UFZ-UMWELTFORSCHUNGSZENTRUM LEIPZIG-HALLE GMBH

UFZ-Bericht

Nr. 3/2004 Dissertation

Konditionierung schwermetallbelasteter Gewässersedimente durch Pflanzen

Andreas Zehnsdorf

ISSN 0948-9452

Konditionierung schwermetallbelasteter Gewässersedimente durch Pflanzen

Von der Fakultät für Bergbau, Hüttenwesen und Geowissenschaften

der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen

zur Erlangung des akademischen Grades eines

Doktors der Ingenieurwissenschaften

genehmigte Dissertation

vorgelegt von **Diplomingenieur**

Andreas Zehnsdorf

aus Wolfen

Berichter: Univ.-Prof. Dr. Rafig Azzam
Prof. Dr. habil. Ulrich Stottmeister

Tag der mündlichen Prüfung: 08. Dezember 2003

Veröffentlicht in der Schriftenreihe: UFZ-Berichte
des Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle GmbH
Nr. 03/2004
Verlagsort: Leipzig
ISSN 0948-9452

Danksagung

Mein aufrichtiger Dank gilt allen, die mit Rat und Tat zur Entstehung dieser Arbeit beigetragen haben.

Die Untersuchungen wurden im Rahmen des von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt geförderten Forschungsprojektes "Reinigung schwermetallbelasteter Sedimente durch Bioleaching" (AZ 12099) durchgeführt.

Inhaltsverzeichnis

1	**Einleitung**	1
1.1	Vom Umweltproblem zum Sanierungsverfahren	3
1.2	Problemstellung und Lösungsansatz	8
1.3	Grundlagen	13
1.4	Zielstellung	26
2	**Material und Methoden**	29
2.1	Verwendete Sedimente	29
2.2	Saatgut und Pflanzenmaterial	34
2.3	Sedimentkonditionierung in Suspension	35
2.4	Sedimentkonditionierung in Schüttung im Labormaßstab	37
2.5	Sedimentkonditionierung in Schüttung im Pilotmaßstab	39
2.6	Test des konditionierten Sediments auf Laugbarkeit	41
2.7	Analytik der Sedimente	43
2.8	Analytik wäßriger Phasen	45
2.9	Struktur und Aggregatstabilität der Sedimente	46
2.10	Wasserdurchlässigkeit der Sedimente	48
2.11	Pflanzenwachstum und Schwermetallgehalt in Pflanzen	52
2.12	Konzept der Datenerhebung	54
3	**Ergebnisse und Diskussion**	57
3.1	Sedimentkonditionierung in Suspension	57
3.1.1	Redoxpotential und pH-Wert	57
3.1.2	Schwefeloxidation	59
3.1.3	Ammoniumoxidation	60
3.1.4	Salzgehalt des Sediments	61
3.1.5	Mobilität der Schwermetalle	62
3.1.6	Veränderung der Sedimentstruktur	63
3.2	Pflanzenauswahl für die Sedimentkonditionierung	65
3.3	Sedimentkonditionierung in Schüttung im Labormaßstab	69
3.3.1	Witterung	69
3.3.2	Entwicklung der Pflanzen	70
3.3.3	Wassergehalt im Sediment und Sickerwasser	70
3.3.4	Redoxpotential	71
3.3.5	Schwefel- und Ammoniumoxidation	73
3.3.6	Salzgehalt des Sediments	76

3.3.7	Mobilität der Schwermetalle	76
3.3.8	Veränderung der Sedimentstruktur	77
3.3.9	Wasserdurchlässigkeit	80
3.4	Sedimentkonditionierung in Schüttung im Pilotaßstab	85
3.4.1	Witterung	85
3.4.2	Entwicklung der Pflanzen	86
3.4.3	Wasserbilanz	91
3.4.4	Redoxpotential	97
3.4.5	pH-Wert	100
3.4.6	Mobilität der Schwermetalle	103
3.4.7	Veränderung der Sedimentstruktur	104
3.4.8	Wasserdurchlässigkeit	106
3.5	Schwermetallaufnahme durch die Pflanzen	109
3.6	Test des konditionierten Sediments auf Laugbarkeit	113
4	**Zusammenfassung**	115
5	**Literaturverzeichnis**	121
6	**Anlagenverzeichnis**	129

1 Einleitung

„Ich sah an alles Tun, das unter der Sonne geschieht,
und siehe, es war alles eitel und Haschen nach Wind"
Prediger SALOMO
Kap. 1, Vers 14

Grundsätzlich unterscheidet sich der Mensch von anderen Lebewesen unseres Planeten dadurch, daß er einen großen Teil der ihm zugänglichen Ressourcen nicht für die Erhaltung seiner Art, sondern für die Schaffung von Luxusgütern verwendet. Eine Grundlage für die Aufrechterhaltung dieser Lebensweise ist die Industrie. Dabei fallen in der Regel nicht nutzbare Endprodukte an, derer man sich entledigen muß. Problematisch wird es, wenn diese Endprodukte nicht organischer Natur sind und somit nicht von den Folgegliedern des biologischen Verwertungssystems beseitigt werden können. In einem solchen Fall können sich derartige Stoffe in der Umwelt anreichern und gegebenenfalls das biologische System stören oder sogar zerstören.

Vor der Schaffung geschlossener Produktionskreisläufe überließ man viele industrielle Abfälle dem Wasser der Flüsse und vertraute gemäß dem Sprichwort: „Fließt das Wasser über sieben Stein, ist es wieder rein" auf die Selbstreinigungskraft der Gewässer. Was bei organischen Substanzen in bestimmten Grenzen funktionierte, versagte allerdings bei Schwermetallen gänzlich. Zu den Schwermetallen industriellen Ursprungs kamen weitere Einträge aus dem Erzbergbau sowie der Braunkohleförderung und deren Verarbeitung, bei denen wenig geklärte Abwässer in die Flüsse geleitet wurden. Betrachtet man die stoffliche Zusammensetzung der Sedimente eines Flusses, so spiegelt sich in ihnen das anthropogene und geologische Geschehen seines Einzugsgebietes wider.

Greift der Mensch nicht ein, so führt ein Flußsystem auf seinem Weg von der Quelle bis zur Mündung ständig erodiertes Material mit. Bei Überschwemmungen wird dieses zum Teil in Auen abgelagert, beziehungsweise älteres Sediment wird wieder abgetragen und weiter verfrachtet. So besteht im natürlichen Flußlauf ein ständiges Wechselspiel zwischen Wasser und Sediment, oder wie HERAKLIT sagte: *panta rhei* – alles fließt.

Der Mensch beeinflußt die Fließgewässer jedoch nicht nur durch die Entnahme von Wasser oder das Einleiten von Abprodukten. Um ökonomische Interessen durchzusetzen, verändert er das gesamte ökologisch-dynamische Verhalten der Flüsse. So werden Dämme zur

Hochwasserregulierung gebaut und Talsperren errichtet, um die Trinkwasserversorgung zu gewährleisten, oder Flüsse werden kanalisiert und mit Wehranlagen versehen. Diese Bauwerke behindern aber den Sedimenttransport im Fluß und führen zur Konzentration der Sedimentablagerungen an diesen Stellen. In der Folge lagern in den Flüssen und Häfen von Industrieregionen oft große Mengen Sedimente, viele davon mit Schwermetallen belastet. Um die Funktionsfähigkeit der wassertechnischen Bauwerke, Häfen und Flüsse aufrechtzuerhalten, müssen die Sedimente regelmäßig beräumt werden.

Während sich die alten Ägypter auf die jährlichen Überschwemmungen des Nils freuten, weil er ihnen den nährstoffreichen Schlamm auf die Felder spülte und eine reiche Ernte in Aussicht stellte, steht für die heutige Menschheit oft nur noch die Frage, wie die belasteten Sedimente kostengünstig zu entsorgen sind.

1.1 Vom Umweltproblem zum Sanierungsverfahren

Mit Schwermetallen kontaminierte Gewässersedimente stellen besonders in Industriezentren und Hafenregionen weltweit ein großes Umweltproblem dar. Beispielsweise lagern allein in den Gewässern Sachsens 21 Mio. m³ Sedimente (18 Mio. m³ in Talsperren und 3 Mio. m³ in Fließgewässern I. Ordnung), von denen 3,7 Mio. m³ dringend zu beräumen sind [GIROD *et al.* 1996, DYBEK *et* GIROD 1999]. In einem 2,5 km langen Abschnitt der Weißen Elster im Stadtgebiet von Leipzig, dem Elsterflutbecken, lagern 330 000 t Sedimente. Diese Sedimente enthalten 1296 t Zink, 164 t Chrom, 94 t Blei, 81 t Nickel, 79 t Kupfer, 14 t Kobalt, 9 t Cadmium und ca. 2 t Silber [MÜLLER *et al.* 1998].

Solange sich die Schwermetalle in den anoxischen Sedimenten im Fluß befinden, sind sie in der Regel immobil. Um die Funktionsfähigkeit der Flüsse und wassertechnischen Bauwerke zu gewährleisten, müssen die Sedimente allerdings von Zeit zu Zeit beräumt werden. Kommen die Sedimente bei der Ausbaggerung und der anschließenden Lagerung mit Luft in Kontakt, gehen die Schwermetalle durch mikrobielle Prozesse teilweise in Lösung [LÖSER *et al.* 2001A]. Durch Niederschläge, die auf die Sedimente fallen, können die im Porenwasser gelösten Schwermetalle mit dem Sickerwasser aus dem Sediment ausgetragen werden [TIFFREAU *et al.* 1999]. Gelangen die schwermetallhaltigen Sickerwässer in den Boden und das Grundwasser, werden die abgelagerten Sedimente zum Umweltproblem.

Gegenwärtig wird der größte Teil der ausgebaggerten Sedimente durch Deponierung entsorgt, da praktikable und kostengünstige Reinigungsverfahren fehlen. Langfristig ist diese Form der Entsorgung aufgrund des weiterbestehenden Gefährdungspotentials keine Lösung. Dazu kommt eine zukünftige Verschärfung der gesetzlichen Richtlinien; so dürfen ab 2005 deponierte Abfälle einen Organikanteil von 5 % nicht überschreiten [TASi 1993]. Der Organikgehalt von Gewässersedimenten ist aber oft wesentlich höher. Perspektivisch ist deshalb mit steigenden Entsorgungskosten zu rechnen, und geeignete Sanierungsverfahren werden lukrativ und an Bedeutung gewinnen.

Eine Sanierung von schwermetallbelasteten Sedimenten kann nur durch eine Abtrennung der Schwermetalle vom Sediment erfolgen. Ein mikrobieller Abbau der Schadstoffe, wie beispielsweise bei Kohlenwasserstoffen, ist bei Schwermetallen nicht möglich.

Aus der Bodensanierung sind verschiedene Möglichkeiten der Schwermetallentfernung bekannt. Erfahrungsgemäß sind Schadstoffe in kontaminierten Böden vor allem am Feinkorn und an den organischen Komponenten gebunden [WEISSENFELS *et al.* 1992, RICHNOW *et al.* 1995, KÄSTNER *et al.* 1995, REINERT *et al.* 1999]. Die einfachste Art, die zu entsorgende

Menge an kontaminiertem Material zu reduzieren, besteht deshalb in der Klassierung nach der Korngröße. Durch diese Maßnahme erhält man eine hochkontaminierte Feinfraktion und eine nahezu schadstofffreie Grobfraktion. Auch in aquatischen Sedimenten sind polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe und Schwermetalle bevorzugt an der Organik und an schluffig-tonigen Bestandteilen gebunden [HOFF *et al.* 1999, MOSMANS *et* MILL 1999, LÖSER *et al.* 2001A]. Deshalb ist dieses Verfahren nicht nur auf Böden, sondern auch auf Sedimente anwendbar. Neben der Klassierung nach der Korngröße durch Siebung gibt es noch weitere Möglichkeiten der Trennung in eine gering- und eine hochbelastete Sedimentfraktion: die Separation im Hydrozyklon [HOFF *et al.* 1999, MOSMANS *et* MILL 1999, WINDEN *et al.* 1999], die Sedimentation der Grobfraktion in durchströmten Becken [RETTBERG 1990, WINDEN *et al.* 1999, VEEN *et al.* 1999], die Flotation unter Ausnutzung unterschiedlicher Oberflächeneigenschaften [VENGHAUS *et* WERTHER 1996, MOSMANS *et* MILL 1999,] und die Abtrennung der Organik unter Ausnutzung von Dichteunterschieden.

Die Trennung kontaminierter Sedimente in zwei Fraktionen bringt doppelten Nutzen. Zum einen kann die praktisch schadstofffreie Grobfraktion durch kommerzielle Verwertung wieder in den Stoffkreislauf zurückgeführt werden; so beschreiben HOFF *et al.* [1999], MOSMANS *et* MILL [1999], WINDEN *et al.* [1999] und VEEN *et al.* [1999] eine Abtrennung der Sandfraktion aus schwermetall- und mineralölkontaminierten Sedimenten aus Häfen, Flüssen und Kanälen. Zum anderen konzentrieren sich die Schadstoffe in einer kleineren Menge. Unter gegenwärtigen Bedingungen können dadurch die zu deponierenden Mengen und somit die Deponiekosten gesenkt werden. Perspektivisch sind diese Maßnahmen für Sedimente keine Lösung, da der Organikgehalt der Feinfraktion in der Regel deutlich höher als 5 % ist und damit den ab 2005 für deponierte Abfälle angestrebten Grenzwert für Organik überschreitet [TASi 1993].

Eine weitere Möglichkeit der Schwermetallentfernung aus Sedimenten ist die Extraktion mit verschiedenen Säuren. Durch den Einsatz von Mineralsäuren konnten MÜLLER [1982] und MESCH *et* RIED [1996] gute Ergebnisse erzielen. Die unselektive Wirkungsweise führt allerdings zu relativ hohen Abfallmengen (bis zu 20 % des eingesetzten Feststoffs). Ein ungünstiges Verhältnis zwischen Feststoff und Flüssigkeit sowie der hohe Energie- und Chemikalienbedarf machen dieses Verfahren ökonomisch aufwendig.

Versuche zur Extraktion der Schwermetalle mit organischen Säuren wurden von WÖMMEL [1993] und THÖMING *et al.* [1996] durchgeführt. Ein Vorteil ist dabei die biologische

Abbaubarkeit der organischen Säuren. Die erreichten Ergebnisse waren allerdings bei hochkontaminierten Böden unbefriedigend.

Als weitere Möglichkeit, biologisch abbaubare Stoffe als Extraktionsmittel und Komplexbildner zu verwenden, untersuchten FISCHER *et al.* [1993] den Einsatz von Aminosäuren und Zuckern. Hierbei sollten Abfallstoffe aus biologischen Prozessen eingesetzt werden [FISCHER *et al.* 1998]. Die Verwendung von Aminosäuren und Zuckern als Extraktionsmittel befindet sich allerdings noch am Anfang der Entwicklung.

Bei der Gewinnung von Kupfer und Gold wird die großtechnische, mikrobielle Laugung aus sulfidischen Erzen angewandt. Um das bei hydrothermal gebildeten goldhaltigen Erzen oft in Pyrit eingeschlossene Gold zu gewinnen, oxidiert man das Pyrit. Eine Vorbehandlung der goldhaltigen Erze durch Bioleaching verbessert dabei die Goldausbeute deutlich [DEW *et al.* 1997]. Die als Bioleaching bezeichnete mikrobielle Laugung wird auch genutzt, um schwerlösliches Kupfersulfid mittels autotropher Bakterien zu leicht löslichem Kupfersulfat zu oxidieren [BOSECKER 1994]. Diese Art von Metallgewinnung erfolgt in Halden als Festbettlaugung. Ist elementarer Schwefel vorhanden, wird dieser zu Schwefelsäure oxidiert. Die mikrobiell gebildete Schwefelsäure bringt ihrerseits die in verschiedenen Bindungsformen vorliegenden Schwermetalle abiotisch in Lösung [SEIDEL *et al.* 1995, BOSECKER 1997]. Prinzipiell kann die mikrobielle Erzlaugung auch zur Sanierung schwermetallkontaminierter Sedimente genutzt werden [CALMANO *et* AHLEF 1988, COUILLARD *et* CHARTIER 1993, COUILLARD *et al.* 1994, MERCIER *et al.* 1996]. Allerdings erfolgt ein Leaching der Schwermetalle in der Regel in Suspension.

Eine sehr schonende Technologie der Schwermetallentfernung aus Böden ist die Sanierung mit Hilfe von Pflanzen, auch als *heavy metal harvesting* bekannt. Im Vergleich zu den chemisch-physikalischen Verfahren zur Reinigung schwermetallbelasteter Böden und Sedimente ist die Phytosanierung allerdings nur von geringer Bedeutung. Grund dafür sind die geringen Austragsraten für Schwermetalle über die Pflanzen und der daraus resultierende enorme Zeitbedarf für diese Art der Sanierung [BROOKS 1998]. Durch neue biochemische und molekularbiologische Erkenntnisse bezüglich der Schwermetallaufnahme durch höhere Pflanzen erhofft man sich eine Steigerung der Effizienz des Schwermetallentzuges aus Böden und Sedimenten [MAYWALD *et* WEIGEL 1997].

Da die zu behandelnden schwermetallkontaminierten Sedimente in großen Mengen anfallen, sind die in Suspension arbeitenden Verfahren nicht anwendbar. Suspensionsreaktoren sind kostenintensiv, und die Betriebskosten sind hoch. Zudem würde der Reaktionsraum schlecht

ausgenutzt. Im Falle der untersuchten Sedimente waren Feststoffgehalte über 10 % kaum realisierbar. Letztlich sind durch Suspensionslaugung gereinigte Sedimente ohne Nachbehandlung in ihrer weiteren Nutzung stark eingeschränkt.

Somit erscheint lediglich die Laugung im Festbett praktikabel. Für die Festbettlaugung werden keine teuren Ausrüstungen benötigt, die Laugung kann in aufgeschütteten Mieten erfolgen. Der Reaktionsraum einer solchen Sedimentschüttung wird infolge des hohen Feststoffanteils gut genutzt. Die Betriebskosten für diese Behandlungsform sind vergleichsweise niedrig. Es fällt ein von der Struktur her krümelig-erdiges Material an [LÖSER *et al.* 2000B].

Als Alternative zur Deponierung und zur Suspensionslaugung wurde ein Verfahren entwickelt, bei dem die Schwermetalle aus den kontaminierten Sedimenten im Festbett durch mikrobielle Laugung entfernt werden. Bei diesem Verfahren wird zuerst das nahezu schadstofffreie Grobkorn durch Klassierung abgetrennt [LÖSER *et al.* 2001A], danach wird das hochbelastete Feinkorn konditioniert [LÖSER *et al.* 1999A, LÖSER *et* ZEHNSDORF 2002], und anschließend werden die Schwermetalle durch Bioleaching entfernt [SEIDEL *et al.* 1998, LÖSER *et al.* 1999B]. Nach dem Bioleaching wird das gelaugte Material revitalisiert [LÖSER *et al.* 2000A] und kann als Bodenverbesserungsmittel auf Rekultivierungsflächen eingesetzt werden (Abbildung 1.1).

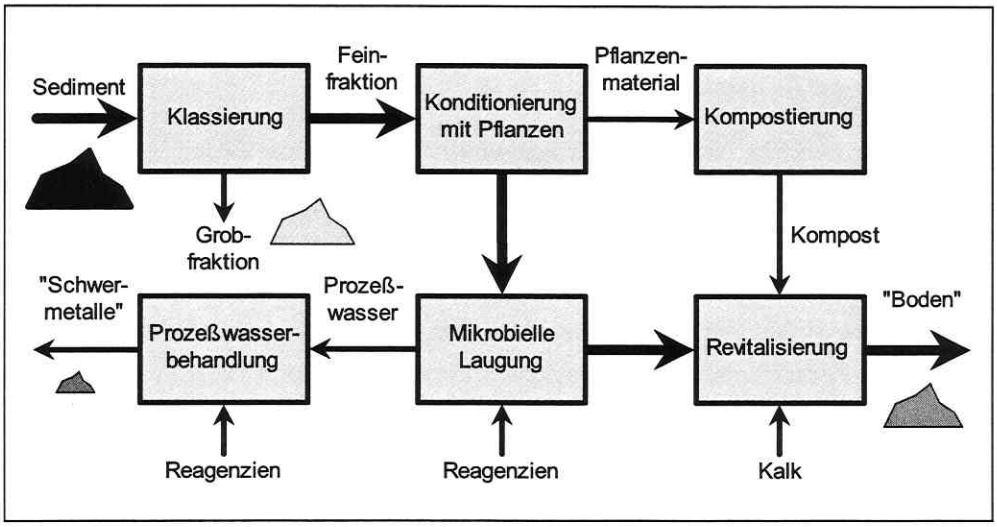


Abb. 1.1: Fließbild des Verfahrens zur Reinigung schwermetallbelasteter Sedimente durch Bioleaching

Der Hauptschritt des Verfahrens ist die mikrobielle Laugung, auch Bioleaching genannt. Im vorgestellten Verfahren wird dem Sediment elementarer Schwefel zugesetzt, der von den

autochthonen Bakterien zu Schwefelsäure oxidiert wird. Die Schwefelsäure mobilisiert die Schwermetalle, die dann ausgewaschen werden können. Durch das homogene Einmischen des Schwefels in das Sediment läuft die Oxidation zur Schwefelsäure praktisch zeitgleich im gesamten Sediment ab.

Aus ökonomischen Gründen ist das Bioleaching nur im Festbett und nicht in Suspension sinnvoll. Im Gegensatz zur Suspensionslaugung erfordert die Festbettlaugung ein gas- und wasserdurchlässiges Material. Das ist zum einen nötig, um die aeroben, schwefeloxidierenden Mikroorganismen mit Luft zu versorgen. Zum anderen müssen die im Porenwasser gelösten Schwermetalle durch Auswaschen aus dem Sediment entfernt werden.

Frisch gebaggerte Sedimente sind jedoch schlammig-pastös, anoxisch, praktisch undurchlässig für Wasser und Gas und damit ohne Vorbehandlung für die Festbettlaugung ungeeignet [SEIDEL *et al.* 1998]. Die Überführung des frisch gebaggerten Sediments in ein krümelig-erdiges, gut wasser- und gasdurchlässiges Material soll im Verfahrensschritt der Konditionierung erfolgen.

1.2 Problemstellung und Lösungsansatz

Problemstellung

Aus ökonomischen Gründen ist die Reinigung schwermetallkontaminierter Gewässersedimente durch Bioleaching nur im Festbett möglich. Die Laugung im Festbett erfordert ein gut gas- und wasserdurchlässiges Material. Frisch gebaggerte Sedimente sind aber gewöhnlich schlammig-pastös, sehr wasserhaltig und für Gas und Wasser praktisch undurchlässig (Abbildung 1.2). Deshalb sind sie ohne Vorbehandlung für eine Festbettlaugung ungeeignet. Um die Sedimente der Festbettlaugung zugänglich zu machen, muß ihre Struktur verändert werden.

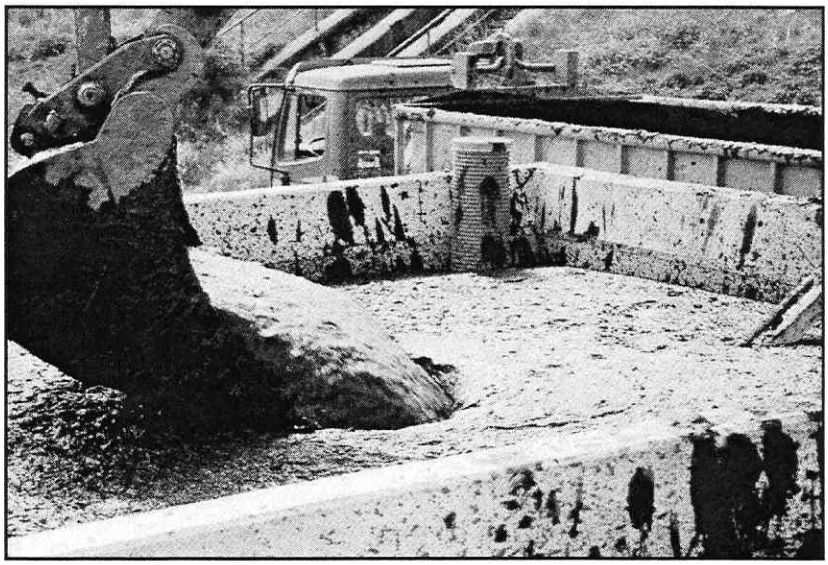
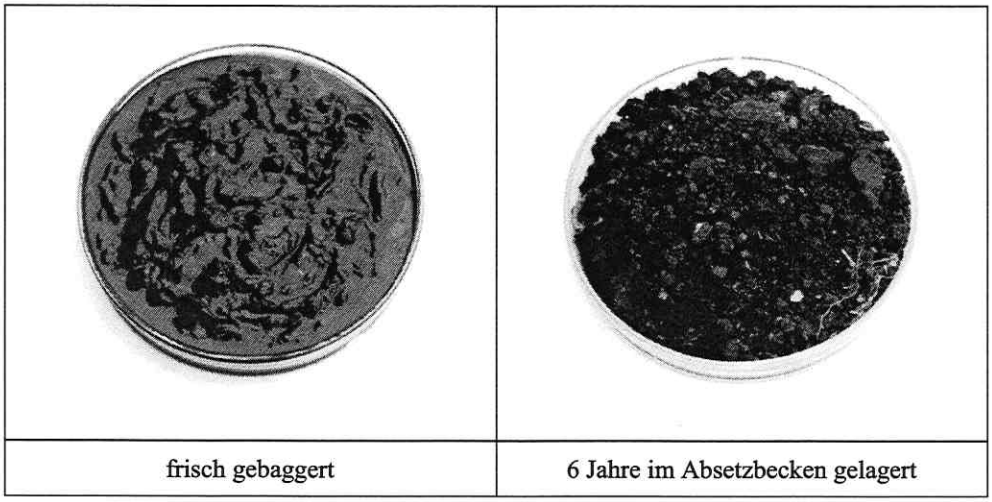


Abb. 1.2: Frisch gebaggertes Sediment ist schlammig-pastös, anoxisch und für Wasser und Gas praktisch undurchlässig.

Die Änderung der Struktur von ausgebaggerten Sedimenten im Laufe der Zeit konnte in den Absetzbecken der Geschiebefalle Kleindalzig, 20 km südlich von Leipzig, beobachtet werden. Gebaut wurde diese Geschiebefalle im Zuge der Kanalisierung der Weißen Elster zum Schutz des benachbarten Tagebaus Zwenkau. Das Betonbett der Weißen Elster mußte vor der Zerstörung durch mitgeführte Steine, Kies und Sand geschützt werden. Die Geschiebefalle besteht aus einem Becken, das etwa die dreifache Breite des Flußlaufes besitzt und zirka 200 m lang ist. Der Beckenboden liegt 2 m unter dem Niveau des Flußbettes. Bei Normalwasserstand ist die Geschiebefalle zirka 3 m hoch mit Wasser und Sediment gefüllt. Durch die Verbreiterung des Flußbettes nimmt die Fließgeschwindigkeit des Wassers in der

Geschiebefalle ab, und das Flußgeschiebe sedimentiert. Neben Kies, Steinen und Sand werden in dieser Falle auch feinkörnige Materialien (Ton, Schluff) abgelagert. Besonders diese Bestandteile des Sediments sind mit Schwermetallen belastet [LÖSER *et al.* 2001A]. Ist die Geschiebefalle gefüllt, muß sie zur Aufrechterhaltung ihrer Funktion entleert werden. Da die Sedimente bei der Ausbaggerung aus der Geschiebefalle sehr wasserhaltig sind, werden sie zur Entwässerung und zur Herstellung der Transport- und Deponierfähigkeit in Absetzbecken verbracht. Diese Becken befinden sich in unmittelbarer Nähe der Geschiebefalle, sind 110 m lang, zirka 85 m breit und 3,5 m tief und mit einer Drainage ausgestattet.

Zur Beräumung der Sedimente aus der Geschiebefalle wurden zwei verschiedene Technologien angewandt. Im Jahr 1993 wurden die Sedimente mit Hilfe eines Baggers aus der Geschiebefalle entnommen, in Lastkraftwagen geladen und in die Absetzbecken gekippt. Dadurch entstand in den Absetzbecken eine Ablagerung aus einem Gemisch aller Sedimentfraktionen. Während der Lagerung der Sedimente in den Absetzbecken floß ein Teil des Wassers über die Drainage ab, und ein weiterer Teil verdunstete über die Sedimentoberfläche. Auf den Sedimenten entwickelte sich in kurzer Zeit eine geschlossene Pflanzendecke. Nach 6 Jahren hatten die Pflanzen einen großen Teil der Sedimentschüttung durchwurzelt, und das Sediment hatte eine krümelig-erdige Struktur angenommen (Abbildung 1.3).



frisch gebaggert	6 Jahre im Absetzbecken gelagert

Abb. 1.3: Strukturänderung von Sediment der Weißen Elster aus der Geschiebefalle Kleindalzig während der Lagerung im Freien

Im Herbst 1998 wurde die Geschiebefalle unter Verwendung eines Schwimmbaggers entleert. Dabei wurde das Sediment als Suspension in die Absetzbecken gepumpt. Beim Einspülen

klassierte das Sediment (Abbildung 1.4). Im Einlaufbereich entstanden Ansammlungen aus Kies und Sand, gefolgt von einem Bereich aus Sand und Schluff, und schließlich ein Abschnitt mit ausschließlich feinkörnigem Material (Schluff und Ton mit geringem Sandanteil). Besonders das feinkörnige Material war stark mit Schwermetallen belastet und deshalb sanierungsbedürftig [LÖSER *et al.* 2001A]. Außerdem war diese Feinfraktion sehr wasserhaltig und damit in der Konsistenz schlammig-pastös. Der hohe Wassergehalt machte sowohl den Transport auf der Straße als auch die Deponierung problematisch.

Nach 9 Monaten war nur der mittlere, aus einem Gemisch von Sand und Schluff bestehende Bereich dicht mit Pflanzen bewachsen. Der mit Kies und Sand gefüllte Beckenteil war für die meisten Pflanzen zu trocken und bot nur einigen Gräsern die Möglichkeit zur Entwicklung. Das feinkörnige Material war zu diesem Zeitpunkt noch zu naß und nur spärlich besiedelt [LÖSER *et al.* 2001A].

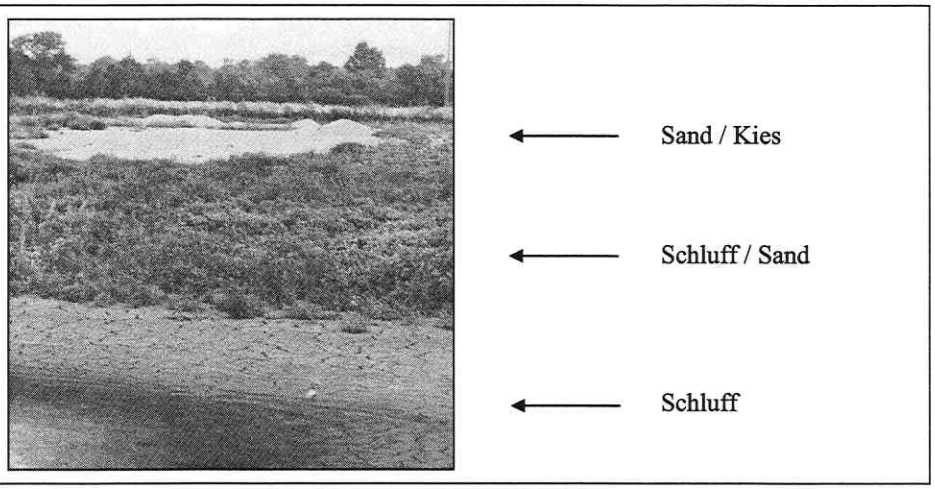


Abb. 1.4: Sediment der Weißen Elster 9 Monate nach der Befüllung eines Absetzbeckens der Geschiebefalle Kleindalzig (August 1999)

Eine einfache Trocknung des feinkörnigen Sediments führte zu Rissen und zur Bildung großer Sedimentstücke ohne Krümelbildung (Abbildung 1.5 links). Im Inneren blieb das Material noch lange anoxisch und pastös, und bei Wiederbefeuchtung zum Beispiel durch Regen wurde das Sediment wieder schlammig. Diese Beobachtungen decken sich auch mit den Angaben von VERMEULEN *et al.* [2000].

Im Randbereich des Sediments änderte sich unter dem Einfluß von Pflanzenbewuchs die Struktur des feinkörnigen Sediments von schlammig-pastös zu krümelig-erdig, und das Material wurde gut wasserdurchlässig (Abbildung 1.5 rechts).

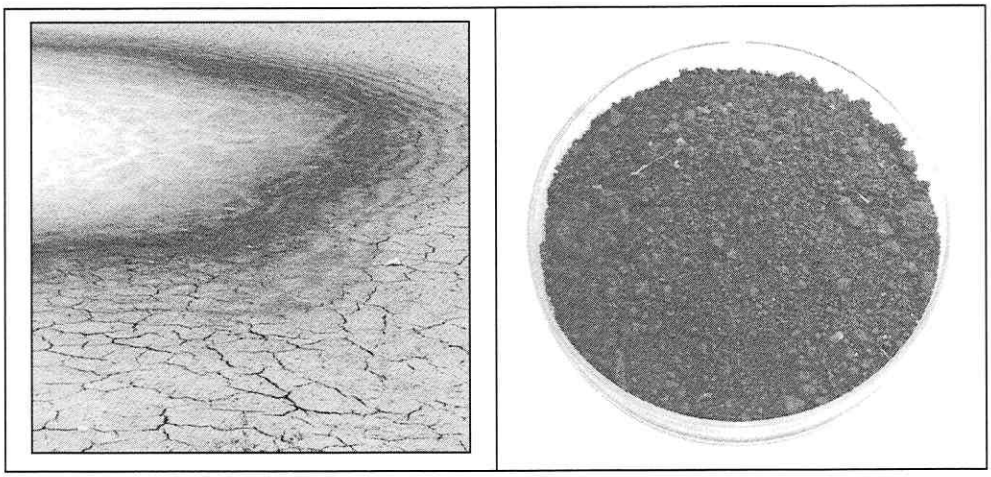


Abb. 1.5: Nach 9 Monaten zeigt das feinkörnige Sediment im Absetzbecken ohne Bewuchs Trockenrisse und Schollenbildung (links); mit Pflanzen bewachsenes Sediment ist dagegen bereits krümelig-erdig (rechts).

Lösungsansatz

Für das Bioleaching im Festbett ist es erforderlich, das schlammig-pastöse Sediment in ein gut wasser- und gasdurchlässiges Material zu überführen. Beim Trocknen riß das Sediment auf, und es entstanden größere Stücke, die im Inneren anoxisch blieben. Unter dem Einfluß von Pflanzen veränderten die in den Absetzbecken der Geschiebefalle Kleindalzig gelagerten Sedimente nachhaltig ihre Struktur.

Durch eine Bepflanzung des feinkörnigen und schadstoffreichen Sediments mit speziell dafür ausgewählten Pflanzenspezies soll eine zielgerichtete und beschleunigte Überführung der Sedimente von ihrer schlammig-pastösen Ausgangsform in ein krümelig-erdiges, gut wasser- und gasdurchlässiges Material erfolgen. Dieser Verfahrensschritt, die Konditionierung, soll dazu beitragen, den Zeitraum zwischen Sedimentausbaggerung und Sedimentbehandlung zu verkürzen und damit den Bedarf an Lagerflächen zu verringern.

Während bei unbepflanzten Sedimenten anfangs die Verdunstung des Wassers nur an der Oberfläche erfolgt und erst mit dem Auflaufen des spontanen Bewuchses ein zusätzlicher Wasserentzug durch Transpiration einsetzt, könnte eine gezielte Bepflanzung gleich zu Beginn des Konditionierungsprozesses den Wasserentzug beschleunigen. Dadurch könnte in gleicher Zeit eine größere Menge Sediment konditioniert werden. Entscheidend für den Erfolg der Bepflanzung ist die Transpirationsrate der Pflanzen und die Durchwurzelungstiefe. Je tiefer die Pflanze wurzelt, desto schneller kann sie Wasser aus tieferen Sedimentschichten an die Oberfläche transportieren und dort abgeben.

Im bepflanzten Sediment kommt es im Wurzelraum zu Interaktionen zwischen Pflanzenwurzeln und Mikroorganismen. Die dabei ausgeschiedenen Stoffwechselprodukte könnten einen Einfluß auf die Stabilität der bei der Konditionierung angestrebten Aggregate haben. Eine Erhöhung der Aggregatstabilität ist günstig für die Festbettlaugung der Sedimente und ermöglicht größere Schütthöhen.

Zur Konditionierung von frischem Sediment sollten Pflanzen eingesetzt werden, deren natürliches Verbreitungsgebiet die unmittelbare Ufernähe ist. Diese Pflanzen haben sich an diesen speziell durch Staunässe gekennzeichneten Lebensraum angepaßt. So kommen als Pflanzenmaterial prinzipiell alle Helophyten in Betracht, aber auch Pflanzen, die auf zeitweilig staunassen Standorten wachsen.

1.3 Grundlagen

Die Sedimentkonditionierung als bodenphysikalischer Prozeß

Gefügebildung

Das Ziel der Konditionierung ist die Überführung des schlammig-pastösen Sediments in ein krümelig-erdiges, gut wasser- und gasdurchlässiges Material. Dazu müssen sich die einzelnen Sedimentpartikel zu Gefügeformen, wie Krümel, vereinen. Als Krümel werden in der Bodenkunde Aggregate mit einer Größe von 0,25 bis 10 mm bezeichnet, wobei diese Krümel aus miteinander verklebten Partikeln bestehen. Für die Konditionierung sind in erster Linie die Bodenkrümel interessant, die durch die Verkittung von Mikroaggregaten und primären Bodenpartikeln gebildet werden [WERSCHININ 1958].

Der Krümelbildungsprozeß läßt sich in drei Stadien gliedern. Zunächst verkitten die einzelnen Partikel zu einer Gesamtmasse. Anschließend zerfällt diese Masse durch verschiedene Einflüsse in Krümel (Abbildung 1.6). Ursachen für diesen Zerfall sind die unterschiedliche Austrocknung mit einhergehender Riß- und Spaltenbildung, Gefrieren des Bodenwassers und die zergliedernde Wirkung von Pflanzenwurzeln. Das dritte Stadium ist die Entstehung wasserbeständiger Bodenaggregate, die durch Huminsäuren bedingt wird [WERSCHININ 1958].

Neben den Pflanzen sind an der Krümelbildung auch Mikroorganismen und Regenwürmer beteiligt [KUNTZE *et al.* 1994]. Die Bodenfauna durchmischt mineralische Partikel, Pflanzenteile und Tierlosungen und schafft dadurch die Grundlage für die Krümelung des Bodens. Da der Boden durch das Wurzelwachstum der Pflanzen kontinuierlich aufgelockert wird und nach dem Absterben der Wurzeln Hohlräume in den Wurzelkanälen entstehen, haben die Pflanzen einen großen Einfluß auf die Gefügebildung des Bodens [GISI 1990]. Besonders deutlich wird dies daran, daß die unterirdischen Pflanzenorgane mit 1 bis 6 Gramm Trockensubstanz pro Liter Boden das zwei- bis dreifache der Biomasse aller Bodenorganismen ausmachen können [GISI 1990]. Besonders für tonige Böden spielt der Einfluß der Pflanzenwurzeln auf die Gefügebildung und die Entstehung eines Krümelgefüges eine große Rolle [SCHEFFER *et* SCHACHTSCHABEL 1998].

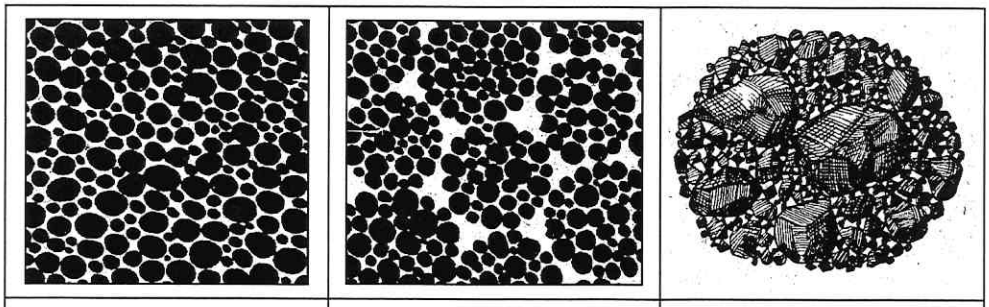


Abb. 1.6: Veränderung der Bodenstruktur durch Krümelbildung (verändert nach [LERCH *et al.* 1963])

Wasserentzug

Für die Sedimenttrocknung ist in erster Linie die mechanische Bindung zwischen Wasser und Sediment von Bedeutung. Dazu gehören die kapillare Feuchtigkeit und die Oberflächenfeuchtigkeit. Unter Oberflächenfeuchtigkeit versteht man Wasser, das durch reine Adhäsionskräfte am Sediment gebunden ist. Die kapillare Feuchtigkeit ist das Wasser, das in den Poren des Sediments festgehalten wird. Bei der Trocknung gelangt es durch Kapillarkräfte an die Sedimentoberfläche. Ist der Radius der Kapillare größer 10 µm, entspricht der Dampfdruck der Kapillarflüssigkeit dem Sättigungsdampfdruck ($\varphi = 1$). Die kapillare Feuchtigkeit verhält sich dann wie die Oberflächenfeuchtigkeit, und es muß keine zusätzliche Energie zu ihrer Entfernung aufgebracht werden [BOCKHARDT *et al.* 1992].

Bei der Trocknung des Sediments werden demnach zuerst das Oberflächenwasser und das Wasser aus den groben Kapillaren entfernt. Die Diffusion an die Sedimentoberfläche ist gegenüber der Diffusion in die Luft groß, und die Geschwindigkeit der Verdunstung wird nur von der freien Sedimentoberfläche bestimmt. Dabei ist die Trocknungsgeschwindigkeit nicht von der Schichtdicke des Sediments abhängig. Beim Wasser aus den feineren Kapillaren ist die Trocknungsgeschwindigkeit davon abhängig, mit welcher Geschwindigkeit die Feuchtigkeit aus dem Sedimentinneren an die Sedimentoberfläche transportiert wird. Jetzt ist auch die Schichtdicke oder Schütthöhe des Sediments von Bedeutung. Bei einer unbepflanzten Sedimentoberfläche kann das Wasser nur durch Diffusion aus dem Sedimentinneren an die Sedimentoberfläche gelangen. Bei einer bepflanzten Sedimentoberfläche wird dagegen durch die Pflanzen zusätzlich Wasser aufgenommen und durch Transpiration über die Blätter abgegeben [MENGEL 1991].

Im 1993 aus der Geschiebefalle Kleindalzig gebaggerten Sediment waren 70 % der Poren kleiner als 10 µm [LÖSER *et al.* 1999A]. Bei Sedimenten, die mit einem Schwimmbagger ausgebaggert werden und bei denen nur der Feinanteil weiterbehandelt wird, dürften die Verhältnisse noch ungünstiger liegen. Darin liegt auch der Grund für die sehr langsame Trocknung dieser Sedimentfraktion im Absetzbecken (Abbildung 1.5 links).

Druckverlust in Sedimentschüttungen

Voraussetzung für die Laugung der Sedimente im Festbett ist eine gute Durchlässigkeit für Wasser und Gas. Die Durchlässigkeit der Schüttung für mobile Phasen wie Wasser und Gas wird vom Druckverlust p_v in der Schüttung bestimmt. Ziel der Strukturänderung durch die Konditionierung der Sedimente ist die Verringerung des Druckverlustes in der Sedimentschüttung. Von Interesse ist deshalb, wovon der Druckverlust in einer Sedimentschüttung abhängt, um daraus Maßnahmen zur Verringerung des Druckverlustes abzuleiten. Somit stellt der Druckverlust einer Schüttung eine wichtige Kenngröße zur Bewertung des Konditionierungserfolges dar.

Zur mathematischen Beschreibung der Druckverhältnisse in der Schüttung dient die Gleichung von Bernoulli:

$$p_1 + \rho \cdot g \cdot h_1 + \frac{\rho}{2} \cdot \overline{\omega}_1^2 = p_2 + \rho \cdot g \cdot h_2 + \frac{\rho}{2} \cdot \overline{\omega}_2^2 + \Delta p_v \qquad (1.1)$$

Die Strömungsgeschwindigkeit der Flüssigkeit in der Sedimentschüttung ist sehr klein und zudem am Eingang und Ausgang des Festbetts gleich groß, so daß die kinetische Energie der strömenden Flüssigkeit bei den Betrachtungen zum Druckverlust in der Schüttung vernachlässigt werden kann:

$$p_1 + \rho \cdot g \cdot h_1 = p_2 + \rho \cdot g \cdot h_2 + \Delta p_v \qquad (1.2)$$

p_1	=	Druck an der Position 1
h_1	=	Höhe der Position 1
p_2	=	Druck an der Position 2
h_2	=	Höhe der Position 2
ρ	=	Dichte des Fluids
g	=	Erdbeschleunigung
Δp_v	=	Druckverlust in der Schüttung

Um den Druckverlust einer Sedimentschüttung bestimmen zu können, müssen demnach der Druck am Eingang und am Ausgang einer Schüttung ermittelt werden sowie die Höhe der Schüttung bekannt sein (Abbildung 1.7).

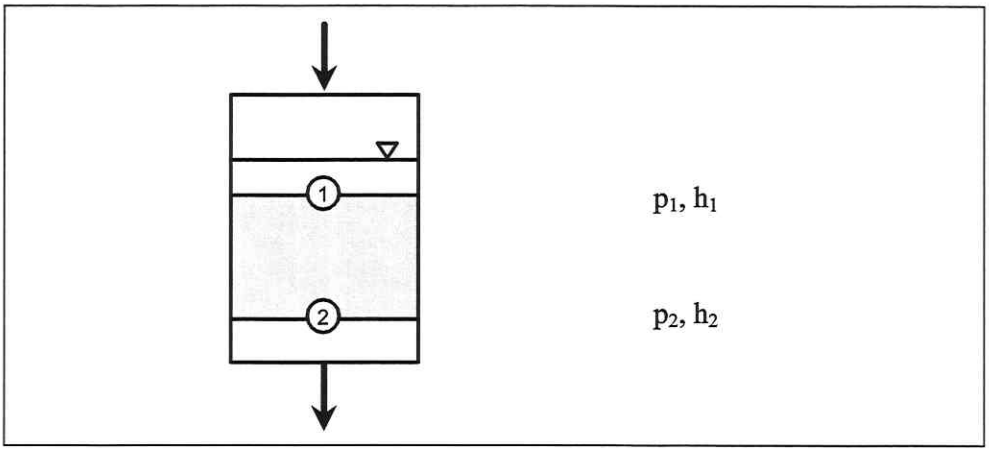


Abb. 1.7: Schematische Darstellung einer Sedimentschüttung mit Meßpunkten zur Ermittlung des Druckverlustes

Der Druckverlust in einer Sedimentschüttung ist von der Partikelform, der Partikelgröße, der Anordnung der Partikel und den physikalischen Eigenschaften des Fluids sowie von der Strömungsgeschwindigkeit abhängig. Um den Druckverlust einer Sedimentschüttung zu berechnen, werden die Agglomerate vereinfachend als Kugeln betrachtet. Nach BRAUER *et* MEWES [1972] gilt für den Druckverlust einer aus Kugeln einheitlichen Durchmessers bestehenden Schüttung:

$$\Delta p_v = \psi \cdot l \cdot \frac{1-\varepsilon}{\varepsilon^3} \cdot \rho \cdot \frac{1}{d_p} \overline{\omega}^2 \tag{1.3}$$

Δp_v	=	Druckverlust in der Schüttung
ψ	=	Widerstandszahl
ε	=	Lückengrad
$\overline{\omega}$	=	Leerrohrgeschwindigkeit
ρ	=	Dichte des Fluids
l	=	Länge der durchströmten Schüttung
d_p	=	Partikeldurchmesser

Gleichung 1.3 gilt allerdings nur, wenn das Lückenvolumen zwischen den Partikeln vollständig vom strömenden Fluid (entweder Gas oder Flüssigkeit) eingenommen wird. Die Leerrohrgeschwindigkeit $\overline{\omega}$ entspricht dabei der in der Praxis verwendeten spezifischen Flächenbelastung ($m^3/m^2/h$):

$$\overline{\omega} = \frac{Q}{A} \tag{1.4}$$

$\overline{\omega}$	=	Flächenbelastung
Q	=	Volumenstrom
A	=	Oberfläche

Der Lückengrad entspricht dem Volumenanteil des Raumes zwischen den Partikeln der Schüttung, und es gilt:

$$\varepsilon = \frac{V_g - V_p}{V_g} \tag{1.5}$$

ε = Lückengrad
V_g = Gesamtvolumen der Schüttung
V_p = Volumen der Partikel

Die Widerstandszahl ψ ist von der Reynoldszahl des durch die Schüttung strömenden Fluids abhängig. BRAUER *et* MEWES [1972] geben für die Widerstandszahl ψ folgende Beziehung an:

$$\Psi = \frac{160}{Re} + \frac{3{,}1}{Re^{0{,}1}} \tag{1.6}$$

ψ = Widerstandszahl
Re = Reynoldszahl

Diese Beziehung gilt für Gleichkornschüttungen (einheitlicher Partikeldurchmesser) und wurde innerhalb der Grenzen von Re = 0,04 bis Re = 30000 experimentell bestätigt [BRAUER *et* MEWES 1972]. Die Reynoldszahl ist eine Ähnlichkeitskennzahl zur Charakterisierung von Fluidströmungen. Nach BRAUER *et* MEWES [1972] gilt unter der Voraussetzung einer Gleichkornschüttung für die Reynoldszahl:

$$Re = \frac{1}{1-\varepsilon} \cdot \frac{\overline{\omega} \cdot d_p}{\nu} \tag{1.7}$$

Re = Reynoldszahl
ε = Lückengrad
$\overline{\omega}$ = Flächenbelastung
d_p = Partikeldurchmesser
ν = kinematische Viskosität des Fluids

Im realen Fall haben aber Sedimentschüttungen ein breites Korngrößenspektrum, so daß die Annahme eines einheitlichen Durchmessers aller Partikel die tatsächliche Situation nur unzureichend beschreibt. Deshalb wird im Folgenden davon ausgegangen, daß die Schüttung aus verschieden großen Kugeln besteht, die weitgehend gleichmäßig miteinander vermischt sind. Diese Annahme begründet sich darauf, daß das konditionierte und gesiebte Sediment im erdfeuchten Zustand aus geringer Höhe geschüttet wird und dabei erfahrungsgemäß keine Klassierung der unterschiedlich großen Agglomerate erfolgt. Da es in einer Mehrkornschüttung keinen einheitlichen Durchmesser für alle Partikel gibt, muß zunächst ein äquivalenter oder mittlerer Durchmesser berechnet werden [JESCHAR 1964]:

$$d_m = \frac{1}{\sum_{i=1}^{i=n} \frac{V_{p,i}}{V_p \cdot d_{p,i}}} \tag{1.8}$$

d_m = mittlerer Partikeldurchmesser
V_p = Gesamtvolumen der Partikel
$V_{p,i}$ = Volumen der Partikel der Fraktion i
$d_{p,i}$ = Durchmesser der Partikel der Fraktion i

Der Volumenanteil der einzelnen Partikelfraktionen läßt sich durch Siebanalyse bestimmen. Der Durchmesser der Partikel jeder Fraktion entspricht dem mittleren Durchmesser der jeweiligen Siebfraktion.

Die Verknüpfung der Gleichungen 1.3 bis 1.8 ergibt eine Gleichung für die Berechnung des Druckverlustes in einer Mehrkornschüttung:

$$\Delta p_v = \left(160 \cdot \frac{(1-\varepsilon)^2}{\varepsilon^3} \cdot \frac{\eta \cdot \overline{\omega}}{d_m^2} + 3{,}1 \cdot \frac{(1-\varepsilon)^{1,1}}{\varepsilon^3} \cdot \frac{\rho^{0,9} \cdot \eta^{0,1} \cdot \overline{\omega}^{1,9}}{d_m^{1,1}} \right) \cdot l \tag{1.9}$$

Δp_v = Druckverlust in der Schüttung
ε = Lückengrad
$\overline{\omega}$ = Flächenbelastung
ρ = Dichte des Fluids
l = Länge der durchströmten Schüttung
d_m = mittlerer Partikeldurchmesser
η = dynamische Viskosität des Fluids ($\eta = \nu \cdot \rho$)

Bei der Herleitung der Berechnungsformel für den Druckverlust wurde bisher immer von "Fluid" gesprochen; damit ist sowohl Wasser als auch Gas gemeint. Es ist nun zu beachten, daß Gleichung 1.9 nur in zwei Fällen gilt: Wenn die Lücken zwischen den Partikeln entweder vollständig mit Wasser gefüllt und damit gasfrei sind, oder wenn die Poren gasgefüllt sind und frei von Porenwasser. Das Problem ist, daß beides Grenzfälle sind, die sich praktisch kaum realisieren lassen. So enthält wassergesättigtes Sediment, mit Ausnahme des frischgebaggerten Materials immer Gasblasen und feuchtes Sediment enthält immer Porenwasser.

Eine qualitative Bewertung der Gleichung 1.9 hinsichtlich des Einflusses der einzelnen Größen auf den Druckverlust wird für Wasser als Fluid durchgeführt. Wasser ist hochviskoser als Luft, und damit wird dem Wasser bei der Durchströmung der Schüttung ein wesentlich größerer Widerstand entgegengesetzt.

Der Druckverlust ist demnach eine Funktion der Viskosität und der Dichte des Wassers, der Länge der durchströmten Schüttung, der Strömungsgeschwindigkeit oder Flächenbelastung, des mittleren Partikeldurchmessers und des Lückengrades. Die Dichte und die Viskosität des

Wassers sind im Prozeß nicht beeinflußbar. Die Länge der durchströmten Schüttung, die der Schütthöhe des Festbetts im Laugungsprozeß entspricht, sollte aus ökonomischen Gründen in der Praxis möglichst groß sein. Erfahrungsgemäß sind Schütthöhen zwischen 1 und 2 Metern realistisch. Dabei ist zu berücksichtigen, daß mit zunehmender Schütthöhe nicht nur die durchströmte Länge ansteigt, sondern auch die Triebkraft für den Transport zunimmt.

Die Flächenbelastung entspricht der Wassermenge, die pro Zeiteinheit auf die Oberfläche der Schüttung gegeben wird. Die schnelle Entfernung der im Laugungsprozeß solubilisierten Schwermetalle erfordert eine hohe Flächenbelastung des Festbetts mit dem Waschwasser. Allerdings darf der dabei auftretende Druckverlust nicht zu hoch sein, um eine Überstauung des Sediments mit Wasser zu vermeiden. Bei Bioleachingversuchen mit einem 6 Jahre abgelagerten Sediment [LÖSER *et. al* 2001B] erwies sich eine Flächenbelastung von 50 l/m²/h als praktikabel. Eine Erhöhung der Flächenbelastung auf 100 l/m²/h erscheint nach den bisherigen Erfahrungen mit Perkolationsversuchen im Labormaßstab realisierbar.

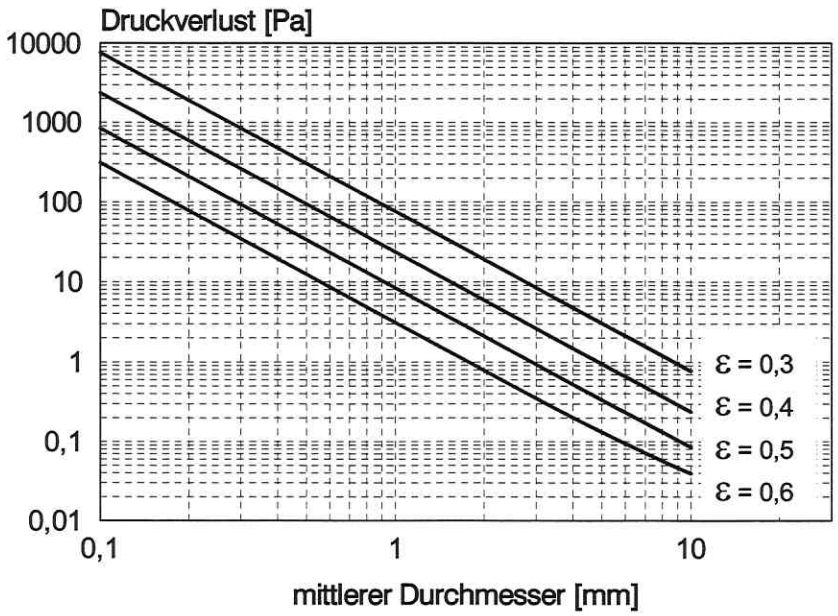


Abb. 1.8: Druckverlust in der Sedimentschüttung in Abhängigkeit des mittleren Partikeldurchmessers und des Lückengrades (Berechnung nach Gleichung 1.9 für Wasser, $l = 2$ m, $\overline{\omega} = 100$ l/m²/h)

Unter Berücksichtigung dieser Rahmenbedingungen sind der Druckverlust der Schüttung und damit die Wasserdurchlässigkeit nur über den Lückengrad und den mittleren Partikeldurchmesser beeinflußbar. In Abbildung 1.8 ist die Abhängigkeit des Druckverlustes vom Lückengrad und vom mittleren Partikeldurchmesser dargestellt. Die Berechnungen erfolgten

nach Gleichung 1.9 unter der Annahme einer 2 m hohen Sedimentschüttung und einer Flächenbelastung von 100 l/m²/h.

Je nach Größe der Agglomerate ist demnach auch der Druckverlust in der Sedimentschüttung unterschiedlich. So bewirkt eine Aggregatvergrößerung eine starke Verringerung des Druckverlustes in der Schüttung. Durch die Strukturveränderung des Sediments während der Konditionierung und durch eine anschließende Siebung ändert sich sicher auch der Lückengrad des Sediments. Mit steigendem Lückengrad verringert sich der Druckverlust, und die Durchlässigkeit des Sediments nimmt zu. Sind Gasblasen in den Porenräumen vorhanden, so verringern diese das Lückenvolumen, und der Druckverlust nimmt zu.

Der Durchsatz an Wasser durch die Sedimentschüttung könnte prinzipiell auch durch eine Erhöhung der Druckdifferenz gesteigert werden. In der Praxis könnte dies durch das Anlegen von Druck oberhalb der Schüttung oder durch Unterdruck am Ausgang des Festbetts erfolgen. Wie Laborexperimente zeigten, wird das organikreiche Sediment bei diesen Maßnahmen jedoch komprimiert, der Lückengrad wird geringer, der Druckverlust steigt an, und die Durchlässigkeit nimmt ab.

Der Einfluß der Pflanzen auf die Sedimentkonditionierung

Die Flußsedimente sind beim Ausbaggern in der Regel schlammig-pastös und anoxisch. An Baggerschlamm aus der Weißen Elster wurde beobachtet, daß Sedimente, die ohne Pflanzen trockneten, große Schollen und Brocken bildeten, die im Inneren noch lange anoxisch blieben. Unter dem Einfluß von Pflanzen veränderten die Sedimente im Laufe der Zeit ihre Struktur und wurden krümelig-erdig. Im ersten Jahr nach der Ausbaggerung entwickelten sich vorzugsweise Sumpfpflanzen (Helophyten) auf den noch sehr wasserhaltigen Sedimenten [LÖSER *et al.* 2001A, ZEHNSDORF *et al.* 2001].

Die Helophyten haben sich im Laufe ihrer Entwicklung an das Leben in staunassen Substraten angepaßt. Um die lebensnotwendige Wurzelatmung in den oft wassergesättigten und anoxischen Sedimenten zu gewährleisten, verfügen sie über ein stark verzweigtes Interzellularsystem, das Aerenchym [GROSSE *et* SCHRÖDER 1986]. Über das Aerenchym wird Luft aus den oberirdischen Sproßteilen in die Rhizome und Wurzeln geleitet [ARMSTRONG 1980, ARMSTRONG *et* ARMSTRONG 1988, WIEßNER *et al.* 2002]. Ein Teil des Sauerstoffs wird dabei über die Wurzeln an das angrenzende Sediment und Wasser abgegeben [FLESSA 1991] und steht damit zum Beispiel für chemische Reaktionen und Mikroorganismen zur Verfügung (Abbildung 1.9). Für die Mikroflora und die Krümelbildung ist außerdem die Abgabe von organischen Verbindungen (Exsudate) über den Wurzelraum der Pflanze von Bedeutung [GISI 1990]. Durch ihr natürliches Vorkommen auf staunassen Sedimenten und Böden und ihre speziellen Anpassungen an diese Standorte scheinen Helophyten für den gezielten Einsatz bei der Konditionierung von Sedimenten besonders geeignet zu sein.

Der Einsatz von Pflanzen zum Wasserentzug bei Schlämmen ist vor allem aus der Klärschlammentwässerung und -vererdung bekannt. Von den gegen Bodennässe unempfindlichen Pflanzen werden hierbei vor allem die Großgräser Schilf *Phragmites australis* (CAV.) STEUD. [HÜBNER 1989, HOFMANN 1992, REINHOFER 1998, PAULY 1999], Rohrglanzgras *Phalaris arundinacea* L. [TRESCKOW 1991] und Wasserschwaden *Glyceria fluitans* L. [TRESCKOW 1991] eingesetzt. Schilf ist von diesen Gräsern die mit Abstand am häufigsten für die Vererdung von Schlämmen verwendete Pflanze.

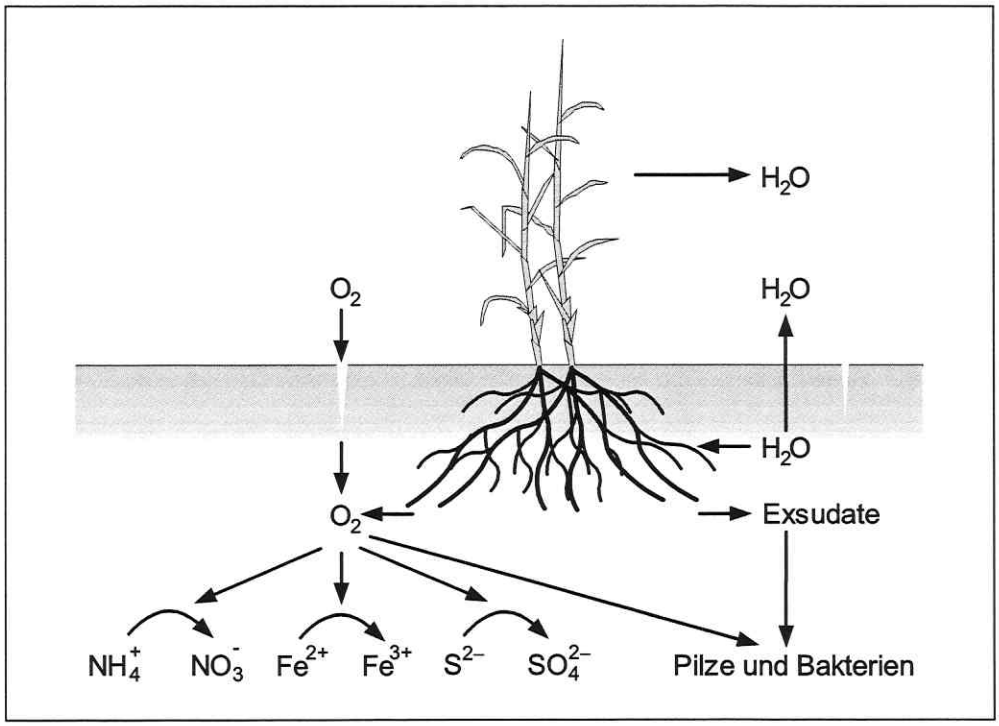


Abb. 1.9: Wechselwirkungen zwischen Pflanze und Sediment bei der Konditionierung

Wasserentzug

Die Verringerung des Wassergehaltes bildet den ersten Schritt der Sedimentkonditionierung. Bei einer Bepflanzung einer Sedimentschüttung kommt zur reinen Verdunstung an der Oberfläche (Evaporation) die Wasserabgabe der Pflanzen (Transpiration) hinzu. Dieser Wasserentzug kann je nach Pflanzenart beachtlich sein [KRAFT 1984]. Aufgrund des hohen Wasserverbrauches bezeichnet GESSNER [1959] *Phragmites* als „Parasit im Wasserhaushalt der Landschaft". Und in einer Zusammenstellung der Transpirations- und Evaporationswerte verschiedener Schilfrohrgebiete zeigt RODEWALD-RUDESCU [1974], daß der Wasserverlust eines Gebietes durch *Phragmites* bis zu siebenmal höher ist als durch die reine Verdunstung.

Durch eine Bepflanzung wird aus dem Inneren einer Sedimentschüttung aktiv Wasser aufgenommen und so der Wasserentzug gegenüber unbewachsenem Sediment erhöht (Abbildung 1.10). Der Einsatz von Pflanzen, die die gesamte Sedimentschüttung durchwurzeln und eine hohe Transpirationsrate aufweisen, könnte die Sedimententwässerung erheblich beschleunigen.

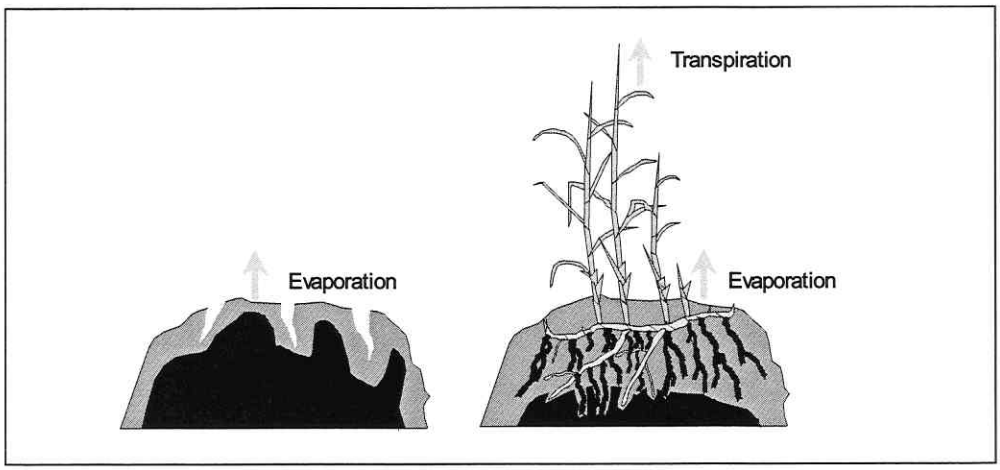


Abb. 1.10: Wasserentzug aus dem Sediment ohne und mit Pflanzen

Durchwurzelung

Für den Einfluß der verschiedenen Pflanzen auf das Sediment ist die Art der Wurzelbildung von Bedeutung. Da Pflanzen ihre Wurzeln genetisch fixiert ausbilden, können sich selbst äußerlich sehr ähnliche Pflanzenarten wie *Phalaris arundinacea* und *Phragmites australis* bezüglich der Wurzel stark unterscheiden. Während *Phalaris arundinacea* ein fein verzweigtes Wurzelgeflecht entwickelt, bildet *Phragmites australis* feine Wurzeln nur vom Rhizom aus. Insgesamt wird das besiedelte Substrat von *Phragmites australis* weniger intensiv durchwurzelt als von *Phalaris arundinacea.* Beide Großgräser können prinzipiell den Boden mehr als 1,5 m tief durchwurzeln [RODEWALD-RUDESCU 1974, POLOMSKI *et* KUHN 1998]. Die Wurzelbildung ist außerdem vom Standort der Pflanze, insbesondere von den Bodenverhältnissen und dem Wasserhaushalt, abhängig.

Förderung von Oxidationsprozessen

Bei der Entwässerung bilden sich Risse im Sediment, durch die Luftsauerstoff eindringen kann [HARTGE *et* HORN 1989]. Neben dieser indirekten Erhöhung des Sauerstoffeintrages ins Sediment können verschiedene Pflanzen auch direkt Sauerstoff in den Wurzelraum abgeben [ARMSTRONG 1980, ARMSTRONG *et* ARMSTRONG 1988, WIEßNER *et al.* 2002] und durch das Wurzelwachstum neue Hohlräume (Wurzelkanäle) schaffen [GISI 1990].

Für die Behandlung der Sedimente sind besonders Sumpfpflanzen (Helophyten) interessant, da sie sich im Laufe ihrer Entwicklung an ein Leben in Staunässe angepaßt haben [GROSSE *et* SCHRÖDER 1986]. Da sich die Wurzeln und Rhizome dieser Pflanzen gewöhnlich in einem

von Wasser bedeckten, H_2S- und CH_4-haltigen Medium befinden, steht ihnen im unmittelbaren Wurzelraum kein Sauerstoff zur Verfügung. Diese Pflanzen gewährleisten ein Überleben ihrer Wurzeln im sauerstofffreien Milieu durch die Ausbildung eines Luftleitgewebes, dem Aerenchym, das über die Blätter und Stengel bis zu den Wurzeln reicht. Detaillierte Beschreibungen des Sauerstofftransports von den Blättern ins Wurzelsystem der Pflanzen und der physikalischen Grundlagen geben GESSNER [1959], RODEWALD-RUDESCU [1974], ARMSTRONG [1980], GROSSE *et* SCHRÖDER [1986] und ARMSTRONG *et* ARMSTRONG [1988]. Durch dieses Versorgungssystem werden nicht nur die unterirdischen Organe der Sumpfpflanzen mit Sauerstoff versorgt, sondern dieser auch an die Umgebung der Wurzeln abgegeben [FLESSA 1991, TROLLDENIER 1996]. Eingehende Untersuchungen zur Sauerstoffabgabe im Wurzelbereich verschiedener Pflanzen, unter anderem von *Phragmites australis,* wurden von ARMSTRONG *et* ARMSTRONG [1988], FLESSA [1991] und WIEßNER *et al.* [2002] beschrieben. FLESSA [1991] stellte fest, daß an den Wurzelspitzen die Sauerstoffabgabe der Pflanzen besonders hoch ist. *Phragmites australis* ist demnach in der Lage, im Bereich der Wurzelspitze das Redoxpotential von –250 mV auf 350 mV anzuheben. Der von den Wurzeln abgegebene Sauerstoff sorgt außerdem durch die Oxidation phytotoxischer Stoffe, wie zum Beispiel Schwefelwasserstoff, für eine Entgiftung der Rhizosphäre.

In Abhängigkeit von der Gasleitfähigkeit und der mikroskopischen Heterogenität des Bodenporenraums kann ein Übergang von Aerobie zu Anaerobie innerhalb weniger Millimeter auftreten. In der Folge können sich in Wurzelnähe sowohl aerobe als auch anaerobe Mikroorganismen ansiedeln. Eine solche Mosaikstruktur des Wurzelraums ermöglicht das gleichzeitige Ablaufen verschiedener chemischer Reaktionen [KICKUTH *et* GROMMELT 1983]. So kann die an das Vorhandensein von Sauerstoff gebundene Oxidation von Ammonium über Nitrit zu Nitrat (Nitrifikation) hier in unmittelbarer Nachbarschaft zur anaeroben Reduktion von Nitrat zu molekularem Stickstoff (Denitrifikation) stattfinden [KICKUTH *et* GROMMELT 1983].

Abgabe von Wurzelexsudaten

Eine Vielzahl organischer Substanzen wie Kohlenhydrate, Aminosäuren und organische Säuren werden von Pflanzen über die Wurzeln abgegeben [KICKUTH 1970, SCHILLING *et al.* 1998, MOORMANN 2001]. Diese Stoffwechselprodukte führen unter anderem zur Bildung eines gallertartigen Belags an der Wurzeloberfläche, dem Mucigel. Zusammen mit kristallinen Partikeln, Wurzeln, Pilzhyphen und Bakterienschleim bewirkt das Mucigel eine krümelige Struktur von Böden [GISI 1990].

Schwermetallaufnahme durch Pflanzen

Nachdem das Sediment mit Hilfe der Pflanzen in seiner Struktur so verändert wurde, daß es für das Bioleaching geeignet ist, sollen die oberirdischen Teile der zur Konditionierung genutzten Pflanzen kompostiert werden. Dazu ist es von Vorteil, wenn die geerntete Biomasse möglichst wenig Schwermetalle enthält. Einen geringen Anteil an Schwermetallen in den Pflanzen kann man auf mindestens zwei Wegen erreichen.

Erstens durch die Pflanzenauswahl: So haben monokotyle Pflanzen im allgemeinen eine geringere Akkumulationsneigung für Schwermetalle als dikotyle. Dieser Effekt wird auf eine Wurzel-Sproß-Barriere der Gräser zurückgeführt [SAUERBECK 1989]. Auch ist die Reaktion verschiedener Pflanzenarten auf Schwermetalle unterschiedlich. Während einige Pflanzenarten sehr empfindlich auf Schwermetalle reagieren, verfügen andere über eine hohe Schwermetallaufnahmefähigkeit [BROOKS 1998, GERTH 2000]. Häufig ist die Reaktion der Pflanzen auch metallspezifisch, obgleich bei einigen Arten eine ausgesprochen multiple Metallresistenz beobachtet wurde [VERKLEIJ *et* PRAST 1989].

Zweitens unterliegt der Schwermetallgehalt der oberirdischen Biomasse jahreszeitlichen Schwankungen. Zink und Kupfer zum Beispiel erreichen in *Phragmites australis* während der Wachstumsperiode ein Maximum und nehmen dann wieder ab. Zum Ende der Vegetationsperiode werden die Schwermetalle in die Rhizome transportiert und dort eingelagert [LARSEN *et* SCHIERUP 1981].

1.4 Zielstellung

Ziel dieser Arbeit ist es, einen als Konditionierung bezeichneten Teilschritt eines Gesamtverfahrens zur Sanierung schwermetallbelasteter Sedimente zu entwickeln. In diesem Schritt soll frisch gebaggertes, schlammig-pastöses und für Wasser und Gas undurchlässiges Sediment mit geringem ökonomischen Aufwand durch Bepflanzung innerhalb einer Vegetationsperiode in ein krümelig-erdiges, wasser- und gasdurchlässiges und durch Bioleaching im Festbett behandelbares Material überführt werden. Insbesondere sollen folgende Fragen beantwortet werden.

Wie ändern sich die physikochemischen Parameter des Sediments während der Konditionierung ohne Stofftransportlimitation?

Sauerstoff gelangt über Risse, Kanäle und Pflanzenwurzeln in Sedimentschüttungen. Dabei kommt es zur Ausbildung eines räumlichen Sauerstoffgradienten und die Sedimentoxidation verläuft inhomogen und transportlimitiert. Um eine Vorstellung über die zeitliche Änderung der physikochemischen Parameter des Sediments unter dem Einfluß des Luftsauerstoffs zu erhalten, läßt sich das zu untersuchende System dahingehend vereinfachen, daß man mit einer Sedimentsuspension arbeitet. Vorteilhaft ist dabei die Homogenität des Sediments in der Suspension und das Vermeiden von räumlichen Gradienten infolge idealer Durchmischung. Weiter tritt keine Limitation der Oxidationsprozesse auf, die Probenahme wird erleichtert, und die Möglichkeiten der Aufnahme von Prozeßkinetiken verbessern sich.

Welche Pflanzen eignen sich zur Sedimentkonditionierung?

Durch Keimungstests und Kultivierung auf dem Sediment soll die Eignung verschiedener Pflanzenspezies für die Sedimentkonditionierung untersucht werden.

Wie verändert sich das Sediment während der Konditionierung in Schüttung?

Mit der geeignetsten Pflanze sollen die in Suspension gewonnenen Ergebnisse zur Änderung der physikochemischen Parameter des Sediments unter realen Bedingungen in einer Sedimentschüttung überprüft werden. Die für die Konditionierung wesentliche Änderung der Struktur und der Wasserdurchlässigkeit des Sediments kann nur in Schüttung untersucht werden. Um den Einfluß der Pflanzen auf die Konditionierung zu klären, soll bei diesem

Versuch eine unbepflanzte Sedimentschüttung als Referenz mitgeführt werden. Diese Versuche sollen im Labormaßstab mit unklassiertem Sediment erfolgen.

Welche Sedimentschütthöhe kann innerhalb einer Vegetationsperiode konditioniert werden?

Im technischen Konditionierungsprozeß ist man aus ökonomischen Gründen an großen Schütthöhen interessiert. Somit ist die innerhalb einer Vegetationsperiode maximal erreichbare Konditionierungstiefe von großem praktischen Interesse. Dazu soll die Konditionierung an einer zirka 2 Meter hohen Sedimentschüttung getestet werden. Da unter Praxisbedingungen nur das hochbelastete Feinkorn behandelt werden muß, soll in diesem Versuch allein der Feinkornanteil des Sediments konditioniert werden.

Wie verhalten sich die Pflanzen auf dem Sediment?

Ein wichtiger Aspekt ist die Entwicklung der Pflanzen auf dem zu konditionierenden Sediment. Hierzu sollen die Vitalität der Pflanzen während der Konditionierung bewertet und die Schwermetallaufnahme und Biomassebildung quantifiziert werden.

Kann das konditionierte Sediment im Festbett gelaugt werden?

Wichtig für den späteren Praxiseinsatz der Konditionierung ist der Nachweis, daß sich die konditionierten Sedimente für das Bioleaching im Festbett eignen. Zu diesem Zweck soll konditioniertes Sediment im Festbett gelaugt und die Resultate mit Ergebnissen aus dem Bioleaching von einem 6 Jahre im Freien gelagerten Sediment verglichen werden.

2 Material und Methoden

2.1 Verwendete Sedimente

Herkunft der Sedimente

Charge Kleindalzig 1998

Dieses Sediment der Weißen Elster stammt aus der Geschiebefalle Kleindalzig, 20 km südlich von Leipzig (51°12,315' N, 012°18,203' E). Die Geschiebefalle besteht aus einem Becken, das etwa die dreifache Breite des Flußlaufes besitzt und zirka 200 m lang ist. Der Beckenboden liegt 2 m unter dem Niveau des Flußbetts. Bei Normalwasserstand ist die Geschiebefalle zirka 3 m hoch mit Wasser und Sediment gefüllt. Gebaut wurde dieses Betonbecken in Zusammenhang mit der Kanalisierung der Weißen Elster zum Schutz des benachbarten Tagebaus Zwenkau [BERKNER 1996]. Das betonierte Flußbett der Weißen Elster muß vor der Zerstörung durch mitgeführte Steine, Kies und Sand geschützt werden. Durch die Verbreiterung des Flußbettes nimmt in der Geschiebefalle die Fließgeschwindigkeit des Wassers ab, und die mitgeführten Geschiebe werden darin abgelagert (Abbildung 2.1).

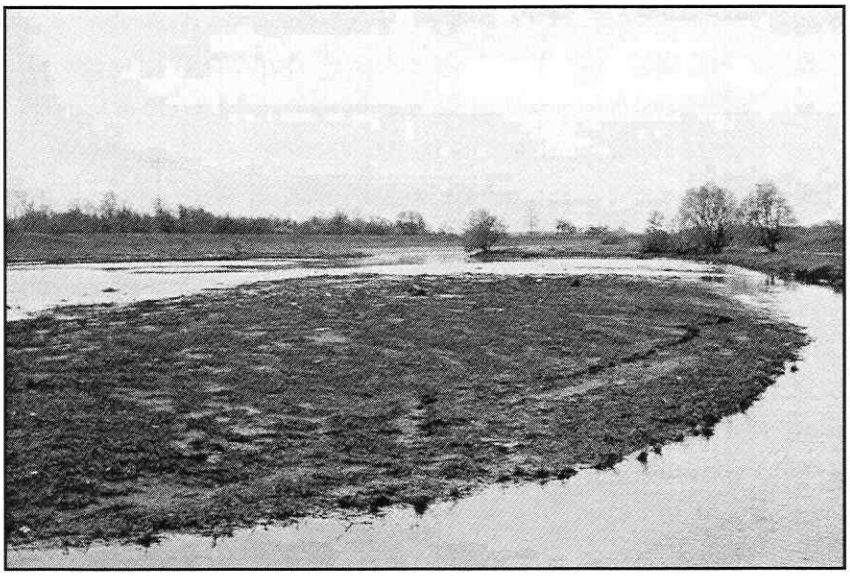


Abb. 2.1: Abgelagerte Sedimente der Weißen Elster in der Geschiebefalle Kleindalzig im Süden von Leipzig

Neben Kies, Steinen und Sand werden auch feinkörnige Materialien (Ton, Schluff) abgelagert. Die Schwermetallbelastung ist primär anthropogenen, zum Teil auch geogenen Ursprungs. Seit 1990 ist der Schadstoffeintrag rückläufig [MÜLLER *et al.* 1998], aber auch

1998 gebaggerte Sedimente waren noch stark mit Schwermetallen kontaminiert [LÖSER *et al.* 2001A]. Dabei handelte es sich vor allem um ältere Sedimente, die durch Hochwasser aus dem Oberlauf flußabwärts verfrachtet wurden.

Im Herbst 1998 wurde das in der Geschiebefalle lagernde Sediment mit Hilfe eines Schwimmbaggers als Suspension in benachbarte Absetzbecken gepumpt. Diese Becken befinden sich in unmittelbarer Nähe der Geschiebefalle. Beim Einspülen klassierte das Sediment in Kies, Sand und feinkörniges Material (Schluff und Ton mit geringem Sandanteil). Die Feinfraktion war aufgrund des hohen Schwermetallgehaltes sanierungsbedürftig [LÖSER *et al.* 2001A]. Laut Siebanalyse bestand sie aus 16 % Sand und 84 % Ton und Schluff.

Für Untersuchungen in Suspension wurden dem Absetzbecken im April 1999 50 Liter feinkörniger Baggerschlamm entnommen und in einen dichtschließenden Behälter gefüllt. Der Behälter wurde zur Verhinderung von Oxidationsprozessen mit Stickstoff begast und bei 4 °C gelagert.

Charge Leipzig 2000

Dieses Sediment der Weißen Elster stammt aus dem Elsterbecken im Stadtgebiet von Leipzig (51°21,110' N, 012°20,422' E). Das Anfang des 20. Jahrhunderts angelegte Elsterbecken gehört zum Hochwasserschutzsystem Leipzigs und ist 2,5 km lang, 150 m breit und 3 m tief. Nach dem Stausee Windischleuba enthält das Elsterbecken mit 330 000 t Schlamm (Trockenmasse) die größte Sedimentmasse im Flußgebiet der Weißen Elster [MÜLLER *et al.* 1998]. Das Sediment im Elsterbecken wird auch im oberflächennahen Teil weniger durch die aktuelle Schwebstoffzufuhr geprägt. Vielmehr bestimmen ältere Ablagerungen kontaminierter Sedimente den Schwermetallgehalt.

Im Mai 2000 wurde mit Hilfe eines Baggers vom Ufer aus 1 m³ Sediment entnommen und in eine 5 m³ fassende LKW-Mulde gegeben. Diese Mulde wurde zur kleintechnischen Anlage in Leipzig gefahren. Laut Siebanalyse bestand das verwendete Sediment aus 51 % Sand und 49 % Ton und Schluff.

Charge Queis 2000

Das Referenzsediment für die Untersuchungen zur Schwermetallaufnahme der Pflanzen wurde aus einem Dorfteich in Queis (Sachsen-Anhalt), 30 km nordwestlich von Leipzig, entnommen (51°28,714' N, 012°08,159' E). Dieser Teich hat keinen oberirdischen Zufluß und

wird durch eine Quelle und Oberflächenwasser mit Wasser gespeist. Das überschüssige Wasser fließt durch einen Graben ab. Der Untergrund des Teiches besteht aus tonigem Material.

Im Mai 2000 wurden aus diesem Teich mit Hilfe einer Schaufel und eines Eimers 150 kg Sediment entnommen, in Plastbehälter gegeben und zur kleintechnischen Anlage in Leipzig gefahren. Laut Siebanalyse bestand das verwendete Sediment aus 65 % Sand und 35 % Ton und Schluff.

Sedimenteigenschaften

Alle frisch gebaggerten Sedimente hatten eine dunkelgraue bis schwarze Farbe, waren schlammig-pastös, organikreich und anoxisch. Durch den anoxischen Status war das Redoxpotential stark negativ, und der Schwefel des Sediments lag hauptsächlich in reduzierter Form vor. Die physikalisch-chemischen Parameter der Sedimente sind in Tabelle 2.1 zusammengestellt.

Tab. 2.1: Physikalisch-chemische Parameter der verschiedenen Sedimente

Parameter		**Methodik**	**Meßwerte verschiedener Sedimente**		
			Kleindalzig 1998	**Leipzig 2000**	**Queis 2000**
Feuchte	[%]	DIN 38414-S2	70,1	45,8	35,2
pH-Wert		DIN 38414-S5	7,20	7,41	7,41
Redoxpotential	[mV]	DIN 38414-S5	-158	-144	-106
Leitfähigkeit	[mS/cm]	DIN 38414-S5	0,31	0,19	0,28
Glühverlust	[%]	DIN 38414-S3	18,6	19,3	5,22
Gesamt-S	[mg/kg]	RFA	7520	20150	2550
Sulfat-S	[mg/kg]	RFA	<500	1200	<500

Neben den physikalisch-chemischen Parametern ist die elementare Zusammensetzung der Sedimente von Bedeutung (Tabelle 2.2).

Tab. 2.2: Elementare Zusammensetzung der verschiedenen Sedimente (RFA-Analyse)

Element	Gehalt im Sediment [mg/kg]		
	Kleindalzig 1998	**Leipzig 2000**	**Queis 2000**
Natrium Na	4410	4600	3780
Kalium K	19380	16520	16360
Rubidium Rb	110	93	64
Magnesium Mg	10350	7620	7240
Calcium Ca	13010	27350	41310
Strontium Sr	154	209	93
Barium Ba	1210	1140	336
Aluminium Al	63080	53400	38310
Silizium Si	208970	217590	298130
Zinn Sn	27	12	<2
Blei Pb	140	148	18
Kupfer Cu	146	143	14
Zink Zn	2223	1231	74
Cadmium Cd	8	14	<2
Uran U	37	26	<2
Titan Ti	5190	3240	2160
Zirkonium Zr	254	214	239
Vanadium V	114	82	41
Chrom Cr	231	279	69
Mangan Mn	1290	594	250
Eisen Fe	51550	35390	13990
Cobalt Co	28	29	<10
Nickel Ni	136	130	12
Arsen As	28	30	4
Quecksilber Hg	<2	<2	<2

grau unterlegt = Metalle der Klärschlammverordnung [KSVO 1992]

Um die Mobilität der Schwermetalle im anoxischen Sediment abschätzen zu können, wurde das frische Material nach modifizierter DIN 38414-S4 eluiert. Die Modifikation bestand darin, daß die Elution 1 Stunde unter Stickstoff durchgeführt wurde. Dies war notwendig, um eine Oxidation der anoxischen Sedimente und damit eine Verfälschung der Ergebnisse zu verhindern. Die Elution unter Stickstoff unterdrückt Oxidationsvorgänge. Deshalb repräsentieren die gemessenen Daten die Mobilität der Schwermetalle unter realen Bedingungen [LÖSER *et al.* 1999A]. In den frisch gebaggerten, anoxischen Sedimenten sind die Schwermetalle weitestgehend immobil (Tabelle 2.3). Ausnahmen bilden Mangan und Eisen, die jedoch nicht zu den toxischen Schwermetallen gezählt werden.

Tab. 2.3: Charakterisierung der verschiedenen Sedimente (Elution nach modifizierter DIN 38414-S4 unter Stickstoff)

Element	Gehalt im Eluat [mg/kg]		
	Kleindalzig 1998	**Leipzig 2000**	**Queis 2000**
Kalium K	40	31	104
Magnesium Mg	165	48	53
Calcium Ca	598	303	309
Aluminium Al	5,3	2,2	2,0
Blei Pb	<2	<2	<2
Schwefel S	50	240	48
Kupfer Cu	<0,6	<1	<1
Zink Zn	0,6	<0,4	<0,4
Cadmium Cd	<1	<1	<1
Chrom Cr	<0,6	<0,6	<0,6
Mangan Mn	16,6	1,4	<0,2
Eisen Fe	53,7	2,9	1,7
Cobalt Co	<0,4	<0,4	<0,4
Nickel Ni	<1	<1	<1

2.2 Saatgut und Pflanzenmaterial

Saatgut

Zur Sedimentkonditionierung sollten Pflanzen eingesetzt werden, deren natürliches Verbreitungsgebiet die unmittelbare Ufernähe ist. Diese Pflanzen haben sich an diesen speziell durch Staunässe gekennzeichneten Lebensraum angepaßt.

Der sich spontan aus dem Samenpotential des Sediments entwickelnde Pflanzenbestand besteht zum größten Teil aus krautigen Pflanzen, die zwar gut an die Wachstumsbedingungen auf dem Sediment angepaßt sind, aber nur flach wurzeln [FUSSY 1999]. Deshalb wurden zusätzlich die beiden großen und tiefwurzelnden Gräser Schilf (*Phragmites australis* (CAV.) STEUD.) und Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea* L.) hinsichtlich ihrer Eignung für die Konditionierung untersucht. Das Saatgut für *Phragmites australis* wurde von der Firma Jelitto Staudensamen (Schwarmstedt) und der Samen vom Rohrglanzgras von der Kalusa Saaten GmbH (Rangsdorf) bezogen.

Pflanzenmaterial

Da die Entwicklungszeit vom Samenkorn zur konditionierungsfähigen Pflanze bei den Großgräsern in der Regel länger als ein Jahr in Anspruch nimmt, wurden *Phragmites australis* und *Phalaris arundinacea* auch als einjährige Containerpflanzen (9 x 9 cm) eingesetzt. Bezogen wurden die Rohrglanzgraspflanzen (*Phalaris arundinacea* L.) von der Wasserpflanzengärtnerei Barth (Dessau) und die Schilfpflanzen (*Phragmites australis* (CAV.) STEUD.) von der Firma Bioplanta (Delitzsch).

Keimungstest

Die Keimfähigkeit wurde in Petrischalen (∅ = 7 cm), die mit feuchtem Zellstoff ausgelegt waren, getestet. Auf dem Zellstoff wurden 40 Samen je Schale verteilt. Insgesamt wurden 80 Samen je Pflanzenart und -sorte auf ihre Keimfähigkeit untersucht. Die Kultivierung erfolgte in einem Lichtthermostat (Schütt Mann, Münden) bei 20 °C, 16-stündiger Beleuchtung mit 50 µmol/m²/s und stetigem Luftaustausch mit der Umgebung über ein integriertes Lüftersystem. Der Keimfähigkeitstest endete eine Woche, nachdem 75 % der Samen einer Schale gekeimt waren bzw. spätestens zwei Monate nach Versuchsbeginn.

2.3 Sedimentkonditionierung in Suspension

Aufbau der Versuchsanlage

Für die Konditionierungsversuche in Suspension wurde ein Rührreaktor (Mikrokosmos, UIT, Dresden) verwendet (Abbildung 2.2).

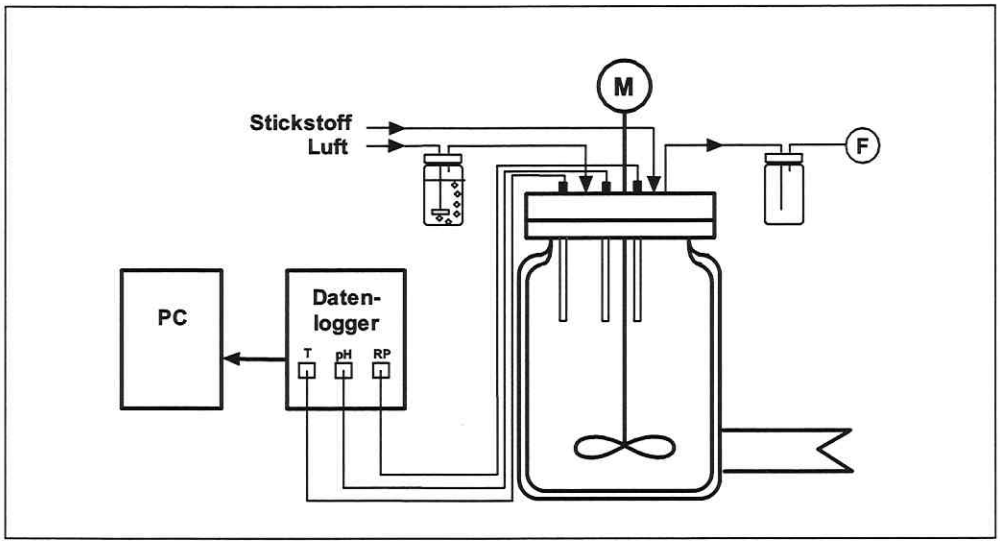


Abb. 2.2: Prinzipieller Aufbau der Versuchsanlage zur Sedimentkonditionierung in Suspension (Mikrokosmos)

Die Versuchsanlage zur Sedimentkonditionierung in Suspension bestand aus einem Glasbehälter mit einem Innendurchmesser von 110 mm, einer Gesamthöhe von 250 mm und zirka 2,5 l Fassungsvermögen. Dieser Behälter war doppelwandig ausgeführt und konnte mit Hilfe eines Thermostates temperiert werden. Der Deckel bestand aus 20 mm dickem PE und hatte Bohrungen für die Elektroden und die Begasung sowie eine gasdichte Rührerdurchführung mit Gleitringdichtung. Die Apparatur war mit einem im Drehzahlbereich von 40 bis 1200 min^{-1} stufenlos einstellbaren Laborrührwerk (IKA Labortechnik) ausgestattet. Zur Durchmischung wurde ein vierflügeliger Blattrührer aus PTFE mit einem Rührerstabdurchmesser von 10 mm und einer Stablänge von 200 mm verwendet. Die Rührerblätter waren schräg gestellt, 25 mm breit, 20 mm hoch und 4 mm dick. Durch ein Stativ mit kombinierter Gefäßaufstellplatte wurde die optimale Lage des Gefäßes zum Rührerantrieb gewährleistet. Zur Messung des pH-Wertes in der Suspension wurde die Elektrode EGA 153 (WTW, Weilheim) verwendet. Das Redoxpotential wurde in der Suspension mit der Elektrode EMC 33 I (WTW, Weilheim) gemessen. Für die Temperaturmessung wurde ein PT100-Fühler genutzt. Zur kontinuierlichen Messung von Temperatur, pH-Wert und Redoxpotential

dienten zwei pH- / Redox-Meßumformer pH 296 (WTW, Weilheim). Die Daten wurden von einem Datenlogger (U^{IT}LOG 16.1, UIT) erfaßt und gespeichert sowie auf einen Personalcomputer übertragen. Um zu vermeiden, daß die durch das System strömende Luft zu Flüssigkeitsverlusten führt, wurde diese durch eine temperierte und mit Wasser gefüllte Waschflasche geleitet und so befeuchtet. Stickstoff wurde nur kurzzeitig und ohne Befeuchtung eingeleitet. Der durch die Apparatur geleitete Gasstrom wurde mittels eines Nadelventils und eines Schwebekörperdurchflußmesser (MLW, Medingen) auf einen definierten Wert eingestellt.

Versuchsdurchführung

Für den Konditionierungsversuch in Suspension wurde feinkörniges Sediment (Charge Kleindalzig 1998) eingesetzt. Der Glasbehälter wurde mit naturfeuchtem, anoxischem Sediment mit 200 g Trockenmasse und 2000 ml Wasser (einschließlich des im Sediment enthaltenen Porenwassers) befüllt. Diese Mischung wurde anschließend mit 650 min^{-1} gerührt und auf 20 °C thermostatiert. Nach der Befüllung wurde die Suspension eine Stunde mit 50 l/h Stickstoff und dann mit 50 l/h bei 20 °C wasserdampfgesättigter Luft begast.

Bei jeder Probenahme wurden 2 ml Suspension entnommen und mit 12000 min^{-1} für 5 min zentrifugiert. Der Überstand wurde mittels ICP-AES und Ionenchromatographie analysiert. Für die Leitfähigkeitsmessung wurden 20 ml Probe entnommen, 5 min bei 5000 min^{-1} zentrifugiert und der Überstand vermessen. Danach wurde das Pellet mit dem Überstand verrührt und ins Reaktionsgefäß zurückgegeben.

2.4 Sedimentkonditionierung in Schüttung im Labormaßstab

Aufbau der Versuchsanlage

Die Konditionierungsversuche in Schüttung wurden in einer Anlage durchgeführt, die aus mehreren PE-Kisten mit einer Grundfläche von 0,4 m × 0,6 m und einer Höhe von 0,4 m bestand (Abbildung 2.3). Der Boden der Kisten war mit einem Ablaufstutzen ausgestattet und 0,05 m hoch mit Kies der Körnung 8/16 mm gefüllt. Um den Kies vom Sediment räumlich zu trennen, war die Kiesdrainage mit einem 1 mm dicken Geotextilvlies abgedeckt. Über einen am Ablaufstutzen befestigten Schlauch wurde anfallendes Drainagewasser in einen 10-Liter-PE-Kanister geleitet, der als Sammelbehälter diente. Zur Vermeidung des Algenwachstums im Sickerwasser waren die Kanister schwarz lackiert.

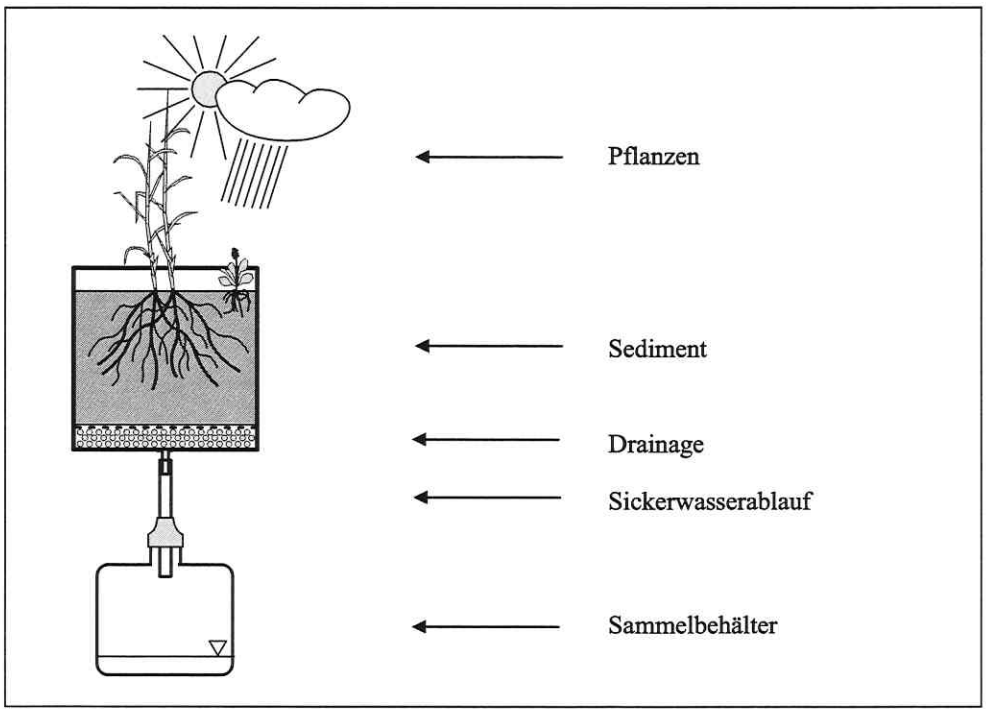


Abb. 2.3: Prinzipieller Aufbau der Versuchsanlage zur Sedimentkonditionierung in Schüttung im Labormaßstab

Versuchsdurchführung

Im Mai 2000 wurden die Behälter 0,35 m hoch mit Sediment aus dem Elsterbecken der Weißen Elster im Stadtgebiet von Leipzig bzw. mit dem unbelasteten Referenzsediment aus einem Dorfteich in Queis (Sachsen-Anhalt) befüllt. Einige Behälter mit Elstersediment und

das Referenzsediment wurden anschließend mit je zwei vorkultivierten Topfpflanzen Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) bepflanzt. Das Sediment in den bepflanzten und in den unbepflanzten Behältern wurde vom spontan aufkommenden Bewuchs befreit.

In regelmäßigen Abständen wurde das Sediment an drei Stellen des Behälters mit einem Bodenbohrer über die gesamte Schütthöhe beprobt. Das gewonnene Material wurde zu einer Mischprobe vereinigt und analysiert. Die Bohrlöcher wurden nach der Probenahme mit Sediment von der Oberfläche aufgefüllt. Gleichzeitig wurden das Volumen und der Metallgehalt der gesammelten Sickerwässer bestimmt und die Behälter vollständig entleert.

Solange das Sediment noch schlammig-pastös war, wurde das Redoxpotential direkt in der Schüttung gemessen. Dazu wurde die Redoxelektrode in einem Raster von 5 cm × 5 cm jeweils 10 cm tief in die Sedimentoberfläche eingeführt.

2.5 Sedimentkonditionierung in Schüttung im Pilotmaßstab

Aufbau der Versuchsanlage

Die Anlage bestand aus sechs gleich großen Versuchsbecken aus stahlbewehrtem Gießbeton, die von einer befahrbaren Rampe aus mit Sediment beschickt werden konnten (Abbildung 2.4). Jedes Becken hatte eine Grundfläche von 5 x 5 m und war bis zu 2 m hoch befüllbar. Die Becken waren mit einer PVC-Folie ausgekleidet und enthielten eine 0,25 m mächtige Kiesschicht der Körnung 8/16 mm als Drainage, die mit einem Geotextilvlies abgedeckt war. In je eine Ecke der Becken war ein 2,5 m langes, im oberen Bereich perforiertes Plastikrohr mit 0,4 m Durchmesser vertikal in den Kies eingesetzt, um das Sediment oberflächlich zu entwässern und die Drucklosigkeit der Drainage zu gewährleisten. In der Kiesschicht befindliches Wasser wurde über ein Ablaufrohr nach außen geführt. Die jedes Becken verlassende Wassermenge wurde mit einem Wasserzähler (Minol Messtechnik Lehmann GmbH & Co. KG) erfaßt. Zur Messung von Niederschlagsmengen diente eine Wetterstation (Thies GmbH & Co. KG). Schräg eingebaute Plexiglasrohre dienten der Wurzeluntersuchung der Pflanzen mit Hilfe der Minirhizotronentechnik (Abbildung 2.5).

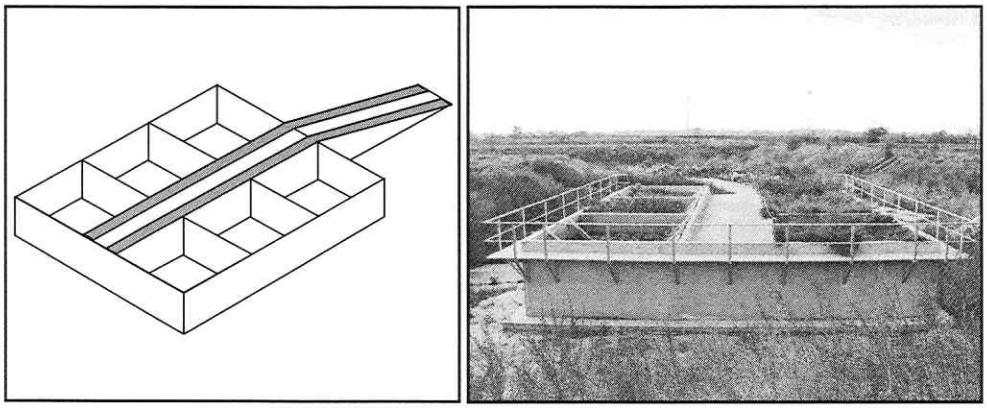


Abb. 2.4: Prinzipieller Aufbau der Versuchsanlage zur Sedimentkonditionierung in Schüttung im technischen Maßstab (SECON)

Versuchsdurchführung

Im April 1999 wurden vier Behandlungsbecken der Anlage ca. 1,75 m hoch mit frisch gebaggertem Sediment befüllt. Bei dem verwendeten Material handelte es sich um Weiße-Elster-Sediment, das im November 1998 aus der Geschiebefalle Kleindalzig gebaggert und als Suspension in Absetzbecken gepumpt wurde, wo es nach der Korngröße sortiert sedimentierte (bezüglich Details siehe Abschnitt 2.1). Davon kam allein das zirka 70 %

Wasser enthaltende, organikreiche, schluffige Material zum Einsatz. Je ein Becken wurde mit Gemeinem Schilf (*Phragmites australis*, Bioplanta GmbH Delitzsch) bzw. Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*, Gärtnerei Barth Dessau) bepflanzt. Die dazu verwendeten Containerpflanzen (9 cm x 9 cm) wurden in einer Dichte von 10 Pflanzen pro m² auf der Sedimentoberfläche verteilt (Abbildung 2.5). Zwei weitere Becken blieben unbepflanzt, wobei eines regelmäßig vom spontan aufkommenden Bewuchs befreit wurde.

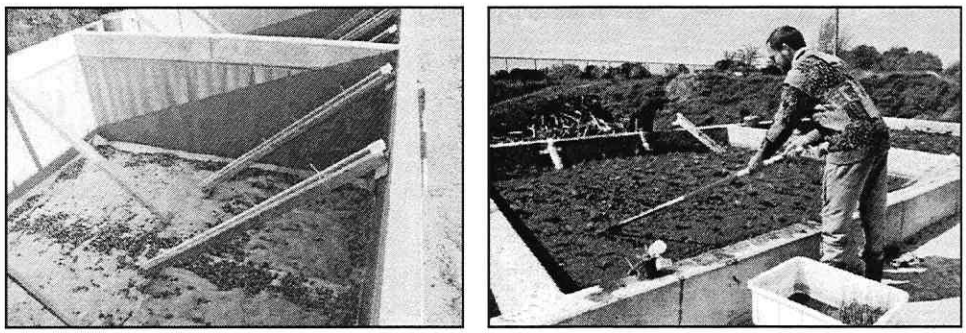


Abb. 2.5: Versuchsbecken der Anlage SECON mit Kiesdrainage, Geotextilvlies und Plexiglasrohren zur Wurzeluntersuchung (links) und Bepflanzung der Sedimentoberfläche eines Versuchsbeckens mit *Phragmites australis* im April 1999 (rechts)

Während der gesamten Vegetationsperiode von April bis Oktober 1999 wurde das Sediment alle vier Wochen in jedem Becken an zwei Stellen jeweils über die gesamte Schütthöhe beprobt. Dabei wurde pastöses Sediment mit einer Rammkernsonde (∅ 7 cm) und erdiges Material mit einem Riverside-Bohrer (∅ 7 cm) entnommen (beide Ejkelkamp Agrisearch Equipment). Aus dem so gewonnenen Material wurden für jedes Becken Mischproben erstellt. Zur Erfassung vertikaler Unterschiede in den physikochemischen Sedimenteigenschaften wurden außerdem aus verschiedenen Tiefen stammende Proben separat analysiert.

2.6 Test des konditionierten Sediments auf Laugbarkeit

Aufbau der Versuchsanlage

Zur Überprüfung der Eignung des mit Pflanzen konditionierten Sediments für das Bioleaching diente die Pilotversuchsanlage BIOLEA in Hirschfeld bei Nossen (Sachsen).

Das Perkolationssystem umfaßt einen Festbettreaktor (Grundfläche 1 m x 1,5 m, Höhe 2 m) mit dem zu behandelnden Sediment, einen Flüssigkeitsreaktor mit dem Prozeßwasser, Pumpen zur Medienförderung und diverse Meßtechnik (Abbildung 2.6). Eine detaillierte Beschreibung der Anlage BIOLEA geben LÖSER *et al.* 2000C.

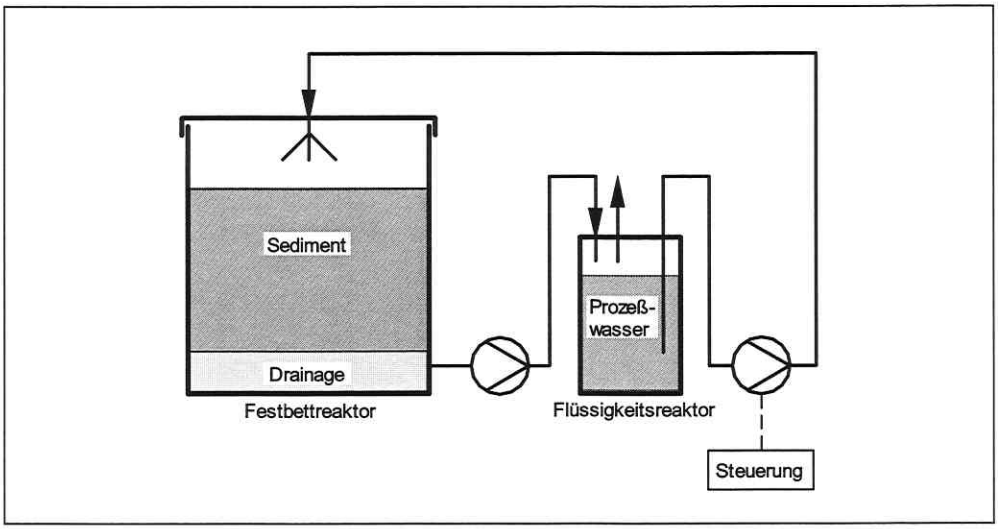


Abb. 2.6: Schematische Darstellung der Pilotanlage für Bioleachingversuche BIOLEA

Versuchsdurchführung

Vor Versuchsbeginn wurden in den Festbettreaktor 15 cm Kies der Körnung 16/32 mm und 5 cm Kies der Körnung 8/16 mm als Drainage eingebracht. Zur räumlichen Trennung wurde diese Drainageschicht mit 1 mm starkem Geotextilvlies abgedeckt. Anschließend wurde Sediment mit 1000 kg TS mit 20 kg Schwefel versetzt und in den Festbettreaktor eingefüllt. Über eine Peristaltikpumpe (Watson & Marlow) und eine Beregnungsanlage wurden täglich 50 Liter Prozeßwasser gleichmäßig auf dem Sediment verteilt. Da die anfängliche Sedimentfeuchte geringer als die Wasserhaltekapazität war, verblieb das über dem Sediment verregnete Wasser zunächst in der Schüttung. Deshalb wurde der Flüssigkeitsreaktor aller zwei Tage mit Wasser auf 50 l aufgefüllt. Zur Entwässerung der Drainage und gleichzeitigen

Belüftung der Sedimentschüttung mit 13 Nm^3/Tag wurde eine Peristaltikpumpe (PX27RST-NK, Ponndorf Gerätetechnik GmbH, Kassel) eingesetzt.

In regelmäßigen Abständen wurden dem Festbett Sedimentproben mit einem Riverside-Bohrer (Ejkelkamp Agrisearch Equipment) entnommen. Zur Ermittlung der Laugungskinetik wurden diese Sedimentproben erschöpfend mit Wasser extrahiert und die noch immobilen Schwermetalle im extrahierten Feststoff mittels Röntgenfluoreszenzanalyse bestimmt. Aus der Differenz zum Anfangsgehalt ergab sich der mobilisierte Anteil an Schwermetallen.

Nach 42 Tagen wurde das Sediment mit Wasser (250 l/h) gewaschen und die gelösten Schwermetalle somit entfernt. Eine detaillierte Beschreibung der Versuchsdurchführung in der Anlage BIOLEA geben LÖSER *et al.* [2000C].

2.7 Analytik der Sedimente

Die Sedimentproben wurden im Labor nach den in Tabelle 2.4 aufgeführten Methoden untersucht, die - soweit notwendig - unten beschrieben sind.

Tab. 2.4: Parameter und Verfahren zur Untersuchung der Sedimente

Parameter	Verfahren / Methodik
Wassergehalt	in Anlehnung an DIN 38 414 - S2 mit Feuchteanalysator MA40 (Sartorius, Göttingen)
pH-Wert	DIN 38 414 - S5 mit pH-Meter pH 526 (WTW, Weilheim)
Leitfähigkeit	in Anlehnung an DIN 38 414 - S5 mit Microprocessor Conductivity Meter LF 196 (WTW, Weilheim)
Redoxpotential	in Anlehnung an DIN 38 414 - S5 mit pH-Meter pH 526 und Elektrode P 14805-S7/120 (WTW, Weilheim)
Glühverlust	DIN 38 414 - S3
Elementaranalyse (C,N,S)	Elementaranalysegerät SC444 (Leco, Mönchengladbach)
Pufferkapazität	Titration mit 1 M H_2SO_4 (DMS-Titrino 716, Metrohm AG, Herisau, Schweiz)
mit Wasser eluierbare Komponenten	Elution nach modifizierter DIN 38 414 - S4 und Analyse mit ICP-AES (Inductively Coupled Plasma - Atom Emission-Spectroscopy, Spectroflame, Spectro Inc., Kleve)

Physikochemische Charakterisierung

Zur Bestimmung des pH-Wertes, der Leitfähigkeit und des Redoxpotentials wurden 10 g erdfeuchtes Sediment in einem Becherglas mit 40 ml destilliertem Wasser versetzt. Dieser Ansatz wurde mit einem Glasstab manuell gerührt, bis eine homogene Suspension entstand. In dieser Suspension wurden pH-Wert und Redoxpotential gemessen. Zirka 30 min nach dem Suspendieren der Probe hatte sich ein Lösungsgleichgewicht in der Probe eingestellt. Dann wurde die Probe für 5 min bei 5000 min^{-1} zentrifugiert und anschließend die Leitfähigkeit im klaren Überstand gemessen.

Elementare Zusammensetzung

Zur Bestimmung der Schwermetall-, Gesamtschwefel- und Sulfatgehalte wurde das getrocknete Sediment für 20 min in einer Fliehkraftkugelmühle (S1000, Retsch) gemahlen, die staubfeine Probe mit 20 % Hoechst-Wachs versetzt, homogenisiert und zu einem Pellet gepreßt, das einer Röntgenfluoreszenzanalyse (Spektrometer SRS 3000, Siemens) unterzogen wurde. Eine detaillierte Beschreibung zur Bestimmung des Gesamtschwefels und des SO_4-Schwefels geben MORGENSTERN *et* SEIDEL [1995].

Eluierbare Komponenten

Um die Mobilität der im Sediment enthaltenen Schwermetalle und anderer Komponenten zu bestimmen, wurde eine Suspension aus Sediment mit 20 g Trockenmasse und insgesamt 200 ml Wasser (einschließlich des Porenwassers in der Probe) auf einem Überkopfschüttler (GFL 3040, Gesellschaft für Labortechnik mbH) für 1 h bei 25 °C und 12 min^{-1} gemischt. Zur Konservierung der vorherrschenden Redoxbedingungen wurden anoxische Proben unter Stickstoff eluiert. Nach Reinigung durch Zentrifugation und Filtration wurden der S-Gehalt und die Metallgehalte der wäßrigen Phase mittels ICP-AES (Spectroflame, Spectro Inc., Kleve) analysiert.

Pufferkapazität

Es wurde erdfeuchtes Sediment mit 20 g Trockenmasse in insgesamt 200 ml Wasser, unter Berücksichtigung des Porenwassergehalts des Sediments, suspendiert. Die Suspension wurde in einem offenen Gefäß mit einem Laborblattrührer mit 250 min^{-1} gerührt. Die Titration erfolgte mit 1 M H_2SO_4 in Schritten von 0,1 ml mit einer Haltezeit von jeweils 1 min mit einem Titrierautomaten (DMS-Titrino 716, Metrohm AG, Herisau, Schweiz). Die Titration wurde nach einer Zugabe von 20 ml Schwefelsäure beendet. Der Verlauf der Titrationskurve wurde mit Hilfe eines Computers aufgezeichnet.

2.8 Analytik wäßriger Phasen

Zur Analyse der wäßrigen Phasen (Sickerwässer, Sedimenteluate, Flüssigkeit in Sedimentsuspensionen u.a.) wurden die in Tabelle 2.5 aufgeführten Methoden angewandt.

Tab. 2.5: Parameter und Verfahren zur Untersuchung der Sickerwässer und Sedimenteluate

Parameter	**Verfahren / Methodik**
pH-Wert	mit pH-Meter pH 526 (WTW, Weilheim)
Leitfähigkeit	mit Microprocessor Conductivity Meter LF 196 (WTW, Weilheim)
Redoxpotential	mit pH-Meter pH 526 und Elektrode P 14805-S7/120 (WTW, Weilheim)
gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)	Total Organic Carbon Analyser TOC-5000 (Shimadzu, Duisburg)
Nitrit, Nitrat, Ammonium, Sulfat, Phosphat, Chlorid	Ionenchromatograph DX 100 (Dionex, Idstein)
Schwermetalle, Aluminium, Kalium, Magnesium, Calcium, Schwefel	ICP-AES (Inductively Coupled Plasma - Atom Emission-Spectroscopy, Spectroflame, Spectro Inc., Kleve)

Ionenchromatographie

Zur Bestimmung der Anionen und des Ammoniums der Sickerwässer und Eluate wurde ein Ionenchromatograph DX 100 (Dionex, Idstein) verwendet. Um die Proben von organischen Stoffen zu befreien, wurden sie über OnGuard-P-Kartuschen (Dionex) gegeben. Zur Bestimmung der Anionen kamen die Vorsäule AG4A-SC, die Säule AS4A-SC und der Suppressor ASRS-I zum Einsatz. Dabei bestand die mobile Phase aus einem Karbonatpuffer (1,7 mM $NaHCO_3$ und 1,8 mM Na_2CO_3), der mit einer Geschwindigkeit von 2 ml/min gefördert wurde. Der Nitrit- und Nitratgehalt wurden mit einem UV-Detektor bei 215 nm bestimmt und die Sulfat-, Phosphat- und Chloridgehalte mit einem Leitfähigkeitsdetektor ermittelt. Für die Bestimmung des Ammoniumgehaltes wurden die Vorsäule CG12A, die Säule CS12A und der Supressor CSRS-I verwendet. Als mobile Phase diente 20 mM Methansulfonsäure, die mit einer Geschwindigkeit von 1 ml/min gefördert wurde. Der Ammoniumgehalt wurde mit einem Leitfähigkeitsdetektor bestimmt.

2.9 Struktur und Aggregatstabilität der Sedimente

Partikelgrößenanalyse von Sedimenten

Änderungen der Struktur der Sedimente spiegeln sich in den Sieblinien der Proben wider, wenn die Probe entgegen den Vorgaben in DIN 19 683 vor der Analyse weder mit Ultraschall behandelt noch mit Natriumpyrophosphat dispergiert wird. Neben der Siebanalyse nach DIN 19 683 wurde deshalb auch eine Siebanalyse ohne Vorbehandlung durchgeführt. Für jede Probe wurden drei separate Siebungen vorgenommen und aus diesen Ergebnissen der Mittelwert gebildet.

Die auf Feinfraktionen (< 63 µm) angewandte Sedimentationsanalyse liefert nur relativ unzuverlässige Daten. Deshalb wurde die Fraktion von 0 bis 1000 µm zusätzlich mit Hilfe der Laserbeugungsspektrometrie untersucht. Dazu wurde Sediment mit etwa 100 g Trockenmasse in 1 l Wasser suspendiert und auf ein 315-µm-Sieb mit 200 mm Durchmesser gegeben. Der Siebdurchgang wurde durch die Suspensionsmeßzelle gefördert und mit einem HELOS Laserbeugungsspektrometer (Sympatec GmbH, Clausthal-Zellerfeld) gemessen. Die Messung des volumenbezogenen Verteilungsmusters der Probe erfolgte mit einem He-Ne-Laser. Die Fraktion > 315 µm (Siebrückstand) wurde getrocknet, gewogen und über den Fallschacht GRADIS dem Laserstrahl des HELOS Laserbeugungsspektrometers zugeführt und vermessen.

Aggregatstabilität

Die Aggregatstabilität wurde als Veränderung der Aggregatgrößenverteilung unter definiertem Wassereinfluß mit dem Tauchsiebverfahren nach BIRECKI *et al.* [1968] bestimmt. Die Differenz des gewogenen mittleren Durchmessers (ΔGMD) diente dabei als Maß für die Wasserstabilität der Aggregate bzw. Krümel. Nimmt ΔGMD zu, weist dies auf eine steigende Instabilität der Aggregate hin [HARTGE *et* HORN 1989].

Die rechnerische Auswertung der Differenz des gewogenen mittleren Durchmessers erfolgt nach:

$$\Delta GMD = \sum_{i=1}^{i=n} (x_{i,1} \cdot d_i) - \sum_{i=1}^{i=n} (x_{i,2} \cdot d_i) \qquad (2.1)$$

GMD	=	gewogener mittlerer Durchmesser
d_i	=	mittlerer Durchmesser der Siebfraktion i
$x_{i,1}$	=	Massenanteil der Siebfraktion i bei Trockensiebung
$x_{i,2}$	=	Massenanteil der Siebfraktion i bei Naßsiebung

Zur Bestimmung des ΔGMD wurden jeweils 60 g lufttrockenes Sediment der Korngrößenfraktion 2 - 10 mm verwendet. Der Einsatz kleinerer Aggregate ist bei dieser Untersuchung meist unzweckmäßig, da diese zum Verkleben neigen [HARTGE *et* HORN 1989]. Zuerst wurde das Material im trockenen Zustand gesiebt. Unmittelbar vor Beginn der Tauchsiebung erfolgte eine kapillare Sättigung der Aggregate mit Wasser für 10 Minuten. Für die Messung wurde ein Siebsatz mit Sieben von 0,25, 1, 2 und 5 mm verwendet. Die Dauer einer Messung betrug 10 Minuten, die Hubhöhe 30 mm und die Hubzahl 30 min^{-1}. Für jede Probe wurden sechs separate Siebungen durchgeführt und aus den Ergebnissen der jeweilige Mittelwert gebildet. Die Mittelwerte der einzelnen Fraktionen bildeten die Grundlage für die Berechnung des gewogenen mittleren Durchmessers.

2.10 Wasserdurchlässigkeit der Sedimente

Um praxisrelevante Ergebnisse für die Wasserdurchlässigkeit zu erhalten, wurde eine Apparatur entwickelt, die den Einsatz von 1000 g Sedimenttrockenmasse mit dem gesamten Aggregatspektrum zuließ. Im wassergesättigten Zustand konnten in dieser Apparatur auch der Druckverlust der Schüttung und der Durchlässigkeitsbeiwert (k_f-Wert) ermittelt werden.

Aufbau der Versuchsanlage

Das Kernstück der Apparatur (Abbildung 2.7) bildete eine Perkolationssäule. Diese bestand aus einem 500 mm hohen Glaszylinder mit 110 mm Innendurchmesser und einer Siebplatte, auf der das Sediment lagerte. Der Querschnitt des Ablaufrohres der Säule betrug 10 mm, so daß durch die Schüttung strömendes Wasser ungehindert abfließen konnte.

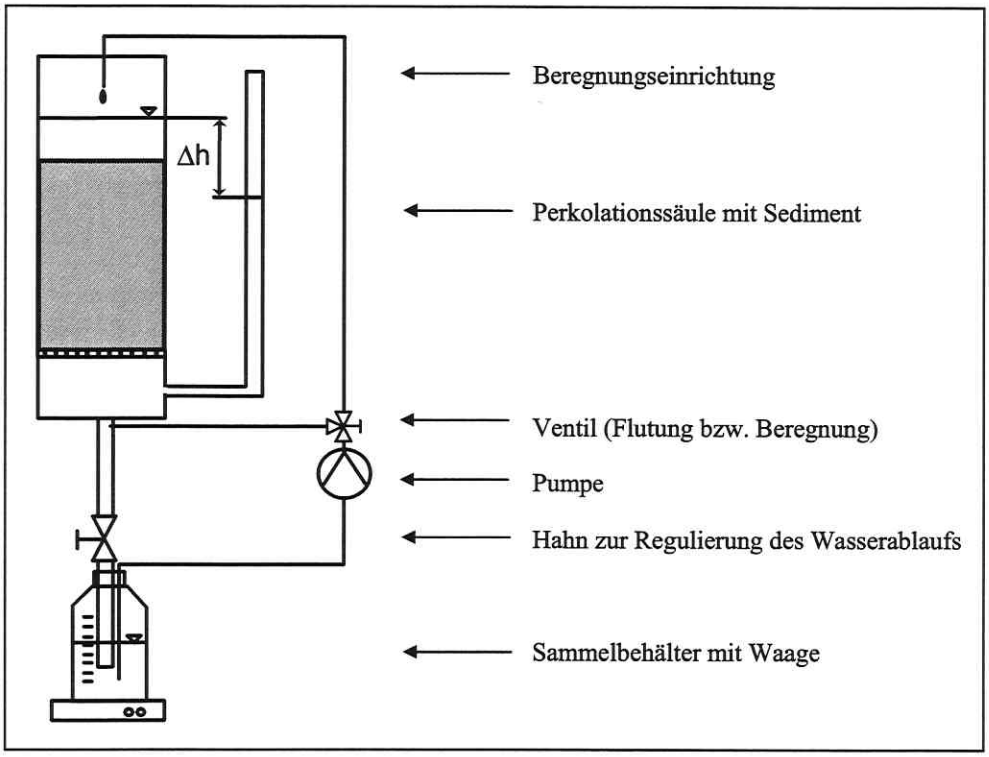


Abb. 2.7: Versuchsaufbau zur Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit, des Druckverlustes und des k_f-Wertes von Sedimentschüttungen

Das Ablaufrohr endete in einer wassergefüllten Flasche, die sich auf einer Waage (BP3100S, Sartorius, Göttingen) befand, um Volumenänderungen registrieren zu können. Durch die Sedimentschüttung geführtes Wasser wurde aus dieser Flasche bezogen und mittels einer

Pumpe (2006A, Verder, Düsseldorf) der Beregnungseinrichtung zugeführt. Um eine gleichmäßige Verteilung des Wassers auf der Sedimentoberfläche zu gewährleisten, war die Schüttung mit Geotextilvlies bedeckt. Zur Detektion des Druckverlustes in der durch die wassergesättigte Schüttung strömenden Flüssigkeit war ein wassergefülltes Glasrohr installiert ($\Delta p_v = \rho \cdot g \cdot \Delta h$). Mit Hilfe der beiden Hähne ließ sich der Weg des Wasserstromes durch die Apparatur steuern.

Versuchsdurchführung

Wasserdurchlässigkeit

Die Säule wurde mit naturfeuchtem Sediment mit 1 kg Trockenmasse befüllt. Der Hahn zur Regulierung des Wasserablaufs war voll geöffnet. Unterhalb der Sedimentschüttung herrschte Umgebungsdruck (Belüftung über das in Abbildung 2.7 dargestellte Steigrohr). Dann wurde die Sedimentschüttung mit einem definierten Wasserstrom beregnet. Nach der Einstellung stationärer Bedingungen (der an der Waage angezeigte Wert blieb konstant) wurde der Wasserstrom sprunghaft erhöht und die erneute Einstellung des Gleichgewichts abgewartet. Diese Prozedur wurde solange wiederholt, bis der Wasserstrom die maximale Durchlässigkeit der Schüttung überstieg, und das Sediment mit Wasser überstaute.

Bei einer anderen Variante wurde die Kreislaufführung des Wassers vor jeder Erhöhung des Perkolationsstromes unterbrochen, damit in der Sedimentschüttung akkumuliertes Wasser in die Vorratsflasche zurücklaufen konnte.

Druckverlust

Zur Bestimmung des Druckverlustes wurde die Säule wie bei der Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit beschrieben, mit Sediment befüllt. Anschließend wurde das Ventil am Säulenauslauf geschlossen, die Schüttung von unten mit Wasser geflutet und somit der größte Teil der Luft aus den Sedimentporen verdrängt. Die Flutung der Sedimentschüttung wurde beendet, wenn das Wasser das Sediment zirka 100 mm überstaute. Nun wurde die Beregnung des Sediments von oben gestartet und das Ventil am Boden der Säule soweit geöffnet, bis sich ein Gleichgewicht zwischen ablaufendem und zugeführtem Wasser einstellte, die Sedimentschüttung aber wassergesättigt blieb. Nach Einstellung des Gleichgewichts wurde der Druckverlust am Steigrohr in mm Wassersäule abgelesen.

Lückengrad

Zur Bestimmung des Lückengrades wurde die Sedimentfeuchte ermittelt und eine definierte Menge Sediment in ein Becherglas gegeben. Bei bekannter Masse des feuchten Sediments und der Sedimentfeuchte konnte die Masse an Trockensubstanz errechnet werden:

$$m_{TS} = m_{ges} \cdot (1\text{-}x_w) \tag{2.2}$$

m_{TS} = Masse des trockenen Sediments
m_{ges} = Masse des feuchten Sediments
x_w = Feuchte des Sediments

Anschließend wurde dem Sediment Wasser bis zur Sättigung zugegeben. Durch vorsichtiges Rühren wurde im Sediment eingeschlossene Luft entfernt. Das Volumen des wassergesättigten Sediments konnte nun direkt über die Geometrie des Behälters und die Höhe der Schüttung bestimmt werden. Das Volumen an Wasser in dieser Schüttung war ebenfalls bekannt (zugegebenes Wasser + durch Feuchtebestimmung ermitteltes Wasser im Sediment). Bei vollständiger Wassersättigung ergibt die Differenz aus dem Gesamtvolumen und dem Wasservolumen das Volumen der Sedimentpartikel. Mit bekannter Masse der Trockensubstanz und bekanntem Partikelvolumen wurde die Dichte des trockenen Sediments berechnet.

Mit Gleichung 2.2 und der Dichte des trockenen Sediments ließ sich nun für jede Schüttung aus Sediment derselben Charge das Partikelvolumen ermittelt. Das Gesamtvolumen der Sedimentschüttung war über deren Geometrie leicht bestimmbar. Sind das Gesamtvolumen und das Partikelvolumen einer Sedimentschüttung bekannt, kann der Lückengrad berechnet werden:

$$\varepsilon = \frac{V_g - V_p}{V_g} \tag{2.3}$$

ε = Lückengrad
V_g = Gesamtvolumen der Schüttung
V_p = Volumen der Partikel

Durchlässigkeitsbeiwert (k_f-Wert)

In DIN 19683-9 ist die Bestimmung des Durchlässigkeitsbeiwertes k_f für ungestörte (mit dem Stechzylinder entnommene) Bodenproben beschrieben. Obwohl Sedimentschüttungen nicht mit gewachsenen Böden vergleichbar sind, gelten für sie dieselben hydrodynamischen Gesetze wie für ungestörten Boden.

Der k_f-Wert stellt eine Beziehung zwischen der Strömungsgeschwindigkeit eines Fluids in der wassergesättigten Schüttung und dem dabei im Fluid entstehenden Druckverlust her. Die nach k_f umgestellte DARCY-Gleichung lautet [KUNTZE *et al.* 1994]:

$$k_f = \frac{Q \cdot l}{A \cdot h} \tag{2.4}$$

k_f	=	Durchlässigkeitsbeiwert
Q	=	Volumenstrom durch die Schüttung
A	=	Querschnittsfläche der Schüttung
h	=	hydrostatische Höhe
l	=	Länge der durchströmten Schüttung

Die hydrostatische Höhe stellt die Triebkraft für den Flüssigkeitstransport dar und entspricht dem am Steigrohr abgelesenen Δh (Bestimmung siehe oben). Der Quotient aus dem Volumenstrom Q und der Querschnittsfläche A entspricht der Flächenbelastung (siehe Abschnitt 1.3).

2.11 Pflanzenwachstum und Schwermetallgehalt in Pflanzen

Methoden der Wurzelraumuntersuchung

Die sicherste Methode, das Wurzelwachstum der Pflanzen und die Durchwurzelungstiefe im Sediment zu untersuchen, besteht im Anlegen eines Profils. Die Grabung stört aber die Entwicklung der Pflanzen und die Lagerungsverhältnisse in der Sedimentschüttung. Während der Konditionierung bilden sich vertikale Unterschiede im Sediment aus, die durch Grabungsaktivitäten verwischt würden.

Eine Alternative bildet die Minirhizotronentechnik [BROWN *et* UPCHURCH 1987, JOHNSON *et* MEYER 1998]. Dazu wurden Plexiglasrohre in das zu konditionierende Sediment eingebracht (siehe Abschnitt 2.5), durch die ein Kamerasystem eingeführt wurde. Das Kamerasystem war mit einem Rechner verbunden und lieferte laufend Bilder aus dem Wurzelraum der Pflanzen.

Vitalität der Pflanzen

Um die Vitalität der zur Konditionierung eingesetzten Pflanzen zu bewerten, wurde wöchentlich das Längenwachstum der Pflanzen gemessen. Bei den Versuchen im Labormaßstab wurden alle Pflanzen und im technischen Maßstab jeweils zehn zufällig ausgewählte Pflanzen pro Becken vermessen und der Mittelwert gebildet. Die Bewertung der Vitalität erfolgte anhand sichtbarer Veränderungen wie Vergilben der Blätter, Blattlaus- oder Mehltaubefall sowie Lagerbildung durch mangelnde Halmstabilität.

Biomasseproduktion der Pflanzen

Am Versuchsende wurden die Versuchsflächen komplett unmittelbar über der Sedimentoberfläche abgeerntet. Von der so gewonnenen Biomasse wurde das Frischgewicht ermittelt. Von einer Probe, die im Labormaßstab die gesamte Biomasse und beim technischen Maßstab zirka 5 kg umfaßte, wurde nach einer Trocknung bei 60 °C die Trockenmasse bestimmt.

Schwermetallgehalt der Pflanzen

Die für die Schwermetallanalyse vorgesehenen Pflanzen wurden mit Wasser abgespült, mit einer Keramikschere zerschnitten und luftgetrocknet. Anschließend wurde das Material in einer Ultrazentrifugalmühle (ZM1 mit 0,25-mm-Titansiebeinsatz, Retsch) gemahlen. Jeweils 0,5 g des gemahlenen Pflanzenmaterials wurden mit 5 ml HNO_3 (65 %), 0,5 ml H_2O_2 (30 %) und 0,1 ml HF (40 %) versetzt und in einem dicht schließenden Gefäß mittels eines

Mikrowellenofens (MDS-2000, CEM Corporation) erhitzt. Nach Aufschluß der Probe für 0,5 h bei 1 MPa wurde die entstehende Lösung filtriert (Zellulose-Acetat-Membran, Porengröße 0,45 µm, Sartorius), mit Wasser auf 50 ml verdünnt und mittels ICP-MS (Elan 5000, Perkin-Elmer Corporation) analysiert.

2.12 Konzept der Datenerhebung

Bei der Datenerhebung stellte sich als grundlegende Frage: Welches Vorgehen ist zu wählen, und welcher Aufwand muß betrieben werden, um alle notwendigen Informationen zu erhalten, die zur Beurteilung der Anwendbarkeit der Konditionierung in der Praxis erforderlich sind?

Um die bei der Konditionierung ablaufenden physikochemischen Vorgänge zu verstehen und das Verfahren praxistauglich zu machen, sollten sowohl Laborversuche als auch Untersuchungen im technischen Maßstab durchgeführt werden. Da ein Teil der Analysen durch die Sektion Analytik des UFZ erstellt wurden (z.B. Schwermetalle), war die Anzahl der zu analysierenden Proben begrenzt. Bei der Erarbeitung der Probenahmepläne mußte dies berücksichtigt werden.

Im Probenahmeplan werden die Anzahl der Proben, die Lokalisation der Proben zur Erfassung räumlicher Änderungen und die Beprobungszeitpunkte zur Erfassung zeitlicher Änderungen festgelegt [NOTHBAUM *et al.* 1997]. Bei heterogener Schadstoffverteilung wird die Repräsentanz der so gewonnenen Proben durch statistische Auswertung der Meßergebnisse geprüft [CHIU *et al.* 1997]. Das Ziel dieser Vorgehensweise ist es, Analysenergebnisse mit akzeptablem Fehler zu erhalten. Der Gesamtfehler des ermittelten Wertes für einen Parameter resultiert aus dem Fehler bei der Probenahme, dem Fehler bei der Probenvorbereitung und dem Fehler bei der Analyse. Für eine statistische Auswertung reicht es deshalb nicht aus, eine Probe mehrmals zu analysieren und dann auszuwerten. Denn in der Regel ist die Probenanalyse mit dem geringsten Fehler behaftet, während der Fehler bei der Probenahme am größten ist [BAHRIG 1995, RABICH 1997]. Deshalb müssen die Proben separat genommen, aufbereitet und analysiert werden.

Neben der separaten Entnahme und Bearbeitung der Proben ist bei dieser Vorgehensweise meistens auch ein relativ großer Probenumfang erforderlich [NOTHBAUM *et al.* 1997]. Ist das Ziel der Untersuchung dagegen die Bestimmung eines mittleren Wertes eines Parameters für ein bestimmtes Objekt (z.B. mittlerer Zinkgehalt einer Sedimentschüttung), so lassen sich durch die Verwendung von Mischproben und eine optimale Verteilung der Probenahmepunkte mit wenigen Proben verläßliche Aussagen treffen [NOTHBAUM *et al.* 1994].

Um das Arbeitsziel zu erreichen, wurde folgendermaßen vorgegangen:

→ Wäßrige Phasen (Sickerwässer, Sedimenteluate, Flüssigkeit in Sedimentsuspensionen u.a.) wurden ohne Wiederholungen bearbeitet, da Voruntersuchungen zeigten, daß die Streuung der Daten durch die homogene Durchmischung sehr gering ist.

→ Obwohl das Sediment durch das Ausbaggern aus dem Fluß, den Transport und das Einfüllen in die Anlagen wiederholt durchmischt wurde, waren trotzdem Inhomogenitäten feststellbar. Es wurden deshalb mehrere Einzelproben entnommen, daraus eine Mischprobe nach CRÖSSMANN [1995] gewonnen und weiterbearbeitet.

→ Beim Pflanzenmaterial wurden mehrere Proben verschiedener Pflanzen einer Art entnommen (um individuelle Unterschiede zu berücksichtigen), daraus eine Mischprobe erstellt und weiterbearbeitet [MARKERT 1996].

Die Bearbeitung von Mischproben erwies sich als taugliche Methode, mit einer begrenzten Anzahl von Analysen aussagekräftige Daten zu gewinnen. Dabei mußte in Kauf genommen werden, daß eine statistische Auswertung der Daten nicht erfolgen konnte. Die Beprobungsintervalle wurden für die jeweiligen Versuche individuell festgelegt.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Sedimentkonditionierung in Suspension

Die während der Konditionierung ablaufenden, mikrobiell induzierten physikochemischen Veränderungen des Sediments lassen sich sehr gut in Suspension untersuchen. Durch die Homogenität wird die Wirkung von Transportphänomenen auf die physikochemischen und mikrobiellen Prozesse minimiert, und der Prozeßverlauf wird primär von der Reaktionskinetik bestimmt. Weiter vereinfacht sich die repräsentative Beprobung des Systems.

Für die Versuche in Suspension wurde ein Rührreaktor mit einem Fassungsvermögen von ca. 2,5 l verwendet (siehe Abschnitt 2.3). Zu Versuchsbeginn wurde der Glasbehälter des Rührreaktors mit naturfeuchtem, anoxischen Sediment (Charge Kleindalzig 1998; siehe Abschnitt 2.1) mit 200 g Trockenmasse und 2000 ml Wasser befüllt. Der Reaktorinhalt wurde anfangs mit Stickstoff und dann mit wasserdampfgesättigter Luft begast. Die Suspension wurde regelmäßig beprobt, die Probe zentrifugiert und der Überstand analysiert (siehe Abschnitt 2.3).

3.1.1 Redoxpotential und pH-Wert

Das Redoxpotential und der pH-Wert der Sedimentsuspension wurden *online* gemessen. Beide Parameter geben erste Informationen über die im Sediment ablaufenden Prozesse, lassen aber keine Aussagen über die beobachteten Veränderungen zu.

Unmittelbar nach Beginn der Begasung mit Luft stieg das Redoxpotential der zunächst anoxischen Sedimentsuspension sehr stark an (Abbildung 3.1). Nach 50 h nahm das Redoxpotential dann nur noch langsam zu. Der pH-Wert zeigte einen kurzzeitigen Anstieg innerhalb der ersten 24 h, der mit der Abnahme des anorganischen Kohlenstoffs im Sediment korrelierte (Alkalisierung durch das Austreiben des CO_2). In den folgenden 24 h sank der pH-Wert dann stark ab, blieb anschließend 200 h nahezu konstant, fiel dann nochmals ab und stieg zum Versuchsende wieder leicht an.

Im anoxischen Sediment liegt Eisen aufgrund des niedrigen Redoxpotentials als Eisen(II)-sulfid vor. Diese Verbindung des Eisens ist in Wasser nahezu unlöslich und zugleich Ursache für die schwarze Farbe des frischen Sediments. Mit zunehmendem Sauerstoffeintrag in die Sedimentsuspension oxidierte das Eisen(II)–sulfid zum löslichen Eisen(II)-sulfat, und die Eisenkonzentration in der wäßrigen Phase stieg vorübergehend an (siehe Abbildung 3.2). Im weiteren Versuchsverlauf wurde das Eisen(II)-sulfat zu Eisen(III)-sulfat oxidiert, das zu

Eisen(III)-oxihydraten hydrolysierte, die schlecht wasserlöslich sind und die Sedimentsuspension rotbraun färbten.

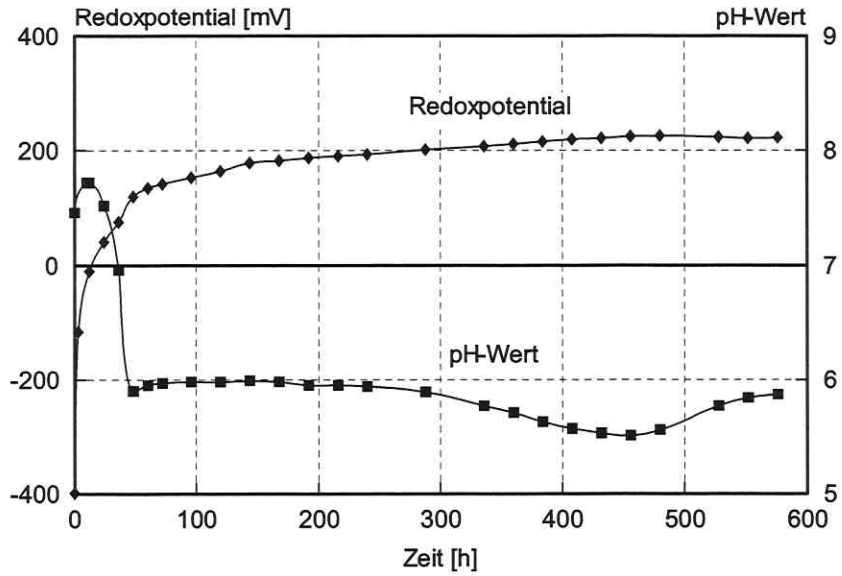


Abb. 3.1: Redoxpotential und pH-Wert während der Konditionierung von anoxischem Kleindalzig-Sediment in Suspension (Sediment mit 200 g TS in insgesamt 2000 ml Wasser im Rührreaktor bei 20°C)

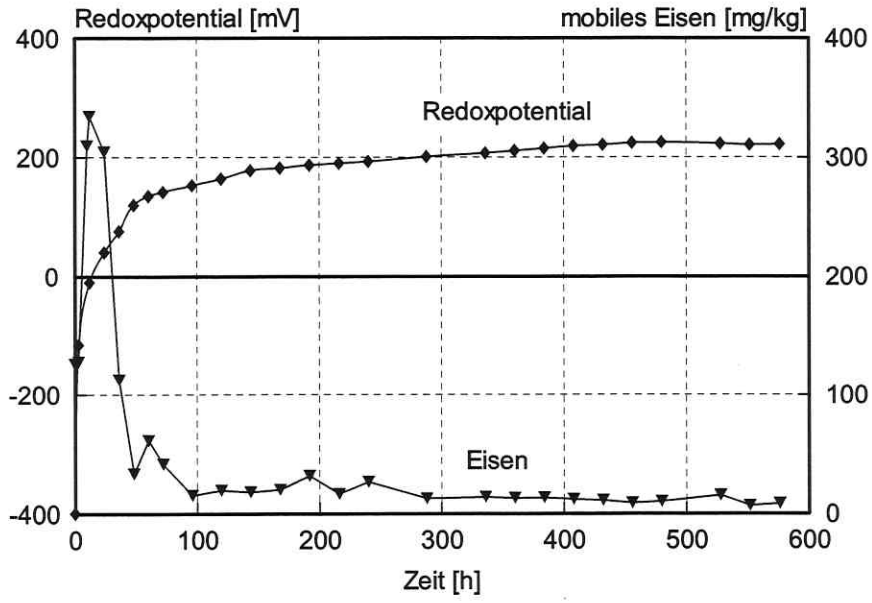


Abb. 3.2: Redoxpotential und Eisen in Lösung während der Konditionierung von anoxischem Kleindalzig-Sediment in Suspension (Sediment mit 200 g TS in insgesamt 2000 ml Wasser im Rührreaktor bei 20°C)

3.1.2 Schwefeloxidation

Der pH-Wert und das Redoxpotential werden im Sediment unter anderem von der Oxidation der Schwefelverbindungen beeinflußt. Die Sediment-Charge Kleindalzig 1998 enthielt insgesamt 7500 mg/kg Schwefel, wobei der Sulfatschwefelgehalt mit ca. 50 mg/kg (lt. Analysenwert der wäßrigen Phase auf die Sedimentmasse bezogen) sehr gering war und die reduzierten Schwefelverbindungen in Form von organisch gebundenem Schwefel, elementarem Schwefel und Sulfid-Schwefel vorlagen [VOIGT 2001].

Die während der Konditionierung wiederholt beobachtete Versauerung des Sediments [ZEHNSDORF *et al.* 2001] wird vorrangig durch die Oxidation des reduzierten Schwefels verursacht. Dabei handelt es sich um einen mikrobiellen Oxidationsprozeß. Chemolithoautotrophe Bakterien des Sediments gewinnen die zum Leben notwendige Energie aus der Oxidation reduzierter Schwefelverbindungen zu Sulfat [SEIDEL *et al.* 1995]. In der Abbildung 3.3 ist die Korrelation zwischen sinkendem pH-Wert und steigendem Sulfatgehalt der Suspension deutlich zu erkennen.

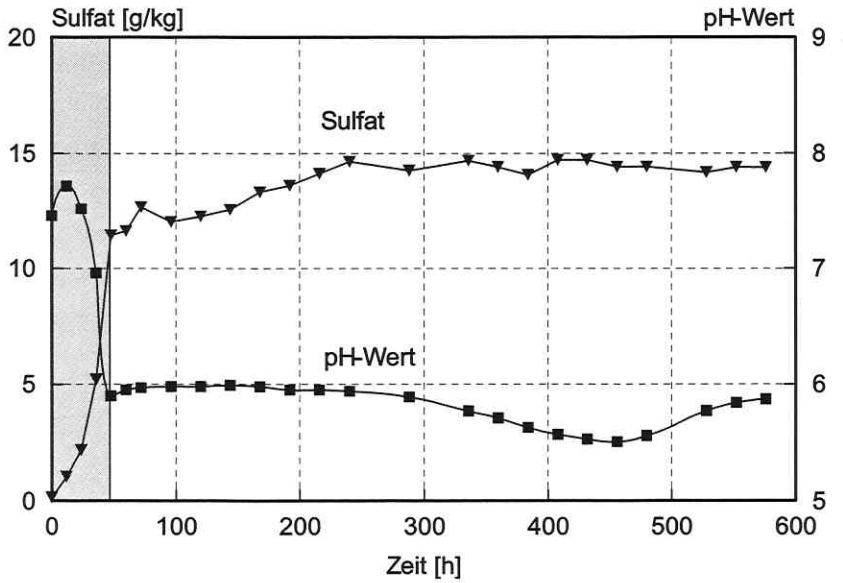


Abb. 3.3: pH-Wert und Sulfat in Lösung während der Konditionierung von anoxischem Kleindalzig-Sediment in Suspension (Sediment mit 200 g TS in insgesamt 2000 ml Wasser im Rührreaktor bei 20°C)

3.1.3 Ammoniumoxidation

Ist Sauerstoff vorhanden, wird Ammonium von autolithotrophen Bakterien über Nitrit zu Nitrat oxidiert. Diese Bakterien gewinnen aus der Oxidation des Ammoniums zu Nitrit (z.B. Bakterien der Gattung *Nitrosomonas*) bzw. aus der Oxidation von Nitrit zu Nitrat (z.B. Bakterien der Gattung *Nitrobacter*) Energie und nutzen dabei CO_2 als Kohlenstoffquelle [MUDRACK *et* KUNST 1985, VÖLSCH *et al.* 1990]. Die mikrobielle Ammoniumoxidation wurde durch die Messungen klar belegt (Abbildung 3.4). Der Ammoniumgehalt der wäßrigen Phase nahm ab und der Nitratgehalt zu. Intermediär gebildetes Nitrit wurde sogleich zu Nitrat weiteroxidiert und trat deshalb kaum in Erscheinung. Durch den Verbrauch des Ammonium-Kations und die Bildung des Nitrat-Anions versauerte die Suspension weiter. Den Tiefpunkt erreichte der pH-Wert zum Zeitpunkt der Erschöpfung des Ammoniums in der Suspension.

Die Ursache des dann einsetzenden, wiederholt beobachteten pH-Anstiegs (siehe auch VOIGT [2001]) ist nicht bekannt. Eventuell wurden die gebildeten Säuren in dieser Phase von den im Sediment enthaltenen Puffersubstanzen allmählich verbraucht.

Obwohl Nitrat von Beginn an gebildet wurde, nahm der Ammoniumgehalt in der wäßrigen Phase zunächst nicht ab, sondern sogar zu. Wahrscheinlich wurde in der Lösung verbrauchtes Ammonium aus dem Feststoff nachgeliefert. Zwei Prozesse kommen dafür in Frage: die Desorption von am Sediment gebundenem Ammonium bzw. die Neubildung von Ammonium durch die Oxidation organischer Bestandteile des Sediments. Aus der Bodenkunde ist bekannt, daß Ammonium im Vergleich zu Nitrat viel stärker an der Matrix gebunden wird [KUNTZE *et al.* 1994]. Erst als der Ammonium-Pool des Sediments erschöpft bzw. als die Neubildung zum Erliegen gekommen war, verringerte sich der Ammoniumgehalt der Lösung.

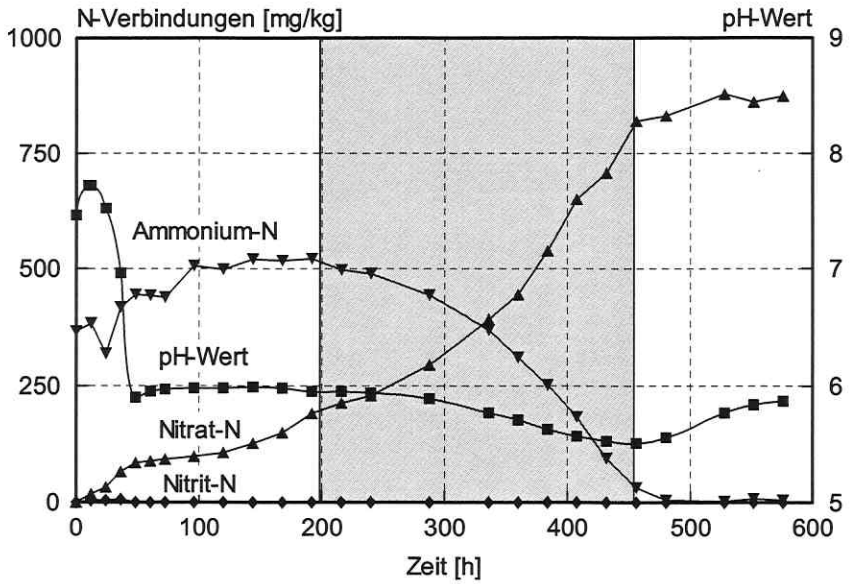


Abb. 3.4: pH-Wert und anorganische N-Verbindungen in Lösung während der Konditionierung von anoxischem Kleindalzig-Sediment in Suspension (Sediment mit 200 g TS in insgesamt 2000 ml Wasser im Rührreaktor bei 20°C)

3.1.4 Salzgehalt des Sediments

Die elekrische Leitfähigkeit der wäßrigen Phase nahm durch die Verringerung des pH-Wertes (Anstieg der Protonenkonzentration) und die in Lösung gehenden Salze im Laufe des Versuches zu. So wie der pH-Wert zeigte auch die Leitfähigkeit eine deutliche Beziehung zur Oxidation des reduzierten Schwefels und des Ammoniums (Abbildung 3.5). Neben dem pH-Wert und dem Redoxpotential steht mit der Leitfähigkeit ein weiterer leicht zu messender Parameter zur Kontrolle des Konditionierungsfortschritts im Sediment zur Verfügung. Außer Sulfat, Ammonium und Nitrat beeinflussen aber auch die Kationen Ca, Mg, Al, Na und K die Leitfähigkeit der Lösung. Die elektrische Leifähigkeit ist somit ein relativ unspezifischer Summenparameter.

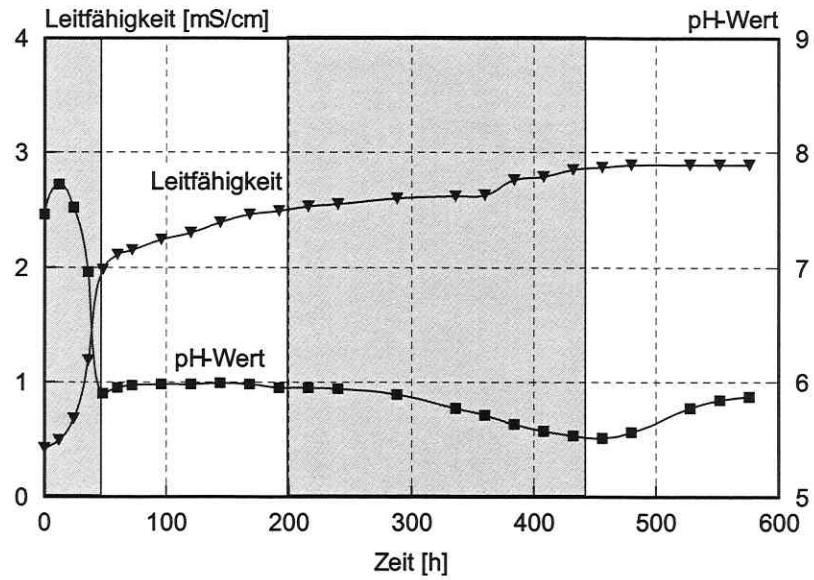


Abb. 3.5: pH-Wert und Leitfähigkeit der Lösung während der Konditionierung von anoxischem Kleindalzig-Sediment in Suspension (Sediment mit 200 g TS in insgesamt 2000 ml Wasser im Rührreaktor bei 20°C)

3.1.5 Mobilität der Schwermetalle

Die Änderung der Schwermetallmobilität während der Konditionierung ist von praktischem Interesse, weil die solubilisierten Schwermetalle durch Niederschläge aus dem Sediment ausgewaschen und in das Grundwasser verfrachtet werden können [TIFFREAU *et al.* 1999]. Damit könnte von den Sedimenten während der Konditionierung eine Gefahr für die Umwelt ausgehen.

Die Änderung der Schwermetallmobilität ist in Abbildung 3.6 beispielhaft für Zn dargestellt. Dieses Metall besitzt den höchsten Absolutgehalt aller toxischen Schwermetalle im Kleindalzig-Sediment und ist für seine leichte Mobilisierbarkeit bekannt. Durch den amphoteren Charakter ist Zn sowohl im alkalischen als auch im sauren Milieu löslich. Die leichte Alkalisierung aufgrund des CO_2-Austriebs ließ die Zn-Löslichkeit etwas ansteigen. Die Versauerung durch Sulfatbildung reduzierte die Zn-Mobilität zunächst. Erst im Verlauf der Ammoniumoxidation zu Nitrat nahm die Löslichkeit des Zn stark zu. Die höchste Zn-Mobilität wurde zum Zeitpunkt des niedrigsten pH-Wertes gemessen (das Zn in Lösung entspricht ca. 20 % des anfänglichen Zn-Gehaltes im Sediment). Infolge des leichten pH-Anstieges gegen Ende des Versuches wurde ein Teil des mobilisierten Zn wieder festgelegt.

Alle anderen Schwermetalle lagen während des gesamten Versuchszeitraumes unter der Nachweisgrenze der ICP-AES bzw. überschritten sie nur kurzeitig und dann nur geringfügig.

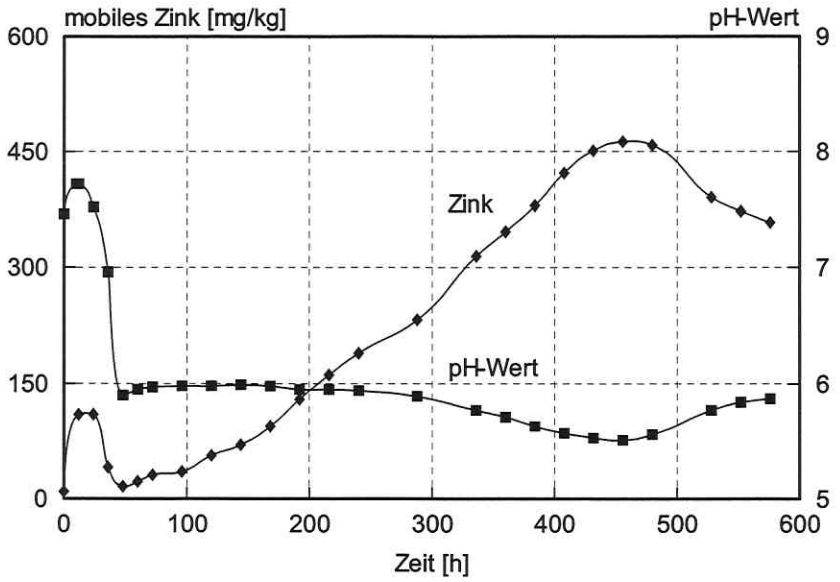


Abb. 3.6: pH-Wert und Zn in Lösung während der Konditionierung von anoxischem Kleindalzig-Sediment in Suspension (Sediment mit 200 g TS in insgesamt 2000 ml Wasser im Rührreaktor bei 20°C)

3.1.6 Veränderung der Sedimentstruktur

Während der Sedimentkonditionierung in Suspension wurde der Inhalt des Reaktors intensiv gerührt. Durch den Energieeintrag beim Rühren wurden die Sedimentpartikel mechanisch stark beansprucht und zerrieben. Zum Versuchsende war das Sediment in der Suspension deutlich feinkörniger.

3.2 Pflanzenauswahl für die Sedimentkonditionierung

Zur Untersuchung der physikochemischen Prozesse während der Konditionierung eignet sich die Suspension sehr gut (siehe Abschnitt 3.1). Die durch die Konditionierung angestrebten Strukturveränderungen des Sediments stellen sich jedoch nur in ruhenden Schüttungen ein. Durch den Einsatz von Pflanzen soll der Konditionierungsprozeß beschleunigt werden. Eine Konditionierung mit Pflanzen läßt sich ebenfalls nur mit einer Sedimentschüttung realisieren. Aus ökonomischen Gründen soll bei der Konditionierung innerhalb einer Vegetationsperiode eine möglichst große Menge an Sediment vom schlammig-pastösen und wasserundurchlässigen Ausgangszustand in ein krümelig-erdiges, gut wasser- und gasdurchlässiges Material überführt werden. Der Auswahl geeigneter Pflanzenarten kommt dabei eine große Bedeutung zu.

Für die Konditionierung am besten geeignet sind Pflanzen, die in der Natur auf nassen, anoxischen Standorten vorkommen und konkurrenzstark gegenüber anderen Pflanzen sind (siehe auch Abschnitt 1.3). Außerdem sollen die Pflanzen eine hohe Transpirationsleistung haben und das Sediment dicht und tief durchwurzeln. Weiter ist eine Toleranz der Pflanzen gegenüber der Versauerung des Sediments, toxischen Schwermetallen und Schädlingsbefall erforderlich. Zusätzlich ist der hohe Nährstoffgehalt der Sedimente bei der Pflanzenauswahl zu berücksichtigen.

Der Gedanke, Pflanzen für die Sedimentkonditionierung zu nutzen, die schon als Samen im Sediment vorhanden sind, und diese lediglich in ihrer Entwicklung zu unterstützen, liegt nahe. Im Sediment der Geschiebefalle Kleindalzig wurden Samen von 39 Pflanzenarten nachgewiesen [FUSSY 1999]. FUSSY stellte fest, daß sich das Artenspektrum des Samenvorrates im Flußsediment der Weißen Elster vom tatsächlich aufkommenden Pflanzenbestand unterschied. Auf den Sedimentschüttungen kamen deutlich weniger Pflanzenarten auf, als im Samenvorrat vorhanden waren. So fehlte beispielsweise die im Sediment als Samen am häufigsten vertretene Große Brennessel (*Urtica dioica*) im aufgelaufenen Pflanzenbestand vollkommen, obwohl die Bodenfeuchtigkeit und der Nährstoffgehalt günstig für ihr Wachstum waren [BREDEMANN 1959]. Der Ampferblättrige Knöterich (*Polygonum lapathifolium*) war dagegen sowohl als Samen als auch als Pflanze häufig anzutreffen. Aus dem Samenvorrat des Sediments kann also nicht ohne weiteres auf die sich spontan entwickelnde Vegetation geschlossen werden. Die häufigsten auf dem Sediment vorgefundenen, spontan aufgekommenen Pflanzenarten waren *Polygonum lapathifolium* L., *Chenopodium rubrum* L., *Polygonum persicaria* L. und *Atriplex prostrata* BOUCHER ex DC. Diese Pflanzenarten durchwurzelten das Sediment aber nur oberflächlich

und bildeten einen lückenhaften Bestand aus. Um die Sedimentkonditionierung zu beschleunigen, könnte die Pflanzendichte durch zusätzliche Aussaat beziehungsweise Pflanzung geeigneter Arten erhöht werden.

Die von den Pflanzen gebildete oberirdische Biomasse soll abgeerntet, kompostiert und der entstehende Kompost dem gelaugten Sediment im Revitalisierungsschritt wieder zugemischt werden. Gräser nehmen im Vergleich zu krautigen Pflanzen deutlich weniger Schwermetalle auf [SAUERBECK 1989] und sind damit unter dem Gesichtspunkt einer möglichen Rekontamination des gelaugten Sediments wesentlich besser geeignet.

Am bedeutungsvollsten für den Einsatz zur Konditionierung erscheinen aus praktischer Sicht unsere beiden größten einheimischen Gräser, das Schilf (*Phragmites australis* (CAV.) STEUD.) und das Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea* L.). Schilf wird seit langem bei der Abwasserreinigung in Pflanzenkläranlagen eingesetzt und ist hinsichtlich seiner Belastbarkeit mit verschiedenen Schadstoffen bereits gut erforscht [GRIES *et al.* 1991]. Auch liegen zum Einsatz von Schilf bei der Entwässerung und Vererdung von Klärschlämmen bereits Ergebnisse vor [HÜBNER 1989, HOFMANN 1992, REINHOFER 1998]. Dabei sind einige Eigenschaften des Schilfes von besonderer verfahrenstechnischer Relevanz [KLEE *et* HOFMANN 1987]: So ist das Schilf eine Pflanze mit sehr hohem Wasserbedarf. Ein etablierter Schilfbestand sorgt demnach für eine negative Wasserbilanz am Standort. Zeitweilige Trockenheit wirkt sich nur während der Anwuchsphase schädigend aus. Schilf besitzt eine bodenbildende Wirkung und ist relativ tolerant gegenüber chemischen Einflüssen. Es kann unter anaeroben Bedingungen wachsen und wurzelt bis zu 1,5 m tief.

Auch hinsichtlich der Schwermetallaufnahme ist Schilf vielfach untersucht worden [SCHIERUP *et* LARSEN 1981, LARSEN *et* SCHIERUP 1981, ST-CYR *et* CROWDER 1987, GRIES *et* GARBE 1989]. Da die von Schilf in großer Menge gebildete oberirdische Biomasse den sich an die Konditionierung anschließenden Prozeß des Bioleaching stört, muß sie vor der Weiterverarbeitung des Sediments abgeerntet werden.

Das Rohrglanzgras ist ein tiefwurzelndes Gras nasser und vor allem wechselfeuchter sowie nährstoffreicher Standorte [HUBBARD 1984, WENDELBERGER 1986]. Als Pionier besiedelt diese Art Sand- und Schlammbänke entlang langsam fließender Gewässer und bildet so dichte Rasen, daß nach WENDELBERGER [1986] selbst Weiden nicht keimen können. *Phalaris arundinacea* besitzt die Fähigkeit, aktiv Sauerstoff in den Wurzelraum zu transportieren [STUDER *et* BRÄNDLE 1984]. Da *Phalaris arundinacea* ein gutes Futtergras ist, wurde es hinsichtlich verschiedener landwirtschaftlicher Aspekte eingehend untersucht [HERRMANN 1975, DRESCHER 1988, GEISEL 1990, SCHRÖDER 1991]. Forschungen zum Einsatz von

Phalaris arundinacea bei der Abwasserreinigung wurden von TRESCKOW [1991] durchgeführt und waren erfolgversprechend. Zur Schwermetallaufnahme von *Phalaris arundinacea* finden sich Angaben ebenfalls bei TRESCKOW [1991] und bei HÖFLICH *et al.* [1999]. *Phalaris* produziert relativ viel oberirdische Biomasse und verhindert dadurch das Auflaufen konkurrierender Pflanzenarten. Diese oberirdische Biomasse müßte vor dem Bioleaching ähnlich wie beim Schilf geerntet werden.

Da eine Aussaat sehr viel preiswerter als die Verwendung vorkultivierter Pflanzen ist, wurden für *Phragmites australis* und *Phalaris arundinacea* Versuche zum Keimverhalten durchgeführt. Dazu wurden von jeder Pflanzenart 80 Samen pro Ansatz in Petrischalen auf Filterpapier gelegt, das mit deionisiertem Wasser feucht gehalten wurde (siehe Abschnitt 2.2).

Beide Gräser keimten unter den gegebenen Bedingungen schlecht (*Phragmites australis* zu 11 % und *Phalaris arundinacea* überhaupt nicht). Zu beachten ist aber, daß einige Pflanzenarten spezielle Anforderungen an die Keimbedingungen stellen. So konnte durch eine einwöchige Lagerung des Samens von *Phalaris arundinacea* bei 7 °C der Keimerfolg nach 21 Tagen Kultivierung unter sonst gleichen Bedingungen auf 78 % gesteigert werden.

Der Samen von *Phragmites australis* ist nicht nur wegen der geringen Keimungsbereitschaft für die Aussaat auf den großen Sedimentflächen ungeeignet. Mit einem Tausendkorngewicht (TKG) von nur 2 g sind diese Samen sehr klein und leicht und werden bei der Aussaat schnell von Wind und Regen verfrachtet, wodurch eine flächendeckende Aussaat behindert wird.

Phalaris arundinacea hat deutlich größere und schwerere Samen (TKG = 5 g), die aber über einen langen Zeitraum verteilt keimen [JELITTO 1998]. Wenn nur wenig Zeit für die Sedimentkonditionierung zur Verfügung steht und ein hoher Konkurrenzdruck von spontan auflaufenden Pflanzen erwartet wird, ist dieses Keimverhalten ungünstig.

Ein weiteres Problem ist das Ausbringen des Saatguts auf der Sedimentoberfläche. Die in der Literatur [HERRMANN 1975, FLESSER 1988, KIRCHNER 1993] beschriebenen Aussaatmethoden sind für die Anwendung im Acker- und Landschaftsbau beziehungsweise im Gartenbau konzipiert. Für die Aussaat auf frisch gebaggerten Sedimenten sind sie kaum geeignet. So können die Sedimentschüttungen in der Regel nicht mit im Ackerbau üblichem Gerät befahren werden. Die bei der Konditionierung von Sedimenten eingesetzten Pflanzen sollten zudem möglichst ohne kostenintensive Pflege auskommen. Die Verwendung von Pflanzensamen wurde deshalb nicht weiter verfolgt.

Eine Alternative zur Aussaat ist der Einsatz von Pflanzenrhizomen oder vorkultivierten Pflanzen. Hierfür liegen aus der Klärschlammvererdung und aus Pflanzenkläranlagen gute

Ergebnisse vor [SCHINDLER 1991, HOFMANN 1992, REINHOFER 1998]. Auch zum Ausbringen von vorkultivierten Pflanzen auf nicht befahrbaren Schlammoberflächen liegen bereits Erfahrungen vor [GERTH *et* GROSSER 1996].

Da sich eine Entnahme von Pflanzen aus natürlichen Beständen, wie von REINHOFER [1998] für Österreich beschrieben, in Deutschland aus Gründen des Naturschutzes verbietet, wurden vorkultivierte Containerpflanzen von *Phalaris arundinacea* und *Phragmites australis* (siehe Abschnitt 2.2) verwendet. Die vorkultivierten Pflanzballen konnten einfach vom Rand aus auf das Sediment geworfen werden, da sie unabhängig von ihrer Lage und Einsinktiefe nahezu verlustfrei anwuchsen.

3.3 Sedimentkonditionierung in Schüttung im Labormaßstab

Die physikochemischen Prozesse während der Konditionierung konnten in Suspension sehr gut untersucht werden (siehe Abschnitt 3.1). Die angestrebten Strukturveränderungen des Sediments und den Einfluß von Transportphänomenen auf den räumlichen und zeitlichen Verlauf der Konditionierung sowie die Wirkung von Pflanzen kann man nur in der Schüttung untersuchen. Die Versuchsanlage wurde im Freien aufgestellt, so daß der Konditionierungsprozeß der natürlichen Witterung ausgesetzt war und der Forderung nach einem praxisnahen Experiment Rechnung getragen wurde. Die Konditionierung von Sediment in Schüttung wurde in PE-Kisten, die mit anoxischem Sediment gefüllt und mit *P. arundinacea* bepflanzt waren, realisiert. Als Referenz diente Sediment ohne Bewuchs (siehe Abschnitt 2.4).

3.3.1 Witterung

Bei Freilandversuchen ist die Erfassung von Wetterdaten für die richtige Beurteilung der gewonnenen Meßergebnisse sehr wichtig.

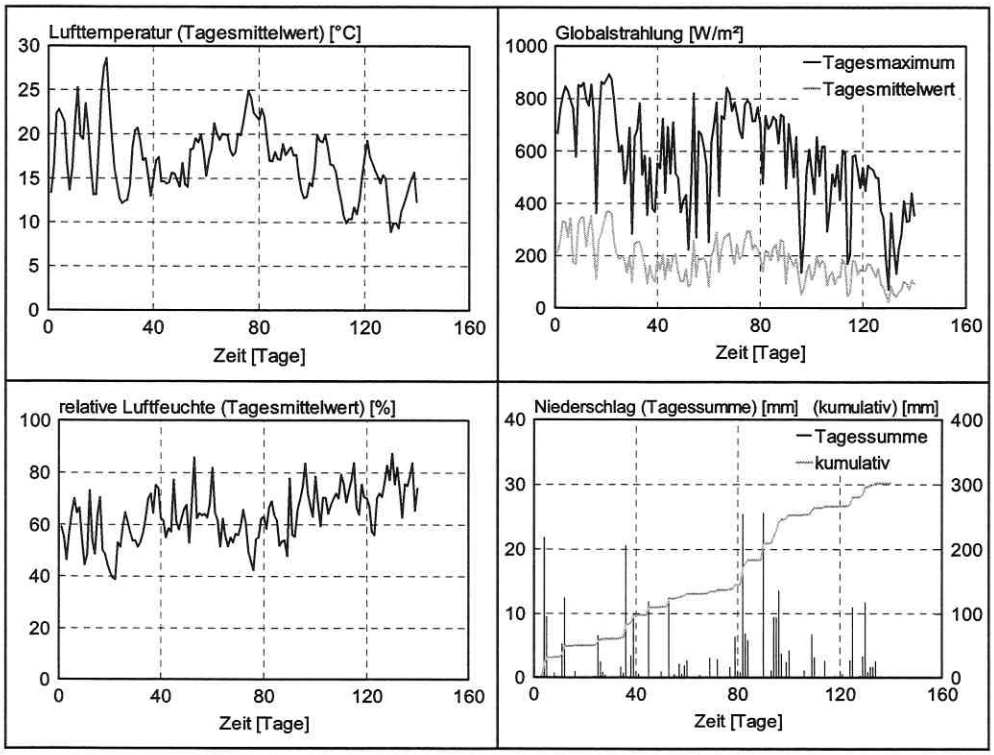


Abb. 3.7: Lufttemperatur, Globalstrahlung, Luftfeuchte und Niederschläge während der Konditionierung von anoxischem Sediment (Charge Leipzig 2000) in Schüttung im Freiland von Mai bis Oktober 2001 (Quelle: Wetterstation des Instituts für Troposphärenforschung Leipzig)

Da das Wetter regional sehr unterschiedlich sein kann, wurden ausgewählte Wetterdaten von der sich nur 500 m entfernt befindlichen Wetterstation des Instituts für Troposphärenforschung Leipzig herangezogen (Abbildung 3.7).

3.3.2 Entwicklung der Pflanzen

Das Rohrglanzgras war zum Zeitpunkt der Pflanzung gut entwickelt, zeigte keinerlei Schadbilder und war 0,3 m hoch. Im Laufe der folgenden 63 Tage erreichten die Pflanzen eine mittlere Höhe von 0,54 m. Bis zum 140. Versuchstag blieb die Höhe der Pflanzen nahezu konstant, aber sie breiteten sich flächig weiter aus. Dadurch erhöhte sich der Bedeckungsgrad der Pflanzen vom 63. bis zum 140. Versuchstag von 20 % auf 50 %. Alle Pflanzen waren zum Versuchsende vital und zeigten keine Krankheits- oder Mangelerscheinungen. *Phalaris arundinacea* durchwurzelte die anfangs 0,35 m mächtige Sedimentschüttung vollständig.

3.3.3 Wassergehalt im Sediment und Sickerwasser

In allen Behältern trocknete das Sediment durch einfache Evaporation (zu beobachten im Sediment ohne Pflanzen). Die Pflanzen entzogen dem Sediment zusätzlich Wasser durch Transpiration, und der Wassergehalt des bepflanzten Sediments nahm deshalb viel schneller ab als im Sediment ohne Bewuchs (Abbildung 3.8). Im Gegensatz zur Evaporation, bei der das Wasser nur an der Sedimentoberfläche verdunstet, wird das Wasser durch die Transpiration der Pflanzen auch aus größerer Sedimenttiefe gefördert. Innerhalb von 140 Tagen wurde das Sediment von *Phalaris arundinacea* vollständig durchwurzelt. Bei großer Schütthöhe könnte der Effekt der Pflanzen noch deutlicher sein. Infolge der Abnahme des Wassergehaltes schrumpfte das Sedimentvolumen, und die Schütthöhe verringerte sich. Der Anstieg des Wassergehaltes nach 80 Tagen wurde durch reichliche Niederschläge verursacht.

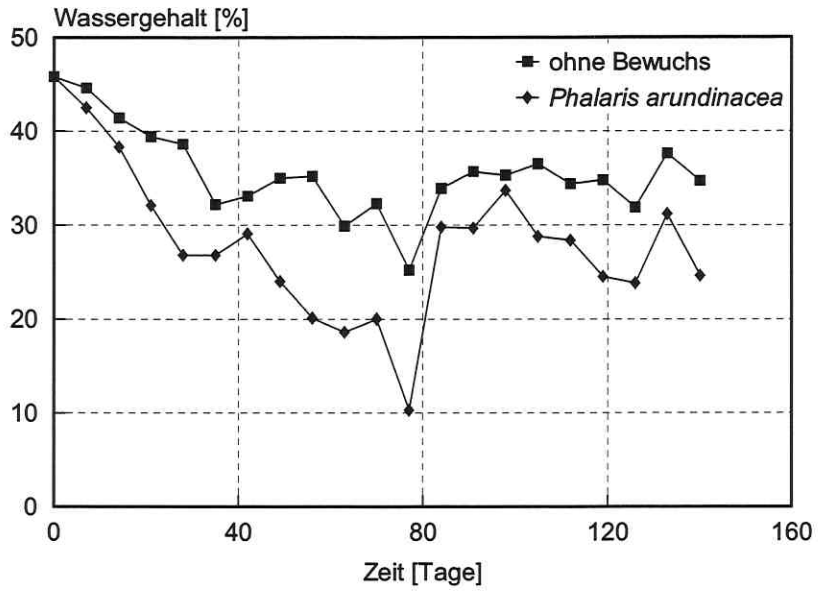


Abb. 3.8: Wassergehalt des Sediments während der Konditionierung von anoxischem Sediment (Charge Leipzig 2000) in Schüttung im Freiland mit *Phalaris arundinacea* bzw. ohne Bewuchs

Sickerwasser bildete sich vor allem innerhalb der ersten Wochen, solange das Sediment noch sehr feucht war. Die Pflanzen entzogen dem Sediment große Mengen Wasser durch Transpiration und reduzierten die Menge des gebildeten Sickerwassers deutlich (insgesamt 9,1 l beim Sediment mit *Phalaris arundinacea* und 23,4 l beim Sediment ohne Bewuchs). Außerdem war das bewachsene Sediment insgesamt trockener und wahrscheinlich auch porenreicher, wodurch Niederschläge viel besser gebunden wurden als vom unbewachsenen Sediment.

3.3.4 Redoxpotential

Durch den Wasserentzug entstanden Kanäle und Poren im Sediment, durch die atmosphärischer Sauerstoff in die Sedimentschüttung eindrang. Aufgrund der beschleunigten Entwässerung wurde das bepflanzte Sediment schneller oxidiert als das unbewachsene Material, und das Redoxpotential stieg rascher an (Abbildung 3.9).

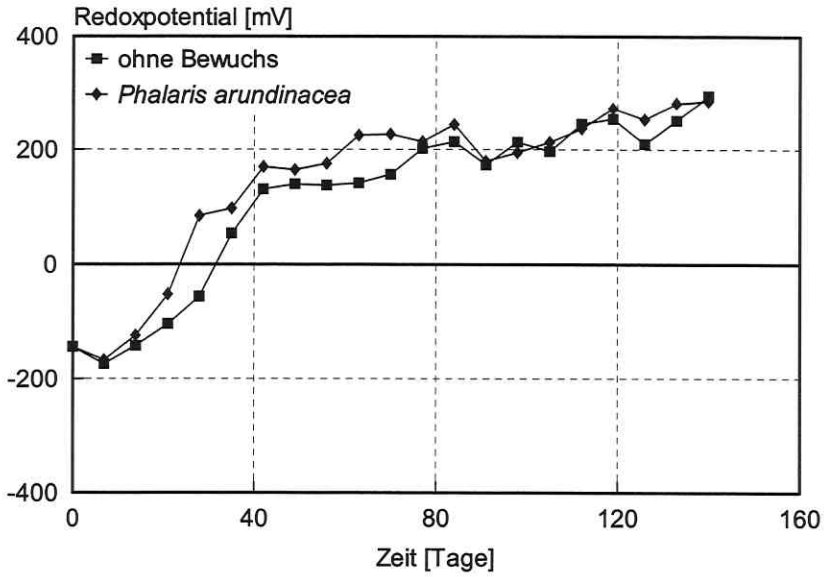


Abb. 3.9: Redoxpotential des Sediments während der Konditionierung von anoxischem Sediment (Charge Leipzig 2000) in Schüttung im Freiland mit *Phalaris arundinacea* beziehungsweise ohne Bewuchs

Phalaris arundinacea ist in der Lage, über die Wurzeln aktiv Sauerstoff in anoxische Bereiche des besiedelten Substrates zu transportieren [TRESCKOW 1991, WIEßNER *et al.* 2002]. Der aktive Sauerstoffeintrag war durch die direkte Messung des Redoxpotentials in der Sedimentschüttung nachweisbar (Abbildung 3.10). Nahe der zwei *Phalaris arundinacea*-Pflanzen war das Sediment deutlich oxischer als in größerer Entfernung (Abbildungen 3.10B und 3.10D) beziehungsweise als im Sediment ohne Pflanzen (Abbildungen 3.10A und 3.10C). Die Messungen zeigen auch die zeitlich fortschreitende Sedimentoxidation; innerhalb von sieben Tagen stieg das Redoxpotential in 0,1 m Tiefe um durchschnittlich 120 mV an. Die Witterung könnte das Redoxpotential zusätzlich beeinflußt haben, da die Erhöhung der photosynthetisch aktiven Strahlung den erwähnten aktiven Sauerstofftransport steigert [ARMSTRONG *et* ARMSTRONG 1990]. Bei bedecktem Himmel und niedriger Globalstrahlung war das Redoxpotential in der Nähe der Pflanzenwurzeln geringer als bei wolkenlosem Wetter mit hoher Globalstrahlung (Abbildung 3.10).

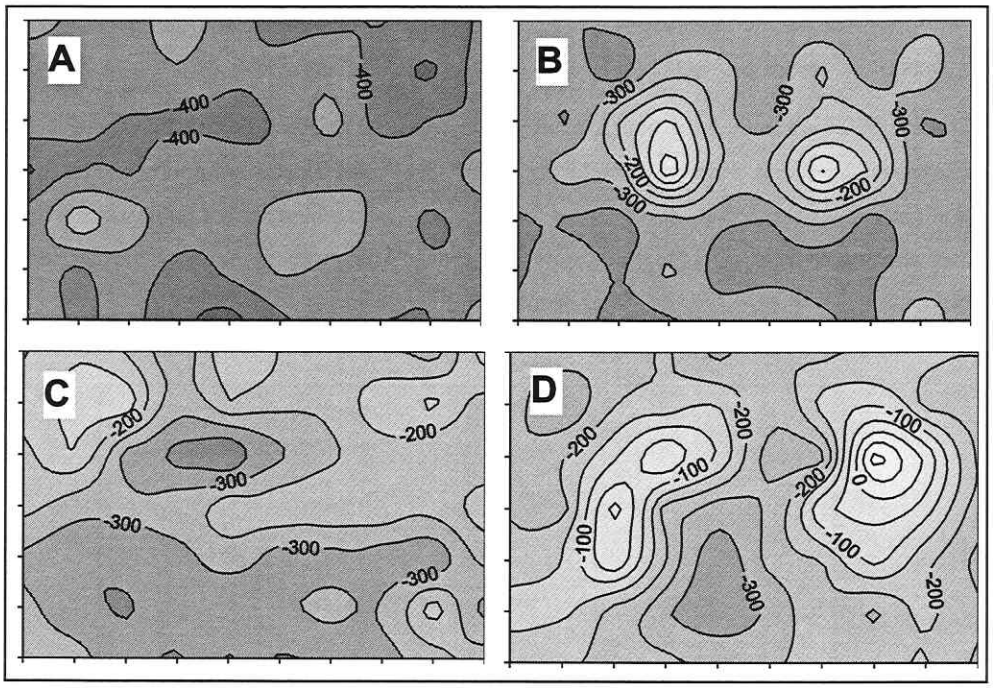


Abb. 3.10: Redoxpotential der Sedimentschüttung in 0,1 m Tiefe während der Konditionierung von anoxischem Sediment (Charge Leipzig 2000) in Schüttung im Freiland mit *Phalaris arundinacea* (B und D) bzw. ohne Bewuchs (A und C)
A, B: Messung nach 7 Tagen - bedeckt, 18°C, Globalstrahlung 490 W/m²
C, D: Messung nach 14 Tagen - wolkenlos, 28°C, Globalstrahlung 820 W/m²

3.3.5 Schwefel- und Ammoniumoxidation

Der in das Sediment eindringende Sauerstoff oxidierte eine Reihe im Sediment enthaltener Komponenten. Die Oxidation von Eisen(II) zu Eisen(III) ist ein teils abiotischer, teils mikrobieller Prozeß und änderte die Farbe des Sediments von schwarz zu rotbraun. Die Oxidation der reduzierten Schwefelverbindungen des Sediments ist an einem starken Anstieg des Sulfatgehaltes der Sedimenteluate zu erkennen (Abbildung 3.11). Aufgrund des intensiveren Sauerstoffeintrages wurden die Schwefelverbindungen im mit *Phalaris arundinacea* bewachsenen Sediment deutlich schneller oxidiert als in der unbewachsenen Sedimentschüttung.

Generell dauerte die Oxidation der reduzierten Schwefelverbindungen in der Schüttung wesentlich länger als in der Suspension, weil die Geschwindigkeit des Oxidationsprozesses vor allem vom anwesenden Sauerstoff bestimmt wird. Anders als bei der Konditionierung in Suspension (Abschnitt 3.1) wird der Sauerstoffeintrag bei der Konditionierung in Schüttung zu einer geschwindigkeitsbestimmenden Größe. Der Sauerstoff muß erst durch Risse in die

Schüttung diffundieren beziehungsweise aktiv durch die Pflanzen in das Sediment transportiert werden.

Das im Sediment enthaltene Ammonium wurde wie bei der Konditionierung in Suspension mikrobiell zu Nitrat oxidiert (Abbildung 3.12). Die Abnahme des Ammoniumgehaltes im Sediment ist klar zu erkennen. Im mit *Phalaris arundinacea* bepflanzten Sediment nahm der Ammoniumgehalt etwas schneller ab als im unbewachsenen Sediment. Er korreliert jedoch nicht mit einer entsprechenden Zunahme des Nitratgehaltes.

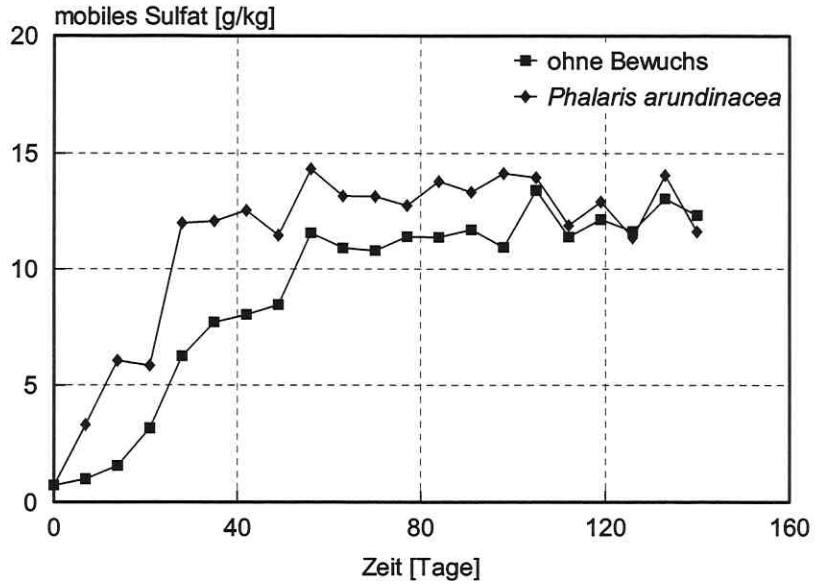


Abb. 3.11: Mobiles Sulfat bezogen auf die Sedimenttrockenmasse während der Konditionierung von anoxischem Sediment (Charge Leipzig 2000) in Schüttung im Freiland mit *Phalaris arundinacea* bzw. ohne Bewuchs (Elution nach modifizierter DIN 38414-S4 und Eluatanalyse mit IC)

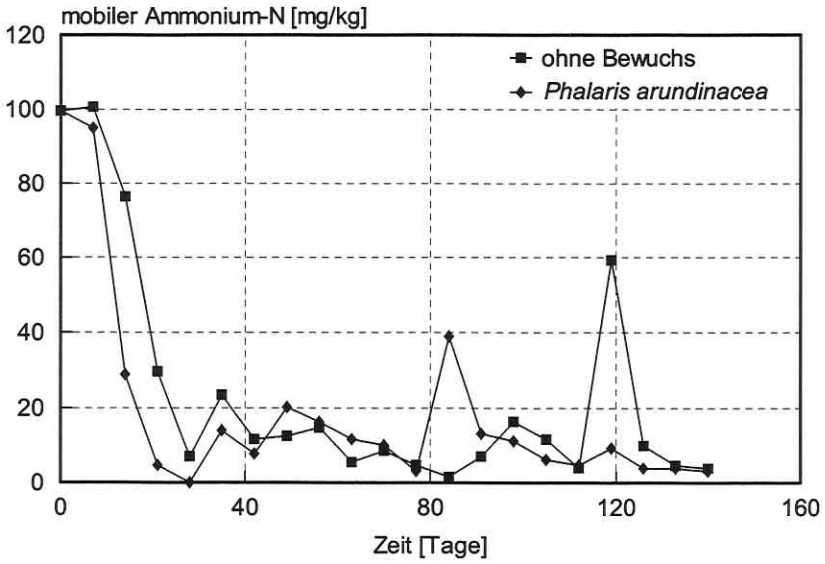


Abb. 3.12: Mobiler Ammonium-N bezogen auf die Sedimenttrockenmasse während der Konditionierung von anoxischem Sediment (Charge Leipzig 2000) in Schüttung im Freiland mit *Phalaris arundinacea* beziehungsweise ohne Bewuchs (Elution nach modifizierter DIN 38414-S4 und Eluatanalyse mit IC)

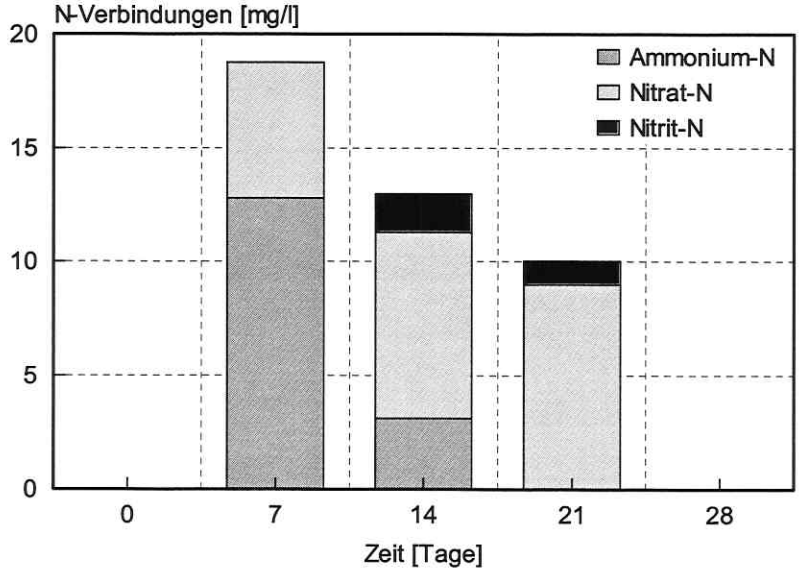


Abb. 3.13: Ammonium-N, Nitrat-N und Nitrit-N im Sickerwasser während der Konditionierung von anoxischem Sediment (Charge Leipzig 2000) in Schüttung im Freiland mit *Phalaris arundinacea*

Das Nitrat wurde teils mit dem Sickerwasser ausgewaschen (Abbildung 3.13) und teils von den Pflanzen aufgenommen. Weiter ist anzunehmen, daß in den anoxischen Bereichen der

Sedimentschüttung mikrobielle Denitrifikationsprozesse abliefen ($NO_3^- \rightarrow NO_2^- \rightarrow N_2$), die einen signifikanten Verlust mineralischer N-Verbindungen zur Folge hatten.

3.3.6 Salzgehalt des Sediments

Neben pH-Wert und Redoxpotential ist die Leitfähigkeit ein unter feldmäßigen Bedingungen relativ schnell bestimmbarer Parameter. Die Leitfähigkeit gibt eine Information über die in Lösung gegangenen Salze. Abbildung 3.14 zeigt, daß die Leitfähigkeit wie erwartet in der Phase der Sulfatbildung stark ansteigt.

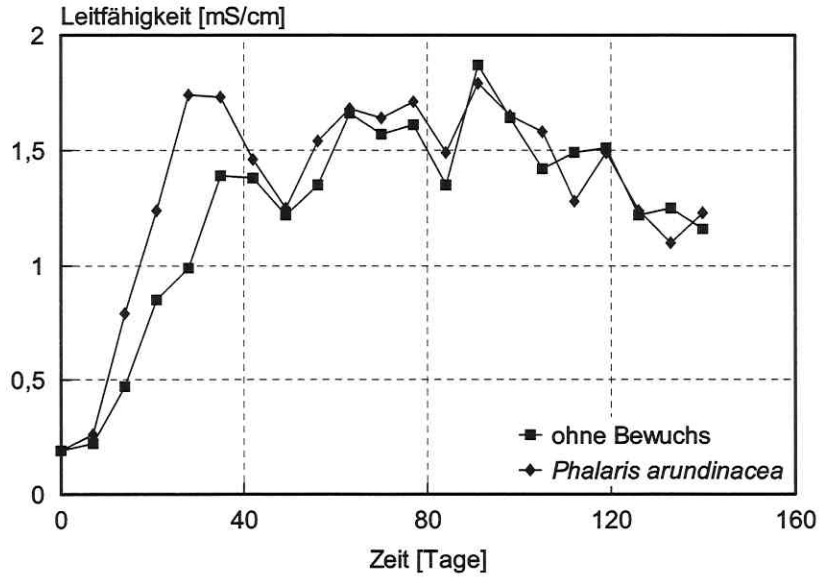


Abb. 3.14: Leitfähigkeit des Sediment-Eluates während der Konditionierung von anoxischem Sediment (Charge Leipzig 2000) in Schüttung im Freiland mit *Phalaris arundinacea* beziehungsweise ohne Bewuchs

3.3.7 Mobilität der Schwermetalle

Die Oxidation der reduzierten Schwefelverbindungen zu Sulfat und von Ammonium zu Nitrat verringerte den pH-Wert des Sediments (von anfangs 7,4 auf 7,0 bis 6,6) und ließ eine entsprechende Erhöhung der Mobilität toxischer Schwermetalle erwarten. Die Bestimmung der im Porenwasser gelösten Schwermetalle (Extraktion von Sedimentproben mit Wasser und Extraktanalyse mittels ICP-AES) ergab lediglich für Zn Meßwerte, die deutlich oberhalb der Nachweisgrenze des angewandten Analysenverfahrens lagen (Abbildung 3.15). Im Sediment ohne Bewuchs ging etwas mehr Zn in Lösung als im mit *Phalaris arundinacea* bepflanzten Sediment.

Im Vergleich zu vererdetem Kleindalzig-Sediment war die Zn-Mobilität im konditionierten Elsterbecken-Sediment viel geringer, was an der schwächeren Versauerung des letzteren liegen dürfte. Obwohl beide Sedimente aus der Weißen Elster stammten, unterschieden sie sich aufgrund der etwa 30 km auseinanderliegenden Entnahmepunkte.

Die Sedimentversauerung während der Konditionierung hat aber auch einen positiven Effekt. Da die spontane Versauerung die Pufferkapazität des Sediments verringert [LÖSER *et al.* 1999A], wird im Laugungsprozeß zur Entfernung der toxischen Schwermetalle weniger laugendes Agens benötigt.

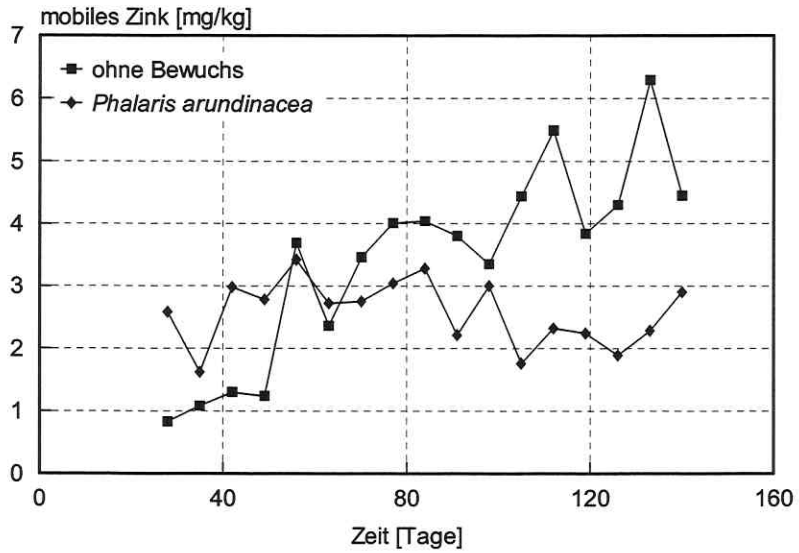


Abb. 3.15: Mobiles Zink bezogen auf die Sedimenttrockenmasse während der Konditionierung von anoxischem Sediment (Charge Leipzig 2000) in Schüttung im Freiland mit *Phalaris arundinacea* beziehungsweise ohne Bewuchs (Elution nach modifizierter DIN 38414-S4 und Eluatanalyse mit ICP-AES)

3.3.8 Veränderung der Sedimentstruktur

Der Sauerstoff und im Fall bepflanzter Sedimente auch von den Pflanzen in den Wurzelraum abgegebene Exsudate stimulieren die Entwicklung von Pilzen und Bakterien. Die Pilzhyphen, bakteriell gebildeter Schleim, das die Wurzeln umhüllende Mucigel und die Haarwurzeln der Pflanzen verkitten mineralische Partikel miteinander, wodurch sich größere Aggregate bilden und eine krümelige Struktur entsteht. Dieser Mechanismus der Partikelagglomeration ist für Böden gut untersucht [GISI 1990, KUNTZE *et al.* 1994] und spielt auch bei der Sedimentkonditionierung eine Rolle. In licht- und rasterelektronenmikroskopischen Aufnahmen war die beschriebene Aggregatvergrößerung deutlich zu erkennen. Durch den Wasserentzug und die

Agglomerierung der Sedimentpartikel bildete sich aus dem vormals schlammig-pastösen Flußsediment ein krümelig-erdiges bodenähnliches Material. Die Vergrößerung der Partikel und die Erhöhung des Lückenvolumens verbessern die Wasser- und Luftdurchlässigkeit des Sediments, womit es durch Festbettlaugung saniert werden kann. Die Parameter zur Charakterisierung der strukturellen Eigenschaften des Sediments sind also zur Beurteilung des Konditionierungsprozesses besonders wichtig.

Eine erste Bewertung der strukturellen Eigenschaften von Sedimenten erfolgte auf der Grundlage der Partikelgrößenverteilung (Siebanalyse und Laserbeugungsspektrometrie). Besonders intensiv wurde die Partikelgrößenverteilung bei der Konditionierung von Kleindalzig-Sediment untersucht [FUSSY 1999, LÖSER *et al.* 1999A, 2001A, 2002]. Die auf dem Sediment wachsenden Pflanzen hatten eine große Bedeutung für die Strukturveränderung. Eine Konditionierung ohne Bewuchs führte nicht zur gewünschten Partikelvergrößerung (Abbildung 3.16). Eine Porenvergrößerung durch die Konditionierung mit Pflanzen war ebenfalls nachweisbar [LÖSER *et al.* 1999A]. Die Porenvergrößerung wird angestrebt, weil nur in den Grobporen und größeren Mittelporen (> 10 µm) Wasser- und Luftbewegungen möglich sind [KUNTZE *et al.* 1994].

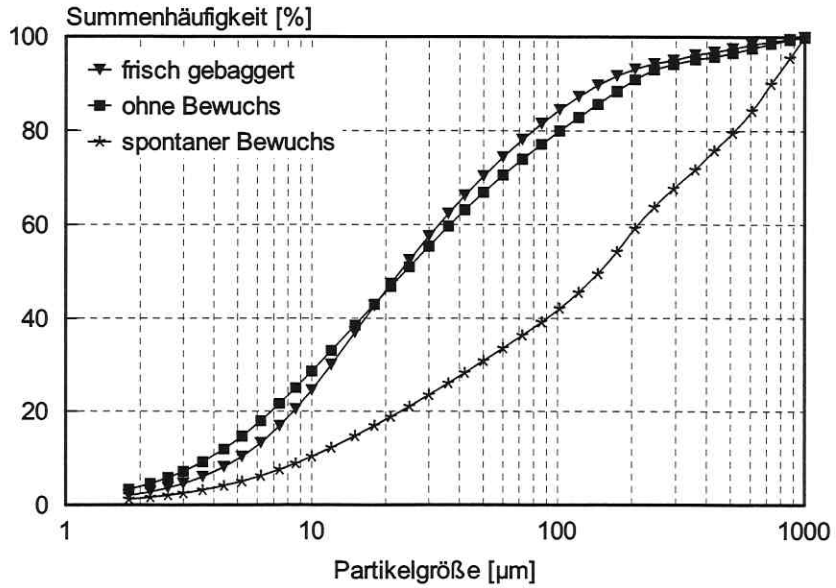


Abb. 3.16: Partikelgrößenverteilung von Kleindalzig-Sediment im frisch gebaggerten Zustand beziehungsweise nach sechs Monaten Konditionierung in Schüttung im Freiland mit Spontanbewuchs beziehungsweise ohne Bewuchs (nach LÖSER *et al.* [2002])

Der in diesem Abschnitt diskutierte Versuch lieferte vergleichbare Ergebnisse (Tabelle 3.1): Sowohl der mittlere Durchmesser d_m als auch der d_{50}-Durchmesser änderten sich nur bei einer Konditionierung mit Pflanzen signifikant.

Der Lückengrad des Sediments, der das Verhältnis der im Sediment vorhandenen Hohlräume zum Gesamtvolumen der Sedimentschüttung angibt, wurde für die unterschiedlich konditionierten Sedimente wie in Abschnitt 2.10 beschrieben ermittelt. Gegenüber dem frisch gebaggerten Sediment erhöhte sich der Anteil der Hohlräume im Sediment unter dem Einfluß der Pflanzen bei der Konditionierung (siehe Tabelle 3.1). Dadurch wird das Sediment durchlässiger für Wasser und Gas und geeigneter für die Behandlung im Festbett.

Während der Festbettlaugung sind die Sedimentaggregate durch die Prozeßwasserperkolation einem mechanischen Streß ausgesetzt, durch den die Aggregate zerstört würden und damit die Durchlässigkeit des Festbetts verringert werden könnte. Die Stabilität der gebildeten Aggregate ist deshalb sehr wichtig. Die Aggregatstabilität wurde mit dem Tauchsiebverfahren nach BIRECKI *et al.* [1968] gemessen und nach HARTGE *et* HORN [1989] ausgewertet. Diese Methode basiert auf der Bestimmung der Differenz des gewogenen mittleren Durchmessers ΔGMD bei Trocken- und Naßsiebung (siehe Abschnitt 2.9). Je instabiler die Partikel sind, um so mehr zerfallen sie bei der Naßsiebung und um so größer ist der ΔGMD-Wert. Die unter der Wirkung der Pflanzen gebildeten Aggregate waren deutlich stabiler als die Agglomerate im unbepflanzten Sediment (Tabelle 3.1).

Tab. 3.1: Bodenphysikalische Parameter von Sediment (Charge Leipzig 2000) direkt nach dem Ausbaggern und nach 140 Tagen Konditionierung in Schüttung im Freiland mit *Phalaris arundinacea* beziehungsweise ohne Bewuchs

Parameter	**Sediment**		
	frisch gebaggert	**ohne Bewuchs**	**mit *Phalaris arundinacea***
d_m Fraktion 0– 315 µm [mm]	0,05	0,09	0,11
d_{50} Fraktion 0– 315 µm [mm]	0,02	0,06	0,08
d_m Fraktion 0–2000 µm [mm]	0,30	0,29	0,35
d_{50} Fraktion 0–2000 µm [mm]	0,10	0,11	0,18
Lückengrad ε	0,46	0,69	0,70
Aggregatstabilität [mm]	-	2,40	1,93

3.3.9 Wasserdurchlässigkeit

Die Festbettlaugung von Sedimenten ist nur möglich, wenn das zu behandelnde Material für Wasser und Gas durchlässig ist. Das frisch gebaggerte Sediment war praktisch wasserundurchlässig. Durch die Konditionierung mit Pflanzen sollte die Wasser- und Gasdurchlässigkeit der Sedimente hergestellt werden. Die Wasserdurchlässigkeit ist somit eine Möglichkeit der Kontrolle des Konditionierungserfolgs.

Die Wasserdurchlässigkeit einer Sedimentschüttung kann experimentell ermittelt oder berechnet werden. Die Berechnung erlaubt, ausreichende Zuverlässigkeit der Ergebnisse vorausgesetzt, eine schnelle Aussage über die maximale Durchlässigkeit des Festbetts für Wasser. Im Folgenden wurde die Möglichkeit der rechnerischen Ermittlung der maximalen Wasserdurchlässigkeit von Sedimentschüttungen geprüft (Gleichungen siehe Abschnitt 1.3).

Bei Wassersättigung der Sedimentschüttung wird Gleichung 1.2 (Abschnitt 1.3) für den Fall, daß der Druck ober- und unterhalb der Sedimentschüttung gleich ist ($p_1 = p_2$), und die Höhendifferenz ($h_1 - h_2$) der durchströmten Länge l entspricht, zu $\Delta p_v = \rho \cdot g \cdot l$. Mittels Gleichung 1.9 kann dann die maximale Durchlässigkeit des wassergesättigten Festbetts als Flächenbelastung $\bar{\omega}$ berechnet werden. Der dafür erforderliche mittlere Durchmesser wurde aus der Sieblinie der jeweiligen Sedimente bestimmt (Gleichung 1.8), und der Lückengrad wurde wie in Abschnitt 2.10 beschrieben ermittelt (Tabelle 3.1). Für die Berechnung wurden nur die Poren größer 10 µm für den Lückengrad berücksichtigt, da in den kleineren Poren kein Wassertransport stattfindet [KUNZE *et al.* 1994].

Die berechnete maximale Flächenbelastung für die wassergesättigten Sedimentschüttungen betrug für frisches Sediment 1990 l/m²/h, für ohne Bewuchs konditioniertes Sediment 2340 l/m²/h und für mit *Phalaris arundinacea* konditioniertes Sediment 5230 l/m²/h.

Durch eine experimentelle Überprüfung der für die Sedimentschüttungen tatsächlich realisierbaren Flächenbelastungen sollte gezeigt werden, inwieweit es möglich ist, die Flächenbelastungen zu berechnen, und ob die rechnerisch ermittelten Daten mit der Praxis übereinstimmen. Dazu wurde der Druckverlust im wassergesättigten Festbett für verschiedene Flächenbelastungen gemessen (Apparatur und Durchführung siehe Abschnitt 2.11) und nach Gleichung 1.9 (Abschnitt 1.2) berechnet.

Am größten ist die Abweichung zwischen gemessenem und berechnetem Druckverlust beim frisch gebaggerten Sediment ($\Delta p_{v,\ gemessen} = 2757$ Pa und $\Delta p_{v,\ berechnet} = 0{,}31$ Pa). Die maximal realisierbare Flächenbelastung lag bei diesem Sediment bei 0,3 l/m²/h. Damit wich die tatsächlich realisierbare Flächenbelastung stark vom berechneten Wert von 1990 l/m²/h ab.

Auch bei den mit *Phalaris arundinacea* beziehungsweise ohne Bewuchs konditionierten Sedimenten wurden Abweichungen zwischen experimentell bestimmtem und berechnetem Druckverlust deutlich (Abbildung 3.17), und auch hier waren die praktisch realisierbaren Flächenbelastungen deutlich niedriger als die berechneten Werte.

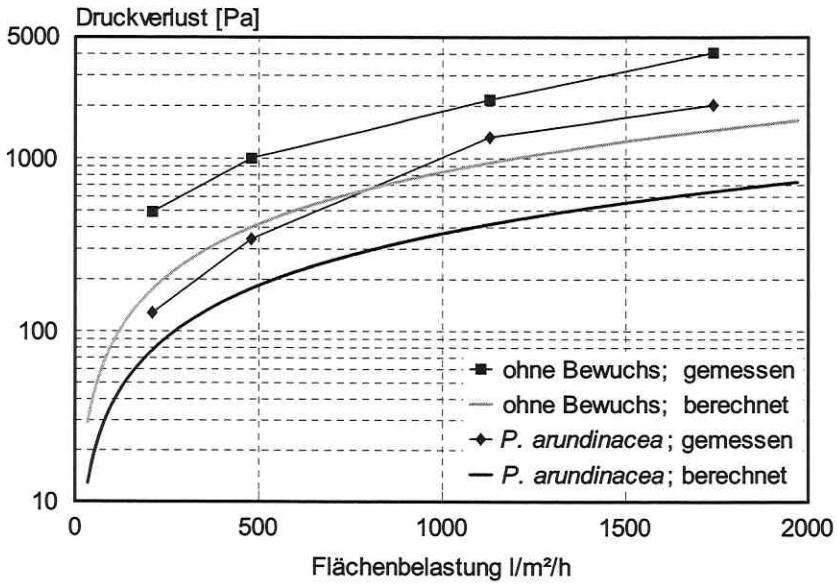


Abb. 3.17: Gemessener und berechneter Druckverlust für mit *Phalaris arundinacea* (d_m = 0,35 mm, ε = 0,41) beziehungsweise ohne Bewuchs (d_m = 0,29 mm, ε = 0,37) konditioniertes Sediment (Charge Leipzig 2000) bei einer Schütthöhe von 0,2 m

Diese Abweichungen zwischen zu erwartender und tatsächlich realisierbarer Flächenbelastung sind darauf zurückzuführen, daß die Berechnungsgrundlage für die oben angeführten Gleichungen eine Schüttung aus kugelförmigen Partikeln ist. Vielmehr handelt es sich zumindest zum Teil um Tonminerale, die eine blättchenartige Form haben. Die mineralische Zusammensetzung der Weißen-Elster-Sedimente wurde von MÜLLER *et al.* [1998] eingehend untersucht. Danach dominieren im kristallinen Anteil Tonminerale mit 50 bis 72 %. Durch ihre blättchenartige Form und dem zumindest für einige charakteristischen Quellvermögen [HILTMANN *et* STRIBRNY 1998] können die Tonminerale eine Reduzierung des vorhandenen, nutzbaren Porenraumes in der Sedimentschüttung bewirken. Die Verringerung der Durchlässigkeit kann dabei bis zur nahezu vollständigen Wasserundurchlässigkeit führen. Außerdem ist es möglich, daß im Laufe der Zeit feinere Partikel innerhalb der Sedimentschüttung verfrachtet werden und somit im unteren Teil der Schüttung Hohlräume verringern. Ebenfalls können im Inneren der Schüttung eingeschlossene Gasblasen einen zusätzlichen Widerstand für die strömende Flüssigkeit darstellen.

Bei der Berechnung der maximal möglichen Flächenbelastungen für die verschiedenen Sedimentschüttungen wurde stets vom wassergesättigten Festbett ausgegangen. In der Praxis tritt dieser Fall nicht auf, da sich bei der Festbettlaugung stets gleichzeitig Luft und Wasser in der Schüttung befinden. Um praxisnahe Aussagen zur tatsächlich realisierbaren Flächenbelastung treffen zu können, wurde die Wasserdurchlässigkeit nach dem Perkolationsprinzip bestimmt (siehe Abschnitt 2.10). Dabei wurde festgestellt, daß die maximale Wasserdurchlässigkeit des Sediments bei stetiger Erhöhung des Volumenstroms höher ist, als wenn das Wasser aus dem Sediment vor der nächsten Erhöhung ablaufen kann (intervallweise Erhöhung). Letztere Vorgehensweise hat dabei die höhere Praxisrelevanz, da eine stetige Erhöhung im Praxisbetrieb kaum realisiert wird und für den Anwender interessanter ist, welche reproduzierbare Flächenbelastung das Sediment bei sofortiger Beaufschlagung ohne eine Schädigung der Struktur verkraftet.

Das frisch gebaggerte Sediment war nahezu wasserundurchlässig, und auch das ohne Bewuchs konditionierte Sediment zeigte eine deutlich geringere Wasserdurchlässigkeit als das mit *Phalaris arundinacea* konditionierte Sediment, das eine beträchtliche Durchlässigkeit aufwies (Tabelle 3.2). Der Pflanzenbewuchs hatte somit einen eindeutig positiven Effekt auf die maximale Wasserdurchlässigkeit des konditionierten Sediments.

Ein weiterer Parameter zur Beurteilung der Wasserdurchlässigkeit ist der im allgemeinen für Böden angewandte Durchlässigkeitsbeiwert (k_f). Auch ein Vergleich der k_f-Werte von frischem und konditioniertem Sediment zeigt die Verbesserung der Wasserdurchlässigkeit durch die Konditionierung (Tabelle 3.2).

Tab. 3.2: Wasserdurchlässigkeit und Durchlässigkeitsbeiwert von Sediment (Charge Leipzig 2000) vor und nach der Konditionierung mit und ohne Bewuchs (Schütthöhe des Sediments 0,2 m)

Parameter		**Sediment**		
		frisch gebaggert	**ohne Bewuchs**	**mit *Phalaris arundinacea***
max. Wasserdurchlässigkeit (intervallweise Erhöhung)	[l/m²/h]	0,3	670	1490
max. Wasserdurchlässigkeit (stetige Erhöhung)	[l/m²/h]	-	970	2230
max. Wasserdurchlässigkeit (stetige Erhöhung) 2. Durchlauf gleicher Ansatz	[l/m²/h]	-	320	640
k_f-Wert	[m/s]	$8{,}9 \cdot 10^{-8}$	$3{,}8 \cdot 10^{-4}$	$1{,}8 \cdot 10^{-3}$

Die Werte der Tabelle 3.2 zeigen deutlich, daß mit einer stetigen Erhöhung des Volumenstroms deutlich höhere Werte für die Wasserdurchlässigkeit erhalten werden als bei der praxisrelevanten intervallweisen Erhöhung. Ist aber einmal der Punkt erreicht, an dem es zum Überstauen der Sedimentoberfläche mit Wasser kommt, wird die Sedimentschüttung durch Komprimieren und Verfrachten von Feinpartikeln irreversibel geschädigt. Ein erneuter Durchlässigkeitstest mit der gleichen Sedimentschüttung lieferte entsprechend schlechtere Ergebnisse. Dagegen sind die mit der intervallweisen Erhöhung ermittelten Volumenströme reproduzierbar.

Unter Praxisbedingungen kommt hinzu, daß das zu behandelnde Sediment in der Regel gröber gesiebt wird als im Labormaßstab. So sind beim Einsatz von Siebmaschinen in der Praxis Maschenweiten von 50 x 50 mm und größer typisch. Dadurch bleiben auch größere Aggregate und Klumpen erhalten, die sich, ausreichende Stabilität vorausgesetzt, auf die Wasserdurchlässigkeit günstig auswirken können. Den Einfluß der Partikelgröße und des Lückengrades auf den Druckverlust an einem konkreten Beispiel zeigt Abbildung 3.18. Dazu wurde der mittlere Partikeldurchmesser für zwei unterschiedliche Fraktionen desselben Sediments nach Gleichung 1.8 berechnet (d_m = 0,35 mm, ermittelt für den Bereich von 0 - 2 mm, und d_m = 4,89 mm, ermittelt für den Bereich von 0 - 20 mm).

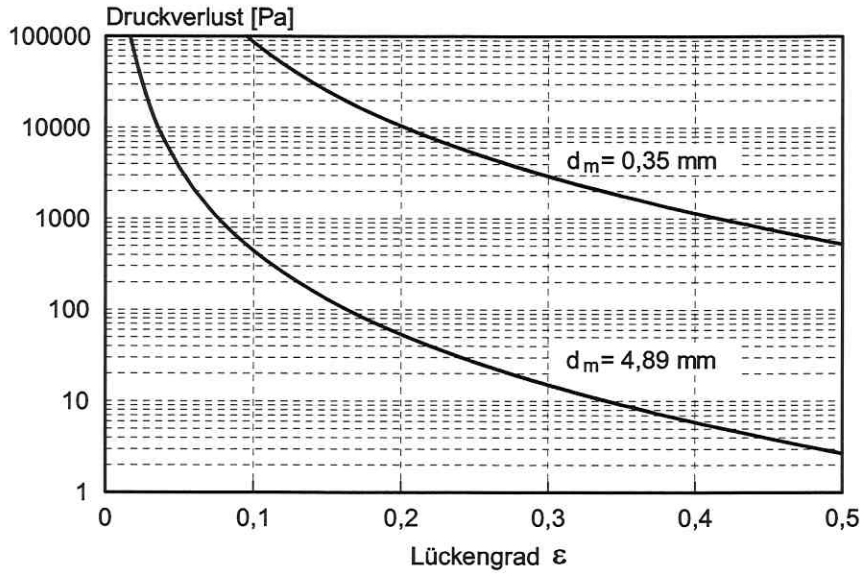


Abb. 3.18: Berechnung des Druckverlustes in mit *Phalaris arundinacea* konditioniertem Sediment (Charge Leipzig 2000) zweier verschiedener Fraktionen (Schütthöhe 1,2 m, $\overline{\omega}$ = 500 l/m²/h)

Mit steigendem Partikeldurchmesser verschlechtern sich allerdings die Bedingungen für das Bioleaching dahingehend, daß die Schwermetalle im Inneren der Agglomerate für das laugende Agens nur schwer zugänglich sind. Die Siebung der konditionierten Sedimente sollte deshalb so erfolgen, daß die Agglomerate noch groß genug sind, um eine ausreichende Durchlässigkeit für Wasser und Luft zu gewährleisten, aber auch klein genug für eine effektive Extraktion der Schwermetalle der Schüttung sind.

Die Schütthöhe des Festbetts hat ebenfalls Einfluß auf die maximale Wasserdurchlässigkeit. So verringerte sich die Wasserdurchlässigkeit für das mit *Phalaris arundinacea* konditionierte Sediment von 1490 l/m²/h bei 0,3 m Schütthöhe auf 640 l/m²/h bei 1,2 m Schütthöhe. Je höher die Sedimentschüttung ist, um so stärker wird das Sediment durch das Eigengewicht komprimiert. Dadurch verringert sich das Lückenvolumen der Schüttung und die Durchlässigkeit wird geringer.

3.4 Sedimentkonditionierung in Schüttung im Pilotmaßstab

Laboruntersuchungen zeigten, daß sich die physikochemischen und strukturellen Eigenschaften frisch gebaggerter Sedimente durch Bepflanzung mit Helophyten nachhaltig verändern. Dieser Konditionierungsprozeß sollte unter praxisnahen Bedingungen getestet werden. Insbesondere war es notwendig, eine größere Sedimentschütthöhe zu realisieren, um die mit verschiedenen Pflanzen erreichbare Konditionierungstiefe zu ermitteln.

Die Untersuchungen wurden in der zu diesem Zweck errichteten Versuchsanlage SECON (***Sediment conditioning***) durchgeführt. Die Anlage ermöglichte Schütthöhen von maximal 2 m, und durch eine Fläche von 25 m^2 pro Versuchsbecken ließ sich die Wirkung von Randeffekten auf den Konditionierungsprozeß vermindern (zum Aufbau der Anlage siehe Abschnitt 2.5).

Vier Becken der Anlage wurden mit anoxischem Sediment (Charge Kleindalzig 1998, siehe Abschnitt 2.1) zirka 1,75 m hoch befüllt. Das Sediment eines Beckens wurde mit *Phalaris arundinacea* bepflanzt, das sich bereits in den Versuchen im Labormaßstab für die Sedimentkonditionierung als geeignet erwiesen hatte (siehe Abschnitt 3.3). Ein weiteres Becken wurde mit *Phragmites australis* bepflanzt. Dieses Gras wird häufig bei der Klärschlammvererdung eingesetzt [HOFMANN 1992, REINHOFER 1998]. Ein weiteres Becken blieb dem spontanen Bewuchs überlassen und im vierten Becken wurde die Sedimentoberfläche regelmäßig vom spontan aufkommenden Bewuchs befreit.

3.4.1 Witterung

Der allgemeinen Einschätzung des Wetters durch den Deutschen Wetterdienst zufolge waren der April und der Mai 1999 zu warm und teilweise zu trocken. Der Juni dagegen war überwiegend zu kalt. Von Juli bis September war es zu warm und im Oktober etwas zu kalt und zu trocken (Deutscher Wetterdienst 1999).

Da das Wetter regional sehr unterschiedlich sein kann, wurden während des gesamten Versuchszeitraums der Niederschlag, die Globalstrahlung, die relative Luftfeuchte und die Lufttemperatur mit einer Wetterstation in unmittelbarer Nähe der Anlage SECON erfaßt. In Abbildung 3.19 sind die relevanten Wetterdaten für den Versuchszeitraum graphisch dargestellt. Die gemessenen Niederschlagsmengen bilden eine wesentliche Grundlage für die Erstellung einer Wasserbilanz zur Abschätzung der verdunsteten Wassermengen.

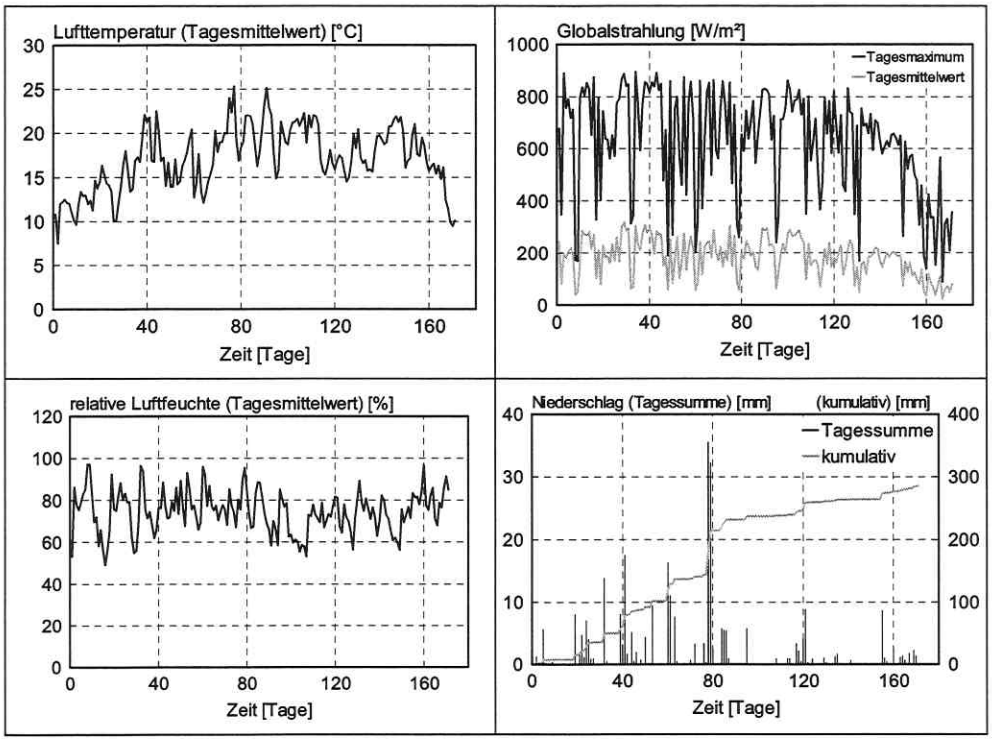


Abb. 3.19: Lufttemperatur, Globalstrahlung, Luftfeuchte und Niederschläge während der Konditionierung von anoxischem Sediment (Charge Kleindalzig 1998) in Schüttung im Freiland in der Anlage SECON vom April bis Oktober 1999

3.4.2 Entwicklung der Pflanzen

Von besonderem Interesse war, welche Pflanzenarten sich auf dem Sediment spontan entwickeln, ob sich die angepflanzten Arten gegen den Spontanbewuchs durchsetzen können, wie tief die verschiedenen Pflanzenarten die Sedimentschüttung innerhalb einer Vegetationsperiode durchwurzeln und ob die Pflanzen durch die Schadstoffe im Sediment beeinträchtigt werden.

Das aus der Geschiebefalle Kleindalzig stammende Weiße-Elster-Sediment enthält viele Pflanzensamen [FUSSY 1999]. Ein Teil dieser Samen keimte und entwickelte sich zu dem in Tabelle 3.3 aufgeführten Pflanzenbestand. Das Artenspektrum bestand aus typischen Vertretern feuchter Standorte, die an die Bedingungen auf dem Flußsediment gut angepaßt waren. Da der spontane Bewuchs sich aus den Samen entwickelte und mit 7 Pflanzen pro m² recht lückenhaft war, hatte sich erst nach 140 Tagen eine geschlossene Pflanzendecke ausgebildet.

Entwicklung von *Phragmites australis* und *Phalaris arundinacea*

Die beiden Gräser *Phragmites australis* und *Phalaris arundinacea* wurden als einjährige, in Töpfen vorkultivierte Pflanzen in einer Dichte von 10 Pflanzenballen pro m² auf dem Sediment ausgebracht. Eine Entwicklung aus dem Samenkorn hätte bei diesen Pflanzen zu viel Zeit benötigt, so daß eine Konditionierung des Sediments in einer Vegetationsperiode nicht möglich gewesen wäre. Durch die Verwendung vorkultivierter Pflanzen fallen gegenüber der Aussaat zunächst Mehrkosten an. Beide Gräser sind aber ausdauernd (die Rhizome überwintern im Boden) und können somit im folgenden Jahr auf frischem Sediment erneut eingesetzt werden. Für das Pflanzenmaterial fallen dadurch nur einmalig Kosten an.

Da das Sediment zur Bepflanzung nicht betreten werden konnte, wurden die Pflanzenballen einfach auf die Sedimentoberfläche geworfen. Die Wurzelballen sanken fast vollständig in das Sediment ein, trieben aber unabhängig von ihrer Lage nach wenigen Tagen aus. Beide Gräser wuchsen sehr schnell und unterdrückten den Spontanbewuchs nahezu vollständig (Tabelle 3.3, Abbildung 3.20).

Tab. 3.3: Artenspektrum der während der Konditionierung von anoxischem Sediment (Charge Kleindalzig 1998) in den Behandlungsbecken der SECON-Anlage kultivierten beziehungsweise spontan aufgekommenen Pflanzen

Pflanzenart		**Individuenzahl auf je 25 m² Fläche**		
		spontaner Bewuchs	***Phragmites australis***	***Phalaris arundinacea***
Alisma plantago-aquatica	Gemeiner Froschlöffel	3	–	–
Atriplex prostrata	Spieß-Melde	10	–	–
Bidens frondosa	Schwarzfrüchtiger Zweizahn	2	2	3
Epilobium hirsutum	Rauhaariges Weidenröschen	7	2	–
Epilobium lamyi	Graugrünes Weidenröschen	2	2	–
Juncus spec.	Binsen	3	–	–
Gnaphalium uliginosum	Sumpf-Ruhrkraut	1	–	–
Lycopus europaeus	Ufer-Wolfstrapp	1	–	–
Lythrum salicaria	Blutweiderich	2	–	–
Phalaris arundinacea	Rohrglanzgras	–	–	250
Phragmites australis	Gemeines Schilf	–	250	–
Plantago major	Breit-Wegerich	1	–	–
Poa nemoralis	Hain-Rispengras	4	–	–
Polygonum lapathifolium	Ampferknöterich	20	8	4
Ranunculus sceleratus	Gift-Hahnenfuß	18	–	2
Rorippa palustris	Gemeine Sumpfkresse	30	–	–
Salix caprea, S. triandra	Saal- u. Mandelweide	30	–	–
Tussilago fafara	Huflattich	10	–	–
Typha angustifolia	Schmalblättriger Rohrkolben	5	–	–
Typha latifolia	Breitblättriger Rohrkolben	28	–	–
Veronica beccabunga	Bachbunge	1	–	–

Phalaris arundinacea bildete innerhalb von 70 Tagen und *Phragmites australis* innerhalb von 84 Tagen einen geschlossenen Bestand. Die Erhöhung der Pflanzdichte von 5 auf 10 Pflanzballen pro m² zeigte nur bei *Phragmites australis* einen positiven Effekt. Bei nur 5 Pflanzen pro m² wurde *Phragmites australis* von *Polygonum lapathifolium* vollständig überwachsen [LÖSER *et al.* 1999A]. *Phalaris arundinacea* war dagegen so konkurrenzstark, daß die Steigerung der Pflanzdichte keine Vorteile brachte.

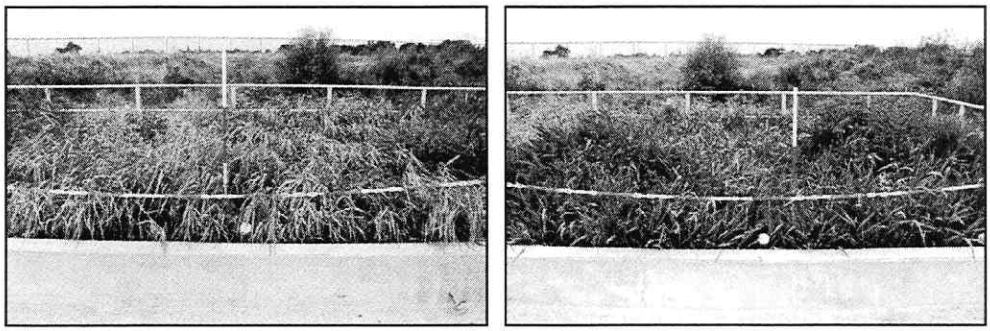


Abb. 3.20: Pflanzenbestand in zwei Versuchsbecken der Pilotanlage SECON nach 140 Tagen Konditionierung von anoxischem Sediment (Charge Kleindalzig 1998) mit *Phragmites australis* (links) beziehungsweise mit *Phalaris arundinacea* (rechts)

Phalaris arundinacea war auch viel robuster [ZEHNSDORF *et al.* 2001], wogegen *Phragmites australis* von der Mehligen Pflaumenlaus (*Hyalopterus pruni*) befallen wurde, vergilbte und umknickte. Die Anfälligkeit von *Phragmites australis* für Blattläuse beschrieben auch HOFMANN [1992] und REINHOFER [1998]. Halmbruch ist bei *Phragmites* auf ein Überangebot an mineralischen Nährstoffen, insbesondere an Stickstoff, zurückzuführen [TOBLER 1943, HOFMANN 1986, 1992]. Dagegen entwickelten sich sowohl die spontan auflaufenden Pflanzen als auch *Phalaris arundinacea* über den gesamten Versuchszeitraum ausgesprochen gut, machten einen gesunden Eindruck und zeigten keinen Schädlingsbefall.

Durchwurzelung

Um die Durchwurzelungstiefe der verschiedenen Pflanzenarten während des Versuches zu ermitteln, wurden nach 112 Tagen und am Vegetationsende die durchschnittliche und die maximale Wurzeltiefe mittels Minirhizotrontechnik gemessen [JOHNSON *et* MEYER 1998]. Diese Technik hat den Vorteil, daß die Wurzeltiefe festgestellt werden kann, ohne die Pflanzen zu stören, was bei Profilgrabungen zwangsläufig der Fall wäre. Im Normalfall werden für die Beobachtungsrohre Bohrungen in den Boden eingebracht und dann die Rohre eingeschoben [BROWN *et* UPCHURCH 1987].

Im Fall des Sediments wurden 3 m lange Plexiglasrohre mit einem Durchmesser von 70 mm an einem Ende wasserdicht verschlossen und bei der Sedimentbefüllung der Becken im Winkel von 45° mit eingebaut. Dieses Vorgehen war aufgrund der schlammig-pastösen Beschaffenheit des Materials erforderlich, die das Einbringen von Bohrungen nach der Befüllung verhinderte. Außerdem kann der nachträgliche Einbau der Röhren dazu führen, daß die Wurzeln der Pflanzen bevorzugt in dem zwangsläufig entstehenden schmalen Zwischenraum zwischen Boden und Rohr wachsen [VOS *et* GROENWOLD 1987].

Zur Messung der Wurzeltiefe im Sediment wurde ein an Führungsschienen befestigtes Lichtleitkabel in Schritten von 5 cm in das Rohr hineingeschoben. Das Lichtleitkabel war mit einer sich außerhalb des Rohrs befindlichen digitalen Kamera verbunden, und die Bilder wurden in einem Rechner gespeichert (Abbildung 3.21). Jedes Becken war mit fünf Beobachtungsrohren ausgestattet, von denen in der Regel jeweils drei auswertbare Ergebnisse lieferten.

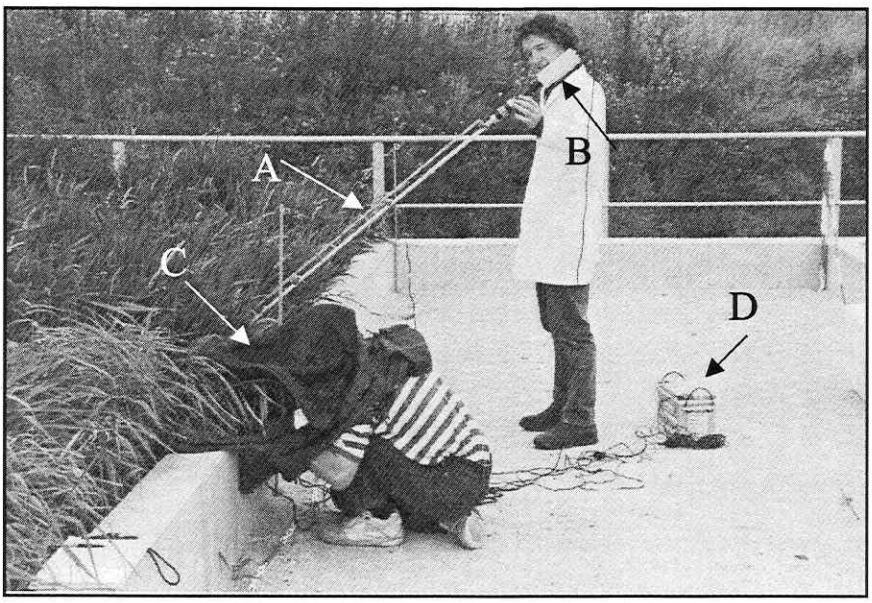


Abb. 3.21: Messung der Durchwurzelungstiefe mittels Minirhizotrontechnik in Behandlungsbecken der SECON-Anlage während der Konditionierung von anoxischem Sediment (Charge Kleindalzig 1998); A: Führungsschiene und Lichtleitkabel; B: Kamera; C: Computer zur Datenaufzeichnung; D: Energieversorgung

In Tabelle 3.4 sind die mittels Minirhizotrontechnik ermittelten durchschnittlichen und maximalen Wurzeltiefen der verschiedenen Pflanzen nach einer Versuchsdauer von 168 Tagen zusammengestellt. Die Ergebnisse der Minirhizotrontechnik zeigten teilweise deutliche Unterschiede zwischen durchschnittlicher und maximaler Wurzeltiefe. Das liegt

zum Teil daran, daß hierbei nur die Wurzeln der Pflanzen erfaßt werden, die das Beobachtungsrohr treffen. Daraus folgt, daß die Zuverlässigkeit der Ergebnisse umso größer ist, je dichter der Pflanzenbestand und vor allem dessen Wurzelwerk ist.

Um die mit der Minirhizotrontechnik erhaltenen Ergebnisse zu überprüfen, wurde nach einer Versuchsdauer von 168 Tagen in jedem Becken ein 5 m langer, bis zur maximalen Wurzeltiefe reichender Graben ausgehoben und die durchschnittliche und die maximale Wurzeltiefe ermittelt (Tabelle 3.4).

Tab. 3.4: Durchwurzelungstiefe verschiedener Pflanzenarten nach 168 Tagen Konditionierung von anoxischem Sediment (Charge Kleindalzig 1998), mit Minirhizotrontechnik beziehungsweise durch Profilgrabung ermittelt

Parameter	**Durchwurzelungstiefe [m]**			
	ohne Bewuchs	**spontaner Bewuchs**	***Phragmites australis***	***Phalaris arundinacea***
durchschnittl. Tiefe mittels Minirhizotrontechnik	0	0,28	0,34	0,70
durchschnittl. Tiefe mittels Profilgrabung	0	0,45	0,45	0,70
maximale Tiefe mittels Minirhizotrontechnik	0	0,50	0,50	0,70
maximale Tiefe mittels Profilgrabung	0	0,60	0,50	0,85

Die Profilgrabung zeigte eine weitgehende Übereinstimmung mit den Daten der Minirhizotrontechnik. Lediglich beim sehr heterogen zusammengesetzten spontanen Bewuchs waren größere Abweichungen vorhanden. Bei den sehr homogen entwickelten Beständen der beiden Gräser *Phragmites australis* und *Phalaris arundinacea* stimmten die Ergebnisse beider Methoden gut überein.

Biomasseproduktion

Die Biomasseproduktion bestimmt die Masse des zu kompostierenden Pflanzenmaterials und damit auch die Menge des entstehenden Komposts. Im Allgemeinen wird davon ausgegangen, daß bei der Kompostierung 30 bis 40 % des Kohlenstoffes veratmet wird. KROGMANN [1994] setzt sogar eine durchschnittliche Abbaubarkeit der Pflanzen von 50 % an. Die Biomassebildung und der rechnerisch ermittelte Kompostanfall für die verschiedenen Pflanzen sind in Tabelle 3.5 dargestellt. *Phalaris arundinacea* war von den untersuchten Arten am vitalsten und produzierte fast doppelt soviel Biomasse wie die anderen Pflanzen.

Tab. 3.5: Biomassebildung verschiedener Pflanzenarten nach 168 Tagen Konditionierung von anoxischem Sediment (Charge Kleindalzig 1998) und rechnerisch ermittelter Kompostanfall

Parameter	Biomassebildung und Kompostanfall [kg/m²]		
	spontaner Bewuchs	*Phragmites australis*	*Phalaris arundinacea*
Frischmasse	2,6	1,9	3,9
Trockenmasse	0,78	0,88	1,59
Kompost (als Trockenmasse)	0,39	0,44	0,79

3.4.3 Wasserbilanz

Die Entwässerung des Sediments ist für die Konditionierung von grundlegender Bedeutung. Der Einfluß der Pflanzen auf die Sedimententwässerung läßt sich durch eine Wasserbilanz bestimmen. Der Wassergehalt des Sediments hängt von mehreren Faktoren ab (Abbildung 3.22). Niederschläge erhöhen den Wassergehalt, während der Drainageablauf und die Verdunstung (Evapotranspiration) die Wassermenge in der Sedimentschüttung verringern:

$$V_{Wasser\ im\ Sediment}(t) - V_{Wasser\ im\ Sediment}(t=0) = V_{Niederschlag}(t) - V_{Drainage}(t) - V_{Evapotranspiration}(t) \quad (3.1)$$

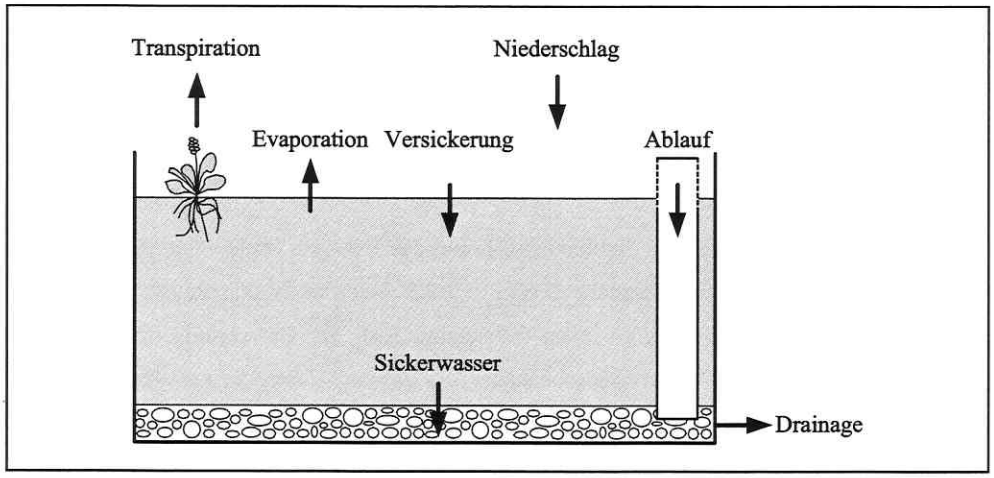


Abb. 3.22: Wasserzufuhr und Wasserabgabe während der Konditionierung von anoxischem Sediment (Charge Kleindalzig 1998) in einem Versuchsbecken der SECON-Anlage

Durch regelmäßige Messung der Wassermenge im Sediment (Feuchtebestimmung), des Drainagewasseranfalls (Wasserzähler) und der Niederschlagsmenge (Wetterstation) konnte die Menge des insgesamt verdunsteten Wassers berechnet werden.

Die auf das Sediment fallenden Niederschläge liefen durch den Ablaufschacht in die Drainageschicht oder versickerten im Sediment. Solange das Sediment schlammig-pastös und

wasserundurchlässig war, entwässerten die Niederschläge oberflächlich durch den Ablaufschacht, und es bildete sich nur wenig Sickerwasser, womit das Drainagewasser ($V_{Drainage} = V_{Sickerwasser} + V_{Ablauf}$) vorwiegend aus oberflächlich ablaufenden Niederschlägen bestand. Durch zunehmenden Wasserverlust bildeten sich oberflächlich Schrumpfungsrisse, durch die das Niederschlagswasser dann vollständig versickerte.

Um eine Wasserbilanz für die einzelnen Versuchsbecken aufstellen zu können, wurde der Anteil an Wasser am Gesamtvolumen der Sedimentschüttung ermittelt. Dazu wurde nach der Befüllung der Anlage SECON mit Sediment der Wassergehalt des Sediments bestimmt und von jedem Versuchsbecken die genaue Schütthöhe ermittelt (ohne Bewuchs 1,71 m, spontaner Bewuchs, *Phragmites australis* und *Phalaris arundinacea* je 1,75 m). Aus der ermittelten Schütthöhe des Sediments und der Beckengrundfläche von 25 m² konnte nun das Gesamtvolumen pro Becken berechnet werden (ohne Bewuchs 42,8 m³, spontaner Bewuchs, *Phragmites australis* und *Phalaris arundinacea* je 43,8 m³). Mit Hilfe der im Labor für das feuchte Sediment zum Zeitpunkt der Befüllung bestimmten Dichte von 1153 kg/m³ und der Sedimentfeuchte konnte die Trockenmasse des Sediments für jedes Versuchsbecken berechnet werden (Gleichung 3.2).

$$m_{TS} = V_{ges}\,(t=0) \cdot \rho_{ges}\,(t=0) \cdot (1 - x_W\,(t=0) \tag{3.2}$$

m_{TS} = Trockenmasse des Sediments
V_{ges} = Gesamtvolumen der Sedimentschüttung
ρ_{ges} = Dichte des Sediments
x_W = Feuchte des Sediments

Da sich die Trockenmasse des Sediments während des Versuchs nicht veränderte, konnte bei bekannter Sedimentfeuchte (Tabelle 3.6) zu jeder Zeit das Volumen des im Sediment befindlichen Wassers berechnet werden (Gleichung 3.3). Zur Berechnung des Wasservolumens im Sediment wurden Mischproben über die gesamte Tiefe der jeweiligen Sedimentschüttung entnommen und deren Feuchte analysiert. Die Details zur Probennahme sind in Abschnitt 2.5 beschrieben.

$$V_W(t) = \frac{m_{TS} \cdot \bar{x}_W(t)}{\rho_W \cdot (1 - \bar{x}_W(t))} \tag{3.3}$$

V_W = Wasser in der Sedimentschüttung
m_{TS} = Trockenmasse des Sediments
ρ_W = Dichte des Wassers
x_W = Feuchte des Sediments

Tab. 3.6: Durchschnittliche Feuchte im Sediment während der Konditionierung von anoxischem Sediment (Charge Kleindalzig 1998)

Zeit [d]	Sedimentfeuchten [%]			
	ohne Bewuchs	spontaner Bewuchs	*Phragmites australis*	*Phalaris arundinacea*
0	68,3	68,3	68,3	68,3
56	66,5	64,5	65,9	65,5
84	53,0	55,1	55,3	53,4
112	46,3	45,7	44,1	40,7
140	48,8	49,0	47,8	44,0
168	53,7	50,3	51,7	48,9

Der Wassergehalt des Sediments zum Zeitpunkt der Befüllung der Anlage und am Ende des Versuchs nach 168 Tagen, sowie die Niederschlagsmenge, der Drainageablauf und die Evapotranspiration für den 168 Tage dauernden Versuchszeitraum sind in Tabelle 3.7 zusammengestellt.

Tab. 3.7: Wassermenge im Sediment, Niederschlagsmenge, Drainagewasseranfall und durch Evapotranspiration abgegebenes Wasser während der Konditionierung von anoxischem Sediment (Charge Kleindalzig 1998) in der SECON-Anlage

Parameter	Wassermenge je Behandlungsbecken [m³]			
	ohne Bewuchs	spontaner Bewuchs	*Phragmites australis*	*Phalaris arundinacea*
Wasser im Sediment zu Beginn	33,7	34,5	34,5	34,5
Wasser im Sediment nach 168 Tagen	18,1	16,2	17,1	15,3
Niederschlag in 168 Tagen	7,1	7,1	7,1	7,1
Drainageablauf in 168 Tagen	3,3	2,0	3,4	3,8
Evapotranspiration in 168 Tagen	19,4	23,4	21,1	22,5

Der anfängliche Wassergehalt, die Niederschlagsmenge und der Drainageablauf waren bei allen Behandlungsbecken nahezu gleich. Die insgesamt verdunstete Wassermenge (Evapotranspiration) ist die Summe des an der Sedimentoberfläche verdunsteten Wassers (Evaporation) und des von den Pflanzen abgegebenen Wasserdampfes (Transpiration). Unterschiede im Wassergehalt des konditionierten Sediments resultieren demnach aus der vom Bewuchs abhängigen Verdunstung.

Beim unbepflanzten Becken entspricht die rechnerisch ermittelte Evapotranspiration der reinen Evaporation, da die Transpiration gleich Null ist. Die Transpiration der Pflanzen läßt sich jedoch nicht dadurch berechnen, daß man die Evaporation des pflanzenfreien Beckens von der Evapotranspiration der anderen Becken substrahiert. Ursache dafür ist, daß die Pflanzen die Bodenoberfläche beschatten. Eigene Messungen zeigten, daß die Temperatur der obersten Sedimentschicht (bis 10 cm) bei den bepflanzten Becken durchschnittlich 1 bis 2 K

kälter war als beim unbewachsenen Becken. Ähnliche Beobachtungen beschreibt auch RODEWALD-RUDESCU [1974] von einem Schilfbestand.

Bei dichtem Pflanzenbestand wird der transpirierte Wasserdampf nur unzureichend durch Luftbewegung abtransportiert. Dadurch kommt es zu einer Überfeuchtung des Luftraumes im Bestand und zur Transpirationsbehinderung [LARCHER 1994]. Beim realisierten Versuchsaufbau könnte dies durch das Zusammensacken der Sedimentschüttung begünstigt worden sein, da die Pflanzen dadurch zum Teil vom Beckenrand umgeben waren. Dieser Rand stellte eine zusätzliche Barriere für die Durchlüftung des Bestandes dar.

Auf der Grundlage der Daten in Tabelle 3.7 wurde für die Becken mit *Phalaris arundinacea* beziehungsweise ohne Bewuchs die Wasserbilanz für den gesamten Vegetationszeitraum aufgestellt. In Abbildung 3.23 sind die Wasserbilanzen der beiden Becken gegenübergestellt.

Der Unterschied zwischen der durch Evaporation über die freie Sedimentoberfläche abgegebenen Wassermenge und der durch Evapotranspiration abgegebenen Wassermenge des bepflanzten Beckens war geringer als erwartet. Die Ursache dafür lag am hohen Feinkornanteil des Sediments (84 % Ton und Schluff); dadurch wurde durch die Kapillarwirkung ständig Wasser zur Sedimentoberfläche nachgeliefert, wo es evaporierte. Die Wirkung der Pflanzen würde dann deutlicher werden, wenn die Nachlieferung des Wassers an die Oberfläche der Sedimentschüttung der limitierende Faktor wäre. Beim untersuchten, sehr feinkörnigen Sediment mit einer Schütthöhe von über 1 m wurde dieser Zustand innerhalb einer Vegetationsperiode offensichtlich nicht erreicht. Bei grobkörnigeren Sedimenten könnte durch eine Bepflanzung eine deutlich größerere Wirkung erzielt werden (Abbildung 3.24).

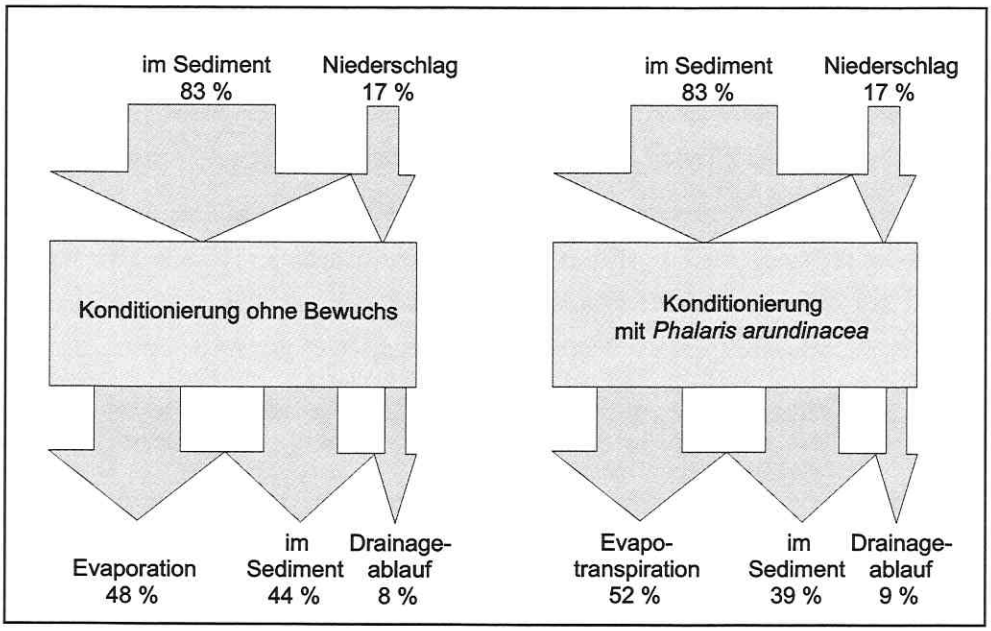


Abb. 3.23: Wasserbilanzen für die Versuchsbecken ohne Bewuchs bzw. mit *Phalaris arundinacea*, während der Konditionierung von anoxischem Sediment (Charge Kleindalzig 1998), für den Zeitraum von 168 Tagen

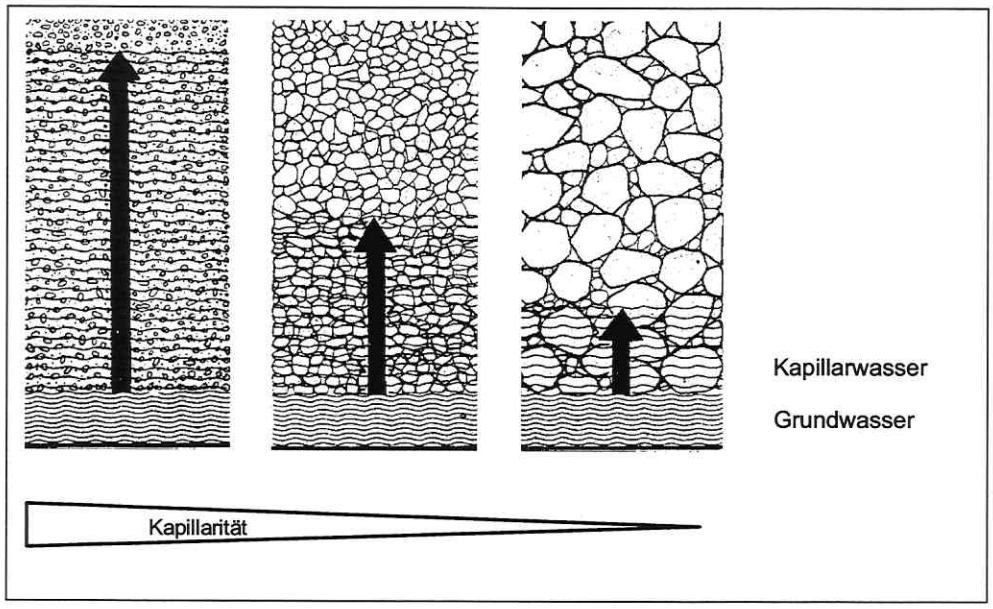


Abb. 3.24: Die Kapillarwirkung des Bodens in Abhängigkeit von der Bodenart und damit von der Porengröße (verändert nach LERCH *et al.* [1963])

Um den Einfluß der Pflanzen auf den Wassergehalt im Sediment zu zeigen, wurden Proben aus unterschiedlicher Tiefe der Sedimentschüttungen entnommen. Die Sedimentfeuchte in

Abhängigkeit von der Beprobungstiefe und der Konditionierungsdauer sind in Tabelle 3.8 zusammengestellt. Die auf dem Sediment wachsenden Pflanzen beeinflußten den Wassergehalt des Sediments erwartungsgemäß nur im durchwurzelten Bereich. Unterhalb des Wurzelhorizontes der Pflanzen war der Wassergehalt aller Sedimente praktisch gleich.

Anfangs betrug der Wassergehalt des Sediments 68 %, und innerhalb der ersten 84 Tage nahm die Sedimentfeuchte in allen Becken nahezu einheitlich ab (Tabelle 3.8). Während dieser Zeit etablierten sich die Pflanzen auf dem Sediment, die Transpiration spielte noch keine wesentliche Rolle, und das Wasser wurde vorrangig durch Evaporation abgegeben.

Tab. 3.8: Sedimentfeuchte während der Konditionierung von anoxischem Sediment (Charge Kleindalzig 1998) in Abhängigkeit von der Beprobungstiefe und der Konditionierungsdauer

Zeit [d]	**Tiefe [m]**	**Sedimentfeuchte [%]**			
		ohne Bewuchs	**spontaner Bewuchs**	***Phragmites australis***	***Phalaris arundinacea***
0	0-1,5	68,3	68,3	68,3	68,3
56	0	68,4	62,0	60,2	60,3
	0,5	68,4	67,6	67,9	68,2
	1,0	68,2	67,7	68,0	68,4
84	0	58,7	57,6	56,2	54,9
	0,5	53,2	58,3	57,1	55,4
	1,0	52,2	57,7	58,4	55,9
112	0	44,2	43,6	39,9	33,7
	0,5	48,5	49,1	46,8	39,8
	1,0	47,3	48,1	44,0	44,3
140	0	44,6	45,2	36,5	35,1
	0,5	49,1	53,2	53,3	51,1
	1,0	50,5	47,4	48,4	46,4
168	0	51,3	41,7	46,4	44,9
	0,5	53,2	50,4	52,0	49,3
	1,0	56,0	55,9	56,5	53,6

Nach 112 Tagen war der Einfluß der Pflanzen auf die Sedimentfeuchte deutlich erkennbar. Das mit *Phalaris arundinacea* bepflanzte Sediment war mit einer durchschnittlichen Feuchte von 40 % viel trockener als das Sediment ohne Bewuchs mit einer durchschnittlichen Feuchte von 46 %. In Oberflächennähe war der Effekt der Bepflanzung mit *Phalaris arundinacea* noch deutlicher (34 % im Vergleich zu 44 % ohne Pflanzen). Gegenüber *Phragmites australis* und dem Spontanbewuchs entwässerte *Phalaris arundinacea* das Sediment in den ersten 112 Tagen wesentlich stärker.

Innerhalb von 168 Tagen (entspricht in unseren Breiten ungefähr einer Vegetationsperiode) wurde dem Sediment durch die Pflanzen signifikant mehr Wasser entzogen als durch reine Verdunstung. So wurden durch *Phragmites australis* 1,7 m³, durch *Phalaris arundinacea*

3,1 m³ und durch den spontanen Bewuchs 4 m³ mehr Wasser aus dem Sediment entfernt als über die unbewachsene Fläche (Tabelle 3.7).

Die geringe Transpirationsleistung von *Phragmites australis* lag vor allem am sich stetig verschlechternden Zustand der Pflanzen infolge von Schädlingsbefall, Vergilbung und Halmbruch. Der Wasserentzug durch den Spontanbewuchs war anfangs gering, da sich die Pflanzen erst aus dem Samenkorn entwickeln mußten, später aber durch die große Blattfläche der Kräuter sehr intensiv.

3.4.4 Redoxpotential

Durch den Wasserentzug und den Pflanzenbewuchs entstanden Schrumpfungsrisse, feine Kanäle und Poren im Sediment, durch die Luftsauerstoff in die Schüttung gelangte. Die Helophyten besitzen zudem ein Luftleitgewebe in den Stengeln und Wurzeln, durch das sie aktiv Sauerstoff in die anoxischen Bereiche des Wurzelraums transportieren (siehe Abschnitt 1.3). Durch den Sauerstoffeintrag wurden im Sediment enthaltene reduzierte Verbindungen oxidiert, wodurch das Redoxpotential allmählich anstieg.

Um den Oxidationsverlauf in der Sedimentschüttung unter feldmäßigen Bedingungen zu erfassen und den Einfluß der Pflanzen zu zeigen, erwies sich die Messung des Redoxpotentials direkt vor Ort als günstigste Methode. 84 Tage nach dem Ausbringen der Pflanzen wurde das Redoxpotential direkt im noch schlammig-pastösen Sediment gemessen. Dazu wurde die Redoxelektrode in einem Raster von 5 cm × 5 cm jeweils 10 cm tief in die Sedimentoberfläche eingeführt. Bei regnerischem Wetter (Globalstrahlung 216 W/m², Lufttemperatur 23 °C) war der Einfluß der Pflanzen auf das Redoxpotential gering. In allen Behandlungsbecken war das Redoxpotential stark negativ, im unbepflanzten Sediment durchschnittlich -310 mV und im Sediment mit *Phragmites australis* beziehungsweise *Phalaris arundinacea* durchschnittlich -240 mV. Die Messung wurde vier Tage später bei wolkenlosem Himmel, einer Globalstrahlung von 761 W/m² und 35 °C Lufttemperatur wiederholt. Im Sediment ohne Pflanzen war das Redoxpotential ebenso niedrig wie bei regnerischer Witterung. Im bepflanzten Sediment wurden dagegen insbesondere in der Umgebung der Wurzelballen deutlich höhere Werte (maximal + 170 mV) gemessen.

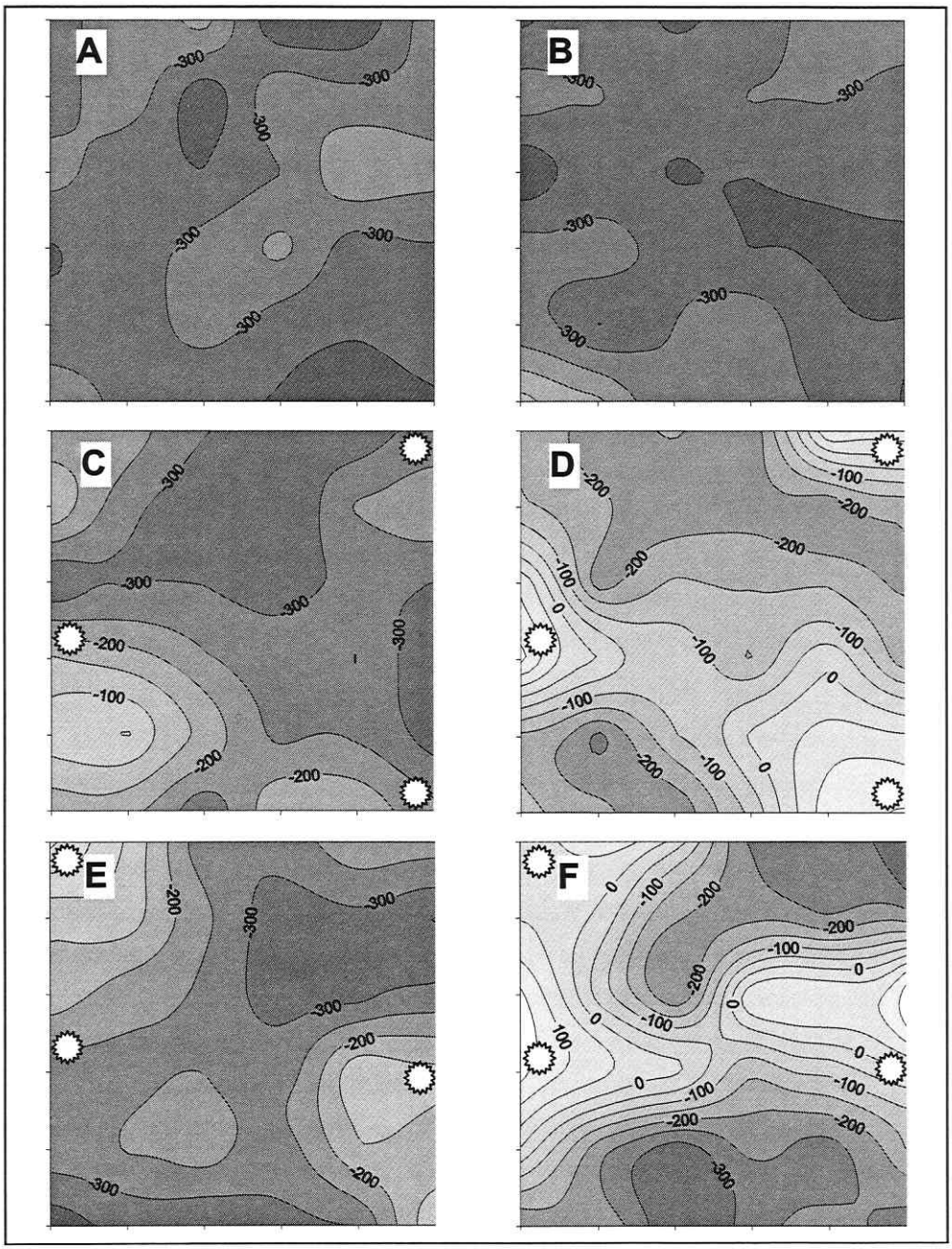


Abb. 3.25: Redoxpotential der Sedimentschüttung in 0,1 m Tiefe während der Konditionierung von anoxischem Sediment (Charge Kleindalzig 1998) in der Pilotanlage SECON ohne Bewuchs (A und B), mit *Phragmites australis* (C und D) beziehungsweise mit *Phalaris arundinacea* (E und F); Stern = Pflanzenstandort
A, C, E: Messung am 84. Tag - bedeckt, teils Regen, 23°C, Globalstrahlung 216 W/m²
B, D, F: Messung am 88. Tag - wolkenlos, sonnig, 35°C, Globalstrahlung 761 W/m²

Das Redoxpotential in der Umgebung der Pflanzenwurzeln war somit aufgrund des aktiven Sauerstoffeintrags deutlich höher als im unbepflanzten Sediment. Außerdem war eine Abhängigkeit des Sauerstoffeintrags von der Witterung zu erkennen (Abbildung 3.25).

Unter dem Einfluß der Pflanzen verliefen die physikochemischen Veränderungen im Sediment deutlich schneller und tiefgreifender als ohne einen Bewuchs. Durch den vermehrten Wasserentzug verringerte sich die Schütthöhe des Sediments in allen Becken und war unter dem Einfluß von *Phalaris arundinacea* am ausgeprägtesten. Wiederholt durchgeführte Probebohrungen ergaben, daß in den bepflanzten Becken durch den höheren Sauerstoffeintrag der oxidierte Bereich der Sedimentschüttung deutlich größer war als im Sediment ohne Bewuchs.

Zur sicheren Beurteilung der Sedimentschüttungen wurde nach 168 Tagen Konditionierung in jedem Becken ein über die gesamte Beckentiefe und -breite reichender Graben ausgehoben. In keinem Becken war das Sediment über die gesamte Schütthöhe konditioniert. Die Konditionierung hatte nur im durchwurzelten Bereich des Sediments beziehungsweise innerhalb der obersten Sedimentschicht des unbepflanzten Beckens stattgefunden. Unabhängig vom Bewuchs war der untere Bereich der Schüttung feucht, schwarz gefärbt und anoxisch. Das bepflanzte Sediment war aber stärker entwässert und die strukturell veränderte Schicht deutlich dicker. Das konditionierte Sediment hatte eine erdbraune Farbe, und entlang der Pflanzenwurzeln und Schrumpfungsrisse hatte sich rotbraunes Eisen(III)-oxihydrat angereichert (siehe auch Abschnitt 3.1.1).

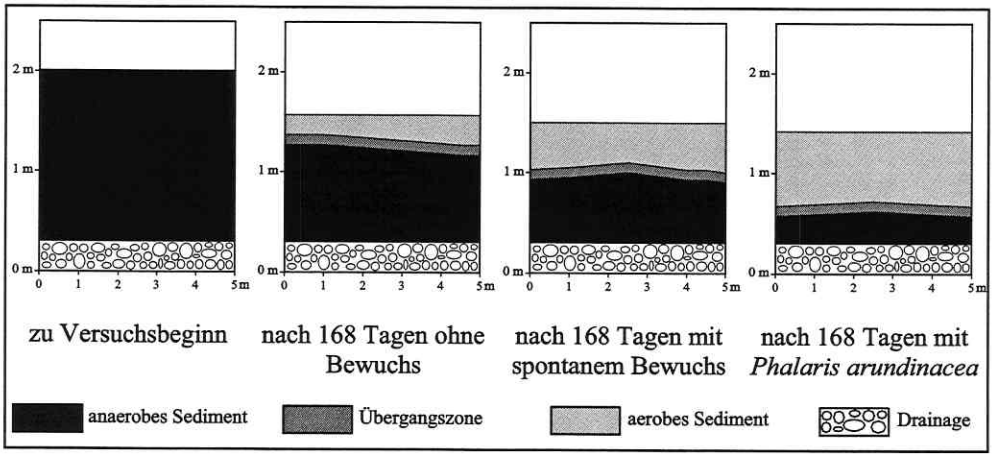


Abb. 3.26: Veränderung der Sedimentschüttungen während der Konditionierung von anoxischem Sediment (Charge Kleindalzig 1998) ohne Bewuchs, mit Spontanbewuchs beziehungsweise mit *Phalaris arundinacea* in der SECON-Anlage

Die Wurzeln reichten unabhängig von der Art der Vegetation stets bis in einen zirka 10 cm mächtigen aerob/anaeroben Übergangsbereich (Abbildung 3.26). Im folgenden Frühjahr durchgeführten Grabungen zufolge hatte sich der Konditionierungsprozeß im Winter nicht fortgesetzt.

3.4.5 pH-Wert

Über die Sedimentoberfläche und durch die Pflanzen wurde Sauerstoff ins Sediment, eingetragen. Durch diesen Sauerstoffeintrag oxidierten im Sediment enthaltene reduzierte Verbindungen (reduzierter Schwefel zu Sulfat, Ammonium zu Nitrat und Eisen(II) zu Eisen(III)), wodurch das Redoxpotential allmählich anstieg (siehe Abschnitte 3.1.1 bis 3.1.3).

Infolge der Sulfat- und Nitratbildung und des Ammoniumverbrauchs versauerte das Sediment und der pH-Wert nahm von anfangs 7,2 im Laufe der Konditionierung bis auf 6,1 ab (Abbildung 3.27). Dabei war der pH-Wert des bepflanzten Sediments am Ende der Vegetationsperiode deutlich niedriger als im unbepflanzten Material.

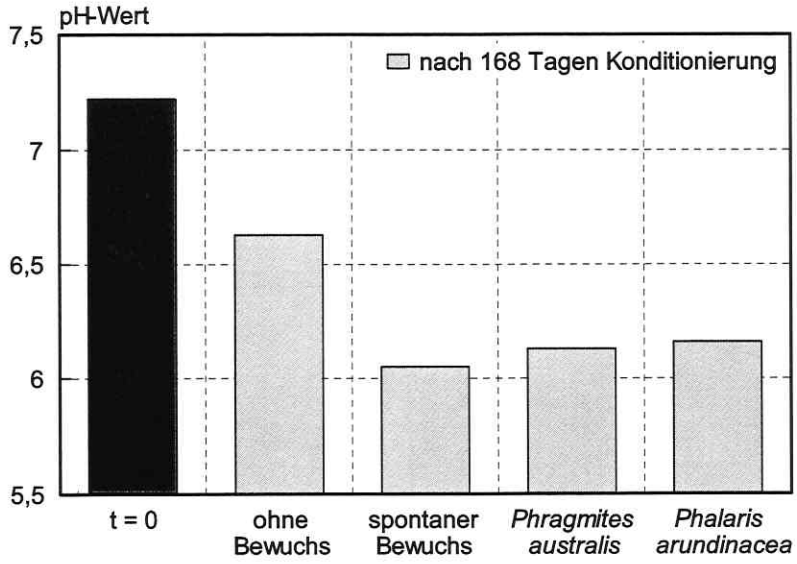


Abb. 3.27: pH-Wert zu Beginn des Versuchs und nach 168 Tagen Konditionierung von anoxischem Sediment (Charge Kleindalzig 1998) mit unterschiedlichem Bewuchs in der SECON-Anlage

In Suspensionsversuchen wurde festgestellt, daß die Hauptursache für die Versauerung der untersuchten Sedimente die Oxidation der reduzierten Schwefelverbindungen zu Sulfat war. Anhand der Sedimentkonditionierung im Pilotmaßstab sollten die Besonderheiten der Schwefeloxidation in einer ruhenden Schüttung unter dem Einfluß der verschiedenen

Pflanzenarten untersucht werden. Als Kenngröße für die Schwefeloxidation in der Sedimentschüttung wurde der Schwefeloxidationsgrad (Schwefeloxidationsgrad = SO_4-S/ΣS) eingeführt. Dazu wurden Proben aus verschiedenen Tiefen genommen, getrocknet und mittels RFA analysiert (siehe Abschnitt 2.7).

Zu Beginn betrug der Schwefeloxidationsgrad des Sediments 8 %, und innerhalb der ersten 84 Tage war die Änderung in allen Becken nahezu identisch (Tabelle 3.9). Während dieser Zeit war das Sediment noch wassergesättigt und die Pflanzen auf dem Sediment mußten sich erst etablieren. Nach 112 Tagen war ein Einfluß der Pflanzen auf die Schwefeloxidation erkennbar. Da die Pflanzen aktiv Sauerstoff in den Wurzelraum abgaben, war die Schwefeloxidation im Sediment mit *Phalaris arundinacea* viel höher als im Sediment ohne Bewuchs. Mit fortschreitender Wurzelentwicklung wurde der Unterschied zwischen bewachsenem und unbewachsenem Sediment noch deutlicher. Am stärksten war der Einfluß der Bepflanzung in Oberflächennähe.

Tab. 3.9: Zeitliches und räumliches Voranschreiten der Schwefeloxidation in der Sedimentschüttung während der Konditionierung von anoxischem Sediment (Charge Kleindalzig 1998)

Zeit [d]	**Tiefe [m]**	**Schwefeloxidationsgrad im Sediment [%]**			
		ohne Bewuchs	**spontaner Bewuchs**	***Phragmites australis***	***Phalaris arundinacea***
0	–	8	8	8	8
56	0,0	9	18	13	9
	0,5	9	9	10	9
	1,0	9	10	11	10
84	0,0	15	12	16	12
	0,5	12	10	14	10
	1,0	11	10	10	11
112	0,0	30	49	46	49
	0,5	19	21	20	25
	1,0	15	10	18	17
140	0,0	33	60	62	60
	0,5	10	11	21	29
	1,0	26	20	29	34
168	0,0	48	50	65	55
	0,5	34	42	35	31
	1,0	18	25	20	34

Die Zunahme an Sulfat im nicht durchwurzelten unteren Bereich der Sedimentschüttung war auf Verfrachtungen des gut wasserlöslichen Sulfats mit dem Sickerwasser zurückzuführen. Da als Folge der Durchwurzelung das Sediment durchlässiger wird, wurden beim tiefwurzelnden *Phalaris arundinacea* (bis 0,85 m) in diesem Bereich höhere Sulfatgehalte gemessen als bei den anderen Pflanzenarten (max. 0,6 m Wurzeltiefe).

Durch die Versauerung des Sediments infolge der Sulfatbildung verringerte sich die Pufferkapazität des konditionierten Materials (Abbildung 3.28). Die Pufferkapazität wurde wie in Abschnitt 2.7 beschrieben bestimmt. Während sich der pH-Wert des frisch gebaggerten Sediments bei der Titration nur langsam veränderte, reagierten die konditionierten Sedimente mit einem schnelleren pH-Abfall. Das zeigte, daß im frisch gebaggerten Sediment wesentlich mehr Puffersubstanzen vorhanden sind als im konditionierten Sediment.

Die Verringerung der Pufferkapazität des Sediments wirkt sich günstig auf die nachfolgende Behandlung des Sediments durch Bioleaching aus. Es wird weniger des als laugendes Agens wirkenden Schwefels benötigt, um den zur Schwermetallsolubilisierung notwendigen pH-Wert (im Fall von Sediment der Charge Kleindalzig 1998 pH 2,8) zu erreichen.

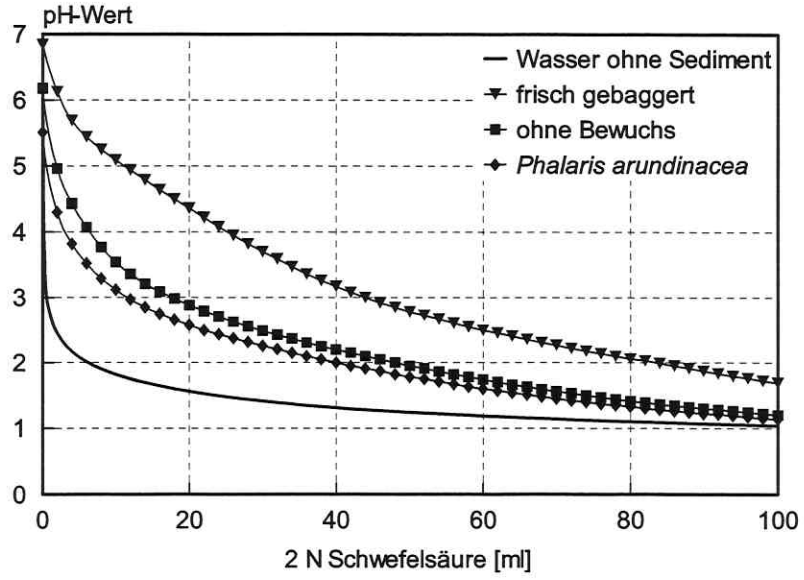


Abb. 3.28: pH-Wert von Sediment-Suspensionen aus frisch gebaggertem beziehungsweise konditioniertem Sediment (Charge Kleindalzig 1998; Mischprobe über die gesamte Schütthöhe nach 168 Tagen Konditionierung; Suspendierung von Sediment mit 20 g Trockenmasse in insgesamt 200 ml Wasser) beziehungsweise von reinem Wasser bei der Titration mit Schwefelsäure

3.4.6 Mobilität der Schwermetalle

Im frisch gebaggerten, anoxischen Sediment ist der vorhandene Schwefel reduziert, und die Schwermetalle liegen als schwerlösliche Sulfide vor. Der Schwermetallgehalt des Porenwassers ist deshalb gering, auf die Sedimentmasse bezogen sind 0,6 mg/kg Zink und < 0,3 mg/kg Nickel mobil.

Bei der Konditionierung gelangt über die Sedimentoberfläche entlang von Rissen und Kanälen und über die Pflanzen Sauerstoff in die Sedimentschüttung. Infolge der damit verbundenen Sulfat- und Nitratbildung und des Ammoniumverbrauchs sank der pH-Wert im Sediment während der Konditionierung, und die Schwermetalle wurden teilweise löslich (zirka 1500 mg/kg Mangan, 70 mg/kg Zink und 3,5 mg/kg Nickel). Die Mobilität des Eisens nahm dagegen ab, weil Eisen(II) zu Eisen(III) oxidiert wurde, und Eisen(III)-Verbindungen weniger löslich sind als Eisen(II)-Verbindungen (Tabelle 3.10).

Tab. 3.10: Charakterisierung der Sedimentmischproben nach 168 Tagen Konditionierung von anoxischem Sediment (Charge Kleindalzig 1998) in der SECON-Anlage (Elution nach modifizierter DIN 38414-S4 unter Stickstoff)

Metall	**Schwermetalle im Sediment [mg/kg]**				
	frisches Sediment	**ohne Bewuchs**	**spontaner Bewuchs**	***Phragmites australis***	***Phalaris arundinacea***
Blei Pb	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0
Kupfer Cu	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6
Zink Zn	0,6	78,5	75,4	38,8	88,0
Cadmium Cd	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Chrom Cr	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6
Mangan Mn	17,0	157,0	119,0	145,0	161,0
Nickel Ni	<0,3	4,0	3,6	2,7	4,0
Eisen Fe	53,7	<0,5	<0,5	0,9	0,8

Hinsichtlich der Mobilität der Schwermetalle waren keine deutlichen Unterschiede zwischen den mit verschiedenen Pflanzen konditionierten Sedimenten festzustellen. Auch an den Pflanzen selbst waren keine Schäden infolge der mobilen Schwermetalle sichtbar (siehe Abschnitt 3.4.2).

Da sich die Struktur des Sediments bei der Konditionierung ändert und es durchlässig für Wasser und Gas wird, könnten mit dem Niederschlagswasser mobile Schwermetalle ausgetragen werden. Im Drainagewasser der Versuchsbecken wurden bis zu 9 mg/l Zink gemessen. Drainagewasser fiel nur solange an, bis sich die Pflanzen auf dem Sediment etabliert hatten (siehe Abschnitt 3.4.3). Infolge des Schwermetallgehaltes im Sickerwasser ist

beim Bau einer Konditionierungsanlage darauf zu achten, daß dieses nicht in den Untergrund gelangt.

3.4.7 Veränderung der Sedimentstruktur

Das Hauptziel der Konditionierung besteht in der schnellstmöglichen Herstellung der Wasser- und Gasdurchlässigkeit des Sediments, um das Material durch Festbettlaugung reinigen zu können. Diese Strukturänderung des Sediments bei der Konditionierung basiert auf der Agglomeration einzelner Sedimentpartikel zu größeren Aggregaten. Der Nachweis, daß die größeren Aggregate während der Konditionierung aus kleineren Sedimentpartikeln entstehen, kann über den Schwermetallgehalt einzelner Aggregatfraktionen erbracht werden.

Im frisch gebaggerten Sediment war der Schwermetallgehalt um so höher, je kleiner die Partikel waren. Das hohe Bindungsvermögen der Feinfraktion für Schwermetalle basiert zum einen auf der großen spezifischen Oberfläche und zum anderen auf dem hohen Organikanteil im Feinkorn [LÖSER *et al.* 2001A]. Die Organik besitzt eine wesentlich größere Bindungskraft für Schwermetalle als die mineralischen Komponenten des Sediments. Durch sequentielle Extraktion der Schwermetalle des Sediments aus der Geschiebefalle Kleindalzig wurde festgestellt, daß ein hoher Anteil der Metalle in der organisch-sulfidischen Fraktion vorliegt [CZEGKA *et al.* 1997].

Daß es sich bei den größeren Partikeln des konditionierten Sediments tatsächlich um Agglomerate kleinerer Sedimentbestandteile handelte, zeigen die in Tabelle 3.11 zusammengestellten Analysenergebnisse. Die Schwermetallgehalte aller Fraktionen waren praktisch gleich. Bei Fraktionen, die nicht aus Agglomeraten bestehen, verringert sich dagegen der Schwermetallgehalt mit zunehmender Korngröße [LÖSER *et al.* 2001A].

Tab. 3.11: Schwermetallgehalte verschiedener Siebfraktionen nach der Konditionierung von anoxischem Sediment (Charge Kleindalzig 1998) in der SECON-Anlage mit *Phalaris arundinacea* (Sediment nach 168 Tagen bis 0,5 m Tiefe)

Metall	**Schwermetallgehalt [mg/kg] verschiedener Sedimentfraktionen**			
	0 – 1 mm	**1 – 2 mm**	**2 – 6,3 mm**	**6,3 – 20 mm**
Blei Pb	140	138	141	142
Kupfer Cu	146	145	150	146
Zink Zn	2212	2122	2071	2078
Cadmium Cd	10	9	8	9
Chrom Cr	267	270	278	275
Mangan Mn	1735	1432	1205	1239
Nickel Ni	148	139	142	141

Die Bildung von größeren Aggregaten aus kleineren Sedimentpartikeln während der Konditionierung wird durch Pflanzen beschleunigt. Durch Probebohrungen im Sediment der SECON-Anlage wurde festgestellt, daß sich die strukturellen Veränderungen auf den entwässerten und oxidierten Bereich der Sedimentschüttungen beschränken. An der Sedimentoberfläche beginnend erfaßte die Strukturänderung mit der Zeit immer tiefere Sedimentschichten. Diese Beobachtung wurde durch eine nach 168 Tagen über die gesamte Beckentiefe und -breite ausgeführte Grabung bestätigt (vergleiche Abbildung 3.26). In keinem Becken war das Sediment über die gesamte Höhe vererdet, und es existierte noch ein mehr oder weniger mächtiger anoxischer Bereich.

Unter dem Einfluß der Pflanzen war das Sediment stärker entwässert und die aerobe, strukturell veränderte Schicht viel mächtiger. Da die einzelnen Pflanzenarten das Sediment unterschiedlich tief durchwurzelten, variierte auch die Menge des konditionierten Sediments in den einzelnen Becken. Durch *Phalaris arundinacea* waren 64 %, durch den Spontanbewuchs 39 % und durch *Phragmites australis* 31 % des Sedimentvolumens konditioniert, während der Anteil des vererdeten Sediments ohne Bewuchs nur 19 % betrug (Abbildung 3.29). Im Winter setzte sich der Konditionierungsprozeß nicht fort, wie erneute Grabungen im folgenden Frühjahr zeigten.

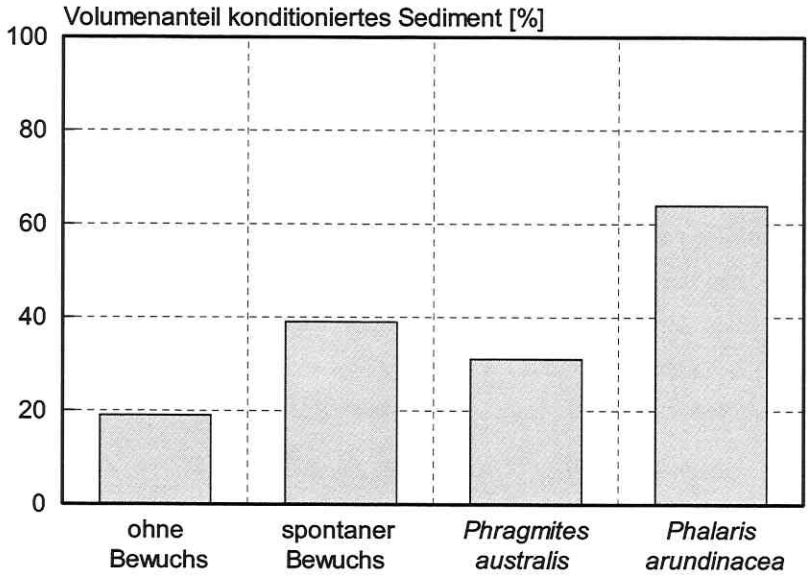


Abb. 3.29: Prozentualer Anteil des konditionierten Sedimentvolumens am Gesamtvolumen nach 168 Tagen Konditionierung von anoxischem Sediment (Charge Kleindalzig 1998) in der SECON-Anlage

Nach der Konditionierung wird das Sediment den Becken entnommen, verladen und für das Bioleaching vorbereitet. Beim Verladen des vererdeten Sediments mit dem Bagger auf Lastkraftwagen entstehen größere Brocken. Für die Schwermetallentfernung sind diese Sedimentbrocken ungünstig, da die im Inneren befindlichen Schwermetalle nicht gelöst und ausgewaschen werden können. Deshalb muß das Material zunächst gesiebt werden. Für diese Siebung sind großtechnische Siebmaschinen geeignet, die mit Drahtgewebe verschiedener Maschenweite bespannt werden können. Im praktischen Betrieb wurde eine Siebmaschine (Powerscreen Powergrid Mark III, Fa. Christophel, Lübeck) mit unterschiedlichen Siebaufsätzen getestet (5 x 15 cm beziehungsweise 2 x 2 cm). Die Aggregate im Siebdurchgang bei einer Maschenweite von 5 x 15 cm waren deutlich kleiner als 5 cm. Ursache dafür waren die starken Erschütterungen, die größere Aggregate bei der Siebung zerfallen ließen. Bei einer Siebung mit einer Maschenweite von 2 x 2 cm verringerte sich die Größe der Aggregate zwar weiter, aber der Siebvorgang dauerte deutlich länger.

Mit beiden Siebdurchgängen wurden beim Bioleaching im technischen Maßstab gute Ergebnisse erzielt. Auch bei mehrmaliger Siebung des konditionierten Sediments blieb der größte Teil der Agglomerate des ersten Siebdurchgangs erhalten. Somit waren die bei der ersten Siebung entstandenen Aggregate relativ beständig gegen mechanische Beanspruchung. In der Praxis ermöglicht diese hohe Aggregatstabilität die Zumischung des für das Bioleaching benötigten elementaren Schwefels ins Sediment durch mehrmaliges Sieben als einfache und kostengünstige Möglichkeit.

3.4.8 Wasserdurchlässigkeit

Das Bioleaching wird aus Kostengründen im Festbett durchgeführt. Zur Realisierung des Verfahrens muß das zu reinigende Sediment für Wasser durchlässig sein. Außerdem ist für den Prozeß des Auswaschens der Schwermetalle nach dem Bioleaching wichtig, wieviel Wasser pro Zeiteinheit durch das Sediment geleitet werden kann. Aus diesem Grund wurde die maximale Wasserdurchlässigkeit konditionierter Sedimente getestet.

Untersucht wurden in der SECON-Anlage mit *Phalaris arundinacea*, mit Spontanbewuchs beziehungsweise ohne Bewuchs konditionierte Sedimente. Getestet wurde die Wasserdurchlässigkeit in der im Abschnitt 2.10 beschriebenen Apparatur mit auf 2 cm gesiebtem Material. Vor jeder Erhöhung des Perkolationsstromes wurde die Kreislaufführung des Wassers unterbrochen, damit in der Sedimentschüttung akkumuliertes Wasser ablaufen konnte.

Die Schütthöhe des Sediments änderte sich infolge der Perkolation nur gering. Das mit *Phalaris arundinacea* konditionierte Material konnte mit einem Volumenstrom von 1900 l/m²/h beaufschlagt werden. Mit Spontanbewuchs konditioniertes Sediment war mit 1800 l/m²/h perkolierbar, und das ohne Bewuchs konditionierte Sediment war für 1200 l/m²/h durchlässig. Somit war das mit Pflanzen konditionierte Material deutlich durchlässiger für Wasser als das ohne Pflanzen konditionierte Sediment.

Nach Erreichen der maximalen Wasserdurchlässigkeit des Sediments lief die Schüttung von unten her voll, und nach der Abschaltung der Wasserzuführung lief das Wasser aus der Sedimentschüttung selbstständig wieder ab. Diese Verfahrensweise kann genutzt werden, um die beim Bioleaching in Lösung gegangenen Schwermetalle auszuwaschen.

3.5 Schwermetallaufnahme durch die Pflanzen

Entsprechend dem Verfahrenskonzept soll das bei der Sedimentkonditionierung anfallende Pflanzenmaterial nach der Ernte kompostiert und der Kompost dem gelaugten Sediment im Revitalisierungsschritt zugesetzt werden. Die von den Pflanzen während der Konditionierung aufgenommenen Schwermetalle verbleiben im Kompost und könnten das gelaugte Sediment bei der Revitalisierung wieder kontaminieren. Damit kommt der Schwermetallaufnahme durch die Pflanzen eine praktische Bedeutung zu.

Schwermetallgehalt des Pflanzenmaterials

Bezüglich der Schwermetallaufnahme gibt es bei den einzelnen Pflanzenarten große Unterschiede [BROOKS 1998]. So haben einkeimblättrige Pflanzen wie zum Beispiel Gräser im allgemeinen eine geringere Akkumulationsneigung für Schwermetalle als zweikeimblättrige Pflanzen [SAUERBECK 1989]. Durch eigene Untersuchungen an verschiedenen Pflanzenarten, die auf Sediment der Weißen Elster (Charge Kleindalzig 1998, siehe Abschnitt 2.1) wuchsen, wurde dieser Effekt bestätigt (Tabelle 3.12 und [LÖSER *et al.* 1999A]).

Tab. 3.12: Schwermetalle in den Pflanzen zum Erntezeitpunkt nach 168 Tagen Konditionierung von anoxischem Sediment (Charge Kleindalzig 1998)

Metall	**Metallgehalt im Pflanzenmaterial [mg/kgTS]**				
	Typha latifolia	***Salix spec.***	**spontaner Bewuchs***	***Phragmites australis***	***Phalaris arundinacea***
Blei Pb	< 0,2	< 0,2	< 0,2	0,2	< 0,2
Kupfer Cu	5,6	9,8	12	5,0	7,9
Zink Zn	100	340	380	86	130
Cadmium Cd	< 0,1	1,6	1,2	< 0,1	< 0,1
Chrom Cr	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Cobalt Co	1,8	2,1	4,4	0,3	1,2
Nickel Ni	4,5	3,2	9,5	0,9	4,1

* Mischprobe aus allen spontan gewachsenen Pflanzen

Vergleicht man die Schwermetallgehalte der Pflanzen (Tabelle 3.12) mit dem Schwermetallgehalt des Sediments (2223 mg/kg Zn, 136 mg/kg Ni, 146 mg/kg Cu, 8 mg/kg Cd, 231 mg/kg Cr, 140 mg/kg Pb und 28 mg/kg Co), wird deutlich, daß die Metalle unterschiedlich stark aufgenommen wurden. Für die Bewertung der Schwermetallaufnahme sind nicht die Absolutwerte der Metalle maßgebend, sondern die Verhältnisse der Metallgehalte in der Pflanze und im Sediment ($Me_{Pflanze}$ / $Me_{Sediment}$). Dieses Verhältnis beträgt für Blei und Chrom < 0,002, für Nickel 0,01 bis 0,07, für Kupfer 0,03 bis 0,08, für Cobalt 0,01 bis 0,16, für Cadmium < 0,01 bis 0,2 und für Zink 0,04 bis 0,17. Demnach wurden Blei und Chrom kaum,

Nickel und Kupfer mäßig und Cobalt, Cadmium und Zink stark von den Pflanzen aufgenommen.

Die Gräser *Phalaris arundinacea* und *Phragmites australis* nahmen deutlich weniger Schwermetalle auf als der überwiegend aus zweikeimblättrigen Pflanzen bestehende Spontanbewuchs. Besonders viel Schwermetalle wurden im Ampfer-Knöterich (*Polygonum lapathifolium*), der im Spontanbewuchs dominierenden Art, nachgewiesen [FUSSY 1999, LÖSER *et al.* 1999A]. So wurden in den Blättern bis zu 2250 mg/kg Zn und 16 mg/kg Cd gefunden. Die Knöterichgewächse sind dafür bekannt, große Mengen Schwermetalle in der oberirdischen Biomasse zu akkumulieren [HAASE 1991].

Die Einlagerung der Schwermetalle kann aber auch innerhalb der Pflanze stark variieren. Dies zeigte FUSSY [1999] am Beispiel von *Atriplex prostrata*, *Bidens frondosa*, *Polygonum lapathifolium* und *Cannabis sativa* durch eine Analyse des Schwermetallgehaltes einzelner Pflanzenteile.

Saisonale Variation des Schwermetallgehaltes der Pflanzen

Neben artspezifischen Unterschieden in der Schwermetallaufnahme gibt es bei einigen Pflanzen auch deutliche jahreszeitliche Schwankungen ihres Metallgehaltes. So erreichen die Gehalte an Zink und Kupfer in der Biomasse von *Phragmites australis* während der Wachstumsperiode ein Maximum und nehmen dann wieder ab. Zum Ende der Vegetationsperiode werden die Schwermetalle in die Rhizome transportiert und dort eingelagert [LARSEN *et* SCHIERUP 1981].

Die jahreszeitlich bedingte Änderung des Schwermetallgehaltes konnte auch für *Phalaris arundinacea* nachgewiesen werden (Abbildung 3.30). Auf dem schwermetallkontaminierten Sediment (Charge Leipzig 2000, siehe Abschnitt 2.1) speicherte *Phalaris arundinacea* die Schwermetalle nicht dauerhaft in der Biomasse. Mit dem herbstlichen Welken der Pflanzen reduzierte sich der Zinkgehalt der oberirdischen Pflanzenteile wieder. Wahrscheinlich wurde das Zink in die unterirdischen Pflanzenteile transportiert. Durch einen späten Erntetermin läßt sich somit offensichtlich der Schwermetallgehalt des Erntegutes gering halten.

Bei der Kultivierung auf unbelastetem Sediment (Charge Queis 2000, siehe Abschnitt 2.1) lagerte *Phalaris arundinacea* nur wenig Zink in der oberirdischen Biomasse ein (Abbildung 3.30). Eine vorübergehende Akkumulation dieses Schwermetalls wurde nicht beobachtet.

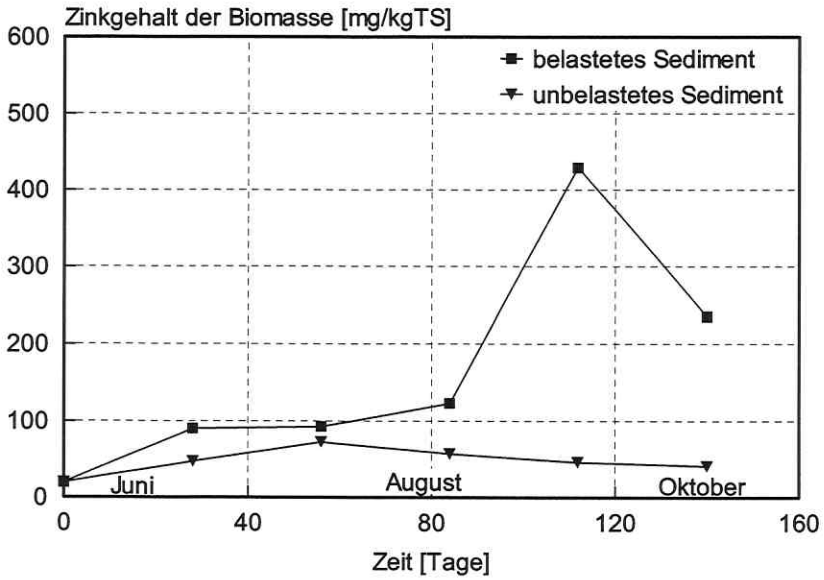


Abb. 3.30: Zink in der Biomasse von *Phalaris arundinacea* auf schwermetall-kontaminiertem Sediment (Charge Leipzig 2000) beziehungsweise unbelastetem Sediment (Charge Queis 2000)

Schwermetalle im kompostierten Pflanzenmaterial

Im allgemeinen geht man davon aus, daß bei der Kompostierung 30 bis 40 % des Kohlenstoffs veratmet wird. KROGMANN [1994] setzt sogar eine durchschnittliche Abbaubarkeit der Pflanzen von 50 % an. Demnach würde sich der Gehalt aller biologisch nicht abbaubaren, immobilen Komponenten verdoppeln. Das trifft natürlich auch auf die Schwermetalle zu. Legt man den Zink- und Cadmiumgehalt des im Spontanbewuchs dominierenden Ampfer-Knöterich (*Polygonum lapathifolium*) zugrunde, sind Schwermetallgehalte von 4000 mg/kg Zink und 30 mg/kg Cadmium im Kompost nicht unwahrscheinlich. Diese Werte übertreffen die von der BUNDESGÜTEGEMEINSCHAFT KOMPOST [1992] vorgegebenen Grenzwerte von 400 mg/kg Zink und 1,5 mg/kg Cadmium bei weitem.

Rekontamination gelaugter Sedimente durch schwermetallhaltigen Kompost

Das bei der Konditionierung anfallende Pflanzenmaterial soll kompostiert und der Kompost dem gereinigten Sediment zur Revitalisierung zugesetzt werden. Da der Kompost unter Umständen große Mengen Schwermetalle enthält, könnte das gelaugte Sediment rekontaminiert werden. Zur Abschätzung dieser möglichen Gefahr wurden Daten aus dem Konditionierungsversuch mit *Phalaris arundinacea* im Pilotmaßstab (Abschnitt 3.4) herangezogen. Das Gras *Phalaris arundinacea* erwies sich von allen getesteten Pflanzen für die Se-

dimentkonditionierung als am besten geeignet. In diesem Versuch wurde von einer Sedimentoberfläche von 25 m² Pflanzenmaterial mit 40 kg Trockenmasse geerntet. Bei einem Zinkgehalt von 130 mg/kg enthielt das Gras zum Zeitpunkt der Ernte somit 5,2 g Zink. Die Trockenmasse des konditionierten Sediments betrug dagegen 16.100 kg, und bei einem Zinkgehalt von 2130 mg/kg enthielt es 34.300 g Zink. Mit dem Pflanzenmaterial wurden demnach nur 0,015 % des im Sediment enthaltenen Zinks ausgetragen (absolut betrachtet nur 0,3 mg Zn pro kg Sediment). Diese verschwindend kleine Menge würde man dem Sediment bei der Kompostzugabe wieder zuführen.

Selbst wenn man annimmt, daß die geerntete Biomasse überwiegend aus Spontanbewuchs besteht und für die Berechnung der Rekontamination den Zinkgehalt von *Polygonum lapathifolium* zugrunde legt, ist die wieder eingetragene Zinkmenge im Vergleich zu der durch Laugung entfernten Zinkmenge gering.

3.6 Test des konditionierten Sediments auf Laugbarkeit

In den vorangegangenen Abschnitten wurde gezeigt, daß schlammig-pastöses Flußsediment durch eine Bepflanzung mit *Phalaris arundinacea* innerhalb einer Vegetationsperiode in ein krümelig-erdiges Material überführt werden kann. Das konditionierte Sediment ist im Vergleich zum Ausgangsmaterial für Wasser und Gas gut durchlässig und erscheint somit für die Festbettlaugung geeignet.

Die Laugbarkeit des in der SECON-Anlage mit *Phalaris arundinacea* konditionierten Sediments wurde in der Pilotanlage BIOLEA getestet. Diese nach dem Perkolationsprinzip arbeitende Versuchsanlage bestand im wesentlichen aus einem Festbettreaktor mit dem zu behandelnden Sediment und einem Flüssigkeitsreaktor zur Lagerung des im Kreislauf geführten Prozeßwassers. Im Laugungsversuch wurde feuchtes Sediment mit 1000 kg Trockenmasse mit 20 kg elementarem Schwefel versetzt und in den Festbettreaktor gefüllt. Während der 42 Tage dauernden Laugungsphase wurde das Sediment permenant mit zirka 540 l/h Luft begast und einmal täglich mit dem im Flüssigkeitsreaktor befindlichen Prozeßwasser beregnet. Zur Erfassung der Laugungskinetik wurde die Schüttung wiederholt beprobt und die Mobilität der im Sediment enthaltenen Schwermetalle bestimmt. Details zum Aufbau von BIOLEA und zur Versuchsdurchführung finden sich in Abschnitt 2.6 und in LÖSER *et al.* [2000C].

Das zur Befeuchtung des Sediments im Festbettreaktor verregnete Prozeßwasser (einmal täglich zirka 50 l mit einer Rate von 250 l/h beziehungsweise 167 l/m^2/h) versickerte sogleich in der Schüttung ohne das Festbett zu überstauen. Auch die Gasdurchlässigkeit war während der gesamten Laugungsperiode stets gegeben.

Neben dem mit *Phalaris arundinacea* konditionierten Sediment wurde auch wiederholt durch mehrjährige Lagerung in den Absetzbecken der Geschiebefalle Kleindalzig spontan vererdetes Sediment gelaugt (vergleiche [LÖSER *et al.* 2000C]). Ein solcher Laugungsversuch, der unter den gleichen Bedingungen wie die Laugung des mit *Phalaris arundinacea* konditionierten Sediments durchgeführt wurde, diente als Referenz zur Bewertung der Laugungskinetik.

Bereits nach 21 Tagen waren in beiden Sedimenten zirka 60 % der relevanten Schwermetalle Zn, Ni, Cu, Cd, Cr und Pb mobil (Abbildung 3.31). Im Fall des mit *Phalaris arundinacea* konditionierten Sediments enthielt das Material noch viel mikrobiell leicht verwertbare Organik (Pflanzenreste und Wurzeln), die durch im Sediment vorhandene heterotrophe Mikroorganismen abgebaut wurde. In der Folge kam es zu einer intensiven Kohlendioxidbil-

dung und einem vermehrten Sauerstoffverbrauch, ohne daß jedoch ein Sauerstoffmangel im Sediment auftrat. Durch den Organikabbau erwärmte sich das Sediment jedoch stark (innerhalb von sieben Tagen bis auf 50 °C), wodurch die autotrophen schwefeloxidierenden Bakterien im Zentrum der Schüttung vorübergehend gehemmt wurden und sich der Laugungsprozeß anfangs etwas verzögerte. Durch eine gezielte Steuerung der Prozesswasserzirkulation könnte man in dieser Phase das Sediment kühlen. Das langzeitgelagerte Sediment enthielt viel weniger leicht verwertbare Organik, die CO_2-Bildung fiel geringer aus, und die Temperatur stieg nicht so drastisch an (innerhalb von acht Tagen bis auf 42 °C).

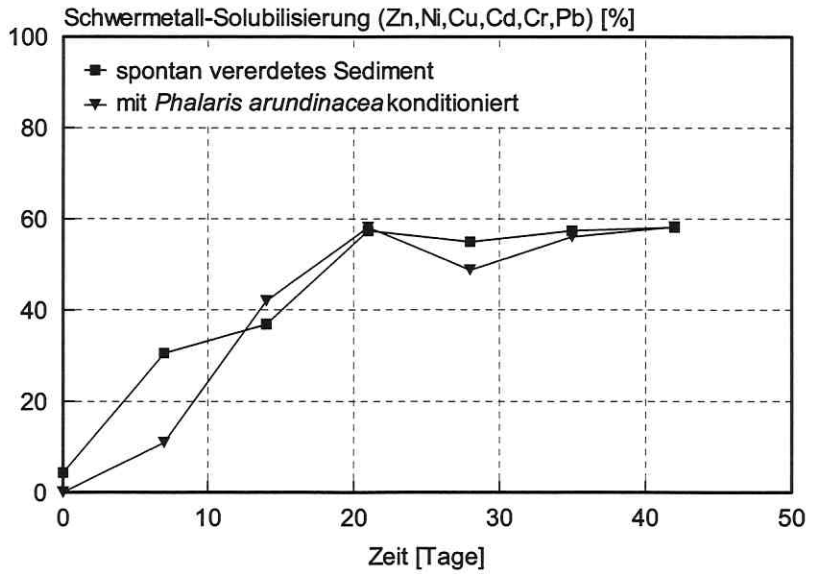


Abb. 3.31: Anteil solubilisierter Schwermetalle bei der Laugung von spontan vererdetem und mit *Phalaris arundinacea* konditioniertem Sediment (Charge Kleindalzig 1998)

Nach 42 Tagen Laugung wurde das Sediment gewaschen, um die solubilisierten Schwermetalle abzutrennen. Dazu wurde das mit *Phalaris arundinacea* konditionierte Sediment mit einem Waschwasserstrom von 250 l/h beaufschlagt. Durch eine Kreislaufführung passierte das Waschwasser das Festbett mehrmals; innerhalb von zehn Tagen wurden insgesamt 50.000 l Wasser durch das Festbett gefördert. Während der Waschphase kam es weder zum Überstauen noch zur Verschlämmung der Sedimentoberfläche. Die mit dem Waschwasser aus dem mit *Phalaris arundinacea* konditioniertem Sediment ausgetragenen Schwermetalle (durchschnittlich 58 % der Summe der Schwermetalle Zn, Ni, Cu, Cd, Cr und Pb) stimmen mengenmäßig mit den nach 42 Tagen Laugung solubilisierten Metallen überein.

4 Zusammenfassung

Für schwermetallbelastete Sedimente stehen bisher praktikable Sanierungsverfahren nur in sehr begrenztem Umfang zur Verfügung. Hauptgründe dafür sind die komplexen Schadstofffrachten und die schwierigen Stoffeigenschaften der Sedimente. Gegenwärtig werden die ausgebaggerten Sedimente nahezu ausschließlich deponiert, gegebenenfalls in Verbindung mit Immobilisierungsmaßnahmen. Durch die Verschärfung gesetzlicher Richtlinien wird die Deponierung von Baggerschlämmen zukünftig stark eingeschränkt [TASi 1993]. Angesichts des zu erwartenden Anstiegs der Deponiegebühren und des weiterbestehenden Gefährdungspotentials existiert ein Bedarf an alternativen Problemlösungen.

Prinzipiell kommen zwei Sanierungsstrategien in Betracht: die nachhaltige Immobilisierung der Schadstoffe oder deren Entfernung aus dem belasteten Material. Die sicherste Lösung ist die Entfernung der Schwermetalle aus den Sedimenten. Zukunftsweisend sind dabei naturnahe Reinigungstechnologien, die die Schadstoffe umweltverträglich, selektiv und materialschonend entfernen und eine Rückführung des behandelten Materials in den Stoffkreislauf ermöglichen.

Die natürlichen biologischen Oxidations- und Solubilisierungsprozesse, die unkontrolliert ablaufend ein Gefahrenpotential für die Umwelt darstellen, können zur Reinigung der Sedimente genutzt werden. Dieses Konzept liegt dem Bioleaching-Verfahren zugrunde, das von der Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH in Zusammenarbeit mit der Sanierungsfirma Bauer und Mourik Umwelttechnik GmbH & Co. im Rahmen des von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt geförderten Projektes "Reinigung schwermetallbelasteter Sedimente durch Bioleaching" (AZ 12099) entwickelt wurde. Der zentrale Schritt dieses Verfahrens ist das Bioleaching. Dabei werden die durch die autochthonen schwefeloxidierenden Bakterien (z.B. *Thiobacilli*) induzierten Oxidations- und Versauerungsprozesse unter kontrollierten Bedingungen stimuliert und zur Solubilisierung der Schwermetalle genutzt.

Aus ökonomischen Gründen ist das Bioleaching der Schwermetalle nur im Festbett praktikabel. Diese Technik erfordert ein gas- und wasserdurchlässiges Material. Frisch gebaggerte Sedimente sind aber anoxisch, sehr wasserhaltig, schlammig-pastös und für Gas und Wasser praktisch undurchlässig. Dadurch sind sie ohne Vorbehandlung für die Festbettlaugung ungeeignet. Das Ziel der Konditionierung besteht in einer Strukturveränderung der Sedimente, um sie der Festbettlaugung zugänglich zu machen. Die

Konditionierung von Sedimenten wurde am Beispiel von schwermetallbelastetem Baggerschlamm aus dem Fluß Weiße Elster in Leipzig untersucht.

Während der Konditionierung wird das Sediment unter dem Einfluß des Luftsauerstoffs oxidiert. Dieser teils abiotische, im wesentlichen aber mikrobielle Oxidationsprozeß wurde in einer homogen durchmischten, luftbegasten Sedimentsuspension untersucht. Unter diesen Bedingungen werden Transportlimitationen minimiert, und das System war leicht zu beproben.

Durch den Sauerstoffeintrag wurden im Sediment enthaltene reduzierte Verbindungen oxidiert (reduzierter Schwefel zu Sulfat, Ammonium zu Nitrat und Eisen(II) zu Eisen(III)), wodurch das Redoxpotential allmählich anstieg. Infolge der Sulfat- und Nitratbildung und des Ammoniumverbrauchs versauerte das Sediment, der pH-Wert nahm ab, und Schwermetalle (insbesondere Zink) gingen teilweise in Lösung.

Bei der Vererdung von Klärschlamm wurde beobachtet, daß unter dem Einfluß von Pflanzen aus dem anfangs sehr wasserhaltigen Schlamm im Laufe der Zeit ein krümelig-erdiges Material entsteht [HOFMANN 1992, REINHOFER 1998]. Die Pflanzen entziehen dem Klärschlamm große Mengen Wasser, wodurch Risse und Kanäle entstehen, durch die atmosphärischer Sauerstoff eindringt. Zudem transportieren viele Sumpfpflanzen (Helophyten) aktiv Sauerstoff in das besiedelte Substrat. Durch den Sauerstoffeintrag und das Wurzelwachstum werden die Mikroorganismen im Sediment stimuliert und die Krümelbildung gefördert. Diese strukturverändernde Wirkung der Pflanzen sollte auch für die Konditionierung der schwermetallbelasteten Sedimente genutzt werden.

Für die Konditionierung besonders geeignet sind tiefwurzelnde, Staunässe tolerierende Pflanzenarten, die ein feinverzweigtes Wurzelgeflecht entwickeln. Da die oberirdische Pflanzenbiomasse nach der Konditionierung geerntet und kompostiert werden soll, ist bei der Pflanzenauswahl die Schwermetallaufnahme zu berücksichtigen. Der sich aus dem natürlichen Samenpotential des Weiße-Elster-Sediments entwickelnde Spontanbewuchs erwies sich für die Konditionierung als wenig geeignet, da es sich meist um Kräuter mit nicht sehr tiefreichenden Wurzeln handelte. Der vorherrschende Ampfer-Knöterich (*Polygonum lapathifolium*) akkumulierte zudem große Mengen Schwermetalle in der oberirdisch gebildeten Biomasse. Die zur Klärschlammvererdung am häufigsten eingesetzte Pflanze ist das Schilf (*Phragmites australis*). Sehr vielversprechend erschien außerdem die Konditionierung mit Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*).

Um den Einfluß von Pflanzen auf die Konditionierung zu untersuchen, wurden mehrere PE-Kisten mit einer Drainageschicht aus Kies versehen und dann 0,35 m hoch mit Sediment gefüllt. Einige Behälter wurden anschließend mit Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) bepflanzt. Als Referenz diente Sediment ohne Bewuchs. Die Pflanzen waren über den gesamten Versuchszeitraum vital und zeigten keine Krankheits- oder Mangelerscheinungen. Dem Sediment entzogen die Pflanzen deutlich mehr Wasser, als über die Sedimentoberfläche ohne Bewuchs verdunstete. Dadurch wurde das bewachsene Sediment schneller entwässert und war insgesamt trockener als das unbepflanzte Sediment.

Die Oxidation und die strukturelle Veränderung des Sediments erstreckte sich nur auf den von Pflanzen durchwurzelten Bereich. Generell dauerte die Oxidation der reduzierten Schwefelverbindungen in der Schüttung wesentlich länger als in der Suspension, da der Sauerstofftransport hier zum limitierenden Faktor wurde. Durch die Bildung von Sulfat und Nitrat nahm auch in der Sedimentschüttung der pH-Wert ab, und die Schwermetallmobilität, insbesondere des Zinks, stieg an.

Unter dem Einfluß der Pflanzen veränderte sich auch die Struktur des Sediments nachhaltig. So bestand das mit Pflanzen konditionierte Material nach 20 Wochen aus deutlich größeren und stabileren Agglomeraten als das unbewachsene Sediment. Die maximale Wasserdurchlässigkeit, ein für das nachfolgende Bioleaching wichtiger Parameter, betrug nach der Konditionierung für Sediment mit Pflanzen 1490 l/m²/h und ohne Bewuchs 670 l/m²/h.

Dieser Konditionierungsprozeß sollte auch unter praxisnahen Bedingungen getestet werden. Dazu war es notwendig, eine größere Schütthöhe zu realisieren, um die mit verschiedenen Pflanzen innerhalb einer Vegetationsperiode erreichbare Konditionierungstiefe zu ermitteln. Hierfür wurde die Pilotanlage SECON (***Sediment conditioning***) errichtet. Bei maximal 2 m Schütthöhe und einer Grundfläche von 25 m² pro Versuchsbecken wurde die Wirkung von Randeffekten auf die Konditionierung minimiert.

Vier Behandlungsbecken der Anlage wurden zirka 1,75 m hoch mit frisch gebaggertem Sediment befüllt. Je ein Becken wurde mit Schilf (*Phragmites australis*) beziehungsweise Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) in einer Dichte von je zehn einjährigen Pflanzballen pro m² bepflanzt. Zwei weitere Becken blieben unbepflanzt, wobei eines regelmäßig vom spontan aufkommenden Bewuchs befreit wurde.

Das Rohrglanzgras und der spontan aufkommende Bewuchs entwickelten sich über den gesamten Versuchszeitraum gut, machten einen vitalen Eindruck und zeigten keinen Schädlingsbefall. Schilf dagegen wurde von der Mehligen Pflaumenlaus befallen, vergilbte

und knickte um. Profilgrabungen zum Vegetationsende ergaben maximale Durchwurzelungstiefen von 0,85 m für Rohrglanzgras, 0,60 m für den spontanen Bewuchs und 0,50 m für Schilf.

Durch die Pflanzen wurde dem Sediment signifikant mehr Wasser entzogen als durch die reine Verdunstung. So wurden durch Schilf 1,7 m^3, durch Rohrglanzgras 3,1 m^3 und durch den spontanen Bewuchs 4 m^3 mehr Wasser aus dem Sediment entfernt, als über die unbewachsene Fläche verdunstete.

Die Oxidation und strukturelle Veränderung des Sediments beschränkte sich auf den durchwurzelten Bereich. Nach 24 Wochen Konditionierung waren die Unterschiede zwischen den verschiedenen Pflanzenarten deutlich sichtbar: Durch Rohrglanzgras waren 64 %, durch den Spontanbewuchs 39 % und durch Schilf 31 % des Schlamms konditioniert, während der Anteil des vererdeten Sediments ohne Bewuchs nur 19 % betrug.

Das bei der Konditionierung anfallende oberirdische Pflanzenmaterial soll nach der Ernte kompostiert und der Kompost dem gelaugten Sediment zur Revitalisierung zugesetzt werden. Durch die Kompostierung reduziert sich die Masse des Pflanzenmaterials infolge des Organikabbaus auf etwa die Hälfte. Die von den Pflanzen während der Konditionierung aus dem Sediment aufgenommenen Schwermetalle reichern sich dadurch im Kompost an und könnten das gereinigte Sediment bei der Revitalisierung wieder kontaminieren. Aufgrund der schwachen Akkumulationsneigung der Gräser für Schwermetalle und der im Verhältnis zur Sedimentmasse geringen Biomassebildung spielen der Metallaustrag und folglich auch die befürchtete Rekontamination des gelaugten Sediments keine Rolle (im Fall von *Phalaris arundinacea* gingen nur 0,015 % des im Sediment enthaltenen Zinks in das Erntegut über).

Die Eignung des mit Pflanzen konditionierten Sediments für das Bioleaching wurde in der nach dem Perkolationsprinzip arbeitenden Pilotversuchsanlage BIOLEA überprüft. Diese Anlage besteht im wesentlichen aus einem Festbettreaktor mit dem zu behandelnden Sediment und einem Flüssigkeitsreaktor mit dem Prozeßwasser. Neben dem mit *Phalaris arundinacea* in der SECON-Anlage konditionierten Sediment wurde zu Vergleichszwecken ein sechs Jahre abgelagertes Sediment vom gleichen Standort getestet. Gelaugt wurde jeweils Sediment mit 1000 kg Trockenmasse, das mit 20 kg elementarem Schwefel versetzt war. Das Sediment wurde in den Festbettreaktor gefüllt und bei intervallweiser Prozeßwasserperkolation unter permanenter Belüftung 42 Tage lang gelaugt. Anschließend wurde das Sediment zur Entfernung der solubilisierten Schwermetalle gewaschen.

Die Laugungskinetik beider Sedimente war sehr ähnlich und nach 21 Tagen waren zirka 60 % der Schwermetalle (Zn, Ni, Cu, Cd, Cr, Pb) mobil. Das mit Pflanzen konditionierte Sediment enthielt mikrobiell leicht verwertbare Organik in Form von Pflanzenresten, die durch heterotrophe Mikroorganismen abgebaut wurden. Dadurch stieg die Temperatur im Sediment bis auf 50 °C an, wodurch es zur lokalen Hemmung der schwefeloxidierenden Bakterien und zu einer leichten Verzögerung der Laugung kam.

Nach 42 Tagen Laugung wurden die solubilisierten Schwermetalle aus dem Sediment ausgewaschen. Dazu wurden innerhalb von zehn Tagen bis zu 50.000 l Wasser mit einem maximalen Volumenstrom von 250 l/h durch das Sediment gefördert. Während der gesamten Waschphase kam es weder zur Überstauung noch zur Verschlämmung des Sedimentfestbetts. Der Schwermetallaustrag mit dem Waschwasser betrug 58 %, was der solubilisierten Schwermetallmenge entspricht. Der Laugungserfolg unter technischen Bedingungen war bei beiden Sedimenten praktisch gleich.

Durch die vorliegende Arbeit konnte gezeigt werden, daß durch den Einsatz von Pflanzen die Überführung von schlammig-pastösen Sedimenten in ein krümelig-erdiges Material innerhalb einer Vegetationsperiode erfolgen kann. Dadurch wird das Material für das Bioleaching im Festbett geeignet und die Schwermetallentfernung aus den Sedimenten innerhalb eines praktikablen Zeitraumes möglich. Mit Hilfe von Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) läßt sich die Menge des innerhalb einer Vegetationsperiode konditionierbaren Materials gegenüber nicht bepflanztem Sediment deutlich erhöhen und damit die Effizienz des Gesamtverfahrens steigern.

5 Literaturverzeichnis

ARMSTRONG, W. (1980): Aeration in higher plants. Adv. Bot. Res. 7, 226-232

ARMSTRONG, J., ARMSTRONG, W. (1988): *Phragmites australis* - A preliminary study of soil-oxidizing sites and internal gas transport pathways. New Phytol. 108, 373-382

ARMSTRONG, J., ARMSTRONG, W. (1990): Light-enhanced convective throughflow increases oxygenation in rhizomes and rhizosphere of *Phragmites australis* (CAV.) TRIN ex STEUD. New Phytol. 114, 121-128

BAHRIG, B. (1995): Ansätze für ein Qualitätssicherungssystem bei der Bodenprobenahme. 1. Tagung des Arbeitskreises „Probenahme" am 17.-18.11.1995 in Freiberg/Sachsen, 107-117

BERKNER, A. (1996): Der Südraum von Leipzig - Braunkohlebergbau und Strukturwandel. *In*: GRUNDMANN, L., TZSCHASCHEL, S., WOLLKOPF, M. (eds.): Leipzig - ein geographischer Führer durch Stadt und Umland. Leipzig: Thom Verlag, 252-280

BIRECKI, M., KULLMANN, A., REVUT, I. B., RODE, A. A. (1968): Untersuchungsmethoden des Bodenstrukturzustandes. Berlin: VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag

BOCKHARDT, H. D., GÜNTZSCHEL, P., POETSCHUKAT, A. (1992): Grundlagen der Verfahrenstechnik für Ingenieure. Leipzig, Stuttgart: Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie

BOSECKER, K. (1994): Bakterielle Laugung (Leaching). *In:* PRÄVE, P. (ed.): Handbuch der Biotechnologie. München: Oldenbourg Verlag, 835-858

BOSECKER, K. (1997): Bioleaching: metal solubilization by microorganisms. FEMS Microbiol. Rev. 20, 591-604

BRAUER, H., MEWES, D. (1972): Strömungswiderstand sowie Stoff- und Wärmeübergang in ruhenden Füllkörperschichten. Chemie Ing. Techn. 44 (1,2), 93-96

BREDEMANN, G. (1959): Die Große Brennessel. Berlin: Akademie-Verlag

BROOKS, R. R. (1998): Plants that hyperaccumulate heavy metals. Wallingford U.K.: CAB International

BROWN, D. A., UPCHURCH, D. R. (1987): Minirhizotrons: a Summary of methods and instruments in current use. *In:* Minirhizotron observation tubes: methods and applications for measuring rhizosphere dynamics, American Society of Agronomy, Special Publication no. 50, 15 -30

BUNDESGÜTEGEMEINSCHAFT KOMPOST (1992): Güte- und Prüfbestimmungen RAL-GZ 251. Bonn

CALMANO, W., AHLF, W. (1988): Bakterielle Laugung von Schwermetallen aus Baggerschlamm - Optimierung des Verfahrens im Labormaßstab. Wasser u. Boden 40 (1), 30-32

CHIU, W. L., DÜCK, J., BREITER, R., NEESSE, T. (1997): Fehlerbetrachtung der Probenverarbeitung von MKW-kontaminierten Böden. 3. Tagung des Arbeitskreises „Probenahme" am 7.- 8.11.1997 in Freiberg/Sachsen, 87-98

COUILLARD, D., CHARTIER, M. (1993): Biological decontamination of sediments polluted by heavy metals: Study of the influence of the substrate, the concentration of total solids and the temperature. Environ. Technol. 14, 919-930

COUILLARD, D., CHARTIER, M., MERCIER, G. (1994): Major factors influencing bacterial leaching of heavy metals (Cu and Zn) from anaerobic sludge. Environ. Poll. 85, 175-184

CRÖßMANN, G. (1995): Die Probenbehandlung von Böden für chemische Untersuchungen auf anorganische und organische Schadstoffe. 1. Tagung des Arbeitskreises „Probenahme" am 17.-18.11.1995 in Freiberg/Sachsen, 73-80

CZEGKA, W., HANISCH, C., MÜLLER, A., ZERLING, L., LOHSE, M. (1997): Bindungsarten von Schwermetallen in verschiedenen Sedimenttypen der Sedimentaufbereitungsanlage Kleindalzig bei Leipzig. Z. dt. geol. Ges. 148 (3-4), 491-498

DEUTSCHER WETTERDIENST (1999): Witterungsreport – express, April bis Oktober 1999

DEW, D. W., LAWSON, E. N., BROADHURST, L. J. (1997): The BIOX® Process for biooxidation of gold-bearing ores or concentrates. *In:* RAWLINGS, D. E. (ed.): Biomining - Theory, Microbes and Industrial Processes. Springer, 45-80

DRESCHER, O. (1988): Intensive Futter- und Saatguterzeugung mit Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea* L.) auf dem Überschwemmungsgebiet an der unteren Oder bei Schwedt. Humboldt-Universität-Berlin, Agrarwissenschaftliche Fakultät, Dissertation

DYBEK, K., GIROD, K. (1999): Sedimentberäumung am Beispiel sächsischer Gewässer. Wasser u. Abfall 1 (10), 34-40

FISCHER, K., RAINER, C., BIENEK, D., KETTRUP, A. (1993): Extraktion von Schwermetallen aus belasteten Feststoffen mittels Aminosäuren. *In:* ARENTS, F., ANNOKKÉE, G. J., BOSMAN, R., VAN DEN BRINK, W. J. (eds.): Contaminated soil '93. Dordrecht, London: Kluver Academic Publishers, 1175-1176

FISCHER, K., BIPP, H. P., RIEMENSCHNEIDER, P., LEIDMANN, P., BIENEK, D., KETTRUP, A. (1998): Utilization of biomass residues for the remediation of metal-polluted soils. Environ. Sci. Technol. 32, 2154-2161

FLESSA, H. (1991): Redoxprozesse in Böden in der Nähe von wachsenden und absterbenden Pflanzenwurzeln. Technische Universität München, Fakultät für Landwirtschaft und Gartenbau, Dissertation

FLESSER, A. (1988): Naturnahe Pflanzungen. Stuttgart: Ulmer

FUSSY, M. (1999): Konditionierung von schwermetallbelasteten Flußsedimenten mit Faserhanf (*Cannabis sativa L.*). Universität Leipzig, Fakultät für Biowissenschaften, Pharmazie und Psychologie, Diplomarbeit

GERTH, A. (2000): Phytoremediation of soil and sludge with special examination of heavy metal contamination. *In:* WISE, L. D., TRANTOLO, J. D., CICHON, J. E., INYANG, I. H., STOTTMEISTER, U. (eds.): Bioremediation of Contaminated Soils. Marcel Dekker, Inc. New York, Basel, 787-809

GERTH, A., GROSSER, W. (1996): Pflanzen und Mikroorganismen sanieren Klärschlamm-Trockenbeete. Wasser, Luft und Boden 10, 81-82

GESSNER, F. (1959): Hydrobotanik. Bd. II: Stoffhaushalt. Berlin: Deutscher Verlag der Wissenschaften

GEISEL, T. (1990): Einfluss von Raddruck auf die Ertragsbildung von Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea* L.). Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR Berlin, Dissertation

GIROD, K., BRAUER, G., DYBEK, K., PÜTZ, K. (1996): Die Verlandung von Stauseen im Freistaat Sachsen, BR Deutschland. Mitteilungen der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie der ETH Zürich 142, 11-35

GISI, U. (1990): Bodenökologie. Stuttgart, New York: Georg Thieme Verlag.

GRIES, C., GARBE, D. (1989): Biomass and nitrogen, phosphorus and heavy metal content of *Phragmites australis* during third growing season in a root zone waste water treatment. Arch. Hydrobiol. 117, 97-105

GRIES, C., KRETZSCHMAR, R., WIDMOSER, P. (1991): Die Bedeutung von *Phragmites australis* für die Abwasserbehandlung in einer Wurzelraumanlage. Wasser und Boden 43, 280-295

GROSSE, W., SCHRÖDER, P. (1986): Pflanzenleben unter anaeroben Umweltbedingungen, die physikalischen Grundlagen und anatomischen Voraussetzungen. Ber. Deutsch. Bot. Ges. 99, 367-381

HAASE, E. (1991): Knöterich „frißt" Schwermetalle. Feldwirtschaft, Berlin 32 (11), 529-530

HARTGE, K. H., HORN, R. (1989): Die physikalische Untersuchung von Böden. 2. völlig neu bearb. Aufl., Stuttgart: Enke Verlag

HERRMANN, H. (1975): Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea* L.) - Verbreitung und Bedeutung für den Futteranbau sowie Saatguterzeugung. Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR Berlin, Bereichskommision Pflanzenproduktion, Dissertation

HILTMANN, W., STRIBRNY, B. (1998): Tonmineralogie und Bodenphysik. Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten. Bd. 5, Springer Verlag

HOFF, J. VAN'T, PEPELS, A. H. M., MEULEN, P. A. VAN DER (1999): Sand seperation of heavily contaminated (class 4) dredged material; results of a large scale test programme in Rotterdam. *In:* De Schutter, G. (ed.): CATS 4 Characterisation and treatment of sediments. Antwerpen: Technologisch Instituut vzw. 169-178

HÖFLICH, G., TAUSCHKE, G., SCHALITZ, G., JOSCHKO, M., HÖHN, A. (1999): Biologische Aktivitäten in Überflutungspoldern der Oder. Die Bodenkultur 50 (2), 111-119

HOFMANN, K. (1986): Wachstumsverhalten von Schilf (*Phragmites australis* [CAV.] TRIN. EX STEUDEL) in klärschlammbeschickten Filterbeeten. Arch. Hydrobiol. 107, 385-409

HOFMANN, K. (1992): Entwässerung und Vererdung von Klärschlamm in Schilfbeeten. Universität Tübingen, Fakultät für Biologie, Dissertation

HUBBARD, C. E. (1984): Grasses, a guide to their structure, indentification, uses and distribution in the British Isles. Harmondsworth, Middlesex, England: Penguin Books Ltd.

HÜBNER, G. (1989): Das Wachstum von Schilf (*Phragmites australis* (CAV.) TRIN. EX STEUDEL) in Klärschlammvererdungsbeeten bei Auflandung von anaerob stabilisiertem Schlamm. Gesamthochschule Kassel-Universität, Fachbereich Landwirtschaft Witzenhausen, Diplomarbeit

JELITTO, R. K (1998): Preisverzeichnis – Produktion, Züchtung, Samentechnologie. Jelitto Staudensamenproduktion GmbH

JESCHAR, J. (1964): Druckverlust in Mehrkornschüttungen aus Kugeln. Archiv für das Eisenhüttenwesen 35 (2), 91-108

JOHNSON, M. G., MEYER, P. F. (1998): Mechanical advancing handle that simplifies minirhizotron camera registration and image collection. J. Environ. Qual. 27, 710-714

KÄSTNER, M., LOTTER, S., HEERENKLAGE, J., BREUER-JAMMALI, M., STEGMANN, R., MAHRO, B. (1995): Fate of ^{14}C-labeled anthracene and hexadecane in compost-matured soil. Appl. Microbiol. Biotechnol. 43, 1128-1135

KICKUTH, R. (1970): Ökochemische Leistungen höherer Pflanzen. Naturwissenschaften 57, 55-61

KICKUTH, R., GROMMELT, H. J. (1983): Wurzelnahe Reaktionszonen in hydromorphen Böden. Int. Symp. Gumpenstein, Bundesanstalt Gumpenstein, Irdning / Österreich, 681-688

KIRCHNER, W. (1993): Kulturverfahren für Helophyten zur Verwendung in der Landschaft. Studien zur Wirtschafts- und Organisationslehre der Landespflege. Band 4, Freising Weihenstephan, Dissertation

KLEE, K, HOFMANN, K. (1987): Untersuchungen über den Einsatz von Pflanzen zur Klärschlamm-Entwässerung Teil II: Biologisch-bakteriologische Untersuchungen. Korrespondenz Abwasser, 34 (11), 1197-1203

KRAFT, H. (1984): Verdunstungsleistung von Limnophyten bei der Abwasserreinigung in Hydrobotanischen Kläranlagen. Wasser Abwasser Forschung, 12-15

KROGMANN, U. (1994): Neueste Erkenntnisse über die Grundlagen der Kompostierung. Entsorgungspraxis 4, 13-21

KSVO (1992): Klärschlammverordnung (AbfKlärV). *In:* Umweltrecht. München: Deutscher Taschenbuchverlag, 231-239

KUNTZE, H., ROESCHMANN, G., SCHWERTFEGER, G. (1994): Bodenkunde. Stuttgart: Ulmer-Verlag

LARCHER, W. (1994): Ökophysiologie der Pflanzen. 5. Auflage, Stuttgart: Ulmer-Verlag

LARSEN, V. J., SCHIERUP, H. H. (1981): Macrophyte cycling of zink, copper, lead and cadmium in the littoral zone of a polluted and a non-polluted lake, II. Seasonal changes in heavy metal content of above-ground biomass and decomposing leaves of *Phragmites australis* (CAV.) TRIN. Aquatic Botany 11, 211-230

LERCH, G., FALKENBEG, H., KRÜGER, J. (1963): Biologie und Landwirtschaft. Berlin: Volk und Wissen

LÖSER, C., ZEHNSDORF, A., HOFFMANN, P., SEIDEL, H. (1999A): Conditioning of heavy metal-polluted river sediments by helophytes. Int. J. Phytoremediation 1 (4), 339-359

LÖSER, C., SEIDEL, H., HOFFMANN, P., ZEHNSDORF, A. (1999B): Remediation of heavy-metal polluted river sediments by bioleaching using the percolation principle. *In:* G. De Schutter (ed.): CATS 4 Characterisation and treatment of sediments. Antwerpen: Technologisch Instituut vzw., 213-222

LÖSER, C., ZEHNSDORF, A., FUSSY, M., SEIDEL, H. (2000A): Revitalisierung mikrobiell gelaugter Sedimente als Teil eines Sanierungsverfahrens zur Behandlung schwermetallbelasteter Gewässersedimente. Freiberger Forschungshefte A 859, 129-146

LÖSER, C., SEIDEL, H., HOFFMANN, P., ZEHNSDORF, A. (2000B): Remediation of heavy-metal-polluted river sediments - Comparison of purely chemical leaching and bioleaching in suspension and the solid bed. *In:* Contaminated Soil 2000 – Proceedings of the 7th International FZK/TNO Conference on Contaminated Soil am 18.-22. Sept. 2000 in Leipzig, (London: Thomas Telford Publishing) 523-527.

LÖSER, C., ZEHNSDORF, A., SCHÖNBEIN, K., SEIDEL, H. (2000C): Remediation of heavy-metal-polluted river sediments by bioleaching: Experiments on a pilot scale. *In:* BMRI-2 Bacterial-Metal/Radionuclide Interaction: Basic Research and Bioremediation, Forschungszentrum Rossendorf / Dresden 30.Aug.-1.Sept. 2000, 66-69

LÖSER, C., ZEHNSDORF, A., FUSSY, M., MORGENSTERN, P. (2001A): Möglichkeiten zur Kostenreduzierung bei der Entsorgung Schwermetall-kontaminierter Flußsedimente - ein Fallbeispiel. altlasten spektrum 10 (1), 18-27

LÖSER, C., SEIDEL, H., HOFFMANN, P., ZEHNSDORF, A. (2001B): Remediation of heavy-metal-contaminated sediments by solid-bed bioleaching. Environ. Geol. 40 (4-5), 643-649

LÖSER, C., ZEHNSDORF, A. (2002): Conditioning of freshly dredged heavy metal-polluted aquatic sediment with reed canary grass (*Phalaris arundinacea* L.). Acta Biotechnol. 22 (1-2), 81-89

LÖSER, C., ZEHNSDORF, A., FUSSY, M., STÄRK, H. J. (2002): Conditioning of heavy metal-polluted river sediment by *Cannabis sativa* L. Int. J. Phytoremediation 4 (1), 27-45

MARKERT, B. (1996): Die repräsentative Probenahme von Pflanzen. 2. Tagung des Arbeitskreises „Probenahme" am 25.- 26.10.1996 in Freiberg/Sachsen

MAYWALD, F., WEIGEL, H. J. (1997): Zur Biochemie und Molekularbiologie der Schwermetallaufnahme und -speicherung bei höheren Pflanzen. *In:* Landbauforschung Völkerode, Heft 3/97, 103-126

MCGRATH, S. P. (1998): Phytoextraction for soil remediation. *In:* BROOKS, R. R. (ed.): Plants that hyperaccumulate heavy metals. Cambridge: University Press, 261-287

MENGEL, K. (1991): Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze. 7. Aufl., Jena: Gustav Fischer Verlag

MERCIER, G., CHARTIER, M., COUILLARD, D. (1996): Strategies to maximize the microbial leaching of lead from metal-contaminated aquatic sediments. Water Res. 30, 2452-2464

MESCH, J., RIED, M. (1996): SMEA - Dekontamination von schwermetallbelasteten Böden. Schrobenhausen: Bauer und Mourik Umwelttechnik GmbH & Co., Abschlußbericht

MOORMANN, H. (2001): Einfluß der Rhizodeposition von Helophyten auf den mikrobiellen Schadstoffabbau. Universität Bremen, Fachbereich Biologie und Chemie, Dissertation

MORGENSTERN, P., SEIDEL, H. (1995): Quantitative determination of sulphur in contaminated sediments by means of wavelength X-ray spectroscopy involving sulphur speciation. *In:* BRINK, W. J. VAN DEN, BOSMAN, R., ARENTS, F. (eds.): Contaminated Soil'95. Dordrecht, Boston, London: Kluver Academic Publishers, 529-530

MOSMANS, S., MILL, G. VAN (1999): Optimising and modelling of flotation techniques for remediation of contaminated sediments. *In:* G. De Schutter (ed.) CATS 4 Characterisation and treatment of sediments. Antwerpen: Technologisch Instituut vzw., 191-200

MUDRACK, K., KUNST, S. (1985): Biologie der Abwasserreinigung. Stuttgart: Gustav Fischer

MÜLLER, G. (1982): Chemische Entgiftung - das alternative Konzept zur problemlosen endgültigen Entsorgung schwermetallbelasteter Baggerschlämme. Chemiker Zeitung 106, 289-292

MÜLLER, G. (1958): Beziehungen zwischen Biologie und Struktur des Bodens. *In:* Probleme der Krümelstabilitätsmessung und der Krümelbildung. Berlin: Deutsch. Akadem. Landwirtschaftswissensch., 167-192

MÜLLER, A., HANISCH, C., ZERLING, L., LOHSE, M., WALTHER, A. (1998): Schwermetalle im Gewässersystem der Weißen Elster. Abhandlungen der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Klasse, Vol. 58 (6). Berlin: Akademie Verlag

NOTHBAUM, N., MAY, W., SCHOLZ, W. (1994): Probenplanung und Datenanalyse bei kontaminierten Böden. Schadstoffe und Umwelt Bd. 13, Berlin: Erich Schmidt Verlag

NOTHBAUM, TH., MAY, W., SCHOLZ, R. W. (1997): Probenahmestrategien bei der Bewertung von Altlasten. 3. Tagung des Arbeitskreises „Probenahme" am 7.- 8.11.1997 in Freiberg/Sachsen, 5-21

POLOMSKI, J., KUHN, N. (1998): Wurzelsysteme. Bern, Stuttgart, Wien: Verlag Paul Haupt

PAULY, U. (1999): Aus Klärschlamm wird Erde. Umwelt 9, 38-40

RABICH, A. (1997): Überlegungen zu den Grundlagen vertrauenswürdiger Daten aus Probenahmen für Abfälle als Beispiel für die Analyse von heterogenen Stoffmassen. 3. Tagung des Arbeitskreises „Probenahme" am 7.- 8.11.1997 in Freiberg/Sachsen, 79-86

REINERT, G., LOTZ, W., FIEDLER, J., BAUER, T., HEIDINGSFELDER, S., NEESSE, T., KELLER, U., BREITER, R. (1999): "Trennschnitt 5 µm" für die Bodenwäsche - biologische Reinigung der Feinfraktion. TerraTech 8(3), 49-51

REINHOFER, M. (1998): Klärschlammvererdung mit Schilf. Schriftenreihe zur Wasserwirtschaft, Technische Universität Graz, Dissertation

RETTBERG, H. (1990): Behandlung belasteter Fluß- und Hafensedimente. Wasser u. Boden 42, 514-516

RICHNOW, H. H., SEIFERT, R., KÄSTNER, M., MAHRO, B., HORSFIELD, B., TIEDGEN, U., BÖHM, S., MICHAELIS, W. (1995): Rapid screening of PAH-residues in bioremediated soils. Chemosphere 31, 3991-3999

RODEWALD-RUDESCU, L. (1974): Das Schilfrohr. Die Binnengewässer Band XXVII, Stuttgart: Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung

ROTHMALER, W. (1987): Exkursionsflora. Bd.2 und 3. Berlin: Verlag Volk und Wissen.

SAUERBECK, D. (1989): Der Transfer von Schwermetallen in die Pflanze. *In:* BEHRENS, D., WIESNER, J. (eds.): Beurteilung von Schwermetallkontaminationen im Boden. Frankfurt / Main: DECHEMA, 281-317

SCHEFFER, P., SCHACHTSCHABEL, P. (1998): Lehrbuch der Bodenkunde. Stuttgart: Ferdinand Enke Verlag, 14. Aufl.

SCHIERUP, H. H., LARSEN, V. (1981): Macrophyte cycling of zink, copper, lead and cadmium in the littoral zone of polluted and non-polluted lake, I. Availability, uptake and translocation of heavy metals in *Phragmites australis* (CAV.) TRIN. Aquatic Botany 11, 197-210

SCHILLLING, G., GRANSEE, A., DEUBEL, A., LEZOVIC, G., RUPPEL, S. (1998): Phosphorus availibility, root exudates and microbial activity in the rhizosphere. Z. Pflanzenernährung Bodenk. 161, 465-478

SCHINDLER, R. (1991): DENIPLANT - ein naturnahes Wasseraufbereitungsverfahren. Forschungszentrum Jülich GmbH, Berichte aus der Ökologischen Forschung, Band 5

SCHRÖDER, F. (1991): Der Einfluß von Schnittzeitpunkt und Überflutung im ersten und zweiten Aufwuchs auf den Pflanzenbestand, Ertrag und Futterqualität der Grasarten *Alopecurus pratensis* L. und *Phalaris arundinacea* L. Universität Halle, Dissertation

SEIDEL, H., ONDRUSCHKA, J., KUSCHK, P., STOTTMEISTER, U. (1995): Einfluß des Schwefelgehaltes von Sedimenten auf die Mobilisierung von Schwermetallen durch bakterielle Laugung. Vom Wasser 84, 419-430

SEIDEL, H., ONDRUSCHKA, J., MORGENSTERN, P., STOTTMEISTER, U. (1998): Bioleaching of heavy metals from contaminated aquatic sediments using indigenous sulfur-oxidizing bacteria: a feasibility study. Wat. Sci. Technol. 37, 387-394

ST-CYR, L., CROWDER, A. A. (1987): Relation between Fe, Mn, Cu, and Zn in rood plaque and leaves of *Phragmites australis*. International conferenc heavy metals in environment, New Orleans Bd. 1, 466-468

STUDER, C., BRÄNDLE, R. (1984): Sauerstoffkonsum und Versorgung der Rhizome von *Acorus calamus* L., *Glyceria maxima* (HARTMANN) Holmberg, *Menyanthes trifoliata* L., *Phalaris arundinacea* L., *Phragmites communis* TRIN. und *Typha latifolioa* L.. Botanica Helvetica 94 (1), 23-31

TASi (1993): Dritte Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz - Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstige Entsorgung von Siedlungsabfällen. Köln: Bundesanzeiger

TIFFREAU, C., MARSEILLE, F., ISAURE, M. P., LORS, C., LABOUDIGUE, A., BRUNCHU, P., LECOMTE, P. (1999): Impact of contaminated dredged sediment deposits on clean soil: an interdisciplinary study of the mobility and bioavailability of the metallic pollution. *In:*. De Schutter, G (ed.): CATS 4 Characterisation and treatment of sediments. Antwerpen: Technologisch Instituut vzw, 243-252

THÖMING, J., LOTZE, O., CALMANO, W. (1996): Reinigung schwermetallkontaminierter Böden: Gegenstromextraktion mit Kreislaufführung organischer Säuren. *In:* R. STEGMANN (ed.) Neue Techniken in der Bodenreinigung. Bonn: Economia Verlag, 53-64

TOBLER, F. (1943): Stengelbau, Festigkeits- und Verwertungsunterschiede beim Schilfrohr (*Phragmites communis* TRIN.). Angew. Bot. 25, 165-177

TRESCKOW, M. R. M. (1991): Wirkungen von *Phalaris arundinacea* L. und *Glyceria fluitans* (L.) R. BROWN auf Abwasser und Sediment. Reihe Biologie, Wissenschafts-Verlag Dr. Wigbert Maraun

TROLLDENIER, G. (1996): Die Ökophysiologie der Wurzeln und der Rhizosphäre. Biologie in unserer Zeit 26, 56-65.

VEEN, W. W. VAN, CUPERUS, J. G., WOBBES, E., HOLLANDER, M. DEN, POLDERMAN, W. (1999): Design of a multi-purpose processing plant for dredge spoils. *In:* De Schutter, G. (ed.): CATS 4 Characterisation and treatment of sediments. Antwerpen: Technologisch Instituut vzw., 569-574

VENGHAUS, T., WERTHER, J. (1996): Die Flotation als ergänzender Verfahrensschritt bei der Wäsche schwermetallbelasteter Böden. *In:* STEGMANN, R. (ed.): Neue Techniken in der Bodenreinigung. Bonn: Economia Verlag, 39-52

VERMEULEN, J., DIJK, S. VAN, GROTENHUIS, T., JOZIASSE, J., RULKENS, W. (2000): Accelerated physical ripening of PHA and oil contaminated sediment to distinguish critical steps in remediation. *In:* Contaminated Soil 2000– Proceedings of the 7th International FZK/TNO Conference on Contaminated Soil am 18.-22. Sept. 2000 in Leipzig, (London: Thomas Telford Publishing) 1184-1185

VERKLEIJ, J. A. C., PRAST, J. E. (1989): Cadmium tolerance and co-tolerance in *Silene vulgaris* (MOENCH.) GARKE [=S. CUCUBALUS (L.) WIB.]. New Phytologist 111, 637-645

VOIGT, K. (2001): Kinetik der Schwefeloxidation beim Bioleaching von schwermetall-belasteten Gewässersedimenten im Mikrokosmos. Universität Leipzig, Fakultät für Chemie und Mineralogie, Diplomarbeit

VÖLSCH, A., NADER, W. F., GEISS, H. K., SONNTAG, H.-G., BIRR, C. (1990): Test zur Bestimmung der Aktivität von nitrifizierenden Bakterien im Belebtschlamm. Das Gas- und Wasserfach. Wasser u. Abwasser 131, 301-306

VOS, J., GROENWOLD, J. (1987): The relation between root growth along observation tubes and in bulk soil. *In:* Minirhizotron observation tubes: methods and applications for measuring rhizosphere dynamics. American Society of Agronomy, Special Publication no. 50, 39-49

WEISSENFELS, W. D., KLEWER, H. J., LANGHOFF, J. (1992): Adsorption of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) by soil particles: influence on biodegradability and biotoxicity. Appl. Microbiol. Biotechnol. 36, 689-696

WENDELBERGER, E. (1986): Pflanzen der Feuchtgebiete. München, Wien, Zürich: BLV Verlagsgesellschaft

WERSCHININ, P. W. (1958): Die physikalischen Grundlagen der Strukturbildung. *In:* Probleme der Krümelstabilitätsmessung und der Krümelbildung. Tagungsberichte Nr.13, Berlin: Deutsche Akademie der Landwirtschaftswissenschaften, 129-138

WIEßNER, A., KUSCHK, P., KÄSTNER, M., STOTTMEISTER, U. (2002): Abilities of helophyte species to release oxygen into rhizospheres with varying redox conditions in laboratory-scale hydroponic systems. Int. J. Phytoremediation 4 (1), 1-15

WINDEN, S. C. VAN, ERVEN, J. P. T., PRUIJN, M. F. (1999): High quality sand products from contaminated sediments. *In:* De Schutter, G. (ed.): CATS 4 Characterisation and treatment of sediments. Antwerpen: Technologisch Instituut vzw., 467-476

WÖMMEL, S., CALMANO, W., HEINING, K. (1993): Reinigung schwermetallbelasteter Böden - ein Verfahrenskonzept. *In:* ARENTS, F., ANNOKKÉE, G. J., BOSMAN, R., VAN DEN BRINK, W. J. (eds.): Contaminated soil '93. Dordrecht, London: Kluver Academic Publishers, 1315-1323

ZEHNSDORF, A., LÖSER, C., HOFFMANN, P., SEIDEL, H. (2001): Konditionierung Schwermetall belasteter Gewässersedimente durch Pflanzen. Wasser und Boden. 53 (11), 33-40

6 Anlagenverzeichnis

Anlage 1	**Daten zu Abschnitt 3.1** Sedimentkonditionierung in Suspension	**130**
Anlage 2	**Daten zu Abschnitt 3.3** Sedimentkonditionierung in Schüttung im Labormaßstab	**132**
Anlage 3	**Daten zu Abschnitt 3.4** Sedimentkonditionierung in Schüttung im Pilotmaßstab	**140**
Anlage 4	**Daten zu Abschnitt 3.5** Schwermetallaufnahme durch die Pflanzen	**142**
Anlage 5	**Daten zu Abschnitt 3.6** Test des konditionierten Sediments auf Laugbarkeit	**143**

Tab. A1-1: **Sedimentkonditionierung in Suspension**

(Charge Kleindalzig 1998, 200g TS in 2000 ml H_2O, mit 650 min^{-1} gerührt, bei 20°C, mit $\dot{V}_{N2}$ beziehungsweise $\dot{V}_{Luft}$ = 50 Nl/h)

Parameter	Zeit [h]																	
	0	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**24**	**36**	**48**	**60**	**72**
Redoxpotential [mV]	-407	-209	-153	-116	-89	-68	-53	-34	-31	-24	-19	-13	-10	41	76	120	135	142
pH-Wert	7,46	7,33	7,46	7,57	7,64	7,67	7,69	7,70	7,71	7,72	7,72	7,72	7,72	7,52	6,96	5,90	5,95	597
Leitfähigkeit [mS/cm]	0,72	0,52	0,44	0,43	0,43	0,43	0,44	0,45	0,45	0,46	0,47	0,48	0,49	0,68	1,19	1,98	2,11	2,15
mit Ionenchomatographie bestimmt																		
Chlorid [mg/l]	22,1	21,7	20,8	20,9	22,6	21,9	22,1	22,7	25,4	18,4	19,4	18,0	25,0	21,6	24,1	27,3	27,6	29,1
Phosphat [mg/l]	0	0	0	2	0	0,26	0	0	0	0	0	0	0	0	0,7	0,5	0,4	0
Nitrat [mg/l]	0	0	0	0	1,0	1,8	2,6	3,0	4,1	4,6	4,9	6,7	7,8	14,8	29,2	37,5	39,6	41,1
Nitrit [mg/l]	0	0	0	0	0,7	0,9	0,8	1,0	0,9	1,0	1,1	1,4	1,4	1,5	2,1	0	0	0
Natrium [mg/l]	23,1	20,6	19,2	18,7	19,6	19,4	20,5	20,1	21,7	19,7	19,9	19,7	25,4	20,5	24,4	27,4	27,0	26,4
Ammonium [mg/l]	47,0	40,0	38,3	36,7	38,9	38,7	38,9	39,2	39,5	39,7	40,3	41,0	49,2	40,9	53,6	57,1	56,8	56,3
anorg. C [mg/l]	78,3	52,0	38,2	32,3	27,7	-	24,7	24,1	23,1	19,5	-	17,4	16,3	9,3	0	0	0	0
mit Atomemissionsspektroskopie bestimmt																		
Aluminium [mg/l]	5,0	11,7	12,9	12,8	19,6	20,4	23,9	26,4	28,8	31,2	31,4	29,5	33,7	34,7	15,2	5,2	5,8	5,1
Calcium [mg/l]	53,4	27,0	24,0	22,5	26,9	28,6	32,8	33,5	36,3	38,8	39,0	38,9	42,9	62,8	130	287	318	326
Cadmium [mg/l]	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Chrom [mg/l]	< 0,6	< 0,6	< 0,6	< 0,6	< 0,6	< 0,6	< 0,6	< 0,6	< 0,6	< 0,6	< 0,6	< 0,6	< 0,6	< 0,6	< 0,6	< 0,6	< 0,6	< 0,6
Cobalt [mg/l]	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Kupfer [mg/l]	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	0,43	0,46	0,52	0,77	0,62	0,58	0,66	0,84	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4
Eisen [mg/l]	12,6	8,2	13,0	12,8	20,5	21,7	25,1	26,9	29,6	29,9	31,0	28,3	33,4	30,4	11,2	3,3	6,1	4,1
Kalium [mg/l]	9,7	8,8	8,6	8,5	8,5	8,0	8,7	8,7	9,2	11,3	9,6	9,6	9,0	11,3	14,7	17,4	16,8	19,0
Magnesium [mg/l]	15,6	7,54	6,04	5,38	5,89	5,86	6,79	6,84	7,39	8,25	7,60	7,79	8,30	13,0	23,9	49,0	49,3	55,1
Mangan [mg/l]	0,9	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	0,6	0,8	0,8	0,9	1,0	1,0	0,9	1,1	1,2	1,2	8,1	11,0	13,5
Nickel [mg/l]	< 0,8	< 0,8	< 0,8	< 0,8	< 0,8	< 0,8	< 0,8	< 0,8	< 0,8	< 0,8	< 0,8	< 0,8	< 0,8	< 0,8	< 0,8	< 0,8	< 0,8	< 0,8
Blei [mg/l]	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Zink [mg/l]	0,9	2,0	3,1	3,1	5,2	5,8	7,1	7,9	8,9	9,9	9,8	9,0	11,0	11,0	4,1	1,6	2,2	3,1
Schwefel [mg/l]	5,02	12,8	16,7	18,1	17,8	20,3	20,9	25,0	29,9	32,1	31,5	34,4	35,1	73,1	174	382	388	423
Sulfat [mg/l]	15,1	38,3	50,0	54,2	53,5	61,0	62,8	75,0	89,6	96,3	94,6	103	105	219	521	1145	1164	1268

Tab. A1-1: **Sedimentkonditionierung in Suspension**

(Charge Kleindalzig 1998, 200g TS in 2000 ml H_2O, mit 650 min^{-1} gerührt, bei 20°C, mit $\dot{V}_{N2}$ beziehungsweise $\dot{V}_{Luft}$ = 50 Nl/h)

Parameter	Zeit [h]																	
	96	**120**	**144**	**168**	**192**	**216**	**240**	**288**	**336**	**360**	**384**	**408**	**432**	**456**	**480**	**528**	**552**	**576**
Redoxpotential [mV]	153	164	178	182	187	190	193	201	207	211	215	219	221	224	225	223	221	222
pH-Wert	5,98	5,98	5,99	5,98	5,95	5,95	5,94	5,89	5,77	5,71	5,63	5,57	5,53	5,51	5,56	5,77	5,84	5,87
Leitfähigkeit [mS/cm]	2,24	2,30	2,39	2,46	2,49	2,53	2,55	2,60	2,62	2,63	2,76	2,79	2,85	2,87	2,89	2,89	2,89	2,89
mit Ionenchomatographie bestimmt																		
Chlorid [mg/l]	29,2	32,1	36,1	34,9	42,7	42,4	42,8	51,8	55,3	56,4	63,2	64,5	63,6	67,2	64,4	72,9	59,4	68,3
Phosphat [mg/l]	2,2	0,8	1,3	0	0,6	0,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nitrat [mg/l]	43,7	47,8	56,1	66,5	84,4	94,3	101	130	173	196	238	287	313	363	368	389	382	387
Nitrit [mg/l]	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Natrium [mg/l]	22,4	24,9	22,6	16,9	17,5	16,2	16,6	19,3	20,6	16,7	17,7	18,2	35,0	23,1	16,0	18,4	18,6	15,6
Ammonium [mg/l]	65,1	64,0	66,8	66,5	67,0	63,9	62,8	56,9	47,4	39,9	32,4	23,6	12,2	4,1	0,7	0,3	1,0	0,7
anorg. C [mg/l]	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
mit Atomemissionsspektroskopie bestimmt																		
Aluminium [mg/l]	1,9	3,3	3,2	3,3	2,6	8,5	3,3	8,9	1,7	2,8	7,4	8,6	7,8	8,3	8,2	7,3	7,0	6,6
Calcium [mg/l]	314	336	331	358	355	390	371	409	452	490	499	511	532	478	488	476	460	461
Cadmium [mg/l]	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Chrom [mg/l]	< 0,6	< 0,6	< 0,6	< 0,6	< 0,6	< 0,6	< 0,6	< 0,6	< 0,6	< 0,6	< 0,6	< 0,6	< 0,6	< 0,6	< 0,6	< 0,6	< 0,6	< 0,6
Cobalt [mg/l]	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	0,54	0,6	0,7	0,7	0,7	0,8	0,8	0,9	0,9	0,8	0,7	0,8
Kupfer [mg/l]	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4
Eisen [mg/l]	1,5	2,0	1,8	2,0	3,2	1,7	2,7	1,3	1,4	1,3	1,3	1,2	1,1	0,9	1,0	1,5	0,7	0,9
Kalium [mg/l]	19,4	19,3	21,1	26,8	24,2	26,5	28,2	35,2	35,7	36,7	38,0	39,3	37,9	37,9	34,0	37,1	39,1	41,2
Magnesium [mg/l]	52,4	55,2	56,5	61,4	63,8	66,2	66,6	67,8	73,1	74,8	77,5	82,3	86,0	89,8	99,22	95,5	96,9	98,2
Mangan [mg/l]	14,4	16,3	17,4	19,3	21,5	23,1	23,1	23,5	26,6	27,6	28,6	30,5	31,6	31,8	32,0	30,6	30,3	29,6
Nickel [mg/l]	< 0,8	< 0,8	< 0,8	< 0,8	1,0	1,1	1,1	1,0	1,3	1,4	1,5	1,6	1,7	1,7	1,8	1,7	1,4	1,5
Blei [mg/l]	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Zink [mg/l]	3,5	5,6	7,0	9,5	13,0	16,2	19,0	23,3	31,5	34,6	38,0	42,2	45,1	46,3	45,8	39,0	37,2	35,8
Schwefel [mg/l]	401	409	419	445	454	471	488	475	490	480	469	490	490	481	481	473	480	480
Sulfat [mg/l]	1204	1227	1257	1334	1362	1413	1465	1426	1469	1441	1408	1471	1471	1442	1442	1418	1440	1439

Tab. A2-1: **Sedimentkonditionierung in Schüttung im Labormaßstab**
(Charge Leipzig 2000, Sediment ohne Bewuchs)

Parameter	**Zeit [d]**										
	0	**7**	**14**	**21**	**28**	**35**	**42**	**49**	**56**	**63**	**70**
Sickerwasser [l]	0	8,62	2,85	0	0	0	1,86	0	0	0	0
Schütthöhe [m]	0,35	0,30	0,28	0,27	0,27	0,26	0,26	0,27	0,26	0,26	0,26
Pflanzenhöhe [m]	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bedeckungs-grad [%]	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Feuchte [%]	45,8	44,6	41,4	39,4	38,6	32,2	33,1	35,0	35,2	29,9	32,3
im Sediment nach S5											
Redox [mV]	-144	-174	-142	-54	-56	54	131	140	138	232	157
pH	7,41	7,50	7,15	6,94	6,94	6,89	6,72	6,78	6,63	6,84	6,54
LF [mS/cm]	0,19	0,22	0,47	0,85	0,99	1,39	1,38	1,22	1,35	1,66	1,57
im Sediment nach S4 (1h) des Sediments unter Stickstoff [mg/kg $TS_{Sediment}$]											
Zink	<0,8	<0,8	<0,8	<0,8	0,83	1,08	1,30	1,24	3,69	2,36	3,46
Sulfat	738	775	1494	2787	7422	10530	7773	7966	10770	9849	9726
Ammonium	128	129	98	38	9,0	30	15	16	19	7,0	11
im Sickerwasser											
pH	-	8,03	7,39	-	-	-	7,38	-	-	-	-
LF [mS/cm]	-	1,31	1,57	-	-	-	2,96	-	-	-	-
im Sickerwasser [mg/l]											
Zink	-	<0,04	<0,04	-	-	-	0,24	-	-	-	-
Nitrat	-	17,2	5,0	-	-	-	28,4	-	-	-	-
Nitrit	-	0	2,8	-	-	-	0	-	-	-	-
Ammonium	-	21,9	2,7	-	-	-	25,3	-	-	-	-

Tab. A2-1: **Sedimentkonditionierung in Schüttung im Labormaßstab**
(Charge Leipzig 2000, Sediment ohne Bewuchs); Fortsetzung

Parameter	Zeit [d]									
	77	**84**	**91**	**98**	**105**	**112**	**119**	**126**	**133**	**140**
Sickerwasser [l]	0	2,37	1,83	3,76	1,09	0	0	0	0,98	0
Schütthöhe [m]	0,26	0,25	0,26	0,26	0,26	0,26	0,26	0,26	0,26	0,26
Pflanzenhöhe [m]	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bedeckungs-grad [%]	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Feuchte [%]	25,2	33,9	35,7	35,3	36,5	34,4	34,8	31,9	37,6	34,7
im Sediment nach S5										
Redox [mV]	242	214	174	213	197	245	254	210	251	295
pH	6,51	6,59	6,97	6,88	6,79	6,71	6,60	6,66	6,99	6,66
LF [mS/cm]	1,61	1,35	1,87	1,64	1,42	1,49	1,51	1,22	1,25	1,16
im Sediment nach S4 (1h) des Sediments unter Stickstoff [mg/kg $TS_{Sediment}$]										
Zink	4,01	4,04	3,80	3,35	4,44	5,49	3,84	4,30	6,29	4,45
Sulfat	11730	12220	11380	11060	11440	10900	13340	12600	12640	15100
Ammonium	6,0	2,0	09	21	15	5,0	76	128	6,0	5,0
im Sickerwasser										
pH	-	7,43	7,38	6,91	7,82	-	-	-	7,24	-
LF [mS/cm]	-	2,77	2,79	2,94	3,01	-	-	-	2,59	-
im Sickerwasser [mg/l]										
Zink	-	0,18	0,26	0,17	0,13	-	-	-	0,12	-
Nitrat	-	11,1	19,5	11,7	6,9	-	-	-	13,8	-
Nitrit	-	0	0	0	0	-	-	-	0	-
Ammonium	-	0	0,4	0,2	0	-	-	-	1,4	-

Tab. A2-2: **Sedimentkonditionierung in Schüttung im Labormaßstab**
(Charge Leipzig 2000, Sediment mit *Phalaris arundinacea*)

Parameter	**Zeit [d]**										
	0	**7**	**14**	**21**	**28**	**35**	**42**	**49**	**56**	**63**	**70**
Sickerwasser [l]	0	6,70	1,40	0,99	0	0	0	0	0	0	0
Schütthöhe [m]	0,35	0,30	0,29	0,29	0,28	0,28	0,28	0,29	0,28	0,28	0,28
Pflanzenhöhe [m]	0,30	0,37	0,42	0,43	0,43	0,50	0,49	0,50	0,52	0,54	0,54
Bedeckungs-grad [%]	3	5	5	5	10	12	15	15	15	20	25
Feuchte [%]	45,8	42,5	38,3	32,1	26,8	26,8	29,1	24,0	20,1	18,6	20,0
im Sediment nach S5											
Redox [mV]	-144	-167	-124	-52	85	98	170	165	176	225	227
pH	7,41	7,51	7,24	7,14	7,05	7,11	7,02	6,96	6,63	7,02	6,89
LF [mS/cm]	0,19	0,26	0,79	1,24	1,74	1,73	1,46	1,25	1,54	1,68	1,64
im Sediment nach S4 (1h) des Sediments unter Stickstoff [mg/kg $TS_{Sediment}$]											
Zink	<0,8	<0,8	<0,8	<0,8	0,258	1,62	2,98	2,78	3,42	2,72	2,75
Sulfat	738	2676	5273	6096	13380	14620	12020	10760	13050	12200	11510
Ammonium	128	122	37	6,0	0	18	10	26	21	15	13
im Sickerwasser											
pH	-	7,84	7,43	7,36	-	-	-	-	-	-	-
LF [mS/cm]	-	1,40	1,75	0,19	-	-	-	-	-	-	-
im Sickerwasser [mg/l]											
Zink	-	<0,04	<0,04	<0,04	-	-	-	-	-	-	-
Nitrat	-	26,4	36,1	39,8	-	-	-	-	-	-	-
Nitrit	-	0	5,6	3,4	-	-	-	-	-	-	-
Ammonium	-	16,4	4,0	0	-	-	-	-	-	-	-

Tab. A2-2: **Sedimentkonditionierung in Schüttung im Labormaßstab**
(Charge Leipzig 2000, Sediment mit *Phalaris arundinacea*); Fortsetzung

Parameter	**Zeit [d]**									
	77	**84**	**91**	**98**	**105**	**112**	**119**	**126**	**133**	**140**
Sickerwasser [l]	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Schütthöhe [m]	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28	0,27	0,28	0,28	0,28	0,28
Pflanzenhöhe [m]	0,54	0,54	0,53	0,53	0,54	0,56	0,56	0,54	0,58	0,56
Bedeckungs-grad [%]	25	20	25	25	30	40	50	40	50	50
Feuchte [%]	10,3	29,8	29,7	33,7	28,8	28,4	24,5	23,8	31,2	24,6
im Sediment nach S5										
Redox [mV]	214	244	180	195	213	237	273	253	282	286
pH	6,76	6,85	7,08	6,99	7,08	7,06	6,89	6,86	7,12	6,95
LF [mS/cm]	1,71	1,49	1,79	1,65	1,58	1,28	1,49	1,24	1,10	1,23
im Sediment nach S4 (1h) des Sediments unter Stickstoff [mg/kg $TS_{Sediment}$]										
Zink	3,04	3,28	2,21	3,00	1,76	2,32	2,24	1,89	2,28	2,90
Sulfat	13040	13250	13430	13000	13050	12340	14580	12240	15160	15760
Ammonium	4,0	50	17	12	8,0	6,0	122	5,0	5,0	4,0
im Sickerwasser										
pH	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LF [mS/cm]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
im Sickerwasser [mg/l]										
Zink	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitrat	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitrit	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ammonium	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tab. A2-3: Sedimentkonditionierung in Schüttung im Labormaßstab (Charge Leipzig 2000), Redoxpotential [mV] direkt im Sediment ohne Bewuchs, in 10 cm Tiefe (bewölkt, 18 °C Lufttemperatur und 490 W/m² Globalstrahlung)

Raster [cm]	5	10	15	20	25	30	35
5	-323	-390	-363	-462	-381	-381	-365
10	-362	-375	-382	-406	-255	-415	-409
15	-375	-372	-404	-412	-323	-371	-382
20	-317	-352	-413	-355	-376	-420	-441
25	-379	-391	-415	-377	-397	-384	-471
30	-421	-385	-396	-395	-315	-341	-409
35	-412	-352	-327	-378	-310	-366	-377
40	-395	-430	-427	-350	-365	-366	-400
45	-413	-462	-395	-382	-412	-395	-403
50	-396	-372	-393	-316	-381	-380	-322

Tab. A2-4: Sedimentkonditionierung in Schüttung im Labormaßstab (Charge Leipzig 2000), Redoxpotential [mV] direkt im Sediment mit *P. arundinacea*, in 10 cm Tiefe (bewölkt, 18 °C Lufttemperatur und 490 W/m² Globalstrahlung)

Raster [cm]	5	10	15	20	25	30	35
5	-311	-343	-326	-316	-358	-360	-347
10	-350	-325	-358	-274	-356	-302	-318
15	-335	-390	-199	-278	-382	-355	-377
20	-344	-270	-87	-3	-327	-285	-355
25	-342	-275	-281	-256	-339	-369	-337
30	-336	-333	-327	-248	-355	-364	-305
35	-328	-238	-234	-36	-291	-372	-339
40	-345	-331	-246	-153	-389	-354	-361
45	-311	-258	-357	-340	-306	-334	-261
50	-306	-349	-345	-331	-331	-311	-342

Tab. A2-5: Sedimentkonditionierung in Schüttung im Labormaßstab (Charge Leipzig 2000), Redoxpotential [mV] direkt im Sediment ohne Bewuchs, in 10 cm Tiefe (wolkenlos, 28 °C Lufttemperatur und 820 W/m² Globalstrahlung)

Raster [cm]	5	10	15	20	25	30	35
5	-205	-194	-216	-229	-308	-284	-283
10	-158	-129	-146	-279	-349	-334	-278
15	-206	-106	-324	-285	-329	-358	-332
20	-299	-281	-371	-262	-330	-298	-359
25	-152	-200	-408	-213	-271	-348	-293
30	-203	-235	-310	-211	-331	-298	-357
35	-217	-237	-263	-207	-320	-276	-351
40	-249	-154	-227	-201	-328	-298	-334
45	-279	-134	-249	-231	-356	-167	-270
50	-121	-223	-255	-154	-232	-323	-231

Tab. A2-6: **Sedimentkonditionierung in Schüttung im Labormaßstab** (Charge Leipzig 2000), Redoxpotential [mV] direkt im Sediment mit *P. arundinacea*, in 10 cm Tiefe (wolkenlos, 28 °C Lufttemperatur und 820 W/m² Globalstrahlung)

Raster [cm]	5	10	15	20	25	30	35
5	-208	-225	-245	-201	-185	-121	-198
10	-222	-311	-202	-228	-152	-139	-193
15	-228	-204	-108	24	6	-225	-215
20	-192	-189	15	-233	-196	-298	-233
25	-270	-148	-97	-284	-337	-340	-253
30	-198	-246	-278	-240	-227	-293	-261
35	-216	-126	-281	-51	-206	-205	-221
40	-197	-105	134	-31	-80	-265	-206
45	-184	-224	-8	-79	-191	-186	-196
50	-196	-235	-210	-231	-266	-243	-261

Tab. A2-7: **Sedimentkonditionierung in Schüttung im Labormaßstab** (Charge Leipzig 2000), Aggregatstabilität mittels Naßsiebung, ohne Bewuchs, Gemisch: 54,7 M.-% 5-10 mm, 45,3 M.-% 2 - 5 mm ([1] Δ GMD: Differenz des gewogenen mittleren Aggregatdurchmessers, Berechnung nach HARTGE *et* HORN (1989))

Wiederholungen		Fraktion [mm]					Δ GMD[1]
		≥ 5	2 - 5	1 - 2	0,25 - 1	≤ 0,25	[mm]
1	M.-%	30,1	23,7	1,4	1,6	43,2	**2,52**
2	M.-%	30,2	26,7	1,0	1,7	40,4	**2,41**
3	M.-%	29,9	28,4	1,5	1,7	38,5	**2,37**
4	M.-%	31,8	26,8	1,3	1,7	38,4	**2,29**
5	M.-%	27,6	32,5	1,1	1,5	37,3	**2,41**
6	M.-%	30,8	25,7	1,3	1,6	40,6	**2,40**
Mittel	M.-%	30,1	27,3	1,3	1,6	39,7	**2,40**

Tab. A2-8: **Sedimentkonditionierung in Schüttung im Labormaßstab** (Charge Leipzig 2000), Aggregatstabilität mittels Naßsiebung, *Phalaris arundinacea*, 49,6 M.-% 5-10 mm, 50,4 M.-% 2 - 5 mm ([1] Δ GMD: Differenz des gewogenen mittleren Aggregatdurchmessers, Berechnung nach HARTGE *et* HORN (1989))

Wiederholungen		Fraktion [mm]					Δ GMD[1]
		≥ 5	2 - 5	1 - 2	0,25 - 1	≤ 0,25	[mm]
1	M.-%	33,7	20,7	1,1	2,0	42,5	**2,15**
2	M.-%	35,2	22,9	1,2	1,9	38,8	**1,96**
3	M.-%	30,8	29,2	1,0	1,4	37,6	**2,08**
4	M.-%	33,6	28,3	1,2	2,3	34,6	**1,90**
5	M.-%	32,6	31,2	1,8	3,4	31,0	**1,86**
6	M.-%	37,5	27,6	1,3	1,9	31,7	**1,63**
Mittel	M.-%	33,9	26,6	1,3	2,1	36,0	**1,93**

Tab. A2-9: **Sedimentkonditionierung in Schüttung im Labormaßstab** (Charge Leipzig 2000), Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung nach DIN 19683 Teil 1 und 2, aber ohne Dispergierung mit Natriumpyrophosphat, keine Humus- und Karbonatzerstörung

Wiederholung	Fraktionen						
	Grobsand ≤ 2-0,63	**Mittelsand 0,63-0,2**	**Feinsand 0,2-0,063**	**Grobschluff 0,063-0,02**	**Mittelschluff 0,02-0,0063**	**Feinschluff 0,0063-0,002**	**Ton < 0,002**
frisch gebaggertes Sediment							
1	18,7	19,3	18,0	23,5	14,4	3,1	3,0
2	16,3	22,3	20,6	22,3	12,3	3,1	3,1
3	17,6	21,6	18,8	22,4	15,5	1,0	3,1
MW	**17,5**	**21,1**	**19,1**	**22,7**	**14,1**	**2,4**	**3,1**
ohne Bewuchs							
1	14,2	22,8	20,5	21,0	8,8	9,3	3,3
2	14,9	23,9	17,8	20,8	12,6	5,0	5,0
3	16,1	28,3	18,8	16,5	10,1	5,1	5,0
MW	**15,1**	**25,0**	**19,0**	**19,4**	**10,5**	**6,5**	**4,4**
Phalaris arundinacea							
1	18,2	23,5	18,8	23,9	6,9	4,8	3,9
2	21,3	31,3	17,9	16,2	5,6	4,2	3,5
3	20,7	29,6	16,8	20,0	6,1	3,6	3,2
MW	**20,1**	**28,1**	**17,9**	**20,0**	**6,2**	**4,2**	**3,5**

Tab. A2-10: Sedimentkonditionierung in Schüttung im Labormaßstab
(Charge Leipzig 2000) Korngrößenverteilung mit Laserbeugungsspektrometer gemessen < 350 µm

Partikelgröße [µm]	Volumenanteil [%]		
	frisches Sediment	ohne Bewuchs	*Phalaris arundinacea*
1,8	2,53	1,61	1,39
2,2	3,54	2,1	1,86
2,6	4,66	2,58	2,35
3	5,86	3,07	2,85
3,6	7,78	3,81	3,62
4,4	10,48	4,8	4,66
5,2	13,25	5,8	5,71
6,2	16,72	7,07	7,02
7,4	20,77	8,61	8,56
8,6	24,59	10,16	10,06
10	28,66	11,96	11,72
12	33,72	14,47	13,95
15	39,83	18,01	16,97
18	44,59	21,25	19,67
21	48,44	24,23	22,12
25	52,67	27,88	25,1
30	57,01	32,01	28,46
36	61,23	36,42	32,05
42	64,64	40,31	35,24
50	68,3	44,85	38,98
60	71,97	49,77	43,03
72	75,52	54,88	47,26
86	78,94	60,1	51,59
102	82,11	65,29	55,93
122	85,27	70,9	60,64
146	88,42	76,68	65,79
174	91,58	82,32	71,54
206	94,57	87,47	77,86
246	97,25	92,37	85,06
294	99,05	96,51	92,48
350	100	100	100

Tab. A3-1: Sedimentkonditionierung in Schüttung im Pilotmaßstab
(Charge Kleindalzig 1998), pH-Wert des Sediments in Abhängigkeit von der Beprobungstiefe

Zeit [d]	Tiefe [m]	ohne Bewuchs	spontaner Bewuchs	*Phragmites australis*	*Phalaris arundinacea*
0	0-1,5	7,20	7,20	7,20	7,20
56	0	7,03	6,76	6,95	7,04
	0,5	7,14	7,08	7,13	7,17
	1,0	7,21	7,20	7,06	7,13
84	0	7,01	6,73	6,62	6,66
	0,5	7,03	7,13	7,00	7,00
	1,0	7,07	7,13	6,89	6,97
112	0	6,79	6,11	6,09	6,04
	0,5	6,88	7,04	6,83	6,07
	1,0	6,88	6,95	6,40	6,52
140	0	6,66	6,12	6,01	6,13
	0,5	6,79	6,46	6,67	6,03
	1,0	6,58	6,41	6,46	6,36
168	0	6,55	6,11	6,14	6,21
	0,5	6,75	5,97	6,06	6,12
	1,0	6,59	6,09	6,38	6,24

Tab. A3-2: Sedimentkonditionierung in Schüttung im Pilotmaßstab
(Charge Kleindalzig 1998), Leitfähigkeit des Sediment-Eluats in Abhängigkeit von der Beprobungstiefe [mS/cm]

Zeit [d]	Tiefe [m]	ohne Bewuchs	spontaner Bewuchs	*Phragmites australis*	*Phalaris arundinacea*
0	0-1,0	0,297	0,330	0,330	0,330
56	0	0,355	0,719	0,473	0,312
	0,5	0,360	0,436	0,414	0,378
	1,0	0,340	0,390	0,375	0,401
84	0	0,426	0,619	0,849	0,731
	0,5	0,418	0,487	0,449	0,517
	1,0	0,564	0,421	0,594	0,514
112	0	1,135	1,400	1,357	1,560
	0,5	0,783	0,608	0,728	1,379
	1,0	0,820	0,669	0,977	0,953
140	0	1,451	1,370	1,516	1,579
	0,5	1,135	0,989	0,922	1,345
	1,0	1,173	1,123	0,996	1,205
168	0	1,477	1,853	1,620	1,466
	0,5	1,493	1,490	1,219	1,321
	1,0	1,143	1,357	1,080	1,348

Tab. A3-3: Sedimentkonditionierung in Schüttung im Pilotmaßstab
(Charge Kleindalzig 1998), Redoxpotential [mV] im Sediment (0,1 m tief) in Abhängigkeit von der Globalstrahlung und der Bepflanzung

ohne Bewuchs			***Phragmites australis***			***Phalaris arundinacea***		
216 W/m²	761 W/m²	Δ	216 W/m²	761 W/m²	Δ	216 W/m²	761 W/m²	Δ
-317	-360	-43	-236	-161	75	13	9	-4
-327	-270	57	-145	-141	4	-114	50	164
-280	-399	-119	-352	94	446	-167	166	333
-355	-276	79	-143	168	311	-280	170	450
-342	-288	54	-74	-165	-91	-268	-3	265
-257	-130	127	-191	-122	69	-386	-243	143
-278	-329	-51	-221	-222	-1	-106	72	178
-264	-295	-31	-286	-187	99	-121	-15	106
-330	-332	-2	-305	-232	73	-230	-66	164
-318	-267	51	-177	3	180	-268	67	335
-332	-354	-22	-43	-269	-226	-245	-228	17
-314	-189	125	-186	-178	8	-335	-202	133
-230	-357	-127	-297	-192	105	-290	-22	268
-392	-332	60	-342	-222	120	-234	-196	38
-350	-356	-6	-302	-141	161	-260	-229	31
-283	-310	-27	-243	-51	192	-250	8	258
-275	-300	-25	-159	-104	55	-218	-320	-102
-341	-295	46	-296	-250	46	-347	-317	30
-398	-341	57	-304	-241	63	-282	-254	28
-248	-296	-48	-348	-212	136	-327	-208	119
-302	-349	-47	-316	-153	163	-328	79	407
-233	-351	-118	-288	-157	131	-284	-135	149
-327	-260	67	-265	10	275	-275	-236	39
-355	-282	73	-151	-89	62	-318	-276	42
-393	-265	128	-340	99	439	-202	-278	-76
-284	-296	-12	-243	-245	-2	-309	-239	70
-205	-339	-134	-296	-154	142	-322	87	409
-333	-358	-25	-246	-2	244	-102	-82	20
-344	-342	2	-258	75	333	-153	-266	-113
-380	-307	73	-152	130	282	-300	-231	69
-266	-262	4	-284	84	368	-225	-307	-82
-285	-332	-47	-208	-185	23	-353	-210	143
-235	-319	-84	-301	-208	93	-287	176	463
-305	-364	-59	-341	-183	158	-138	3	141
-308	-348	-40	-327	58	385	-192	-148	44
-358	-352	6	-239	154	393	-105	-275	-170
*-310**	*-311**	*-1**	*-247**	*-100**	*147**	*-239**	*-114**	*125**

* Mittelwert der jeweiligen Spalte

Tab. A4-1: Schwermetallaufnahme durch *Phalaris arundinacea* auf kontaminiertem Sediment (Charge Leipzig 2000 in mg/kg TS oberirdische Pflanzenbiomasse)

	Zeit [d]					
Element	**0**	**28**	**56**	**84**	**112**	**140**
Blei Pb	0,17	0,18	0,13	0,48	0,41	0,69
Kupfer Cu	2,47	8,1	8,6	11,7	6,5	7,5
Cadmium Cd	<0,03	<0,03	0,25	0,12	0,07	0,43
Chrom Cr	0,63	0,64	0,32	9,9	1,17	1,05
Mangan Mn	72,7	112	147	448	620	780
Cobalt Co	0,057	0,22	0,54	0,69	0,74	0,66
Nickel Ni	0,33	6,0	6,9	7,5	7,2	6,0
Arsen As	0,10	0,25	0,41	0,30	0,17	0,19
Uran U	0,004	0,005	0,01	0,024	0,027	0,028
Zink Zn	19,5	90	92,5	123	429	235

Tab. A4-2: Schwermetallaufnahme durch *Phalaris arundinacea* auf unbelastetem Sediment (Charge Queis 2000 in mg/kg TS oberirdische Pflanzenbiomasse)

	Zeit [d]					
Element	**0**	**28**	**56**	**84**	**112**	**140**
Blei Pb	0,17	0,072	0,084	0,43	0,34	0,66
Kupfer Cu	2,47	6,1	7,9	7,6	8,4	6,8
Cadmium Cd	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
Chrom Cr	0,63	0,23	0,13	6,5	1,2	0,79
Mangan Mn	72,7	29	67	28	25	48
Cobalt Co	0,057	0,21	0,25	<0,04	0,1	0,16
Nickel Ni	0,33	1,5	3,1	1,5	1,5	1,6
Arsen As	0,10	0,06	0,15	0,23	0,04	0,05
Uran U	0,004	0,003	0,003	0,005	0,02	0,015
Zink Zn	19,5	47	72,5	57	46	41

Tab. A5-1: Test des konditionierten Sediments auf Laugbarkeit, Anteil solubilisierter Schwermetalle (Zn, Ni, Cu, Cd, Cr, Pb) bei der Laugung langzeitgelagerter und mit *Phalaris arundinacea* konditionierter Sedimente

Zeit [d]	langzeitgelagertes Sediment	mit *Phalaris arundinacea* konditioniertes Sediment
0	4,32	0
7	30,56	10,91
14	36,88	41,96
21	57,39	58,15
28	54,91	48,68
35	57,39	56,00
42	58,15	58,26

Lebenslauf

Name:	Andreas Zehnsdorf
Geburtstag:	31.01.1965
Geburtsort:	Wolfen

Schulbildung:

1971 – 1981	allgemeinbildende polytechnische Oberschule (POS)
1986 – 1989	Abitur am Abendgymnasium Bitterfeld (Volkshochschule)

Berufsausbildung:

1981 – 1984	Ausbildung zum Facharbeiter für Betriebs-, Meß-, Steuerungs- und Regelungstechnik (BMSR-Technik) im Fotochemischen Kombinat Wolfen

Wehrdienst:

1984 – 1986	Grundwehrdienst

Studium:

1989 – 1993	Studium im Studiengang Verfahrenstechnik, Vertiefungsrichtung Umwelttechnik, an der Technischen Hochschule Köthen
1993 – 1994	Studium an der Otto-von-Guericke-Universität Magdeburg, Außenstelle Köthen, im gleichen Studiengang Abschluß: Dipl.-Ing.

Berufstätigkeit:

1986 -1989	BMSR – Mechaniker im Fotochemischen Kombinat Wolfen Arbeitsaufgabe: Instandhaltung der Automatisierungseinrichtungen an einer Filmbegießanlage im Bereich der Forschung
1994 - 2001	Projektingenieur in der Sektion Sanierungsforschung der Umwelt-forschungszentrum Leipzig - Halle GmbH (UFZ) Arbeitsaufgabe: Verfahrensentwicklung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Sanierung von Böden und Sedimenten
ab 2001	Leiter des Biotechnikums am Umweltbiotechnologischen Zentrum der UFZ Arbeitsaufgabe: Entwicklung, Bereitstellung und Betrieb biotechnologischer Ausrüstungen und Anlagen Projektleiter für Gentechnische Arbeiten im Bereich Fermentation und Aufarbeitung