

Wiederverwendung belasteten Bodens

Vertiefungsblock Bodenschutz SS06

Report

Author(s):

Blum, Sabina; Büsser, Sybille; Gärtner, Dominique; Kurak, Peter

Publication date:

2006

Permanent link:

<https://doi.org/10.3929/ethz-a-005268127>

Rights / license:

[In Copyright - Non-Commercial Use Permitted](#)

Wiederverwendung belasteten Bodens

Charakterisierung des Strassenrandbodens in der
Lysimeteranlage in Horw LU



Vertiefungsblock Bodenschutz SSo6

Sabina Blum
Sybille Büsser
Dominique Gärtner
Peter Kurak

Betreuung:
Rainer Schulin, Professur für Bodenschutz, ETH Zürich
Bernhard Buchter, Institut für terrestrische Ökologie, ETH Zürich
Brett Robinson, Institut für terrestrische Ökologie, ETH Zürich

Inhaltsverzeichnis

1. ZUSAMMENFASSUNG.....	1
2. EINFÜHRUNG UND ZIELFORMULIERUNG	2
2.1 Einleitung.....	2
2.2 Zielsetzung.....	2
2.3 Funktionsweise einer Lysimeteranlage.....	3
2.4 Die Lysimeteranlage in Horw LU.....	4
3. RECHTLICHE RAHMENBEDINGUNGEN	6
3.1 Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo)	6
3.2 Wegleitung Bodenaushub	6
3.3 Weitere Rechtsgrundlagen	8
4. ANGEWANDTE METHODEN	9
4.1 Probenahme.....	9
4.2 Physikalische Parameter	9
4.2.1 Lagerungsdichte	9
4.2.2 Korngrößenverteilung.....	9
4.2.3 Desorption	10
4.3 Chemische Parameter	10
4.3.1 Karbonatgehalt.....	10
4.3.2 pH-Wert	11
4.3.3 Organische Substanz.....	11
4.3.4 Schwermetalle	12
5. RESULTATE	14
5.1 Kalkgehalt und pH-Wert.....	14
5.2 Porengrösse, Wassergehalt und Lagerungsdichte	14
5.3 Korngrößenverteilung.....	15
5.4 Organische Substanz	15
5.5 Schwermetalle.....	16
6. DISKUSSION DER RESULTATE.....	18
6.1 Kalkgehalt und pH-Wert	18
6.2 Porengrösse, Wassergehalt und Lagerungsdichte	19
6.3 Korngrößenverteilung	19

6.4 Organische Substanz	19
6.5 Schwermetalle	20
7. MODELLIERUNG DER SCHWERMETALLMOBILITÄT	22
7.1 Einführung.....	22
7.2 Karbonatauflösung.....	23
7.2.1 Acidität	23
7.2.2 CO ₂ -Partialdruck.....	24
7.2.3 Szenarien	25
7.3 Modell.....	26
7.3.1 Karbonatauswaschung.....	26
7.3.2 Zinkauswaschung	26
7.3.3 Programmcode.....	27
7.4 Resultate und Diskussion.....	28
7.4.1 Karbonat	28
7.4.2 Zink	29
7.4.3 Sensitivität	31
8. SCHLUSSFOLGERUNG	32
9. REFERENZEN.....	33
ANNEX A	
A.1 Weitere Rechtsgrundlagen.....	A-1
ANNEX B	
B.1 pH-Wert	B-1
B.2 Kalziumkarbonat	B-1
B.3 Porengrösse und Wasserhaushalt	B-3
B.4 Lagerungsdichte	B-3
B.5 Korngrößenverteilung	B-4
B.6 Organische Substanz	B-5
B.7 Schwermetalle.....	B-6
ANNEX C	
C.1 Übung Bodenversauerung.....	C-1
C.2 MATLAB-Code.....	C-10

Abbildungsverzeichnis

1	Schema einer Lysimeteranlage.....	3
2	Standort der Lysimeteranlage	4
3	Foto der Lysimeteranlage	5
4	Aufteilung des Bodens in Ober-, Unterboden und Untergrund.....	7
5	Die drei Schadenskategorien des Bodenaushubs	7
6	Probenahmeschema	9
7	Schema eines Calcimeters.....	10
8	Extrahierte Schwermetallanteile bei verschiedenen Methoden	12
9	Korngrößenverteilung des untersuchten Bodens.....	15
10	Mittlere Gehalte an Blei und Zink in den Proben.....	16
11	Adsorptionsverhalten einiger Metallionen an Goethit.....	18
12	Korrelation zwischen den Totalgehalten an Blei und Zink.....	21
13	Adsorptionsverhalten einiger Metallionen an Goethit.....	22
14	Phacelia.....	24
15	Schema der Modellannahmen für den CO ₂ -Partialdruck.....	25
16	Schema des Mehrboxmodells.....	26
17	Konzepte zur Zinkauswaschung	27
18 - 20	Karbonatgehalt im Boden nach 36, 336 und 665 Jahren	28f
21	Zinkauswaschung über präferentielle Fließwege	30
22	Sensitivität des Modells.....	31

Tabellenverzeichnis

1	Kalkgehalt und die dazugehörige Klassifizierung des Bodens	14
2	Wassergehalt und Porengrößenverteilung	14
3	Organisches C und organisch Substanz	15
4	Relative Anteile von Blei und Zink	16
5	Grenzwerte nach VBBo für die analysierten Schwermetalle	20
6	Modellierte CO ₂ -Profile und variable Parameter	25
7	Anzahl Jahre bis zur vollständigen Entkarbonatisierung	28
8	Auswaschungsraten [mg/a*m ²] nach 30, 100 und 300 Jahren	30
9	Zn-Konzentrationen [mg/L] nach 30, 100 und 300 Jahren	30

Danksagung

Für die hilfreiche Unterstützung und die gute Zusammenarbeit während unserem Vertiefungsblock möchten wir uns an dieser Stelle ganz herzlich bedanken bei

Bernhard Buchter (Betreuung),
Brett Robinson (Betreuung),
Rainer Schulin (Betreuung),
Anna Grünwald und Werner Attinger (Labor),
Gerhard Furrer (Modellierung)

1. Zusammenfassung

Mit dem Bau der Lysimeteranlage in Horw (Luzern) soll das Auswaschungsverhalten von Schadstoffen wie Schwermetallen aus Böden studiert werden können. Der dazu verwendete Boden stammt vom Mittelstreifen der Autobahn A2 und ist vor allem durch die Schwermetalle Blei und Zink belastet.

Diese Arbeit dient dazu, den chemischen und physikalischen Ausgangszustand des eingefüllten Bodens zu beschreiben. Der ermittelte Ausgangszustand soll eine Grundlage für weitergehende Untersuchungen bieten und ermöglichen, Veränderungen im Boden zu beschreiben.

Der vorliegende Boden entspricht einem sandigen Lehm mit einer Lagerungsdichte von 1.19 kg/L. Der Gehalt an organischer Substanz beträgt 3.5 % und der Kalkgehalt 15 % bei einem pH von 7.2.

Die chemischen Untersuchungen ergaben einen Gehalt an Blei und Zink, der den gesetzlichen Prüfwert, nicht aber den Sanierungswert überschreitet. Gemäss der Wegleitung Bodenaushub (BUWAL) ist bei Überschreitung des Prüfwerts der ausgehobene Boden als stark belasteter Bodenaushub zu betrachten. Dementsprechend darf er nicht wieder verwendet werden und muss fachgerecht entsorgt werden. Dabei wird der Boden oft in Deponien abgelagert, was wertvolles Deponievolumen in Anspruch nimmt.

Da die Mobilität von bestimmten Schwermetallen (Zink) massgeblich vom pH des Bodens abhängt, und dieser durch das sich im Boden befindende Karbonat gepuffert wird, wurde ein Modell entwickelt, welches die Zeit bis zur vollständigen Entkarbonatisierung des Bodens simuliert. Mit den gewählten Rahmenbedingungen ist der Boden erst nach rund 800 Jahren karbonatfrei. Im pH-Bereich von 5 bis 6, der durch das Fehlen von Karbonat erreicht wird, wird Zink weitgehend mobilisiert. Wegen der langen Entkarbonatisierungszeit stellt die chemische Mobilisierung des Zinks jedoch kein Problem dar. Andere Auswaschungsmechanismen wie die organische Komplexbildung oder der kolloidgebundene Transport spielen eine wichtigere Rolle. Blei ist auch nach der Entkarbonatisierung chemisch gebunden.

Unserer Meinung nach wäre eine Wiederverwendung eines mit Schadstoffen belasteten Bodens möglich, sofern die Bestimmungen des Gewässerschutzes eingehalten werden und eine Ausbreitung der Schadstoffe verhindert wird. Dabei sind die Austragspfade durch Wasser, aber auch die Erosion und die Aufnahme durch Tiere und Pflanzen zu berücksichtigen. Der abzulagernde Boden sollte an einem Ort ohne Grund- oder Oberflächenwassereinfluss wieder verwendet werden. Ausserdem muss der Boden an einem Standort abgelagert werden, wo mit einer erneuten Belastung zu rechnen ist. Auf diese Weise soll verhindert werden, dass ein „sauberer“ Boden an einem Ort verwendet wird (z.B. Autobahnbord), wo ohnehin mit einer Bodenbelastung gerechnet werden muss. Die Möglichkeit und der Aufwand einer Überwachung des abgelagerten Bodens muss abgeklärt werden, da es sich schliesslich um einen Boden handelt, der nach aktueller Gesetzgebung nicht wiederverwendet werden darf.

2. Einführung und Zielformulierung

2.1 Einleitung

Beim Bauen fällt häufig belasteter Boden an. Dabei treten Belastungen örtlich begrenzt auf, zum Beispiel bei Schiessanlagen, oder die Verschmutzungen sind grossflächig wie entlang von Strassen und Eisenbahnlinien. Je nach Belastungsausmass des Bodens erlaubt die Wegleitung Bodenaushub (BUWAL) [1] die Verwertung am gleichen Ort oder verlangt dessen fachgerechte Entsorgung. Bei der Wiederverwertung belasteten Bodens besteht die Gefahr, dass aus frisch geschütteten Böden Schadstoffe ausgewaschen werden und in Grund- oder Oberflächenwasser gelangen oder über Pflanzen und Tiere in den Nahrungskreislauf kommen. Neben der chemisch bestimmten Mobilität der Schadstoffe spielt auch die Auswaschung durch präferentielle Fliesswege eine wichtige Rolle. Diese bewirkt, dass auch schlecht lösliche Schadstoffe durch partikel- oder kolloidgebundenen Transport rasch verlagert werden können. In diesem Zusammenhang ist die Entwicklung der Struktur des neuen Bodens ein wichtiger Aspekt. Zur Abklärung von Auswaschungsphänomenen kann eine Lysimeteranlage zur Hilfe gezogen werden. Die gewonnen Erkenntnisse lassen sich zur Beurteilung der Wiederverwertung des in der Lysimeteranlage eingelagerten Bodens heranziehen.

Schadstoffhaltige Böden sind gemäss USG [2] als Abfall zu behandeln und müssen deponiert werden. Dementsprechend wird viel wertvolles Deponievolumen in Anspruch genommen. Mit den Erfahrungen der Lysimeteranlage in Horw soll ein kleiner aber wichtiger Beitrag zur Beurteilung der Wiederverwertung belasteter Böden beigesteuert sowie Erkenntnisse und Grundlagen für andere Projekte geleistet werden.

2.2 Zielsetzung

Ziel der vorliegenden Untersuchung ist es, den Zustand des Bodens hinsichtlich seiner physikalischen und chemischen Eigenschaften zu charakterisieren sowie den Grad der Heterogenität zu bestimmen. Der Boden, der in zwei Becken einer Lysimeteranlage in Horw LU geschüttet wurde, ist Aushubmaterial vom Mittelstreifen der Autobahn A2, der im Rahmen der Sanierung angefallen ist. Der erfasste Ausgangszustand des bereits geschütteten Bodens soll als Referenzzustand für weitere Untersuchungen und Experimente dienen, die in den nächsten Jahren mit dieser Lysimeteranlage durchgeführt werden.

Die erhaltenen chemischen und physikalischen Parameter werden mit denjenigen verglichen, die vor der Schüttung des Bodens in die Lysimeterbecken erhoben wurden [3], um allfällige Änderungen festzuhalten. Des Weiteren sollen die Erfahrungen dieser Versuchsanlage zu neuen Erkenntnissen in der Wiederverwertung von belasteten Böden führen, Grundlagen für zukünftige Untersuchungen schaffen und dazu beisteuern, zeitbedingte Veränderungen und Entwicklungen eines belasteten Bodens zu quantifizieren.

2.3 Funktionsweise einer Lysimeteranlage

„Lysimeter“: griech. *lysis* = Lösung, Auflösung und *metron* = Mass

Allgemein ist ein Lysimeter ein Behälter, der meist oberflächengleich in den Boden eingebaut ist und mit möglichst gewachsenem Boden gefüllt wird. Am Grund des Behälters hat es eine Drainageschicht, von wo aus Leitungen zu Auffanggefäßen führen und so das Sickerwasser sammeln (Abb. 1). Über der Drainageschicht staut sich das Wasser, der Boden kann sich aufsättigen und Sauerstoffmangel mit den entsprechenden chemischen Reaktionen kann auftreten. Diese Bedingungen sind nicht geeignet, um bestimmte Parameter wie zum Beispiel die Nitratauswaschung zu bestimmen, da Nitrat unter anaeroben Bedingungen reduziert werden kann. Die Anordnung entspricht einem Boden über Kies.

Lysimeter dienen zur Erfassung verschiedener Größen des hydrologischen Kreislaufs. Phänomene wie Infiltration, Abfluss oder Abtransport gelöster Bodenteile durch Versickerung können damit untersucht werden. Lysimeter simulieren die natürliche Beziehung zwischen Boden, Atmosphäre und Pflanzen. In der bodenkundlichen Forschung dienen sie als Werkzeug zur Untersuchung unterschiedlichster Problemstellungen, wie z.B. Transportphänomene, Wasserbilanz von Böden und Pflanzen und Fragestellungen aus den Bereichen Deponietechnik und Altlastensanierung. [4]

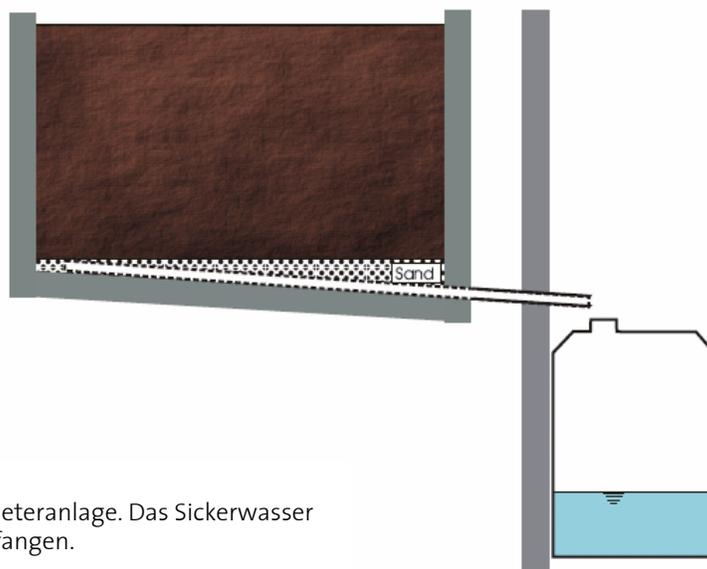


Abbildung 1:

Vereinfachtes Schema einer Lysimeteranlage. Das Sickerwasser wird in einem Sammelbehälter aufgefangen.

2.4 Die Lysimeteranlage in Horw LU

Die Lysimeteranlage in Horw (Luzern) (Abb. 2 und 3) wurde 2004 im Rahmen der Erneuerung der Autobahn A2, Abschnitt 6, mit dem Ziel errichtet, das Verhalten schwermetallbelasteter Böden untersuchen zu können. Erstellt wurde sie auf einem Teil der durch die Überdachung dieser Autobahn gewonnenen Fläche. Dieser Standort eignet sich besonders gut, da durch die ebene Tunneldecke keine Gefahr von Oberflächenabfluss bei Starkniederschlägen besteht, in der Umgebung keine Gebäude die Niederschlags- und Windverhältnisse beeinflussen und das neu gewonnene Landstück noch genügend grosse Freiflächen besitzt und noch nicht anderweitig genutzt wird.



Abbildung 2:
Standort der Lysimeteranlage in Horw. Sie befindet sich auf der Autobahnabdeckung. Bild: [5]

Die Anlage umfasst acht baugleiche Becken mit einem Volumen von je 18 m³. Zwei dieser Becken wurden am 9. August 2005 mit je ungefähr 8 m³ des erwähnten Mittelstreifenaushubs gefüllt, was einer Füllhöhe von 45 cm entspricht. Der Boden liegt auf einem 20 bis 35 cm mächtigen Drainagebeet aus Quarzsand (Korndurchmesser 1,5 bis 2,0 mm), in dem sich Drainagerohre aus HDPE-Stiroplast mit einem Durchmesser von 8 cm befinden. Diese Schlitzrohre fangen das Sickerwasser auf und führen es in Sammel tanks. Die Mächtigkeit der Drainageschicht variiert, um das Gefälle des Beckens von 3 % auszugleichen und dem darauf liegenden Boden eine horizontale Auflagefläche zu gewährleisten. Die Oberfläche wird vorläufig nicht künstlich begrünt.

Der Aushub des Mittelstreifens erfolgte bereits 1996 und wurde bis zur Füllung unüberdacht gelagert. Die genaue Charakterisierung des Materials vor der Füllung ist in der Arbeit von Oetjen und Schlupe [3] zu finden.

Abbildung 3:
Die Lysimeter-
anlage während
des Baus. (Foto:
[3])



Motiviert wurde der Bau einer solchen Anlage durch die Tatsache, dass in der Schweiz bereits heute viele abgetragene Böden wegen ihres hohen Schadstoffgehalts deponiert werden müssen und wertvolles Deponievolumen in Anspruch nehmen. In Zukunft wird eine Zunahme solcher Fälle erwartet, da die Zahl der Bodensanierungen, z.B. von Schiessstandplätzen, ansteigen wird.

3. Rechtliche Rahmenbedingungen

Zur Beurteilung des Umgangs mit belasteten Bodens wird hauptsächlich die VBBo (Verordnung über Belastungen des Bodens [6]) verwendet. Wird der Boden ausgehoben steht weiter die auf der VBBo basierende Wegleitung Bodenaushub zur Verfügung [1]. Im folgenden Teil werden die Zusammenhänge zwischen den Gesetzestexten und Wegleitungen erläutert.

3.1 *Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo)*

In der VBBo sind Richt-, Prüf- und Sanierungswerte für einige Schwermetalle und organische Schadstoffe (PCDD, PCDF, PAK und PCB) angegeben. Die Einteilung in die verschiedenen Werteklassen erlaubt folgende Definitionen nach VBBo:

- **Richtwerte** geben die Belastung an, bei deren Überschreitung die Fruchtbarkeit des Bodens langfristig nicht mehr gewährleistet ist. Sie sind nutzungsunabhängig.
- **Prüfwerte** zeigen eine mögliche Schwelle zu einer aktuellen Gefährdung von Mensch, Tier und Pflanze an. Bei deren Überschreitung ist mittels einer Untersuchung aufzuzeigen, ob eine Gefährdung tatsächlich besteht. Sie sind nutzungs- und schutzgutbezogen.
- Bei Überschreitung von **Sanierungswerten** ist davon auszugehen, dass eine konkrete Gefährdung von Mensch, Tier oder Pflanze gegeben ist. Sie sind nutzungsbezogen.

Werden diese Werte überschritten, so ist je nach Belastungsgrad der kontaminierte Boden entweder zu überwachen, zu behandeln, auf einer Deponie zu entsorgen oder dessen Verwendung einzuschränken.

3.2 *Wegleitung Bodenaushub*

Um der Thematik der Verwendung von ausgehobenem Bodenmaterial mehr Rechnung zu tragen, gab das BUWAL die Wegleitung Bodenaushub [1] heraus. Diese Wegleitung stellt keine verbindliche Vorschrift dar, sondern eine Orientierungshilfe. Der Grundgedanke ist die Förderung der Wiederverwertung sauberen und schwach belasteten Bodenaushubs. Gleichzeitig soll vorsorglich verhindert werden, dass das unkontrollierte Verschieben und Aufbringen von stark belastetem Boden wenig verunreinigte Böden kontaminiert und dadurch Folgebelastungen entstehen. Dieser Grundsatz ist in der VBBo ausdrücklich festgehalten (Art. 7).

Die Wegleitung Bodenaushub behandelt die Verwendung des über dem Untergrund liegenden belebten Bodens, dem A-Horizont und B-Horizont. Der Umgang mit dem weitgehend unbelebten Untergrundmaterial, dem C-Horizont, wird in der vom BUWAL herausgegebenen Aushubrichtlinie [7] beschrieben. Es ist sinnvoll hier eine Unterscheidung zu machen, da sich diese beiden Aushubmaterialien wesentlich in ihren Eigenschaften unterscheiden und daher verschiedene Wege in der Wiederverwertung

gehen. Die Einteilung des Bodens in 3 Horizonte ist in Abbildung 4 aufgezeigt.

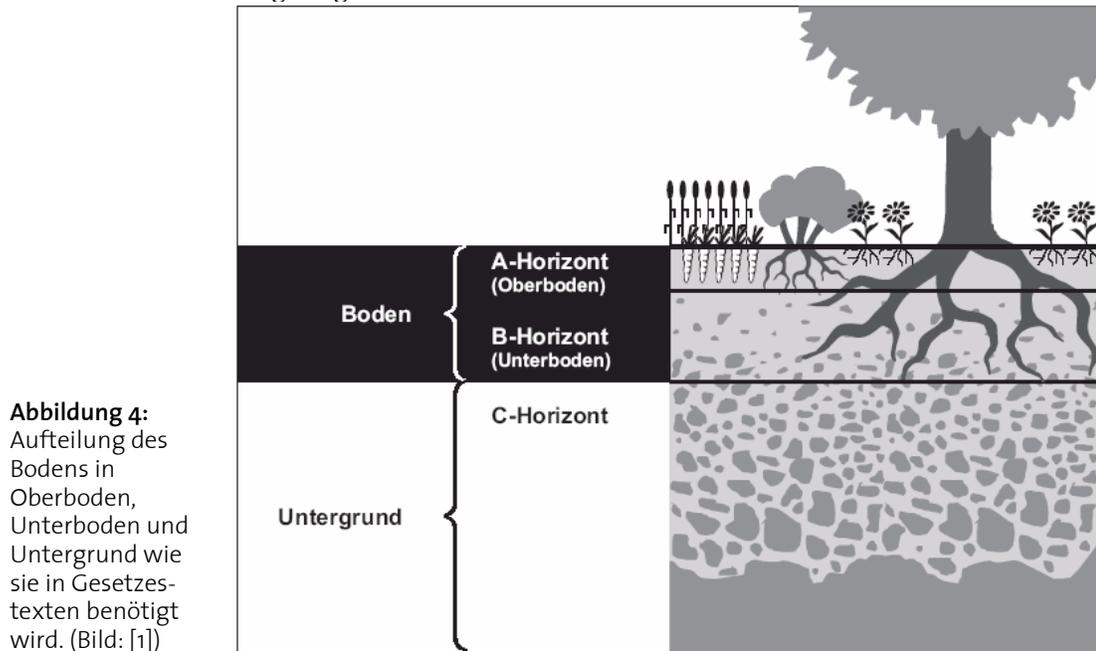


Abbildung 4: Aufteilung des Bodens in Oberboden, Unterboden und Untergrund wie sie in Gesetzestexten benötigt wird. (Bild: [1])

Zur Beurteilung der Verwertbarkeit des ausgehobenen Bodens werden drei Belastungskategorien unterschieden (Abb. 5):

- **Unbelasteter Bodenaushub:** Die Schadstoffgehalte liegen unterhalb der Richtwerte. Die Fruchtbarkeit des Bodens ist nach der Ausbringung langfristig gewährleistet und eine Gefährdung von Mensch, Tier oder Pflanze ausgeschlossen. Dieser Boden darf uneingeschränkt verwertet werden.
- **Schwach belasteter Bodenaushub:** Die Schadstoffgehalte liegen zwischen den Richt- und Prüfwerten. Die Bodenfruchtbarkeit ist zwar nicht mehr langfristig gewährleistet, jedoch sind Mensch, Tier oder Pflanze nicht konkret gefährdet. Mit einer Gewässergefährdung ist nicht zu rechnen. Solcher Boden soll vor Ort oder in dessen unmittelbarer Nähe verwertet werden.
- **Stark belasteter Bodenaushub:** Die Schadstoffgehalte liegen über den Prüfwerten. Menschen, Tiere oder Pflanzen, die ihn nutzen bzw. darauf wachsen, können konkret gefährdet werden. Eine Gewässergefährdung ist möglich. Solcher Boden darf nicht verwertet werden und muss behandelt oder umweltverträglich abgelagert werden.

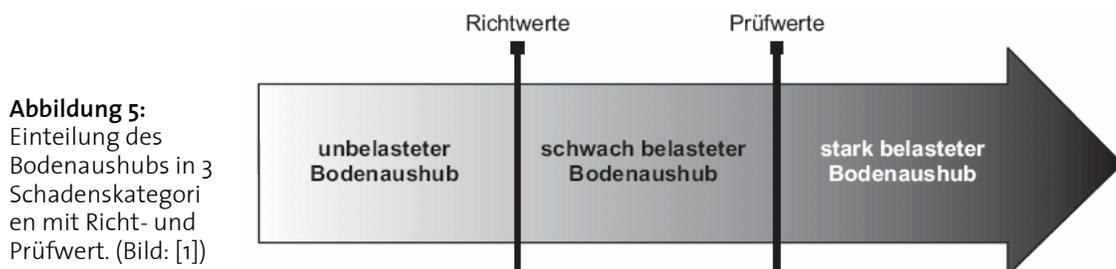


Abbildung 5: Einteilung des Bodenaushubs in 3 Schadenskategorien mit Richt- und Prüfwert. (Bild: [1])

Nach dieser Wegleitung und auch nach der VBBo muss sämtliches Bodenmaterial, welches die Prüfwerte überschreitet, behandelt oder deponiert werden. Da die Behandlungsmethoden für kontaminierten Boden aufwändig und teuer sind, ist die Deponierung oft der wirtschaftlichste Weg. Allerdings wird dadurch viel wertvoller Deponieraum verbraucht. In Zukunft möchte man dieser Vorgehensweise entgegentreten und kontaminierten Boden sinnvoll wiederverwerten, sofern keine Gefahr von ihm ausgeht.

3.3 Weitere Rechtsgrundlagen

In der VBBo und in der Wegleitung Bodenaushub wird nur das Umweltkompartiment Boden behandelt. Gefahren, die vom Boden ausgehen können, beschränken sich auf die Exponenten Mensch, Tier und Pflanze. Die Umweltkompartimente Gewässer und Luft werden nicht berücksichtigt.

Vor allem Grund- und die Oberflächenwasser können durch den Austrag resp. durch Auswaschung von Schadstoffen wie Schwermetallen oder PAK gefährdet sein. Dieser Thematik widmet sich das Gewässerschutzgesetz (GSchG) [8]. Laut diesem Gesetz dürfen keine Stoffe, die die Qualität des Wassers beeinträchtigen könnten, ins Grund- oder Oberflächenwasser gelangen. Dies umfasst auch Stoffe, die aus belasteten Böden ausgewaschen werden.

Ausgehobenes Bodenmaterial ist nach dem Umweltschutzgesetz eine bewegliche Sache, deren sich der Besitzer entweder entledigt oder deren Entsorgung von öffentlichem Interesse ist. Solcher Boden ist somit unabhängig von seiner Schadstoffbelastung als Abfall zu betrachten (Art. 7 Abs. 6 USG) [2]. Wird Boden als Abfall betrachtet, so wird nach der Technischen Verordnung über Abfälle (TVA) [9] über die Verwendung entschieden. Diese bestimmt, dass unverschmutztes Aushubmaterial in erster Linie für Rekultivierungen verwertet werden muss. Bei einer Wiederverwertung des ausgehobenen Bodens kommt die Stoffverordnung (StoV) [10] zum Zug. Diese bestimmt, dass Abfälle, die verwertet werden, den Stoffen gleichgestellt sind (Art. 4 Abs. 2 StoV). Sie enthält jedoch keine besonderen Regelungen für die Abgabe und Verwendung von ausgehobenem Boden. Zur Beurteilung, bei welcher Schadstoffbelastung und bei welcher Verwendung der Bodenaushub den vorhandenen Boden oder direkt Menschen, Tiere und Pflanzen gefährdet, empfiehlt diese Wegleitung Richt- und Prüfwerte der VBBo für stationäre Böden. Zur Beurteilung der Gewässergefährdung durch Bodenaushubmaterial orientiert sich diese Wegleitung an der Aushub-Richtlinie, die sich ihrerseits auf die Gewässerschutzverordnung (GSchV) [11] abstützt.

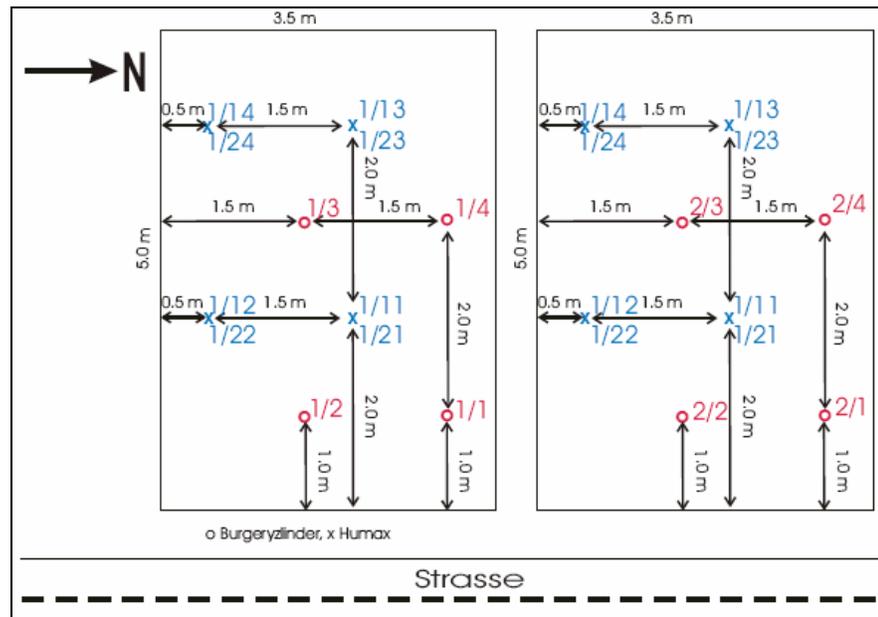
Eine Zusammenfassung der rechtlichen Grundlagen wie sie in der Wegleitung Bodenaushub gegeben sind, findet sich in Anhang A.

4. Angewandte Methoden

4.1 Probenahme

Es wurden zwei Becken der Lysimeteranlage beprobt. Die räumliche Anordnung der Probenahmestellen ist in Abbildung 6 dargestellt. An den mit Kreuzen bezeichneten Stellen wurden je eine Humax-Probe genommen, an den mit Kreisen bezeichneten Stellen je eine Mini- und eine Burgerzylinderprobe. Die Humax-Proben von 25 cm Länge wurden in der Mitte auseinander geschnitten um eine Tiefenauflösung zu erhalten. Die Nummerierung der Proben entspricht den Nummern in dieser Abbildung.

Abbildung 6: Probenahme-schema und die Bezeichnungen der einzelnen Proben.



4.2 Physikalische Parameter

4.2.1 Lagerungsdichte

Zur Bestimmung der Lagerungsdichte werden Burgerzylinderproben verwendet. Dazu werden die Proben im Ofen eine Woche lang bei 105 °C getrocknet und anschliessend gewogen. Es werden zwei verschiedene Burgerzylindergrössen verwendet: 1-Liter und 0,3-Liter. Bei einem 1-Liter-Zylinder lässt sich die Lagerungsdichte direkt aus der Masse berechnen. Beim kleineren Zylinder ist eine Umrechnung auf das Volumen von einem Liter vorzunehmen. [12]

4.2.2 Korngrößenverteilung

Die Bestimmung der Korngrößenverteilung wird mit der Pipettmethode durchgeführt [13]. Die Methode beruht auf dem Gesetz von Stokes, wonach die Sinkgeschwindigkeit eines Teilchens in einer Flüssigkeit von seinem Durchmesser abhängt.

Für die Bestimmung der Korngrößenverteilung werden je 5 g humusfreier (vorhergehende Veraschung mit H₂O₂) Boden in einer 0,2 % Calgon-Lösung mit Hilfe von Ultraschall dispergiert, in einen 500 mL

Standzylinder gegeben und mit der Calgon-Lösung auf 500 ml aufgefüllt. Der Zylinder wird gut geschüttelt um eine gleichmässige Suspension zu erhalten. Nach 84 Sekunden werden mit einer Pipette in einer Tiefe von 19 cm 10 ml der Suspension entnommen und in eine tarierte Schale gegeben. Nach zwei Stunden werden in 2.6 cm Tiefe weitere 10 ml entnommen und in eine weitere Schale gegeben. Die Schalen werden über Nacht bei 105 °C getrocknet und anschliessend gewogen. Die erste Probe erfasst Schluff- und Tonanteil, die zweite nur den Tonanteil.

4.2.3 Desorption

Die Desorption wird mit Proben in 4 cm hohen Zylindern gemessen. Dazu werden die Proben während 17 Stunden mit Wasser gesättigt und anschliessend gewogen. Danach werden die Proben auf ein Sandbett gegeben, während 72 Stunden auf eine Saugspannung von 60 hPa desorbiert und erneut gewogen. Die Proben werden auf ein Kaolinbett gegeben und während 72 Stunden bei einer Saugspannung von 396 hPa entwässert und ein weiteres Mal gewogen. Anschliessend werden die Proben über Nacht bei 105 °C getrocknet und gewogen. Aus diesen Analysen ergeben sich die Anteile der Grobporen, der groben Mittelporen und der Summe der feinen Mittelporen und Feinporen.

4.3 Chemische Parameter

4.3.1 Karbonatgehalt

Der Karbonatgehalt wird gasvolumetrisch bestimmt, indem das Karbonat der Probe mit einem Überschuss an Säure vollständig als CO₂ freigesetzt wird. Aus dieser Gasmenge lässt sich der Carbonatgehalt mittels der allgemeinen Gasgleichung

$$p \cdot V = n \cdot R \cdot T$$

berechnen. Die Messung des CO₂-Volumens erfolgt in einem Calcimeter (Abb. 7). Es werden 2 g Probe in ein Probegefäss gegeben. Ein Säureröhrchen wird mit 7 ml 4 M HCl gefüllt und in das Probegefäss gestellt. Dann wird der Stopfen dicht verschlossen und die Säure über die Probe geleert, wonach die Reaktion des Karbonats mit der Säure beginnt. Nach 5 bis 30 Minuten kann das Volumen der freigesetzten CO₂-Menge an der Bürette abgelesen werden.

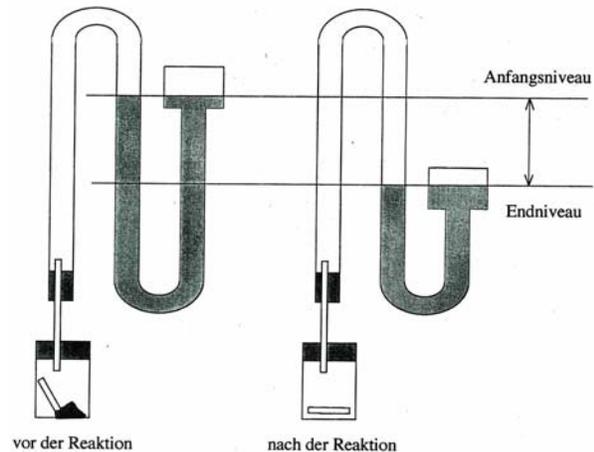


Abbildung 7: Schema eines Calcimeters wie es zur Bestimmung des Karbonatgehalts verwendet wird. [14]

4.3.2 pH-Wert

Für die Bestimmung des pH-Wertes wird ein 50 ml-Kunststoffröhrchen zu einem Drittel mit Boden gefüllt und mit 0.01 M CaCl₂-Lösung aufgefüllt. Die Suspension wird dreimal im Abstand von je 10 Minuten geschüttelt. Anschliessend wird in der überstehenden Flüssigkeit der pH-Wert mit einer pH-Elektrode gemessen [13].

4.3.3 Organische Substanz

Zur Bestimmung des Anteils der organischen Substanz werden zwei Methoden angewandt: Veraschung mit Wasserstoffperoxid (H₂O₂) und Verbrennung mit Dichromat. Beide Methoden beruhen auf Oxidation. Da H₂O₂ für diese Anwendung jedoch ein relativ schwaches Oxidationsmittel ist, wird üblicherweise die Bestimmungsmethode mit Chromat verwendet.

a) Veraschung mit H₂O₂

Zur Bestimmung der organischen Substanz durch Nassveraschung mit H₂O₂ werden 50 g Feinerde (< 2 mm, durch Siebung gewonnen) in einen Becher gegeben, auf ein geheiztes Sandbett gestellt und mit einer H₂O₂-Lösung versetzt. Es wird solange H₂O₂ zugegeben, bis die organische Substanz vollständig oxidiert ist. Anschliessend wird der Boden bei 105 °C getrocknet und gewogen. Der Gewichtsanteil der organischen Substanz kann aus der Gewichts Differenz vor und nach der Veraschung bestimmt werden. Die Methode der Nassveraschung wird bei [15] als Vorbereitung zur Bestimmung der Korngrössenverteilung beschrieben.

b) Verbrennung mit Dichromat

Bei der Bestimmung der organischen Substanz mit Dichromat wird Cr(VI) als Oxidationsmittel verwendet. Die Bestimmung erfolgt über die Menge des nicht reduzierten Cr(VI) mittels Titration.

Es werden 1 g Boden in einen 300 ml Erlenmeyerkolben gegeben und mit 10 ml 0.1667 M Kaliumdichromat-Lösung (K₂Cr₂O₇) vermischt. Danach wird 20 ml konzentrierte Schwefelsäure (H₂SO₄, 96 bis 97 %) zugegeben. Nach einer Stunde Reaktionszeit wird die Lösung mit 2-mal entionisiertem Wasser auf ca. 100 ml aufgefüllt. Als Indikator dient Ferroin. Die Titration erfolgt mit 0.2 M Fe(II)-Lösung bis zum Farbumschlag von grün auf braun. [16] Der organische Kohlenstoff wird mit folgender Formel berechnet:

$$\%_{org.C} = \frac{\left(10 - \frac{10 * y}{x}\right)}{Boden(mg)} * 300$$

y: Verbrauch an Fe(II)-
Titrationslösung in der
Probe [ml]

x: Verbrauch an Fe(II)-
Titrationslösung in der
Blindprobe [ml]

Um die organische Substanz zu erhalten wird der organische Kohlenstoff mit einem Faktor von 1.7 multipliziert. Wurde die Probe vorgängig nicht erhitzt, wird noch ein Korrekturfaktor von 1.3 angewendet [12].

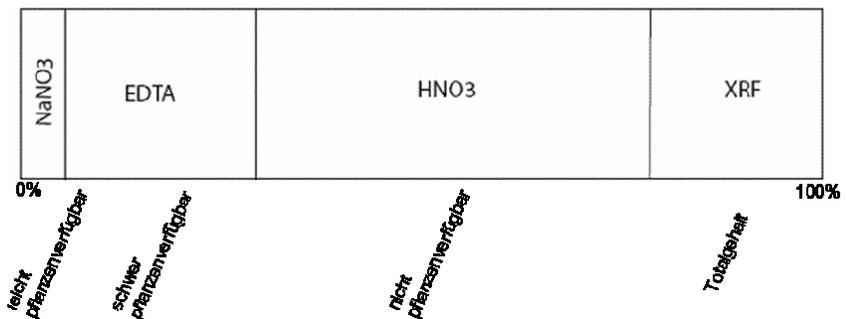
4.3.4 Schwermetalle

Die Schwermetallgehalte im Boden können durch verschiedene Extraktionsmethoden bestimmt werden. Diese Methoden erfassen jeweils unterschiedliche Anteile der Schwermetalle, abhängig von ihrer Löslichkeit, Bindungsart und -stärke. In dieser Untersuchung wurden die folgenden vier Methoden verwendet:

- *Totalgehaltsbestimmung mittels Röntgenfluoreszenz:* Durch eine Röntgenfluoreszenz-Analyse (XRF, x-ray fluorescence analysis) wird der Totalgehalt (inklusive Bestandteile der Mineralien) aller Elemente in der Probe erfasst.
- *Extraktion mit Salpetersäure (HNO₃):* Bei dieser Extraktion werden alle Schwermetalle erfasst ausser den im Muttergestein vollständig eingeschlossenen. Diese Methode wird zur Bestimmung des Totalgehalts nach VBBo verwendet.
- *Extraktion mit Ethyldiamintetraacetat (EDTA):* Mit dieser Methode sollen die durch Pflanzen mobilisierbaren Schwermetalle erfasst werden. Pflanzen sind auch in der Lage, gebundene Stoffe durch Ausscheidung von Wurzelexudaten (z.B. Citrat) aufzunehmen. Diese Kapazität entspricht in etwa der Extraktion durch EDTA.
- *Bestimmung des löslichen Gehalts mit Natriumnitrat (NaNO₃):* Die im Bodenwasser löslichen Schwermetalle werden mit NaNO₃ extrahiert. Die Zugabe von NaNO₃ dient ausschliesslich der Simulation der Bodenlösung. Diese Methode wird angewendet um die löslichen Gehalte nach VBBo zu bestimmen.

Jede dieser Methoden extrahiert verschiedene Anteile der Schwermetalle aus dem Boden. Je nach Fragestellung kann eine der Methoden gewählt werden. Abbildung 8 zeigt die schematische Verteilung eines Elements zwischen den verschiedenen Fraktionen.

Abbildung 8:
Die nach den verschiedenen Methoden bestimm-
baren Schwermetallanteile.
Diese Aufteilung entspricht nur einem
Beispiel.



a) Totaler Schwermetallgehalt mittels XRF

Bei der Röntgenfluoreszenz-Analyse (x-ray fluorescence analysis) werden 4 g einer gemahlene Probe und 0.9 g Wachs zusammen mit zwei Mischkugeln in ein Röhrchen gegeben und während acht Minuten mit 17 Hz geschüttelt. Das daraus erhaltene Pulver wird zu Pellets gepresst und im XRF-Gerät analysiert.

b) Löslicher Schwermetallgehalt mit HNO_3

5 g Boden (< 2 mm, bei 40 °C getrocknet) werden in einen 100 mL Kjehldahl-Kolben eingewogen und mit 50 mL 2 M HNO_3 versetzt. Diese Mischung wird unter leichtem Schütteln für 2 Stunden in einem heissen Wasserbad knapp unter dem Siedepunkt gehalten. Danach wird die Suspension mit einem Rundfilter (589/3, 2 µm) gefiltert. Das Filtrat wird mit dem Atomabsorptions-Spektrophotometer (AAS) nach den gewünschten Metallen hin untersucht [16].

c) Löslicher Schwermetallgehalt mit EDTA

5 g Boden (< 2 mm, bei 40 °C getrocknet) werden in eine 250 mL Plastikflasche eingewogen und mit 50 mL EDTA-Extraktionslösung vermischt. Das Ganze wird während 30 Minuten bei 120 U/min geschüttelt und anschliessen mit einem Rundfilter (589/3, 2 µm) gefiltert. Das Filtrat wird mit dem Atomabsorptions-Spektrophotometer (AAS) nach den gewünschten Metallen hin untersucht.

d) Löslicher Schwermetallgehalt mit NaNO_3

20 g Boden (< 2 mm, bei 40 °C getrocknet) werden in ein 100 mL Plastikfläschen eingewogen und mit 50 mL 0.1 M NaNO_3 -Lösung vermischt. Das Ganze wird zwei Stunden lang bei 120 U/min geschüttelt und anschliessend vier Minuten bei 3000 rpm zentrifugiert. Der überstehende NaNO_3 -Extrakt wird dekantiert und durch einen Membranfilter (Celluloseacetat, 0.45 µm) gefiltert. Das Filtrat wird mit dem Atomabsorptions-Spektrophotometer (AAS) nach den gewünschten Metallen hin untersucht.

5. Resultate

5.1 Kalkgehalt und pH-Wert

Der untersuchte Boden weist einen mittleren CaCO_3 -Gehalt von 15 % (Standardabweichung 1.7) auf, wobei sich die Gehalte in den beiden Lysimetern nicht wesentlich unterscheiden. Der CaCO_3 -Gehalt des Referenzbodens (Nr. 2002-4/921) wurde mit einer Messgenauigkeit von rund 95 % bestimmt (vgl. Anhang B Abschnitt B.2).

Der pH-Wert des Bodens beträgt im Mittel 7.2, ein signifikanter Unterschied zwischen den Lysimetern besteht nicht (vgl. Anhang B Tab. B.1).

Es handelt sich somit um einen schwach alkalischen Boden mittleren Kalkgehalts (Tab. 1).

Tabelle 1:
Kalkgehalt und die dazugehörige Klassifizierung des Bodens (nach FAW und RAC¹⁾).

Gesamtkalkgehalt [% CaCO_3]	Klassifizierung
0	kalkfrei
1-2	kalkarm
3-10	geringer Kalkgehalt
11-25	mittlerer Kalkgehalt
26-40	kalkhaltig
> 40	hoher Kalkgehalt

¹⁾ eidg. Forschungsanstalt für Obst-, Wein- und Gartenbau

5.2 Porengrösse, Wassergehalt und Lagerungsdichte

Im Durchschnitt wird in beiden Lysimetern ein gesättigter Wassergehalt (Saugspannung 0 hPa) von $0.62 \frac{L_{\text{Wasser}}}{L_{\text{Boden}}}$ gemessen (Berechnung vgl. Anhang B Tab. B.4). Der Wassergehalt im gesättigten Zustand entspricht dem Gesamtporenvolumen. Anhand der Wassergehalte bei Saugspannungen von 60 und 400 hPa ergibt sich folgende Porengrössenverteilung: 26 % Grobporen, 9 % groben Mittelporen, 27 % feine Mittelporen und Feinporen (Messwerte in Tab. 2., Berechnung Anhang B Tab. B.4).

Tabelle 2:
Wassergehalt nach Porenklassen des Bodens.

Saugspannung [hPa]	Wassergehalt [$\frac{L_{\text{Wasser}}}{L_{\text{Boden}}}$]	Äquivalente Porengrösse	Porenanteil am Boden (Standardabweichung) [%]
0	0.62	Gesamtes Porenvolumen	62 (2.0)
60	0.36	Grobporen	26 (1.7)
400	0.27	grobe Mittelporen	9 (0.6)
> 400	< 0.27	Feine Mittelporen und Feinporen	27 (2.5)

Die Lagerungsdichte des Bodens wurde mit Miniburger- und Burgerzylindern bestimmt. und beträgt im Mittel 1.19 kg/L (rel. Standardabweichung 2.4 %), wobei kein wesentlicher Unterschied zwischen den Lysimetern besteht (Anhang B Tab. B.5). Aus diesem Messwert und einer typischen reellen Dichte von Böden von 2.65 kg/L [17] resultiert eine Porosität von 55 %. Aus der Wassergehaltsmessung mit den Miniburgerzylindern erhält man einen durchschnittlichen Wassergehalt im gesättigten Zustand von 62 %. Dies entspricht zurückgerechnet einer Lagerungsdichte von 1.01 kg/L.

5.3 Korngrößenverteilung

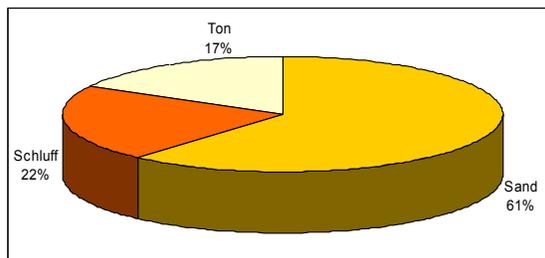


Abbildung 9: Korngrößenverteilung des untersuchten Bodens. Aufgezeigt ist der Mittelwert der beiden Lysimetern.

Wie Abbildung 9 aufzeigt, ergibt die Analyse der Korngrößenverteilung einen Sandanteil von 61 % (Standardabweichung 3.02), einen Schluffgehalt von 22 % (Standardabweichung 1.76) und einen Tonanteil von 17 % (Standardabweichung 1.36) (Berechnung vgl. Anhang B Tab. B.7). Somit folgt gemäss des in der Schweiz gebräulichen Bodendreiecks, dass dieser Boden einem sandigen Lehm entspricht. [18]

5.4 Organische Substanz

Die organische Substanz wurde mit zwei verschiedenen Methoden bestimmt (vgl. Abschnitt 4.3.3). Aus der Veraschung mit Wasserstoffperoxid resultiert ein Gehalt der organischen Substanz von 3 % (vgl. Anhang B Tab. B.8). Wie Tabelle 3 zeigt, ergibt die Bestimmung durch die Oxidation mit Dichromat einen mittleren Gehalt an organischer Substanz von 3.5 % bzw. 4.6% (vgl. Anhang B Tab. B.9). Beide Lysimeter weisen praktisch dieselben Resultate auf, in Tabelle 3 ist der Mittelwert der beiden Lysimeter dargestellt. Der Gehalt an organischer Substanz des Referenzbodens ist 2.9 %.

Tabelle 3: Bestimmung des org. C und der org. Substanz mittels Dichromat.

Probe	Erwärmung nicht berücksichtigt		Erwärmung berücksichtigt	
	org C [%] (Stabw.)	org Subst [%] (Stabw.)	org C [%] (Stabw.)	org Subst [%] (Stabw.)
Lysimeter	2.1 (0.032)	3.5 (0.054)	2.7 (0.042)	4.6 (0.071)
Referenzboden gemessen	2.3	3.9	2.7	5.1

Diese Oxidationsmittel oxidieren C_{org} zu CO_2 . Um vom organischen Kohlenstoff auf die organische Substanz zu schliessen wird C_{org} mit dem Faktor 1.7 multipliziert. (Tab. 3, Erwärmung nicht berücksichtigt). In der Literatur werden Umrechnungsfaktoren zwischen 1.7 und 2.5 vorgeschlagen. Dieser Faktor variiert von Boden zu Boden und mit der Tiefe [19]. Es konnte nicht ermittelt werden welche Umrechnungsfaktoren für den Referenzboden verwendet wurden. Verglichen mit den hier erhaltenen Werten scheint die Umrechnung mit dem Faktor 1.7 (Erwärmung nicht berücksichtigt) plausibel.

Die angewendete Methode [12] beruht auf einer vorgängigen Erwärmung der Proben um die gesamte organische Substanz zu erfassen. Wird dies nicht gemacht können die Resultate zusätzlich mit dem Faktor 1.3 multipliziert werden um die organische Substanz auszurechnen (vgl. Tab. 3, Erwärmung berücksichtigt)[19].

5.5 Schwermetalle

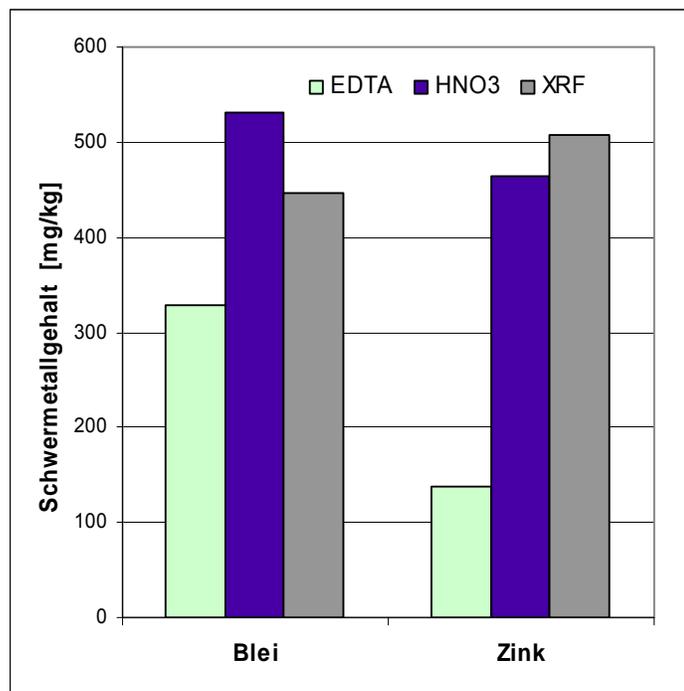


Abbildung 10: Mittlere Gehalte von Blei und Zink in den Bodenproben, Bestimmung mit XRF (Gesamtgehalt) und AAS (EDTA: pflanzenverfügbar, HNO₃: anthropogen)

Tabelle 4: Relative Blei- und Zinkgehalte der Bodenproben (EDTA-AAS, HNO₃-AAS und XRF).

	Blei [%]	Zink [%]
EDTA	74	27
HNO ₃	119	92
XRF	100	100

Die Ergebnisse der XRF-Analysen sowie der AAS-Messungen der HNO₃- und der EDTA-Aufschlüsse sind in Abbildung 10 dargestellt (Messwerte u. Berechnung vgl. Anhang B Tab. B10-13). Weiter zeigt Tabelle 4 die relativen Anteile der Aufschlüsse im Vergleich zu den XRF-Messungen. Der mit XRF bestimmte totale Gehalt für Blei beträgt 447 mg/kg (rel.

Standardabweichung 10 %) und für Zink 507 mg/kg (6 %). Der Aufschluss mit HNO_3 ergibt für Blei einen Gehalt von 531 mg/kg (18 %) und für Zink 465 mg/kg (5.7 %), der EDTA-Aufschluss 329 mg/kg (14 %) bzw. 137 mg/kg (8 %). Die Aufschlüsse mit NaNO_3 ergeben für Blei und für Zink gelöste Gehalte unter der Detektionsgrenze, somit liegen im Boden weder Blei noch Zink in mobiler Form vor.

Dass die Analyse bei Blei den grössten Wert für den HNO_3 -Aufschluss ergibt, ist durch Messprobleme bedingt (grosser negativer Blankwert) (vgl. Anhang B Tab. B12). Die Unterschiede der XRF- und der HNO_3 -Resultate liegen innerhalb der Messungenauigkeit, die Pb- bzw. Zn-Gehalte sind in beiden Aufschlüssen ähnlich gross.

Mit XRF sind noch weitere Elemente bestimmt worden, wobei keine auffällig hohen Gehalte gefunden wurden. Einige ausgewählte Daten sind in Anhang B Tabelle B13 zusammengestellt.

6. Diskussion der Resultate

6.1 Kalkgehalt und pH-Wert

Der Kalkgehalt in den Lysimetern ist gross. Dadurch steht im Boden genügend Kalziumkarbonat für die Neutralisierung von freien Protonen zur Verfügung und der Kalk (CaCO_3) wirkt als Säurepuffer gemäss der folgenden Reaktionsgleichung:

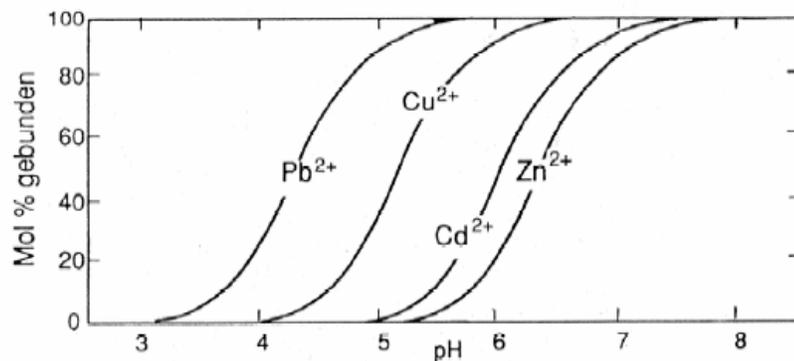


Dadurch lässt sich erklären, dass der aktuelle pH-Wert der Lysimeter trotz der säurebildenden Bodenaktivitäten (Nitrifikation, Bodenatmung, Pflanzenwachstum, etc.) leicht im basischen Bereich liegt. Erwartungsgemäss zeigt der Vergleich mit den Analysen vor der Schüttung keine Änderung von Kalkgehalt und pH (vgl. [3])

Auf kalkhaltigen Böden kann es zu Mangelercheinungen durch fehlendes Eisen, Magnesium, Mangan, Bor, Kupfer und Zink kommen (Chlorose = Chlorophyllmangel aufgrund Ca-Überschusses, was wiederum die Fe-Assimilation beeinträchtigt). Daher sind Kalkböden in der Regel nährstoffarm. Beim vorliegenden Kalkgehalten ist dieses Risiko mittelgross.

In Abbildung 11 wird der gebundene Anteil der vier gemäss VBBo bodenrelevanten Schwermetalle (Pb, Cu, Cd, Zn) in Abhängigkeit des pH-Wertes betrachtet. Bei einem pH-Wert von 7.2 zeigt sich demnach, dass Blei und Kupfer praktisch vollständig, Zink und Cadmium zu nahezu 100 % in der Bodenmatrix gebunden sind.

Abbildung 11:
Adsorptionsverhalten der Metallionen Pb^{2+} , Cu^{2+} , Cd^{2+} und Zn^{2+} an der Bodenmatrix (angegeben in Mol % an Goethit gebunden) als Funktion des pH-Wertes. (Sigg u. Stumm) [20].



Freie Wasserstoff-Ionen beeinflussen die Bodenfauna und den Mineralstoffhaushalt des Bodens und damit die Verfügbarkeit der Nährstoffe für Pflanzen. Optimale pH-Werte liegen zwischen 5.5 (biologischer Neutralwert) und 7.0 (physikalischer Neutralwert). Beim vorliegenden Boden ist das Optimum diesbezüglich nur minimal überschritten [21].

6.2 Porengrösse, Wassergehalt und Lagerungsdichte

Verglichen mit Literaturwerten (Anhang B Tab. B6) entspricht eine Lagerungsdichte von 1.19 kg/L einem mittelstark verdichteten Boden, wie er für Ober- und Unterböden typisch ist. Die Lagerungsdichte von 1.01 kg/L entspricht einem lockeren Oberboden (Anhang B Tab. B6).

Der Unterschied der beiden Resultate für die Lagerungsdichte lässt sich mit Unsicherheiten der Desorptionskurvenbestimmung erklären. Da die Unsicherheit bei der Saugspannungsmethode grösser ist als die Bestimmung mit den Zylindern ist die Lagerungsdichte von 1.19 kg/L zuverlässiger.

Die Struktur des Bodens ist typisch für einen frisch geschütteten Boden. Die Bodenteilchen sind noch wenig aggregiert und auch die Durchwurzelung fehlt. Die Porosität, die Porengrössenverteilung und die Vernetzung der Poren im Boden werden durch die Aggregation (Gefüge) und die Korngrössenverteilung bestimmt. Der vorliegende Boden, der anhand der Textur als sandiger Lehm zu klassifizieren ist, hat in dieser kurzen Zeit noch nicht die für seine Eigenschaften charakteristische Struktur entwickelt. Dafür sprechen die Lagerungsdichte und Porengrössenverteilung.

6.3 Korngrössenverteilung

Der untersuchte Boden ist bezüglich der Korngrössenverteilung homogen, es lassen sich keine Unterschiede zwischen den Lysimetern feststellen. Wie erwartet zeigt der Vergleich mit den Analysen von früheren Arbeiten ([3] und [22]), dass sich die Korngrössenverteilung seit der Schüttung nicht signifikant geändert hat. Obwohl mit den vorliegenden Untersuchungen nur der Oberboden bezüglich Korngrössenverteilung untersucht wurde, wird davon ausgegangen, dass sich Werte in tieferen Zonen nicht signifikant unterscheiden, da der Boden erst vor kurzem geschüttet wurde. In dieser kurzen Zeitspanne haben noch zu wenig bodenbildende Prozesse stattgefunden, welche eine ungleichmässige Korngrössenverteilung erwarten liessen.

Der hohe Sandgehalt des Bodens weist darauf hin, dass eine überdurchschnittlich hohe Menge an Schwermetalle partikelgebunden ausgetragen werden kann und beim Betrachten der Auswaschung miteinbezogen werden muss. Ausserdem ist dabei zu berücksichtigen, dass bereits bei Tongehalten in diesen Grössenordnungen durch Quellen und Austrocknen präferentielle Fließwege entstehen, welche das Austragen von Schwermetallen begünstigt.

6.4 Organische Substanz

Die organische Substanz trägt wesentlich zur Bodenfruchtbarkeit bei durch Immobilisieren und Entgiften organischer und anorganischer toxischer Substanzen, allmähliche Freisetzung sorbierter und gebundener Pflanzennährstoffe, Verbesserung der Wasserführung und der Wasserspeicherfähigkeit, Bildung und Erhaltung einer stabilen Bodenstruktur, Verbesserung der Filter- und Pufferkapazität sowie Erhöhung der Bodentemperatur durch Lichtabsorption. [17]

Die Resultate zeigen, dass der Boden in den Lysimetern einen durchschnittlich hohen Gehalt an organischer Substanz besitzt. Dies lässt vermuten, dass ein Teil der vorhandenen Schwermetalle an organische Substanzen gebunden ist.

6.5 Schwermetalle

Bei einem Boden aus einem Autobahn-Mittelstreifen muss mit einem erhöhten Gehalt an Blei (aus Benzin-Zusätzen, mittlerweile durch andere Stoffe ersetzt) und Zink (von Pneu-Abrieb und verzinkten Leitplanken) gerechnet werden. Ausserdem können Kontaminierungen mit Antimon aus den Bremsbelägen auftreten.

In der VBBo sind Grenzwerte für Kupfer (Cu), Blei (Pb), Zink (Zn), Cadmium (Cd) und Quecksilber (Hg) für verschiedene Nutzungen festgelegt (vgl. Tab. 5). Die Cu- und Cd-Werte des untersuchten Bodens liegen deutlich über dem Richtwert, die Werte für Pb und Zn liegen zwischen Richt- und Sanierungswert. Gemäss Wegleitung Bodenaushub darf der Boden nicht mehr weiterverwendet werden, sondern muss abgelagert werden.

Tabelle 5: Grenzwerte nach VBBo für die analysierten Schwermetalle. Die Prüf- und Sanierungswerte sind nutzungsabhängig, da bei Überschreiten eine Gefahr für den Menschen bestehen kann. Hier sind die Werte für Nahrungspflanzenanbau (Prüfwert) und für Haus- und Familiengärten (Sanierungswert) dargestellt.

		Prüfwert [mg/kg]	Sanierungswert [mg/kg]
Kupfer	total	150	1000
	löslich	0.7	4
Blei	total	200	1000
	löslich	-	-
Zink	total	-	2000
	löslich	-	5
Cadmium	total	2	20
	löslich	0.02	0.1

Die löslichen Gehalte der Schwermetalle sind unter den momentan herrschenden Bedingungen im Lysimeter (Redox-Bedingungen, Boden-pH) sehr gering. Dies spricht dafür, dass dieser bereits belastete Boden zum Begrünen neuer Mittelstreifen weiterverwendet werden darf. Dabei muss bei Böschungen die Gefahr von Erosion und die damit verbundene Verschleppung der Schadstoffe mitberücksichtigt werden. Motiviert ist diese Überlegung dadurch, dass der belastete Boden an Stelle von neuem (unbelasteten) Boden, welcher nach einiger Zeit ebenfalls kontaminiert wäre, verwendet werden könnte.

Bei einer Wiederverwertung des Bodens muss das Langzeitverhalten der Schwermetalle betrachtet werden. Da die Mobilität der Schwermetalle stark von deren Spezierung abhängt, müssen die zeitlichen Änderungen der pH- und Redoxbedingungen des Bodens berücksichtigt werden. Wie das Modell der Entkarbonatisierungszeit (vgl. Abschnitt 7) zeigt, ändern sich pH- und Redoxbedingungen des Bodens (durch die Auswaschung des Karbonatpuffers). Da unter den getroffenen Annahmen (siehe Beschreibung Modell, Abschnitt 7) eine Entkarbonatisierungszeit von 810 Jahren prognostiziert wird, wird eine geringe Schwermetallmobilität angenommen. Dies wird durch die Analyse in der VTB-Arbeit von Schlupe und Oetjen [3] bestätigt, welche mit der DVWK-Methode (Beurteilungsmethode für die Mobilität von Schwermetallen in Böden) die höchst mögliche Bindungsstärke von 5 ergeben hat. Weiter besteht die Möglichkeit, die Schwermetalle durch Kalkung des Bodens immobil zu halten.

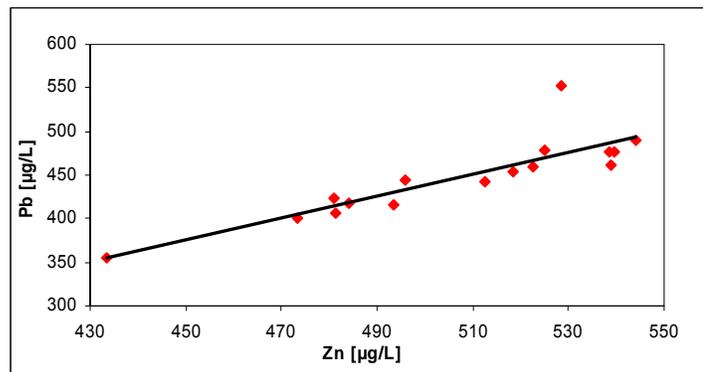
Wie erste Untersuchungen des Sickerwassers zeigen (Diplomarbeit, Emmanuel Kuster, unveröffentlicht), werden trotz der chemischen

Immobilität kleine Mengen von Schwermetallen ausgewaschen. Dieser äusserst geringe Austrag ist auf kolloidgebundener Transport und organische Komplexierung zurückzuführen.

Abbildung 12 zeigt, dass zwischen den totalen Blei und Zink-Gehalten (XRF-Messungen) näherungsweise ein linearer Zusammenhang besteht. Es ist nicht möglich die Korrelation in Zusammenhang mit der Anzahl vorbeigefahrener Fahrzeuge zu sehen, da der Boden vor der Schüttung gemischt wurde. Eine mögliche Erklärung könnte sein, dass sich beide Elemente an ähnliche Strukturen binden und deshalb an denselben Stellen im Boden häufig vorkommen.

Durch diese Beziehung wäre es zukünftig möglich, nur ein Element zu messen und auf das andere zu schliessen. Korrelationen von Blei bzw. Zink zu anderen Elementen bestehen nicht.

Abbildung 12: Näherungsweise lineare Beziehung zwischen dem Totalgehalt von Blei und Zink.
Geradengleichung:
 $[Zn] = 1.26 * [Pb] - 193$,
 $R^2 = 0.74$



7. Modellierung der Schwermetallmobilität

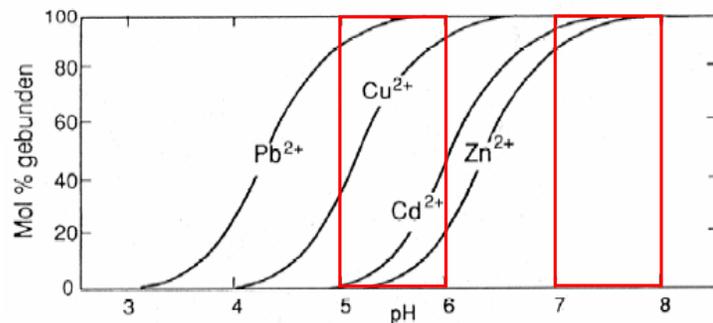
7.1 Einführung

Ziel dieser Modellierung ist es zu bestimmen wann die Schwermetalle ausgewaschen werden. Als Grundlage dieses Modells dient das Einboxmodell, welches von Gerhard Furrer für einen Deponiekörper in Les Abattes entwickelt wurde (vgl. Anhang C.1).

Da die Schwermetallmobilität vom pH abhängt, werden als Erstes die Puffersysteme untersucht. Karbonat puffert den pH-Bereich von etwa 7 bis 8. Das Silikatpuffersystem puffert im pH-Bereich kleiner als 6, danach beeinflussen die anderen Systeme wie das Austauschpuffersystem und das Aluminium-Eisen-Puffersystem den pH massgebend [23].

Für diese Untersuchung sind Zink und Blei die massgeblichen Schwermetalle (siehe Abschnitt 6.5), da sie in erhöhten Konzentrationen vorkommen. Aus Abbildung 13 ist ersichtlich, dass Zink oberhalb von pH 7 praktisch vollständig gebunden und im pH Bereich 5 bis 6 praktisch vollständig gelöst ist. Blei ist oberhalb von pH 5 praktisch vollständig chemisch gebunden.

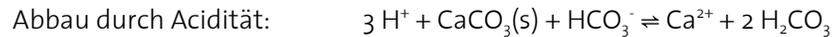
Abbildung 13: Anteil von Zink und Blei der bei einem bestimmten pH an Goethit gebunden ist. (aus Sigg und Stumm [20])



Daraus folgt, dass für den Austrag von Blei meist nicht die chemischen Prozesse, sondern die Auswaschung über Kolloide und Partikel und die organische Komplexierung (z.B. durch Wurzelexudate) dominierend sind. Die Auswaschung von Zink (und anderen Schwermetallen die sich ähnlich verhalten) kann sowohl über Kolloide und Partikel und die organische Komplexierung als auch über die pH-Senkung stattfinden. Hier wird angenommen, dass Zink ausgewaschen wird sobald der Karbonatpuffer aufgebraucht ist. Eine allfällige Auswaschung über Kolloide und organische Komplexierung wird vernachlässigt.

7.2 Karbonatauflösung

Vorerst wird nur die Auflösung des Karbonates betrachtet. Kalziumkarbonat (CaCO_3) wird aufgelöst, wenn H^+ -Ionen entstehen oder der CO_2 -Partialdruck erhöht wird und dadurch Kohlensäure (H_2CO_3) entsteht.



7.2.1 Acidität

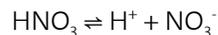
Die Summe der gelösten NH_4^+ -Ionen der atmosphärischen Deposition, der Interzeption und der Gasdeposition ergibt den NH_4^+ -Flux. Der H^+ - und somit Aciditätsflux ist die Summe der gelösten H^+ -Ionen der atmosphärischen Deposition, der Interzeption, der Gasdeposition, der Produktion der Biomasse und das doppelte des NH_4^+ -Fluxes (da bei der Nitrifizierung zwei H^+ -Ionen pro NH_4^+ frei werden). Für die Grössenordnungen der einzelnen Prozesse werden bei grossen Unsicherheiten der Daten Minimal- und Maximalwerte angenommen. Die Realität wird sich irgendwo dazwischen befinden.

Atmosphärische Deposition: In der atmosphärischen Deposition sind durchschnittlich $31 \mu\text{M H}^+$ und $38 \mu\text{M NH}_4^+$ gelöst. Aus einem Niederschlag von 14.26 dm/a in Luzern (Swiss Meteo) ergibt sich eine Belastung von $442 \text{ mol H}^+(\text{ha}^*\text{a})$ und $542 \text{ mol NH}_4^+(\text{ha}^*\text{a})$.

Interzeption: Die Interzeption ist sehr schwierig zu messen. Furrer (Anhang C, S. C-2) hat für einen Fichtenbestand $500 \text{ mol NH}_4^+(\text{ha}^*\text{a})$ angenommen. Auf dem Lysimeter ist der Bewuchs auch in Zukunft geringer, somit schätzen wir eine maximale Interzeption von $100 \text{ mol NH}_4^+(\text{ha}^*\text{a})$ und eine minimale von Null $\text{mol NH}_4^+(\text{ha}^*\text{a})$.

Gasdeposition: Auch die Gasdeposition stellt sich bei der Messung als schwierig heraus und lässt sich nur grob abschätzen. Gestützt auf Furrer (Anhang C, S. C-2) nehmen wir einen Eintrag von 200 bis $1000 \text{ mol H}^+(\text{ha}^*\text{a})$ und 100 bis $500 \text{ mol NH}_4^+(\text{ha}^*\text{a})$ an.

Durch die Deposition (atmosphärische Deposition, Interzeption und Gasdeposition) werden Ammonium, Salpetersäure und Schwefeldioxid eingetragen. Die Reaktion ergibt dabei mit Ammonium 2 H^+ -Ionen, mit Salpetersäure 1 H^+ -Ion und mit Schwefeldioxid 2 H^+ -Ionen:



Nitrifizierung: Sie läuft vollständig ab: $\text{NH}_4^+ + 2 \text{ O}_2 \rightleftharpoons \text{NO}_3^- + 2 \text{ H}^+ + \text{H}_2\text{O}$. Eine allfällige Denitrifizierung wird vernachlässigt.

Produktion von Biomasse: Auf dem Lysimeter sind Phacelia angepflanzt (Abb. 14). Ihre Biomasseproduktion beträgt 2940 bis $4150 \text{ kg}/(\text{ha}^*\text{a})$ [24].

Es wird angenommen, dass Biomasse nur als CH_2O vorliegt. Mit einer Molmasse von 30 g/mol ergibt dies 98 bis 138 kmol C/(ha*a). Aus der Summenreaktion



resultiert eine freigesetzte H^+ -Konzentration von 980 bis 1380 mol H^+ /(ha*a).



Abbildung 14: Eine Phacelia die nach der Probenahme auf dem Lysimeter angepflanzt wurde. [25]

Dies ergibt eine H^+ -Konzentration von 2473 bis 4773 mol H^+ /(ha*a), ohne BM-Produktion: 1493 bis 3393 mol H^+ /(ha*a).

Dieser Wert ist vergleichbar mit einer Studie des BAFU [26] wo $7.39 \cdot 10^9$ eq/a gemessen wurden. Dies entspricht umgerechnet 2625 mol H^+ /(ha*a), wobei in jener Studie die Biomasseproduktion nicht berücksichtigt wurde.

Um aus der Konzentration den Aciditätsflux bestimmen zu können wird die Fließgeschwindigkeit benötigt.

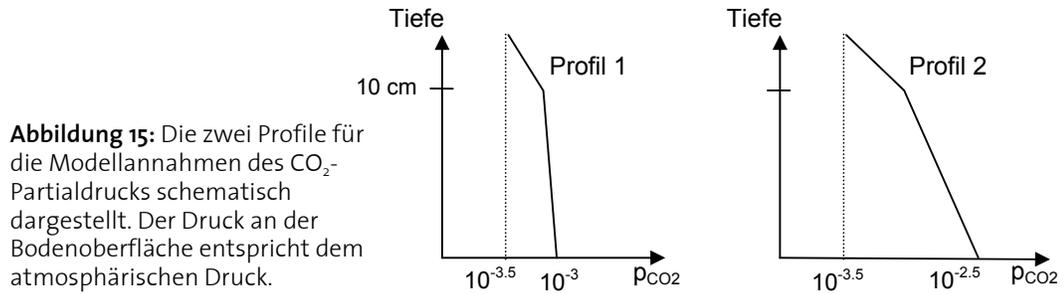
Fließgeschwindigkeit: Die Fließgeschwindigkeit wurde von Emmanuel Kuster mit den Niederschlagsdaten (MeteoSchweiz) für Luzern und den Ausflussdaten des Lysimeters berechnet. Zusätzlich wurde das im Boden gespeicherte Wasser mitberücksichtigt. Somit resultiert eine Versickerung von 48%. Dies ergibt eine Fließgeschwindigkeit von 7.4 dm/a.

Dies ergibt einen totalen Aciditätsflux von minimal $3 \cdot 10^{-4}$ und maximal $6 \cdot 10^{-4}$ mol/dm³.

7.2.2 CO_2 -Partialdruck

Mit zunehmender Tiefe nimmt auch der CO_2 -Partialdruck zu. Dies ist eine sinnvolle Annahme, da es im Lysimeter an den Rändern zu keiner und am Boden nur zu sehr wenig Ausgasung kommt. Die Wurzeln der Phacelia reichen bis ca. 10 cm Tiefe. Durch die Wurzelatmung wird wegen der Produktion von CO_2 der Partialdruck in den ersten 10 cm besonders stark erhöht (verglichen mit den übrigen 35 cm).

Im Modell wird an der Oberfläche mit dem atmosphärischen CO_2 -Partialdruck von 10^{-35} atm gerechnet. Da das Verhalten des Partialdrucks nicht im Detail bekannt ist, werden zwei CO_2 -Partialdruck-Profile angenommen (Abb. 15). Das erste mit einem Partialdruck bei 10 cm von 10^{-325} atm und bei 45 cm von 10^{-30} atm. Für das zweite Profil wird bei 10 cm mit einem Druck von 10^{-30} atm und bei 45 cm mit einem von 10^{-25} atm gerechnet.



7.2.3 Szenarien

Um eine angemessene Bandbreite der Auswaschungszeit zu erhalten werden 4 Szenarien modelliert (Tab. 6). Dabei werden die zwei CO₂-Partialdruck Profile und die Minimal- und Maximalwerte gemäss Abschnitt 7.2.1 berücksichtigt.

Tabelle 6:
Auflistung der modellierten CO₂-Profile und der variablen Parameter. Min berücksichtigt die Minimalwerte und Max die Maximalwerte der einzelnen Prozesse gemäss Abschnitt 7.2.1.

Variable Parameter	Einheiten	CO ₂ -Profil 1		CO ₂ -Profil 2	
		Min	Max	Min	Max
		1	2	3	4
p _{CO₂} (an Oberfläche)	atm	10 ^{-3.5}	10 ^{-3.5}	10 ^{-3.5}	10 ^{-3.5}
p _{CO₂} (bei 10 cm)	atm	10 ^{-3.25}	10 ^{-3.25}	10 ⁻³	10 ⁻³
p _{CO₂} (bei 45 cm)	atm	10 ⁻³	10 ⁻³	10 ^{-2.5}	10 ^{-2.5}
NH ₄ ⁺ Gasdeposition	mol/(ha*a)	100	500	100	500
H ⁺ Gasdeposition	mol/(ha*a)	200	1000	200	1000
Interzeption	mol NH ₄ ⁺ /(ha*a)	0	100	0	100
H ⁺ aus Biomasseproduktion	mol/(ha*a)	980	1380	980	1380

7.3 Modell

7.3.1 Karbonatauswaschung

Aus dem Einboxmodell wird ein Mehrboxmodell (Abb. 16) gemacht, wobei über jede einzelne Box eine Bilanz gerechnet wird. Das dabei aufgelöste Karbonat wird in die nächste Box ausgewaschen.

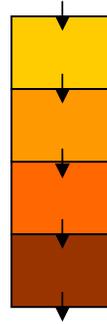


Abbildung 16: Das Mehrboxmodell schematisch dargestellt. Die Bodensäule wird hier zur Veranschaulichung in 4 Boxen eingeteilt.

Im Modell wird mit einem Ca' und Ca'' -Flux gerechnet, wobei Ca' das durch den CO_2 -Partialdruck und Ca'' das durch die Acidität freigesetzte Kalzium bezeichnet.

$$\log [Ca'] = (\log [H_2CO_3] - 4.7) / 3$$

$$[Ca''] = [Aci] / 3$$

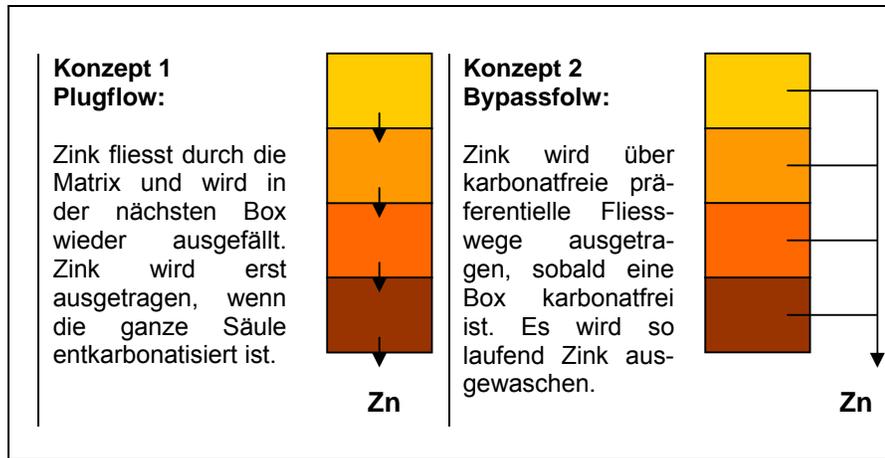
(Herleitung vgl. Anhang C, S. C-3)

7.3.2 Zinkauswaschung

Die Mobilisierung von Zink erfolgt, sobald eine Box vollständig karbonatfrei ist. Durch die pH-Änderung wird das Zink mobilisiert. Da es sich bei der Löslichkeit um eine Gleichgewichtsreaktion handelt, wird nicht das gesamte Zink ausgewaschen. Es wird als erste Näherung angenommen, dass die Hälfte des Zinks mobilisiert wird. Über eine so lange Zeit ist es jedoch gut möglich, dass ein grösserer Anteil mobilisiert wird, da auch kurzfristig nicht zugängliches Zink, zum Beispiel in Mineralien gebunden oder komplexiert, über Verwitterung zugänglich werden kann. Für die Auswaschung von Zink werden zwei Konzepte betrachtet (Abb. 17):

1. Plugflow: Das gelöste Zink fließt in die nächste Box und wird dort aufgrund des höheren pH (die Box ist noch durch Karbonat gepuffert) wieder immobilisiert. Es gelangt erst wieder in Lösung, wenn das Karbonat wieder vollständig ausgewaschen worden ist.
2. Bypassflow: Das gelöste Zink fließt über präferentielle Fließwege (Annahme: karbonatfrei) und wird laufend ausgetragen.

Abbildung 17:
Die zwei
verwendeten
Konzepte zur
Zink-Aus-
waschung.



In Wirklichkeit bestehen beide Mechanismen nebeneinander und werden, je nach Bodenstruktur und Niederschlagsregime zu unterschiedlichen Anteilen zum Zink-Austrag beitragen.

7.3.3 Programmcode

Die oben genannten Annahmen wurden in Matlab implementiert. Der entsprechende Code befindet sich in Anhang C, S. C-10ff.

7.4 Resultate und Diskussion

7.4.1 Karbonat

Die vollständige Entkarbonatisierungszeit nach den vier Szenarien beträgt 758 bis 1131 Jahre (Tab. 7). In den Abbildungen 18 bis 20 ist der Karbonatabbau zu verschiedenen Zeitpunkten dargestellt wie er mit Matlab berechnet wurde. Die Entkarbonatisierung der Bodensäule beträgt für Szenario 3 810 Jahre, (vgl. Tabelle 6 Abschnitt 7.2.3). Es ist deutlich ersichtlich, dass der Karbonatgehalt auch in den unteren Schichten abnimmt, da dort der CO₂-Partialdruck grösser ist. Es wurden 45 Boxen modelliert, eine Box entspricht dabei einer Bodenschicht von 1 cm Mächtigkeit.

Tabelle 7: Anzahl Jahre bis zur vollständigen Entkarbonatisierung bzw. bis zum Zinkaustrag nach dem Plugflow-Ansatz.

Profil 1	Szenario 1	kleine Deposition	1131 Jahre
	Szenario 2	grosse Deposition	1029 Jahre
Profil 2	Szenario 3	kleine Deposition	810 Jahre
	Szenario 4	grosse Deposition	758 Jahre

Abbildung 18: Karbonatgehalt im Boden nach 36 Jahren. Wegen des grösseren CO₂-Partialdruckes wird Karbonat auch in den unteren Schichten aufgelöst.

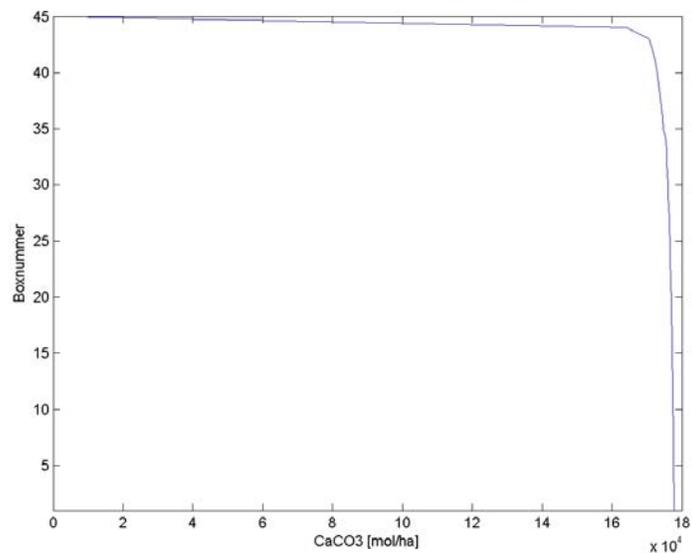


Abbildung 19: Karbonatgehalt im Boden nach 336 Jahren.

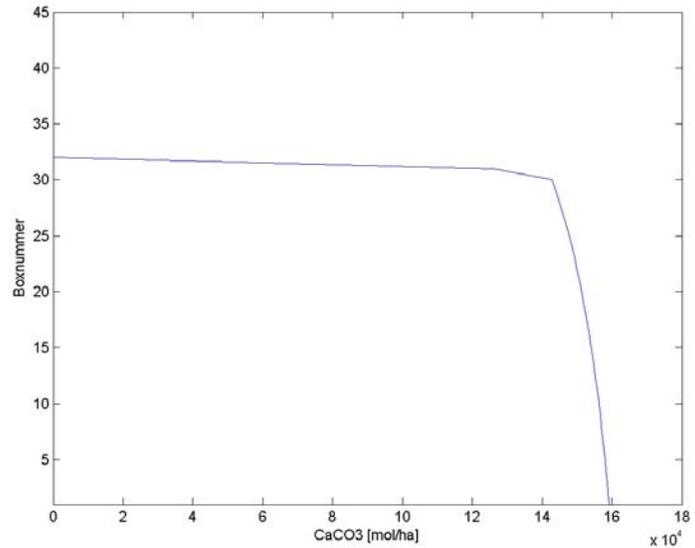
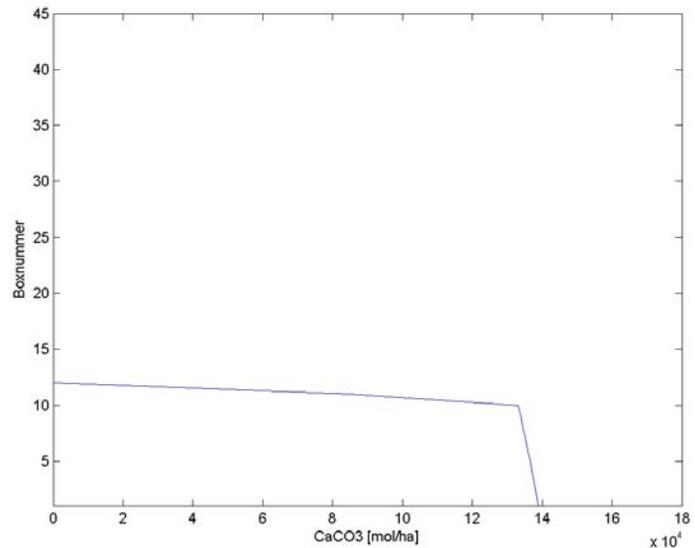


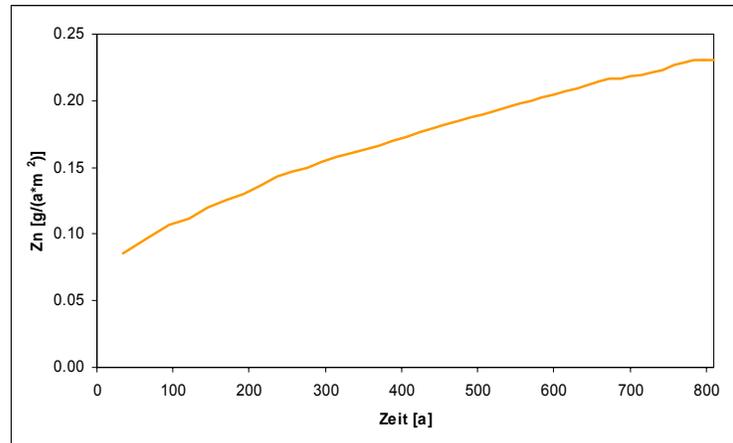
Abbildung 20: Karbonatgehalt im Boden nach 665 Jahren.



7.4.2 Zink

Nach dem Plugflow-Ansatz wird das ganze Zink nach den gemäss Tabelle 7 aufgezeigten Zeiten auf einmal ausgetragen. Betrachtet man den Austrag über präferentielle Fließwege erhalten wir eine mit der Zeit zunehmende Austragsrate, da die Geschwindigkeit der Karbonatfront mit der Zeit zunimmt (Abb. 21).

Abbildung 21: Zink-Auswaschung bei Auswaschung durch präferentielle Fließwege. Die Auswaschungsrate nimmt mit der Zeit zu, da die Geschwindigkeit der Karbonatfront mit der Zeit zunimmt.



Um abzuschätzen, welche Belastung unter den gewählten Bedingungen für die Umwelt zu erwarten ist, können für verschiedene Zeitpunkte die Austragsraten miteinander verglichen werden. Daraus resultiert nach 30 Jahren ein Austrag von 0.85 bis 1.00 mg/(a*m²). Nach 200 Jahren beträgt dieser bereits 1.00 bis 1.50 mg/(a*m²) (Tab. 8). Wenn wir daraus die Konzentration im Ausfluss berechnen, ergeben sich Konzentrationen zwischen 0.00060 und 0.00105 mg/L (Tab. 9). Die für die Risikoanalyse verwendete maximale Konzentration, bei der keine negativen Effekte auf die Organismen zu erwarten ist, (PNEC, predicted no-effect concentration) liegt für Zink in Gewässern bei 0.050 mg/L [27].

Tabelle 8: Auswaschungs-raten [mg/a*m²], berechnet nach dem Bypassflow Ansatz.

Jahre	Szenario 1 (kl.Deposition)	Szenario 2 (gr.Deposition)	Szenario 3 (kl.Deposition)	Szenario 4 (gr.Deposition)
~30	0.85	1.00	0.85	1.00
~100	0.90	1.07	1.07	1.20
~200	1.00	1.20	1.30	1.50

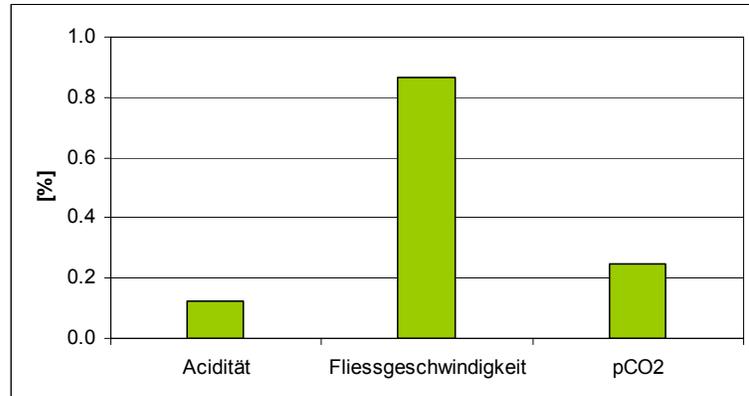
Tabelle 9: Zn-Konzentrationen [mg/L] im Ausfluss, berechnet nach dem Bypassflow Ansatz.

Jahre	Szenario 1 (kl.Deposition)	Szenario 2 (gr.Deposition)	Szenario 3 (kl.Deposition)	Szenario 4 (gr.Deposition)
~30	0.00060	0.00070	0.00060	0.00070
~100	0.00063	0.00075	0.00075	0.00085
~200	0.00070	0.00085	0.00091	0.00105

7.4.3 Sensitivität

Die Sensitivitätsanalyse des Modells wird numerisch durchgeführt, indem die Parameter „Acidität“, „Fließgeschwindigkeit“ und „CO₂-Partialdruck“ je um 1 % variiert werden und die anderen Parameter dabei konstant gehalten werden. Die daraus resultierende Veränderung der Entkarbonisierungszeit wird betrachtet (Abb. 22). Erwartungsgemäss ist die Fließgeschwindigkeit der sensitivste Parameter wie schon beim Einboxmodell von Gerhard Furrer (Anhang C, S. C-9).

Abbildung 22:
Sensitivität des Modells in Bezug auf die Parameter „Acidität“, „Fließgeschwindigkeit“ und „CO₂-Partialdruck“. Dargestellt ist die Änderung der Entkarbonisierungszeit in % bei einer Änderung der Parameter um 1 %.



8. Schlussfolgerung

Der Boden hat sich in seinen physikalischen und chemischen Eigenschaften verglichen mit seinem Zustand vor der Schüttung nicht verändert.

Die Modellierung der chemischen Eigenschaften des Bodens zeigt, dass der Karbonatpuffer erst nach langer Zeit (ca. 800 Jahre) verbraucht wird. Die chemisch bedingte Mobilisierung der Schwermetalle ist unwahrscheinlich. Langfristig kann dieser Zustand durch eine Kalkung des Bodens gehalten werden.

Unter aktuellen Bedingungen sind die Schwermetalle im Boden immobil. Eine Wiederverwertung ist deshalb unseres Erachtens in Betracht zu ziehen, allerdings sind dabei folgende Rahmenbedingungen zu berücksichtigen:

- Ablagerung des Bodens nur an Standorten, wo mit einer erneuten Belastung gerechnet werden muss (z.B. Autobahn-Neubau, -Umbau, Eisenbahnlinie).
- Möglichkeit der Ablagerung an grundwasserfernen Standorten muss überprüft werden.
- Eine Auswaschung der Schadstoffe in Grund- und Oberflächenwasser muss ausgeschlossen werden (GSchG). Erreicht werden kann dies beispielsweise durch eine Sickerwasserfassung über einer Abdichtung.
- Wird kontaminierter Boden auf eine Böschung geschüttet, müssen Erosionsschutzmassnahmen getroffen werden um eine Verschleppung zu verhindern.
- Belasteter Boden darf unbelasteten Boden nicht kontaminieren.
- Der Schadstoffaustrag über die Nahrungskette muss verhindert werden.
- Eine Umweltbelastung durch lange Transportwege von Böden soll vermieden werden.

Ausblick

- Es sollte geprüft werden, ob kontaminierter Boden entlang von Bahngleisen verwendet werden kann.
- Um das Fliessverhalten des Wassers zu untersuchen und präferentielle Fliesswege zu erfassen könnte ein Tracerversuch auf der Lysimeteranlage durchgeführt werden.
- Das erstellte einfache Modell könnte mit den aus dem Tracerversuch gewonnenen Erkenntnissen erweitert werden.
- Das Modell könnte mit den Ausflussdaten kalibriert werden.

9. Referenzen

1. BAFU (ehemals BUWAL), *Wegleitung, Verwertung von ausgehobenem Boden* (Wegleitung Bodenaushub), 2001
2. USG, *Bundesgesetz vom 7. Oktober 1983 über den Umweltschutz*, Sr. 814.01
3. L. OETJEN und A. SCHLUEP, *Wiederverwertung von schadstoffbelastetem Bodenmaterial*, ETH Zürich, Semesterarbeit, 2005
4. WWW.WASSER-WISSEN.DE/ABWASSERLEXIKON, Mai 2006
5. [HTTP://E-GEO.CAMPTOCAMP.COM/ERDBEBEN/INDEX.HTML](http://E-GEO.CAMPTOCAMP.COM/ERDBEBEN/INDEX.HTML), Mai 2006
6. VBBO, *Verordnung über die Belastungen des Bodens vom 1. Juli 1998*, Sr. 814.12
7. BAFU (ehemals BUWAL). *Richtlinie für die Verwertung, Behandlung und Ablagerung von Aushub-, Abraum- und Ausbruchmaterial* (Aushubrichtlinie). 1999
8. GSCHG, *Bundesgesetz über den Schutz von Gewässer vom 24. Januar 1991*, Sr. 814.20
9. TVA, *Technische Verordnung über Abfälle vom 10. Dezember 1990*, Sr. 814.600
10. STOV, *Verordnung über umweltgefährdende Stoffe vom 9. Juni 1986*, Sr. 814.013
11. GSCHV, *Gewässerschutzverordnung vom 28. Oktober 1998*, Sr. 814.201.
12. G.R. BLAKE und K.H. HARTGE. *Methods of Soil Analysis*. 2nd Edition. Wisconsin, 1986
13. FAL, IUL, RAC FAW, *Schweizerische Referenzmethoden der Eidgenössischen landwirtschaftlichen Forschungsanstalten (FAL, IUL, RAC und FAW)*, Zürich-Reckenholz, 1997
14. B. NOWACK. *Praktikumsanleitung (Umweltlabor)*. ETH Zürich, Institut für terrestrische Ökologie, 2006
15. K.H. HARTGE und R. HORN. *Die physikalische Untersuchung von Böden*. 3. Auflage, Stuttgart, 1992
16. FAL, RAC, FAW, *Schweizerische Referenzmethoden der Eidgenössischen landwirtschaftlichen Forschungsanstalten*, Zürich-Reckenholz, 1996
17. F. SCHEFFER und P. SCHACHTSCHABEL, *Lehrbuch der Bodenkunde*, Stuttgart, 1998
18. FAL, *Kartieren und Beurteilen von Landwirtschaftsböden*, Zürich-Reckenholz, 1997
19. A.L. PAGE, R.H. MILLER und D.R. KEENEY. *Methods of soil analysis*. 2nd Edition. Wisconsin, 1982
20. Sigg und Stumm
21. FAL, RAC. *Grundlagen für die Düngung von Reben*. 2003
22. L. OETJEN. *Mobilisierbarkeit von Schwermetallen in frisch geschütteten Boden*. ETH Zürich, Diplomarbeit, 2005
23. G. FURRER, Vorlesungsunterlagen Bodenschutz II, WS 04/05
24. [HTTP://WWW.EAP.MCGILL.CA/AGROBIO/AB350-03.HTM#PRODUCTION%20DE%20BIOMASSE](http://WWW.EAP.MCGILL.CA/AGROBIO/AB350-03.HTM#PRODUCTION%20DE%20BIOMASSE), Mai 2006
25. [HTTP://WWW.ATLAS-ROSLIN.PL/GATUNKI/PHACELIA_TANACETIFOLIA.HTM](http://WWW.ATLAS-ROSLIN.PL/GATUNKI/PHACELIA_TANACETIFOLIA.HTM), Juni 2006
26. BAFU, *Stickstoffhaltige Luftschadstoffe in der Schweiz*, Schriftenreihe Umwelt Nr. 384
27. S.v. ASSCHE und M. MARTIN, *Zink in der Umwelt*

ANNEX A

A.1 Weitere Rechtsgrundlagen (aus Bodenaushub-Richtlinie)

Nach dem **Umweltschutzgesetz vom 7. Oktober 1983 (USG)** handelt es sich bei ausgehobenem Boden um eine bewegliche Sache, deren sich der Besitzer entweder entledigt oder deren Entsorgung im öffentlichen Interesse geboten ist. Solcher Boden ist somit unabhängig von seiner Schadstoffbelastung Abfall (Art. 7 Abs. 6 USG). Nach dem Konzept des USG sind Abfälle, nötigenfalls nach einer Vorbehandlung, entweder zu verwerten oder auf einer Deponie abzulagern (Art. 7 Abs. 6bis in Verbindung mit Art. 30 USG). Zur Bestimmung der Entsorgungsart muss der ausgehobene Boden somit auf seinen Schadstoffgehalt hin untersucht werden. Gestützt auf das Ergebnis ist zu entscheiden, ob er als Stoff verwertet werden kann oder als Abfall abgelagert werden muss.

Die **Technische Verordnung vom 10. Dezember 1990 über Abfälle (TVA)** bestimmt, dass unverschmutztes Aushubmaterial in erster Linie für Rekultivierungen verwertet werden muss. Sie verbietet zudem die Verdünnung des Schadstoffgehalts von Aushub durch Vermischen mit unbelastetem Material (Art. 9 Abs. 1 Bst. a, 10 und 16 Abs. 3 Bst. d TVA in Verbindung mit Ziff. 12 Abs. 2 Anh. 1 TVA).

Die **Stoffverordnung vom 9. Juni 1986 (StoV)** bestimmt, dass Abfälle, die verwertet werden, den Stoffen gleichgestellt sind (Art. 4 Abs. 2 StoV). Sie enthält jedoch keine besonderen Regelungen für die Abgabe und Verwendung von ausgehobenem Boden. Ob der Schadstoffgehalt des ausgehobenen Bodens das direkte Aufbringen auf den Boden ohne Gefährdung von Gewässern und Böden erlaubt, richtet sich nach den allgemeinen Vorschriften über umweltgerechtes Verhalten (Art. 9 und 10 StoV). Zur Beurteilung, bei welcher Schadstoffbelastung und bei welcher Verwendung der Bodenaushub den vorhandenen Boden oder direkt Menschen, Tiere und Pflanzen gefährden kann, empfiehlt diese Wegleitung Belastungswerte. Soweit vorhanden verwendet sie dabei Richt- und Prüfwerte der VBBo zur Beurteilung stationärer Böden. Zur Beurteilung der Gefährdung von Gewässern durch Bodenaushub orientiert sich diese Wegleitung an der Aushub-Richtlinie, die sich ihrerseits auf die **Gewässerschutzverordnung vom 28. Oktober 1998 (GSchV)** abstützt. Für mobile wassergefährdende organische Schadstoffe empfiehlt sie die U-Werte der Aushub-Richtlinie.

Die **Verordnung vom 26. August 1998 über die Sanierung von belasteten Standorten (Altlasten-Verordnung; AltIV)** bezeichnet in Artikel 2 Absatz 1 Orte, deren Belastung von Abfällen stammt und die eine beschränkte Ausdehnung haben, als belastete Standorte; ausgenommen sind jene Standorte, auf die ausschliesslich unverschmutztes Material gelangt ist. Nach Artikel 5 Absatz 3 trägt die kantonale Behörde die Standorte in den Kataster der belasteten Standorte ein. Entsprechend Artikel 30 Absatz 3 USG sieht Artikel 17 AltIV zudem vor, dass bei der Sanierung von Altlasten entnommene Abfälle umweltverträglich zu entsorgen sind. Soweit es sich dabei um Bodenaushub handelt, empfiehlt die vorliegende Wegleitung für den Schutz des Bodens und der Gewässer die entsprechenden Entsorgungsmassnahmen (Verwertung oder Ablagerung).

Schliesslich schreibt die **Verordnung vom 1. Juli 1998** über Belastungen des Bodens (**VBBo**) vor, dass ausgehobener Boden nur dann aufgebracht werden darf, wenn dadurch der vorhandene Boden am Ort des Aufbringens chemisch nicht zusätzlich belastet wird (Art. 7 Abs. 2 Bst. b VBBo), dass die **Schadstoffkonzentration** des vorhandenen Bodens also nicht ansteigt. Diese Anforderung ist dann erfüllt, wenn der Schadstoffgehalt des aufgebrachten Bodens im Vergleich zur Belastung des vorhandenen Bodens tiefer oder gleich hoch ist. Die Gesundheit von Menschen, Tieren oder Pflanzen darf indessen nicht gefährdet werden. Im Weiteren verlangt die VBBo, dass Ober- und Unterboden getrennt behandelt werden (vgl. Art. 7 Abs. 1 in Verbindung mit Art. 2 Abs. 4 VBBo).

ANNEX B

Resultate

B.1 pH-Wert

Tabelle B.1: 3-fach gemessene pH Werte (Mittelwerte) mit Standardabweichungen

Probe	pH	Stabw.	Rel. Stabw. [%]
1/1.	7.2	0.01	0.08
1/2.	7.3	0.01	0.16
1/3.	7.2	0.02	0.24
1/4.	7.2	0.01	0.08
2/1.	7.2	0.02	0.28
2/2.	7.2	0.01	0.08
2/3.	7.1	0.01	0.14
2/4.	7.1	0.03	0.35
Mittelwert	7.2	0.05	0.65
Lysimeter 1	7.2	0.05	0.67
Lysimeter 2	7.2	0.04	0.54

B.2 Kalziumkarbonat

Tabelle B.2: Messung der Kalibrationslösungen von Karbonat

Probe	Einwaage [mg CaCO ₃]	Endstand [mL]
0	0.0	0.0
1	0.1	15.6
2	0.2	46.4
3	0.3	68.4
4	0.4	93.6

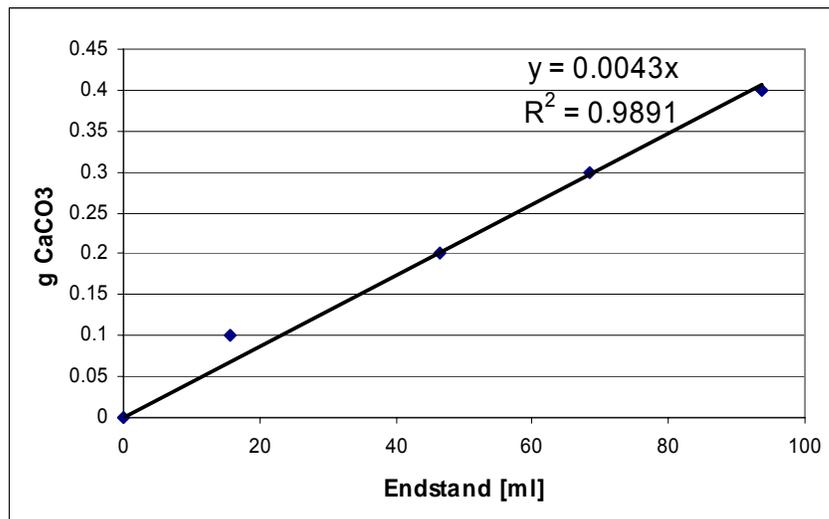


Abbildung B.1: Kalibrationsgerade von Kalziumkarbonat

Tabelle B.3: Berechnung der Kalziumkarbonatkonzentration

Probe	Einwaage [g _{Boden}]	mL	$\frac{g_{CaCO_3}}{g_{Boden}}$	Mittelwert [%]
1/1a	0.51	14.8	0.12	13
1/1b	0.50	16.0	0.14	
1/2a	0.54	21.4	0.17	15
1/2b	0.50	14.2	0.12	
1/3a	0.50	16.8	0.14	16
1/3b	0.49	20.2	0.18	
1/4a	0.50	16.2	0.14	14
1/4b	0.53	17.6	0.14	
2/1a	0.53	17.0	0.14	13
2/1b	0.50	14.2	0.12	
2/2a	0.52	17.5	0.14	14
2/2b	0.50	16.0	0.14	
2/3a	0.50	16.4	0.14	15
2/3b	0.50	17.8	0.15	
2/4a	0.52	19.0	0.16	17
2/4b	0.50	20.2	0.17	
Referenzboden	0.50	10.2	0.09	9
Referenzboden Sollwert				9.50
Mittelwert aller Proben				15
Stabw.				0.017
rel. Stabw. [%]				11.8
Lysimeter 1				14
Stabw.				0.020
rel. Stabw. [%]				13.6
Lysimeter 2				15
Stabw.				0.015
rel. Stabw. [%]				10.6

Dargestellt sind Doppelbestimmungen. Die Kalziumkarbonatkonzentration pro Gramm Boden wird mit der Kalibrationsgleichung (Abb. B1) berechnet.

B.3 Porengrösse, Wassergehalt

Tabelle B.4: Gewicht der Proben nach der Sättigung, dem Sandbett (60cm WS), dem Kaolinbett (396 cmWS) und Trocknung bei 105°C.

Probe	ohne Material [g]				Sättigung ¹⁾	60cmWS ²⁾	396cmWS ³⁾
	triefend	60 cmWS	396 cmWS	getrocknet	L _{Wasser} /L _{Boden}	L _{Wasser} /L _{Boden}	L _{Wasser} /L _{Boden}
1/1	576.84	434.16	405.43	334.17	0.8	0.3	0.2
1/2	517.85	458.25	428.97	348.5	0.6	0.4	0.3
1/3	552.65	502.44	471.45	380.47	0.6	0.4	0.3
1/4	564.16	470.47	444.71	360.29	0.7	0.4	0.3
2/1	526.96	477.99	449.17	368.64	0.5	0.4	0.3
2/2	545.45	425.85	399.13	327.78	0.7	0.3	0.2
2/3	585.23	499	473.16	383.4	0.7	0.4	0.3
2/4	567.11	473.58	445.43	362.21	0.7	0.4	0.3
MW					0.7	0.4	0.3
L1					0.7	0.4	0.3
L2					0.7	0.4	0.3

¹⁾ Wassermasse (triefend – getrocknet) pro Liter

²⁾ Wassermasse (60 cmWS – getrocknet) pro Liter

³⁾ Wassermasse (396 cmWS – getrocknet) pro Liter

Das Miniburgerzylindervolumen beträgt 0.3 Liter.

B.4 Lagerungsdichte

Tabelle B.5: Lagerungsdichte bestimmt mit Burger- und Miniburgerzylinder.

Probe	Lagerungsdichte [kg/L] Burgerzylinder	Lagerungsdichte [kg/L] Miniburgerzylinder
1/1	1.3	1.1
1/2	1.2	1.2
1/3	1.2	1.3
1/4	1.3	1.2
2/1	1.2	1.2
2/2	1.2	1.1
2/3	1.2	1.3
2/4	1.2	1.2
Mittelwert	1.2	1.2
Stabw.	0.03	0.07
rel.Stabw. [%]	2.4	5.6
Lysimeter 1	1.2	1.2
Stabw.	0.02	0.07
rel.Stabw. [%]	1.8	5.5
Lysimeter 2	1.2	1.2
Stabw.	0.02	0.08
rel.Stabw. [%]	1.5	6.5

Tabelle B.6: Einteilung eines Bodens nach seiner Lagerungsdichte¹.

Lagerungsdichte [kg/l]	Beschreibung	Vorkommen
< 0.9	extrem locker	Torfe, Tone, vulkanische Böden
0.9 - 1.1	locker	sehr lockere Oberböden
1.1 - 1.3	mittel	Oberböden, Unterböden
1.3 - 1.5	leicht verdichtet	Unterböden
1.5 - 1.7	dicht	verdichtete Unterböden
> 1.7	extrem dicht	stark verdichtete Sedimente

¹ Vorlesungsunterlagen Bodenkunde, R. Kretzschmar, WS 04/05

B.5 Korngrößenverteilung

Tabelle B.7: Mittelwerte zweier Bestimmungen und Standardabweichungen der Korngrößenverteilung.

Probe	Mittelwerte [%]			Standardabweichung			Relative Standardabweichung [%]		
	Sand	Schluff	Ton	Sand	Schluff	Ton	Sand	Schluff	Ton
1/1	59.1	22.8	18.1	0.85	1.13	0.28	1.4	5.0	1.6
1/2	59.8	23.5	16.7	0.28	0.42	0.14	0.5	1.8	0.8
1/3	60.7	22.2	17.2	0.78	0.57	0.21	1.3	2.5	1.2
1/4	62.1	21.1	16.8	0.28	0.57	0.28	0.5	2.7	1.7
2/1	65.0	19.9	15.2	0.07	0.14	0.07	0.1	0.7	0.5
2/2	66.6	18.7	14.8	0.28	0.64	0.35	0.4	3.4	2.4
2/3	61.5	21.5	17.1	0.07	0.21	0.14	0.1	1.0	0.8
2/4	57.5	23.7	18.9	0.07	0.57	0.49	0.1	2.4	2.6
Mittelwert	61.5	21.7	16.8	3.02	1.76	1.36	4.9	8.1	8.1
Lysimeter 1	60.4	22.4	17.2	1.29	1.02	0.64	2.1	4.5	3.7
Lysimeter 2	62.6	20.9	16.5	4.06	2.18	1.89	6.5	10.4	11.5

B.6 Organische Substanz

Tabelle B.8: Bestimmung der organischen Substanz mittels Veraschung mit H₂O₂.

Probe	org. Substanz [%]
1/1	3.1
1/2	2.9
1/3	3.0
1/4	3.0
2/1	3.0
2/2	3.0
2/3	3.0
2/4	3.1
Mittelwert	3.0
Lysimeter 1	3.0
Lysimeter 2	3.0

Tabelle B.9: Bestimmung des org. C und der org. Substanz mittels Dichromat.

Probe	Ohne Berücksichtigung Erwärmung				Mit Berücksichtigung Erwärmung			
	Org. C [%]	Org. Substanz [%]	Stabw.	Rel. Stabw [%]	Org. C [%]	Org. Substanz [%]	Stabw.	Rel. Stabw [%]
1/1	2.1	3.5	0.021	0.60	2.7	4.5	0.027	0.60
1/2	2.1	3.5	0.120	3.38	2.7	4.6	0.156	3.38
1/3	2.0	3.4	0.007	0.22	2.6	4.5	0.010	0.22
1/4	2.1	3.6	0.001	0.03	2.8	4.7	0.001	0.03
2/1	2.1	3.6	0.001	0.04	2.7	4.6	0.002	0.04
2/2	2.1	3.6	0.063	1.76	2.7	4.6	0.082	1.76
2/3	2.1	3.5	0.056	1.59	2.7	4.6	0.073	1.59
2/4	2.1	3.6	0.005	0.13	2.7	4.7	0.006	0.13
Referenz	2.3	3.9	-	-	2.9	5.0	-	-
Referenz Sollwert								
Mittelwert	2.1	3.5	0.054	1.53	2.7	4.6	0.071	1.53
Lysimeter 1	2.1	3.6	0.075	2.12	2.7	4.6	0.097	2.12
Lysimeter 2	2.1	3.5	0.017	0.49	2.7	4.6	0.023	0.49

Berechnung:

$$\%_{\text{org.C}} = (10 - (10 \cdot y/x)) \cdot 300 / \text{Boden}$$

wobei y: Verbrauch mL Fe(II) in Probe
 x: Verbrauch mL Fe(II) in Blindprobe
 Bodeneinwaage in mg

B.7 Schwermetalle**B.7.1 AAS****Tabelle B.10:** Konzentration von Blei und Zink im 0.1 M NaNO₃-Auszug.

Proben	NaNO ₃					
	Messwerte			Umrechnung ³⁾		
	Pb mg/L ¹⁾	Zn mg/L ¹⁾		Pb mg/kg	Zn mg/kg	Zn ⁴⁾ mg/kg
Verdünnung²⁾	1:50	1:100				
H ₂ O dest.	-0.089	-0.014				
H ₂ O dest.	-0.142	-0.016				
Blank	-0.042	0.002				
Ref	0.057	0.237	++	0.247	0.587	
Ref 2001-3/986				0.395	0.486	
1/11	-0.047	-	0.022	++	-0.011	0.050
1/12	0.003	-	0.020	+	0.112	0.045
1/13	0.012	-	0.017	+	0.136	0.037
1/14	0.018	-	0.020	+	0.151	0.045
1/21	0.038	-	0.033	++	0.200	0.077
1/22	-0.017	-	0.034	++	0.063	0.080
1/23	0.057	-	0.027	++	0.249	0.062
1/24	0.063	-	0.021	++	0.263	0.048
2/11	0.019	-	0.017	+	0.153	0.038
2/12	-0.001	-	0.019	+	0.104	0.043
2/13	0.011	-	0.014	+	0.133	0.030
2/14	0.061	-	0.027	++	0.257	0.063
2/21	-0.008	-	0.012	+	0.086	0.024
2/22	0.062	-	0.008	+	0.260	0.015
2/23	-0.009	-	0.021	++	0.083	0.048
2/24	0.043	-	0.016	+	0.212	0.036
Mittelwert	0.019	0.021			0.153	0.046
Stabw.					0.081	0.018
Rel. Stabw. [%]					52.9	37.9
Lysimeter 1	0.016	0.024			0.145	0.055
Stabw.					0.092	0.016
Rel. Stabw. [%]					63.7	28.5
Lysimeter 2	0.022	0.017			0.161	0.037
Stabw.					0.073	0.015
Rel. Stabw. [%]					45.4	39.8

¹⁾++ Messung über der Bestimmungsgrenze (= 10*Blank)

+ Messung über der Nachweisgrenze (= 3*Blank)

- Messung unter der Nachweisgrenze

²⁾ Verdünnung durch die Methode: 1:2.5 (20 g Boden, 50 mL Probe)

³⁾ Pb, Zn: Subtraktion des Blanks, Multiplikation mit 2.5

⁴⁾ Nur Werte über der Bestimmungsgrenze berücksichtigt zur Mittelwertbildung

Tabelle B.11: Konzentration von Blei und Zink im EDTA-Auszug.

EDTA						
Proben	Messwerte				Umrechnung ³⁾	
	Pb mg/L ¹⁾		Zn mg/L ¹⁾		Pb mg/kg	Zn mg/kg
Verdünnung ²⁾	1:50		1:100			
H2O dest	0.109		-0.025			
H2O dest	0.091		-0.025			
Blank	0.074		-0.022			
Ref 2002-4/921	2.418	++	1.376	++		
1/11	5.858	++	1.372	++	289	137
1/12	8.218	++	1.434	++	407	143
1/13	5.717	++	1.109	++	282	111
1/14	6.496	++	1.279	++	321	128
1/21	7.519	++	1.487	++	372	149
1/22	6.905	++	1.470	++	342	147
1/23	7.005	++	1.458	++	347	146
1/24	5.723	++	1.248	++	282	125
2/11	7.384	++	1.445	++	365	144
2/12	7.628	++	1.348	++	378	135
2/13	6.156	++	1.401	++	304	140
2/14	6.486	++	1.263	++	321	126
2/21	7.852	++	1.426	++	389	143
2/22	5.630	++	1.418	++	278	142
2/23	6.859	++	1.496	++	339	150
2/24	5.118	++	1.280	++	252	128
Mittelwert	6.660		1.371		329	137
Stabw.					45.5	10.8
Rel. Stabw. [%]					13.8	7.9
Lysimeter 1	6.680		1.357		330	136
Stabw.					45.4	13.4
Rel. Stabw. [%]					13.8	9.9
Lysimeter 2	6.639		1.385		328	138
Stabw.					48.7	8.1
Rel. Stabw. [%]					14.8	5.9

¹⁾ ++ Messung über der Bestimmungsgrenze (= 10*Abs(Blank)),
+ Messung über der Nachweisgrenze (= 3*Abs(Blank))

²⁾ Verdünnung durch die Methode: 1:10 (5 g Boden, 50 mL Probe)
zusätzliche Verdünnung der Proben: Pb: 1:5, Zn: 1:10

³⁾ Pb: Subtraktion des Blanks (0.074), Multiplikation mit 50
Zn: Multiplikation mit 100

Tabelle B.12: Konzentration von Blei und Zink im 2 M HNO₃-Auszug.

Proben	HNO ₃							
	Messwerte			Umrechnung				
	Pb mg/L ¹⁾	Zn1 mg/L ¹⁾	Zn2 mg/L ¹⁾	Pb ³⁾ mg/kg	Zn1 ³⁾ mg/kg	Zn2 ⁴⁾ mg/kg		
Verdünnung ²⁾	1:250	1:250	1:500					
H2O dest	-0.579	-0.014	-0.023					
H2O dest	-0.506	-0.016	-0.028					
Blank	-0.430	0.002	-0.010					
Ref	-0.270	1.988		-68	497			
Ref 2002-4/921				164	502			
1/11	2.841	+	OVER	0.979	++	818		489
1/12	1.767	+	OVER	1.078	++	549		539
1/13	1.108	-	1.645		++		411	
1/14	1.838	+	1.997	1.017	++	567	499	508
1/21	1.702	+	OVER	1.100	++	533		550
1/22	1.877	+	OVER	1.142	++	577		571
1/23	1.396	+	1.928	1.003	++	457	481	502
1/24	1.261	-	1.788		++		446	
2/11	1.589	+	OVER	1.079	++	505		539
2/12	1.435	+	1.912	0.991	++	466	478	495
2/13	1.422	+	1.902	1.052	++	463	475	526
2/14	1.321	+	1.861		++	438	465	
2/21	1.756	+	1.964	0.986	++	547	490	493
2/22	1.264	-	1.870		++		467	
2/23	1.491	+	OVER	1.045	++	480		522
2/24	1.606	+	1.755		++	509	438	
Mittelwert	1.605		1.862	1.043		531	465	521
Stabw.						97	26	26
Rel. Stabw. [%]						18.3	5.7	5.1
Lysimeter 1	1.724		1.839	1.053		583	459	526
Stabw.						123	39	32
Rel. Stabw. [%]						21.1	8.5	6.0
Lysimeter 2	1.485		1.877	1.030		487	469	515
Stabw.						36	18	20
Rel. Stabw. [%]						7.4	3.7	3.9

¹⁾ ++ Messung über der Bestimmungsgrenze (= 10*Blank)

+ Messung über der Nachweisgrenze (= 3*Blank)

- Messung unter der Nachweisgrenze

²⁾ Verdünnung durch die Methode: 1:10 (5 g Boden, 50 mL Probe)
Verdünnung der Proben: Pb: 1:25, Zn: 1:25 resp. 1:50

³⁾ Pb, Zn: Subtraktion des Blanks, Multiplikation mit 250

⁴⁾ Multiplikation mit 500

B.7.2 XRF**Tabelle B.13:** Resultate der XRF-Messungen der Bodenproben mit den Konzentrationen ausgewählter Elemente und den Standardabweichungen.

Probe	Mg %	Stabw.	Ca %	Stabw.	Cr µg/g	Stabw.	Ni µg/g	Stabw.	Cu µg/g	Stabw.	Zn µg/g	Stabw.	As µg/g	Stabw.
1/11	0.627	0.019	7.194	0.009	100.800	1.300	28.900	1.400	52.400	1.300	525.200	3.100	9.000	1.700
1/12	0.602	0.019	6.805	0.009	350.300	2.200	28.700	1.400	55.100	1.300	528.400	3.000	11.900	1.800
1/13	0.592	0.019	7.266	0.009	411.200	2.500	32.200	1.500	48.400	1.200	433.600	2.800	9.200	1.500
1/14	0.602	0.019	6.954	0.009	490.600	2.600	29.300	1.400	53.800	1.300	496.000	3.000	11.100	1.700
1/21	0.646	0.020	6.670	0.009	452.500	2.500	30.100	1.400	53.900	1.300	538.400	3.100	11.300	1.700
1/22	0.649	0.019	6.591	0.009	429.400	2.400	29.700	1.400	56.900	1.300	544.200	3.100	11.500	1.800
1/23	0.645	0.020	6.880	0.009	614.000	2.900	28.400	1.400	50.500	1.300	484.200	2.900	12.800	1.700
1/24	0.646	0.019	7.014	0.009	451.100	2.500	29.400	1.400	53.600	1.300	481.500	2.900	11.100	1.600
2/11	0.699	0.020	6.909	0.009	553.300	2.800	28.600	1.400	55.100	1.300	522.700	3.100	8.400	1.600
2/12	0.662	0.020	7.046	0.009	520.700	2.700	28.800	1.400	51.000	1.300	480.900	2.900	10.000	1.600
2/13	0.661	0.020	6.708	0.009	521.600	2.700	30.300	0.140	53.700	1.300	512.500	3.000	12.900	1.700
2/14	0.632	0.019	6.623	0.009	434.600	2.400	30.800	1.400	55.300	1.300	538.900	3.100	13.100	1.700
2/21	0.667	0.020	6.605	0.009	218.600	1.800	29.000	1.400	57.500	1.300	539.700	3.100	13.600	1.800
2/22	0.692	0.020	7.144	0.009	332.000	2.200	29.300	1.400	50.800	1.300	473.200	2.900	11.300	1.600
2/23	0.700	0.020	6.780	0.009	489.200	2.600	30.900	1.400	51.900	1.300	518.300	3.000	13.300	1.800
2/24	0.662	0.019	6.600	0.009	475.700	2.500	29.700	1.400	54.100	2.900	493.600	2.900	11.700	1.700
MW	0.649	0.033	6.862	0.225	427.850	127.86	29.631	1.020	53.375	2.431	506.956	30.911	11.388	1.584
Rel. Stabw.		5.068		3.273		29.884		3.441		4.555		6.097		13.914
L1	0.626	0.024	6.922	0.236	412.488	146.923	29.588	1.189	53.075	2.650	503.938	37.345	10.988	1.290
Rel. Stabw.		3.817		3.412		35.619		4.017		4.993		7.411		11.741
L2	0.672	0.023	6.802	0.210	443.213	113.598	29.675	0.900	53.675	2.332	509.975	25.139	11.788	1.830
Rel. Stabw.		3.459		3.088		25.631		3.034		4.344		4.929		15.527

Die Chromat-Konzentration wird vom XRF zu hoch gemessen und fällt in diesem Fall zu hoch aus. Dies konnte bestätigt werden durch AAS Messungen von Chromat (siehe Tabelle: B.15)

Tabelle B.14: Fortsetzung der Tabelle B.13.

Probe	Sr µg/g	Stabw.	Zr µg/g	Stabw.	Cd µg/g	Stabw.	Sb µg/g	Stabw.	W µg/g	Stabw.	Pb µg/g	Stabw.
1/11	190.300	0.700	149.500	0.700	1.700	0.200	3.700	0.200	79.300	3.600	477.900	2.600
1/12	183.500	0.700	161.100	0.700	1.200	0.100	3.300	0.200	60.700	3.400	552.700	2.700
1/13	189.700	0.700	139.800	0.700	1.200	0.100	2.200	0.200	81.500	3.400	356.000	2.200
1/14	184.600	0.700	151.800	0.700	1.300	0.100	2.400	0.200	90.900	3.700	443.900	2.500
1/21	184.400	0.700	154.300	0.700	1.700	0.100	2.500	0.200	101.200	3.700	477.300	2.600
1/22	181.100	0.700	150.200	0.700	1.500	0.100	2.900	0.200	89.500	3.700	490.800	2.600
1/23	188.800	0.700	144.900	0.700	1.000	0.100	2.600	0.200	53.500	3.300	416.900	2.400
1/24	190.000	0.700	147.200	0.700	1.900	0.200	2.000	0.200	58.200	3.400	406.100	2.400
2/11	191.700	0.700	142.200	0.700	1.400	0.200	2.600	0.200	50.000	3.400	459.800	2.500
2/12	190.500	0.700	139.900	0.700	1.100	0.100	2.700	0.200	56.700	3.300	422.800	2.400
2/13	185.700	0.700	141.100	0.700	1.100	0.100	3.000	0.200	53.200	3.300	442.700	2.500
2/14	182.000	0.700	155.900	0.700	1.400	0.100	2.500	0.200	54.200	3.400	461.900	2.500
2/21	188.200	0.700	142.400	0.700	1.500	0.100	2.600	0.200	49.900	3.400	475.700	2.500
2/22	193.200	0.700	138.100	0.700	1.200	0.100	2.700	0.200	63.000	3.400	401.500	2.400
2/23	186.400	0.700	141.600	0.700	1.200	0.100	2.000	0.200	53.200	3.300	453.500	2.500
2/24	180.000	0.700	146.900	0.700	1.300	0.100	2.700	0.200	58.600	3.400	415.200	2.400
MW	186.881	4.000	146.681	6.650	1.356	0.250	2.650	0.438	65.850	16.744	447.169	45.292
Rel. Stabw.		2.141		4.534		18.452		16.535		25.428		10.129
L1	186.550	3.553	149.850	6.358	1.438	0.311	2.700	0.571	76.850	17.451	452.700	60.443
Rel. Stabw.		1.905		4.243		21.662		21.138		22.708		13.352
L2	187.213	4.628	143.513	5.602	1.275	0.149	2.600	0.283	54.850	4.437	441.638	25.932
Rel. Stabw.		2.472		3.904		11.671		10.879		8.089		5.872

Tabelle B.15: Chrom-Konzentration im 2 M HNO₃-Auszug, bestimmt mit AAS.

Proben	Messwerte
	Cr mg/L
Verdünnung ¹⁾	1:50
Blank	-0.0406
1/11	0.2608
1/21	0.2193
2/11	0.2297
2/21	0.2026
Verdünnung ²⁾	1:10
1/11	1.1010
1/21	1.0504
2/11	1.0579
2/21	1.0238

¹⁾ Verdünnung, durch die Methode bedingt: 1:10 (5 g Boden, 50 mL Probe)
Verdünnung der Proben: 1:5

²⁾ Verdünnung, durch die Methode bedingt: 1:10 (5 g Boden, 50 mL Probe)
Verdünnung der Proben: 1:5

Die gemessenen Chrom Konzentrationen sind viel kleiner als die mit XRF gemessenen.
Die XRF-Daten sind demzufolge falsch und es befindet sich sehr wenig Chrom im Boden.

ANNEX C

Modell

Im folgenden ist eine Übung angehängt aus der Vorlesung Bodenschutz II vom Wintersemester 04/05 von Gerhard Furrer. Auf dieser Übung basieren die im Modell gewählten Annahmen (Seiten C-2 bis C-4). Die Herleitung der Berechnung der Kalziumkonzentration ist auf Seite C-3 zu finden.

Bodenschutz II
GF

25nov04 / UeBoVers_Aufgabe.doc /

Zum Thema Bodenversauerung

C.1 Übung "Bodenversauerung und Schwermetallmobilität"

Ausgangslage

In der Inertstoffdeponie "Les Abattes" bei Le Locle lagern Strassen- und Bauaushubmaterialien bestehend aus Kalksteinschutt, Mergel und Lehm. Vor einigen Jahren wurde ein grosser Teil der Deponie mit einem Gemisch von schwermetallhaltigem Klärschlamm und Kompost sowie Strassensplitt und Humuserde abgedeckt. Die Totalgehalte (HNO_3 -Auszug) der Schwermetalle Pb, Cu, Cd und Zn überschreiten die VBo-Richtwerte zum Teil massiv. Da die pH-Werte durch die Anwesenheit von Kalk im leicht alkalischen Bereich liegen, besteht zur Zeit noch keine Gefahr, dass grosse Mengen der Schwermetalle aufgelöst und für die angepflanzten Fichten in toxisch wirkenden Konzentrationen verfügbar werden.

Fragestellung

Wie lange reicht der Kalkvorrat in den obersten 25 cm der Deponieabdeckung aus, um den pH-Wert im leicht alkalischen Bereich zu halten? Was sind die sensitivsten Systemvariablen?

Allgemeine Angaben

Niederschlag = 1400 mm/a

Kalkgehalt der Deponieabdeckung = 17%

Lagerungsdichte der Deponieabdeckung in den obersten 25 cm = 780 g/dm³

Molgewicht von C = 12 g/mol

Molgewicht von CH_2O = 30 g/mol

Molgewicht von $\text{CaCO}_3(\text{s})$ = 100 g/mol

Folgende Prozesse sind für den Säure-Base-Haushalt des Bodens relevant:

- 1) Atmosphärische Deposition
- 2) Interzeption
- 3) Gasdeposition
- 4) Nitrifizierung
- 5) Produktion von Biomasse
- 6) Respiration im Boden
- 7) Ausgasung von CO_2
- 8) Auflösung von $\text{CaCO}_3(\text{s})$
- 9) Versickerung der Bodenlösung

Spezifische Angaben für die Prozesse

- 1) In der atmosphärischen Deposition sind durchschnittlich $31 \mu\text{M H}^+$ (freie Säure) und $38 \mu\text{M NH}_4^+$ gelöst. Bei einem Niederschlag von 14 dm/yr ergibt sich somit eine Belastung von $434 \text{ mol H}^+ \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ und $532 \text{ mol NH}_4^+ \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$.
- 2) Durch Interzeption werden in einen Fichtenbestand schätzungsweise $500 \text{ mol NH}_4^+ \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ eingetragen (z.B. in Form von Sulfatsalzen).
- 3) Die Gasdeposition ist sehr schwierig zu messen. Die Belastung durch den Eintrag von gasförmigem SO_2 , HNO_3 und NH_3 können wir nur grob abschätzen. Wir nehmen an, dass dadurch im Endeffekt $200 \text{ bis } 1000 \text{ mol H}^+ \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ und $100 \text{ bis } 500 \text{ mol NH}_4^+ \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ eingetragen werden.
- 4) Die Nitrifizierung ($\text{NH}_4^+ + 2 \text{ O}_2 = \text{NO}_3^- + 2 \text{ H}^+ + \text{H}_2\text{O}$) verläuft vollständig und eine allfällige Denitrifizierung wird vernachlässigt.
- 5) Die Produktion von Biomasse (Fichten) kann stark variieren. Schätzung: Holzzuwachs liegt zwischen $1500 \text{ und } 3000 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$. Vereinfacht ausgedrückt sind dies rund $1500 \text{ bis } 3000 \text{ kg CH}_2\text{O ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$. Unter Berücksichtigung des Molgewichts von CH_2O ergeben sich $50 \text{ bis } 100 \text{ kmol C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$. Entsprechend der vereinfachten Stöchiometrie für das Wachstum der Biomasse

$$800 \text{ CO}_2 + 8 \text{ Kationen im Überschuss} = \text{Biomasse} + 800 \text{ O}_2 + 8 \text{ H}^+$$
 werden dabei $500 \text{ bis } 1000 \text{ mol H}^+ \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ im Boden freigesetzt.
- 6) Bei der Respiration im Boden (hauptsächlich Wurzelatmung) wird ein grosser Teil des assimilierten Kohlenstoffs in Form von CO_2 wieder freigesetzt. Bezogen auf den Holzzuwachs können wir mit einem 40%-igen CO_2 -Flux rechnen: $20 \text{ bis } 40 \text{ kmol CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$.
- 7) Die Ausgasung von CO_2 erfolgt näherungsweise nach dem ersten Fick'schen Gesetz. Darin enthalten ist die Differenz zwischen den Partialdrücken im Boden und in der Atmosphäre, die Diffusionslänge sowie der Diffusionskoeffizient, welcher entscheidend von der Feuchtigkeit des Bodens abhängt. Im Fließgleichgewicht zwischen Respiration und Ausgasung ergibt sich im Boden häufig ein CO_2 -Partialdruck der das 10- bis 100-fache dessen in der Atmosphäre ($10^{-3.5} \text{ atm}$) betragen kann. Für unsere Berechnungen nehmen wir einen 10- bzw. 30-fachen Partialdruck der Atmosphäre an. Daraus resultiert in der Bodenlösung eine $[\text{H}_2\text{CO}_3]$ -Gleichgewichtskonzentration von $10^{-4.0}$ bzw. $10^{-3.5} \text{ M}$.
- 8) (In den folgenden Erläuterungen werden die Ladungen der Spezies weggelassen.) Die Löslichkeit von $\text{CaCO}_3(\text{s})$ wird mit dem Gleichgewicht

$$[\text{Ca}] [\text{CO}_3] = 10^{-8.1} \tag{1}$$
 beschrieben. Um in dieser Gleichung $[\text{CO}_3]$ durch die dominierende Spezies $[\text{HCO}_3]$ zu ersetzen, brauchen wir eine kurze Herleitung mit den beiden pK-Werten der Kohlensäure:

$$[\text{CO}_3] = 10^{-10.3} [\text{HCO}_3] [\text{H}]^{-1} \quad (2)$$

$$[\text{H}] = 10^{-6.3} [\text{H}_2\text{CO}_3] [\text{HCO}_3]^{-1} . \quad (3)$$

Durch Einsetzen von Gleichung (3) in (2) wird:

$$[\text{CO}_3] = 10^{-4.0} [\text{HCO}_3]^2 [\text{H}_2\text{CO}_3]^{-1} . \quad (4)$$

Damit ergibt sich eine neue Gleichung für die Löslichkeit von CaCO_3 als Funktion der Gleichgewichts-Konzentration von H_2CO_3 bzw. des CO_2 -Partialdrucks:

$$[\text{Ca}] [\text{HCO}_3]^2 = 10^{-4.1} [\text{H}_2\text{CO}_3] = 10^{-5.6} P_{\text{CO}_2} . \quad (5)$$

Die Löslichkeit von CaCO_3 ist so gross, dass in der Ionenbilanz die Spezies H, OH sowie CO_3 vernachlässigt werden können (siehe Figur 1). Die Ionenbilanz ist somit durch die Gleichung

$$2 [\text{Ca}] = [\text{HCO}_3] \quad (6)$$

erfüllt. Durch Einsetzen dieser Beziehung in der Gleichung für die Löslichkeit von CaCO_3 (Gleichung 5) ergibt sich

$$4 [\text{Ca}]^3 = 10^{-4.1} [\text{H}_2\text{CO}_3] \quad (7)$$

oder

$$3 \log[\text{Ca}] = \log[\text{H}_2\text{CO}_3] - 4.1 - \log(4) \quad (8)$$

Das durch den CO_2 -Partialdruck und das Löslichkeitsgleichgewicht von Kalk definierte lösliche Ca bezeichnen wir mit $[\text{Ca}]'$:

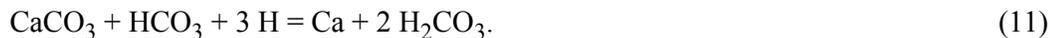
$$\log[\text{Ca}]' = (\log[\text{H}_2\text{CO}_3] - 4.7) / 3 \quad (9)$$

Bei einer Verzehnfachung des CO_2 -Partialdrucks resultiert somit eine Verdoppelung von $[\text{Ca}]'$. Diese Berechnung ist nur vollständig für den Fall, dass die wässrige Lösung ausser H_2CO_3 keine Säure, d.h. keine Acidität, enthält. Acidität ist definiert durch die Gleichung (vergleiche Sigg und Stumm, Aquatische Chemie, 1994):

$$[\text{Aci}] = [\text{H}] - [\text{HCO}_3] - 2 [\text{CO}_3] - [\text{OH}] \quad (10)$$

Dementsprechend ist H_2CO_3 keine Quelle für Acidität, wohl aber z.B. HNO_3 oder H_2SO_4 .

Unter Einwirkung von Acidität wird eine zusätzliche Menge von Ca in Lösung gebracht. Im Falle von $[\text{Ca}] \approx [\text{HCO}_3]$ wird bei Zugabe von Säure auch Bicarbonat titriert. Bei einem Konzentrationsverhältnis von $2[\text{Ca}] = [\text{HCO}_3]$ werden pro aufgelöstes Ca drei Protonen gebraucht (Herleitung siehe Figur 2):



Abweichungen vom Faktor = 3 werden erst bei $[\text{Aci}] > 10^{-3.5} \text{ M}$ relevant (Figuren 3 und 4). Das durch die Acidität in Lösung gebrachte Ca bezeichnen wir mit $[\text{Ca}]''$:

$$[\text{Ca}]'' = [\text{Aci}] / 3 \quad (12)$$

Die beiden Konzentrationen $[\text{Ca}]'$ und $[\text{Ca}]''$ sind additiv:

$$[\text{Ca}]_{\text{tot}} = [\text{Ca}]' + [\text{Ca}]'' \quad (13)$$

- 9) Die Versickerung der Bodenlösung resultiert aus dem Niederschlag und der Evapotranspiration, welche typischerweise 1/3 bis 2/3 des Gesamtniederschlags beträgt. Wir nehmen an, dass 1/2 des Niederschlags versickert. Dies ergibt eine Fliessgeschwindigkeit v von 7 dm yr^{-1} .

Vier Fälle

Um das Ausmass der Kalkauflösung abzuschätzen, betrachten wir 4 Fälle, die sich aus den Kombinationen von kleinen und grossen Aciditätsfluxen mit kleinen und grossen CO_2 -Partialdrücken im Boden ergeben:

Fall 1A: kleiner Aciditätsflux, kleiner CO_2 -Partialdruck

Fall 1B: grosser Aciditätsflux, kleiner CO_2 -Partialdruck

Fall 2A: kleiner Aciditätsflux, grosser CO_2 -Partialdruck

Fall 2B: grosser Aciditätsflux, grosser CO_2 -Partialdruck

Vorgehen

- Berechnung der NH_4^+ -Fluxe (minimal und maximal), welche durch die Prozesse 1 bis 3 verursacht werden.
- Berechnung der H^+ -Fluxe (minimal und maximal), die durch die Prozesse 1 bis 5 verursacht werden. Die Summen aus den Minimal- und Maximalbeträgen ergeben die entsprechenden Aciditätsfluxe $J(\text{Aci},\text{min})$ und $J(\text{Aci},\text{max})$.
- Wenn die Aciditätsfluxe $J(\text{Aci},\text{min})$ und $J(\text{Aci},\text{max})$ durch die Fliessgeschwindigkeit v (7 dm yr^{-1}) und durch $10^6 \text{ dm}^2 \text{ ha}^{-1}$ dividiert werden, ergeben sich die minimale und maximale Acidität $[\text{Aci},\text{min}]$ und $[\text{Aci},\text{max}]$.
- Überprüfen, ob die Formel für die Berechnung von $[\text{Ca}]''$ genügend stimmt (Figur 3 im Anhang).
- Berechnung der Konzentrationen $[\text{Ca}]'$, $[\text{Ca}]''$ und $[\text{Ca}]_{\text{tot}}$ für die vier Fälle.
- Berechnung des CaCO_3 -Vorrats in den obersten 25 cm (mol ha^{-1}).
- Berechnung der Ca-Fluxe ($\text{mol ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) für die 4 Fälle ($\text{Ca-Flux} = [\text{Ca}]_{\text{tot}} v 10^6$).
- Berechnung der Pufferzeit bezogen auf die obersten 25 cm des Bodens.

Fluxkontrolle

Reicht der Kohlensäure-Flux durch die Respiration aus, um den $[\text{Ca}]'$ -Anteil entsprechend der Gleichung $\text{H}_2\text{CO}_3 + \text{CaCO}_3 = \text{Ca}^{2+} + 2 \text{HCO}_3^-$ in allen vier Fällen zu mobilisieren?

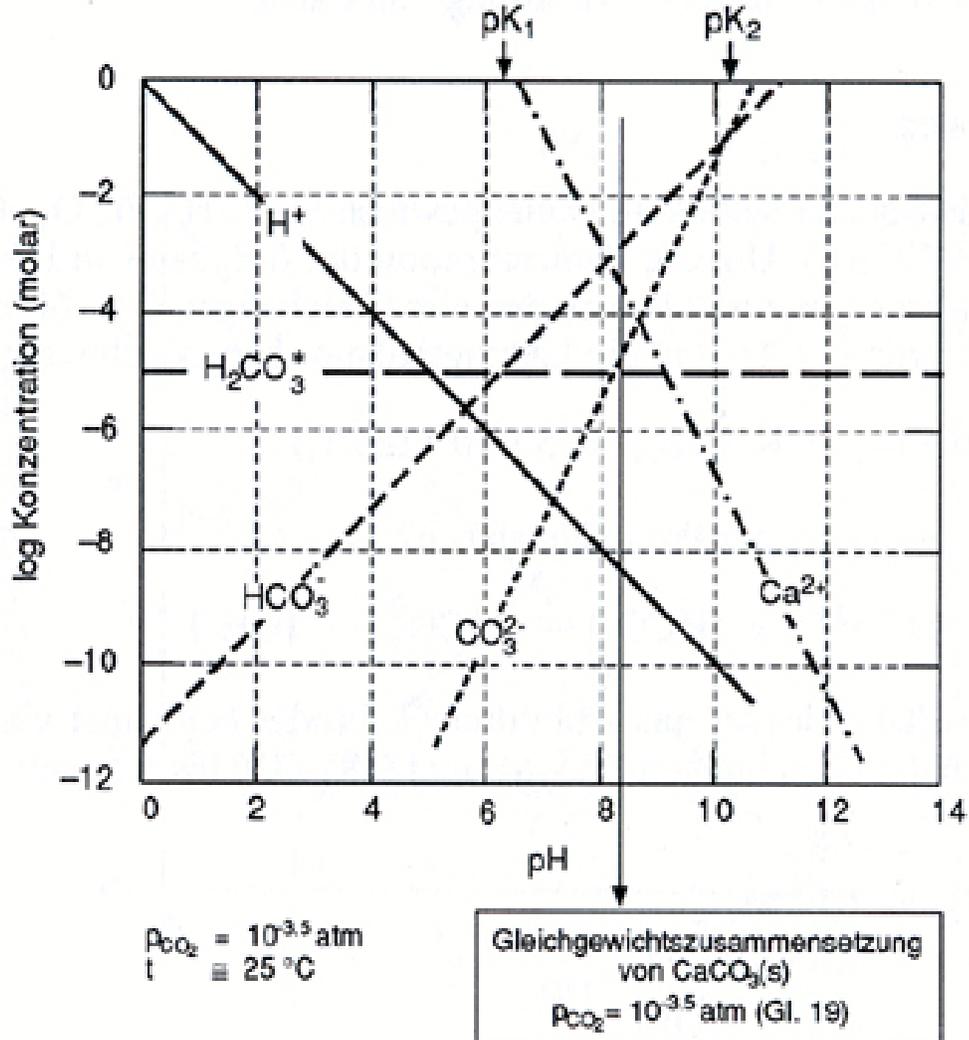
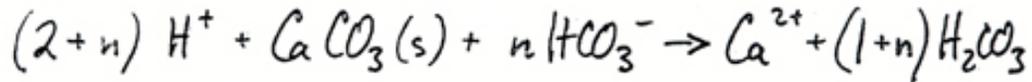


Abbildung 3.3

Die pH-Abhängigkeit der Konzentration der Carbonatspezies in einem offenen Gleichgewichtssystem $CO_2(g)$ ($p_{CO_2} = 10^{-3.5} \text{ atm}$), $H_2O(l)$ und $CaCO_3(s)$ (Calcit). Falls keine Säure oder Base zugegeben wird, ist die Gleichgewichtszusammensetzung entlang dem eingezeichneten Pfeil.

Figur 1 (aus Sigg und Stumm, Aquatische Chemie, 1994, Seite 94)

Wieviele HCO_3^- -Ionen müssen pro aufgelöstes Ca^{2+} protoniert werden (Acidität = 0, $P_{\text{CO}_2} = \text{fix}$) ?



im Gleichgewicht gilt: $[\text{Ca}][\text{HCO}_3^-]^2 = 10^{-5.6} \cdot P_{\text{CO}_2}$

bei fixem P_{CO_2} : $[\text{Ca}][\text{HCO}_3^-]^2 = K$

$$\text{oder } [\text{HCO}_3^-] = \sqrt{K / [\text{Ca}]} \quad (1)$$

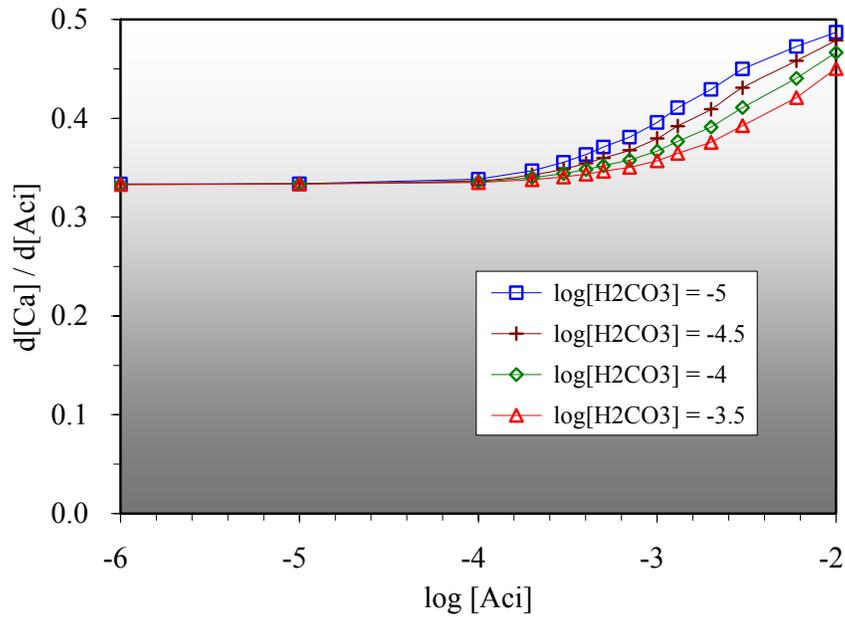
$$\text{oder } [\text{Ca}]^{-0.5} = [\text{HCO}_3^-] \cdot K^{-0.5} \quad (2)$$

$$\begin{aligned} n &= - \frac{\partial [\text{HCO}_3^-]}{\partial [\text{Ca}]} = - \frac{\partial}{\partial [\text{Ca}]} \left(K^{0.5} \cdot [\text{Ca}]^{-0.5} \right) \leftarrow (1) \\ &= + 0.5 \cdot K^{0.5} [\text{Ca}]^{-1.5} \\ &= 0.5 \cdot K^{0.5} [\text{Ca}]^{-1} [\text{Ca}]^{-0.5} \\ &= 0.5 \cdot \cancel{K^{0.5}} [\text{Ca}]^{-1} [\text{HCO}_3^-] \cancel{K^{-0.5}} \leftarrow (2) \\ n &= 0.5 \frac{[\text{HCO}_3^-]}{[\text{Ca}]} \end{aligned}$$

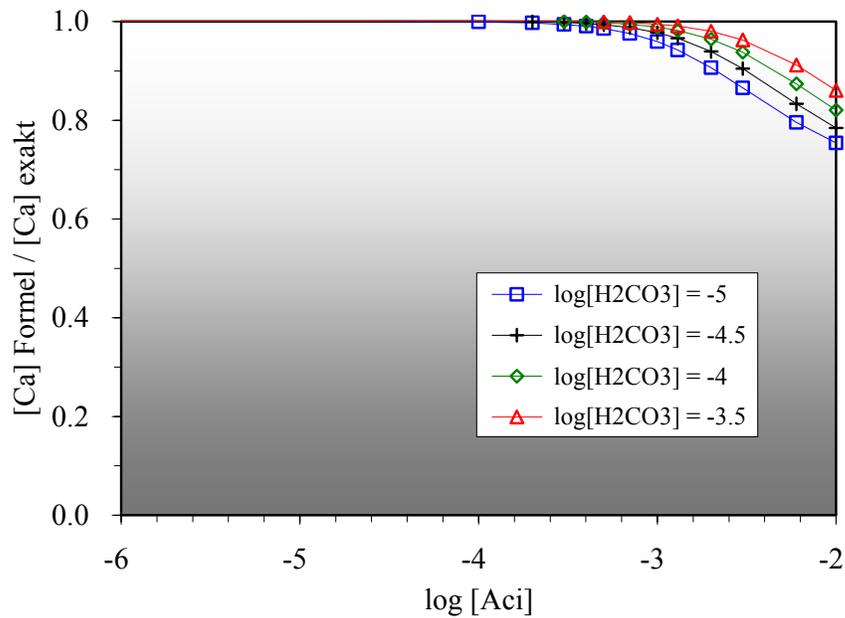
bei Acidität = 0 gilt das Ionengleichgewicht
 $2[\text{Ca}] = [\text{HCO}_3^-]$

$$\Rightarrow \underline{\underline{n = 1.0}}$$

Figur 2 Herleitung der Beziehung zwischen verbrauchten H^+ - und aufgelösten Ca^{2+} -Ionen.



Figur 3 Im Gleichgewicht ist $\partial[\text{Ca}^{2+}] / \partial[\text{Aciditat}]$ eine Funktion des Partialdrucks von CO_2 (bzw. der Konzentration von H_2CO_3) und der Konzentration der Aciditat.



Figur 4 Erst bei $[\text{Aci}] > 10^{-3.5} \text{ M}$ wird eine Korrektur der einfachen Gleichung (11) (siehe Text) relevant.

Bodenschutz II

02dec04 / UeBoVers_Loesg / GF

Musterlösung zur Übung "Bodenversauerung und Schwermetallmobilität"

	Fall 1A	Fall 1B	Fall 2A	Fall 2B
$\log[\text{H}_2\text{CO}_3] = \log(k_{\text{Henry}}) + \log(p\text{CO}_2)$	-4.0	-4.0	-3.5	-3.5
$[\text{H}_2\text{CO}_3]$ (mol dm ⁻³)	0.0001000	0.0001000	0.0003162	0.0003162
Flux NH ₄ (mol ha ⁻¹ yr ⁻¹):				
1) atm. Deposition	532	532	532	532
2) Interzeption	500	500	500	500
3) Gasdeposition	100	500	100	500
total	1132	1532	1132	1532
Flux H ⁺ (mol ha ⁻¹ yr ⁻¹):				
1) atm. Deposition	434	434	434	434
2) Interzeption	0	0	0	0
3) Gasdeposition	200	1000	200	1000
4) Nitrifizierung	2264	3064	2264	3064
5) BM-Produktion	500	1000	500	1000
total J(Aci)	3398	5498	3398	5498
Fliessgeschwindigkeit v (dm/yr) =	7			
Acidität (mol dm ⁻³):				
$[\text{Aci}] = J(\text{Aci}) / v / 1\text{E}+6$	4.854E-04	7.854E-04	4.854E-04	7.854E-04
$[\text{Ca}]_{\text{tot}}$ (mol dm ⁻³):				
$[\text{Ca}]' = 10^{((\log[\text{H}_2\text{CO}_3]-4.7)/3)}$	1.259E-03	1.259E-03	1.848E-03	1.848E-03
$[\text{Ca}]'' = [\text{Aci}]/3$	1.618E-04	2.618E-04	1.618E-04	2.618E-04
$[\text{Ca}]_{\text{tot}}$	1.421E-03	1.521E-03	2.010E-03	2.110E-03
Ca-Flux (mol ha ⁻¹ yr ⁻¹):				
$J(\text{Ca}) = [\text{Ca}]_{\text{tot}} \cdot v \cdot 1\text{E}+6$	9945	10645	14068	14768
CaCO ₃ -Gehalt in 25 cm (mol/ha):				
$780 \cdot 2.5 \cdot 0.17 \cdot 1\text{E}+6 / 100 =$	3315000			
Pufferzeit (yr):				
CaCO ₃ -Gehalt / Ca-Fluxe	333	311	236	224
Kationen-Austausch.-Kap. (val/ha)				
6% C(org), 0.002 val / g				
$780 \cdot 2.5 \cdot 0.06 \cdot 1\text{E}+6 \cdot 0.002 =$	234000			
20% Tonfraktion, 0.001 val / g				
$780 \cdot 2.5 \cdot 0.20 \cdot 1\text{E}+6 \cdot 0.001 =$	390000			
KAK total (val/ha) =	624000			
Aciditäts-Flux (val ha ⁻¹ yr ⁻¹):				
$J(\text{Aci}) = [\text{Aci}] \cdot v \cdot 1\text{E}+6$	3398	5498	3398	5498
zusätzliche Pufferzeit (yr):				
KAK / Aciditäts-Flux	184	113	184	113

Sensitivitätsanalyse (Übersicht)

Die normalisierten Sensitivitätskoeffizienten werden wie folgt berechnet

$$Q_{J(i), Par(m)} = \frac{\partial \ln J(i)}{\partial \ln Par(m)} = \frac{\partial J(i)}{\partial Par(m)} \frac{Par(m)}{J(i)} \approx \frac{\Delta J(i)}{\Delta Par(m)} \frac{Par(m)}{J(i)}$$

und repräsentieren die prozentuale Veränderung der abhängigen Variablen J(i) falls der Wert eines Parameters, Par(m), um 1% erhöht wird.

Die abhängige Variable ist hier der Ca-Flux, J(Ca);
die drei analysierten Parameter sind:

Acidität
[H₂CO₃]
Fließgeschwindigkeit v

	Fall 1A	Fall 1B	Fall 2A	Fall 2B
Acidität				
$\frac{\partial \ln J(Ca)}{\partial \ln [Aci]}$	0.114	0.172	0.081	0.124
[H ₂ CO ₃]				
$\frac{\partial \ln J(Ca)}{\partial \ln [H_2CO_3]}$	0.294	0.275	0.306	0.292
Fließgeschwindigkeit v				
$\frac{\partial \ln J(Ca)}{\partial \ln v}$	0.886	0.828	0.919	0.876

C.2 Matlab-Code

Das folgende Matlab-Script kann, so wie es ist, in Matlab kopiert werden.

```
%=====
% "Modellierung der Bodenversauerung und der daraus resultierenden Zn-Auswaschung in
% einem Lysimeter in Luzern"
% VTB-Arbeit, Sommersemester 2006
% Blum Sabina, Büsser Sybille, Gärtner Dominique, Kurak Peter
%
% 23. Mai 2006
%=====

clc
%=====
%Eingabeparameter
%=====
Dep_NH4=542; %atm Deposition von NH4 [mol/(ha*a)]
Int_NH4=0; %Interzeption von NH4 [mol/(ha*a)]
Gas_NH4=100; %Gasdeposition von NH4 [mol/(ha*a)]
Flux_NH4=Dep_NH4+Int_NH4+Gas_NH4; %Totale NH4 Flux [mol NH4/(ha*a)]
Dep_H=442; %atm Deposition von H+ [mol/(ha*a)]
Int_H=0; %Interzeption von H+ [mol/(ha*a)]
Gas_H=200; %Gasdeposition von H+ [mol/(ha*a)]
Nit=Flux_NH4*2; %Nitrifikations umgerechnet in H+ [mol/(ha*a)]
BM=980; %Biomasseproduktion [mol H+/(ha*a)]
Flux_H=Dep_H+Int_H+Gas_H+Nit+BM; %Totaler H+ Flux [mol H+/(ha*a)]
v=7.4; %Fliessgeschwindigkeit [dm/a]
schuetthoehe=4.5; %Schütthöhe des Bodens [dm]
box=45; %Anzahl Boxen
d=schuetthoehe/box; %Boxlänge [dm]
deltat=1; %Zeitschritt [a]
t=0; %Anfangszeit
auswZN=0.5; %Anteil Zink der total ausgewaschen wird
Znprozent=0.0005; %Anfangsgehalt von Zn im Boden [%]
CaCO3prozent=0.15; %Anfangsgehalt von CaCO3 im Boden [%]
pCO2_0=10^(-3.5); %CO2-Partialdruck bei 0 cm [atm]
pCO2_1=10^(-3); %CO2-Partialdruck bei 10 cm [atm]
pCO2_4=10^(-2.5); %CO2-Partialdruck bei 45 cm [atm]
logKHenry=-1.5; %Henry-Konstante

%=====
%Berechnungen
%=====
Aci=Flux_H/v/1000000; %Aciditätsflux [mol/dm3]
CaCO3in=1200*d*CaCO3prozent*1000000/100; %CaCO3 Anfangskonz [mol/ha]
CaCO3=1200*d*CaCO3prozent*1000000/100; %CaCO3 Anfangskonz [mol/ha]
Zn=auswZN*1200*d*Znprozent*1000000/65; %Zn Anfangskonz [mol/ha]
deltapCO2_1=(pCO2_1-pCO2_0)/(1/d); %Anstieg pCO2 in jeder Box (bis 10cm)
deltapCO2_2=(pCO2_4-pCO2_1)/((schuetthoehe-1)/d); %Anstieg bis 45cm

%Berechnung der Kalziumkonzentration und des -Fluxes welcher durch die
%Acidität freigesetzt wird
Ca2=Aci/3; % [mol/l]
JCa2=Ca2*v*1000000; % [mol/(ha*a)]

%Definitionen von Vektoren mit der Länge "box"
vlogH2CO3=ones(box,1); %logH2CO3 Konzentration für 1.while Schleife
vlogH2CO32=ones(box,1); %logH2CO3_2 Konzentration für 2.while Schleife
Ca11=ones(box,1); %Ca11 Konzentration (siehe Graphik C.1)
```

```

JCa11=ones(box,1); %Ca11 Flux
Ca12=ones(box,1); %Ca12 Konzentration (siehe Graphik C.1)
JCa12=ones(box,1); %Ca12 Flux
x=ones(box,2); %Vektor (Zeit [a],Zn-Konz [mol/(ha*a)])
vZn=ones(box,2); %Zinkkonzentration [mol/(ha*a)] Ist es nicht [mol/ha]
vCaCO3=ones(box,1)*CaCO3in; %anfängliche CaCO3 Konzentration als Vektor

%=====
%Kalziumkonzentration und -Flux der ersten Box
%=====
vlogH2CO3(1)=log10(pCO2_0)+logKHenry; %logH2CO3 Konzentration
vlogH2CO32(1)=log10(pCO2_0)+logKHenry; %logH2CO3_2 Konzentration
Ca11(1)=10^((vlogH2CO3(1)-4.7)/3); %Ca11 Konz der ersten Box [mol/l]
Ca12(1)=10^((vlogH2CO32(1)-4.7)/3); %Ca12 Konz der ersten Box [mol/l]
JCa11(1)=Ca11(1)*v*1000000; %Ca11 Flux der ersten Box [mol/(ha*a)]
JCa12(1)=Ca12(1)*v*1000000; %Ca12 Flux der ersten Box [mol/(ha*a)]

%=====
%While-Schleifen für den CO2-Partialdruck, der daraus resultierenden H2CO3-
%Konzentrationen und somit der Kalziumfluxe für alle weiteren Boxen
%=====
n=2; %while-Schleife startet bei 2.Box
l=2; %while-Schleife startet bei 2.Box
while n<=box; %für die Boxen von 2 bis box
    if n*d<=1; %Bedingung für die ersten 10cm
        vlogH2CO32(n)=log10(pCO2_0+(n-1)*deltapCO2_1)+logKHenry;
        %logH2CO3_2 Konzentration
    else vlogH2CO32(n)=log10(pCO2_1+(n-round(1/d)-1)*deltapCO2_2)+logKHenry;
    end; %Bedingung für 10-45cm
    Ca12(n)=10^((vlogH2CO32(n)-4.7)/3); %[mol/l]
    JCa12(n)=(Ca12(n)*v*1000000); %[mol/(ha*a)]
    n=n+1;
end;

while l<=box;
    if l*d<=1; %Bedingung für die ersten 10cm
        vlogH2CO3(l)=log10(pCO2_0+(l-1)*deltapCO2_1)+logKHenry;
        %logH2CO3 Konzentration
    else vlogH2CO3(l)=log10(pCO2_1+(l-round(1/d)-1)*deltapCO2_2)+logKHenry;
    end; %Bedingung für 10-45cm
    Ca11(l)=10^((vlogH2CO3(l)-4.7)/3)-Ca12(l-1); %[mol/l]
    JCa11(l)=(Ca11(l)*v*1000000); %[mol/(ha*a)]
    l=l+1;
end;

%=====
%Zinkauswaschung
%=====
m=1;
A=zeros(box,1); %Nullvektor der Länge "box"

%Vergleich Nullvektor mit CaCO3 Vektor, falls sie sich entsprechen: Abbruch
while isequal(A,vCaCO3)==0;
    if vCaCO3(m)==0; %wenn mte Element = 0, wird m inkrementiert
        vZn(m,1)=t; %ordnet der 1.Spalte die Zeit zu
        vZn(m,2)=Zn; %ordnet der 2.Spalte die Zn-Konz zu
        if m==1; %wenn m=1 ist
            x(m,1)=t; %wird der ersten Spalte die Zeit t zugeordnet
            x(m,2)=vZn(m,2)/vZn(m,1); %wird der Zn-Austrag
            %mit der Zn-Konzentration durch t berechnet
        else %sonst

```

```

x(m,1)=t; %wird der ersten Spalte die Zeit t zugeordnet
x(m,2)=vZn(m,2)/(vZn(m,1)-vZn(m-1,1)); %wird der Austrag aus der
%Konzentration geteilt durch die Zeitdifferenz zum letzten t berechnet
end;
m=m+1; %m wird inkrementiert
end;

%Neuer CaCO3-Vorrat von der ersten Box welche nicht leer ist wird berechnet, falls die Box
%nicht leer ist wird der Vorrat mit JCa11 berechnet
vCaCO3(m)=vCaCO3(m)-deltat*(JCa12(m)+JCa2);
for i=m+1:1:box;
    vCaCO3(i)=vCaCO3(i)-deltat*JCa11(i);
end;

t=t+deltat; %nächster Zeitschritt

%falls CaCO3 Konzentration negativ wird, wird sie 0 gesetzt
for j=1:1:box;
    if vCaCO3(j)<0;
        vCaCO3(j)=0;
    end;
end;

%=====
%Graphische Ausgabe
%=====
Tiefe=length(vCaCO3):-1:1;
plot(vCaCO3,Tiefe)
axis([0 CaCO3in 1 box])
xlabel('CaCO3 [mol/ha]');
ylabel('Boxnummer');
drawnow
end;

vZn(box,1)=t; %die letzte Box
vZn(box,2)=Zn; %die letzte Box
x(box,1)=t; %die letzte Box
x(box,2)=vZn(m,2)/(vZn(m,1)-vZn(m-1,1)); %die letzte Box

x %Ausgabe des x-Vektors (Zeit [a], Zn-Konz [mol/(ha*a)])
t %Ausgabe der Zeit bis CaCO3 aufgebraucht ist [a]

```

Skizze zur Erklärung der Ca-Variablen im Matlab-Script

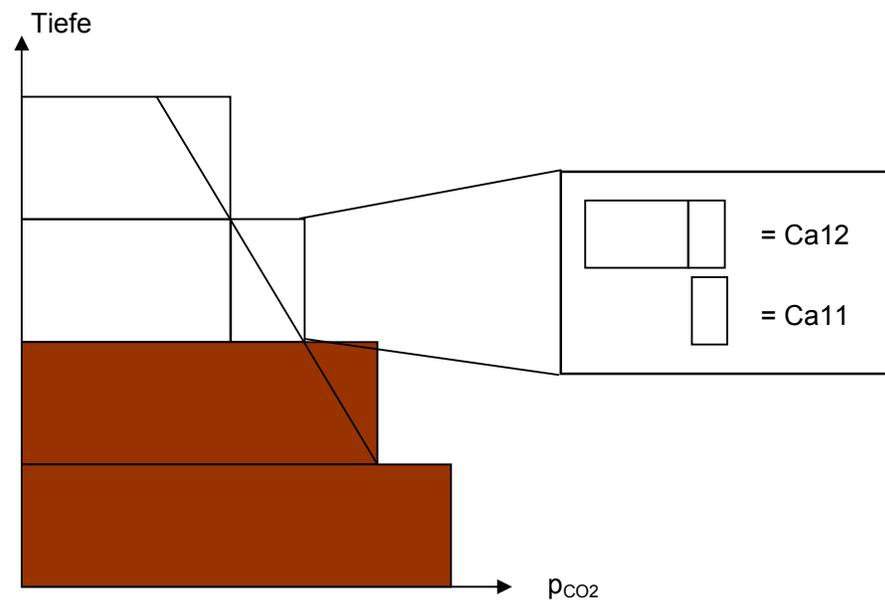


Abbildung C.1: Skizze zum Matlab-Script, Erklärung der darin enthaltenen Ca-Variablen.

Ca2 ist das Kalzium das durch die Acidität aufgelöst wird → Ca''

Ca1 ist das Kalzium das durch den CO₂-Partialdruck aufgelöst wird → Ca'
 Wobei Ca11 der grüne (kleine) Teil ist,
 und Ca12 die Summe des grünen (kleinen) und des blauen (grossen) Teils.

Dies wird in Matlab so implementiert, weil solange die obere Box noch nicht leer ist nur Ca11 durch den Partialdruck aufgelöst wird. Sobald diese leer ist wird die ganze Menge Ca12 durch den Partialdruck aufgelöst. Dies ist so, weil die Lösung die von der oberen Box herkommt schon Kalzium enthält und der Partialdruck somit das Karbonat nicht mehr auflösen vermag (wegen Gleichgewichtsbedingungen).