

**Universität für Bodenkultur Wien**

University of Natur Resources and Life Sciences, Vienna

Institut für Bodenforschung

Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft



**Universität für Bodenkultur Wien**

**SIMULATION DER SORPTION UND VERLAGERUNG VON  
SCHWERMETALLEINTRÄGEN IM BODEN MITTELS  
HYDRUS 1D**

**Diplomarbeit**

**zur Erlangung des akademischen Grades**

**Diplomingenieur**

eingereicht von:

**ROBERT WATSCHINGER**

Matrikelnummer 0026915

Mai 2013

Betreuung: Prof. Dipl.-Ing. Dr. Willibald Loiskandl

Dipl.-Ing. Dr. Georg J. Lair und Dipl.-Geow. Dr. Andreas Schwen



# Inhaltsverzeichnis

<b>1.</b>	<b><i>Kurzfassung</i></b> .....	<b>1</b>
<b>2.</b>	<b><i>Abstract</i></b> .....	<b>3</b>
<b>3.</b>	<b><i>Hintergrund</i></b> .....	<b>4</b>
<b>4.</b>	<b><i>Zielsetzung und Aufgabenstellung</i></b> .....	<b>6</b>
<b>5.</b>	<b><i>Untersuchungsgebiet und Datengewinnung</i></b> .....	<b>7</b>
<b>6.</b>	<b><i>Bodenanalysen</i></b> .....	<b>10</b>
6.1	Bestimmung der Korngrößenverteilung .....	10
6.1.1	Pipettierverfahren.....	12
6.1.2	Nasssiebung.....	13
6.2	Hydraulische Leitfähigkeit und Retentionseigenschaften.....	14
6.2.1	gesättigte hydraulische Leitfähigkeit .....	14
6.2.2	Verfahren mit aufsteigendem Wasserspiegel .....	15
6.2.3	ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit .....	16
6.2.4	Rosetta Lite .....	19
6.3	Verfahren der Ermittlung der Lagerungsdicht.....	20
6.4	Sorptionseigenschaft von Böden .....	20
6.4.1	Batchversuch.....	22
6.4.2	Extraktionsversuch.....	22
<b>7.</b>	<b><i>Beschreibung des Simulationsmodells</i></b> .....	<b>23</b>
7.1	Erhebung des Dispersionskoeffizienten und des Diffusionsparameters.....	25
7.2	Ermittlung der Niederschlagparameter .....	25
7.3	Ermittlung der Verdunstungsparameter .....	26
7.4	Abschätzung des Zinkeintrags in den Boden .....	28
7.5	Inputdaten des Hydrus 1D Modells.....	29
<b>8.</b>	<b><i>Ergebnisse der Bodenanalyse</i></b> .....	<b>30</b>
8.1	Korngrößenanalyse .....	30

8.2	Durchlässigkeitsbeiwerte.....	33
8.3	Lagerungsdichte .....	34
8.4	Retentionseigenschaften.....	35
8.5	Sorptionseigenschaften.....	36
8.6	Mobiler Zinkanteil im Boden .....	39
<b>9.</b>	<b><i>Ergebnisse der Simulation .....</i></b>	<b>41</b>
9.1	Durchschnittlicher jährlicher Zinkeintrag im Boden .....	41
9.2	Einfluss der Bodeneigenschaften .....	43
9.3	Einfluss der Niederschlagsdaten.....	44
9.4	Variation des Sorptionskoeffizienten.....	45
9.5	Pufferleistung des Bodens .....	46
9.6	Auswaschungsverhalten des Bodens .....	49
<b>10.</b>	<b><i>Zusammenfassung der Ergebnisse .....</i></b>	<b>50</b>
<b>11.</b>	<b><i>Diskussion und Ausblick .....</i></b>	<b>51</b>
	<b><i>Literaturverzeichnis .....</i></b>	<b>53</b>
	<b><i>Anhang.....</i></b>	<b>56</b>

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Foto des Untersuchungsgebiets.....	5
Abbildung 2: Beprobungsplan.....	9
Abbildung 3: Fotos Pipettierverfahren .....	12
Abbildung 4: Fotos Nasssiebung .....	13
Abbildung 5: Versuchsanordnung: Verfahren mit aufsteigendem Wasserspiegel .....	15
Abbildung 6: Schema relative ungesättigte Leitfähigkeit.....	17
Abbildung 7: Schema einer Retentionskurve .....	18
Abbildung 8: Schema Isothermengleichungen .....	21
Abbildung 9: Schema des Wassertransports und deren hydraulischen Komponenten im ungesättigten Bereich.....	23
Abbildung 10: Texturdreieck nach ÖNORM L 1050 .....	30
Abbildung 11: Sorptionsisothermen am Referenzstandort, Beschreibung nach Langmuir ...	37
Abbildung 12: Sorptionsisothermen am kontaminierten Standort, Beschreibung nach Langmuir .....	37
Abbildung 13: Extrahiertes Zink, Standort Mast in 1 M $\text{NH}_4\text{NO}_3$ nach unterschiedlicher Zinkzugabe (0, 5, 10, 25, 50 bzw. 100 mg/l Zink) im Batchversuch .....	40
Abbildung 14: Extrahiertes Zink, Referenzstandort in 1 M $\text{NH}_4\text{NO}_3$ nach unterschiedlicher Zinkzugabe (0, 5, 10, 25, 50 bzw. 100 mg/l Zink) im Batchversuch .....	40
Abbildung 15: Simulation mittels Hydrus 1D, Variation des Zinkeintrags im Niederschlagswasser.....	41
Abbildung 16: Parameteroptimierung Zinkeintrag im Regenwasser.....	42
Abbildung 17: Variation des Sand- und Schluffanteils .....	43
Abbildung 18: Sensitivitätstest: Variation der Niederschlagsmenge.....	44
Abbildung 19: Variation des Zink-Sorptionskoeffizienten.....	45
Abbildung 20: Darstellung der Zinkbilanz der Bodensäule .....	46

Abbildung 21: Simulation des Zinkkonzentrationsverlaufs von 1963 bis 2240 in der Bodenschicht 0 - 1 und 59 - 60 cm.....	47
Abbildung 22: Zinkverteilung im Boden bei unterschiedlichen Simulationszeiträumen .....	48
Abbildung 23: Verlagerung von 1M $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -löslichen Zink im Bodenprofil .....	49
Abbildung 24: Übersichtskarte, Meteorologische Station Universität Innsbruck und Position des Mastens in Flauring .....	56
Abbildung 25: Vergleich der Ergebnisse der Nasssiebung mit 20 g und mit 100 g des Feinbodens der Bodenprobe 44 .....	61

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Geografische Daten des Untersuchungsgebietes .....	4
Tabelle 2: Korngrößenklassen des Feinbodens nach ÖNORM L 1050.....	10
Tabelle 3: Abschwemmraten des Zinks von den Dachflächen .....	28
Tabelle 4: Vergleich Korngrößenanalyse: Probe 44; Ermittlung mit 20 g und 100 g Boden ..	31
Tabelle 5: Vergleich Korngrößenanalyse: Probe 66; 6 Wiederholungen .....	32
Tabelle 6: Korngrößenverteilung und deren Abweichungen zum Mittelwert in den verschiedenen Horizonttiefen .....	32
Tabelle 8: Ermittelte Durchlässigkeitsbeiwerte Boden Mast .....	33
Tabelle 9: Ermittelte Durchlässigkeitsbeiwerte Boden Referenzstandort.....	33
Tabelle 7: Abschätzung des Durchlässigkeitswertes .....	33
Tabelle 21: Lagerungsdichte des Feinbodens .....	34
Tabelle 10: Inputparameter Rosetta Lite .....	35
Tabelle 11: Outputparameter Rosetta Lite .....	35
Tabelle 12: Sorptionsparameter .....	36
Tabelle 13: Zusammenhang zwischen pH-Wert, organischer Anteil mit Sorptionsparameter.....	38
Tabelle 14: Extraktion des Zinks mit 0,01 M CaCl <sub>2</sub> und 1 M NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> ohne Zinkzugabe der Originalböden .....	39
Tabelle 15: Probenliste, Ausgewählte Profile: E0 als belasteter Standort, D65 als unbelasteter Standort .....	57
Tabelle 20: pH-Wert und organischen Anteil.....	58
Tabelle 23: Zinkgehalt im Königswasserabzug (nach ÖNORM) .....	59
Tabelle 22: Lagerungsdichte ermittelt über die Stechzylinderproben .....	59
Tabelle 16: Ergebnis der Korngrößenanalyse: Sand- Schluff- und Tonanteils, Mittelwert und der Standardabweichung .....	60
Tabelle 19: AAS Messung: Zinkstandards .....	61

Tabelle 17: Sonnenscheindauer, Globalstrahlung, Windgeschwindigkeit .....	62
Tabelle 18: Mittlere relative Luftfeuchtigkeit .....	62
Tabelle 24: AAS Messung: zugegebene Zinkkonzentrationen im Batchversuch .....	63
Tabelle 25: Sorptionsisotherme, Bodenprofil Mast.....	64
Tabelle 26: Sorptionsisotherme, Bodenprofil Referenzstandort .....	67
Tabelle 27: Extraktion des mobilen Zinks, Bodenprofil Mast .....	70
Tabelle 28: Extraktion des mobilen Zinks, Referenzstandort.....	73

# 1. Kurzfassung

Das Ziel dieser Arbeit war das Sorptions- und Verlagerungsverhalten eines mit Zink angereicherten Bodens mittels Hydrus 1D<sup>1</sup> zu simulieren. Der Untersuchungsstandort befand sich unterhalb eines Starkstrommastens in Flauring (Tirol). Der Boden wies in den obersten Bodenschichten (0 - 20 cm) einen erhöhten Zinkgehalt auf. Auf einen vergleichbaren Bodenstandort ohne Starkstrommasten war kein erhöhter Zinkgehalt festzustellen. Seit der Errichtung des Mastes in den Jahren 1960 – 1963 bis zur Probenahme im Jahre 2010 wurde laut Aussage der Ortsbewohner der Boden durch Bodenbearbeitungen und Düngungen nicht verändert, sondern nur als Grasland genutzt (LAIR, 2010). Es stellt sich die Frage, ob der erhöhte Zinkgehalt im Boden vom Starkstrommast, welcher Zink im Korrosionsschutz beinhaltet stammt. Mit der Simulation wurde die Hypothese überprüft. Weiteres sollte die Simulation Aussagen über den Verlauf der Zinkanreicherung des Bodens geben.

Es wurden Bodenproben direkt unter dem Mast und von einem Referenzstandort verwendet und auf Korngrößenverteilung, Durchlässigkeitsbeiwert, Lagerungsdichte, pH-Wert, organischen Anteil, Zinkkonzentration, leicht löslichen Zinkanteil und Sorptionsverhalten von Zink untersucht. Für die Simulation des Bodenwasserhaushaltes und der Stoffverlagerung wurden für mehrere Bodenschichten die van Genuchten Parameter (VAN GENUCHTEN, 1980; MUALEM, 1967) aus der Korngrößenverteilung und der Lagerungsdichte abgeleitet. Um das Sorptionsverhalten des Zinks fest zu stellen wurden für die Bodenschichten die Sorptionskoeffizienten nach Langmuir bestimmt. Außerdem wurden die Niederschlagsdaten sowie die Klimadaten des Untersuchungszeitraumes einer nahe gelegenen Wetterstation erhoben. Die Höhe des durchschnittlichen Jahreszinkeintrags für den Zeitraum 1963 – 2010 wurde auf ca. 5,2 mg/l geschätzt werden.

---

<sup>1</sup> Softwarepaket um eindimensionale Wasser-, Wärme- und Stofftransport in ungesättigten Medien zu Simulieren. ŠIMŮNEK, J., M.T. VAN GENUCHTEN & M. SEJNA, Kalifornien 2005

Mittels Hydrus 1D konnte der Zinkeintrag erfolgreich simuliert werden. Durch die Simulation wurde die gemessene Zinkverteilung im Bodenprofil im Jahr 2010 wiedergegeben. Es konnte auch die Gesamtmenge des gespeicherten Zinks in der Bodensäule (ca. 276 g/m<sup>2</sup>) mit der Simulation bestätigt werden. Das Zink wurde in der Simulation hauptsächlich im humosen Oberboden akkumuliert und dort stark gebunden. Unterhalb von 60 cm Tiefe wurde nur eine geringe Zinkkonzentration festgestellt. Erst im Jahr 2300 wäre bei gleichbleibenden Bedingungen mit der maximalen Zink-Pufferkapazität des Bodens von ca. 673 g/m<sup>2</sup> (0 - 60 cm Tiefe) zu rechnen.

## 2. Abstract

In this work, the sorption and displacement behavior of zinc in a soil profile that has been continuously influenced by heavy metals for more than 47 years, was simulated with Hydrus 1D. A soil profile was sampled under a power pole in Flauring (Tyrol). Since the construction of the pole between 1960 and 1963, the soil has not been altered and only used as grassland. It is assumed that the rain water was enriched with Zinc by the power pole.

Soil samples were taken from directly under the pole and analyzed for particle size distribution, hydraulic conductivity, bulk density, pH, organic matter content, mobile zinc content, zinc concentration and compared with reference values. For simulation with Hydrus 1D different layers of the soil were determined by the van Genuchten parameters as water transport parameters through particle size distribution and bulk density. To estimate the sorption of zinc for each soil layer, the sorption coefficient from the Langmuir model was used. Climatic data was recorded by a nearby weather station for the studied period. These parameters were used in the simulation as the variable boundary condition (precipitation) and as meteorological parameters for determining evaporation (Penman-Montheith). The average annual zinc concentration in the rain water entering the soil was estimated to be approximately 5,2 mg/l. The simulation result reflect approximately the measured zinc content in the soil profile in 2010. The zinc was mainly accumulated in the upper humus enriched soil layer and retrained strongly. After 47 years the zinc concentration below 20 cm soil depth remained at a low level. By the used model, the maximum buffer capacity of the soil for Zinc (ca. 673 g/m<sup>2</sup> between 0 - 60 cm soil depth) would be reached in the year 2300.

### 3. Hintergrund

Der Boden bildet eine zentrale Lebensgrundlage für Pflanzen, sowie auch direkt oder indirekt für Tiere und Menschen. Er hat unter anderem eine wichtige Regulierungsfunktion, in Form einer Speicher-, Filter-, Puffer- und Transformationsfunktion (SCHEFFER et al., 2002). In dieser Arbeit wurde der Schwerpunkt auf die Pufferfunktion in Bezug auf das Schwermetall Zink gelegt. Es wird daher versucht das Verhalten dieses Schwermetalls im Boden über einen bestimmten Zeitraum zu beschreiben. Dazu wurde ein Boden ausgesucht, der kontinuierlich über einen längeren Zeitraum mit einem Schwermetall belastet wurde.

Für die Untersuchung wurde der Boden unter einem Starkstrommast (Abbildung 1) gewählt, welcher durch einen erhöhten Zinkgehalt auffiel. Der Standort des Starkstrommasten ist in Flauring in Tirol (Geographische Länge siehe Tabelle 1). An einem Referenzstandort, der etwa 65 m von den Strommasten entfernt ist, wurde keine Erhöhung des Zinkgehaltes festgestellt. Im Vergleich zu Böden unter anderen Strommasten wurde an diesem Standort seit der Errichtung des Masten (1960-1963) der Boden nicht mehr gestört oder übermäßig gedüngt. Im Bereich unter den Strommasten, wie auch am Referenzstandort, wurde die Wiese nur zweimal im Jahr gemäht und das Heu entfernt (LAIR, 2010). Der erhöhte Zinkgehalt im Boden könnte vom zinkhaltigen Korrosionsschutz des Masts stammen, welcher durch das vom Mast abgeflossenen Niederschlagswasser ausgespült wurde.

Tabelle 1: Geografische Daten des Untersuchungsgebietes

<b>Gauss-Krüger M28</b>	Rechtswert: 60.345	Hochwert: 238.230	Höhe ü. A.: 813 m
<b>Geographisch (WGS 1984)</b>	Länge: 11°7'50,25''	Breite: 47°16'48,55''	
<b>UTM 33T</b>	Ost: 207.387	Nord: 5.243.562	



Abbildung 1: Foto des Untersuchungsgebiets

(LAIR, 2010)

## Zink im Boden

Zink ist ein für Pflanzen, Tiere und Menschen unentbehrliches Spurenelement. Es ist aber auch ein Schadstoff, falls es zu unpassender Zeit und in unverträglicher Konzentration an einem Ort vorliegt. Sehr hohe Zinkgehalte können auf Pflanzen toxisch wirken. Bei Menschen ist eine Toxizität aufgrund hoher Zinkaufnahme über die Nahrung nicht bekannt (MERIAN, 184). Der durchschnittliche Zinkgehalt in verschiedenen Gesteinen liegt bei 15 bis 100 mg/kg. In Sandstein ist ein niedriger Zinkgehalt (ca. 70 mg/kg) und in Tongesteinen ist ein hoher Zinkgehalt (bis 300 mg/kg) zu finden. Der typische Zink-Gesamtgehalt in unbelasteten Böden beträgt laut BUNDES-BODENSCHUTZ- UND ALTLASTENVERORDNUNG (1999) in Deutschland zwischen 10 und 80 mg/kg. In belasteten Böden kann dieser Wert bis zu 5.000 mg/kg betragen. Es gibt sehr wenig gesetzliche Grenzwerte für den Zinkgehalt im Boden. Nur die ÖNORM L 1075 (2004) sowie die Klärschlammverordnungen der Bundesländer in Österreich geben einen Grenzwert von 300 mg/kg bis 150 mg/kg für den Zink-Gesamtgehalt in sandigen Böden vor.

Zink ist oft an organische Substanzen sowie an Fe-, Mn- und Al-Oxide gebunden, sowie an Tonminerale und Silicaten fixiert (SCHEFFER et al., 2002). Die Bindungsformen von Zink im Boden sind vor allem pH-abhängig. Mit steigendem pH-Wert ( $> 7$ ) nimmt die Zink-Affinität der Bodenmatrix stark zu. Der Anteil des austauschbaren Zink steigt mit abnehmenden pH-Wert stark an. Der Zinkgehalt im Bodenwasser beträgt in wenig belasteten, landwirtschaftlichen Böden 0,001 bis 0,8 mg/l. Bei extrem sauren Böden ist ein Zinkgehalte bis zu 4 mg/l möglich. An stark belasteten Standorten sind Zinkgehalt bis 15 mg/l möglich (SCHEFFER et al., 2002).

Der Vorgang, bei dem Zink im Bodenwasser an Oberflächen der Bodenmatrix gebunden wird oder ausfällt heißt Sorption. Die Bodenmatrix, an der an- bzw. eingelagert wird, heißt Sorbat. Das sorbierende Zink wird als Sorbent bezeichnet. Die Sorption ist ein Gleichgewichtsprozess für den in der Regel physikalische und chemische Wechselwirkungen zwischen Sorbent und Sorbat die Ursache sind. Sie beinhaltet Adsorption (Anlagerung an Oberflächen), Absorption (Einbau in Strukturen), Ionenaustausch und Fällung. LEWNDOWISKI (1997) gibt folgende Einflussfaktoren für die Sorption in Böden an: Bodentextur, Porengrößenverteilung, Temperatur, Luft- und Wasserhaushalt, Architektur der Bodenbestandteile, pH-Wert, Gesamtgehalt des jeweiligen Ions im Boden, Zusammensetzung der Bodenlösung, Anteil von organischen als auch anorganischen Komplexbildern, Ladung der Sorptionsflächen im Boden (Tonminerale, Oxide und Huminstoffe).

## **4. Zielsetzung und Aufgabenstellung**

Es wird der Frage nachgegangen, wie es zum erhöhten Zinkgehalt im untersuchten Boden kam. Es wird angenommen, dass das Zink über die Abschwemmrate des Strommastens in den Boden verlagert wurde. Diesen Vorgang soll in der vorliegenden Arbeit mittels Hydrus 1D simuliert werden. Das Ziel ist eine erfolgreiche Simulation dieses Eintrages zu erhalten, um mehr Verständnis über den Vorgang zu bekommen.

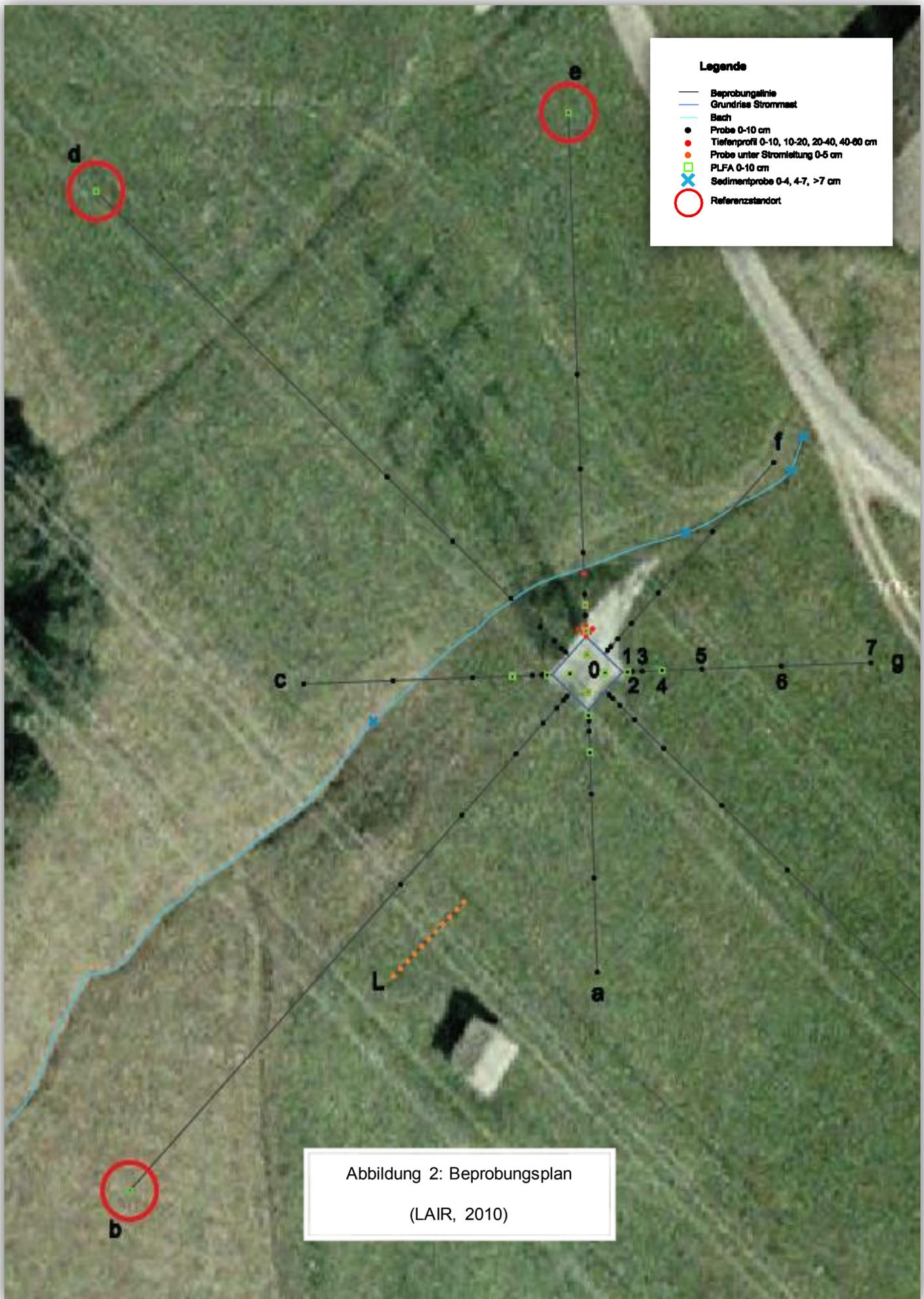
## **Vorgehensweise**

Zu Beginn der vorliegenden Arbeit waren vom Untersuchungsgebiet schon auf 2 mm gesiebte Bodenproben vorhanden, von denen Zinkgehalt, Lagerungsdichte, pH-Wert und der organische Anteil bekannt waren. Es wurde für ausgewählte Proben die Kornverteilung (49 Proben), für zwei unterschiedliche Bodenprofile in 3 verschiedenen Tiefen das Sorptionsverhalten (3 Wiederholungen) und der mobile Zinkanteil (3 Wiederholungen) bestimmt. Mit eigens für die Arbeit entnommenen Stechzylinderproben (für 2 Standorte mit je 3 Proben) wurde der gesättigte Durchlässigkeitsbeiwert und die Lagerungsdichte als Kontrollmessung ermittelt. Aus Literaturrecherchen wurden der Dispersionsparameter, Diffusionsparameter sowie der mögliche Zinkeintrag entnommen. Weiteres wurden die van Genuchten Parameter (VAN GENUCHTEN, 1980; MUALEM, 1967) aus einer Pedotransferfunktion ermittelt. Meteorologische Daten wurden von den Wetterstationen der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik, sowie des Hydrografischen Dienstes entnommen. Für die Simulation wurden die Daten in die Datenanalyse einbezogen und der Zinkeintrag optimiert. Abschließend wurde ein Sensitivitätstest des Hydrus 1D Modells durchgeführt.

## **5. Untersuchungsgebiet und Datengewinnung**

Unter Leitung von Dipl. Ing. Dr. Georg Lair wurden sowohl im Jahr 2010 als auch im Jahr 2011 Bodenproben unterhalb eines Starkstrommastes entnommen (Probeliste siehe Anhang). Die untersuchten Bodenproben stammten von den Boden unter einem Starkstrommast, ca. 27 Kilometer westlich von Innsbruck. Der Mast hatte eine quadratische Grundfläche mit einer Seitenbreite von ca. 5 m. Unter den Starkstrommasten war der Boden mit Gras bewachsen, welches jedes Jahr zweimal gemäht wurde und als Erntegut entfernt wurde (LAIR, 2010). Der Bewuchs wies leichte Erhellungen (Chlorosen) auf, welche auf eine nicht optimale Pflanzenversorgung hinweisen (Abbildung 1). Die Bodenproben wurden in unterschiedlichen Abständen und Tiefen sternförmig um den Masten (8 Beprobungslinien) entnommen (Abbildung 2).

Im April 2010 wurden oberflächennahe Proben (0 – 10 cm) entlang der Beprobungslinien a bis h und Tiefenproben (10 – 20 cm, 20 – 40 cm und 40 – 60 cm) entlang der Beprobungslinien e gewonnen. Zusätzlich wurden 4 Referenzstandorte, welche etwa 65 Meter vom Mast entfernt waren, beprobt. Für die Untersuchung wurden von Dipl. Ing. Dr. Georg Lair die pH-Werte ( $\text{CaCl}_2$ ), die Zinkanteile im Königswasserabzug (ÖNORM), die Lagerungsdichten und die organischen Anteile aller Bodenproben zur Verfügung gestellt. Der pH-Wert am Referenzstandort (Bodenprofil D65) lag bei ca. 4,6 während der pH-Wert unter dem Mast ca. 5,0 betrug. Beim belasteten Standort (Bodenprofil E0) war eine leichte Erhöhung des pH-Wertes um 0,5 in der ersten Bodenschicht zu erkennen. Der Zinkgehalt lag beim Referenzstandort bei  $147 \pm 2$  mg/kg. Der gemessene Zinkgehalt des belasteten Bodens nahm von 1.518 mg/kg in der obersten Bodenschicht (0 - 10 cm) bis 154 mg/kg in den unteren Bodenschichten (40 - 60 cm) ab. Die Lagerungsdichte war bei allen Böden etwa gleich hoch und lag bei ca.  $1 \text{ g/cm}^3$ . Der organische Anteil betrug in den oberen Schichten etwa 40 - 60 g/kg. In den unteren Schichten nahm der organische Anteil rapide ab wobei in der untersten Schicht nur noch 14,0 g/kg festzustellen waren. Der Zinkgehalt im Niederschlagswasser unter den Starkstrommasten wurde bei mehreren Niederschlagsereignissen mit 8 Wiederholungen von Dipl. Ing. Dr. Georg Lair erhoben und für diese Arbeit zur Verfügung gestellt. Es wurde eine durchschnittliche Zinkkonzentration von 1 mg/l ermittelt. Die Probenahme für die Stechzylinderproben erfolgte im Dezember 2011. Die Stechzylinder wurden in der Nähe des Mastes in einer Tiefe von 5 – 10 cm entnommen. Des Weiteren wurden an einem ausgewählten Referenzstandort sowohl Stechzylinderproben in einer Bodentiefe von 5 – 10 cm als auch in einer Tiefe von 35 – 40 cm entnommen (pH-Wert, org. Anteil, Zinkgehalt der Bodenproben siehe Anhang).



## 6. Bodenanalysen

### 6.1 Bestimmung der Korngrößenverteilung

Ziel bei der Bestimmung der Korngrößenverteilung ist den prozentuellen Massenanteil der Sand-, Schluff- und Tonfraktionen zu bestimmen (Tabelle 2). Als Methode zur Bestimmung der Sandfraktionen wurde die Nasssiebung gewählt. Dabei wird der Boden mit unterschiedlichen Sieben gesiebt und der Siebrückstand gemessen.

Tabelle 2: Korngrößenklassen des Feinbodens nach ÖNORM L 1050

		d ... Äquivalentdurchmesser
<b>Sand S</b>	<b>2 mm &gt; d ≥ 0,0063 mm</b>	
	Grobsand gS	2 mm > d ≥ 0,63 mm
	Mittelsand mS	0,63 mm > d ≥ 0,2 mm
	Feinssand fS	0,2 mm > d ≥ 0,063 mm
<b>Schluff U</b>	<b>0,063 mm &gt; d ≥ 0,002 mm</b>	
	Grobschluff gU	0,63 mm > d ≥ 0,02 mm
	Mittelschluff mU	0,02 mm > d ≥ 0,0063 mm
	Feinschluff fU	0,0063 mm > d ≥ 0,002 mm
<b>Ton T</b>	<b>0,002 mm &gt; d</b>	

Für die Bestimmung des Ton- und Schluffanteils wurde das Pipettierverfahren nach Kubiena (ÖNORM L 1061-2) gewählt. Es basiert auf der unterschiedlichen Absinkgeschwindigkeit verschiedener Korngrößen. Den physikalische Hintergrund bildet die Stokesschen Gleichung (basierend auf das Gesetz von Stokes), welche die Sedimentationsgeschwindigkeit sphärischer Körper in einer Flüssigkeit beschreibt (1).

$$v_a = \frac{2r^2g(\rho_p - \rho_f)}{9\eta} \quad (1)$$

$v_a$  = Absinkgeschwindigkeit (m/s)

$r$  = Partikelradius (m)

$g$  = Gravitationskonstante (m/s<sup>2</sup>)

$\rho_p, \rho_f$  = Dichte des Partikels, Dichte des Fluids (kg/m<sup>3</sup>)

$\eta$  = dynamische Viskosität des Fluids (m<sup>2</sup>/s)

Bei nichtsphärischen Körpern wird als grobe Näherung anstatt des Partikelradius  $r$  auch dessen halbiertes Äquivalentdurchmesser  $d$  verwendet. Diese Gleichung gilt nur für langsame Geschwindigkeiten ( $Re^1 < 1$ ), wenn die Trägheit des Fluids unbedeutend ist. So ist diese Absinkgeschwindigkeit von Partikelradius, der Dichte des Partikels, der Dichte und der dynamischen Viskosität der Flüssigkeit, in dem das Partikel sinkt, abhängig. Da sich die Dichte und die dynamische Viskosität der Flüssigkeit während des Versuches im Wesentlichen nicht ändert, kann mit diesem Verfahren der prozentuelle Masseanteil der Korngrößen des Sandanteiles ( $2 \text{ mm} > d \geq 0,063 \text{ mm}$ ), der Korngrößen der einzelnen Schlufffraktionen ( $0,063 \text{ mm} > d \geq 0,002 \text{ mm}$ ) und der Korngrößen der Tonfraktion ( $0,002 \text{ mm} > d$ ) ermittelt werden.

Eine Grobsiebung war nicht nötig, da die Proben der Probenahme 2010 bereits auf 2 mm gesiebt und der Bodenskelettanteil bestimmt war. Da pro Probe nur wenig Probenmaterial vorhanden war, wurde die Nasssiebung mit 20 g Boden statt wie in der ÖNORM 1061-2 empfohlen mit 100 g durchgeführt. Bei der Bodenprobe 44 wurde zusätzlich eine Nasssiebung mit 100 g vorgenommen, um eine Aussage über mögliche Ungenauigkeiten, die aus dieser Vereinfachung stammen könnte, zu bekommen. Zuerst wurde das Pipettierverfahren durchgeführt und mit dem Probenmaterial im Sedimentationsgefäß die Nasssiebung mit 20 g durchgeführt. Um eine bessere Aussage über die Qualität der Analyse zu bekommen, wurden bei der Bodenprobe 66, bei welcher mehr Ausgangsmaterial zur Verfügung stand, 6 Siebungen durchgeführt.

---

<sup>1</sup> Re... Reynolds-Zahl stellt das Verhältnis von Trägheits- zu Zähigkeitskräften dar.

### 6.1.1 Pipettierverfahren

Für das Verfahren wurden 20 g Boden herangezogen und mit 50 ml Natriumpyrophosphat-Lösung zur Dispergierung angesetzt. Die so enthaltene Masse wurde dann für 8 Stunden stehen gelassen. Weiters wurde zum Boden 200 ml entionisiertes Wasser gegeben und für mindestens 6 Stunden geschüttelt. Nachdem der Boden in einem Sedimentationsgefäß auf die 1.000 ml Marke mit entionisiertem Wasser aufgefüllt und gleichmäßig durchmischt wurde, ist in einem entsprechenden Zeitabschnitt (27 Sekunden, 4 Minuten 32 Sekunden, 50 Minuten 19 Sekunden, 7 Stunden 32 Minuten 25 Sekunden) eine Probe in 10 cm Wassertiefe entnommen und in ein Abdampfschälchen gegeben worden. Danach wurde das Boden-Wasser Gemisch bei 105°C über Nacht bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und das Trockengewicht bestimmt. Die Bodenmasse in der Abdampfschale enthält, abzüglich der Dispergiermittelmasse (0,0266 g für 50 ml 0,4-n  $Na_4P_2O_7 \cdot 10 H_2O$  auf einem Liter Suspension), eine Bodenfraktion mit gleicher Absinkgeschwindigkeit und somit auch die Bodenfraktion gleicher Korngröße. Wird diese durch das Pipettierungsvolumen (0,02 Liter) dividiert kann daraus der prozentuelle Massenanteil am Feinboden errechnet (2) werden. Abbildung 3 bildet das Pipettierverfahren ab.

$$P = \frac{m_{PR}}{m_s} \cdot 5000 \quad (2)$$

$m_{PR}$  = lufttrockene Bodenmasse in der Abdampfschale (g)

$m_s$  = lufttrockene Bodenmasse in 20 mg Wasserprobe (g)

$P$  = Bodenfraktion



Abbildung 3: Fotos Pipettierverfahren

(von links nach rechts: Einwägung, Schüttelung, Pipettierung)

## 6.1.2 Nasssiebung

Das Probenmaterial des Pipettierverfahren welches sich noch im Sedimentationsgefäß befand wurde für die Nasssiebung verwendet. Zuerst wurde ein 0,063-mm-Sieb auf das Rüttelgerät aufgesetzt, dann wurden die dispergierte Probe aus dem Sedimentationsgefäß in das Sieb geleert, mit einem Wasserstrahl durchgeschwemmt und anschließend in eine Schale gespült. Auf dem Rüttelgerät wurde der komplette Siebsatz aufgestellt (1,0 mm; 0,63 mm; 0,20 mm; 0,125 mm; 0,063 mm) und die Bodenprobe in das oberste Sieb geleert. Der Spülkopf wurde aufgesetzt und so lange gerüttelt und geschäumt, bis keine Partikel mehr durch die Siebe transportiert wurden. Die einzelnen Siebrückstände wurden in eine Abdampfschale gegeben und bei 105°C getrocknet und das Trockengewicht im Anschluss gewogen und der prozentuale Massenanteil der Fraktionen bestimmt (3). Bei der Auswertung wurde berücksichtigt, dass nur 20 g Boden verwendet wurden. In Abbildung 4 wird die Nasssiebung dargestellt.

$$P = \frac{m_{PR}}{m_s} \cdot 100 \quad (3)$$



Abbildung 4: Fotos Nasssiebung

(von links nach rechts: Siebung, Rückstand, Bestimmung des Massenanteiles)

## 6.2 Hydraulische Leitfähigkeit und Retentionseigenschaften

### 6.2.1 gesättigte hydraulische Leitfähigkeit

Um die hydraulische Leitfähigkeit zu beschreiben kann im gesättigten Bereich die Fließgleichung von DARCY (1856) angewendet werden (4). Diese Gleichung beschreibt die Filtergeschwindigkeit in Abhängigkeit vom hydraulischen Gradienten. Der hydraulische Gradient ist das Verhältnis des gravimetrischen Potenzialunterschiedes (Unterschied der Wasserspiegellagen) zur Länge des durchflossenen Mediums (5). Die bodenabhängige Proportionskonstante wird als hydraulische Leitfähigkeit oder auch als Durchlässigkeitsbeiwert bezeichnet.

$$v_f = -k_f \cdot i \quad (4)$$

$$i = \frac{\Delta h}{\Delta l} \quad (5)$$

$v_f$  ... Filtergeschwindigkeit (cm/s)

$k_f$  ... hydraulische Leitfähigkeit (cm/s)

$i$  ... hydraulischer Gradient (cm/cm)

$h$  ... Potenzialunterschied (cm)

$l$  ... Länge der Bodensäule (cm)

Um die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit des Bodens zu ermitteln wurde das Programm Rosetta Lite Version 1.1 (SCHAAP et al., 2001, siehe Kapitel 6.2.4) verwendet, welches in Hydrus 1D integriert ist. Zur Kontrolle wurde die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit aus den Stechzylinderproben im Labor ermittelt. Als Methode für die Ermittlung der hydraulischen Leitfähigkeit von Stechzylindern wurde das Verfahren mit aufsteigendem Wasserspiegel gewählt (DANE, 2002), welches auf dem Gesetz von Darcy (4) basiert.

## 6.2.2 Verfahren mit aufsteigendem Wasserspiegel

Zuerst wurden die Stechzylinderproben, die auf einer groben Siebplatte mit Gazeauflage standen, mit entlüftetem Wasser von unten langsam aufgesättigt. Danach wurde auf dem Stechzylinder ein weiterer leerer Stechzylinder gesetzt und mit einem Gummischlauch verbunden. Der leere, etwa 10 cm hohe Zylinder wurde in eine Wanne gegeben, dessen äußere Wasserspiegel auf die Kante des oberen Stechzylinders gehoben wurde. Der Wasserspiegel wurde mithilfe eines Boyle-Mariotteschen Gefäßes auf dieser Höhe gehalten. Gemessen wurde somit die Änderung des Innenwasserspiegels über die Zeit als auch der konstant gehaltene Außenwasserspiegel (Versuchsanordnung Abbildung 5).

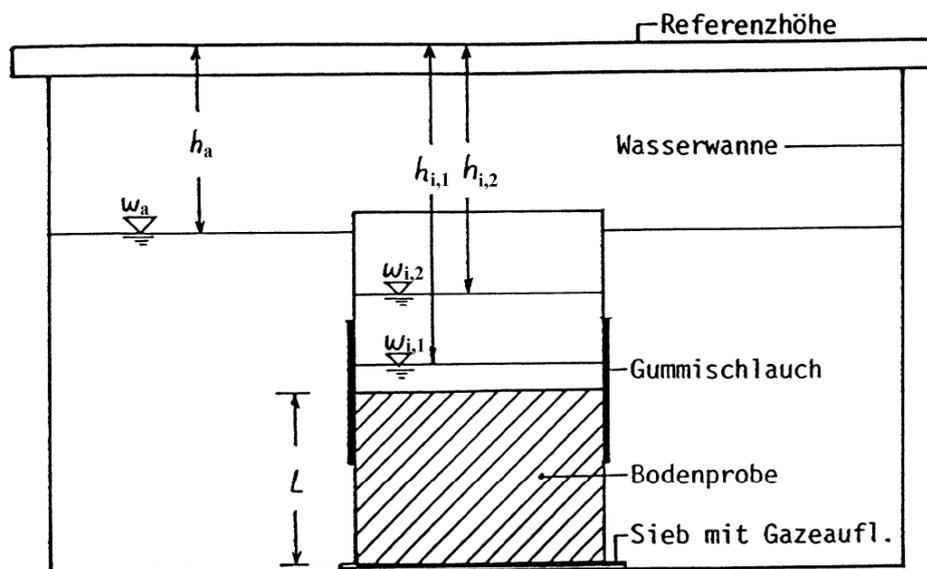


Abbildung 5: Versuchsanordnung: Verfahren mit aufsteigendem Wasserspiegel

Quelle: CEPUDER et al., 2009

Die gesättigte Leitfähigkeit kann dann nach einer Formel (6) berechnet werden.

$$k_f = \frac{L}{t_2 - t_1} \cdot \ln \frac{h_{i1} - h_{a1}}{h_{i2} - h_{a2}} \quad (6)$$

$L$  ... Höhe des Stechzylinders (cm)

$t_1, t_2$  ... Zeitpunkt 1 und 2 (s)

$h_{i1}, h_{i2}$  ... Differenz Wasserspiegellagen zur Referenzhöhe  
zum Zeitpunkt 1 und 2 (cm)

$h_{a1}, h_{a2}$  ... Differenz Außenwasserspiegellagen zur Referenzhöhe  
zum Zeitpunkt 1 und 2 (cm)

### 6.2.3 ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit

Im gesättigten Bereich bewegt sich das Wasser nicht nur aufgrund des Gravitationspotenzials sondern auch aufgrund des Matrixpotenzials (HARTKE & HORN, 1999). Das Gravitationspotenzial beschreibt die Wasserbewegung aufgrund der Gravitationskraft. Das Matrixpotenzial beschreibt die Kräfte, die das Wasser im Boden entgegen der Schwerkraft festhalten. Dies sind vor allem Adsorptionskräfte, welche Wasser an den Bodenpartikeln festhaften lässt, als auch Kapillarkräfte, welche Menisken von Wasser in Kapillaren festhalten. MUALEM entwickelte 1976 eine Gleichung (7), welche die relative ungesättigte Leitfähigkeit anhand des Matrixpotenzials beschreibt (VAN GENUCHTEN, 1980). Abbildung 6 zeigt einen typischen Verlauf der Gleichung (7).

$$K_r = S_e^\lambda \cdot \left[ \int_0^\theta \frac{1}{h(x)} dx / \int_0^1 \frac{1}{h(x)} dx \right]^2 \quad (7)$$

$K_r$  ... relative ungesättigte Leitfähigkeit (cm/s)

$S_e$  ... Sättigung (cm<sup>3</sup>/cm<sup>3</sup>)

$\lambda$  ... Formparameter (Dimensionslos)

$\theta$  ... momentaner Wassergehalt (cm<sup>3</sup>/cm<sup>3</sup>)

$h(x)$  ... Matrixpotenzial (cm)

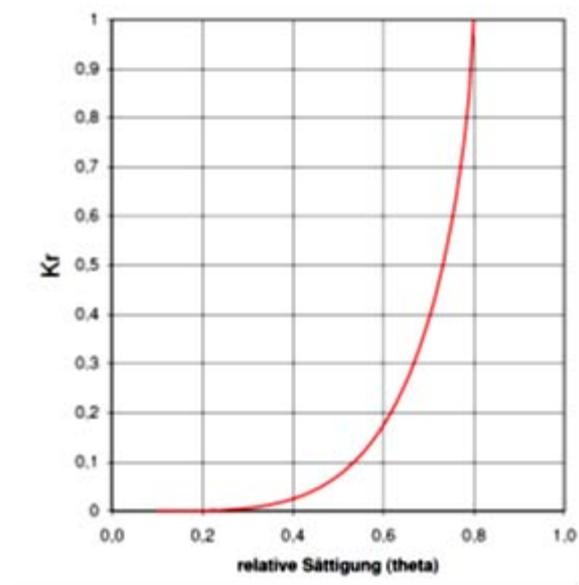


Abbildung 6: Schema relative ungesättigte Leitfähigkeit, siehe Formel (7)

Der Formparameter  $\lambda$  beschreibt die Konnektivität der Poren und wird für die meisten Böden mit einem Durchschnittswert von 0,5 angegeben (MUALEM, 1978). Die Sättigung kann vom momentanen Wassergehalt und dem Restwassergehalt hergeleitet werden (8).

$$S_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \quad (8)$$

$\theta_s$  ... Wassergehalt bei Sättigung ( $\text{cm}^3/\text{cm}^3$ )

$\theta_r$  ... Restwassergehalt ( $\text{cm}^3/\text{cm}^3$ )

Um die Gleichung von MUALEM zu lösen, liefert VAN GENUCHTEN die mathematische Beschreibung der Retention (9), welche die Sättigung abhängig vom Matrixpotential beschreibt (Abbildung 7).

$$S_e = [1 + (\alpha \cdot h)^n]^{-m} \quad (9)$$

$\alpha$  ... Formparameter ( $1/\text{cm}$ )

$n, m$  ... Formparameter (Dimensionslos)

$h$  ... Matrixpotenzial ( $\text{cm}$ )

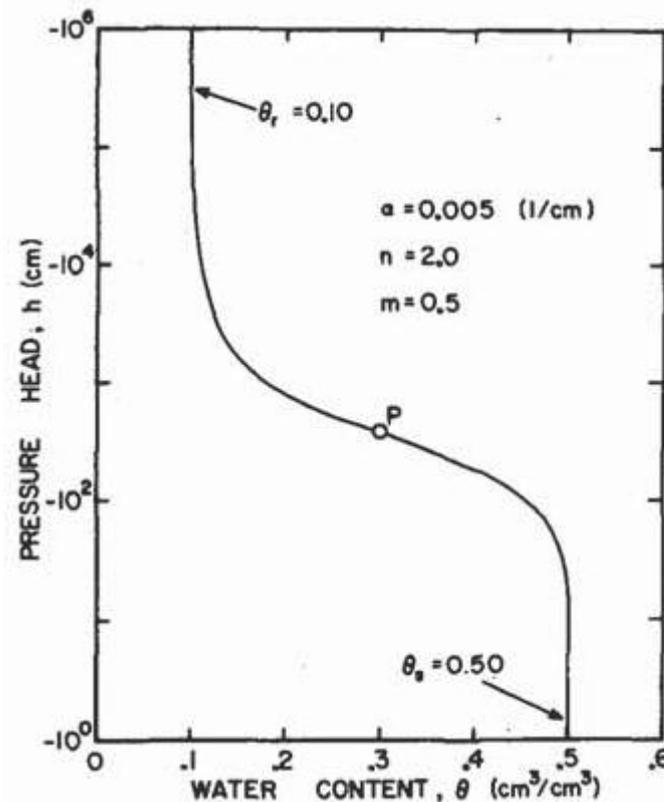


Abbildung 7: Schema einer Retentionskurve

Quelle: VAN GENUCHTEN, 1980, Vergleiche Formel (9)

Der Parameter  $\alpha$  beschreibt den Verlauf der Wasserspannungs-Sättigungskurve in der Nähe der Bodensättigung. Ein niedriger  $\alpha$ -Wert ( $\alpha = 0,005 \text{ cm}^{-1}$ ) kennzeichnet das langsame Abfallen des Wassergehaltes nach der Sättigung, welches typisch für feinkörnige Böden ist. Ein hoher  $\alpha$ -Wert ( $\alpha = 0,035 \text{ cm}^{-1}$ ) kennzeichnet das schnelle Abfallen des Wassergehaltes nach der Sättigung, welches typisch für grobkörnige Böden ist. Der Parameter  $n$  ist abhängig von der Kornverteilung und beschreibt die stärkste Neigung der Sättigungsfunktion. Hohe  $n$ -Werte ( $n = 4,5$ ) sind für grobkörnige Böden und niedrige  $n$ -Werte ( $n = 1,5$ ) für feinkörnige Böden typisch (HARTKE & HORN, 1999, zitierten WOESTEN & VAN GENUCHTEN, 1988). Der Formparameter  $m$  wird meist als  $1 - 1/n$  beschrieben. Werden die Gleichung von MUALEM (7) und VAN GENUCHTEN (9) kombiniert kann die Leitfähigkeit wie folgt beschrieben werden (10).

$$K(S_e) = K_s \cdot S_e^\lambda \cdot [1 - (1 - S_e^{1/m})^m]^2 \quad (10)$$

$K(S_e)$  ... Leitfähigkeit im ungesättigten Bereich (cm/s)

$K_s$  ... gesättigte Leitfähigkeit (cm/s)

Wobei ungesättigte Leitfähigkeit als das Produkt der Leitfähigkeit bei Sättigung mit der relativen ungesättigten Leitfähigkeit definiert ist (11).

$$K(S_e) = K_s \cdot K_r \quad (11)$$

Somit kann die ungesättigte Leitfähigkeit für den jeweiligen Boden mit den van Genuchten Parametern  $K_s$ ,  $\alpha$ ,  $m$ ,  $\theta_s$  und  $\theta_R$  ermittelt werden. Für die Ermittlung dieser Parameter wurde das Programm Rosetta Lite Version 1.1 (SCHAAP et al., 2001) verwendet.

#### 6.2.4 Rosetta Lite

Das Programm Rosetta Lite Version 1.1 verwendet 5 verschiedene hierarchisch gegliederte Pedotransferfunktionen um die hydraulischen Eigenschaften zu schätzen. Die Eingangsdaten können bei Rosetta wie folgt erfolgen eingegeben werden:

1. Bodenart
2. Sandanteil (%), Schluffanteil (%), Tonanteil (%)
3. Sandanteil (%), Schluffanteil (%), Tonanteil (%), Lagerungsdichte ( $\text{g/cm}^3$ )
4. Sandanteil (%), Schluffanteil (%), Tonanteil (%), Lagerungsdichte ( $\text{g/cm}^3$ ), Wassergehalt bei einer Saugspannung von 3 kPa (%)
5. Sandanteil (%), Schluffanteil (%), Tonanteil (%), Lagerungsdichte ( $\text{g/cm}^3$ ), Wassergehalt bei einer Saugspannung von 3 kPa bzw. 1500 kPa. (%)

Als Ausgangsparameter liefert Rosetta:

- Restwassergehalt (%)
- Wassergehalt bei Sättigung (%)
- gesättigte hydraulische Leitfähigkeit ( $\text{cm/s}$ )
- 2 Formparameter des van Genuchten-Mualem Modell  $\alpha$  ( $1/\text{cm}$ ),  $n$  (-)

Für die Untersuchung wurden als Inputparameter Sand-, Schluff- und Tonanteile sowie die Lagerungsdichte vom Profil unter dem Masten herangezogen.

### 6.3 Verfahren der Ermittlung der Lagerungsdicht

Bei den Stechzylinderproben (drei davon stammen aus dem Boden direkt unter dem Mast und sechs stammen vom Referenzstandort) wurde zusätzlich die Lagerungsdichte ermittelt, welche nach ÖNORM bestimmt wurde. Dabei wurde der Boden bei 105°C bis zur Massenkonstanz getrocknet und durch das Volumen des Zylinders dividiert. Als Kontrolle der Massenkonstanz wurde der Boden weitere 6 Stunden getrocknet. Bei der anschließenden zweiten Wägung sollte die Differenz nicht über 0,20 g sein, da sonst eine weitere Trocknung nötig wäre (ÖNORM 1061).

### 6.4 Sorptionseigenschaft von Böden

Die Sorption von Zink an der Bodenmatrix ist konzentrationsabhängig und wird gut durch die Beziehung zwischen der Zinkkonzentration in der Bodenlösung und dem gebundenen Zinkgehalt an der Bodenmatrix veranschaulicht (Abbildung 8). Für die Beschreibung des Isothermenverlaufs gibt es keine universell anwendbare Gleichung, es werden meist die Isothermengleichungen von Henry (12), Freundlich (13) und Langmuir (14) verwendet (SCHEFFER UND SCHACHT-SCHABEL, 2002). Bei geringen Gleichgewichtskonzentrationen ist die Isotherme meist linear und können deshalb gut mit der Henry-Gleichung beschrieben werden. Bei höheren Konzentrationen ist der Verlauf nicht mehr linear. Solange keine Sättigung erreicht wird, können die Isotherme mit der Freundlich-Gleichung gut beschrieben werden. Wenn jedoch die Isotherme ein Maximum anstreben, wird die Langmuir-Gleichung bevorzugt (FEHSE et al., 2004).

$$C_S = K_H \cdot C_e \quad (12)$$

$C_S$  = Konzentration des Sorbats in der Bodenmatrix (mg/l)

$K_H$  = Henry – Koeffizient (l/kg)

$C_e$  = Konzentration des Sorbats in der Lösung (mg/l)

$$C_S = K_F \cdot C_e^n \quad (13)$$

$K_F$  = Freundlich – Koeffizient (l/kg)

$n$  = Freundlich – Exponent (Dimensionslos)

$$C_S = (K_L \cdot q_{max} \cdot C_e) / (1 + K_L \cdot C_e) \quad (14)$$

$K_L$  = Langmuir – Koeffizient (l/kg)

$q$  ... Beladung des Sorbents ( $mg_{Sorbent} / kg_{Sorbent}$ )

$q_{max}$  = maximal sorbierbare Konzentration des Sorbats ( $mg_{Sorbent} / kg_{Sorbent}$ )

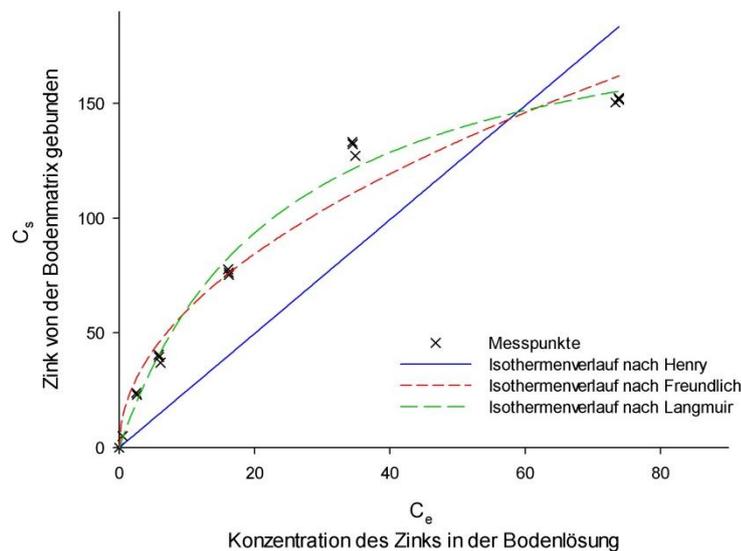


Abbildung 8: Schema Isothermengleichungen

Um die Parameter der Isotherme zu erhalten wurden sogenannte „Batchversuche“ durchgeführt. Anschließend wurde die leicht lösliche Zinkfraktion der Böden ermittelt. Dafür wurde eine Extraktion mit 0,01 M CaCl<sub>2</sub> bzw. 1M NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> durchgeführt.

### 6.4.1 Batchversuch

In einem Batchversuch wird eine bestimmte Konzentration eines Sorbates (Zink) in einer wässrigen Lösung mit dem Sorbenten (Boden) in Kontakt gebracht. Nach einer gewissen Zeit stellt sich ein Gleichgewicht von Sorbat und Boden ein. Mit der Differenz der Konzentration in der Lösung, vor und nach dem Kontakt mit dem Sorbenten, kann die sorbierte Menge an Sorbat errechnet werden. Es wurden sowohl die Sorptionsisotherme für die Bodenschichten 0 – 20 cm (Mischprobe von 0 – 10 und 10 – 20 cm), 20 – 40 cm und 40 – 60 cm an den belasteten Böden als auch der Referenzböden bestimmt. Für die Bestimmungen wurden bei jeder Probe 3 Wiederholungen durchgeführt. Zuerst wurden 4 g Boden in Polyethylen-Zentrifugenfläschchen eingewogen, 20 ml 0,01 M  $\text{CaCl}_2$  (OECD Guideline 106, 2000) zugegeben und 8 Stunden geschüttelt. Danach wurde den Böden 20 ml destilliertes Wasser mit 5, 10, 25, 50 bzw. 100 mg/l Zink zugegeben. Der Boden wurde mit der Lösung 8 Stunden wiederum geschüttelt und danach 25 Minuten mit 3.500 U/min zentrifugiert. 15 ml des Überstandes wurden abgezogen, mit 1,5 ml  $\text{HNO}_3$  stabilisiert und mittels AAS<sup>1</sup>-gemessen. Aus den erhaltenen Sorptionsisothermen wurden die mittleren Parameter der Freundlicheren, Linearen Henry und der Langmuir Gleichung ermittelt.

### 6.4.2 Extraktionsversuch

Zur Bestimmung einer „mobilen“ Zink Fraktion wurden direkt nach dem Sorptionsversuch 20 ml 1M  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  (ZEINER & BRÜMMER, 1991) zu den Böden vom Batchversuch (4 g Boden mit 10 ml Gleichgewichtslösung) und zu den Originalböden (4 g Boden mit 10 ml 0,01 M  $\text{CaCl}_2$ ) gegeben. Anschließend wurden die Böden 8 Stunden geschüttelt und 25 Minuten mit 3.500 Umdrehungen/Minute zentrifugiert. 20 ml des Überstandes wurden abgezogen und mit 1,5 ml  $\text{HNO}_3$  stabilisiert. Die Messung erfolgt mit der AAS<sup>1</sup>.

---

<sup>1</sup> AAS Atomabsorptionsspektrometrie. Dient zur Analyse vieler Elemente in meist wässrigen Lösungen und Feststoffen. Da jedes chemische Element ein charakteristisches Linienspektrum besitzt, kann durch die Auswertung des Differenzspektrums zur Referenzmessung eine quantitative und qualitative Aussage über die enthaltenen Elemente getroffen werden.

## 7. Beschreibung des Simulationsmodells

Die Simulation erfolgte über das Simulationsprogramm Hydrus 1D, welches von ŠIMŮNEK U.S. Salinity Laboratory des U.S. Department of Agriculture in Riverside, Kalifornien entwickelt wurde (2006). Das Programm simuliert Wasser-, Wärme- und Stofftransport in variabel gesättigten Körpern. Dieses Programm ist frei verfügbar, anwenderInnenfreundlich und wurde eigens für die Simulation von Stofftransport entwickelt und auch dahingehend erprobt. Das Modell der vorliegenden Arbeit besteht aus einem Bodenkörper, der über gewisse Zeiträume von der Oberfläche mit Wasser gesättigt wird. Durch Niederschlag (bzw. Bewässerung) gelangt Wasser auf die Bodenoberfläche. Ein Teil des Wassers wird oberflächennah abgeführt während der andere Teil in den Boden infiltriert und in die Tiefe transportiert wird. Das Wasser, das gegen die Schwerkraft gehalten wird (Haftwasser), kann im Boden gespeichert werden, der Rest versickert in das Grundwasser. Bei Verdunstungsbedingungen wird das Bodenwasser nach oben transportiert und wird schließlich verdunstet (Evaporation). Weiteres können Pflanzen und Bodentiere das Bodenwasser aufnehmen, transportieren und in die Atmosphäre abgeben (Transpiration, Abbildung 9).

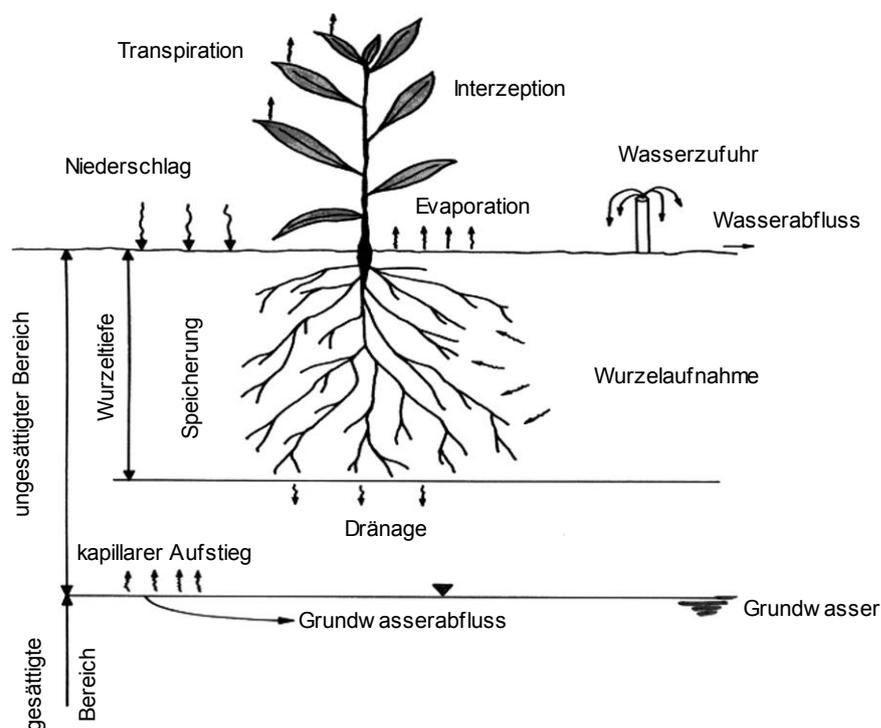


Abbildung 9: Schema des Wassertransports und deren hydraulischen Komponenten im ungesättigten Bereich (ŠIMŮNEK, 2006)

Beim Transport im Boden reagieren die in Bodenwasser befindlichen Stoffe mit der Bodenmatrix und werden von dieser aufgenommen oder abgelagert. Da der Stofftransport im Boden langsam vor sich geht, stellt sich zwischen dem Bodenwasser und der Bodenmatrix eine Gleichgewichtsbedingung ein. Um dieses Modell numerisch zu lösen wird in Hydrus 1D ein lineares Finite-Elemente-Modell angewendet.

### **Wassertransportmodell in Hydrus 1D**

Für die Beschreibung der Wasserbewegung verwendet Hydrus 1D die Richards-Gleichung (RICHARD, 1931), welche für die Wasseraufnahme über Pflanzenwurzel ergänzt wurde (15). Diese Gleichung verknüpft die Massenbilanzgleichung mit dem Darcy-Gesetz. Die hydraulischen Eigenschaften lassen sich in diesem Programm mit Hilfe von mehreren Modellen (van Genuchten, Brooks und Corey, modifizierte van Genuchten, Kosugi und Durner Art) beschreiben (ŠIMŮNEK, 2006).

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \cdot \left[ K(\theta) \cdot \left( \frac{\partial \psi}{\partial z} + \cos \alpha \right) \right] - S \quad (15)$$

$K$  ... ungesättigte Leitfähigkeit (cm/s)

$\psi$  ... Saugspannung (cm WS)

$z$  ... Tiefe (cm),  $t$  ... Zeit (s)

$\theta$  ... Wassergehalt (cm<sup>3</sup>/cm<sup>3</sup>)

$\alpha$  ... Fließrichtung ( $\alpha = 0^\circ$  vertikale Fließrichtung)

$S$  ... Senke, Wurzel aufnehmen ( $\frac{\text{cm}^3}{\text{cm}^3 \text{ s}}$ )

### **Stofftransportmodell in Hydrus 1D**

Stoffe können im Boden in drei verschiedenen Phasen vorliegen. Diese sind entweder in der Flüssigkeit gelöst, am Boden gebunden oder in der Bodenluft vorhanden. Der Transport kann nur in der flüssigen Phase oder in der Gasphase stattfinden. Dieser erfolgt als konvektive Transporte (Advektion), hydrodynamische Dispersion oder als molekulare

Diffusion. Für den Stofftransport in der flüssigen Phase verwendet das Hydrus-Modell eine Fickschen-basierte Advektion Dispersions Gleichung (16), welche den Stofftransport mit der Summe der advektiven Prozesse ( $v_f c$ ), der Dispersionsprozesse ( $-v_f \lambda \frac{\partial c}{\partial z}$ ) und der Diffusionsprozesse ( $-\theta D_i^s \frac{\partial c}{\partial z}$ ) beschreibt (ŠIMŮNEK, 2006).

$$J_l = v_f c - v_f \lambda \frac{\partial c}{\partial z} - \theta D_i^s \frac{\partial c}{\partial z} \quad (16)$$

$J_l$  ... Stofftransport im Bodenwasser ( $g/m^2s$ )

$v_f$  ... Filtergeschwindigkeit ( $m/s$ )

$c$  ... Stoffkonzentration ( $g/m^3$ )

$z$  ... Raumkoordinate ( $m$ )

$\lambda$  ... longitudinal Dispersionskoeffizient ( $m$ )

$D_i^s$  ... effektiver Diffusionsparameter in Wasser ( $m^2/s$ )

$\theta$  ... Sättigung ( $m^3/m^3$ )

## 7.1 Erhebung des Dispersionskoeffizienten und des Diffusionsparameters

Der longitudinale Dispersionskoeffizient wurde mit einem Zehntel der Transportdistanz geschätzt (ŠIMŮNEK, 2006). Der Diffusionsparameter für den Zinkgehalt im Wasser wurde aus SONMEZ & PIERZYNSKI (2005) mit  $5,87 \times 10^{-6} \text{ cm}^2/s$  entnommen.

## 7.2 Ermittlung der Niederschlagparameter

Die zum Untersuchungsgebiet am nächstgelegenen Niederschlagsmessstellen liegen in Inzing (HZB-Nr 102301), ca. 6 km südöstlich von Flauring, und in Telfs (HZB-Nr 103036), ca. 4 km nordwestlich von Flauring. Nach den Daten des Hydrografischen Dienstes (1961 - 1990), beträgt der errechnete mittlere Jahresniederschlag in Inzing 848 mm und in Telfs 795 mm. Da Flauring und Inzing auf den nordostseitigen Hängen des Inntals liegen, wurden die

Niederschlagsmengen aus Inzing für die Modellierung herangezogen. Nachdem die jährliche Niederschlagsmenge des gesamten Gemeindegebietes im Hydrologischen Atlas (5 km Raster) keine signifikanten Veränderungen zwischen 1961 und 1990 aufweist, konnten für den Zeitraum von 1959 bis 1978, für die keine Niederschlagsdaten vorlagen, die Niederschlagsdaten von 1978 bis 1980 herangezogen werden. Weiters wurde bei der Simulation berücksichtigt, dass nur 86% des Niederschlages (persönliche Mitteilung Dipl. Ing. Dr. Georg Lair 2012) unter dem Mast wirksam sind. Der Rest gelangt in den Mastabfluss. Es besteht hier ein linearer Zusammenhang (wirksamere Niederschlagsmenge =  $0,855 \cdot$  Niederschlagsmenge –  $0,0419$ ;  $R^2 = 0,997$ ; LAIR 2012, unpubliziert)

### 7.3 Ermittlung der Verdunstungsparameter

Weitere meteorologische Daten wie die Globalstrahlung, die relative Luftfeuchte, die Sonnenscheindauer und die Windgeschwindigkeit wurden von der nächstgelegenen meteorologischen Station am Standort der Universität Innsbruck (ZAMG<sup>I</sup>) entnommen (siehe Anhang). Für die Berechnung der Verdunstung wurde die von der FAO<sup>II</sup> empfohlene kombinierte Penman-Monteith Gleichung (siehe MONTEITH, 1981; MONTEITH & UNSWORTH, 1990; FAO<sup>II</sup>, 1990) verwendet, welche in Hydrus 1D integriert ist (17). Diese Gleichung beschreibt die Referenzverdunstung die primär aus den meteorologischen Bedingungen errechnet wird. In der Formel gehen die Strahlungsbilanz, die Lufttemperatur, das Sättigungsdefizit, der Dampfdruck, die Windgeschwindigkeit in 2 m Höhe, die Psychrometerkonstante, sowie der Bodenwärmestrom ein.

$$ET_0 = \frac{0,408 \cdot s (R_n - G) + \frac{900}{T+273} \cdot u_2 \cdot (e_s(T) - e)}{s + \gamma \cdot (1 + 0,34 \cdot u_2)} \quad (17)$$

$ET_0$  ... FAO Gras – Referenzverdunstung (J/kg)

$s$  ... Steigerung der Sättigungsdampfdruckkurve (hPa/°C)

$R_n$  ... Strahlungsbilanz ( $W/m^2$ )

$G$  ... Bodenwärmestrom ( $W/m^2$ )

---

<sup>I</sup> Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik, <http://www.zamg.ac.at>

<sup>II</sup> Food and Agriculture Organisation of United Nations, <http://www.fao.org>

$T$  ...Lufttemperatur ( $^{\circ}C$ )

$u_2$  ...Windgeschwindigkeit in 2 m Höhe (m/s)

$e_s$  ... Dampfdruck (hPa)

$\gamma$  ...Psychrometerkonstante (hPa/ $^{\circ}C$ )

Die Strahlungsbilanz berechnet Hydrus 1D aus der Differenz der kurzwelligen und langwelligen Nettostrahlung (18). Wobei die kurzwellige Nettostrahlung aus der relativen Sonnenscheindauer und der extraterrestrischen Strahlung angenähert wurde (19).

$$R_n = R_{ns} - R_{nl} \quad (18)$$

$R_{ns}$  ...kurzwellige Nettostrahlung ( $W/m^2$ )

$R_{nl}$  ... langwellige Nettostrahlung ( $W/m^2$ )

$$R_{ns} = 0,77 \cdot \left(0,25 + 0,50 \cdot \frac{n}{N} + 0,1\right) \cdot R_a \quad (19)$$

$\frac{n}{N}$  ...relativen Sonnenscheindauer (s/s)

$R_a$  ... extraterrestrischen Strahlung ( $W/m^2$ )

Die langwellige Nettostrahlung wird aus dem aktuellen Luftdruck, der relativen Sonnenscheindauer sowie der extraterrestrischen Strahlung ermittelt (20). Der Bodenwärmestrom wird aus der Monatslufttemperatur errechnet (21).

$$R_{nl} = 2,45 \cdot 10^{-9} \cdot \left(0,9 \cdot \frac{n}{N} + 0,1\right) \cdot (0,34 - 0,14 \cdot e_a^{0,5} \cdot (T_{max}^4 + T_{min}^4)). \quad (20)$$

$e_a$  ...aktuellen Luftdruck(hPa)

$$G = 0,14 (T_{Monat,n} - T_{Monat,n-1}) \quad (21)$$

$T_{Monat,n} - T_{Monat,n-1}$  ...Monatstemperatur ( $^{\circ}C$ )

## 7.4 Abschätzung des Zinkeintrags in den Boden

Bei der Erhebung von Lair 2010 mit 8 Wiederholungen wurde unter den Masten während mehreren Niederschlagsereignissen eine durchschnittliche Zinkkonzentration von 1 mg/l ermittelt. Es ist davon auszugehen, dass der Zinkgehalt zeitlich (z.B. jahreszeitlich) variiert. Laut Hillenbrand et. al. (2005) ist eine Abschwemmrate von 2,1 – 4,17 g/m<sup>2</sup> im Jahr von Metalloberflächen möglich (Tabelle 3). Dies ergibt, bei einem mittleren wirksamer Jahresniederschlag (86 % Vergleiche Kapitel 7.2) von etwa 730 mm (Inzing 1961 - 1990, Hydrografischer Dienst) etwa 2,9 – 5,7 mg/l mittlere Zinkkonzentration im Regenwasser. Es ist daher anzunehmen, dass der Zinkeintrag sehr variiert aber im Mittel  $4,3 \pm 1,4$  mg/l beträgt.

Tabelle 3: Abschwemmraten des Zinks von den Dachflächen, Quelle: HILLENBRAND et al., (2005)

Literaturquelle	Ort	Zeitraum der Messung	Abschwemmrate [g/(m <sup>2</sup> ·a)]	SO <sub>2</sub> -Konzentration [µg/m <sup>3</sup> ]	Niederschlag [mm]
Odnevall Wallinder et al. (1998)	Stockholm	1996/97	2,94 - 3,05	4,0	540
Karlén et al. (2001)	Stockholm	1998/99	2,1 - 3,5	3,0	540
Pohl/Behr (1999)	Hannover	1997/98	2,52 - 4,17	6,0 - 8,0	400 - 500
Priggemeyer (1998)	Osnabrück	1997/98	3,02	k.A.	720
Leuenberger-Minger et al. (2002)	Dübendorf	1993/96	(3,4) <sup>1)</sup>	6,8 - 8,0	ca. 1000
Faller (2001)	Schweiz	1993/96	(3,58) <sup>1)</sup>	1,3 - 9,5	677 - 2390

<sup>1)</sup> Wert wird nicht berücksichtigt, da die Bleche glasgestrahlt wurden

## 7.5 Inputdaten des Hydrus 1D Modells

Für diese Arbeit wurde als Hauptprozess der Wassertransport und der Stofftransport im Boden in Hydrus 1D gewählt. Es wurden ein Bodenprofil mit 60 cm Tiefe simuliert, wobei der Boden in drei gleich große Schichten aufgeteilt wurde (0 - 20, 20 - 40 und 40 - 60 cm). Als Zeitunterteilung (Auflösung) wurde ein Tag gewählt. Bei 47 Jahren Simulation wurden somit insgesamt 17.167 Tage simuliert. Da Hydrus 1D bei den Inputdaten auf 4-stellige Zeiteinheiten limitiert ist, wurden zuerst die Jahre 1963 bis 1983 und später die Jahre 1984 bis 2010 simuliert. Die variablen Randbedingungen, die meteorologischen Daten (Niederschlag und Verdunstung), wurden demnach tageweise verarbeitet. Als Modell wurde das van Genuchten Mualem Modell verwendet. Als Inputparameter für den Wassertransport wurden die van Genuchten Parameter eingegeben. Die obere Randbedingung wurde als freie Oberfläche mit atmosphärischen Randbedingungen (Niederschlag, Verdunstung) definiert. Die Niederschlagsdaten (mm/Tag) und die Verdunstungsparameter (Strahlungsbilanz, Temperatur, mittlere Luftfeuchte, mittlere Windgeschwindigkeit und Sonnenscheindauer) wurden dafür verwendet. Als untere Randbedingung wurde eine freie Drainage gewählt, weil das Bodenwasser unterhalb der simulierten Bodenschichten frei ins Grundwasser bzw. Hangwasser abfließt. Startwert für den Wassergehalt war ein Anfangswassergehalt von ca. 23 %. Als Stofftransportmodell wurde ein Gleichgewichtsmodell gewählt, dessen Inputparameter die Koeffizienten der Langmuir-Isothermengleichung waren. Der in der Bodenmatrix gebundene Zinkgehalt wurde anfänglich auf Null gesetzt. Der natürliche Zinkgehalt im Boden wurde bei der Simulation nicht berücksichtigt. Um den tatsächlichen Zinkgehalt im Boden zu ermitteln, werden daher das Simulationsergebnis und der natürliche Zinkgehalt addiert. Die obere Randbedingung beim Stofftransport ist der mittlere Zinkeintrag, der über das Niederschlagswasser in den Boden eintritt.

## 8. Ergebnisse der Bodenanalyse

### 8.1 Korngrößenanalyse

Die Korngrößenanalyse ergab, dass die Textur über das ganze Untersuchungsgebiet sehr ähnlich ist. Insgesamt liegt der Tonanteil bei  $7,8 \pm 1,3$  %. Der Schluffanteil liegt bei  $39,3 \pm 8,1$  % und der Sandanteil bei  $53,9 \pm 9,0$  % (siehe Anhang). Nach österreichischem Texturdreieck (ÖNORM L 1050) ergab sich, dass im gesamten Untersuchungsgebiet die Bodenart lehmiger Sand vorhanden ist (siehe Abbildung 10). In den Profilen war oft festzustellen, dass der Sandanteil zu Lasten des Schluffanteils in der Tiefe zunimmt. Dieser Zusammenhang ist nicht sehr stark ausgeprägt. Das Tiefenprofil A0 (vor allem Probe 3) ist jedoch eine Ausnahme, da der Sandanteil bis zu einer Tiefe von 40 cm abnimmt. Das könnte damit zusammenhängen, dass beim Bau des Strommastes eine Durchmischung des Profils stattgefunden hat. Weiteres ist in den Ergebnissen zu erkennen, dass der Sandanteil in den oberen Schichten proportional mit der Entfernung zu dem Mast zu Lasten des Schluffanteils leicht zurückgeht.

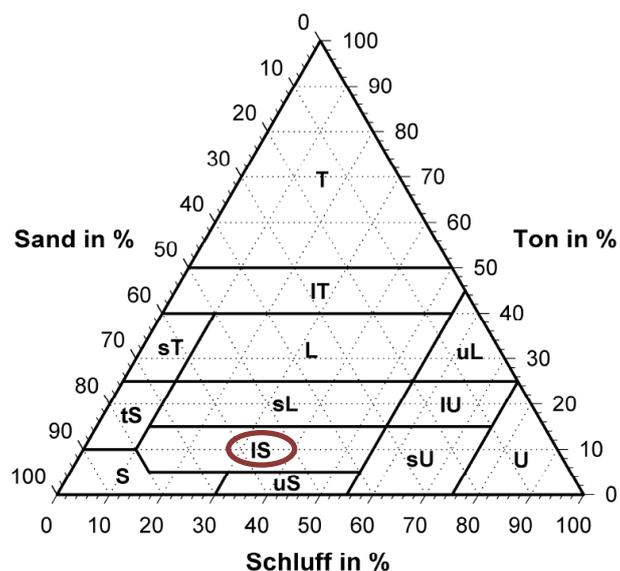


Abbildung 10: Texturdreieck nach ÖNORM L 1050

## Kontrollmessungen

Der Unterschied des Sand-, Schluff- und Tonanteiles zwischen der Nasssiebung (Probennummer 44) mit 20 g und der Kontrollmessung mit 100 g beträgt weniger als 1 % (Tabelle 4).

Tabelle 4: Vergleich Korngrößenanalyse: Probe 44; Ermittlung mit 20 g und 100 g Boden

<b>Proben:</b>	<b>Sand (%)</b>	<b>Schluff (%)</b>	<b>Ton (%)</b>	<b><math>\Delta</math>Sand (%)</b>
44 mit 20 g Feinsiebung	62,5	30,2	7,3	0,7
44b mit 100 g Feinsiebung	61,8	30,9	7,3	0,1
Differenz	-0,7	0,7	0,0	-0,6

$\Delta$ Sand... Differenz Sandanteil Ermittlung von der Nasssiebung und Sandanteil Ermittlung vom Pipettierverfahren

Bei genauerer Betrachtung der Analysen ist zu erkennen, dass sich die Sandfraktionen der beiden Siebungen um weniger als 5 % voneinander unterscheiden. Daher ist davon auszugehen, dass die Nasssiebung mit 20 g verwendbare Ergebnisse ergab. Der errechnete Unterschied des Sandanteils der Nasssiebung und des Pipettierverfahren nach Kubiena liegt bei allen Messungen unter dem empfohlenen Anteil von 5 %. Daher ist der ermittelte Sandanteil für eine weitere Analyse verwendbar. Die 6 Wiederholungen der Korngrößenanalyse bei der Probe 66 ergeben eine Standardabweichung des Ton-, Schluff- und Sandanteiles von unter 1 % (Tabelle 5). Die Abweichungen der verschiedenen Fraktionen sind innerhalb einer Bodenschicht im gesamten Untersuchungsgebiet gering. Auffällig ist, dass der Tonanteil sehr wenig im gesamten Untersuchungsgebiet variiert (Tabelle 6). Da das Transportverhalten stark mit der Kornverteilung zusammen hängt, ist anzunehmen, dass das Transportverhalten im gesamten Untersuchungsgebiet ähnlich ist.

Tabelle 5: Vergleich Korngrößenanalyse: Probe 66; 6 Wiederholungen

<b>Proben:</b>	<b>Sand (%)</b>	<b>Schluff (%)</b>	<b>Ton (%)</b>
66a	66,4	26,9	6,7
66b	68,1	25,4	6,5
66c	68,2	25,8	6,0
66d	68,6	24,6	6,5
66e	67,9	25,0	7,1
66g	67,5	26,1	6,4
<b>Mittelwert</b>	<b>67,8</b>	<b>25,6</b>	<b>6,5</b>
<b>Standardabweichung</b>	<b>0,8</b>	<b>0,8</b>	<b>0,4</b>

Tabelle 6: Korngrößenverteilung und deren Abweichungen zum Mittelwert in den verschiedenen Horizonttiefen

<b>Bodentiefe</b>	<b>n</b>	<b>Kornfraktion</b>	<b>Mittelwert</b>	<b>Standardabweichung</b>
0 - 10 cm	21	Sandanteil (%)	52,4	8,5
		Schluffanteil (%)	39,8	7,7
		Tonanteil (%)	7,8	0,9
10 - 20 cm	9	Sandanteil (%)	52,8	9,5
		Schluffanteil (%)	39,2	8,4
		Tonanteil (%)	8,0	1,2
20 - 40 cm	9	Sandanteil (%)	51,9	11,8
		Schluffanteil (%)	40,0	11,1
		Tonanteil (%)	8,2	1,0
40 - 60 cm	9	Sandanteil (%)	59,1	8,2
		Schluffanteil (%)	33,1	6,5
		Tonanteil (%)	7,8	2,0

## 8.2 Durchlässigkeitsbeiwerte

Die Berechnung des mittleren Durchlässigkeitsbeiwerts der Stechzylinderproben ergab für den Maststandort einen Wert um  $9,17 \cdot 10^{-3}$  cm/s. Und für den Referenzstandort einen relativ ähnlichen Wert von  $11,10 \cdot 10^{-3}$  cm/s in 5 bis 10 cm Tiefe bzw.  $7,79 \cdot 10^{-4}$  cm/s in 35 – 40 cm Tiefe (Tabelle 7, Tabelle 8). Nach DIN 18130 entspricht der Boden einer wasserdurchlässigen Schicht. Maßgebend für die Durchlässigkeit dieser Bodenproben ist nach der Kornverteilung der Mittelsand ( $0,63 \text{ mm} > d \geq 0,2 \text{ mm}$ ). Nach Lang (2008) liegt der Grenzbereich des Durchlässigkeitswertes bei  $10^{-4}$  bis  $10^{-1}$  cm/s (vergleiche Tabelle 9).

Tabelle 7: Ermittelte Durchlässigkeitsbeiwerte Boden Mast

Stechzylinder numm	60	61	396
Tiefe:	5 - 10 cm		
Median K-Werte (cm/s)	$9,17 \cdot 10^{-3}$		
Streu faktor	1,28		

Tabelle 8: Ermittelte Durchlässigkeitsbeiwerte Boden Referenzstandort

Stechzylinder numm	323	91	320	577	427	77
Tiefe:	5 bis 10 cm		35 bis 40 cm			
Median K-Werte (cm/s)	$1,11 \cdot 10^{-3}$		$7,79 \cdot 10^{-4}$			
Streu faktor	3,19		5,79			

Tabelle 9: Abschätzung des Durchlässigkeitswertes, Quelle: LANG D. 2008

Bodenart	kf (m/s)	
	Grenzbereiche	Überwiegend
Steingeröll	$10^{-1} - 5$	
Grobkies	$10^{-2} - 1$	
Mittelkies		$3,5 \cdot 10^{-2}$
Feinkies	$10^{-4} - 10^{-2}$	$2 \cdot 10^{-2} - 3 \cdot 10^{-2}$
Grobsand	$10^{-5} - 10^{-2}$	$10^{-4} - 10^{-3}$
Mittelsand	$10^{-6} - 10^{-3}$	$10^{-4}$
Feinsand	$10^{-6} - 10^{-3}$	$10^{-5} - 10^{-4}$
Sand, lehmig, schluffig	$10^{-7} - 10^{-4}$	$10^{-6}$
Schluff	$10^{-9} - 10^{-5}$	$10^{-9} - 10^{-7}$
Löß	$10^{-10} - 10^{-5}$	ungestört: $10^{-5}$ gestört: $10^{-10} - 10^{-7}$
Lehm	$10^{-10} - 10^{-6}$	$10^{-9} - 10^{-8}$
Ton	$10^{-12} - 10^{-8}$	schluffig: $10^{-9} - 10^{-8}$ mager: $10^{-10} - 10^{-9}$ fett: $10^{-12} - 10^{-10}$

### 8.3 Lagerungsdichte

Die Berechnungen der Lagerungsdichte der Stechzylinderproben lagen sowohl beim Referenzstandort als auch beim Standort unter dem Strommast bei  $1,14 \pm 0,05 \text{ g/cm}^3$  (Tabelle 10). Dies ist etwa derselbe Wert wie bei den von Lair angegebenen Daten. Deshalb können diese für die weitere Berechnung übernommen werden. Es überrascht nicht, dass auch die Lagerungsdichten im gesamten Gebiet etwa die gleichen Größenordnungen aufweisen, da auch die Korngrößenverteilungen und Durchlässigkeitsbeiwerte im gesamten Untersuchungsbereich ähnlich sind.

Tabelle 10: Lagerungsdichte des Feinbodens, Quelle: LAIR (2010)

Standort	Probennummer	Tiefe (cm)	Lagerungsdichte ( $\text{g/cm}^3$ )
Mast (Eo)	34	0 – 10	0,90
	35	10 -20	1,11
	36	20 -40	1,03
	37	40 - 60	0,95
Referenz- standort (D 65)	91	0 – 10	0,94
	92	10 -20	1,07
	93	20 -40	1,19
	94	40 - 60	1,13

## 8.4 Retentionseigenschaften

Für die Berechnung der van Genuchten Parameter (Vergleiche Kapitel 6.2.3) wurde das Programm Rosetta Lite verwendet, welches in Hydrus 1D integriert ist. Als Inputparameter wurden die Anteile von Sand, Schluff und Ton sowie die Lagerungsdichte des Maststandorts verwendet. Die Outputparameter sind der Wassergehalt bei Sättigung  $\theta_s$ , der Restwassergehalt  $\theta_r$ , die Formparameter  $\alpha$ ,  $n$  und der gesättigte Durchlässigkeitswert  $K_s$  (siehe Tabelle 11 und Tabelle 12).

Tabelle 11: Inputparameter Rosetta Lite

Tiefe (m)	Sandanteil (%)	Schluffanteil (%)	Tonanteil (%)	Lagerungsdichte(g/cm <sup>3</sup> )
0-20	49,7 <sup>1)</sup>	42,6 <sup>1)</sup>	7,7 <sup>1)</sup>	1,0 <sup>1)</sup>
20-40	52,9	39,6	7,5	1,03
40-60	66,4	28,1	5,5	0,95

1) Mittelwert von 0-10 cm und 10-20 cm Tiefe

Tabelle 12: Outputparameter Rosetta Lite

Tiefe (m)	$\theta_r$ (cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> )	$\theta_s$ (cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> )	$\alpha$ (1/cm)	$n$	$K_s$ (cm/s)
0-20	0,0457	0,4611	0,0078	1,5476	$2,01 \cdot 10^{-3}$
20-40	0,0437	0,4556	0,0096	1,5162	$1,95 \cdot 10^{-3}$
40-60	0,0414	0,5041	0,0221	1,4025	$3,46 \cdot 10^{-3}$

## 8.5 Sorptionseigenschaften

Die Ergebnisse der Batchversuche zeigen, dass alle drei Isothermenbeschreibungen (Henry, Freundlich und Langmuir) gute Modelle ( $R^2 > 0,87$ ) für das Sorptionsverhalten darstellen (Tabelle 13). Die beste Beschreibung des Sorptionsverhaltens war die Isothermenbeschreibungen nach Langmuir ( $R^2 > 0,97$ ) (Abbildung 11, Abbildung 12). Weiters ist zu erkennen, dass am Maststandort der lineare Sorptionskoeffizient von Henry bis zu einer Tiefe von 40 cm etwa doppelt so hoch ist wie am Referenzstandort. In der untersten Bodenschicht (40 - 60 cm Tiefe) wurde ein ähnlicher Sorptionskoeffizient des Bodens an beiden Standorten festgestellt. Es ist davon auszugehen, dass sich das Sorptionsverhalten im Laufe des Berechnungszeitraumes aufgrund des kontinuierlichen Zinkeintrages sowie durch Bodendüngung und Kalkungen geändert hat.

Tabelle 13: Sorptionsparameter

Standort	Tiefe	Modell	Koeffizient (l/kg)	Freundlich- Exponent	$q_{\max}$ (mg/kg)	$K_L \cdot q_{\max}$	$R^2$
Mast	0 - 20 cm	Henry	13,0	-	-	-	0,96
		Freundlich	18,4	0,90	-	-	0,97
		Langmuir	0,007	-	2.291	16,5	0,97
	20 - 40 cm	Henry	6,4	-	-	-	0,92
		Freundlich	22,3	0,68	-	-	0,99
		Langmuir	0,019	-	668	12,4	0,99
	40 - 60 cm	Henry	4,2	-	-	-	0,90
		Freundlich	15,9	0,67	-	-	0,98
		Langmuir	0,019	-	464	8,6	0,99
Referenz	0 - 20 cm	Henry	6,9	-	-	-	0,92
		Freundlich	25,9	0,66	-	-	0,99
		Langmuir	0,021	-	1.167	14,0	1,00
	20 - 40 cm	Henry	3,2	-	-	-	0,87
		Freundlich	16,5	0,60	-	-	0,99
		Langmuir	0,023	-	336	7,6	0,99
	40 - 60 cm	Henry	2,9	-	-	-	0,86
		Freundlich	14,2	0,61	-	-	0,97
		Langmuir	0,020	-	326	6,6	0,97

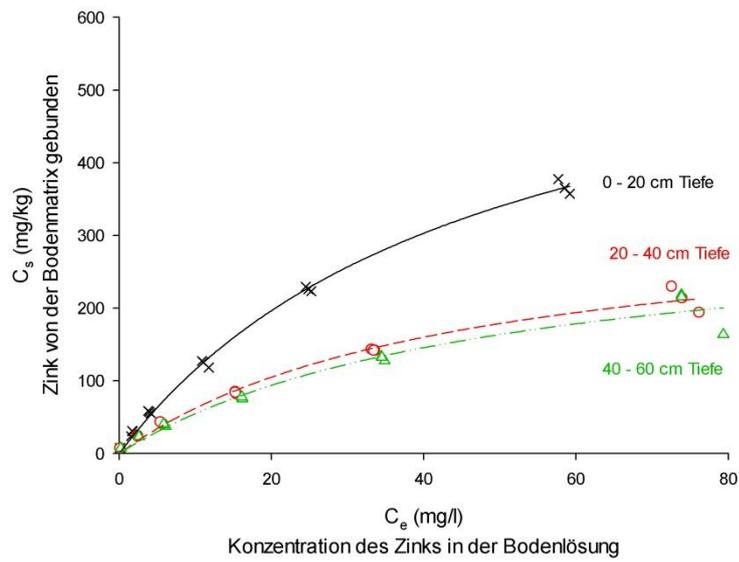


Abbildung 11: Sorptionsisothermen am Referenzstandort,  
Beschreibung nach Langmuir

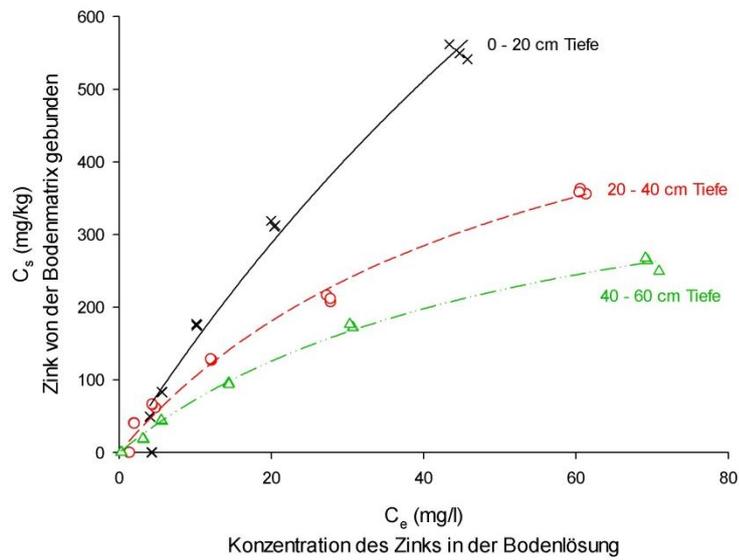


Abbildung 12: Sorptionsisothermen am kontaminierten Standort,  
Beschreibung nach Langmuir

Das Anlagerungsverhalten von Zink in den obersten Bodenschichten (bis 20 cm Tiefe) ist viel ausgeprägter als in den unteren Bodenschichten. Diese Tiefenabhängigkeit kann durchaus auf den unterschiedlichen organischen Anteil im Boden zurückgeführt werden (Tabelle 14). In den oberen Bodenschichten mit hohem organischen Anteil, wird das Zink stärker gebunden als in den darunter liegenden Schichten.

Ein Vergleich der Sorptionsparameter von Henry ( $K_H$ ), Langmuir ( $K_L \cdot q_{max}$ ) und Freundlich ( $K_F \cdot n_F$ ) mit den Boden pH-Werten zeigt, dass am Boden unter dem Mast ein guter Zusammenhang festgestellt werden kann. Werden diese Parameter mit dem organischen Anteil im Boden verglichen, ist dieser Zusammenhang für die Beschreibung nach Henry und Langmuir sehr gut, während die Beschreibung nach Freundlich einen schlechten Zusammenhang zeigt. Dies kann an der Kombination des Koeffizienten und des Exponenten in der die Isothermenbeschreibung liegen. Ein Zusammenhang zwischen dem pH-Wert und den Sorptionsparametern für den Referenzstandort war nicht zu finden, da sich der pH-Wert am Referenzstandort bei zunehmender Tiefe nicht änderte. Für beide Standorte zeigte sich ein guter Zusammenhang beim organischen Anteil. (Tabelle 14).

Tabelle 14: Zusammenhang zwischen pH-Wert, organischer Anteil mit Sorptionsparameter (n=3)

Standort	Parameter 1	Parameter 2	R <sup>2</sup>
Mast (E0)	pH-Wert	$K_H$	0.86
		$K_F \cdot n_F$	0.96
		$K_L \cdot q_{max}$	1.00
	C Org (%)	$K_H$	0.97
		$K_F \cdot n_F$	0.56
		$K_L \cdot q_{max}$	0.79
Referenz (D65)	pH-Wert	$K_H$	0.08
		$K_F \cdot n_F$	0.04
		$K_L$	0.05
	C Org (%)	$K_H$	0.98
		$K_F \cdot n_F$	0.99
		$K_L \cdot q_{max}$	0.99

## 8.6 Mobiler Zinkanteil im Boden

Die Extraktion des Zinks mit 0,01 M CaCl<sub>2</sub> (leicht lösbarer Anteil) ergibt für den Oberboden der Mastproben 42,51 mg Zink pro kg Boden einen Anteil von ca. 5 %. In der mittleren Schicht ist der Anteil mit 4 % etwa anteilmäßig gleich hoch. In den untersten Bodenschichten sinkt der Zinkanteil auf etwa 2 %. Am Referenzstandort bleibt der mit 0,01 M CaCl<sub>2</sub> lösbarer Anteil bei 1 % (Tabelle 15).

Tabelle 15: Extraktion des Zinks mit 0,01 M CaCl<sub>2</sub> und 1 M NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> ohne Zinkzugabe der Originalböden

Standort	Tiefe (cm)	CaCl <sub>2</sub> (mg/kg)	NH <sub>4</sub> NO (mg/kg)	Zink im Boden (mg/kg)	pH-Wert	C Org. (g/kg)
Mast (Eo)	0 - 20	42,41	90,75	919,54	5,11	34,49
	20 - 40	12,63	24,84	291,69	4,97	16,02
	40 - 60	2,60	5,72	153,79	4,76	14,01
Referenz (D65)	0 - 20	0,79	1,69	145,97	4,52	46,70
	20 - 40	0,90	1,77	145,53	4,48	23,63
	40 - 60	1,83	3,44	141,72	4,53	16,97

Der Extraktionsversuch in 1 M NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> (mobiler Anteil) zeigt, dass der mobile Zinkanteil innerhalb des gesamten Profils auf beiden Untersuchungsflächen (Mast und Referenzstandort) mit Zunahme der Zinkzugabe ansteigt. Wird der Boden durch Zink weiter belastet, steigt auch der mobile Zinkanteil im Boden (siehe Anhang). In der obersten Bodenschicht, die unter dem Mast entnommen wurden, sind 10 % bis 26 % des Zinkgehalts mobil. In den unteren Schichten sind im Versuch bis zu 50 % des Zinkgehalts mobil (Abbildung 13). Dieser Zusammenhang kann durch den hohen organischen Anteil in der obersten Bodenschicht, die die Zink-Ionen im Boden gut binden, erklärt werden. Weiters nimmt auch die Zink-Affinität bei steigendem pH-Wert zu. Da am Maststandort der pH-Wert des Bodens in der obersten Bodenschicht etwas höher ist als in den unteren Schichten, ist mobile Anteil in den unteren Schichten höher.

Am Referenzstandort verhalten sich die unterschiedlichen Bodenschichten in der Tiefe sehr ähnlich (Abbildung 13). Wie bei den Bodenschichten der Mastproben steigt der mobile Anteil bei weiterer Zinkzugabe. Der maximale mobile Anteil der unteren Bodenschichten ist im Gegensatz zur oberen Bodenschichten 8,6 % geringer. Dies deutet darauf hin, dass noch genügend Sorptionsplätze vorhanden sind, um die Zink-Ionen stark in die Bodenmatrix zu binden.

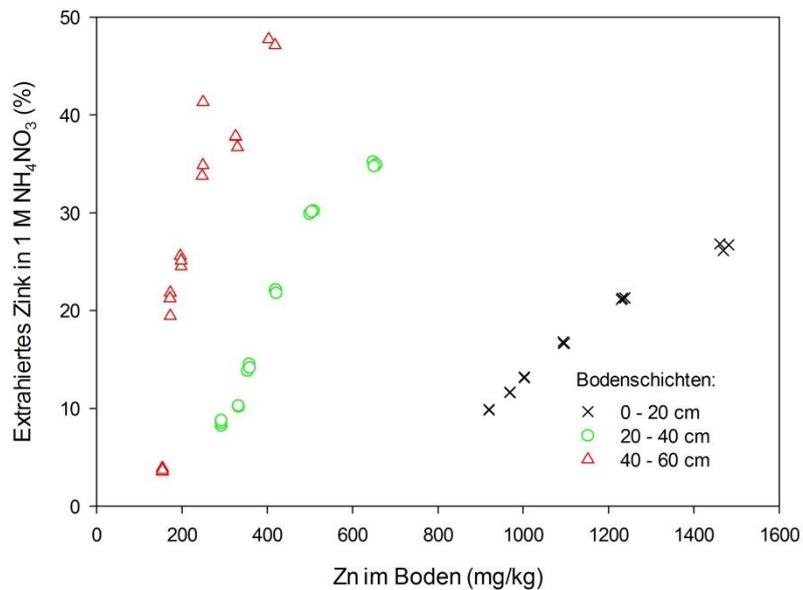


Abbildung 13: Extrahiertes Zink, Standort Mast in 1 M  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  nach unterschiedlicher Zinkzugabe (0, 5, 10, 25, 50 bzw. 100 mg/l Zink) im Batchversuch

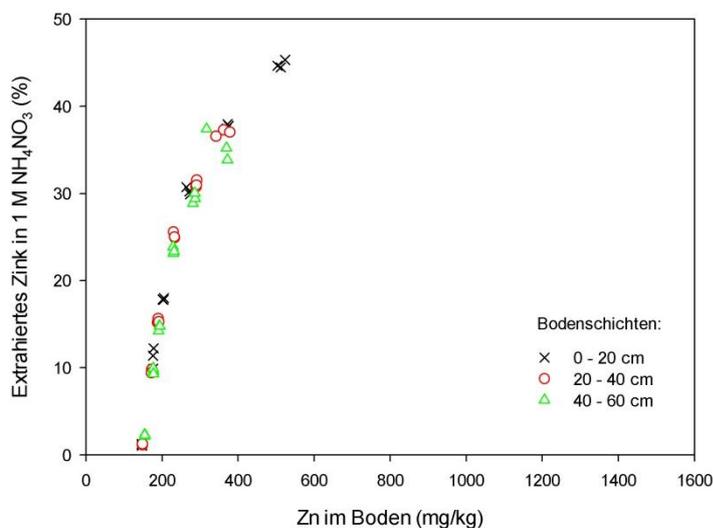


Abbildung 14: Extrahiertes Zink, Referenzstandort in 1 M  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  nach unterschiedlicher Zinkzugabe (0, 5, 10, 25, 50 bzw. 100 mg/l Zink) im Batchversuch

## 9. Ergebnisse der Simulation

Nachdem alle in Kapitel 7 beschriebenen Daten in das Programm Hydrus 1D eingetragen wurden, ist das Simulationsmodell für 47 Jahre Zinkeintrag im Boden durchgeführt worden. Um die Ergebnisse hinsichtlich ihrer Genauigkeit und Plausibilität zu überprüfen, wurden die Inputparameter einem Sensitivitätstest unterzogen.

### 9.1 Durchschnittlicher jährlicher Zinkeintrag im Boden

In Hydrus 1D wurde der Zinkeintrag von 3 bis 7 mg/l für die Jahre von 1963 bis 2010 simuliert (siehe Abbildung 15). Die Gesamtmenge des im Boden gemessenen Zinks beträgt  $276 \text{ g/m}^2$ , dies entspricht dem simulierten Zinkgehalt von 5,2 mg/l im Regenwasser überein. Bei einem niedrigeren Zinkeintrag wird in den obersten Bodenschichten der erhöhte Messwert nicht erreicht. Ist der Zinkeintrag höher, dann weist der Zinkgehalt in den ersten 25 cm eine deutliche Erhöhung auf.

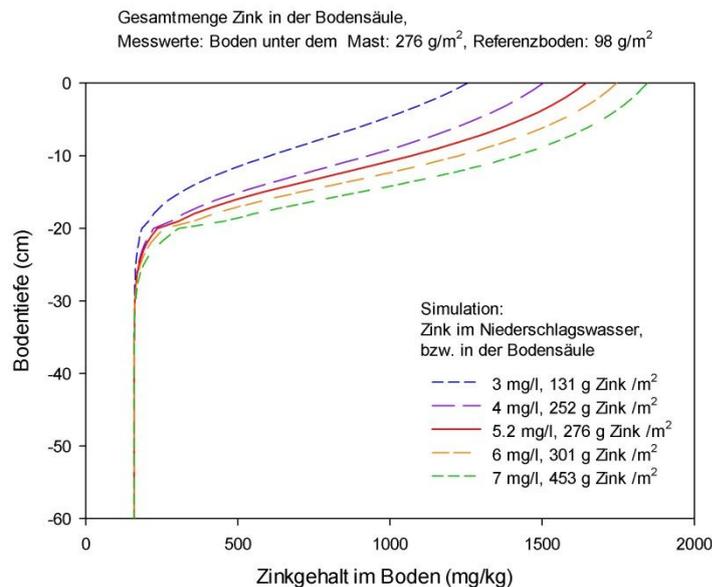


Abbildung 15: Simulation mittels Hydrus 1D, Variation des Zinkeintrags im Niederschlagswasser

Werden die Messwerte am Maststandort mit den simulierten Werten verglichen, zeigt sich, dass vor allem in den obersten 10 cm und in 20 – 40 cm tiefen Bodenschicht zu wenig und in der mittleren Bodenschicht von 10 – 20 cm Tiefe zu viel Zink im Boden simuliert wurde (Abbildung 16). Diese Ungenauigkeit kann damit erklärt werden, dass die Sorptionsparameter einen Mittelwert für die beiden Bodenschichten darstellen. Bei weiteren Simulationen wurde mit einem mittleren Zinkeintrag von 5,2 mg/l gerechnet.

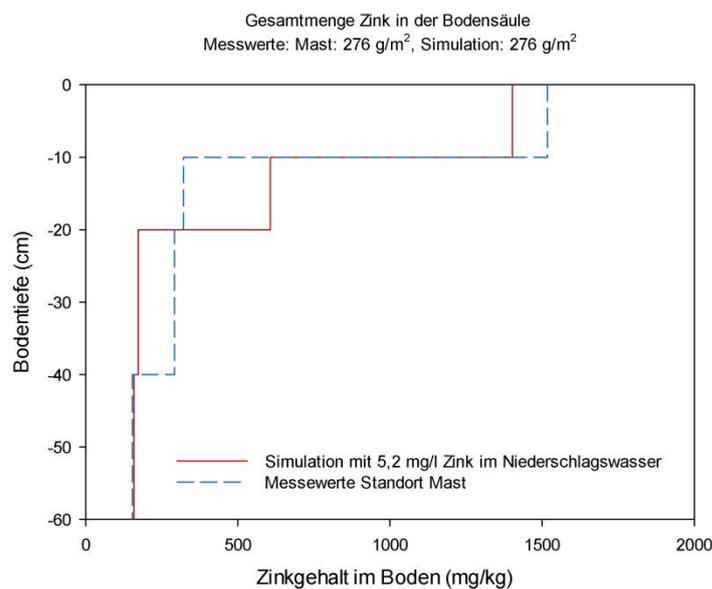


Abbildung 16: Parameteroptimierung Zinkeintrag im Regenwasser

## 9.2 Einfluss der Bodeneigenschaften

Es wurde mit Hydrus 1D ein Sensitivitätstest für die Bodenparameter durchgeführt, welche vor allem Auswirkungen auf das Wassertransportverhalten (van Genuchten Parameter) und den Dispersionskoeffizienten im Boden haben. In die Simulation floss ein erhöhter und ein verminderter Sandanteil ein. Da im gesamten Untersuchungsgebiet die Streuung des Sandanteils zwischen 8,5 und 11,8 % liegt, wurde die Simulation einmal um den Streuungsanteil erhöht und einmal um den Streuungsanteil verringerte Sandmenge der verschiedenen Bodenschichten durchgeführt. Der Schluff- und Tonanteil wurde entsprechend der Streuung angepasst. Es ist festzustellen, dass die Änderung wenig Auswirkung auf die Zinkgehaltverteilung im Bodenprofil hatte (Abbildung 17). Die Gesamtmenge des gespeicherten Zinks im Bodenprofil bleibt unverändert. Es ist daher anzunehmen, dass im gesamten Untersuchungsgebiet die Zinkverteilung dem ausgewählten Profil ähnelt.

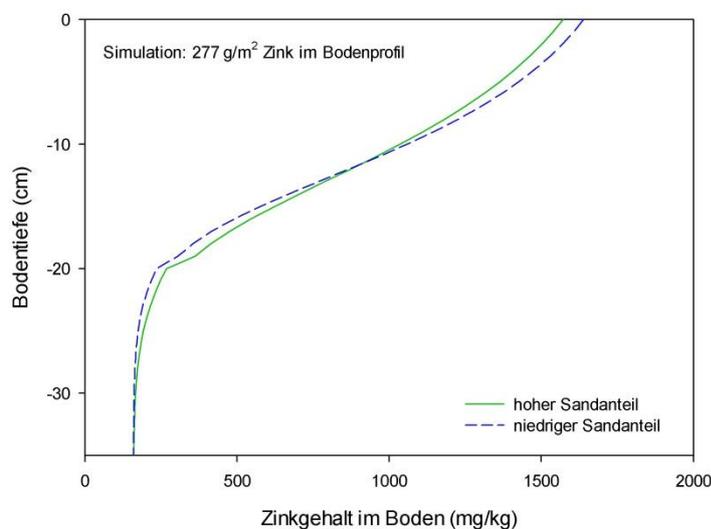


Abbildung 17: Variation des Sand- und Schluffanteils

### 9.3 Einfluss der Niederschlagsdaten

Erhebungen durch Niederschlagsmesser können sowohl bei Einzelereignissen als auch für die Gesamtmenge hohe Fehlerraten aufweisen. Laut FÜRST (2010) können die Niederschlagsverluste 1 - 40 % betragen. Um diese Unsicherheit in der Simulation zu berücksichtigen, wurde ein Sensibilitätstest mit 40 % weniger und 40 % mehr Niederschlagsmenge durchgeführt. Das Ergebnis des Tests zeigt, dass die Variation der Niederschlagsmenge keine wesentlichen Verbesserungen der Simulation zufolge hat (Abbildung 18). Bei höheren Niederschlagsmengen, wird der Boden mit mehr Zink angereichert und der Kontaminationsprozess wird beschleunigt. Es ist daher davon auszugehen, dass die verwendeten Niederschlagsdaten eine gute Datenbasis für die Simulation des Zinkeintrages im Boden darstellen.

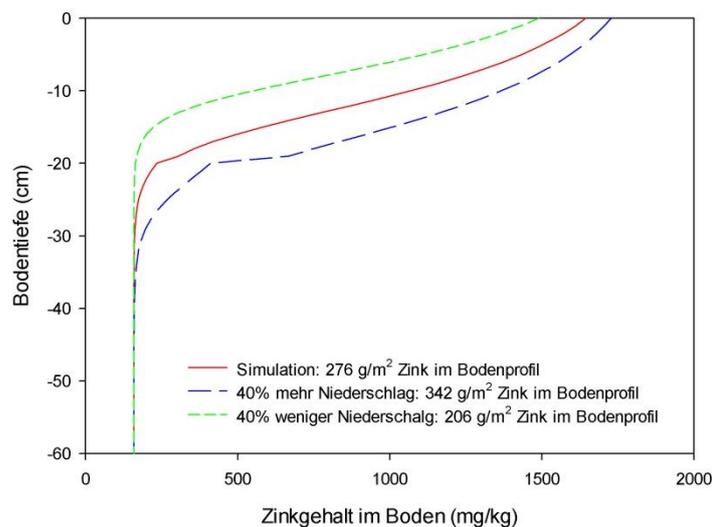


Abbildung 18: Sensitivitätstest: Variation der Niederschlagsmenge

## 9.4 Variation des Sorptionskoeffizienten

Der Zink-Sorptionskoeffizient ist sehr bodenspezifisch. Typische Werte für sandige Böden bei denen 10 – 3.100  $\mu\text{g/l}$  Zink zugegeben wurden, betragen laut CHRISTENSEN et al. (1999), 6 – 22.800 l/kg. Auch ALLISON et al. (2005) geben den Zinksorptionskoeffizienten mit einem Median von 501 l/kg und einer Streuung von 10 an. In einem Sensitivitätstest, wurde der Sorptionskoeffizient um den Faktor 10 erhöht bzw. verringert, wobei sich zeigte, dass der experimentell erhobene Sorptionskoeffizient sich am besten eignet. Besonders im Oberboden wurde der erhöhte Zinkwert im Boden gut simuliert. Bei einem erhöhten Sorptionskoeffizienten wird das Zink sehr stark in der obersten Schicht gespeichert, während die unteren Schichten unverändert bleiben. Ist der Sorptionskoeffizient um das 10-fache verringert, kommt es zu einer gleichmäßigen Verteilung des Zinks über das gesamte Bodenprofil (siehe Abbildung 19). Weiters kommt es zu einem Austrag von 18  $\text{g/m}^2$  unterhalb von 60 cm Tiefe.

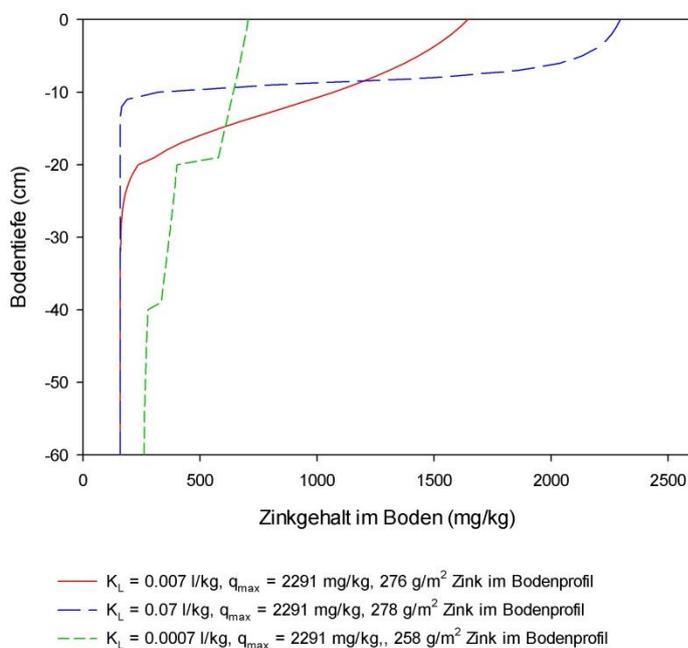


Abbildung 19: Variation des Zink-Sorptionskoeffizienten

## 9.5 Pufferleistung des Bodens

In der Simulation wurde angenommen, dass dem Boden jährlich etwa  $4,0 \text{ g/m}^2$  Zink durch das Niederschlagswasser zugeführt wurde. Das Modell zeigt, dass bereits am Ende des zweiten Jahres rechnerisch die ersten Zink Ionen in die Bodenschichten unter 60 cm gelangen. Der Zinkgehalt in der Bodenlösung in 59 - 60 cm Tiefe ist zu diesem Zeitpunkt nicht messbar. Da der Boden bei jedem Niederschlagsereignis mit Zink versorgt wird und der Boden nur eine gewisse Menge Zink pro Zeiteinheit aufnehmen kann, steigt der Zinkgehalt im Bodenwasser und im Boden stetig an. Nach 20 Jahren simulierten Zinkeintrages (1985) wird ein Viertel des verfügbaren Bodenspeichers befüllt. Nach 47 Jahren simulierten Zinkeintrages (2010), ist in der Bodenschicht 59 - 60 cm Tiefe, mit  $0,01 \text{ mg/l}$  Zink in der Bodenlösung zu rechnen. Es wurde berechnet, dass 40 % der maximalen Pufferkapazität zu diesem Zeitpunkt befüllt sind (Abbildung 20).

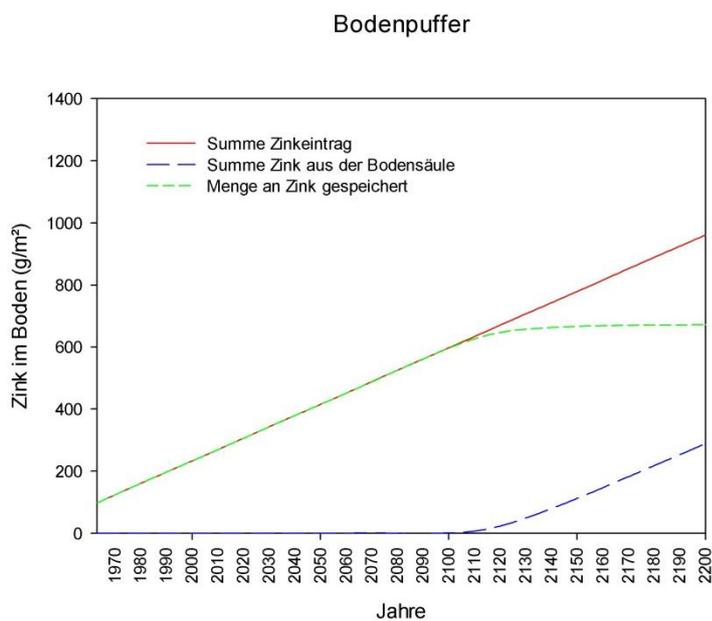


Abbildung 20: Darstellung der Zinkbilanz der Bodensäule

Simulation von 1963 bis 2200 bei gleichbleibendem Zinkeintrag

Um eine bessere Aussage über den weiteren Verlauf machen zu können wurde ein Szenario entwickelt, bei dem die Bodenparameter und die meteorologischen Randbedingungen konstant blieben. Diese Konstanzhaltung konnte angewendet werden, da die Niederschlags und Verdunstungsdaten keinen signifikanten Trend aufwiesen. Auf Grund dieser Gegebenheit wurde in der Simulation auf den Klimawandel und die Änderung der meteorologischen Verhältnisse, wie zum Beispiel die Häufung von Extremereignissen (FORMAYER et al., 2004), nicht eingegangen. Es wurde berechnet, dass nach weiteren 26 Jahren Simulation (2035) die obersten 6 cm des Bodens einen Wert von 2 mg/l in der Bodenlösung (beginnende Zink-Toxizität bei verschiedenen Pflanzenarten, Grenzwert in der Abwasserverordnung) enthalten werden. Etwa 50 % des verfügbaren Bodenspeichers werden zu diesem Zeitpunkt befüllt sein. Im Jahr 2103 werden 2 mg/l in der Bodenlösung auch in 59-60 cm Bodentiefe erreicht werden (Abbildung 21).

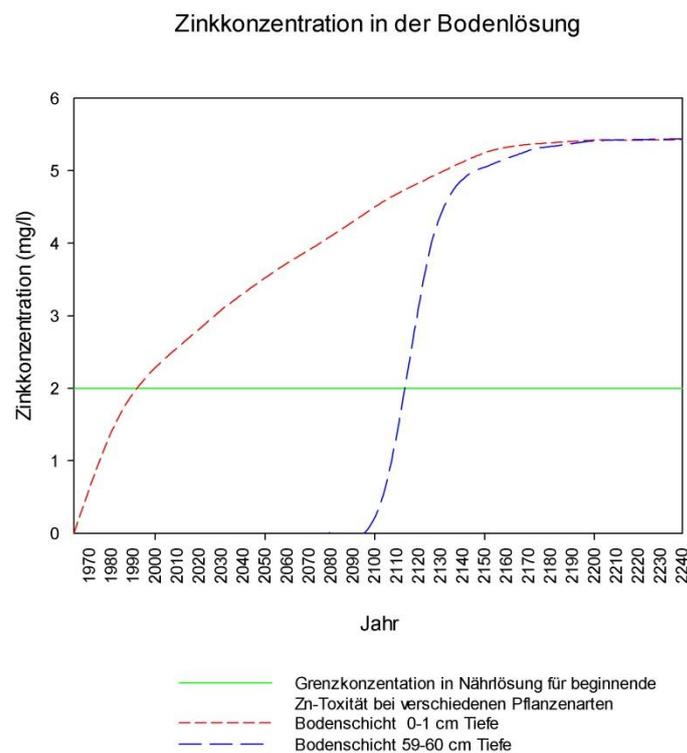
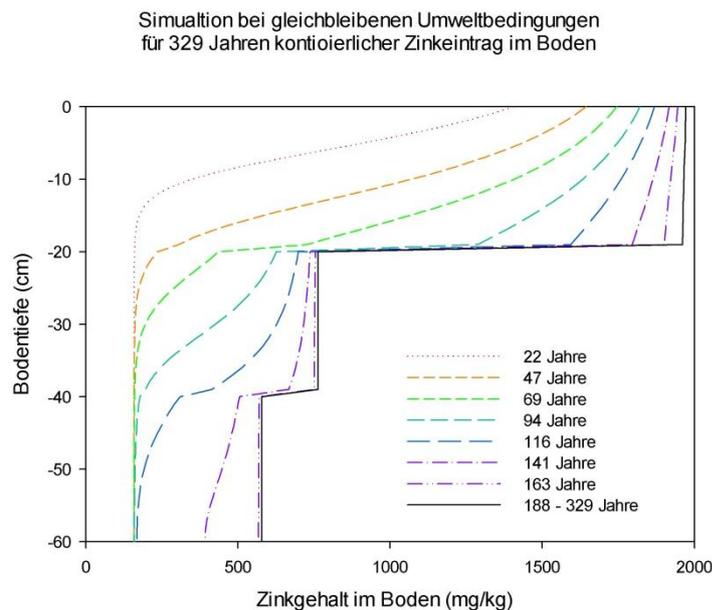


Abbildung 21: Simulation des Zinkkonzentrationsverlaufs von 1963 bis 2240 in der Bodenschicht 0 - 1 und 59 - 60 cm

Im Jahr 2180 (217 Jahre Simulation) entspricht der Zinkgehalt in der Bodenlösung in der Bodenschicht 59 - 60 cm Tiefe dem Zinkinput von 5,3 mg/l im Regenwasser. Zu diesem Zeitpunkt werden 95% des Bodenspeichers befüllt sein und die Speicherfüllung schreitet nun sehr langsam voran. Im Jahr 2200 wird die Füllung des Speichers fast 99,9 % betragen. Der Zinkgehalt in der Bodenlösung steigt dann noch etwas an und erreicht schließlich einen Wert von etwa 5,4 mg/l. Ein Grund für diesen leichten Anstieg könnte die Niederschlagsverteilung und die unterschiedlichen Niederschlagsintensitäten innerhalb eines Jahres sein. Im Jahr 2300 wird die maximale Pufferkapazität von 673 g/m<sup>2</sup> bei gleichbleibenden Bodeneigenschaften erreicht (Abbildung 20).

Der Zinkgehalt im Boden verteilte sich bei der maximalen Pufferkapazität des Bodens nicht gleichmäßig, sondern er wurde abhängig vom Adsorptionsverhalten (Vergleiche Kapitel 6.4) auf die Bodenschichten unterschiedlich aufgeteilt. In der obersten Schicht (20 cm) betrug die Pufferkapazität 1.991 mg/kg, in der mittleren Bodenschicht (20-40 cm) 781 mg/kg und in der untersten Schicht (40 - 60 cm) 582 mg/kg (Abbildung 22).



## 9.6 Auswaschungsverhalten des Bodens

Ein weiteres Szenario beschreibt, wie sich der Boden verhalten würde, wenn kein weiteres Zink vom Mast in den Boden gelangt. Dafür wurden bei der vorherigen Simulation die Bodenparameter und die meteorologischen Randbedingungen nicht verändert und nur der Zinkeintrag über das Niederschlagswasser ab dem Jahr 2010 auf 0 gesetzt. Wird der Boden nicht weiter mit Zink belastet, könnte der mobile Zinkanteil des Bodens über die Bodenlösung ausgewaschen werden. Je nach Bodenschicht ist eine Auswaschung von 30 - 50 % des Zinkgehalts im Boden möglich (Vergleiche Kapitel 6.4.2). So wird hauptsächlich das Zink aus der obersten Bodenschicht (0 - 20 cm) in die mittlere Bodenschicht (20 - 40 cm) verlagert und dort gebunden. Dieser Verlagerungsprozess dauert in etwa 10 Jahre (Abbildung 23).

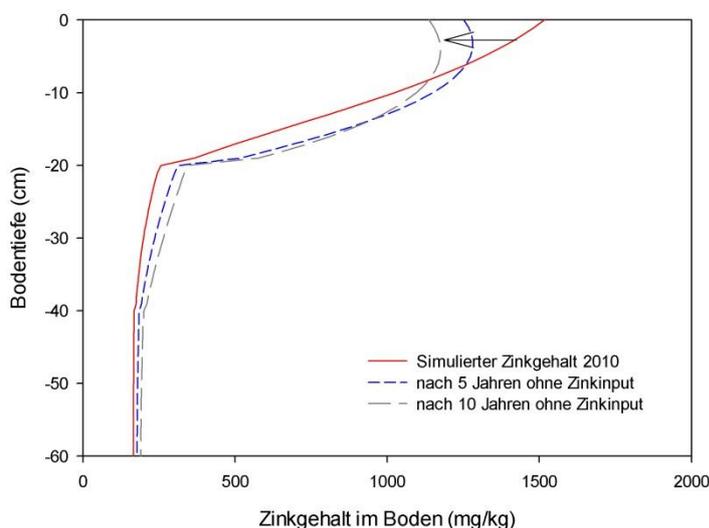


Abbildung 23: Verlagerung von 1M  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  -löslichen Zink im Bodenprofil wenn keine weitere Zinkzugabe erfolgt (1963 - 2020)

## 10. Zusammenfassung der Ergebnisse

In der Simulation mit Hydrus 1D konnte die geforderte Zinkverteilung des Modells wiedergegeben werden. Erste Sensitivitätstests für das berechnete Modell zeigten, dass die Niederschlagsmenge einen geringen, aber doch merkbaren Einfluss auf die Zinkverteilung im Bodenprofil hat. Wird die Niederschlagsmenge reduziert, ist auch der Zinkeintrag niedriger. Wird die Verteilung des Schluff- und Sandanteils variiert, ist kaum eine Verschiebung der Verteilung im Boden zu beobachten. Es ist daher anzunehmen, dass das Transportverhalten im gesamten Untersuchungsgebiet sehr ähnlich ist. Weiteres konnte gezeigt werden, dass der Einfluss der Sorptionsparameter, des pH-Werts und des organischen Kohlenstoffgehaltes vorhanden ist und als sehr hoch bewertet werden kann.

Das Zink wurde hauptsächlich in der obersten Bodenschicht gespeichert. In der mittleren und untersten Bodenschicht ist der Zinkgehalt während des Simulationszeitraums von 47 Jahren kaum angestiegen. In der untersten Bodenschicht war im Bodenwasser wenig bis kein Zink zu erwarten. Die Simulation zeigte, dass bei gleichbleibenden Umweltbedingungen nach 140 Jahren Zinkeintrag, der Zinkgehalt im Bodenwasser unterhalb von 60 cm Boden von 0,01 mg/l im Jahr 2010 auf 2 mg/l im Jahr 2103 gestiegen ist und somit den Grenzwert der Abwasserverordnung erreicht. Zu diesem Zeitpunkt wird das Zink auch in der mittleren und untersten Bodenschicht angelagert, jedoch ist auch mit Zinkgehalt im Grundwasser zu rechnen.

Die Simulation prognostizierte, dass bei gleichen Umweltbedingungen und weiteren Zinkeintrag erst nach ca. 340 Jahren (im Jahr 2300) die maximale Pufferkapazität des Bodens mit 673 g/m<sup>2</sup> erreicht werden. Demnach wird das Zink in die untersten Schichten und somit auch ins Grundwasser transportiert. Auch bei Erreichen der Pufferkapazität wird in der obersten Bodenschicht das meiste Zink (1.991 mg/kg) angelagert. In den zwei unteren Bodenschichten ist ebenfalls ein hoher Zinkgehalt zu erwarten, jedoch aufgrund eines niedrigeren Boden pH-Wertes und einer geringeren Kohlenstoffmenge sollte die Zinkmenge deutlich geringer sein. Würde die Zinkkontamination durch den Mast gestoppt, würde die mobile Zinkfraktion im Oberboden in die tieferen Schichten verlagert werden. Bei Szenarien,

in denen ab dem Jahr 2010 kein Zink mehr in den Boden einfließt, würde der 1M  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  - lösliche Anteil innerhalb von etwa 10 Jahren in den unteren Bodenschichten transportiert und gebunden werden.

## 11. Diskussion und Ausblick

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die durchgeführte Untersuchung aufschlussreiche Ergebnisse im Hinblick auf die Zinkverteilung im Boden unter einem Starkstrommast mit zinkhaltigem Korrosionsschutz liefert. Die Ein- und Ausgangsdaten der Simulation stimmten mit den Kontrollmessungen und Literaturrecherchen überein. Auch die Simulation für einen Zinkeintrag über 340 Jahre, bei der die maximale Pufferkapazität erreicht wird, ergab, trotz der variablen Inputparameter, ein stimmiges und sinnvolles Ergebnis. Hierbei ist jedoch anzumerken, dass die Bodenparameter, die in die Simulation einfließen, nur den aktuellen Zustand des Bodens wiedergeben. Weiters wurde bei der Simulation auf eine mögliche Änderung des Klimas nicht eingegangen. Es kann festgehalten werden, dass das Modell, das mit Hydrus 1D berechnet wurde, ausreichend war, um das Sorptions- und Verlagerungsverhalten des Bodens für den geforderten Zeitraum zu simulieren.

Zu beachten ist, dass für die Untersuchung der obersten Sorptionsschichten immer 20 cm Bodentiefe als Mischprobe des Bodens genommen wurde. Rückblickend ist festzustellen, dass eine detaillierte Aufnahme der obersten Bodenschichten zu einer besseren Simulation geführt hätte. In dieser Arbeit fiel die Wahl auf die beschriebene Vorgehensweise, da genauere Daten der Bodentiefe nicht zur Verfügung standen.

Um ein besseren Überblick über das gesamte Untersuchungsgebiet zu erhalten, wäre eine Ermittlung der Sorptionsparameter und Schwermetallmengen in mehreren Profilen nötig. So könnten Einflussparameter Niederschlag, Verdunstung und Kornverteilung auf die Schwermetallkonzentration besser quantifiziert werden. Weiteres könnte auch die zeitliche Veränderung der Sorptionsparameter in das Modell eingebaut werden. Eine Verbesserung des Modells würde somit erreicht werden bzw. könnte das Modell auch für die Untersuchung an anderen Standorten herangezogen werden.

Außerdem könnte das Modell auch für die Simulation anderer Schwermetalle im Boden (wie z.B.: Cadmium, Kupfer, Nickel), die von Starkstrommasten resultieren und im Bodenwasser transportiert werden, angewendet werden. Ebenso könnten Bodenverbesserungsmaßnahmen, wie die Bodenkalkung, die das Zink stärker im Boden bindet, simuliert werden. Diese Simulationen könnten durch eine Boden pH-Wert Erhöhung als Unterstützung bei Bodenverbesserungsmaßnahmen dienen, damit der Boden wieder zu einem verbesserten Ertrag zurückgeführt werden kann bzw. keine Schwermetalle mehr ins Grundwasser gelangen.

Es kann, aufgrund unzureichender Daten, nicht abgeschätzt werden, ob durch die Berücksichtigung des Pflanzenwasserverbrauchs bzw. der Hangneigung Verbesserungen in der Simulation erzielen werden könnten. Bei der Berücksichtigung der Hangneigung wäre ein 2D Modell von Nöten und weitere Untersuchungen erforderlich.

## Literaturverzeichnis

ALLISON J. D., ALLISON T. L., Partition coefficients for metals in surface water, soil and waste, Ecosystems Research Division National Exposure Research Laboratory, Athens, 2005

CEPUDER P., KAMMERER G., NOLZS R., STROHMEIER S., Applied Soil Physics, Universität für Bodenkultur, Wien, 2009

CHRISTENSEN T.H., ASTRUP T., BODDUM J. K., HANSEN B.G., REDEMANN S., Copper and zinc distribution coefficients for sandy aquifer materials, Groundwater research Center, Dänemark, 1999

DANNE J. H., TOPP G. C., Methods of Soil Analysis, S 809, Soil Science Society of America, Inc. Madison, 2002

FORMAYER H., FISCHAUF C., Extremereignisse und Klimawandel in Österreich aus der Sicht der Forschung, Institut für Meteorologie, im Auftrag des WWF Österreich, Wien, 2004

FÜRST, J. BOKU Wien, Gewässerkunde und Hydrometrie, Wien, 2010

FEHSE, K.-U., BORG, H., Mathematical description of isotherms for soils with a high sorption capacity for the substance under investigation, 2004

GONCALVES, M. C. et al., Pedotransfer functions for solute transport parameters of Portuguese soils. European Journal of Soil Science 52, 563-574, 2001

HARTKE K. H., HORN R., Einführung in die Bodenphysik, Friedrich Enke Verlag Stuttgart, 1999

HILLENBRAND T., TOUSSANT D. BÖHM E.: Einträgen von Kupfer, Zink und Blei in Gewässer und Böden, Umwelt Bundes Amt, Dessau, 2005

LANG, D., Durchlässigkeit von Böden, Übliche Verfahren und deren Überprüfbarkeit im Labor, Diplomica Verlag GmbH, Hamburg, 2008

LAIR, G., Persönliche Mitteilung, Wien, 2010

LEWNDOWSKI, J., LEITSCHUH, S., KOSS, V., Schadstoffe im Boden, S 123, Springer, 1997

MERIAN, E., Metalle in der Umwelt, VCH Weinheim, 1984

MONTEITH, 1981; Monteith and Unsworth, 1990; FAO, 1990

MUALLEM, Y. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. Water Resources Research, 1976

OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 1: Physical-Chemical properties, Test No. 106: Adsorption – Desorption Using a Batch Equilibrium Method, OECD Publishing, 2000

ÖNORM L 1061-1., Physikalische Bodenuntersuchungen – Bestimmung der Korngrößenverteilung des Mineralbodens; Teil 1: Grobboden, Wien: Österreichisches Normungsinstitut, 2002

ÖNORM L 1061-2., Physikalische Bodenuntersuchungen – Bestimmung der Korngrößenverteilung des Mineralbodens; Teil 2: Feinboden, Wien: Österreichisches Normungsinstitut, 2002

SAUERBECK, D., LÜBBEN, S., Auswirkungen von Siedlungsabfällen auf Böden, Bodenorganismen und Pflanzen. Forschungszentrum Jülich GmbH, 1991

SCHAAP, M.G., LEIJ F.J., AND VAN GENUCHTEN M. TH., Rosetta: A computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions. Journal of Hydrology, 2001

SCHEFFER E., SCHACHTSCHABEL P., Lehrbuch der Bodenkunde 15. Auflage. Spektrum Heidelberg, 2002

SONMEZ, O.; PIERZYNSKI, G. M., Assessment of Bioavailability of Zinc by Diffusive Gradients in Thin Films (DGT). Environmental Toxicology and Chemistry, 2005

ŠIMŮNEK, J., VAN GENUCHTEN M.T., SEJNA M.: The Hydrus-1D Software Package for Simulating the One-Dimensional Movement of Water, Heat and Multiple Solutes in Variably Saturated Media. Department of Environmental Sciences, University of California Riverside; Riverside, California, 2005

ŠIMŮNEK, J. Containment Transport in the Unsaturated Zone Theory and Modeling, 2006.

VAN GENUCHTEN, M. Th., A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Science Society of America, 1980

ZEINER, H.; BRÜMMER, G.W., Chemische Extraktion zur Bestimmung der Bindungsformen von Schwermetallen in Böden. In: SAUERBECK et al. S62-91, 1991

## Anhang

Abbildung 24: Übersichtskarte, Meteorologische Station Universität Innsbruck und Position des Mastens in Flauring. Quelle: eHyd 2012 (Portal für hydrographische Daten Österreichs <http://ehyd.gv.at>)

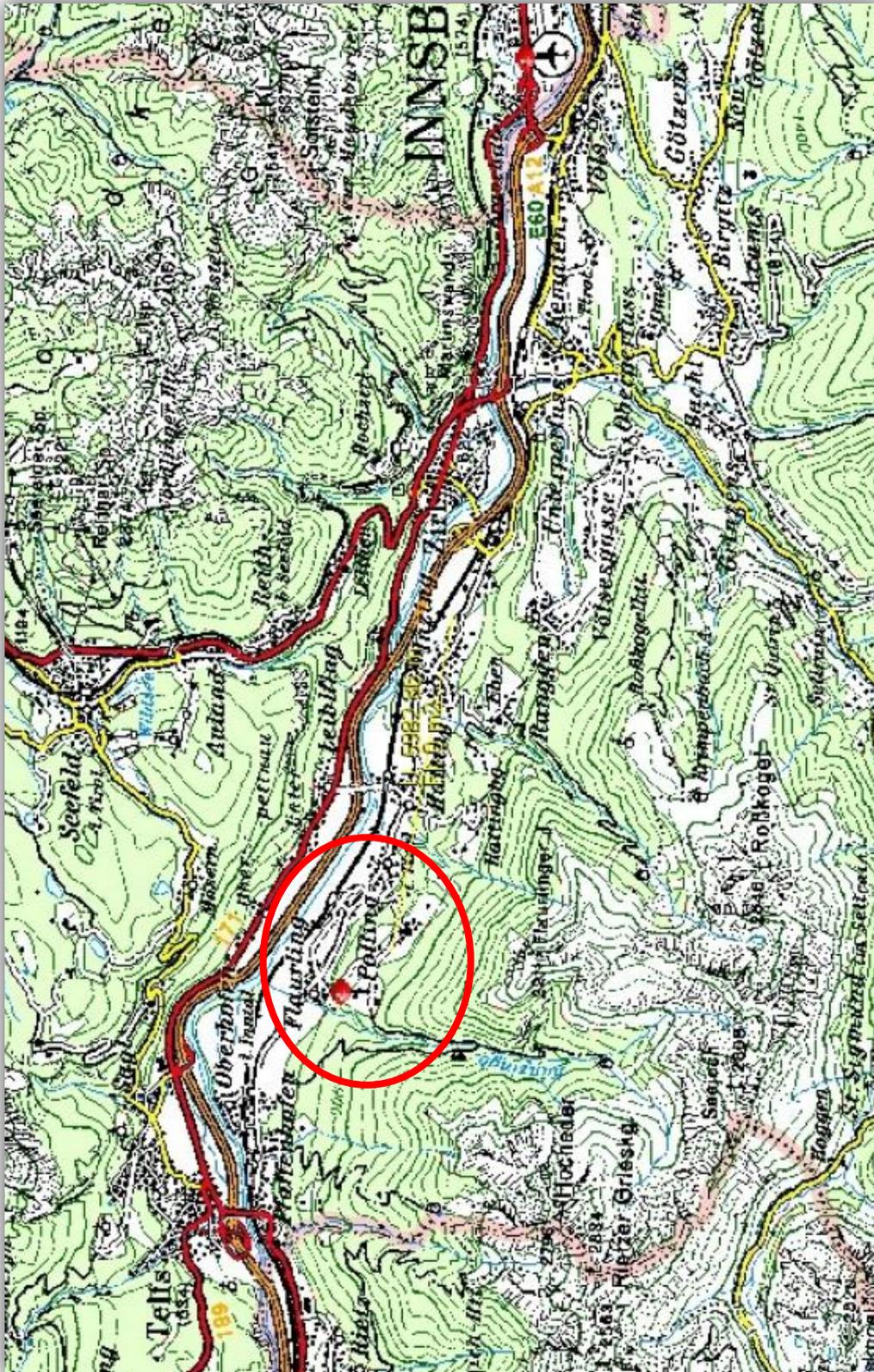


Tabelle 16: Probenliste, Ausgewählte Standorte: E0 als belasteter Standort, D65 als unbelasteter Standort

Proben:	Tiefe (m)	Standort	Distanz (m)	Proben:	Tiefe (m)	Standort	Distanz (m)	Proben:	Tiefe (m)	Standort	Distanz (m)
1	0-10	A0	0	47	0-10	E3	3	91	0-10	D65	65
2	10-20	A0	0	48	10-20	E3	3	92	10-20	D65	65
3	20-40	A0	0	49	20-40	E3	3	93	20-40	D65	65
4	40-60	A0	0	50	40-60	E3	3	94	40-54	D65	65
34	0-10	E0	0	51	>60	E3	3	5	0-10	A05	0,5
35	10-20	E0	0	53	0-10	E6	6	8	0-10	A4	4
36	20-40	E0	0	54	10-20	E6	6	19	0-10	C0	0
37	40-60	E0	0	55	20-40	E6	6	20	0-10	C05	0,5
38	0-10	E05	0,5	56	40-60	E6	6	23	0-10	C5	4
39	10-20	E05	0,5	60	0-10	E1west	1	46	0-10	E2	2
40	20-40	E05	0,5	61	10-20	E1west	1	52	0-10	E4	4
41	40-60	E05	0,5	62	20-40	E1west	1	75	0-10	G0	0
42	0-10	E1	1	63	40-60	E1west	1	76	0-10	G05	0,5
43	10-20	E1	1	64	0-10	E1ost	1	79	0-10	G4	4
44	20-40	E1	1	65	10-20	E1ost	1	95	0-10	E65	65
45	40-60	E1	1	66	20-40	E1ost	1	96	0-10	H65	65
				67	40-60	E1ost	1				

Tabelle 17: pH-Wert und organischen Anteil, Quelle: LAIR (2010)

Standort	Bodenprobennummer	pH-Wert	Org. Anteil (g/kg)	Bodenprobennummer	pH-Wert	Org. Anteil (g/kg)	Standort	Bodenprobennummer	pH-Wert	Org. Anteil (g/kg)
	1	5,36	35,6	47	5,05	38,0	Referenz (D65)	91	4,62	53,1
	2	5,20	19,4	48	4,98	21,6		92	4,42	40,3
	3	5,36	8,4	49	4,58	14,8		93	4,48	23,6
	4	5,20	4,8	50	4,45	14,5		94	4,53	17,0
Mast (Eo)	34	5,35	43,7	51	4,95	7,5	5	5,32	34,8	
	35	4,88	25,3	53	4,88	34,3	8	5,24	38,8	
	36	4,97	16,0	54	4,70	25,4	19	4,97	28,0	
	37	4,76	14,0	55	4,76	19,0	20	5,29	33,6	
	38	5,23	53,6	56	4,74	14,7	23	4,56	38,4	
	39	4,58	16,8	60	4,85	54,5	46	4,90	30,9	
	40	4,39	16,7	61	4,84	24,5	52	4,82	44,7	
	41	4,29	19,9	62	4,76	15,0	75	5,28	42,9	
	42	5,02	34,0	63	4,74	12,4	76	5,12	48,4	
	43	4,88	17,6	64	5,12	39,7	79	5,33	44,9	
	44	4,65	13,3	65	4,99	20,8	95	5,32	64,2	
	45	4,69	9,6	66	4,81	11,7	96	5,45	55,2	
				67	4,67	13,3				

Tabelle 18: Zinkgehalt im Königswasserabzug (nach ÖNORM) Quelle: LAIR (2010)

Standort	Tiefe (cm)	Bodenprobennummer	Zinkgehalt	SD
Mast (Eo)	0 - 10	34	1.517,8	19,9
	10 -20	35	320,7	5,3
	20 -40	36	291,4	4,0
	40 - 60	37	153,5	1,5
Mast Kontrollprofil (Ao)	0 - 10	1	1.316,2	12,2
	10 -20	2	376,1	4,7
	20 -40	3	137,7	2,6
	40 - 60	4	118,5	2,4
Referenz (D65)	0 - 10	91	153,9	1,8
	10 -20	92	138,3	2,3
	20 -40	93	147,9	2,3
	40 - 60	94	150,7	2,3

Tabelle 19: Lagerungsdichte ermittelt über die Stechzylinderproben

Standort	Probennummer	Tiefe (cm)	Lagerungsdichte (g/cm)
Mast	60	5 - 10	1,19
	61	5 - 10	1,13
	369	5 - 10	1,10
Referenz- standort	323	5 - 10	1,09
	91	5 - 10	1,03
	320	5 - 10	1,01
Referenz- standort	575	35 - 40	1,41
	427	35 - 40	1,18
	77	35 - 40	1,16



## KORNGRÖSSENVERTEILUNG

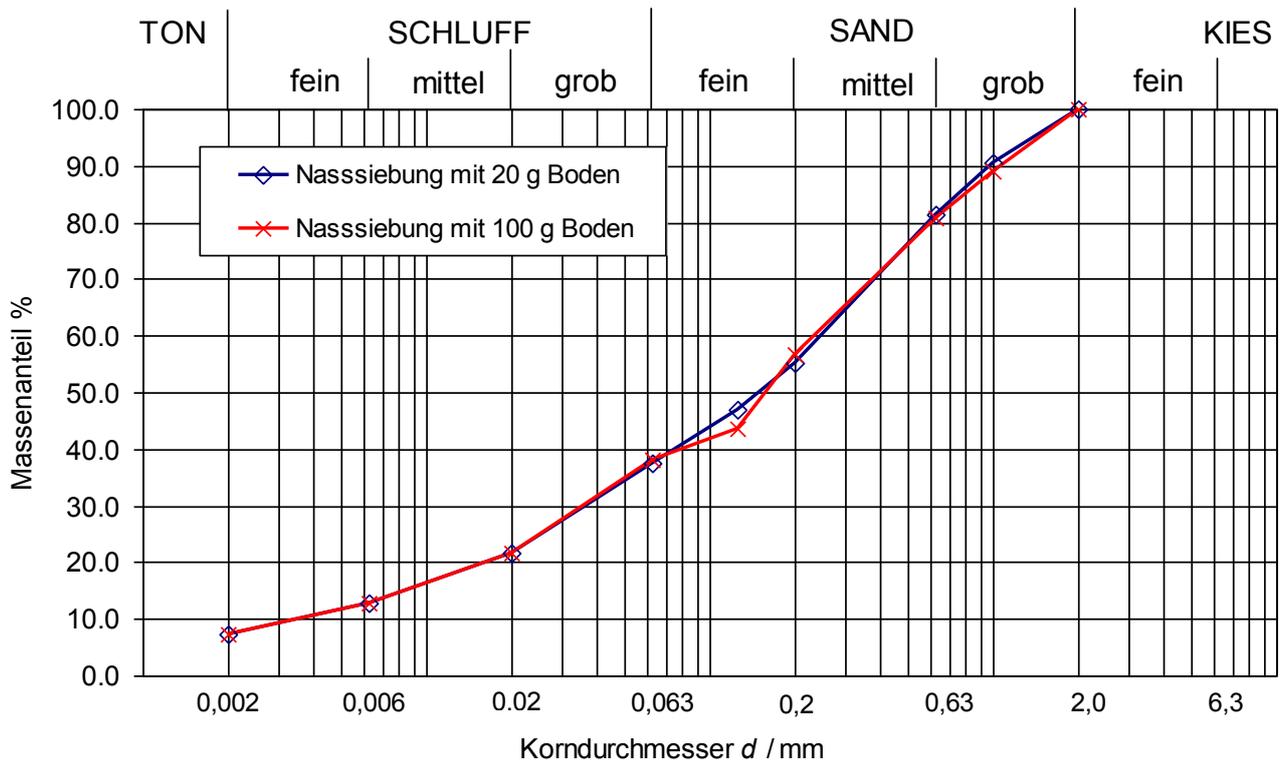


Abbildung 25: Vergleich der Ergebnisse der Nasssiebung mit 20 g und mit 100 g des Feinbodens der Bodenprobe 44

Tabelle 21: AAS Messung: Zinkstandards

SOLL Konzentration (mg/l)	AAS Messung (mg/l)	Abweichung zum Standard (%)
10	8,92	10,80
20	18,15	9,25
50	44,78	10,44
100	88,3	11,70
200	180,54	9,73

Tabelle 22: Sonnenscheindauer, Globalstrahlung, Windgeschwindigkeit in Monatswerten von Station Innsbruck Universität, Quelle: ZAMG (2010)

	<b>Sonnenscheindauer [Tage]</b>	<b>Globalstrahlung [J/cm<sup>2</sup>]</b>	<b>Windgeschwindigkeit [m/s]</b>
Jänner	94,7	6,2	1,4
Februar	121,1	4,3	1,5
März	154,2	3,8	1,9
April	168,2	3,2	2,2
Mai	193	3,4	2,3
Juni	186,8	2,2	1,9
Juli	215,5	1,7	1,8
August	214,4	1,7	1,6
September	180	2,7	1,4
Oktober	159	2,9	1,5
November	102,2	7,2	1,4
Dezember	82,8	7,7	1,3
Jahr	1871,9	47	1,7

Tabelle 23: Mittlere relative Luftfeuchtigkeit

In Monatswerten von Station Innsbruck Universität, Quelle: ZAMG 2010

	<b>7 Uhr [%]</b>	<b>14 Uhr [%]</b>	<b>Mittelwert [%]</b>
Jänner	89	61	75
Februar	88,9	53	70,95
März	86	45,4	65,7
April	82,3	43,9	63,1
Mai	79,8	43,5	61,65
Juni	81,9	47,3	64,6
Juli	84,4	47,8	66,1
August	87,4	49,2	68,3
September	90,5	50,4	70,45
Oktober	90,6	51,8	71,2
November	89,9	60,5	75,2
Dezember	89,9	66,7	78,3
Jahr	86,7	51,7	69,2

Tabelle 24: AAS Messung: zugegebene Zinkkonzentrationen im Batchversuch

SOLL Konzentration (mg/l)	AAS Messung (mg/l)	IST Konzentration (mg/l) (Verdünnung Aufgrund der Stabilisierung mit 1,50 ml HNO <sub>3</sub> in 15 ml Lösung wurde abgezogen)	IST Konzentration Mittelwert (mg/l)
0	0,00	0,00	0,01 mg/l = Verunreinigung
0	0,01	0,01	
0	0,01	0,01	
5	4,28	4,71	5 mg/l
5	4,33	4,76	
5	4,33	4,76	
10	8,80	9,68	10 mg/l
10	8,90	9,79	
10	8,78	9,66	
25	21,45	23,60	24 mg/l
25	21,43	23,57	
25	21,70	23,87	
50	43,00	47,30	48 mg/l
50	43,50	47,85	
50	43,51	47,86	
100	86,73	95,40	96 mg/l
100	87,30	96,03	
100	86,95	95,65	

Tabelle 25: Sorptionsisotherme, Bodenprofil Mast

Bodenprobennummer 1 Mischproben	Konzentrationszugabe (mg/l)	Bodenmasse (g)	AAS Messung (mg/l)	Ce (mg/l)	Cs (mg/kg)
				Gleichgewichts- Konzentration (Verdünnung Aufgrund der Stabilisierung mit 1,50 ml HNO <sub>3</sub> in 15 ml Lösung sowie 0,01 mg/l Verunreinigung wurden abgezogen) <sup>2)</sup> 0,01 M CaCl <sub>2</sub> - Löslichkeit des Bodens	Zink von der Bodenmatrix gebunden <sup>3)</sup> Zink wurde vom Boden in die Lösung ausgewaschen
34/35 <sup>1</sup>	0	4,066	3,87	4,25 <sup>2)</sup>	0 <sup>3)</sup>
34/35 <sup>1</sup>	0	4,018	3,93	4,31 <sup>2)</sup>	0 <sup>3)</sup>
34/35 <sup>1</sup>	0	4,021	3,91	4,29 <sup>2)</sup>	0 <sup>3)</sup>
34/35 <sup>1</sup>	5	4,041	3,65	4,01	50
34/35 <sup>1</sup>	5	4,042	3,71	4,07	49
34/35 <sup>1</sup>	5	4,022	3,68	4,04	49
34/35 <sup>1</sup>	10	4,029	5,08	5,58	83
34/35 <sup>1</sup>	10	4,016	5,14	5,65	83
34/35 <sup>1</sup>	10	4,002	5,15	5,66	83
34/35 <sup>1</sup>	24	4,030	9,21	10,12	177
34/35 <sup>1</sup>	24	4,044	9,31	10,23	175
34/35 <sup>1</sup>	24	4,097	9,24	10,16	174
34/35 <sup>1</sup>	48	4,021	18,64	20,50	313
34/35 <sup>1</sup>	48	4,012	18,15	19,96	319
34/35 <sup>1</sup>	48	4,068	18,52	20,36	311
34/35 <sup>1</sup>	96	4,003	41,59	45,74	542

34/35 <sup>1</sup>	96	4,028	39,44	43,38	562
34/35 <sup>1</sup>	96	4,020	40,66	44,72	550
36	0	4,054	1,18	1,29 <sup>2)</sup>	0 <sup>3</sup>
36	0	4,057	1,16	1,27 <sup>2)</sup>	0 <sup>3</sup>
36	0	4,078	1,2	1,31 <sup>2)</sup>	0 <sup>3</sup>
36	5	4,031	1,74	1,91	41
36	5	4,009	1,77	1,94	41
36	5	4,068	1,78	1,95	40
36	10	4,041	4,34	4,77	62
36	10	4,032	3,96	4,35	66
36	10	4,012	3,91	4,29	67
36	24	4,056	11	12,09	127
36	24	4,015	11,01	12,10	128
36	24	4,027	10,9	11,98	129
36	48	4,094	25,23	27,74	207
36	48	4,009	24,76	27,23	217
36	48	4,005	25,2	27,71	212
36	96	4,004	55,75	61,32	356
36	96	4,011	55,05	60,55	363
36	96	4,079	54,94	60,43	358
37	0	4,054	0,23	0,24 <sup>2)</sup>	0 <sup>3</sup>
37	0	4,015	0,28	0,30 <sup>2)</sup>	0 <sup>3</sup>
37	0	4,099	0,25	0,27 <sup>2)</sup>	0 <sup>3</sup>
37	5	4,010	2,84	3,12	19
37	5	4,003	2,93	3,21	18
37	5	4,061	2,82	3,09	19

37	10	4,064	5,13	5,63	43
37	10	4,017	5,01	5,50	44
37	10	4,011	5,03	5,52	44
37	24	4,000	13,1	14,40	95
37	24	4,008	13,06	14,36	96
37	24	4,088	13,09	14,39	93
37	48	4,025	27,87	30,65	172
37	48	4,014	27,9	30,68	172
37	48	4,003	27,52	30,26	177
37	96	4,016	64,47	70,91	249
37	96	4,024	63,09	69,39	264
37	96	4,011	62,86	69,14	267

Tabelle 26: Sorptionsisotherme, Bodenprofil Referenzstandort

Bodenprobennummer 1 Mischproben	Konzentrationszugabe (mg/l)	Bodenmasse (g)	AAS Messung (mg/l)	Ce (mg/l)	Cs (mg/kg)
				Gleichgewichts-Konzentration (Verdünnung Aufgrund der Stabilisierung mit 1,50 ml HNO <sub>3</sub> in 15 ml Lösung sowie 0,01 ml Verunreinigung wurden abgezogen)  2) 0,01 M CaCl <sub>2</sub> - Löslichkeit des Bodens	Zink von der Bodenmatrix gebunden
91/92 <sup>1</sup>	0	4,024	0,10	0,10 <sup>2</sup>	0,29
91/92 <sup>1</sup>	0	4,000	0,08	0,08 <sup>2</sup>	0,29
91/92 <sup>1</sup>	0	4,096	0,08	0,08 <sup>2</sup>	0,29
91/92 <sup>1</sup>	5	4,101	1,44	1,58	30,61
91/92 <sup>1</sup>	5	4,033	1,54	1,69	31,13
91/92 <sup>1</sup>	5	4,052	1,61	1,76	30,23
91/92 <sup>1</sup>	10	4,081	3,76	4,13	55,50
91/92 <sup>1</sup>	10	4,096	3,59	3,94	57,12
91/92 <sup>1</sup>	10	4,082	3,48	3,82	58,50
91/92 <sup>1</sup>	24	4,054	10,04	11,04	125,54
91/92 <sup>1</sup>	24	4,061	10,70	11,76	118,18
91/92 <sup>1</sup>	24	4,057	9,88	10,86	127,18
91/92 <sup>1</sup>	48	4,057	22,59	24,84	225,88
91/92 <sup>1</sup>	48	4,037	22,94	25,23	223,18
91/92 <sup>1</sup>	48	4,057	22,27	24,49	229,35
91/92 <sup>1</sup>	96	4,095	53,81	59,18	357,42

91/92 <sup>1</sup>	96	4,076	53,22	58,53	365,45
91/92 <sup>1</sup>	96	4,036	52,43	57,66	377,68
93	0	4,066	0,1	0,10 <sup>2</sup>	0,29
93	0	4,045	0,08	0,08 <sup>2</sup>	0,29
93	0	4,008	0,11	0,11 <sup>2</sup>	0,29
93	5	4,021	2,13	2,33	24,87
93	5	4,032	2,19	2,40	24,15
93	5	4,026	2,23	2,44	23,75
93	10	4,056	5,22	5,73	40,11
93	10	4,028	5,09	5,59	41,80
93	10	4,069	4,9	5,38	43,44
93	24	4,085	14,01	15,40	81,94
93	24	4,029	13,84	15,22	84,93
93	24	4,054	13,85	15,23	84,30
93	48	4,015	30,49	33,53	141,77
93	48	4,094	30,09	33,09	143,35
93	48	4,049	30,37	33,40	141,89
93	96	4,095	67,19	73,90	213,76
93	96	4,044	65,95	72,54	229,94
93	96	4,048	69,23	76,14	194,06
94	0	4,036	0,2	0,21	0,29
94	0	4,091	0,18	0,19 <sup>2</sup>	0,29
94	0	4,090	0,17	0,18 <sup>2</sup>	0,29
94	5	4,051	2,29	2,51 <sup>2</sup>	23,89
94	5	4,017	2,39	2,62	22,98
94	5	4,034	2,37	2,60	23,11

94	10	4,080	5,57	6,12	37,03
94	10	4,091	5,33	5,85	39,52
94	10	4,018	5,3	5,82	40,53
94	24	4,039	14,7	16,16	76,28
94	24	4,090	14,71	16,17	75,24
94	24	4,005	14,63	16,08	77,68
94	48	4,087	31,7	34,86	127,19
94	48	4,036	31,29	34,41	133,24
94	48	4,046	31,35	34,48	132,26
94	96	4,036	67,14	73,85	218,35
94	96	4,084	67,15	73,86	215,70
94	96	4,047	72,13	79,33	163,51

Tabelle 27: Extraktion des mobilen Zinks, Bodenprofil Mast

Bodenprobennummer * Mischproben	AAS Messung (mg/l)	Zink 1 M NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> -löslich (mg/kg) (Verdünnung Aufgrund der Stabilisierung mit 1,50 ml HNO <sub>3</sub> in 20 ml Lösung, 0,01 mg/l Verunreinigung und die Verdünnung von der restlichen Konzentration Ce 10 ml auf 20 ml 1 M NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> wurden abgezogen)
34/35*	7,46	64,88
34/35*	7,33	64,05
34/35*	7,36	64,39
34/35*	10,07	93,86
34/35*	10,06	93,51
34/35*	10,08	94,30
34/35*	12,88	118,92
34/35*	12,95	119,83
34/35*	12,96	120,32
34/35*	20,71	187,41
34/35*	20,71	186,39
34/35*	21,14	188,75
34/35*	33,74	292,77
34/35*	33,72	295,00
34/35*	33,78	290,24
34/35*	57,57	465,98
34/35*	57,63	471,56
34/35*	56,48	455,74

36	0,44	3,78
36	0,53	4,55
36	0,48	4,11
36	3,28	28,61
36	3,25	28,33
36	3,32	28,62
36	6,03	48,36
36	6,27	52,41
36	6,08	50,82
36	13,79	106,37
36	13,75	106,99
36	13,59	105,36
36	25,95	182,12
36	25,97	187,92
36	25,88	185,53
36	45,77	287,27
36	45,65	288,04
36	45,75	284,69
37	1,84	15,20
37	1,94	16,49
37	2,06	17,27
37	5,33	46,72
37	5,2	45,07
37	4,86	41,22
37	7,76	63,54
37	7,44	61,30

37	7,58	62,82
37	14,92	112,30
37	16,93	133,79
37	14,72	107,82
37	24,52	160,35
37	24,52	160,68
37	24,11	158,11
37	45,64	253,18
37	45,75	258,88
37	47,34	277,60

Tabelle 28: Extraktion des mobilen Zinks, Referenzstandort

Bodenprobennummer * Mischproben	AAS Messung (mg/l)	Zink 1 M NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> -löslich (mg/kg) (Verdünnung Aufgrund der Stabilisierung mit 1,50 ml HNO <sub>3</sub> in 20 ml Lösung, 0,01 mg/l Verunreinigung und die Verdünnung von der restlichen Konzentration Ce 10 ml auf 20 ml 1 M NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> wurden abgezogen)
34/35*	0,17	1,60
34/35*	0,14	1,36
34/35*	0,13	1,26
34/35*	2,62	20,51
34/35*	3,14	25,01
34/35*	2,98	23,62
34/35*	5,74	45,22
34/35*	5,72	44,90
34/35*	5,75	45,29
34/35*	13,66	108,41
34/35*	13,78	109,18
34/35*	13,56	107,54
34/35*	25,38	201,30
34/35*	25,04	199,58
34/35*	25,34	200,98
34/35*	46,81	367,81
34/35*	46,81	369,53
34/35*	47,51	378,78

36	0,15	1,42
36	0,13	1,27
36	0,16	1,52
36	2,73	21,80
36	2,68	21,34
36	2,67	21,29
36	5,26	41,69
36	5,33	42,54
36	5,25	41,47
36	12,12	95,43
36	11,87	94,76
36	11,92	94,57
36	21,38	171,28
36	21,82	171,44
36	21,52	170,95
36	39,94	313,71
36	39,94	317,67
36	39,2	311,46
37	0,29	2,55
37	0,25	2,21
37	0,27	2,36
37	2,7	21,40
37	2,77	22,14
37	2,64	21,01
37	5,1	40,18
37	5,22	41,01

37	5,15	41,20
37	11,45	91,17
37	11,72	92,16
37	11,48	92,19
37	20,86	164,16
37	21	167,35
37	21,24	168,85
37	38,44	306,31
37	39,15	308,32
37	39,26	312,01