

# Verfahren zur Fassung, Ableitung und Reinigung bergbaulich kontaminier- ter Grundwässer



**Kleine Spree unterhalb Ausbau Spreewitz**

# Wirtschaftlicher Maßnahmevergleich verschiedener Verfahren zur Fassung, Ableitung und Reinigung von bergbaulich kontaminierten Grundwässern

Franz Glombitza, Tim Aubel, Martin Schaffrath, Eberhard Janneck

## Inhalt

<b>1</b>	<b>Einleitung</b> .....	<b>8</b>
<b>2</b>	<b>Stand der Technik</b> .....	<b>9</b>
<b>2.1</b>	<b>Fassungssysteme Grundwässer</b> .....	<b>9</b>
2.1.1	Eigenschaften des gefassten Grundwassers .....	9
2.1.2	Darstellung und Diskussion möglicher Maßnahmen zur Minderung der Eisenbelastung in Fließgewässern .....	10
2.1.2.1	Oberflächennahe Wasserfassung/ Ableitung .....	10
2.1.3	Grundwasserabsenkung durch den Einsatz von Brunnen.....	13
2.1.3.1	Vertikalfilterbrunnen.....	13
2.1.3.2	Horizontalfilterbrunnen .....	14
2.1.3.3	Vakuumbrunnen .....	17
2.1.3.4	Entwässerungsquerriegel/ Tiefendrainage, Drain-and-Gate-System .....	18
2.1.4	Technologievergleich.....	19
2.1.4.1	Grundwasserabsenkung durch Vertikalfilterbrunnengalerien .....	19
2.1.4.2	Grundwasserabsenkung durch Horizontalfilterbrunnen im Grundwasseranstrom.....	19
2.1.4.3	Lokale Grundwasserabsenkung durch flache Schachtbrunnen im Grundwasseranstrom.....	20
2.1.4.4	Grundwasserabsenkung durch Entwässerungsquerriegel / Drain-and-Gate-System im Grundwasseranstrom.....	20
2.1.5	Einsatz einer Dichtwand zur Verringerung der Grundwasseranströme zum Vorfluter.....	21
2.1.5.1	Dichtwand-Heber-Reaktor-Verfahren [MEM 2002].....	21
<b>2.2</b>	<b>Behandlungssysteme bergbaubelasteter Wässer/Grundwässer</b> .....	<b>24</b>
2.2.1	Passive Verfahren .....	25
2.2.1.1	Aerobe Wetlands .....	25
2.2.1.2	Anaerobe Wetlands .....	27
2.2.1.3	Mechanische Verfahren.....	29
2.2.2	Aktive Verfahren .....	29
2.2.2.1	Fällungsverfahren.....	29
2.2.2.1.1	Fällung mit Kalk.....	30
2.2.2.1.2	Fällung von Mangan.....	32
2.2.2.1.3	Fällung von Arsen .....	32
2.2.2.1.4	Fällung von Eisen als Hydroxisulfat.....	32
2.2.2.1.5	Sulfatabtrennung .....	32
2.2.2.1.6	Sulfatabtrennung durch Fällungen mit Aluminium und Kalziumionen.....	38
2.2.2.2	Membranverfahren .....	41
2.2.2.3	Sorptionsverfahren .....	43
2.2.2.3.1	Ionenaustauscher.....	43
2.2.2.3.2	Biosorptionsprozesse .....	45
2.2.2.4	Elektrochemische Verfahren .....	46
2.2.2.5	Mikrobiologische Verfahren .....	49
2.2.2.5.1	Einleitung.....	49
2.2.2.5.2	Paques Sulfatreduktionsprozesse .....	50
2.2.2.5.3	Hochleistungssulfatreduktion.....	53
2.2.2.5.4	Eisenhydroxisulfatbildung.....	54
2.2.2.5.5	Wetlands .....	56
<b>2.3</b>	<b>Kostenvergleich der Prozesse</b> .....	<b>58</b>

2.3.1	Fällung mit Kalk.....	58
2.3.2	Sulfatabtrennung mit Bariumsalzen.....	58
2.3.3	Fällungsprozesse mit Aluminium- und Kalziumionen .....	59
2.3.4	Membranverfahren .....	59
2.3.5	Sorptionsverfahren .....	61
2.3.6	Kosten für biologische Prozesse .....	62
2.3.7	Kosten für den EHS / Schwertmannitbildungsprozess .....	63
<b>2.4</b>	<b>Ökologische und umweltbeeinflussende Bewertung.....</b>	<b>65</b>
<b>3</b>	<b>Maßnahmen im Projektgebiet Lausitz .....</b>	<b>68</b>
<b>3.1</b>	<b>Einleitung .....</b>	<b>68</b>
<b>3.2</b>	<b>Beispiele für Grundwasserfassungen im Projektgebiet Lausitz .....</b>	<b>68</b>
3.2.1	Vertikalfilterbrunnengalerie.....	70
3.2.2	Gräben bzw. Grabenerfüchtigungen und Drainagen .....	70
3.2.3	Komplexes Wasser Ableitungssystem.....	72
<b>4</b>	<b>Übertragbarkeit Maßnahmen auf das Projektgebiet .....</b>	<b>73</b>
<b>4.1</b>	<b>Einleitung .....</b>	<b>73</b>
<b>4.2</b>	<b>Maßnahmen am Vorfluter .....</b>	<b>74</b>
<b>4.3</b>	<b>Beispiel Kleine Spree .....</b>	<b>75</b>
4.3.1	Situationsdarstellung .....	75
4.3.2	Abgeleitetes Behandlungskonzept .....	77
<b>5</b>	<b>Wirtschaftlicher Maßnahmevergleich .....</b>	<b>79</b>
<b>6</b>	<b>Handlungs-/Entscheidungsmatrix .....</b>	<b>82</b>
<b>7</b>	<b>Zusammenfassung .....</b>	<b>84</b>
<b>8</b>	<b>Literaturverzeichnis .....</b>	<b>85</b>

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Querschnitt einer Anoxid Limestone Drain [SCHM 2002]	11
Abbildung 2:	Prinzipdarstellung Vertikalbrunnenfassung [FRE 2013]	14
Abbildung 3:	Prinzipdarstellung Horizontalbrunnenfassung [BRE 2007]	15
Abbildung 4:	Herstellungsverfahren Horizontalfilterbrunnen [BRE 2007]	16
Abbildung 5:	Prinzipdarstellung Drain-and-Gate-System [LFUG 2007]	18
Abbildung 6:	HR- und DHR-Verfahrensprinzip [MEM 2004]	22
Abbildung 7:	Aufbau des Wetlands zur Abtrennung von Aluminium (Foto GEOS)	26
Abbildung 8:	Blick auf das Wetland zur Aluminium-abtrennung (Foto GEOS)	26
Abbildung 9:	Abtrennung von Eisen in einem aeroben Becken mit Geotextilmatten (Foto GEOS)	26
Abbildung 10:	Zweistraßiges Wetland zur Abtrennung von Fe, Mn, As und Ra (Foto GEOS)	27
Abbildung 11:	Anaerobe Reduktionskammer zur Abtrennung von Schwermetallen durch Sulfatreduktion [BMBF 2001] (Foto GEOS)	28
Abbildung 12:	Wetland zur Behandlung von Bergbauwasser,	28
Abbildung 13:	Manganbeladene Kiesel- steine in einem Wetland (Foto GEOS)	28
Abbildung 14:	Oberflächenbelüfter in dem Wasserzufluss (Weststrandgraben) zu einer WBA (Foto GEOS)	29
Abbildung 15:	Oberflächenbelüfter in einer WBA	29
Abbildung 16:	Zusammenstellung der "Mindest" pH Werte für eine Fällung wichtiger Metallkationen [SCHU 1996a]	30
Abbildung 17:	Prozessschema der Kalkbehandlung mit vorhergehender HCO <sub>3</sub> - Abtrennung	31
Abbildung 18:	Schematische Darstellung des Kalksteins - Kalk Wasserbehandlungsprozesses	33
Abbildung 19:	Schematische Darstellung eines Bariumsulfid Behandlungsprozesses zur Sulfatentfernung	35
Abbildung 20:	Schematische Darstellung der Wasserbehandlungstechnologie mit BaCO <sub>3</sub> [HLA 2007]	37
Abbildung 21:	Fließdiagramm des SAVMIN-Prozesses	39
Abbildung 22:	Prozessschema einer zweistufigen Kalk-Walhallakalk-Wasserbehandlung	40
Abbildung 23:	Prozessschema einstufiger Kalk-Walhallakalk-Wasserbehandlungsprozess	40
Abbildung 24:	Schematische Darstellung des GYP-CIX Prozesses	44
Abbildung 25:	Darstellung von Elektrodialyse und Reversosmose	46
Abbildung 26:	Prinzipschema Rodosanverfahren	47
Abbildung 27:	Daten RODOSAN®-Prozess nach [LMBV 2005]	48
Abbildung 28:	Prinzipschema des Paques Thiopaq®-Thiomet®-Prozesses	51
Abbildung 29:	Fließbild des Paques Thiomet®-Prozesses in der Caribou Mine	52
Abbildung 30:	Schematische Darstellung des THIOPAQ®-Prozesses für die biologische Entfernung von Sulfat, Schwermetallen und Kalzium aus Anglo Coal Bergbauwässern	53
Abbildung 31:	Prinzipschema der Hochleistungssulfatbrennung	53
Abbildung 32:	EHS auf dem Trägermaterial	55
Abbildung 33:	Pilotanlage zur EHS Gewinnung (Foto GEOS)	55
Abbildung 34:	Zusammenstellung der wichtigsten biologischen und chemischen Reaktionen in einem Wetland bei einer Sulfatreduktion	56
Abbildung 35:	Grundwasserniederhaltung Hoyerswerda mit Horizontalfilterbrunnen [KAI 2011]	69
Abbildung 36:	Grundwasserniederhaltung Zerre mit Grabenneubau [LMBV 2011][KAI 2011]	70
Abbildung 37:	Grundwasserniederhaltung Schwarzhöhe mit Tiefendrainagen [LMBV 2011]	71
Abbildung 38:	geplantes Vorflutsystem Lauchhammer(nach Sommer [SOM 2013])	72
Abbildung 39:	Vorzugsvariante der Sicherung der Wohnbebauung Schlosssiedlung in Lauchhammer (nach Sommer [SOM 2013])	73
Abbildung 40:	Kleine Spree – Ortslage Spreewitz (Fotos GEOS)	76
Abbildung 41:	Prinzipskizze zum Abfangen des Grundwasserabstromes von der Außenkippe Burghammer	77
Abbildung 42:	Entwurf einer Handlungsmatrix	83

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Vergleich Vertikalfilterbrunnen – Horizontalfilterbrunnen .....	17
Tabelle 2:	Zusammenstellung von Kontaminationen und Behandlungsmöglichkeiten für bergbaubeeinflusste Wässer auf der Basis von Fällungsprozessen .....	24
Tabelle 3:	Zusammenstellung von Neutralisationsäquivalenten und Kalkmengen für die Behandlung von Wasserinhaltsstoffen.....	31
Tabelle 4:	Zusammenstellung von Daten für den Kalk und Kalk / Kalksteinprozess .....	34
Tabelle 5 :	Zusammensetzung des Wassers vor und nach den Behandlungsstufen [HLA 2007].....	36
Tabelle 6:	Daten der Wasserbehandlung mit BaS.....	38
Tabelle 7:	Daten der Sulfatabtrennung mit Kalziumaluminat .....	41
Tabelle 8:	Zusammenstellung heute genutzter Membranverfahren.....	42
Tabelle 9:	Daten für Membranverfahren.....	43
Tabelle 10:	Prozessdaten GYP-CIX Prozess .....	45
Tabelle 11:	Übersicht über biotechnologische Verfahren ohne Eisenoxidation .....	50
Tabelle 12:	Zusammensetzung der Minerale mit Angabe ihrer möglichen Sulfatgehalte .....	55
Tabelle 13:	Daten zum EHS / Schwertmannitprozess .....	56
Tabelle 14:	Spezifische Koeffizienten für Sulfatreduktion bei Wetlands .....	57
Tabelle 15:	Kosten für die Kalkfällungsverfahren .....	58
Tabelle 16:	Kosten für die Wasserbehandlung mit Bariumsalzen.....	59
Tabelle 17:	Kalziumaluminathaltige Fällungsprozesse .....	59
Tabelle 18:	Kostenschätzung für eine Wasserbehandlung mit NF Membranen .....	60
Tabelle 19:	Kosten für Membranverfahren .....	61
Tabelle 20:	Kosten für den Gyp – Cix Prozess.....	61
Tabelle 21:	Kosten für biologische Verfahren.....	62
Tabelle 22:	Kosten für den EHS - Bildungsprozess.....	63
Tabelle 23:	Ableitung von Invest- und Betriebskosten für einen Eisenhydroxisulfatgewinnungsprozess .....	64
Tabelle 24:	Analyse der Folgenabschätzung.....	67
Tabelle 25:	Kostenvergleich von ausgewählten Wasserbaumaßnahmen .....	79
Tabelle 26:	Vergleich der einzelnen Behandlungsvarianten.....	80
Tabelle 27:	Zusammenstellung orientierender Kosten für Bau- und Behandlungsmaßnahmen.....	81

## Abkürzungsverzeichnis

AB	Arbeitsbreiten
ALD	Anoxic Limestone Drain
AMD	Acid Mine Drainage
CAD	Währungseinheit Kanadische Dollar
DHR	Dichtwand Heber Reaktor
DOC	Dissolved Organic Carbon (gelöster organischer Kohlenstoff)
ED	Elektrodialyse
DER	Umkehr (Revers) Elektrodialyse
ENA	Enhanced Natural Attenuation
GW	Grundwasser
GWL	Grundwasserleiter
GWRA	Grubenwasserreinigungsanlage
HCR	Hydrogen Release Compound / Wasserstoff freisetzende Verbindung
HDS	High Density Sludge (hoch Dichte Schlamm)
HFB	Horizontalfilterbrunnen
HLSR	Hochleistungssulfatreduktion
HR	Heberreaktor
MO	Mikroorganismen
NA	Natural Attenuation
NF	Nanofiltration
OCR	Oxygen Release Compound / Sauerstoff freisetzende Verbindung
RO	Reverse Osmose
TS	Trockensubstanz
USD	Währungseinheit US - Dollar
UWM	Unterwasser Motor
v-HFB	Verlaufsgesteuertes Spülbohrverfahren für Horizontalfilterbrunnen
WBA	Wasserbehandlungsanlage
ZAR	Südafrikanische Währungseinheit - Rand

# 1 Einleitung

Das grenzüberschreitende EU-Ziel 3 Projekt VODAMIN arbeitet auf deutscher und tschechischer Seite gemeinsam an der Umsetzung von Vorgaben aus der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie. Dabei liegt der Schwerpunkt auf den Braunkohlenrevieren Nordböhmens und der Lausitz. Hier sind großflächige und langfristige Veränderungen von Wassermenge und –beschaffenheit sowohl der Grund- als auch der Oberflächengewässer als Bergbaufolge eingetreten. Diese Veränderungen betreffen vorrangig den pH – Wert, die Freisetzung von Eisen und erhöhte Sulfatkonzentrationen. Für eine umfassende und nachhaltige Behandlung dieses Zustandes ist deshalb zunächst eine Analyse der jeweiligen Situation notwendig, aus der bei Bedarf ein Handlungskonzept abgeleitet wird. Das besteht in der Regel aus einer geeigneten Wasserfassung und wenn erforderlich anschließend aus einer geeigneten Wasserbehandlung. Wenn dabei Reststoffe anfallen, ist ihre weitere Behandlung ebenfalls zu berücksichtigen.

Im Rahmen dieser Studie wird deshalb ein wirtschaftlicher Maßnahmenvergleich verschiedener Verfahren zur Fassung, Ableitung und Reinigung von bergbaulich kontaminierten Grundwässern vorgenommen.

Dazu wird der derzeitige Kenntnisstand von Wissenschaft und Technik zur Fassung, Ableitung und Reinigung/Konditionierung schadstoffbelasteter Grundwässer aus Bergbaugebieten dargestellt, wobei ein besonderes Augenmerk auf die Verhinderung des diffusen Stoffeintrages infolge Grundwasserwiederanstieg gelegt wird.

Ausgehend von den im Teilprojekt 04 „Studie zu aktuellen Reinigungsverfahren“ [DGFZ 2012],[BIL 2012b], und den im Teilprojekt 09 „Reinigungsverfahren für Grubenwasser - Bewertung und Selektion von Verfahren“ [WOL 2013a] zusammengestellten Richtlinien und Handlungsempfehlungen werden die Behandlungsverfahren präzisiert und vervollständigt, um mögliche Fassungssysteme für diffus aufsteigende Grundwässer ergänzt sowie mögliche Kriterien für eine Bewertung abgeleitet.

Da in den meisten Fällen zur Behandlung gefaßter diffus aufsteigender Grundwässer lange Betriebszeiträume notwendig sind, kommen neben den Investitionskosten auch den Betriebskosten bzw. den umgerechneten spezifischen Behandlungskosten pro m<sup>3</sup> Wasser sowie den spezifischen Kosten für die Entfernung einer bestimmten Menge von z.B. Eisen oder Sulfat aus einem Kubikmeter Wasser eine essentielle Bedeutung zu.

Bei diesen Darstellungen wird auch versucht, die Veränderungen der Behandlungsbedingungen, die sich aus den unterschiedlichen Zustandskombinationen wie: große Wassermenge hohe Konzentration, kleine Wassermenge hohe Konzentration, kleine Wassermenge niedrige Konzentration und große Wassermenge mit niedriger Konzentration ergeben, zu berücksichtigen. Zusätzlich soll versucht werden, durch ein Bewertungssystem Aussagen über die Eignung der jeweiligen Art der Wasserbehandlung abzuleiten.

Das wird versucht, in diesem Bericht so allgemeingültig wie möglich unter Berücksichtigung der Reihenfolge Wasserfassung, Wasserbehandlung, Bewertung und Darstellung an ausgewählten Beispielen zu formulieren, wobei die Vielzahl an technischen Kombinationsmöglichkeiten und die Heterogenität der möglichen Grundwässer letztendlich doch immer wieder zu einer Einzelfallbetrachtung führen werden.

## 2 Stand der Technik

### 2.1 Fassungssysteme Grundwässer

Die Systematisierung wird nach den Punkten Fassungsart, Ausführungs- und Bauformen unter Bezug auf einige Beispiele wie folgt vorgenommen:

- Offener Graben (z. B. Weststrandgraben Hoyerswerda)
- Horizontaldrainage
- Sickerschlitze
- Horizontalfilterbrunnen (z. B. Hoyerswerda)
- Vakuumbrunnen
- Filterbrunnengalerie (z. B. Kortitzmühle)
- Anoxic Limestone Drain
- Dichtwand
  - Dichtwand,
  - Dichtwand-Heber-Reaktor (DHR)
  - Funnel-and-Gate-Verfahren
  - Reaktive Wände
- Absetzbecken, Ockerseen (z. B. Dänemark)

Dabei wird es bei der Gestaltung der Grundwasserfassungssysteme insbesondere auf die Verhinderung der Verockerung ankommen. Die Funktion der Fassungssysteme wird in Wechselwirkungen mit den angrenzenden Grundwasser- und Oberflächenwasserkörpern betrachtet.

#### 2.1.1 Eigenschaften des gefassten Grundwassers

Bei dem zu fassenden Wasser handelt es sich vorwiegend um Grundwasser, welches durch den Grundwasserwiederanstieg der Braunkohlentagebaue beeinflusst ist bzw. wird. Dabei handelt es sich um oberflächennahes sowie tieferes Grundwasser (bis aus 50 m Tiefe) aus dem pleistozänen Grundwasserleiter (Rinnen) und z. T. auch aus den tertiären Grundwasserleitern. Eine weitere Beeinflussung findet auch durch die Veränderung der Grundwasserfließrichtung im Zuge des Grundwasserwiederanstieges in Richtung Vorfluter statt. Dabei kann das ansteigende Grundwasser Kippen und Halden durchströmen und in den Vorfluter infiltrieren. Durch die bergbauliche Grundwasserabsenkung kam es zur zeitweiligen Belüftung in den gewachsenen Grundwasserleitern und somit auch zur Pyritverwitterung. Das schwach saure Grundwasser in den Kippen, Halden und den zeitweilig belüfteten Grundwasserleitern ist überwiegend anoxisch. Bei Grundwasseraustritt in ein Oberflächengewässer gelangt es in Kontakt mit dem atmosphärischen Sauerstoff, wobei Eisen(II) zu Eisen(III) oxidiert. Durch die Hydrolyse des Eisen(III) kommt es zur Versauerung des Wassers und zur Eisen(III) Ausfällung (z. B. als Eisen(III)hydroxid bzw. Ferryhydrit), was letztendlich zu einer rostrotbraunen Verfärbung (Eisenerocker) des Gewässers führt.

Als Quellen zur Beeinflussung der Fließgewässer mit Eisen und Sulfat können punktuell austretende Grundwässer aus Kippen und Halden aber auch flächenhafte Belastungen des Grundwassers aus dem belüfteten pleistozänen Grundwasserleitern der Rinnen genannt werden.

Zur Minderung der Eisenbelastung in Fließgewässern müssen mögliche Maßnahmen mit einer vergleichsweise schnellen Wirkungsentfaltung besonders am Übergang vom Grundwasserleiter zu den Fließgewässern durchgeführt werden. Als geeignete Maßnahmen zur Fassung des belasteten Grundwassers können folgende Punkte aufgeführt werden:

- Offene Gräben,
- Drainagen, Sickerschlitze und
- Brunnen (z. B. Vertikalfilterbrunnen, Horizontalfilterbrunnen, Vakuumburgen).

Zum Schutz der Fließgewässer kann zusätzlich bzw. in Kombination eine Dichtwand zur Verringerung des Eisenaustrags vom Grundwasserleiter in das Fließgewässer in den Untergrund eingebracht werden. Diese Maßnahme entlastet mittelfristig durch Verringerung des Grundwasserabstroms gleichzeitig die o. g. flussnahen Maßnahmen [IWB 2012]. Als weitere Möglichkeiten sind der Einsatz des „Funnel-and-Gate Verfahren“ sowie der Einsatz von „Reaktiven Wänden“ zu nennen.

### 2.1.2 Darstellung und Diskussion möglicher Maßnahmen zur Minderung der Eisenbelastung in Fließgewässern

Zur Minderung der Eisenbelastung in Fließgewässern infolge des Grundwasserwiederanstiegs in Braunkohlentagebau-Gebieten können grundsätzlich folgende Maßnahmen zum Einsatz kommen:

1. Oberflächennahe Wasserfassung/ Ableitung durch:
  - a) Anlegen von Gräben (offener Graben zum Transport des belasteten Grundwassers zur Wasserbehandlung bzw. in ein Absetzbecken oder Tagebaurestsee),
  - b) Drainageleitungen / Rigolen / Sickerrohrleitungen,
  - c) Anoxic Limestone Drain (ALD),
2. Grundwasserabsenkung durch:
  - a) Vertikalfilterbrunnen (Entwässerungsbrunnengalerien),
  - b) Horizontalfilterbrunnen,
  - c) flache Schachtbrunnen (lokale Grundwasserabsenkung),
  - d) Entwässerungsquerriegel/ Tiefendrainage, Drain-and-Gate-System,
3. Verringerung der Grundwasseranströme zum Vorfluter durch:
  - a) Dichtwand, Dichtwand Heber Reaktor (DHR),
  - b) Funnel-and-Gate Verfahren,
  - c) Reaktive Wände.

Das gefasste Grundwasser muss über Sammel-/ Pumpenschächte der Wasserbehandlung zugeführt werden. Alternativ ist eine Einleitung des gefassten, unbehandelten Grundwassers in einen Bergbaufolgesee denkbar. Die genannten Maßnahmen setzen im Vorfeld einen hohen Erkundungsaufwand hinsichtlich Geologie, Hydrogeologie, Geohydraulik, zur Grundwasserbeschaffenheit sowie zum Gefährdungspotential Grundwasser voraus. Dabei sind vor allem im ersten Schritt die Quellen zu klären und der Transportpfad zu untersuchen. Daraus können letztendlich geeignete Maßnahmen zur Verhinderung/Minderung des Eintrages von belastetem Grundwasser in den Vorfluter abgeleitet werden.

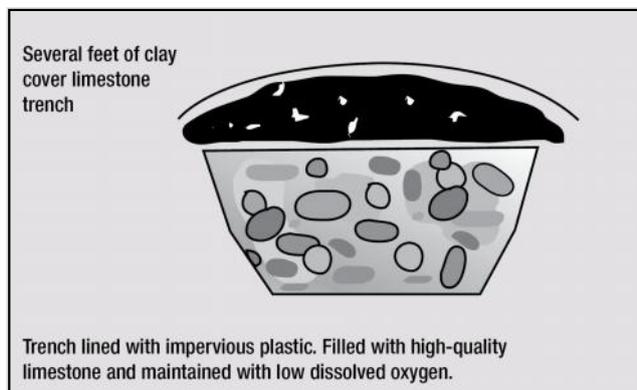
#### 2.1.2.1 Oberflächennahe Wasserfassung/ Ableitung

Mit Hilfe von Gräben (offene Entwässerung) bzw. Drainageleitungen, Rigolen, Sickerrohrleitungen (geschlossene Entwässerung) können Niederschlagswasser und oberflächennahes Grundwasser gefasst und im natürlichen Gefälle zum Zielort, z. B. zur Wasserbehandlung oder einem geeigneten Bergbaufolgesee, transportiert werden. Ebenfalls können über offene Gräben z. B. gehobene saure Grundwässer (sog. Acid Mine Drainage - AMD) abgeleitet werden. Durch die Belüftung des

Grundwassers im Graben werden Schwermetalle als Hydroxide ausgefällt, was sich positiv auf die Wasserqualität auswirkt und den Aufwand der Wasserhandlung verringert.

Die Acid Mine Drainage können auch mit Hilfe von sogenannten Anoxid Limestone Drains (ALD) gefasst und neutralisiert werden. Durch die Zugabe von Kalk ( $\text{CaCO}_3$ ) wird der pH-Wert angehoben und das Wasser neutralisiert. Bei dem ALD handelt es sich um ein geschlossenes, sauerstofffreies System (s. Abbildung 1). Der Einsatz des ALD ist nach Younger [YOU 2004] und Wolkersdorfer (TP 09) [WOL 2013a] besonders geeignet bei Wässern mit:

- Acidität  $<300$  mg/l, (angegeben als mg  $\text{CaCO}_3$ /l)
- pH-Wert  $<6$ ,
- Al  $<1$  mg/l,  $\text{Fe}^{3+}$   $<1$  mg/l,
- $\text{Fe}^{2+}$   $>20$  mg/l,
- Sauerstoffgehalt  $<1$ mg/l (unbelüftetes Grundwasser).



**Abbildung 1: Querschnitt einer Anoxid Limestone Drain [SCHM 2002]**

Ist im offenen Graben ein Transport des Wassers im natürlichen Gefälle nicht möglich, müssen Sammelschächte und Heberleitungen vorgesehen werden. Der Einsatz und die Anwendungsart der Entwässerung hängen von den örtlichen Gegebenheiten ab.

Für die Fassung sehr flach liegender, nur gering mächtiger, wasserführender Schichten können horizontale Sickerrohrleitungen eingesetzt werden. Die Sickerrohre, welche aus Steinzeug, Beton, aus korrosionsbeständigen Stahl oder aus Kunststoff bestehen können, werden in Gräben mit schwachem Gefälle zu einem Sammelschacht hin verlegt und mit zu den Filterrohrschlitzen passendem Filterkies umgeben. Sickerrohre mit Durchmessern von 200 bis 800 mm sind gebräuchlich und werden in mindestens 4 bis 5 m Tiefe verlegt, wenn möglich im Bereich der Sohle der wasserführenden Schicht [BIE 1992].

Als Vor- und Nachteile dieser Methoden können genannt werden:

### 1. a) Entwässerungsgräben

#### Vorteile:

- bautechnisch einfach umzusetzen
- geringer Wartungsaufwand zur Unterhaltung durch regelmäßiges, mehrjähriges Ausbaggern der Kolmationsschicht zur Aufrechterhaltung der Drainagefähigkeit
- bei Zuführung des gehobenen eisenreichen Grundwassers kommt es durch den Kontakt mit der Luft (Sauerstoff) zur Ausfällung von Eisen(III), was zu einer Verringerung der Eisenkonzentration im Wasser führt und sich somit auch positiv auf die Wasserbehandlung auswirken kann
- Bei einer vorrangig angestrebten Wasserabführung Verhinderung der Versickerung durch Kolmation

#### Nachteile:

- bei nicht vorhandenem natürlichem Gefälle im Graben zur Wasserbehandlung müssen Heberleitungen vorgesehen werden
- Einschränkungen in Bereichen von Kreuzungen mit Straßen, Wegen und Versorgungsleitungen (hohe technischer, Kosten-, Zeit- und Abstimmungsaufwand)
- mögliche Zerschneidung von Siedlungs- bzw. Lebensraumstrukturen (Errichtung von Querbauwerken)
- relative hohe Flächeninanspruchnahme in Anhängigkeit der Breite und Länge des Grabens
- periodisches, mehrjähriges Reinigen des Grabens

### 1. b) unterirdisch verlegte Drainageleitungen / Sickerrohrleitungen

#### Vorteile:

- gegenüber 1. a) durch unterirdische Verlegung keine Zerschneidung von Lebensraumstrukturen
- gegenüber 1. a) geringere Flächeninanspruchnahme
- Wasserableitung zur Wasserbehandlung durch übliche Sammler bzw. in Verbindung mit Pumpschächten möglich

#### Nachteile:

- gegenüber 1.a) erhöhter bautechnischer Aufwand
- langjähriger Unterhaltungs- und Erhaltungsaufwand der Drainagefähigkeit der Leitungen, regelmäßiges, über mehrere Jahre dauerndes Freispülen der Leitungen
- bei nicht vorhandenem Gefälle der Leitungen zur Wasserbehandlung müssen Pumpschächte vorgesehen werden
- Einschränkungen in Bereichen von Kreuzungen mit Straßen, Wegen und Versorgungsleitungen

### 1. c) Anoxic Limestone Drain (ALD) [SCHM 2002]

#### Vorteile:

- bautechnisch einfach umzusetzen, geschlossener Graben, Wasser undurchlässig, gefüllt mit Kalkstein Schotter, verschlossen mit einem „Tondeckel“ (dichte Abdeckung)
- effektive Methode zum Neutralisieren von AMD
- Vorbehandlung der AMD, dadurch Verringerung der Nachbehandlung

#### Nachteile:

- Einsatz hauptsächlich bzw. nur für unbelüftetes Grundwasser
- variable Alkalinität, pH-Wert Schwankungen des gefassten Wassers im Laufe der Zeit möglich
- bei nicht vorhandenem natürlichem Gefälle im Graben zur Wasserbehandlung müssen Heberleitungen vorgesehen werden
- Einschränkungen in Bereichen von Kreuzungen mit Straßen, Wegen und Versorgungsleitungen (hohe technischer, Kosten-, Zeit- und

- Abstimmungsaufwand)
- mögliche Zerschneidung von Siedlungs- bzw. Lebensraumstrukturen (Errichtung von Querbauwerken)
- periodisches, mehrjähriges Reinigen des Grabensystems
- steigende Transportkosten bei kalkarmen Regionen

#### Fazit:

Der Bau von Drainagegräben außerhalb von Siedlungsflächen, in nicht bebauten Flächen kann parallel zum Vorfluter relativ unproblematisch erfolgen. Vorrangig sollten die Gräben im Grundwasseranstrom zur Absenkung des flurnahen zum Vorfluter gerichteten Grundwassers errichtet werden. Das gefasste Wasser kann zur Wasserbehandlung abgeführt, aufbereitet und anschließend dem Vorfluter wieder zugesetzt werden. Besonders innerhalb von Siedlungsflächen bieten sich als Alternative gegenüber offenen Gräben Sickerrohrleitungen an, wobei der Aufwand für die Unterhaltung etwas höher als bei den Gräben eingeschätzt wird. Bei dem Einsatz von Anoxic Limestone Drain muss darauf geachtet werden, dass das geförderte Grundwasser unbelüftet (sauerstoffarm) ist. Durch die Neutralisierung der Wässer können die anschließende Wasserbehandlung und damit auch die Kosten optimiert werden.

### 2.1.3 Grundwasserabsenkung durch den Einsatz von Brunnen

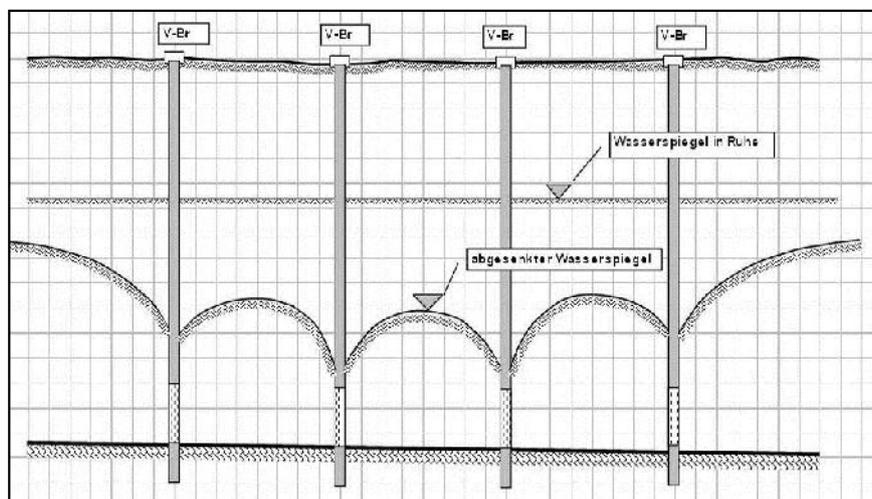
Die Fassung von Grundwasser erfolgt überwiegend durch Brunnen. Für eine Grundwasserabsenkung mittels Brunnen eignen sich alle nichtbindigen Böden, d. h. in der Regel Kiese und Sande mit einer Durchlässigkeit von  $k = 1 \cdot 10^{-2}$  m/s bis  $1 \cdot 10^{-5}$  m/s, in denen sich das Wasser unter dem Einfluss der Schwerkraft bewegt [PRI 2011]. Bei den Brunnen erfolgt die Unterscheidung nach Lage der Filterstrecke (Vertikalfilterbrunnen, Horizontalfilterbrunnen), nach Flachbrunnen (<20 m) und Tiefbrunnen (>80 m), nach unvollkommenen und vollkommenen Brunnen sowie nach geringen (<100 l/s) und großen (>500 l/s) Volumenströmen. Die Wasserförderung erfolgt bei Flachbrunnen mittels Saugpumpen, bei Tiefbrunnen dagegen kommen Unterwasserpumpen zum Einsatz. Tiefbrunnenanlagen eignen sich für große Absenktiefen und werden gegenüber Flachbrunnenanlagen als weniger störanfällig eingeschätzt [PRI 2011].

#### 2.1.3.1 Vertikalfilterbrunnen

Vertikalfilterbrunnen sind für Standorte mit großen Grundwasserleitermächtigkeiten und Tiefen geeignet und haben eine große Bedeutung als Entwässerungsbrunnen bei der Grundwasserabsenkung erlangt. Diese Brunnen, sog. *Bohrbrunnen*, werden von der Geländeoberkante vertikal mittels Trockenbohrverfahren bzw. Spülbohrverfahren in den Grundwasserleiter vorgetrieben. Mittels Bohrbrunnen, mit Bohrdurchmessern von 200 bis 2.000 mm, können Tiefen von über 100 m erreicht werden. Nach dem verrohrten Bohren wird der Brunnen so ausgebaut, dass er im wasserführenden Bereich Wasser entnehmen kann, oberhalb aber so gegen den umgebenden Boden abgedichtet wird, dass der Brunnen keinen vertikalen Wasserweg zwischen geohydraulisch voneinander getrennten Schichten zulässt. Der Ausbau besteht zuunterst aus dem unten geschlossenen Sumpfrohr. Darüber folgt das Filterrohr, ein mit überbrückten Schlitzfenstern mit auf den umgebenden Boden abgestimmter Schlitzweite versehenes Rohr aus Kunststoff oder Edelstahl. Das Filterrohr wird im Tiefenbereich der wasserführenden Schicht eingebaut. Hier wird der Ringraum zwischen Filterrohr und Bohrlochwandung mit einem Filtermaterial verfüllt. Das Filtermaterial besteht aus Kies mit einer Körnung, die entsprechend der Filterregeln auf den umgebenden Boden abzustimmen ist. Oberhalb des Filterrohres wird bis zum Brunnenkopf ein Vollrohr eingebaut. In diesem Bereich wird der Ringraum zwischen Bohrloch und Rohr mit Ton oder einer Zementierung abgedichtet. Zwischen Filterkies und Dichtungsmaterial wird ein Gegenfilter (Sand) zwischengeschaltet. Das Bohrrohr wird wieder gezogen. Der Brunnen wird mit einer UWM-Pumpe ausgerüstet, die das anströmende Wasser über die Steigleitung aus dem Brunnen fördert. Die

Auswahl der Pumpe erfolgt in Abhängigkeit von der geodätischen Förderhöhe bzw. der Gesamtförderhöhe, der Brunnenergiebigkeit, der Wasserbeschaffenheit und der zu erwartenden Betriebsdauer [FRE 2013].

Vertikalbrunnenfassungen zeichnen sich durch steile Absenktrichter aus und haben je Brunnen einen Betriebspunkt (vgl. Abbildung 2). Die Brunnenmantelfläche wird durch den Aquifer begrenzt. Ein Trockenfallen der Filter ist möglich.



**Abbildung 2: Prinzipdarstellung Vertikalbrunnenfassung [FRE 2013]**

Bei der Schwerkraftentwässerung mittels Vertikalfilterbrunnen fließt das Wasser nur auf Grund des Höhenunterschiedes der Wasserstände den Entnahmestellen zu. Bindet der Ausbau des Brunnens mit der Brunnensohle in eine undurchlässige Schicht ein (Grundwassersohle), so handelt es sich um einen vollkommenen Brunnen. Bei einem unvollkommenen Brunnen (z. B. Schachtbrunnen) dagegen befindet sich die Brunnensohle oberhalb der Grundwassersohle, der Brunnen steht „ganz“ im Grundwasser.

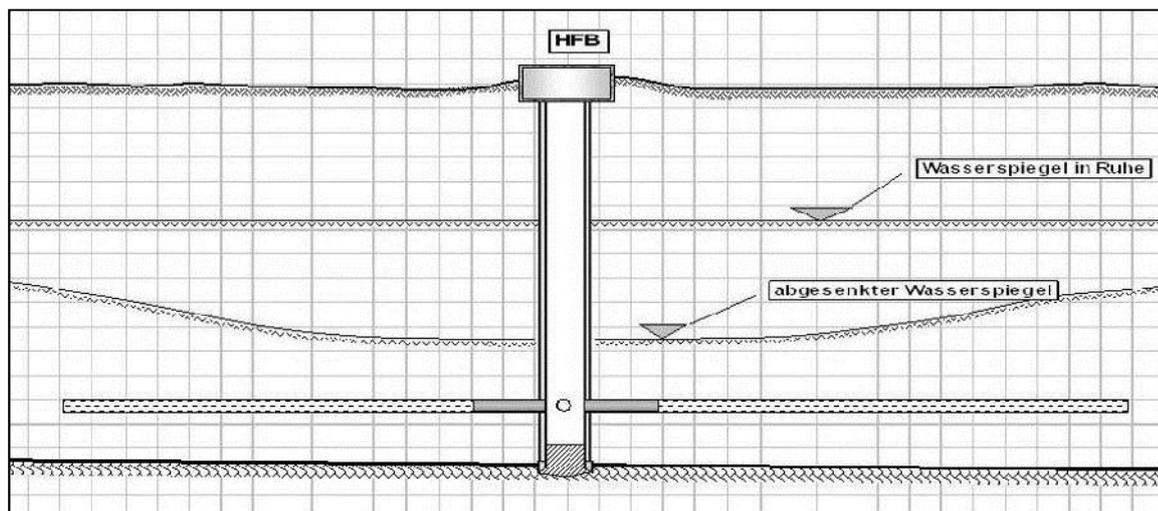
Der *Schachtbrunnen* ist für geringe Tiefen bis etwa 12 m (maximal 20 m) in Lockergesteinen zur Fassung von oberflächennahen, wasserführenden Schichten geeignet. Beim Bau von Schachtbrunnen werden einzelne Betonbrunnenringe im Absenkverfahren in den Grundwasserleiter eingebracht. Der Wasserzulauf kann über die Sohle und/oder über Seitenschlitze erfolgen. Wird dieser mit einem größeren Durchmesser (1 bis 6 m) errichtet, kann er gleichzeitig als Sammler und Speicher der gewonnenen Wassermenge genutzt werden. Im Vergleich zum Bohrbrunnen weist der Schachtbrunnen geringere Liefermengen auf [BIE 1992].

### 2.1.3.2 Horizontalfilterbrunnen

Horizontalfilterbrunnen können gleichfalls als Schwerkraftbrunnen betrieben werden. Sie sind für ständige Absenkungen in Gebieten mit dichter Bebauung geeignet. Horizontalfilterbrunnen finden bei flach liegenden Grundwasserleitern mit verhältnismäßig geringer Mächtigkeit ihre Anwendung. Sie fassen ihr Wasser mit mehreren von einem Schacht sternförmig nach allen Seiten ausgehenden, horizontal gelagerten Filterrohrsträngen im Grundwasserleiter. Das Wasser tritt unter dem hydrostatischen Druck des Grundwasserleiters durch die Filterrohre in den Sammelschacht ein und wird diesem mittels Unterwassermotorpumpen entnommen. Bei diesem Ausbau spricht man vom „nassen Schacht“. Dem gegenüber steht die Herstellung eines sogenannten „trockenen Schachtes“. Dabei werden direkt an die Filterrohrstränge Saugleitungen angeschlossen und zu den Pumpen geführt (s. Tabelle 1). Horizontalfilterbrunnen können mit einem Schachtdurchmesser von etwa 3 bis 6 m und einer Tiefe von ca. 10 bis 70 m, in Abhängigkeit der wasserführenden Schichten, errichtet werden. Die

horizontalen Filterrohre mit einem Durchmesser von etwa 150 bis 300 mm können Einzelstranglängen von 40 bis ca. 80 m erreichen [BIE 1992].

Bei Horizontalfilterbrunnen stellt sich nur ein flacher Absenktrichter ein (s. Abbildung 3). Die Filter sind immer im Grundwasser (Verminderung der Verockerungsgefahr) und die Brunnenmantelfläche kann frei ausgelegt werden. Gegenüber den Vertikalfilterbrunnen kann mit nur einem Betriebspunkt eine vergleichbare Förderleistung erreicht werden.



**Abbildung 3: Prinzipdarstellung Horizontalbrunnenfassung [BRE 2007]**

Horizontalfilterbrunnen können nach dem verrohrten Vortriebsverfahren (HFB) bzw. mit einem verlaufsgesteuerten Spülbohrverfahren (V-HFB) errichtet werden.

Die Herstellung des Sammelschachtes erfolgt häufig im Nassbaggerverfahren mittels Senkschuh, über den die Schachtringe eingebracht werden. Die Bodenentnahme erfolgt aus dem so abgesenkten Schacht, in dem später mittels Unterwasserbeton die Sohle eingebaut wird. Der Einbau der Filterrohre erfolgt von dem Schacht aus radial in verschiedenen Richtungen. Hierfür kommen spezielle Einbauverfahren zum Einsatz, wobei zunächst über die Horizontalbohrungen vom Schacht aus ein Wasser-Sand/Kies-Gemisch aus der Bohrung gefördert wird. Der die Bohrung umgebende Boden wird dabei aufgelockert und sichert so die bessere Anbindung des Filterrohres an den Aquifer.

Spezielle Herstellungsverfahren sind das Ranney-Verfahren, Fehlmann-Verfahren und das PREUSSAG-Verfahren (s. Abbildung 4).

#### *Ranney-Verfahren*

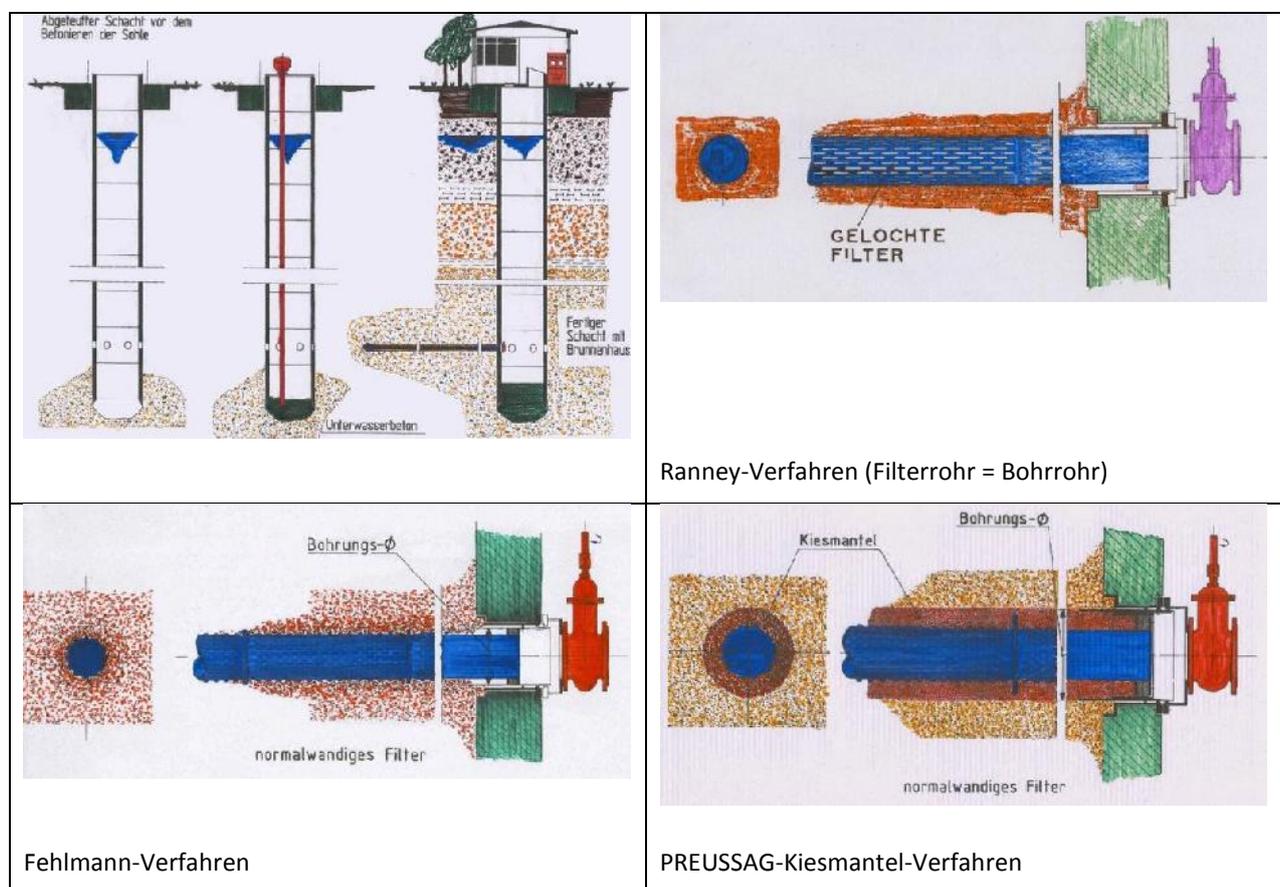
Ausgehend von einem Betonschacht, der bis zu einigen Metern in den Aquifer (Wasserträger) hinein senkrecht abgeteufelt ist, wird beim Ranney-Verfahren ein geschlitztes, starkwandiges, geschweißtes Stahlrohr horizontal in den Aquifer getrieben (s. Abbildung 4). Damit ist das Filterrohr gleichzeitig Schutzrohr, eine Kiesschüttung um den Filter entfällt. Infolge der starken Wandung des Rohres sind hierbei nur grobe Schlitzweiten möglich, die schnell zu Sandführungen im Brunnen führen bzw. die den Einsatz des Verfahrens nur in ungleichmäßigem groben Sand oder Kies erlauben. Ein weiterer Nachteil ist, dass infolge des unkontrollierten Vortriebs die Vortriebsspitze je nach Bodenart die Tendenz hat, nach oben auszuweichen.

### Fehlmann-Verfahren

Eine Verbesserung dieser Technik stellt das von dem Schweizer Unternehmer Fehlmann entwickelte Fehlmann-Verfahren dar (s. Abbildung 4). Hierbei wird vom Schacht aus zunächst ein Bohrrohr/Schutzrohr vorgetrieben. Danach werden Spül- und Fördergestänge ausgebaut und Filter- und Vollrohre zentrisch in die Bohrung (im Schutz des Bohrrohres) eingebaut. Nach dem Ausbau mit dem Vollrohr-/Filterrohrstrang wird der Bohrkopf von den Mantelrohren angestoßen/abgezogen und verbleibt im Boden. Die Bohrröhre werden nun nach und nach gezogen.

### PREUSSAG-Kiesmantel-Verfahren

Eine Verbesserung des Fehlmann-Verfahrens wurde in den 1950er Jahren durch die Entwicklung des Preussag-Kiesmantelbrunnens erzielt (s. Abbildung 4). Dieser erlaubt, bei im Wesentlichen gleicher Vortriebsart wie beim Fehlmann-Verfahren, den Einbau einer auf den anstehenden Boden und den eingesetzten Filter abgestimmten künstlichen Kiesschüttung. Der Vorteil dieser Technologie ist, dass mit größeren Bohrdurchmessern gearbeitet und im Ringraum zwischen Bohrrohr und Filterrohr eine abgestimmte Kiesschüttung eingebaut werden kann. So wird das Fassungsvermögen des Brunnens erhöht, eine größere Sicherheit gegen Sandführung und Verockerungstendenzen im späteren Betrieb erzielt.



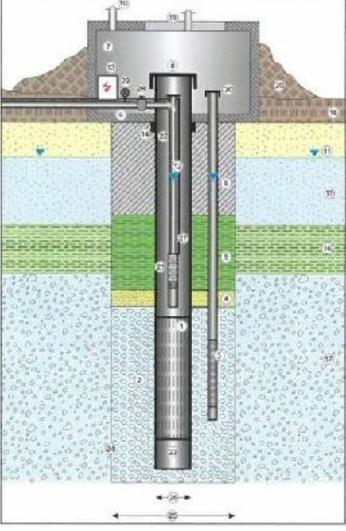
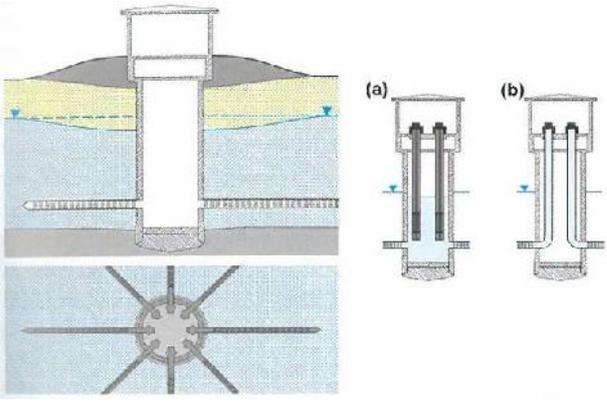
**Abbildung 4: Herstellungsverfahren Horizontalfilterbrunnen [BRE 2007]**

Im Gegensatz zu einer Vertikalfilterbrunnenreihe zeichnen sich Horizontalfilterbrunnen u. a. durch folgende Vorteile aus:

- die ganze Wasserefassung des Horizontalfilterbrunnens ist in einer großen betrieblichen Einheit zusammengefasst und benötigt einen geringeren Platzbedarf,
- sind besonders für die Nutzung von geringmächtigen und sehr ergiebigen Grundwasserleitern geeignet,
- vermeiden einen übermäßigen Sauerstoffeintrag,
- weisen eine vergleichsweise lange Lebensdauer infolge großer Brunnenmantelfläche bzw. geringer kritischer Filtereintrittsgeschwindigkeit auf und

- können durch weitere Filterstränge oder Ersatzstränge im gleichen Brunnen erweitert werden [DVGW 2008].

**Tabelle 1: Vergleich Vertikalfilterbrunnen – Horizontalfilterbrunnen**

Vertikalfilterbrunnen	Horizontalfilterbrunnen
 <p><b>Elemente eines Vertikalfilterbrunnens</b></p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1 = Filterrohr</li> <li>2 = Filterkiespackung im Ringraum</li> <li>3 = Widerstandsfilter im Filterkies</li> <li>4 = Gegenfilter</li> <li>5 = Ringmunddichtung</li> <li>6 = Verfüllung mit Bohrgut</li> <li>7 = Brunnenabschlussbauwerk</li> <li>8 = Brunnenkopf</li> <li>9 = Produktleitung zum Wasserwerk</li> <li>10 = Belüftungsschraube</li> <li>11 = Grundwasserspiegel des Hangenstockwerks (nicht genutzt)</li> <li>12 = Grundwasserspiegel des genutzten Grundwasserleiters</li> <li>13 = elektrische Unterverteilung für Pumpe</li> <li>14 = Zementierung des Brunnenkopffrohs</li> <li>15 = Hangenstockwasserleiter</li> <li>16 = Grundwasserstauer</li> <li>17 = genutzter Grundwasserleiter (Liegen Grundwasserleiter)</li> <li>18 = Deckschichten</li> <li>19 = Schachtdeckung (Einstiegs- und Montageöffnung im Abschlussbauwerk)</li> <li>20 = Ansenkung aus Bodenmaterial</li> <li>21 = Steigleitung mit Pumpe</li> <li>22 = Vollrohrton</li> <li>23 = Sumpffrohr</li> <li>24 = Bohrlöcherwand</li> <li>25 = Bohrdurchmesser</li> <li>26 = Brunnenrohrdurchmesser</li> <li>27 = Pumpenkabel (Leitungs- und Stütz-kabel)</li> <li>28 = Rückflussverhinderer</li> <li>29 = Wassermengenzähler</li> <li>30 = Schutzkappe des Widerstandsfilters</li> </ol> <p>Schematische Darstellung eines Vertikalfilterbrunnens [HOU 2012]</p>	 <p>a) „nasser Schacht“ b) „trockener Schacht“</p> <p>Schematische Darstellung eines Horizontalfilterbrunnens [HOU 2012]</p>
große Anzahl von Betriebspunkten für vergleichbare Förderleistung	kleine Anzahl von Betriebspunkten für vergleichbare Förderleistung
steile Absenkrichter	flacher Absenkrichter
trockenfallen der Filter möglich	Filter sind immer im Grundwasserbereich
Brunnenmantelfläche durch Aquifer begrenzt	Brunnenmantelfläche kann frei ausgelegt werden
ganze Mächtigkeit des Aquifer nutzbar	ganze Mächtigkeit des Aquifer nicht nutzbar, wenn z. B. Tonbänder eingeschaltet sind
für Standorte mit großen Grundwasserleitermächtigkeiten und Tiefen	wirtschaftliche Nutzung von geringmächtigen, sehr ergiebigen Grundwasserleitern
Verockerungsgefahr bei Belüftung, schnellere Alterung gegenüber Horizontalfilterbrunnen	lange Lebensdauer infolge der geringen kritischen Filtereintrittsgeschwindigkeit, die Vermeidung eines übermäßigen Sauerstoffeintrags und eine geringe Verockerungsanfälligkeit, langsamere Alterung gegenüber Vertikalfilterbrunnen
Errichtung und Kosten einer Reihe von Vertikalfilterbrunnen gegenüber einem Horizontalfilterbrunnen günstiger, Aber: höhere Betriebskosten (Brunnenregenerierung, Reinigung Unterwasserpumpe, Energie)	Verglichen mit einer Reihe von Vertikalfilterbrunnen gleicher Förderleistung ist die Errichtung eines Horizontalfilterbrunnens auf Grund des schwierigen Ausbaues teurer. Aber: geringere Betriebskosten im Vergleich zu Vertikalfilterbrunnen (<20%)

**2.1.3.3 Vakuumbrunnen**

Der Einsatz von Vakuum-Flachbrunnen bzw. Vakuum-Tiefbrunnen ist besonders bei gering durchlässigen Böden mit Durchlässigkeitsbeiwerten von  $k = 1 \cdot 10^{-5}$  m/s bis  $1 \cdot 10^{-7}$  m/s zur Förderung von z. B. belasteten Wasser geeignet. Die Herstellung erfolgt in Abhängigkeit von den geologischen Verhältnissen, den Bohrdurchmesser und der Tiefe mittels Trockenbohrverfahren oder Spülbohrverfahren. Die Bohrung kann mit einem Durchmesser von 324 bis 700 mm und einer

Tiefe von bis zu 50 m ausgeführt werden. Der Brunnen wird mit einem Filterstrang ausgebaut und der Ringraum mit Filterkies verfüllt welcher nach oben zusätzlich mit einer Tonsperre abgedichtet wird. Zur Förderung des Grundwassers kann eine mehrstufige Unterwasserpumpe verwendet werden. Mit der Pumpe kann das Grundwasser auf die gewünschte Tiefe abgesenkt und das Wasser z. B. in einen offenen Graben zur Ableitung in eine Wasserbehandlungsanlage oder in einen Tagebaurestsee abgegeben werden.

Bei einem Vakuum-Tiefbrunnen wird zusätzlich über eine Vakuumleitung im Brunnen ein Unterdruck von 0,5 bis zu 0,9 bar aufgebaut [PRI 2011]. Durch den Unterdruck können Böden mit einem geringen Durchlässigkeitsbeiwert schneller und weiträumig besser entwässert sowie gleichzeitig der anstehende Boden stabilisiert werden.

Zur Grundwasserabsenkung im Bereich von Fließgewässern bieten sich flussnahe Grundwasserfassungen mit Trassenlängen von etwa 500 bis 2.500 m und mittleren Tiefen von ca. 2 bis 15 m Tiefe an. Die Reichweite der Grundwasserabsenkung hängt maßgeblich vom Aufbau des Untergrundes und dessen Durchlässigkeit ab.

#### 2.1.3.4 Entwässerungsquerriegel/ Tiefendrainage, Drain-and-Gate-System

Entwässerungsquerriegel können zusätzlich zur Grundwasserabsenkung im Grundwasseranstrom eingesetzt werden. In der Ausführung handelt es sich um tiefe mit Drainagematerial verfüllte Gräben, welche u. a. auch mit Drainageleitungen versehen werden können. Die Wassersammlung und -hebung erfolgt über zentrale Schächte mit Pumpen.

Als ein Passives Verfahren wird für die Grundwasseranierung u. a. das Drain-and-Gate-System eingesetzt [LFUG 2007]. Dabei wird der Grundwasseranstrom über eine hochdurchlässige Drainage den Durchlässen, sog. Gates, unter Ausnutzung des hydraulischen Gradienten geleitet (vgl. Abbildung 5). Insbesondere eignen sich diese Drainagesysteme auch für Geringleiter zur Fassung des kontaminierten Grundwasserabstroms (hydraulische Senke). Das Drainagesystem besteht aus einem mit hochdurchlässigem Kies verfüllten Graben, welcher senkrecht zur Grundwasserfließrichtung verläuft. An der Basis des Grabens kann zusätzlich ein Drainagerohr verlegt werden, über welches das kontaminierte Wasser einem Schacht bzw. Gate zur Abreinigung zugeführt wird. Beim Durchströmen der mit reaktivem durchlässigem Material gefüllten Gates können Schadstoffe abgebaut, absorbiert oder ausgefällt werden [LFUG 2007]. Das behandelte Grundwasser kann anschließend z. B. in die Vorflut abgeführt werden. Die Füllmaterialien der Gates können entsprechend des zu behandelnden Wassers eingesetzt und auch ausgetauscht werden.

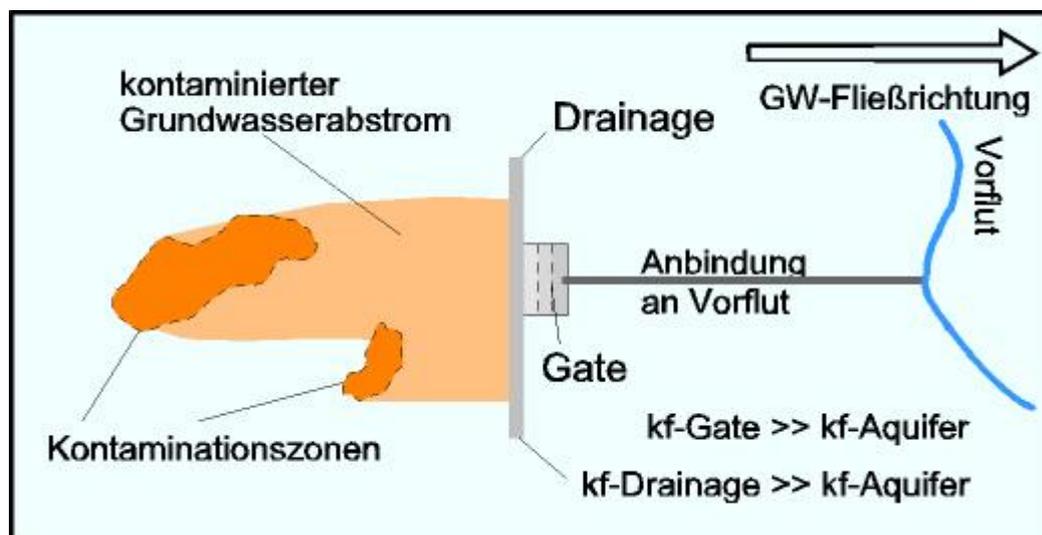


Abbildung 5: Prinzipdarstellung Drain-and-Gate-System [LFUG 2007]

## 2.1.4 Technologievergleich

Im Folgenden werden die Vor- und Nachteile sowie Einsatzgrenzen der o. g. Maßnahmen gegenübergestellt.

### 2.1.4.1 Grundwasserabsenkung durch Vertikalfilterbrunnengalerien

Die Grundwasserabsenkung im Bereich der Vorfluter kann im Anstrom durch Brunnenriegel erfolgen. Das je Brunnen gehobene Grundwasser wird über eine Sammelleitung gefasst und abgeleitet.

Vorteile:

- geringe Flächeninanspruchnahme der Einzelbrunnen der Brunnentrasse, Wasserableitung zur Wasserbehandlung, über Sammler, ggf. Pumpschächte durch offene Gräben oder Rohrleitungen
- technisch unproblematisch realisierbar
- ganze Aquifer-Mächtigkeit nutzbar
- erfolgreicher Einsatz bei der Entwässerung von Tagebauen

Nachteile:

- hohe Unterhaltungskosten durch Stromverbrauch der Pumpen, mehrjährige Überprüfung der Brunnen (Funktionstüchtigkeit, Pumpen, Filter), ggf. Neuerrichtung von Brunnen
- hohe Ansprüche an das Material für den Brunnenausbau und Pumpe gegenüber sauren Grundwassers (geringer pH-Wert)

### 2.1.4.2 Grundwasserabsenkung durch Horizontalfilterbrunnen im Grundwasseranstrom

Vorteile:

- geringe Flächeninanspruchnahme gegenüber einer Vertikalfilterbrunnenreihe, Wasserableitung über offene Gräben bzw. Rohrleitungen zur Wasserbehandlung
- Grundwassergewinnung und Wasserförderung befinden sich an einem einzigen Ort, dadurch Vereinfachung der Betriebsführung, Wartung, Kontrolle und Unterhaltung der Anlage und Kosteneinsparung
- unkomplizierte technische Realisierbarkeit (Voraussetzung geologische/ hydrogeologische Vorerkundung)
- Zurückhaltung von oberflächennahem Grundwasser, z. B. im Bereich von angrenzenden Kippen und Halden am Vorfluter
- Verockerungs- und Alterserscheinung setzen erfahrungsgemäß später ein als bei Vertikalfilterbrunnen

Nachteile:

- Einsatz nur für geringmächtige Grundwasserleiter
- Waagerechte Fassungsstränge können unter Umständen Grundwassergewinnung nicht voll nutzen, wenn die ganze Mächtigkeit der wasserführenden Schicht z. B. durch Tonbänder getrennt wird, hier wäre ein Vertikalbrunnen besser geeignet
- Unterhaltungskosten durch Stromverbrauch der Pumpen, mehrjährige periodische Überprüfung der Pumpen, ggf. Austausch von defekten Pumpen
- hohe Materialgüte Anforderung, Pumpen müssen für den Einsatz in sauren Medien ausgelegt sein

### 2.1.4.3 Lokale Grundwasserabsenkung durch flache Schachtbrunnen im Grundwasseranstrom

#### Vorteile:

- geringe Flächeninanspruchnahme der einzelnen Brunnen, Wasserableitung über offene Gräben bzw. Rohrleitungen zur Wasserbehandlung
- unkomplizierte technische Realisierbarkeit (Voraussetzung geologische/ hydrogeologische Vorerkundung)
- Zurückhaltung von oberflächennahem Grundwasser, z. B. im Bereich von angrenzenden Kippen und Halden am Vorfluter

#### Nachteile:

- Einsatz nur für geringe Flurabstände
- hohe Unterhaltungskosten durch Stromverbrauch der Pumpen, mehrjährige Überprüfung der Pumpen, ggf. Austausch von defekten Pumpen
- hohe Materialgüte Anforderung, Pumpen müssen für den Einsatz in sauren Medien ausgelegt sein

### 2.1.4.4 Grundwasserabsenkung durch Entwässerungsquerriegel / Drain-and-Gate-System im Grundwasseranstrom

#### Vorteile:

- geringe Flächeninanspruchnahme der Schächte
- gute technische Realisierbarkeit (Voraussetzung geologische/ hydrogeologische Vorerkundung)
- Grundwasserhebung erfolgt über zentrale Schächte und nicht über viele Einzelbrunnen, damit deutliche Senkung der anfallenden Folgekosten
- geringer Energieverbrauch
- Drain-and-Gate-System: Maßnahme findet direkt im Untergrund des kontaminierten GWL statt, dadurch ist meist eine Wasserbehandlungsanlage nicht notwendig

#### Nachteile:

- Einsatz nur in unbebauten Bereichen, vorrangig im Grundwasseranstrom möglich
- hohe Unterhaltungskosten durch Stromverbrauch der Pumpen, mehrjährige Überprüfung der Pumpen, ggf. Austausch von defekten Pumpen
- hohe Materialgüte Anforderung, Pumpen müssen für den Einsatz in sauren Medien ausgelegt sein
- Drain-and-Gate-System: hohe Investitionskosten, umfangreicher Eingriff durch Tiefbaumaßnahmen in den Untergrund, ausschließlich nur für Standorte mit geringem Flurabstand geeignet

#### Fazit:

Durch den Bau von Brunnenriegeln/ Wasserhaltungssystemen kann der Eintrag von belastetem Grundwasser in den Vorfluter verhindert bzw. gemindert werden. Der Bau der Anlage zur Fassung des Grundwassers ist sowohl in unbebauten Gebieten als auch innerhalb von Siedlungsflächen realisierbar. Mit der errichteten Anlage ist es technisch möglich, den Grundwasserflurabstand auf ein gewisses Niveau abzusenken bzw. einzustellen. Durch Kombination der o. g. Brunnenarten und, wenn technisch ausführbar, der Grundwasservorabsenkung durch den Bau von offenen Gräben bzw. Sickerrohrleitungen im Anstrombereich kann die Maßnahme optimiert werden. Zusätzlich ist der Bau eines Sammlersystems erforderlich, durch welches das gefasste Wasser zur Wasserbehandlung abgeführt, dort aufbereitet und anschließend dem Vorfluter wieder zugeführt wird.

Ein erheblicher Nachteil dieser Anlagen ist die hohe Anzahl der zu errichtenden Brunnen und vor allem die sehr hohen laufenden Folgekosten zum Betreiben dieser Anlagen.

### 2.1.5 Einsatz einer Dichtwand zur Verringerung der Grundwasseranströme zum Vorfluter

Dichtwände haben u. a. die Aufgabe den Untergrund gegenüber Ein- bzw. Austritt von grundwassergefährdenden Stoffen abzudichten und somit beim Einsatz von Förderbrunnen eine weitreichende Grundwasserabsenkung zu vermeiden bzw. die zu fördernde Wassermenge gering zu halten [PRI 2011]. Das Prinzip besteht darin vertikale Dichtwände bis in einen Grundwasserstauer einzubinden. Für Langzeitmaßnahmen werden in Abhängigkeit von der Tiefe bevorzugt Dichtwände nach dem Schlitzwandverfahren (Dichtwand: 0,4-1,0 m breit, max. 100-170 m tief) oder Hochdruck-Düsenstrahlwände (Dichtwand: 0,4-2,5 m breit, max. 20-50 m tief) hergestellt [PRI 2011]. Als Dichtungsmaterial kommen als Baustoffe Ton (Bentonit), Sand, Steinmehl, Flugasche, Zement und Wasser zum Einsatz. Entsprechend ihres Einsatzortes müssen Dichtwände (Schlitzwände) Anforderungen zur Wasserdichtigkeit und auch zur chemischen Resistenz gegen aggressives Grundwasser erfüllen. Das an der Dichtwand aufsteigende Wasser kann, wenn notwendig, durch Brunnen am Rand der Dichtwand gefasst, gesammelt und zur Wasserbehandlung abgegeben werden.

Für die Verringerung der Grundwasseranströme zum Vorfluter und zur Verbesserung der Wasserqualität können ebenfalls in-situ-Maßnahmen aus dem Bereich der Grundwassersanierung zum Einsatz kommen. Interessant erscheinen dabei als geeignete Maßnahmen die Dichtwand Heber Reaktor (DHR) Methode, das Funnel-and-Gate Verfahren sowie der Einsatz von Reaktiven Wänden.

#### 2.1.5.1 Dichtwand-Heber-Reaktor-Verfahren [MEM 2002]

Bei dem Heber-Reaktor-Verfahren (HR) wird ein vorhandenes hydraulisches Grundwassergefälle ( $>0,5 - 1\%$ ) oder bei dem Dichtwand-Heber-Reaktor-Verfahren (DHR) die durch eine Dichtwand erzeugte Potentialdifferenz zur Förderung von schadstoffbeeinflussten Grundwasser nach dem sog. Heberprinzip genutzt (s. Abbildung 6). Die Reinigung des kontaminierten Grundwassers erfolgt je nach Schadstoffart und -menge in verschiedenen, oberirdisch angeordneten und in das Hebersystem integrierten Reaktoren. Nach der Behandlung kann das gereinigte Grundwasser in den nicht kontaminierten Grundwasserleiter oder in einen Vorfluter abgeschlagen werden. Durch die mögliche freie Anordnung von verschiedenen Reaktoren ist das DHR-Verfahren zur Behandlung von vielen Schadstoffen geeignet. Den limitierenden Faktor des Verfahrens mittels Heberprinzip stellt der max. Flurabstand von 8 m dar.

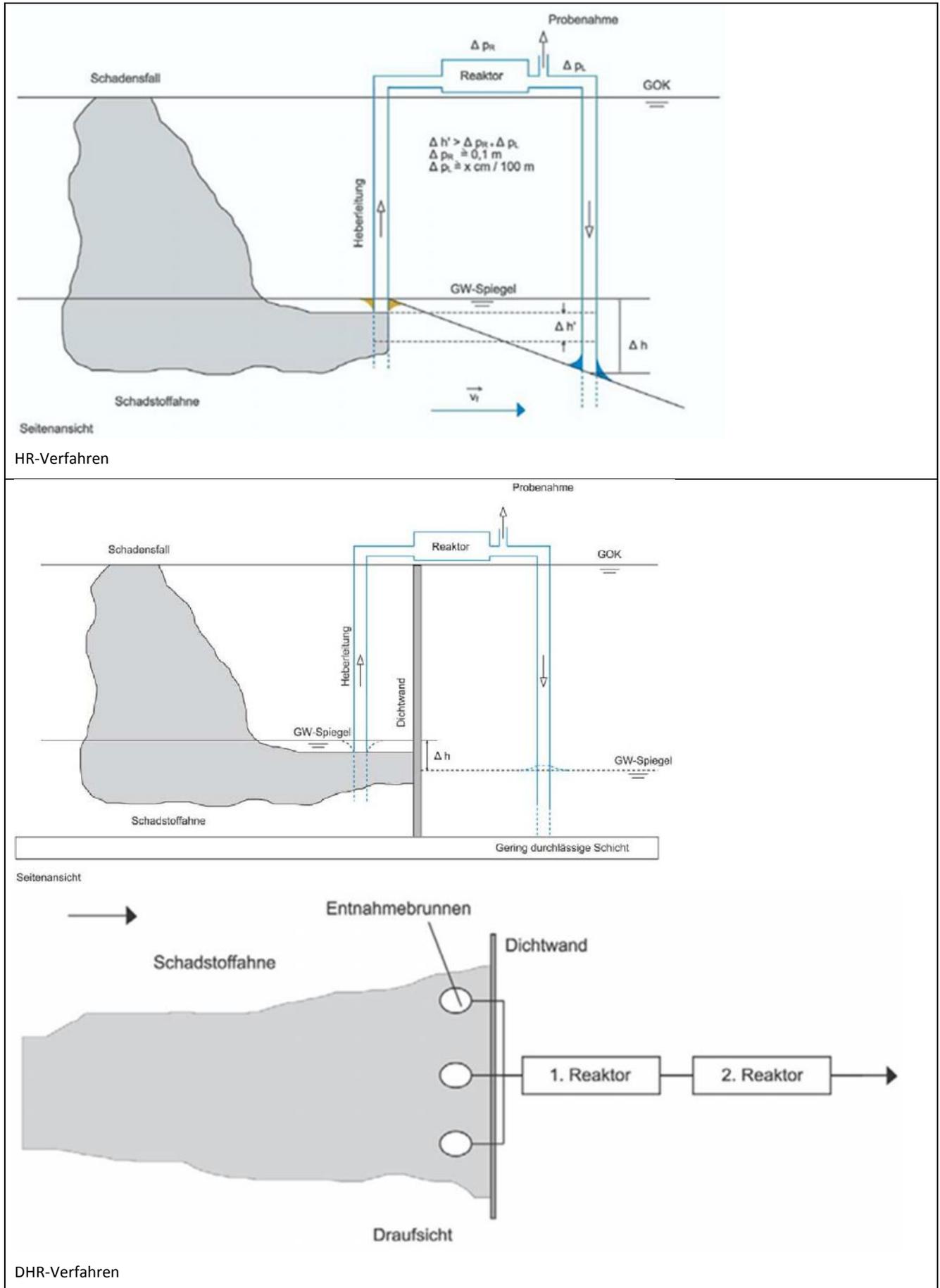


Abbildung 6: HR- und DHR-Verfahrensprinzip [MEM 2004]

Die Vor- und Nachteile einer Dichtwand sind:

**Vorteile:**

- Zurückhaltung bzw. Verminderung des anströmenden Grundwasser zum Vorfluter
- durchgängige Dichtheit auch bis in größere Tiefen
- DHR-Verfahren: einfaches Prinzip, kein Einsatz von Pumpen, energiesparend, überwachungsarm, Selbststeuerung des Systems, geringere Baukosten z. B. gegenüber Funnel-and-Gate-Systemen, gute Zugänglichkeit und Überprüfbarkeit der oberirdischen Reaktoren

**Nachteile:**

- erhöhter Erkundungsaufwand,
- Einbindung in einen flächenhaft ausgebildeten Grundwasserstauerhorizont (mindestens 2 m),
- Prüfung der notwendigen Platzverhältnisse für die notwendige Dichtwandtrasse, zur Errichtung Dichtwand wird eine Trassenbreite von 30 bis 40 m benötigt,
- hoher Kosten- und Zeitaufwand
- DHR-Verfahren: Anwendung des Verfahrens ist beschränkt auf einen Grundwasserflurabstand von max. 8 m

Investitionsaufwand: Die spezifischen Kosten für eine im Schlitzverfahren hergestellte überlange und tiefe Dichtwand sind unter 5 dargestellt.

Fazit

Die Errichtung von Dichtwänden im Grundwasseranstrom zu Oberflächengewässern kann erheblich dazu beitragen, einen Großteil des beeinflussten Grundwassers zurückzuhalten. Gleichzeitig verringern sich damit auch die zu fördernden Grundwassermengen sowie die Aufbereitungsmengen und -kosten in der Wasserbehandlung. Sie bieten eine gute Kombinationsmöglichkeit mit den unter 2.2 genannten Maßnahmen zur Wasserbehandlung.

Gesamtfazit

Für die Realisierung von Maßnahmen zur Verringerung des Stoffeintrags durch bergbaulich beeinflusste Grundwässer (z. B. Eisen, Sulfat) in Vorflutern im Zuge des Grundwasseranstiegs ist die Kombination verschiedener Verfahren erforderlich. Dabei müssen aber gleichzeitig die o. g. Nachteile der Maßnahmen berücksichtigt werden. Es ist besonders darauf zu achten, dass die problemorientierte Wirkung von Grundwasserhebeanlagen zur lokalen Absenkung des Grundwassers durch Einmalinvestitionsvorhaben nicht erreicht wird. Es fallen ständig laufende Kosten, z. B. für Strom und Wartungsarbeiten, für den Betrieb der Anlage an, für welche die finanziellen Mittel bereitgestellt werden müssen. Eine Kombination der Fassung von Grundwasser sowie zur Ableitung der gehobenen Grundwässer zur Wasserbehandlung und/oder zu einem Absetzbecken/ Tagebaurestsee kann mittels einem Graben/ Grabensystem erfolgen. Als problematisch ist die Realisierung von Grabensystemen in Siedlungsbereichen zu sehen. Hier sollten oberflächennah verlegte Drainageleitungen zum Einsatz kommen.

## 2.2 Behandlungssysteme bergbaubelasteter Wässer/ Grundwässer

Während unter 2.1 unterschiedliche Wasserfassungssysteme und Möglichkeiten zur Reduzierung der anfallenden Wassermengen dargestellt worden sind, sollen unter 2.2 verschiedene Behandlungsmethoden bergbaubedingt belasteter Wässer dargestellt werden. Dabei wird zunächst zwischen aktiven und passiven Verfahren unterschieden. Die Grenzen sind jedoch gleitend, denn auch die unter den passiven Verfahren dargestellten verschiedenen Wetlandssysteme verfolgen durch ihre Konstruktion und Gestaltung verschiedene Zielstellungen je nach der Art der zu behandelnden Wässer. Ähnliche Überschneidungen gelten für die mikrobiologischen Verfahren, die bei den verschiedenen Konstruktionen an Teilprozessen beteiligt sind und dadurch zu dem gewünschten Behandlungsergebnis beitragen. So spielen sie genau so eine Rolle bei den aeroben und anaeroben Wetlandkonstruktionen wie bei den Technologien auf der Grundlage der mikrobiellen Sulfatreduktion oder der Eisenoxidation. Nicht unerwähnt sollen auch die durch Pflanzen erreichbaren Ergebnisse einer Wasserbehandlung sein, denen ebenfalls schwer eine Sonderstellung zugeordnet werden kann. [PHI 2014]

Im Mittelpunkt der dargestellten Behandlungen stehen wieder die durch den Bergbau oder seinen Folgeprozessen veränderten Wasserzusammensetzungen und deren Korrekturen. Das betrifft vor allem die Abtrennung von Metallkationen wie Eisen, Zink, Mangan, Aluminium, Chrom, Nickel und den unterschiedlichen Radionukliden, von Metalloiden wie Arsen und Selen, die Senkung des Salzgehaltes durch die Reduzierung von Sulfat und Karbonat sowie die Korrektur des pH Wertes. Tabelle 2 zeigt die wichtigsten Kontaminationen mit Ausnahme der Radionuklide und die existierenden Behandlungsmöglichkeiten auf der Basis der gegenwärtigen Kenntnisse. Für das im Projekt VODAMIN behandelte Gebiet der Lausitz betrifft das vorzugsweise die Regulierung des pH Wertes sowie die Senkung der Eisen- und Sulfatkonzentration. Dabei werden ergänzend zu den Teilprojekten TP04 und TP09 für eine Abtrennung zunächst die geeigneten Fällungsprozesse aufgeführt, gefolgt von den Membranprozessen, den elektrochemischen Prozessen, den Sorptionsprozessen und den möglichen mikrobiologischen Abtrennungsprozessen. Eine Fällung als Mineral wurde immer dann angegeben, wenn bekannte praktizierte Verfahren vorhanden sind. Bei Sulfat wäre das die Fällung als Gips/ Anhydrit, Schwerspat, Ettringit oder als Hydroxysulfat. Bei Mangan ist eine solche Fällung als Braunstein bekannt, während Arsen als Skorodit abgetrennt werden kann.

**Tabelle 2: Zusammenstellung von Kontaminationen und Behandlungsmöglichkeiten für bergbaubeeinflusste Wässer auf der Basis von Fällungsprozessen**

Kontamination Wasserinhaltsstoff	Fällungsprozesse				Membran- prozesse	Elektrochemische Prozesse	Sorption Ionenaustausch	Mikrobiologische Prozesse
	Sulfid	Karbonat	Hydroxid	als Mineral				
Fe	x		x	x	x	x	x	x
Al			x	x	x	x	x	
Zn	x		x		x	x	x	x
Mn	x		x	x	x	x	x	x
Cr			x		x	x	x	x
Cd	x	x			x	x	x	x
Ni	x		x		x	x	x	
Ca		x	x		x	x	x	x
Mg			x		x	x	x	
As	x			x	x	x	x	x
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>				x	x	x	x	x
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>				x	x	x	x	(x)

### 2.2.1 Passive Verfahren

Die passiven Verfahren sind in der Regel Wetlandsysteme, die künstlich gestaltete oder bereits natürlich vorhandene Ökosysteme sind. In ihnen herrschen solche Bedingungen, die zu einer Abtrennung oder Reduzierung von unerwünschten Wasserinhaltsstoffen führen (Natural Attenuation - NA). Dabei kann der Abtrennungsprozess durch die Zufuhr von fehlenden Reaktionspartnern oder durch die Art der Gestaltung so beeinflusst werden, dass die Geschwindigkeit der Abtrennungsprozesse beschleunigt wird. Damit existiert ein Übergang zu den aktiven Verfahren (Enhanced Natural Attenuation - ENA). Dazu können sowohl Sauerstoff- als auch verschiedene Kohlenstoffverbindungen benutzt werden. Als eine Möglichkeit zur Beschleunigung wird die Verwendung von „Slow Released Compounds“ gesehen, die Defizite bei der Versorgung von Wasserstoffionen, Sauerstoff und Kohlenstoff ausgleichen und dadurch zu einer Erhöhung der Abbaugeschwindigkeit führen sollen. Die für die Reaktion notwendige Kohlenstoffquelle kann als HRC (Hydrogen Release Compound) in den Prozess eingeführt werden und besteht in der Regel aus einem Polylactatester, der langsam über einen langen Zeitraum eine Kohlenstoffquelle freisetzt. Der Name HRC resultiert aus der Vorgeschichte, da dieser Prozess ursprünglich für die Freisetzung von Wasserstoff zur Reduzierung von chlorierten Kohlenwasserstoffen entwickelt worden ist. Wenn Sauerstoff notwendig ist, dann ist eine langfristige Versorgung nach OCR (Oxygen Release Compound) durch den Einsatz bestimmter Peroxide wie MgO<sub>2</sub> eine bekannte Maßnahme [RAP 2000].

Ebenso sind in vielen Fällen bei den in den Wetlands ablaufenden Prozessen Reaktionen von Mikroorganismen integriert. Eine Darstellung der dabei ablaufenden Reaktionen ist unter dem Kapitel der mikrobiologischen Prozesse (2.2.2.5) zusammengestellt.

Die Gestaltung der Wetlands richtet sich deshalb in erster Linie nach der Zusammensetzung des zu behandelnden Wassers. Danach werden die notwendigen Reaktionszonen ausgelegt. Ihre Größe richtet sich nach dem zu behandelnden Volumenstrom und der für die Prozesse notwendigen Reaktionszeit, die für die Verweilzeit des Wassers ausschlaggebend ist. Da die abgetrennten Wasserinhaltsstoffe in dem Wetland verbleiben, sind die Länge der Betriebsdauer und die notwendigen Folgeprozesse für die Behandlung der Rückstände vorzusehen. Nicht behandelt werden dabei in diesem Kapitel die Prozesse einer Wasserbehandlung durch eine Kippeninfiltration und die „Inlake“ Prozesse. Beide Varianten lassen sich schwer ökonomisch bewerten und mit den anderen vorgestellten Verfahren vergleichen. Sie werden aber bei den ökologischen Betrachtungen und Vergleichen der Folgen bei einer möglichen Anwendung berücksichtigt.

#### 2.2.1.1 Aerobe Wetlands

Ein Beispiel für ein solches Wetland ist die Wetlandkonstruktion zum Abtrennen von Aluminium aus saurem Drainagewasser des Schieferbergbaues. In Abbildung 7 ist die Konstruktion schematisch dargestellt. Das saure aluminiumhaltige Wasser fließt über eine Kalksteindrainage, dabei wird der pH Wert so verändert, dass Aluminiumhydroxid ausfällt, sich in dem Absetzbecken sammelt und von dort entfernt werden kann [JAN1996] [JAN 1997](Abbildung 7). Abbildung 8 zeigt ein Bild des Wetlands.

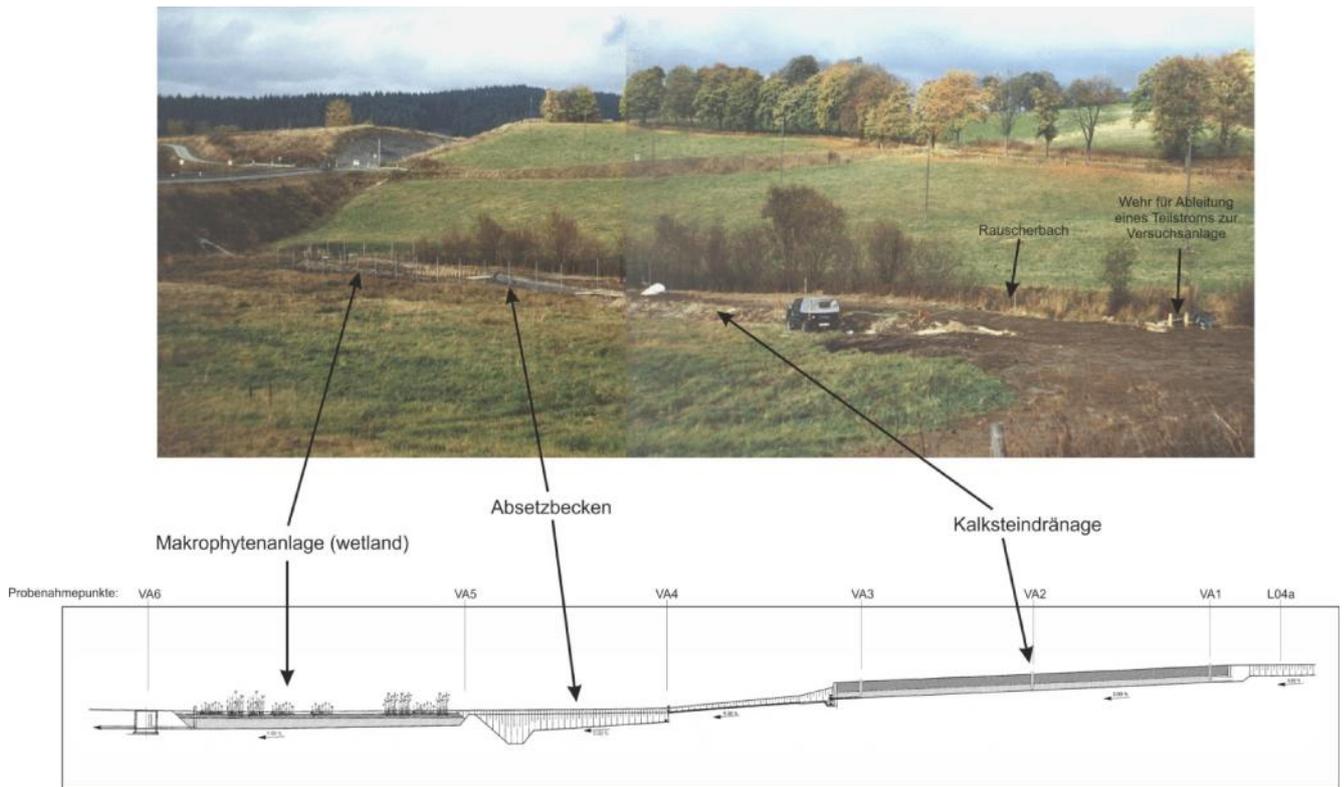


Abbildung 7: Aufbau des Wetlands zur Abtrennung von Aluminium (Foto GEOS)



Abbildung 8: Blick auf das Wetland zur Aluminiumabtrennung (Foto GEOS)



Abbildung 9: Abtrennung von Eisen in einem aeroben Becken mit Geotextilmatten (Foto GEOS)

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



**Abbildung 10: Zweistraßiges Wetland zur Abtrennung von Fe, Mn, As und Ra (Foto GEOS)**

Die Abtrennung erfolgt nach einem Oxidationsprozess und einer Fällung des Eisens durch eine Adsorption an der Oberfläche von Armleuchteralgen (Characaen) und einer Speicherung im Zellinneren der Algen. [KUN 2002] ,[GLO 2003], [BMBF 2001]

### 2.2.1.2 Anaerobe Wetlands

Anaerobe Wetlands beruhen auf Reaktionen unter Sauerstoffmangel. In ihnen laufen deshalb reduzierende Prozesse ab. Am besten bekannt ist dabei die partielle Sulfatreduktion zur Abtrennung von Sulfat, Eisen und Schwermetallen sowie Arsen. Um diesen Prozess zu steuern wird eine Kohlenstoffquelle für die an den Reaktionen beteiligten Mikroorganismen benötigt. Als Kohlenstoffquelle wurde Methanol für die sulfatreduzierenden Bakterien dosiert. [GLO 2007] In anderen Prozessen wird Azetat, Glycerin oder Lactat verwendet, aber auch Kompost, Holz oder Stroh kann genutzt werden. Das Dosieren einer Chemikalie hat jedoch den Vorteil, den Prozess durch die Zugabe unterschiedlicher Mengen beeinflussen bzw. steuern zu können.

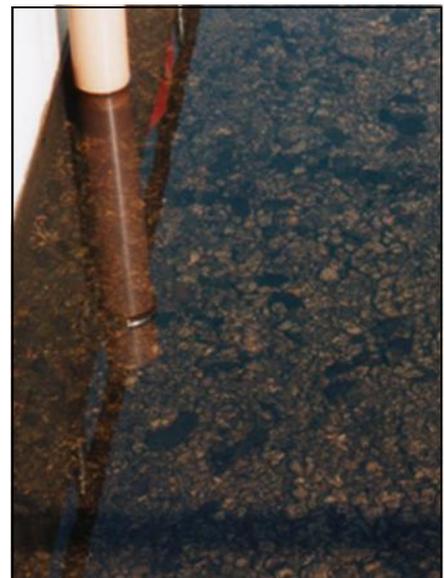


**Abbildung 11: Anaerobe Reduktionskammer zur Abtrennung von Schwermetallen durch Sulfatreduktion [BMBF 2001] (Foto GEOS)**

In vielen Fällen wird eine Kombination aus aeroben und anaeroben Zuständen zum Abtrennen von Sulfat, Eisen, Mangan, Arsen und Radium genutzt. In Abbildung 12 ist eine solche Kombination dargestellt. Die Wasseraufgabe erfolgte hinten rechts. In dem ersten Teil fand eine Oxidation des Eisens und eine Bildung von arsen- und eisenhaltigen Flocken statt, die durch Geotextilmatten und in einem Kiesbett im zweiten Teil abgetrennt wurden. Danach wurde das Wasser in den anaeroben Zustand zur partiellen Sulfatreduktion versetzt und gelangte in den mit Pflanzen bewachsenen Teil. Dort fand eine Abtrennung von Ra durch Aufnahme in die Pflanzen und Mangan als Braunstein statt. Das Wasser wurde wieder mit Sauerstoff angereichert und der Vorflut zugeführt. [KIB 2004]



**Abbildung 12: Wetland zur Behandlung von Bergbauwasser, Abtrennung von Eisen, Mangan, Arsen und Radium (Foto GEOS)**



**Abbildung 13: Manganbeladene Kieselsteine in einem Wetland (Foto GEOS)**

### 2.2.1.3 Mechanische Verfahren



**Abbildung 14: Oberflächenbelüfter in dem Wasserzufluss (Westrandgraben) zu einer WBA (Foto GEOS)**



**Abbildung 15: Oberflächenbelüfter in einer WBA (Foto GEOS)**

Ziel dieser Verfahren ist eine Abtrennung von Hydrogenkarbonat aus den Wässern durch eine intensive Belüftung. Das ist ein wichtiger Schritt bei einer nachfolgenden Behandlung der Wässer mit Kalk. Er soll einen zusätzlichen Verbrauch von Kalk zur Fällung der Karbonate vermeiden bzw. reduzieren. Gleichzeitig wird eine Senkung der Salzlast im Wasser sowie eine Minimierung der entstehenden Schlammmenge erreicht. Dabei hat sich der Einsatz von Oberflächenbelüftern wie in Abbildung 14 und Abbildung 15 gezeigt, bewährt [JAN 2007], [JAN 2008]. Bei kleineren Wassermengen ist ebenfalls eine Behandlung des Wassers in einer Kaskade möglich.

## 2.2.2 Aktive Verfahren

In die Kategorie der aktiven Verfahren sollen die verschiedenen Fällungs- und Membrantrennprozesse, die elektrochemischen und Sorptionsprozesse sowie die mikrobiologischen Verfahren eingeordnet werden. Zu den Sorptionsprozessen werden dabei auch die Ionenaustauschsysteme gezählt. Bei dieser Darstellung ist aber auch wieder zu sehen, dass es zwischen den einzelnen Prozessen Übergänge gibt und eine erfolgreiche Wasserbehandlung oft aus mehreren kombinierten Behandlungsschritten besteht.

### 2.2.2.1 Fällungsverfahren

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

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

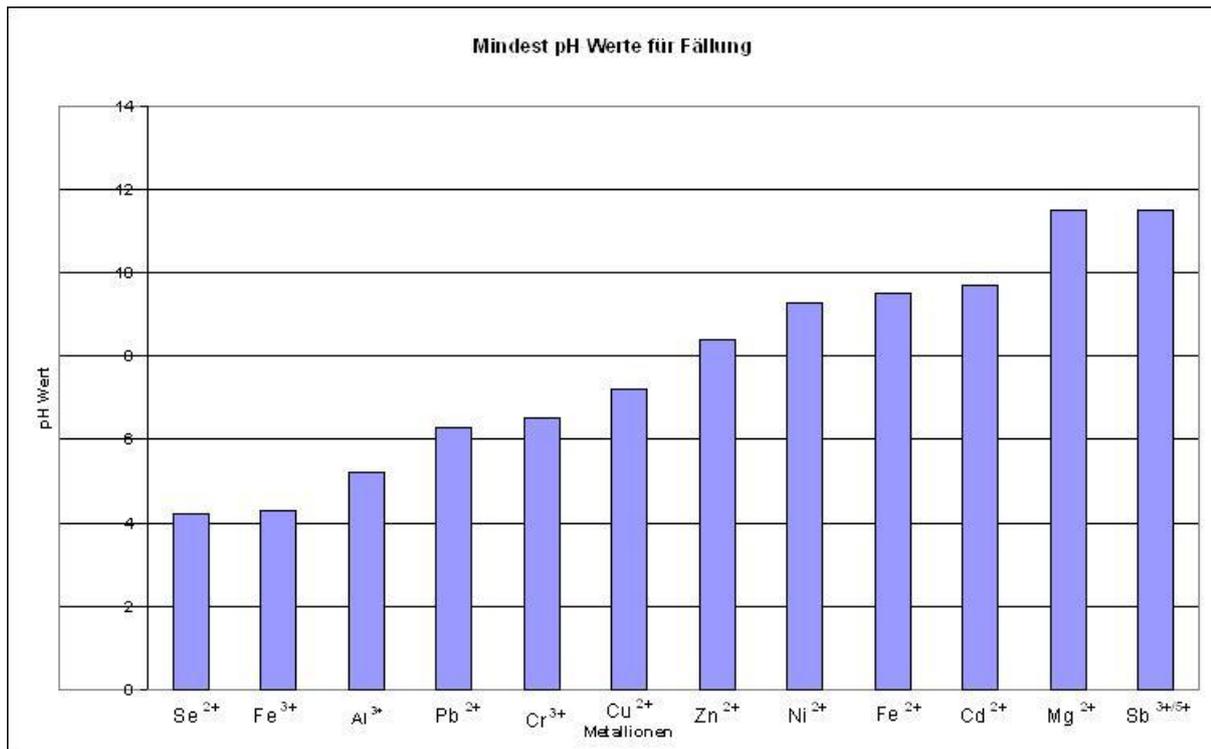
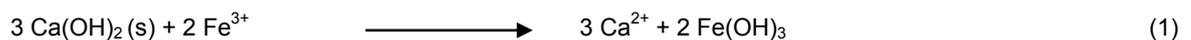


Abbildung 16: Zusammenstellung der "Mindest" pH Werte für eine Fällung wichtiger Metallkationen [SCHU 1996a]

### 2.2.2.1.1 Fällung mit Kalk

Bei der Fällung mit Kalk werden entweder Branntkalk  $\text{CaO}$ , Kalkhydrat  $\text{Ca(OH)}_2$  oder eine Kalkmilchsuspension dosiert. Die bei diesen Kalktechnologien anfallenden Reaktionen können im Kern wie unter (1) dargestellt beschrieben werden. Durch die pH Wert Verschiebung erfolgt eine Fällung der Metalle als Hydroxid. Abbildung 16 zeigt die notwendigen pH Werte für die Fällung von einer Reihe von Kationen als Hydroxid.



Als Nebenreaktionen zur Fällung der vorhandenen Metallionen als Hydroxid  $\text{Me(OH)}_2$  oder  $\text{Me(OH)}_3$  kann dabei  $\text{CaCO}_3$  mit dem  $\text{HCO}_3^-$  des Wasser sowie  $\text{MgCO}_3$  oder basisches Magnesiumkarbonat gebildet werden, wenn ein Kohlensäureüberschuss existiert und Magnesiumionen vorhanden sind.

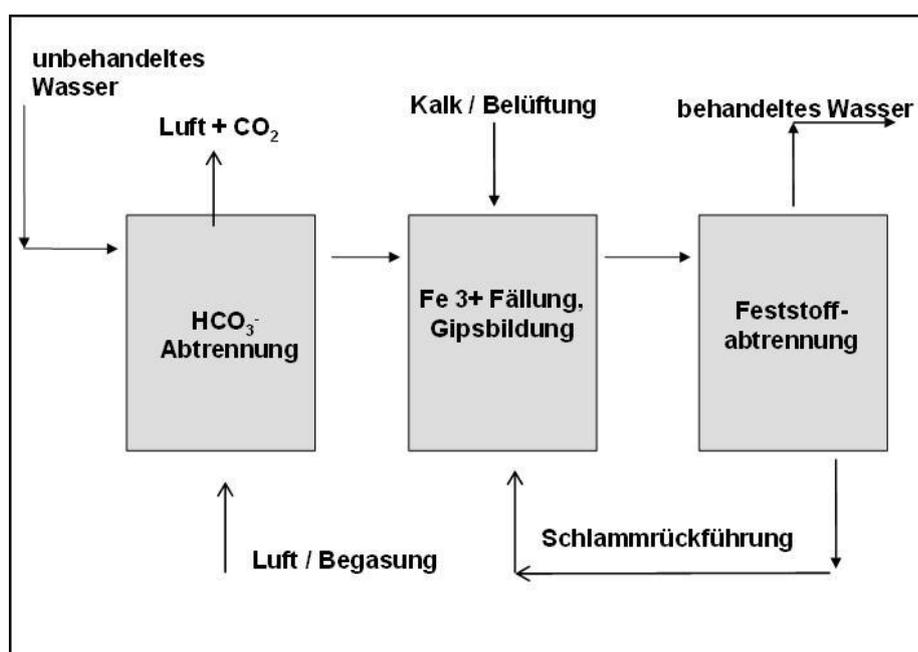


Tabelle 3 zeigt die notwendigen Kalkmengen bei der Behandlung eines typischen Bergbauwassers, das neben den Metallkationen Eisen, Aluminium und Mangan auch Karbonat enthält.

**Tabelle 3: Zusammenstellung von Neutralisationsäquivalenten und Kalkmengen für die Behandlung von Wasserinhaltsstoffen**

Species	Konzentration		Neutralisationsäquivalente mol / m <sup>3</sup>	Menge Ca(OH) <sub>2</sub> g/m <sup>3</sup>	Anteilige Mengen Kalkhydrat [ % ]
	g/m <sup>3</sup>	mol / m <sup>3</sup>			
Fe <sup>2+</sup>	246	4,405	8,810	326,4	46,5
Fe <sup>3+</sup>	4	0,072	0,215	8,0	1,1
Al <sup>3+</sup>	0,48	0,018	0,053	2,0	0,3
Mn <sup>2+</sup>	5,7	0,104	0,207	7,7	1,1
H <sub>2</sub> CO <sub>3</sub>	299,6	4,830	4,830	357,8	51,0
<b>Summe reines Ca(OH)<sub>2</sub></b>				701,8	100,0
<b>Kalkhydrat technisch (75 %)</b>				963	

Aus der Tabelle wird sichtbar, dass bei einer Behandlung eines solchen Wassers mit Kalk besonders hohe Mengen durch eine Fällung des Hydrogenkarbonats als Calcit verbraucht werden können. In diesen Fällen ist eine Abtrennung des Hydrogenkarbonats vor der Kalkzugabe durch eine intensive Belüftung des Wassers zu empfehlen. Da in vielen Fällen das Eisen als zweiwertiges Eisen in dem Wasser vorliegt, ist bei der pH Wert Einstellung zur Fällung als Hydroxid gleichzeitig eine Belüftung zur Oxidation in den dreiwertigen Zustand erforderlich. Das ist deshalb notwendig, weil Fe<sup>3+</sup> bereits ab einem pH Wert von 4-5 als Hydroxid beginnt auszufallen, während Fe(OH)<sub>2</sub> erst bei pH Werten im alkalischen ab ca. 8 ausfällt. Abbildung 17 zeigt das Prozessschema der Wasserbehandlung mit einer vorhergehenden HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> Abtrennung durch Begasung und einer partiellen Schlammrückführung zur Bildung von stabilen größeren Schlammflocken. Dadurch sollen die Sedimentationsgeschwindigkeit und der Trockensubstanzgehalt des Schlammes erhöht werden.



**Abbildung 17: Prozessschema der Kalkbehandlung mit vorhergehender HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> Abtrennung**

### 2.2.2.1.2 Fällung von Mangan

Mangan existiert in der Regel in den Bergbauwässern im zweiwertigen Zustand durch die Entstehung und Bildung der Wasser unter reduktiven Bedingungen. Zur Fällung von Mangan ist eine Oxidation des zweiwertigen Mangans in den vierwertigen Zustand notwendig. Dabei fällt das Mangan durch die anschließende Bildung von Braunstein  $\text{MnO}_2$  aus.



Die Oxidation kann dabei auf chemischem Wege bei pH Werten im alkalischen Bereich oder durch Mikroorganismen im pH Bereich 5 – 7 stattfinden. In Abbildung 13 sind die dabei in einem Wetland entstehenden manganüberzogenen Kieselsteine ersichtlich. In der Regel werden für die Manganabtrennung kontinuierlich durchflossene regenerierbare Sandfilter verwendet, in denen sich auf der Oberfläche der Sandpartikel ein Biofilm ausbildet, der diese Manganoxidation auslöst [CZE 1995], [MOU 1992].

### 2.2.2.1.3 Fällung von Arsen

Die Abtrennung von Arsen über einen Fällungsprozess kann entweder durch die Bildung eines Arsensulfides als Sekundärreaktion eines Sulfatreduktionsprozesses oder als Skorodit, einem Eisen-Arsenhaltigen Mineral der Zusammensetzung  $\text{Fe}^{3+}[\text{AsO}_4] \cdot 2\text{H}_2\text{O}$  erfolgen.

### 2.2.2.1.4 Fällung von Eisen als Hydroxisulfat

Eine Besonderheit ist die Fällung von Eisen als Hydroxisulfat z. B. als Schwertmannit (siehe auch Kapitel 2.2.2). Diese Fällung ist in einem sauren pH Bereich von 2,7 – 3,3 in Gegenwart von Sulfationen möglich, wenn die Eisenionen in einem dreiwertigen Zustand existieren. Das ist bei Bergbauwässern in der Regel fast immer dann der Fall, wenn durch einen mikrobiellen Prozess im sauren pH Bereich zweiwertiges Eisen zu dreiwertigem oxidiert wird. Eine solche Fällung ist ebenfalls möglich, wenn die Oxidation auf chemischem Wege erreicht wird. Der mikrobielle Prozess ist unter den mikrobiellen Reaktionen dargestellt.

### 2.2.2.1.5 Sulfatabtrennung

Die Recherche der chemischen Prozesse für eine Sulfatabtrennung zeigt, dass nach den gegenwärtig bekannten vorliegenden Kenntnissen im Mittelpunkt der Behandlungen Fällungsprozesse mit Kalziumsalzen sowie mit Barium- und mit Aluminiumsalzen stehen. [LOR 2003]. Die dabei erreichbaren Endkonzentrationen sind unter anderem von der Konzentration an begleitenden  $\text{Na}^+$  und  $\text{Cl}^-$  Ionen abhängig. [SCHU 1996 a, b]

#### Sulfatabtrennung durch Fällungen mit Kalziumionen

In den meisten Fällen korreliert eine hohe Eisenkonzentration mit einer hohen Sulfatkonzentration. Das ist auf die Entstehungsgeschichte der Ionen zurückzuführen. Wenn die Sulfatkonzentrationen das Löslichkeitsprodukt mit dem Fällungsgang in einem Fällungsprozess übersteigt, ist eine Ausfällung zu erwarten. Da in der Regel dieser Fällungsprozess mit einer Abtrennung von Eisen und anderen Metallionen verbunden ist, sollen die Sulfatabtrennungsprozesse dargestellt und ihre Anwendbarkeit analysiert werden.

Die Sulfatabtrennung durch eine Fällung mit Kalziumionen beruht auf der Bildung von schwerlöslichem Kalziumsulfat. Dabei werden die Kalziumionen entweder als Kalziumhydroxid durch gelöschten oder ungelöschten Kalk in fester oder flüssiger Form zugegeben oder durch Kalziumkarbonat (Kalkstein) zugesetzt.



Die auf diese Weise erreichbare Konzentration von Sulfat ist von der Löslichkeit der gebildeten Gipskristalle abhängig und liegt in Abhängigkeit von der Wasserzusammensetzung und den pH Werten zwischen 1500 und > 2000 mg/L. Dabei führen besonders Mg und Na Ionen zu einer höheren Löslichkeit und damit zu höheren Restsulfatwerten.

Geringere Sulfatkonzentrationen können deshalb durch eine kombinierte Kalk - Kalksteinbehandlung erreicht werden [GEL 2001]. Dabei erfolgt zuerst eine Behandlung des sauren Wassers mit Kalkstein um den pH Wert des Wassers zu neutralisieren und Gips zu fällen sowie CO<sub>2</sub> zu produzieren. In einem anschließenden Behandlungsschritt wird der pH Wert mit Kalk bis auf pH 12 angehoben und das vorhandene Magnesium als Mg(OH)<sub>2</sub> gefällt. Das führt zu einer Steigerung der Gipsfällung sowie zu einer verbesserten Kristallisation. Gleichzeitig werden vorher fast alle Schwermetalle durch diese pH Wert Anhebung gefällt. Der pH Wert wird anschließend in einem dritten Schritt durch die Zugabe von CO<sub>2</sub> und die Fällung des überschüssigen Kalks als Kalziumkarbonat wieder neutralisiert. Das benötigte CO<sub>2</sub> wird dabei in der ersten Prozessstufe gewonnen und das gebildete Kalziumkarbonat wieder in die erste Prozessstufe zurückgeführt. Der gebildete Kalkschlamm ist durch die weitgehende vorherige Abtrennung aller Schwermetalle in der zweiten Prozessstufe relativ sauber. Auf diese Weise kann der Sulfatgehalt bis auf ca. 1200 mg/L gesenkt werden. Die schematische Darstellung des Kalkstein/ Kalk Behandlungsprozesses ist in der Abbildung 18 gezeigt.

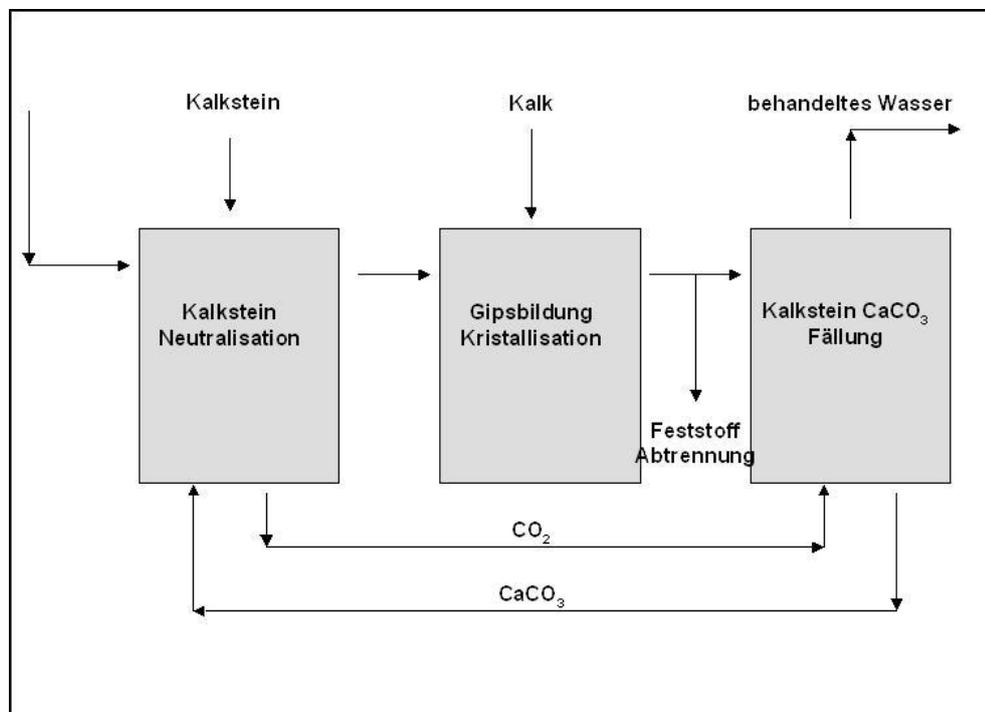


Abbildung 18: Schematische Darstellung des Kalksteins - Kalk Wasserbehandlungsprozesses

Eine Besonderheit hinsichtlich der Prozessführung ist der HDS Prozess. Dabei wird der gebildete Gipsschlamm in den Reaktionsraum zurückgeführt, um bei der weiteren Fällung von Gips und der Bildung der Gipskristalle als Kristallisationskeim zu wirken. Dadurch werden kristallinere Schlämme mit einer höheren Dichte erreicht.

### Sulfatabtrennung durch Fällungen mit Bariumionen

Bariumsulfat ist in Wasser äußerst gering löslich. Die Löslichkeit in reinem Wasser beträgt bei 18°C nur 2,3 mg/L. Da die Löslichkeit von Bariumchlorid mit 375 g/L, Bariumhydroxid mit 34,8 g/L und Bariumkarbonat mit 16,2 mg/L bedeutend höher als die Löslichkeit des Bariumsulfates sind und Bariumsulfid im Wasser sogar hydrolysiert, eignen sich fast alle Bariumsalze hervorragend für die Abtrennung von Sulfat. Für einen solchen Fällungsprozess werden deshalb bevorzugt Bariumkarbonat, Bariumhydroxid oder Bariumsulfid verwendet.



Bariumhydroxid und Bariumsulfid sind über einen weiten pH Bereich geeignet. Dagegen ist Bariumkarbonat vorwiegend unter neutralen und alkalischen Bedingungen verwendbar, während es unter stark sauren Bedingungen weniger gut geeignet ist.

Die Anwendung der Bariumsalze für die Fällungen wird in der Regel von den Kosten bestimmt. Bariumsalze sind relativ teuer. Deshalb wird zum Teil versucht, das gewonnene Bariumsulfat thermisch zu reduzieren und zur Prozesskostensenkung wieder zu rezyklisieren oder für die Gewinnung von reinem Schwefel zu nutzen.

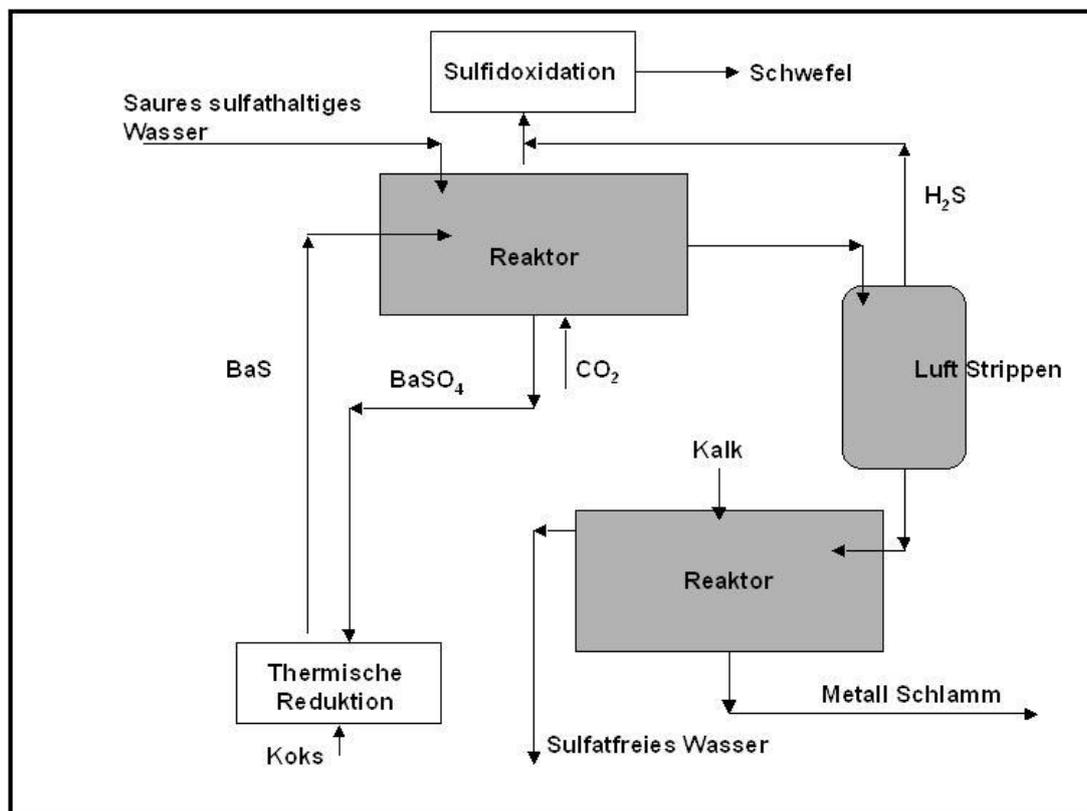


**Tabelle 4: Zusammenstellung von Daten für den Kalk und Kalk / Kalksteinprozess**

Prozess	Kalk	Kalkstein/Kalk
<b>Vorbehandlung</b>	nein	nein
<b>Zusammensetzung</b>		
- <b>Zulaufwasser</b>	Fe > 3 mg/l, SO <sub>4</sub> > 2000 mg/l	Fe > 3 mg/l, SO <sub>4</sub> > 2000 mg/l
- <b>Ablaufwasser</b>	Fe ≤ 3 mg/l,	Fe < 3 mg/l, SO <sub>4</sub> min: 1219 mg/l
<b>Rückstände</b>	Fe(OH) <sub>3</sub> –Schlamm, Schwermetall-schlamm, Gips	Fe(OH) <sub>3</sub> –Schlamm Schwermetallschlamm Gips, Größere Schlammenge
<b>Vorteile</b>	robustes störungsarmes erprobtes Verfahren, Schwermetalle werden neben Eisen gefällt,	Neben Schwermetallen werden Spurenmetalle Mg und Karbonat abgetrennt, Sulfatkonzentration durch Gipslöslichkeit bestimmt und minimiert, Ca Gehalt im Wasser durch Kalzitbildung minimiert

Prozess	Kalk	Kalkstein/Kalk
<b>Nachteile</b>	bei hohen $\text{HCO}_3^-$ Konzentrationen hoher Kalkverbrauch durch Kalzitbildung	Wenig angewendet, viel Schlamm, nur für saure Wässer geeignet
<b>Optimierungsmöglichkeiten</b>	$\text{HCO}_3^-$ Abtrennung durch Belüftung vor Kalkzugabe	Erhöhung der Schlammichte durch Schlammrückführung (HDS)

Die Verwendung von Bariumsulfid zur Wasserbehandlung ist in der Abbildung 19 dargestellt. Das saure sulfathaltige Wasser wird mit Bariumsulfid versetzt. Um den pH Wert konstant zu halten, wird  $\text{CO}_2$  in den Reaktor eingetragen. Das gebildete Bariumsulfat wird aus dem Reaktor abgezogen und das Sulfat wieder zu Sulfid umgewandelt. Das Wasser wird in einer zweiten Stufe mit Luft gestrippt um das enthaltene  $\text{H}_2\text{S}$  auszutreiben. Aus dem  $\text{H}_2\text{S}$  kann dann Schwefel gewonnen werden. Nach dem Stripp Prozess wird das Wasser wieder mit Kalk behandelt, um einmal den pH Wert einzustellen und zum anderen die enthaltenen Schwermetalle abzutrennen.



**Abbildung 19: Schematische Darstellung eines Bariumsulfid Behandlungsprozesses zur Sulfatentfernung**

Zur Charakterisierung und Bewertung eines solchen Bergbauwasserbehandlungsprozesses mit Bariumsalzen wurde ein mehrstufiger Prozess analysiert. [HLA 2007]

Um den Sulfatgehalt unter die Konzentrationen der Gipslöslichkeitsgrenze zu senken und den Kalziumgehalt ebenfalls zu minimieren, wurde in einem weiteren Prozess eine Fällung mit  $\text{BaCO}_3$  vorgeschlagen. Magnesium stört den Fällungsprozess immer dann, wenn es als Magnesiumsulfat vorhanden ist. Deshalb wurden in einer ersten Stufe Magnesium und die Schwermetalle mit Kalk gefällt. Anschließend erfolgt die Abtrennung des Sulfats als Bariumsulfat mit Bariumkarbonat. Gleichzeitig fällt das Kalzium als Kalziumkarbonat aus. Die Schlämme werden abgetrennt und das  $\text{BaCO}_3$  sowie das  $\text{CaO}$

werden durch einen thermischen Prozess zurückgewonnen. Dazu wird die Mischung aus  $\text{BaSO}_4$  und  $\text{CaCO}_3$  bei ca. 1050 °C mit Kohlenstoff behandelt und das Sulfat zu Sulfid reduziert.

Aus dem  $\text{CaCO}_3$  wird dadurch wieder das  $\text{CaO}$  unter Freisetzung von  $\text{CO}_2$  gewonnen.  $\text{BaS}$  wird in Wasser aufgelöst. Durch Strippen mit  $\text{CO}_2$  wird das Sulfid ausgetrieben und  $\text{BaS}$  in  $\text{BaCO}_3$  umgewandelt. Das ausgetriebene Sulfid wird in einer Zinklösung gefangen und durch Zitrat (Pipco-Prozess) zu elementarem Schwefel umgewandelt. Der Prozess wurde allerdings nur im Labormaßstab erprobt.

In der Tabelle 5 sind die Werte der Zusammensetzung des Wassers nach den einzelnen Behandlungsstufen und für das Rohwasser angegeben. Abbildung 20 zeigt den gesamten Prozess mit den Stufen 1 „Kalkbehandlung“, 2 „Sulfatentfernung“, 3 „ $\text{BaCO}_3$  – Rückgewinnung“ und 4 „Schwefelgewinnung“.

**Tabelle 5 : Zusammensetzung des Wassers vor und nach den Behandlungsstufen [HLA 2007]**

Parameter	Dimension	Wasserzusammensetzung			
		Rohwasser	Kalkbehandlung	$\text{BaCO}_3$ - Behandlung	$\text{CO}_2$ - Behandlung
pH		3,1	10,0	10,0	8,5
Azidität	mg/L $\text{CaCO}_3$	473,0			
Ca	mg/L	426,6	902,4	152,4	72,4
Mg	mg/L	164,0	1,0	1,0	1,0
Na	mg/L	71,0	71,0	71,0	71,0
K	mg/L	7,0	7,0	7,0	7,0
Fe	mg/L	81,0	1,0	1,0	1,0
Mn	mg/L	23,0	1,0	1,0	1,0
Al	mg/L	16,0	1,0	1,0	1,0
$\text{SO}_4^{2-}$	mg/L	2274,7	2000,0	200,0	200,0
$\text{Cl}^-$	mg/L	35,0	35,0	35,0	35,0
Freie Säure	mg/L $\text{CaCO}_3$	239,1			
Gelöste Feststoffe	mg/L	3103,0	3319,4	769,4	489,4

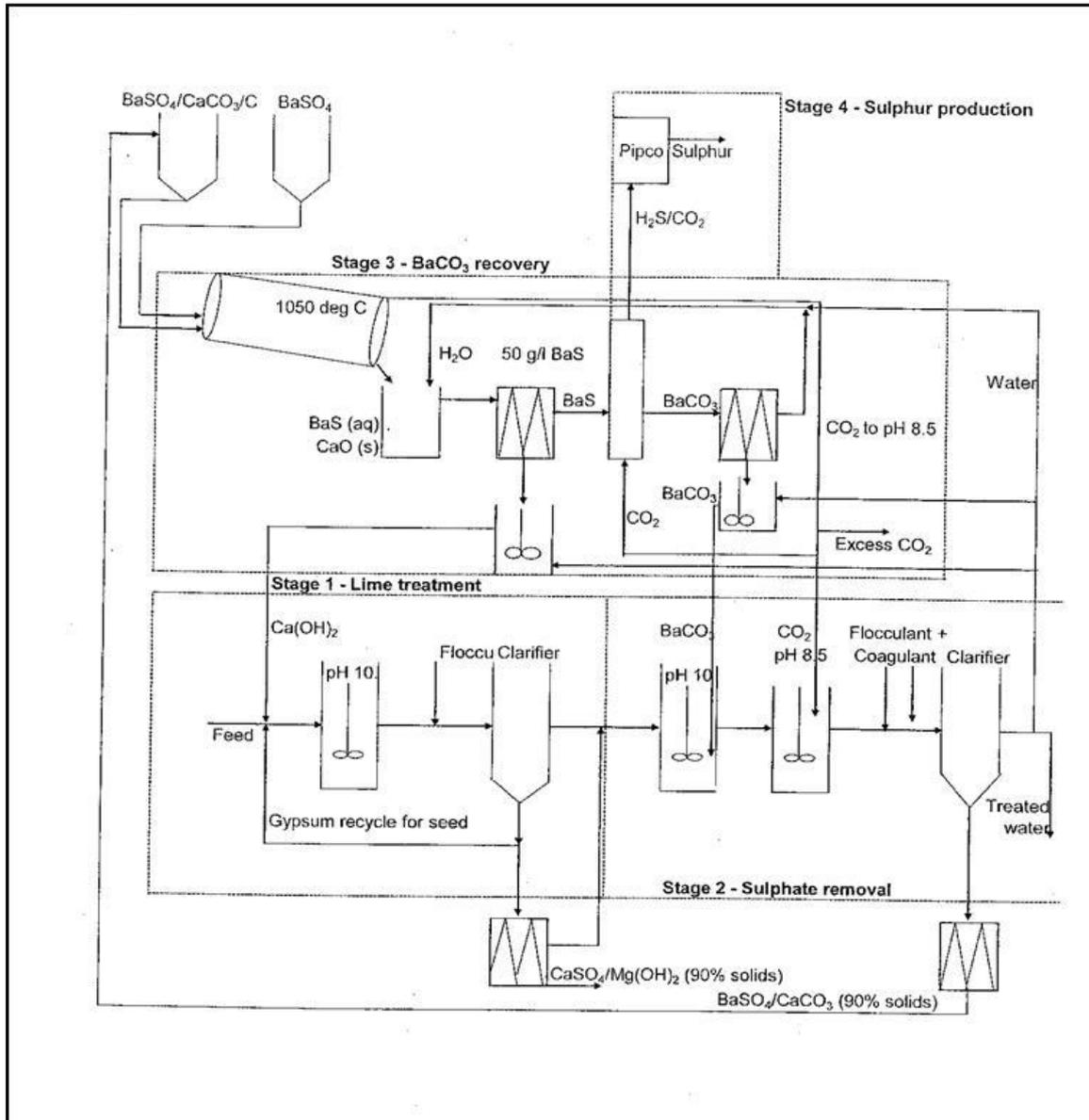


Abbildung 20: Schematische Darstellung der Wasserbehandlungstechnologie mit  $\text{BaCO}_3$  [HLA 2007]

Aus den angegebenen Daten für eine Amortisation in 10 Jahren kann auf eine zugrunde gelegte behandelte Wassermenge von ca.  $500 \text{ m}^3/\text{h}$  geschlossen werden. In den Datenblättern werden jedoch  $800 \text{ m}^3/\text{h}$  angegeben. (  $20 \text{ ML}/\text{d}$  )

Eine wesentliche Einschränkung für die Anwendung dieser Fällungsprozesse mit Barium resultiert aus den Umweltauflagen. Da Bariumverbindungen sehr toxisch sind, ist ihre Verwendung für die Wasserbehandlung sehr problematisch.

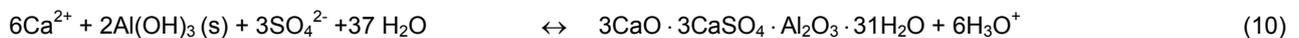
Tabelle 6: Daten der Wasserbehandlung mit BaS

Prozess	BaS	BaS / BaCO <sub>3</sub>
<b>Prozessinformation</b>		
<b>Vorbehandlung</b>	nein	<b>Mg und Schwermetallabtrennung notwendig</b>
<b>Zusammensetzung</b>		
- <b>Zulaufwasser</b>	SO <sub>4</sub> : 27500 mg/l	SO <sub>4</sub> : 2270 mg/l
- <b>Ablaufwasser</b>	SO <sub>4</sub> : 119 mg/l	SO <sub>4</sub> : 200 mg/l
<b>Rückstände</b>	Sulfidschlamm	S ° und Schwermetallschlamm
<b>Vorteile</b>	geringe Konzentrationen von Sulfat, Rückgewinnung von teurem BaS	geringe Konzentrationen von Sulfat, Rückgewinnung von teurem BaS
<b>Nachteile</b>	geringe Spurensalzentfernung, Produktion von Schlamm	geringe Spurensalzentfernung, Produktion von Schlamm, mehrstufiger Prozess
<b>Optimierungsmöglichkeiten</b>	Recycling von Schlamm	Keine Informationen

### 2.2.2.1.6 Sulfatabtrennung durch Fällungen mit Aluminium und Kalziumionen

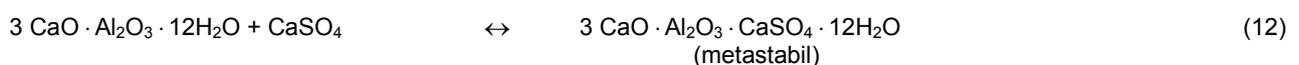
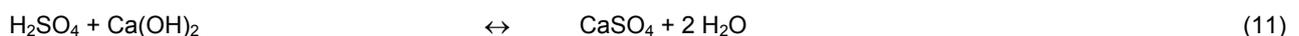
#### Grundlagen

Eine weitere Möglichkeit zur Sulfatentfernung besteht durch die Fällung des Sulfates zusammen mit Kalzium und Aluminium als Ettringit bei hohen pH-Werten:



In einigen Fällen wird die Zusammensetzung des Ettringits auch mit 32 Mol Wasser angegeben [SCHU 1992]. Die Senkung des Sulfatgehaltes durch die Ettringitbildung kann bis auf unter 50 mg/L erfolgen. Die Fällung von Ettringit findet in einem pH-Wertebereich zwischen 11,6 und 12,0 statt. Dabei wird neben dem Sulfat auch das Kalzium entfernt. Dieses Verfahren ist vor allem darauf orientiert, die Konzentrationen des Sulfates nach der Gipsfällung noch weiter zu senken. Wenn keine ausreichende Konzentration an Kalziumionen vorhanden ist, wird die Fällung mit einem Kalziumaluminat notwendig.

Die Ettringitbildung durch die Zugabe des Kalziumaluminates besteht aus einem mehrstufigen Prozess. Zuerst wird Gips gebildet, anschließend das metastabile Monosulfoaluminat (Gleichung 12), welches sich im alkalischen pH-Gebiet durch einen weiteren Einbau von Gips zum stabilen Trisulfoaluminat umwandelt [SCHU 1992].

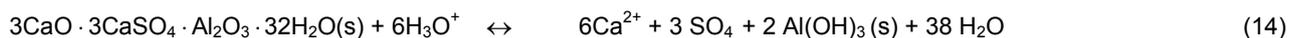


Die auf diese Weise erreichbaren Sulfatkonzentrationen liegen in einem Bereich  $< 200 \text{ mg/L}$ . Der Prozess der Ettringitbildung wird durch die Anwesenheit von  $\text{Na}^+$  Ionen gestört. Bei höheren Konzentrationen wird die Ettringitbildung verzögert oder sogar unterbunden. Ebenso führen Fluoridionen zu einer Störung, da sie an Stelle von Kalziumsulfat als Kalziumfluorid in das Mineral eingebaut werden und Fluorettringit entsteht. Die Fluoridkonzentration wird dabei bis auf ca.  $3 \text{ mg/L}$  gesenkt und liegt somit noch unter der Löslichkeit des Kalziumfluorides.

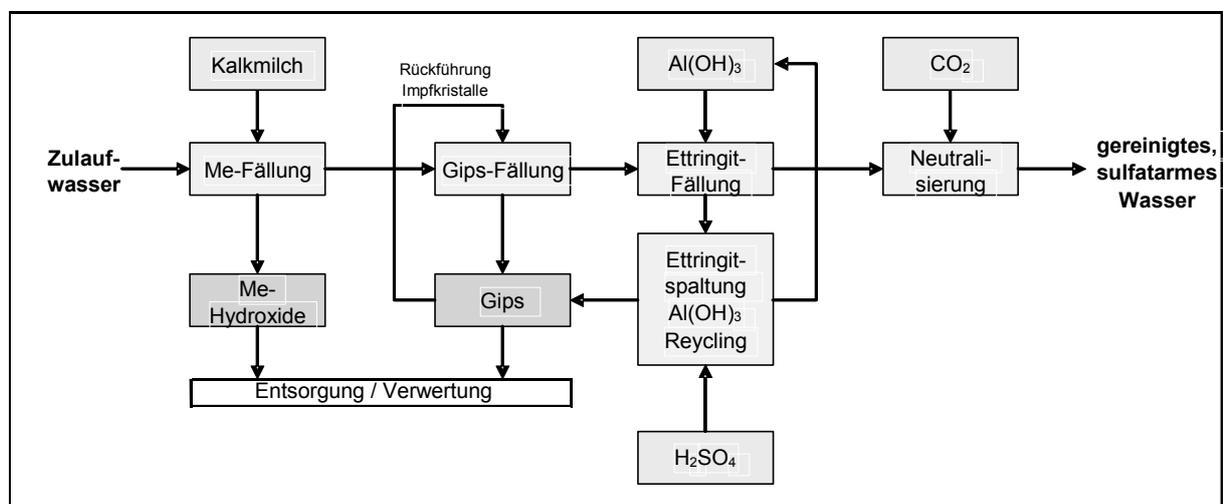
### Prozesse

Die Verfahren der Sulfatentfernung über eine Ettringitbildung sind als SAVMIN-Verfahren [SMI 1999] und als CESR (**C**ost **E**ffective **S**ulphate **R**emove) oder Walhalla-Prozess bekannt [SCHU 1996b].

Die Grundschrirte des SAVMIN-Prozesses bestehen aus einer Anhebung des pH-Wertes mit Kalk bis auf einen pH-Wert von 12. Dabei werden die gelösten Schwermetalle und Magnesium gefällt. Anschließend werden in diese Lösung Gipskristalle als Kristallisationskeime eingetragen, um eine Gipsbildung zu initiieren. Ein Teil des gebildeten Gipses wird zurückgeführt, um wieder als Kristallisationskeim zu wirken. In der dritten Stufe wird dem noch an Gips übersättigtem Wasser Aluminiumhydroxid zugesetzt. Die Zugabe des Aluminiumhydroxides führt dabei zur Ettringitbildung. Der Ettringitschlamm wird abgetrennt. In einer weiteren Stufe wird das Wasser mit  $\text{CO}_2$  zur pH-Werteinstellung behandelt. Dabei fällt relativ sauberes  $\text{CaCO}_3$  oder  $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$  aus und kann entfernt werden. Der Ettringitschlamm wird durch Schwefelsäure zersetzt und das Aluminiumhydroxid regeneriert, um es wieder in den Prozess einzutragen (Gleichung 14).



Die wesentlichen Elemente des Prozesses sind in der Abbildung 21 dargestellt.



**Abbildung 21: Fließdiagramm des SAVMIN-Prozesses**

Der Unterschied zwischen dem SAVMIN- und dem CESR / Walhalla-Prozess besteht darin, dass beim Walhalla-Prozess die Zugabe von Kalziumaluminat anstelle von Aluminiumhydroxid zur Ettringitbildung erfolgt. Das Kalziumaluminat hat eine ähnliche Zusammensetzung wie Tonerdezement. Außerdem erfolgt beim Walhalla-Prozess keine Rückführung des Ettringits.

In einer Demonstrationsanlage in der Stillfontein Gold Mine in Süd Afrika wurden  $500 \text{ m}^3$  eines Wassers mit  $600 - 800 \text{ mg}$  Sulfat/L nach dem SAVMIN-Verfahren behandelt und der Sulfatgehalt auf unter  $200 \text{ mg/L}$  gesenkt. Der Durchsatz betrug dabei  $1,1 \text{ m}^3/\text{h}$ .

Der CESR-Prozess wurde in einer Behandlungsanlage mit einem Durchsatz von 350 Gallonen pro Minute (79,5 m<sup>3</sup>/h - USA Gallone oder 95,34 m<sup>3</sup>/h britische Gallone) eingesetzt wobei die Sulfatkonzentrationen weniger als 100 mg/L im behandelten Wasser betragen haben sollen.

Die nachfolgenden Darstellungen sind das Ergebnis der Analyse einer Wasserbehandlung eines sulfatreichen Poren- und Drainagewassers mit einem Mengenstrom von 40 m<sup>3</sup>/h und Sulfatkonzentrationen von ca. 18 g/l.

Mit dem Kalk wird Magnesium neben den anderen Metallen gefällt und ein Teil des Sulfates als Gips abgetrennt. Nach der Fällung findet eine Trennung von Wasser und Schlamm statt. Dabei fallen ca. 20 Volumen-% einer Schlammfraktion an und 80 % an freiem Wasser, das anschließend mit Walhallkalk behandelt wird. (Abbildung 22) Der magnesium- und gips-haltige Kalkschlamm aus der ersten Fällung muss jedoch auch weiter behandelt werden. Deshalb lag es nahe, nach der pH-Werteinstellung mit Kalk, die Fällung mit dem Walhallkalk gleich anschließend, ohne eine Abtrennung des mit Kalk gebildeten Schlammes durchzuführen. Das Schema dieses als einstufig bezeichneten Prozesses ist in der Abbildung 23 dargestellt.

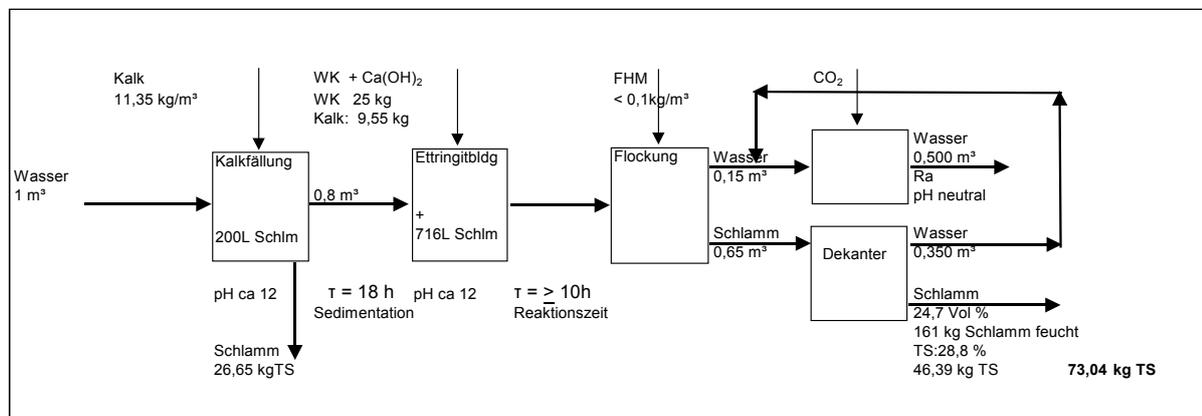


Abbildung 22: Prozessschema einer zweistufigen Kalk-Walhallakalk-Wasserbehandlung

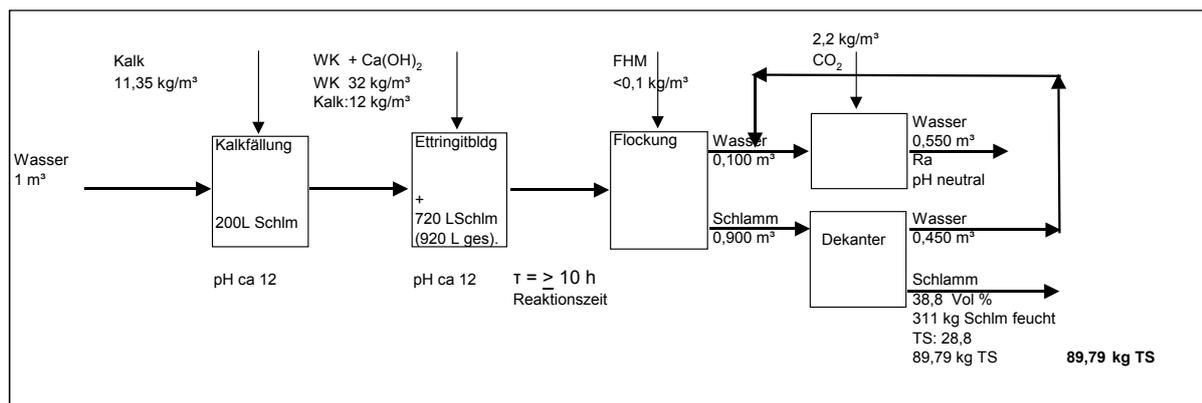


Abbildung 23: Prozessschema einstufiger Kalk-Walhallakalk-Wasserbehandlungsprozess

Zur besseren Abtrennung des Wassers aus dem Kalk - Ettringitgemisch wird eine Flockungsstation dazwischen geschaltet. Der Schlamm wird anschließend in einem Dekanter entwässert.

Daten und Aussagen zu diesen Prozessen sind in der Tabelle 7 enthalten.

Tabelle 7: Daten der Sulfatabtrennung mit Kalziumaluminat

Prozess	SAVMIN	CESR / Walhalla	Ettringit / Walhalla
<b>Prozessinformationen</b>			
<b>Vorbehandlung</b>	Nein	Nein	pH Wert auf > 10 einstellen, Schwermetalle abtrennen bei geplanter Verwertung von Ettringit
<b>Zusammensetzung</b>			
- <b>Zulaufwasser</b>	SO <sub>4</sub> : 649 mg/l	SO <sub>4</sub> : 29.100 mg/l	SO <sub>4</sub> : 18.000 mg/l, Schwermetalle
- <b>Ablaufwasser</b>	SO <sub>4</sub> : 69 mg/l	SO <sub>4</sub> : 19.000 mg/l	SO <sub>4</sub> : ≥ 0 mg/l
<b>Rückstände</b>	Schlamm	Schlamm	Ettringit und Schwermetallschlamm
<b>Vorteile</b>	geringe Konzentrationen von Sulfat, Recycling von Ettringit, Spurenmetallentfernung	geringe Konzentrationen von Sulfat, Spurenmetallentfernung	geringe Konzentrationen von Sulfat, Spurenmetallentfernung
<b>Nachteile</b>	Produktion von Schlamm	Produktion von Schlamm	große Schlammengen
<b>Optimierungsmöglichkeiten</b>	Recycling von Schlamm	Recycling von Schlamm	Verwertung von Ettringit

### 2.2.2.2 Membranverfahren

Die Entwicklung der Membranprozesse ist eng mit dem ständig steigenden Bedarf an Trinkwasser und seiner Gewinnung durch die Entsalzung des Meerwassers verbunden. 1964 war es erstmalig möglich, aus einem Brackwasser mit einer Cellulose-Acetat Membran durch eine Umkehrosmose Süßwasser herzustellen.

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

**Tabelle 8: Zusammenstellung heute genutzter Membranverfahren nach [RAU 1997], zitiert in [PET 2005]**

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

Eine ganz besondere Rolle bei den Anwendungen spielen die Umkehrosmose (RO) und die Nanofiltration (NF). Die Reversosmose ist heute die Schlüsseltechnologie für die größten Wasserversorger. Betreibermodelle für Großanlagen werden dabei zu Preisen < 0,6 USD/m<sup>3</sup> angeboten (Vivendi-Israel), [SAM 2006].

Die Nanofiltration wird erfolgreich bei der Vorbehandlung zur Meerwasserentsalzung durch RO und der Trinkwasseraufbereitung eingesetzt. So wird die Nanofiltration zur Trinkwasseraufbereitung für 800.000 Menschen in Paris genutzt [MEL 2003]. Anlagen mit großen Kapazitäten sind vor allem in den arabischen Ländern installiert worden. (Al Jubail / Saudi Arabien mit 98.000 m<sup>3</sup> Trinkwasser pro Tag entsprechend einer Leistung von > 4000 m<sup>3</sup>/h).

Die Nanofiltration scheint deshalb als Ausgangspunkt für eine Sulfatabtrennung ein geeigneter Membranprozess zu sein und ist dadurch in Betracht zu ziehen. Dabei sind Kenntnisse über die Eigenschaft der Membranen und ihr Verhalten bei der Trennung der einzelnen im Wasser vorhandenen Moleküle besonders wichtig.

Ebenso werden Membranverfahren zur Behandlung von Bergbauwässern mit Radionukliden neben einer hohen Salzlast aus Sulfat und Karbonat sowie mit Schwermetallen verwendet. Dabei handelt es sich meistens um Kombinationen die aus mehreren Behandlungsschritten wie Fällungs- Ionenaustausch- und Membrantrennprozessen bestehen. Ein Beispiel dafür ist das Verfahren der Wasserbehandlung in Helmsdorf [Klß 1997] Eine Besonderheit ist das Rodosanverfahren. Es ist eine Kombination die aus einem elektrischen Prozess und einem Membrantrennprozess besteht und unter 2.2.2.4 näher erläutert ist.

Tabelle 9: Daten für Membranverfahren

Prozess	Reversosmose RO	Nanofiltration NF	EDR	Rodosan
Prozessinformation				
Vorbehandlung	Ja	Ja	Ja	ja
Zusammensetzung				
- Zulaufwasser - Ablauf	SO <sub>4</sub> : 4920 mg/l SO <sub>4</sub> : 113 mg/l	SO <sub>4</sub> : 2500 mg/l SO <sub>4</sub> : < 100 mg/l	SO <sub>4</sub> : 4178 mg/l, Schwermetalle SO <sub>4</sub> : 264 mg/l	SO <sub>4</sub> : 1800 mg/l SO <sub>4</sub> : 800 mg/l
Rückstände / Nebenprodukte	Ja Schlamm / Sole – Konzentrat	Ja Schlamm / Sole – Konzentrat	Ja Schlamm / Sole – Konzentrat	Ja Schlamm / Sole – Konzentrat, H <sub>2</sub> , Düngemittel
Vorteile	Trinkwasser-qualität	Trinkwasser-qualität	Trinkwasserqualität	
Nachteile	Salzverkrustungen, begrenzte Membranlebensdauer, ungeeignet für Kesselstein bildende Wässer	Salzverkrustungen, begrenzte Membranlebensdauer, ungeeignet für Kesselstein bildende Wässer	Salzverkrustungen, begrenzte Membranlebensdauer, ungeeignet für Kesselstein bildende Wässer	Bei Salzverkrustungen, kurze Membranlebensdauer, Stromstärke steigt mit sinkendem SO <sub>4</sub> Gehalt, Störung durch Cl <sup>-</sup> Ionen, nicht für große Durchsätze geeignet
Optimierungen	Antiscalingprozesse gegen Verkrustungen	Antiscalingprozesse gegen Verkrustungen	Antiscalingprozesse gegen Verkrustungen	Eintrag von CO <sub>2</sub> zur Erhöhung der Leitfähigkeit

### 2.2.2.3 Sorptionsverfahren

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

#### 2.2.2.3.1 Ionenaustauscher

Ein reiner Ionenaustauschprozess, der nur das Anion Sulfat entfernt, ist zwar bekannt, in der Regel aber in der Bergbauwasserbehandlung nicht anzutreffen. Meistens bestehen die Ionenaustauschprozesse aus einem Anionen- und Kationenaustauschprozess, um zusätzlich die Metallkationen zu entfernen und einen metallarmen Gipsschlamm zu erzeugen und / oder sind mit den entsprechenden Fällungsprozessen aus dem gleichen Grund kombiniert. Ein solcher Prozess ist der GYP-CIX-Prozess [SCHO 2001], [GUS 1997].

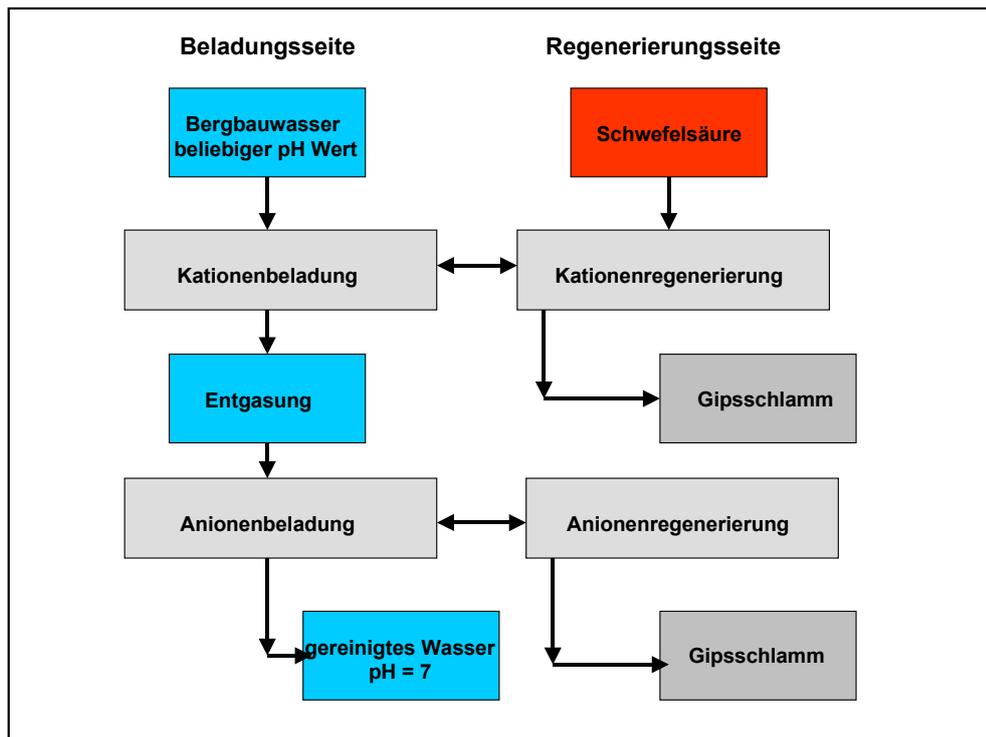
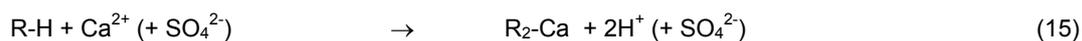


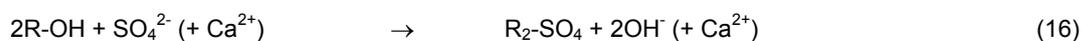
Abbildung 24: Schematische Darstellung des GYP-CIX Prozesses

Der GYP-CIX-Prozess besteht aus einem Kationenaustauschersystem und einem Anionenaustauschersystem und ist für die Entfernung von gelöstem Sulfat und Kationen geeignet. In den Regenerierungsstufen wird jeweils ein reiner Gipsschlamm erzeugt. Das schematische und vereinfachte Fließbild ist in der Abbildung 24 dargestellt.

Das unbehandelte Wasser wird in einen Kationenbeladungsteil gepumpt und passiert dort verschiedene Kontaktstufen, wo die vorhandenen Kationen, vor allem  $\text{Ca}^{2+}$ , aus dem Wasser durch den Kationenaustauscher entfernt werden.



Nach dem Passieren der Kationenaustauscher wird das Wasser in eine Entgasungseinrichtung gepumpt, in der das Kohlendioxid ausgetrieben und die Alkalinität entfernt wird. Anschließend gelangt es in ein Anionenaustauschersystem, wo die Sulfationen entfernt werden.



Das so behandelte Wasser hat einen neutralen pH-Wert und besitzt nur noch geringe Konzentrationen an Kalzium und Sulfat einschließlich sowie an Schwermetallen. Die Anzahl der notwendigen Ionenaustauscher-Kontakteinheiten und Behandlungsschritte ist von der Qualität des Wassers und den Anforderungen an das behandelte Wasser abhängig.

Eine Besonderheit des GYP-CIX-Prozesses ist die Gestaltung der Regenerierungstechnik, die nur geringe Kosten verursacht und Gips als einziges Nebenprodukt produziert. Im Unterschied zu anderen Ionenaustauschprozessen wird  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  sowie  $\text{H}_2\text{SO}_4$  für die Regenerierung der Ionenaustauscher verwendet, wobei in beiden Fällen Gips produziert werden kann.





Eine weitere Kombinationsmöglichkeit ergibt sich aus der Verbindung des GYP-CIX-Prozesses mit Fällungsprozessen. So wurde bei der Behandlung eines Wassers aus einer Goldmine in einem Pilotprozess zuerst eine Oxidationsstufe mit H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> für die Oxidation von Mangan und Eisen eingeführt, dann eine Kalkbehandlung für die pH-Wertanhebung auf einen pH-Wert von 5 und anschließend eine Zugabe von Na<sub>2</sub>S. Die sich anschließende weitere pH-Wert-Anhebung auf 8 führte zu einer Fällung der Metallsulfide und Metallhydroxide. Danach erfolgte die Wasserbehandlung in einem Anionenaustauscher. Der Sulfatgehalt wurde auf diesem Wege von 6,3 g/L auf 3,3 g/L nach den Fällungsprozessen und auf weniger als 50 mg/L nach dem GYP-CIX-Prozess gesenkt. [FEN 2000]

**Tabelle 10: Prozessdaten GYP-CIX Prozess**

Prozess	Cyp - Cix
Prozessinformationen Vorbehandlung	nein
Zusammensetzung	
- Zulaufwasser - Ablaufwasser	SO <sub>4</sub> : 4472 mg/l SO <sub>4</sub> : < 240 mg/l
Rückstände / Nebenprodukte	Ja / Schlamm / Gips
Vorteile	Trinkwasserqualität geringe Regenerierungskosten
Nachteile	Schlammproduktion
Optimierungsmöglichkeiten	Recycling von Schlamm

### 2.2.2.3.2 Biosorptionsprozesse

Bei einer Zusammenstellung von Sorptionsprozessen ist neben den Ionenaustauschprozessen auch die Biosorption zu berücksichtigen. Diese Vorgänge beruhen auf den Wechselwirkungen zwischen Mikroorganismen und Metallionen und finden vor allem in den Wetlands statt. Daneben sind die Wechselwirkungen zwischen Pflanzen und den Metallen in den Böden zu beachten die unter dem Begriff der Phytoremediation dargestellt und zu Metallabtrennungsprozessen genutzt werden können. [PHI 2014]

Bei den Biosorptionsprozessen werden Metalle als Anionen oder Kationen an funktionelle Gruppen der Zellwand oder an von Mikroorganismen gebildeten Enzymen und extrazellulären Substanzen (Schleimschichten bzw. Polysaccharide und oder Polyproteine) gebunden. Dabei sollen diese Prozesse keine aktiven durch Lebensprozesse gesteuerten Vorgänge sein, die durch Bioakkumulation und Aufnahme in das Zellinnere gekennzeichnet sind. Die Konzentration der gebundenen Metallionen ist von der Konzentration in dem zu behandelnden Wasser, dem pH Wert, der Kontaktzeit und der Art der Bindung abhängig. Verfahren zur Behandlung von Bergbauwässern sind wegen der oft teuren Biomassen und den oft existierenden Konkurrenzionen nur für die Abtrennung von Radionukliden oder von Edelmetallen bekannt. [STE 2007],[TSE 1990],[TSE 2007]

### 2.2.2.4 Elektrochemische Verfahren

Abgeleitet von dem klassischen Prozess der Elektrolyse und der Wanderung von Ionen in einem elektrischen Feld, gibt es mehrere Prozesse der Wasserbehandlung, die auf diesen Eigenschaften beruhen.

Dazu zählen vor allem die Elektrodialyse (ED) und die auf ihr beruhenden Prozesse sowie die Elektrokoagulation und die Elektrosorption.

Die Elektrodialyse ist ein Membranprozess, bei dem ein elektrisches Potenzial für die Bewegung von Ionen verwendet wird, die durch eine selektive Membran wandern und ein salzarmes gereinigtes Wasser zurücklassen. In der Abbildung 25 sind die Unterschiede von Elektrodialyse und Reversosmose dargestellt.

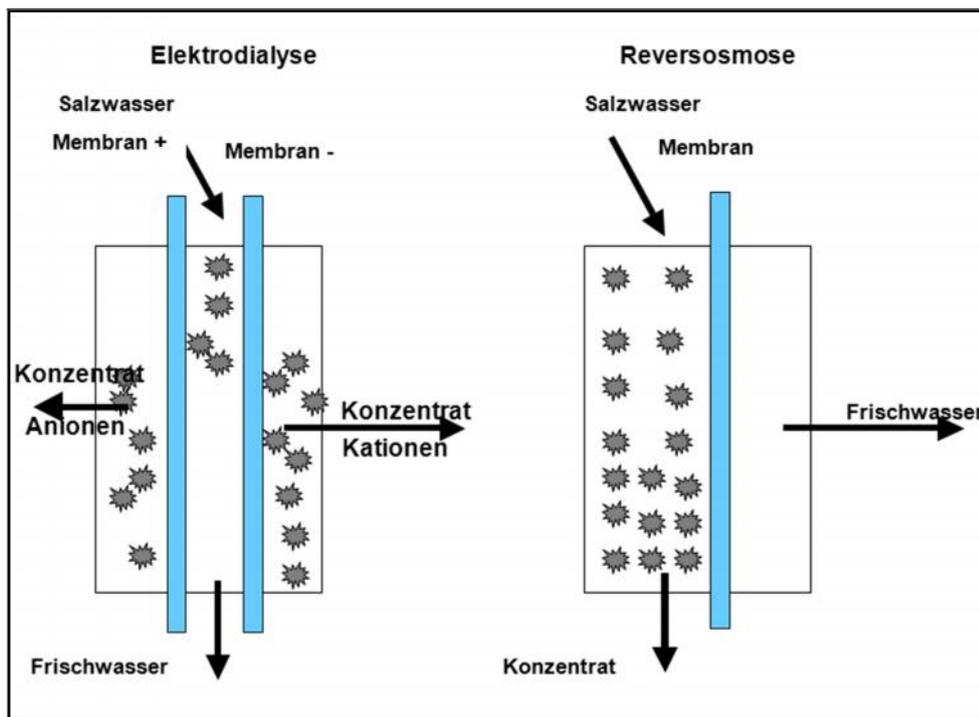


Abbildung 25: Darstellung von Elektrodialyse und Reversosmose

Zwischen beiden Prozessen gibt es auch Zwischenformen oder Übergangsformen wie die elektrische Reversosmosedialyse, auf die aber nicht näher eingegangen werden soll.

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

Eine Grundeinheit einer Elektrodialyse besteht aus bis zu mehreren hundert Zellpaaren, die mit Elektroden bestückt sind und wird ein Membran-Stack genannt [VAL 2001].

Die Elektrodialyse wird hauptsächlich für die Entsalzung von Brackwasser und zur Gewinnung von Trinkwasser verwendet. Bei einer Bergbauwasserbehandlung sind Daten bekannt, die eine Behandlung von 5,8 m<sup>3</sup>/h eines Bergbauwasser zeigen, wobei der Gesamtsalzgehalt von 3,2 g/L auf 0,640 g/L gesenkt werden konnte. Dabei wurde ein Restsulfatgehalt von 5 mg/L im Wasser bei einer Wasserrückgewinnung von 84 % erreicht.

In der Tabelle 9 sind neben den Membranprozessen die elektrochemischen Prozesse der Umkehrelektrodialyse (EDR) und des Rodosanverfahrens dargestellt. Der EDR Prozess wurde dabei vor allem für die Behandlung eines nicht „Kalksteinbildenden“ Wassers entwickelt. Bei diesen Wässern dominiert Chlorid als Hauptanion. Der Prozess wurde an einem NaCl-haltigen Wasser einer Goldmine erprobt und ebenfalls für die mögliche Sulfatabtrennung geprüft. Die Vorbehandlung des Wassers bestand in einer Oxidation und Abtrennung des enthaltenen Eisens und Mangans durch Kaliumpermanganat unter Zusatz eines Flockungshilfsmittels. Die anschließenden Konzentrationen beider Elemente lagen bei < 2,5 mg/L.

Das Prinzipschema des RODOSAN®-Verfahrens und die dabei ablaufenden Prozesse sind in der Abbildung 26 und Abbildung 27 dargestellt. Das Prinzip des Verfahrens beruht auf der Spaltung von Wasser zu Wasserstoffionen und Hydroxidionen und der Reduktion der Wasserstoffionen zu Wasserstoff an der Kathode in dem von dem sauren Wasser durchflossenen Kathodenraum. Eine für Sulfat durchlässige Membran trennt den Anodenraum von dem Kathodenraum. In dem Anodenraum werden die Sulfationen entladen und die entstehenden Radikale bilden Schwefelsäure bzw. Peroxidisulfat. Sie können als Ammoniumsulfat oder Ammoniumperoxidisulfat abgetrennt werden [FRI 1999], [FRI 2004] Für die Bildung der Ammoniumverbindungen wird ein „Anolyt“ in den Anodenraum eingetragen.

Im Kathodenraum steigt der pH-Wert durch die überschüssigen OH – Ionen. Durch diese Verschiebung des pH-Wertes fallen die Hydroxide von Eisen und Aluminium im Kathodenraum aus.

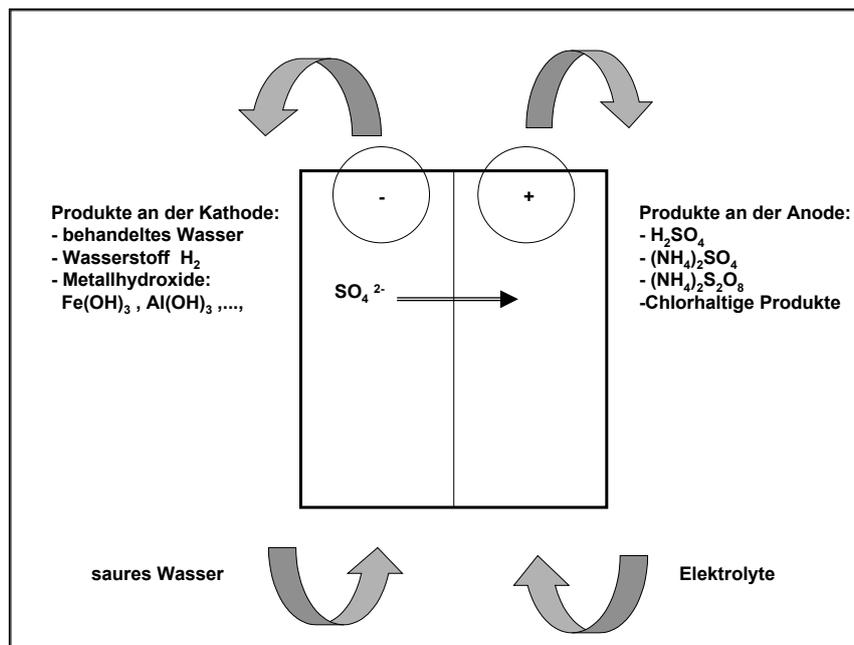


Abbildung 26: Prinzipschema Rodosanverfahren

Der in der GWRA-Rainitzta auf diesen Reaktionen beruhende erprobte RODOSAN®-Pilotprozess führte zur Ableitung der in Abbildung 27 gezeigten möglichen Mengenströme

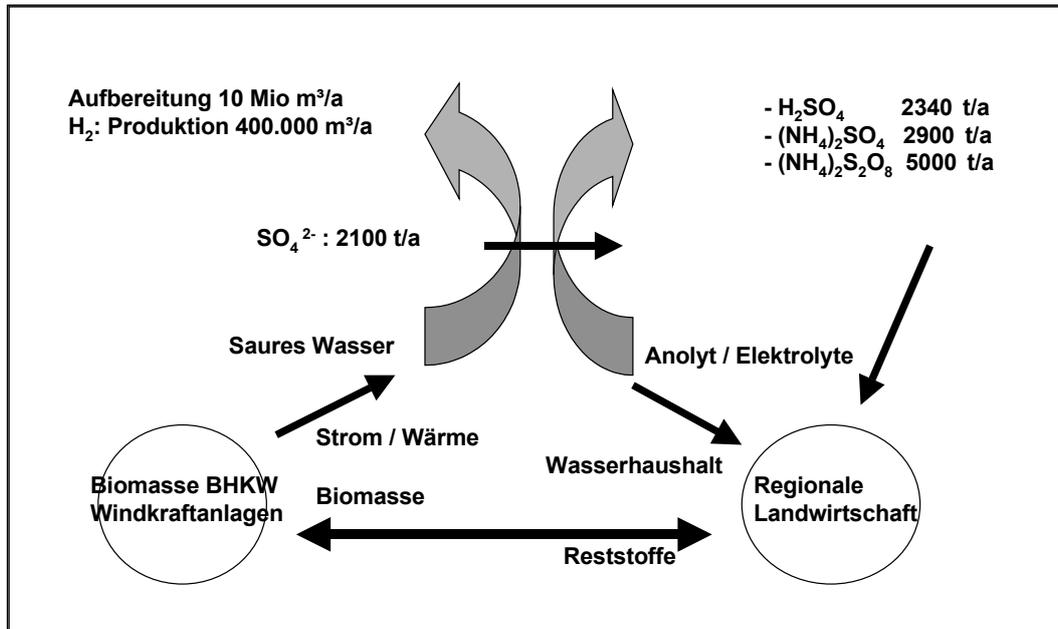


Abbildung 27: Daten RODOSAN®-Prozess nach [LMBV 2005]

Neu in der Diskussion über geeignete Wasserbehandlungsverfahren sind Techniken, die mit den Begriffen Elektrosorption und Elektrokoagulation bezeichnet werden. [WOL 2013]

Dabei wird unter Elektrokoagulation oder auch Elektroflokkung das Abtrennen von Wasserinhaltsstoffen durch eine elektrisch induzierte Flockung verstanden. Zu diesem Zweck wird eine als Anode geschaltete Elektrode aus Aluminium in dem zu behandelnden Wasser installiert, die sich auflöst und durch die Bildung von Aluminiumionen das Entstehen einer Flockung auslöst. Die Kathode besteht aus Eisen. Zusätzlich bewirkt der Stromfluss eine Reduktion, durch die Wasserstoff und freie Elektronen gebildet werden. Dadurch werden Metallionen reduziert und können abgetrennt werden. Die auf diesem Prinzip beruhenden Anlagen werden vorzugsweise zur Behandlung von Galvanikabwässern genutzt. [DLK 2014]

Die Elektrosorption nutzt dagegen das Anlegen einer Gleichspannung zwischen einem Adsorber und einer Platinelektrode. Das elektrische Feld fällt dabei vom Adsorber zum Wasser hin ab. Da die angelegte Spannung unterhalb der Überspannung liegt handelt es sich um eine vollständig polarisierte Elektrode mit einer Gegenladungswolke in der Wasserschicht. Die Platinelektrode ist nicht polarisiert. Bei geringen Spannungen ergeben sich hohe elektrische Felder an den Grenzflächen, die auf die Wasserstruktur Einfluss nehmen und die Adsorption verändern. Auf diese Weise können nichtionische Adsorbentien durch Bindung an einen Adsorber wie Aktivkohle abgetrennt werden. [JAN 1999]

Weitere Prozesse zur Wasserbehandlung sind die Vakuumdestillation und das Eindampfen von salzreichen bzw. sulfatreichen Wässern. Dabei werden die im Wasser vorhandenen Salze abgetrennt und teilweise einer Nutzung zugeführt. Ein solcher Prozess ist oft bei der Behandlung von Deponiesickerwässern als letzte Behandlungsstufe vor der Verbringung der Rückstände anzutreffen. Die Kosten sind maßgeblich von den Energiekosten für die Abtrennung des Wassers abhängig. Bei Bergbauwasserbehandlungen existierte eine solche Technologie in der Uranmine Dolni Rozinka (CZ) zur Gewinnung von  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  im Zusammenhang mit der Wasserbehandlung der sauren sulfathaltigen Grubenwässer [MIT 1997].

## 2.2.2.5 Mikrobiologische Verfahren

### 2.2.2.5.1 Einleitung

Eine Sulfatabtrennung ist prinzipiell auch durch biologische Prozesse möglich, wobei eine Abtrennung auch durch geeignete Pflanzen und gegebenenfalls Algen erfolgen kann, da diese ebenfalls wie alle Lebewesen Sulfat für den Aufbau der schwefelhaltigen Aminosäuren benötigen. Einen besonderen Umfang nehmen die unterschiedlichen mikrobiologischen Sulfatreduktionsprozesse ein, da je nach der Lebensart der Mikroorganismen sowohl eine autotrophe Sulfatreduktion mit einem anorganischen Energieträger und der Verwendung von CO<sub>2</sub> neben einer heterotrophen Sulfatreduktion unter Verwendung von organischen Kohlenstoff- und Energiequellen möglich ist.

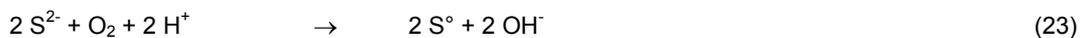


Gleichung (19) zeigt den chemoorganoheterotrophen Sulfatreduktionsprozess und Gleichung (20) den chemolithoautotrophen Sulfatreduktionsprozess. Dabei bedeuten „MO“ Mikroorganismen und „Biomasse“ die aus den Substraten gebildete Menge an Mikroorganismen. Beide Prozesse sind gegenwärtig technisch oder zumindest im Pilotmaßstab erprobt.

Das gebildete Sulfid wird bei Anwesenheit von Schwermetallen zur Fällung der Schwermetalle genutzt



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



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

Je nach umgesetzten Sulfateinheiten pro Zeiteinheit kann zwischen einer Hochleistungssulfatreduktion (HLSR) und einem partiellen durch eine Prozessgröße gesteuerten Sulfatabbau unterschieden werden. Die dabei abgetrennten Sulfatmengen bewegen sich zwischen 1 – 2 g/lh und wenigen Milligramm / l d. Letztere Prozesse spielen insbesondere bei Wetlandkonstruktionen eine entscheidende Rolle, da bei ihnen in der Regel die Abtrennung von Schwermetallen und Radionukliden im Mittelpunkt steht und weniger die Sulfatentfernung. In Tabelle 11 sind auf der Sulfatreduktion beruhende verschiedene Verfahren und ihre spezifischen Daten zusammengestellt. In der Tabelle sind auch Daten für ein Wetland zur Abtrennung von Radionukliden enthalten sowie Daten für eine gesteuerte Versickerung von Wasser in einer Halde, bei der durch die partielle Sulfatreduktion eine Festlegung von Schwermetallen insbesondere Eisen erfolgt.

**Tabelle 11: Übersicht über biotechnologische Verfahren ohne Eisenoxidation**

Prozess	Bioreaktor Paques	THIOPAQ	Hochleistungs-sulfatreduktion HLSR	Wetlands radio-aktives Inventar	Haldenversicke- rung
Prozessinforma- tion					
Vorbehandlung	ja	ja	ja	nein	Ja - Fe, Mn Ab- trennung
Zusammenset- zung					
- Zulauf- wasser - Ablauf	SO <sub>4</sub> : 8342 mg/l SO <sub>4</sub> : 198 mg/l	SO <sub>4</sub> : 2400 mg/l SO <sub>4</sub> : 196 mg/l	SO <sub>4</sub> : 3000 mg/l SO <sub>4</sub> : <200–0 mg/l	SO <sub>4</sub> : 1200 mg/l SO <sub>4</sub> : 1100 mg/l	SO <sub>4</sub> : ca. 2500 mg/l SO <sub>4</sub> : 500 mg/l
Rückstände	Ja Schwefel	Ja Schwefel	Ja Schwefel	nein	nein
Vorteile	Spurenmetall- entfernung, Re- cycling von H <sub>2</sub> S, Erhöhung Puf- ferkapazität durch Eintrag von CO <sub>2</sub>	Spurenmetall- entfernung, Re- cycling von H <sub>2</sub> S, Erhöhung Puf- ferkapazität durch Eintrag von CO <sub>2</sub>	Spurenmetall- entfernung, Erhö- hung Pufferkapa- zität durch Ein- trag von CO <sub>2</sub> , kleine Wasser- verweilzeit, gerin- ger spezifischer Substratver- brauch	Spurenmetall- entfernung, pas- sive Behandlung, keine Schlamm- produktion	passive auch absatzweise Behandlung, SO <sub>4</sub> Abbau kann ge- steuert werden, keine Schlamm- produktion,
Nachteile	Kosten für C- und Energiequelle, Erhöhung der Mn und As Löslich- keit	Kosten für C- und Energiequelle, Erhöhung der Mn und As Löslich- keit	Kosten für C- und Energiequelle, Erhöhung der Mn und As Löslich- keit	Geringe Sulfatab- trennung, Kosten für C- und Ener- giequelle, Erhö- hung der Mn und As Löslichkeit	Regenerierung von Poren bzw. Schluckbrunnen
Optimierungs- möglichkeiten	Recycling von Schlamm, Ver- wenden billiger C- und Energiequel- len	Recycling von Schlamm, Ver- wenden billiger C- und Energiequel- len	Verwenden billi- ger C- und Ener- giequellen	Optimale Reakti- onsbeckengestal- tung	Zusatz von En- zymen, und / oder C - Quelle zur Reaktions- steigerung

### 2.2.2.5.2 Paques Sulfatreduktionsprozesse

Von Paques BV (Balk, NL) wurden verschiedene Prozesse der Schwefel- und Sulfatreduktion vorwiegend zur Metallab- trennung aber auch zur Reduzierung des Salzgehaltes entwickelt. Die Prozesse sind unter den Namen THIOPPAQ<sup>®</sup>, THIOMET<sup>®</sup> und SULPHATEQ<sup>®</sup> bekannt. Weltweit sind seit 1982 über 500 Prozesse auf dieser Basis realisiert worden. Als Kohlenstoffquelle werden entweder Ethanol oder Acetat verwendet. Das gebildete HS<sup>-</sup> wird, wenn notwendig, für die Fällung von Metallen genutzt. Dabei wird sichtbar, dass nahezu jedes Wasser durch seine spezifische Zusammensetzung eine diese Zusammensetzung berücksichtigende angepasste Technologie verlangt. Das Prinzipschema dieses Prozesses ist in der Abbildung 28 dargestellt.

Der erste Prozess dieser Art wurde als Pilotprojekt durch Shell Res. Ltd und Budelco BV entwickelt und in Budel Dorplein (NL) bei der Budelco BV (NL) einem Zinkproduzenten installiert. Es ist eine biologische Anlage zur Entfernung von Sulfat und Rückgewinnung von Zink [BAR 1990], [BAR1991], [GAD 1993].

Nachdem eine Pilotanlage gebaut worden war, wurde durch Paques eine industrielle Anlage errichtet. Behandelt wurden ab 30.10.1992 7000 m<sup>3</sup> Wasser/d in einem 1800 m<sup>3</sup> Reaktor aus Beton. Die Verweilzeit betrug dabei ca. 6 h. Das Wasser besaß 3050 mg/L Sulfat, 250 mg/L Zink sowie Spuren von Cadmium, Kobalt und Kupfer. Der pH-Wert betrug 4,5. Als Kohlenstoffquelle wurden 1132 mg/L Ethanol zugesetzt. Das behandelte Wasser enthielt 500 mg/L Sulfat, 639 mg/L überschüssiges Sulfid, das nicht für die Fällung der Metallkationen verbraucht worden war und 1739 mg/L Karbonat. Der pH-Wert betrug 7,5. Die Konzentrationen der Metalle Zink, Kobalt, Kupfer und Kadmium lagen unter 0,01 mg/L.

Die Konzentration suspendierter Partikel lag bei 5 mg/L, die maximale behandelte Wassermenge betrug 350 m<sup>3</sup>/h.

Bei dem Elektronikproduzenten „Philips electronic“ in Stadskanaal NL, wurde ein Abwasser mit Metallen und Sulfat neben organischen Verbindungen behandelt. Die anfallende Abwassermenge betrug 8 m<sup>3</sup>/h. Die Anlage bestand aus 3 anaerob Reaktoren. In den 1. und den 2. Reaktor wurde Acetat dosiert. Dabei wurde zuerst das Nitrat umgesetzt und anschließend das Sulfat reduziert und für die H<sub>2</sub>S-Produktion genutzt. In einem separaten 3. Reaktor, der ein kontinuierlich durchflüssener Rührkesselreaktor war, wurden mit Hilfe des Sulfids die Metalle gefällt (Thiopaq<sup>®</sup>-H<sub>2</sub>S Biogenerator), [REI 2000].

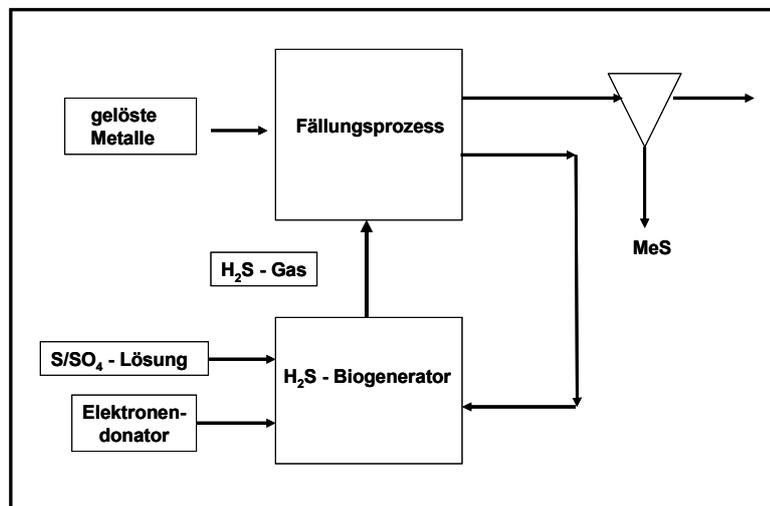


Abbildung 28: Prinzipschema des Paques Thiopaq<sup>®</sup>-Thiomet<sup>®</sup>-Prozesses

Die Thiopaq<sup>®</sup>-Thiomet<sup>®</sup>-Technik wurde in der Caribou-Mine New Brunswick in Kanada für die selektive Rückgewinnung von Cu und Zn und die Abtrennung von Cd und Pb aus 700 m<sup>3</sup>/d eines sauren Drainagewassers (AMD) angewendet, bevor das Wasser in eine Kalkbehandlungsanlage zur Eisen- und Aluminiumabtrennung eingeleitet worden war.

Die Anlage ist ein Gemeinschaftsprojekt von der Breakwater Resources Ltd, BioteQ Environmental Technologies und Paques. Für die Sulfidproduktion wird elementarer Schwefel genutzt, der in einer anaeroben Stufe durch *Desulphuromonas acetoxidans* zu H<sub>2</sub>S umgesetzt wird.



Dabei wird aus dem S<sub>8</sub>-Ring des elementaren Schwefels durch den Kontakt mit Sulfid ein Polysulfid gebildet, das durch die Mikroorganismen zu Sulfid umgesetzt wird.



Die Anlage startete im November 2001 und erreichte die geplante Kapazität nach 3 Monaten.

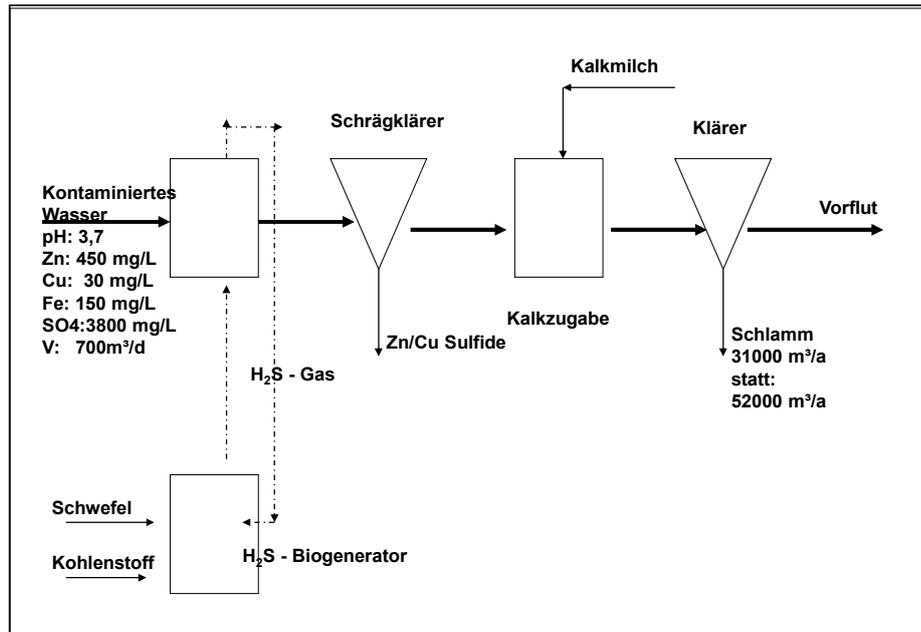
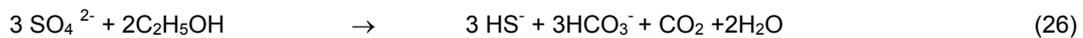


Abbildung 29: Fließbild des Paques Thiomet®-Prozesses in der Caribou Mine

Die Kosten für die Herstellung des notwendigen Sulfides werden mit 660 CAD/t<sup>1</sup> H<sub>2</sub>S (415 €/t) angegeben [HUI 2005]. Zur Behandlung von sauren, sulfatreichen Wässern, bei denen nicht die Rückgewinnung von Metallen im Vordergrund steht, sondern nur die pH-Verschiebung und die Reduzierung der Sulfatfracht, wurde die THIOPAQ®-Technologie modifiziert. Diese modifizierte Technologie besteht aus 3 Teilschritten. Zuerst werden Schwermetalle durch ein neutrales bis alkalisches Wasser, das neben den Sulfidionen auch Karbonationen enthält, gefällt. Dieses Wasser entsteht im Prozess durch die Sulfatreduktion und wird partiell zurückgeführt.



In Abbildung 30 ist diese Variante schematisch dargestellt.

<sup>1</sup> CAD = Kanadische Dollar

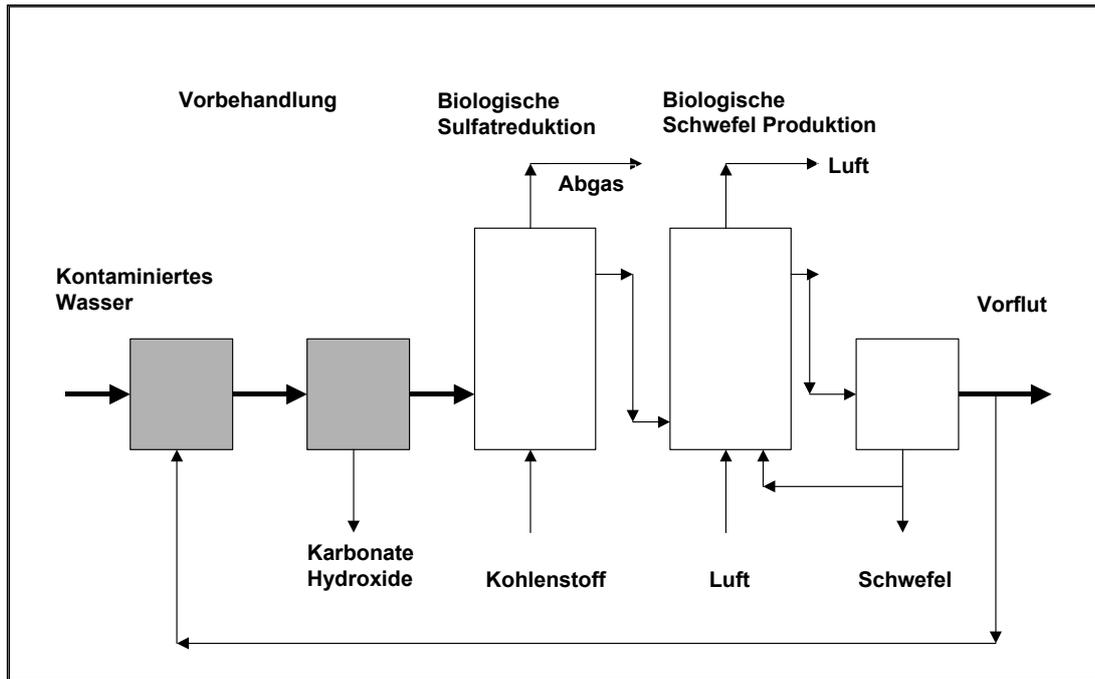


Abbildung 30: Schematische Darstellung des THIOPAQ®-Prozesses für die biologische Entfernung von Sulfat, Schwermetallen und Kalzium aus Anglo Coal Bergbauwässern

Nach der Abtrennung der gefällten Schwermetalle erfolgt die biologische Sulfatreduktion und anschließend in einer dritten Stufe die Umwandlung des gebildeten Sulfides zu elementarem Schwefel. Dieser wird anschließend abgetrennt [REI 2005]. Die Oxidation des Sulfides findet dabei durch einen aeroben mikrobiologischen Prozess in einem separaten Reaktor statt. Dazu wird in den Reaktor Luft eingetragen und der Sauerstoffgehalt im Reaktor über das Redoxpotenzial kontrolliert. Die behandelte Wassermenge betrug 125 m<sup>3</sup>/h. Der Sulfatgehalt wurde von 2400 mg/L auf 300 mg/L gesenkt sowie der pH-Wert von 2,9 auf 8 verschoben.

### 2.2.2.5.3 Hochleistungssulfatreduktion

Parallel zu den Arbeiten in Bremen und den Niederlanden wurde eine Hochleistungssulfatreduktion (HLSR) entwickelt, die eine möglichst hohe Sulfatabbaurrate zum Ziele hatte. In der Abbildung 31 ist das Prinzipschema dargestellt [GLO 2001], [GEOS 2002].

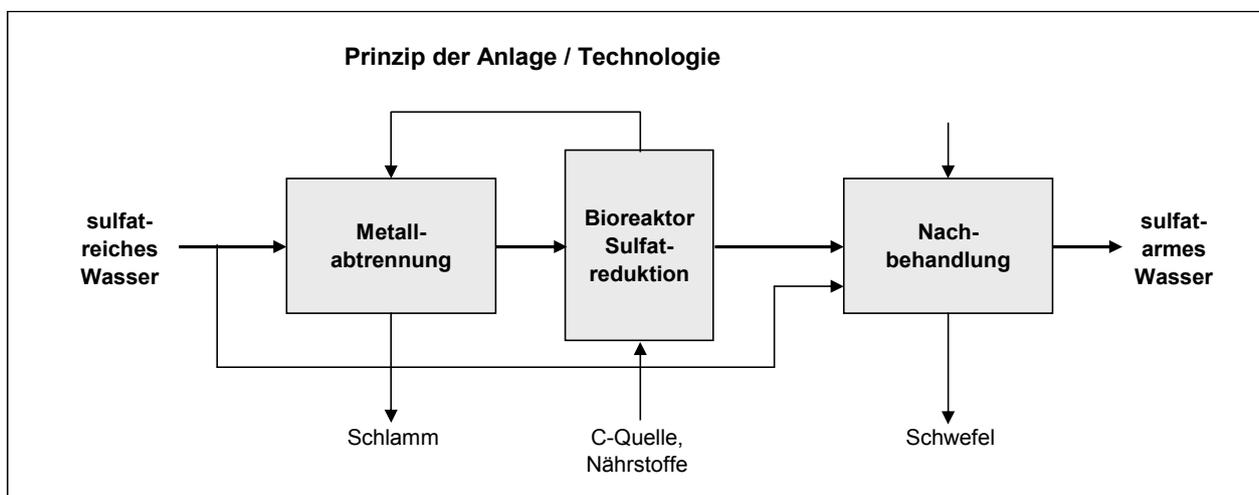


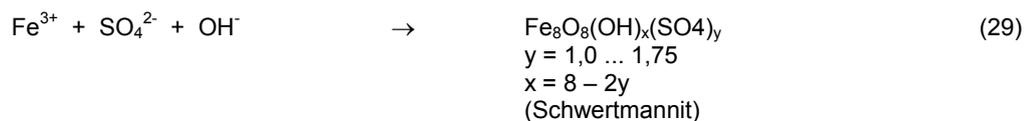
Abbildung 31: Prinzipschema der Hochleistungssulfatreduktion

Dabei wurde ein Teil des sulfidhaltigen Wassers benutzt, um den pH-Wert des zu behandelnden Wassers anzuheben und die vorhandenen Schwermetalle zu fällen. Damit sollte ein Verblocken des verwendeten Festbettreaktors verhindert werden.

Um die Investkosten für den Reaktor klein zu halten, wurde auf sehr kleine Wasserverweilzeiten orientiert. Diese lagen in einem Bereich von 1 – 2 h und waren nur durch die Verwendung eines Festbettes möglich, auf dem die Mikroorganismen angesiedelt worden waren. Dadurch waren die Mikroorganismenkonzentrationen unabhängig von der Wasserverweilzeit. Diese geringen Verweilzeiten hatten ebenfalls einen geringen spezifischen Kohlenstoffverbrauch für die sulfatreduzierenden Mikroorganismen zur Folge, da alle konkurrierenden Substratverbrauchsprozesse weitgehend ausgeschaltet sind. Die auf diese Weise erreichbaren Sulfatabbauraten liegen bei ca. 0,8 – 1 kg SO<sub>4</sub>/(m<sup>3</sup> · h) und der spezifischen Methanolverbrauch bei ca. 0,2 g Methanol je g Sulfat.

#### 2.2.2.5.4 Eisenhydroxisulfatbildung

Eine Abtrennung von Eisen mit einer partiellen Sulfatabtrennung ist auch im sauren pH-Gebiet möglich. Dazu ist neben der Anwesenheit von Fe<sup>3+</sup>-Ionen ein ausreichender Sulfatgehalt erforderlich. Wenn das der Fall ist, dann kann durch die Fällung von Jarosit oder Schwertmannit ein Teil des Sulfats zusammen mit dem Eisen abgetrennt werden.



Die Gleichungen 28 – 30 zeigen dabei die Reaktionen des Bildungsprozesses. Nach der mikrobiellen Oxidation des Fe<sup>2+</sup> erfolgt die Bildung des Hydroxisulfates. Jarosit entsteht bei pH Werten < 2, Schwertmannit im pH Bereich 2,5 – 3,5. Für die Jarositbildung ist außerdem die Anwesenheit von 1- wertigen Kationen wie Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup> oder NH<sub>4</sub><sup>+</sup> notwendig. In der Tabelle 12 ist die Zusammensetzungen der Minerale dargestellt. Dabei wird davon ausgegangen, dass das Eisen als Fe<sup>2+</sup> vorliegt und durch einen mikrobiellen Prozess im sauren pH-Gebiet zu Fe<sup>3+</sup> oxidiert wird. In der Abbildung 32 sind die ausgefallenen Eisenhydroxisulfate und in der Abbildung 33 eine Anlage zu ihrer Gewinnung dargestellt.



Abbildung 32: EHS auf dem Trägermaterial (Foto GEOS)



Abbildung 33: Pilotanlage zur EHS Gewinnung (Foto GEOS)

Tabelle 12: Zusammensetzung der Minerale mit Angabe ihrer möglichen Sulfatgehalte

Verbindung	Formel	Molmasse [g/mol]	Sulfatgehalt [%]	Masseverhältnis SO <sub>4</sub> / Fe
Schwertmannit	Fe <sub>8</sub> O <sub>8</sub> (OH) <sub>x</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>y</sub>			
Y = 1,0 / x = 6,0	Fe <sub>8</sub> O <sub>8</sub> (OH) <sub>6</sub> (SO <sub>4</sub> )	772,9	12,4	0,215
Y = 1,75 / x = 4,5	Fe <sub>8</sub> O <sub>8</sub> (OH) <sub>4,5</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>1,75</sub>	819,4	20,5	0,376
Jarosit	KFe <sub>3</sub> [(OH) <sub>6</sub> /(SO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> ]	500,8	38,4	1,147

Je nach der Art der gebildeten Minerale sind die Mengen an gebundenem Sulfat unterschiedlich. In der Tabelle 12 sind deshalb auch die Mengen des gebundenen Sulfates und die Grenzen bei verschiedenen Zusammensetzungen der Minerale angegeben. Der in der Regel anzutreffende Schwertmannit kann demnach zwischen 12,4 und 20,5 % an Sulfat bezogen auf sein Molekulargewicht binden.

Bezogen auf das abgetrennte Eisen liegen die gebundenen Sulfatmengen bei 0,21 bis 0,38 g SO<sub>4</sub>/g Fe für Schwertmannit und bei 1,14 g SO<sub>4</sub>/g Fe für Jarosit. Daraus kann die bei einer Eisenabtrennung mögliche Reduzierung des Sulfatgehaltes abgeleitet werden.

Wenn ein Kippen-, Drainage- oder Grundwasser mit 500 mg Fe/l belastet ist, dann sind bei Ausfällung von Schwertmannit in der Regel maximal zwischen 110 und 188 mg/l Sulfat abtrennbar. Dagegen wird bei Ausfällungen von Jarosit eine höhere Menge an Sulfat gebunden.

Für die Umsetzung dieses Prozesses in einer Technologie sind Wasserverweilzeiten in einer Größe von 1 - 2 Stunden notwendig. Die zur Oxidation notwendigen Mikroorganismen sind auf einem Trägermaterial ähnlich wie bei den Sulfatreduktionsprozessen fixiert. Da auf diesem Trägermaterial auch die gebildeten Eisenhydroxisulfate abgeschieden werden, müssen diese so flexibel gestaltet sein, dass die Eisenminerale von ihnen entfernt und durch ein Schlammräumersystem

aus dem Oxidationsraum gefördert werden können. Der für diesen Oxidationsprozess notwendige Sauerstoffeintrag ist mit einem Belüftungssystem zu sichern. Da die Mikroorganismen CO<sub>2</sub> als Kohlenstoffquelle nutzen, ist bei CO<sub>2</sub> armen Wässern eine CO<sub>2</sub> Zufuhr vorzusehen. In der Tabelle 13 sind Daten zu dem Prozess zusammengestellt.

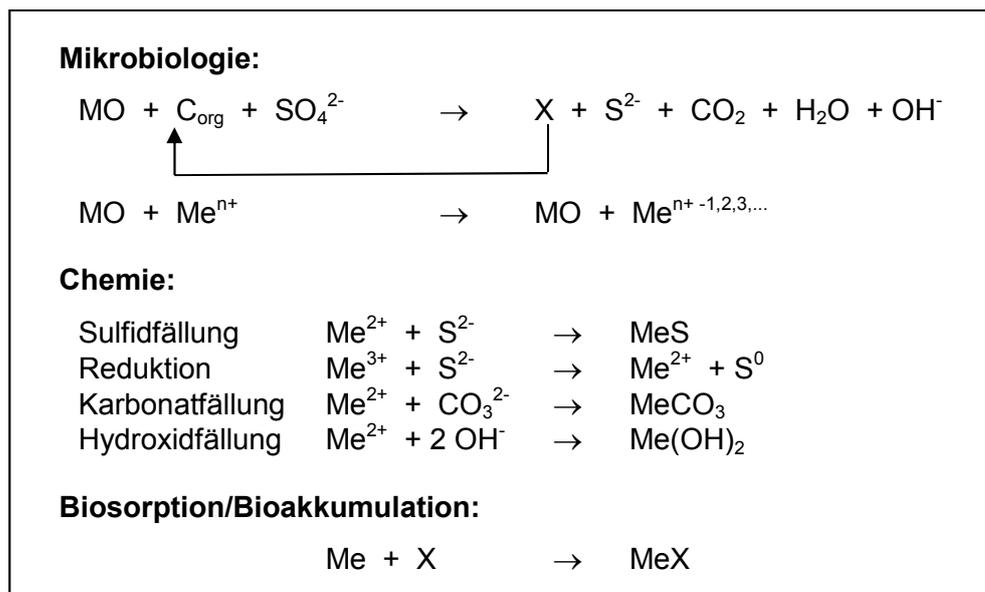
**Tabelle 13: Daten zum EHS / Schwertmannitprozess**

Prozess	EHS / Schwertmannit
Prozessinformation	
Vorbehandlung	nein
Zusammensetzung	
- Zulauf - Ablauf	Fe <sup>2+</sup> : 200 – 700mg/l, SO <sub>4</sub> :ca 2000 mg/l Fe <sup>3+</sup> : 100 – 300 mg/l, SO <sub>4</sub> : < 2000 mg/l
Rückstände	Schwertmannit
Vorteile	Saubere verwertbare Eisenverbindung, geringerer Kalkverbrauch für Wasserbehandlung
Nachteile	Keine vollständige Eisenabtrennung
Optimierungsmöglichkeiten	Recycling von EHS in den Prozess, Zuführung von CO <sub>2</sub> bei C - Limitation

### 2.2.2.5.5 Wetlands

Zur Behandlung von sauren, sulfatreichen und insbesondere schwermetallionenhaltigen Bergbauwässern werden sehr oft Wetlands benutzt, um die Wasserqualität zu verbessern [ROB 1995], [JON 1996], [SHI 1996], [NIS 1995].

Das Reaktionsprinzip beruht dabei ebenfalls auf der Initiierung einer Sulfatreduktion und der Bindung der Schwermetalle an dem gebildeten Sulfid oder ihrer Fällung durch die gebildeten Hydroxid- und Karbonationen.



**Abbildung 34: Zusammenstellung der wichtigsten biologischen und chemischen Reaktionen in einem Wetland bei einer Sulfatreduktion**

Die Abbildung 34 enthält die wichtigsten biologischen und chemischen Reaktionen die in einem Wetland bei einem Sulfatreduktionsprozess ablaufen. Vor der Sulfatreduktion findet in der Regel eine Nitratreduktion statt. Durch die Mikroorganismen wird dabei in beiden Prozessen eine organische Kohlenstoffquelle in Biomasse und zu CO<sub>2</sub> bzw. zu HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> umgewandelt. Durch die anschließende Autolyse der Biomasse und die erneute Verstoffwechslung wird der gesamte organische Kohlenstoff letztendlich vollständig zu CO<sub>2</sub> bzw. HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> umgewandelt. Dadurch entsteht ein mineralreicher Schlamm der arm an organischen Kohlenstoffverbindungen ist.

Bei dieser Umwandlung werden die vorhandenen Sulfationen als Elektronenakzeptor genutzt und das Sulfat dabei zum Sulfid reduziert.

Durch die gebildeten Sulfidionen, Hydroxyl- und Karbonationen werden die vorhandenen Schwermetalle gefällt bzw. in einigen Fällen erst reduziert und anschließend gefällt. Um einen reduzierenden Zustand zu erreichen muss der Sauerstoff vollkommen entfernt werden. Dazu ist neben einem größeren Angebot an Kohlenstoff vor allem auch eine große Wasserweilzeit notwendig. Diese Verweilzeiten liegen in der Regel bei oft mehr als 100 Stunden. Dadurch sind die spezifischen Verbrauchskoeffizienten für den Kohlenstoffbedarf zur Sulfatreduktion abweichend von den Beträgen für die Hochleistungssulfatreduktion, die bei kleinen Wasserweilzeiten bestimmt worden sind.

In der Tabelle 14 sind die spezifischen Koeffizienten für den Bedarf an C, N und P für zwei unterschiedliche Prozesssituationen angegeben [GLO 2003], [GLO 2005]. Diese beiden Situationen unterscheiden sich durch das Stickstoffangebot. Einmal ist mit einem Überschuss an Stickstoff gearbeitet worden, der auch zu einem höheren spezifischen Kohlenstoffverbrauch geführt hat. Die Werte sind auf den Verbrauch von 1 g DOC sowie 1 g Sulfat bezogen worden.

Für die Abtrennung von 1 g Sulfat werden dabei im vorliegenden Falle je nach der Prozessart zwischen 340 und 730 mg DOC benötigt [GLO2003]. Bei einem Überangebot an organischem Kohlenstoff und geringen Sulfat- und Nitratkonzentrationen ist auch mit einer Methanbildung als unerwünschter Nebenreaktion zu rechnen. Eine Behandlung der Reststoffe ist in der Regel nicht vorgesehen, weil eine solche Wasserbehandlung immer nur für einen bestimmten Zeitraum vorgesehen ist und nach der Beendigung eine Verwahrung oder Sicherung der entstandenen Reststoffe erfolgt.

**Tabelle 14: Spezifische Koeffizienten für Sulfatreduktion bei Wetlands**

Koeffizienten	Dimension	Betrag C – limitiert	Betrag Ohne NH <sub>4</sub> , NH <sub>4</sub> limitiert
Bezogen auf DOC	g SO <sub>4</sub> /g DOC	1,37	2,93
	mg N / g DOC	19,06	6,9
	mg P / g DOC	6,22	1,49
Bezogen auf SO <sub>4</sub>	mg DOC / g SO <sub>4</sub>	730,07	340,99
	mg N / g SO <sub>4</sub>	13,92	2,33
	mg P / g SO <sub>4</sub>	4,55	0,51

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

## 2.3 Kostenvergleich der Prozesse

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

### 2.3.1 Fällung mit Kalk

Die Kosten für eine Wasserbehandlung durch eine Fällung mit Kalk sind von der zu behandelnden Wassermenge und der Zusammensetzung des Wassers abhängig. Sie liegen bei den Investkosten abhängig von der zu behandelnden Wassermenge und Zusammensetzung des Wassers bei ca. 10 – 15 Mio. € für eine Anlage zur Behandlung von ca. 3000 m<sup>3</sup>/h. Die Betriebskosten betragen ca. 87 – 98 € / t Fe ohne eine Abtrennung und Deponierung des Fe haltigen Schlammes. Sie können sich auf ca. 660 € / t Fe erhöhen, wenn der Fe - haltige Schlamm auf ca. 30 – 40 % TS abgepresst wird, dadurch 40 % Fe enthält, und anschließend auf Grund seiner Inhaltsstoffe deponiert wird. In der Tabelle 15 sind die Daten für die Kalkfällungsverfahren zusammengestellt worden.

**Tabelle 15: Kosten für die Kalkfällungsverfahren**

Technologie	Kalk	Kalkstein / Kalk
<b>Unterhaltskosten / Wartung</b>	gering	Gering
<b>Investkosten</b>	Ca 10 Mio. € für Anlage zur Behandlung von 3200 m <sup>3</sup> /h und 300 – 700 mg Fe/l	Unbekannt
<b>Spezifische Behandlungskosten</b>	Abhängig von Deponierung und / oder Verwertung des Schlammes 0,20 – 0,80 €/m <sup>3</sup>	0,10 USD / m <sup>3</sup>
<b>Spezifische Kosten</b>	Ca. 0,0087 – 0,10 €/ kg Fe ohne Kosten für Abtrennung und Behandlung von Schlamm	0,056 USD / kg SO <sub>4</sub> , (ca.0,050 €/kg SO <sub>4</sub> )

### 2.3.2 Sulfatabtrennung mit Bariumsalzen

Eine Kostenanalyse des in Abbildung 20 dargestellten Prozesses mit BaCO<sub>3</sub> ohne eine Berücksichtigung der Behandlung der anfallenden Schwermetallschlämme und ohne Berücksichtigung der Gehälter, Löhne sowie des Kapitaldienstes zeigt Betriebskosten für die Abtrennung von 2 g SO<sub>4</sub>/l von ZAR<sup>2</sup> 1,28 / m<sup>3</sup> = 0,183 \$/m<sup>3</sup> (7,0 ZAR = 1\$ 2007!). Die Investkosten werden mit 50 000 000 ZAR = 7,14 Mio \$ angegeben und Amortisationskosten von R 1.08 / m<sup>3</sup>. Mögliche Erlöse von

<sup>2</sup> ZAR = Südafrikanische Rand

ZAR 2.76 / m<sup>3</sup> für den entstandene Schwefel und das behandelte Wasser werden berichtet. Der Schwefelpreis wurde dabei mit 450,00 ZAR/t = 64 \$/t angesetzt, der Wasserpreis mit 2,50 ZAR/m<sup>3</sup> = 0,36 \$/m<sup>3</sup>. Die Kapazität der Anlage soll für eine Behandlung von 800 m<sup>3</sup>/h Wasser ausgelegt worden sein. Bemerkenswert sind die geringen spezifischen Kosten für die Sulfatabtrennung, die bei < 10 € Cent / kg Sulfat liegen sollen. In der Tabelle 16 sind Kosten für die Verwendung von BaS und BaCO<sub>3</sub> angegeben.

**Tabelle 16: Kosten für die Wasserbehandlung mit Bariumsalzen**

Prozess	BaS	BaS / BaCO <sub>3</sub>
Unterhaltskosten / Wartung	gering	Relativ hoch
Investkosten	0,48 Mio. USD für die Behandlung von 1000 m <sup>3</sup> /d und eine Sulfatabtrennung von 2000 mg/l	7,14 Mio. USD für eine Behandlung von 12000 – 19000 m <sup>3</sup> /d
Spezifische Behandlungskosten	0,36 USD / m <sup>3</sup> für 2000 mg SO <sub>4</sub> /l	0,183 USD / m <sup>3</sup> für 2000 mg/l
Spezifische Kosten	Ca. 0,18 USD / kg SO <sub>4</sub>	0,09 USD / kg SO <sub>4</sub>

### 2.3.3 Fällungsprozesse mit Aluminium- und Kalziumionen

Die Kosten dieser Prozesse sind abhängig von der Zusammensetzung des zu behandelnden Wassers und der dadurch bedingten notwendigen Menge an Chemikalien. So werden für eine Kalkbehandlung 0,10 USD/m<sup>3</sup> bei einer Sulfatkonzentrationsänderung um 2 g/L angegeben, während die Kosten für die Behandlung mit BaS für die gleiche Sulfatkonzentrationsänderung bei 0,36 USD/m<sup>3</sup> liegen. Für den CESR (Walhalla) Prozess wurden für die Abtrennung von 1,5 g Sulfat 0,79 USD/m<sup>3</sup> errechnet, während ein SAVMIN-Prozess bei einer Sulfatänderung von nur 500 mg/l zu Kosten von 0,17 USD/m<sup>3</sup> führte [LOR 2003]. Bei diesen Kosten sind keine Aufwendungen für eine Schlammbehandlung oder einen Recyclingprozess berücksichtigt worden. Die Analyse der Behandlung eines Porenwassers mit 18 g SO<sub>4</sub>/l führte zu Kosten von 28 €/m<sup>3</sup> ohne Schlammbehandlung. Dabei wurden Kosten für den benötigten kalziumaluminathaltigen Walhallakalk von 480 €/t angesetzt. Bei einer Schlammbehandlung erhöhen sich die Beträge um die Kosten für eine Entwässerung, den Transport, die Immobilisierung und gegebenenfalls Deponierung bis auf ca. 50 – 60 €/m<sup>3</sup>. die Daten sind in der Tabelle 17 enthalten.

**Tabelle 17: Kalziumaluminathaltige Fällungsprozesse**

Prozess	SAVMIN	CESR/Walhalla	Ettringit / Walhalla
Unterhaltskosten / Wartung	gering	relativ hoch	Keine Information
Investkosten	0,31 Mio. USD für die Behandlung von 1000 m <sup>3</sup> /d	unbekannt	5,8 Mio. € für die Behandlung von 40 m <sup>3</sup> /h incl. Schlammbehandlung
Spezifische Behandlungskosten	0,17 USD / m <sup>3</sup>	0,79 USD / m <sup>3</sup> für Abtrennung von 1500 mg/l SO <sub>4</sub>	28 €/m <sup>3</sup> ohne Schlammbehandlung
Spezifische Kosten	ca. 0,29 USD / kg SO <sub>4</sub>	0,53 USD / kg SO <sub>4</sub>	1,6 €/kg SO <sub>4</sub>

### 2.3.4 Membranverfahren

Die Kosten für eine solche Wasserbehandlung können nur geschätzt werden. Sie werden einmal besonders von den Energiekosten beeinflusst. So liegen die Energiebedarfswerte für die Wasserbehandlung zur Gewinnung eines hochreinen

Wassers mit einer sehr geringen Leitfähigkeit entsprechend einem Widerstand von 18 M $\Omega$  bei ca. 2,5 - 3,5 kWh/m<sup>3</sup>. Auf der anderen Seite werden Kosten für die Behandlung bzw. Gewinnung von Trinkwasser angegeben, die bei < 1 €/m<sup>3</sup> Wasser liegen sollen und mit einem Energiebedarf von ca. 0,2 kWh/m<sup>3</sup> bei einem Dead End Betrieb und Cross flow Filtration verbunden sind [PET 2005]. Ebenso werden Betreibermodelle für Großanlagen zu Preisen < 0,6 USD/m<sup>3</sup> angeboten (Vivendi-Israel). Von besonderer Bedeutung sind dabei vor allem die Stromkosten. Gegenwärtig muss in Deutschland mit Stromkosten für Industrieabnehmer von >> 60 €/MWh gerechnet werden [IGB2006]. Neuere Daten sehen dabei Kosten von 180 – 240 €/MWh vor und werden durch die EEG Umlagen beeinflusst.

Auf der Basis der bekannten Daten für NF-Membranen und Annahmen aus der möglichen Prozessführung wurden orientierende Kostenschätzungen für eine Wasserbehandlung zur Sulfatkonzentrationsenkung abgeleitet. Die wichtigsten dazu verwendeten Daten sind in der Tabelle 18 zusammengestellt worden. Sie gehen von einer zu behandelnden Wassermenge von 3000 m<sup>3</sup>/h aus. Die Sulfatkonzentration in dem zu behandelnden Wasser wurde mit 2500 mg/l angenommen.

Da das Verhältnis von produziertem Permeat zur eingespeisten "Feedmenge" von vielen Faktoren abhängig ist und zwischen 30 % bei Meerwasserentsalzung mit 35.000 mg Salzgehalt/L und 95 % bei einer Emulsionsaufbereitung liegt, wurde für das relativ salzarme Grundwasser ein Wert von 80 % angenommen. Das bedeutet, dass 1 m<sup>3</sup> Wasser in 200 l Retentat und 800 l Permeat aufgeteilt wird.

**Tabelle 18: Kostenschätzung für eine Wasserbehandlung mit NF Membranen**

Ausgangsdaten	Betrag	Dimension
Wassermenge:	3000	m <sup>3</sup> /h
Sulfatgehalt	2500	mg/l
Trennung	80	%
Permeat:		
Menge	2400	M <sup>3</sup> /h
Konzentration	0	g/l
Retentat:		
Menge	600	m <sup>3</sup> /h
Konzentration	12,50	g/l
Membranfläche:		
Spezifischer Durchsatz	100	L/(m <sup>2</sup> Xh)
Gesamtfläche	24000	m <sup>2</sup>
Investkosten:		
Spezifisch	500 – 1000	€/m <sup>2</sup>
gesamt	12-24	Mio €
Betriebskosten:		
Spezifisch	0,8	€/m <sup>3</sup>
Gesamt	19 – 20	Mio €/a

Eine Zusammenstellung der unterschiedlichen Kosten für verschiedene Membranverfahren ist in der Tabelle 19 enthalten. Dabei sind aber die neuen höheren Energiekosten nicht berücksichtigt worden.

Tabelle 19: Kosten für Membranverfahren

Prozess	Reversosmose	Nanofiltration NF	EDR	RODOSAN
Unterhaltskosten/Wartung	hoch	hoch	hoch	hoch
Investkosten	0,44 – 0,53 Mio. USD für 1000 m <sup>3</sup> /d	500 – 1000 €/m <sup>2</sup> , 2 – 24 Mio. € 72 000 m <sup>3</sup> /d, (0,17 – 0,33 Mio. € für 1000 m <sup>3</sup> /d)	0,56 – 0,67 Mio. USD für 1000 m <sup>3</sup> /d	4,7 Mio. € für 1200 m <sup>3</sup> /d
Spezifische Behandlungskosten	0,88 USD / m <sup>3</sup>	0,60 – 0,80 €/m <sup>3</sup>	0,48 USD / m <sup>3</sup>	0,012 – 0,16 €/m <sup>3</sup> (6 €/m <sup>3</sup> - Maximum)
Spezifische Kosten	0,183 USD / kg SO <sub>4</sub>	0,24 – 0,32 €/kg SO <sub>4</sub>	0,114 USD / kg SO <sub>4</sub>	0,77 €/kg SO <sub>4</sub>

### 2.3.5 Sorptionsverfahren

Sowohl bei den reinen Ionenaustauscherprozessen als auch dem GYP-CIX Prozess fällt eine Regenerierungslösung und / oder ein Gipsschlamm an. Die beladene Lösung aus der Regenerierung sowie der anfallende Schlamm sind zu behandeln oder zu entsorgen. Kosten für die Anwendung des GYP-CIX Prozesses zur Behandlung eines Bergbauwassers wurden aus dem Vergleich verschiedener Verfahren abgeleitet. Dabei waren die Kosten abhängig von der Wasserqualität und der zu behandelnden Wassermenge und lagen in einem Bereich von 0,24 - 0,60 USD/m<sup>3</sup> zu behandelndes Wasser [SCHO 2001]. Bei dieser Analyse ist von einer zu behandelnden Wassermenge von 136.000 m<sup>3</sup>/d und einer Sulfatkonzentration zwischen 1,207 - 2,887 g/L ausgegangen worden. Die Berechnung beruht auf der Fallstudie für die Wasserbehandlung in der Griitvkeu Proprietary Mine Ltd in Süd Afrika und diente für die Berechnung der Wasserbehandlung der Grootvlei Proprietary Mines Ltd. Dabei betragen die Investitionskosten für diese Anlage 26 – 29 Mio. USD abhängig von der angestrebten Sulfatrestkonzentration und betragen ca. 0,10 USD/m<sup>3</sup> bei einem Restwert von 750 mg SO<sub>4</sub>/L und 0,12 USD/m<sup>3</sup> für 250 mg/L Sulfat. Die Betriebskosten variierten von 0,13 USD/m<sup>3</sup> bis 0,26 USD/m<sup>3</sup> [ROB 1998] (Tabelle 20). 86 % dieser Betriebskosten betrafen dabei die Regenerierung der Ionenaustauscher mit Ca(OH)<sub>2</sub> und H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>.

Tabelle 20: Kosten für den Gyp – Cix Prozess

Prozess	Gyp - Cix
Unterhaltskosten / Wartung	moderat
Investkosten	26 – 29 Mio. USD für 136000 m <sup>3</sup> /d bzw. 0,10 USD /m <sup>3</sup> mit 750 mg SO <sub>4</sub> /l und 0,12 USD / m <sup>3</sup> bei 250 mg SO <sub>4</sub> /l
Spezifische Behandlungskosten	0,13 – 0,26 USD / m <sup>3</sup>
Spezifische Kosten	Ca < 0,15 USD / kg SO <sub>4</sub>

### 2.3.6 Kosten für biologische Prozesse

Die Kosten für die biologischen Prozesse werden durch die Investitionen für den Reaktionsraum, die Kosten für die notwendigen Chemikalien und die Behandlung der entstehenden Produkte beeinflusst. Da die zusammengestellten Technologien sehr unterschiedlich sind, ergeben sich auch große Unterschiede in den Kosten. So werden die Kosten für die Herstellung des notwendigen Sulfides aus Schwefel für die Fällungsprozesse mit 660 CAD/t H<sub>2</sub>S (415 €/t) angegeben [HUI 2005]. In der Tabelle 21 sind Kosten für die unterschiedlichen biologischen Verfahren bzw. die Prozesse mit einem biologischen Sulfatreduktionsprozess angegeben.

Die dabei in der Tabelle 21 für die Hochleistungssulfatreduktion zusammengestellten orientierenden Kosten gehen von einer zu behandelnden Wassermenge von 1000 m<sup>3</sup>/h mit einem Sulfatgehalt von 3000 mg/l aus. Das Sulfat soll dabei vollständig abgebaut werden. Die Verweilzeit wird mit 2 h angenommen und das Reaktorvolumen mit 3000 m<sup>3</sup>. Die Abschreibungen für die Anlage werden mit 10 Jahren angesetzt und der Kapitaldienst mit 7 % Zinsen.

Der spezifische Methanolverbrauch wurde mit 0,2 g/g SO<sub>4</sub> verwendet. Der Preis für Methanol unterliegt großen Schwankungen und bewegte sich im Bereich von 150 – 300 €/t auf dem Spotmarkt in Amsterdam [BAN 2004] Er wurde deshalb mit 200 €/t auf der Basis von 2007 angesetzt. Als Stickstoff- und Phosphatquelle wurde die Verwendung von Diammoniumhydrogenphosphat angenommen. Der zugrunde gelegte Preis bezieht sich auf Feinchemikalien. Die spezifischen Kosten liegen dann bei 0,07 €/kg abzubauenendes Sulfat und 0,20 €/m<sup>3</sup> zu behandelndes Wasser. Sie erhöhen sich auf 0,08 €/kg Sulfat und 0,24 €/m<sup>3</sup> Wasser, wenn die Kosten für die Investitionen mit berücksichtigt werden. Bei diesen Kosten sind keine Aufwendungen für die Behandlung der Rückstände sowie keine möglichen Erlöse für abgetrennte Metalle oder Schwefel enthalten.

**Tabelle 21: Kosten für biologische Verfahren**

Prozess	Bioreaktor Paques	THIOPAQ	Hochleistungs-sulfatreduktion HLSR	Wetland mit radioaktivem Inventar	Haldenversickerung
<b>Unterhaltskosten / Wartung</b>	moderat	moderat	moderat	gering	gering
<b>Investkosten</b>	0,24 Mio. USD für 1000 m <sup>3</sup> /d bei Delta 2000 mg SO <sub>4</sub> /l	Unbekannt Anlage für 3000 m <sup>3</sup> /d	2 Mio. € für 24000 m <sup>3</sup> /d	ca. 100.000 € für Reduktionskammer mit 200 m <sup>3</sup> und freiem Volumen von 120 m <sup>3</sup>	14 – 20 Mio. € / 72 000 m <sup>3</sup> /d (bei 40 – 70 Brunnen)
<b>Spezifische Behandlungskosten</b>	0,27 USD / m <sup>3</sup> bei Delta SO <sub>4</sub> 2000 mg/l	Nur schätzbar	0,24 €/m <sup>3</sup>	Ca. 0,01 – 0,03 €/m <sup>3</sup>	0,15 €/m <sup>3</sup>
<b>Spezifische Kosten</b>	0,135 USD / kg SO <sub>4</sub>	0,147 € / kg SO <sub>4</sub> ( aus der Sulfidproduktion abgeleitet)	0,08 €/kg SO <sub>4</sub>	0,1 – 0,3 €/kg SO <sub>4</sub>	0,07 €/ kg SO <sub>4</sub>

Bei dem dargestellten Wetland handelt es sich um Prozesse unter reduktiven Bedingungen. Die Investitionskosten beziehen sich deshalb nur auf die Gestaltung des für eine Sulfatreduktion notwendigen Reaktionsraumes. Das ist in der Regel ein Becken mit einem solchen Volumen, durch das Verweilzeiten zwischen 50 und 100 Stunden in Abhängigkeit von der zu behandelnden Wassermenge eingestellt werden können. Bei dem zur Betrachtung herangezogenen Verfahren lag die maximale zu behandelnde Wassermenge bei 5 m<sup>3</sup>/h und das dazu notwendige freie Beckenvolumen bei 200 m<sup>3</sup>. Als Kohlenstoffquelle wurde Methanol verwendet. Die dosierte Menge lag bei 0,20 L/m<sup>3</sup> bzw. 0,16 kg/m<sup>3</sup> Wasser. Die gemittelten Analysen lassen bei diesem Kohlenstoffeintrag einen Sulfatabbau von ungefähr 0,1 g/l erkennen. Durch die fehlende Rückstandsbehandlung sind die spezifischen auf die Wassermenge bezogenen Kosten sehr gering und liegen in einem Bereich von wenigen € Cent/m<sup>3</sup>.

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

### 2.3.7 Kosten für den EHS / Schwertmannitbildungsprozess

In der Tabelle 22 sind Daten und Kosten für die Eisenhydroxisulfatbildung zusammengestellt worden, die aus früheren Arbeiten sowie einem BMBF-Projekt abgeleitet worden sind [GEOS 2001], [BMBF 2006].

Danach liegen die Kosten für die Behandlung von 1 m<sup>3</sup> Wasser bei weniger als 3 Cent, wenn von Anlagengrößen für eine zu behandelnde Wassermenge von mehr als 1.000 m<sup>3</sup>/h ausgegangen wird.

Dieser Prozess ist vorrangig ein Eisen-Abtrennungsprozess und kann lediglich als ergänzender Sulfatabtrennungsprozess angesehen werden, da nur derjenige Sulfatanteil entfernt wird, der mit dem Eisen abgetrennt wird. Das ist dann von Vorteil, wenn die Sulfatkonzentrationen unter den Konzentrationen der Gipslöslichkeit liegen und mit einer reinen Kalkfällung keine weitere Sulfatkonzentrationssenkung erreicht wird.

Deshalb ist eine Kombination mit anderen Sulfatabtrennungsprozessen wie dem RODOSAN<sup>®</sup>-Verfahren, den Membranverfahren oder auch den anderen Fällungs- und Ionenaustauschprozessen, bei denen die hohen Eisenkonzentrationen stören würden, denkbar.

**Tabelle 22: Kosten für den EHS - Bildungsprozess**

Prozess	EHS / Schwertmannit
Unterhaltskosten / Wartung	gering
Investkosten	ca. 800.000 € für die Behandlung von 1000 m <sup>3</sup> /h
Spezifische Behandlungskosten	ca. 0,03 € / m <sup>3</sup>
Spezifische Kosten	ca. 0,1 € / kg EHS (100 %TS)

Bedingt durch die mögliche Verwertung der abgetrennten Eisenverbindungen und die gegenwärtig stetig steigenden Preise für Rohstoffe (1000 - 1500 €/t Eisenpigment) kann dabei der Prozess der Wasserbehandlung hinsichtlich der Kosten erheblich entlastet werden, wenn diese Eisenabtrennung vorgeschaltet wird.

Wenn eine Verwertung der anfallenden Eisenhydroxisulfate nicht möglich ist, dann entstehen durch die Lagerung der sauren sulfathaltigen Schlämme gegebenenfalls in einer speziellen Deponie erhebliche Kosten. Da ein solcher Prozess der Lagerung noch nicht existiert und nicht als Standardtechnologie angesehen werden kann, sind auch genehmigungsrechtliche Probleme zu erwarten.

In der Tabelle 23 sind die Invest- und Betriebskosten für einen solchen Prozess ausgehend von einer Wassermenge von 1000 m<sup>3</sup>/h abgeleitet worden. Dabei liegt dem Prozess eine Wasserverweilzeit von 2 Stunden in dem Reaktionsraum zugrunde. Für die Energiekosten wurden die 2008 geltenden Kosten von ca. 0,05 €/KWh angesetzt.

**Tabelle 23: Ableitung von Invest- und Betriebskosten für einen Eisenhydroxisulfatgewinnungsprozess**

Kategorie	Dimension / Bemerkung	Betrag
<b>Grundlagen</b>		
Wassermenge	m <sup>3</sup> /h	1000
Fe ( als Fe <sup>2+</sup> )	mg/l	< 500 – 700
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	mg/l	200 – 400
Oxidationsgeschwindigkeit		
Durchschnitt	mg/h	525
Maximum	mg/h	875
Spezifische Geschwindigkeit	mg/lh	350
Spezifische Geschwindigkeit	mg/m <sup>2</sup> h	2,6
<b>Kosten Anlagenbedarf</b>	Behandlungsbecken 2000 m <sup>3</sup>	220.878
	Einbauten / Träger	40.903
	Belüftungssystem	40.000
	Aufbereitungsanlage / Mess-Regeltechnik	500.000
<b>Gesamt</b>		800.000 €
<b>Preise</b>	Elektroenergie 30 KWh/30 kg O <sub>2</sub> /h	0,048 €/KWh 11.500 €/a
<b>Betriebskosten</b>	Abschreibungen	80.000 €/a
	Kapitaldienst	56.000 €/a
	Wartung/Instandhaltung	50.000 €/a
	Personal 2 AK	70.000 €/a
<b>Gesamt</b>		256.000 €/a
<b>Kostenermittlung</b>	Investitionsfolgekosten Energiekosten sonstige Betriebskosten	15.000 €/a
	Erlöse/Koppelprodukte	256.000 €/a
<b>Spezifische Größen</b>	Investitionskosten Betriebskosten	ca. 10 Cent/m <sup>3</sup> ca. 3 Cent/m <sup>3</sup>

## 2.4 Ökologische und umweltbeeinflussende Bewertung

Für die Bewertung der verschiedenen Prozesse wurden neben den einschlägigen ökonomischen und technischen Kennziffern auch die vorgegebenen Kriterien der Europäischen Kommission für Folgenabschätzungen nach den "Impact Assessment Guidelines" herangezogen [COM 2002] [EC 2005] [EU 2006].

In Anlage 1 sind die zu berücksichtigenden Kriterien und die Schlüsselfragen für die ökonomischen, sozialen und umweltbetreffenden Sachverhalte entsprechend des EU-Leitfadens für Folgenabschätzungen [EU 2006] zusammengestellt.

Die Einflussanalyse erfolgt dabei nach mehreren Analysenschritten. Die Hauptschritte sind:

- Problemidentifikation
- Definieren des zu bewertenden Gegenstandes / Objektes
- Entwicklung der wichtigsten Optionen
- Analyse ihrer Einflüsse und Wirkungen
- Vergleich der Optionen
- Festlegung eines Monitoring- und Prüfsystems

Die Bestimmung und Identifizierung der Einflussgrößen erfolgt dabei jeweils in 3 Schritten:

1. Schritt : Identifizierung des Einflusses bzw. der Wirkung
2. Schritt: Qualitative Einschätzung der meisten signifikanten Einflüsse und Wirkungen
3. Schritt: fortgeschrittene qualitative oder quantitative Analyse der Einflüsse und Wirkungen

Um diese Analysen annähernd einheitlich zu gestalten sind entsprechende Tools entwickelt worden und über das Internet zugänglich (IQ-Tools) [IQT 2006]. Das gesamte Verfahren einschließlich der qualitativen und quantitativen Darstellung erfolgt nach einem Algorithmus, der als Road Map vorgegeben ist.

In die Analyse wurden noch zwei zusätzliche Behandlungsvarianten aufgenommen, die keine Wasseraufbereitung benötigen und als naturnahe Verfahren eingesehen werden können. Das sind einmal die Infiltration, bei der ein Wasser in eine Kippe oder den Boden wieder infiltriert wird oder die sogenannten „in Lake“ Verfahren, die in einem Wasserkörper durchgeführt werden.

Auf der Basis des Leitfadens zur Folgenabschätzung in der Neufassung vom März 2006 [EU 2006] wurde versucht, eine Bewertung der unterschiedlichen Prozesse und Technologien vorzunehmen. Diese Bewertung kann nur einen orientierenden Charakter haben, da eine umfassende Bewertung der Folgenabschätzung nur durch ein zusammenfassendes Ergebnis der Bewertung der unterschiedlichen betroffenen Gruppen und Personenkreise und durch Fachleute erfolgen kann.

Die Bewertung wurde in Anlehnung an die international durchgeführten Folgenabschätzungen zum Einfluss von Lagerstätten [BIO 2007] durch die Vergabe von Punkten im Bereich -2 bis +2 vorgenommen. Dabei bedeutet -2 einen sehr oder relativ großen negativen Einfluss, während +2 einen entsprechenden starken und positiven Einfluss auf die jeweils betrachtete Kategorie ausübt. 0 bedeutet entweder keine mögliche Bewertung oder eine neutrale Wirkung. Die Ergebnisse der Bewertung sind in Tabelle 24 enthalten.

Aus den in dem Anhang 1 aufgeführten maßgebenden Kriterien und Schlüsselfragen entsprechend des Leitfadens für Folgenabschätzungen kann aus den in der Tabelle 1 der Anlage 1 dargestellten wirtschaftlichen Kriterien abgeleitet werden, dass im Falle einer Wasserbehandlung insbesondere einer Sulfatabtrennung mit steigenden Kosten zu rechnen ist, und gegebenenfalls Innovation und Forschung stimuliert werden können. Die Prüfung der in der Tabelle 2 angegebenen

ökologischen Auswirkungen (Tab. 2, Anlage 1) führt zu den Aussagen, dass die Wasserqualität verbessert wird und je nach Verfahren aber die Bodenqualität und die Grundwasserqualität beeinflusst werden können. Wenn die Rückstände bei den Behandlungsverfahren als Abfälle deklariert werden müssen, dann existiert eine Beeinflussung der Abfallproduktion. Weiterhin ist in jedem Falle mit einem zusätzlichen Energieverbrauch zu rechnen. Aus den Kriterien zur sozialen Wirkung nach Tabelle 3 der Anlage 1 kann abgeleitet werden, dass durch eine verbesserte Wasserqualität die Lebensbedingungen verbessert werden und durch einen möglichen neuen Prozess zusätzlich eine noch zu definierende Zahl von Arbeitsplätzen geschaffen werden kann.

Die Auswertung der ökonomischen Kategorien zeigt für die Wasserbehandlungsarten als günstigste Variante die In-lake-Behandlung gefolgt vom Wetland, der Kippeninfiltration, der EHS-Bildung und dem Rodosanprozess.

Die Bewertung der Umwelteinflüsse zeigt die In-lake-Behandlung mit der Kippeninfiltration auf gleichem Niveau gefolgt vom Wetland, EHS und Rodosanprozess, wobei die letzten drei ebenfalls gleichen Punktzahlen besitzen.

Die Gesamtbewertung führt zu einer Reihenfolge von In-lake-Behandlung (+12), Kippeninfiltration und Wetland (+9), gefolgt von EHS (+7) und anschließend dem Rodosanprozess (+6). Die Fällungsprozesse und die meisten Membranprozesse besitzen dagegen eine negative Punktzahl.

Diese Reihenfolge sagt aber nichts über die Anwendbarkeit dieser Verfahren im konkreten Fall einer Sulfatabreicherung oder Eisenabtrennung aus. Gerade die aus der Folgenabschätzung mit hoher Punktzahl hervorgegangenen Verfahren Wetlands und In-lake-Behandlung sind auf Grund der diesen Verfahren zu Grunde liegenden Reaktionsmechanismen nicht für die Behandlung großer Wassermengen in einem erforderlichen kurzen Zeitraum geeignet. Die Folgenabschätzung kann deshalb immer nur einer Prüfung der grundsätzlichen technischen Anwendbarkeit, die sich aus Leistungskennziffern und Reaktionsmechanismen ableitet, nachgeordnet sein.

Tabelle 24: Analyse der Folgenabschätzung

	Technologie / Prozess	Fällungsprozesse					Membranprozesse					mikrobiologische Prozesse					naturnahe Prozesse		
		Kalkstein/Kalk	Bariumsulfat	Barium - karbonat	SAVMIN	CESR/ Waihalla	Umkehros - mose	Nanofiltration	Anionenaus- tausch	Rodosan	Elektro- dialyse	Paques Thiomet	Paques Thiopaq	chemolitho - autotroph	HLSR (Hoch- leistungssul- fatreduktion)	EHS	Wetlands	In lake Behandlung	Kippen Infiltration
	<b>Ökonomische Einflüsse</b>																		
1	Wettbewerb, Handel, Investitionen	-2	-2	-2	-2	-2	-2	-2	-2	-2	-2	-2	-2	-2	-1	2	2	-1	
2	Wettbewerb auf dem EU-Binnenmarkt	0	-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1		
3	Betriebskosten und Geschäftsbetrieb	-2	-2	-2	-2	-2	-2	-2	-2	-2	-2	-2	-2	-2	-2	2	2	2	
4	Administrative Geschäftskosten	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
5	Eigentumsrechte	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-2	-2	0	-1	-1	0	-1	
6	Innovation und Forschung	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	0	1	1	
7	Verbraucher und Haushalte	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	
8	spezifische Sektionen oder Regionen	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	
9	Dritte Länder und internationale Beziehungen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
10	Öffentliche Hand	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
11	Makroökonomische Umwelt (Umfeld)	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	1	0	2	0	0	0	
	<b>Summe</b>	<b>-3</b>	<b>-4</b>	<b>-3</b>	<b>-3</b>	<b>-3</b>	<b>-3</b>	<b>-3</b>	<b>-3</b>	<b>1</b>	<b>-3</b>	<b>-2</b>	<b>-3</b>	<b>-2</b>	<b>-1</b>	<b>2</b>	<b>4</b>	<b>6</b>	<b>3</b>
	<b>Umwelteinflüsse</b>																		
1	Luftqualität	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	Wasserqualität und Ressourcen	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
3	Bodenqualität und Ressourcen	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	1	1	0	1	0	0	0	
4	Klima	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	1	1	
5	Erneuerbare oder nicht erneuerbare Ressourcen	-1	-1	-1	-1	-1	0	0	0	1	0	1	1	0	1	0	0	0	
6	Biodiversität, Flora, Fauna, Landschaft	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
7	Landverwendung/ Flächennutzung	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	0	-1	-1	-1	-1	-1	-1	0	0	
8	Abfallproduktion, Abfallgenerierung, Recycling	-2	-2	-2	-2	-2	-2	-2	1	2	2	1	1	1	2	1	0	0	
9	Wahrscheinlichkeit oder Grad der Umweltrisiken	-1	-2	-2	-1	-1	-1	-1	-1	0	-1	-1	-1	-1	0	0	0	0	
10	Mobilität und Verbrauch von Energie	-2	-2	-2	-2	-2	-2	-2	-1	1	-2	-2	-2	-1	-1	2	2	2	
11	ökologische Folgen der Firmenaktivität	-2	-2	-2	-2	-2	-2	-2	-2	-2	-2	-1	-1	-1	0	0	0	0	
12	Lebewesen- und Pflanzengesundheit, Sicherheit von Nahrungsmitteln und Futter	0	-1	-1	0	0	0	0	0	0	0	-1	-1	0	0	1	1	1	
	<b>Summe</b>	<b>-6</b>	<b>-8</b>	<b>-8</b>	<b>-6</b>	<b>-6</b>	<b>-5</b>	<b>-5</b>	<b>-2</b>	<b>5</b>	<b>-1</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>-1</b>	<b>0</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>6</b>
	<b>Soziale Einflüsse</b>																		
1	Beschäftigung und Arbeitsmarkt	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	Standards und Rechte bezüglich der Arbeitsplatzqualität	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	Soziale Integration und Schutz von speziellen Gruppen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	Gleichbehandlung und gleiche Möglichkeiten, keine Diskriminierung	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	Privat- und Familienleben, persönliche Daten	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	Regierungsgewalt, Beteiligungen, Eigentumsverwaltung, Zugänglichkeit zur Justiz, zu Medien und Ethik	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	Volksgesundheit und Sicherheit	0	-1	-1	0	0	0	0	0	0	0	-1	-1	0	0	0	0	0	0
8	Kriminalität, Terrorismus und Sicherheit	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	Zugang zu und Effekt auf den sozialen Schutz, die Gesundheit und das Erziehungssystem	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<b>Summe</b>	<b>0</b>	<b>-1</b>	<b>-1</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>-1</b>	<b>-1</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
	<b>Gesamt / Total</b>	<b>-9</b>	<b>-13</b>	<b>-12</b>	<b>-9</b>	<b>-9</b>	<b>-8</b>	<b>-8</b>	<b>-5</b>	<b>6</b>	<b>-4</b>	<b>-3</b>	<b>-4</b>	<b>-3</b>	<b>-1</b>	<b>7</b>	<b>9</b>	<b>12</b>	<b>9</b>

## 3 Maßnahmen im Projektgebiet Lausitz

### 3.1 Einleitung

Im Projektgebiet Lausitz treffen mehrere Probleme zusammen. Einmal existiert durch den Wiederanstieg des Grundwassers ausgelöst durch die Reduzierung des Braunkohlebergbaus und der Stilllegung der Tagebaue die Notwendigkeit, das ansteigende Grundwasser in bestimmten Regionen zu entfernen oder seine Höhe zu senken, um eine Gefährdung der bewohnten Regionen zu verhindern. Zum anderen besitzt das Grundwasser eine von den Normbedingungen abweichende Zusammensetzung, weil es das in den Kippen durch die abgelaufenen Oxidationsprozesse vorhandene mobile Inventar austrägt. Dadurch sind in mehreren Regionen tiefe pH Werte mit höheren Sulfat- und Eisengehalten in den Wässern vorhanden, die eine Behandlung des Wassers erforderlich machen.

Umfangreiche Analysen zum zu erwartenden Sulfatgehalt und seiner Entwicklung bis ca. 2050 existieren deshalb. [GEOS 2008], [GEOS 2009a], [GEOS 2010], [IWB 2010], [IWB 2012], [IWB 2013a]. Da mindestens ein Teil der Sulfatfracht in dem Projektgebiet Lausitz mit der Eisenfracht durch die Pyritoxidation gekoppelt ist, wurde das Verhältnis von transportiertem Sulfat zu transportiertem Eisen analysiert. [ARGE GW Güte 2012]. Da das mobile Eisen durch unterschiedliche Prozesse gefällt und remobilisiert werden kann wurde ein Abreicherungsfaktor abgeleitet. Dazu wurden verschiedene Situationen des Grundwassers wie Zustand im Gewachsenen, innerhalb einer Kippe, Grundwasser in einer Kippe im Abstrom eines Restsees und Grundwasser im Gewachsenen im Abstrom einer Kippe analysiert und aus den Daten ein Abreicherungsfaktor auf der Basis von Molverhältnissen von  $SO_4 / Fe = 4:1$  abgeleitet. Das bedeutet ein Verhältnis von 1 mg Fe : 6,9 mg  $SO_4$  im Wasser oder 300 mg Fe sind mit 2060 mg  $SO_4$  gekoppelt.

Eine besondere Situation entsteht außerdem immer dann, wenn die alten früheren Grundwasserleiter und die Grundwasserfließrichtung bedingt durch die Bergbauaktivitäten und die damit verbundene Veränderung der Bodenstruktur nicht mehr eingenommen werden können und neue Leiter sowie Fließrichtungen entstehen.

Abgeleitete und angewendete Maßnahmen im Projektgebiet Lausitz bestehen deshalb einmal aus den unterschiedlichsten Maßnahmen zum Schutz vor dem aufsteigenden Grundwasser und wenn notwendig einer Wasserbehandlung sowie den Maßnahmen zur Sicherung der Wasserqualität in dem vorhandenen Flussgebiet. In diesem Teil werden deshalb ausgewählte und angewendete Grundwasserfassungen und im nächsten Abschnitt einige geplante Vorhaben dargestellt.

### 3.2 Beispiele für Grundwasserfassungen im Projektgebiet Lausitz

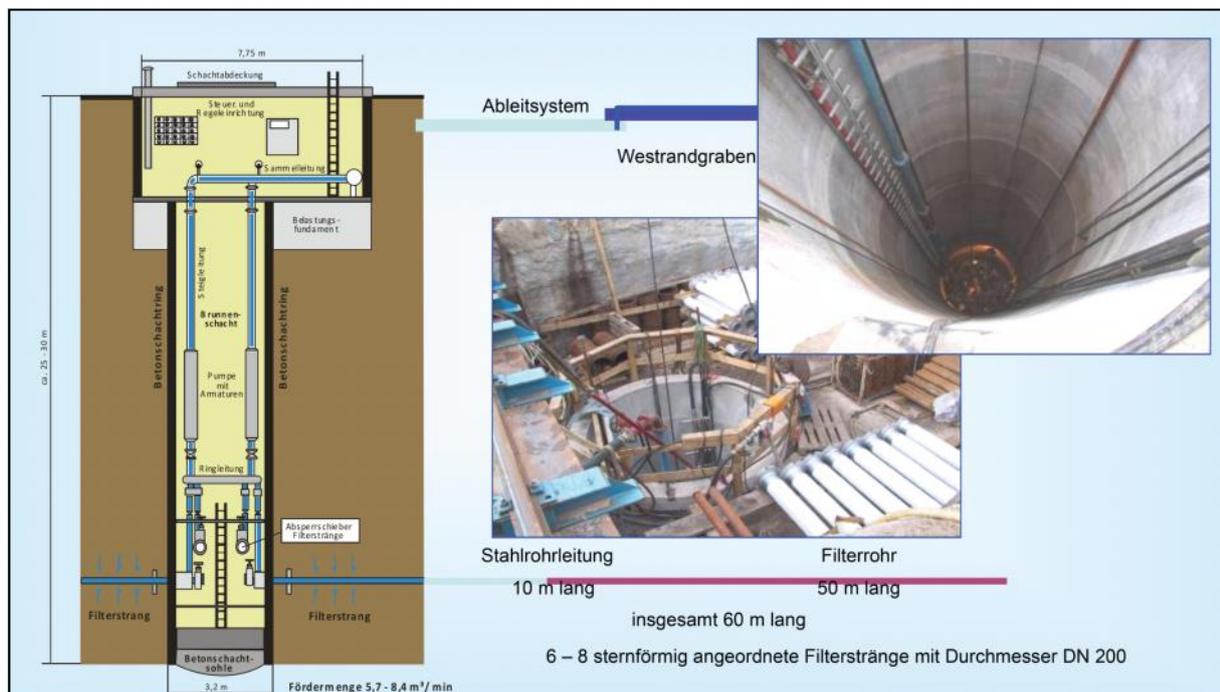
Für die Grundwasserfassungen werden vor allem Horizontal- und Vertikalfilterbrunnen sowie Drainagesysteme verwendet. Das gefasste Wasser wird durch Gräben und Leitungen abgeführt.

#### **Hoyerswerda**

In Folge der Stilllegung von Braunkohlentagebauen und der damit verbundenen Einstellung der Tagebauwasserhaltung kommt es zum Wiederanstieg des Grundwassers auf das vorbergbauliche Niveau. Das Stadtgebiet Hoyerswerda wurde seit den fünfziger Jahren ohne Berücksichtigung eines möglichen Grundwasserwiederanstieges nach Einstellung der Bergbautätigkeit errichtet. Damit es durch den Grundwasserwiederanstieg nicht zu einer dauerhaften Beeinträchtigung von

Bebauungen und innerstädtisch genutzten Flächen kommt, wurden im Rahmen der Gefahrenabwehr die Niederhaltung des Grundwasserspiegels durch technische Maßnahmen konzipiert. Die installierte Anlage besteht aus drei 25 bis 30 m tiefen Horizontalfilterbrunnen mit Sammelschächten, einem ca. 5 km langen unterirdischen Ableitungssystem sowie dem bis zu 7 m tiefen und 3,3 km langen Weststrandgraben (von Hoyerswerda nach Nardt) als oberirdische Ableitung zur Vorflut [LMBV 2011], [KAI 2011]. Die Brunnen sind mit jeweils sechs bis acht etwa 60 m langen sternförmig verlegten Horizontalfiltersträngen bestückt und fördern zusammen eine Wassermenge, je nach Grundwasserspiegel, von etwa 10 m<sup>3</sup>/min (s. Abbildung 35). Das über die Horizontalfilterstränge gefasste Grundwasser wird durch natürlichen Zufluss in die Ringleitungen der Brunnen und über Pumpen in ein luftdicht abgeschlossenes Rohrsystem geführt, um dann weiter in den Weststrandgraben abgeleitet zu werden (Mitteilung LMBV). Dabei erfolgt der gesamte Vorgang des Hebens sauerstofffrei um eine Eisenhydroxidbildung in den Leitungen zu verhindern.

Das Horizontalfilterbrunnensystem wird seit 2010 im Dauerbetrieb für die Grundwasserabsenkung im Stadtgebiet Hoyerswerda erfolgreich betrieben. Die Errichtung der Anlage hat ca. 32 Mio. € gekostet (Mitteilung LMBV). Die jährlich anfallenden Betriebskosten für Energie, Wartung und Monitoring belaufen sich auf rund 500.000 €. Die LMBV ist Projektträger im Auftrag des Bundes und der Braunkohleländer. Die Finanzierung erfolgte durch den Bund. Die Bereitstellung der laufenden Betriebskosten erfolgt derzeit durch den Bund und den Freistaat Sachsen über das Verwaltungsabkommen Braunkohlesanierung.



**Abbildung 35: Grundwasserniederhaltung Hoyerswerda mit Horizontalfilterbrunnen [KAI 2011]**

### **Senftenberg östliches Stadtgebiet / Laugfeld**

Ähnlich wie die Anlage in Hoyerswerda werden zur Grundwasser-Abwehr im Senftenberger Stadtgebiet drei Horizontalfilterbrunnen errichtet. Dies betrifft vor allem den Bereich Laugfeld und das östliche Stadtgebiet wo das bereits hoch anstehende Grundwasser abgesenkt werden muss. Weitere Brunnenstandorte sind am Theater „Neue Bühne“ und in der Badstraße vorgesehen. Insgesamt sind der Bau von 13 Horizontalfilterbrunnen und der Ausbau von Drainagen und Gräben vorgesehen [ZSCH 2013]. Das System zur Abwehr der Gefahren des Grundwasserwiederanstieges soll ab dem Jahr 2014 in den Dauerbetrieb gehen (Mitteilung LMBV). Die Ableitung der gehobenen Grundwässer erfolgt zur GWRA Rainitz [LMBV 2011], [KAI 2011].

### 3.2.1 Vertikalfilterbrunnengalerie

Vertikalfilterbrunnen werden vor allem auch zur Entwässerung der Tagebaue genutzt. Sie sind als Randriegel an der äußeren Kontur des Tagebaufeldes zum Abfangen des Grundwasserzustroms aus dem Umfeld, Vorfeldriegel im Vorlauf der Deckgebirgs- und Kohleförderung sowie Kippenriegel zum Niedrighalten des Grundwasserspiegels im Hinterland der Kohleförderung installiert. Die Absenkungstiefen der Brunnen richten sich nach der Lage des Braunkohleflözes.

Während in den älteren Tagebauen Spreetal, Bluno, Skado und Koschen unter vergleichsweise günstigen lagerstätten-geologischen Bedingungen maximale Absenkungen von 40 bis 50 Meter erforderlich waren, müssen unter ungünstigen lagerstättengeologischen Bedingungen, z. B. im Bereich der Trebendorfer Hochfläche im Tagebau Nochten, eine Grundwasserabsenkung bis 100 Meter und mehr erzielt werden. Dementsprechend tiefer sind die Vertikalfilterbrunnen.

#### **Lauchhammer Ost**

In Lauchhammer Ost sind am Pappelweg 11 Vertikalfilterbrunnen mit einer Teufe bis zu 18 m verbunden mit der Erstellung von Ringdrainagen zur Sicherung von Einzelhäusern, die auf einem Kippengelände stehen, vorgesehen. Die Realisierung soll in 2 Abschnitten im Zeitraum 2012 und 2013 durchgeführt werden [ZSCH 2013]. Das gehobene Wasser wird in die Vorflut zur Schwarzen Elster geführt.

### 3.2.2 Gräben bzw. Grabenertüchtigungen und Drainagen

#### **Zerre**

Um dem Grundwasserwiederanstieg im Ortsteil Zerre in der Gemeinde Spreetal (Oberlausitz) entgegen zu wirken, wurden in den letzten Jahren westlich des Ortes in einem Halbkreis zwei Entwässerungsgräben neu gebaut (s. Abbildung 36). Diese verhindern nun erfolgreich, dass das Grundwasser höher steigt und in die Keller der Bebauungen des Ortes eindringt. Somit wurde die Ortschaft gegen das wieder ansteigende Grundwasser gesichert. Das Grabensystem ist insgesamt etwa 1,7 km lang, etwa 2 bis 16 m breit und bis zu 5 m tief. Das gefasste Wasser wird über ein Schöpfwerk in die Spree abgeleitet. Die Kosten betragen etwa 350.000 € [KAI 2011].

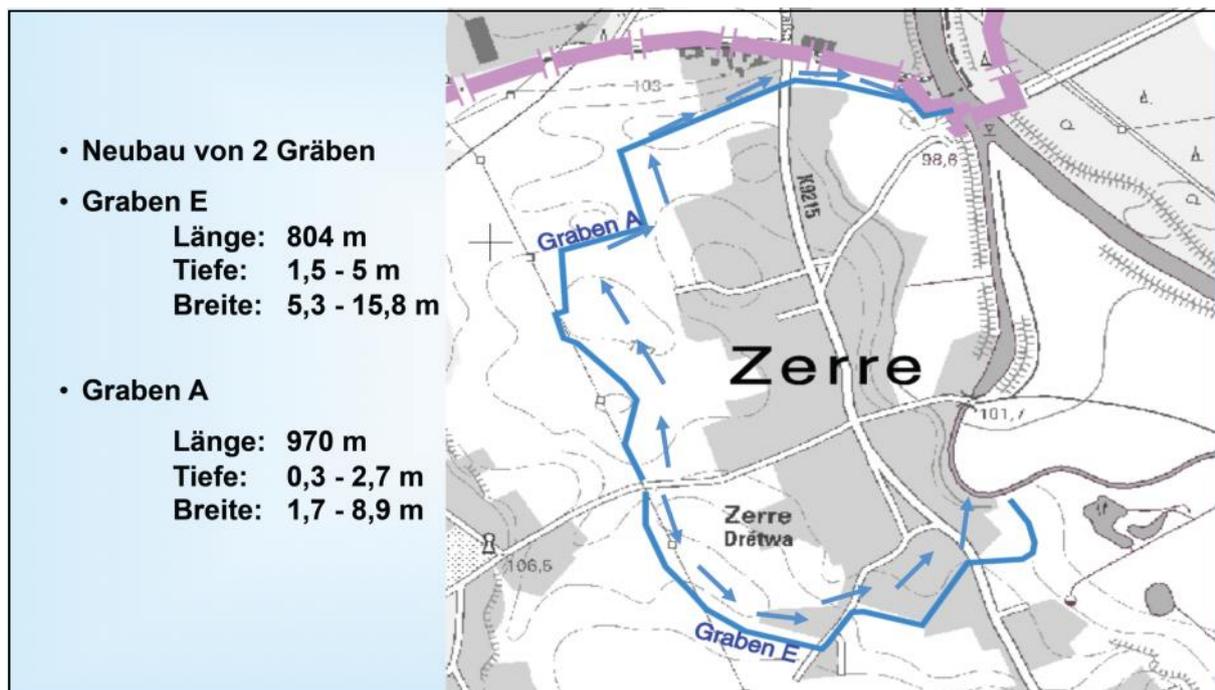


Abbildung 36: Grundwasserniederhaltung Zerre mit Grabenneubau [LMBV 2011][KAI 2011]

### **Altdöbern**

Mit Stilllegung des Braunkohletagbaus Greifenhain und seiner Flutung zum Altdöberner See kommt es in der Umgebung zum Grundwasserwiederanstieg. Durch die LMBV wurden im Auftrag von Bund und Land Brandenburg Untersuchungen im Raum Altdöbern über mögliche Schäden an Bebauungen durch aufsteigendes Grundwasser durchgeführt. Die Ergebnisse zeigten, dass an 549 Einzelobjekten in Altdöbern mit Schäden zu rechnen ist, wenn keine Abwehrmaßnahmen ergriffen werden [LMBV 2013]. Als optimale Schutzmaßnahme zur Sicherung der meisten Einzelobjekte durch flächenhafte Grundwasserabsenkung, wurde durch die LMBV die Errichtung eines Abfanggrabens favorisiert. Für ca. 13 Objekte die nach der Realisierung des Abfanggrabens immer noch von Schäden durch aufsteigendes Grundwasser bedroht sind, werden Einzelhausicherungen notwendig [KAI 2011], [LMBV 2013].

Der 1,3 km lange, 18 bis etwa 50 m breite und etwa 3 bis 10 m tiefe Abfanggraben „Neuer Südgraben“ dient zur Fassung der aufsteigenden/ zuströmenden Grundwässer und Ableitung in das Chransdorfer Fließ. Die Wasserableitung erfolgt im natürlichen Gefälle zum Vorfluter. Der Baubeginn ist für das Jahr 2015 geplant [LMBV 2013]. Der geschätzte Investitionsaufwand beträgt ca. 1,8 Mio. €. Da der Graben im Freispiegelbereich funktioniert, muss die hydraulische Wirksamkeit des gesamten Grabensystems durch eine kontinuierliche Unterhaltung gewährleistet werden.

### **Schwarzheide**

Das Grundwasser in Schwarzheide soll um die Jahre 2015/16 seinen Endstand erreichen. Bis dahin muss das groß angelegte Ableitsystem stehen. Zuvor wurden ungefähr 50 Varianten durchgerechnet und diskutiert und im Ergebnis für die in Abbildung 37 gezeigte entschieden [KAI 2011]. 2012 wurden die Tiefendrainage an der Bahnstrecke und an der Wandelhofsiedlung entlang verlegt und das Vereinigungsbauwerk errichtet. In den Jahren 2013/14 folgt dann die bis zu zwölf Meter tiefe Drainageleitung nördlich des Flugplatzes zum Vereinigungsbauwerk. Diese Leitung wird das aus der Hochkippe in Richtung der Stadt strömende Wasser aufnehmen und zu den Restlöchern 28 und 29 ableiten. Damit das Ableitsystem funktioniert, muss der Wasserspiegel der genannten Restseen, die sich in See Campusnähe befinden, auf 92,5 Meter über Normalnull abgesenkt und dauerhaft gehalten werden. Aus den beiden Seen wird dann das Wasser in die Schwarze Elster abgegeben. Da das Wasser aber sauer ist, muss eine Grubenwasser-Reinigungsanlage dazwischengeschaltet werden. Diese Grundwasserniederhaltung in Schwarzheide soll über die drei Tiefendrainagen Schwarzheide Nord, Kippenrandgraben und Deponie Kabelbagerteich erfolgen (s. Abbildung 37).



**Abbildung 37: Grundwasserniederhaltung Schwarzheide mit Tiefendrainagen [LMBV 2011]**

## Lohsa

Im Ortsteil Driewitz der sächsischen Gemeinde Lohsa wurde ein weiterer Abschnitt zur Regulierung der Vorflut fertiggestellt. Auf einer Länge von 1.250 m wurde der „Mittlere Graben“ ausgebaut. Im Rahmen der Maßnahme mussten sechs Durchlässe instand gesetzt werden. Der „Südliche Graben“ ist auf einer Länge von ca. 800 m neu gestaltet worden.

### 3.2.3 Komplexes Wasser Ableitungssystem

Das Vorflutsystem Lauchhammer [SOM 2013]

Das im Westen der Lausitz gelegene Gebiet um Lauchhammer ist durch eine 150 jährige Braunkohlegewinnung geprägt. Der Grundwasserwiederanstieg in den Tagebaurestlöchern führt zu Beeinträchtigungen der Lebensqualität und der Sicherheit von Bauwerken. Deshalb wurden Möglichkeiten einer Abführung der aufsteigenden Grundwässer analysiert und eine Vorzugsvariante abgeleitet. Da der Vorfluter für dieses Gelände die Schwarze Elster ist, soll durch ein umfangreiches Graben- und Überleitungssystem das Wasser in die Schwarze Elster transportiert werden. Dieses Graben- und Überleitungssystem besteht aus 9,4 km von Überleitern und einem 20,4 km langen Ableitungssystem. Da das Wasser einen niedrigen pH-Wert besitzt und zusätzlich die Eisenkonzentration mit 20 – 40 mg/l höher als zulässig ist, wird in Plessa eine Wasserbehandlungsanlage konzipiert, die auf einer Behandlung des Wassers mit einem klassischen Fällungs-/Flockungsverfahren beruht.

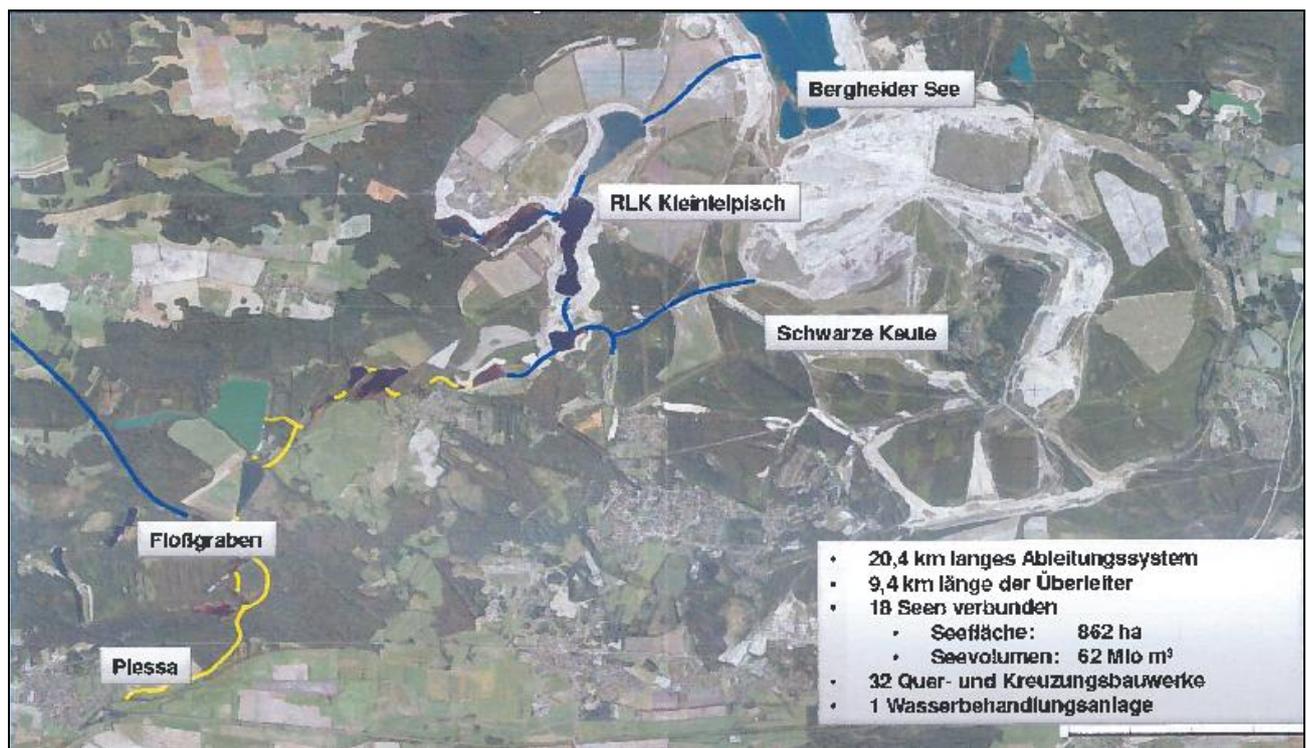


Abbildung 38: geplantes Vorflutsystem Lauchhammer(nach Sommer [SOM 2013])

### Schlosssiedlung Lauchhammer

In Lauchhammer wurde eine Anzahl von Wohnhäusern auf einer Altkippe errichtet. Die durch den Grundwasserwiederanstieg ausgelöste Gefährdung der Gebäude führte zu umfangreichen Analysen und dem Entschluss, ein Siedlungsgebiet durch eine Kombination von Rohr- und Drainageleitungen zu sichern [SOM 2013]. Diese Rohr- und Drainageleitung ist mit 2 Pumpstationen versehen und soll die Schlosssiedlung in Lauchhammer sichern. (Abbildung 39).

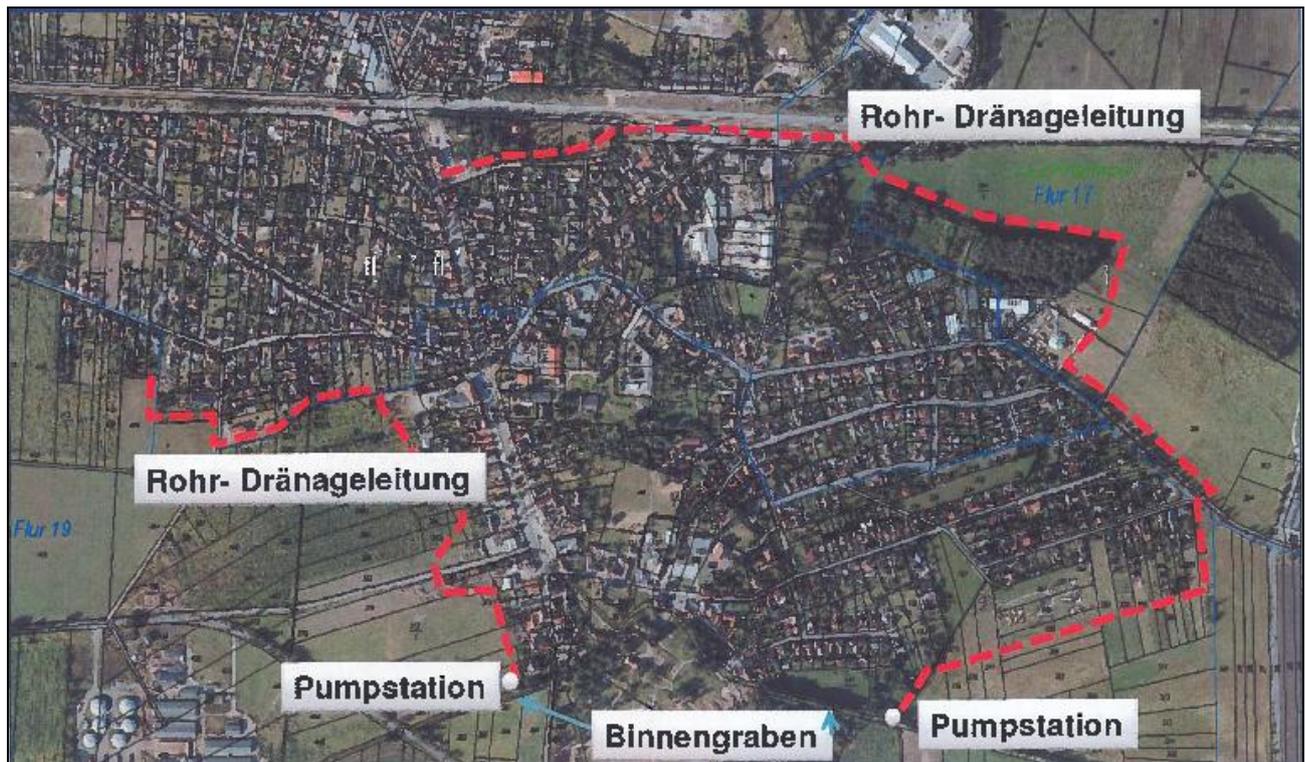


Abbildung 39: Vorzugsvariante der Sicherung der Wohnbebauung Schlosssiedlung in Lauchhammer (nach Sommer [SOM 2013])

## 4 Übertragbarkeit Maßnahmen auf das Projektgebiet

### 4.1 Einleitung

Da es keine verallgemeinerungsfähige Lösung für die verschiedenen Regionen gibt, muss jeder Problemfall einer Analyse unterzogen werden. Ausgehend von der dabei festgestellten Wasserqualität wird in dem Behandlungskonzept berücksichtigt, ob eine Wasserbehandlung notwendig ist. Mit der Behandlungsweise ist dabei gleichzeitig die Behandlung der möglichen anfallenden Rückstände zu berücksichtigen. Diese in der Regel eisenhaltigen Rückstände besitzen je nach der verwendeten Wasserbehandlung unterschiedliche Qualitäten. Wenn sie hohe Kalzit- und Dolomitkonzentrationen besitzen und außerdem ein Teil des Sulfates als Gips gefällt worden ist, dann ist in der Regel eine Deponierung notwendig. Dabei spielen die ebenfalls aus dem Wasser mitgefällten Schwermetalle eine Rolle, da sie die Deponieklasse beeinflussen. Bei Schlämmen mit hohen Eisengehalten und geringen Kalk- sowie Schwermetallkonzentrationen ist dagegen eine Verwertung möglich. Wie solche komplexe Maßnahmen gestaltet sein können wurde umfangreich analysiert und soll an ausgewählten Beispielen dargestellt werden [GEOS 2007], [JAN2008b],[UHL 2010],[UHL 2012],[UHL 2013].

## 4.2 Maßnahmen am Vorfluter

Maßnahmen, die direkt im Vorfluter durchgeführt werden könnten, um den Auswirkungen einer Grundwasserexfiltration entgegen zu wirken, sind folgende:

- a) Gezielter Eingriff in die Mengensteuerung des Vorflutsystems
- b) Anlegen von Staubereichen
- c) Konditionierung bzw. Reinigung des Flusswassers.

Die Maßnahme a) zielt auf eine starke Verdünnung der aus dem Grundwasser exfiltrierenden Stoffe. Abgesehen davon, ob eine derartige Verdünnung überhaupt statthaft ist, stehen die erforderlichen Wassermengen nicht zur Verfügung. Außerdem wäre die Wirksamkeit insbesondere beim Eisen stark anzuzweifeln, so dass diese Möglichkeit als nicht zielführend verworfen und nicht weiter betrachtet wird.

Durch das Anlegen von Staubereichen durch den Bau von Wehren in den von der Grundwasserexfiltration betroffenen Flussabschnitten könnte durch den höheren Wasserstand auf der Stauseite des Wehres, die Grundwasserexfiltration zurückgedrängt werden. Ob eine solche Maßnahme zum Erfolg führt und welche Stauhöhe einzustellen ist, kann nur an Hand hydraulischer Modelle geprüft werden. Dies kann im Rahmen der Erarbeitung von hydrogeologischen Lupenmodellen für die betroffenen Flussabschnitte mit erfolgen.

Bei der Maßnahme c) wird der Flussabschnitt, in dem die Grundwasserexfiltration stattfindet, den vorhandenen Bedingungen überlassen und der Fluss selbst wird als „Sammelsystem“ für das belastete Grundwasser genutzt. Anschließend wird das gesamte Flusswasser gereinigt. Diese Verfahrensweise war früher im Braunkohlenbergbau in der DDR an verschiedenen Stellen anzutreffen: z. B. an der Kleinen Spree, die als Ableiter für Sumpfungswasser genutzt wurde. Anschließend wurde der gesamte Flusslauf in der GWRA Burgneudorf gereinigt. Der Abzweig von der Kleinen Spree zur GWRA Burgneudorf ist in den Karten noch zu finden und zu erkennen. Auch heute noch wird eine Teilstrecke der Struga zur Ableitung von Grubenwasser aus dem Tagebau Nochten genutzt.

Da im Projektgebiet Lausitz die Qualität des Wassers des Vorfluters Spree durch den Grundwasserwiederanstieg betroffen ist, wurden in den Analysen und Recherchen die unterschiedlichen Behandlungsmöglichkeiten zusammengestellt. Für den Nordraum des Spreegebietes ergeben sich danach Ansatzpunkte für eine Behandlung an der Berste, der Wudritz, dem Greifenhainer- und dem Mühlenfließ. Im Südraum der Spree existieren Möglichkeiten durch eine Behandlung des Wassers der kleinen Spree sowie der Spree und des Grundwassers der Ruhlmühle ([LMBV 2013b], [UHL 2010],[UHL 2012],[UHL 2013]).

An der Wudritz soll die Wasserqualität zunächst durch eine Schlammberäumung sowie durch eine temporäre Überleitung des die Wudritz beeinflussenden Wassers vom Schlabendorfer See zum Lichtenauer See gefolgt von einer Neutralisation des Lichtenauer Sees erfolgen. Analysiert wird im Weiteren die „In lake“ Wasserbehandlung des Schlabendorfer Sees sowie die Errichtung von Wetlands zur Abtrennung des Eisens durch Sedimentation und die Errichtung einer temporären Konditionierungsanlage. Eine denkbare aber problembehaftete Variante ist auch die Wasserüberleitung in den Stoßdorfer See. Nach einer Neutralisation des Schlabendorfer Sees soll auch neutralisiertes Überschußwasser temporär über den Lorenzgraben in die Wudritz abgegeben werden. Der Ableiter für das Wasser vom Hindenberger See zur Wudritz ist über Filterbrunnenriegel geplant.

Die Berste führt nur im Oberstrom ein stark saures eisenhaltiges Wasser, dass im Wesentlichen durch das Weißacker Moor beeinflusst wird. Das Wasser aus dem Görldorfer Fließ wird in der GWRA Görldorf einem Absetzbecken weitgehend gereinigt. Nach dem Passieren des NSG Borcheltbusch und durch Zuflüsse im mittleren Teil ist sie neutralisiert. Da bedingt durch den geogenen Eisengehalt in der Region aus Altbergbau, Landwirtschaft und den Mooren eine mögliche Veränderung des Eiseneintrages nicht auszuschließen ist, kann zum Schutz vor allem von Luckau eine naturnahe Behandlung des Wassers im Borcheltfließ im Nebenschluss zum NSG Borcheltbusch eingerichtet werden. Temporär kann das Flussgebiet der Berste auch mit dem Überschusswasser aus dem Stiebsdorfer See gespeist werden.

Für eine Behandlung des Wasser im Vetschauer Fließ steht einmal die vorhandene GWRA zur Verfügung. Dort soll eine Abtrennung des Eisens durch Sedimentation erfolgen. Es wird geplant, eine Anlage zur Bekalkung vorzuhalten und bei Bedarf zusätzlich eine Belüftung des Wassers zu installieren. Eine weitere Maßnahme zur Reduzierung der Eisenfracht insbesondere der aus den Reudener Torfwiesen stammenden und über den Reudener Hauptgraben eingetragenen Eisenfracht wurde durch die Umkehr der Fließrichtung und Einbindung in das neue Vetschauer Mühlenfließ sowie Behandlung in der GWRA Vetschau erreicht.

Für eine Qualitätsverbesserung des Wassers im Greifenhainer Fließ werden mehrere Alternativen gesehen. Vorzugsvariante ist eine Umleitung und Behandlung des Eichower Fließes kombiniert mit einer Überleitung des Laasower Fließes in das Eichower Fließ in den Wiesenteich und einer anschließenden naturnahen Behandlung im Wiesenteich. Eine weitere Variante ist die Errichtung einer separaten technischen Anlage am Eichower Fließ an Stelle der naturnahen Behandlung im Wiesenteich. Eine totale Wasserverbesserung kann durch eine Fassung der Grundwässer im Bereich des Greifenhainer und Neuen Buchholzer Fließes und Einleitung der Wässer nach einer Bekalkung in den Gräbendorfer See erreicht werden [UHL 2013].

## 4.3 Beispiel Kleine Spree

### 4.3.1 Situationsdarstellung

Die aufgeführte Fassung des belasteten Grundwassers über Brunnengalerien, Gräben oder Dränagen und die Reinigung des gehobenen Wassers sowie die gezielte Rückführung in Tagebaurestseen oder Speicherbecken ist unter den hier aufgeführten Maßnahmen am einfachsten realisierbar und wahrscheinlich auch am wirkungsvollsten, zumindest an den Teilstrecken der Vorfluter, an denen bisher schon eine Verockerung im Flussbett festgestellt werden konnte.

Das verlangt jeweils eine Analyse der vorherrschenden spezifischen Situation und die Ableitung entsprechender Maßnahmen. An einem Beispiel aus dem Gebiet der Lausitz soll die Herangehensweise und die Ableitung eines Lösungsvorschlages gezeigt werden. Dieses Beispiel betrifft den durch den Bergbau beeinflussten Zustand der Kleinen Spree. In den in der Abbildung 40 gezeigten Bildern ist der Zustand des Wassers zu sehen.

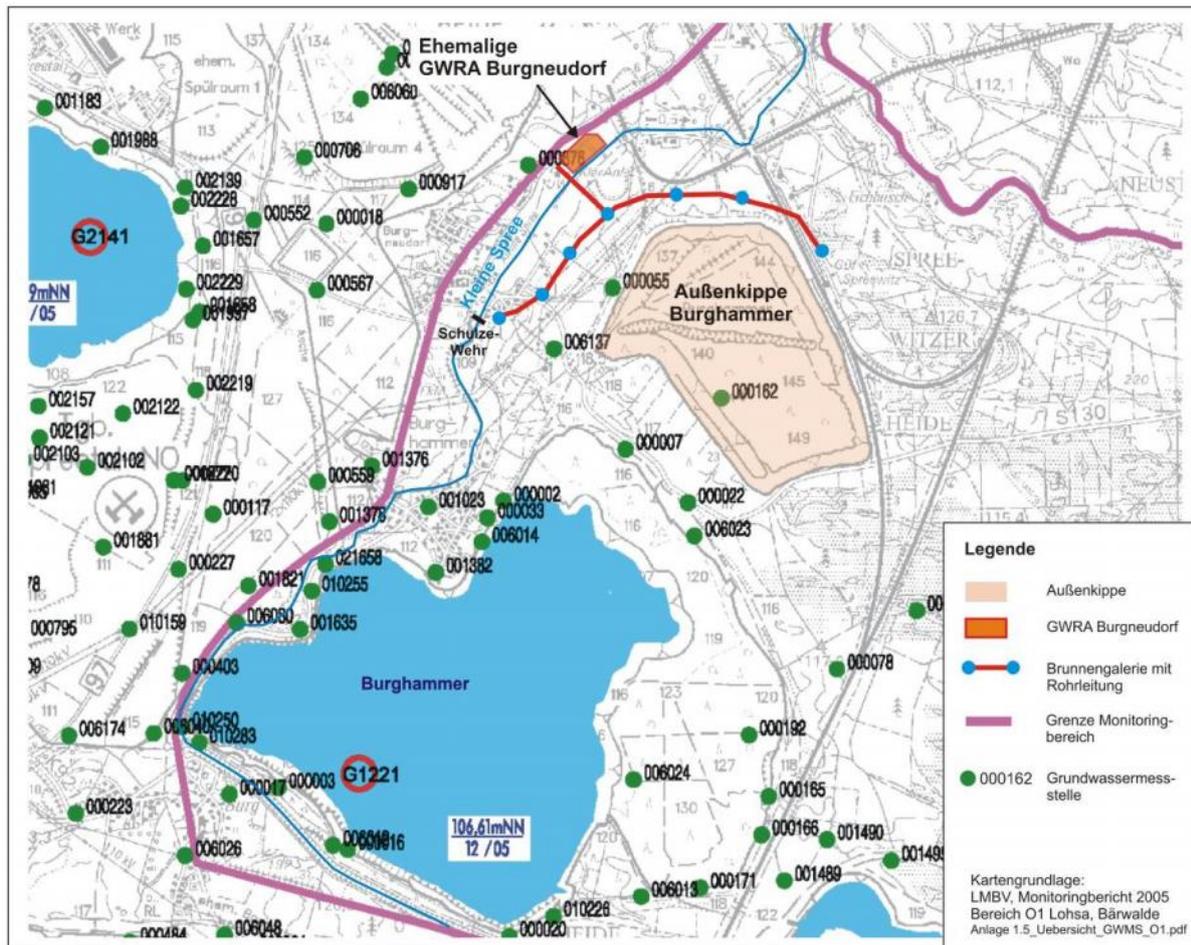


**Abbildung 40: Kleine Spree – Ortslage Spreewitz (Fotos GEOS)**

In mehreren Analysen der Situation wurden die Ursachen für diese Beeinflussung des Gewässers gesucht. [JAN 2008],[UHL 2012]. Nach Uhlmann et. al 2012 kann die maßgebliche Beeinflussung der kleinen Spree durch eisenhaltiges Grundwasser auf den Gewässerabschnitt zwischen der Ortslage Burgneudorf und der ehemaligen GWRA Burgneudorf sowie der Bahnbrücke nördlich des Ortsteiles Spreewitz-Ausbau eingegrenzt werden. In dieser Region hat das zutretende Grundwasser eine mittlere Eisenkonzentration von 70 - 80 mg/L.

Als wesentliche Schadstoffquellen werden dabei einmal der Grundwasserleiter der Spreewitzer Rinne und die Außenhalde sowie die Innenkippe Burghammer angesehen.

Die Lage der Außenkippe ist in Abbildung 41 dargestellt. Sie liegt im Abstrombereich des Tagebausees Burghammer und weist eine Mächtigkeit von ca. 20 bis 30 m auf. Da sie am Beginn des Tagebaues entstanden ist, steht sie auf gewachsenem Boden. Das bedeutet, dass sie von einem Grundwasserwiederanstieg nicht berührt wird, wenn sich die alten Verhältnisse vor dem Beginn des Bergbaues wieder einstellen. Die Grundwasserverhältnisse im Bereich der Außenkippe können für den Endzustand nach Beendigung des Wiederanstieges jedoch noch nicht endgültig bewertet werden. Wenn sich durch die Grundwasserneubildung im Bereich der Außenkippe eine Grundwasseraufhöhung gegenüber dem vorbergbaulichen Zustand einstellt, kann sich im Bereich der Außenkippe eine lokale Grundwasserscheide ausbilden, die den Abstrom aus dem Tagebausee Burghammer abfängt. Damit hätte der Wasserstand im Tagebausee Burghammer keinen Einfluss auf den Abstrom nördlich der Außenkippe.



**Abbildung 41: Prinzipskizze zum Abfangen des Grundwasserabstromes von der Außenkippe Burghammer [GEOS 2008]**

Auf jeden Fall muss die Außenkippe aber als Stofflieferant für Eisen und Sulfat angesehen werden, da es sich um ein mobiles Inventar handelt, das durch die Prozesse bei der Schüttung der Halde mobilisiert worden ist. Die Richtigkeit dieser Annahme wird durch Daten der Gütemessstelle 6137 deutlich, die bereits im Jahre 2008 Eisenkonzentrationen von knapp 200 mg/l und Sulfatkonzentrationen von ca. 1000 mg/l aufwies. Bei der Grundwasserneubildung wird deshalb ein Teil dieser Schadstoffe in das Wasser eingetragen.

Neuere Analysen über die Herkunft des Eisen in der kleinen Spree zeigen, dass ca. 75 % dem Grundwasser in der Spreewitzer Rinne, ca. 20 % der gefluteten Innenkippe des Tagebaues und ca. 5 % der Außenkippe zugeordnet werden können [UHL 2012]

#### 4.3.2 Abgeleitetes Behandlungskonzept

Die Einschätzungen der Grundwasserstands- und -strömungszustände nördlich des Tagebausees Burghammer einschließlich des Bereiches der Außenkippe sind durch Analysen und hydrogeologischen Modellen für diesen Bereich in den letzten Jahren zusammengestellt worden. Für Gegenmaßnahmen gegen die Exfiltration des belasteten Grundwassers wurden in den potenziell gefährdeten Bereichen der Vorfluter die hydrogeologische Lupenmodelle herangezogen. Auf Basis dieser Modelle sind belastbare Aussagen hinsichtlich der Exfiltration belasteter Grundwässer getroffen worden.

In der Abbildung 41 ist als ein erster Vorschlag aus 2007 / 2008 in Form einer Prinzipskizze dargestellt, wie mit Hilfe einer Brunnengalerie im Abstrom des Tagebausees Burghammer und der Außenkippe Burghammer die Kleine Spree geschützt

werden könnte [GEOS 2008]. Der exakte Verlauf der Brunnengalerie sowie Art und Anzahl der erforderlichen Brunnen sollte dabei erst nach Vorliegen detaillierter Modellrechnungen festgelegt werden.

Für die zu fördernde Wassermenge gilt die grobe Abschätzung aus [JAN 2008b], dass ca. 10 - 15 l/s Grundwasser vor Eintritt in die Kleine Spree gefasst werden müssen. Dies entspricht einer stündlichen Durchsatzleistung von 36 bis 54 m<sup>3</sup>. Das stark eisenhaltige Grundwasser kann am Standort der ehemaligen GWRA Burgneudorf belüftet und bekalkt, d.h. konditioniert werden, um das Eisen auszufällen. Danach kann das Wasser in den Tagebausee Burghammer gepumpt werden, wo sich die Eisenhydroxide als Sediment absetzen. Eine solche Konditionierung des Wassers kann mit vergleichsweise geringem Aufwand durchgeführt werden, weil bei Verbringung des konditionierten Wassers in den Tagebausee Burghammer keine Anlagen für die Sedimentation und Schlammabtrennung benötigt werden.

In den Studien von 2010 und 2012 [UHL 2010],[UHL 2012] wurden die Daten ergänzt und präzisiert. Danach genügt es nicht mehr, die Eisenbelastung nur in der kleinen Spree zu senken, sondern es muss auch eine Minderung der Eisenbelastung in der Spree zwischen Ruhlmühle und Spreewitz erfolgen, da dort ebenfalls hohe Eisenkonzentrationen im Grundwasser im gesamten Bereich der Spreewitzer Rinne zwischen dem Speicher Lohsa II und der Spree gemessen wurden [UHL 2012]. Dazu sind folgende Varianten zur Behandlung von Grundwassers und Oberflächenwassers denkbar:

- Separate Konditionierung der gefassten Wässer durch Bekalkung und Belüftung und Rückführung in den Tagebausee Burghammer
- Reinigung am Standort der ehemaligen GWRA Burgneudorf incl. Schlammabtrennung
- naturnahe Abtrennung des Eisens aus dem Flußwasser in aeroben Wetlands
- Verspülung des eisenreichen gehobenen Grundwassers in einen geeigneten Bergbausee
- Die Abtrennung des Eisen im Grundwasser durch eine Behandlung des Grundwassers mit heterotrophen sulfat-reduzierenden Bakterien im Untergrund
- Der Bau einer Dichtwand an der Nordtangente des Speichers Lohsa II zur Minderung der Eisenbelastung der Fließgewässer durch eine Senkung des Grundwasserabstromes

Die am Beginn dieses Berichtes unter dem Abschnitt 2.1 Wetlands aufgeführte Möglichkeit des Stoffrückhaltes durch so genannte constructed wetlands bezieht sich auf die Reinigung eisenbelasteten Grundwassers. Wenn man von einer Eisenfracht von 200 kg/d ausgeht und eine Reinigungsleistung des aeroben Wetlands von 10-20 g Fe/(m<sup>2</sup>d) ansetzt, wird eine Fläche von 1 bis 2 ha für die Eisenabtrennung und Rückhaltung benötigt. Allerdings müsste das Grundwasser zuvor mit einer anoxischen Kalksteindränage mit ausreichend Pufferkapazität angereichert werden.

Eine Komplettreinigung des gefassten Grundwassers in einer GWRA ist am Standort der GWRA Burgneudorf einschließlich Sedimentation und Schlammeindickung nach einer Ertüchtigung oder in einer neu zu errichtenden GWRA möglich. Die Ableitung des gereinigten Wassers kann in die Kleine Spree erfolgen.

Eine Verspülung des unbehandelten Wassers in einen Bergbausee erfordert die zusätzliche Acidität durch geeignete Maßnahmen abzufangen. Denkbar ist eine Überleitung nach Spreetal NO, Burghammer oder Scheibe. Bevorzugt scheint der Eintrag in den See Burghammer zu sein und auf eine GWRA zu verzichten.

Für eine Abtrennung des Eisen im Grundwasser durch eine Behandlung mit heterotrophen sulfatreduzierenden Bakterien im Untergrund wird gegenwärtig in einem Pilotprojekt an der Ruhlmühle auf einer Strecke von ca. 100 m eine organische Kohlenstoffquelle eingetragen. Die Verweilzeit des Wassers bis zum Erreichen des Altarmes der Spree soll ca. 200 Tage betragen. In dieser Zeit werden eine partielle Sulfatreduktion und eine Immobilisierung des Eiseninventars erwartet.

## 5 Wirtschaftlicher Maßnahmenvergleich

Der wirtschaftliche Maßnahmenvergleich beruht einmal auf den bereits bekannten Kosten für eine Wasserhebung und -reinigung. Da es sich dabei um wenige und oft nicht vergleichbare Daten handelt werden die einzelnen Wasserbehandlungsmaßnahmen untereinander verglichen und wieder mit einem Punktesystem bewertet. In diesem Punktesystem werden die Anlagenkosten, die Betriebskosten, der Abtrennungsgrad an Schadstoffen sowie die Kosten für die Behandlung der Rückstände miteinander verglichen.

**Tabelle 25: Kostenvergleich von ausgewählten Wasserbaumaßnahmen**

Beschreibung / Merkmal	spezifische Daten	
<b>Horizontalfilterbrunnen Hoyerswerda</b>		
Investkosten	32 Mio €	
Betriebskosten	500.000 €/a	
Wassermenge	10 m <sup>3</sup> /min	5.256.000 m <sup>3</sup> /a
Spezifische Kosten	0,095 €/m <sup>3</sup>	
<b>Entwässerungsgräben Zerze</b>		
Grabenlänge	1,7 km	
Investkosten	350 000 €	
Spezifische Kosten	206 €/m Graben	
<b>Abfanggraben Altdöbern</b>		
Grabenlänge	1,3 km	
Investkosten	1,8 Mio. €	
Spezifische Investkosten	1385 €/m	
<b>Dichtwand (Tagebau Cottbus Nord)</b>		
Länge	7 km	
Investkosten	30 Mio €	
Spezifische Investkosten	60 - 100 €/m <sup>2</sup>	

Die in der Tabelle 25 aufgeführten Kosten gehen auf die mit den Maßnahmen publizierten Informationen zurück und enthalten keine Kosten für eine Wasserbehandlung und für eine Behandlung der dabei anfallenden Rückstände. Die Kosten für die Dichtwand wurden von Buja [BUJ 2013] publiziert und sollen einschließlich der Vor- und Nachlaufarbeiten, pro Quadratmeter hergestellter Dichtwand zwischen 60 € und 100 € für eine etwa 7 km lange Dichtwand am Tagebau Cottbus-Nord liegen, wobei die gesamten entstanden Kosten ca. 30 Mio. € betragen [BUJ 2013].

In der Tabelle 26 ist der Vergleich der einzelnen Behandlungsvarianten dargestellt. Dabei sind diejenigen Varianten am günstigsten einzuschätzen, die die geringste Punktzahl besitzen. Das sind neben der „In Lake“ Behandlung die biologischen Verfahren und die Membran- sowie Ionenaustauschprozesse.

Tabelle 26: Vergleich der einzelnen Behandlungsvarianten

Prozess	Bezeichnung	Bemerkung	Investitionskosten	Betriebskosten	SO4-Abtrennung	Unterhaltskosten	Rückstände		Neben-erlöse	erprobt (j/n) / Maßstab	Genehmigungsfähigkeit	Eignung / Probleme	Bewertung: 1 = sehr gut, gering, 5 = hoch, ungenügend			
							Art	Menge, spezifisch je 1 kg SO4					(1)	(2)	(3)	(4)
<b>Chemische und Fällungsprozesse</b>																
Kalk	Kalkstein/Kalk			1) 0,10 USD/m <sup>3</sup> 2) 0,056 USD/kg SO4	>1200 mg/L (bzw. Gipssättigung)	gering	Schwermetallhaltiger Gips-schlamm	ca. 1,8 kg(Tr)/kg SO4	keine	ja		nur partielle SO4 Entfernung	5	3	5	5
Barium	Bariumsulfat	Fällung mit BaS	1) 0,48 M USD 2) 1.000 m <sup>3</sup> /d	1) 0,36 USD/m <sup>3</sup> 2) 0,18 USD/kg SO4	≥ 0 mg/L	gering	BaSO4-Schlamm	2,43 kg(Tr)/kg SO4	keine	ja	problematisch wegen Ba	bedingt geeignet, für saure Wässer	5	3	1	5
	Bariumkarbonat		1) 7,14 M USD 2) 19000m <sup>3</sup> /d	1) 0,18 USD/m <sup>3</sup> 2) 0,09 USD/kg SO4	≥ 0 mg/L	hoch (CO <sub>2</sub> /S <sup>2-</sup> Rückgewinnung)	Ca-, Mg-haltige Schlämme	unabhängig von SO4	ja S°	nein / Labormaßstab	problematisch wegen Ba	bedingt geeignet, Ca und Mg müssen vorher abgetrennt werden	5	3	1	5
Aluminium	Savmin		1) 0,3 M USD 2) 1.000 m <sup>3</sup> /d	1) 0,17 USD/m <sup>3</sup> 2) 0,29 USD/kg SO4	≥ 0 mg/L	gering	Gips, Me-Hydroxide	keine Angaben		nein / Pilotanlage	genehmigungsfähig	Al / Ettringit-rückgewinnung	5	3	1	5
	CESR/ Walhalla		unbekannt	1) 0,79 USD/m <sup>3</sup> 2) 0,53 USD/kg SO4	≥ 0 mg/L	gering	Ettringit-schlamm	4,36 kg(Tr)/kg SO4		ja / kleintechnisch	genehmigungsfähig	Al / Ettringit-rückgewinnung	5	3	1	5
<b>Physikalische Prozesse</b>																
Membranen	Umkehr-osmose		1) 0,4-0,5 M USD 2) 1.000 m <sup>3</sup> /d	1) 0,88 USD/m <sup>3</sup> 2) 0,18 USD/kg SO4	≥ 0 mg/L	hoch	Salzlösung / Schlämme	von dem Verhältnis Retentat / Permeat abhängig	keine	ja / erprobte Technologie	genehmigungsfähig	ja	5	3	1	4
	Nanofiltration		1) 0,17-0,33 M € 2) 1.000 m <sup>3</sup> /d	1) 0,80 €/m <sup>3</sup> 2) 0,32 €/kg SO4	≥ 0 mg/L	hoch	Salzlösung / Schlämme	von dem Verhältnis Retentat / Permeat abhängig	keine	ja / erprobte Technologie	genehmigungsfähig	ja	5	3	1	4
Ionenaustauscher	Gyp-Cix	Kombinierter Kationen- u. Anionenaustausch	1) 0,33-0,37 M USD 2) 1.000 m <sup>3</sup> /d	1) 0,60 USD/m <sup>3</sup> 2) 0,14 USD/kg SO4	< 200 mg/L	hoch	Gips-Schlamm	ca. 1,8 kg(Tr)/kg SO4	ja / SM-freier Gips-Schlamm	ja / erprobte Technologie	genehmigungsfähig	ja	5	3	1	3
Elektrolyse	Rodosan		1) 4,7 M € 2) 1.200 m <sup>3</sup> /d	1) 0,012-0,16 €/m <sup>3</sup> 2) 0,77 €/kg SO4	> 500 mg/L	relativ hoch	Schlamm	abhängig vom SO4-Gehalt und Leitfähigkeit	H <sub>2</sub> , Düngemittel	nein / Pilotanlage	offen (in Erprobung)	nur partielle SO4-Abtrennung ca. 15 %	5	5	5	3
	Elektrodialyse		1) 0,65-0,67 M USD 2) 1.000 m <sup>3</sup> /d	1) 0,48 USD/m <sup>3</sup> 2) 0,11 USD/kg SO4		relativ hoch	Schlamm		Salzkonzentrate	ja / erprobte Technologie	genehmigungsfähig	ja	5	3	1	4
<b>Biologische Prozesse</b>																
Sulfat-reduktion	Paques Thio-met		1) 0,3 M USD 2) 1.000 m <sup>3</sup> /d (Reaktor)	1) 0,27 USD/m <sup>3</sup> 2) 0,14 USD/kg SO4	> 0 mg/L	hoch	keine	keine Angaben	Schwefel und SM	ja / GA vorhanden	in EU und nach EPA genehmigungsfähig	nur mit Abtrennung von Schwermetallen geeignet	5	4	1	1
	Paques Thi-opaq		1) 0,3 M USD 2) 1.000 m <sup>3</sup> /d (Reaktor)	1) nicht bekannt 2) 0,15 €/kg SO4	> 0 mg/L	hoch	keine	keine Angaben	Schwefel und SM	ja / GA vorhanden	In EU und nach EPA genehmigungsfähig	nur mit Abtrennung von Schwermetallen geeignet	5	4	1	1
	Chemolitho-autotroph		keine Angaben	keine Angaben	500 mg/L	hoch	Sulfid-schlamm	keine Angaben	SM	nein / Pilotanlage	offen	keine erprobte Technologie	5	4	1	3
	HLSR (Hochleistungs-sulfat-reduktion)		1) 2,0 M € 2) 24.000 m <sup>3</sup> /d	1) 0,24 €/m <sup>3</sup> 2) 0,08 €/kg SO4	> 0 mg/L	hoch	SM-haltiger Sulfid-schlamm	keine Angaben	SM	nein / Pilotanlage	offen in D	keine erprobte Technologie in D	5	4	1	3
Eisenhydroxi-sulfat		Nur in Kombination mit Fe Abtrennung	keine Angaben	keine Angaben	ca. 15 % bezogen auf abgetrenntes Eisen	gering	EHS	2,6 - 8,5 kg(Tr)/kg SO4	durch EHS Verwertung	ja /erprobte Fe-Abtrennungstechnologie PA vorhanden	offen, noch nicht beantragt	nur partielle SO4-Abtrennung, abhängig von Fe- Menge	5	3	5	1
<b>naturnahe Prozesse</b>																
	Wetlands		1) 100.000 € 2) 120 m <sup>3</sup> /d	1) 0,01-0,03 €/m <sup>3</sup> 2) 0,1-0,3 €/kg SO4	100 - 200 mg/L	gering	keine (Schlämme nach Ende im Wetland)	entfällt	keine	Anlagen mit 200 m <sup>3</sup> Volumen erprobt	genehmigungsfähig	geeignet für die Behandlung von kleinen Wassermengen	3	2	5	1
	In-lake-Be-handlung		keine Angaben		keine Angaben	gering	keine	entfällt	keine	Enclosureprozess mit 5 Tm <sup>3</sup> erprobt	offen, noch nicht beantragt	geeignet für die langfristige See-wasserbehandlung	2	3	3	1
	Kippen-infiltration		1) 6,5 M € 2) 10.500 m <sup>3</sup> /d 1) 14-20 M € 2) 72.000 m <sup>3</sup> /d	1) 0,15 €/m <sup>3</sup> 2) 0,07 €/kg SO4	ca. 500 mg/L bei 30 Jahren Verweilzeit	gering	keine	entfällt	keine	ja / Pilotanlage; GA im Bau	genehmigungsfähig	Fe und Mn müssen vorher abgetrennt werden	5	3	2	1

## In der Tabelle verwendete Abkürzungen:

HS Eisenhydroxisulfat  
D Deutschland  
GA Großtechnische Anlage  
HLSR Hochleistungssulfat-reduktion  
M Million

Me Metall  
PA Pilotanlage  
SM Schwermetall  
T Tausend  
Tr trocken / Trockensubstanz

## Spalten:

(1) Anlagenkosten  
(2) Betriebskosten, Wartung  
(3) SO4-Abtrennungsgrad  
(4) zu behandelnde Rückstände

Niedrigste Betriebskosten existieren bei Wetlands und biologischen Systemen, bedingt durch geringe Aufwendungen für den Prozess und die anfallenden Reststoffe. Sie sind aber auch mit oft ungenügenden Schadstoffabtrennungsraten verbunden.

Für eine weitere Einschätzung und Vorabbewertung von Bau- und Behandlungsmaßnahmen sind Mittelwerte für eine überschlägige Berechnung der Kosten abgeleitet von spezifischen Werten für Baumaßnahmen und aus aktuellen Analysen in Tabelle 27 zusammengestellt worden.

**Tabelle 27: Zusammenstellung orientierender Kosten für Bau- und Behandlungsmaßnahmen**

Maßnahme	Richtwert	Bemerkung
<b>Bohren</b>		
<b>Brunnen</b>	Tiefbrunnen 1 m ab 50 €/m mit Ø 25 mm	Aus 2010
<b>Tiefbohren</b>	Kernbohrung bis 50 m ab 70 €/m	Ohne Baustelleneinrichtung
<b>Horizontalbohren</b>	100 – 120 €/m bei Ø 100 mm	Abhängig von Länge, Bohrgerät, Tiefe, Durchmesser und Geländestruktur
<b>Dichtwände</b>		(nach [KOC 2007],[SCHÖ 2007])
<b>Bohrpfahlwand</b>	125 – 350 €/m <sup>2</sup>	Bis 30 m Tiefe, Wanddicke 0,6 – 3,0 m
<b>Schmalwand</b>	50 – 100 €/m <sup>2</sup>	Bis ca. 15 m Tiefe, Wanddicke 6 – 20 cm
<b>Spundwand</b>	100 – 175 €/m <sup>2</sup>	Bis 30 m Tiefe
<b>Löffelbagger</b>	25 – 75	Bis 6 m Tiefe
<b>Schlitzfräs wand</b>	200 – 500 €/m <sup>2</sup>	Bis 100 m Tiefe, Wanddicke 1 m
<b>BULinject-Wand</b>	20 – 40 €/m <sup>2</sup>	40 – 70 m Tiefe, Wanddicke 0,6 – 0,8 m
<b>Dichtwand</b>	60 – 100 €/m <sup>2</sup>	Abgeleitet aus Kosten von 30 Mio € für 7 Km
<b>Drainagerohr</b>	2,35 €/m	Ø 100
<b>Verlegen</b>	ca. 60 - 80 €/m	Komplettverlegung
<b>Schlamm</b>		
<b>Trocknen</b>	Richtwert ca. 50 € / to	Abhängig vom Wassergehalt, der Trocknungsvariante und der Schlammart
<b>Abtrennen und Deponieren</b>	ca. 250 € / to	Eisenhydroxidschlamm von 5 %TS auf 30 – 40 % TS Entwässern und Deponieren
<b>Kalk (Weißkalkhydrat)</b>	100 – 120 €/ to	Abhängig vom Reinheitsgrad
<b>Umbauter Raum</b>	300 – 500 €/m <sup>3</sup>	Betrifft Gebäude

Maßnahme	Richtwert	Bemerkung
<b>Nebenkosten</b>		
<b>Strom</b>	ca. 26 ct/ kWh	Haushaltstarif
	12 – 15 ct / kWh	Industrie: Ohne Mehrwertsteuer, abhängig vom Verbrauch (2012)
<b>Transport</b>	ca. 1,50 – 2,50 €/km	Transport mit Fahrer, abhängig von der LKW Größe
<b>Trinkwasser</b>	ca. 2€ / m <sup>3</sup>	Haushaltstarif, Schwankungsbreite 0,4 – 4 €/m <sup>3</sup> (2012)
<b>Abwasser</b>	ca. 2,2 – 4,3€ / m <sup>3</sup>	Länderspezifisch (2010)
<b>Durchschnittslohn</b>	3385€ / Monat	Brutto, Vollzeit Arbeitnehmer (2012) (min 2002 € – max 4507€)
<b>Stundenlohn</b>	19,33 € / h	Durchschnitt 2012, ( min 14,78 €/h - max 21,80 € /h )

Aus diesen Analysendaten können orientierende Schlüsse zur Erstbewertung von vorgesehenen Maßnahmen abgeleitet werden.

## 6 Handlungs-/Entscheidungsmatrix

In Abbildung 42 ist der Entwurf einer Handlungsmatrix zum Abtrennen von Eisen und der Verhinderung der Braunfärbung eines Gewässers dargestellt. Diese Matrix enthält die einzelnen Schritte

Prüfen der Situation:

Dabei soll festgestellt werden ob das Eisen immobilisiert werden kann. Bei einer Antwort mit ja kann abgebrochen werden, bei nein steht als nächste Frage ob das Wasser gefasst werden muss. Bei Ja ist nach den Konzentrationen zu fragen und wenn sie Grenzwerte überschreiten, steht die Auswahl eines Behandlungsverfahrens an. Eine weitere Fragestellung ergibt sich aus der Art und der Behandlung der anfallenden Rückstände. Ein ähnlicher Handlungsalgorithmus kann für die Komponente Sulfat abgeleitet werden.

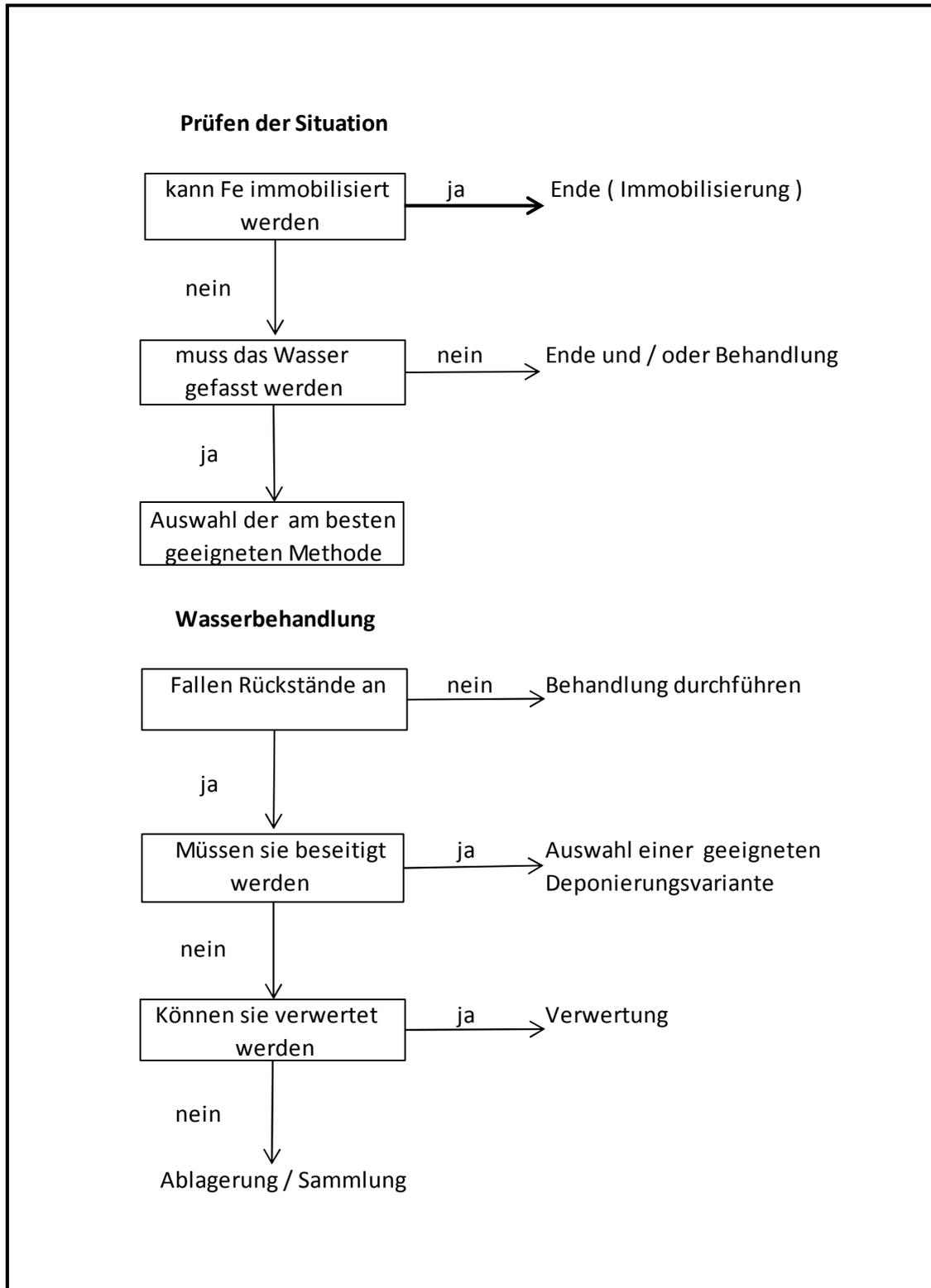


Abbildung 42: Entwurf einer Handlungsmatrix

## 7 Zusammenfassung

Innerhalb des zweiten Schwerpunktes des Ziel 3 Projektes VODAMIN war es geplant, in einer Studie eine Recherche und Analyse des derzeitigen Kenntnisstandes zur Fassung, Ableitung und Reinigung / Konditionierung schadstoffbelasteter Grundwasser aus Bergbaugebieten zusammenzustellen. Im Mittelpunkt dieser Studie sollte die Verhinderung des diffusen Stoffeintrages liegen, wobei eine Verknüpfung von Fassung und Reinigung unter kosteneffizienten Gesichtspunkten zu betrachten war. Der Schwerpunkt hinsichtlich des Stoffeintrages wurde dabei auf die Betrachtung von Sulfat und Schwermetallen insbesondere auf Eisen gelegt.

Im Teilprojekt 14 werden deshalb eine Übersicht über die Behandlung der durch den Bergbau kontaminierten Grund und Oberflächenwässer zusammengestellt und die unterschiedlichen Behandlungsarten ausgehend von der Wasserfassung bewertet und zu verglichen. Auf eine Gebietsbeschreibung und Problemdarstellung der Lausitz wurde verzichtet, da diese bereits in Teilprojekten vorhanden ist. Im ersten Teil wurden unterschiedliche Wasserfassungsmöglichkeiten aufgelistet und die jeweils vorhandenen Vor- und Nachteile dargestellt. Im zweiten Teil werden die unterschiedlichen Wasserbehandlungsmethoden abgehandelt. Da in den Teilprojekten TP04 und TP09 bereits umfangreiche Darstellung der Wasserbehandlungsmethoden vorhanden sind, wurden diese hier ergänzt und vervollständigt. Sie werden in aktive und passive Verfahren unterteilt. Die passiven Verfahren sind aerobe und anaerobe Wetlands sowie einfache Belüftungsverfahren. Die aktiven Verfahren enthalten die bekannten Fällungsverfahren, Membranverfahren, Sorptionsverfahren, elektrochemische und biologische Prozesse. Bei diesen Verfahren werden vor allem die Abtrennung von Schwermetallen insbesondere von Eisen aber auch die Senkung des Sulfatgehaltes gezeigt.

Soweit es möglich war, werden die mit den Prozessen verbundenen Vor- und Nachteile aufgelistet und die erreichbaren Konzentrationen zusammengestellt. Dabei wird in den meisten Fällen soweit es möglich ist, auf praktizierte Verfahren zurückgegriffen.

In einem weiteren Abschnitt werden die Kosten für die Verfahren soweit sie bekannt oder ableitbar sind, zusammengestellt. Es werden einmal die Investkosten dargestellt und zum anderen spezifische Kosten für die Behandlung einer Wassermenge von 1 m<sup>3</sup> oder für die Abtrennung von 1 kg Fe oder 1 Kg SO<sub>4</sub> abgeleitet. Da die zugrunde gelegten Verfahren für die Behandlung unterschiedlich großer Wassermengen mit unterschiedlichen Kontaminationsgraden und unterschiedlichen Abtrennungswirkungsgraden ausgelegt sind, lassen sich nur sehr schwer belastbare Vergleiche ableiten. Eine weitere Besonderheit besteht darin, dass viele der angegebenen Kosten nicht in der Währungseinheit Euro angegeben sind und Umrechnungen durch schwankende Wechselkurse sowie durch die zum Teil länger zurückliegenden Daten nur mit großen Fehlern möglich sind.

Um trotzdem Vergleichsmöglichkeiten zu haben wurde versucht, durch ein Bewertungssystem die einzelnen Verfahren untereinander zu vergleichen. Bei diesem Bewertungssystem, das die Kosten und die Leistungen des Verfahrens berücksichtigt, schneiden die biologischen Prozesse sowie die „in lake“ Wasserbehandlung am günstigsten ab. Das ist auf geringe Aufwendungen für den Prozess und in der Regel unberücksichtigte Kosten für die Behandlung der Reststoffe zurückzuführen. Um auch andere Wichtungsfaktoren neben den Monitären zu erfassen und zu berücksichtigen, wurden die Technologiebewertungsguidelines der EU herangezogen. Sie führen zu einem ähnlichen Bild, wenn ausgehend von den EU Richtlinien die ökonomische, soziale und umweltbeeinflussende Wirkung der Verfahren einer Bewertung unterzogen wird. Die Anwendung der dargestellten Wasserfassungen und Reinigung wird an einigen ausgewählten Beispielen und abgeleiteten Vorschlägen für das Gebiet der Lausitz in einem gesonderten Abschnitt dargestellt.

Dabei steht vor allem die Regulierung des Grundwasserspiegels im Mittelpunkt und in einem Falle ein Vorschlag zur Sicherung der Qualität des Wassers in einem Flussgebiet durch eine Wasserfassung und die Behandlung in einer WBA. Eine besondere Problematik stellen die bei den Wasserbehandlungen anfallenden Rückstände bzw. Schlämme dar. Abhängig von dem gewählten Verfahren und ihrer Zusammensetzung muss entschieden werden, ob sie als Wertstoff, Reststoff oder Abfall einzuordnen und entsprechend zu behandeln sind.

## 8 Literaturverzeichnis

- [ARGE GW Güte 2012] F. Bilek, C. Koch, Abschlussbericht TL1 Beschaffenheitsprognose Grundwassergüte Lausitz, ARGE Grundwassergüte Lausitz 05.04.2012, Auftraggeber LMBV
- [BAN 2004] Bandi A., Specht M., Gewinnung von Methanol aus Biomasse, Expertise im Auftrage der Union zur Förderung von Oel- und Proteinpflanzen e.V. UFOP Zentrum für Sonnenenergie- und Wasserstoff-Forschung Baden Württemberg ZSW 2004
- [BAR 1990] Barnes L. J. EUR. Patent 1990 EP 436254A
- [BAR1991] Barnes L. J., Janssen F.J., Sherren J., Versteegh J.H., Koch R.O., Scheeren P. J. H. (1991 ) Trans Inst. Chem. Eng. 69 184 . 18635
- [BEC 2003] J. Becker, *"Konstruierte Feuchtgebiete zur passiven Reinigung von Grubenwasser"*, Freiberg, 2003
- [BEN 2012] F. Benthaus, „Präsentation "Wasserbehandlung in der Bergbaufolgelandschaft",“ LMBV, Pillnitz, 2012.
- [BID 2010] J. Bidstrup und K. e. a. Broch, „Danish Pilot Area - baseline description“,“ Environment Center Aalborg, Aalborg, 2010
- [BIL 2012a] F. Bilek, „Präsentation "Autotrophe Sulfatreduktion - Gegenwärtiger Stand der Entwicklung einer Technologie zum Schutz von Gewässern vor bergbaubürtigen Sulfatfrachten“,“ DGFZ, Pillnitz, 2012.
- [BIL 2012b] F. Bilek, „Abschlussbericht "Reinigungsverfahren von Grundwasser und Oberflächengewässern“,“ Arbeitspaket 4 – Problemlagen des obertägigen Braunkohlebergbaus , Ziel 3 Projekt VODAMIN ,Teilprojekt P04 DGFZ, Dresden, 2012 Auftraggeber LfULG.
- [BIO 2007] Bioshale 2007 Search for a sustainable way of exploiting black shale ores using biotechnologies Priority 3 NMP Type STRP Co-ordinator: Dr. Dominique Morin BRGM (F) Ref. Number: STRP 50 57 10 – 1 Bioshale Contract number NMP2 – CT – 2004 – 505710, Deliverable: D 6.4: General environmental impact assessment... Deliverable 6.5: Evaluation of the new bioprocessing routes to improve the beneficiation...
- [BIE 1992] E. Bieske, Bohrbrunnen, München: R. Oldenbourg Verlag GmbH, 1992.
- [BMBF 2001] Langzeitstabilität und Robustheit passiver biologischer Wasserbehandlungssysteme und Entwicklung einer entsprechenden Bewertungsmethodik, Förderprojekt der Wismut GmbH, BPS - Engineering GmbH, Bio Planta GmbH, G.E.O.S. Freiberg Ingenieurgesellschaft mbH, Projektleitung Wismut GmbH "Langfristige Stabilität biologischer Wasserbehandlungssysteme" GEOS Freiberg Teilprojekt BMBF/PTWT : WTBR 02000200 FKZ.:02 WB 104, Laufzeit 01.01 2001 - 30.06. 2004
- [BRE 2007] BHG Brechtel GmbH: Radke, B. & Huber, M., *Präsentation: Horizontalfilterbrunnenbau - Stand der Technik*, Nordhausen: FH Nordhausen, 22.03.2007.
- [BUJ 2013] H. O. Buja, Ingenieurhandbuch Bergbautechnik, Lagerstätten und Gewinnungstechnik, Berlin: Beuth Verlag GmbH, 2013.
- [CAR 2000] M. Carlile und W. Dudeney, IRON TRANSPORT AND RETENTION IN OCHRE-RICH WATERCOURSES, London: Mineral Resources Engineering, 2000.

[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](http://ec.europa.eu/governance/docs/index_en.htm))

[CZE 1995] Czekalla C, Mevius W, Hanert H (1995) Quantitative removal of iron and manganese by 1434 microorganisms in rapid sand filters (in situ investigations), Water Supply vol 3, Berlin "B" 1435 pp 111–123, Pergamon Press Ltd., Great Britain

[DGFZ 2012] F. Bilek, „Abschlussbericht "Reinigungsverfahren von Grundwasser und Oberflächengewässern", Ziel 3 Projekt VODAMIN, Arbeitspaket 4 – Problemlagen des obertägigen Braunkohlebergbaus, Teilprojekt P04, DGFZ, Dresden, 2012 Auftraggeber LfULG

[DLK 2014] DLK Technologies <http://www.dlk.ch/index.php?de/Abwasserreinigung> Jan. 2014

[DVGW 2008] D. Regelwerk, Technische Regel, Arbeitsblatt W 128, Bau und Ausbau von Horizontalfilterbrunnen, Bonn: DVGW e. V., Juli 2008.

[EC 2005] European Commission Impact assessment guidelines – 15<sup>th</sup> June 2005 SEC (2005)791

[EU 2006] Leitfaden zur Folgenabschätzung 15. 06.2005 mit der Neufassung vom März 2006 SEK (2005) 791 – deutsche Version

[FEN 2000] Feng D., Aldrich C., Tan H., Treatment of acid mine water by use of heavy metal precipitation and ion-exchange, Minerals Engineering 13(6) 623-642

[FRE 2013] M. Freude, „Präsentation "Reduzierung der Eisen- und Sulfatbelastung in der Spree und ihrer Zuflüsse",“ Vetschau, 2013.

[FRI 1999] Friedrich H.-J. Entwicklung eines Verfahrens zur Sanierung saurer Tagebaurestseen durch elektrolytische Wasserstoffabscheidung und Schwermetallfällung, Abschlussbericht für das Vorhaben 10/95- 6/98, Förderkennzeichen 02 WB 9533/3 Verein für Kernverfahrenstechnik und Analytik (VKTA ) Rossendorf e.V. Dresden 1999 TIB/ UB Hannover FKZ BMBF 02 WB 9533/3

[FRI 2004] Friedrich H.-J. 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

[FOR 2008] C. Forkel, *Kurzreferat " Durchgeführte und geplante Maßnahmen der RWE Power AG zur Reduzierung punktueller Stoffeinträge aus Sumpfung- und Grubenwasser",* Bonn, 2008.

[GAD 1993] Gadd G. M., White Chr., Microbial treatment of metal pollution - a working bio-technology ? Bioremediation TIBTECH August 1993 Vol.11 pp353 -359. Elsevier Science publishers Ltd (UK)

[GEL 2001] Geldenhuis A.J., Maree J.P., de Beer M., Hlabela P., 2001 An integrated lime-stone / lime process for partial sulphate removal. Paper presented at the conference on Environmentally responsible Mining in South Africa Sept. 2001 CSIR Pretoria South Africa.

[GEOS 2001a] G.E.O.S., „Massnahmen zur Verbesserung der Wasserqualität der Seenkette Lugteich-Kortitzmühle-Laubusch,“ Freiberg, 2001

[GEOS 2001b] G.E.O.S., „Konditionierungsanlage für die Entwässerung der Stadt Hoyerswerda einschließlich der Seenkette Lugteich-Kortitzmühle-Laubusch,“ Freiberg, 2001.

[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

[GEOS 2003] Einfluss des Sulfatgehaltes auf das Flusssystem und die Ökologie der Gewässer in der Lausitzer Region, Studie Auftraggeber StUFA Bautzen Auftrag vom 11. 07. 2003, Bearbeitungszeitraum 01.07. - 30.11.2003

[GEOS 2007] Janneck, E.; Kahnt, R., Höhn, R., Schreiter, F., Waage, S.: Ermittlung des diffusen Stoffeintrages in die Spree, Bericht, 27.02.2007

[GEOS 2007b] G.E.O.S., „Erarbeitung eines Konditionierungskonzeptes für das Planfeststellungsgebiet "Lugteich/Kortitzmühle",“ Freiberg, 2007.

[GEOS 2008] Untersuchungen der Auswirkung des Grundwasserwiederanstieges und der daraus folgenden Exfiltration der belasteten Grundwässer in die Oberflächengewässer im Braunkohlesanierungsgebiet Ostsachsen, Arbeitsbericht – Auftraggeber Landesdirektion Dresden 25.11. 2008 Verfasser: E. Janneck, J. Pinka, R. Kahnt

[GEOS 2009a] G.E.O.S., "Durchführung von speziellen Untersuchungen bezüglich Sulfat im brandenburgischen Einzugsgebiet der Spree unter den Bedingungen des Sanierungs- und des aktiven Bergbaus", Halsbrücke, 2009.

[GEOS 2009b] G.E.O.S., „Erarbeitung von Gefahrenabwehrkonzepten für den Industriekomplex Schwarzheide und Umfeld,“ LMBV, Freiberg, 2009.

[GEOS 2010] G.E.O.S., „Modellierung des Sulfattransportes in der Spree“, Halsbrücke, 2010.

[GFI 2012] GFI, „Eisenretention in der Talsperre Spremberg" - Abschlussbericht,“ Dresden, 2012.

[GLO 2001] Glombitza F., Treatment of acid lignite mine flooding water by means of microbial sulfate reduction, Waste management, Elsevier Science 21 (2001) 197- 203

[GLO 2001b] Glombitza F., Janneck E., Vertiefte Analyse und Charakterisierung der Eigenschaften der bei der sauren Eisenoxidation anfallenden eisen- und sulfathaltigen Schlämme Bericht 22.06.2001 Auftraggeber Vattenfall

[GLO 2003] F. Glombitza, F. Karnatz, H. Fischer, J. Pinka, E. Janneck, Fundamentals of the Uranium separation in constructed wetlands, Proceedings of the 15. th international Symposium on Biohydrometallurgy IBS 14. – 19. 09. 2003 Athen, Eds.: M. Tsezos, A. Hatzikioseyan, E. Remoundaki, National technical University of Athens, pp. 575 – 583 N. J. Zographakis ISBN - 960 - 88415 - 1 - 8

[GLO 2005] 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

[GLO 2007] Glombitza F., Kutschke S., Kießig G., Zellmer A., Treatment of Uranium containing Drainage water in a Pilot -Scale Plant by means of Microbial Reduction, Advanced Materials res. Vol. 20 – 21 ( 2007 ) pp 205- 208 / Biohydrometallurgy: from the single cell to the environment Proceedings of the 17 th international biohydrometallurgy Symposium 2 – 5 Sept. 2007 Frankfurt / Main, Germany Eds: A. Schippers, W. Sand, F. Glombitza, S. Willscher ISSN 1022-6680

[GUS 1997] 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

[GRA 2010] B. Dr. Graupner, „Präsentation "Acid Mine Drainage from open pit lignite mines and its impact on the regional water quality in the Lausitz mining district (Germany)",“ Universität Kiel, Institut Geowissenschaften, Freiberg, 2010.

[HEB 2012] A. Hebner, „Präsentation "On Site Versuch zur technologischen Anwendung biologischer Sulfatreduzierungsprozesse“,“ BioPlanta, Pillnitz, 2012.

[HLA 2007] P. Hlabela, J. Maree, D. Bruinsma, Barium Carbonate Process for Sulphate and Metal Removal from Mine Water, Mine Water and the Environment (2007 ) 26: 14 - 22 IMWA Springer Verlag 2007

[HUI 2005] Biological produced sulphide for purification of process streams, effluent treatment and recovery of metals in the metal and mining industry, Proceedings of the 16 th international Biohydrometallurgy Symposium Eds.: S.T.L. Harrison, D. E. Rawlings, J. Petersen pp 445 - 453 ISBN 1-920051-17-1

[HOU 2012] G. Houben und C. Treskatis, Regenerierung und Sanierung von Brunnen, 2., aktualisierte und ergänzte Auflage Hrsg., München: Oldenbourg Industrieverlag GmbH, 2012

[IGB2006] Aluminiumindustrie mit Energiesorgen, IGBCE - Kompakt 10. Oktober 2006 pp 18-19

[IQT 2006] IQ-Tools for IA, DG RTD Scientific Officer: Marialuisa Tamborra / Coordinator: Klaus Rennings Centre for European Economic research PO BOX 103443, D 68034 MANNHEIM Current web site: gloster.iwr.uni-heidelberg.de, E-mail rennings@zew.de

[IWB 2010] IWB, „Studie zu den Auswirkungen des Grundwasseranstiegs auf die Beschaffenheit der Oberflächengewässer in den Sanierungsgebieten B1 (Seese/Schlabendorf) und B2 (Greifenhain/Gräbendorf),“ Dresden, 2010

[IWB 2012] IWB, „Weiterführende Untersuchungen zu den hydrochemischen und ökologischen Auswirkungen der Exfiltration von eisenhaltigem, saurem Grundwasser in die Kleine Spree und in die Spree - Projektphase 2,“ Dresden, 2012.

[IWB 2013a] IWB, „Studie zu den Auswirkungen des Grundwasserwiederanstiegs auf die Beschaffenheit der Oberflächengewässer in den Sanierungsgebieten B1 (Seese/Schlabendorf) und B2 (Greifenhain/Gräbendorf) - Projektphase 2,“ 2013, 2013.

[IWB 2013b] IWB, „Präsentation Bürgerforum "Zweite Eisenstudie 2011/2012",“ Spremberg, 2013.

[JAN1996] E. Janneck; C. Legler, S. Peiffer; H. Sahin, 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

[JAN 1997] E. Janneck, Untersuchungen zur passiven Behandlung saurer Sickerwässer aus dem Schieferbergbau“, Tagungsband zum internationalen Workshop „Wasserbehandlung und Rückstandsentsorgung – konventionelle und innovative Lösungen“, Wismut GmbH 24.09.-26.09.1997 in Chemnitz

[JAN 2007] Janneck E. Schröder A., Schlee K., Glombitza F., Rolland W., Senkung des Kalkverbrauches bei der Grubenwasserreinigung durch physikalische Entfernung der ungebundenen Kohlensäure. Wiss. Mitteilungen der Technischen Universität Bergakademie Freiberg, 58. Berg – und Hüttenmännischer Tag Institut für Geologie Eds. B. Merkel, H. Schaeben, Ch. Wolkersdorfer, A. Hasche-Berger, 2007 pp 27 – 34 ISSN 1422-1284 2007

[JAN 2008] E. Janneck , F. Glombitza., W. Rolland, Reduction in lime hydrate consumption for pit water purification by physical removal of free carbonic acid, World of mining 60(2008) No 6 pp 370 – 377

[JAN 2008b] E. Janneck, J. Pinka, R. Kahnt, Untersuchungen der Auswirkung des Grundwasserwiederanstieges und der daraus folgenden Exfiltration der belasteten Grundwässer in die Oberflächengewässer im Braunkohlesanierungsgebiet Ostsachsen, Arbeitsbericht – Auftraggeber Landesdirektion Dresden 25.11. 2008

[JAN 1999] Janocha B., Bauser H., Oehr Chr., Brunner H., Göpel W., Elektrosorption an Aktivkohle Chemie Ingenieur Technik 1999 (71) 86 – 89

[JOL 2012] P. Jolas, „Präsentation "Abbaustrategien und Ablagerungstechnologien im laufenden Tagebaubetrieb",“ MIBRAG, Pillnitz, 2012.

[JON 1996] 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

[KAI 2011] LMBV mbH: Kaiser, H.-J.; Uibrig, H., *Präsentation: Maßnahmen gegen Gefahren durch Grundwasserwiederanstieg im Sanierungsbereich Lausitz*, Hoyerswerda: LMBV, 5. Fachkonferenz am 01.03.2011, Wasserwirtschaftliche Maßnahmen in der Bergbaufolgelandschaft, 2011.

[KAZ 2008] C. Kazner, K. Lehnberg und et. al., „Removal of Endocrine Disruptors and Cytostatics from Effluent by Nanofiltration in Combination with Adsorption on Powdered Activated Carbon,“ Zürich, 2008.

[KIß 1997] Kießig, G. Vogel D., Erfahrungen bei realisierten Wasserbehandlungen bei Wismut, Tagungsband zum internationalen Workshop „Wasserbehandlung und Rückstandsentsorgung – konventionelle und innovative Lösungen“, Wismut GmbH 24.09.-26.09.1997 in Chemnitz

[KIß 2004] Kießig, G., Kunze, C., Küchler, A., Zellmer, A., Meyer, J. & Kalin, M. (2004): Kostengünstige passive Nachsorgelösung mit einem Constructed Wetland auf der Grundlage von Prognosen der Entwicklung des Grubenwassers der Grube Pöhl. – Wissenschaftliche Mitteilungen, 25 (2004) 113-118, 5 Abb., 1 Tab.; Freiberg

[KLA 2013] AK Klare Spree, „Präsentation "Aktionsbündnis Klare Spree",“ Raddusch, 2013.

- [KOC 2007] R. Koch Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt Heft 15 Ed.: Lehrstuhl Wassertechnik und Siedlungswasserbau der BTU Cottbus Cottbus 2007 ISBN 3-934294-21-9
- [KRU 1998] A. Kruspe und V. Lüderitz, „Maßnahmen zur Sanierung und Restaurierung des Elsterstausees bei Leipzig,“ *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, Nr. 26, pp. 362-373, 1998.
- [KUN 1978] H. Kuntze, „Verockerungen - Diagnose und Therapie,“ Kommissionsverlag, Hamburg, 1978.
- [KUN 2002] Chr. Kunze, F. Glombitza, A. Gerth, G. Kiessig, A. Kuchler 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 UMH III, 15.- 21. 09. 2002 Freiberg, Springer Verlag 2002, S. 597 – 604
- [LFUG 2007] R. G. u. A. LfUG, Materialien zur Altlastenbehandlung, In situ - Sanierungsverfahren, Dresden: LfUG, 2007.
- [LFUL 2012] LfULG Sachsen, „Präsentation "Vodamin 2010 - 2013 Projektstruktur und Projektinhalte",“ Dresden, 2012.
- [LMBV 2005] Niederschrift über die 3. Fachberatung zur „Umsetzung des Flutungskonzeptes der Lausitzer Bergbauseen und Fortschreibung der Maßnahmen zur Gewässergüte-entwicklung“ am 28. 02. 2005 Hoyerswerda
- [LMBV 2011] LMBV mbH: Kaiser, H.-J.; Uibrig, H., *Präsentation: Maßnahmen gegen Gefahren durch Grundwasserwiederanstieg im Sanierungsbereich Lausitz*, Hoyerswerda: LMBV, 5. Fachkonferenz am 01.03.2011, Wasserwirtschaftliche Maßnahmen in der Bergbaufolgelandschaft, 2011.
- [LMBV 2012] LMBV, „Präsentation "Eisenhydroxid im Fließgewässernetz des Spreewaldes",“ Spreewald, 2012.
- [LMBV 2013] LMBV mbH, *Pressemitteilung: Stand der Planungen des "Grundwasser-Abfanggrabens" für Altdöbern*, Senftenberg: LMBV mbH, 20.03.2013.
- [LMBV 2013b] LMBV Flutungs-, Wasserbehandlungs- und Nachsorgekonzept Lausitz, Fortschreibung 10/2013 Teil 1 Herstellung und Nachsorge von Bergbaufolgeseeen in Tagebaurestlöchern, Verfasser: L. Luckner, S. Raimann, Ch.Koch 30.10.2013
- [LOR 2003a] Lorax Environmental, Treatment of Sulphate in Mine Effluents, INAP International Network for Acid Prevention, October 2003,
- [LOR 2003b] Lorax, INAP, „The Global Acid Rock Drainage Guide,“ 2003 [Online]. Available: [http://www.gardguide.com/index.php/Chapter\\_1](http://www.gardguide.com/index.php/Chapter_1).
- [MAD 2005] B. L. Madsen, „Ochre. A watercourse problem we can deal with“, Ringkjøbing County, Ribe County, Sønderjylland County, Herning Municipality, Holstebro Municipality, Ringkjøbing, 2005.
- [MAD 2006] B. L. Madsen, „Ocker - ein Gewässerproblem, gegen das wir einiges tun können“, Edmund-Siemens-Stiftung, Hamburg, 2006.
- [MEL 2003] Melin T., Membrantechnik, Chemie Ingenieur Technik (75) 10 (2003) 1464 - 1467, Übersichtsartikel, Membranen auf dem Markt heute
- [MEL 2005] T. Melin, J. Pinnekamp und M. Dohmann, „Membrantechnik in der Wasseraufbereitung und Abwasserbehandlung - Perspektiven, Neuentwicklungen und Betriebserfahrungen im In- und Ausland,“ Aachen, 2005.
- [MEM 2002] B. & B. B. Memminger, Das Heber-Reaktor-Verfahren - eine innovative und kostengünstige Technologie zur Grundwassersanierung - dargestellt an Praxisbeispielen., Berlin: Umweltbundesamt: Boden und Altlasten Symposium, 2002.
- [MEM 2004] B. & B. B. Memminger, „Pilotversuch zur energiesparenden, ökonomischen Reinigung kontaminierten Grundwassers im innerstädtischen Bereich mit einem Dichtwand-Heber-Reaktor am "Öl-Epple"-Areal in Stuttgart,“ Wissenschaftlicher Bericht Nr. VEG 09, 2004/07. Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, 5/2004. Abschlussbericht zum BWPLUS-Forschungsvorhaben, Stuttgart, 2004.

- [MIT 1997] Mitas J., et.al, Processing of uranium ore on the chemical treatment plant GEAM Dolni Rozinka in the conditions of completely closed technological waters cycle with minimalizing of environmental impact in: Proceedings of the 6th international symposium on mine planning and equipment selection /Ostrava CZ 3th - 6th- September 1997 , pp. 785 - 790, Eds.: V. Strakos, V. Kebo, R. Farana, L. Smutny , printed by A. A. Balkema Rotterdam/Brookfield 1997
- [MLEUV 2009] Ministerium für ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg; et al., „Strategiepapier zur Beherrschung bergbaubedingter Stoffbelastungen in den Fließgewässern Spree, Schwarze Elster und Lausitzer Neiße,“ 2009.
- [MOU 1992] Mouchet P (1992) From conventional to biological removal of iron and manganese in 1437 France. J AW- WA April:158–167
- [NGY 2011] H. N. Nguyen, „Dissertation "Untersuchungen zur Behandlung saurer Grubenwässer in Pflanzenklärsystemen",“ Clausthal, 2011.
- [MIC 2008] J. Michels, M. Stuhmann, C. Frey und H.-P. Koschitzky, „Handlungsempfehlungen - Natürliche Schadstoffminimierungen bei der Sanierung von Altlasten - KORA,“ Dechema e.V., Frankfurt am Main, 2008.
- [NIW 2011] C. Niewersch, B. Düppenbecker und e. al., „Schlußbericht "Nanofiltration zur Grundwasseraufbereitung und Sulfatabscheidung bei der Trinkwasseraufbereitung am Beispiel von kippenbelastetem Grundwasser in einem Braunkohletagebaurevier,“ Aachen, 2011.
- [NIS 1995] 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
- [NRW 2011] Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, „Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen,“ Düsseldorf, 2011.
- [PET 2005] Peters T., Kraume M., Entwicklung und Perspektiven druckgetriebener Membranen Chemie Ingenieur Technik 77 (5) (2005 ) 473 – 85
- [PHI 2014] Phieler R.; Voit, A. and Kothe E. (2014) Microbially aided phytoremediation of heavy metal contaminated soils – strategies and applications Geobiotechnology Springer Verlag 2014 (im Druck)
- [PIR 2003a] PIRAMID Consortium, „Passive In-situ Remediation of Acidic Mine/Industrial Drainage (PIRAMID),“ 2003.
- [PIR 2003b] PIRAMID Consortium, „Engineering guidelines for the passive remediation of acidic and/or metalliferous mine drainage and similar wastewaters,“ 2003.
- [PRE 2012] V. Preuß und T. Koch, „Präsentation "Sulfatabreicherung mittels Nanofiltration,“ BTU Cottbus, Vattenfall, Pillnitz, 2012.
- [PRI 2009] W. A. Price, „Prediction Manual for Drainage Chemistry from Sulphidic Geologic Materials,“ CANMET, 2009.
- [PRI 2011] H. Prinz und R. Strauß, Ingenieurgeologie, Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag, 2011.
- [RAG 2009] RAG Stiftung, „Wasserhaltung im Bergbau - Zu den Ewigkeitsaufgaben des Steinkohlenbergbaus im Ruhrrevier,“ RAG Stiftung, Essen, 2009.
- [RAG 2011] RAG-Stiftung, „Pumpen, pumpen bis zum Sankt-Nimmerleins-Tag,“ *Frankfurter Allgemeine Zeitung*, Nr. Sonderdruck, 05.04.2011.
- [RAP 2000] RAPHAEL, T.(2000): Beschleunigte natürliche Selbstreinigung beim Einsatz von „Slow Release Compounds“, Tagungshandbuch 2. Symposium Natural Attenuation - Neue Erkenntnisse, Konflikte, Anwendungen 7.-8.12.2000, Frankfurt, S. 33-35 DECHEMA e.V.
- [RAU 1997] Rautenbach R., Membranverfahren – Grundlagen der Modul – und Anlagenauslegung Springer Verlag Heidelberg 1997 ISBN 978–3–540–34328-8
- [REI 2000] Reidl H., Elimination of Sulfur Compounds and metals from waste water and off gas using Biotechnology AICHEM 2000 international meeting on chemical engineering, environmental protection and biotechnology Abstracts of the lecture groups Environmental Technology , pp 83 - 86

- [REI 2005] Rein N. B., Fourie H. J., Gunther P., Nkosi F., Schultz C. E., 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
- [ROB 1995] Robinson J., D., F., Robb G., A., Methods for the control and treatment of acid mine Drainage Coal international (1995 ) July 152 - 156
- [SAM 2006] Samhaber W. M., Erfahrungen und Anwendungspotential der Nanofiltration, VDI Wissensforum , Membrantechnik in der Prozessindustrie 12 Seiten
- [SCHI 2012] W. Schippel, *Anfrage an Landesregierung Brandenburg "Verockerung - Gefahr für den Spreewald*, Potsdam, 2012.
- [SCHM 2002] K. L. S. W. E. Schmidt, „Passive Treatment Methods for Acid Water in Pennsylvania,“ *PennState - College of Agricultural Sciences Agricultural Research and Cooperative Extension*, p. 20, 2002.
- [SCHO 2001] Schoeman J. J., Steyn A., Investigation into alternative Water treatment Technologies for the treatment of underground mine water discharges by Grootvlei Proprietary Ltd. Into the Blesbokspruit in South Africa. *Desalination* 133: 13 – 30
- [SCHÖ 2007] R. Schöpke, R. Koch, S. Mangold, R. Regel, A. Striemann, Herstellung passiver reaktiver Wände (PRW) aus Braunkohlefilterasche mittels Rütteldruckverfahren im Skadodamm, in: R. Koch Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt Heft 15 Ed.: Lehrstuhl Wassertechnik und Siedlungswasserbau der BTU Cottbus Cottbus 2007 ISBN 3-934294-21-9
- [SCHU 1992] Schuster G., Lauterbach N., Hernitschek F., Hördolt U., Calciumaluminatverfahren zur weitergehenden Fällung von Sulfate und Schwermetallen WLB Wasser Luft und Boden Zeitschrift für Umwelttechnik (1992) 10 pp2-6
- [SCHU 1996 a] Schuster G., Brüggemann S., Hördolt U. Physikalisch - chemische Behandlung anorganischer Industrieabwässer 5/7.1 optimierte Fällung von Schwermetallen und Anionen mit Kalk , in : *Abwassertechnik in der Produktion* WEKA Verlag Augsburg Mai 1996, 5 / 7.1 Seiten - 1 - 10
- [SCHU 1996 b] Schuster G., Brüggemann S., Hördolt 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
- [SHI 1996] Shinnars 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
- [SMI 1999] Smit J.P. The purification of polluted mine Water, Proceedings of the international symposium of Mine, Water & Environment for the 21 st Century, Seville, Spain
- [SOM 2013] Sommer K., Maßnahmen zum Schutz vor Grundwasser in der Bergbaufolgelandschaft, Vortrag auf der 6. Fachkonferenz der LMBV „Wasser in der Bergbaufolgelandschaft der Lausitz“, 17.09.2013
- [STE 2007] Steudel K., Horak G., Willscher S., Pompe W., Werner P., Removal of Copper and Uranium from contaminated Waters in Biosorption Columns in: *Advanced Materials Res.* Vol. 20 – 21: pp. 627-631 / *Biohydrometallurgy: from the single cell to the environment*, Proceedings of the 17th International Biohydrometallurgy Symposium, 2 – 5 Sept. 2007, Frankfurt / Main Germany, Eds: Schippers A, Sand W, Glombitza F, Willscher S, Trans Tech Publications LTD. Switzerland, UK, USA, ISSN 1022-6680
- [TSE 1990] Tsezos M., Engineering Aspects of Metal Binding by Biomass in: *Microbial Mineral Recovery* Eds.: H.L. Ehrlich, C.L. Brierley, pp 325 – 339, Mc Graw-Hill Publishing Company, New York 1990 ISBN 0 – 07 – 007781 - 9

## Anlage 1

**Kriterien und die Schlüsselfragen für die ökonomischen, sozialen und umweltbetreffenden Sachverhalte entsprechend des EU-Leitfadens für Folgenabschätzungen.1)**
**1) Leitfaden zur Folgenabschätzung vom 15. Juni 2005 mit der Neufassung vom März 2006, Europäische Kommission SEK (2005)791**

Tabelle 1: Wirtschaftliche Auswirkungen

	<b>Wirtschaftliche Auswirkungen auf:</b>	<b>Schlüsselfragen</b>
1	Wettbewerbsfähigkeit, Handel und Investitionsströme	Wirkt sich die Option auf die Wettbewerbsposition von EU-Unternehmen gegenüber ihren Konkurrenten aus Drittländern aus? Bewirkt sie grenzüberschreitende Investitionsströme (einschließlich der Verlagerung von Wirtschaftstätigkeiten)? Sind die geplanten Maßnahmen erforderlich, damit unerwünschte Auswirkungen von Marktprozessen auf die europäischen Märkte korrigiert werden können?
2	Wettbewerb im Binnenmarkt	Berührt die Option die Wettbewerbspolitik der EU und die Funktionsweise des Binnenmarkts? Wird sie z. B. eine eingeschränkte Auswahl für Verbraucher zur Folge haben oder höhere Preise auf Grund geringeren Wettbewerbs, die Errichtung von Hindernissen für neue Anbieter und Dienstleister, eine Begünstigung wettbewerbsschädlichen Verhaltens oder das Auftreten von Monopolen, eine Marktsegmentierung usw.?
3	Betriebskosten und Geschäftsbetrieb	Entstehen den Unternehmen durch sie zusätzliche Anpassungs-, Erfüllungs- oder Transaktionskosten? Wirkt sich die Option auf die Kosten oder die Verfügbarkeit wichtiger Inputs aus (Rohstoffe, Maschinen, Arbeitskräfte, Energie usw.)? Beeinflusst sie den Zugang zu Finanzmitteln? Hat sie Auswirkungen auf den Investitionszyklus? Wird sie dazu führen, dass bestimmte Produkte vom Markt genommen werden? Wird die Vermarktung von Erzeugnissen eingeschränkt oder untersagt? Wird sie eine strengere Regulierung des Geschäftsbetriebs eines bestimmten Unternehmens zur Folge haben? Wird sie unmittelbar zur Schließung von Unternehmen führen? Werden einige Erzeugnisse oder Unternehmen in einer vergleichbaren Situation anders behandelt als andere?
4	Kostenbelastung von Unternehmen durch administrative Anforderungen	Bedeutet der Vorschlag für die Unternehmen einen zusätzlichen Verwaltungsaufwand oder komplexere Verwaltungsverfahren? Werden KMU (Kleine und Mittlere Unternehmen) durch diese Kosten vergleichsweise stark belastet?
5	Eigentumsrechte	Eigentumsrechte betroffen (an Grundbesitz, beweglichem Vermögen, (im)materiellen Vermögenswerten)? Wird der Erwerb, die Veräußerung oder die Nutzung von Eigentumsrechten eingeschränkt? Oder kommt es zu einem vollständigen Vermögensverlust?

	<b>Wirtschaftliche Auswirkungen auf:</b>	<b>Schlüsselfragen</b>
6	Innovation und Forschung	<p>Werden Forschung und Entwicklung durch die Option gefördert oder behindert? Erleichtert sie die Einführung und Verbreitung neuer Produktionsverfahren, Technologien und Produkte?</p> <p>Wirkt sie sich auf Rechte an geistigem Eigentum aus (Patente, Warenzeichen, Urheberrechte, sonstige Rechte an Know-How)?</p> <p>Wird Hochschul- oder Industrieforschung durch die Option gefördert oder eingeschränkt?</p> <p>Wird eine größere Ressourceneffizienz durch die Option gefördert?</p>
7	Verbraucher und Haushalte	<p>Wirkt sich die Option auf die von den Verbrauchern gezahlten Preise aus?</p> <p>Wirkt sie sich auf die Möglichkeit für die Verbraucher aus, den Binnenmarkt zu nutzen?</p> <p>Hat sie Auswirkungen auf die Qualität und Verfügbarkeit der von ihnen gekauften Güter/Dienstleistungen und auf das ihnen zur Verfügung stehende Angebot? (vgl. insbesondere fehlende und unvollkommene Märkte – siehe Anhang 2)</p> <p>Hat sie Auswirkungen auf Verbraucherinformation und -schutz?</p> <p>Wirkt sie sich – unmittelbar und langfristig – erheblich auf die finanzielle Lage von Einzelpersonen/Haushalten aus?</p> <p>Wirkt sie sich auf die wirtschaftliche Absicherung von Familien und Kindern aus?</p>
8	spezifische Regionen oder Sektoren	<p>Hat die Option spürbare Auswirkungen auf bestimmte Sektoren?</p> <p>Wirkt sie sich, etwa was die Zahl der geschaffenen oder verloren gehenden Arbeitsplätze angeht, speziell auf bestimmte Regionen auswirken?</p> <p>Hat sie spezielle Auswirkungen auf KMU?</p>
9	Drittländer und internationale Beziehungen	<p>Wirkt sich die Option auf die Handelspolitik der EU und deren internationale Verpflichtungen aus, einschließlich der Verpflichtungen im Rahmen der WTO?</p> <p>Wirkt sie sich auf die Außenpolitik der EU und die Entwicklungspolitik von EU/EK aus?</p> <p>Hat sie Auswirkungen für Drittländer, mit denen die EU Präferenzhandelsabkommen getroffen hat?</p> <p>Hat sie Auswirkungen für Entwicklungsländer, die am wenigsten entwickelten Länder und Länder mit mittlerem Pro-Kopf-Einkommen?</p>
10	die öffentliche Verwaltung	<p>Wirkt sich die Option – unmittelbar und langfristig – auf die Haushalte der öffentlichen Verwaltung auf den verschiedenen staatlichen Ebenen aus?</p> <p>Erfordert die Option in beträchtlichem Umfang die Einrichtung neuer oder die Umstrukturierung bestehender Stellen der öffentlichen Verwaltung?</p>
11	das makroökonomische Umfeld	<p>Wie wirkt sich die Option generell auf Wirtschaftswachstum und Beschäftigung aus?</p> <p>Trägt sie zur Schaffung besserer Bedingungen für Investitionen und für reibungslos funktionierende Märkte bei?</p> <p>Wirkt sich die Option direkt oder indirekt inflationsfördernd aus?</p>

Tabelle 2: Ökologische Auswirkungen

	Ökologische Auswirkungen auf:	Schlüsselfragen
1	Luftqualität	Wirkt sich die Option auf Emissionen von Säure bildenden, eutrophierenden, photochemischen oder sonstigen Luftschadstoffen aus, die möglicherweise die menschliche Gesundheit beeinträchtigen, Ackerkulturen oder Gebäude schädigen oder Umweltschäden nach sich ziehen (Verunreinigungen in Böden oder in Flüssen usw.)?
2	Wasserqualität und -ressourcen	Wird durch die Option die Qualität oder Quantität von Süßwasser und Grundwasser erhöht oder vermindert? Wird durch die Option die Qualität von Küsten- und Meeresgewässern verbessert oder verschlechtert (z. B. durch Einleitungen von Abwasser, Nährstoffen, Öl, Schwermetallen und sonstigen Schadstoffen)? Wirkt sich die Option auf die Trinkwasserressourcen aus?
3	Bodenqualität und -ressourcen	Wirkt sich die Option auf die Versauerung, Kontaminierung und Versalzung von Böden sowie die Bodenerosionsrate aus? Führt sie zu Bodenverlusten (z.B. durch Bauarbeiten) oder einer Vermehrung des nutzbaren Bodens (z.B. durch Dekontamination)?
4	das Klima	Wirkt sich die Option auf die Emission Ozonschicht abbauender Stoffe (FCKW, H-FCKW usw.) und von Treibhausgasen (z.B. Kohlendioxid, Methan usw.) in die Atmosphäre aus?
5	erneuerbare und nicht erneuerbare Ressourcen	Führt die Option dazu, dass erneuerbare Ressourcen (Süßwasser, Fische) schneller verbraucht werden, als sie sich regenerieren können? Wird durch sie der Verbrauch nicht erneuerbarer Ressourcen (Grundwasser, Minerale usw.) verringert oder erhöht?
6	Biodiversität, Flora, Fauna und Landschaften	Wird durch die Option die Zahl von Arten/Varietäten/Rassen in einem beliebigen Gebiet verringert (d.h. die biologische Diversität reduziert) oder das Spektrum der Arten erweitert (z.B. durch Erhaltungsmaßnahmen)? Wirkt sich die Option auf geschützte oder gefährdete Arten oder deren Lebensräume bzw. auf ökologisch sensible Gebiete aus? Wird durch sie die Landschaft zerstückelt oder werden Zugwege, ökologische Korridore oder Pufferzonen auf sonstige Weise betroffen? Wirkt sich die Option auf den landschaftlichen Wert von Naturschutzgebieten aus?
7	Flächennutzung	Wirkt sich die Option so aus, dass Flächen (Bauerwartungsland) zum ersten Mal genutzt werden? Wirkt sie sich auf Flächen aus, die als ökologisch sensibel eingestuft worden sind? Führt sie zu einer Änderung bei der Flächennutzung (z.B. bezüglich der Kluft zwischen ländlichen und städtischen Gebieten oder hinsichtlich einer Änderung bei der Art der landwirtschaftlichen Nutzung)?
8	Entstehung / Erzeugung / Recycling von Abfällen	Wirkt sich die Option auf die Entstehung von Abfällen aus (festen, städtischen, landwirtschaftlichen, industriellen, bergbaubedingten, radioaktiven oder toxischen Abfällen) oder auf die Art und Weise, in der Abfall behandelt, beseitigt oder recycelt wird?

	<b>Ökologische Auswirkungen auf:</b>	<b>Schlüsselfragen</b>
9	die Wahrscheinlichkeit oder das Ausmaß von Umweltrisiken	Wirkt sich die Option auf die Wahrscheinlichkeit von Bränden, Explosionen, Ausfällen, Unfällen und unfallbedingten Emissionen aus? Wirkt sie sich auf das Risiko einer nicht genehmigten oder unbeabsichtigten Verbreitung umweltfremder oder genetisch veränderter Organismen aus? Wird durch sie die Wahrscheinlichkeit von Naturkatastrophen erhöht oder verringert?
10	Mobilität (Verkehrsträger) und Energienutzung	Werden durch die Option der Energieverbrauch und die Wärmeerzeugung erhöht oder verringert? Wird durch sie die Nachfrage nach Verkehrsleistungen (Passagier- oder Güterverkehr) erhöht oder verringert oder wird die Verkehrsverteilung beeinflusst? Werden durch sie Kraftfahrzeugemissionen verstärkt oder verringert?
11	die ökologischen Folgen von Unternehmensaktivitäten	Führt die Option zu Veränderungen bei dem je Outputenheit erforderlichen Input an natürlichen Ressourcen? Wird sie dazu führen, dass die Produktion energieintensiver oder weniger energieintensiv wird? Wirkt sich die Option so aus, dass umweltfreundliche/-schädliche Güter und Dienstleistungen billiger oder teurer werden, und zwar durch Änderungen bei Besteuerung, Zertifizierung, Produktdesignregelungen, Beschaffungsregelungen usw.? Werden durch die Option umweltfreundliche/-schädliche Güter und Dienstleistungen gefördert oder nicht gefördert, und zwar durch Änderungen bei den Regelungen für Kapitalinvestitionen, Darlehen, Versicherungsleistungen usw.? Wird die Option dazu führen, das Unternehmen durch Änderungen ihrer Betriebsweise die Umwelt stärker oder weniger stark verschmutzen?
12	Tier- und Pflanzengesundheit, Lebens- und Futtermittelsicherheit	Wirkt sich die Option auf die Tier- und Pflanzengesundheit aus? Wirkt sich die Option auf den Tierschutz aus (d. h. die artgerechte Tierhaltung)? Wirkt sich die Option auf die Lebens- und Futtermittelsicherheit aus?

Tabelle 3: Soziale Einflussgrößen

	<b>Soziale Auswirkungen auf:</b>	<b>Schlüsselfragen</b>
1	Beschäftigung und Arbeitsmärkte	<p>Begünstigt die Option die Schaffung neuer Arbeitsplätze?</p> <p>Hat sie unmittelbar einen Verlust von Arbeitsplätzen zur Folge?</p> <p>Hat sie negative Auswirkungen für bestimmte Berufe, Gruppen von Arbeitnehmern oder Selbständige?</p> <p>Wirkt sie sich auf die Nachfrage nach Arbeitskräften aus?</p> <p>Hat sie Auswirkungen auf das Funktionieren des Arbeitsmarktes?</p>
2	Normen und Rechte hinsichtlich Arbeitsplatzqualität	<p>Wirkt sich die Option auf die Arbeitsplatzqualität aus?</p> <p>Wirkt sich die Option auf den Zugang von Arbeitnehmern oder Arbeitssuchenden zur Aus- oder Weiterbildung aus?</p> <p>Wirkt sie sich auf die Gesundheit, Sicherheit und Würde der Arbeitnehmer aus?</p> <p>Wirkt sich die Option mittel- oder unmittelbar auf die bestehenden Arbeitnehmerrechte und -pflichten aus, insbesondere hinsichtlich Unterrichtung und Anhörung innerhalb ihrer Unternehmen und bezüglich des Kündigungsschutzes?</p> <p>Wirkt sie sich auf den Jugendarbeitsschutz aus?</p> <p>Wirkt sie sich mittel- oder unmittelbar auf die bestehenden Arbeitgeberrechte und -pflichten aus?</p> <p>Führt die Option zur Einführung von Mindestbeschäftigungsnormen in der gesamten EU?</p> <p>Fördert oder hemmt die Option die Umstrukturierung, die Anpassung an den Wandel und die Nutzung technologischer Innovationen am Arbeitsplatz?</p>
3	soziale Integration und Schutz bestimmter Gruppen	<p>Wirkt sich die Option auf den Zugang zum Arbeitsmarkt oder auf den Übergang in den/aus dem Arbeitsmarkt aus?</p> <p>Führt sie mittel- oder unmittelbar zu größerer Un-/Gleichheit?</p> <p>Wirkt sie sich auf den gleichberechtigten Zugang zu Gütern und Dienstleistungen aus?</p> <p>Wirkt sie sich auf den Zugang zu Arbeitsvermittlungsdiensten oder zu Dienstleistungen von allgemeinem wirtschaftlichem Interesse aus?</p> <p>Führt die Option zur besseren Information der Öffentlichkeit über Einzelfragen?</p> <p>Wirkt sich die Option auf bestimmte Gruppen von Einzelpersonen, auf bestimmte Firmen und Orte, auf die am stärksten gefährdeten und dem Armutsrisiko ausgesetzten Personen stärker aus als auf andere?</p> <p>Hat die Option ins Gewicht fallende Auswirkungen auf Staatsangehörige von Drittländern, auf Kinder, Frauen, behinderte Menschen, Arbeitslose, ältere Menschen, politische Parteien oder Bürgerorganisationen, Kirchen, religiöse und nicht konfessionelle Organisationen oder ethnische, sprachliche und religiöse Minderheiten, Asylsuchende?</p>
4	Gleichbehandlung und Chancengleichheit, Nichtdiskriminierung	<p>Wirkt sich die Option auf Gleichbehandlung und Chancengleichheit für alle aus?</p> <p>Wirkt sich die Option auf die Geschlechtergleichstellung aus?</p> <p>Führt die Option zu ungleicher Behandlung bei Gruppen oder Einzelpersonen unmittelbar aufgrund von Merkmalen wie z. B. Geschlecht, Rasse, Hautfarbe, ethnische oder soziale Herkunft, genetische Merkmale, Sprache, Religion oder Weltanschauung, politische oder sonstige Auffassungen, Zugehörigkeit zu einer nationalen Minderheit, Eigentumsverhältnisse, Mutterschaft, Behinderung, Alter oder sexuelle Ausrichtung? Oder könnte sie eine indirekte Diskriminierung zur Folge haben?</p>

	<b>Soziale Auswirkungen auf:</b>	<b>Schlüsselfragen</b>
5	Privat- und Familienleben, personenbezogene Daten	<p>Wirkt sich die Option auf das Privatleben von Einzelpersonen aus (einschließlich ihrer Wohnung sowie ihrer Kommunikation) oder auf ihr Recht auf Freizügigkeit innerhalb der EU?</p> <p>Wirkt sie sich auf das Familienleben aus oder auf den rechtlichen, wirtschaftlichen und sozialen Schutz der Familie?</p> <p>Bedingt die Option die Verarbeitung personenbezogener Daten oder berührt sie das Recht der betroffenen Einzelperson auf Zugang zu derartigen Daten?</p>
6	Governance, Teilhabe, ordnungsgemäße Verwaltung, Zugang zu Gerichten, Medienethik	<p>Wirkt sich die Option auf die Einbeziehung von Stakeholdern in Governance-Fragen aus, die im Vertrag und in dem neuen Governance-Ansatz vorgesehen ist?</p> <p>Werden alle Akteure und Stakeholder bei angemessener Beachtung ihrer Unterschiedlichkeit gleich behandelt? Wirkt sich die Option auf die kulturelle und sprachliche Vielfalt aus?</p> <p>Wirkt sie sich auf die Autonomie der Sozialpartner in ihrem Zuständigkeitsbereich aus? Betrifft sie z. B. das Recht auf Tarifverhandlungen auf allen Ebenen oder das Recht auf Arbeitskämpfe?</p> <p>Wirkt sich die Umsetzung der vorgeschlagenen Maßnahmen auf öffentliche Einrichtungen und Verwaltungen aus, z. B. hinsichtlich ihrer Zuständigkeiten?</p> <p>Wirkt sich die Option auf die Rechte von Einzelpersonen und deren Beziehungen zur öffentlichen Verwaltung aus?</p> <p>Wirkt sie sich auf den Zugang von Einzelpersonen zu Gerichten aus?</p> <p>Führt die Option zur besseren Information der Öffentlichkeit über Einzelfragen?</p> <p>Wirkt sie sich auf den Zugang der Öffentlichkeit zu Informationen aus?</p> <p>Wirkt sich die Option auf die Medien, den Medienpluralismus und das Recht auf freie Meinungsäußerung aus?</p> <p>Wirft die Option (bio)ethische Frage auf (Klonen, Nutzung des menschlichen Körpers und seiner Teile zur Erzielung von Gewinnen, Genforschung/-tests, Nutzung genetischer Informationen)?</p>
7	öffentliche Gesundheit und Sicherheit	<p>Wirkt sich die Option, bedingt durch ihre Folgen für das sozioökonomische Umfeld (z. B. Arbeitsumgebung, Einkommen, Bildung, Beschäftigung, Ernährung), auf die Gesundheit und Sicherheit von Einzelpersonen/Populationen aus, einschließlich Lebenserwartung, Mortalität und Morbidität?</p> <p>Wird durch die Option die Wahrscheinlichkeit des Bioterrorismus vergrößert oder verringert?</p> <p>Wird durch die Option die Wahrscheinlichkeit von Gesundheitsgefährdungen durch für die natürliche Umgebung schädliche Substanzen vergrößert oder verringert?</p> <p>Wirkt sie sich auf die Gesundheit aus durch Veränderungen bei der Lärmmenge bzw. bei der Luft-, Wasser- oder Bodenqualität in bevölkerten Gebieten?</p> <p>Wirkt sie sich auf die Gesundheit aus durch Veränderungen bei der Energienutzung und/oder Abfallbeseitigung?</p> <p>Wirkt sich die Option auf lebensstilbezogene Gesundheitsdeterminanten aus, wie z. B. Tabakkonsum, Alkoholenuss oder körperliche Bewegung?</p> <p>Bestehen spezifische Auswirkungen auf bestimmte Risikogruppen (die durch Alter, Geschlecht, Behinderung, soziale Gruppe, Mobilität, Region usw. bestimmt werden)?</p>

	<b>Soziale Auswirkungen auf:</b>	<b>Schlüsselfragen</b>
8	Kriminalität, Terrorismus und Sicherheit	<p>Wird die Situation hinsichtlich Sicherheit, Kriminalität oder Terrorismus durch die Option verbessert oder verschlechtert?</p> <p>Wirkt sich die Option auf die Möglichkeiten der Aufdeckung von Verbrechen aus oder auf die Wahrscheinlichkeit, aus Verbrechen Profit zu schlagen?</p> <p>Ist damit zu rechnen, dass die Option zu einer Erhöhung der Zahl krimineller Akte führt?</p> <p>Wirkt sie sich auf die Kapazität von Justiz und Vollzugsbehörden aus?</p> <p>Wirkt sie sich auf das Gleichgewicht von Sicherheitsinteressen und den Rechten Verdächtiger aus?</p> <p>Wirkt sie sich auf die Rechte von Opfern und Zeugen aus?</p>
9	Zugang zu Sozialschutz-, Gesundheits- und Bildungssystemen und Auswirkungen auf diese	<p>Wirkt sich die Option auf die Qualität von und den Zugang zu Dienstleistungen aus?</p> <p>Wirkt sie sich auf Ausbildung und Mobilität von Arbeitnehmern aus (hinsichtlich Gesundheit, Bildung usw.)?</p> <p>Wirkt sich die Option auf den Zugang zu öffentlichen/privaten Bildungseinrichtungen oder zur Berufs- und Weiterbildung aus?</p> <p>Wirkt sie sich auf die grenzüberschreitende Erbringung von Dienstleistungen, auf grenzüberschreitende Überweisungen und auf die Zusammenarbeit in Grenzregionen aus?</p> <p>Wirkt sich die Option auf Finanzierung/Organisation/Zugang bei Sozialleistungs-, Gesundheits- und Bildungssystemen aus (einschließlich von Systemen der Berufsausbildung)?</p> <p>Wirkt sie sich auf Universitäten und die akademische Freiheit/Selbstverwaltung aus?</p>

**Herausgeber:**

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG)  
 Pillnitzer Platz 3, 01326 Dresden  
 Telefon: +49 351 2612-0  
 Telefax: +49 351 2612-1099  
 E-Mail: lfulg@smul.sachsen.de  
 www.smul.sachsen.de/lfulg

**Autor:**

Vorname Nachname  
 Abteilung/Referat  
 Adresse der Dienststelle (bei Dritten: der Institution)  
 Telefon: +49 351 XXXX-X  
 Telefax: +49 351 XXXX-X  
 E-Mail:

**Redaktion:**

Vorname Nachname  
 Abteilung/Referat  
 Adresse der Dienststelle  
 Telefon: +49 351 XXXX-X  
 Telefax: +49 351 XXXX-X  
 E-Mail:

**Fotos:**

Autor oder Internetadressen

**Redaktionsschluss:**

TT.MM.JJJJ

**Hinweis:**

Die Broschüre steht nicht als Printmedium zur Verfügung, kann aber als PDF-Datei unter <https://publikationen.sachsen.de/bdb/> heruntergeladen werden.

**Verteilerhinweis**

Diese Informationsschrift wird von der Sächsischen Staatsregierung im Rahmen ihrer verfassungsmäßigen Verpflichtung zur Information der Öffentlichkeit herausgegeben.

Sie darf weder von Parteien noch von deren Kandidaten oder Helfern im Zeitraum von sechs Monaten vor einer Wahl zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für alle Wahlen.

Missbräuchlich ist insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist auch die Weitergabe an Dritte zur Verwendung bei der Wahlwerbung. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die vorliegende Druckschrift nicht so verwendet werden, dass dies als Parteinahme des Herausgebers zugunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte.

Diese Beschränkungen gelten unabhängig vom Vertriebsweg, also unabhängig davon, auf welchem Wege und in welcher Anzahl diese Informationsschrift dem Empfänger zugegangen ist. Erlaubt ist jedoch den Parteien, diese Informationsschrift zur Unterrichtung ihrer Mitglieder zu verwenden.