige ausgewählte und besonders wichtige Beispiele vorgestellt werden. (Craig, Glockling 1988, Thomas et.al. 2012, Cheng, Focht 1979, Cooney 1988)

Einige Beispiele für Methylierungen und Dimethylierungen von Metallen und Arsen sind in den Gleichungen 25 – 29 gezeigt.



Die Stabilität der Verbindungen ist in der Regel von den herrschenden Bedingungen wie pH Wert und Redoxpotenzial abhängig. Da ihre Entstehung an die Anwesenheit von Alkylgruppen übertragende Mikroorganismen gebunden ist, sind sie deshalb bevorzugt unter anaeroben Bedingungen anzutreffen.

Mit dieser Umwandlung werden in der Regel die physikalischen Eigenschaften verändert. Da einige dieser metallorganischen Verbindungen flüchtig sind und diese Verbindungen einen hohen Dampfdruck besitzen, besteht zusätzlich auf diese Weise die Möglichkeit, sie gut aus dem wässrigen System zu entfernen. Damit ist gleichzeitig die Voraussetzung gegeben, sie relativ sauber abzutrennen und mit hoher Reinheit zu erhalten.

3.2.2.4 Mikrobielle Sorptions- und Akkumulationsprozesse

3.2.2.4.1 Einführung

Wie bereits unter 3.2.1.5 erwähnt, sind umfangreiche Sorptionsprozesse durch die Bindung und Aufnahme in bzw. an Mikroorganismen bzw. deren Zellwände bekannt und in den verschiedensten Behandlungstechnologien angewendet worden. (Brierley et.al. 1986, Beveridge, Doyle 1989, Brierley 1990, Jeffers et.al. 1993, Diels et.al. 2002)

Dabei wird zwischen Akkumulationsprozessen, bei denen ein Metallion im Zellinneren durch einen lebenden Prozess angereichert wird, und den Biosorptionsprozessen, bei denen Metallionen an den funktionellen Gruppen von Zellwänden und Zellwandbestandteilen in einem passiven Prozess gebunden werden, unterschieden. (Beveridge 1989)

3.2.2.4.2 Sorptionsprozesse

Die für eine Abtrennung von Metallen durch Zellen und Zellbestandteilen entwickelten und genutzten Biosorptions- und Bioakkumulationsprozesse wurden und werden in der Regel durch die bestehenden Kosten für die Biomasseherstellung und die Preise für die gewinnbaren Metalle bestimmt. So sind je nach der wirtschaftlichen Situation beginnend in den 80 Jahren des letzten Jahrhunderts die unterschiedlichsten Prozesse entwickelt worden. Übersichten sowie die Grundlagen sind in (Rossi 1990 a,b, Tsezos 2014, Ehrlich, Brierley 1990, Doyle 1989, Ferris 1989, Geesey & Jang 1989,1990, McLean & Beveridge 1990, Brierley 1990b) enthalten. Eine gute Übersicht, die insbesondere die technischen Anwendungen neben der Kinetik und den Grundlagen enthält ist in einem Review des Institutes für anorganische Chemie der Universität Breslau enthalten. (Michalak et.al. 2013) Dabei wird Biosorption als Unterkategorie der Adsorption verstanden bei der der Sorbent eine biologische Matrix ist. Der Prozess kann in einem Fließbett oder einem Festbettreaktorsystem durchgeführt werden.

Da diese Speicherungen auch an den in einem Wetland benutzen bzw. verwendeten Materialien stattfinden können und deshalb zu berücksichtigen sind, sollen die einzelnen Prozesse zur Vervollständigung der ablaufenden Reaktionen aufgeführt werden.

AMT – BIOCLAIM™

Einer der ersten Prozesse war der AMT – BIOCLAIM™ Prozess. (Brierly et.al. 1986) Er beruhte auf der Verwendung von *Bacillus subtilis* Biomasse nach einer Behandlung mit Alkalien. (Brierly et.al.1987, Brierley 1990b) Eine weitere Entwicklung des Prozesses war die Kopplung der Biomasse mit einem unlöslichen organischen Bindemittel. (Brierley et.al.1990a) Die verwendete Biomasse wurde durch einen industriellen Fermentationsprozess erhalten. Die granuliert Biomasse hatte eine Größe von ca. 0,1 mm und entfernte Schwermetalle aus Abwasser. Dabei wurden prozentuale Abtrennungswerte von größer als 99 % für Ag, Cd, Cu, Pb und Zn sowie für Edelmetalle angegeben. Die spezifische Aufnahme für Gold aus einer cyanidhaltigen Lösung betrug 394 mg / g. Ein Kostenvergleich ergab, dass der Prozess 50 % billiger als Fällungsreaktionen und 28 % billiger als ein Ionenaustauschprozess im betrachteten Zeitraum von 1980 – 1990 war.

BIO-FIX

Etwa zeitgleich wurde vom Bureau of Mines in den USA der BIO-FIX Prozess entwickelt und erprobt. In diesem Prozess wurde eine Mischung von Cyanobakterien, Hefen, Algen und Pflanzen immobilisiert und in einer porösen organischen Matrix zur Behandlung von Industrieabwässern und Bergbaudrainagewässern mit Schwermetallen verwendet. (Jeffers et.al. 1993) Hervorzuheben ist dabei die Behandlung von sauren Drainagewässern. Die Immobilisierung erfolgte dabei mit Polysulfon, Polyethylen oder Polypropylen zur Bildung von porösen Kugeln. Dieses Material wurde als Festbett in gefluteten Kolonnen verwendet. Screening Test zeigten, dass dieses Material sehr effektiv bei der Behandlung von Wässern mit Anfangsschwermetallkonzentrationen bis zu 50 mg/l verwendet werden konnte. Die Eluierung der gebundenen Metalle erfolgte mit Mineralsäuren als Eluent. Dabei konnte eine hohe Stabilität der Sorptionskapazität in einem Bereich bis zu 200 Zyklen nachgewiesen werden. In Pilotanlagentests konnten in mehreren Kolonnen mit je 284 L an Sorptionsmaterial über 3,8 Millionen Liter Wasser behandelt werden.

AlgaSORB™

Der AlgaSORB™ Prozess verwendet eine Biomasse von *Chlorella vulgaris*, die auf einer Silicagel Matrix immobilisiert worden war. Das Verfahren wurde von der Bio-Recovery System Inc. entwickelt. Das Material war gut geeignet Schwermetalle in verdünnten Wässern mit geringen Konzentrationen in einem Bereich von 1 – 100 mg/l abzutrennen. Dieses biologische Ionenaustauschsystem war in der Lage, sowohl Metallkationen als auch metallische Oxoanionen abzutrennen und konnte dadurch im Vergleich zu kommerziellen Ionenaustauschsystemen bestehen. (Barkley 1991)

BV-SORBEX™

BV-SORBEX™ wurde von der SORBEX inc. Montreal entwickelt und erprobt. Als Biosorbent wurde ein Pulver bestehend aus verschiedenen Algen (S. natans, A. nodosum, H. opuntia, P. pamata, C. crispus, C. vulgaris) verwendet, nachdem es granuliert worden war. Die Korngrößen lagen in einem Bereich zwischen 0,1 und 3 mm. Die Metallaufnahme soll unabhängig von der Konzentration im Wasser gewesen sein und eine Abtrennung von Metallen aus verdünnten und konzentrierten Wässern mit hoher Effizienz (> 99%) erlauben. (Volesky 1990)

MetaGeneR und RAHCO – Bio Bed

Das sind ebenfalls 2 Biosorptionsprozesse die kommerziell und sehr effektiv für die Entfernung von Schwermetallen aus Abwässern angewendet worden sind. Dabei wurden bevorzugt Abwässer der galvanischen Industrie und Bergbauwässer verwendet. (Atkinson et.al. 1989, Chojnacka 2010)

METEX® - Prozess

Der METEX® - Prozess ist ein Prozess zur Elimination und Extraktion von Schwermetallen aus industriellen Abwässern bei dem eine Aktivschlammpopulation unter anaeroben Bedingungen in einem Gegenstromreaktor mit konischem Zylinder verwendet wird. Das Verfahren wurde von der Linde AG entwickelt und 1987 zuerst für die Abtrennung von gelöstem Kupfer aus Rückständen der Weinherstellung verwendet. Er wird in (Comys 2014) genannt und in (Fürst und Morper 1989) sowie (Morper 2004) dargestellt und beschrieben.

Einen ähnlichen Prozess beschreiben Artola et.al., der in einem 3 Stufen Prozess mit einer anaeroben Klärschlammkultur Kupfer aus einem Abwasser entfernt und eine Konzentration von 90 mg Cu g Biomasse erreichte. (Artola et.al. 2001)

Im Rahmen der Sanierung der Rückstände des Wismut Bergbaues wurden verschiedene Technologien zur Abtrennung von Radionukliden insbesondere Uran und Radium erprobt. (BMFT 1993, Wismut 1997). Dabei wurde eine granuliert sprühetrocknete Biomasse eines methylotrophen Bakterium MB127 verwendet. Sowohl Radium als auch Uran wurden gespeichert. Durch pH Wert Verschiebungen in den sauren pH Bereich wurde anschließend eine Desorption wieder möglich. (DFA 1993)

3.2.2.5 Prozessrelevante Parameter für Sorptionsprozesse

Da die Sorptionsprozesse durch die Bindung der Metallionen an die funktionellen Gruppen der Zellwand ausgelöst werden existiert eine große Zahl von Einflussfaktoren auf die gebundene Menge an Metallionen.

Dazu zählen

- die Anzahl und die Art der zur Verfügung stehenden funktionellen Gruppen auf der Zellwand bzw. dem verwendeten Material,
- die diese Größen beeinflussenden Kultivierungsbedingungen und die Vorbehandlung der Biomasse
- der in dem System herrschende pH Wert, denn er bestimmt die Dissoziation der in der Regel neutralen funktionellen Gruppen und ermöglicht eine Bindung eines Metalls
- die Masse des verwendeten Biosorptionsmittels
- die Größe des jeweiligen Metallions
- die Ladung des jeweiligen Metallions
- chemische Eigenschaften der Metallionen, die zu schwerlöslichen Verbindungen führen oder sekundäre Redox Prozesse implizieren
- die Konzentration des Metalls in der Lösung, da die gebundene Menge durch das Massenwirkungsgesetz bestimmt wird und höhere Konzentrationen zu größeren spezifischen gebundenen Mengen führen
- die Gestaltung des Sorptionsprozesses in der Art eines Gegenstromprozesses bei dem bereits beladene Sorptionsmittel mit der höchsten Metallkonzentration im zulaufenden Wasser und die niedrigsten Konzentrationen mit unbehandeltem Sorptionsmittel kontaktiert werden

Da es für die jeweiligen Bindungsprozesse ein pH Optimum gibt und durch die Freisetzung von Protonen in der Regel eine pH Wertverschiebung während des Sorptionsprozesses erfolgt, ist eine Kontrolle und wenn notwendig Korrektur des pH Wertes durch eine Regelung unbedingt erforderlich.

Abbildung 2 und Abbildung 3 zeigen typische Sorptionsisothermen. Die spezifische aufgenommene Metallmenge ist Abhängig von der Anzahl der Sorptionsschritte bis zum Erreichen der jeweils maximalen spezifischen gespeicherten Metallmenge wobei diese von der jeweiligen Konzentration im behandelten Wasser abhängig ist.

Abbildung 2 zeigt dabei die Zunahme der gespeicherten Menge, wenn die verwendete Biomasse immer wieder mit neuem metallhaltigen Wasser behandelt wird. Dieser Prozess kann so lange wiederholt werden, bis keine Aufnahme an Metall mehr erfolgt und das Maximum der Beladung erreicht worden ist. Abbildung 3 zeigt den gleiche Prozess aber mit 3 verschiedenen Wässern, die jeweils eine andere Konzentration an Metallen besitzen wobei die Metallkonzentration im Wasser 1 größer ist als die im Wasser 2 und diese wiederum größer als die Konzentration im Wasser 3 ist.

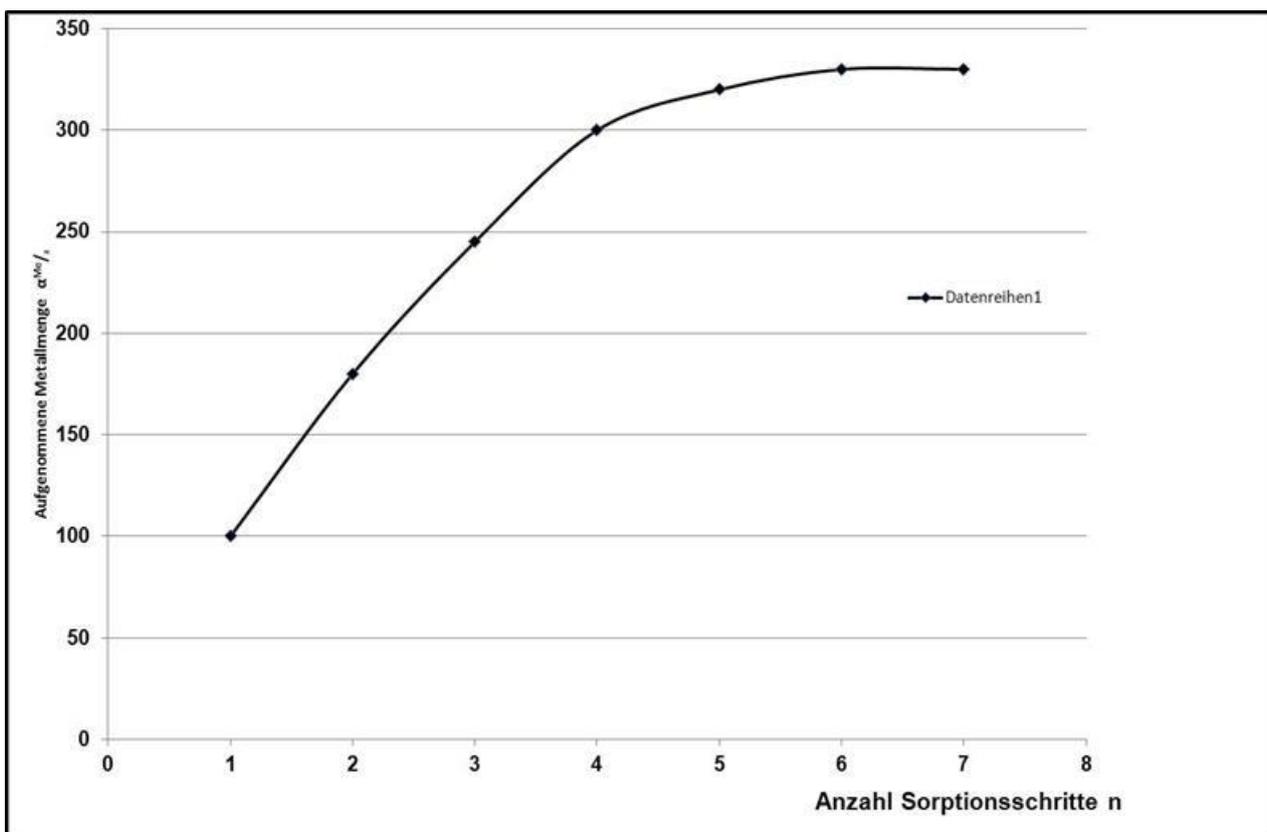


Abbildung 2: Schematische Darstellung der Aufnahme eines Metalls in Abhängigkeit von der Anzahl an Sorptionsschritten bei konstanter Metallkonzentration im Wasser

Um ein Maß für die Größe der aufgenommenen Metallmenge und ein Vergleich zu verschiedenen verwendeten Biomassen zu erhalten wurden BCF Werte abgeleitet und eingeführt. Sie sind eine Maßzahl für die mögliche Anreicherung und beschreiben die Verteilung eines Metalls zwischen einer Masseneinheit Wasser mit Metall und der Konzentration in einer Biomasse. In der Tabelle 7 sind solche BCF – Werte für die Elemente Zink, Kadmium, Quecksilber und Kupfer sowie verschiedene Mikroorganismenarten dargestellt. (DFA 1993) Bei den angegebenen Mikroorganismen handelt es sich um Gram positive und Gram negative Bakterien sowie einige Hefestämme. Sie zeigen, dass eine Anreicherung bis zu einem Faktor der größer als 100000 ist, möglich sein kann.

Tabelle 7: Zusammenstellung verschiedener Konzentrierungsfaktoren (BCF – Werte)

Stamm / DSM - Nummer	Zn	Cd	Hg	Cu
Bacillus cereus 2301	2220	3180	111000	51150
Bacillus subtilis 387	1160	1920	102000	8760
Bacillus subtilis 402	4830	7840	77400	2300
Bacillus subtilis 2109	19500	11500	119000	880
Citrobacter freundii 30047	1500	1630	25700	18100
Escherichia coli 498	1120	3120	48500	5670
Micrococcus luteus 1790	2710	3550	46300	6200
Pseudomonas putidi 291	3240	3760	138000	15000
Sacharomyces cerevisiae	700	190	8700	2350
Rhodotorula putines	210	120	3100	3460
Hansenula anormala	500	700	16400	500

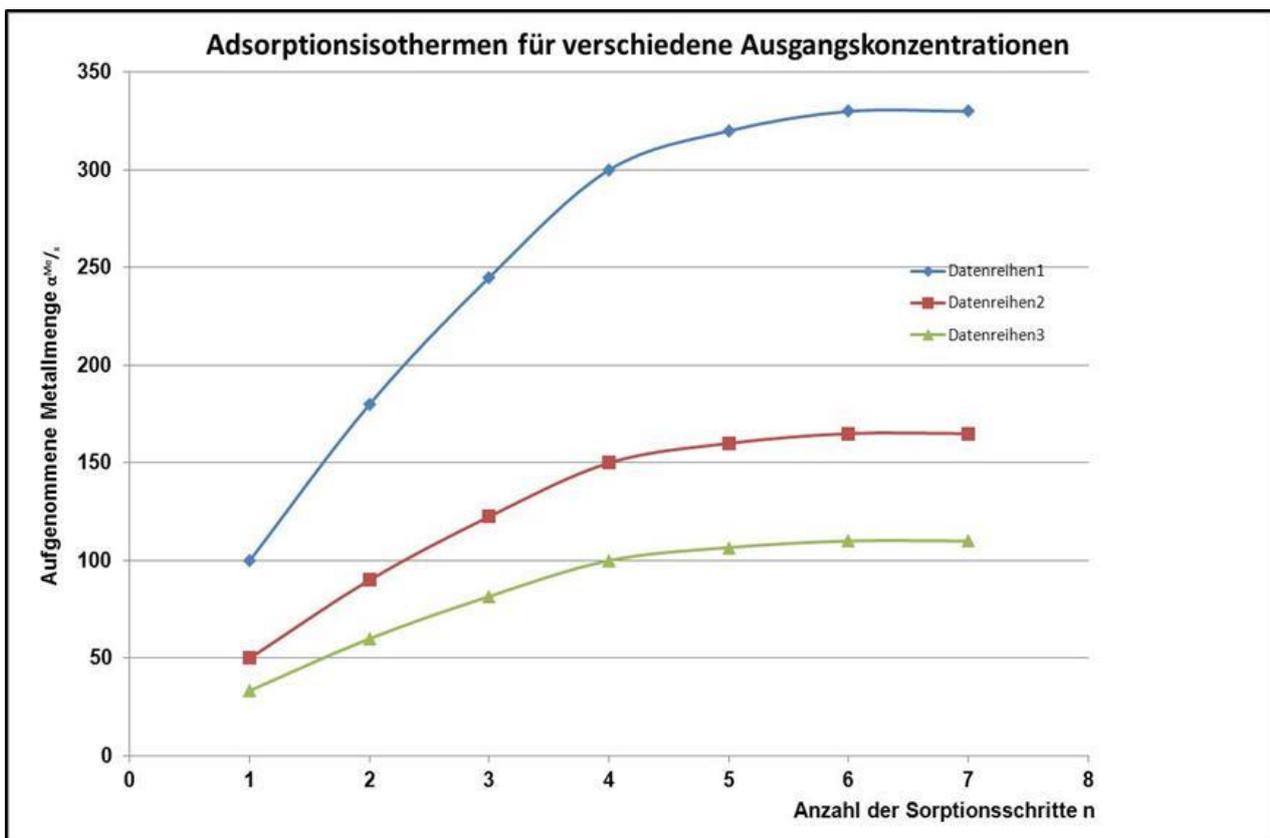


Abbildung 3: Schematische Darstellung der Aufnahme eines Metalles in Abhängigkeit von der Anzahl an Sorptionsschritten bei unterschiedlich hohen Metallkonzentration im Wasser

4 Technische Umsetzung und Anwendung

4.1 Einleitung

Da die Zusammensetzung der zu behandelnden Wässer sehr unterschiedlich ist gibt es auch eine Vielzahl von Behandlungsvorschlägen. Diese kombinieren in den meisten Fällen unterschiedliche Reaktionen und Prozesse. Deshalb kann in vielen Fällen keine eindeutige Zuordnung zu einem Behandlungsprinzip erfolgen. (Bender & Phillips 1995, Brown et.al. 2003)

Die noch am besten durchführbare Einteilung ist deshalb eine Einteilung in passive und aktive Behandlungsweisen. Die Aktiven sollen dabei diejenigen enthalten, in der gezielt eine Mikroorganismenpopulation für einen Prozess kultiviert oder eine Substanz bzw. Chemikalie zur Abtrennung von Schadstoffen dosiert wird. Als passive Verfahren werden diejenigen bezeichnet, die ohne eine Einwirkung und Zuführung von Fremdstoffen einen Behandlungserfolg anstreben. Eine weitere Unterscheidung ergibt sich aus der Art der Wasserbehandlung bezüglich des Einflusses von Sauerstoff. So wird zwischen aeroben und anaeroben betriebenen Systemen unterschieden. Für die anaeroben Behandlungsarten wird auch der Begriff der anoxischen Behandlungsweise verwendet.

In den Abbildung 4 bis Abbildung 14 sind in der Literatur publizierte Beispiele für die Gestaltung unterschiedlicher naturnaher Wasserbehandlungssysteme dargestellt, deren Grundlagen und Wirkungsweisen in den nächsten Kapiteln behandelt werden.

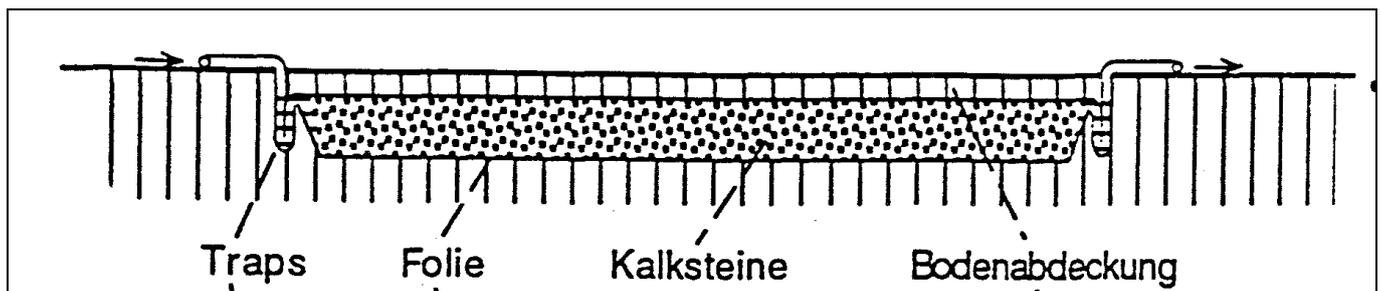


Abbildung 4: Anoxische Kalksteindrainage (ALD)

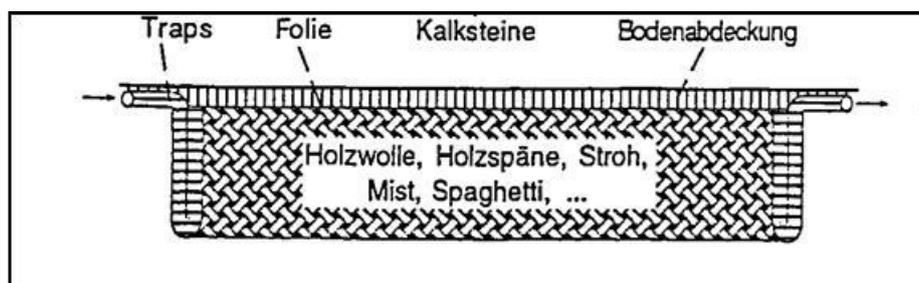


Abbildung 5: Reaktionsgraben gefüllt mit einem Aufwuchsträger für Mikroorganismen und Zufuhr einer organischen Kohlenstoffquelle

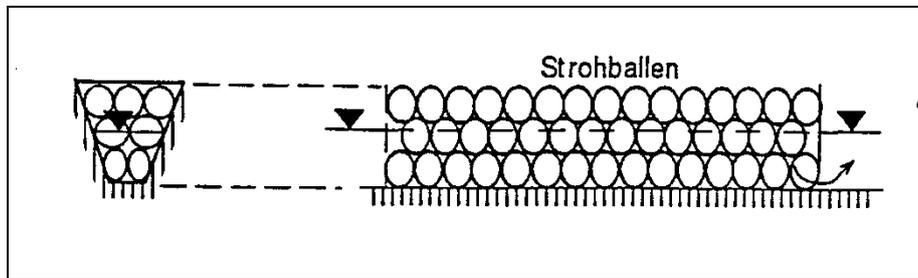


Abbildung 6: Anoxischer durchströmter Reaktionsgraben gefüllt mit Strohballen

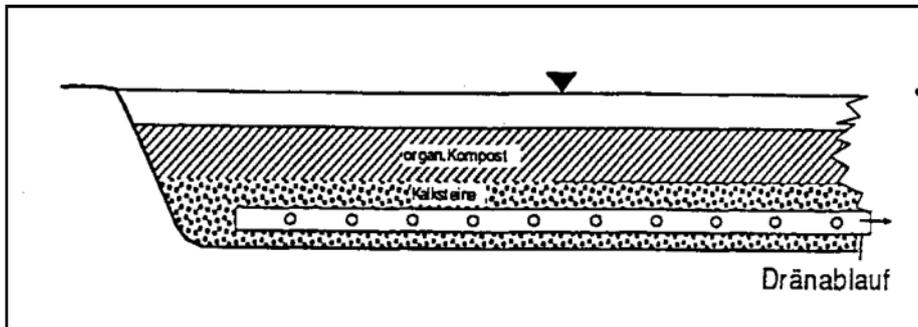


Abbildung 7: kontinuierlich und fortlaufend Alkalität produzierendes Reaktionssystem (SAPS) mit anoxisch und neutralem Ablauf des Drainagewassers

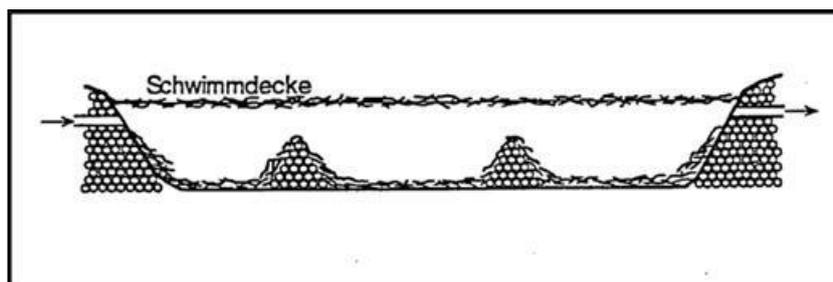


Abbildung 8: Anoxische Biofilmkammern mit Schwimmschlamm abgedeckt

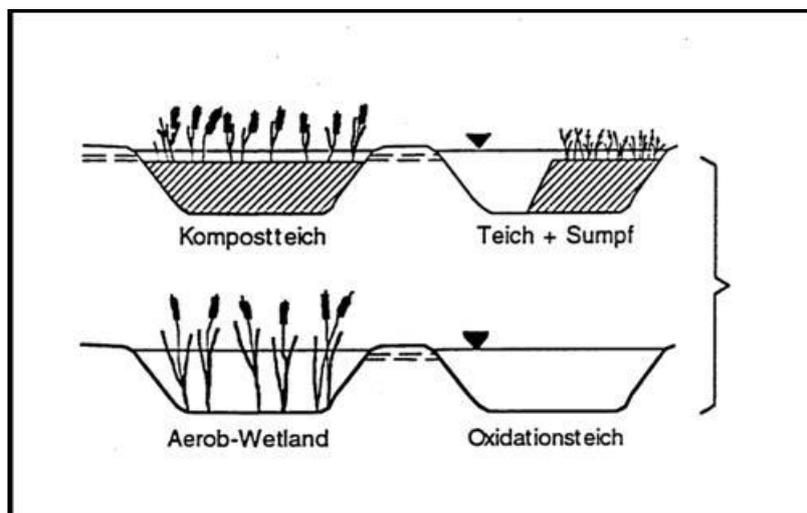


Abbildung 9: Wetlandkonstruktionen in Verbindung mit einem Oxidationsteich

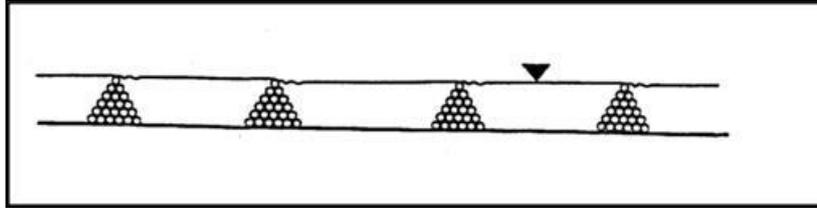


Abbildung 10: Belüftungsgerinne mit Kalksteinbarrieren

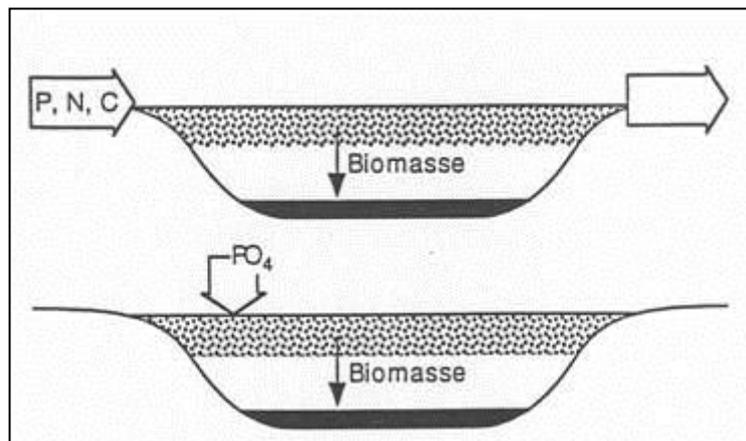


Abbildung 11: Kontrollierte gesteuerte Eutrophierungsreaktionsbecken mit Nährstoff- bzw. Phosphatzugabe

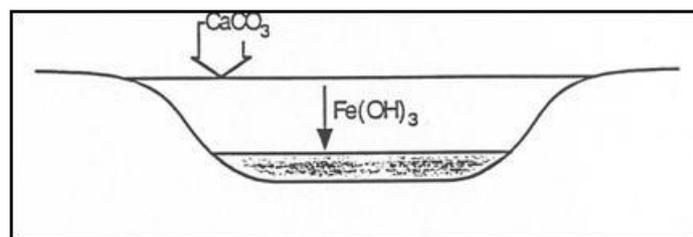


Abbildung 12: Kalkzugabe zur pH Wertverschiebung und Eisenabtrennung

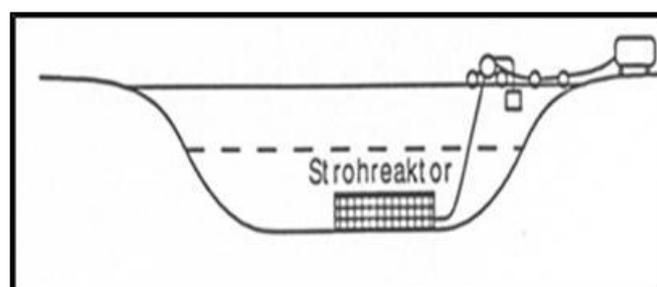


Abbildung 13: Verwendung von Aufwuchsträgern und Stroh als C – Quelle für eine Sulfatreduktion

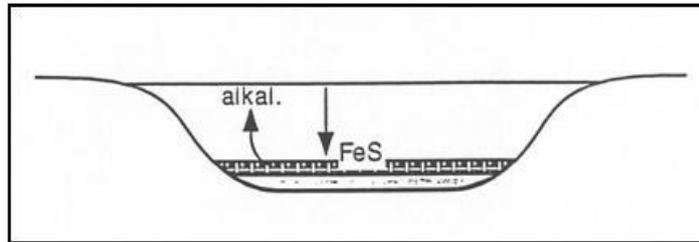


Abbildung 14: Abdecken der Sedimente mit organischem Material zur Bindung von Schwermetallen nach Sulfidbildung und pH Wertverschiebung durch Säureelimination

4.2 Passive Verfahren

Als passive Verfahren werden solche Prozesse bezeichnet, wo unter natürlichen ausgewählten Bedingungen eine Veränderung der Wasserqualität durch Entfernung der Schadstoffe oder Senkung der Konzentration stattfindet ohne eine aktive Behandlungsweise des Wassers durchzuführen. (Dodds- Smith et.al. 1995, Kuschik et.al. 2006) Bei den passiven Verfahren wird darauf orientiert, dass sich die normalen natürlichen Ausgangszustände gewissermaßen wieder von allein einstellen. Sie können unter Sauerstoffzufuhr durch Kontakt mit der Luft aber auch unter Sauerstoffausschluss stattfinden. Deshalb werden sie einmal als aerobe Prozesse und zum anderen als anaerobe Prozesse bezeichnet. Aerobe Prozesse finden in flachen Teichen oder Becken statt, gefüllt mit Erde oder Kalkstein. In ihnen findet eine natürliche Oxidation statt und als deren Folge ein Abscheiden von Eisen, Mangan und anderen Metallen. Durch den Einbau von Kalkstein kann bei sauren Wässern der pH Wert in den neutralen Bereich verschoben werden. Die Gestaltung eines solchen Prozesses ist in Abbildung 10 gezeigt. Die wie ein Wehr wirkenden Kalksteineinbauten führen gleichzeitig zu einer Belüftung und verbesserten Oxidation. Die anaeroben passiven Wetlands werden ebenfalls in flachen Teichen angelegt aber mit organischem Material sowie manchmal mit Kalksteinen gefüllt. Durch die Reaktionen des Wassers mit dem organischen Material wird der Sauerstoff entfernt und Metalle können als Folge einer Sulfatreduktion abgetrennt werden. Beide Varianten werden verwendet, um metallreiche saure Bergbaudrainagewässer (AMD) aber auch Wässer mit organischen Kohlenstoffquellen zu reinigen. Abbildung 4 ist ein typisches Beispiel für die Gestaltung eines solchen Prozesses. Dabei können Kombinationen von beiden Behandlungsarten verwendet werden. Die Gestaltung der Anlagen ist von der Schadstoffart, der Schadstoffmenge bzw. -fracht und Konzentration abhängig. Eine kurze informative Übersicht über die passiven Behandlungsweisen ist in Ford 2003 enthalten. Der natürliche Abbau von Kohlenwasserstoffe in kontaminierten Wässern wird vorrangig mit dem Begriff der natürlichen Sanierung – Natural Attenuation - bezeichnet. Dabei steht Attenuation für die Senkung und Abschwächung von Konzentrationen. Umfangreiche Darstellungen und Berichte aus durchgeführten Sanierungsprozessen sind in DECHEMA 1999 und DECHEMA 2000 enthalten.

Die Vorteile der passiven Behandlungsweise sollen nach Ford sein(Ford 2003):

- Sie benötigen keine Elektrizität
- Sie benötigen keine mechanischen Geräte, gefährlichen Chemikalien oder Bauwerke
- Sie benötigen keine täglichen Operationen und Handlungsweisen und keine Erhaltungsmaßnahmen
- Sie sind natürlich und ästhetisch in ihrer Erscheinung und unterstützen Pflanzen und Wildtiere
- Sie sind billig.

Daneben werden aber auch Nachteile aufgeführt, die darin bestehen sollen,

- dass es Genehmigungen für die Einleitung solcher behandelter Wässer geben muss,

- dass die Wasserqualität nicht absolut konstant gehalten werden kann und dass Abweichungen und Fehler durch veränderte Witterungsbedingungen insbesondere im Winter auftreten können und
- dass es sich bei diesen Technologien um ein neues Gebiet mit Forschungsbedarf handelt.

Die Beschreibung und Gestaltung der notwendigen Flächen für solche Anlagen, ihre Anwendung im Erzbergbau und Kohlebergbau sowie die dafür in den USA notwendigen Genehmigungen sind in Ford 1999, Gusek 1995, Hedin et.al. 1994 Pennsylvania 1999 und Skousen 2001 dargestellt.

4.3 Mikrobiell und biologisch unterstützte Verfahren (aktive Prozesse)

Im Gegensatz zu den sogenannten passiven Verfahren sind diejenigen Wetlandprozesse zu nennen, bei denen gezielt eine Mikroorganismenpopulation stimuliert oder kultiviert wird und als deren Folge eine Veränderung der Wasserzusammensetzung erreicht wird. Ausgehend von den von den Mikroorganismen bevorzugten Wachstumsbedingungen ist dabei zwischen den aeroben und anaeroben Prozessen zu unterscheiden.

4.3.1 Aerobe Prozesse

Brei aeroben Prozesse benötigen die Mikroorganismen elementaren Sauerstoff zum Leben und zum Wachstum. Bei diesen Wachstumsprozessen werden dann Metallionen als Elektronendonatoren verwendet, dabei oxidiert und können dadurch, wenn sie in eine schwerlösliche Verbindung überführt werden abgetrennt werden. Als Kohlenstoffquelle für das Wachstum dienen dabei abhängig von der jeweiligen Mikroorganismenart entweder das in der Luft vorhanden CO_2 oder eine organische Kohlenstoffquelle.

Da die Löslichkeit der Gase Sauerstoff und CO_2 im Wasser begrenzt und von der Temperatur und dem pH Wert abhängig ist, muss ihrer Zufuhr und Nachlieferung besondere Beachtung geschenkt werden.

Bei einer Zusammensetzung von normaler Luft mit 21 % Sauerstoff und 0,03 % CO_2 bedeutet das eine Löslichkeit des Sauerstoffes von 7,5 mg bei 30 °C und ca. 14 mg bei etwa 10 °C. Die Löslichkeit des CO_2 liegt dabei bei ca. 99 mg/l und 0°C und 50 mg bei ca. 20 °C.

Wenn berücksichtigt wird, dass für die Bildung von 1 g Biomasse mindestens 450 mg Kohlenstoff und 300 mg Sauerstoff notwendig sind – ohne Berücksichtigung der katabolen Reaktionen, kann gesehen werden, dass diese geringen Mengen für eine größere Biomassekonzentration nicht ausreichend sind und deshalb auf eine ständige Gaszufuhr zur Nachlieferung orientiert werden muss.

Ansatzweise kann die Sauerstoffeintragungsgeschwindigkeit nach

$$r_{\text{O}_2} = K_l a (C_s - C_a) \quad (30)$$

berechnet und bestimmt werden wobei.

r_{O_2} = die Sauerstoffeintragungsgeschwindigkeit in g/lh
 K_l = Stoffübergangskoeffizient Luft Wasser (m/h)
 a = die spezifische Oberfläche ($\text{m}^2\text{Gas}/\text{m}^3\text{Wasser}$)
 C_s = die Sättigungskonzentration (mg/l)
 C_a = die aktuelle Konzentration (mg/l)

Ist.

Daraus kann abgeleitet werden, dass eine größere Menge an Sauerstoff und natürlich auch CO₂ nur durch eine große Gasoberfläche und eine große Differenz zwischen dem Sättigungswert und der aktuellen Konzentration erreicht werden kann. Eine Veränderung bzw. Erhöhung des Stoffübergangskoeffizienten ist in der Regel schwierig zu erreichen und dafür vorgesehene Maßnahmen sollten wegen der mit ihnen verbundenen Nebenwirkungen vermieden werden.

Die wichtigsten aeroben Prozesse zur Metallabtrennung auf dieser Art sind:

- Die Oxidation von Eisen II zu Eisen III unter sauren pH Bedingungen.

Dieser Prozess kann in einem pH Bereich von ca. 1,5 – 4 stattfinden. Dafür ist eine ganze Reihe von verschiedenen azidophilen chemolithoautotrophen Eisenoxidierern geeignet. Bekannteste Stämme sind:

Leptospirillum ferrooxidans, *Acidithiobacillus ferrooxidans*, *Sulfolobus metallicus*, *Acidianus brierleyi*, *Ferrovum myxofaciens*.

- Die Oxidation von Eisen II zu Eisen III unter neutralen, schwach sauren pH Bedingungen

Die Oxidation wird von einer großen Zahl an Mikroorganismenstämmen ausgeführt, die zum Teil auch in dem sauren pH Gebieten leben. Das trifft besonders auf einige Stämme von *Acidithiobacilli* und *Metallogenium* zu. Von den neutrophilen Mikroorganismenarten sind es vor allem Stämme von *Gallionella*, die in einem pH Bereich von ca. 6 – 8 leben und wachsen sowie *Leptothrix* und *Sphaerotilus*.

- Die Oxidation von Mn²⁺ zu Mn⁴⁺

Dieser Prozess findet vorwiegend im neutralen bis leicht alkalischen Bereich statt. Das gebildete 4 wertige Mangan wird dabei als Mangandioxid (Braunstein) abgeschieden. Der Prozess kann direkt oder indirekt durch freie Radikale oder gebildetes H₂O₂ erfolgen. Bekannteste Mikroorganismenarten sind *Arthrobacter*, *Leptothrix*, *Metallogenium*, *Lactobazillus* sowie verschiedene *Pseudomonas*- und *Citrobacter*arten.

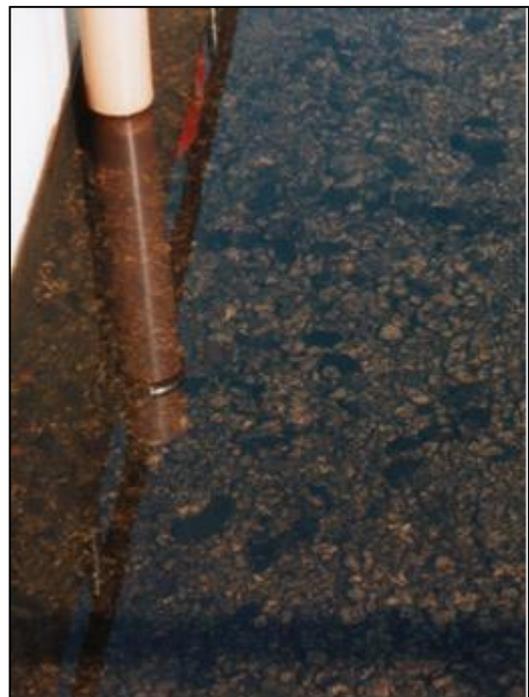


Abbildung 15: Kiesbett in einem Wetland mit und ohne Manganablagerungen

In Abbildung 9 ist ein Beispiel für die Gestaltung eines Wetlands mit einem aeroben Teil und einem Oxidationsteich gezeigt. Abbildung 15 zeigt Bilder aus einem Wetland, indem eine Oxidation der Manganionen zu Mangandioxid stattgefunden hat. Der gleiche Prozess wird auch in kontinuierlich betriebenen Sandfiltern zur Abtrennung von Mangan verwendet. (Czekalla et.al. 1995, Mouchet 1992)

4.3.2 Anaerobe Prozesse

Als anaerobe Prozesse werden Reaktionen von und mit Mikroorganismen bezeichnet, die dann ablaufen, wenn kein molekularer Sauerstoff zur Verfügung steht. Da es sich fast immer dabei um Reduktionen handelt und sie in einem sauerstofffreien Milieu ablaufen werden sie auch vielfach als anoxische Prozesse bezeichnet.

Beispiele für die Gestaltung zeigen die Abbildungen Abbildung 5, Abbildung 6, Abbildung 7, Abbildung 11.

Die Ursachen für einen sauerstofffreien Zustand können unterschiedlicher Art sein und darin bestehen dass:

- Eine Sauerstoffnachlieferung nicht möglich ist,
- Die Nachlieferung bezüglich der notwendigen Menge ungenügend ist,
- Der Konzentration des vorhandenen Sauerstoffs durch einen vorgeschalteten Verbrauchsprozess minimiert worden ist.

Wenn das der Fall ist, dann können die in der Tabelle 6 dargestellten Reduktionsprozesse ablaufen, wenn die dafür geeigneten Bedingungen vorhanden sind.

Besondere Bedeutung besitzen dabei die sulfatreduzierenden Prozesse, da sie einmal zu einer Senkung der Sulfatkonzentration durch einen Sulfatabbau führen, gleichzeitig eine vorhandene organische Kohlenstoffquelle abbauen und sie partiell zu CO_2 umwandeln. Der pH Wert wird durch den Verbrauch von H^+ Ionen in den neutralen bzw. leicht alkalischen pH Bereich verschoben und durch die gebildeten Sulfid-, Hydroxyl- und Hydrogenkarbonationen wird eine Senkung der Metallkonzentrationen durch die Bildung der entsprechenden Niederschläge erreicht. Gleichzeitig führen Reduktionsprozesse zu unlöslichen Metallverbindungen.

Bekannteste Mikroorganismenarten für eine Sulfatreduktion sind:

Desulfovibrio, *Desulfuromonas*, *Desulfobulbus*, *Desulfobacter*, *Desulfococcus*, *Desulfosarcina*, *Desulfonema* und *Desulfotomaculum*, *Thermodesulfobacteria*, *Desulfotomaculum*

Die meisten von ihnen besitzen die Fähigkeit auf einer Oberfläche zu haften und einen Biofilm zu bilden. Dadurch existieren sie stationär im Wetland und werden nicht mit dem Wasser ausgetragen. Der für das Wachstum benötigte Sauerstoff stammt dabei aus dem Sulfat oder einer anderen Sauerstoffquelle. Das kann neben dem Sulfat vor allem Nitrat sein.

Neben diesen für eine Wasserbehandlung positiven Reaktionen sind aber auch eine Reihe meistens ungewünschter Prozesse wie der Methanbildung, der Methylierung von Metallen und der Mobilisierung einiger Schadstoff wie Arsen oder Mangan zu berücksichtigen.

In

Abbildung **16** sind die wichtigsten ablaufenden Prozesse bei einer Sulfatreduktion zusammengestellt worden. Sie zeigt den schematischen Wachstumsprozess und Abbau der Kohlenstoffquelle, die Umwandlung des Sulfates zu Sulfid, die möglichen Metallreduktionsprozesse und die möglichen Fällungsprozesse. Dabei wurde auch die mögliche Speicherung von Metallen durch eine Biosorption oder Bioakkumulation durch die gebildete Biomasse berücksichtigt.

Möglichkeiten einer Realisierung sind schematisch in Abbildung 13 und Abbildung 14 gezeigt, aber auch die Modelle der Abbildung 5 bis Abbildung 7 können dafür genutzt werden.

Die Entscheidung für ein anaerobes Wetland und seine Gestaltung verlangen deshalb genaue Kenntnisse des zu behandelnden Wassers und Vorstellungen über die zu erreichenden Konzentrationen nach einer Behandlung.

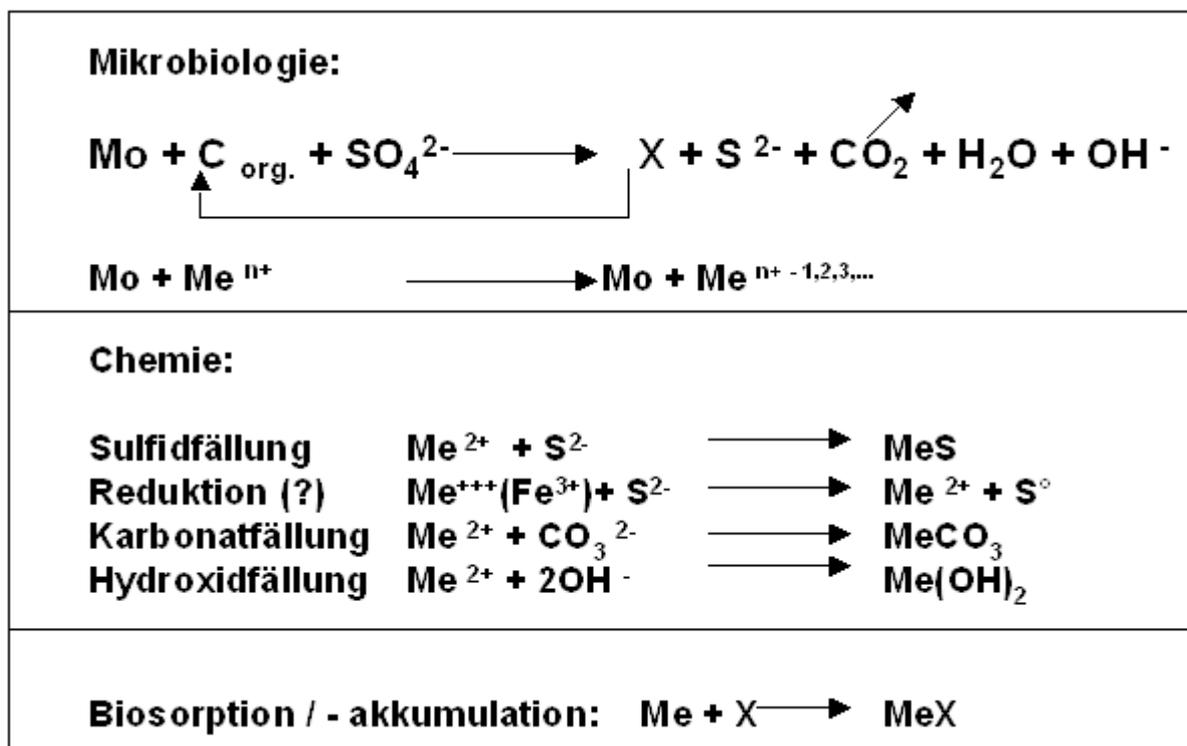


Abbildung 16: Zusammenstellung der wichtigsten biologischen und chemischen Reaktionen bei einer Sulfatreduktion

4.4 Modifizierte Verfahren - Einflüsse Beschleunigungen

Eine Beschleunigung der ablaufenden Prozesse in einem Wetland setzt zunächst die genaue Kenntnis der jeweils zu beschleunigenden Reaktion voraus und die jeweiligen Gründe für die Begrenzung der Geschwindigkeit. In der Regel sind das entweder nicht ausreichende oder ungenügende Konzentrationen der notwendigen Reaktionspartner oder die durch die genetischen Eigenschaften der Mikroorganismen bestimmte Geschwindigkeiten.

Fehlende Reaktionspartner sind meistens ein ungenügendes Sauerstoffangebot bei aeroben Wetlands mit Oxidationsprozessen. Daneben ist ebenfalls ein Mangel an einer geeigneten Kohlenstoffquelle für mikrobielle Prozesse bekannt und das Fehlen von Wasserstoff bei Reduktionsprozessen.

4.4.1 Beschleunigung durch Sauerstoffzufuhr

Für eine Reihe von Oxidationsprozessen ist Sauerstoff als Elektronenakzeptor notwendig. Da die Löslichkeit von Sauerstoff in Wasser nur wenige Milligramm pro Liter beträgt ist eine ständige Nachlieferung erforderlich. Das kann durch Kaskaden oder geeignete Belüftungssysteme erreicht werden. In Abbildung 17 ist eine solche Kaskade für die Steigerung des Sauerstoffeintrages gezeigt.

In vielen Fällen ist eine solche Maßnahme nicht möglich. Deshalb wurden chemische Verbindungen gesucht, die über einen längeren Zeitraum Sauerstoff abgeben. (Koenigsberg et.al. 1999).

Dabei sollte diese Abgabe langsam erfolgen. Eine solche Verbindung wurde als ORC (Oxygen Release Compound) bezeichnet. Geprüft wurden vor allem Peroxide wie Kalziumperoxid, Harnstoffperoxid und Magnesiumperoxid. Dabei hat sich die Verwendung von Magnesiumperoxid, das in gering stabile Betonverbindungen eingebettet wird, bewährt und kann über einen langen Zeitraum Sauerstoff nachliefern. (Gleichung 31) (Kao & Borden 1999).

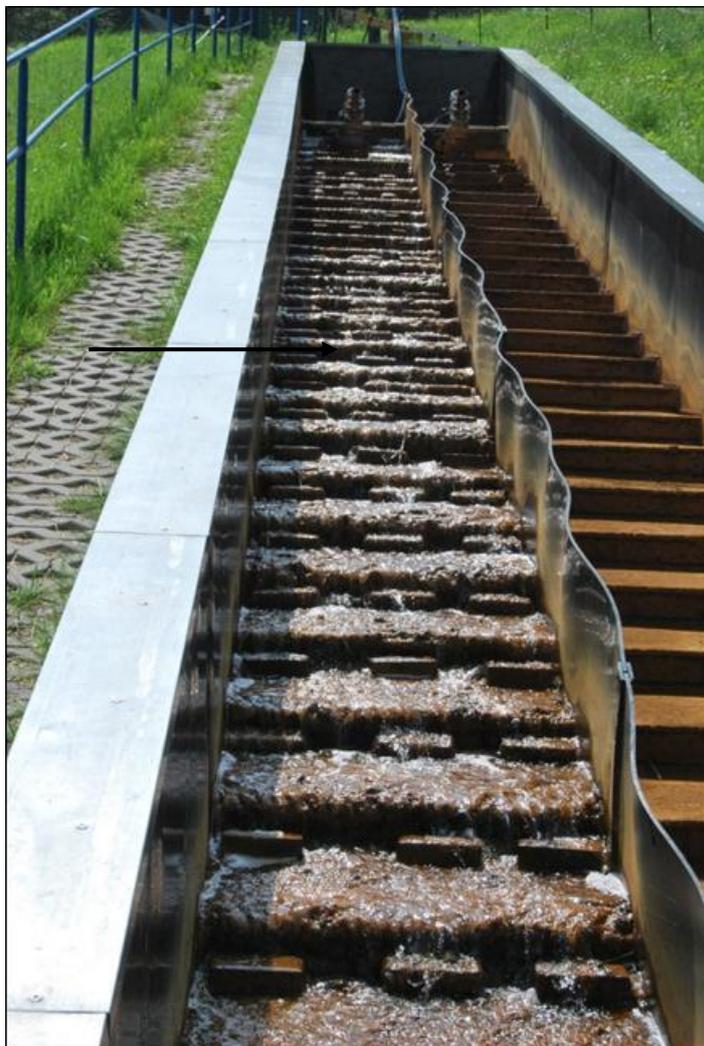
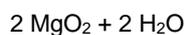


Abbildung 17: Kaskade zur Belüftung und Steigerung des Sauerstoffeintrages vorgeschaltet vor einem Wetland



(31)

Zur Verwendung wurde eine Mischung von Zement, Sand, Wasser und handelsüblichem MgO_2 in einem Gewichtsverhältnis von 1,79 : 1 : 1,66 : 2,58 hergestellt und in eine Tiefe bis zu 3 m eingebracht. Die Messungen der Sauerstoffkonzentration vorher ergaben eine Konzentration von 0 mg/l und ein Redoxpotenzial von – 50 mV. Nach dem Einbringen des MgO_2 haltigen Betons stieg die Sauerstoffkonzentration auf 2 – 4,5 mg/l und das Redoxpotenzial betrug mehr als 50 mV. Ähnliche Ergebnisse hinsichtlich der Verwendung von Magnesiumperoxid berichten auch Chapman et.al. (1999) und Koenigsberg et.al.(1999 a).

Besonders bei der Behandlung von kohlenwasserstoffhaltigen Wässern, deren Abbauprozess einen hohen Sauerstoffbedarf besitzt, sind diese sauerstoffabgebenden Peroxide ein gutes Mittel für eine Prozessbeschleunigung. (Raphael 2000)

4.4.2 Beschleunigung durch H₂ Zufuhr

Eine weitere Möglichkeit zur Prozessbeschleunigung bei der gezielten Verwendung mikrobieller Prozesse ergibt sich aus der Analyse der ablaufenden Reaktionen. Da Mikroorganismen immer neben den Spurensalzen eine Kohlenstoffquelle, Wasserstoff und Sauerstoff sowie Stickstoff und Phosphor benötigen, kann bei ungenügender Zufuhr eines der benötigten Reaktionspartner durch eine Konzentrationserhöhung die Geschwindigkeit gesteigert werden. Diesem Gedanken liegt das Wissen zu Grunde, dass nur eine „ausgewogene“ der Mikroorganismenzusammensetzung angepasste und adäquate Versorgung zu den optimalen Wachstumsgeschwindigkeiten führt. Diese aus der Elementaranalyse abgeleitete Zusammensetzung ist in der

Tabelle 8 dargestellt.

Tabelle 8: Chemische Zusammensetzung von Biomassen

Element	Konzentration in %
C	45 - 50
O	30
N	10
H	7
P	ca. 2

Unter Berücksichtigung der Abbauwege können dann die notwendigen Mengen an Substraten und Elementen abgeleitet werden. Dieses von Babel Ende der 70 iger Jahre entwickelte Mischsubstratkonzept für eine optimale Mikroorganismenversorgung liegt diesen dargestellten Überlegungen zugrunde. (Babel, Müller 1985, Babel 2009)

Die Überlegungen spielen eine besondere Rolle bei dem Abbau von Kohlenwasserstoffen insbesondere dann, wenn die Kohlenwasserstoffe nicht über den ausreichenden Gehalt an Wasserstoff für einen Abbau verfügen. Das betrifft vor allem den Abbau der chlorierten Kohlenwasserstoffe. Um deshalb den für den Abbau benötigten Wasserstoff in ein Wetland einzutragen, wurde die Verwendung von H₂ freisetzenden Komponenten vorgeschlagen und in einer Vielzahl von Projekten erfolgreich angewendet. (Koenigsberg 2000) Dabei handelt es sich um Poly - Lactat - Ester, die sich im Wasser langsam zersetzen und dabei den für die reduktive Dechlorierung benötigten Wasserstoff über den Abbau der Milchsäure freisetzen. Die Milchsäure dient dabei nicht nur als Wasserstoffquelle sondern gleichzeitig auch als Kohlenstoffquelle für das mikrobielle Wachstum. Die Wasserstoffabgabe erfolgt dabei zeitverzögert in einer Zeitspanne von 9 – 12 Monaten. (Raphael 2000)

4.4.3 Beschleunigung durch Steigerung der Wachstumsgeschwindigkeit und Biomassekonzentrationserhöhung

Wenn davon ausgegangen wird, dass die Entfernung eines Schadstoffes durch einen mikrobiellen Prozess erfolgt, dann kann dieser Entfernung immer eine bestimmte Geschwindigkeit zugeordnet werden. Diese wird in der Regel einmal von der Wachstumsgeschwindigkeit der Mikroorganismen und zum anderen von der in dem Reaktionssystem vorhandenen Menge an Mikroorganismen bestimmt. Da die Wachstumsgeschwindigkeit unter optimalen Bedingungen kaum verändert bzw. gesteigert werden kann, ist eine Geschwindigkeitserhöhung immer mit einer Steigerung der anwesenden Biomassekonzentration verbunden. Das bietet auf der anderen Seite aber auch die Möglichkeit einen Prozess zu steuern.

Ein solches Vorgehen wurde gewählt, um eine partielle Sulfatreduktion unter anaeroben Bedingungen durchzuführen und mit dem gebildeten Sulfid Schwermetalle abzutrennen bzw. sie durch Reduktion in einen unlöslichen Zustand zu überführen. Die partielle Sulfatreduktion wurde dabei durch eine Dosierung von Methanol in den laufenden Wasserstrom erreicht. Die gebildete Sulfidmenge wurde dadurch so eingestellt, dass die Konzentrationen an As, U und Fe im Ablauf den Einlaufbedingungen entsprachen. (Kunze et.al. 2002, Glombitza et.al. 2003)

Die Grundlagen für diese Prozessvariante bilden umfangreiche Versuche und Arbeiten zur Senkung des Sulfatgehaltes durch die Verwendung von sulfatreduzierenden Mikroorganismen. (Glombitza 2001)

Für die mikrobielle Reduktion von Sulfat sind abgeleitet aus diesen Arbeiten folgende stöchiometrische Größen anzusetzen:

Tabelle 9: Stöchiometrische Größen für Sulfatreduktion

Parameter	Dimension	Größe
Wachstumsgeschwindigkeit der Biomasse μ_{\max}	h^{-1}	0,15 – 0,2
Generationszeit T	h	5 – 7
Kohlenstoffbedarf für Biomasse (Methanol)	g Methanol / g Biomasse	2 - 3
Kohlenstoffbedarf für Sulfatabbau (Methanol)	g Methanol / g Sulfat	5 – 0,2

Diese Daten stammen aus kontinuierlichen Prozessen für einen Sulfatabbau. Dabei zeigte sich, dass mit immer kleiner werdenden Wasserverweilzeiten durch größere Wasserdurchsätze die stöchiometrischen Verbrauchswerte immer kleiner wurden. Das wurde durch eine Abnahme der Konzentration an konkurrierenden Mikroorganismenarten belegt. Das bedeutet auf der anderen Seite bei einem Wetland, dass die zu dosierende Kohlenstoffquelle nicht im Überschuss sondern genau nach der benötigten Menge an Sulfid für die Metallfällungen einzustellen ist.

Für reine Sulfatabbauprozesse sind deshalb hohe Wasserdurchsätze, die Verweilzeiten von 1 – 2 Stunden in Festbettreaktoren erreichen und bei denen alle konkurrierenden Substratverbrauchsprozesse weitgehend ausgeschaltet sind, notwendig. Die dabei erreichbaren Sulfatabbauraten liegen bei ca. 0,8 – 1 kg SO_4/m^3h und der spezifische Methanolverbrauch beträgt dann nur noch ca. 0,2 g Methanol / g Sulfat.

Zur Behandlung von sauren, sulfatreichen und insbesondere schwermetallionenhaltigen Bergbauwässern werden deshalb sehr oft Wetlands benutzt, in denen eine Sulfatreduktion stattfindet, um die Wasserqualität zu verbessern. (Robinson & Rob 1995, Jones et.al. 1996, Shinnars 1996, Nisbet 1995)

Um einen reduzierenden Zustand zu erreichen muss zunächst der Sauerstoff vollkommen entfernt werden. Dazu ist neben einem größeren Angebot an Kohlenstoff vor allem auch eine große Wasserverweilzeit notwendig. Diese Verweilzeiten liegen in der Regel bei oft mehr als 100 Stunden. Dadurch sind die spezifischen Verbrauchskoeffizienten abweichend von den für die Hochleistungssulfatreduktion bei kleinen Wasserverweilzeiten bestimmten Werten.

In der Tabelle 10 sind die spezifischen Koeffizienten für den Bedarf an C, N und P für zwei unterschiedliche Prozesssituationen angegeben. (Glombitza et.al. 2003, Glombitza et.al. 2005).

Diese beiden Situationen unterscheiden sich durch das Stickstoffangebot. Einmal ist mit einem Überschuss an Stickstoff gearbeitet worden, der auch zu einem höheren Kohlenstoffverbrauch geführt hat. Dabei sind die Werte auf den Verbrauch von 1 g DOC sowie 1 g Sulfat bezogen worden. Als Metallion wurde Uran betrachtet und die für die Abtrennung des Urans spezifischen Werte auch für die Abtrennung von 1 mg U ermittelt. Stickstofflimitation bedeutet, dass der für die mikrobiellen Prozesse notwendige Stickstoff begrenzt ist und die Proteinsynthese wenn der Stickstoff beendet ist, nicht weiter ablaufen kann. Dadurch existiert ein größeres Kohlenstoffangebot, dass in einem solchen Falle zu kohlenstoffhaltigen Nebenprodukten umgewandelt wird. C – limitiert bedeutet, dass der organische Kohlenstoff begrenzt ist und dadurch das Wachstum der Mikroorganismen geregelt wird. Für die Abtrennung von 1 g Sulfat werden dabei im vorliegenden Falle je nach der Prozessart zwischen 340 und 730 mg DOC benötigt. (Glombitza et.al. 2003)

Tabelle 10 spezifische Koeffizienten für Sulfatreduktion bei Wetlands

Koeffizient	Dimension	Betrag C - limitiert	Betrag NH ₄ ⁺ -limitiert
Bezogen auf DOC	g SO ₄ ²⁻ / g DOC	1,37	2,93
	mg N / g DOC	19,06	6,9
	mg P / g DOC	6,22	1,49
	mg U / g DOC	8,04	13,93
Bezogen auf SO₄²⁻	mg DOC / g SO ₄ ²⁻	730,72	340,99
	mg N / g SO ₄ ²⁻	13,92	2,33
	mg P / g SO ₄ ²⁻	4,55	0,51
	mg U / g SO ₄ ²⁻	5,87	4,75
Bezogen auf U	mg DOC / mg U	124,29	71,77
	mg N / mg U	2,37	0,49
	mg P / mg U	0,77	0,107
	mg SO ₄ ²⁻ / mg U	170,24	210,48

Der entstandene überschüssige Schwefelwasserstoff wird anschließend bei dem Einstellen von sauerstoffreichen Bedingungen zu elementarem Schwefel oxidiert.

5 Verfahrenparameter und Auslegung von Wetlands

5.1 Einleitung

Die Auslegung eines Wetlands ist maßgeblich von der zu behandelnden Wassermenge und der abzutrennenden Schadstoffmenge der Schadstofflast abhängig. Daneben ist aber auch das Volumen der gespeicherten Schadstoffe oder Wasserinhaltsstoffe summiert über den geplanten Betriebszeitraum zu berücksichtigen.

Ausgehend von den abzutrennenden Wasserinhaltsstoffen, den für die Abtrennung gewählten Prozessen kann die Reaktionszeit und daraus die Wasserverweilzeit abgeleitet werden. Aus der ermittelten Wasserverweilzeit kann auf die Anlagengröße bzw. das Volumen der Anlage geschlossen werden. Um eine möglichst vollständige Nutzung des zur Verfügung stehenden Reaktionsraumes zu erreichen sind einmal Wasserverteilungssysteme bei der Wasseraufgabe vorzusehen und Messungen der Verweilzeitverteilung zur Charakterisierung des Strömungsverhaltens zu empfehlen. Da ein Wetland wie ein kontinuierlich durchströmter Reaktor, in dem ein Prozess abläuft, behandelt werden sollte, empfiehlt es sich eine annähernd gleichmäßige Beaufschlagung vorzusehen. Das kann durch vorgeschaltete Wasservorratssammelsysteme erreicht werden. Ebenso sind die klimatischen Bedingungen zu berücksichtigen. Das betrifft vor allem Starkniederschläge, Sommertemperaturen und Frostperioden, die insbesondere Anlagen mit mikrobiologischen Prozessen stark beeinflussen können.

Wenn das behandelte Wasser in die Vorflut abgegeben werden soll, empfiehlt es sich, einen Schönungsteich nach der Behandlung anzulegen. Das ist besonders dann wichtig, wenn bei anaeroben Prozessen das Wasser keinen Sauerstoff besitzt, bei Fällungsprozessen eventuell mitgerissene Partikel, die in die Vorflut gelangen können abgetrennt werden müssen oder durch schwankende Prozessbedingungen Schwierigkeiten bei der Qualität des behandelten Wassers erwartet werden. In der Abbildung 18 ist der Algorithmus für die Auslegung eines Wetlands zusammengestellt. Er enthält die wichtigsten Fragen und Aufgaben, die im Vorfeld zu lösen sind.

Diese Fragen sind:

- Die Ableitung der zu erwartenden Wassermenge und deren minimale sowie maximale Mengen.
- Aus diesen Angaben wird die durchschnittliche zu behandelnde Wassermenge abgeleitet, mit der die Anlage beaufschlagt werden soll.
- Aus der Wasseranalyse werden die zu behandelnden Schadstoffe ermittelt und aus der Wassermenge die jeweiligen Schadstofflasten bzw. -frachten abgeleitet.
- Mit diesen Kenntnissen wird der für die Behandlung am besten geeignete Prozess ausgewählt.
- In der Regel werden anschließend in Vorversuchen die Prozessdaten ermittelt, insbesondere werden die Angaben über die Reaktionsgeschwindigkeiten abgeleitet und die zu erwartende Schadstoffmenge in einem vorgesehenen Betriebszeitraum eingeschätzt.
- Aus der Kinetik und den jeweiligen örtlichen Gegebenheiten werden die notwendigen Wasserverweilzeiten festgelegt
- und daraus anschließend die Reaktorgröße oder das Volumen des Behandlungsraumes abgeleitet.
- Für den Fall der Notwendigkeit eines Schönungsteiches ist anschließend seine Dimensionierung notwendig.

Die Größe der abgetrennten Schadstoffmenge ist deshalb eine wichtige Größe, da sie die Standzeit eines Wetlands beeinflusst und bei Langzeitprozessen geeignete Verwahrungstechnologien vorzusehen und einzuplanen sind.

Bestimmung der Wassermenge
Min. Max. Ø

Festlegung der Beaufschlagung

Analyse Schadstoff
Art, Menge, Last

Schadstoffabtrennung
Prozessauswahl

Ermittlung Prozessdaten
Kinetik
Sedimentation / Ablagerungsgeschwindigkeit
Schadstoffmenge / Zeiteinheit
vorgesehene Betriebszeit (Anzahl der Jahre)

Ableitung der notwendigen Wasserverweilzeit

Festlegung der Reaktorgröße
(Größe des Reaktionsraumens)

Dimensionierung von Schönungsteich
sofern notwendig

5.2 Wasserverweilzeit und Bestimmung der Verweilzeitverteilung

Die Wasserverweilzeit ist eine wichtige Größe, da sie über die für eine Reaktion zur Verfügung stehende Zeit Auskunft gibt. Aussagen über die in einem Wetland herrschende Verweilzeit erhält man durch eine Messung mit einem Indikator. Das zufließende Wasser wird markiert und am Ausgang des Wetlands wird gemessen, in welcher Zeit das markierte Wasser erscheint. Neben der Verweilzeit können auf diesem Wege auch Aussagen über das Strömungsverhalten in einem Wetland abgeleitet werden.

Wenn die Strömung in einem Wetland wie eine ideale Propfenströmung betrachtet wird und das Wasser in einer einheitlichen Front durch die Reaktionszonen strömt, dann muss der Indikator nach einer bestimmten Zeit vollständig den Reaktionsraum wieder verlassen. Wenn es in dem Wetland Totzonen oder durch ein präferentielles Fließen Regionen mit einer langsameren Fließgeschwindigkeit gibt, dann erscheint der Indikator am Ausgang mit einer geringeren Intensität aber über einen längeren Zeitraum. Die Summierung der Messwerte erlaubt dann eine Aussage über die Verweilzeitverteilung.

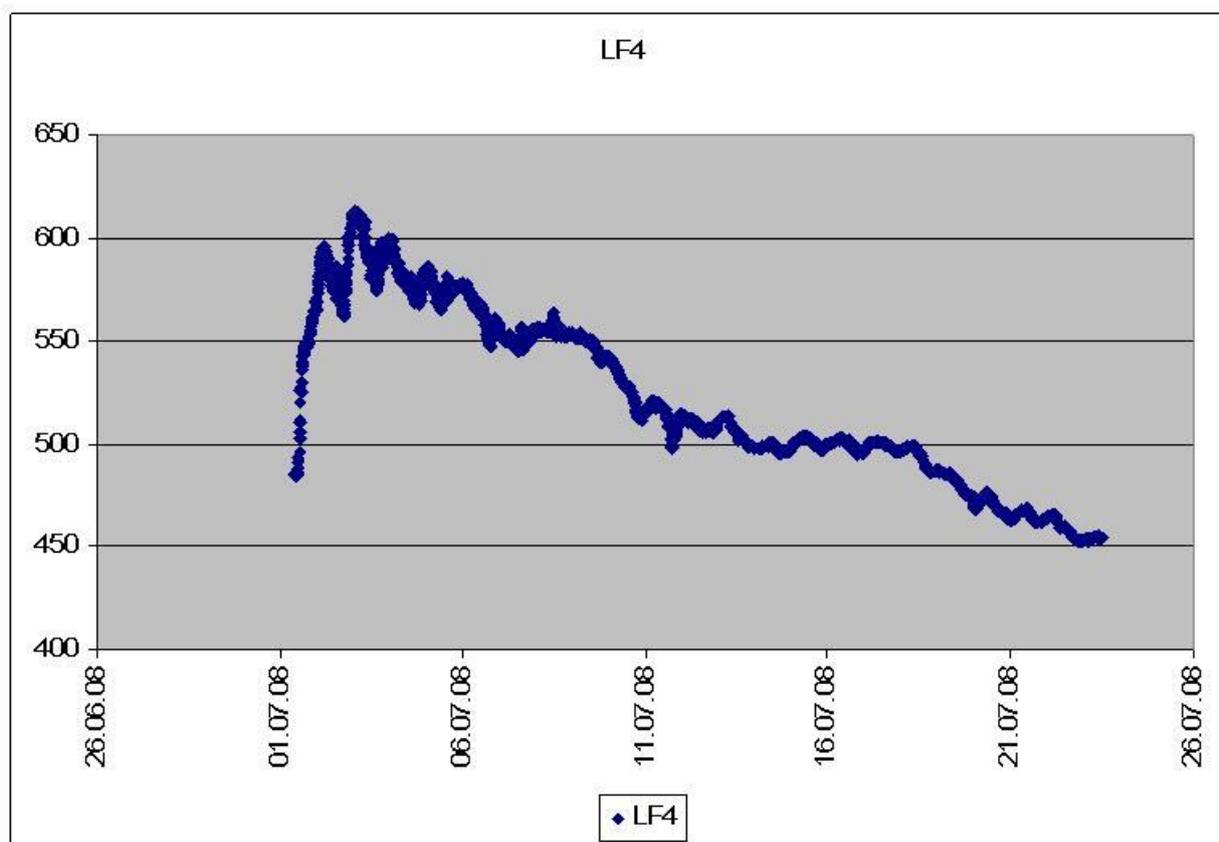


Abbildung 19: Messung der Leitfähigkeit in einem Wasser zur Verweilzeitbestimmung

Die Auswahl eines geeigneten Indikators ist oft nicht einfach. Er muss von einer solchen Beschaffenheit sein, dass zwischen dem Indikator und den im Wetland vorhandenen organischen und anorganischen Bestandteilen möglichst keine Reaktionen erfolgen. Abbildung 19 zeigt die Messung der Leitfähigkeit in dem ablaufenden Wasser eines Wetlands nach der Zugabe von NaCl. Nach ca. 2 – 3 Tagen ist das Maximum der Leitfähigkeit im Ablauf erreicht und nach ca. 20 Tagen ist die Leitfähigkeit wieder in dem Bereich, den das Wasser vor der Zugabe hatte.



Abbildung 20: Markierung des Wassers in einem Wetland mit Uranin

In Abbildung 20 ist die Markierung des Wassers mit Fluorescein – Natrium (Uranin) am Eingang eines Beckens und dessen Verteilung im Anstrom des Beckens zu sehen. Allerdings musste bei Wetlands mit einer offenen Wasserfläche festgestellt werden, dass Uranin unter Sonneneinstrahlung nicht stabil genug ist, um über eine größere Verweilzeit messbar zu sein. Die Verwendung von Uranin kann deshalb nur für Wetlands empfohlen werden, die keine freien Oberflächen haben und als Reduktionsreaktor gestaltet sind.

Andere alternative Farbstoffe besitzen entweder eine unzureichende Umweltverträglichkeit oder erfordern bei nicht fluoreszierenden Farbstoffen solche Einsatzmengen, die technisch nicht mehr vertretbar sind. (COWAR 2010). Außerdem sind mögliche Wechselwirkungen zwischen dem Tracer und den in einem Wetland vorhandenen Substanzen, die zu einer Veränderung der Konzentration durch Sorptions- oder Abbauprozesse führen vor der jeweiligen Verwendung zu berücksichtigen.

Bei der Auswertung der Ergebnisse ist darauf zu achten, dass über die gesamte zu messende Konzentration oder die gesamte zu erwartende Farbintensität Kenntnis existiert. Die summierten ausgetragenen aus den Konzentrationen ermittelten Mengen lassen dann auf die Strömungsverhältnisse in einem Wetland und mögliche Totzonen schließen.

Dabei können 2 Berechnungs- und Darstellungsvarianten verwendet werden. Diese sind die F – Kurve und die I - Kurve. Die I – Kurve zeigt an, wie viel Prozent eines kontinuierlichen Durchsatzstromes sich zu einer bestimmten Zeit im Reaktor bzw. in der Anlage befinden. Die F – Kurve gibt an, wie viel Prozent eines kontinuierlichen Durchsatzstromes den Reaktor zu einer bestimmten Zeit wieder verlassen haben. Letztere kann nach

$$F = 1 - e^{-(ct/T)} \quad F = 1 - e^{-\exp(-ct/T)} \quad (32)$$

mit

F = Gesamtmenge

c = gemessene Konzentration (oder erfasstes Volumen)

t = die jeweilige vergangene Zeit nach dem Zeitpunkt der Markierung

C = die gesamte Menge / Konzentration oder das gesamte Reaktionsvolumen

berechnet werden.

Sie wird auch als Verweilzeitverteilungsfunktion bezeichnet. Die berechneten Werte liegen im Bereich von 0 bis 1 und werden auf der Y – Achse gegen die verstrichene Messzeit aufgetragen. Die so erhaltenen Kurven nähern sich asymptotisch dem Wert 1.

5.3 Flächenbedarf und Reaktionsraumgröße

5.3.1 Flächenbedarf

Die für ein Wetland benötigte Fläche ist maßgeblich von der Art des gestalteten Wetlands und der zu behandelnden Wassermenge sowie ihrer Zusammensetzung abhängig. (Wolkersdorfer & Younger 2002)

Für die einfachste Art eines Wetlands, bei der das Wasser unter oxidierenden Bedingungen eine Fläche berieselt um den pH Wert zu verschieben und z. B. Eisen zu oxidieren und dabei zu fällen ergibt sich die Fläche aus der Eisenkonzentration, der Oxidationsleistung und der Wassermenge. Im Folgenden ist der Algorithmus einer schematischen Ableitung eines Flächenbedarfs für 2 verschiedene Fälle dargestellt. Dabei wird eine Reinigungsleistung von 10 g Fe/m²d angesetzt. Diese ist jedoch für jedes Wasser vorher zu ermitteln. Aus der mit der Reinigungsleistung ermittelten Fläche und der zu behandelnden Wassermenge kann dann die Berieselungsdichte abgeleitet werden.

Tabelle 11: Schematische Ableitung von Flächenbedarf und Berieselungsdichte

Parameter	Dimension	Lastfall 1	Lastfall 2
Durchfluss	m ³ /h	10	10
	m ³ /d	240	240
pH Wert	-	4,1	7,0
Fe gelöst	mg/l	90	10
	g/m ³	90	10
Last	g/m ³ h	900	100
	g/m ³ d	21600	2400
Reinigungsleistung RL	g Fe /m ² d	10	10
Flächenermittlung	m ²	2160	240
Berieselungsdichte	m ³ /m ² d	0,11	1,00

5.3.2 Reaktionsraumbestimmung

Analog zur Berechnung des Flächenbedarfs kann die Größe des Reaktionsraumes bestimmt werden. Das ist dann der Fall, wenn in einem anaeroben Wetlandsystem eine bestimmte Menge an Sulfat reduziert werden soll, um damit einen Teil der Schwermetalle abzutrennen.

Dazu sind Kenntnisse über folgende Parameter notwendig:

Bestimmung der zu behandelnden Wassermenge Q	m ³ /h,	m ³ /d
Ermittlung der zu reduzierenden Sulfatmenge	gSO ₄ / m ³	
Ableitung der spezifischen Sulfatreduktionsgeschwindigkeit	gSO ₄ /m ³ h	gSO ₄ /m ³ d
Ableitung der notwendigen spezifischen Reaktionszeit (h)	(g SO ₄ /m ³)/ (gSO ₄ /m ³ h)	
Ableitung der gesamten auf die zu behandelnde Wassermenge bezogenen Reaktionszeit h _r		
Ableitung des notwendigen Beckenvolumens aus der Wassermenge und der Reaktionszeit. V = Q / h _r		
Ableitung der benötigten Oberfläche	m ²	

Aus dem ermittelten Beckenvolumen und dem freien zur Verfügung stehenden Volumen in einem Becken ergibt sich das totale Beckenvolumen und aus seinen geometrischen Abmessungen die Größe der Reduktionskammer. In der Tabelle 12 ist als Beispiel die Ermittlung der Daten für einen Abbau von 200 mg Sulfat und einer Wassermenge von 5m³/h dargestellt.

Tabelle 12: Ableitung des Becken Volumens und der Fläche für eine anaerobe Reduktionskammer

Parameter	Dimension	Wert
Wassermenge	m ³ /h	5
Geplante Sulfatreduktion spezifisch	mg/l	200
gesamt	g/h	1000
Sulfatreduktionsgeschwindigkeit (bei 1 g Biomasse/l und 10 h spezif, Wachstumsgeschwindigkeit.)	mg/lh g/lh	100 0,1
Notwendige Zeit	h/m ³	≥ 20
Volumen gesamt	m ³	500
Beckenvolumen (50 % freier Raum)	m ³	1000
Notwendige Fläche bei 2 m Tiefe	m ²	500

6 Stabilität von Prozessen in Wetlands

6.1 Klimatische Einflüsse

Da ein Wetland wie eine technische Anlage eine vorgegebene Reinigungsleistung erbringen muss, sind solche Bedingungen einzustellen und zu garantieren, dass die geforderte Leistung zu allen Zeiten erbracht wird. Das bedeutet, dass klimatische

Bedingungen, Konzentrationsschwankungen oder Durchsatzveränderungen nicht zu einer Beeinträchtigung der angestrebten Prozessleistung und der angestrebten Ablaufwerte im behandelten Wasser führen sollten.

Von den klimatischen Einflüssen sind in der Regel die Unterschiede zwischen Sommer und Winter zu beachten. So sind Leistungsminderungen regelmäßig bei Pflanzenanlagen zu erwarten, wenn das Wachstum eingestellt wird und eine Aufnahme von Schadstoffen in die Pflanzen nicht mehr erfolgt. Ebenso sind durch die Temperaturunterschiede die Löslichkeiten von Gasen insbesondere von Sauerstoff zu berücksichtigen. Bei tieferen Temperaturen steigt zwar die Löslichkeit von Sauerstoff im Wasser, durch die Bildung von Eisschichten auf den Oberflächen wird jedoch ein Zutritt von Sauerstoff verhindert und Oxidationsprozesse in aeroben Wetlands werden beeinträchtigt.

Zusätzlich sind Einflüsse der Temperatur auf das Wachstum der Mikroorganismen zu berücksichtigen. Da jede Mikroorganismenart ein Temperaturoptimum bezüglich der Wachstumsgeschwindigkeit besitzt führen Abweichungen durch höhere oder tiefere Temperaturen in der Regel zu Beeinflussungen der Reaktionsgeschwindigkeit und damit Veränderungen in dem angestrebten Prozessumsatz.



Abbildung 21: Ansicht eines Wetlands im Winter

Abbildung 21 zeigt die Situation eines Wetlands im Winter. Unter der Schnee- und Eisdecke wurde durch die geringere Sauerstoffzufuhr der Oxidationsprozess von Arsen und Mangan beeinflusst und in dem Pflanzenteil fand ein erhebliches Algenwachstum statt das zu Beeinflussung der Fließeigenschaften führte.

6.2 Thermodynamische Stabilitätskriterien

Ähnliche Bedingungen gelten für mikrobielle Prozesse. Da das Wachstum von Mikroorganismen und damit das Erbringen einer bestimmten Stoffwechselleistung von der Temperatur und den zur Verfügung stehenden Nähr- und Spurenelementen abhängig ist, sind annähernd konstante Bedingungen für einen stabilen Prozess Voraussetzung. Welchen Einfluss Störungen auf einen solchen Prozess der Zellsubstanzsynthese ausüben, ist umfangreich analysiert worden. (Glombitza & Heinritz 1979, Walz 1994a,b, Aksenov 1995, Fernandez – Lahore et. al. 1999, Maurer & Gujer 1998, Rojdestvenski et. al. 1999)

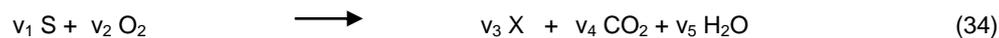
Dabei wird davon ausgegangen, dass auch biologische Vorgänge durch die thermodynamischen Gesetze beschrieben und erfasst werden können obwohl sie sich weit vom thermodynamischen Gleichgewicht befinden. (Prigogine 1967) Für solche

Prozesse wird ein linearer Zusammenhang zwischen der Entropieproduktion und den als Kraft wirkenden Potenzialen sowie den durch die Reaktion ausgelösten Strömen angenommen.

$$\sigma = \sum L_i X_i \quad (33)$$

mit σ = Entropieproduktion
 L = Strom (Stoffstrom)
 X = Kraft.

Wenn ein biologischer Wachstumsprozess durch eine Reaktionsgleichung dargestellt wird, die den Verbrauch eines Substrates S unter Verwendung von Sauerstoff zur Bildung von Biomasse X bei gleichzeitiger Abgabe von CO₂ und der Bildung von Wasser beschreibt, erhält man Gleichung (33) wobei die Größen v die jeweiligen stöchiometrischen Koeffizienten darstellen.



Durch Einführung der kraftanalogen Größe Affinität, die durch die chemischen Potenziale bestimmt werden kann und auf eine jeweilige Temperatur bezogen ist

$$A_R = - \sum v_i \mu_i \quad (35)$$

sowie die Verwendung der Reaktionsgeschwindigkeit dC/dt als Größe für einen Stoffstrom (Fluss) kann die Entropieproduktion σ bestimmt werden.

$$\sigma = \frac{A_R}{T} \cdot \frac{dC}{dt} \quad (36)$$

Messungen haben gezeigt, dass auf unterschiedliche Konzentrationsgradienten von Sauerstoff und auch Nährstoffen mit einem größeren Substratverbrauch für die Bildung einer Biomasse reagiert wird. (Schneider et.al. 1982, Glombitza et. al. 1984) Das ist immer dort vorteilhaft, wo ein Substrat abgebaut werden muss und die dabei entstehende Biomassemenge klein gehalten werden soll. Es ist von Nachteil, wenn das Ziel in der Bildung einer Biomassemenge besteht, die zudem mit den geringsten Kosten erreicht werden soll.

7 Versuch einer Bewertung und Ableitung von Kosten

Für eine zusammenfassende und vergleichende Bewertung der Wetlandarten untereinander sowie im Vergleich zu anderen Behandlungsarten, ihrer Betriebssysteme und Wirkungen wird versucht Bewertungssysteme vorzuschlagen.

Für diese Bewertungssysteme wurde ein Kriterienkatalog und ein Handlungsalgorithmus entwickelt, der auf den Methoden der Impact Assessment Guidelines der EU und dem Leitfaden zur Folgenabschätzung sowie der BAT (Best available Technology) Methode beruht und der in mehreren Untersuchungen zur Ableitung von Vor- und Nachteilen sowie Kosten angewendet wurde. (Janneck et. al. 2008, Pyramid consortium 2003) Für einige konkrete Fälle liegen die Kosten für den Bau und mögliche sowie

gemessene Betriebskosten vor. (Janneck et. al 1996, Janneck & Peiffer 1999 a, Janneck & Krüger 1999 b, Janneck et. al. 2010) Um eine möglichst umfangreiche Einschätzung zu erreichen wurden deshalb in die Betrachtung auch die Kosten für andere alternative Wasserbehandlungstechnologien aufgenommen.

Da die Bewertung einer solchen komplexen Verfahrensweise kompliziert und sehr vielschichtig ist wurde mit der SWOT Analyse ein weiteres Bewertungssystem zur Charakterisierung herangezogen. Dadurch können wirtschaftliche und rechtliche Bewertungen der Systeme sowie eine zusammenfassende Beurteilung prozesstechnischer, logistischer und ökologischer Vor- und Nachteile im Vergleich zu alternativen Wasserbehandlungsverfahren abgeleitet werden.

7.1 Ableitung von Kosten

Die Tabelle 13 enthält eine Zusammenstellung von spezifischen Wasserbehandlungskosten die auf publizierten und experimentellen Daten beruhen und in deren Mittelpunkt der Betrachtung die Entfernung von Sulfat steht. (Glombitza, Janneck 2007) Das ist deshalb eine Möglichkeit des Prozessvergleiches weil durch die chemische physikalische und biologische Sulfatabtrennung gleichzeitig eine Entfernung von Schwermetallen erfolgt. Wenn die Sulfatreduktion für die Metallabtrennung verwendet wird, dann kann aus den Kosten für die Reduktion einer Sulfateinheiten auf die notwendigen Kosten für die Metallabtrennung geschlossen werden.

Tabelle 13: Zusammenstellung von spezifischen Wasserbehandlungskosten

Fällungsverfahren	Kalkstein/Kalk (2001)		BaS (1990)	SAVMIN (1999 - 2001)	CESR / Walhalla (2001)	
spezifische Behandlungskosten	0,10 USD / m ³		0,36 USD/m ³ bei Δ SO ₄ 2.000 mg/L	0,17 USD/m ³	0,79 USD / m ³ bei Δ SO ₄ 1.500 mg/L	
physikalische Verfahren	RO	NF	EDR	RODOSAN	GYP-CIX	
spezifische Behandlungskosten	0,88 USD / m ³	0,80€ / m ³	0,48 USD/m ³	0,012- 0,16€ / m ³	0,60 USD/m ³	
biologische Verfahren	Bioreaktor Paques		THIOPAQ	Hochleistungssulfat-reduktion HLSR	Wetlands	Wetlands II Wismut
spezifische Behandlungskosten	0,135 USD/kg SO ₄ 0,108 €/kg SO ₄		0,147 €/kg SO ₄ aus der Sulfidproduktion abgeleitet	0,08 €/kg SO ₄	-	0,1 - 0,3 €/kg SO ₄ (bis ca. 2 €/m ³)

Bei den Fällungsverfahren wurde die Kalkstein / Kalk Fällung (Geldenhuis et.al.2001) und die Fällung mit Aluminium im SAVMIN Prozess (Smit 1999) sowie Walhalla und CESR (Cost Effective Sulphate Removal) (Schuster 1996) durch die Ettringitbildung (Schuster et. al 1992) neben der Fällung mit Barium herangezogen.

Bei den physikalischen Verfahren wurden die Reversosmose (Samhaber 2006) und die Nanofiltration (Melin 2003) für Membranverfahren sowie die Umkehrelektrodialyse EDR (Valerdi-Perez et.al. 2001) neben dem Rodosan Verfahren (Friedrich 2004 / LMBV 2005) für elektrochemische Verfahren und das GYP-SIX Verfahren (Schoeman,Steyn 2001 / Gussmann 1997) für einen kombinierten Ionenaustauschprozess herangezogen.

Von den biologischen Verfahren wurden die Sulfat- und Schwermetallabtrennung von Paques (Barnes et. al. 1991, Gadd , White 1993) und der THIOPAQ – Prozess (Reid2000, Rein et.al. 2005), die „Hochleistungssulfatreduktion“ (GEOS 2002) sowie

Daten aus Wetlands (Robinson, Robb 1995, Jones et. al. 1996, Shinnars 1996, Nisbet 1995) und der Wismut (Glombitza et.al. 2003) für eine Kostenabschätzung verwendet.

Die Investkosten sind dann jeweils von der Größe der Anlage, den notwendigen Baumaßnahmen, der Ausrüstung und den Nachfolgekosten für eine Entsorgung und Behandlung der abgetrennten Schadstoffe abhängig.

So wurden für die Behandlung eines Teilstromes des Stangenbergbaches mit einer Größe von 7,2 – 7,5 m³/h Investkosten von ca 280 000 €, Betriebskosten von 8820 €/a, Gesamtkosten von 19810 €/a und spezifische Behandlungskosten von 0,42 m³/a abgeleitet. (Janneck et.al. 2010)

7.2 Verwendung von Wichtungsfaktoren

Für eine Bewertung der verschiedenen Verfahrensvarianten können die von der Europäischen Kommission vorgegebenen Kriterien für Folgenabschätzung „Impact Assessment Guidelines“, herangezogen werden. (COM 2002, EC 2005, EU 2006)

Dazu müssen nach dem Leitfaden zur Folgenabschätzung vom 15. Juni 2005 mit der Neufassung vom März 2006, der Europäischen Kommission SEK (2005) 791 folgende Fragestellungen eingeschätzt werden:

- Wirtschaftliche Auswirkungen
- Ökologische Auswirkungen
- Soziale Einflussgrößen

Im Anhang sind die für eine Einschätzung zu beantwortenden Fragen enthalten.

Eine weitere Möglichkeit ergibt sich aus der Bewertung mit willkürlich festgelegten Faktoren. In der Tabelle 14 ist eine solche Bewertung für verschiedene Verfahren zur Metall- und Schadstoffabtrennung enthalten.

Tabelle 14: Prozessbewertung mit Faktoren

Prozess	Bezeichnung	Anlagenkosten	Betriebskosten	Abtrennungsgrad	Rückstandsbehandlung
Chemische Prozesse					
Kalk	Kalkstein / Kalk	5	3	5 (3)	5
Barium	Bariumsulfat	5	3	1(3)	5
	Bariumkarbonat	5	3	1(3)	5
Aluminium	Savmin	5	3	1	5
	CESR / Walhalla	5	3	1	5
Physikalische					

Prozesse					
Membran	Umkehrosmose	5	3	1	4
Nanofiltration	Nanofiltration	5	3	1	4
Ionentauscher	Gyp - Cyx	5	3	1	3
Elektrolyse	Rodosan	5	5	5(3)	3
	Elektrodialyse	5	3	1	4
Biologische Prozesse					
	Paques Thiomet	5	4	1	1
	Paques Thiopaq	5	4	1	1
	HLSR	5	4	1	3
	Wetlands	3	2	5 (2)	1
	In – lake - Behandlung	2	3	3	1

Dabei bedeuten die Werte 1 sehr gut bzw. gering oder auch hoch und 5 ungenügend, oder bei Kosten hoch. Die Bewertung wurde ursprünglich für die Abtrennung von Sulfat zusammengestellt. Da aber die Sulfatabtrennung nicht immer direkt mit der Schwermetallabtrennung gekoppelt bzw. vergleichbar ist, wurden dort, wo eine bedeutend bessere Metallabtrennung zu erwarten ist die sich daraus ergebenden Zahlen in Klammern gesetzt. Für eine abschließende Bewertung können dann die Werte der addierten Faktoren verwendet werden.

7.3 SWOT Analyse

Die SWOT- Analyse stellt die Stärken und Chancen den Schwächen und Risiken eines Prozesses bzw. eines Verfahrens gegenüber. In dieser Liste werden subjektiv Elemente und Eigenschaften der Wetlands und ihrer Anwendung für die unterschiedlichen Bergbauwässer zusammengestellt. In der Tabelle 15 sind Aussagen zu den einzelnen Kategorien der Analyse enthalten.

Tabelle 15: Ergebnisse einer SWOT Analyse

Stärken (Strengths)	Chancen (Opportunities)
Technologie an unterschiedliche Wasserarten anpassbar Nahezu wartungsfreie Technologie Kein oder nur geringer technischer Aufwand Keine oder nur geringen Mengen an Chemikalien	Kostgünstige Behandlung kleiner Wassermengen Akkumulation von Schadstoffen, Spurenelementen und Wertmetallen an einem Ort Möglichkeit der Wiederverwertung abgetrennter Wasserinhaltsstoffe Grundlagen / Ausgangspunkt für Recyclingprozesse
Schwächen (Weaknesses)	Risiken (Threats)
Langzeitprozesse Schwierige Prozesssteuerung Ungeeignet für große Wassermengen Relativ großer Flächenbedarf Entsorgungs- und Verwahrungssystem abgetrennter und gespeicherter Wasserschadstoffe notwendig	Klima / Wettereinflüsse, Trockenheit, Starkniederschläge Anreicherung von Schad- und Risikostoffen Schadstofffreisetzung und Remobilisierung im Havariefall nicht auszuschließen (z.B. Extremhochwasser) Mögliche Bildung (flüchtiger) metallorganischer Verbindungen und toxischer Nebenprodukte Schwankende Konzentrationen im Ablauf können zu Grenzwertüberschreitungen führen

8 Rechtliche und gesetzliche Rahmenbedingungen

Für den Bau und den Betrieb von Wetlands sind Genehmigungen notwendig, die auf rechtlichen Grundlagen beruhen. Sie müssen dabei die von der EU verabschiedeten Richtlinien, die gesetzlichen Regeln des Nationalstaates und die in dem jeweiligen Bundesland von ihnen unteretzten herrschenden Bedingungen und Anordnungen berücksichtigen. Dabei sind für den Bau und den Betrieb unterschiedliche Gesetze des Umweltrechts sowie des Abfall- und Gefahrstoffrechts zu berücksichtigen.

Im Folgenden soll ein Handlungsalgorithmus über den Ablauf eines Genehmigungsverfahrens für den Bau und den Betrieb eines Wetlands abgeleitet werden.

Die zuständigen Einrichtungen für die Erteilung einer Erlaubnis zum Bau und Betrieb des Wetlands sind von der Art und Herkunft des zu behandelnden Wassers und den für das Wasser zuständigen Einrichtungen abhängig.

Für Bergbauwässer, die aus einem Bergbaubetrieb stammen und die unter das Bergrecht fallen, ist das Bergamt bzw. die Bergbehörde nach Abwasserherkunftsverordnung (AbwHerKV) und Wasserhaushaltsgesetz (WHG) für die Erteilung der Genehmigung zuständig.

Für Wässer die nicht unter der Bergaufsicht stehen sind die Wasserbehörden, die in der Regel dem Umweltministerium zugeordnet sind, zuständig.

Die Erlaubnis zum Bau und Betrieb ist in der Regel das Ergebnis einer UVP bzw. bei Bergbauaktivitäten ein Planfeststellungsverfahren, das eine UVP enthält.

Beim Bau der Anlage sind das Wasserhaushaltsgesetz (WHG), Verordnungen zum Schutz des Oberflächenwassers, der Grundwasserschutz und der Bodenschutz (BBschG) sowie der im Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) festgelegte Tier- und Artenschutz zu berücksichtigen.

Für den Betrieb eines Wetlands gelten unterschiedliche Bedingungen. Diese ergeben sich aus der Art des Wassers, der Art des Wetlands, der Prozessführung und der anfallenden Rückstände. Die Einleitung des behandelten Wassers in ein Gewässer wird nach WHG geregelt und verlangt die Einhaltung festgelegter Grenzwerte.

Die Rückstände aus einem Wetland, das ein Abwasser behandelt sind in der Regel unter dem Abfallrecht zu betrachten (AbfG). Wässer aus Bergbauaktivitäten sind keine Abwässer. Deshalb fallen die Rückstände auch nicht unter das Abfallrecht.

Bei der Behandlung der Rückstände bezüglich einer Verbringung und / oder Verwertung sind je nach Art der anfallenden Rückstände die Deponieverordnung (DepV), die Richtlinien für die Behandlung von Gefahrstoffen (GefStoffV), Richtlinien des Immissionsschutzes und des Strahlenschutzes (StrlSchV) zu berücksichtigen. Letzteres ist besonders dann notwendig, wenn es sich um radioaktive Rückstände oder flüchtige metallorganische Verbindungen handelt. Wenn für den Betrieb des Wetlands die Dosierung von Hilfsstoffen notwendig ist, müssen das Chemikaliengesetz (ChemG), die Gefahrstoffverordnung (GefStoffV), neben dem Wasserhaushaltsgesetz berücksichtigt werden.

Für den Fall, dass die Rückstände wieder verwertet werden und aus ihnen Chemikalien oder ähnliche Wertstoffe hergestellt werden, ist die REACH Verordnung der EU zu berücksichtigen. (REACH Verordnung) Da ein Wetland mit Sicherheit nicht unbefristet betrieben wird, sind im Genehmigungsverfahren Aussagen über die Betriebsdauer und nach der Beendigung über die Behandlung bzw. den Verbleib der Reststoffe, wenn es zu Ausfällungen und Anreicherungen von ihnen gekommen ist, notwendig.

9 Probleme / Fallbeispiele

9.1 Auflistung von gebauten und betriebenen Wetlands und kurze Darstellung der Ergebnisse

9.1.1 Wetland Lehesten

Im Thüringer Schiefergebirge wurde seit Jahrhunderten Schiefer abgebaut. Dieser sowohl im Tagebau als auch im Tiefbau betriebene Schieferabbau im Grenzgebiet zwischen Thüringen und Bayern hat in der Vergangenheit sehr große Haldenkörper entstehen lassen, weil nur 5-10% des gewonnenen Schiefergesteins als Dachschiefer oder Dekorationsstein den Betrieb

verließen. Der aus schlecht spaltbarem sowie sulfidführendem Material bestehende, nicht verwertbare Anteil wurde aufgehaldet. Das Sulfid im Dachschieferlager liegt fast ausschließlich als Pyrit vor, der in zwei Mineralisationstypen auftritt. Diese Mineralisationsformen sind Sulfidlagen und sulfidführende Siderit-Konkretionen (sog. "Kieskälber"). Während man früher annahm, dass die Säurebildung und die Auslaugung von Aluminium und anderen Elementen hauptsächlich durch die Verwitterung der "Kieskälber" verursacht wird, zeigten Untersuchungen, dass die gebildete Schwefelsäure aufgrund des hohen Karbonatanteils in den Konkretionen sofort abgepuffert wird und die Bildung saurer, aluminiumsulfathaltiger Sickerwässer in erster Linie auf die Verwitterung der Pyritlagen und nicht auf die Kieskälber zurückgeführt werden muss. (Janneck et. al. 1996) Die freie Säure wird durch Reaktion mit dem Tonschiefer weitgehend abgepuffert. Anstelle der Wasserstoffionen erscheinen eine äquivalente Menge Kationen vor allem Al^{3+} , Mg^{2+} , Ca^{2+} und Mn^{2+} sowie in geringeren Konzentrationen verschiedene Schwermetalle wie Ni, Cu, Zn im Sickerwasser. Die pH-Werte liegen in einem Bereich von 3,8 - 4,5 in den Vorflutern. Die durchschnittlichen Konzentrationen für die Hauptbestandteile liegen bei 3,5 mmol (336 mg/l) für Sulfat, 2,0 mmol (80 mg/l) für Kalzium, 1,0 mmol (24 mg /l) für Magnesium und 0,5 mmol (14 mg/l) für Aluminium.



Abbildung 22: Aluminiumhaltiges Sickerwasser

Abbildung 22 zeigt das Aussehen des aluminiumhaltigen Drainagewassers. Durch eine pH Wertverschiebung beginnen die Aluminiumionen Hydroxide zu bilden und zu sedimentieren. Zur Behandlung eines solchen Wassers wurde eine Wetlandkombination gebaut, die einmal aus einer Kalksteindrainage bestand gefolgt von einer Pflanzenanlage. Die Anlage wurde mit einem durchschnittlichen Durchsatz von 1,5 m³/h betrieben. Die daraus resultierende Flächenbelastung lag bei 277 l/m²d. Die maximale Leistung konnte bis auf 4 m³/h erhöht werden.

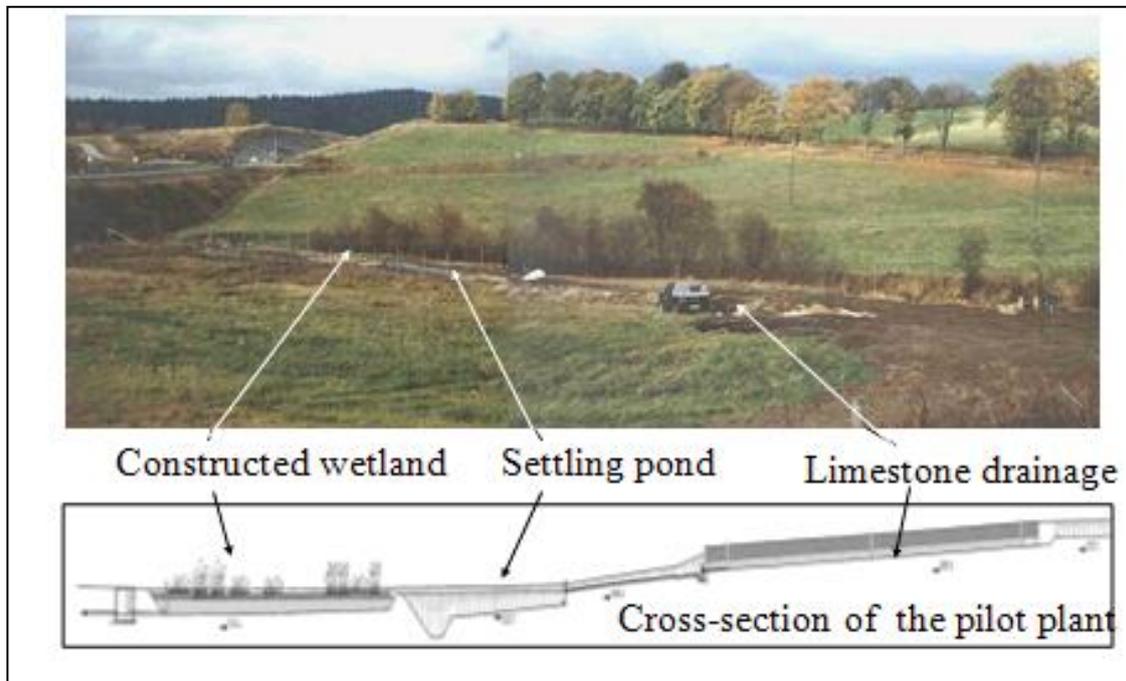


Abbildung 23: Ansicht und Querschnitt der Wasserbehandlungsanlage in Lehesten

In Abbildung 23 ist ein Querschnitt der gebauten Anlage gezeigt und eine Fotografie von der Anordnung im Gelände. Das Wasser fließt von rechts nach links über eine Kalksteindrainage in der der pH Wert angehoben wird, passiert dann eine Beruhigungszone mit einem Sedimentationsbecken und fließt anschließend durch eine Makrophytenanlage. In der Tabelle 16 ist die Wirkung der Anlage dargestellt. Neben der Veränderung der Konzentrationen an Aluminium, Kupfer, Mangan, Nickel und Zink sind auch die prozentualen Werte einmal für die verbleibende Konzentration und für den Grad der Abreicherung angegeben worden. Der Durchfluss in der Kalksteindrainage lag in diesem Zeitraum bei 1,5 - 2 m³/h.

Tabelle 16 Reinigungserfolg im Zeitraum 01.07.1998 bis 01.12.1998

Element	Zufluss	Abfluss	Quotient C _{ab} /C _{zu}	1 - Quotient
Dimension	mg/l	mg/l	%	%
Aluminium	13,9	0,04	0,25	99,7
Kupfer	0,51	0,01	2,58	97,4
Mangan	3,3	0,12	3,54	96,5
Nickel	0,56	0,14	25,1	74,9
Zink	1,2	0,04	3,49	86,5

9.1.2 Wetland Pöhla I

Zur Behandlung des Flutungswassers der Grube Pöhla Tellerhäuser wurde neben der betriebenen chemisch physikalischen Wasserbehandlungsanlage ein Wetland zur Analyse und Prüfung der Eignung der natürlichen Wasserreinigungsprozesse

gebaut. In den Jahren 1997 bis 2001 wurde diese Anlage als Pilotprojekt betrieben. (Kießig et.al. 2000, Glombitza & Karnatz .2000 b). In der Tabelle 17 sind die Daten der Wasserzusammensetzung für 1996 und 1999 enthalten. Sie zeigen die Veränderungen der Wasserzusammensetzung in diesem Zeitraum, die hauptsächlich auf eine Reduktion des Sulfates und damit steigende Konzentration an Radium zurückzuführen ist..

Die Anlage bestand aus mehreren Becken, die in einer bereits bestehenden ehemaligen Waschanlage eingebaut worden waren. Das Wasser wurde zur Oxidation von Eisen und Mangan belüftet. In einem ersten Becken wurde eine Sedimentation des entstandenen Eisen- und Manganhydroxides angestrebt. Das entstandene Eisenhydroxid sollte dabei bereits einen großen Teil des Arsens binden. In einem nächsten Becken wurde das Wasser durch ein Kiesbett geleitet in dem organisches Material eingebaut war. Dadurch sollte unter anaeroben Bedingungen eine Sulfatreduktion induziert werden. In einem anschließend mit Pflanzen bebauten Becken wurde versucht, Radium abzutrennen, Trübstoffe zu entfernen und das Wasser mit Sauerstoff wieder anzureichern. Als Pflanzenmaterial wurden verschiedene einheimische Helophyten verwendet.

Abbildung 24 zeigt den schematischen Aufbau und die Wasserführung in dem Wetland.

Bedingt durch die Änderungen der Wasserzusammensetzung wurde die Betriebsweise den Veränderungen angepasst, der Pflanzenanteil erhöht, teilweise Sulfat dosiert und zur besseren Oxidation eine Kaskade vorgeschaltet. Die Anlage wurde ganzjährig betrieben. Dabei wurden insbesondere die Abschnitte in den Wintermonaten ausgewertet. Die Durchsätze lagen zwischen 0,5 und 5 m³/h. Im Mittel wurde ein Wasserdurchsatz von 3,5 m³/h angestrebt. Aus den Beckenvolumina und den jeweiligen Porenvolumen wurden Verweilzeiten von 720 h und 72 h abhängig vom Wasserdurchsatz ermittelt.

Tabelle 17: Inhaltsstoffe des Flutungswassers Pöhla – Tellerhäuser

Parameter	Maßeinheit	Konzentration	
		1996	1999
Fe	mg/l	5 - 20	9 - 11
U	mg/l	0,3 – 0,5	0,09 – 0,15
As	mg/l	1 - 4	2 - 3
Mn	mg/l	2 - 3	0,6 – 1,1
Ra	mBq/l	2000 - 4000	4200 - 5300
SO ₄ ²⁻	mg/l	40	5
PO ₄ ³⁻	mg/l	< 1	< 0,1
CO ₃ ²⁻	mg/l	< 10	< 5
NH ₄ ⁺	mg/l	0,2 – 0,3	0,2 – 0,3
NO ₃ ⁻	mg/l	1	<1
pH Wert	-	6,8	6,9

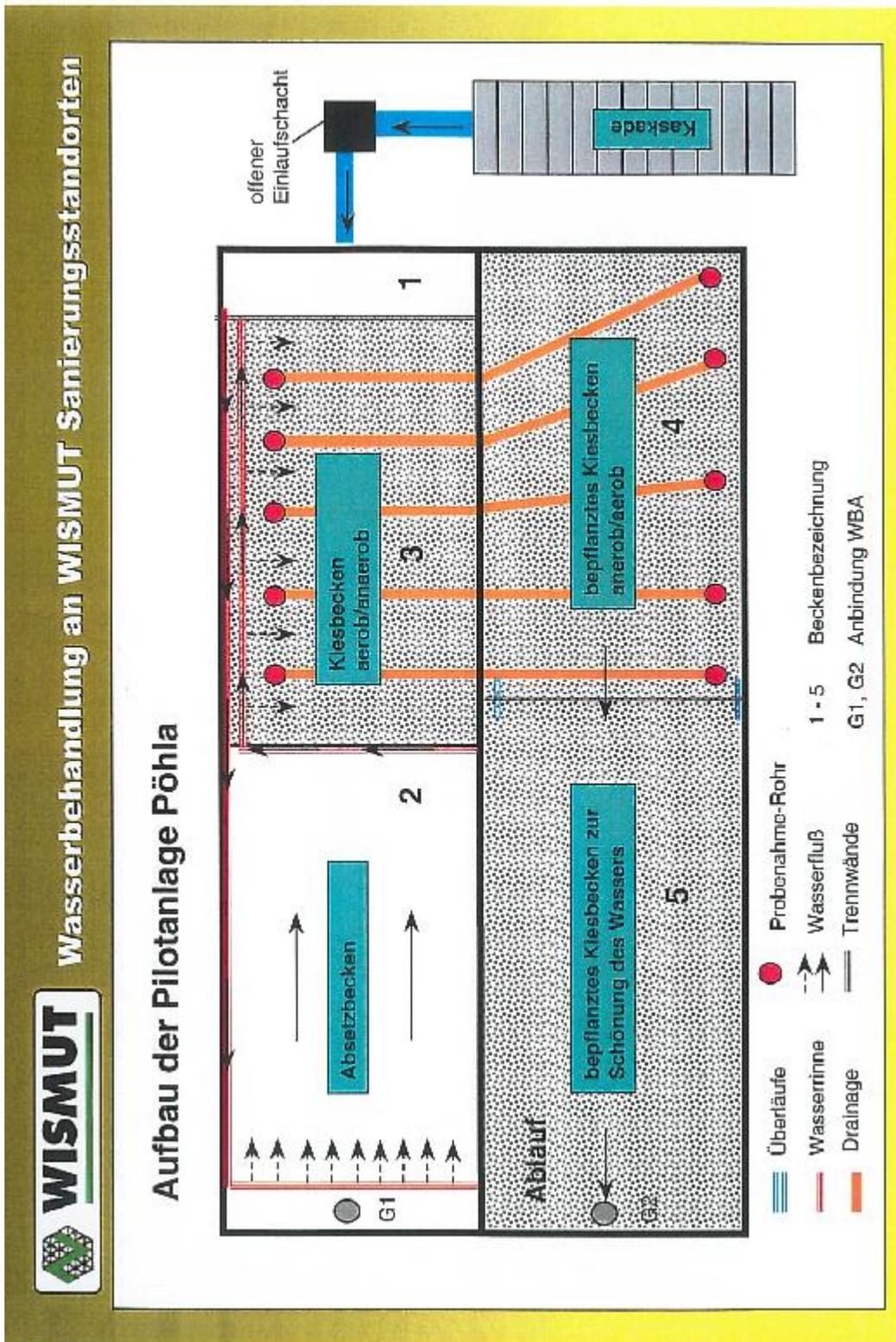
Die errechnete spezifische nutzbare Oberfläche der Reaktionsbecken beträgt bei einem Durchsatz von 0,5 m³/h 28 m²/m³d und bei einem Durchsatz von 5 m³/h 2,8 m²/m³d. Bedingt durch die vertikale Durchströmung von 2 Becken ist sie jedoch bedeutend größer. In der Tabelle 18 sind die Daten zur Schadstoffabtrennung enthalten. Sie zeigen, dass selbst unter den sich verschlechternden Bedingungen in den Wintermonaten gute Abtrennungsraten für Eisen und Mangan erzielt werden konnten. Da die Urkonzentration in dem behandelten Flutungswasser bereits sehr niedrige Konzentration erreicht hatte, war eine weitere Senkung nicht zu erwarten. Die Ablaufkonzentrationen von Arsen waren gemessen an den Vorgaben zu hoch, ebenso die im behandelten Wasser verbliebenen Radiumkonzentrationen, obwohl mehr als 70 % des Radiums abgetrennt worden waren.

Tabelle 18: Charakteristik der Schadstoffabtrennung

Komponente	Maßeinheit	Mittlere Ablaufkonzentration	Behördliche Vorgabe	Mittlere Abtrennrage
As	mg/l	0,34	0,1	83 %

Fe	mg/l	0,3	2,0	97 %
Mn	mg/l	0,3	2,0	50 %
U	mg/l	0,10	0,2	3 %
Ra	mBq/l	1300	300	73 %

Abbildung 24: Schematischer Aufbau und Wasserführung des Wetlands Pöhla (Kießig 2000)



9.1.3 Wetland Paitzdorf

Das Wetland Paitzdorf wurde gebaut, um ein neutrales, sulfatreiches, nitrat- und uranhaltiges Haldensickerwasser einmal temporär zu behandeln und zum anderen Aussagen über die Stabilität und die Prozessbedingungen zu erhalten. Dabei stand die Abtrennung eines Teiles von Sulfat durch einen mikrobiellen Reduktionsprozess und die Senkung der Urankonzentration im Mittelpunkt. Zur Stimulierung und Anreicherung der Mikroorganismenpopulation wurden unterschiedliche Kohlenstoffquellen zugeführt. (Meixner 2003)

Tabelle 19: Zusammensetzung von Zu – und Ablauf des Haldensickerwassers Paitzdorf

Komponente	Dimension	Konzentration	
		Zulauf	Ablauf
Sulfat	mg/l	20000 – 30000	- 0,2 – 2 g/l
Nitrat	mg/l	1 - 10	< 1
Uran	mg/l	1 - 3	0,1 – 0,3
Eisen	mg/l	< 1	< 1
As	mg/l	< 0,1	< 0,1
pH Wert	-	6,8 – 7,7	6,8 – 7,7

Das konstruierte und gebaute Wetland bestand aus zehn Reaktionsbehältern deren Oberflächen ebenerdig waren. Bei diesen Behältern handelte es sich um ein Pufferbecken, die Lysekammer, die Mischkammer, die Reduktionskammer, einen Kiesfilter und fünf Pflanzenzellen. Die Lysekammer wurde für die Zuführung und Bereitstellung einer Kohlenstoffquelle vorgesehen. Das kohlenstoffhaltige Wasser wurde danach in der Mischkammer mit dem Haldensickerwasser vor Aufgabe in die Reduktionskammer gemischt. In die Reduktionskammer wurden Probenahmerohre eingebaut, um aus unterschiedlichen Höhen und Abständen zum Aufgabepunkt Proben für eine Analyse erhalten zu können. Im Anschluss an die Reduktionskammer wurde das Wasser über ein Kiesfilter und durch fünf Pflanzenzellen geleitet. Dabei wurde die Wasserführung so gestaltet, dass das Wasser die Zellen im Wechsle von unten nach oben und wieder nach unten durchströmte. In der Abbildung 25 ist der Aufbau des Wetlands dargestellt. RK1 – 6 sind Rohre für die Analyse von Feststoffproben; S1 – 3 Probenahmerohre für die Entnahme von flüssigen Proben aus jeweils drei Horizonten (u = unten, m = mitte, o = oben); RK ist der Ablauf aus der Reduktionskammer. Abbildung 26 zeigt das Wetland im Bau und die für die Probenahme vorgesehenen Rohre. In Abbildung 27 ist das Wetland im Betriebszustand bei einer Probenahme am Ausgang der Reduktionskammer zu sehen.

Die Anlage wurde zwischen 2000 und 2001 gebaut, im Juni 2001 mit Wasser gefüllt und ab Juli 2001 kontinuierlich betrieben. Vor Beginn der Kohlenstoffzufuhr zur Mikroorganismenkultivierung wurden 2 Tracerversuche zur Verweilzeitanalyse durchgeführt. Als Kohlenstoffquellen wurden Methanol, Saccharose und Lactat verwendet. Der Wasserdurchsatz lag zwischen 0,25 und 1 m³/h. Die Tracerversuche zeigten, dass alle Schichten des Wetlands kontinuierlich durchströmte wurden, die Geschwindigkeiten aber variierten. Bei einem Wasserdurchsatz von 0,5 m³/h betrug die Wasserverweilzeiten zwischen 24 und 100 h. Tabelle 19 zeigt die Zusammensetzung des Sickerwassers vor der Behandlung und die erreichbaren Konzentrationen nach der Behandlung.

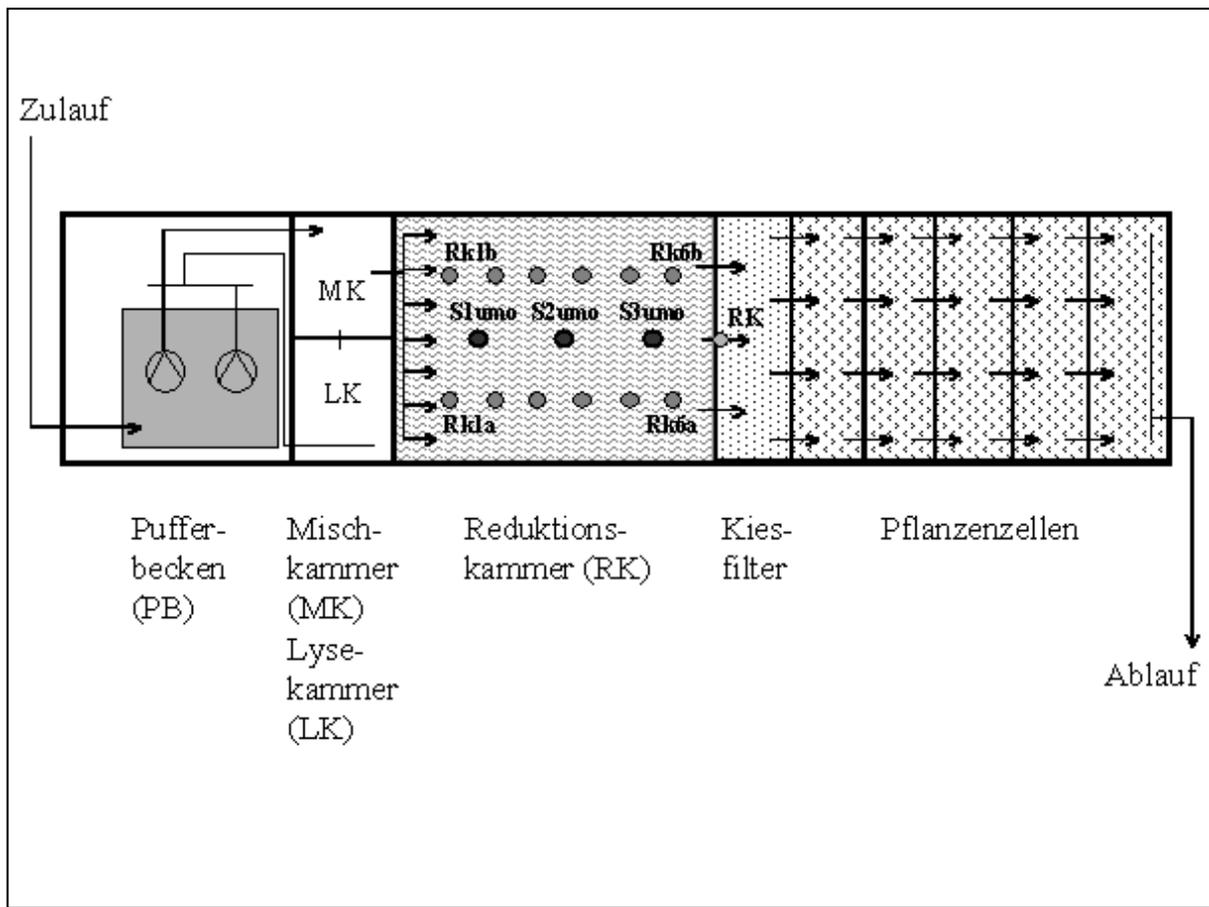


Abbildung 25: Schematische Darstellung des Wetlandaufbaues

Abbildung 28 zeigt die Sulfatkonzentrationen an verschiedenen Stellen im Wetland nach dem Versuchsbeginn über einen mehrmonatigen Zeitraum. Dabei ist zu sehen, dass die Differenz zwischen der Sulfatkonzentration im Pufferbecken und der Konzentration am Ende nach der Pflanzenzelle annähernd konstant ca. 2 g/l betrug. In der Abbildung 29 sind die Urankonzentrationen im zugeführten Wasser, in der Reduktionskammer und am Ende der Pflanzenzelle zu sehen sowie die sich ergebenden Differenzen, die eine Aussage über den Grad der Abtrennung zulassen.



Abbildung 26: Aufbau des Wetlands und Installation der Probenahmerohre



Abbildung 27: Probenahme am Wetland

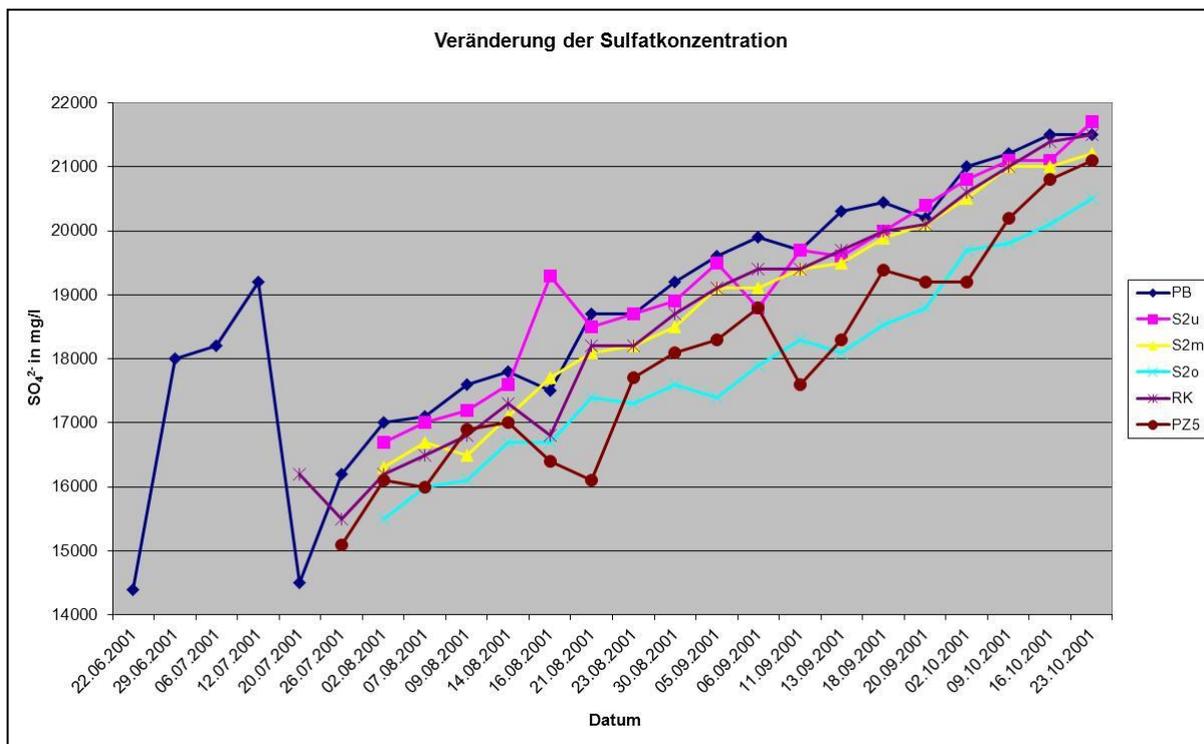


Abbildung 28: Sulfatkonzentrationen an verschiedenen Stellen im Wetland nach dem Beginn des Versuchsbetriebes

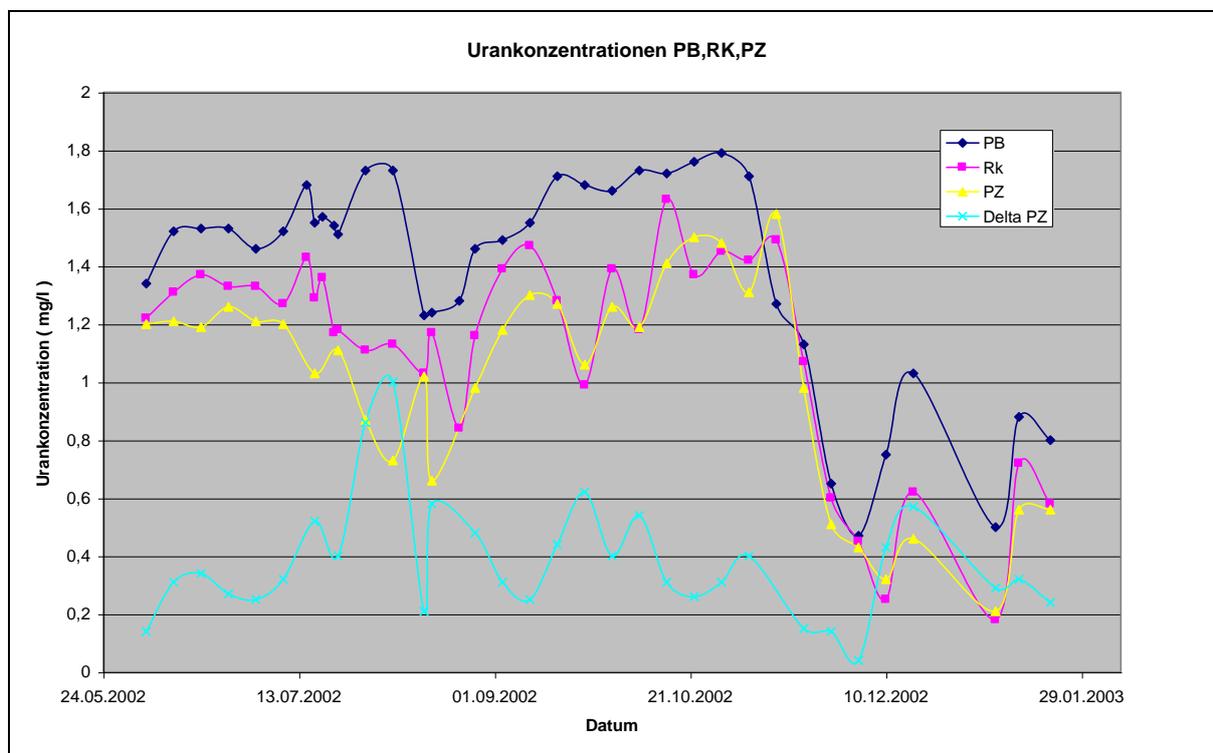


Abbildung 29: Veränderung der Urankonzentrationen an verschiedenen Stellen im Wetland in der Zeit zwischen Mai 2002 bis Januar 2003

9.1.4 Wetland Hartenstein

Zur Behandlung eines neutralen Haldendrainagewassers in dem Bergbauggebiet Schlema Alberoda wurde ein Wetlandsystem gebaut und von 2001 bis 2005 betrieben. Die Finanzierung erfolgte über die Wismut und den BMBF. (BMBF 2001 - FKZ 02 WB 0104, Glombitza et.al. 2003, Glombitza et.al. 2007, Kunze et.al. 2002). Ziel war die Analyse der ablaufenden Prozesse und die Ableitung von Aussagen über ihre Stabilität.

Die gesamte Anlage bestand aus mehreren Teilen. Am Fuß der Halde wurde neben dem vorhandenen Sickerwassersammelbecken ein separates Vorratsbecken zur Beaufschlagung des Wetlandkomplexes angelegt. Der eigentliche Wetlandkomplex bestand aus 3 Becken. 2 Becken wurden bepflanzt.(Gerth et.al. 2001) 1 Becken wurde als Reduktionsbecken gestaltet und anaerob betrieben. Ein Teil des Wassers wurde aus dem Vorratsbecken in die bepflanzten Wetlands geleitet, ein zweiter Teil wurde direkt in das anaerobe Reduktionsbecken geleitet. In das Reduktionsbecken wurde eine 10 % ige wässrige Methanollösung als Kohlenstoffquelle für den Aufbau einer Mikroorganismenpopulation und zur Entfernung des Sauerstoffes dosiert. Die zugeführte Menge an Methanol betrug abhängig von der Uraniumkonzentration und bezogen auf reines Methanol 0,2 – 0,4 l / m³ Wasser. Das Reduktionsbecken hatte ein Volumen von 540 m³ und wurde mit Kies gefüllt. Das Porenvolumen für das freie Wasser betrug ca. 200 m³. Die behandelte Wassermenge lag in einem Bereich von 2 – 5 m³/h. Die dadurch resultierende Wasserverweilzeit lag in einem Bereich von 40 – 100 h. Die Zusammensetzung des Drainagewassers ist in Tabelle 20 enthalten.

Tabelle 20: Zusammensetzung des Drainagewassers

Element / Verbindung	Dimension	Durchschnitt	Minimum	Maximum
Na	mg/l	133,59	84,2	167,00
K	mg/l	19,83	11,2	23,00
Mg	mg/l	195,16	106,50	257,50
Ca	mg/l	217,02	146,50	262,00
Fe gesamt	mg/l	0,029	0,02	0,057
Mn	mg/l	0,093	0,027	0,289
NH ₄ ⁺	mg/l	0,083	0,04	0,12
Cl ⁻	mg/l	105,65	75,2	133,70
SO ₄ ²⁻	mg/l	1225	735	1610
O PO ₄ ³⁻	mg/l	0,10	0,10	0,10
NO ₃ ⁻	mg/l	81,85	43,10	119,20
HCO ₃ ⁻	mg/l	188,14	126,90	244,10
Spurenelemente				
Cu	µg/l	5,00	5,00	5,00

Co	µg/l	20,100	20,00	20,00
Ni	µg/l	12,70	11,70	15,10
Cr	µg/l	5,00	5,00	5,00
Zn	µg/l	42,25	34,00	50,00
As	µg/l	99,01	65,70	152,0
Cd	µg/l	0,5	0,5	0,5
Ra 226	mBq/l	92,26	40,00	178,00
U gesamt	mg/l	1,68	0,784	2,33
COD	mg/l	15,00	15,00	15,00
DOC	mg/l	3,773	3,10	4,96

Das behandelte Wasser besaß eine Uraniumkonzentration < 0,5mg/l, einen TOC von < 10 mg/l einen HCO_3^- von 200 – 300 mg/l, und eine Nitratkonzentration < 1 mg/l. Analysen zeigten, dass das vorhandene Nitrat jeweils vor dem Sulfat reduziert worden war. Das Redoxpotenzial lag zwischen – 50 und – 100 mV. Die Kohlenstoffbilanz zeigte, dass der gesamte zugeführte organische Kohlenstoff in HCO_3^- konvertiert worden war.

Abbildung 30 zeigt die Änderungen der Uraniumkonzentration in dem behandelten Wasser neben der Änderung des Redoxpotenziales nach dem Start des Prozesses bei einem mittleren Wasserdurchsatz von ca. 2,5 m³/h. Parallel zur Abnahme des Redoxpotenziales von ca. 400 mV auf Werte unter 0 mV durch den Übergang in den anaeroben Zustand bzw. den Start der Sulfatreduktion sinkt auch die Uraniumkonzentration in dem behandelten Wasser. Da die Anlage auch in den Wintermonaten betrieben worden ist, wurden die jeweils herrschenden Temperaturen gemessen, um Aussagen über den Ablauf der Sulfatreduktion zu erhalten. In Abbildung 31 ist der gemessene Temperaturverlauf im Zufluss und in der Reduktionskammer dargestellt. Aus den Daten ist zu sehen, dass mit dem Start der Sulfatreduktion die Temperaturen in der Reduktionskammer bedeutend über den Temperaturen des zugeführten Wassers liegen und der Sulfatreduktionsprozess durch seine exotherme Eigenschaft auch im Winter durchgeführt werden kann. Zusätzlich zeigen diese Daten, dass die Mikroorganismen somit auch bei niedrigen Temperaturen einen Sulfatreduktionsprozess durchführen.

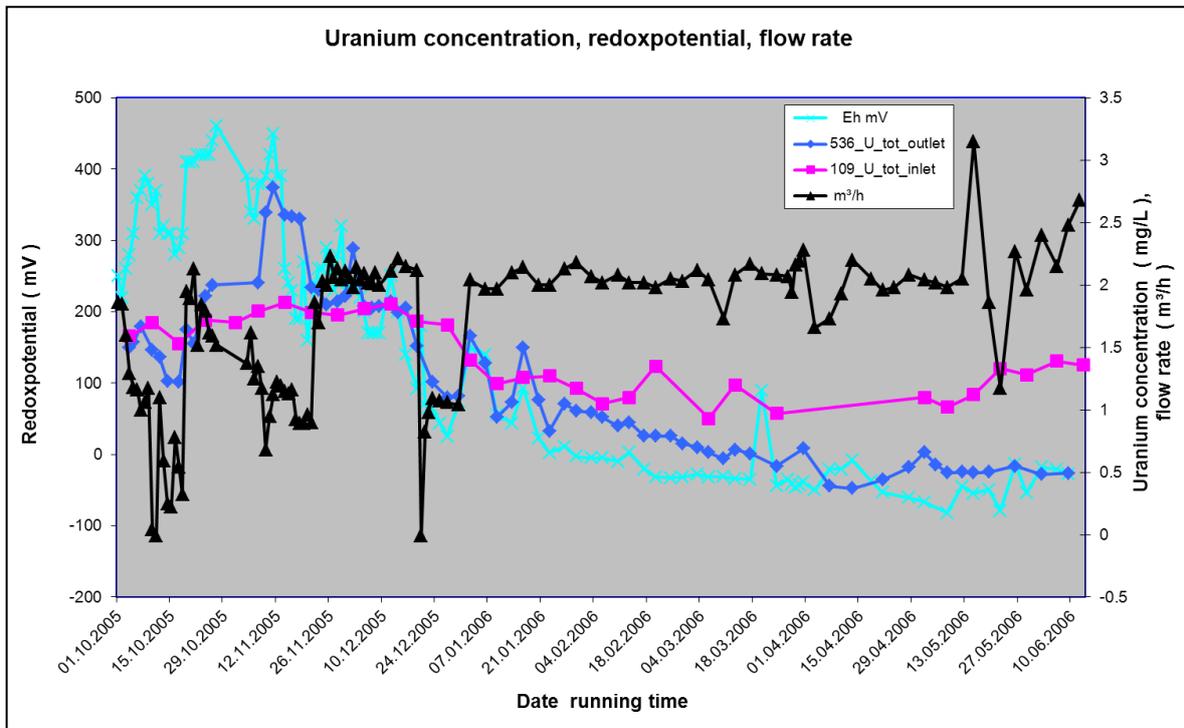


Abbildung 30: Veränderung der Uraniumkonzentration in der anaeroben Reduktionskammer

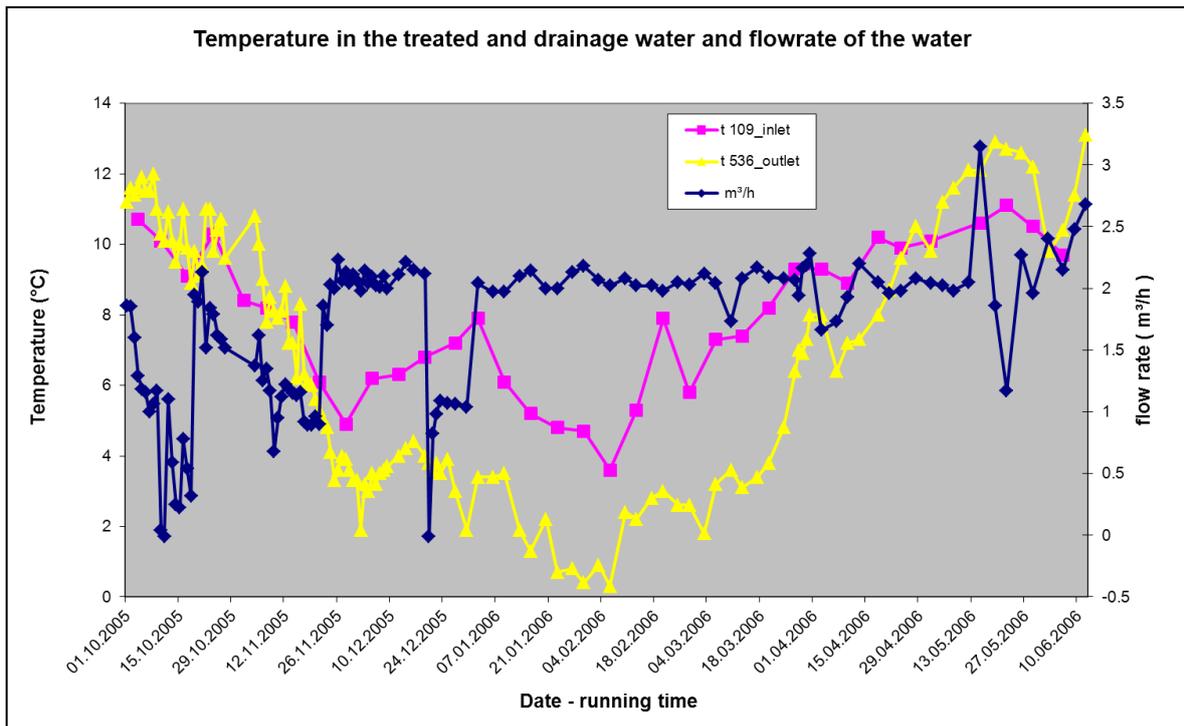


Abbildung 31: Wassertemperatur im zugeführten und behandelten Wasser

Von besonderem Interesse war das Verhalten von Arsen in diesem Prozess. In Abbildung 32 sind deshalb die Arsenkonzentrationen in dem gleichen Zeitabschnitt dargestellt worden. Sie zeigen, dass Arsen zunächst aus dem Wasser abgetrennt wird und nach dem Übergang in den anaeroben Zustand und bei sinkendem Redoxpotenzial freigesetzt bzw. nicht mehr abgetrennt wird. Das konnte auf die Bildung von As^{3+} durch den Reduktionsprozess und die größere Löslichkeit von As_2S_3 zurückgeführt werden.

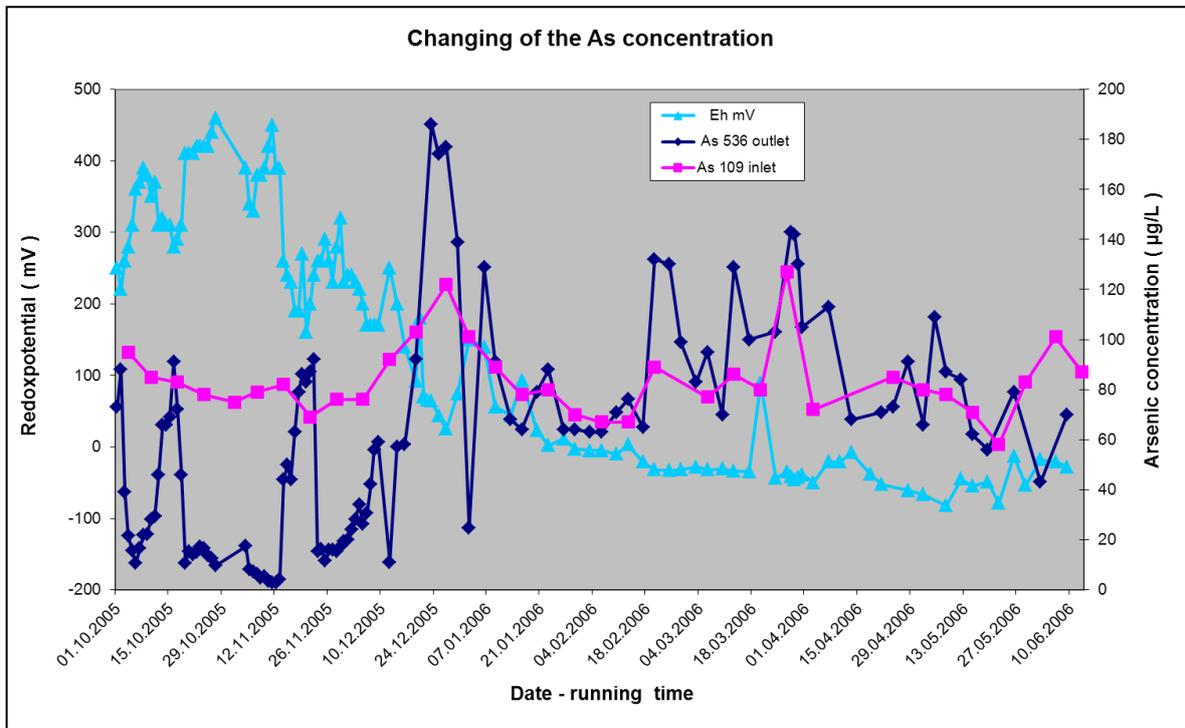


Abbildung 32: Arsenkonzentration im zugeführten und behandelten Wasser



Abbildung 33: Ansicht des Reduktionsbeckens im Wetland Hartenstein

In Abbildung 33 ist die Gestaltung des Reduktionsbeckens zu sehen. Die beiden roten Stützen sind für eine Dosierung von Nährlösung oder Kohlenstoffquelle vorgesehen.

Das behandelte Wasser wurde anschließend vor dem Einleiten in die Vorflut über eine Kaskade in einen Schönungsteich geleitet. Dadurch wurde es mit Sauerstoff angereichert und Spuren von überschüssigem Sulfid wurden zu Schwefel oxidiert und in dem Schönungsteich abgetrennt. (Abbildung 34)



Abbildung 34: Schönungsteich mit Kaskade

9.1.5 Wetland Pöhla II

Da das Flutungswasser in der Grube Pöhla durch einen im Grubengebäude stattfindenden Reduktionsprozess verändert worden war, wurde eine veränderte Wetlandgestaltung geprüft. Die Veränderungen beruhten auf dem Ablaufen reduzierender Reaktionen in dem Grubengebäude, die zu einer weitgehenden Entfernung des Sulfats geführt hatten. Parallel dazu fand Mobilisierung und Freisetzung von Mangan, Eisen, Arsen und vor allem Radium statt. Dieser Veränderung sollte ein neues Wetland mit anderer Prozessführung gerecht werden, die auf oxidierenden Prozessen gefolgt von Sedimentationen und Sorptionen beruhte.

Tabelle 21: Charakteristische Daten des Flutungswassers

Parameter	Dimension	Minimum	Maximum	Mittelwert
Wassermenge	m ³ /h	3,3	20,6	14,1
pH Wert	-	6,5	7,9	7,1

U	mg/l	0,01	0,07	0,02
Ra 226	mBq/l	1.470	11.700	4.028
As	µg/l	302	41.100	2.280
Fe	mg/l	0,49	145	6,6
Mn	mg/l	0,13	0,62	0,3
SO ₄ ²⁻	mg/l	5	19	5,2
HCO ₃ ⁻	mg/l	281	360	336
CSB	mg/l	15	15	15

In der Tabelle 21 sind die wichtigsten Angaben über die Flutungswasserzusammensetzung und die anfallenden Mengen vorhanden. Die Anlage bestand aus 2 Straßen mit je 3 Becken vor die eine Kaskade zur Belüftung und Oxidation installiert worden war. (COWAR 2010) Das Grubenwasser wurde nach dem Passieren der Kaskade in ein zentrales Sammelbecken B1 geführt. In diesem waren AQUA-Mats® zur Sedimentation und Abtrennung von Eisen und Arsen sowie den mitgeführten Trübstoffen enthalten. Aus diesem Sammelbecken wurde das Wasser auf die beiden Straßen verteilt. Dabei wurden in dem jeweils ersten Becken (B2) ebenfalls AQUA-Mats® installiert und die anschließenden Becken (B3, B4) mit Armleuchteralgen bepflanzt. Hinter den Behandlungsbecken wurde ein Polizeifilter installiert, der eine Überschreitung der Ablaufgrenzwerte verhindern sollte. In Abbildung 35 ist eine schematische Darstellung der Gesamtanlage gezeigt und in Abbildung 36 die fertige im Betrieb befindliche Anlage. Die beiden roten Pfeile zeigen auf die jeweilige Behandlungsstraße. Zur Bestimmung der Wasserverweilzeit und Charakterisierung des Strömungsverhaltens wurden die Wasserströme markiert. Als Tracer wurde einmal Uranin und zum anderen Natriumchlorid verwendet.

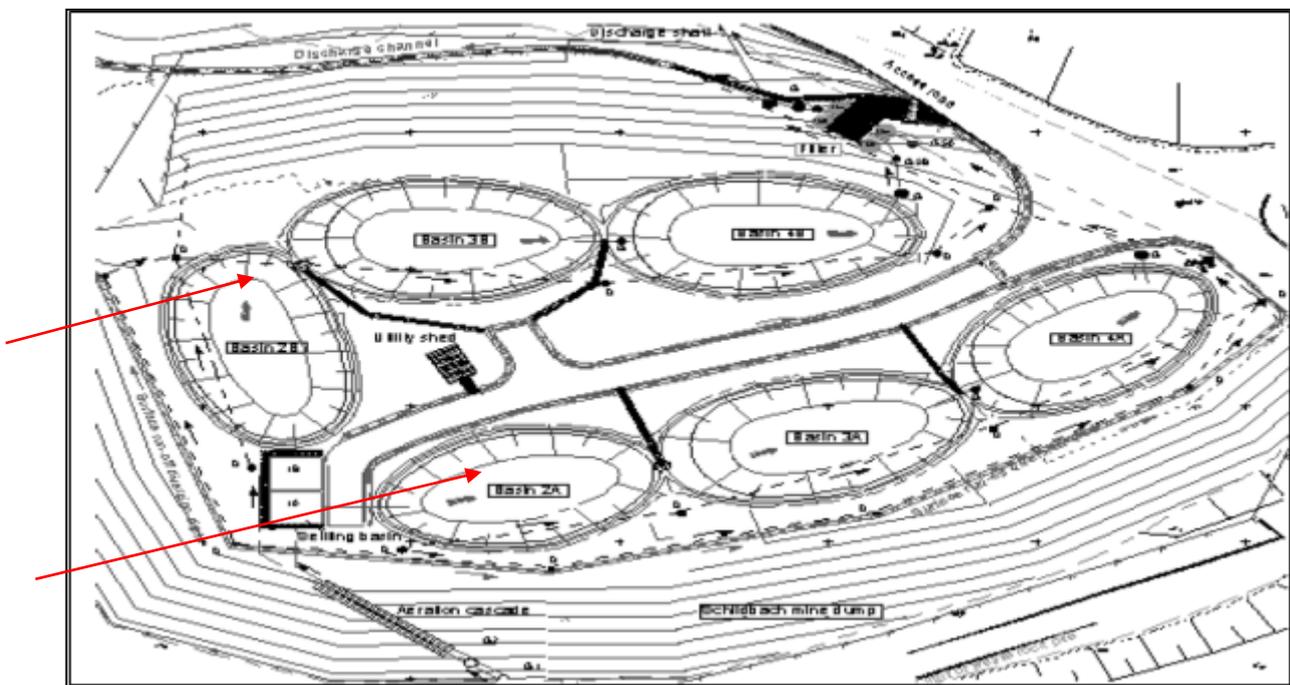


Abbildung 35: Schematische Darstellung der Behandlungsanlage



Abbildung 36: Ansicht der gesamten Anlage



Abbildung 37: Foto Wetlandanlage Phöla II (im Sommer 2009)

Die effektive Verweilzeit des Beckens 4A betrug bei einer Einstauhöhe von 64 cm ca. 37 h. Bei den Untersuchungen fiel eine ausgeprägte horizontale Schichtung des Tracers im ersten Beckendrittel auf.

Die verwendeten Characeae wurden in einem separaten Becken kultiviert und in bestimmten Abständen nachgepflanzt. Die Besonderheit des Wetlands bestand darin, dass unter Nutzung von Biofilmen, die sich auf den als Aufwuchsträgern verwendeten AQUA-Mats® bilden in Kombination mit der hohen Sorptionsleistung der Characeae eine stabile Entfernung von Schwermetallen, Radionukliden und Arsen aus dem Grubenwasser erreicht werden sollte. (IBS 2001) Algen sowie Biofilme sind Schadstoffsenken und die abgestorbenen mit Schwermetallen beladenen Algenteile sowie die Biofilmflocken sinken zu Boden und bilden schadstoffangereicherte organische Sedimente, in denen eine Mineralisierung stattfindet. In der Tabelle 22 sind die gemittelten Ablaufwerte für die Jahre 2006 und 2007 dargestellt. Aus ihnen wird die Abtrennung der jeweils aufgeführten Elemente und Verbindungen sichtbar.

Tabelle 22: Mittelwerte für die Zusammensetzung des Wasserzulaufes und des behandelten Wassers in den Jahren 2006 und 2007

Parameter	Dimension	Zulauf	Ablauf 2006	Ablauf 2007
Wassermenge	m ³ /h	14,1	15,02	13,98
pH Wert	-	7,1	8,14	8,00
U	mg/l	0,02	0,02	0,02
Ra 226	mBq/l	4.028	11,57	12,62
As	µg/l	2.280	54,52	48,17
Fe	mg/l	6,6	0,02	0,02
Mn	mg/l	0,3	0,01	0,01
SO ₄ ²⁻	mg/l	5,2	5,43	5,62
HCO ₃ ⁻	mg/l	336	324,38	313,50
CSB	mg/l	15	15,0	15,0

In den Sedimenten lagen die Konzentrationen von Uran zwischen 4 – 7 mg/kg, von Radium zwischen 7000 und 96 000 mBq/kg, von Arsen zwischen 2480 und 106 000 mg/kg sowie für Eisen zwischen 20400 und 409 000 mg/kg bezogen auf Trockensubstanz in Abhängigkeit von der Sedimentmenge und dem Ort der Entnahme.

9.2 Ableitung von Lösungsmaßnahmen

9.2.1 Vincensgraben (Vinzenzgraben?)

Die Schwarze Elster erhält bei Dörghenhausen einen starken Sulfateintrag durch den Vinzenzgraben, den. Hauptentwässerer des Naturschutzgebietes Dubringer Moor.(LFULG 2011) Tabelle 23 enthält ausgewählte Daten der Inhaltsstoffe des Vinzenzgrabens an der Mündung und die jeweiligen Minimum- und Maximumwerte.

Tabelle 23: Ausgewählte Daten Vinzenzgraben Mündung

Komponente / Element	Dimension	Minimum	Maximum	Durchschnitt
pH Wert	-	3,53	5,63	
SO ₄ ²⁻	mg/l	114	507	
Fe gesamt	mg/l	2,18	9,96	
Al	mg/l	1,6	5,4	
Mn	mg/l	2,0	4,35	
Mg	mg/l	9,23	36,91	
Ca	mg/l	34	119	
As	µg/l	0,17	1,02	
Corg. gesamt	mg/l	8,36	26	

Diese in der Tabelle 23 enthaltenen Daten der Zusammensetzung für die Mündung des Vinzenzgrabens wurden im Zeitraum von 1997 – 2013 gemessen.(Rohde LfULG) Neben diesen Daten sind ausgewählte Daten für den Punkt der Einleitung Grauwacke, dem Zufluss aus dem Restloch Clara III und der Einleitung am Punkt Dubring II vorhanden.

Die Daten für die Einleitung Grauwacke stammen aus den Jahren 2011 und 2013 und die Daten für das Restloch Clara III sowie Dubring II aus den Jahren 2003, 2004 und 2013. Die Daten sind in den Tabelle 24 Tabelle 25 und Tabelle 26 enthalten.

Ein Vergleich der Daten zeigt, dass die niedrigsten pH Werte und die höchsten Sulfat- sowie Eisenkonzentrationen in den Wässern Grauwacke und Dubring II vorhanden sind.

Für eine Reduzierung der Belastung sind zunächst Aussagen über die Höhe der Abflüsse notwendig. Aus ihnen können die jeweils resultierenden Frachten abgeleitet werden. In einem zweiten Schritt sind dann Aussagen über die zu erwartenden Veränderungen am Abfluss des Vinzenzgrabens möglich, wenn eine Behandlung eines oder beider Gewässer erfolgt. Dabei würde eine Behandlung eine Reduzierung der Sulfatlast, Anhebung des pH Wertes und Senkung der Eisenkonzentration in einem anaeroben reduzierenden Wetlandsystem zum Ziel haben.

Tabelle 24: Daten Einleitung Grauwacke

Komponente / Element	Dimension	Minimum	Maximum
pH	-	3,2	3,3
SO ₄ ²⁻	mg/l	555	615
Fe gesamt	mg/l	11,0	13,7
As	µg/l	0,8	1,5
Corg. gesamt	mg/l	9,4	13,4

Tabelle 25: Daten Restloch Clara III

Komponente / Element	Dimension	Minimum	Maximum
pH	-	4,18	4,73
SO ₄ ²⁻	mg/l	74,33	87,33
Fe gesamt	mg/l	3,65	6,07
As	µg/l	1,3	1,6
Corg. gesamt	mg/l	1,68	2,7

Tabelle 26: Daten Einleitung Dubring II

Komponente / Element	Dimension	Minimum	Maximum
pH	-	3,18	3,34
SO ₄ ²⁻	mg/l	600,8	1011,7
Fe gesamt	mg/l	16,1	38
As	µg/l	0,57	1,13
Corg. gesamt	mg/l	3,4	3,52

9.2.2 Bielaßolln

Die Zinnerzaufbereitung in Ost-sachsen war mit einem Flotationsprozess verbunden. Die Rückstände des Flotationsprozesses wurden in eine Absetzanlage (IAA) im Tal der Biela eingeleitet. Das Tal wurde zu diesem Zweck mit einem Damm (Mendemühlendamm) abgeriegelt. Die Kleine Biela wurde vor dem Gegendamm über einen in diesem Zusammenhang

aufgefahrenen Umleitungsstollen umgeleitet. Der Stollen mit einem Querschnitt von 2,4 x 3 m verläuft teilweise unterhalb der Absetzanlage in deren westlichem Bereich.

Mit der Schließung des Bergwerkes Anfang 1990 stand das Problem, wohin künftig die ständig anfallenden Grubenwässer aus der Pinge in Altenberg fließen sollen. Ohne Maßnahmen wäre in dem Riesenkrater der Grundwasserspiegel gestiegen, was zu Problemen in der Standfestigkeit geführt hätte. Diesem Risiko durfte die Stadt Altenberg nicht ausgesetzt werden. Deshalb wurde von 1991 bis April 1993 ein 3924 Meter langer Entwässerungsstollen aufgefahren, der bis zur Pinge reicht, im Bielatal in der Nähe der Zufahrt zum Steinbruch endet und durch den die Grubenwässer abgeleitet werden. Pro Stunde sind es ca. 30 Kubikmeter. Dieses Grubenwasser wird in die kleine Biela vor Einmündung in die große Biela eingeleitet.

Die am Hauptdamm gefassten Sickerwässer und die Wässer aus dem Umleitungstollen werden im Tal der kleinen Biela zusammengeführt und durch ein Tosbecken geleitet. Die Sickerwassermenge soll dabei zwischen 18 und 30 l/s betragen. (Graf et.al. 2010) Das Sickerwasser der IAA Bielatal ist insbesondere durch hohe As-Konzentrationen gekennzeichnet. Da das Wasser an der Austrittsstelle reduzierende Bedingungen aufweist, liegen das Arsen überwiegend dreiwertig und das Eisen überwiegend zweiwertig vor. Die leichte Löslichkeit von Beiden bedingt auch die erhöhten Arsen- und Eisengehalte, die auf Verwitterungsvorgänge arsenhaltiger Minerale in den eingespülten Aufbereitungs-Tailings (Arsenopyrit/Löllingit) zurückzuführen sind. Die Gehalte der anderen Schwermetalle sind relativ gering. Stark erhöhte Gehalte im Schweb treten bei As und Zn auf.

Für eine Einschätzung der Belastung und der daraus resultierenden Frachten wurden an verschiedenen Messpunkten die Abflussmengen und die an diesen Punkten existierenden Konzentrationen gemessen. In der Tabelle 27 sind die gemessenen Abflussmengen zusammengestellt.

Tabelle 27: Abflussmengen kleiner und großer Biela sowie Sickerwassermengen

MP	RW	HW	Abkürzung/Bezeichnung	Q in l/s
MP1	5413083	5627977	EKB (Einlauf Kleine Biela)	20
MP2	5413330	5629131	BSH (Bielatal Sicker Hauptdamm)	27
MP3	5413294	5629275	MUS (Mundloch Umleitungsstollen)	30
MP4	5413363	5629317	BTB (Bielatal Tosbecken)	55
MP 5	5414406	5630838	GBV (Große Biela vor Einmündung)	69
MP 6	5414427	5630792	KBM (Kleine Biela Mündung)	85
MP 7	5414472	5630861	GBN (Große Biela nach Zusammenfluss)	151

Tabelle 28 zeigt die gemessenen Konzentrationen für ausgewählte Metalle und Anionen sowie den pH Wert. Dabei wurden einmal die gelösten Konzentrationen und die Gesamtkonzentrationen im Wasser gemessen. Aus den Gesamtkonzentrationen und den Anteilen an Schwebstoffen wurden die Schwebstoffgehalte berechnet.

Tabelle 28: Konzentrationen von Metallen, Anionen und berechnete Schwebstoffgehalte

Bezeichnung	Dimension	EKB	MUS	BSH	BTB	KBM	GBV	GBN
Datum		18.08.2010	18.08.2010	18.08.2010	18.08.2010	06.09.2010	06.09.2010	17.09.2010
pH Wert		7,04	7,84	6,68	7,58	7,37	6,41	7,38
TOC	mg/L	5,9	5,8	2,7	5,4	3,7	2,6	3,9
Nitrat	mg/L	1,7	2,5	2,6	2,4	6,6	3,6	4
Sulfat	mg/L	13	18	52	22	53	79	22
Gehalte gelöst								
As	mg/L	0,0019	0,013	0,84	0,038	0,024	0,00095	0,015
Pb	mg/L	<0,0003	0,002	0,004	0,0021	0,00055	0,0014	0,0014
Cd	mg/L	0,00058	0,0002	0,0019	0,00053	0,00095	0,0004	0,0009
Ca	mg/L	11	13	26	15	18	8,2	15
Cu	mg/L	0,0087	0,0035	0,008	0,0041	0,063	0,0039	0,045
Ni	mg/L	<0,001	<0,001	0,0061	0,0012	0,0015	<0,001	0,0018
Zn	mg/L	0,034	0,025	0,24	0,04	0,061	0,0086	0,058
Gehalte gesamt								
As	mg/L	0,0022	0,014	1	0,077	0,062	0,0012	0,053
Pb	mg/L	<0,0003	0,003	0,0044	0,0031	0,004	0,0014	0,0016
Cd	mg/L	0,0011	0,00039	0,0021	0,00089	0,001	0,0004	0,00095
Ca	mg/L	11	13	26	15	18	8,2	15
Fe	mg/L	0,26	0,24	3,8	0,46	0,32	0,1	0,22
Cu	mg/L	0,0089	0,0044	0,0083	0,0051	0,096	0,005	0,076
Ni	mg/L	<0,001	0,0024	0,0064	0,0013	0,0036	<0,001	0,0087
Zn	mg/L	0,046	0,03	0,26	0,045	0,073	0,0095	0,082
Gehalte im Schweb								
As	mg/kg	68	455	28070	10263	8261	250	14615
Pb	mg/kg	-	455	70	263	750	-	77
Cd	mg/kg	118	86	35	95	11	-	19
Cu	mg/kg	45	409	53	263	7174	1100	11923
Ni	mg/kg	-	-	53	26	457	-	2654
Zn	mg/kg	2727	2273	3509	1316	2609	900	9231

Aus den Daten wird deutlich, dass die größten Mengen an Arsen in dem Sickerwasser der IAA (BSH) enthalten sind. Betrachtungen über die damit verbundenen Frachten haben zu Werten, die zwischen 1,2 und 3,9 kg As / d liegen, geführt.

Nach Graf et.al ist für die Bewertung nach SächsWRRLVO der Schwermetallgehalt im Schwebstoff am Bilanzpunkt „Große Biela vor Mündung“ (OBF 08300) entscheidend. (Graf et.al. 2010) Da Maßnahmen zur Verringerung der Schwermetallausträge an der IAA Bielatal selbst nur sehr eingeschränkt möglich sind, kommen nur die Varianten

- Maßnahmen zur Abtrennung der Schwebstoffe aus dem Sickerwasser oder aus der Kleinen Biela im Sinne eines Sedimentmanagements, bzw.
- eine Behandlung der Sickerwässer in einer Wasserbehandlungsanlage in Frage.

Voruntersuchungen haben gezeigt, dass durch eine Belüftung gefolgt von einer Sedimentation ein großer Teil des Arsens zusammen mit dem Eisen abgetrennt werden kann. In der Tabelle 29 sind die Ergebnisse dargestellt.

Tabelle 29: Arsen- und Eisenkonzentrationen vor und nach Belüftung im Sickerwasser

Element		As [mg/l]	Fe ²⁺ [mg/l]	Fe ²⁺ + Fe ³⁺ [mg/l]
Sickerwasser unbehandelt	gesamt	0,95	0,48	3,2
	gelöst	0,26	0,12	0,12
Sickerwasser belüftet und nach 4 h Sedimentation	gesamt	0,77	< 0,010	3,04
	gelöst	0,13	< 0,010	< 0,010

Sie zeigen, dass im Rohwasser Eisen überwiegend als Fe(III) an Partikel gebunden und Arsen zu einem großen Teil in gelöster Form vorliegen. Durch Belüftung und 4 h Sedimentation geht der Arsen (ges.)-Gehalt von 0,95 auf 0,77 mg/l, d. h. um 19 % zurück. Der Eisen (ges.)-Gehalt sinkt um 5 %. Die Gehalte an gelöstem Eisen und Arsens zeigen hingegen, verglichen mit den Ausgangsgesamtgehalten Rückgänge von > 99 % für Eisen bzw. 86 % für Arsen. Dies bedeutet, dass durch Ausfällung des Eisens eine sehr gute Mitfällung des Arsens erreicht werden kann.

Aus den Versuchsergebnissen kann somit abgeleitet werden, dass

- Eisen durch Belüften leicht oxidiert und als Fe(OH)₃ ausgefällt wird,
- Arsen sehr gut an das ausgefällte Fe(OH)₃ adsorbiert wird, und
- das gefällte und arsenhaltige Fe(OH)₃ in kolloider Form anfällt, schlecht flockt und demzufolge

sehr ungünstige Sedimentationseigenschaften hat.

Betrachtungen über eine Realisierung eines solchen Behandlungsprozesses haben zu den Vorstellungen geführt. zunächst eine Belüftung des Wassers durch eine Kaskade mit einem Höhenunterschied von ca. 1 m und eine nachfolgende Fläche, die als aerobes Wetland gestaltet ist und als Filterfläche für eine Sedimentation und Abtrennung der arsenhaltigen Eisenhydroxide dient, zu nutzen. In der Tabelle 30 sind einige Eckdaten einer solchen naturnahen Behandlung zusammengestellt. Bei diesen Daten ist zusätzlich die Manganfracht aufgenommen worden, da Messungen des Sickerwassers am Dammaustritt eine Konzentration von 5,2 mg/l ergeben haben.

Tabelle 30 : Eckdaten für einen Sedimentationsteich und ein aerobes Wetland

Komponente	Dimension	Wert	Bemerkung
Stofffrachten			
Fe	g/d	9.850	
As	g/d	2.592	
Mn	g/d	13.478	
Fläche	m ²	3000	
Breite	m	25	
Länge	m	120	
Sedimentation		Variante 1	Variante 2
Verweilzeit	h	48	48
Volumen	m ³	5.184	5.184
Tiefe	m	2,5	2,0
Fläche	m ²	2.074	2.592
Breite	m	25	25
Länge	m	83	104
Aerobes Wetland			
Flächenbedarf Fe Rückhalt	m ²	2000	

Die Fläche wird erheblich größer und erreicht eine Größe von ca. 25 000 m² wenn eine Manganabtrennung ebenfalls erreicht werden soll und eine Abtrennung von 0,5 g / m²d angesetzt wird.

Berechnungen über die Zunahme der Sedimenthöhe in dem Wetland ergaben eine Zunahme von ca. 3 – 4 cm /a wenn eine Trockensubstanzmenge von 8,8 Tonnen Fe / As haltiger Schlamm pro Jahr, ein Trockensubstanzgehalt im Schlamm von 10 % und dadurch ein Volumen von 90 – 100 m³/a angenommen werden.

Ein Vergleich der Kosten einer solchen Behandlung mit den Kosten, die bei einem Verfahren mit Fällung und Flockung sowie einem Verfahren durch Sorption entstehen, zeigte die niedrigsten Kosten für den Bau und Betrieb eines Wetlands. Diese lagen bei 0,03 €/m³ Wasser und Betriebskosten von 24 920 € /a ohne Abschreibungen. (Graf et.al. 2010)

9.2.3 Stangenbergbach

Aus der Bilanzierung der Gelöstfrachten von Schwermetallen der Wasserzuflüsse aus dem Bergbauggebiet zur Freiburger Mulde im Abschnitt Muldenhütten – Obergruna geht hervor, dass für die Kadmiumbelastung der Freiburger Mulde unterhalb des Hüttenbezirkes insbesondere die Zuflüsse Stangenbergbach und Königlich-verträglicher Gesellschaft-Stolln von Bedeutung sind. (Kuna 2004? Zertani 2015, TU BAF - 2015 . In Tabelle 31 sind ausgewählte Analysen zur Beschreibung Situation im Stangebergbach aus dem Jahre 2015 enthalten.

Die Ergebnisse weiterer zurückliegender Analysen zeigen, dass die größten Cd-Einträge in den Stangenbergbach über die nördliche Bahndrainage erfolgen. (Janneck et.al. 2010) Die südliche Bahndrainage führt Kadmium nur in weit geringeren Mengen zu. Der Frachtanteil lag bei Cd <1 %. Eine Einbeziehung dieser Wässer in eine Sanierung erschien wegen der relativ geringen Frachten nicht vertretbar. Es wurde daher vorgeschlagen, Sanierungsmaßnahmen auf die nördliche Bahndrainage zu beschränken. Als Fassungsunkt bietet sich die Stelle des Rohrauslaufes (Messstelle 2513) an.

Tabelle 31: Ausgewählte Analysendaten der Wasserzusammensetzung Stangenbergbach

Datum	Element /Verbindung mg/l				Element µg/l		
	SO ₄ ²⁻	Zn	NO ₃ ⁻	C _{org}	Mn	Sr	Cd
Januar 2015	150	5,1	37	1,3	97	210	120
März 2015	170	6,1	31	1,1	54	240	150
Mai 2015	160	5,2	27	1,4	40	220	120
Juli 2015	200	6,1	20	3,6	170	260	180
August 2015	220	6,3	15	2,7	100	290	190
November 2015	220	6,9	17	1,4	66	280	170

Aus diesen Ergebnissen des SAXONIA-Monitorings der Jahre 2000 – 2009 und im Rahmen der vorliegenden Untersuchung neu erhobener Daten insbesondere der Teilwasserströme lassen sich folgende Kennzahlen für den Ablauf der BD Nord als Grundlage der Auslegung der Sanierungsvarianten ableiten, der dadurch für eine Behandlung als geeignet erscheint.

Tabelle 32: Charakterisierung des Ablaufes der BD Nord (Janneck et.al. 2010)

Parameter	Mittelwert	Minimum	Maximum
Durchfluss (l/s)	1,5	0,3	8,4
Durchfluss (m ³ /h]	5,4	1,1	30,2
pH Wert	6,1	4,3	7,5
Cd Gehalt (mg/l)	1,6	0,7	8,0
Zn Gehalt (mg/l)	57	25	100

SO ₄ ²⁻ Gehalt (mg/l)	519	326	632
K _s (pH 4,3 mmol/l) nur 06.11.2009		0,32	
K _B (pH 8,2, mmol/l) nur 06.11.2009		1,1	

(Janneck et.al. 2010)

Ausgehend von Literaturrecherchen wurde für die Behandlung der Wässer der Bahndrainage ein anaerobe Verfahren, insbesondere ein anaerobes Wetlands und RAPS vorgeschlagen. Mit Hilfe organischer Substanz und Mikroorganismen wird eine Sulfatreduzierung herbeigeführt. Durch das gebildete Sulfid werden Schwermetalle, wie Cu, Ni, Zn, Cd, und Pb als Sulfide gefällt bzw. an organische Substanz sorbiert. Solche Prozesse scheinen auch in dem Feuchtgebiet zwischen MP 2504 und dem Teich im Stangenbergbachtal natürlicherweise in begrenztem Umfang abzulaufen.

Bevor sich in den Wässern jedoch ein sulfatreduzierendes Milieu einstellen kann, muss zunächst der gelöste Sauerstoff aufgezehrt werden. Die Sauerstoffkonzentrationen in der Bahndrénage Nord wurden am MP 2513 im Bereich zwischen 6,8 und 9,8 mg/L gemessen. Dies entspricht etwa einer Sauerstoffsättigung zwischen 70 und 100 %. Für eine anaerobe Behandlung des Wassers ist dies ungünstig, weil hohe Sauerstoffgehalte größere Mengen organischer Substanz als Reduktionsmittel verbrauchen würden. Dies wirkt sich ungünstig auf die Langzeitstabilität eines anaeroben Wetlands aus.

Für die Abschätzung des benötigten Substratvolumens und der erforderlichen Fläche wird deshalb die volumetrische Sulfatreduktionsrate bzw. Sulfidbildungsrate (in mol/(m³·d)) verwendet, wie sie in der Pilotanlage der ASARCO-Grube (Gusek & Wildeman 1997) ermittelt wurde. Über ähnlich hohe Sulfatreduktionsraten, die in der Größe von 0,1 bis 0,3 mol/(m³·d) liegen berichten Mueller et.al. (1996) und Wildeman (1993),

In Tabelle 33 ist mit den aus der Literatur entnommenen Sulfatreduktionsraten eine überschlägige Ermittlung der benötigten Substratvolumina und des Flächenbedarfes vorgenommen worden. Für einen Bemessungsdurchsatz von 7,5 m³/h (2,08 L/s) Drénagewasser mit den angegebenen Cd- und Zn-Konzentrationen wird (theoretisch) eine Fläche von maximal 1100 m² für das anaerobe Wetland beansprucht. Dieser Wert ergibt sich aus der konservativen Voraussetzung einer Sulfidbildungsrate von 0,2 mol/(m³·d), die auch unter ungünstigen Bedingungen im Winter erreichbar erscheint. Außerdem wurde angenommen, dass nur die Hälfte des gebildeten Sulfides für die Schadstofffixierung ausgenutzt wird und ca 50 % Sulfidverluste, z. B. durch Ausgasen von H₂S oder durch Austrag von HS⁻ mit dem Wasser existieren.

In den PIRAMID-Guidelines (2003) werden aus Gründen des Gesundheits- und Naturschutzes deshalb offene Systeme, in denen sich Cd anreichert, nicht empfohlen. In diesen Fällen sollen so genannte „sub-surface“-Systeme eingesetzt werden, die abgedeckt sind und bei denen Menschen und Tiere nicht in direkten Kontakt mit dem Substrat gelangen können und von G.E.O.S. für die Behandlung von U- und As-haltigen Haldensickerwässern am Schacht 374 in Hartenstein entwickelt und benutzt worden war.

In der Tabelle 34 sind die berechneten Mengen an Sulfiden, die in dem Wetland gespeichert werden, zusammengestellt worden. Daraus ist zu sehen, dass selbst ein Betrieb von ca. 20 Jahren zu einer solchen Menge an Sulfid führt, die lediglich etwas mehr als 5 % der Wetlandmenge betragen.

Neben der Anwendung eines Wetlands sind noch eine Reihe anderer Wasserbehandlungsverfahren betrachtet und bewertet worden. Dabei zeigte sich, dass die jährlichen Betriebskosten mit 5.820 € und die spezifischen Wasserbehandlungskosten mit 0,42 €/m³ am niedrigsten waren. Untersuchungen und Analysen aus dem vergangenen Jahr durch die Bergakademie Freiberg im Auftrage der Saxonia Standortentwicklungs- und Verwaltungsgesellschaft haben die Möglichkeit einer Phytoremediation zur Abtrennung der Metalle analysiert. (TU BAF 2015).

Tabelle 33 Übersichtliche Ermittlung von Auslegungsdaten für ein anaerobes Wetland Stangenbergbach

Parameter		Größe	Bemerkung
Volumenstrom	Q min Q max	7,2 m³/h 7,5 m³/h	
Sulfidproduktionsrate	Minimum Maximum	0,2 mol / (m³d) 0,3 mol / (m³d)	
Sulfidbedarf Kadmium Zink	Q min Q max Q min Q max	0,10 mol/h – 2,4 mol/d 0,10 mol/h – 2,4 mol/d 4,41 mol/h – 105,8 mol/d 4,59 mol / h – 110,2 mol / d	Berechnet für minimale und maximale Konzentrationen bei minimalem und maximalen Volumenstrom
Notwendiges Substratvolumen	Min Max	722 m³ 1126 m³	Berechnet mit einem Sicherheitsfaktor von 2 für die Sulfidbildung
Flächenbedarf		1100 m²	Bei 1 m Substratmächtigkeit
Flächenbeschickung	Min Max	0,157 m³/(m²d) 0,164 m³/(m²d)	
Wasserverweilzeit im Substrat	Min Max	2,4 d 2,5 d	Substrathöhe 1 m, Porosität 0,4

Die verwendeten Analysen haben ebenfalls die höchsten Schwermetallkonzentrationen im Wasser an den Messstellen der Bahntrasse gezeigt. Die daraus abgeleiteten Frachten lagen in einem Bereich von ca. 8 – 40 kg Cd/a. Diese Werte beruhen auf den Cd Analysen des Wassers im Zeitraum April – Juli 2015 und den Konzentrationen nach der Filtration und somit der Abtrennung der Schwebstoffe.

Tabelle 34: Berechnung der gespeicherten Sulfidmengen im Wetland

Verbindung	Molmenge	Min (mol/d)	Max(mol/d)	Min (g/d)	Max (g/d)
CdS	144,64 g / Mol	2,4	2,4	347	347
ZnS	97,43 g / Mol	105,84	110,16	10.312	10.733
Summe Sulfidproduktion				10.659 4,02 t/a	11.080 4,02 t/a
Anreicherung im Substrat		Jahr	Menge (t)	%	
		1	4,0	0,28	
		2	8,0	0,56	
		5	20,1	1,40	
		10	40,2	2,81	
		20	80,3	5,62	

10 Zusammenfassung

Wetlands erscheinen als eine kostengünstige von der Natur abgesehene und ihr nachempfundene Einrichtung zur Wasserbehandlung. In der Studie werden deshalb umfangreiche Themen zur Darstellung des gegenwärtigen Kenntnisstandes behandelt.

In der Zusammenstellung über den Kenntnisstand und das Wissen zur Anwendung von Wetlands zur Wasserbehandlung werden nach einer Einleitung zunächst Bergbauwässer vorgestellt und ihre Unterschiede durch die unterschiedlichen Bergbauaktivitäten gezeigt. Dazu werden Bergbauwässer aus dem Erzbergbau und dem Kohlebergbau verwendet. Zum Verständnis der in einem Wetland ablaufenden Prozesse werden die unterschiedlichen chemischen und mikrobiologischen Vorgänge zusammengestellt und ihre Wirkung auf die Wasserinhaltsstoffe erläutert. Dabei handelt es sich um chemisch induzierte Oxidationen und Reduktionen sowie die unterschiedlichen Säurebildungsprozesse.

Zum Verständnis der mikrobiellen Prozesse wurde die Zellsubstanzsynthese als Grundlage gewählt, die sich daraus ableitenden Oxidationen, Reduktionen und Transformationen zusammengestellt und der sich daraus ergebende mögliche Einfluss auf die Wasserqualität gezeigt. Eine Besonderheit sind die von Mikroorganismen aufgenommenen und gespeicherten Metallionen. Auf die Anwendung dieser Bioakkumulations- und Biosorptionsprozesse wurde besonders eingegangen. Es wurden die verschiedenen Anwendungsmöglichkeiten und die auf einer Speicherung beruhenden Konzentrationserhöhungen gezeigt.

Die in der Fachliteratur beschriebenen bekannten Wetlandarten wurden zusammengestellt und ihre Funktionsweise erläutert.

Die technischen Voraussetzungen für eine Anwendung wurden beschrieben. Sie betreffen die Ermittlung der notwendigen Wasserverweilzeit, die Ableitung der Verweilzeitverteilung zur Charakterisierung des Strömungsverhaltens und die Ermittlung der notwendigen Anlagengröße.

Bei Wetlands mit mikrobiellen Prozessen wurden diese Parameter mit der mikrobiellen Reaktion insbesondere den wachstumsbestimmenden Größen durch die Berücksichtigung der stöchiometrischen Koeffizienten kombiniert. Ebenso wurde auf die Temperatureinflüsse eingegangen

Die vorhandenen Möglichkeiten zur Beschleunigung der Prozesse durch eine bessere Sauerstoffversorgung oder eine Zuführung von Wasserstoffionen wurden vorgestellt und die ORC und HRC Technologien beschrieben. Weiterhin wurde die Stimulierung von Wachstumsprozessen durch geeignete Substrate gezeigt.

Aus der Schilderung dieser Einflussfaktoren kann ebenfalls abgeleitet werden, dass immer mit einer Schwankungsbreite der Konzentrationen im behandelten Wasser zu rechnen und dieser Sachverhalt bei einer Planung zu berücksichtigen ist.

Für den beabsichtigten Bau eines Wetlands wurde ein Algorithmus zusammengestellt. In einem gesonderten Abschnitt wurde auf die zu beachtenden rechtlichen Grundlagen und Voraussetzungen eingegangen.

Zur Bewertung der Wasserbehandlungsprozesse in Wetlands wurden Kostenschätzungen und empirische Methoden herangezogen. Letztere beruhen auf SWOT Analysen und der Verwendung von Wichtungsfaktoren. Bei den ermittelten spezifischen Kosten liegen die Werte für Wetlands in der Regel unter denen, die sich bei der Anwendung chemischer oder physikalischer Behandlungstechnologien ergeben.

Eine Besonderheit sind thermodynamische Betrachtungen für die Charakterisierung der Stabilität von mikrobiellen Prozessen.

In einer umfangreichen Darstellung wurden verschiedene Wetlands und ihre Funktionsweise vorgestellt. Für 3 vom Bergbau beeinflusste Gewässer wurden abschließend Vorschläge für eine mögliche Wasserbehandlung abgeleitet.

11 Literatur

- Akesenov S.I. , The Dynamic Nature of Stability of Biological Systems, Russian Journal of Physical Chemistry Vol. 69 (1995) pp 1269 – 1272
- Annable M.D. ,Teodorescu M., Hlavinek P., Diels L.,(2008) Editors: Methods and Techniques for Cleaning-up Contaminated Sites Proceedings of the NATO Advanced Research Workshop on Methods and Techniques for Cleaning-up Contaminated Sites, Sinaia, Romania 9–11 October 2006 ISBN: 978-1-4020-6873-7 (Print) Springer Verlag (2008),NATO Science for Peace and Security Series C: Environmental Security 2008
- Artola A., Martin M. J., Balaguer M., Rigola M., Pilot plant biosorption in an integrated contact–settling system: application to Cu(II) removal by anaerobically digested sludge, Journal of Chemical Technology and Biotechnology (2001) 76 pp 1141 – 1146
- Atkinson B. W., Bux F., Kusan H C., Water SA (1989) 24 129 – 135
- Babel W. , Müller R., (1985,) Mixed Substrate Utilization in Micro-organisms: Biochemical Aspects and Energetics *Journal of General Microbiology* (1985), 131. 39-45.
- Babel W., 2009 The Auxiliary Substrate Concept: From simple considerations to heuristically valuable knowledge Engineering in Life Sciences Volume 9, Issue 4, pages 285–290, August 2009
- Barkley NP., Journal of the Air & Waste Management Association (1991): 41, 13867 – 1393
- Barnes L. J., Jannsen F.J., Sherren J., Versteegh J.H., Koch R.O., Scheeren P. J. H. (1991) Trans Inst. Chem. Eng. 69 184 . 18635
- Bender J., Phillips P., Biotreatment of mine drainage, Environmental Management, September 25 – 27 (1995)
- Bernhardt K., Damm W., (1973) Hydrometallurgie des Urans - Teil II Technologische Grundlagen, Lehrmaterial für die Berufsausbildung, SDAG Wismut 1973
- Beveridge T. J., Metal Ions and Bacteria - Chapter 1 in: Metal Ions and Bacteria Eds.: Beveridge T. J., Doyle R. J., John Wiley & Sons (1989) pp 1 – 29, ISBN 0 – 471 – 62918 – 9 (1989)
- Beveridge T. J., Doyle R. J.(1989) Metal Ions and Bacteria John Wiley & Sons 1989 ISBN 0 – 471 – 62918 - 9
- Blair W. R., Olson G. J., Brinkman F. E., Iverson W.P., Accumulation and fate of tri – n – butyltin cation in estuarine bacteria Microbiol. Ecol., (1982) 8 241
- BMFT 1993, BMFT Projekt „Anwendung des Prinzips der Biosorption zur Abtrennung und Rückgewinnung von metallischen Inhaltsstoffen aus kontaminierten Abwässern und Erprobung im Pilotmaßstab“, Abschlussbericht Verfasser: Dr. F. Glombitza, L. Eckardt , 14.07.1993, Forschungs- und Entwicklungsvertrag der Zuwendungsempfänger und

- BMFT 2001 Langzeitstabilität und Robustheit passiver biologischer Wasserbehandlungssysteme und Entwicklung einer entsprechenden Bewertungsmethodik Förderprojekt der Wismut GmbH, BPS - Engineering GmbH, BioPlanta GmbH, G.E.O.S. Freiberg Ingenieurgesellschaft mbH Projektleitung Wismut GmbH Dr. Kießig, "Langfristige Stabilität biologischer Wasserbehandlungssysteme" GEOS Freiberg Teilprojekt ,Leitung Dr. F. Glombitza BMBF/PTWT : WTBR 02000200 FKZ.:02 WB 104 Laufzeit 01.01 2001 - 30.06. 2004
- Brierley J.A., Brierley C.L., Goyak G.M.,(1986) AMT – BIOCLAIMTH , a New Wastewater Treatment and Metal Recovery Technology, in: Fundamental and Applied Biohydrometallurgy Eds: Lawrence R.W., Branion R.M.R. Ebner H.G., Elsevier Amsterdam (1986) p 291
- Brierley J.A., Brierley C.L., Decker R.F., Goyak G.M., (1987) Treatment of microorganisms with alkaline solutions to enhance metal uptake properties, US Patent No.: 4690894,
- Brierley C. L. (1990) Metal Immobilization Using Bacteria in: Microbial Mineral Recovery Eds.: Ehrlich H. L., Brierley C. L., McGraw-Hill Publishing pp324 – 340, ISBN 0 -07 – 007781 – 9
- Brierley J.A., Brierley C.L., Decker R.F., Goyak G.M., (1990 a) Metal recovery US Patent No.:4898827
- Brierley J, A., (1990 b) Production and application of a Bacillus – based product for use in metal biosorption in: Biosorption of heavy metals ed:, Volesky B., Boca Raton: CRC Press; (1990) pp 305 – 311
- Broughton L.M., Chambers R.W., Robertson A. MacG., (1992) Mine Rock Guidelines - Design and Control of Drainage Water Quality, Report No. 93301, Prepared for: Saskatchewan Environment and Public Safety Mines Pollution Control Branch, Prince Albert, Saskatchewan S6V 6 G! April 1992 Prepared by Steffen, Robertson and Kirsten Inc. Vancouver B.C
- Brown M., Cusworth J., Atkinson K., Barley B., Treating ARD – how, when, where and why Mining Environmental Management May 6 – 16 (2003)
- Canela, M.C. & Jardim,W.F. (1997). The fate of HgO in natural waters. *J. Braz. Chem. Soc.*, (1997) 8, 421-426
- Challenger F., Biological methylation of compounds of arsenic and selenium *Chem. Ind.* (1935) 54 657
- Challenger F.(1951), Biological Methylation *Adv. Enzymol.*,(1951) 12 429
- Chapman St. W., Byerley B. T., Smyth D. J., Wilson R. S., Mackay D. M., (1999) Semi – passive Oxygen release Barrier for Enhancement of Intrinsic Bioremediation in: Accelerated Bioremediation Using Slow Release Compounds, Selected Battelle Conference Papers 1993 – 1999 Eds.: Koenigsberg S. S., Norris R. D. , San Clemente CA 1999 92673-6244 / 949-366-8000 pp 33 - 38
- Cheng C. N., Focht D. D., Production of Arsine and Methylarsine in soil and in culture, *Applied and Environmental Microbiology* 38 (1979) 494 – 498

- Chojnacka K., Biosorption and bioaccumulation – the prospects for practical applications, *Environment International* (2010), **36**, 299 -307
- Comieau G., Bartha R., (1985) Sulfate - reducing bacteria: Principle methylators of mercury in the anoxic Esturian sediments. *Applied Environmental Microbiology* 50, pp 498 – 592
- COM (2002) Towards a reinforced culture of consultation and dialogue – General principles and minimum standards for consultation of interested parties by the Commission (COM 2002) 704 final. (http://ec.europa.eu/governance/docs/index_en.htm)
- Comys A.E. Enzyklopädisches Wörterbuch genannter Prozesse in der chemischen Technologie, 4. Auflage, Ed.: Alan E. Comys CRC Press Taylor and Francis Group, (2014) , ISBN: 13: 978-1- 4665 -6777 -1
- Cooney J.J. Interactions between Microorganisms and Tin Compounds in: *The Biological Alkylation of Heavy Elements*, Eds.: Craig P.J., Glockling F., The Royal Society of Chemistry (1988) ISBN 0-85186-716-2 pp 92 - 104
- COWAR 2010 „Gezielte Beeinflussung der Biomineralisationsprozesse im Sediment von **Constructed Wetlands** zur **Abtrennung** von Radionukliden, Schwermetallen und Arsen - (COWAR)_BMBF Verbundprojekt Leitung WISUTEC GmbH (Prozesse am Wetland Pöhl) Laufzeit des Vorhabens: 01.02.2007 bis zum 30.04.2010, FKZ 02WA0860, Teilprojekt BPS / GEOS / BfG - FKZ 02WA0861 Gesamt Abschlussbericht Wisutec GmbH FKZ 02WA0860,
- Craig P.J., Glockling F., *The Biological Alkylation of Heavy Elements*, Special Publication No 66, Proceedings of the Conference, London 17 – 18 Sept. 1987 The Royal Society of Chemistry (1988) ISBN 0-85186-716-2
- Czekalla C., Mevius W., Hanert H. (1995) Quantitative removal of iron and manganese by microorganisms in rapid sand filters (in situ investigations) *Water supply* vol 3. Berlin “B” pp 111 – 123 Pergamon Press Ltd. Great Britain
- DECHEMA Fachgespräche Umweltschutz, Natural Attenuation Möglichkeiten und Grenzen naturnaher Sanierungsstrategien 1. Symposium Natural Attenuation 27 – 28. 10 1999 DECHEMA Frankfurt am Main ISBN 3-89746-008-4
- DECHEMA Fachgespräche Umweltschutz, Natural Attenuation Neue Erkenntnisse, Konflikte, Anwendungen 2. Symposium Natural Attenuation 07 – 08. 12. 2000 DECHEMA Frankfurt am Main ISBN 3-89746-021-1
- DFA (1993) DFA Fertigungs- und Anlagenbaugesellschaft GmbH, Anwendung des Prinzips der Biosorption zur Abtrennung und Rückgewinnung von metallischen Inhaltsstoffen aus kontaminierten Abwässern, Abschlussbericht zum BMBF Projekt: Anwendung des Prinzips der Biosorption zur Abtrennung und Rückgewinnung von metallischen Inhaltsstoffen aus kontaminierten Abwässern und Erprobung im Pilotmaßstab FE – Vertrag – Z/A – 78, FKZ 02 WA 9173, Auftraggeber Wismut GmbH, Verfasser Dr. F. Glombitza, DI L.Eckardt
- Diels L., van der Lelie N., Bastiaens L., New developments in treatment of heavy metal contaminated soils, in: *Views in Environmental Science & Bio/Technology* 1:75–82, (2002.) Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands.
- Dodds-Smith M., E., Payne C.A., Gusek J.J., Reedbeds at Wheal Jane A case study, *Mining Environmental Management* , September 22 – 23 (1995)

- Doyle R. J. How Cell Walls of Gram – Positive Bacterial Interact with Metal Ions In: Metal Ions and Bacteria Eds.: Beveridge T. J., Doyle R. J. , pp 275 – 294, John Wiley & Sons 1989
- Ebinghaus R., Wilken R. D.(1993), Transformation of mercury species in the presence of Elbe river bacteria Appl. Organomet. Chem. (1993) 7 pp 127 – 35
- EC (2005) European Commission impact assessment guidelines – 15th June 2005 SEC (2005) 791
- Ehrlich H. L., Brierley C. L., Microbial Mineral Recovery, McGraw-Hill Publishing Company (1990), ISBN 0 -07 – 007781 – 9
- Ehrlich H.L., Geomicrobiology, (1996) Third Edition Marcel Dekker Inc. New York (1996) ISBN 0-8247-9541-5
- EU (2006) Leitfaden zur Folgenabschätzung 15.06.2005 mit der Neufassung vom März 2006 SEK (2005) 791 deutsche Version
- Fernandez – Lahore H.M., Kleef R., Kula M.R., Thömmes J., The influence of Complex Biological Feedstock on the Fluidization and Bed Stability in Expanded Bed Adsorption Biotech. Bioeng. Vol. 64 no 4 (1999) 484 - 496
- Ferris F. G., (1989) Metallic Ion Interaction with the Outer Membrane of Gram-Negative Bacteria in: Metal Ions and Bacteria Eds.: Beveridge T. J., Doyle R. J. , pp 295 – 324, John Wiley & Sons 1989
- Ford K. L., Site characterization for abandoned mine / mill sites. Information Bulletin No.RS-99-108, National Applied Resource Sciences Center Denver, CO, 1999
- Ford K. L., Passive Treatment Systems for Acid Mine Drainage, U.S. Bureau of Land Management Papers 1 – 1- 2003 University of Nebraska – Lincoln
- Fredrickson J. K., Kostandarithes H. M., Plymale A.E.(2000) , Li S. W., Daly M. J., Reduction of Fe(III),Cr(VI), and Tc(VII) by *Deinococcus radiodurans* R1, Appl. And Environ. Microbiol May (2000) p. 2006 – 2011
- Friedrich H.-J. (2004) Weiterentwicklung und Verbesserung der Effizienz eines Verfahrens zur elektrochemischen Aufbereitung saurer Wässer aus Tagebaurestseen, Abschlussbericht für das Vorhaben 01.10.2001 - 31.05. 2004, Verein für Kernverfahrenstechnik und Analytik (VKTA) Rossendorf e.V. 2004 TIB/ UB Hannover FKZ BMBF 02 WB 0265 - LfUg 13-8802.3522
- Fritsche W., (1990) Abbau aliphatischer Kohlenwasserstoffe. In: Mikrobiologie – Uni—Taschenbuch UTB 1561, Gustav Fischer Verlag Jena, pp 228–229. ISBN 3-334-002 36-5
- Fürst P., Morper M., METEX® - a biological process for removal of heavy metals. In: Proceedings of the DECHEMA biotechnology conferences. Lectures held at the 7th DECHEMA annual meeting of biotechnologists, Frankfurt am Main, Germany, 30-31 May (1989). 1990 pp. 1019-1023 , ISBN 0-89573-960-7
- Gadd G. M., White Chr., Microbial treatment of metall pollution - a working biotechnology ? Bioremediation TIBTECH August 1993 Vol.11 pp353 -359. Elsevier Science publishers Ltd (UK)

- Goldenhuyts A.J., Maree J.P., de Beer M., Hlabela P., 2001 An integrated limestone / lime process for partial sulphate removal. Paper presented at the conference on Environmentally responsible Mining in South Africa Sept. 2001 CSIR Pretoria South Africa.
- Geesey G.G., Jang L., Interactions Between Metal Ions and Capsular Polymers in: Metal Ions and Bacteria Eds.: Beveridge T. J., Doyle R. J. , pp 325 – 358, John Wiley & Sons (1989)
- Geesey G Jang L., (1990) Extracellular Polymers for Metal Binding. In: Microbial Mineral Recovery, : Ehrlich H. L., Brierley C. L., McGraw-Hill Publishing pp 223 - 248, ISBN 0 -07 – 007781 – 9
- GEOS (2002) Weiterentwicklung und Optimierung des Prozesses der mikrobiellen Sulfatreduktion zur Behandlung saurer eisenhaltiger Wässer aus dem Braunkohlentagebau Verbundprojekt zwischen der UVR / FIA GmbH Freiberg, G.E.O.S. Freiberg Ingenieurgesellschaft m.b.H. Aktenkennzeichen WTBR 02005599 FKZ.:02WB0060 Projektleiter Dr. F. Glombitza Laufzeit:01. 08. 2000 - 31.07. 2002
- Gerth A., Hebner A., Kiessig G., Kückler A., Behandlung von Bergbauwässern in Constructed Wetlands WLB Wasser Luft und Boden 7 – 8 (2001) 49 – 52
- Glombitza F., Heinritz B., Thermodynamik mikrobieller Prozesse, Zeitschrift für allgemeine Mikrobiologie 19 No 3 (1979) 171 – 179
- Glombitza F., Heinritz B., Ringpfeil M., Die Verwendung thermodynamischer und kinetischer Gesetzmäßigkeiten zur Interpretation des Begriffes physiologischer Zustand bei Hefepopulationen Teil I: Grundlagen und Modelle, Acta Biotechnol. 4 (1984) 2 117 - 124
- Glombitza F., Janneck E., Karnatz F., Kießig G., Kückler A., Hüttl M., Die Anwendung naturnaher Prozesse zur Wasserbehandlung am Beispiel der Pilotanlage Pöhla, Poster auf der Internationalen Konferenz “ Wismut 2000 – Bergbausanierung“ 11. – 14. 07. (2000) in Schlema
- Glombitza F., Karnatz F., (2000b) Abschlussbericht Wirkungseise eines Wetlands unter Winterbedingungen am Beispiel des Wetlands Pöhla, Wismut Rahmenvertrag: Begleitende Beratung bei Vorhaben der biologischen Wasserbehandlung Auftragsnummer 1 / 1 2 1 3 8 3 / 0 / 9 9 / 3 . 1 / 1 0 8 6 0
- Glombitza F., Treatment of acid lignite mine flooding water by means of microbial sulfate reduction, Waste management, Elsevier Science 21 (2001) 197- 203
- Glombitza F., Karnatz F., Fischer H., Pinka J., Janneck E., Fundamentals of the Uranium separation in constructed wetlands, Proceedings of the 15. th international Symposium on Biohydrometallurgy IBS 14. – 19. 09. 2003 Athen Ed.: Nereus Congress & Conferences (2003)
- Glombitza F., Kutschke S., Kießig G., Zellmer A, (2007) Treatment of Uranium containing Drainage water in a Pilot -Scale Plant by means of Microbial Reduction, Advanced Materials res. Vol. 20 – 21 (2007) 205- 208 / Biohydrometallurgy: from the single cell to the environment Proceedings of the 17 th international biohydrometallurgy Symposium 2 – 5 Sept. 2007 Frankfurt / Main Germany Eds: A. Schippers, W. Sand, F. Glombitza, S. Wilscher ISSN 1022-6680

- Glombitza F., Kutschke S., Fischer H., Pinka J., Janneck E., Microbiological fundamentals of the immobilisation of harmful substances in overburden dumps of lignite open cast mines IBS 2005 Cape Town September 2005 Proceedings of the 16 th international Biohydrometallurgy Symposium Eds.: S.T.L. Harrison, D. E. Rawlings, J. Petersen pp 499 - 508 ISBN 1-920051-17-1
- Glombitza F., Janneck E. Studie Sulfatabtrennungstechnologien 2007 Auftraggeber Vattenfall
- Gorby Y.A., Caccavo F., Bolton H.,(1998) Reduction of Co(III)EDTA in the presence and absence of manganese(IV) oxide, Environmental Science and Technology 32(2) · January 1998
- Graf W., Janneck E., Martin, M. (2010) Durchführung von Emissions-, Fracht- und Qualitätsbetrachtungen für die Sickerwässer der IAA Bielatal und Betrachtung von Maßnahmen zur Verbesserung der Einleitwerte der Sickerwässer, Bericht G.E.O.S. 13.10.2010 Auftraggeber GVV - Gesellschaft zur Verwahrung und Verwertung von stillgelegten Bergwerksbetrieben mbH Am Petersenschacht 9 99706 Sondershausen
- Gusek, J. J., Passive treatment of acid rock drainage: what is the bottom line? Mining Engineering. Vol. 47, No 3. pp 250 – 253 (1995)
- Gusek, J.J.; Wildeman, Th.R.: New developments in passive treatment of acid rock drainage.- ICARD 1997: Fourth International Conference on Acid Rock Drainage.- Vancouver, B.C. Canada, May 31 - June 6, (1997).- Short Course #6: Treatment of AMD
- Gussmann H., Anwendung von Ionenaustauschern bei Abtrennung von Sulfaten, Metallen und Radionukliden aus sauren Grubenwässern, Proceedings des internat. Workshops der Wismut GmbH „Wasserbehandlung und Rückstandsentsorgung“ 24. – 26. 09. (1997) Chemnitz
- Hedin R. S., Nairn R. W., Kleinmann R. L., Passive treatment of coal mine drainage. U.S. Bureau of Mines, Information Circular 9389 (1994)
- Heyrend T., Adams J., Hayes D.(1996), Arsenate Reduction to Arsenite by two Pseudomonas Species isolated from Mine Drainage Waters, Microbial Arsenic Removal Using Upflow GAC Columns Randol gold forum 147 – 151 (1996)
- Heyes A., Moore T. R., Rudd J.W.M., Dugoua J.J., Methyl mercury in pristine and impounded boreal peatlands, experimental Lakes area Ontario Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences (2000) 57 2211 – 2222
- IBS (2001) Mina Esperanca Biological Treatment **System** –an Arum Application for Decomissioning - Boojum Technologies Limited (2001)
- Institut für Biotechnologie IBT (1991) Verfahren zur Verhinderung und Blockierung mikrobieller Laugungsprozesse sulfid- und metallhaltiger Materialien, Offenlegungsschrift DE 41 12933 A1 Anmeldetag 17.04.91 Offenlegungstag 22.10.92 Erfinder: Glombitza F., Otto G., Ondruschka J., Bullmann M., Dittrich B., Hähne R., Sängler H.,
- Iske U, Bullmann M, Glombitza F.(1982), Organoheterotrophe Laugung resistenter Materialien. Acta Biotechnol (1987) 7:401–407

- Iske U, Bullmann M, Dietze H-J, Becker S.(1985), Verfahren zum mikrobiellen Aufschluss metallhaltiger silikatischer und / oder oxidischer Rohstoffe hoher chemischer Resistenz, Patentschrift: DD 250 235 A3, 04. 04. (1985), 08. 10. 1987
- Janneck E., Legler C., Peiffer S., Sahin H., (1996) Zur Genese saurer aluminium- und schwermetallhaltiger Sickerwässer im Bereich von Schieferabraumhalden im Thüringer Schiefergebirge und deren Auswirkungen auf die Qualität betroffener Fließgewässer, Poster zur Tagung "Umwelt und Chemie", 07. bis 10.10.1996 in Ulm Kurzreferat aus dem Tagungsband (Poster V 28)
- Janneck E., Peiffer S.,(1999a) Sanierung saurer Bergbauabwässer aus Altablagerungen des Schieferbergbaus Projekt der Bundestiftung Umwelt 1994 – 1999 Az 0460 Abschlussbericht
- Janneck , E., Krüger , H.-G. (1999b): Sanierung von Bergbauwässern aus Altablagerungen des Schieferbergbaus – Pilotanlage für die Behandlung saurer Bergbauwässer.- 75 S., 27 Abb., 12 Tab., 5 Anl.; Freiberg in: Wolkersdorfer Ch., Younger P.L. Passive Grubenwassereinigung als Alternative zu aktiven Systemen, Grundwasser – Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie 2/2002 p 67 – 77
- Janneck E., Glombitza f., Kahnt R., (2008) Machbarkeitsstudie zur Reduzierung von Sulfateinträgen, Auftraggeber Vattenfall Europe Mining AG,
- Janneck E., Martin M., Pinka J., (2010) Sanierungsuntersuchung zur Verminderung des Frachteintrages aus der Hütte Freiberg über den Stangenbergbach, Fachbericht Auftraggeber SAXONIA Standortentwicklungs- und – Verwaltungsgesellschaft mbH Halsbrücker Straße 34 09599 Freiberg
- Jeffers T. H., Bennett P. G., Corwin R.,R., (1993) Biosorption of metal contaminants using immobilized biomass – field studies. US Bureau of Mines, Report of Investigations 9461
- Jones D., R., Matthew I., Ragusa S., The construction and performance of large scale Wetlands at the Ranger Uranium Mine Proceedings of the 3 rd international Environmental workshop 14. - 18. 10. (1996) Newcastle, New South Wales, Australia Volume 2 pp 116 - 128 published by Minerals council of Australia ISBN 909276 67 6
- Kao C. M., Borden R. C.(1999), Enhanced aerobic bioremediation of a gasoline - contaminated Aquifer by Oxygen – releasing Barriers in: Accelerated Bioremediation Using Slow Release Compounds, Selected Battelle Conference Papers 1993 – 1999 Eds.: Koenigsberg S. S., Norris R. D. , San Clemente CA 1999 92673-6244 / 949-366-8000 pp 1 - 5
- Kießig G., Hermann E.(2000), Nachfolgelösung für die konventionelle Wasserbehandlung Vortrag und Material der Internationalen Konferenz " Wismut 2000 – Bergbausanierung" 11. – 14. 07. 2000 in Schlema (2000)
- Kießig G.(2001) Abschlussbericht zum BMBF Förderprojekt Entwicklung von verfahrenstechnischen Lösungen zur Sanierung von Grundwasserschäden im Abstrom von Absetzbecken der Uranerzaufarbeitung mittels permeabler reaktiver Wände FKZ 02WB 9891/8 01.11.1998 -30.06. 2000, Bericht vom 21. 08. 2001
- Koenigsberg St., Sandefur C., Cox W.,(1999a) The use of oxygen release compounds (ORC) in bioremediation in: Accelerated Bioremediation Using Slow Release Compounds, Selected Battelle Conference Papers 1993 – 1999 Eds.: Koenigsberg S. S., Norris R. D. , San Clemente CA 1999 92673-6244 / 949-366-8000 pp 45

- Koenigsberg S. S., Norris R. D. (1999) Accelerated Bioremediation Using Slow Release Compounds, Selected Battelle Conference Papers 1993 – 1999, San Clemente CA 1999 92673-6244 / 949-366-8000
- Koenigsberg S. S. (2000) Accelerated Bioremediation of Chlorinated Compounds in Groundwater, Selected Battelle Conference Papers 1999 - 2000 Ed.: Koenigsberg S. S., San Clemente CA 92673-6244 / 949-366-8000 (2000)
- Kuna J. (2004?) Die Schwermetallbelastung der Freiburger Mulde im Abschnitt Muldenhütten – Obergruna unter Bezugnahme auf das Altlastenprojekt SAXONIA Praktikumsarbeit, Staatliches Umweltfachamt Sachsen, (2004??) <https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/download/...>
- Kunze Chr., Glombitza F., Gerth A., Kiessig G., Kuchler A., Long-term Stability and Resilience of Passive Mine Water Treatment Facilities: A Joint Experimental and Simulation Approach, in Uranium in the Aquatic Environment Eds.: B.J. Merkel, B. Planer-Friedrich, C. Wolkersdorfer, Proceedings of the International Conference Uranium Mining and Hydrology III and the International Mine Water Association Symposium (UMH III), 15.- 21. 09. 2002 Freiberg, ISBN 3-540-43927-7 Springer Verlag Berlin Heidelberg New York (2002), pp. 597 – 604
- Kusch P., Wiessner A., Buddhawong S., Stottmeister U., Kästner M., Effectiveness of Differently Designed Small-Scale Constructed Wetlands to Decrease the Acidity of Acid Mine Drainage under Field Conditions Engineering in Life Sciences Volume 6, Issue 4, (2006) p 394–398
- LFULG (2011) Schriftenreihe des LfULG Heft 14 / 2011 Informationssystem Moore, Verfasser in Keßler K., Edom F., Dittrich I. ISSN:1867-2868
- LMBV (2005), Niederschrift über die 3. Fachberatung zur „Umsetzung des Flutungskonzeptes der Lausitzer Bergbauseen und Fortschreibung der Maßnahmen zur Gewässergüteentwicklung“ am 28. 02. 2005 Hoyerswerda
- Maurer M., Gujer W., Dynamic Modelling of Enhanced Biological Phosphorus and Nitrogen Removal in Activated Sludge Systems, Wat., Sci. Tech. Vol 38 No 1, (1998) pp 203 - 210
- McLean R.J.C., Beveridge T. J.,(1990) Metal-Binding Capacity of Bacterial Surfaces and Their Ability to Form Mineralized Aggregates in: Microbial Mineral Recovery Eds.: Ehrlich H. L., Brierley C. L., McGraw-Hill Publishing pp185 – 222, ISBN 0 -07 – 007781 – 9
- Meixner A. Ableitung des Zusammenhanges zwischen den koloniebildenden Einheiten verschiedener Mikroorganismengruppen und dem Kohlenstoffumsatz in einer naturnahen Wasserbehandlungsanlage, Diplomarbeit, Berufsakademie Sachsen, Staatliche Studienakademie Riesa, Studienrichtung Umwelt- und Strahlentechnik Abgabedatum: 12.09.2003
- Melin T., Membrantechnik, Chemie Ingenieur Technik (75) 10 (2003) 1464 - 1467, Übersichtsartikel, Membranen auf dem Markt heute
- Michalak I., Chojnacka K., Witek-Krowiak A., State of the Art for the Biosorption Process - a Review Appl. Biochem. Biotechnol. 2013 Jul; 170(6): 1389–1416.
- Morper M.R., Biologische Abwasserreinigung in: P & A Kompendium (2004) , Engineering und Anlagenbau, Realisierung und Optimierung pp. 110 .- 113 www.pua.24.net
- Mouchet P (1992) From conventional to biological removal of iron and manganese in France. J AWWA April:158–167

- Mueller, R. F.; Sinkbeil, D. E.; Pantano, J.; Drury, W.; Diebold, F.; Chatman, W.; Jonas, J.; Pawluk, D.; Figueira, J.: Treatment of Metal Contaminated Groundwater in Passive Systems: A Demonstration Study. Proceedings: Thirteenth Annual Meeting, American Society for Surface Mining and Reclamation, Successes and failures: Applying research results to insure reclamation success. May 18-23, (1996), Knoxville, Tennessee, S.590-598
- Nisbet H., Wetland Filtration research at ERA Ranger mine 165 - 172 Wetland research in the wet - dry tropics of Australia Workshop Jabiru NT 22 - 24 March (1995) Ed.: CM Finlayson
- Pennsylvania Department of Environmental Protection 1999, The science of acid mine drainage and passive treatment. Publication 5400 – BK - DEP 2365 Harrisburg, PA
- PIRAMID Consortium (2003): Engineering Guidelines for the Passive Remediation of Acidic and/or Metalliferous Mine Drainage and Similar Wastewaters. University of Newcastle Upon Tyne, ISBN 0-9543827-1-4
- Prigogine I.,(1967) Introduction to Thermodynamics of irreversible Processes, Interscience Wiley N.Y.
- Raphael T. (2000), Beschleunigte natürliche Selbstreinigung bei Einsatz von “ Slow Release Compounds” in: DECHEMA Fachgespräche Umweltschutz, Natural Attenuation Neue Erkenntnisse, Konflikte, Anwendungen 2. Symposium Natural Attenuation 07 – 08. 12. 2000 DECHEMA Frankfurt am Main pp139 - 144 ISBN 3-89746-021-1
- REACH Verordnung, Verordnung der EU Nr. 1907/2006 (REACH-Verordnung) eine EU-Chemikalienverordnung, die ab 1. Juni 2007 in Kraft ist.
- Reidl H.(2000) , Elimination of Sulfur Compounds and metals from waste water and off gas using Biotechnology ACHEMA 2000 international meeting on chemical engineering, environmental protection and biotechnology Abstracts of the lecture groups Environmental technology , pp 83 – 86
- Rein N. B., Fourie H. J., Gunther P., Nkosi F., Schultz C. E.(2005) , Sustainable treatment of Acid Mine Drainage at ANGLO COAL'S Landau Colliery, Witbank South Africa using Paques THIOPAQ® technology, Proceedings of the 16 th international Biohydrometallurgy Symposium Eds.: S.T.L. Harrison, D. E. Rawlings, J. Petersen pp 455 - 461 ISBN 1-920051-17-1
- Robb G., Robinson J., (1995) Acid Mine Drainage prediction and remediation, Mining Environmental Management, September (1995) 19 – 21
- Robinson J., D., F., Robb G., A., Methods for the control and treatment of acid mine Drainage Coal international (1995) July 152 – 156
- Rohde S. LfULG – Daten Dubringer Moor
- Rojdestvenski I., Cottam M., Park Y.-I., Öquist G., Robustness and time scale hierarchy in biological Systems, Biosystems 50 (1999) 71 – 82
- Rossi G. (1990) Biohydrometallurgy, McGraw-Hill Book Company GmbH Hamburg 1990 ISBN 3 – 89028 – 781 – 6

- Rossi G.,(1990 a) Biosorption in: Biohydrometallurgy, Ed.: Rossi G., McGraw-Hill Book Company GmbH Hamburg (1990) 558 – 563 pp ISBN 3 – 89028 – 781 – 6
- Rossi G., (1990 b) Bioaccumulation in: Biohydrometallurgy, Ed.: Rossi G., McGraw-Hill Book Company GmbH Hamburg (1990) pp 563 – 566 ISBN 3 – 89028 – 781 – 6,
- Samhaber W. M.,(2006) Erfahrungen und Anwendungspotential der Nanofiltration, VDI Wissensforum , Membrantechnik in der Prozessindustrie 12 Seiten
- Schippers A., Glombitza F., Sand W., (2014) Geobiotechnology I Metal related Issue, Springer (2014) ISSN 0724-6145 Advances in biochemical Engineering / Biotechnology 141 Series Ed.: T. Scheper
- Schneider J., Glombitza F., Ringpfeil M., Einfluss von Prozessvariablen auf die Ausbeute- und Erhaltungskoeffizienten bei Zellsubstanzsynthesen, Abhandlungen der ADW der DDR Biotechnologie N2 (1982) S. 139 – 147
- Schoeman J. J., Steyn A.(2001), Investigation into alternative Water treatment Technologies for the treatment of underground mine water discharges by Grootvlei Proprietary Ltd. Into the Blesbokspruit in south Africa. Desalination 133: (2001) 13 - 30
- Schöpke R., (2007) Vielkomponentensysteme in der Wasserbehandlung - Erfassung und Anwendung bei der Bemessung von Aufbereitungsanlagen, Habilitationsschrift BTU Cottbus, (2007) Ed.: R. Koch, Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt Heft 14 ISBN 3-934294-20-0
- Schuster G., Lauterbach N., Hernitschek F., Höroldt U., Kalziumaluminatverfahren zur weitergehenden Fällung von Sulfate und Schwermetallen WLB Wasser Luft und Boden Zeitschrift für Umwelttechnik (1992) 10 pp 2-6
- Schuster G., Brüggemann S., Höroldt U., Fällung der Anionen Sulfat und Fluorid, das Walhalla - Verfahren in : Abwassertechnik in der Produktion WEKA Verlag Augsburg Mai 1996, 5 / 7.2 Seiten - 1 - 9
- Shinners St., An Overview of the application of constructed Wetland filtration at ERA Ranger Mine pp 367 - 378 national Engineering conference Darwin Northern Territory 21 - 24 April (1996) Preprints of papers
- Skousen J., Overview of passive systems for treating acid mine drainage. West Virginia University - Extension Service (2001)
- Smit J.P. (1999) The purification of polluted mine Water, Proceedings of the international symposium of Mine, Water & Environment for the 21 st Century, Seville, Spain
- Stichel E. (1978) Untersuchungen zum Einfluss individueller n-Alkane auf den Prozess der Erdölkonvertierung durch Hefen. Dissertation – Akademie der Wissenschaften, Institut für technische Chemie Leipzig, 1978 Germany
- Taylor J., Waters J., Treating (2003) ARD – how,, when, where and why, Mining Environmental Management, May (2003) 6-9
- Thayer J. S., Brinkman F. E., The biological methylation of metals and metalloids Adv. Organometallic Chem.,(1984) 20 313

- Thomas F., Diaz-Bone R.A., Meyer A., Michalke K., Hensel R., Methylierte Metall(oid)e, *Biospektrum* 18: (2012) 487 – 489
- Torma A., (1995) Scientific fundamentals of technology of tank leaching of Uranium in: *Biogeotechnology of Metals, Proceedings of the international Seminar and international Training Course Moscow 1985*, Eds: G. Karavaiko, St. Groudev Centre of international projects GKNT Moscow (1985) pp. 266 – 274
- Tsezos M., *Biosorption: A Mechanistic Approach* in: Schippers A., Glombitza F., Sand W., *Geobiotechnology I Metal related Issue*, Springer (2014) pp173 – 210, ISSN 0724-6145 *Advances in biochemical Engineering / Biotechnology* 141 Series Ed.: T. Scheper
- TU BAF (2015) *Geochemische Zustandsanalyse, Gefährdungsabschätzung und Sanierungsempfehlung für das Gebiet „Stangenbergbach“ Gutachten - Technische Universität Bergakademie Freiberg AG Biologie/Ökologie, Auftraggeber SAXONIA Standortentwicklungs- und -verwaltungsgesellschaft mbH*
- Uhlig H, Karbaum K, Steudel A. (1986) *Acetobacter methanolicus* sp. nov., an acidophilic facultatively methylotrophic bacterium. *Int. J. Syst. Bacteriol.* (1986) 36:317–322
- Valerdi-Perez R., Lopez-Rodriguez M., Ibanez-Mengual J. A., *Characterizing and electro dialysis reversal plant Desalination* 137: (2001) 199-206
- Vogel H. U. (1956), *Chemikerkalender*, Springer-Verlag Berlin Götting Heidelberg 1956
- Volesky B. *Biosorption and biosorbents*. In: Volesky B., Editor, *Biosorption of heavy metals*, Boca Raton CRC Press (1990), pp 3 – 5
- Walz D., (1994 a) *Thermodynamics of irreversible Processes Applied to Biological Systems: A General Survey*, *Bioelectrochemistry IV*, Ed: Melandri B.A., et.al. Plenum Press New York (1994)331 – 345
- Walz D., (1994 b) *Thermodynamics of irreversible Processes Applied to Biological Systems: Selected Examples - Bioelectrochemistry IV*, Ed: Melandri B.A., et.al. Plenum Press New York (1994)351 – 368
- Windmoller, C.C., Wilken, R.D. & Jardim,W.F. (1996). *Mercury speciation in contaminated soils by thermal release analysis. Water, Air, Soil Pollut.*,89, 399-416.
- Wismut (1997) *Untersuchung zum Einsatz und Erprobung eines dynamischen Sandfilters mit immobilisierten Mikroorganismen zur Reinigung radionuklidhaltiger Haldensickerwässer Auftraggeber: Wismut GmbH 15.05.1997 Vertrag 1/116838/0/97/3.1/7858 Abschlussbericht*
- Wildeman T. (1993), *Handbook for constructed wetlands receiving acid mine drainage. EPA Emerging Technology Summary. EPA/50/540/SR-93/523*
- Wolkersdorfer Chr., Younger P. L.,(2002) *Passive Grubenwasserreinigung als Alternative zu aktiven Systemen Grundwasser Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie* 2 / 2002 67 - 77

WRRL 2000, Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 23. 10. 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich Wasserpolitik – Kurzbezeichnung: Wasserrahmenrichtlinie

Zertani V. Errichtung eines Wetlands zum Rückhalt schwermetallangereicherter Oberflächenwässer im Stangenbergbach als Vorfluter der Freiburger Mulde Praktikumsarbeit (2015)

Tangierende Literatur

BASF (2013) Mining solutions, Innovative solutions for Hydrometallurgy, BASF 09 / 2013

BASF (2014) Red Book Mining Solution , BASF 02 / 2014

Darnall, D.W., Greene B., Henzi M.T., Hosea J.M., McPherson R.A., Sneddon J., Alexander M.D., (1986) Selective Recovery of Gold and other Metal Ions from Algae Biomass, Environ. Sci. Technol. **20**, 206

Eckardt, L. Glombitza, F. Die Abtrennung von Radionukliden aus einem Haldensickerwasser durch Biosorptionsprozesse in Ultrafiltrationsanlagen, Internationales Treffen für Chemische Technik und Biotechnologie AICHEM 1994 Vorträge Umweltschutztechnik

Glombitza, F. Iske, U., Treatment of biomasses for increasing biosorption activity 1989, Biohydrometallurgy, S. 329-341 Eds.: J.S. Ron, G.L. McReady, P.L. Wichlacz CANMET SP 89-10

Glombitza, F. Eckardt, L. Biosorption als Prozess für die Abtrennung von Radionukliden aus Bergbauwässern, Internationales Treffen für Chemische Technik und Biotechnologie AICHEM 1994 Vorträge Umweltschutztechnik

Glombitza, F. Eckardt, L. Hummel, A., Biosorption of the separation of radionuclides from drainage and process waters of the uranium mining industry.- ASME 1995 (1451 - 1454) Eds: S. Slate, R.Baker, G. Benda ISBN: 0 - 7918 – 1219

Glombitza F. Eckardt L. , Hummel A., Fundamentals of the application of biosorption to the separation of uranium from mining drainage waters, Research in Microbiology (1997 Vol. 148 No 6) 517- 518

Glombitza F, Reichel S., metal containing residues from Industry and in the Environment: Geobiotechnological Urban Mining in: Geobiotechnology I, Metal related Issue, Eds.: Schippers A., Glombitza F., Sand W., Springer (2014) pp 49 – 108, ISSN 0724-6145 Advances in biochemical Engineering / Biotechnology 141 Series Ed.: T. Scheper

Iske U., Hübner K., Herold W., Investigation of the Connection between the Electrophoretic Mobility (EPM) of Microorganisms and their Capability of Metal uptake, Acta Biotechnol. **10** (1990) 6 541 – 549

Iske, U. Hübner, K., Glombitza, F. The importance of composition and cell wall structure on the process of biosorption and metall recovery Int. Symposium environmental Biotechnology Ostende/B Part 1, S. 247-250 Eds.: H. Verachtert, W. Verstraete Koninklijke Vlaamse Ingenieursvereniging VZW 1991

Schippers A., Glombitza F., Sand W., Geobiotechnology II, Energy Resources, Subsurface Technologies etc., Springer (2014) ISSN 0724-6145 Advances in biochemical Engineering / Biotechnology 141 Series Ed.: T. Scheper

Schippers A., Hedrich S., Vasters J., Drobe M., Sand W., Willscher S., Metal Recovery from Ores with Microorganisms in: Geobiotechnology I Metal related Issue, Eds.: Schippers A., Glombitza F., Sand W., Springer (2014) pp 1 – 48, ISSN 0724-6145 Advances in biochemical Engineering / Biotechnology 141 Series Ed.: T. Scheper

Schöner A., Sauter M., Büchel G., Biogeochemische Mechanismen der Uranfestlegung in Wetlands, in: 57. Berg – und Hüttenmännischer Tag Freiberg - Wissenschaftliche Mitteilung der technischen Universität Bergakademie Freiberg 31 /

2006, Behandlungstechnologien für bergbaubeeinflusste Wässer, Proceedings zum Workshop am Geologischen Institut, 22. – 23. 06. 2006 , S. 71 – 78 Eds.: B. Märkel, H. Schaeben, Ch. Wolkersdorfer, A. Hasche – Berger ISSN: 1433-1284

Tsezos M., Volesky B.(1981), Biosorption of Uranium and Thorium Biotechnol. Bioeng. 23 583

Tsezos M., Volesky B.(1982), The Mechanism of Uranium Adsorption by Rhizopus arrhizus, Biotechnol. Bioeng 24 385

Anhang zu bewertende Einflussgrößen bei Technologievergleichen

Ökonomische Einflüsse

Ökonomische Einflüsse	Schlüsselfragen
Wettbewerb, Handel, Investitionen	Hat der Prozess einen Einfluss auf die Wettbewerbstätigkeit von EU - Firmen im Vergleich zu nicht EU - Firmen. Werden grenzüberschreitende Investitionsflüsse provoziert. Sind die vorgeschlagenen Maßnahmen notwendig, um ungewünschte Entwicklungen von Marktprozessen auf dem europäischen Markt zu korrigieren.
Wettbewerb auf dem EU-Binnenmarkt	Wird die EU Wettbewerbspolitik und das Funktionieren des inneren Marktes beeinflusst, zum Beispiel durch höhere Preise, geringeren Wettbewerb, Aufbau von Barrieren, Einschränkung der Verbraucherauswahl.
Arbeitskosten und Leitung von Geschäftstätigkeit	Werden zusätzliche Regularien auferlegt, Transaktions- oder Geschäftskosten, Beeinflusst der Prozess die Kosten wesentlicher Eingänge / Rohstoffe, Maschinen, Arbeit, Energie, beeinflusst er die Finanzen, die Investmentkreisläufe, oder entzieht er irgendwelche Produkte dem Markt.
Administrative Geschäftskosten	Gibt es zusätzliche administrative Notwendigkeiten oder administrative Komplexitäten, liegen die Kosten in relativen Terms schwer auf den KMU s.
Eigentumsrechte	Werden Eigentumsrechte beeinflusst, Land, bewegliches Eigentum, greifbares / nicht greifbares Vermögen. Ist die Akquisition, der Verkauf oder die Verwendung von Eigentumsrechten limitiert.
Innovation und Forschung	Stimuliert oder hindert der Prozess die Forschung und Entwicklung.
Verbraucher und Haushalte	Beeinflusst der Prozess die Verbraucherpreise, den Zugang zum internationalen Markt, Einfluss auf die Qualität und Verfügbarkeit von Gütern und Material.
spezifische Sektionen oder Regionen	Gibt es bestimmte Einflüsse auf Sektoren. Werden bestimmte Regionen beeinflusst, gibt es einen bestimmten Einfluss auf das Schaffen oder den Verlust von Arbeitsplätzen, Konsequenzen für KMU s.
Dritte Länder und internationale Beziehungen	Wird die EU Handelspolitik beeinflusst, einschließlich der WHO, die EU - Außenpolitik und die EU-Entwicklungspolitik. Werden Länder mit besonderen EU-Wirtschaftsbeziehungen beeinflusst. Wird die Entwicklung von unterentwickelten oder von Schwellenländern beeinflusst.
Öffentliche Hand	Hat der Prozess Konsequenzen für das Budget der öffentlichen Hand - sofort oder langfristig. Werden neue Strukturen oder Veränderungen in der Verwaltung benötigt.
Makroökonomische Umwelt (Umfeld)	Was ist die Gesamtkonsequenz für das ökonomische Wachstum und die Beschäftigung, gibt es einen Beitrag zur Verbesserung der Bedingungen für Investments und für das richtige Funktionieren des Marktes, gibt es einen direkten oder indirekten Einfluss auf inflationäre Entwicklungen.

zu berücksichtigende Umwelteinflüsse

Umwelteinflüsse	Schlüsselfragen
Luftqualität	Hat der Prozess einen Einfluss auf die Versäuerung, Eutrophierung, fotochemische oder gefährliche Luftverunreinigung, die die menschliche Gesundheit beeinflussen kann, Ernten oder Bauwerke gefährdet, oder zur Zerstörung der Umwelt (kontaminierte Böden, Flüsse) führt.
Wasserqualität und Ressourcen	Verursacht der Prozess ein Senken oder eine Zunahme in Menge und Qualität von Frischwasser oder Grundwasser, Beeinflussung der Qualität von Wasser in Küsten und marinen Gebieten, Verteilung und Einleitung von Abwasser, Nährstoffen, Öl, Schwermetallen, andere Verunreinigungen, wird Trinkwasser beeinflusst.
Bodenqualität und Ressourcen	Wird die Versäuerung, Kontamination oder der Salzgehalt von Böden beeinflusst, Bodenerosion, Beeinflussung der Bodenverfügbarkeit durch Bauwerke oder Konstruktionen, Zunahme der Menge von nutzbarem Land.
Klima	Beeinflussung durch die Emission von ozonzerstörenden oder den Treibhauseffekt beeinflussenden Substanzen in die Atmosphäre.
Erneuerbare oder nicht erneuerbare Ressourcen	Werden erneuerbare Ressourcen schneller verbraucht als sie sich regenerieren können, wird der Gehalt an nicht erneuerbaren Ressourcen reduziert oder gesteigert (Grundwasser / Minerale).
Biodiversität, Flora, Fauna, Landschaft	Werden die Anzahl, die Spezies oder Rassen auf einem Gebiet beeinflusst? (Reduzieren der biologischen Diversität) oder Zunahme des Gebietes für Arten, Schutz gefährdeter Arten, Habitate, ökologisch sensitive Flächen, Zersplitterung der Landschaft in kleine Flächen, oder Beeinträchtigung der Migrationsrouten auf anderen Wegen, ökologische Korridore oder Pufferzonen, Beeinflussung des Schönheitwertes (scenic values) geschützter Landschaften.
Landverwendung	Benötigt der Prozess neues Land, das zum ersten Mal genutzt wird (Grünfeld). Wird als sensitiv bezeichnetes ökologisches Land verwendet. Führt der Prozess zu einer Veränderung in der Landverwendung (Verschieben der Verhältnisse zwischen rural und urban) oder Veränderung von Gleichgewichten in der Landwirtschaft.
Abfallproduktion, Abfallgenerierung, Recycling	Wird die Abfallproduktion beeinflusst, (feste, städtische, landwirtschaftliche, industrielle, bergbauliche, radioaktive oder toxische Abfälle) oder wie Abfälle behandelt, gelagert und recycelt werden.
Wahrscheinlichkeit oder Grad der Umweltrisiken	Wahrscheinlichkeit der Verhinderung von Feuer, Explosionen, Pannen, Unfällen und Unfallemissionen, Beeinflussung des Risikos von unautorisierten oder unbeabsichtigten Verbreitungen von umweltfremden oder genetisch modifizierten Organismen, Zunahme oder Abnahme der Wahrscheinlichkeit von Naturkatastrophen.
Mobilität und Verbrauch von Energie	Zunahme oder Abnahme des Verbrauches von Energie und Produktionswärme, Zu- oder Abnahme des Transportbedarfes (Passagiere oder Fracht) Zu- oder Abnahme der Kraftfahrzeugemissionen.
Umweltkonsequenz der Firmenaktivität	Führt der Prozess zu einer Veränderung des natürlichen Ressourceninputs, notwendig für den Ausstoß, führt es zu einer mehr energieeffizienten Produktion, führt der Prozess zu umweltfreundlichen oder unfreundlichen Gütern, werden sie billiger oder teurer durch Veränderungen der Steuer, Zertifizierung, Produkt, Gestaltungsgesetzen, Beschaffungsmodalitäten, etc. Förderung oder Einschränkung von umweltfreundlichen oder unfreundlichen Gütern durch Veränderung der Bedingungen für die Kapitalbeschaffung, Belastungen, Versicherungen, führt das zu einer Geschäftstätigkeit, die mehr oder weniger Verunreinigungen kreiert durch Veränderungen auf dem Weg der Produktion.
Lebewesen- und Pflanzengesundheit, Sicherheit von Nahrungsmitteln und Futter	Einfluss auf die Gesundheit von Lebewesen und Pflanzen, das Wohl von Lebewesen (menschliche Behandlung von Lebewesen), Beeinflussung der Sicherheit von Nahrungsmitteln und Futter.

Soziale Einflussgrößen Teil 1

Soziale Einflüsse	Schlüssel Fragen
Beschäftigungs- und Arbeitsmarkt	Werden neue Jobs kreiert, führt der Prozess zu Jobverlusten, negativen Konsequenzen für bestimmte Gruppen, Gruppen von Arbeitern, Freiberuflern, Beeinflussung von Arbeitsanforderungen, Einflüsse auf das Funktionieren des Arbeitsmarktes.
Standards und Rechte bezüglich der Jobqualität	Beeinflussung der Arbeitsqualität, Beeinflussung des mündlichen oder kontinuierlichen Training von Arbeitern oder Jobsuchern, Beeinflussung der Gesundheit, Sicherheit und Würde von Arbeitnehmern, Beeinflussung der Rechte von Arbeitern in bezug auf Information und Beratung, Schutz vor Entlassungen, Schutz junger Arbeitnehmer. Wird mehr als das Minimum der durchschnittlichen Arbeitnehmerstandards gebracht. Wird eine Unterstützung oder Restriktion der Restrukturierung und Anpassung der Veränderung von technologischen Innovationen an dem Arbeitsplatz geschaffen.
Soziale Einflüsse und Schutz von speziellen Gruppen	Beeinflussung der Wirkung auf den Arbeitsmarkt oder von Übergängen in und aus dem Arbeitsmarkt, führt der Prozess zu größeren oder kleineren Gleichheiten / Ungleichheiten, gibt es die gleiche Wirkung auf Dienstleistungen und Güter. Beeinflusst der Prozess die Ersetzung von Dienstleistungen oder dient er einem allgemeinen ökonomischen Interesse, wird die Öffentlichkeit besser informiert, werden spezielle Gruppen von Individuen, Firmen, Örtlichkeiten beeinflusst, die mehr verwundbar oder mehr dem Risiko der Armut ausgesetzt sind als andere. Werden significant "dritte Welt Nationen", Kinder, Frauen, kranke Menschen, Arbeitslose, Ältere, politische Parteien oder Bürgerorganisationen, Kirchen, Religionen und nicht konfessionelle Organisationen oder ethische Gruppen, Sprachen- und religiöse Minderheiten, Asylsucher beeinflusst.
Gleichbehandlung und gleiche Möglichkeiten, keine Diskriminierung	Beeinflussung der Gleichbehandlung und gleichen Möglichkeiten für alle, Geschlechtergleichheit, bringt der Prozess irgendeine unterschiedliche Behandlung von Gruppen oder Individuen direkt oder auf Grund von Geschlecht, Rasse, Farbe, ethischer oder sozialer Herkunft, genetischer Zukunft, Sprache, Religion oder Glauben, politischer oder anderer Meinung, Mitgliedschaft oder nationaler Minderheit, Eigenschaften Geburt, Alter oder sexueller Orientierung oder führt er zu indirekten Diskriminierungen.
Privat- und Familienleben, persönliche Daten	Wird das Privatleben von Individuen einschließlich ihres Heimes und der Kommunikation oder ihre Rechte auf das freie Bewegen in der EU beeinflusst, wird das Familienleben oder die Rechte, der ökonomische und soziale Schutz der Familie beeinflusst. Werden persönliche Daten oder Daten bezüglich der individuellen Rechte der Personen beeinflusst.
Regierungsgewalt, Beteiligungen, Eigentumsverwaltung, Zugänglichkeit zur Justiz, zu Medien und Ethik	Beeinflussung der Entwicklung von Stakeholdern in Ausgaben der Verwaltung, sorgen für Verträge und neue staatliche Herausforderungen. Werden alle Akteure und Stakeholder nach gleichen Richtlinien behandelt, im Hinblick auf ihre Unterschiedlichkeit. Beeinflusst der Prozess die kulturelle und sprachliche Verschiedenheit. Wird die Autonomie von Sozialpartnern auf dem Gebiet, wo sie kompetent sind, beeinflusst. Werden z.B. die Rechte von kollektiven Verkäufen zu irgend einem Grad oder die Rechte, Aktionen zu unternehmen, beeinflusst. Werden öffentliche Institutionen oder Administrationen beeinflusst z.B. in ihrer Verantwortlichkeit. Beeinflusst der Vorgang die individuellen Rechte und Beziehungen zur öffentlichen Verwaltung, Beeinflussung des individuellen Zuganges zur Justiz. Wird die Öffentlichkeit besser informiert, wird der Zugang der Öffentlichkeit zu Informationen verbessert bzw. beeinflusst, werden Medien beeinflusst, die Medienvielfalt und die Freiheit der Medien, erhöht der Prozess die bioethischen Vorstellungen (Clonen, Anwendung / Verwendung des menschlichen Körpers oder seiner Teile für finanzielle Zwecke, genetische Forschung, Verwendung von genetischen Informationen.)

Soziale Einflussgrößen Teil 2

Soziale Einflüsse II	Schlüsselfragen
Volksgesundheit und Sicherheit	beeinflusst der Prozess die Gesundheit und Sicherheit von Individuen und Populationen einschließlich der Lebenserwartung, Sterblichkeit und der Sterberate durch Beeinflussung der Socio ökonomischen Umweltbedingungen, (Arbeitsumwelt, Arbeitseinkommen, Erziehung, Ernährung). Führt der Prozess zur Erhöhung oder der Senkung der Wahrscheinlichkeit von Bioterrorismus, Erhöhen oder Senken der Wahrscheinlichkeit von Gesundheitsrisiken auf Grund gefährlicher Substanzen für die Umwelt. Wird die Gesundheit beeinflusst durch Veränderungen von Lärm, Geruch, Luft, Wasser oder Bodenqualität in bewohnten Gebieten. Wird die Gesundheit beeinflusst auf Grund von Energieverwendungen und /oder Abfallspeicherungen, Beeinflusst der Prozess Lebensstil bezogene Standards sowie die Verwendung von Tabak, Alkohol oder physische Aktivitäten, gibt es spezifische Einflüsse auf spezielle Risikogruppen (bestimmt durch Alter, Geschlecht, soziale Gruppen (Herkunft), Mobilität, Regionen).
Kriminalität, Terrorismus und Sicherheit	Beeinflusst oder hindert der Prozess die Sicherheit, Kriminalität, Terrorismus, beeinflusst er die Chancen der Bestimmung der Kriminalität oder seines / Ihr Potenzials. Ist der Prozess geeignet, die Zahl der Kriminalfälle zu erhöhen, beeinflusst er die Durchsetzbarkeit von Recht und Gesetz. Gibt es einen Einfluss auf die Balance zwischen Sicherheitsinteressen und den Rechten von Verdächtigten. Werden die Rechte von Opfern von Kriminalität und von Zeugen beeinflusst.
Zugang zu und Effekt auf den sozialen Schutz, die Gesundheit und das Erziehungssystem	Gibt es einen Einfluss auf Dienstleistungen in Hinsicht ihrer Qualität und ihrer Beeinflussung. Gibt es einen Einfluss auf die Erziehung und Mobilität von Arbeitern (Gesundheit, Erziehung, Bildung) wird der Zugang von Individuen zur öffentlichen /privaten Erziehung oder zu vocational und kontinuierlichem Training beeinflusst, grenzüberschreitende Vorkehrungen und Dienstleistungen, grenzüberschreitende Kooperation in Grenzgebieten, Beeinflussung von Finanzierungen und Organisationen, Zugang zu Sozial-, Gesundheits- und Erziehungssystemen (einschließlich vocational training). Werden Universitäten und die akademische Freiheit beeinflusst, die Selbstverwaltung?