

Förderprojekt

Sanierung von Bergbauwässern aus Altablagerungen
des Schieferbergbaus

Ergebnisbericht

**Pilotanlage
für die
Behandlung saurer Bergbauwässer**

Freiberg, den 16.02.1999

Bearbeitungsnachweis:

Thema:

Ergebnisbericht
Pilotanlage für die
Behandlung saurer Bergbauwässer

Auftraggeber: Die diesem Bericht zugrunde liegenden Arbeiten wurden gefördert durch:
Deutsche Bundesstiftung Umwelt
An der Bornau 2, 49007 Osnabrück
und
Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt
PF 1003, 99021 Erfurt

Ausführende Institution: G.E.O.S. Freiberg Ingenieurgesellschaft mbH
PF 1162, 09581 Freiberg
in Zusammenarbeit mit:
Landratsamt Saale-Orla-Kreis, PF 1355 , 07903 Schleiz
Landratsamt Saalfeld-Rudolstadt, PF 2244, 07308 Saalfeld

Bearbeiter: Dr. Eberhard Janneck
Dipl. Geoökologe H.- G. Krüger (Anlage 4)

Landkreis: Saalfeld-Rudolstadt

Meßtischblatt: TK 1:25.000 Nr. 5534, Lehesten

Seitenzahl Text: 75

Zahl der Anlagen: 5

Ort und Datum: Freiberg, den 16.02.1999



Eberhard Janneck
Projektleiter

Inhaltsverzeichnis

1	Zusammenfassung	7
2	Einleitung	8
3	Zusammensetzung der Bergbauwässer und Bewertung der Wasserqualität	10
4	Zielstellung für die Pilotanlage	13
5	Literaturauswertung zur passiven Behandlung von Bergbauwässern.....	14
5.1	Rechercheumfang und Methodik.....	14
5.2	Begriffsbestimmung	15
5.3	Wirkungsmechanismen.....	16
5.4	Komponenten und Behandlungsstufen passiver Wasserbehandlungssysteme	17
5.4.1	Übersicht	17
5.4.2	Historische Entwicklung	19
5.4.3	Wetlands.....	21
5.4.3.1	<i>Aerobe Wetlands</i>	21
5.4.3.2	<i>Anerobe Wetlands</i>	23
5.4.3.3	<i>Durchsatz / Bemessung / Auslegung</i>	26
5.4.4	Kalksteindränagen	29
5.4.4.1	<i>Chemische Reaktionen</i>	29
5.4.4.2	<i>Offene Gerinne</i>	30
5.4.4.3	<i>Anoxische Kalksteindränagen</i>	32
5.4.4.4	<i>Auslegung / Bemessung / Einsatzgrenzen</i>	33
5.4.5	SAPS.....	35
5.4.6	Wirbelreaktoren (diversion wells).....	37
5.5	Vor- und Nachteile passiver Behandlungssysteme	38
6	Konzeption der Versuchsanlage	39
6.1	Voruntersuchungen im Labor	39
6.2	Verfahrensprinzip und Beschreibung der Freilandversuchsanlage	40
6.3	Standortwahl.....	44
6.4	Installierte Meßtechnik.....	46
7	Bau der Versuchsanlage	48
7.1	Chronologie	48
7.2	Aufgetretene Probleme	49
8	Ergebnisse	51
8.1	Probenahmepunkte	51
8.2	Reinigungserfolg.....	51
8.3	Durchsatz	61
8.4	Vegetationsaufnahme und Auswertung im Bereich der Makrophytenanlage	65
8.5	Kostenvergleich	67
9	Literatur.....	69
10	Internet-Adressen	75

Verzeichnis der Tabellen:

Tabelle 1:	Vergleich ausgewählter hydrochemischer Parameter der Lehestener Bergbauwässer mit einigen Grenz- und Richtwerten	11
Tabelle 2:	Übersicht zu Komponenten und Behandlungsstufen passiver Wasserbehandlungsverfahren	17
Tabelle 3:	Vergleich der wesentlichen Charakteristika von anaeroben und aeroben Behandlungszellen [ICA 97]	24
Tabelle 4:	Daten und Auslegungskriterien für ein anaerobes Wetland am Beispiel der ASARCO, Incorporated West Fork Unit, Missouri (USA) [GUS 97]	28
Tabelle 5:	Vor- und Nachteile der passiven Behandlung	38
Tabelle 6:	Erforderliche Fläche des Feuchtgebietes und rechnerische Flächenbeschickung beim Nenndurchsatz der Anlage von 1 m ³ /h	44
Tabelle 7:	Meß- und Probenahmetechnik zur Überwachung der Versuchsanlage	46
Tabelle 8:	Chronologie zum Bau der Freilandversuchsanlage	48
Tabelle 9:	Probenahmepunkte an der Versuchsanlage	51
Tabelle 10:	Reinigungserfolg bei der Abtrennung verschiedener Metalle im Zeitraum Oktober 1997 bis Dezember 1998	52
Tabelle 11:	Berechnung der spezifischen Behandlungskosten für die Lehestener Anlage	67
Tabelle 12:	Spezifische Kosten für Personal und Kapitaldienst von konventionellen Anlagen zur Behandlung von Bergbauwässern nach [LAN 97]	68

Verzeichnis der Abbildungen:

Abb. 1:	Schematische Darstellung einiger wichtiger Reinigungsmechanismen in Wetlands, nach [HED 89] und [PER 91]. Außerhalb der Umrahmung sind die Möglichkeiten der Einflußnahme durch den Erbauer des Wetlands dargestellt.	16
Abb. 2:	Ausbildung aerober und anaerober Reaktionszonen in einem Wetland [ICA 97]	25
Abb. 3:	Anoxische Kalksteindränage [HED 94a]	33
Abb. 4:	Anoxische Kalksteindränage [KLA 96]	33
Abb. 5:	Pinzipaufbau / Querschnitt durch ein SAPS [KLA 96]	33
Abb. 6:	Prinzipschnitt durch ein SAPS [KEP 95]	35
Abb. 7:	Vorschlag von Kyucak für eine Anlage zur Behandlung von saurem Grubenwasser [KUY 93]	36
Abb. 8:	Kompost-Kalkstein-Reaktor [TAR 95]	36
Abb. 9:	Ansicht der Freilandversuchsanlage (oben) und Profilschnitt (unten)	41
Abb. 10:	Längsschnitt durch das Wetland der Lehestener Anlage	43

Abb. 11:	Standort der Versuchsanlage südwestlich von Lehesten am Rauscherbach	45
Abb. 12:	Vergleich der Konzentrationen (Gesamtgehalte) von Aluminium, Mangan und Kupfer von Zulauf und Ablauf der Versuchsanlage im Zeitraum Oktober 1997 bis Dezember 1998	52
Abb. 13:	Vergleich der Konzentrationen (Gesamtgehalte) von Nickel und Zink von Zulauf und Ablauf der Versuchsanlage im Zeitraum Oktober 1997 bis Dezember 1998	53
Abb. 14:	Vergleich von Zulauf- (Bach) und Ablauf-pH-Werten der Versuchsanlage im Zeitraum von Oktober 1997 bis November 1998.....	53
Abb. 15:	pH-Werte an verschiedenen Punkten in der Versuchsanlage	55
Abb. 16:	KB- und KS-Werte (Azidiät und Alkalinität) des Wassers an verschiedenen Punkten in der Versuchsanlage	56
Abb. 17:	Elektrische Leitfähigkeit und Calciumkonzentration an verschiedenen Punkten in der Versuchsanlage	57
Abb. 18:	Aluminium- und Kupfergehalte (gelöst) an verschiedenen Punkten in der Versuchsanlage.....	58
Abb. 19:	Zink- und Nickelgehalte (gelöst) an verschiedenen Punkten in der Versuchsanlage.....	59
Abb. 20:	Mangangehalte (gelöst) an verschiedenen Meßpunkten in der Versuchsanlage.....	60
Abb. 21:	Regen und Tagesmittelwerte des Abflusses im Rauscherbach.....	61
Abb. 22:	Tagesmittelwerte des Abflusses in der Kalksteindränage und im Wetland (Makrophytenanlage).....	62
Abb. 23:	Abflußverhalten der Anlage nach drei kurzen Spülstößen in der Kalksteindränage.....	63
Abb. 24:	Oben: pH-Wert, elektr. Leitfähigkeit und Temperatur im Rauscherbach sowie im Ablauf der Anlage Unten: pH-Wert, elektr. Leitfähigkeit und Temperatur im Ablauf der Anlage sowie Durchflußdaten mit größerer Zeitauflösung	64
Abb. 25:	Makrophytenanlage kurz nach der Bepflanzung am 08.10.1997.....	66
Abb. 26:	Makrophytenanlage am 01.06.1998.....	66
Abb. 27:	Makrophytenanlage am 13.10.1998.....	66

Verzeichnis der Anlagen

- Anlage 1: Übersicht zu den Meßstellen und Auswahl hydrochemischer Daten aus dem Lehestener Bergbaurevier
File: [An1.PDF](#)
- Anlage 2: Untersuchungen zur passiven Behandlung saurer Sickerwässer aus dem Schieferbergbau.- Veröffentlichung im Tagungsband des Workshop „Wasserbehandlung und Rückstandsentsorgung – Konventionelle und innovative Lösungen“, 24.-26.09.1997 in Chemnitz
File: [An2.PDF](#)
- Anlage 3: Fotodokumentation zur Versuchsanlage
File: [An3.HTM](#) und jpg-Files im Pfad Fotos auf dieser CD
- Anlage 4: Vegetationsaufnahme und Auswertung im Bereich der Makrophytenanlage
File: [An4.PDF](#)
- Anlage 5: Vor-Ort-Daten der Versuchsanlage im Zeitraum Juli bis Oktober 1998
(File: [An5.PDF](#) und EXCEL-Files im Pfad „DATEN“ auf dieser CD)

1 Zusammenfassung

Verwitterungsprozesse führen in Halden des Thüringer Schieferbergbaus zur Bildung von sauren, mit Aluminium- und Schwermetallen belasteten Sickerwässern. Im Rahmen des Projektes sollte untersucht werden, inwieweit mit naturnahen Verfahren eine Schadstoffentfernung aus dem Sickerwasser und damit eine Entlastung der Vorfluter erreicht werden kann. Diese sogenannten passiven oder ökotechnologischen Verfahren sind dadurch gekennzeichnet, daß sie nach dem Bau und der Schaffung der notwendigen hydro- und biogeochemischen Bedingungen weitestgehend wartungsfrei, ohne Einsatz von Fremdenergie und ohne zusätzliche Betriebsmittel arbeiten.

Zu Beginn der praktischen Arbeiten wurden Laborversuche zur Neutralisierung der Sickerwässer mit Kalkstein durchgeführt. Diese Arbeiten befaßten sich im wesentlichen mit der Auswahl geeigneter Kalksteinsorten, mit dem pH-Zeit-Verhalten von Kalksteinschüttungen und mit der Regenerierbarkeit der Schüttung beim Ausscheiden von Aluminiumhydroxid. Darauf aufbauend wurde eine Freilandversuchsanlage konzipiert, die aus folgenden Hauptbehandlungsstufen besteht: Kalksteindränage, Absetzbecken, Makrophytenanlage (aerobes Wetland). In der Kalksteindränage erfolgt die Entsäuerung des Wassers und die Ausfällung von Aluminiumhydroxid bzw. -hydroxosulfat. Durch kurzzeitige Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeit werden die Fällungsprodukte aus der Kalksteinschüttung ausgetragen und sedimentieren in dem nachgeschalteten Absetzbecken. Zur Endreinigung durchläuft das Wasser ein mit Makrophyten bewachsenes Feuchtgebiet, wo Mangan als vierwertiges Manganoxidhydrat aus dem Wasser ausgefällt sowie Zink und Nickel an den eingebrachten Substraten sorbiert werden. Die Freilandversuchsanlage wurde im Herbst 1997 südwestlich von Lehesten am Rauscherbach gebaut und danach in Betrieb genommen. Im ersten Betriebsjahr wurden bezüglich der Abtrennung der Metalle aus dem Sickerwasser sehr gute Reinigungserfolge erzielt (Reinigungsgrade bei Al, Mn, Cu, Zn > 95 % und bei Ni > 75 %). Beim pH-Wert wurde eine Anhebung um drei Einheiten auf Werte von 7 bis 7,5 erreicht.

Probleme ergaben sich hinsichtlich der hydraulischen Beherrschung der Anlage. So trat kurz nach Inbetriebnahme wegen zu hohen Feinkornanteils eine Verstopfung in der Dränage auf und in der Makrophytenanlage mußten wegen schlechter Abdichtung zum Untergrund Wasserverluste durch Versickerung in Kauf genommen werden. Der Wasserdurchsatz der Anlage betrug durchschnittlich 1,5 m³/h. Die Kapazität der Anlage wurde damit noch nicht ausgeschöpft. Es ist vorgesehen, den Versuchsbetrieb noch bis Ende 1999 fortzuführen und dabei die Leistungsgrenzen der Anlage zu ermitteln, die Regenerierbarkeit der Kalksteindränage großmaßstäblich über einen längeren Zeitraum zu testen und die Entwicklung des Wetlands hinsichtlich Reinigungsleistung und Vegetationsentwicklung zu beobachten.

2 Einleitung

In der ersten Phase des von der Bundesstiftung Umwelt geförderten Projektes „Sanierung von Bergbauwässern aus Altablagerungen des Schieferbergbaus“ wurde die Belastung von bergbaulich beeinflussten Wässern aus dem Schieferbergbaugebiet um Lehesten und Schmiedebach im Thüringer Schiefergebirge untersucht.

Diese Standorterkundung ergab, daß sich die Umweltbelastungen durch die Verwitterungsprodukte aus den Schieferhalden auf das Oberflächenwasser konzentrieren und im Oberlauf der Bäche Loquitz, Rauscherbach, Gloppenbach, Kleine Sormitz und Rehbach auf einigen Bach-km bis zur biologischen Verödung der Gewässer führen. Außerdem wurde erkannt, daß eine völlige Unterbindung des Anfalls der Sickerwässer nicht möglich ist.

In der zweiten Phase dieses Forschungsprojektes sollten deshalb die Möglichkeiten zur Reinigung dieser vorwiegend durch Aluminium und in geringerem Maße durch Schwermetalle belasteten Wässer untersucht werden. Aufgrund der Tatsache, daß die Verwitterung des Pyrites und die damit verbundene Bildung saurer Sickerwässer fast ausschließlich in Halden des *Altbergbaus* stattfindet, mußten möglichst einfache Behandlungsmethoden für die Reinigung der Wässer gefunden werden, die ohne großen technischen Aufwand auskommen und durch Nachbildung natürlicher Prozesse weitestgehend wartungsfrei funktionieren. Derartige sogenannte *ökotechnologische Verfahren* beruhen auf der bewußten Ausnutzung und Steuerung vorhandener Naturpotentiale.

Da diese Verfahren nicht zu den Standardverfahren der Wasserbehandlung gehören, sind Sonderlösungen erforderlich, deren Funktionsfähigkeit zunächst in einem kleineren Maßstab nachgewiesen werden muß. Aus diesem Grund wurde nach Vorversuchen im Labor, eine Freilandversuchsanlage errichtet, die eine Teilstrombehandlung von Bergbauwässern erlaubt und für einen mittleren Wasserdurchsatz von etwa $1 - 3 \text{ m}^3/\text{h}$) ausgelegt ist.

Nach der Suche eines geeigneten Standortes für die Versuchslage und Klärung der Eigentumsverhältnisse wurde die Anlage von Mitte September bis Ende Oktober 1997 gebaut. Am 08.12.1997 wurde die Pilotanlage im Beisein der Landräte des Saale-Orla-Kreises und des Landkreises Saalfeld-Rudolstadt sowie in Gegenwart von Vertretern von Fachbehörden aus Thüringen und Bayern (Ministerium für Umwelt und Landwirtschaft des Freistaates Thüringen, Thüringer Landesanstalt für Umwelt, Regierung von Oberfranken, Wasserwirtschaftsamt Hof) im Betrieb genommen.

In diesem Bericht werden die Konzeption für die Versuchsanlage dargestellt sowie die bisherigen Ergebnisse ausgewertet und diskutiert.

Die gesamten Vorarbeiten einschließlich des Baus der Versuchsanlage wurden innerhalb eines Gemeinschaftsprojektes zwischen dem Saale-Orla-Kreis, der Universität Bayreuth und der Firma G.E.O.S. Freiberg Ingenieurgesellschaft mbH ausgeführt und durch die Bundesstiftung Umwelt in Osnabrück finanziert.

Der Versuchsbetrieb der Anlage ab Oktober 1998 wird durch die G.E.O.S. Freiberg Ingenieurgesellschaft mbH im Auftrag des Landratsamtes Saalfeld-Rudolstadt betreut.

3 Zusammensetzung der Bergbauwässer und Bewertung der Wasserqualität

Die Beeinflussung der natürlichen Gewässer im Schieferbergbaugebiet um Lehesten wurde in der ersten Projektphase sehr ausführlich untersucht [JAN 96]. Dabei wurde festgestellt, daß sich die Belastung des Oberflächenwassers durch Verwitterungsprodukte aus Schieferhalden im wesentlichen auf drei Bachabschnitte konzentriert:

- Rauscherbach/Loquitz von der ehemaligen Schiefermühle unterhalb des Staatsbruches bis etwa nach Ludwigsstadt,
- Gloppenbach/Kleine Sormitz vom Quellgebiet des Gloppenbaches bis zur Einmündung der Kl. Sormitz in die Sormitz,
- Rehbach/Steinbach auf einem Bachabschnitt von etwa 2 bis 3 km unterhalb der Rehbachhalde.

Durch die Tallage der größten Schieferhalden, die teilweise direkt über die Bäche gekippt wurden, wirken die Vorfluter gleichzeitig als Sammler für die Haldensickerwässer. Die wichtigsten Austrittsstellen der Bergbauwässer, an denen die größten Stofffrachten in die Vorflut gelangen, sind in [Anlage 1](#) verzeichnet.

Die Beeinträchtigung der betroffenen Bachabschnitte erfolgt vor allem durch die Absenkung des pH-Wertes und durch das Aluminium, welches in den Bergbauwässern in Konzentrationen von 5 bis 20 mg/l (Spitzenwerte bis 30 mg/l) auftritt und bei pH-Werten bis 4,5 noch zu großen Teilen im Wasser gelöst vorliegt, aber bei Ansteigen des pH-Wertes als Aluminiumhydroxid und Aluminiumhydroxosulfat ausfällt [ROT 96]. Die Fällungsprodukte setzen sich im Bachbett ab und führen zu einer weißen bis ockerfarbenen Belagbildung. Dies führt zu einer Blockierung des Lebensraumes für Makroinvertebraten, so daß es in den betroffenen Bachabschnitten zu einer biologischen Verödung des Gewässers kommt. Diese Gewässerabschnitte sind deshalb der Güteklasse IV (ökologisch zerstört) zuzuordnen. Solange das Aluminium bei pH-Werten < 4,5 noch in gelöster Form vorliegt (z.B. Rauscherbach im Bereich der alten Schiefermühle), weisen die Gewässer eine sehr artenarme Biozönose auf, in der nur wenige Makroinvertebraten zu finden sind, so z. B. säureresistente Käfer, Trichopteren-, Plecopteren- und Dipterenlarven.

Die Wirkung der in den Bergbauwässern in erhöhten Konzentrationen enthaltenen Schwermetalle Kupfer, Mangan, Nickel und Zink (siehe Tabelle 1) auf die aquatische Lebensgemeinschaft kann aufgrund der durchgeführten Untersuchungen nur bedingt eingeschätzt werden. Bekannt ist, daß besonders Kupfer, Nickel und Zink in erhöhten Konzentrationen toxische Eigenschaften aufweisen. Aus den in [Tabelle 1 auf Seite 11](#) zusammengestellten Daten ist ersichtlich, daß zumindest die in den Bergbauwässern auftretenden Konzentra-

Tabelle 1: Vergleich ausgewählter hydrochemischer Parameter der Lehestener Bergbauwässer mit einigen Grenz- und Richtwerten

	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1		pH-Wert	elektr. LF	Aluminium	Kupfer	Mangan	Nickel	Zink	Sulfat
2	Bergbauwässer Th. Schiefergebirge	3,9 - 5,5	300 – 1100 µS/cm	5 – 30 mg/l	0,4 - 1 mg/l	2 - 12 mg/l	0,3 - 3,9 mg/l	0,6 – 4,6 mg/l	250 - 750 mg/l
3	TVO	6,5 - 9,5	2000 µS/cm	0,2 mg/l	3 mg/l	0,05 mg/l	0,05 mg/l	5 mg/l	240 (500) mg/l
4	DVGW-OW A B		50 µS/cm 100 µS/cm		0,03 mg/l 0,05 mg/l	0,05 mg/l 0,5 mg/l	0,03 mg/l 0,05 mg/l	0,5 mg/l 1,0 mg/l	100 mg/l 150 mg/l
5	IWS-Liste			2,0 mg/l (Al-ges.) 0,5 mg/l (Al-Sulfat)	0,3 mg/l (Cu-ges.) 0,05 mg/l (Cu-Sulfat)	0,5 (Mn-Sulfat)	0,5 mg/l (Ni-ges.) 0,05 mg/l (Ni-Sulfat)	0,5 mg/l (Zn-ges.) 0,5 mg/l (Zn-Sulfat)	3000 mg/l
6	Katalog wassergefährdender Stoffe	Stoff: Gefährdungsklasse: BWZ Bakterientoxizität: BWZ Fischtoxizität: LC ₅₀ (Goldorfe):		Al-Sulfat: WGK: 1 4,8 4,5	Cu(II)-sulfat WGK: 2 7,1 5,7 0,8 mg/l	Mn(II)-sulfat WGK: 1 5 2,6	Ni(II)-chlorid WGK: 2 8,5 3,2 570 mg/l	Zn-Sulfat WGK: 1 4,4 21 mg/l	
7	Fischtoxizität und Qualitätsziele nach FINLAYSON	LC ₅₀ nach 96h: Lachs Forelle QZ bei 1,1°dH QZ bei 2,2°dH			13 µg/l 14 µg/l 3 µg/l 5,6 µg/l			178 µg/l 167 µg/l 9 µg/l 16 µg/l	
8	BLAK QZ Zielvorgaben für: ALG Bewässerung				(80 mg/kg TS) 50 µg/l		(120 mg/kg TS) 50 µg/l	(400 mg/kg TS) 1000 µg/l	

Bemerkungen zur Tabelle:

Zeile 2: Konzentrationsbereich, der in den Bergbauwässern des Thüringer Schiefergebirges häufig auftritt; Einzelwerte können abweichen.

Zeile 3: TVO-Grenzwert. TrinkwV vom 05.12.1990, BGBl. Teil I, Nr. 66, S. 2612-2629. Sulfatgehalt in Klammern gilt bei geogener Vorbelastung.

Zeile 4: DVGW-Arbeitsblatt W151, Ausgabe 7/75: Eignung von Oberflächenwasser für die Trinkwasserversorgung. Kategorie A: Trinkwassergewinnung mit natürlichen Verfahren; Kategorie B: Trinkwassergewinnung mit Aufbereitung.

Zeile 5: IWS-Liste: H.P.LÜHR, A.C.JORNS, J.STAUPE: Einleitewerte für kontaminierte Wässer.

Zeile 6: Katalog wassergefährdender Stoffe, Umweltbundesamt (Hrsg.), Berlin 1979. WGK 0: im allgemeinen nicht wassergefährdend; WGK 1: schwach wassergefährdend, WGK 2: wassergefährdende Stoffe, WGK 3: stark wassergefährdende Stoffe. BWZ: Bewertungszahl nach „Bewertung wassergefährdender Stoffe“, LTWS-Nr. 12, Umweltbundesamt 1991

Zeile 7: Angaben nach FINLAYSON (1988). QZ sind die von FINLAYSON formulierten Qualitätsziele.

Zeile 8: „Ableitung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer“ Konzeption des Bund-Länder-Arbeitskreises Qualitätsziele (BLAK QZ). Die Werte sind noch nicht rechtsverbindlich.

ALG: Schutzgut „aquatische Lebensgemeinschaft“. Die Werte gelten für Schwebstoffe und sind notfalls auch auf das Sediment anwendbar, aber nicht vergleichbar mit den in der Wasserphase gemessenen Elementkonzentrationen.

tionen an Kupfer und Zink fischtoxisch wirken. Für Mangan liegen keine Angaben vor. Die Fischgiftigkeit von Nickel ist relativ gering. FINLAYSON [FIN 88] untersuchte die Fischtoxizität verschiedener Schwermetalle und entwickelte daraus Qualitätsziele für durch Bergbauwässer beeinträchtigte Fließgewässer (siehe Tabelle 1).

4 Zielstellung für die Pilotanlage

Mit der Pilotanlage soll eine Teilstrombehandlung von Bergbauwasser durchgeführt werden. In diesem Teilstrom soll eine pH-Wertanhebung auf einen pH-Wert von mindestens 6,5 erfolgen und eine Aluminiumeliminierung aus dem Bergbauwasser auf Werte $< 0,5 \text{ mg/l Al}_{\text{ges}}$ vorgenommen werden. Die Anlage dient in erster Linie der Testung der Funktionsfähigkeit des Verfahrens zur Aluminiumabtrennung. Gleichzeitig soll mit der Anlage untersucht werden, inwieweit auch eine Abtrennung der Schwermetalle möglich ist. Aus unseren Voruntersuchungen im Labormaßstab geht hervor, daß in der Kalksteindränage bereits ca. 80 % des gelösten Kupfers ausgefällt werden. Hinsichtlich Zink, Nickel und Mangan sind in dieser Stufe noch keine oder nur unbedeutende Reinigungseffekte zu erzielen. Es wird erwartet, daß in der als aerobes Feuchtgebiet ausgebauten letzten Stufe der Anlage hinsichtlich Mangan ein deutlicher Reinigungseffekt einsetzt.

Im einzelnen sollen mit der Pilotanlage folgende Punkte untersucht werden, die aus den Ergebnissen der Laborarbeiten nicht abgeleitet werden können:

- Prüfung des Langzeitverhaltens der Gesamtanlage,
- Lebensdauer der Kalksteinschüttung:
 - Bildung und Verhalten der Reaktionsprodukte in der Schüttung,
 - Regenerierbarkeit der Schüttung durch Spülvorgänge,
- Absetz- und Verdichtungsverhalten des Aluminiumhydroxidschlammes, Menge des anfallenden Schlammes,
- Testung des Feuchtgebietes:
 - Rückhalte- bzw. Reinigungswirkung bezüglich der im Bergbauwasser enthaltenen Schwermetalle,
 - Anforderungen an die Substratbeschaffenheit und -eigenschaften im Feuchtgebiet,
 - Eignung verschiedener Makrophyten für die Bepflanzung des Feuchtgebietes,
 - Untersuchung der sich im Feuchtgebiet einstellenden hydrogeochemischen Bedingungen und Auswirkungen auf die Schwermetallrückhaltung,
 - Langzeitverhalten des Feuchtgebietes (Reinigungswirkung, Substratveränderungen, Akkumulation von Schwermetallen, natürliche Sukzession im Feuchtgebiet).

Insgesamt sollen mit diesen Arbeiten die Kriterien für die Gestaltung eines langfristig funktionsfähigen passiven Behandlungssystems für Bergbauwässer abgeleitet werden.

5 Literatúrauswertung zur passiven Behandlung von Bergbauwässern

5.1 Rechercheumfang und Methodik

Vor Beginn der Arbeiten zur Entwicklung des passiven Behandlungssystems wurde eine Literaturrecherche durchgeführt. Die Recherche erfolgte in zwei Etappen in den Datenbanken CHEMICAL ABSTRACTS, GEOLINE und GEOREF. Die Datenbanken GEOLINE und GEOREF liegen auf CD-ROM vor und wurden in der Universitätsbibliothek der TU Bergakademie Freiberg eingesehen und ausgewertet. Die Datenbank CHEMICAL ABSTRACTS ist über das STN International (Scientific & Technical Information Network) im FIZ Karlsruhe verfügbar. Über den Zugang der Universitätsbibliothek zum STN wurde eine online-Recherche in dieser Datenbank durchgeführt.

Die erste Recherche erfolgte im Oktober 1994 mit folgenden Suchbegriffen:

- mine drainage, limestone drains, brine, calcium carbonate, dolomite, calcite, aluminum.

Die zweite Recherche wurde im Dezember 1996 mit folgenden Suchbegriffen durchgeführt:

- mine drainage, limestone, drains, calcium carbonate, dolomite, calcite, aluminum, passive treatment, wetland.

Die Recherchen erfolgten jeweils 10 Jahre zurück. Weitere Eingrenzungen wurden nicht vorgenommen. Die Suchbegriffe wurden so kombiniert, daß eine handhabbare Trefferzahl (erste Recherche: 79, zweite Recherche: 64) resultierte. Die Arbeiten wurden größtenteils über Fernleihe bestellt und auf weiterführende Originalarbeiten geprüft.

Unabhängig von den Datenbankrecherchen wurden die Proceedings der „International land reclamation and mine drainage conference and third international conference on the abatement of acidic drainage“, Pittsburgh 1994 (Vol. 1-4) und die Proceedings der „Forth international conference on acid rock drainage“, Vancouver 1997, ausgewertet einschließlich der Unterlagen zu den auf der letztgenannten Tagung abgehaltenen Kursen „Acid mine drainage prevention/treatment in coal mining“ [SKO 96] und „Treatment of AMD“ [ICA 97].

Auf diese Weise entstand ein Fundus von ca. 250 Arbeiten zur Thematik „Passive Behandlung von Bergbauwässern“, die im Verlaufe des Projektes ausgewertet und bei der Konzipierung der Versuchsanlage in Lehesten berücksichtigt wurden.

5.2 Begriffsbestimmung

Die sogenannten passiven Verfahren der Wasserbehandlung beruhen auf der Ausnutzung natürlicher hydrochemischer, geochemischer und biologischer Prozesse, die in einem zu einer geochemischen Reaktionszone bzw. Barriere ausgebauten Areal oder Umweltbereich (z.B. Kalksteindränage, Feuchtgebiete, reaktive Wände) durch die Beeinflussung der Milieubedingungen (pH/Eh-Verhältnisse, Substrateigenschaften, Nährstoffversorgung) in Gang gesetzt werden. Der Einsatz von Fremdchemikalien z. B. zum Neutralisieren von sauren Wässern oder zur Fällung von Metallsulfiden ist nicht erforderlich, weil durch geochemische und mikrobiologische Reaktionen (z.B. Calcitauflösung oder Sulfatreduktion) Hydrogencarbonat als Neutralisationsmittel und Sulfidionen zur Schwermetallfixierung gebildet werden. Die Bezeichnung *passive Wasserbehandlung* resultiert daraus, daß diese Verfahren ohne den Einsatz von Fremdenergie auskommen und daß keine bewegten Anlagenteile benötigt werden. Von KLAPPER [KLA 94], der die Nutzung solcher Prozesse für Sanierung von Restseen des Braunkohlenbergbaus untersuchte, wird der Begriff *ökotechnologische* Verfahren verwendet.

Diese Systeme haben den Vorteil, daß sie nach dem Bau und der Schaffung der notwendigen hydro- und biogeochemischen Bedingungen weitestgehend wartungsfrei arbeiten und keine zusätzlichen Betriebsmittel erfordern. Wegen dieser Vorteile begann man vor 15 bis 20 Jahren mit der Entwicklung naturnaher Systeme zur Reinigung von Bergbauwässern. Der Schwerpunkt der Entwicklungsarbeiten lag dabei auf der Behandlung von *sauren* Bergbauwässern (acid mine drainage). In der Zwischenzeit existieren in Ländern mit aktivem Bergbau wie z. B. in den USA, Kanada, Südafrika, Australien, Großbritannien, eine Vielzahl von Pilot- und Demonstrationsanlagen, sowie einige full-scale-Anlagen.

Seit den 80er Jahren sind auch sogenannte permeable Reaktionswände bekannt, die quer zur Schadstoffausbreitungsrichtung in kontaminierte Grundwasserleiter eingebaut werden. Ursprünglich wurden die reaktiven Wände zum in-situ-Abbau von LHKW im Grundwasser entwickelt. In der Zwischenzeit gibt es Labor- und Feldversuche zur Entfernung weiterer organischer Schadstoffe sowie von Schwermetallen und Radionukliden. Permeable Reaktionswände werden als eine vielversprechende Technologie zur Sanierung und Sicherung von Grundwasserkontaminationen angesehen und stoßen aus diesem Grund auch in Deutschland auf zunehmendes Interesse [DAH 98]. In mehreren Literaturstudien ([DAH 97] und [SCH 98]) wird ausführlich der internationale Entwicklungsstand auf diesem Gebiet dargestellt. Die in permeablen Reaktionswänden ablaufenden Reaktionen und Reinigungsmechanismen sind den in anderen passiven Systemen ablaufenden Vorgängen sehr ähnlich bzw. identisch. Da es sich aber um eine spezielle Methode zur Grundwassersanierung handelt, die Zielstellung für unsere Arbeiten aber in der Schaffung eines passiven Systems für Ober-

flächenwasser lag, wurde die Literatur zu den permeablen Reaktionswänden nur am Rande verfolgt und im Übrigen die vorhandenen ausführlichen Literaturstudien genutzt.

5.3 Wirkungsmechanismen

Die in den Kalksteindränagen und Wetlands ablaufenden und für den Reinigungsprozeß nutzbaren Reaktionen bzw. Mechanismen sind von den Grundprinzipien her bekannt. Eine wichtige Rolle spielen: Sorptionsprozesse und Ionenaustausch von Metallen an den Wetland-Substraten (org. Substanzen, Tonminerale, Kalksteinoberflächen, Fe-Oxidhydroxide u.a.); Bioakkumulation; Hydrolyse; chemisch-biologische Redoxprozesse: bakterielle und abiotische Oxidation, Denitrifikation, Sulfatreduktion; Auflösung von Kalkstein und andere Vorgänge. Abb. 1 zeigt eine schematische Darstellung dieser Prozesse.

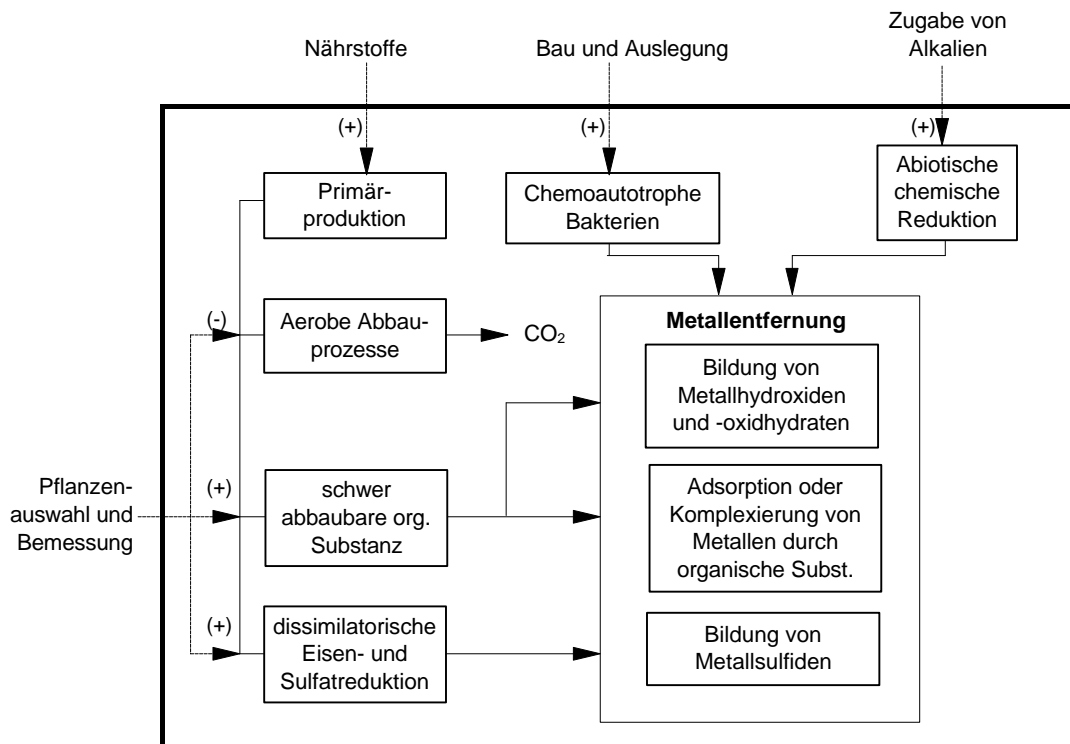


Abb. 1: Schematische Darstellung einiger wichtiger Reinigungsmechanismen in Wetlands, nach [HED 89] und [PER 91]. Außerhalb der Umrahmung sind die Möglichkeiten der Einflußnahme durch den Erbauer des Wetlands dargestellt.

Allein aus der Aufzählung dieser Reaktionen bzw. Mechanismen wird deutlich, daß passive Behandlungssysteme, insbesondere Wetlands, ein komplexes biogeochemisches System darstellen, in dem eine Vielzahl von zum Teil sich gegenseitig beeinflussenden Prozessen ablaufen, welche die Reinigungsleistung bestimmen. Das wichtigste Instrument zur Steuerung dieser Reaktionen sind die pH/Eh-Verhältnisse, die man allerdings nur indirekt über die Substratzusammensetzung (z. B. durch den Anteil an organischer Substanz), über die

Durchströmungsbedingungen und durch den Eintrag bzw. den Verbrauch von Sauerstoff beeinflussen kann. Bei der Beteiligung von biologischen Prozessen sind die Verfügbarkeit einer Kohlenstoffquelle (z.B. aus abgestorbenen Pflanzenresten) und die Versorgung mit Nährstoffen weitere wichtige Einflußfaktoren.

5.4 Komponenten und Behandlungsstufen passiver Wasserbehandlungssysteme

5.4.1 Übersicht

Die wichtigsten Behandlungsstufen, die im Rahmen passiver Wasserbehandlungssysteme einsetzbar sind, sind in Tabelle 2 zusammengestellt. Entsprechend der Wasserqualität und der Reinigungsziele kann durch Kombination dieser verschiedenen Elemente das passive Behandlungssystem an den jeweiligen Anwendungsfall angepaßt werden.

Die Schwierigkeiten bei der Anwendung von passiven Verfahren bestehen vor allem in der richtigen Auslegung (hydraulisch, chemisch, Anforderungen an die Substrate, bauliche Gestaltung) und der dauerhaften (bzw. langfristigen) Aufrechterhaltung der zur Reinigung erforderlichen chemisch-physikalischen und biologischen Milieubedingungen. Hierfür gibt es weltweit bisher nur im Ansatz vorhandene Gestaltungs- und Bemessungskriterien.

Tabelle 2: Übersicht zu Komponenten und Behandlungsstufen passiver Wasserbehandlungsverfahren

Komponenten und Behandlungsstufen für die passive Wasserbehandlung		Abk.	Reinigungsmechanismen	Reinigungsziel / entfernbare Stoffe / Anwendbarkeit / Probleme	Literatur / Links
Kalkstein-dränagen	limestone drains	LD		<ul style="list-style-type: none"> - Reinigungsziel: pH-Wert anheben, Azidität senken, Alkalinität produzieren, - generell nur anwendbar bei Sulfatkonzentrationen unterhalb der Gipslöslichkeit, sonst Verkrustung und Passivierung durch Gips. 	[9]
a) offene Gräben	open limestone channels	OLC	Auflösung von Calcit, Prod. von Alkalinität (HCO_3^-)	<ul style="list-style-type: none"> - Anhebung des pH-Wertes, Erhöhung der Pufferkapazität, - nur bei relativ großer Geländeneigung (> 10%) anwendbar, nur grobkörniges Material, lange Fließstrecken (bis 1000 m) erforderlich, - Gefahr der Verstopfung und Verkrustung und damit Passivierung des Kalksteins. 	[ZIE 96] [ZIE 97]
b) geschlossene Dränagen	anoxic limestone drains	ALD	Auflösung von Calcit, Prod. von Alkalinität (HCO_3^-)	<ul style="list-style-type: none"> - Anhebung des pH-Wertes, Erhöhung der Pufferkap., - Ausschuß von Sauerstoff erforderlich, um Oxidation von Fe(II) zu verhindern, sonst Verkrustung mit Fe(III)-Oxidhydraten, - keine hohen Al-Gehalte, sonst Gefahr der Verstopfung durch $\text{Al}(\text{OH})_3$. 	[HED 94a] [HED 94b]

Fortsetzung Tabelle 2

Komponenten und Behandlungsstufen für die passive Wasserbehandlung		Abk.	Reinigungsmechanismen	Reinigungsziel / entfernbare Stoffe / Anwendbarkeit / Probleme	Literatur/ Links
Wirbelreaktoren	diversion wells	DW	Neutralisation saurer Wässer in einem Wirbelbett	<ul style="list-style-type: none"> - Anhebung des pH-Wertes, Erhöhung der Pufferkap., - gleiche chem. Reaktionen wie in Kalksteindränagen, durch kleinere Korngrößen u. größere Oberfläche, aber viel schnellere Reaktion, - 3 bis 4 m hydraulische Höhendifferenz erforderlich, um Wirbelbett zu erzeugen, - keine Verstopfung und Verkrustung, Kalksteinoberflächen werden im Wirbelbett erneuert, - Fällungsprodukte werden ausgetragen, Sedimentationsvorrichtungen erforderlich, rel. hohe Kalksteinverluste durch Austrag aus dem Wirbelbett, periodisches Nachfüllen von Kalkstein erforderlich. 	[ARN 91] [1] - [8]
	„alumina-tors“		Neutralisation und Ausfällung von $\text{Al}(\text{OH})_3$	<ul style="list-style-type: none"> - spülbare aluminiumentfernende Vorbehandlungszellen für ALD's 	[ICA 97]
aerobe Wetlands	aerobic wetlands	AEW	Oxidation und Hydrolyse von Fe- und Mn-Spezies, Sorption, Biosorption, Ionenaustausch	<ul style="list-style-type: none"> - entfernbare Elemente: Fe, Mn, As; - nur anwendbar, wenn Wasser ausreichende Pufferkapazität besitzt, da bei der Oxidation und Hydrolyse Säure gebildet wird, - gleichzeitige Entfernung von Fe und Mn nicht möglich, immer zuerst Fe dann Mn, - Oberflächenfließsysteme (horizontale Fließrichtung), die relativ große Flächen beanspruchen, keine überstauten Substrate, - Reinigungsleistungen: 2-11 g Fe/(m².d); 2 g Mn/(m².d) 	[PER 91] [EGE 94]
anaerobe Wetlands	anaerobic wetlands	ANW	Sulfatreduktion, Fällung schwerlöslicher Me-Sulfide, Sorption, Bioakkumulation	<ul style="list-style-type: none"> - entfernbare Elemente: Cu, Ni, Zn, Cd, U, As, Pb, . . . - Vorteil: bei der Sulfatred. werden säurebindende Substanzen gebildet → Anhebung des pH-Wertes, - es wird abbaubare organische Substanz benötigt, mit Wasser überstaute Substrate notwendig, vertikale Fließrichtung im Wetland günstig, - Nachteil: Sulfatreduktion stark temperaturabh. → im Winter geringere Reinigungsleistung - Reinigungsleistung: von ca. 0,3 mol Metall pro m³ Wetland-Volumen und Tag (0,3 mol/(m³.d)) - Abfluß (hydraulische Belastung): 5 . . . 4000(?) l/(m².h) 	[GUS 97]
aufeinanderfolgende alkalinitätsproduzierende Systeme	successive alkalinity producing systems	SAPS	Prod. von Alkalinität (HCO_3^-) aus org. Substanz bei der Sulfatred. und durch Calcitauflösung	<ul style="list-style-type: none"> - entfernbare Elemente: Cu, Ni, Zn, Cd, U, As, Pb, . . . - Prinzip: Kombination einer organikreichen anaeroben Substratschicht mit einer Kalksteinschicht, - Vorteil: Sauerstoff und Fe(III) wird eliminiert . → keine Verkrustung und Passivierung des Kalksteins mit Fe(III)-oxidhydraten 	[KEP 95]

Fortsetzung Tabelle 2

Komponenten und Behandlungsstufen für die passive Wasserbehandlung		Abk.	Reinigungsmechanismen	Reinigungsziel / entfernbare Stoffe / Anwendbarkeit / Probleme	Literatur/ Links
Gesteinsfilter	rock filter	RF	Oxidation von Mn^{2+} und Ausfällung von Mn(IV)-oxidhydraten	- Anwendung hauptsächlich zur Mn-Eliminierung, Voraussetzung: pH > 7 und Eisen muß vorher vollständig entfernt sein, weil Fe(II) die ausgefällten Mn-Oxide wieder reduzieren und damit auflösen kann.	
permeable Reaktionswände	reactive treatment walls	RTW	Reduktion von LHKW, Sorption hydrophober org. Substanzen, Reduktion von Cr(VI), Fällung von Sulfiden u.a. Mechanismen	- Anwendung in der in-situ-Grundwassersanierung. - Reaktionswände mit metallischem Eisen bisher am weitesten entwickelt: entfernbare Stoffe: LHKW bzw. CKW, Cr(VI), U, NO_3^- - Anwendung im funnel-and-gate-Verfahren - Für Errichtung Spezialtiefbau erforderlich: Spundwandverbau, großkalibrige Bohrungen, gefräste od. ge-greiferte Schlitzwände	[SCH 98], [DAH 97], [DAH 98], [10]

5.4.2 Historische Entwicklung

Die Entwicklung von passiven Behandlungssystemen geht auf Beobachtungen zurück, daß Grubenwässer beim Durchfließen von Sümpfen und Mooren einem natürlichen Reinigungsprozeß unterliegen und dabei der pH-Wert in den Neutralbereich verschoben und Schwermetalle in den Sumpfgebieten zurückgehalten werden. SOBOLEWSKI [SOB 97] gibt einen aktuellen Überblick über derartige Beobachtungen in Kanada. Auch in Deutschland wurden in der jüngeren Vergangenheit, vielleicht aufgrund der verstärkten Beschäftigung mit passiven Verfahren, Standorte gefunden, wo allein aufgrund natürlicher Bedingungen eine Reinigung bergbaulich belasteter Wässer stattfindet. Als Beispiel sei ein ohne äußeres Zutun entstandenes Wetland im Gebiet Schlema-Alberoda (Sachsen) genannt, in dem eine Arsen- und Urananreicherung aus Haldensickerwässern unter natürlichen Bedingungen stattfindet [KIE 96].

Anfang der 80er Jahre wurden in Nordamerika die ersten künstlichen Wetlands errichtet, wobei die meisten von ihnen natürlichen Torfmooren nachgeahmt waren. Viele dieser von Sphagnum dominierten Wetlands erwiesen sich aber nur als kurzlebige Systeme, weil das Torfmoos sehr empfindlich auf die zu schnelle Änderung der hydrochemischen Verhältnisse, auf einen nicht angepaßten Wasserstand und auf die starke Akkumulation von Eisen und anderen Metallen reagierte [HED 89], [PER 91]. Hinzu kamen unzureichende Kenntnisse zur Auslegung und zur Belastbarkeit, so daß viele Systeme überlastet wurden und bereits in den ersten 1-2 Jahren fehlschlagen [WIE 93], [SOB 97]. Im Jahre 1989 schrieb WIEDER [WIE 89] in einem Übersichtsartikel zur Wirksamkeit von konstruierten Feuchtraumbiotopen: „Die Ef-

fektivität der Wetland-Behandlung ist nicht nur extrem unterschiedlich, sondern zum gegenwärtigen Zeitpunkt auch nicht vorherbestimmbar.“ Diese Einschätzung charakterisiert die Unsicherheiten, die mit dem Einsatz von Wetlands verbunden waren. Trotzdem zählte man Anfang der 90er Jahre im Osten der USA bereits ca. 400 hauptsächlich mit Rohrkolben bepflanzte Wetlands [PER 91].

In den 90er Jahren ging die Entwicklung kontinuierlich weiter, wobei sowohl die Reinigungsmechanismen wie auch Anforderungen an die Substrate und an die bauliche Gestaltung untersucht wurden. Zunehmend wurden verschiedene passive Behandlungsstufen kombiniert eingesetzt. Im Ergebnis dieser Entwicklung entstanden eine ganze Reihe von Pilot- und full-scale-Anlagen mit Wasserdurchsätzen von wenigen l/h bis zu > 200 m³/h [ICA 97].

Schwerpunkte aktueller Arbeiten sind die Entwicklung mehrstufiger passiver Behandlungssysteme und die Ableitung von Auslegungs- und Bemessungskriterien. Während bisher die Anforderungen an die Gestaltung passiver Verfahren hauptsächlich von den chemisch-biologischen Einflußfaktoren abgeleitet wurden, gewinnen Kriterien, die mit dem hydraulischen System zu tun haben (hydraulische Kapazität und Leitfähigkeit, Beckenstrukturen, Gestaltung von Deichen, Dämmen, Überlaufkanälen usw.) zunehmend an Bedeutung [GAN 93]. Als eine wichtige zukünftige Aufgabe kann das Zusammenführen dieser chemisch-biologischen mit den ingenieurtechnischen Bemessungsgrundlagen angesehen werden.

In Deutschland haben die passiven Systeme zur Behandlung von Bergbauwässern mit zeitlicher Verzögerung erst nach 1990 Beachtung gefunden. Von KLAPPER [KLA 94] wurden verschiedene Konzepte zur Nutzung von Naturpotentialen bei Sanierung von Bergbaurestseen des Braunkohlenbergbaus ausgearbeitet. Am Tagebau Zwenkau existiert seit 1995 ein passives System, wo saure eisenhaltige Grubenwässer mit sogenannten Randriegelwässern vermischt und in einem mehrere Kilometer langen Graben, in dem die Ausfällung von Eisenhydroxiden erfolgt, zum Elsterstausee geleitet werden. Das gereinigte Wasser wird zur Speisung eines Freibades genutzt [KRU 98]. Anwendungen im Erzbergbau gab es in Deutschland bisher nicht. Etwa ½ Jahr nach Fertigstellung unserer Anlage in Lehesten wurde im Sommer 1998 von der Wismut GmbH in Pöhla eine Anlage zur Behandlung von U- und Ralhaltigen Gruben- und Haldensickerwässern in Betrieb genommen [KIE 98].

5.4.3 Wetlands

Der englische Begriff *wetland* bedeutet wörtlich übersetzt Feuchtgebiet oder Sumpf. Für die Reinigung von Bergbauwässern werden in der Regel sogenannte *constructed wetlands*, also künstlich gestaltete oder konstruierte Feuchtraumbiotope eingesetzt. Dabei handelt es sich um substraterfüllte Becken oder Sumpfbeete, die von dem zu reinigenden Wasser langsam durchflossen werden. Auf dem Wetland wird in der Regel eine den Standortbedingungen angepasste Vegetation z. B. Röhrichte, Seggen u.a. Sumpfpflanzen angesiedelt oder man überläßt dies der natürlichen Sukzession. Ziel eines Wetlands ist es, die im Grubenwasser enthaltenen Schadstoffe in den Substraten zu fixieren.

In einer groben Einteilung nach den Redoxverhältnissen in den Wetlandsubstraten bzw. nach der Menge des im Wasser gelösten Sauerstoffes unterscheidet man zwischen aeroben und anaeroben Wetlands. Da die unter aeroben bzw. anaeroben Verhältnissen nutzbaren Reinigungsmechanismen verschieden sind, ist in einem passiven Behandlungssystem die geschickte Kombination aerober und anaerober Reaktionszonen zusammen mit anderen Stufen wie Gesteinsfiltern oder Kalksteindränagen wichtig, um das System an die vorhandene Wasserqualität anzupassen und die angestrebten Reinigungsziele zu erreichen. Es geht dabei in der Hauptsache darum, den pH-Wert gezielt zu beeinflussen, Metalle durch Fällung, Sorption und andere Prozesse abzutrennen und günstige Nährstoffbedingungen für die Tätigkeit von Mikroorganismen und für das Wachstum von Sumpfpflanzen zu schaffen.

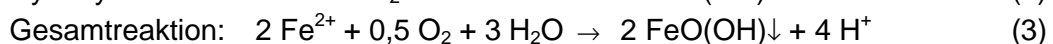
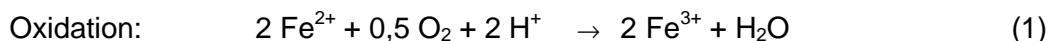
5.4.3.1 Aerobe Wetlands

In aeroben Wetlands können vor allem Eisen, Mangan und Arsen aus dem Grubenwasser entfernt werden. Aerobe Wetlands werden als flache Zellen gebaut, in denen ein oberflächennaher, horizontaler Durchfluß vorherrscht, um den Kontakt des Wassers mit der Umgebungsluft zu fördern. In einem aeroben Wetland soll möglichst wenig zersetzliches organisches Material vorhanden sein, um die Sauerstoffzehrung durch den Abbau organischer Substanz zu begrenzen. Vorherrschender Reinigungsmechanismus ist, neben Sorption und Ionenaustausch, die durch Oxidation und Hydrolyse bedingte Ausfällung schwerlöslicher Metallhydroxide, -oxidhydroxide oder -oxidhydrate, wie dies in den [Gl. \(1\) bis \(3\) auf S. 22](#) für Eisen dargestellt ist. Bei Anwesenheit von As ist wegen der Bildung von schwerlöslichem Eisenarsenat und wegen der guten Sorption von Arsen an Eisenhydroxidoberflächen eine gleichzeitige Ausfällung von Eisen und Arsen möglich. Da bei der Hydrolyse der Metallionen Säure gebildet wird und der pH-Wert im Wetland dadurch absinkt bzw. Alkalinität verbraucht wird, funktionieren die aeroben Wetlands am besten bei Eingangs-pH-Werten > 5,5. Nach

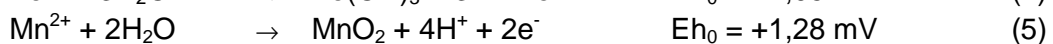
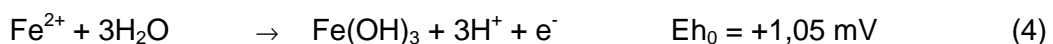
Möglichkeit sollte das Wasser durch Hydrogencarbonat gepuffert sein, z. B. durch das Vor-schalten einer anoxischen Kalksteindränage (ALD), um ein zu starkes Absinken des pH-Wertes zu verhindern.

Die Entfernung von Mangan verläuft ebenfalls über den Mechanismus der Oxidation und Hydrolyse, wobei aber die Oxidation von Mn^{2+} -Ionen relativ schwierig ist [DUG 93]. Die abio-tische Mn^{2+} -Oxidation durch Luftsauerstoff verläuft bei pH-Werten < 6 außerordentlich lang-sam. In natürlichen Systemen kann die Oxidation von Mn^{2+} -Ionen aber durch Mangan-Bakterien katalysiert werden. Auch Oberflächen, an denen Mn^{2+} -Ionen adsorbiert werden (z.B. Kalksteinoberflächen oder bereits ausgefällte Mn(IV) -Oxidhydrate), können die Mn-Oxidation durch autokatalytische Effekte beschleunigen [SIG 94]. Aus diesem Grund wird in Wetlands auf den Kalksteinoberflächen oft ein schwarzer bis schwarzbrauner Belag von ausgefällten Manganverbindungen gefunden [SIK 95], [SIK 96]. Von einigen Autoren wird auch die Beteiligung von Algen bei der Manganeliminierung diskutiert [PHI 95], [WIL 93], [DUG 93], [KLE 87]. Durch die zur Photosynthese befähigten Algen werden offensichtlich aufgrund der Produktion von Sauerstoff und OH^- -Ionen (siehe Gl. (7)) günstige Bedingungen für die Manganentfernung geschaffen.

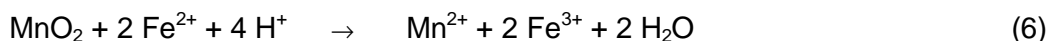
Teilreaktionen bei der Eliminierung von Eisen:



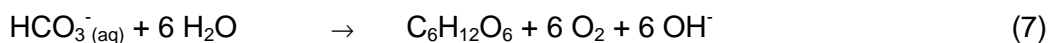
Vergleich der Standardpotentiale der Oxidation von Fe^{2+} und Mn^{2+} :



Reduktive Auflösung von Mangan(IV)-verbindungen durch Fe^{2+} :



Bildung von O_2 und OH^- bei der Photosynthese:



Bei gleichzeitiger Anwesenheit von Eisen und Mangan sind die unterschiedlichen Redox-eigenschaften von $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$ und $\text{Mn}^{2+}/\text{Mn}^{4+}$ wichtig (siehe Gl. (4) und (5))¹. Eine gleichzeitige

¹ Genauere Aussagen zu den Stabilitätsbereichen gelöster Spezies und fester Phasen der unterschiedlichen Oxidationsstufen sind aber nur mit Hilfe einer hydrochemischen Modellierung möglich, in der für das konkrete System alle wesentlichen Redox-, Säure-Base-, Löslichkeits- und Komplexbil-

Fortsetzung der Fußnote auf der nächsten Seite →

Entfernung von Fe^{2+} und Mn^{2+} aus dem Wasser ist nicht möglich, da Fe^{2+} -Ionen bereits bei niedrigeren Eh- und pH-Werten oxidiert werden als Mn^{2+} -Ionen. Erst wenn das gesamte Fe^{2+} aus der Lösung entfernt ist, kann Mn^{2+} oxidiert werden. Umgekehrt werden durch das Auftreten von Fe^{2+} -Ionen ursprünglich vorhandene oder ausgefällte Mangan(IV)-verbindungen wieder zu Mn^{2+} reduziert und damit aufgelöst (siehe Gl. (6)), so daß es zu einer Wiederfreisetzung von Mangan kommt. Derartige Erscheinungen wurden schon mehrfach an konstruierten Wetlands beobachtet [HEL 96], [WIE 89]. Bei Anwesenheit von Fe^{2+} -Ionen im Wasser ist somit eine Eliminierung von Mangan nicht möglich.

Für den Bau von aeroben Wetlands ist hieraus die Schlußfolgerung zu ziehen, daß für die Entfernung von Eisen und Mangan ein mehrstufiges System erforderlich ist, bei dem zuerst das Eisen zu entfernen ist und erst danach in einer separaten Stufe die Manganeliminierung erfolgen kann.

5.4.3.2 *Anerobe Wetlands*

Die anaeroben Zellen müssen im Gegensatz zu aeroben Wetlands so gebaut sein, daß eine vertikale Fließrichtung vorherrscht, um den Kontakt des Wassers mit der Umgebungsluft zu minimieren. Außerdem muß im Wetland zersetzbare organische Substanz vorhanden sein, um ggf. vorhandenen Sauerstoff aufzuzehren (siehe Gl. (8)). Eine der wichtigsten biogeochemischen Reaktionen in anaeroben Wetlands ist die dissimilatorische Sulfatreduktion (Sulfat-Atmung). Die für diese Umsetzung verantwortlichen sulfatreduzierenden Bakterien sind obligat anaerobe Mikroorganismen, die nur unter Sauerstoffausschluß wachsen können. Die organische Substanz (in Gl. (9a) und (9b) vereinfachend als „ CH_2O “ dargestellt) dient als Energiequelle für den Stoffwechsel der heterotrophen Bakterien und der im organischen Substrat gebundene Wasserstoff fungiert als Elektronendonator für die Reduktion des Sulfatschwefels. Bei der Sulfatreduktion wird Säure verbraucht bzw. Alkalinität (HCO_3^-) produziert, so daß durch die Sulfatreduktion eine Verminderung der Azidität des Wassers erreicht werden kann.

Eine wichtige Folgereaktion ist die Ausfällung schwerlöslicher Metallsulfide mit Hilfe des bei der Sulfatreduktion gebildeten Schwefelwasserstoffes oder Hydrogensulfides. Dadurch sind viele Elemente, die schwerlösliche Sulfide bilden, abtrennbar (z.B. Fe, Mn, Cd, Cu, Ni, Hg, Pb, . . .). Als weitere Folgereaktionen können die Fällung schwerlöslicher Metallcarbonate,

dungsgleichgewichte berücksichtigt werden. Das Ergebnis solcher thermodynamischer Modellierungen kann z.B. in Form von Eh-pH-Diagrammen dargestellt werden.

die hydrolytische Fällung von Metallionen und die Reduktion von höherwertigen Metallkationen (z.B. die Reduktion von U(VI) zu schwerlöslichem U(IV)) stattfinden. Dies alles sind erwünschte Nebenreaktionen der Desulfurikation, die zur Eliminierung der entsprechenden Elemente aus dem Wasser führen und gleichzeitig ihre Anreicherung im Substrat bewirken.

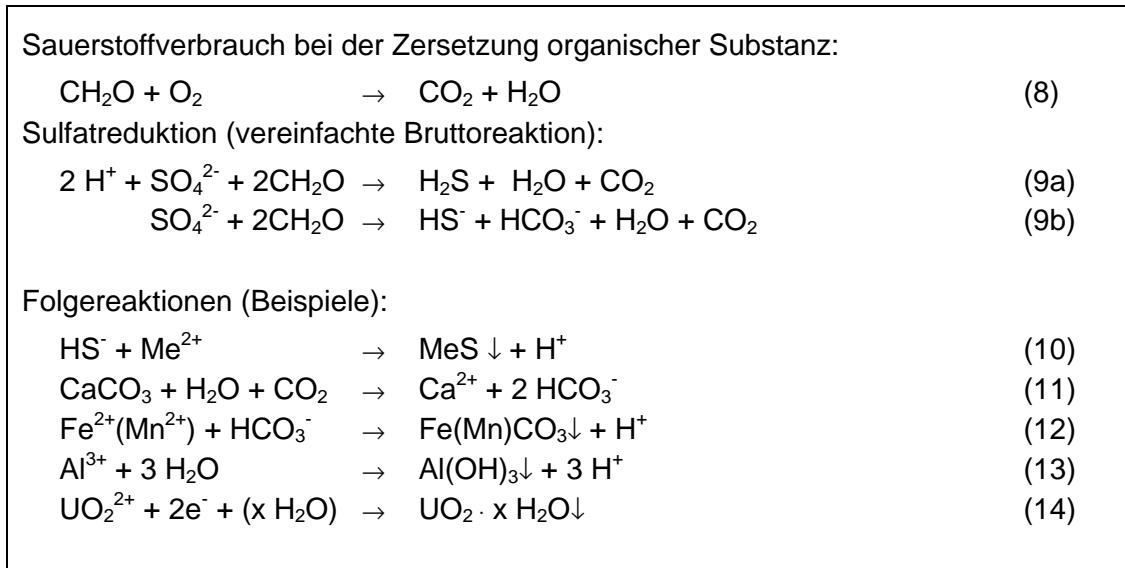


Tabelle 3: Vergleich der wesentlichen Charakteristika von anaeroben und aeroben Behandlungszellen [ICA 97]

Aerobe Zellen	Anaerobe Zellen
1. Oxidationsprozesse vorherrschend	1. Reduktionsprozesse vorherrschend
2. Oberflächennaher, horizontaler Abfluß, um den Kontakt des Wassers mit der Umgebungsluft zu fördern	2. Vertikaler, unterirdischer Abfluß, um den Kontakt des Wassers mit der Umgebungsluft zu minimieren
3. Schwermetalleliminierung durch Fällung von Oxiden und Hydroxiden	3. Schwermetalleliminierung durch Fällung von Sulfiden und Carbonaten
4. Durch die Prozesse im Wetland sinkt der pH-Wert	4. Durch die Prozesse im Wetland wird der pH-Wert angehoben
5. Beste Funktionsfähigkeit bei pH-Werten > 5,5	5. Funktioniert bis zu Eingangs-pH-Werten von 2,5
6. Kann im Winter gefrieren	6. Funktioniert auch im Winter
7. Entfernung von Fe, Mn und As möglich	7. Entfernung von Schwermetallen, die schwerlösliche Sulfide bilden
	8. Kann gelösten Sauerstoff im Anstrom einer anoxischen Kalksteindränage entfernen ¹⁾

1) siehe auch Kapitel 5.4.5 (S. 35)

Solange in den Wetlands substraten streng anaerobe Bedingungen vorherrschen, sind die Schwermetallsulfide darin relativ stabil fixiert. Sollten die Substrate aber irgendwann nach Aufgabe des Wetlands unter den Einfluß von Luftsauerstoff geraten (z.B. beim Trockenfallen, Auskoffern u.a. Ereignissen), besteht die Gefahr der Remobilisierung durch Sulfidoxidation und Säurebildung). Es ist daher günstig, die Wetlands substrate mit Kalkstein anzureichern, ggf. kann auch zur besseren Nährstoffversorgung der Mikroorganismen Phosphatgestein zugemischt werden. Gleichzeitig werden durch den Kalkstein die bei der Sulfidfällung und bei der Hydrolyse gebildeten Protonen abgepuffert, so daß der pH-Wert im Wetland immer in einem für die Sulfatreduktion günstigen Bereich ($\text{pH} > 5$) gehalten werden kann.

In der Praxis wird als Substrat für anaerobe Wetlands deshalb gern sogenannter *spent mushroom compost* (verbrauchtes Substrat aus der Champignonzucht) verwendet, weil darin viel unverbrauchter Kalkstein (ca. 20 - 25 Ma.-%) und organisches Material, welches als Kohlenstoffquelle dient, vorhanden sind [STA 96], [TAR 95].

Aber auch unerwünschte Nebenreaktionen wie z.B. die Reduktion und Freisetzung von Manganverbindungen durch Fe(II) (entspr. Gl. (6)) können unter anaeroben Bedingungen im Wetland ablaufen. Dies alles muß bei der Planung berücksichtigt werden.

In Tabelle 5 sind wesentliche Charakteristika von anaeroben und aeroben Wetlandzellen gegenübergestellt. In der Praxis ist oftmals eine strenge Trennung zwischen aeroben und anaeroben Zellen nicht möglich, da sich je nach hydrochemischen und hydraulischen Bedingungen auch innerhalb einer Zelle aerobe und anaerobe Reaktionszonen ausbilden können (siehe Abb. 2).

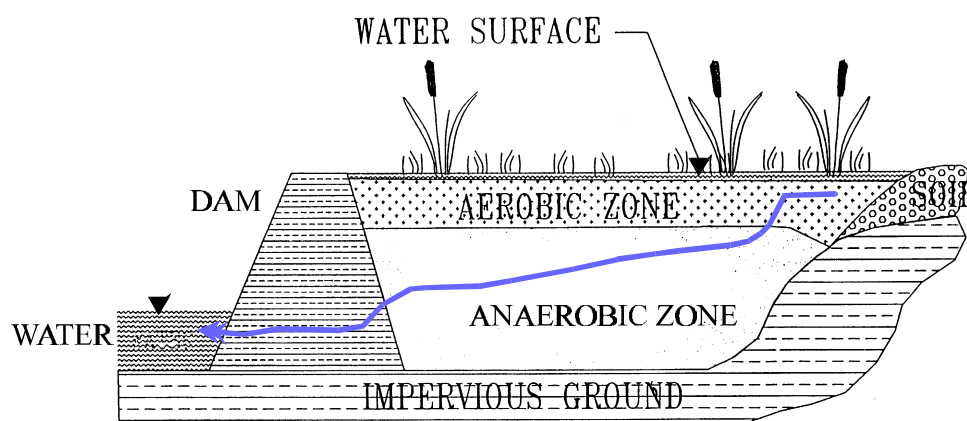


Abb. 2: Ausbildung aerober und anaerober Reaktionszonen in einem Wetland [ICA 97]

5.4.3.3 Durchsatz / Bemessung / Auslegung

Die Bemessung und die Auslegung von Wetlands steht bisher noch am Anfang. Es werden in der Hauptsache empirische Werte für die Berechnung herangezogen. Bei **aeroben** Wetlands dienen die Wetlandfläche und die hydraulische Belastung als wesentliche Kriterien. Aus dem Quotienten von Metallfracht und empirisch ermittelter Eliminierungsleistung läßt sich die erforderliche Wetlandfläche bestimmen:

$$A = \frac{c_{Me} \cdot Q}{EL} \quad (15)$$

mit:

- A - Fläche des Wetlands in m²
- c_{Me} - Konzentration des Metalls in g/m³
- Q - Wasserzufluß in m³/d
- EL - Eliminierungsleistung in g/(m².d)

Allerdings schwanken die Angaben für die erreichbaren Reinigungsleistungen ([PER 91], [SIK 95], [SIK 96], [PIH 95]), für Eisen im Bereich von 10 – 20 g/(m².d) und für Mangan im Bereich von 0,5 – 2,6 g/(m².d), so daß die erforderliche Wetlandfläche ebenfalls nur mit einer relativ großen Unsicherheit ermittelt werden kann. Die Erfahrungswerte besagen außerdem, daß die hydraulische Belastung (Q/A) des Wetlands nicht größer als 0,05 - 0,1 m³/(m².d) sein soll [KOM 94].

Da **anaerobe** Wetlands anfänglich auch als flache Zellen mit horizontaler Durchströmung gebaut wurden, versuchte man hier ebenfalls flächenbezogene Bemessungskriterien abzuleiten. Als Beispiel dafür können die Arbeiten von DIETZ et al. [DIE 94] und HELIER [HEL 96] genannt werden. In beiden Arbeiten wurde die Reinigungsleistung von flachen, horizontal durchströmten sogenannten Kompostwetlands untersucht. Übereinstimmend ermittelten die Autoren eine Reinigungsleistung bei der Entfernung der Azidität aus saurem Wasser von 5,5 bzw. 6,0 g/(m².d) (berechnet als CaCO₃-Äquivalent²). Die hydraulischen Belastungen der untersuchten Wetlands lagen im Bereich von 0,02 – 0,036 m³/(m².d) [HEL 96] bzw. im Bereich von 0,09 – 0,8 m³/(m².d) [DIE 94]. DIETZ schlägt anhand dieser Ergebnisse vor, die erforderliche Wetlandfläche nach konservativer Abschätzung der Aziditätsfracht aus dem Quotienten Fracht/Eliminierungsleistung analog Gl. (15) zu ermitteln.

² Für die Azidität (Baseneutralisierungskapazität, KB_{8,2} nach DIN 38409-H7) ist die Einheit mmol/l üblich. In amerikanischen Veröffentlichungen wird die Azidität sehr oft in CaCO₃-Äquivalenten bzw. in mg/l CaCO₃ angegeben. Dieser Angabe liegt folgende Reaktion von CaCO₃ mit den im Wasser gelösten Säuren zugrunde: $\text{CaCO}_3 + \text{H}^+ \rightarrow \text{Ca}^{2+} + \text{HCO}_3^-$. Eine Baseneutralisierungskapazität von 1 mmol/l entspricht demnach 100 mg/l CaCO₃.

Diese Bemessungsmethode ist jedoch nicht verallgemeinerungsfähig. Sie versagt bei vertikal durchströmten Wetlands, die sich für die Erzeugung von anaeroben Bedingungen besser eignen als horizontal durchströmte Zellen. Ein wesentlicher Nachteil dieser Methode ist auch, daß kein Bezug zur Sulfatreduktion und der Bildung von schwerlöslichen Metallsulfiden hergestellt wird. Außerdem wird nicht berücksichtigt, daß die für die Entfernung der Azidität verantwortlichen Reaktionen (Sulfatreduktion und Kalksteinauflösung: Gl. (9a) und (11) / S. 24) im gesamten anaeroben Wetlandvolumen stattfinden. Aus diesen Gründen haben andere Autoren versucht, volumenbezogene Auslegungskriterien abzuleiten [EGE 94], [MUE 96] und anzuwenden [GUS 97]. Bei dieser Methode wird nicht mehr die erforderliche Wetlandfläche, sondern das benötigte anaerobe Substratvolumen bestimmt. Ausgehend von der Metall- und Säurefracht muß zunächst die pro Zeiteinheit zu reduzierende Sulfatmenge ermittelt werden, die für die Metallimmobilisierung als Sulfid und für die Säureneutralisierung benötigt wird. Außerdem benötigt man Kenntnisse über die erreichbare Sulfatreduktionsgeschwindigkeit im biologisch aktiven Substratvolumen. Mit diesen Größen kann dann entsprechend der Gleichungen (16) bis (19) das für die anaerobe Stufe erforderliche Substratvolumen ermittelt werden.

Diese Vorgehensweise kann aber ebenfalls nur als grobe Näherung betrachtet werden, da wesentliche Einflußfaktoren der Sulfatreduktion wie z.B. die Verfügbarkeit einer C-Quelle, die Temperaturabhängigkeit der Sulfatreduktion oder die Versorgung mit Nährstoffen keine Berücksichtigung finden. In der Praxis wird diesen Unsicherheiten meist durch die Berücksichtigung von Sicherheitszuschlägen und durch konservative Werteabschätzungen Rechnung getragen.

$$M_{SO4} = \sum c_{Me^{2+}} + 1,5 \sum c_{Me^{3+}} + 0,5^{-pH} \quad (16)$$

$$SRG = M_{SO4} \times Q \quad (17)$$

$$VSRG = SRP \times f_{Ko} \quad (18)$$

$$V_{ges} = SRG / VSRG \quad (19)$$

mit:

- M_{SO4} - Stöchiometrische Menge des Sulfates, welches für die komplette Metallimmobilisierung als Sulfid und die Säureneutralisierung reduziert werden muß in mol/m³
- SRG - Sulfatreduktionsgeschwindigkeit für die Gesamtmetallimmobilisierung und für die Säureneutralisierung in mol/d
- Q - Wasserzufluß in m³/d
- $VSRG$ - volumetrische Sulfatreduktionsgeschwindigkeit im Gesamts substratvolumen in mol/(m³.d)
- SRP - Sulfatreduktionspotential im biologisch aktiven Substratvolumen in mol/(m³.d)

- f_{Ko} - volumetrischer Anteil des biologisch aktiven Substrates im Wetland (Anteil des Kompostes)
- V_{ges} - Gesamtvolumen der Wetlands substrate einschließlich der inerten Gesteine

Tabelle 4: Daten und Auslegungskriterien für ein anaerobes Wetland am Beispiel der ASARCO, Incorporated West Fork Unit, Missouri (USA) [GUS 97]

Kriterium	Gemessene bzw. ermittelte Werte		
Asarco: Pb-Zn-Grube			
Zu behandelndes Wasser	Ablaufwerte		
pH 7,9	pH 7,0		
SO ₄ ²⁻ 63 mg/l	SO ₄ ²⁻ keine Angaben		
Zn 0,1 bis 0,2 mg/l	Zn < 0,008 mg/l		
Pb 0,4 bis 0,6 mg/l	Pb < 0,02 mg/l		
Größe der Pilotanlage:	53 m³ Substrat, 1,5 m tief, Fläche: 35,3 m²		
Hydraulische Belastung:	77 l/min geplant, 185 l/min erreicht		
Flächenbeschickung:	l/(m².h)	l/(m².d)	m³/(m².h)
Geplant:	130,8	3138	0,131
Erreicht:	314,2	7540	0,314
Sulfidproduktion:	2 mol/(m³.d) anfänglich im Sommer 0,2 - 0,3 mol/(m³.d) nach längerer Betriebszeit und im Winter		

Die beschriebene Methode wurde bei der Planung einer passiven Behandlungsanlage für eine Pb-Zn-Grube der Asarco West Fork Unit (Missouri, USA) angewendet. In einer Pilotanlage wurden wesentliche Leistungsdaten empirisch ermittelt (siehe Tabelle 4) und darauf aufbauend eine Großanlage für die Behandlung von bis zu 8200 m³/d Grubenwasser geplant und errichtet. Die Großanlage besteht aus einem Absetzbecken, zwei anaeroben Wetlandzellen, einem SteinfILTER und einem Belüftungsbecken [GUS 97].

In einigen Arbeiten ([BOL 92], [GAN 93]) wird das Bestreben erkennbar, die aus den chemischen Vorgängen im Wetland abgeleiteten Bemessungskriterien mit Anforderungen an die hydraulischen Eigenschaften des Systems und an die konstruktive Gestaltung zu verknüpfen. Diese Aspekte haben aber unseres Erachtens bisher noch zu wenig Beachtung gefunden und müssen deshalb weiterentwickelt und qualifiziert werden.

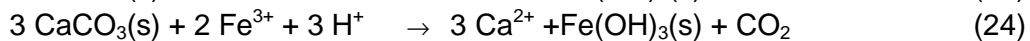
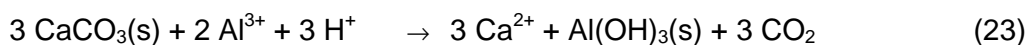
5.4.4 Kalksteindränagen

5.4.4.1 Chemische Reaktionen

In einer Kalksteindränage laufen die in den Gl. (20) bis (25) schematisch dargestellten Reaktionen ab. Die wichtigste Aufgabe des in der Dränage befindlichen Kalksteins ist es, die Azidität des sauren Grubenwassers zu vermindern, d.h., die gelösten Säuren zu binden und die Alkalinität des Wassers zu erhöhen. Mit anderen Worten: Das Wasser soll in einen mit Hydrogencarbonat gepufferten Zustand gebracht werden. Durch die Reaktion des Kalksteins mit dem sauren Wasser wird dieser gelöst und dissoziiert in Hydrogencarbonat- und Calciumionen, dementsprechend nimmt die Carbonathärte des Wassers zu. Von großem Vorteil ist, daß aufgrund des sich einstellenden Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichtes der Kalkstein in großer Menge in die Dränage eingebracht werden kann, ohne daß eine Überdosierung befürchtet werden müßte. Der in der Kalksteindränage maximal erreichbare pH-Wert ist thermodynamisch determiniert und kann den Wert von pH=8,2 nicht übersteigen. In [HED 94b] werden die Auswirkungen des Kalksteins auf die chemischen Gleichgewichte im Grubenwasser diskutiert und mit Beispielen von 17 Kalksteindränagen untersetzt.

Aufgrund der in Gl. (25) dargestellten Ausfällung von Gips, sind Kalksteindränagen generell nur bei Sulfatkonzentrationen unterhalb der Gipslöslichkeit anwendbar, weil ansonsten eine Passivierung und Verkrustung der Kalksteinoberflächen durch Gipskristalle erfolgen würde.

Reaktionen in der Kalksteindränage:



Auch die bei der Hydrolyse von Fe^{3+} - und Al^{3+} -Kationen resultierenden Fällungsprodukte bereiten beim Betrieb von Kalksteindränagen erhebliche Schwierigkeiten, weil auch durch diese eine Passivierung und Verstopfung der Dränage bewirkt werden kann (näheres dazu siehe [Kapitel 5.4.4.2](#) und [5.4.4.3](#)). Neuere mineralogische und röntgenphasenanalytische Untersuchungen [ROB 98] zeigten, daß sich aus den sulfathaltigen Wässern innerhalb der Kalksteindränge nicht wie in Gl. (23) vereinfachend dargestellt, das Aluminiumhydroxid auscheidet, sondern ein gelförmiges, schlecht kristallisiertes Aluminiumhydroxosulfat (Aluminit:

$\text{Al}_2(\text{SO}_4)(\text{OH})_4 \times 7 \text{H}_2\text{O}$). Auch die Präzipitate, die sich aus den sulfathaltigen Wässern des Lehestener Bergbaureviers in den belasteten Bächen ausscheiden, sind basische Aluminiumsulfate. Dies wurde innerhalb dieses Projektes durch die Arbeiten von ROTHENHÖFER [ROT 96] nachgewiesen.

5.4.4.2 Offene Gerinne

Kalksteindränagen sind vielleicht die ältesten und in Kombination mit Wetlands die am häufigsten eingesetzten Verfahren der passiven Behandlung von Bergbauwässern. Abgesehen davon, daß man sich in den sechziger und siebziger Jahren sehr ausführlich damit beschäftigt hat, unter welchen Bedingungen gemahlener Kalkstein als Ersatz für oder in Kombination mit CaO für die Neutralisierung von Grubenwässern in Frage kommt³, gab es bereits Mitte der siebziger Jahre erste Versuche, die Qualität von Fließgewässern mit Hilfe sogenannter **Kalksteinbarrieren** (*limestone barriers*) zu verbessern [PEA 74], [PEA 75]. Der Kalksteinschotter wurde als Festbettschüttung direkt im Bach- oder Flußbett plaziert oder in **offene Gräben**, die der Ableitung von Grubenwässern dienten, gefüllt (*open limestone channels*).

An vielen Dränagen ergaben sich jedoch Schwierigkeiten, weil das Problem der Ausfällung von Eisen- und Aluminiumhydroxiden in der Kalksteinschüttung nicht beachtet oder zumindest unterschätzt wurde. Durch die Bildung von Deckschichten und die Verstopfung der Porenräume zwischen den Kalksteinen läßt die Reaktivität der Schüttung innerhalb kurzer Zeit nach, was bis zum völligen Erliegen der Reaktion zwischen dem sauren Wasser und dem Kalkstein führen kann. Wenn die Porenräume alle verstopft sind, fließt das Wasser dann bei offenen Dränagen einfach über die Kalksteinschüttung hinweg und hat nur noch minimalen Kontakt mit dem reaktiven Gestein.

PEARSON [PEA 74],[PEA 75] stellte bei der Untersuchung von Kalksteinbarrieren fest, daß durch die Deckschichtbildung auf den Kalksteinschottern die Reaktivität auf 20 % der von frischem Kalkstein absinkt. Er schlug deshalb vor, den Effekt der Passivierung des Kalksteins bei der Auslegung der Barriere durch einen sogenannten Ladungsfaktor zu berücksichtigen und die Barriere entsprechend der Verlangsamung der Reaktion um den Faktor 5 zu vergrößern.

³ Dies wurde bereits im Zwischenbericht [JAN 96] zu diesem Projekt ausgewertet und wird deshalb hier nicht weiter vertieft.

ZIEMKIEWICZ et al. [ZIE 96], [ZIE 97] beschäftigten sich in neueren Arbeiten eingehend mit dem Problem der Deckschichtbildung und Verstopfung von Kalksteindränagen, wobei insgesamt 7 offene Kalksteindränagen in Pennsylvania (USA) hinsichtlich ihrer Wirksamkeit zur Verringerung der Azidität untersucht wurden. Unter oxidierenden Bedingungen kommt es bei Anwesenheit von Eisen relativ schnell zu einer festen Deckschichtbildung auf den Kalksteinoberflächen (sogenanntes „*armoring*“). Diese Deckschicht vermindert die Reaktivität des Kalksteins. Bei den untersuchten Dränagen wurde aber im Gegensatz zu früheren Erkenntnissen (siehe [PEA 75]) nur eine Reaktivitätsverminderung um 2 bis 45 % festgestellt.

Ein anderes Problem ist, daß sich die bei der Neutralisation gebildeten Hydroxide, besonders $\text{Al}(\text{OH})_3$, bei niedrigen Fließgeschwindigkeiten in der Dränage absetzen und die Porenräume verstopfen. Obwohl beide Probleme durch die Fällung von Hydroxiden hervorgerufen werden, ist es wichtig, zwischen beiden Prozessen zu unterscheiden, weil die Sedimentation der Hydroxide und die Verstopfung durch hohe Fließgeschwindigkeiten in der Dränage verhindert werden können. Die Deckschichtbildung mit $\text{Fe}(\text{III})$ -oxidhydratphasen verläuft dagegen weitestgehend unabhängig von der Strömungsgeschwindigkeit. In den oben bereits zitierten Arbeiten zieht ZIEMKIEWICZ deshalb die Schlußfolgerung, daß die hydraulischen Bedingungen in der Kalksteindränage zur Verhinderung ihres Verstopfens ein Schlüsselfaktor bei der Planung von Kalksteindränagen ist. Offene Dränagen sind besonders in steilem Gelände bei einem Gefälle von 10 – 20 % anwendbar, wo Kanäle von 300 – 1000 m Länge möglich sind oder mehrere Dränagen hintereinander gebaut werden können. An Zwischenpunkten, z.B. auf flachen Geländeabschnitten, sollten Absetzteiche oder Wetlands gebaut werden, um die Fällprodukte zu entfernen und um damit möglichen Verstopfungen entgegenzuwirken.

CRAVOTTA und ROBBINS [CRA 96], [ROB 98] stellten fest, daß sich die Wasserqualität innerhalb der Dränage bereits auf den ersten Metern sehr stark ändert, weil hier durch den niedrigen pH-Wert des Wassers die Reaktionsgeschwindigkeit zwischen saurem Wasser und Kalkstein noch hoch ist und daß sich bei kleinen Fließgeschwindigkeiten die in der Dränage gebildeten Al-Hydroxide in den Porenräumen absetzen, sich aber nicht fest auf der Oberfläche ausscheiden. Wie weit die Reaktionszone in die Dränage eindringt, dürfte aber in erster Linie eine Frage der Verweilzeit und damit der Fließgeschwindigkeit sein. Ergänzend sei hinzugefügt, daß die Fließgeschwindigkeit in der Dränage über das hydraulische Gefälle und über das Verhältnis von Länge zu Querschnitt (L/A) der Dränage in gewissen Grenzen, die durch die hydraulischen Eigenschaften der Kalksteinschüttung vorgegeben werden, einflußbar ist. Diese Zusammenhänge sind für die Planung von Kalksteindränagen sehr wichtig.

5.4.4.3 Anoxische Kalksteindränagen

Anoxische Kalksteindränagen (*anoxic limestone drains: ALD's*) wurden gebaut, um die Oxidation des Eisens innerhalb der Dränage zu verhindern. Durch den Anstieg des pH-Wertes in der Dränage wird die Oxidation von Fe^{2+} beschleunigt. Allgemein gilt: je höher der pH-Wert, desto schneller⁴ verläuft die Oxidation von Fe^{2+} zu Fe^{3+} [SIG 94]. Die Fe^{3+} -Ionen sind aber bei pH-Werten $> 3,5$ im Wasser nicht mehr stabil, sondern hydrolysieren unter Bildung von Eisenoxidhydroxiden. Dies führt zur Bildung der bereits mehrfach erwähnten Deckschichten auf dem Kalkstein. Im Gegensatz dazu bleiben Fe^{2+} -Ionen noch bis zu pH-Werten von 7,5 in Lösung, ohne daß die Ausfällung von $\text{Fe}(\text{OH})_2$ erfolgt. Wenn es also gelingt, die Oxidation von $\text{Fe}(\text{II})$ zu verhindern, kann auch die Bildung von eisenhaltigen Deckschichten vermieden werden. Als Oxidationsmittel für $\text{Fe}(\text{II})$ kommt in natürlichen Systemen nur Luft-sauerstoff in Frage. Um die Oxidation des $\text{Fe}(\text{II})$ in der Dränage zu verhindern, muß demnach der Zutritt von Luftsauerstoff gestoppt werden. Dies kann erfolgen, indem man die Drängen unterirdisch anlegt oder die Kalksteinschüttung mit PE-Folie umhüllt und mit einer Bodenschicht abdeckt (siehe Abb. 3 und Abb. 4 auf S. 33). Außerdem ist es günstig, die Kalksteindränage nahe am Austritt des Grubenwassers aus dem Bergwerk zu installieren, um die Aufnahme von Luftsauerstoff zu verhindern. Unter diesen Voraussetzungen kann eine anoxische Kalksteindränage zur Produktion von Alkalinität im Vorfeld eines aeroben Wetlands genutzt werden, um die dann bei der Oxidation und Hydrolyse entstehenden Protonen im Wetland abpuffern zu können.

Wenn aber bereits Sauerstoff im Wasser gelöst ist, kann in einer geschlossenen Dränage die Eisenoxidation solange ablaufen bis der gelöste Sauerstoff verbraucht ist. Obwohl die Sauerstofflöslichkeit im Wasser je nach Temperatur maximal nur 10 – 12 mg/l beträgt, reicht diese Menge aus, um die Deckschichtbildung in der Dränage auszulösen. Deshalb muß der gelöste Sauerstoff entfernt werden. Dies kann im Anstrom der Dränage durch Vorschalten einer Substratschicht mit zersetzbarem organischen Material entweder in einem separaten anaeroben Wetland (vgl. Tabelle 3 auf S. 24) oder in einer über dem Kalkstein befindlichen Schicht erfolgen. Die zuletzt genannte Variante ist unter der Bezeichnung SAPS bekannt (siehe Abb. 5, S. 33 und Kapitel 5.4.5, S. 35f).

⁴ Die Halbwertszeit für die Oxidation von $\text{Fe}(\text{II})$ beträgt z. B. bei $\text{pH} = 6$ ca. 770 min. Diese reduziert sich um den Faktor 10 bzw. 100, wenn der pH auf 6,5 bzw. 7 angehoben wird [SIG 94].

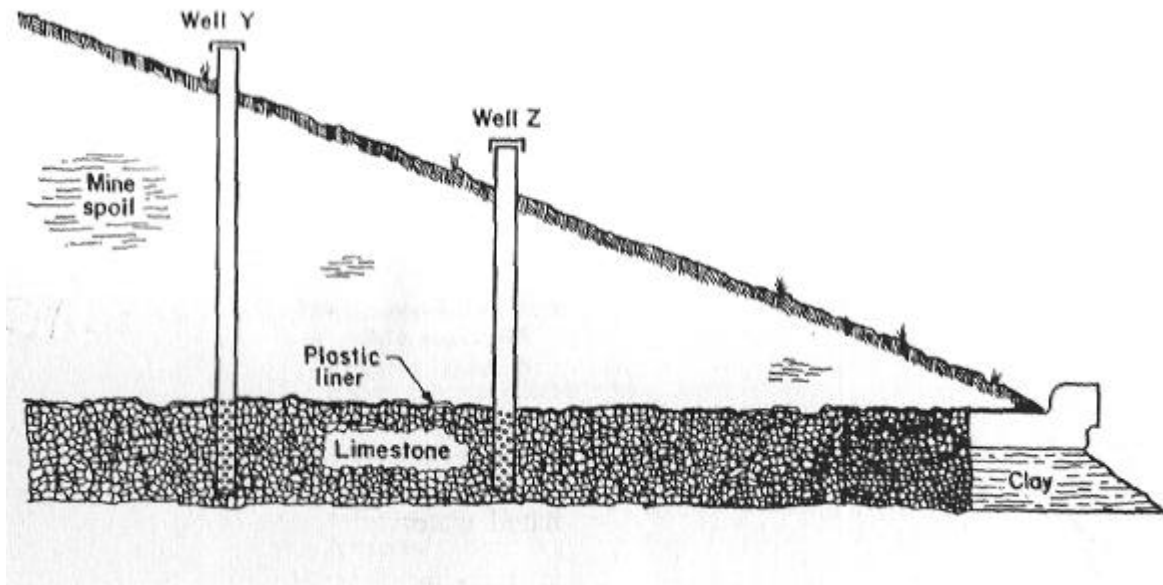


Abb. 3: Anoxische Kalksteindränage [HED 94a]

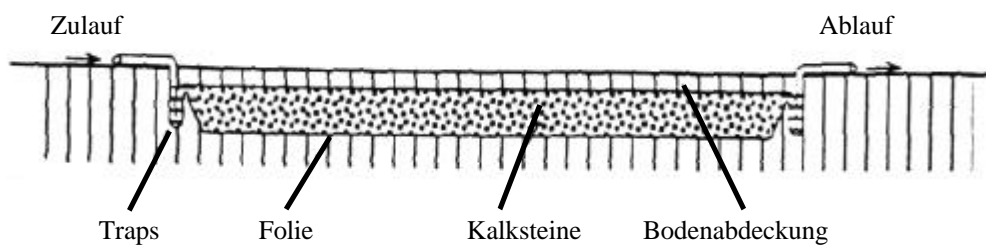


Abb. 4: Anoxische Kalksteindränage [KLA 96]

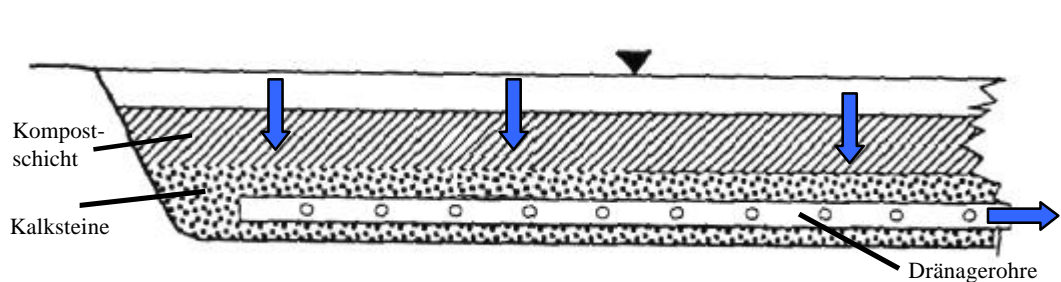


Abb. 5: Pinzipaufbau / Querschnitt durch ein SAPS [KLA 96]

5.4.4.4 Auslegung / Bemessung / Einsatzgrenzen

Wegen der vielen Probleme, die anfänglich mit Kalksteindränagen auftraten, geben WILDEMANN et al. [WIL 97] die Empfehlung, Kalksteindränagen nur anzuwenden, wenn das zu behandelnde Wasser folgende Kriterien erfüllt: $\text{Fe(III)} < 1 \text{ mg/l}$, $\text{Al} < 1 \text{ mg/l}$, gelöster $\text{O}_2 < 1 \text{ mg/l}$. Von anderen Autoren [HED 96] wird die Empfehlung ausgesprochen, daß die Azidität des zu behandelnden Wassers kleiner als 300 mg/l CaCO_3 ($\text{KB}_{8,2} < 3 \text{ mmol/l}$) sein soll.

Die Lösegeschwindigkeit des Kalksteins ist ein wesentliches Kriterium für die Auslegung von Kalksteindränagen. Physikalisch-chemisch begründete Modelle zur Berücksichtigung der Kinetik bei der Auslegung von Kalksteindränagen finden sich jedoch nur im Ansatz bei PEARSON [PEA 74]. Die kinetischen Modelle versagen bereits, wenn die Verlangsamung der Reaktion durch die Ausbildung von Deckschichten berücksichtigt werden muß. Auch gibt es bisher noch keine zufriedenstellenden Modelle, die den Einfluß der Eigenschaften des Kalksteins (z.B. Mg-Gehalt oder Kristallinität oder andere Gefügeeigenschaften) auf die Lösegeschwindigkeit zum Ausdruck bringen. Bei der Auslegung von Kalksteinbarrieren ist es deshalb nach wie vor erforderlich, mit dem betreffenden Kalkstein empirische Versuche durchzuführen und auf diese Weise die für die Auslegung wichtigen Daten zu ermitteln. Von SCHMIDT et al. [SCH 96] wird für diesen Zweck eine vom USBM⁵ entwickelte Methode empfohlen, bei der die Reaktivität des Kalksteins in speziell präparierten Behältern (*cubitainers*) getestet wird. Zusätzlich wird der Bau von Pilotdränagen vorgeschlagen.

Die Korngröße des Kalksteins hat einen gravierenden Einfluß auf die Reaktionsgeschwindigkeit. Tatsächlich finden sich in der zahlreichen Literatur über Kalksteindränagen aber kaum Hinweise auf die verwendeten Korngrößen, so daß anzunehmen ist, daß die Auswahl der Korngröße ebenfalls über empirische Versuche oder aus Erfahrungswerten heraus erfolgt. Wegen der Verstopfungsproblematik ist auf jeden Fall grobkörniges Material zu verwenden, um eine hohe hydraulische Leitfähigkeit zu gewährleisten und um ggf. ein Ausspülen von ausgefällten Hydrolyseprodukten zu ermöglichen. Deshalb läßt sich der an sich günstige Effekt, daß die Reaktionsgeschwindigkeit mit abnehmender Korngröße stark ansteigt, in einer Festbettschüttung wie sie eine Kalksteindränage darstellt, im Gegensatz zu Wirbelreaktoren (siehe Kapitel 5.4.6 auf S. 37) nicht nutzen.

HEDIN [HED 94b] schlägt die Dimensionierung der Kalksteindränage nach folgendem Verfahren vor: Zum einen muß die für die Kalksteinauflösung notwendige Mindestverweilzeit des Wassers in der Dränage gewährleistet sein. Da der Kalkstein durch die Auflösung langsam verbraucht wird, muß in der Dränage eine ausreichende Menge vorhanden sein, um die Funktionsfähigkeit des Systems über die vorgesehene Betriebsdauer zu gewährleisten. Der Kalksteinverbrauch je m³ Grubenwasser kann aus der Zunahme der Ca²⁺-Konzentration entsprechend Gl. (20) ermittelt werden. Die Masse des benötigten Kalksteins ergibt sich aus der Summe von M_1 und M_2 entsprechend folgender Gleichungen:

⁵ USBM – United States Bureau of Mines

$$M_1 = (Q \cdot \rho_R \cdot t_{th}) / n_e \quad (26)$$

$$M_2 = (Q \cdot C \cdot T) / X \quad (27)$$

mit:

- M_1 - Masse des Kalksteins, die benötigt wird, um bei gegebenem Volumenstrom Q , die erforderliche Verweilzeit zu realisieren
- Q - Abfluß in m³/h
- ρ_R - Rohdichte des Kalksteins in t/m³
- t_{th} - erforderliche Verweilzeit in h
- n_e - Porosität der Kalksteinschüttung

- M_2 - Masse des Kalksteins, die während der vorgesehenen Nutzungsdauer verbraucht (aufgelöst) wird
- C - spezifischer Kalksteinverbrauch in kg/m³
- T - Betriebsdauer der Dränage in Jahren
- X - CaCO₃-Gehalt im Kalkstein

5.4.5 SAPS

Beim SAPS (*successive alkalinity producing systems*) [KEP 95] handelt es sich um eine Kombination einer anaeroben Substratschicht mit einer flächenhaften Kalksteindränage (siehe Abb. 5 auf S.33 und Abb. 6).

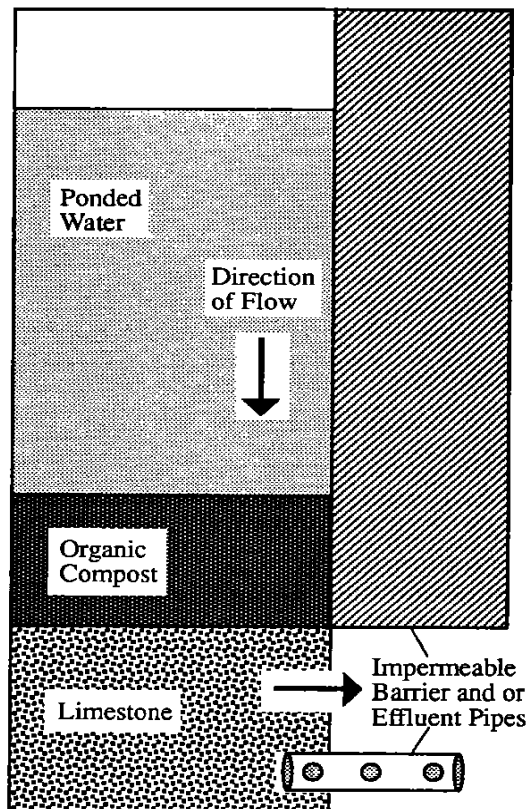


Abb. 6: Prinzipschnitt durch ein SAPS nach [KEP 95]

Das ganze System wird vertikal durchflossen. Unter einer Wasserlamelle von 0,5 bis 2 m Tiefe befindet sich eine Schicht mit organischem Substrat, in der eine anaerobe Vorbehandlung des Wassers erfolgt, bevor es in die darunter befindliche Kalksteinschicht eintritt. In der organischen Substratzone wird vorhandener Sauerstoff aufgezehrt, Fe(III) zu Fe(II) reduziert und durch die einsetzende Sulfatreduktion HS⁻ und Alkalinität produziert. Damit wird vor allem der schädliche Einfluß von Fe(III), welches in Kalksteindränage passivierende Deckschichten bildet, umgangen. Durch die vertikale Fließrichtung und die übereinander angeordneten Reaktionszonen (organisches Substrat, Kalksteinschotter) ist der Flächenbedarf eines SAPS im Vergleich zu herkömmlichen Wetlands deutlich geringer.

Mit der Anordnung des organischen Substrates unter einer relativ großen Wassersäule werden die Bedingungen im Sediment eines natürlichen Sees nachgeahmt, von denen bekannt ist, daß der Sauerstoff auch in gut belüfteten Seen nur wenige Zentimeter in das Sediment eines stehenden Wasserkörpers diffundiert. Im SAPS ist damit eine hohe Sicherheit gegeben, daß in der Kalksteindränage tatsächlich anaerobe Bedingungen vorherrschen.

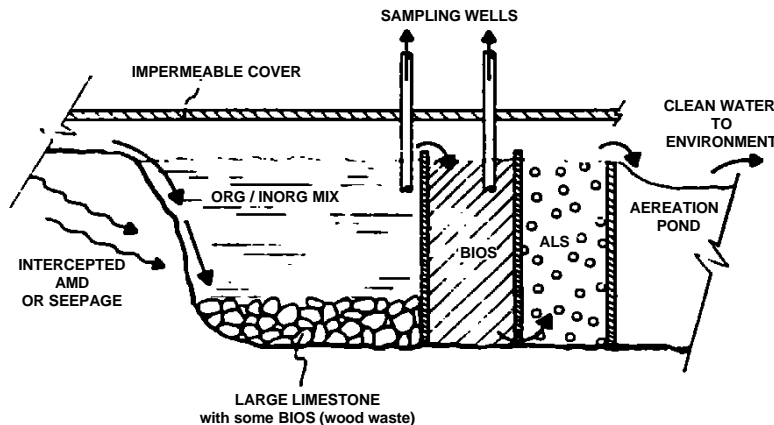


Abb. 7: Vorschlag von KUYUCAK für eine Anlage zur Behandlung von saurem Grubenwasser [KUY 93]

Durch die Höhe der Wassersäule von bis zu 2 m steht außerdem ein relativ großes hydraulisches Gefälle zur Verfügung, was zur Steuerung des Durchflusses durch die Anaerobschicht genutzt werden kann.

Das von KUYUCAK [KUY 93] vorgeschlagene Mehrkammerverfahren

bestehend aus LOM (lime-organic mixture), BIOS (Biosorptionszelle) und ALS (anoxic limestone drain), wie in Abb. 7 dargestellt, und der Kompost-Kalkstein-Reaktor (Abb. 8) sind aufgrund vergleichbarer Funktionsweise ebenfalls den SAPS zuzuordnen.

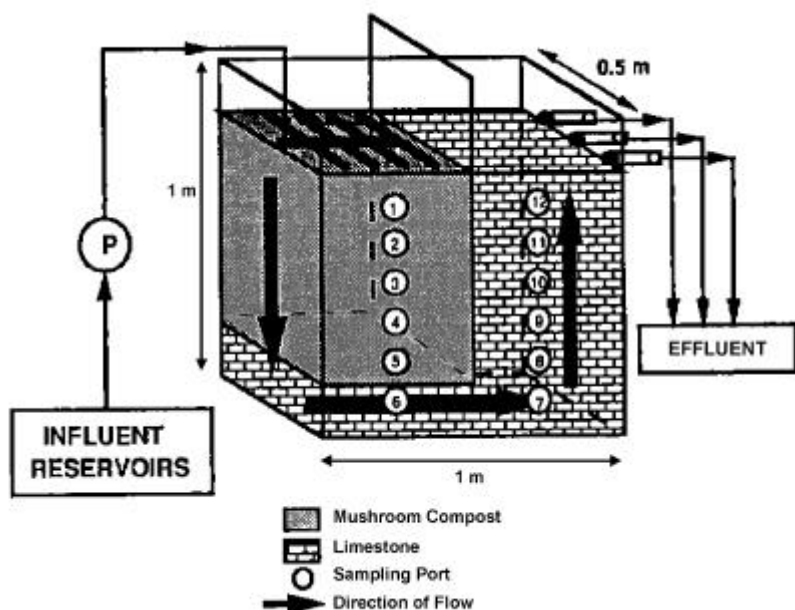


Abb. 8: Kompost-Kalkstein-Reaktor [TAR 95]

5.4.6 Wirbelreaktoren (diversion wells)

Bei den *diversion wells* (Wirbelreaktoren) handelt es sich um zylinderförmige Betonbehälter von etwa 1,5 m x 2,1 m (Durchmesser x Höhe), in die gebrochener Kalkstein gefüllt wird. Das zu reinigende Wasser wird über Rohrleitungssysteme von unten in die Wirbelreaktoren eingeleitet. Durch die hydraulischen Kräfte des Wassers bildet sich dabei ein Wirbelbett aus, in dem sich die Kalksteinpartikel bewegen und gegeneinander stoßen. Dadurch wird die Bildung von passivierenden Deckschichten verhindert. Zur Erzeugung des Wirbelbettes ist ein hydraulisches Gefälle von 3 bis 5 m erforderlich. Alle ein bis zwei Wochen müssen die Wirbelreaktoren mit frischem Kalkstein nachgefüllt werden.

Diversion wells wurden zuerst in Schweden entwickelt [2]. Die wissenschaftliche Originalliteratur darüber ist allerdings spärlich und schwer beschaffbar, so daß bisher nur die Abstracts der Arbeiten von CRAM [CRM 96], SCHUECK [SCH 95] und ARNOLD [ARN 91] ausgewertet werden konnten. Im Internet finden sich jedoch zahlreiche Hinweise auf den Einsatz von diversion wells in den USA (siehe Internet-Adressen [1] bis [8] auf S. 75).

Diversion wells eignen sich zur Neutralisation saurer Wässer und damit gleichzeitig zur Ausfällung der Metallhydroxide. Der entscheidende Vorteil von Wirbelreaktoren gegenüber Kalksteindränagen ist, daß im Wirbelreaktor durch den Einsatz von feinkörnigem Kalkstein hohe Reaktionsgeschwindigkeiten bei der Auflösung des Kalksteins und damit bei der Neutralisierung des Wassers erzielt werden. Außerdem wird durch die mechanische Beanspruchung der Kalksteinpartikel im Wirbelbett die Ausbildung von reaktionshemmenden Deckschichten verhindert. Dadurch kann insgesamt ein wesentlich höherer Stoffumsatz als in einer festen Kalksteinschüttung erreicht werden, so daß auch große Wassermengen behandelbar sind.

Bei der Auslegung des Wirbelreaktors ist zu berücksichtigen, daß sich die Strömungsgeschwindigkeit in einem Bereich bewegen muß, innerhalb dessen einerseits die Aufrechterhaltung der Wirbelschicht garantiert ist und andererseits der Austrag von Feststoffpartikeln mit dem Wasser verhindert wird. Da die Kalksteinpartikel mit zunehmender Auflösung aber immer kleiner werden, ist ein gewisser Austrag an unverbrauchtem Kalkstein aus dem Wirbelreaktor unvermeidbar. Den Wirbelreaktoren müssen Einrichtungen zur Sedimentation der ausgefällten Metallhydroxide nachgeschaltet werden. Dies kann eine Kaskade mehrerer Teiche oder Sedimentationsbecken bzw. ein Grabensystem sein, in dem eine weitgehend laminare Strömung des Wassers vorherrscht. Die Aufwendungen für solche wasserbaulichen Maßnahmen können erheblich sein und höhere Invest-Kosten verursachen als der Wirbelreaktor selbst.

5.5 Vor- und Nachteile passiver Behandlungssysteme

Einige Vor- und Nachteile passiver Behandlungssysteme sind in Tabelle 5 zusammengestellt. Dabei ist zu bemerken, daß die aufgeführten Vor- und Nachteile sehr unscharfe Aussagen beinhalten, die unter Bezugnahme auf die jeweiligen konkreten Bedingungen (Wassermenge, Inhaltsstoffe, Konzentration, verfügbare Flächen, u.s.w.) präzisiert werden müssen.

Sehr wichtige Faktoren für die Einschätzung, ob eine passive Wasserbehandlung möglich und ökonomisch vorteilhaft ist, sind die Schadstoffkonzentrationen und die zu behandelnden Wassermengen. Zum Beispiel steigen bei abnehmender Wassermenge, die spezifischen Kosten (DM/m³) einer konventionellen Wasserbehandlungsanlage sehr stark an, so daß sich bei Wasserdurchsätzen < 20 m³/h passive Lösungen als echte, auch ökonomisch vorteilhafte, Alternative anbieten [LAN 97].

Tabelle 5: Vor- und Nachteile der passiven Behandlung

Vorteile	Nachteile
– Keine Fremdchemikalien erforderlich, kein oder sehr geringer Einsatz von Fremdenergie	– Reaktionsgeschwindigkeit nicht oder nur in engen Grenzen einflußbar
– Keine bewegten Teile oder Aggregate, einfache Betriebsweise	– Anreicherung von Schadstoffen im Substrat
– Geringe Betriebskosten, die sich auf die funktionsmäßige und analytische Kontrolle der Anlage beschränken	– Reinigungsleistung ist jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen
– Naturnahes Verfahren, gute Eingliederung in die Landschaft	– relativ großer Flächenbedarf bzw. begrenzter Wasserdurchsatz
– Langzeitige Lösung (10 - 20 Jahre)	– Unsicherheiten bzw. geringe Erfahrungen bei Bemessung, Bau und Betrieb derartiger Anlagen
– Besonders geeignet für dezentrale Grubenwasserbehandlung	– Unsicherheiten bzw. geringe Erfahrungen bezüglich der Lebensdauer der Anlagen

6 Konzeption der Versuchsanlage

Die Konzeption der Versuchsanlage wurde mit einem Zwischenbericht im Februar 1997 vorgelegt [JAN 97a]. Bei der Wahl eines passiven Verfahrens für die Sanierung der Haldensickerwässer spielten folgende Überlegungen eine wesentliche Rolle:

Bei den Halden des Schieferbergbaus, in denen die Verwitterungsreaktionen ablaufen und die deshalb als Schadstoffquelle fungieren, handelt es sich um Altbergbauobjekte, für die kein Verursacher oder Rechtsnachfolger herangezogen werden kann. Es muß deshalb eine kostengünstige Lösung mit geringen Wartungs- und Betriebsaufwendungen gefunden werden. Durch die Ausnutzung natürlicher Reinigungsmechanismen erfüllen die passiven Verfahren diesen Anspruch besser als konventionelle Verfahren.

In den ehemaligen Bergbaurevieren der Mittelgebirgsregionen (z. B. Erzgebirge, Vogtland) sind neben einigen wenigen Anfallstellen großer Mengen Grubenwassers (zumeist aus größeren zusammenhängenden Grubenrevieren wie Aue/Schlema oder Pöhla) eine Vielzahl kleinerer Abflüsse von Gruben- und Haldensickerwasser charakteristisch, die nur geringe Schüttungen aufweisen.

Die Problematik derartiger Abflüsse besteht darin:

- daß sie nicht in einer zentralen Anlage gereinigt werden können,
- daß sie teilweise im Oberlauf der Vorfluter oder an kleinen Bächen mit geringer Wasserführung liegen und aus diesem Grunde zu einer erheblichen Beeinträchtigung der Wasserqualität führen,
- daß sie über längere Zeit (im Bereich einiger Jahrzehnte) Verwitterungsprodukte aus stillgelegten Gruben oder Bergbauhalden austragen.

Diese Merkmale treffen auch für die Abflüsse aus den Halden im Thüringer Schiefergebirge zu. Die Erprobung eines passiven Verfahrens in einer Freilandversuchsanlage ist für die Übertragbarkeit der gewonnenen Erkenntnisse und Erfahrung auf andere Altbergbaustandorte sehr wichtig, weil das eigentliche Know-how zur großmaßstäblichen Beherrschung der in diesen naturnahen Systemen ablaufenden Prozesse nur durch Feldversuche erarbeitet werden kann.

6.1 Voruntersuchungen im Labor

Die Voruntersuchungen im Labor befaßten sich im wesentlichen mit der Auswahl geeigneter Kalksteinsorten für die Neutralisierung der sauren Wässer, mit dem pH-Zeit-Verhalten von

Kalksteinschüttungen und mit der Regenerierbarkeit der Schüttung beim Ausscheiden von Metallhydroxiden.

Es zeigte sich, daß Travertin und Muschelkalk die beste Reaktivität bei der Neutralisation von sauren Wässern besitzen und daß durch diskontinuierliche Spülprozesse das Aluminiumhydroxisulfat aus der Kalksteinschüttung entfernt werden kann und somit eine periodische Regenerierung der Schüttung möglich ist. Die wichtigsten Ergebnisse der Laboruntersuchungen sind in einer Veröffentlichung zusammengefaßt, die in [Anlage 2](#) dieses Berichtes zu finden ist. Für weitere Details der Laboruntersuchungen wird auf die Studienarbeit von POHLMANN [POH 96] verwiesen.

6.2 Verfahrensprinzip und Beschreibung der Freilandversuchsanlage

Die Freilandversuchsanlage wurde als Kombination von drei Hauptbehandlungsstufen bestehend aus: Kalksteindränage, Absetzbecken, Makrophytenanlage (aerobes Wetland) konzipiert. Für den Durchfluß des zu reinigenden Wassers durch die Anlage wird das natürliche Geländeprofil genutzt. Auf [Seite 41](#) ist ein Längsschnitt durch die gesamte Anlage dargestellt.

Die **Kalksteindränage** stellt den ersten Teil der Anlage dar und ist insgesamt etwa 30 m lang. Die Schüttung befindet sich in einem trapezförmigen Graben und wird von dem zu reinigenden Bergbauwasser durchflossen. Der Graben ist mit Folie ausgelegt, die die gesamte Kalksteinschüttung umhüllt. Darüber sind ca. 50 - 80 cm Boden aufgebracht, so daß die Schüttung im Graben mit einem künstlich geschaffenen, gespannten Grundwasserleiter vergleichbar ist. Am Ende des Grabens befindet sich ein Betonfertigteilschacht, in dem ein pneumatisches Ventil sowie Meßtechnik untergebracht sind (siehe Foto 15 in [Anlage 3](#)). Durch die geschlossene Bauweise kann sich in der Dränage ein hydrostatischer Druck aufbauen, der für den Spülprozeß genutzt wird. In der Klappe des pneumatischen Ventils befindet sich eine kleine Öffnung als Dauerdurchlaß für einen Normalabfluß von 1 – 1,5 m³/h. Für den diskontinuierlichen Spülprozeß wird das pneumatische Ventil über eine programmierbare Zeitschaltuhr angesteuert und für die Dauer des Spülprozesses der gesamte Ventilquerschnitt geöffnet. Der Betrieb des pneumatischen Ventils erfolgt mit Hilfe einer Preßluftflasche. Der Inhalt einer Flasche reicht für etwa 120 Ventilöffnungen.

Die Auslegung der Kalksteindränage erfolgte nach drei Kriterien: 1. Gewährleistung der notwendigen Verweildauer, 2. Bevorratung einer für die gesamte Betriebsdauer ausreichenden Menge an Kalkstein und 3. Gestaltung der hydraulischen Bedingungen, die einen Austrag der Fällungsprodukte gestatten. Die erforderliche Masse an Kalkstein wurde entsprechend der Methode von HEDIN & WATZLAF [HED 94b] nach den [Gleichungen \(26\) und \(27\)](#) be-

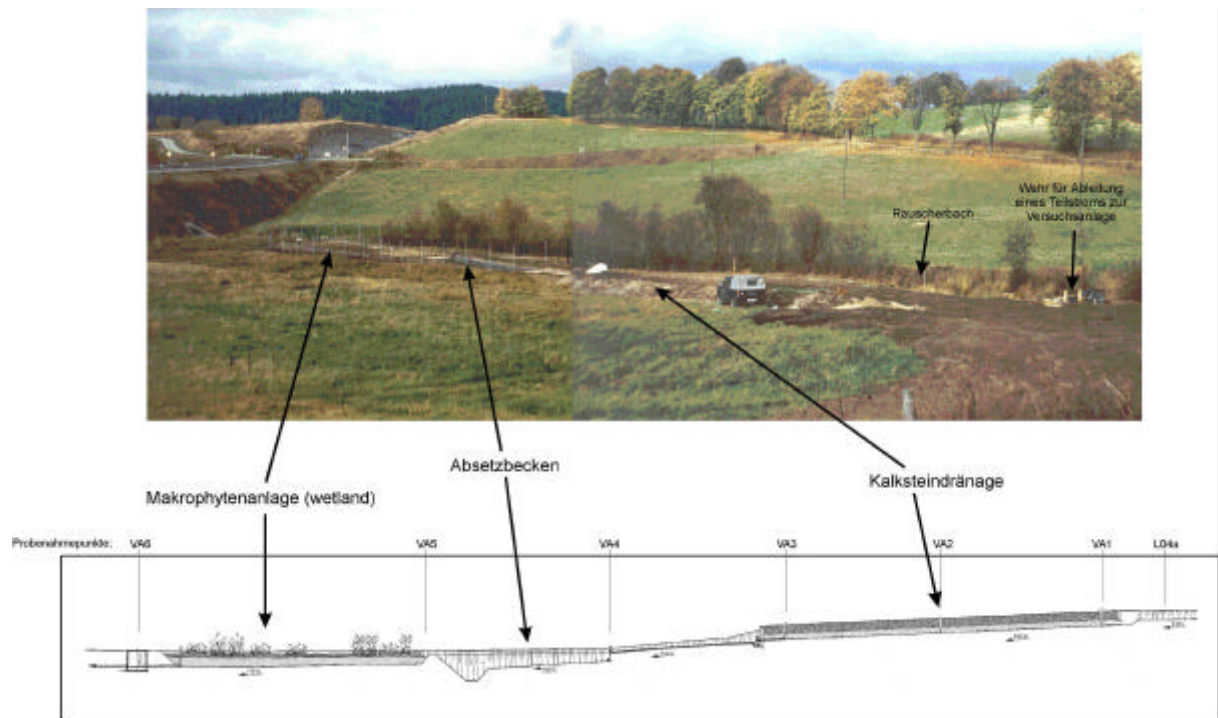


Abb. 9: Ansicht der Freilandversuchsanlage (oben) und Profilschnitt (unten)

rechnet, wobei für einen mittleren Abfluß von $1 \text{ m}^3/\text{h}$ und eine angenommene Betriebsdauer der Anlage von 5 Jahren eine erforderliche Masse von rund 10 t Kalkstein ermittelt wurde.

Die hydraulische Auslegung der Dränage erfolgte mit Hilfe der DARCY-Gleichung. Zunächst wurde eine Optimierung von Querschnitt und Länge durchgeführt, um einerseits die Mindestverweilzeit des Wassers von 1h zu garantieren und um andererseits die für den Spülprozeß notwendige Abstandsgeschwindigkeit zu realisieren. Danach wurde das hydraulische Gefälle ermittelt, welches notwendig ist, um den Spülabfluß ($Q_{\text{spül}}$) zu erreichen. Für die Dränage der Versuchsanlage wurden folgende Daten ermittelt:

- Querschnitt: $0,3 \text{ m}^2$,
- Länge: 30 m,
- hydraulisches Gefälle: 3%,
- maximal möglicher Abfluß während des Spülprozesses: $20 - 30 \text{ m}^3/\text{h}$.

Ausführlich wird die Auslegung der Kalksteindränage im wasserrechtlichen Genehmigungsantrag [JAN 97b] dargestellt.

Das **Absetzbecken** dient zur Sedimentation des sich aus dem Wasser ausscheidenden Aluminiumhydroxides bzw. -hydroxisulfates. Da der Austrag von suspendiertem $\text{Al}(\text{OH})_3$ aus der Kalksteindränage vorwiegend während des Spülprozesses erfolgt, wurde die hydraulische Auslegung des Absetzbeckens für den Spülabfluß vorgenommen. Das Becken beinhaltet vier Funktionsbereiche: Einlaufbereich, Absetzzone, Schlammzone und Auslaufbereich. Der Einlaufbereich wurde durch das Einfüllen von Kalksteinschotter so gestaltet, daß die Bewegungsenergie des anströmenden Wassers vernichtet und ein möglichst gleichmäßiger Zulauf über die gesamte Beckenbreite und -tiefe erzielt wird. Die hydraulischen Berechnungen in [JAN 97b] haben gezeigt, daß eine längere Bauform der Absetzzone des Beckens mit geringerem Querschnitt strömungstechnisch günstiger ist als ein breites Becken. Deshalb wurde eine langgestreckte Bauweise mit einer Gesamtlänge des Beckens von 14 m gewählt. Der Ablauf aus dem Becken erfolgt über eine Betonschwelle auf der gesamten Breite, womit ein gleichmäßiger Zulauf zu dem sich unmittelbar anschließenden Wetland gewährleistet ist.

Das **Wetland** (auch als Makrophytenanlage bezeichnet) der Lehestener Versuchsanlage muß im wesentlichen drei Funktionen übernehmen:

1. Stabilisierung des pH-Wertes im Bereich von 6,5 bis 7,5 durch Erhöhung der Hydrogencarbonat-Konzentration, d.h., es soll eine Erhöhung der Pufferkapazität des Wassers erfolgen, was sich insgesamt günstig auf die Wasserqualität auswirkt.

2. Die zweite Aufgabe besteht darin, die im Wasser enthaltenen Schwermetalle (hauptsächlich Mangan) durch Redoxreaktionen und durch mikrobielle Vorgänge im Feuchtgebiet zurückzuhalten.
3. Das Feuchtgebiet soll auch eine mechanische Filterfunktion übernehmen, um noch aus der Kalksteindränage resultierende und im Klärbecken nicht vollständig abgesetzte Aluminiumhydroxidteilchen zurückzuhalten.

Abgeleitet aus diesen Anforderungen wurde das Wetland als flaches Becken in Erdbauweise gebaut und mit einer dreilagigen Substratschicht gefüllt (siehe Abb. 10). Der untere Teil besteht aus einer Schüttung von Kalksteinkies (Körnung 8-16 mm), die gleichzeitig als Dränage-schicht wirkt. Auf dem Kalkstein ist eine 30 cm mächtige Schicht aus Grobsand/Feinkies (Körnung 0-5 mm), ebenfalls aus Kalkstein, aufgebracht. Darüber befindet sich eine Kulturbodenschicht (ca. 20 cm) aus handelsüblichem Kompost, der durch Zumischen von Kalkstein einen CaCO_3 -Gehalt von 20 % aufweist. Diese Schicht dient der Nährstoffversorgung der Pflanzen. Die Anlage ist mit Röhrichtarten und Seggen bepflanzt. Ein Pflanzplan und ein Verzeichnis der gepflanzten Arten befindet sich in Anlage 4. Wegen der Bepflanzung mit großen Sumpfpflanzen wird das Wetland auch als Makrophytenanlage oder Makrophyten-beet bezeichnet. Die Pflanzen dienen in erster Linie dazu, eine gute Dauerdurchlässigkeit der Bodenschicht gewährleisten und diese gleichzeitig belüften, was für die Aufrechterhaltung von aeroben Bedingungen wichtig ist. Sie sind nicht unmittelbar an der Schadstoffelimination beteiligt. Der Wasserstand im Becken ist mit einem im Ablaufkontrollschacht befindlichen und in der Höhe verstellbaren Rohr auf ca. 5 cm unter der Substratoberfläche eingestellt.

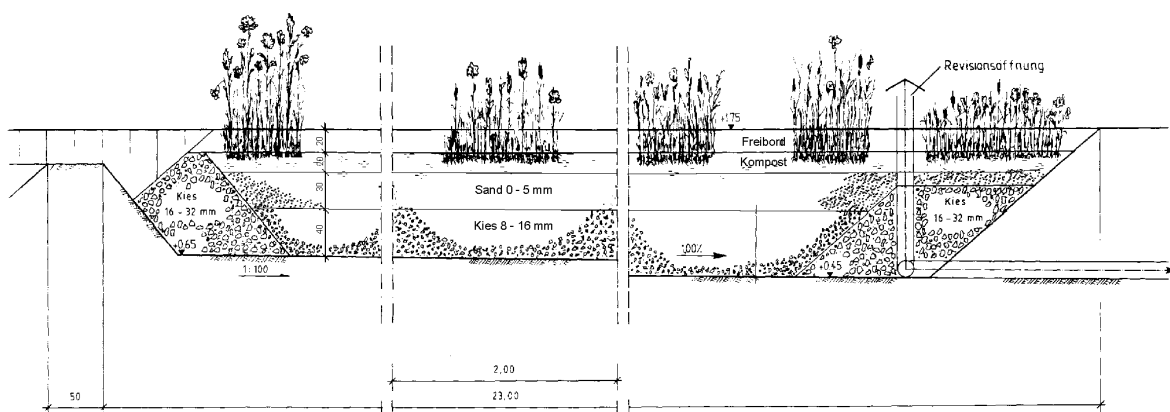


Abb. 10: Längsschnitt durch das Wetland der Lehestener Anlage

Die Bemessung der Makrophytenanlage wurde nach der in Kapitel 5.4.3.3 diskutierten Methode (Gleichung (15) auf S. 26) für einen Nenndurchsatz von 1 m³/h und eine Mn-Fracht von 240 g/d vorgenommen.

Tabelle 6: Erforderliche Fläche des Feuchtgebietes und rechnerische Flächenbeschickung beim Nenndurchsatz der Anlage von 1 m³/h

Mn-Fracht	Eliminierungsrate	erforderliche Fläche
10 g/h 240 g/d	2 g/(m ² ×d)	120 m ²

Abfluß		Flächenbeschickung		spezifische Klärfläche
l/s	m ³ /d	l/(m ² ×d)	m/d	m ² /(m ³ ×d)
0,278	24	200	0,20	5,00

Für den Bau der Anlage wurde im Ergebnis dieser Berechnungen eine Fläche von 130 m² festgelegt, wobei die Abmessungen des Makrophytenbeetes (Breite × Länge × Tiefe) 6,5m × 20m × 1m betragen.

6.3 Standortwahl

Die Versuchsanlage befindet sich, wie im Lageplan auf S. 45 ersichtlich, etwa 2 km südwestlich von Lehesten am Rauscherbach, der das Gelände des ehemaligen Staatsbruches („Alter Bruch“ und „Kießlichbruch“ sowie die dazugehörigen Halden) entwässert. Die Wahl des Standortes für die Versuchsanlage erfolgte in enger Abstimmung mit dem Landratsamt des Saale-Orla-Kreises. Bei der Suche nach einem geeigneten Standort für die Freilandversuchsanlage waren äußere Zwänge zu berücksichtigen, die dazu geführt haben, daß wir die Anlage am Rauscherbach, der eine relativ hohe Wasserführung aufweist, gebaut haben, obwohl bereits bei der Konzeption der Anlage klar war, daß nicht der gesamte Bach über die Anlage geleitet werden kann. Ausschlaggebend für diese Entscheidung waren folgende Vorteile des Standortes:

- Verfügbarkeit der Fläche parallel zum Bachlauf mit ausreichendem natürlichem Gefälle.
- Nutzung der Fläche als Grünland bzw. Viehweide.
- Kein Schutzstatus (Naturschutz, Bergrecht usw.).

- Überschaubare Eigentumsverhältnisse, so daß es möglich erschien, die Zustimmung der Eigentümer in relativ kurzer Zeit zu erhalten⁶.
- Leichte Zufahrtmöglichkeit für Baufahrzeuge.

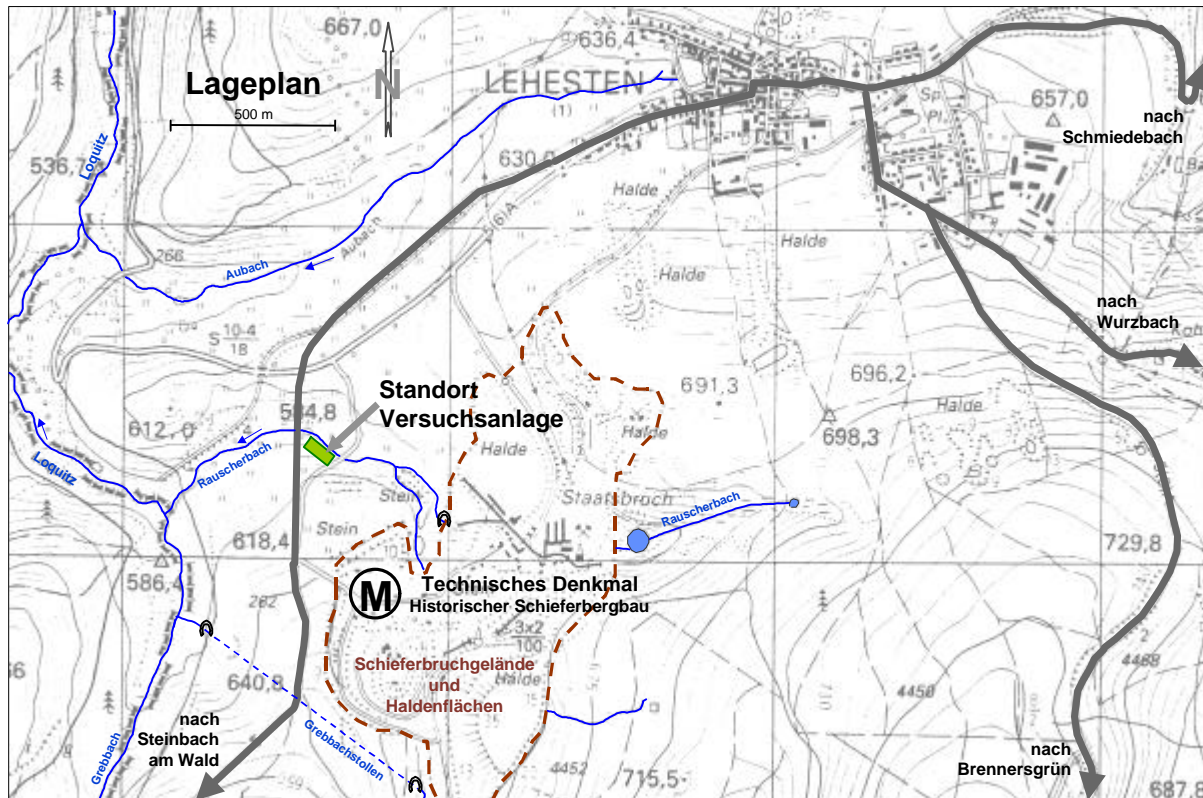


Abb. 11: Standort der Versuchsanlage südwestlich von Lehesten am Rauscherbach

Aufgrund dieser Randbedingungen war es möglich, die Anlage am Rauscherbach mit einem minimalen Eingriff in den bestehenden Naturraum zu errichten. Ähnlich günstige Standortbedingungen waren an den anderen Anfallstellen von Haldensickerwässern (siehe [Anlage 1](#): z.B. Meßpunkt L24: Abfluß aus Oberschaarstolln oder Meßpunkt L21: Sickerwasseraustritt am Oertelsbruch) nicht vorhanden, so daß wir den Kompromiß eingegangen sind, die Ver-

⁶ Erst nach Festlegung auf diesen Standort stellte sich bei den Vermessungsarbeiten heraus, daß die vorgesehene Fläche für die Anlage nicht auf einem Flurstück liegt, sondern daß vier Grundstückseigentümer betroffen sind. Dies war aus den beim Liegenschaftsamt vorhandenen Unterlagen nicht ersichtlich, weil vor 1989 Veränderungen am Verlauf des Rauscherbaches vorgenommen wurden, die in den Flurkarten nicht dokumentiert waren. Durch die Klärung dieser Umstände ist ein Zeitverzug von etwa 6 Monaten eingetreten.

suchsanlage in der geplanten Projektlaufzeit am Rauscherbach zu errichten, um damit die Voraussetzungen für die Testung der Funktionsfähigkeit des Kombinationsverfahrens unter Freilandbedingungen zu schaffen. Dafür mußte in Kauf genommen werden, daß nur ein relativ geringer Teilstrom aus dem Bach behandelt werden kann.

6.4 Installierte Meßtechnik

Zur Überwachung der Versuchsanlage wurde die in Tabelle 7 aufgeführte Meßtechnik im Sommer 1998 eingebaut. Die Anordnung der Meßgeräte innerhalb der Versuchsanlage ist in der Fotodokumentation ([Anlage 3](#)) festgehalten.

Tabelle 7: Meß- und Probenahmetechnik zur Überwachung der Versuchsanlage

Meßtechnik	Gerätetyp/Fabrikat	Einbauort
– kontinuierliche Messung von Temperatur, pH-Wert und elektrischer Leitfähigkeit und Speicherung der Meßwerte in Datenloggern	pH 323-B (WTW) LF 96-B (WTW) Temperaturfühler: TKF 325-4/HC Datenlogger: deta-T Logger (UMS)	Ein- und Ablauf der Versuchsanlage
– Pegelsonde zur Messung des Wasserstandes und Berechnung der Wasserführung im Bach	kapazitiver Drucktransmitter (UMS)	Meßwehr am Rauscherbach
– Abflußmessung mit Lufteinperlsystem und Datenlogger	ISCO Durchflußmeßgerät Modell 4230 mit ISCO-Meßeinsatz DN 150	Ablauf der Versuchsanlage
– magnetisch-induktiver Durchflußmesser mit Datenlogger	MID: Promag 30 (Endress+Hauser) Datenlogger: MiniLog B (Endress+Hauser)	Ablauf der Kalksteindränage
– Manometer zur Füllstandsmessung und Kontrolle des Spülvorganges		Ablauf der Kalksteindränage
– automatisches Probenahmegerät	ISCO Modell 3700	variabel, vorwiegend am Ablauf der Versuchsanlage
– Regenmesser mit Datenlogger	ISCO Logging Rain Gauge, Modell 674L	Standort der Versuchsanlage

Da an der Versuchsanlage kein Netzstrom zur Verfügung steht, werden alle Meß- und Probenahmegeräte mit aufladbaren Pb-Akkus betrieben. Daraus ergab sich für die Durchflußmessung an der Kalksteindränage ein Problem, weil der magnetisch-induktive Durchflußmesser (MID) eine relativ hohe Stromaufnahme hat, andere Meßprinzipien mit geringem Strombedarf (z.B. Lufteinperlsystem oder Turbinenradzähler) entweder wegen der geschlossenen Rohrleitung am Dränageablauf, wegen des Druckes in der Dränage oder wegen der hohen Verschmutzung des Wassers mit Fällungsprodukten nicht anwendbar waren. Bei Dauerbetrieb des MID würden die Akkus nur 2 Tage reichen. Da sich der Durchfluß an der

Kalksteindränage aber nur während des Spülprozesses ändert, ist ein Intervallbetrieb des MID ausreichend. Allerdings müssen die Meßintervalle des MID mit den Schaltzyklen des pneumatischen Ventils synchronisiert werden. Dies erfolgt mit einer programmierbaren Zeitschaltuhr von Siemens, die sowohl die Schaltzyklen des Ventils wie auch die des MID steuert. Bei einem Schaltintervall des pneumatischen Ventils von 36 h, wird der MID nur alle 6 h für die Dauer von 17 min in Betrieb genommen. Der Datenlogger (MiniLog B) arbeitet unabhängig davon und speichert alle 5 min einen Meßwert. Wenn der MID ausgeschaltet ist, nimmt der Datenlogger den Wert Null an. Diese Null-Werte müssen dann bei der Auswertung aus der Meßwertdatei herausgefiltert werden. Für die grafische Auswertung der Versuchsdaten (siehe Excel-Dateien im Pfad „Daten“ auf dieser CD-ROM) wurden die Schaltintervalle des Ventils und des MID in die Diagramme mit eingezeichnet.

7 Bau der Versuchsanlage

7.1 Chronologie

Die Tiefbauleistungen für die Versuchsanlage wurden von der Firma Straßen- und Tiefbau GmbH Rolf Schräpel aus 07343 Wurzbach ausgeführt, die in einer beschränkten Ausschreibung unter 5 Mitbewerbern das günstigste Angebot abgegeben hatte.

In der nachfolgenden Tabelle wird eine kurze Chronologie der Vorbereitung und des Baus der Versuchsanlage gegeben. Der genaue Ablauf des Bauvorhabens ist Protokollen der Bauberatungen und Baustellenbegehungen sowie in einem Abschlußbericht für das Bauvorhaben dokumentiert.

Tabelle 8: Chronologie zum Bau der Freilandversuchsanlage

Datum	Ereignis
05.02.1997	Vorlage der Konzeption für die Versuchsanlage
02.06.1997	Wasserrechtlichen Genehmigungsantrag eingereicht
09.06.1997	Vermessungsarbeiten auf dem Grundstück der Versuchsanlage
25.07.1997	Wasserrechtliche Genehmigung erteilt
08.09.1997	Baubeginn
15.09.1997	Erdarbeiten an der Makrophytenanlage abgeschlossen
29.09.1997	Arbeiten am Absetzbecken und am Fertigteilschacht beendet
07.10.1997	Kalksteindränage fertiggestellt und Vorflutgraben mit Absperrbauwerk errichtet
07.10.1997	Bepflanzung der Makrophytenanlage
08.10.1997	Erstbefüllung mit Wasser
14.10.1997	Einbau des pneumatischen Ventils und der Ventilsteuerung
11.11.1997	Kalksteindränage am Einlauf geöffnet und Materialprobe entnommen; die ersten 3 m durch inertes Material ausgetauscht
08.12.1997	Feierliche Einweihung der Anlage
12.12.1997	Mängelanzeige, weil das Korngemisch des eingebauten Kalksteins nicht den technischen Lieferbedingungen entsprach (zu viel Feinkorn)
23.-25.06.1998	Öffnung der Kalksteindränage und Austausch des Kalksteins (8-16 mm) gegen eine Körnung 32-45 mm
01.07.1998	Transport einer Gerätehütte und der Meßtechnik zur Versuchsanlage
15.07.1998	Inbetriebnahme der Meßstationen am Zulauf und Ablauf
28.07.1998	Einbau des MID am Ablauf der Kalksteindränage
13.10.1998	Vegetationsaufnahme an der Makrophytenanlage

7.2 Aufgetretene Probleme

Während des Baus und beim Betrieb der Anlage sind mehrere Probleme aufgetreten, die an dieser Stelle noch vor der Auswertung der hydrochemischen und hydraulischen Versuchsdaten diskutiert werden sollen, weil die Kenntnis dieser Probleme für die Interpretation der bisherigen Ergebnisse des Versuchsbetriebes wichtig ist.

1. Problem: Zu hoher Feinkornanteil in der Kalksteinschüttung

Die Kalksteindränage wurde an Hand von Laborversuchen mit einer Kornfraktion 8 – 16 mm geplant und gebaut. Für die Vorversuche kam ein im Labor hergestelltes Korngemisch zum Einsatz. Die entsprechende technische Kornfraktion darf aber einen Unterkornanteil von 15 % enthalten, was nicht beachtet wurde. Weil schon nach 4 Wochen Betriebsdauer der Anlage im Zulaufbereich der Kalksteinschüttung eine Verstopfung eingetreten war, wurde die Dränage in diesem Bereich geöffnet und eine Materialprobe entnommen. Dabei stellte sich heraus, daß der Unterkornanteil nicht nur 15 %, sondern 28 % betrug. Es wurden zwei Ursachen für die Verstopfung der Dränage in diesem Bereich erkannt:

Erstens: Der viel zu hohe Feinkornanteil führte zu einer wesentlich schlechteren hydraulischen Leitfähigkeit der Schüttung, so daß der Spülprozeß nicht effektiv durchgeführt werden konnte. *Zweitens:* Am Anfang der Kalksteindränage steht noch keinerlei hydraulisches Gefälle zur Verfügung, welches für den Spülprozeß ausgenutzt werden könnte.

Durch diese beiden ungünstigen Bedingungen ist innerhalb kurzer Zeit die Verstopfung eingetreten. Aus diesem Grund wurde am 11.11.1997 die Kalksteinfüllung auf den ersten 3 Metern der Dränage (bis zum ersten Probenahmerohr, Meßpunkt: VA1) gegen inertes Material (Granitschotter 22 – 32 mm) ausgetauscht. Diese Maßnahme brachte eine vorübergehende Besserung der hydraulischen Leitfähigkeit der Dränage. Während des weiteren Versuchsbetriebes bis März 1998 zeigte sich aber, daß die hydraulische Leitfähigkeit der Dränage allmählich sinkt und daß es nur unvollständig gelingt, die Fällungsprodukte aus der Dränage auszuspülen. Aus diesem Grund wurde beschlossen, die Dränage zu öffnen und das gesamte Material gegen eine Schotterfraktion (32 – 45 mm) auszutauschen. Wegen ungünstiger Witterungsbedingungen und anschließender Termschwierigkeiten mit der Baufirma konnten diese Arbeiten erst Ende Juni 1998 durchgeführt werden. Bei der graphischen Auswertung der hydrochemischen Daten der Versuchsanlage in den Abbildungen 15 bis 20 sind die Ergebnisse mit der ersten Kalksteinfüllung (8 – 16 mm) immer in den linken Diagrammen dargestellt. Rechts daneben sind die Ergebnisse mit der Schotterfraktion 32 – 45 mm) zu finden.

2. Problem: Wasserverluste in der Makrophytenanlage

Die Kalksteindränage und das Absetzbecken der Versuchsanlage wurde mit Teichfolie ausgekleidet, um Wasserverluste zu vermeiden bzw. um den Zutritt von oberflächennahem Hanggrundwasser zu verhindern. Die Makrophytenanlage wurde mit den am Standort der Anlage vorhandenen bindigen Erdstoffen zum Untergrund hin abgedichtet. Bereits kurz nach dem Bau zeigte sich, daß im Erddamm der Makrophytenanlage zwei Sickerstellen vorhanden waren, an denen Wasserverluste auftraten. Hinzu kam, daß im Frühjahr 1998 der Erddamm an einigen Stellen von Wühlmäusen durchlöchert wurde, so daß sich die Wasserverluste erhöhten. Nach Ablassen der gesamten Makrophytenanlage wurde versucht, die Sickerwege und Mäusegänge mit bindigen Erdstoffen und Holzstöcken zu verstopfen, was aber nur unvollständig gelang. Aus diesem Grund ist in der Makrophytenanlage ein hoher Wasserverlust durch Versickerung zu verzeichnen, der etwa die Hälfte des aus der Kalksteindränage zufließenden Wassermenge beträgt. Hinzu kommen im Sommer Wasserverluste durch Verdunstung. Eine detaillierte Auswertung des Abflußverhaltens der Anlage erfolgt im Kapitel 8.3 (Seite 61ff).

3. Problem: Wackelkontakt in der elektronischen Steuerung

Das pneumatische Ventil, welches den Durchlaß am Ende der Kalksteindränage regelt, wird über eine elektronische Zeitschaltuhr angesteuert. In der Verdrahtung zwischen Schaltuhr und pneumatischem Ventil war ein Wackelkontakt, der dazu führte, daß die Schaltvorgänge und damit die Spülung der Kalksteindränage nicht wie vorgesehen in regelmäßigen Abständen erfolgten. Da die Störung aber nicht immer auftrat, sondern meistens bei Abwesenheit von der Anlage, war eine Lokalisierung des Fehlers sehr schwierig. Die wirkliche Fehlerursache wurde erst im Januar 1999 erkannt und beseitigt. Es war ein Kabelbruch in der Verdrahtung zwischen Schaltuhr und pneumatischem Ventil.

Dieser Fehler hatte zur Folge, daß ab Oktober 1998 keine automatischen Spülvorgänge in der Kalksteindränage erfolgten, was sich negativ auf die Durchlaßfähigkeit der Dränage und die Reaktivität des Kalksteins auswirkte.

8 Ergebnisse

8.1 Probenahmepunkte

An der Versuchsanlage wurden insgesamt sieben Probenahmepunkte eingerichtet, die sich über die gesamte Länge der Anlage verteilen (siehe Abb. 9 auf S. 41). In Tabelle 9 sind die Probenahmepunkte aufgelistet. Durch die Beprobung an diesen Punkten ist ein Vergleich der Wasserqualität von Zulauf und Ablauf der Versuchsanlage möglich, und es kann die Veränderung der hydrochemischen Parameter auf dem Weg des Wassers durch die Anlage verfolgt werden.

Tabelle 9: Probenahmepunkte an der Versuchsanlage

Beschreibung der Probenahmepunkte	Kurzbezeichnung
Rauscherbach am Zulauf zur Versuchsanlage	L04a
Probenahmerohre in der Kalksteindränage (Anzahl: 3)	VA1 bis VA3
Einlauf Absetzbecken	VA4
Überlauf Absetzbecken / Einlauf Makrophytenanlage	VA5
Ablauf der Versuchsanlage	VA6

8.2 Reinigungserfolg

Der innerhalb der Versuchsanlage erzielte Reinigungsgrad des Wassers gibt an, welcher Anteil (in % ausgedrückt) der im Zulauf vorhandenen Inhaltsstoffe in der Anlage aus dem Wasser entfernt werden. Der Reinigungsgrad (R_g) kann unter Verwendung von Zulauf- (C_{zu}) und Ablaufkonzentration (C_{ab}) entsprechend Gleichung (28) berechnet werden:

$$R_g = \left(1 - \frac{C_{ab}}{C_{zu}}\right) \cdot 100\% \quad (28)$$

Der aus den Versuchsdaten für den Zeitraum von Oktober 1997 bis Dezember 1998 berechnete durchschnittliche Reinigungsgrad für die einzelnen Elemente ist in Tabelle 10 auf S. 52 angegeben.

Die Abtrennung des Aluminiums beträgt nahezu 100 %. Die Abtrennung von Kupfer, Mangan und Zink ist ebenfalls mit > 95 % sehr gut. Eine etwas geringere Abtrennung wurde mit 78 % beim Nickel erreicht. In Abb. 12 und Abb. 13 sind die Zulauf- und Ablaufkonzentrationen für den Zeitraum von Oktober 1997 bis Dezember 1998 gegenübergestellt. Für die Darstellung

der Konzentrationen auf der y-Achse wurde eine logarithmische Einteilung gewählt, weil bei linearer Achseneinteilung die kleinen Meßwerte der Ablaufkonzentrationen nur sehr schlecht darstellbar sind.

Tabelle 10: Reinigungserfolg bei der Abtrennung verschiedener Metalle im Zeitraum Oktober 1997 bis Dezember 1998

	C_{zu}	C_{ab}	(C_{ab}/C_{zu})	$1-(C_{ab}/C_{zu})$
	mg/l	mg/l	%	%
Aluminium	13,9	0,035	0,25	99,7
Kupfer	0,52	0,013	2,53	97,5
Mangan	3,43	0,113	3,30	96,7
Nickel	0,69	0,155	22,4	77,6
Zink	1,24	0,042	3,39	96,6

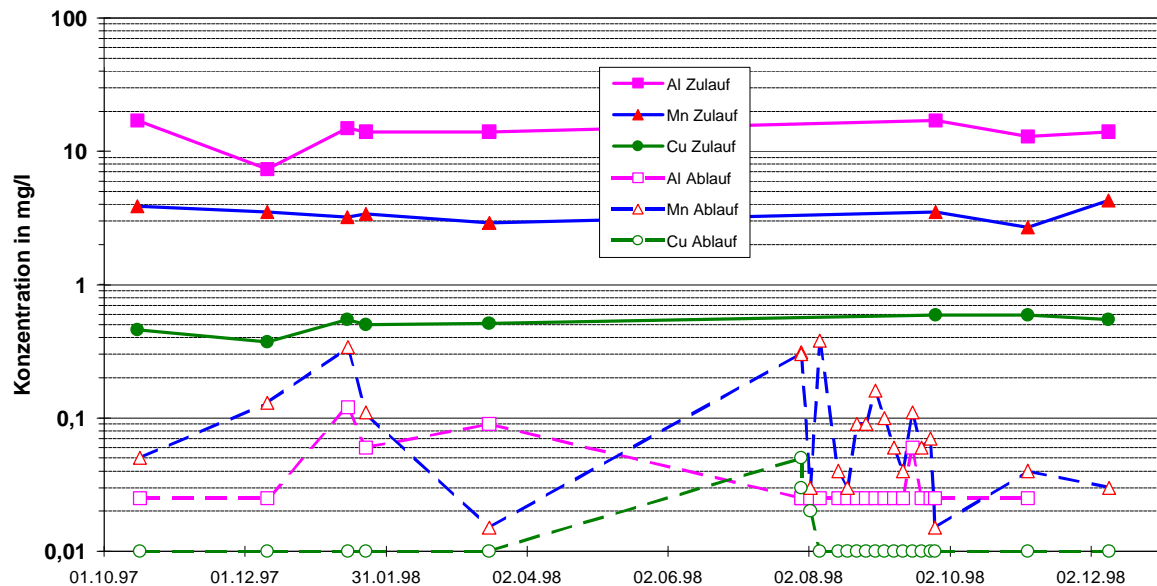


Abb. 12: Vergleich der Konzentrationen (Gesamtgehalte) von Aluminium, Mangan und Kupfer von Zulauf und Ablauf der Versuchsanlage im Zeitraum Oktober 1997 bis Dezember 1998

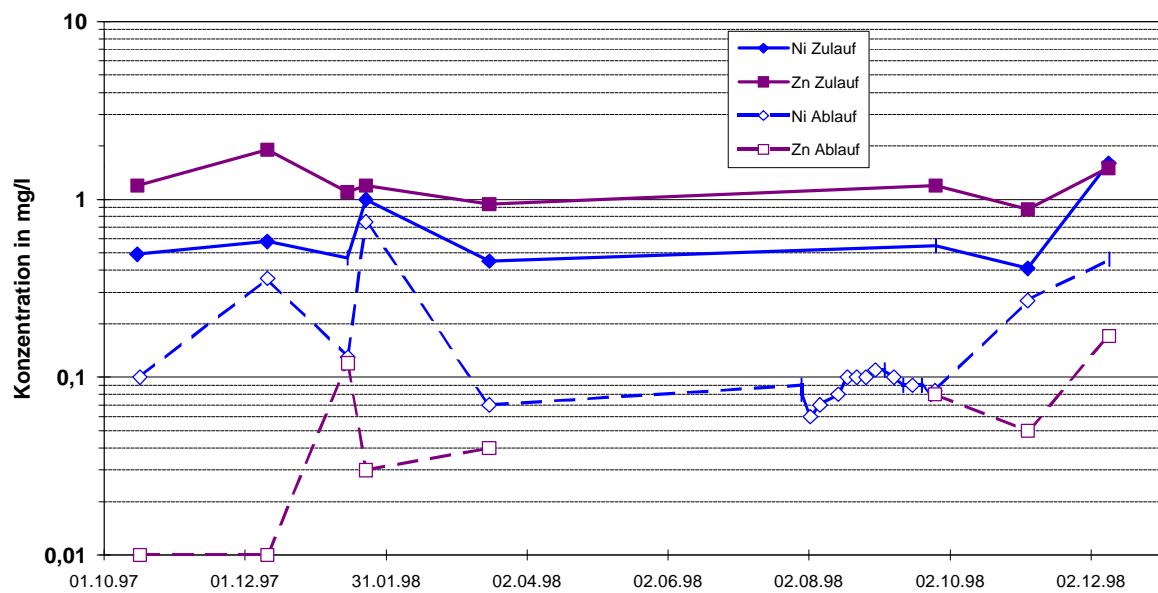


Abb. 13: Vergleich der Konzentrationen (Gesamtgehalte) von Nickel und Zink von Zulauf und Ablauf der Versuchsanlage im Zeitraum Oktober 1997 bis Dezember 1998

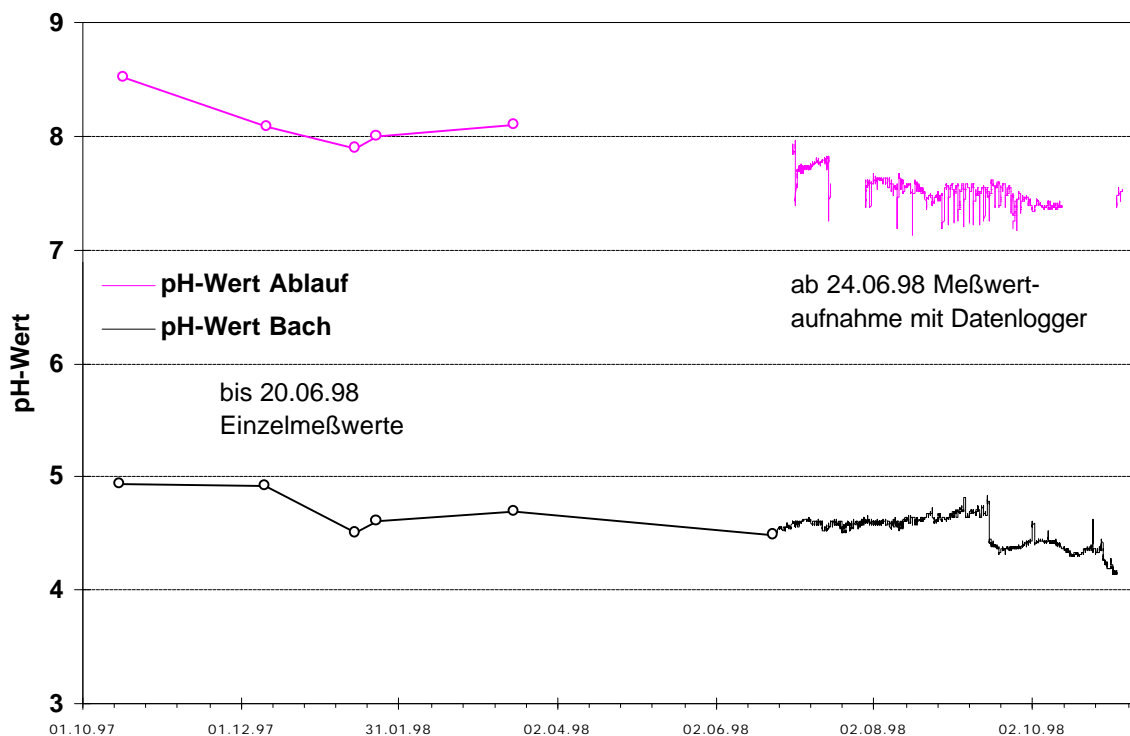


Abb. 14: Vergleich von Zulauf- (Bach) und Ablauf-pH-Werten der Versuchsanlage im Zeitraum von Oktober 1997 bis November 1998

Bei Aluminium und bei Kupfer ist über den gesamten Zeitraum ein stabiler Reinigungserfolg zu erkennen. Die Abtrennung des Aluminiums beruht auf der Anhebung des pH-Wertes des sauren Bachwassers ($\text{pH} \approx 4,5$) auf Werte von $\text{pH} = 7 - 8$ (siehe Abb. 14) und auf der damit verbundenen hydrolytischen Fällung. Solange diese pH-Wertanhebung gewährleistet ist, kommt es zur Ausfällung von Aluminium. Die niedrigen Ablaufwerte für Aluminium zeigen zugleich, daß neben der Fällung des Aluminiums auch die Feststoffabscheidung funktioniert, da im Ablauf generell die Gesamtgehalte der Metalle bestimmt wurden.

Die bei der Neutralisation entstehenden Präzipitate sorbieren vor allem Kupfer, so daß dieses Element gleichzeitig mit dem Aluminium aus dem Wasser entfernt wird. Dies steht in Übereinstimmung mit den Vorversuchen im Labor (vgl. Anlage 2), bei denen in der Kalksteinschüttung rund 80 % des im Wasser gelösten Kupfers entfernt wurden. Das Kupfer zeigt eine hohe Affinität zu Aluminiumhydroxiden. Dabei bilden sich Al-O-Cu-Bindungen, die das Kupfer in nicht austauschbarer Form binden. Eine Remobilisierung des Kupfers aus diesen Fällungsprodukten erfolgt erst bei pH-Werten unter 4,5, wenn das Präzipitat selbst wieder aufgelöst wird [ROT 96].

Bei Mangan sind in den Ablaufwerten deutliche Schwankungen im Konzentrationbereich $< 0,4 \text{ mg/l}$ zu erkennen. Ein Bezug zu bestimmten Betriebszuständen der Anlage kann nicht hergestellt werden.

In den Abbildungen 15 bis 20 sind die hydrochemischen Daten an den verschiedenen Meßpunkten in der Versuchsanlage dargestellt. Im Gegensatz zu den Vergleichen von Zu- und Ablauf sind hier bei den Elementkonzentrationen die gelösten Anteile dargestellt. Die Analyse der Gesamtgehalte macht innerhalb der Versuchsanlage keinen Sinn, da durch die Ausfällung von Aluminiumhydroxid bzw. von basischem Aluminiumsulfat, besonders im Absetzbecken und zwischen den Spülphasen auch in der Kalksteindränage, Schlammanreicherungen stattfinden und die Gefahr besteht, daß durch die Probenahme Schlamm aufgewirbelt wird. Aus diesem Grund wurden die Proben für die Analyse der Metalle vor Ort durch ein $0,45 \mu\text{m}$ Membranfilter filtriert und mit HNO_3 stabilisiert.

Das linke Diagramm in diesen Abbildungen enthält jeweils die Ergebnisse, die mit der ersten, feinkörnigen Kalksteinfüllung (8-16 mm mit 28 % Unterkornanteil) erreicht wurden. Auf der rechten Seite sind die Ergebnisse dargestellt, die nach dem Austausch der feinkörnigen Kalksteinfüllung gegen Kalksteinschotter der Körnung 32 – 45 mm erzielt wurden. Die Erklärung der Meßpunkte ist in [Tabelle 9 auf S. 51](#) gegeben.

In Abb. 15 ist der Verlauf des pH-Wertes innerhalb der Versuchsanlage dargestellt. Es ist ein kontinuierlicher Anstieg des pH-Wertes innerhalb der Anlage zu verzeichnen, wobei der Anstieg mit der Körnung 8 – 16 mm steiler erfolgt als mit dem Ende Juni 1998 eingebauten

Kalksteinschotter. Bei der Beprobung am 09.12.98 ist im Vergleich zu den vorangegangenen Beprobungen eine Abflachung der Kurve im Bereich der Kalksteindränage zu erkennen. Dies bedeutet eine Verringerung der Reaktivität der Kalksteinschüttung innerhalb der Dränage. Durch die aufgetretene Störung an der elektronischen Steuerung des pneumatischen Ventils (siehe Kapitel 7.2) ist seit 28.09.1998, bis auf die zwischenzeitlich an den Probenahmetagen (13.10.98 und 04.11.98) durchgeführten manuellen Spülungen, keine Regenerierung der Kalksteinschüttung erfolgt, so daß eine langsame Verringerung der Reaktivität eingetreten ist.

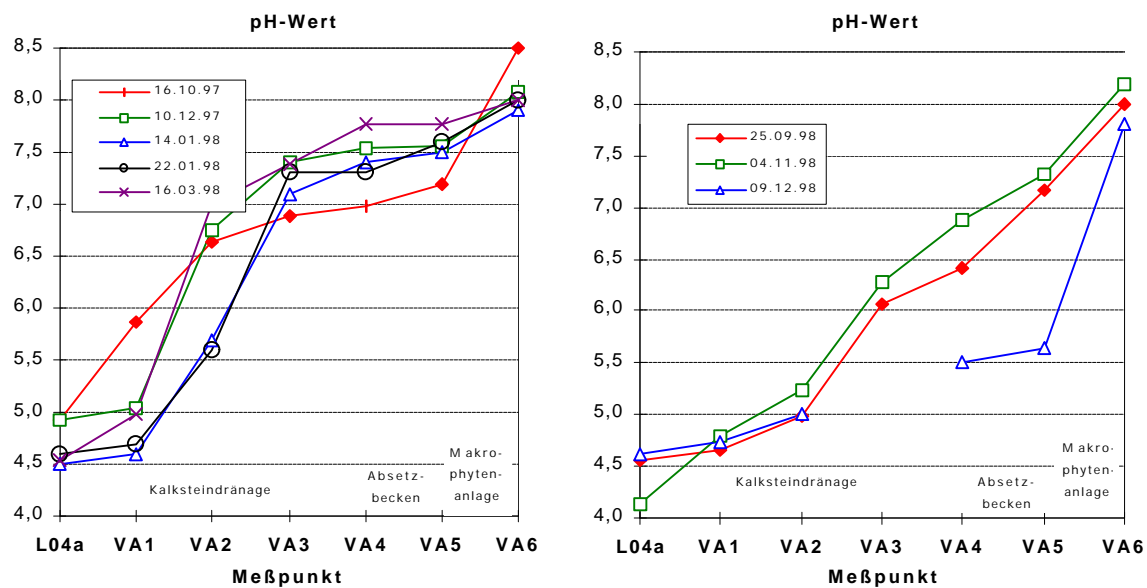


Abb. 15: pH-Werte an verschiedenen Punkten in der Versuchsanlage (Erklärung der Meßpunkte in Tabelle 9)

Die gleichen Erscheinungen werden auch in der Abb. 16 auf S. 56 sichtbar, in der die Aziditäts- und Alkalinitätswerte des Wassers dargestellt sind. Im Zwischenbericht des Projektes [JAN 96] wurde festgestellt, daß in den bergbaulich beeinflussten Wässern eine lineare Beziehung zwischen Al (gelöst) und der Azidität ($KB_{8,2}$ -Wert) besteht, weil die Aluminiumionen das dominierende Puffersystem bilden. Wenn Aluminiumionen aus dem Wasser durch Fällung entfernt werden, muß demnach auch der KB-Wert kleiner werden, wie in Abb. 16 (oben) zu erkennen. Der steilere Kurvenverlauf im Bereich der Kalksteindränage (Meßpunkte VA1 bis VA3) in den linken Diagrammen drückt auch hier die bessere Reaktivität der feinkörnigeren Kalksteinschüttung aus.

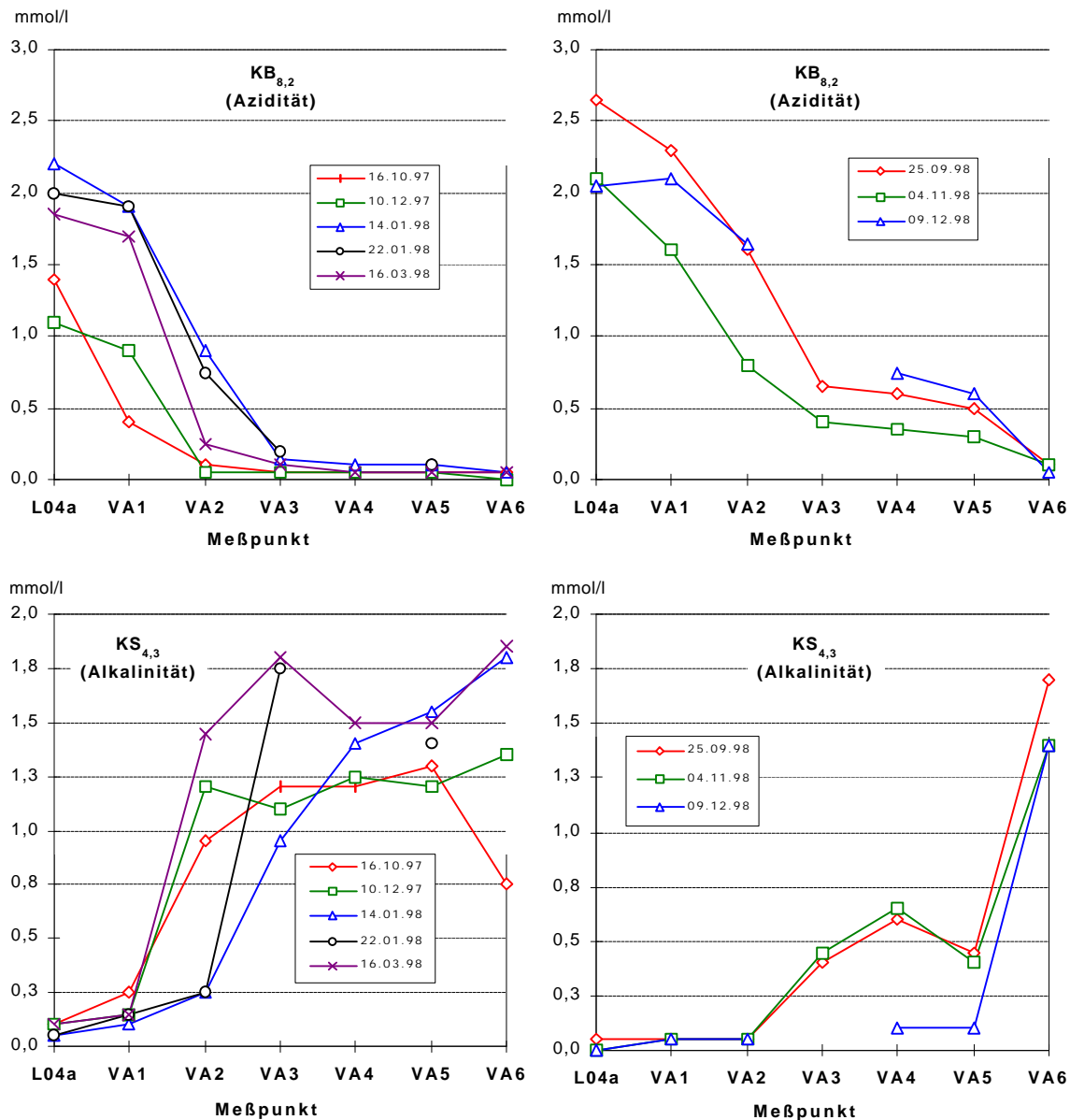


Abb. 16: KB- und KS-Werte (Azidität und Alkalinität) des Wassers an verschiedenen Punkten in der Versuchsanlage

Der Kurvenverlauf in Abb. 16 legt die Schlußfolgerung nahe, daß mit der feinkörnigen Schüttung (linke Diagramme) bereits im Bereich der Kalksteindränage eine Gleichgewichtseinstellung zwischen Wasser und Kalkstein erreicht wurde, weil an den Meßpunkten nach der Kalksteindränage kein weiterer Anstieg der Alkalinität stattfindet. Das gleiche trifft für die in Abb. 17 dargestellte Konzentration an Calciumionen zu. Demgegenüber erfolgt in der Kalksteindränage mit dem groben Material (jeweils die rechten Diagramme) im Bereich der Kalksteindränage noch keine vollständige Einstellung des Gleichgewichts zwischen Kalkstein und durchfließendem Wasser.

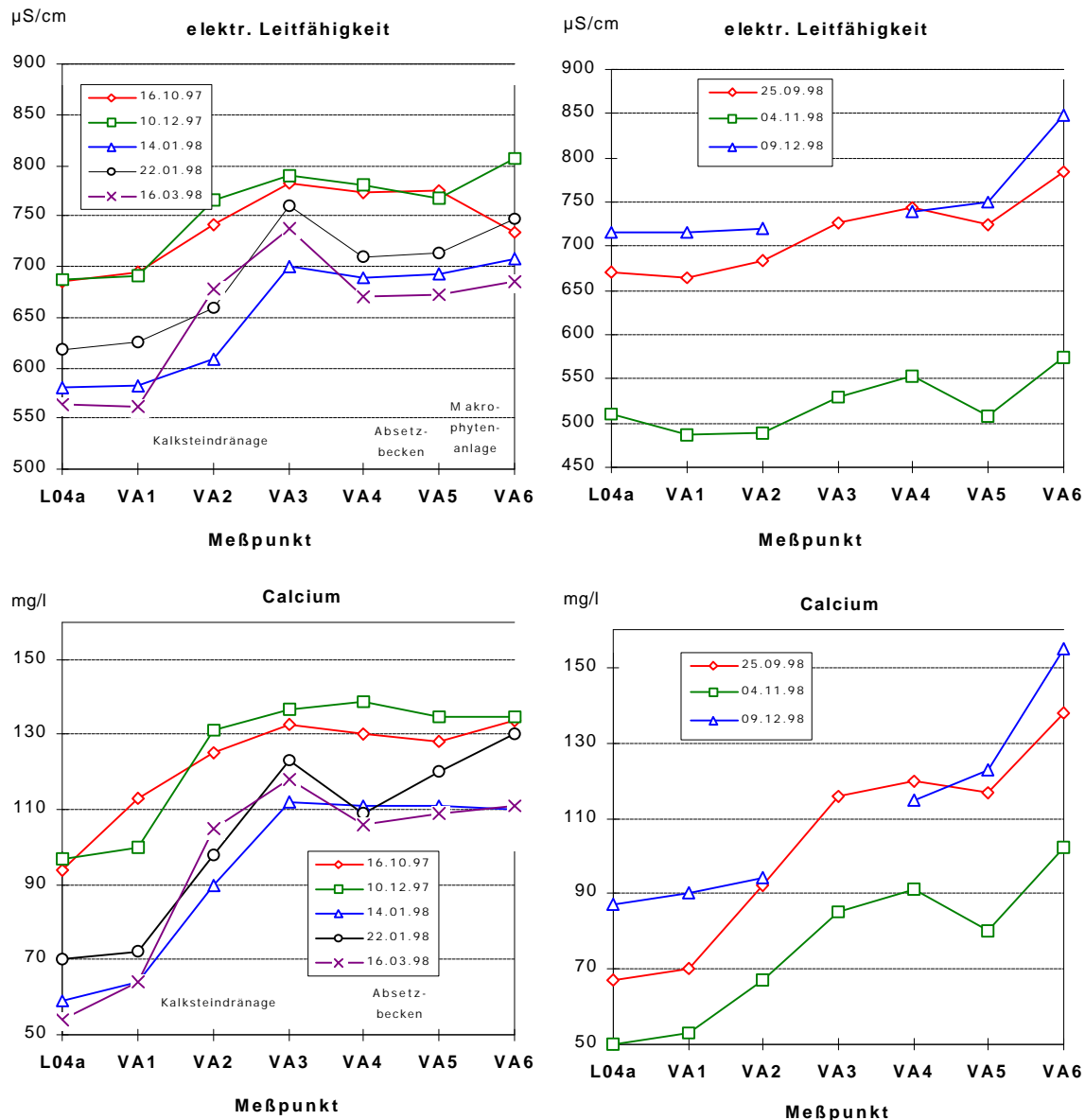


Abb. 17: Elektrische Leitfähigkeit und Calciumkonzentration an verschiedenen Punkten in der Versuchsanlage

Bis auf die letzte Beprobung vom 09.12.1998 zeigen die Konzentrationen an gelöstem Aluminium (Abb. 18), daß in der Kalksteindränage eine nahezu vollständige Ausfällung erfolgt. Bei der Kontrolle der Versuchsanlage am 09.12.1998 wurde festgestellt, daß der pH-Wert des Wassers nach Passage der Kalksteindränage nur auf Werte von $\text{pH} \approx 5,5$ angestiegen war, so daß die Ausfällung des Aluminiums noch nicht vollständig war. Für eine vollständige Ausfällung ist ein pH-Wert von 6,5 erforderlich (siehe Anlage 2, Seite 5). Die Gründe für die

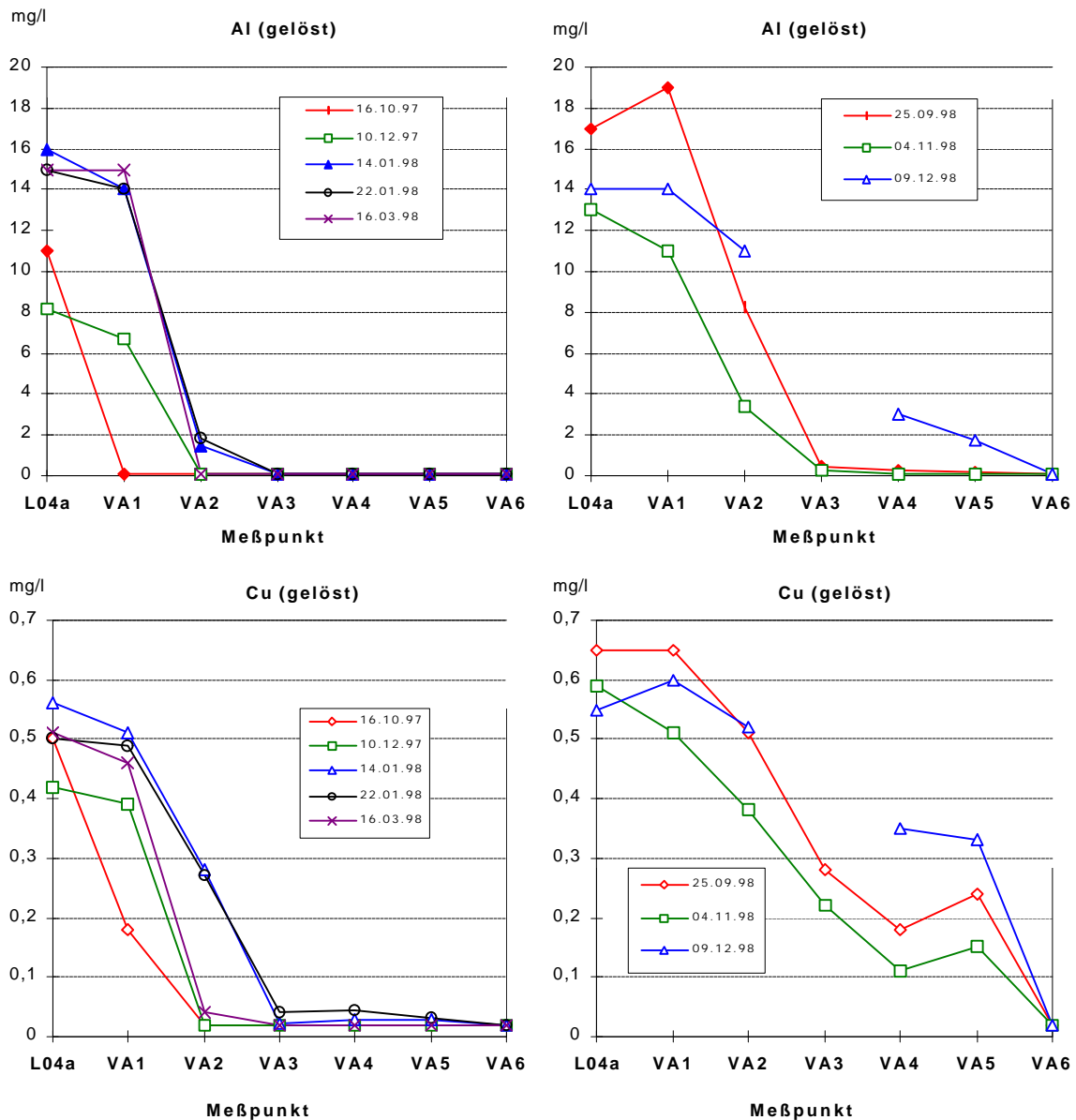


Abb. 18: Aluminium- und Kupfergehalte (gelöst) an verschiedenen Punkten in der Versuchsanlage

Abnahme der Reaktivität der Kalksteindränage wurden im Kapitel 7.2 bereits diskutiert. Die Abtrennung von Kupfer aus dem Wasser erfolgt aufgrund der sorptiven Bindung des Kupfers am Aluminiumhydroxid weitgehend parallel zum Aluminium.

Bei Zink wurde mit der feinkörnigen Kalksteinschüttung im Gegensatz zu den Laborversuchen ein deutlicher Reinigungserfolg erzielt (Abb. 19, Diagramm links oben). Nach Einsatz der gröberen Kalksteinschüttung erfolgt die Zinkeliminierung erst im Bereich der Makro-

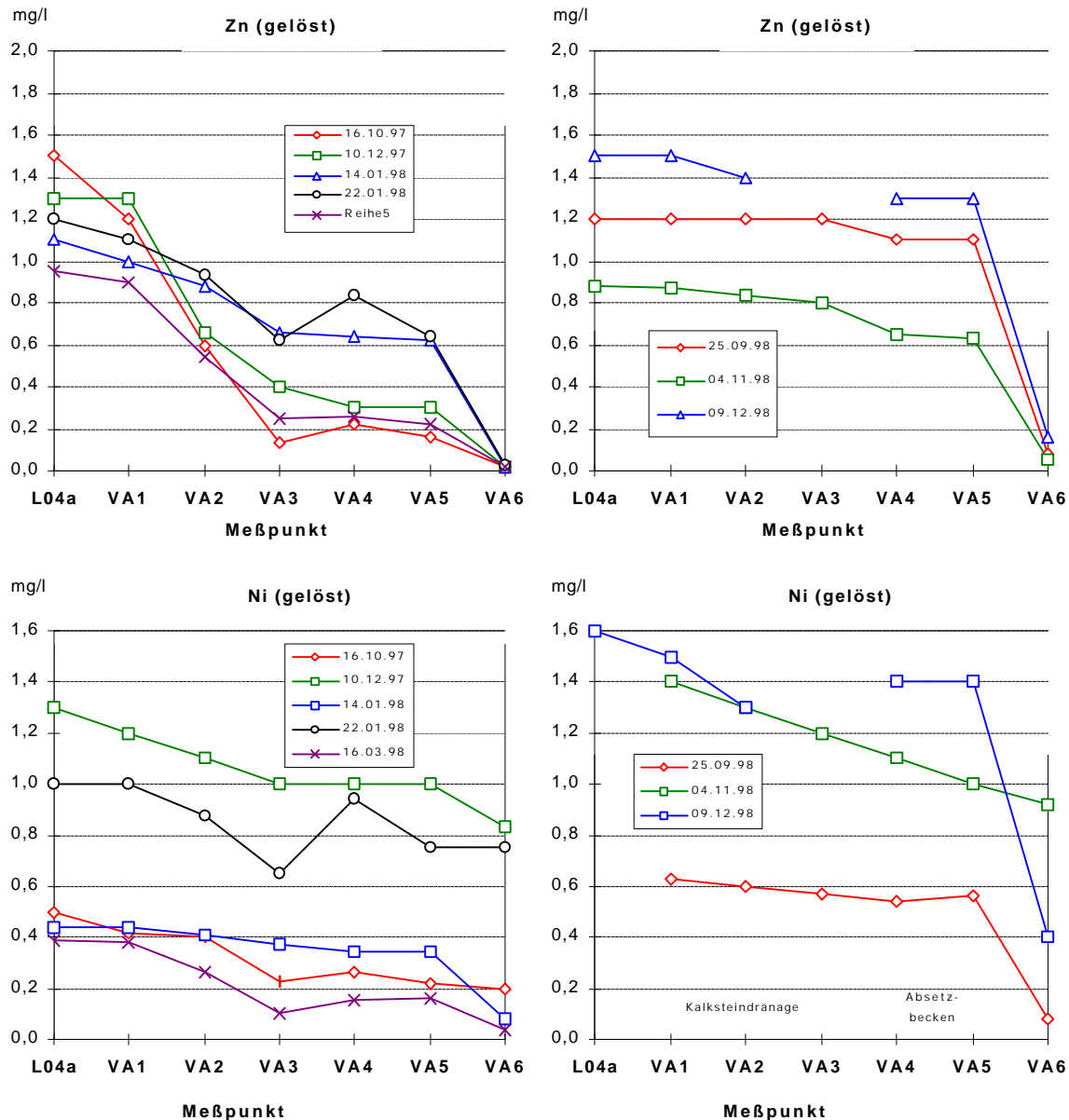


Abb. 19: Zink- und Nickelgehalte (gelöst) an verschiedenen Punkten in der Versuchsanlage

phytenanlage. Bei Nickel erfolgt die Eliminierung hauptsächlich in der Makrophytenanlage. Es wird vermutet, daß die Entfernung des Nickels aufgrund des angestiegenen pH-Wertes in der Hauptsache durch Sorption an den Wetlands substraten erfolgt.

Von Mangan ist bekannt, daß die Oxidation von gelöstem Mn(II) durch Sorption an Kalksteinoberflächen bzw. an bereits ausgefällten Mn(IV)-oxidhydraten katalysiert wird. In der Versuchsanlage wurde am Auslauf der Kalksteindränage seit dem Frühjahr 1998 die Ausbildung von schwarzen Belägen auf den Kalksteinoberflächen beobachtet. Die Ausbildung dieser Beläge steht offenbar in Zusammenhang mit der Manganeliminierung (vgl. Beprobung

vom 16.03.98 in Abb. 20). Nach dem Austausch des Kalksteins in der Dränage erfolgt die Manganeliminierung zum allergrößten Teil in der Makrophytenanlage.

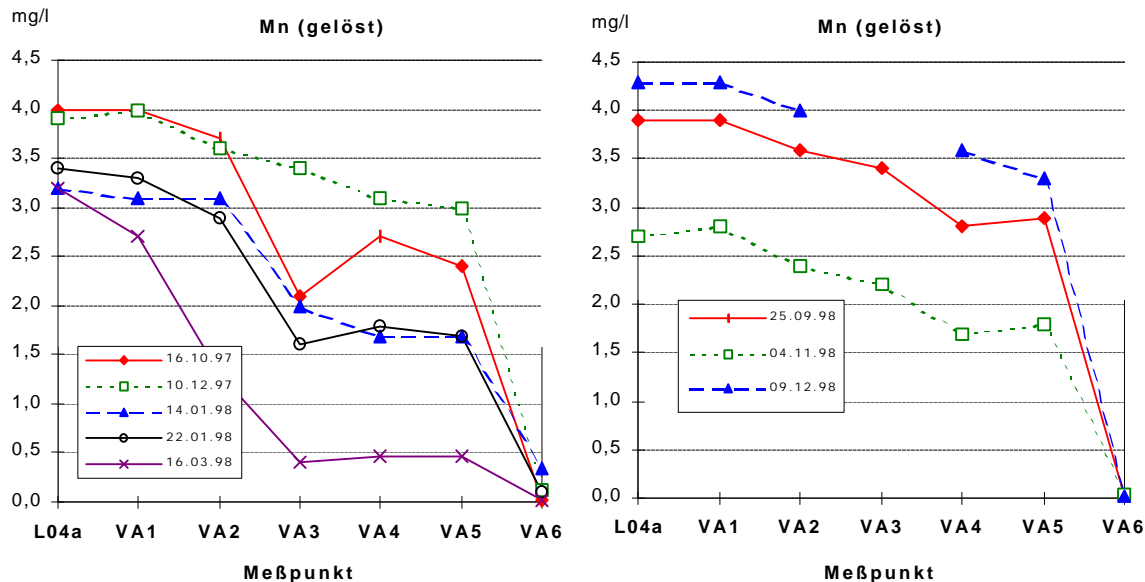


Abb. 20: Mangangehalte (gelöst) an verschiedenen Meßpunkten in der Versuchsanlage

Zusammenfassend lassen sich aus den hydrochemischen Daten folgende Aussagen ableiten:

- Die Al-Entfernung in der Anlage wird durch den Anstieg des pH-Wertes bestimmt. pH-Werte zwischen 6 und 7,5 führen zu einer fast quantitativen Al-Eliminierung.
- Die Körnung des Kalksteins hat Einfluß auf die Reaktionsgeschwindigkeit. Die Reinigungsergebnisse mit der feinkörnigen Fraktion (8 – 16 mm) waren eindeutig besser als jene mit der Schotterfraktion 32 – 45 mm.
- Die Reaktivität der Kalksteinschüttung (Fraktion 32 – 45 mm) hat im Untersuchungszeitraum von Juli 1998 bis Dezember 1998 nachgelassen. Ursache sind offensichtlich nicht vollständig ausgespülte Fällungsprodukte in der Dränage. Die Reinigungsleistung der Gesamtanlage ist aber nach wie vor stabil. Bei den weiteren Untersuchungen ist zu prüfen, ob durch regelmäßiges Spülen wieder eine Verbesserung der Reaktivität der Kalksteinschüttung erreicht werden kann.

8.3 Durchsatz

An bzw. in der Anlage sind drei Meßstellen zur Abflußmessung installiert:

1. Im Rauscherbach am Stauwehr, wo der Zufluß zur Versuchsanlage abgeführt wird (kapazitiver Drucktransmitter zur Pegelstandsmessung).
2. Im Ablauf der Kalksteindränage (magnetisch-induktiver Durchflußmesser).
3. Im Ablauf der Gesamtanlage (Lufteinperlsystem mit Meßwehrblenden im Ablaufrohr).

Die Tagesmittelwerte der an diesen Stellen gemessenen Durchflußdaten sind in den Abbildungen 21 und 22 dargestellt.

Der Trockenwetterabfluß des Rauscherbaches liegt bei 20 – 30 m³/h. In extremen Hochwassersituationen kann die Wasserführung auf Spitzenwerte über 1000 m³/h ansteigen, wie dies z. B. nach Starkniederschlägen Anfang November 1998 der Fall war.

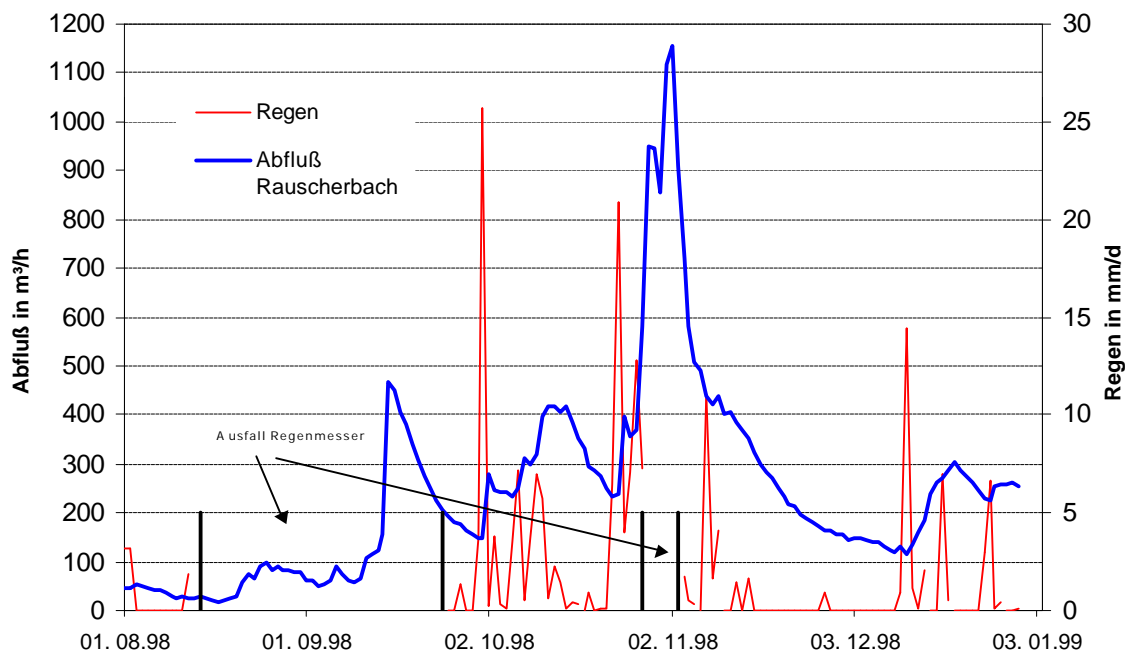


Abb. 21: Regen und Tagesmittelwerte des Abflusses im Rauscherbach

Der Durchfluß durch die Versuchsanlage ist in Abb. 22 dargestellt. Die Durchflußschwankungen im September (Werte zwischen 1,5 und 2 m³/h) sind durch die im Intervall von 48 h durchgeführten Spülprozesse in der Kalksteindränage verursacht. Ab Oktober funktionierte aufgrund eines Fehlers in der Elektrik (siehe S. 50) die Spülung nicht und die Durchlaßfähigkeit der Dränage nahm bis auf 1 m³/h ab. Anfang November wurden mehrere manuelle

Spülprozesse durchgeführt, wodurch die hydraulische Leitfähigkeit in etwa wieder auf die Ausgangswerte anstieg. Allerdings war danach wieder ein Rückgang zu verzeichnen, weil die Ursache für die Störung in der elektronischen Steuerung noch nicht gefunden war und die automatische Spülung deshalb immer noch nicht funktionierte.

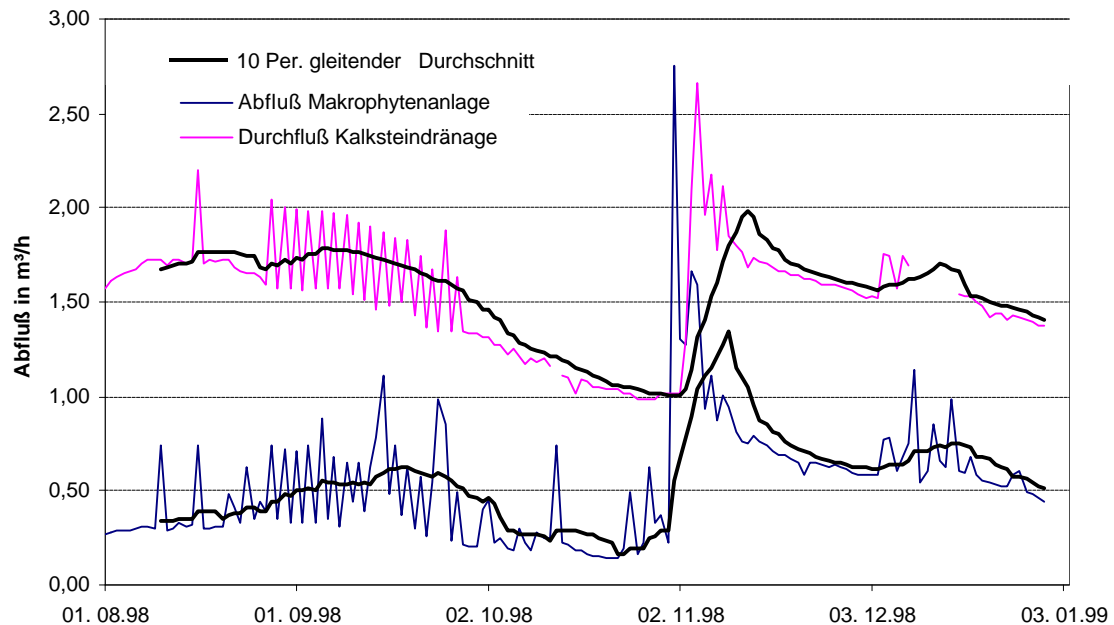


Abb. 22: Tagesmittelwerte des Abflusses in der Kalksteindränage und im Wetland (Makrophytenanlage)

Die Ablaufwerte aus der Anlage liegen 0,7 bis 1,2 m³/h unter den Zulaufwerten. Die hohen Wasserverluste treten in der Makrophytenanlage an undichten Stellen durch Versickerung auf. In den Sommermonaten kommt ein nicht unbedeutender Anteil an Verdunstung hinzu. Um den Anteil der Wasserverluste durch Versickerung zu bestimmen, wurden bei einem Spülprozeß der Kalksteindränage am 25.09.1998 die durchgesetzte Wassermenge und der Ablauf aus der Anlage verglichen. Die Aufzeichnung der Durchflußdaten erfolgte hierbei im Intervall von 2 min (MID an Ablauf der Kalksteindränage) bzw. im Intervall von 5 min (Durchflußmesser im Ablauf der Makrophytenanlage). Die erhaltenen Durchflußdaten sind in Abb. 23 grafisch dargestellt. In der Kalksteindränage erfolgten kurz hintereinander drei Spülstöße, wobei eine Wassermenge von 17,4 m³ durchgesetzt wurde. Mit einer Zeitverzögerung von 30 bis 40 min resultiert daraus ein Abflußpeak an der Makrophytenanlage, wobei eine Abflußwassermenge von 15,1 m³ im Zeitintervall von drei Stunden bestimmt wurde. Die Differenz zwischen beiden Werten kann in erster Näherung den Wasserverlusten durch Versickerung gleichgesetzt werden, wobei sich ein Wert von 0,77 m³/h ergibt. Die Verdunstung kann in diesem Fall vernachlässigt werden, weil in kurzer Zeit ein hoher Wasserdurchsatz erfolgte. Anders ist das bei dem viel niedrigeren Normaldurchfluß durch die Anlage außer-

halb der Spülzeiten. Offensichtlich wegen der Verdunstung ist die Differenz zwischen den beiden Abflußkurven (siehe Abb. 22) in den Monaten August und September größer als Ende Oktober oder im Dezember 1998. Für eine genaue Bilanzierung muß der im Bereich des Absetzbeckens und der Makrophytenanlage als Fremdwasser zutretende Niederschlag berücksichtigt werden.

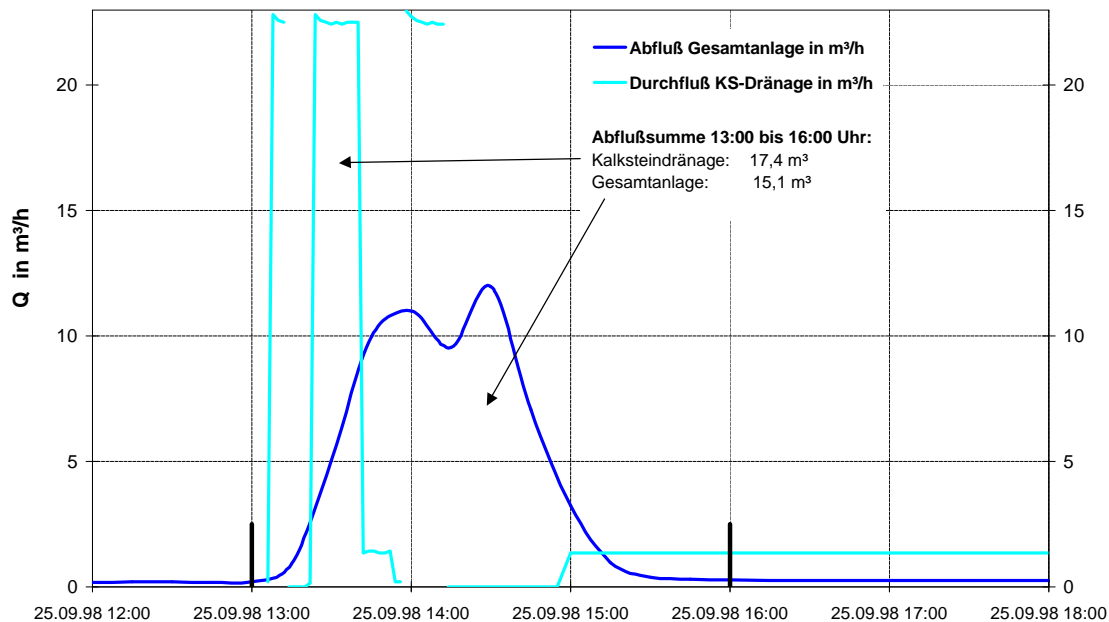


Abb. 23: Abflußverhalten der Anlage nach drei kurzen Spülstößen in der Kalksteindränage

Angesichts der hohen Wasserverluste, die in der Makrophytenanlage auftreten, ist die Frage berechtigt, inwieweit der Ablauf aus der Anlage repräsentativ für das Reinigungsergebnis ist. Da in der Makrophytenanlage außer Niederschlag kein Fremdwasserzutritt erfolgt und bei den Spülstößen, bei denen der Durchsatz um den Faktor 10 bis 15 ansteigt, das gesamte Volumen der Makrophytenanlage hydraulisch aktiviert wird, kann mit einiger Sicherheit gesagt werden, daß die Ablaufwerte für den in der Makrophytenanlage stattfindenden Reinigungsprozeß repräsentativ sind. Zur Absicherung dieser Aussage sind bei den weiterführenden Arbeiten ein Belastungstest an der Makrophytenanlage und Verweilzeitmessungen bei Normalablauf sowie bei der Durchführung von Spülprozessen vorgesehen.

In Abb. 24 sind der pH-Wert und die elektrische Leitfähigkeit des Ablaufes der Versuchsanlage für den Monat September 1998 dargestellt. Die vollständige grafische Auswertung der im Zeitraum von Juli bis November 1998 mit den Datenloggern aufgezeichneten Daten befindet sich in den Excel-Dateien im Pfad Daten auf dieser CD-ROM. Die Daten vom Septem-

ber 1998 sind insofern interessant, weil an der sägezahnförmigen Kurve des pH-Wertes

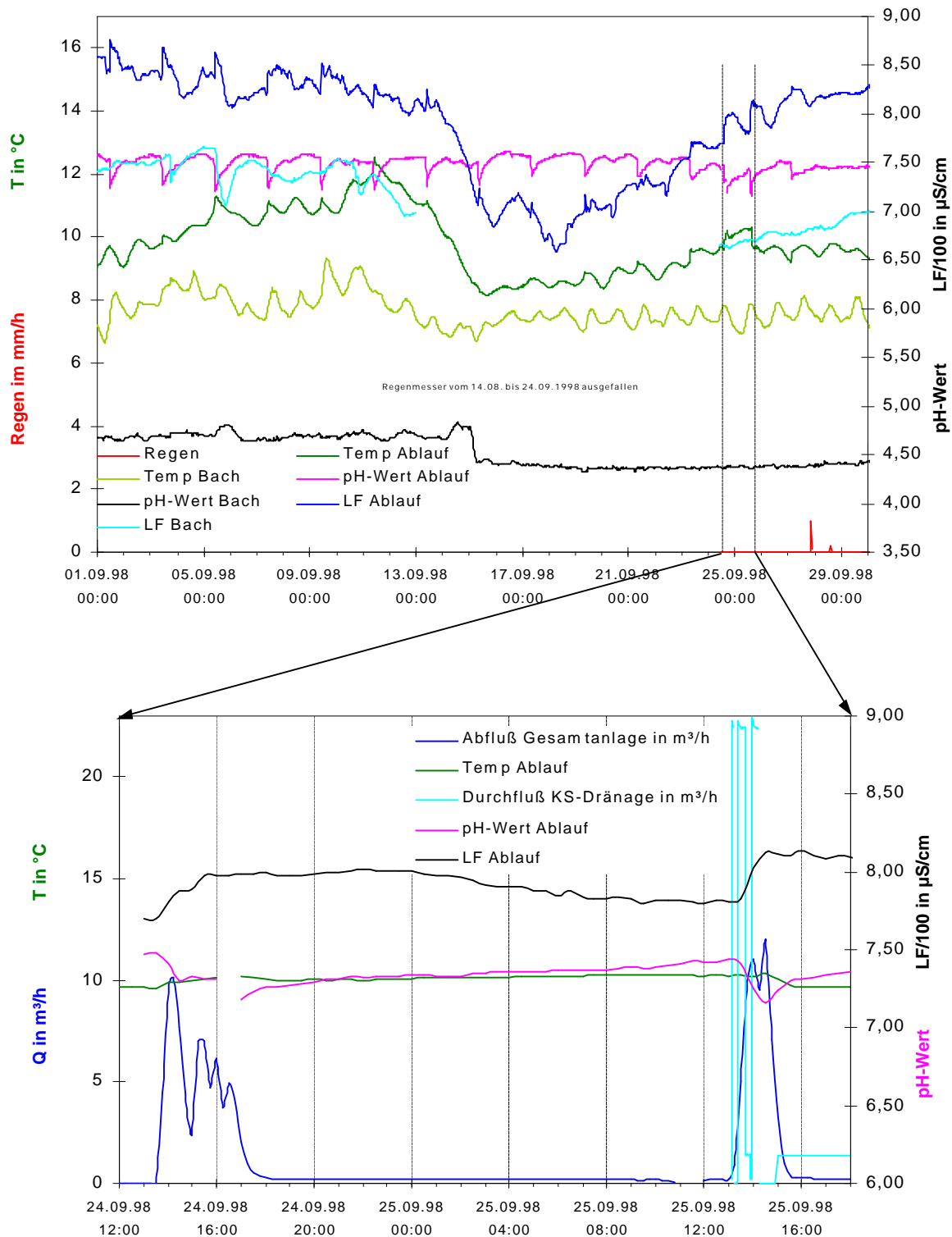


Abb. 24: Oben: pH-Wert, elektr. Leitfähigkeit und Temperatur im Rauscherbach sowie im Ablauf der Anlage
Unten: pH-Wert, elektr. Leitfähigkeit und Temperatur im Ablauf der Anlage sowie Durchflußdaten mit größerer Zeitauflösung

im Ablauf der Anlage die Spülprozesse nachvollziehbar sind. Bei jeder Spülung kam es zu einer Absenkung des pH-Wertes um 0,3 bis 0,4 Einheiten, die aber in Bezug auf die Aluminiumfällung völlig im unkritischen Bereich liegen. In dieser Absenkung wird vielmehr die Störung des Gleichgewichtes zwischen Kalksteinsubstraten und durchfließendem Wasser deutlich. Ein Durchbruch sauren Wassers kann während der kurzzeitigen Spülung der Kalkstein-dränage nicht erfolgen, weil das gesamte Puffervolumen der Anlage ca. 60 m³ beträgt, während der kurzzeitigen Spülimpulse aber maximal 20 m³ Wasser durchgesetzt werden. Im unteren Diagramm von Abb. 24, ist die pH-Wertänderung während des Spülvorganges mit höherer Zeitauflösung dargestellt.

8.4 Vegetationsaufnahme und Auswertung im Bereich der Makrophytenanlage

Die Pflanzen auf der Makrophytenanlage sind nicht unmittelbar am Reinigungsprozeß des sauren Bergbauwassers beteiligt. Sie dienen aber zum Erhalt der Durchlässigkeit des Substrates und zur Belüftung der Bodenschicht. Insofern ist die Entwicklung der Vegetation auf der Makrophytenanlage für die stabile Funktion des Systems bedeutsam.

Mit dem Ziel, Aussagen zur Eignung der gepflanzten Arten und zur ökologischen Dynamik der Fläche zu erhalten, wurde eine Pflanzenaufnahme durchgeführt und dabei die Entwicklung der gepflanzten Arten und die Zuwanderung von Arten aus dem Umfeld der Anlage dokumentiert. Um den Pflanzenbestand über die gesamte Vegetationsperiode zu erfassen, sind weitere Vegetationsaufnahmen zu verschiedenen Jahreszeiten vorgesehen.

Die erste Bestandserhebung wurde am 13.10.1998 durchgeführt. Die Ergebnisse sind in [Anlage 4](#) dokumentiert. Die gepflanzten Bestände von *Phragmites australis*, *Carex acutiformis*, *Carex disticha*, *Typha angustifolia* und *Typha latifolia* haben sich mit Ausnahme des schmalblättrigen Rohrkolbens (*Typha angustifolia*) gut entwickelt. Sie sind den nährstoffreichen, feuchten bis nassen Standortbedingungen gut angepaßt. Eine besonders dichte Vegetationsschicht weist die mit Schilfrohr bestandene Teilfläche auf, offensichtlich wegen der ausgeprägten vegetativen Vermehrung dieser Art. Aus dem durch Grünlandwirtschaft, Saum- und Ufergesellschaften (entlang des Rauscherbaches) geprägten Umfeld sind bereits eine Vielzahl von Arten eingewandert.

Auf Seite 66 ist die Entwicklung der Vegetation auf der Makrophytenanlage an Hand von drei zu unterschiedlichen Zeiten aufgenommenen Fotos dargestellt.



Abb. 25:
Makrophytenanlage kurz nach der
Bepflanzung am 08.10.1997



Abb. 26:
Makrophytenanlage am 01.06.1998



Abb. 27:
Makrophytenanlage am 13.10.1998

8.5 Kostenvergleich

Die Kosten für die Lehestener Anlage sind in Tabelle 11 zusammengestellt. Bei den Kapitalkosten handelt es sich um die beim Bau der Anlage tatsächlich angefallenen Kosten. Bei den Betriebskosten wurde von einer Lebensdauer der Kalksteinschüttung von 5 Jahren ausgegangen. Die Kosten für die Schlammmentsorgung sind geschätzt, da bisher noch keine Schlammmentsorgung erforderlich war. Bei den Personalkosten wurde ein Stundenaufwand von 4h pro Monat für die Wartung der Anlage zugrunde gelegt.

Tabelle 11: Berechnung der spezifischen Behandlungskosten für die Lehestener Anlage

<u>1. Sickerwassermenge</u>		m ³ /h	m ³ /a
Nerndurchsatz:		1	8760
bisher erreichter Durchsatz:		1,5	13140
angestrebter Durchsatz		3	26280
<u>2. Kapitalkosten</u>			
Investitionskosten			
Planung		DM	5.500
Bauausführung		DM	88.353
Steuer- und Regeltechnik		DM	7.690
Baunebenkosten		DM	3.500
Bauüberwachung		DM	4.500
wasserrechtl. Erlaubnis		DM	548
Gesamtinvestition:		DM	110.091
Investitionskosten		DM	110.091
Annuität Investkosten, Tilgung: 10 Jahre, Zinssatz in %/a: 5,5		%/a	13,3
Kapitaldienst		DM/a	14.606
<u>3. Betriebskosten</u>			
4 Druckluftflaschen	500,00 DM/a	DM/a	500
1 Schlammmentsorgung	1.800,00 DM/a	DM/a	1.800
Erneuerung Kalkstein	8.200,00 DM/5a	DM/a	1.640
jährliche Betriebskosten:		DM/a	3.940
<u>4. Personalkosten</u>			
1 Anlagenwart:	48 h/a		
Stundensatz:	45 DM/h	DM/a	2.160
jährliche Gesamtkosten		DM/a	20.706
spezifische Sickerwasserbehandlungskosten:		ohne	mit
		Schlammmentsorgung	
bei Sickerwassermenge:	m ³ /a	DM/m ³	DM/m ³
	8760	2,16	2,36
	13140	1,44	1,58
	26280	0,72	0,79

Bei dem bisher erreichten Durchsatz von 1,5 m³/h ergeben sich damit spezifische Behandlungskosten von 1,58 DM/m³. Geht man davon aus, daß die Anlage noch nicht ausgelastet ist und eine Durchsatzerhöhung auf 3 m³/h möglich erscheint, sind spezifische Behandlungskosten < 1 DM/m³ erreichbar.

Im Vergleich dazu verursacht die Wasserbehandlungsanlage der Wismut GmbH in Pöhla, die einen Wasserdurchsatz von 15 m³/h hat, spezifische Behandlungskosten (ohne Schlammmentsorgung) von 4,80 DM/m³ [UEB 97].

Die spezifischen Behandlungskosten sind sehr stark vom Anlagendurchsatz abhängig. Entscheidender Kostenfaktor dabei sind die Personalkosten und in etwas geringerem Ausmaß der Kapitaldienst, da diese Kostenarten nicht linear mit dem Durchsatz steigen (bzw. sinken).

LANTZSCH [LAN 97] hat diese Abhängigkeiten am Beispiel von Wasserreinigungsanlagen der Wismut GmbH untersucht. Bei sinkendem Wasserdurchsatz steigen insbesondere die spezifischen Personalkosten exponentiell an (siehe Tabelle 12). LANTZSCH kommt aufgrund dieser Betrachtungen zu der Schlußfolgerung, daß passive Verfahren unterhalb eines Durchsatzes von 20 m³/h deutlich kostengünstiger arbeiten als konventionelle Verfahren.

Tabelle 12: Spezifische Kosten für Personal und Kapitaldienst von konventionellen Anlagen zur Behandlung von Bergbauwässern nach [LAN 97]

Durchsatz m³/h	spezifische Personalkosten DM/m³		
50	0,42		
10	2,11		
5	4,22		
2	10,55		
1	21,11		
Durchsatz m³/h	Investkosten in 10 ⁶ DM	Kapital- dienst	spezifische Kosten DM/m³
450	15	10 %	0,38
5	2	10 %	4,57

9 Literatur

- [ARN 91] ARNOLD, D.E.: Diversion wells - a low cost approach to treatment of acid mine drainage.- Proceedings of the 12th Annual West Virginia Surface Mine Drainage Task Force Symposium, pp. 39-50. Charleston, West Virginia Mining and Reclamation Association
- [BOL 92] BOLIS, J.L.; WILDEMAN, TH.R.; DAWSON, H.E: Hydraulic conductivity of substrates used for passive acid mine drainage treatment.- American Society for Surface Mining and Reclamation. National Meeting. 9; 9th annual national meeting of the American Society for Surface Mining and Reclamation. Duluth, MN, United States. June 14-18, 1992. pp. 79-89.
- [CRM 96] CRAM, J.C. Diversion well treatment of acid water, Lick Creek, Tioga County, PA.- Pennsylvania State University, University Park. University Park, PA, United States. Pages: 99. Thesis or Dissertation, 1996
- [CRA 96] CRAVOTTA III, CH.A.; TRAHAN, M.K.: Limestone Drains to Increase pH and Remove Dissolved Metals from an Acidic Coal-Mine Discharge in Pennsylvania.- Proceedings: Thirteenth Annual Meeting, American Society for Surface Mining and Reclamation, Successes and failures: Applying research results to insure reclamation success. May 18-23, 1996, Knoxville, Tennessee, S.836-840
- [DAH 97] DAHMKE, A.; SCHLICKER, O.; WÜST, W.: Aktualisierung der Literaturstudie "Reaktive Wände".- LfU-Berichte, Texte und Berichte zur Altlastenbearbeitung, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 1997
- [DAH 98] DAHMKE, A.; EBERT, M.; SCHÄFER, P.; SCHLICKER, O.; WÜST, W.: Prognosen zur Langzeitreaktivität praxisrelevanter Materialien für „funnel and gate“-Systeme.- Fachtagung Aktuelle Arbeiten der Grundwasserforschung und -applikation, 24. und 25.03.1998, Dresden.- Proceedings des DGFZ e.V., Heft 13, 1998, S. 135-140
- [DIE 94] DIETZ, J. M.; WATTS, R. G.; STIDINGER, D. M.: Evaluation of acidic mine drainage treatment in constructed wetland systems.- Proceedings: International land reclamation and mine drainage conference and Third international conference on the abatement of acidic drainage.- Pittsburgh, April 24-29, 1994.- Vol. 1 of 4: Mine Drainage, pp 70-79.
- [DUG 93] DUGGAN, L.A.: The aerobic removal of manganese from mine drainage through the use of constructed wetlands.- Colorado School of Mines, 1993. Golden, CO, United States. Pages: 150. (Master's Thesis or Dissertation)
- [EGE 94] EGER, P.: Wetland treatment for trace metal removal from mine drainage: The importance of aerobic and anaerobic processes.- Water Sci. Technol. (1994), 29(4, WETLAND SYSTEMS IN WATER POLLUTION CONTROL)
- [FYS 94] FYSON, A.; KALIN, M.; ADRIAN, L. W.: Arsenic and nickel removal by wetland sediments.- Proceedings: International land reclamation and mine drainage conference and Third international conference on the abatement of acidic drainage. - Pittsburgh, April 24-29, 1994.- Vol. 1 of 4: Mine Drainage, pp 109-118 US Department of the interior, Bureau of Mines Special Publication SP 06A-94

- [FYS 95] FYSON, A.; KALIN M.; SMITH, M.P.: Microbially-Mediated metal removal from Acid Mine Drainage.- Sudbury '95, Conference on Mining and the Environment, Sudbury, Ontario, May 28th-June 1, 1995.
- [FIN 88] FINLAYSON, B.J.; WILSON, D.C. (1988): Evaluation of lethal levels, release criteria, and water quality objectives for an acid-mine waste .- ASTM Spec. Tech. Publ. (1988), 1007(Aquat. Toxicol. Environ. Fate: 11th Vol.), 189-203; ISSN: 0066-0558
- [GAN 93] GANSE, M.A.: Geotechnical design of a four-stage constructed wetland for the remediation of acid mine drainage.- Colorado School of Mines, 1993. Golden, CO, United States. Pages: 133. (Master's Thesis or Dissertation)
- [GUS 97] GUSEK, J.J.; WILDEMAN, TH.R.: New developments in passive treatment of acid rock drainage.- ICARD 1997: Fourth International Conference on Acid Rock Drainage.- Vancouver, B.C. Canada, May 31 - June 6, 1997.- Short Course #6: Treatment of AMD
- [HED 89] HEDIN, R.S.; HYMAN, D.M.: Treatment of coal mine drainage with constructed wetlands.- In: Biotechnology in minerals and metal processing. Pages 113-120. 1989. U.S. Bur. Mines, Pittsburgh Res. Cent., Pittsburgh, PA, United States
- [HED 94a] HEDIN, R.S.; WATZLAF, G.R.; NAIRN, R.W.: Passive treatment of acid mine drainage with limestone.- J. Environ. Qual. (1994), 23(6), S. 1338-45
- [HED 94b] HEDIN, R.S.; WATZLAF, G.R.: The effects of anoxic limestone drains on mine water chemistry.- Proceedings: International land reclamation and mine drainage conference and Third international conference on the abatement of acidic drainage. - Pittsburgh, April 24-29, 1994.- Vol. 1 of 4: Mine Drainage, pp 185-194
- [HED 96] HEDIN, R.S.; WILLIAMS, F.M.; STARK, L.R.; WALSKI, TH.M: Long-term effects of wetland treatment of mine drainage; discussion and closure.- Journal of Environmental Engineering. 122; 1, Pages 83-84. 1996. American Society of Civil Engineers, Environmental Engineering Division, 1996.
- [HEL 96] HELLIER, W.W. (1996): The Bark Camp Run Demonstration Constructed Wetlands: Findings and Recommendations for Future Design Criteria.- Proceedings: Thirteenth Annual Meeting, American Society for Surface Mining and Reclamation, Successes and failures: Applying research results to insure reclamation success. May 18-23, 1996, Knoxville, Tennessee, S.550-559. Department of Environmental Protection, PO Box 209, Hawk Run PA 16840, USA
- [ICA 97] ICARD 1997: Fourth International Conference on Acid Rock Drainage.- Vancouver, B.C., Canada, May 31 - June 6, 1997, Short Course #6: Treatment of AMD.
- [JAN 96] JANNECK, E.; PEIFFER, S.; SAHIN, H.; LEGLER, C.; RADON, F. (1996): Sanierung von Bergbauwässern aus Altablagerungen des Schieferbergbaus, Teil 1: Erfassung und Darstellung des Ist-Zustandes.- Bd. I bis III .- Unveröffentlichter Zwischenbericht

- [JAN 97a] JANNECK, E.: Konzeption für eine Pilotanlage zur Behandlung saurer Bergbauwässer.- G.E.O.S. Freiberg Ingenieurgesellschaft mbH, Februar 1997
- [JAN 97b] JANNECK, E.: Wasserrechtlicher Genehmigungsantrag für eine Pilotanlage zur Behandlung saurer Bergbauwässer.- G.E.O.S. Freiberg Ingenieurgesellschaft mbH, Juni 1997
- [JAN 97c] JANNECK, E.: Untersuchungen zur passiven Behandlung saurer Sickerwässer aus dem Schieferbergbau, Vortrag zum Workshop „Wasserbehandlung und Rückstandsentsorgung – Konventionelle und innovative Lösungen“ vom 24. bis 26.09.1997 in Chemnitz veranstaltet von der WISMUT GmbH
- [KAL 97] KALIN, M.; SMITH, M.P.: Microbial Acid Reduction in Sediments - Concepts and Application.- Fourth International Conference on Acid Rock Drainage.- Vancouver, B.C. Canada, May 31 – June 6, 1997.- Proceedings Vol. III, p.1321-1334
- [KEP 95] KEPLER, D. A.; MCCLEARY, E. C.: Successive alkalinity-producing systems (SAPS) for the treatment of acidic mine drainage.- Proceedings: International land reclamation and mine drainage conference and Third international conference on the abatement of acidic drainage. – Pittsburgh, April 24-29, 1994.- Vol. 1 of 4: Mine Drainage, pp 195-204
- [KIE 96] KIEßIG, G.; KUNZE, CHR.: Wasserbehandlung und Rückstandsentsorgung.- Geowissenschaften 14(1996), Heft 11, S.481-485
- [KIE 98] Dr. Kießig, Wismut GmbH Chemnitz, persönliche Mitteilung
- [KLA 94] KLAPPER, H.: Ökotechnologisch nutzbare Naturpotentiale zur Verbesserung der Wasserbeschaffenheit in Bergbaurestseen.- In: Beiträge zum Workshop „Braunkohlebergbaurestseen“, 24.-25. November 1994 in Bad Lauchstädt, ISSN 0948-9452, S.14-25
- [KLA 96] KLAPPER, H.; SCHULZE, M.: (1996): Geogene Versauerung von Bergbaurestseen: Ursachen, Folgen, Möglichkeiten zur Schadensbegrenzung.- GLB, Heft 3, Güteentwicklung in den Braunkohlengebieten der neuen Länder, Vortragsband des 2. GBL-Kolloquiums, 06.-08.03.1996 in Freiberg, ISBN 3-510-95812-8
- [KLE 87] KLEINMANN, R.L.: Use of constructed wetlands for the control of acid mine drainage.- Annual Report and Proceedings - American Mining Congress. 1987; 1987. American Mining Congress. Washington, DC, United States. Pages: 3. 1987. In: Coal mining technology, economics and policy 1987; session papers from Coal mining technology, economics and policy 1987. Cincinnati, OH, United States. May 3-6 , 1987.
- [KLI 98] KLIEMCZAK, U.: Untersuchungen zur Neutralisation saurer Bergbauwässer mit Kalkstein in einem Wirbelbettreaktor.- Studienarbeit, TU Bergakademie Freiberg, 27.02.1998
- [KOM 94] KOMNITSAS, C.: Constructed wetlands: A general overview.- Oryktos Ploutos (1994), 92, 39-54; ISSN: 0253-9462

- [KRU 98] Kruspe, A.; Lüderitz, V.: Maßnahmen zur Sanierung und Restaurierung des Elsterstausees bei Leipzig.- Acta hydrochem. et hydrobiol. 26(1998)6, S.362-373
- [KUY 93] KUYUCAK, N.; ST-GERMAIN, P.: Passive treatment methods for acid mine drainage.- EPD Congr. 1993, Proc. Symp. TMS Annu. Meet. (1993), 319-31. Editor(s): Hager, John P. Publisher: Miner. Met. Mater. Soc., Warrendale, Pa.
- [LAN 97] LANTZSCH, J.: Neue Entwicklungen in der konventionellen Wasserbehandlung: Wo beginnt die Domäne passiver Verfahren?- Tagungsband des Internationalen Workshop der WISMUT GmbH "Wasserbehandlung und Rückstandsentsorgung – Konventionelle und innovative Lösungen".- Chemnitz, 24.-26.09.1997-
- [MUE 96] MUELLER, R. F.; SINKBEIL, D. E.; PANTANO, J.; DRURY, W.; DIEBOLD, F.; CHATMAN, W.; JONAS, J.; PAWLUK, D.; FIGUEIRA, J.: Treatment of Metal Contaminated Groundwater in Passive Systems: A Demonstration Study.- Proceedings: Thirteenth Annual Meeting, American Society for Surface Mining and Reclamation, Successes and failures: Applying research results to insure reclamation success. May 18-23, 1996, Knoxville, Tennessee, S.590-598
- [PEA 74] PEARSON, F.H.: Neutralization of acidic wastes by crushed limestone. Evaluation of prototype crushed limestone barriers for the neutralization of acidic streams.- Dissertation, Pennsylvania State Univ., University Park, Pa., USA (1974) 262 pp.
- [PEA 75] PEARSON, F.H.; MCDONNELL, A.J.: Limestone barriers to neutralize acidic streams.- J. Environ. Eng. Div., Am. Soc. Civ. Eng. (1975), 101(EE3), pp. 425-40
- [PER 91] PERRY, A.; KLEINMANN, R.L.P.: The use of constructed wetlands in the treatment of acid mine drainage.- Natural resources forum (USA), Band 15 (1991) Heft 3, Seite 178 – 184
- [PHI 95] PHILLIPS, P.; BENDER, J.; SIMMS, R.; RODRIGUEZ-EATON, S.; BRITT, C.: Manganese removal from acid coal-mine drainage by a pond containing green algae and microbial mat.- Water Sci. Technol. (1995), 31(12, Waste Stabilisation Ponds and the Reuse of Pond Effluents); ISSN: 0273-1223
- [POH 96] POHLMANN, T.: Untersuchungen zur Neutralisation saurer Bergbauwässer an Kalksteinschüttungen.- Studienarbeit / Großer Beleg.- Lehrstuhl für Umweltverfahrenstechnik der TU Bergakademie Freiberg, 14.10.1996
- [ROB 98] ROBBINS, E.I.; CRAVOTTA III, C.A.; SVELA, C.E.; NORD JR., G.L.; BALCIAUSKAS, K.A.; BELKIN, H.E.: Hydrobiogeochemical Interactions on Calcite and Gypsum in "Anoxic" Limestone Drains in West Virginia and Pennsylvania.- Veröffentlichung im Internet:
http://energy.er.usgs.gov/products/papers/IAUS_97/abstract.htm
- [ROT 96] Rothenhöfer, P.: Sedimentzusammensetzung von Fließgewässern im Abstrom saurer aluminiumhaltiger Abwässer aus dem Schieferbergbau.- Diplomarbeit, Lehrstuhl für Hydrologie und Limnologische Forschungstation an der Universität Bayreuth, 1996.

- [SCH 95] SCHUECK, J.H: Limestone diversion wells; a low-maintenance, cost-effective method for treating acid-mine drainage with limestone.- In: Applied geology in the Lock Haven and Williamsport region, Clinton and Lycoming counties, northcentral Pennsylvania. Guidebook for the Annual Field Conference of Pennsylvania Geologists. 60; Pages 9-12. 1995.
- [SCH 96] SCHMIDT, TERRY W.; HEDIN, ROBERT S.; LORELLO, P.R.: Assessment of the Applicability of an Anoxic Limestone Drain for a Surface Mine in East Central Tennessee.- Proceedings Thirteenth Annual Meeting, American Society for Surface Mining and Reclamation, Successes and failures: Applying research results to insure reclamation success. May 18-23, 1996, Knoxville, Tennessee, S.384-390
- [SCH 98] SCHNEIDER, P.; NIETZEL, P.; MERKEL, B.; MEINRATH, G.; PEARSON, J.: Alternative Methoden zur Behandlung von Flutungswässern.- F/E-Bericht, Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung, Dresden 1998
- [SIG 94] SIGG, L.; STUMM, W.: Aquatische Chemie – Eine Einführung in die Chemie wässriger Lösungen und natürlicher Gewässer.- Verlag der Fachvereine Zürich und B.G. Teubner Verlag Stuttgart, 3. Auflage, 1994
- [SIK 96] SIKORA, F. J.; BEHREND, L. L.; BRODIE, G. A.; BULLS, M. J.: Manganese and Trace Metal Removal in Successive Anaerobic and Aerobic Wetlands.- Proceedings: Thirteenth Annual Meeting, American Society for Surface Mining and Reclamation, Successes and failures: Applying research results to insure reclamation success. May 18-23, 1996, Knoxville, Tennessee, S.560-579
- [SIK 95] SIKORA, F. J.; BEHREND, L. L.; BRODIE, G. A.: Manganese and trace metal removal in successive anaerobic and aerobic wetland environments.- Proc. Am. Power Conf. (1995), 57(2), 1683-90; ISSN: 0097-2126
- [SKO 96] SKOUSEN, J.G.; ZIEMKIEWICZ, P.F.: Acid mine drainage and treatment.- West Virginia University and the National Mine Land Reclamation Center Morgantown, West Virginia, 2. Ed. 1996, (362 Seiten)
- [SOB 97] SOBOLEWSKI, A.: The Capacity of Natural Wetlands to Ameliorate Water Quality: A Review of Case Studies.- Fourth International Conference on Acid Rock Drainage.- Vancouver, B.C. Canada, May 31 – June 6, 1997.- Proceedings Vol. IV, p.1549-1563
- [STA 96] STARK, L.R.; WILLIAMS, F.M.; WENERICK, W.R.; WUEST, P.J.; URBAN, CH.: The effects of substrate type, surface water depth, and flow rate on manganese retention in mesocosm wetlands.- J. Environ. Qual. (1996), 25(1), 97-106
- [TAR 95] TARUTIS, W.J. JR.; WALSKI, TH.M.; KLEMOW, K.M.: Treatment of coal mine drainage with a compost- limestone reactor.- Innovative Technol. Site Rem. Hazard. Waste Manage., Proc. Natl. Conf. (1995), 141-148. Editor(s): Vidic, Radisav D.; Pohland, Frederick G. Publisher: American Society of Civil Engineers, New York, N. Y.
- [UEB 97] Wasserbehandlungsanlagen bei der Wismut GmbH, Uranerzbergbau GmbH, Wesseling, November 1997

- [WIE 93] WIEDER, R.K.: Ion input/output budgets for five wetlands constructed for acid coal mine drainage treatment.- Water, Air, Soil Pollut. (1993), 71(3-4), S. 231-270
- [WIE 89] WIEDER, R.K.: A survey of constructed wetlands for acid coal mine drainage treatment in the Eastern United States.- Wetlands (Wilmington, NC). 9; 2, Pages 299-315. 1989. Society of Wetlands Scientists. Wilmington, NC, United States. 1989
- [WIL 93] WILDEMAN, TH.R.; DUGGAN, L.A.; UPDEGRAFF, D.M.; EMERICK, J.C.: The role of macrophytes and algae in the removal of metal contaminants in wetland processes.- Proc., Annu. Meet. - Air Waste Manage. Assoc. (1993), 86TH(VOL. 16A), 16pp; ISSN: 1052-6102
- [WIL 97] WILDEMAN, R.TH.; DINKEL, J.W.; SMITH, R.M.; MCCALLISTER, M.L.: Field Assessment of Fe(III), Al, and Dissolved O₂ for Passive Treatment Options.- Fourth International Conference on Acid Rock Drainage.- Vancouver, B.C. Canada, May 31 – June 6, 1997.- Proceedings Vol. IV, p.1659-1672
- [ZIE 96] ZIEMKIEWICZ, PAUL F.; BRANT, DAVID L.; SKOUSEN, JEFFREY G.: Acid Mine Drainage Treatment with Open Limestone Channels.- Proceedings Thirteenth Annual Meeting, American Society for Surface Mining and Reclamation, Successes and failures: Applying research results to insure reclamation success. May 18-23, 1996, Knoxville, Tennessee, S.367-374
- [ZIE 97] ZIEMKIEWICZ, P.F.; SKOUSEN, J.G.; BRANT, D.L.; STERNER, P.L.; LOVETT, R.J.: Acid Mine Drainage Treatment with Armored Limestone in Open Limestone Channels.- J. Environ. Qual. 26(1997), S. 1017-1024

10 Internet-Adressen

- [1] Cleaning Up the Casselman.-
Contact: D. Brant, National Research Center for Coal & Energy, West Virginia University, U.S.
<http://www.nrcce.wvu.edu/news/casselman.htm>
- [2] Effects of Pollutants on Fisheries.- American Fisheries Society 126th Annual Meeting Sustainable Fisheries: Economics, Ecology, & Ethics. Room: Great Lakes Center. Effects of Pollutants on...
<http://www.great-lakes.net/partners/afs/program/posters/pollutants.html>
- [3] Schuylkill County Non-Point Pollution Control Projects.-
http://www.dep.state.pa.us/dep/counties/Schuylkill/Non-Point_Source_Grants.htm
- [4] Scrip - Acid Mine Drainage Remediation Project: Passive treatment technologies.-
<http://ctcnet.net/scrip/passive.htm#Ox>
- [5] Swatara Creek Watershed NewsClips.-
http://www.dep.state.pa.us/dep/counties/dauphin/Swatara_Creek_Watershed_news.htm
- [6] Third Annual Mine Drainage Conference/Workshop, September 11-13th, 1997 Holiday Inn, Pittsburgh.-
http://www.dep.state.pa.us/dep/deputate/minres/third_drai.htm
- [7] Tioga County Mine Reclamation Projects News Clips.-
http://www.dep.state.pa.us/dep/counties/Tioga/Mine_reclamation_news.htm
- [8] Faculty Profile - Dean E. Arnold. Title: Adjunct Assistant Professor of Aquatic Ecology Assistant Leader for Fisheries, Pennsylvania Cooperative Fish and Wildlife Research..
<http://www.cas.psu.edu/docs/CASDEPT/FOREST/faculty/arnold.htm>
- [9] Hydrobiogeochemical Interactions on Calcite and Gypsum in „Anoxic“ Limestone Drains in West Virginia and Pennsylvania.- By: Robbins, E.I.; Cravotta III, C.A.; Savelle, C.E.; Nord jr., G.L.; Balciauskas, K.A.; Belkin, H.E.- Veröffentlichung im World Wide Web:
http://energy.er.usgs.gov/products/papers/IAUS_97/abstract.htm
- [10] Passive/Reactive Treatment Walls.-
http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4_46.html