

## **INTEKO ATCZ42**

Evaluierung von Ionentauscherharzen zur  
kumulativen Bestimmung der  
Nitratauswaschung

## Obsah

1	Zusammenfassung .....	3
2	Einleitung.....	4
3	Versuchsteil A .....	6
3.1	Chemische und physikalische Parameterisierung der Ionenaustauscherharze.....	6
3.1.1	Messprinzip der Ionenaustauscher.....	6
3.2	Parameterisierung der Ionenaustauscherharze.....	7
3.2.1	Chemische Evaluierung.....	7
3.2.2	Regeration/ Desorption .....	8
3.3	Physikalisch.....	10
3.4	Ionenaustauscher- Modifikation.....	11
4	Versuchsteil B .....	11
4.1	Langzeitwirkung von Kompostapplikation Evaluierung von Ionenaustauscherharzen zur Ermittlung der Nitratverfrachtung im Boden .....	11
4.1.1	System „Rohr“ .....	12
4.1.2	System „Keramik“.....	12
4.1.3	System „Beutel“ .....	12
4.1.4	System „Drahtgeflecht“ .....	12
4.2	Regensimulation .....	12
4.2.1	Ergebnisse und Diskussion.....	14
4.3	Mikrolysimeteranlage .....	15
4.3.1	Finales Design der Mikrolysimeteranlage.....	16
4.3.2	Perkolationsversuch .....	23
4.3.3	Ergebnisse und Diskussion.....	25

## 1 Zusammenfassung

Das Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt übernahm im Rahmen des Projektes INTEKO die Aufgabe einer Evaluierung von Ionenaustauschern als Detektoren für die Nitratauswaschung landwirtschaftlicher Böden. Das verwendete Ionenaustauscherharz Purolite A520 findet Anwendung in Wasseraufbereitung zur Nitratentfernung im Lebensmittelbereich, da es selektiv Nitrat aus wässrigen Lösungen entzieht.

Der Grenzwert für Nitrat im Trinkwasser liegt laut österreichischer Trinkwasserverordnung bei 50 mg/l, durch unsachgemäße Düngung landwirtschaftlicher Böden kann es zur Überschreitung dieses Grenzwertes kommen. Infolgedessen, ist es von enormer Bedeutung ein kostengünstiges, effizientes System zu entwickeln, dass den jahreszeitlichen Nitrataustrag im Boden überprüft.

Hierzu wurde von der Universität in Brünn entwickeltes Messsystem in- situ am Feld und in verschiedenen Laborexperimenten überprüft. Dieses besteht aus zwei ineinander gesteckten perforierten Rohren, im inneren Rohr befindet sich der Ionenaustauscher (System „Rohr“). Zwar erwies sich das Harz als äußerst effizient bei der Nitrataufnahme, jedoch konnte beim Einbau in das poröse System Boden kein zufrieden stellender hydraulischer Kontakt mit dem Bodenkörper erzielt werden. Dementsprechend konnte die zu erwartende Nitratfracht im Ionenaustauscher nicht nachgewiesen werden. Dieser Trend wurde sowohl bei Versuchen mit der Mikrolysimeteranlage des Institutes für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt als auch unter Feldbedingungen im Lysimeter Lobau nachgewiesen werden.

Um die adsorbierte Nitratkonzentration auf dem Harz zu erhöhen, wird empfohlen einen geeigneten Unterdruck an das Messsystem anzulegen, sodass das Bodenwasser gezwungen wird über Harz zu fließen. Eine weitere potentielle Adaptierung wäre, den hydraulischen Kontakt mit dem Boden zu erhöhen, das könnte allerdings nur durch die Eliminierung der äußeren Hülle erzielt werden. Ein solches System, das Ionenaustauscherharz befand sich in einer Keramikeinhausung, wurde bereits in den kleinräumigen Laborversuchen getestet und erzielte deutlich höhere Nitratwiederfindungsraten als die ursprüngliche Messvorrichtung. Ein in-situ Feldversuch dazu wurde im Herbst 2018 im Lysimeter Lobau gestartet.

## 2 Einleitung

Der mineralische und mineralisierbare Stickstoffgehalt im Boden wird häufig durch Inkubationsmethoden im Labor oder durch die chemische Analyse bestimmt. Allerdings weichen diese Ergebnisse von den realen Werten ab. Angefangen von der Probenahme bis hin zur Analyse summieren sich die Fehler, die sich durch die Manipulation mit dem Probenmaterial ergeben. Besonders die genaue Bestimmung des mineralischen Stickstoffs im Boden gilt als problematisch, da dieser von einer Vielzahl von dynamischen und standortspezifischen Faktoren beeinflusst wird. Daher versucht man neue Systeme zu entwickeln, die möglichst standortspezifisch die reale Stickstoffmineralisierung abbilden (Hanselman et al., 2004). Bis dato gilt die In-Situ Bestimmung der Nitratkonzentration/Nitratfracht allerdings noch immer als eine Herausforderung (Willich and Buerkert, 2016).

Verglichen mit anderen Bewirtschaftungsformen, haben intensiv genutzte Ackerböden wohl das höchste Nitratauswaschungspotential. Meist gelangen durch unsachgemäße Düngung zu hohe Stickstoffgaben auf landwirtschaftlich genutzte Böden, dies begünstigt die Nitratauswaschung ins Grundwasser. Der Grenzwert für Nitrat im Trinkwasser liegt laut österreichischer Trinkwasserverordnung bei 50 mg/l. Höhere Konzentrationen beeinträchtigen die menschliche Gesundheit und führen zur Eutrophierung aquatischer Systeme. Infolgedessen, ist es von enormer Bedeutung ein kostengünstiges, effizientes System zu entwickeln, dass den jahreszeitlichen Nitrataustrag im Boden überprüft.

Die Mineralisierungsrate des Bodens wird von einer Myriade verschiedenster Faktoren bestimmt, wie etwa dem Bodentyp, der Menge und Qualität der Ernterückstände, der Düngergabe, den Bodenwasserhaushalt, der Bodentemperatur, den Bodenlufthaushalt und der Bodenbearbeitung. Die chemische Analyse kann, daher diese zeitlich und saisonal stark variablen Faktoren, nur für gewisse Zeiträume bestimmen und Rückschlüsse auf die aktuelle Mineralisierungsrate im Boden werden nur marginal abgebildet, wie einige Studien zeigen (Weinhold et al., 2009). Methoden, welche die Nitratauswaschung in-situ und kumulativ erfassen, würden die Stickstoffmineralisation und die Nitratauswaschung im Boden exakt für eine bestimmte Vegetationsperiode erfassen. Folglich könnten bedarfsgerechte Düngerempfehlungen auf Risikostandorten erteilt werden und das Risiko einer Nitratauswaschung ins Grundwasser besser abgeschätzt werden.

Eines der untersuchten Systeme für eine verbesserte in-situ Erfassung der Nitratbewegung im Boden sind Ionentauscherharze. Ionentauscher bestehen aus einem künstlichen Polymer, mit dem gelöste Ionen im Austausch adsorbiert werden können. Die Ionentauscher nehmen bis zu ihrer Kapazitätsgrenze kontinuierlich Ionen auf. Daher gelten sie als prädestiniert für kumulativer Fragestellungen, bei denen Nährstoffflüsse für definierte Zeiträume erfasst werden sollten. Ionentauscher wurden bereits für die Detektion von Nährstoffflüssen während der Vegetationsperiode im Boden eingesetzt (Yavitt and Wright, 1996), ebenso wurde die Nitratverfrachtung im Boden evaluiert (Willich and Buerkert, 2016).

Jedoch sind die Ionentauscherharze meist grobporiger als der umliegende Bodenkörper, somit fließt nur ein geringer Anteil des Bodenwassers in beziehungsweise durch den Ionentauscher. Dieser ungenügende hydraulische Kontakt zwischen Ionentauscher und Bodenkörper ist ein maßgeblicher,

limitierender Faktor. Eine vorangegangene Kalibration mit Bromid (Li et al. 1993; Schwartz et al. 1999) oder Strontium (Lehmann et al 2001) könnte dieses Problem eliminieren.

Allerdings konnte bis dato noch kein zufriedenstellendes System für die kumulative In-Situ (am Feld) Bestimmung des mineralischen Stickstoffs entwickelt werden. Mit der Implementierung eines solchen Systems, könnten verbesserte Düngerempfehlungen für Risikogebiete generiert werden und so die Nitratbelastung im Grundwasser auf Dauer gesenkt werden.

Ziel dieser Studie ist es, ein System, das die kumulative Erfassung des Nitrats im Sickerwasser des Bodens erlaubt, zu entwickeln. Zu diesem Zweck wurden technische Anlagen, sowie die fachliche Kompetenz des Instituts für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushaltes genutzt.

Die Studie wurde in zwei Abschnitten unterteilt. Im Abschnitt A wurde das Ionentauscherharz chemisch und physikalisch evaluiert und Modifikationen des Harzes im Labormaßstab (Adsorption/Desorption) überprüft.

Im Abschnitt B wurden unterschiedliche Modifikationen des Ionentauscherharzes in kleinräumigen Versuchen, wie Beregnung und Mikrolysimeteranlage überprüft. Am Feldlysimeter wurde ein speziell entwickeltes System zur kumulativen Nitratbestimmung im Boden angewendet und auf deren Eignung hin überprüft.

### 3 Versuchsteil A

#### 3.1 Chemische und physikalische Parameterisierung der Ionentauscherharze

##### 3.1.1 Messprinzip der Ionentauscher

Ionentauscher bestehen aus einem künstlichen Polymer, mit denen gelöste Ionen durch andere Ionen gleicher Ladung ersetzt werden; ihre Wirkungsweise liegt dem Ionenaustausch zu Grunde. Ionentauscher nehmen bis zu ihrer Kapazitätsgrenze kontinuierlich Ionen auf, folglich sind sie prädestiniert für kumulative Fragestellungen, bei denen der Nährstofffluss für definierte Zeiträume erfasst werden. Infolgedessen werden Ionentauscher verwendet, um pflanzenverfügbare Nährstoffe im Boden für definierte Vegetationsperioden zu bestimmen.

Das Messprinzip wird in der Abbildung 1 am Beispiel Purolite<sup>®</sup> A 520E veranschaulicht. Das Zielion, in diesem Fall Nitrat, wird reversibel unter der Freisetzung von Chlorid am Ionentauscher adsorbiert. Für die photometrische Bestimmung des Nitrates muss das adsorbierte Nitrat vom Polymerharz desorbiert werden, dies geschieht mit einer Überschusskonzentration an Chlorid in der Lösung. Durch die Bestimmung des Nitratgehaltes in der Lösung kann auf die adsorbierte Menge Nitrat geschlossen werden.

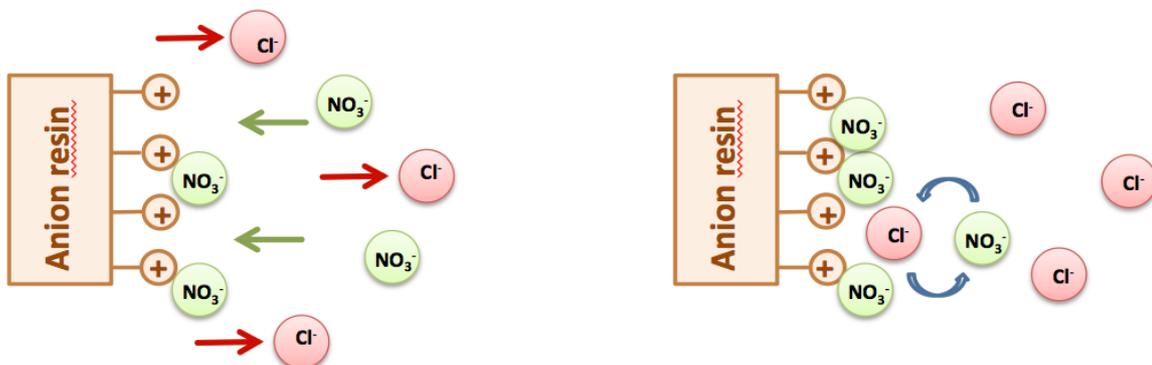


Abbildung 1: Messprinzip der Ionentauscher – harze (i.e.  $\text{NO}_3^-$  sensitives Anionresin); Links: Adsorption: Zielions (Nitrat;  $\text{NO}_3^-$ ) wird durch die Abgabe von Chlorid (rot:  $\text{Cl}^-$ ) adsorbiert, Rechts: Desorption.

## 3.2 Parametrisierung der Ionentauscherharze

### 3.2.1 Chemische Evaluierung

#### 3.2.1.1 Adsorption

Die Adsorptionskapazität des Ionentauschers wurde vom Hersteller mit 0,5 g Nitrat angegeben. Dieser Parameter wurde mit einer Vielzahl von Versuchen evaluiert, die mittlere maximale Aufnahmekapazität betrug 0.5287 g Nitrat pro Gramm Ionentauscherharz.

#### 3.2.1.2 Adsorptionsgeschwindigkeit

Die Adsorptionsgeschwindigkeit der Ionentauscherharze wurde im Perkolationsverfahren ermittelt (Abbildung 2). Das Ionentauscherharz wurde mit einer bestimmten Nitratkonzentration kontinuierlich beregnet, in Intervallen von 5 Minuten wurden Teilproben zur Nitratbestimmung gesammelt. Die zuvor ermittelte Aufnahmekapazität des Ionentauschers (gelbe Markierung in der Grafik) wurde bei weitem überschritten. Die Nitratadsorption des Ionentauscherharzes erfolgte rasch, die durch das Harz perkolierende Nitratlösung wurde vollständig vom Harz aufgenommen. Jeglicher Kontakt mit der Nitratlösung führte zu einer Adsorption des Ionentauscherharzes. Die hydraulische Leitfähigkeit des Harzes wird im nachfolgenden Kapitel zur „physikalische Evaluierung“ weiter beschrieben.

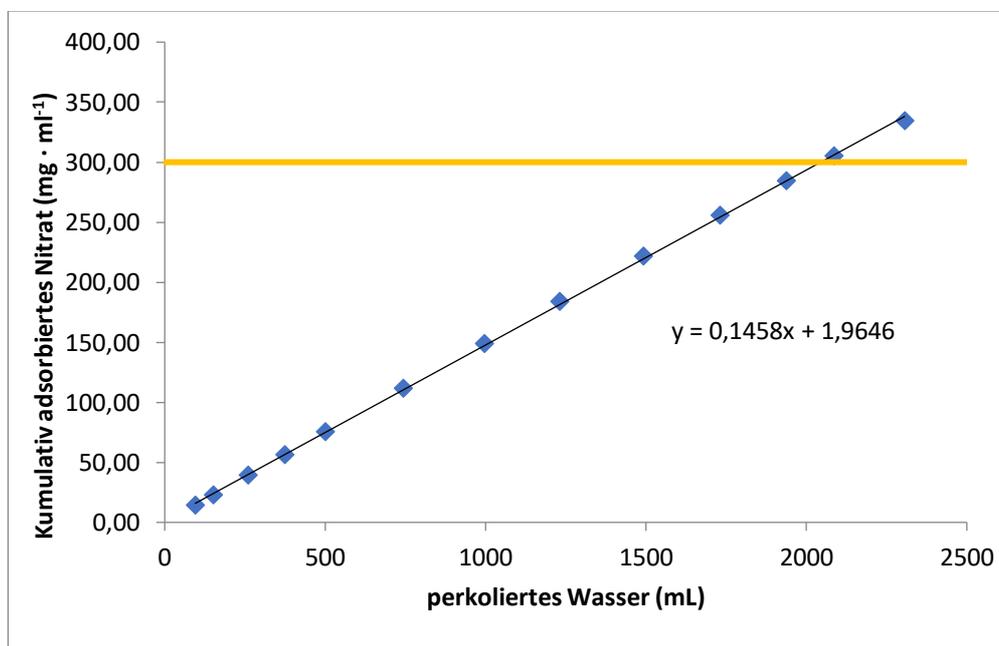


Abbildung 2: Nitratadsorptionsgeschwindigkeit. Kumulative Nitratkonzentration (blau); Maximale Aufnahmekapazität.

### 3.2.2 Reperation/ Desorption

Bevor die adsorbierte Nitratkonzentration photometrisch bestimmt werden kann, bedarf es einer Reperation, also einer Desorption des adsorbierten Nitrats. Die Reperation des beladenen Ionenaustauscherharzes erfolgte mit Reperationlösungen unterschiedlicher Konzentrationen (Tabelle 1). Je geringer die Molarität der Reperationlösung war, umso geringer war die desorbierte Nitratkonzentration. Folglich konnte die 0,1 molare Natriumchlorid- Lösung (Reperationlösung), die geringste Menge an Nitrat vom Ionenaustauscherharz lösen. Eine zufriedenstellende Desorption konnte mit der 1 molaren Natriumchlorid- Lösung erzielt werden. Höhere Molaritäten wurden nicht überprüft, da Halogene wie Chlorid das Messinstrument nachhaltig negativ beeinflussen. Trotz einer Halogenfalle vor dem Detektor des Photometers könnte das Chlorid eine Oxidation des Detektors bewirken, und somit den Detektor zerstören.

Vor und nach jeder Reperation wurde das Trockengewicht der Ionenaustauscher bestimmt, alle Ionenaustauscher wurden bei Raumtemperatur getrocknet. Bei seriellen Reperationen wurde vor und nach jeder Reperation das Trockengewicht des Ionenaustauschers bestimmt.

Alle Parameter, die die Reperation beeinflussen, wurden nach dem „Trail-Error- Prinzip“ ermittelt, daraus ergab sich folgendes Arbeitsprotokoll:

Die beladenen Ionenaustauscher werden mit 50 ml einer 1M NaCl- Lösung für 3 Stunden Überkopf geschüttelt, sowohl vor als auch nach jedem Reperationsschritt wurden die Ionenaustauscherharze bei Raumtemperatur getrocknet, um ihr Anfangs- und Endgewicht zu bestimmen.

Tabelle 1: Reperation des Ionenaustauschers mit unterschiedlichen Reperationlösungen.

Reperationlösung	Soll Nitratkonzentration	Gemessene Nitratkonzentration
1 M NaCl	545.28	<b>261.57</b>
0,5 M NaCl	542.58	193.51
0,1 M NaCl	546.06	54.99
1 M NaCl	545.62	<b>250.58</b>
0,5 M NaCl	547.44	173.17
0,1 M NaCl	547.70	53.56

Im nächsten Versuch wurde die Wiederfindungsrate durch die Desorption/ Reperation des Harzes bestimmt. Zu diesem Zwecke, wurden die Ionenaustauscherharze mit unterschiedlichen Nitratkonzentrationen beladen und anschließend seriell vom beladenen Harz desorbiert. Dieser Vorgang wurde vier Mal wiederholt, um die Wiederholbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten.

Durch unendlich viele Reperationen würde sukzessive mehr Nitrat vom Ionenaustauscher desorbiert werden. In der nachstehenden Abbildung 3 wurde der Zusammenhang zwischen der Wiederfindungsrate und der Nitratkonzentration in der Lösung dargestellt. Jeder Reperationsschritt wurde mit den vorhergehenden Reperationsschritt aufsummiert, die dargestellte dritte Reperation ist somit die Summe des ersten, zweiten und dritten Reperationsschrittes. Je häufiger eine Reperation stattfand, desto mehr Nitrat konnte

desorbiert werden. Der Zusammenhang zwischen der Wiederfindungsrate und der Nitratkonzentration in der Lösung war linear, folglich konnte auch bereits nach einer Regeneration auf die Nitratkonzentration im Ionentauscher geschlossen werden.

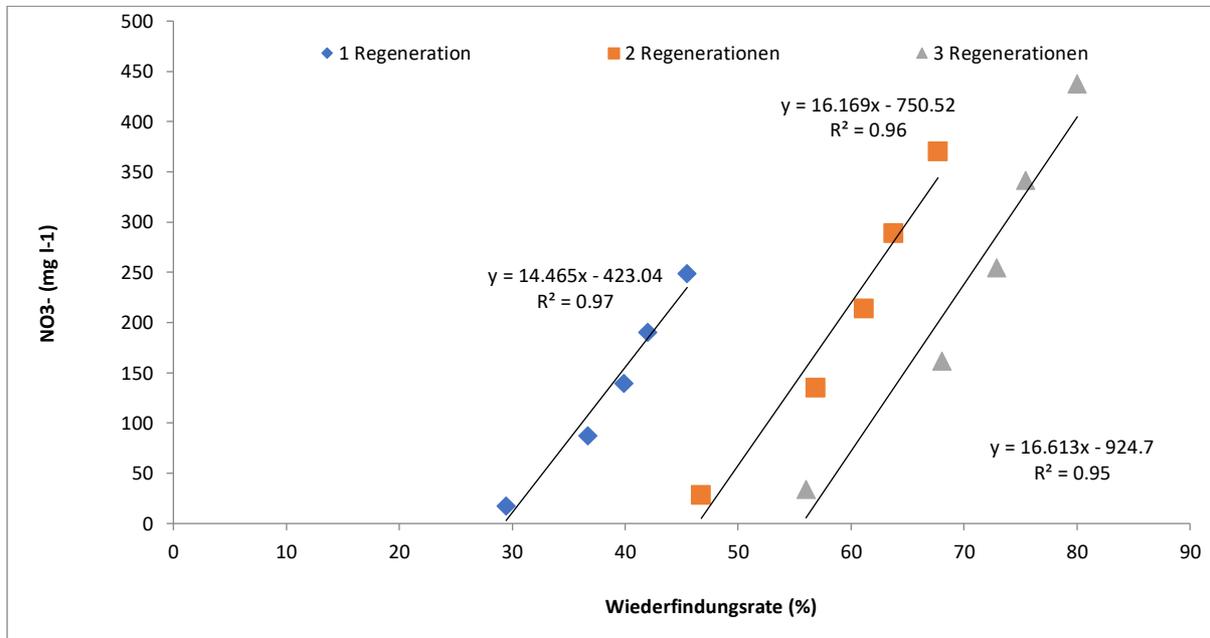


Abbildung 3: Mittlere desorbierte Nitratkonzentration und mittlere Wiederfindungsrate (%); Serielle Regeneration: erste (Blau), zweite (orange), dritte (grau). (n=4).

### 3.3 Physikalisch

Zur physikalischen Parametrisierung des Ionentauscherharzes wurde ein Perkolationsversuch gestartet. Als wichtiges physikalisches Maß gilt, die Wasserleitfähigkeit, sie bildet die Wasserbewegung im Boden ab und wird die Gleichung von Darcy charakterisiert. In der Abbildung 4 werden die wesentlichen Parameter des Gesetzes von Darcy dargestellt. Die durchschnittliche Durchflussgeschwindigkeit der Nitratlösung durch den Ionentauscher betrug  $49,89 \text{ m}^3 \cdot \text{min}^{-1}$ . Die Fläche (A) betrug  $1,33 \text{ m}^2$ , die Länge der Säule (l) betrug  $7,2 \text{ cm}$  und die Höhe des Druckgefälles betrug ( $\Delta h$ )  $27,2 \text{ cm}$ . Daraus konnte eine hydraulische Leitfähigkeit von  $143 \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}$  berechnet werden.

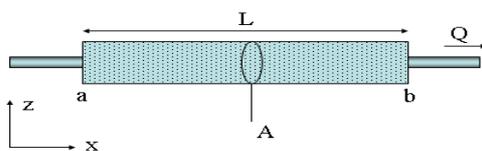


Abbildung 4: Parameter des Gesetzes von Darcy.

Die mittlere hydraulische Leitfähigkeit des Ionentauscherharzes ( $143 \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}$ ) ähnelt dem eines Bodentyps mit hohem Sandanteil in der Kornfraktion (Tabelle 2) Die Leitfähigkeit ist ein Maß für die Entwässerung eines Mediums, je poröser ein Medium desto größer wird die wassertransportierende Porenfläche, infolgedessen geht die Entwässerung schnell vonstatten. Charakteristisch für diesen Bereich der hydraulischen Leitfähigkeit ist der hohe Anteil an Grobporen, welche typischerweise für schnelle Entwässerung sorgen. Ebenfalls bestimmt die Form der Fließwege, charakterisiert durch Engpässe und Krümmungen, die Wasserleitfähigkeit in einem hohen Maße.

Die Perkolation des Nitrates ist von der Bewegung des Bodenwasser abhängig, um einen hydraulischen Kontakt der Ionentauscher mit dem Boden zu gewährleisten, ist es von wichtig, dass die hydraulischen Eigenschaften der Ionentauscher mit dem des Bodens übereinstimmen, ansonsten würde das Bodenwasser ohne Passage durch den Ionentauscher vorbei fließen.

Tabelle 2: Hydraulische Leitfähigkeit des Ionentauschers.

Harzgewicht	Hydraulische Leitfähigkeit
(g)	(m/Tag)
48.66	139.7743
49.91	143.3649
50.09	143.8819
50.29	144.4564
50.50	145.0596

### 3.4 Ionenaustauscher- Modifikation

Ziel der Modifikation der Ionenaustauscher ist das System so zu optimieren, dass zwischen dem Ionenaustauscherharz und dem umliegenden Bodenkörper ein hydraulischer Kontakt hergestellt werden kann. In einem Set an Vorversuchen wurde deshalb das Harz vermahlen, thermisch verschmolzen und in Gips eingegossen.

Das System mit Gips wurde mit einem Luftporenbildner vermischt, jedoch wurde das Ionenaustauscherharz durch die Anwendung verklebt, seine Aufnahmekapazität sank massiv auf nur 12%. Eine Regression zwischen der Wiederfindungsrate und der Nitratdesorption war nicht linear, somit eignete sich dieses System nicht für eine weitere Evaluierung.

Die anderen Adaptionen erwiesen sich aus rein chemischer Sicht ebenfalls nicht als vorteilhaft.

Daher war die einzige sinnvolle Modifikation die Ummantelung der Ionenaustauscherharze, diese wird im Versuchsteil B näher beschrieben und evaluiert.

## 4 Versuchsteil B

Praktische Anwendungen der Ionenaustauscherharze

### 4.1 Langzeitwirkung von Kompostapplikation Evaluierung von Ionenaustauscherharzen zur Ermittlung der Nitratverfrachtung im Boden

Im Versuchsteil B werden die Ionenaustauscherharze auf ihre praktische Eignung im Versuch überprüft. Die Partikelgröße der Ionenaustauscherharze umfasst eine Größe von 300 bis 1200  $\mu\text{m}$ , daher ist es notwendig, die Ionenaustauscherharze in geeignete Ummantelungen einzuschließen. Die Ummantelung ist ein kritischer Bauteil, da sie den hydraulischen Kontakt zwischen Boden und Ionenaustauscherharz maßgeblich beeinflusst. Eine grobfasrige Ummantelung würde den Kontakt mit dem Boden negativ beeinflussen und folglich würde ein Eintritt des Bodenwassers (mit dem Bodenwasser wird das gelöste Nitrat im Boden bewegt) erschwert werden.

In diesem Abschnitt werden zunächst alle kleinräumigen Versuche aufgelistet, die die verschiedensten Ummantelungen auf ihre Eignung überprüft.

Abschließend wird der Einsatz der Ionenaustauscherharze im Feld beschrieben. Im Versuchsteil kleinräumiger Laborversuche wurden verschiedene Adaptionen der Ionenaustauscher im porösen Medium Boden getestet. Das Ionenaustauscher- System mit der höchsten Nitratwiederfindungsrate, wird später im Feldlysimeter getestet.

Modifikation der Ummantelung der Ionenaustauscher:

Die Ummantelung der Ionentauscher gilt als kritischer Bauteil und bestimmt maßgeblich den hydraulischen Kontakt zwischen den Ionentauscher und dem Bodenkörper. Folgende Adaptationen wurden getestet:

#### 4.1.1 System „Rohr“

Dieses von der Universität Brunn entwickelte System, besteht aus zwei ineinander gesteckten perforierten Rohren, im inneren Rohr befindet sich das Ionenaustauscherharz in einem Säckchen. Der Durchmesser des äußersten Rohrs misst 2 cm und das innere Rohr hat einen Durchmesser von 1,5 cm. Das Ionenaustauscherharz befindet sich in einem feinmaschigen Säckchen, dass mit einem Gummiband beziehungsweise mit einem Metalldraht verschlossen ist. Im Säckchen befindet sich eine Harzmenge von 4,1 g. Es wird vermutet, dass aufgrund seines Aufbaues ein hydraulischer Kontakt zwischen Boden und Ionenaustauscherharz schwierig herzustellen sein wird, daher wurde an einer Optimierung gearbeitet.

#### 4.1.2 System „Keramik“

Hier wird das Ionenaustauscherharz in eine Keramikeinhausung gefüllt, der Vorteil dieses Systems ist die feinporige Keramik, die das Harz umschließt. Hier wird ebenfalls eine Menge von 4.1 g Harz eingewogen. Ein Nachteil dieses Systems ist, dass die Keramik nur bedingt chemisch stabil ist.

#### 4.1.3 System „Beutel“

Hier wird das Ionenaustauscherharz in einem Säckchen aus Siebdruckgewebe eingefüllt. Vorteil des Systems ist der direkte Kontakt mit dem Boden ohne jegliche Ummantelung. Ein möglicher Nachteil ist die Frage, ob das Säckchen beim Feldeinbau wiedergefunden werden kann.

#### 4.1.4 System „Drahtgeflecht“

Hier wird das Ionenaustauscherharz in einem Drahtgeflecht eingewogen (wieder 4,1g), dieses Drahtgeflecht wird mit einem schluffigen Material umhüllt. Von allem getesteten Varianten, sollte dieses das Erfolgversprechendste sein. Da es den nötigen hydraulischen Kontakt mit den Boden herstellen könnte. Dieses System wird am Feldlysimeter im Winter 2018/ 2019 getestet.

## 4.2 Regensimulation

**Versuchszeitraum:** Frühjahr 2018

(08.03.2018 -16.03.2018 – inklusive Vorbereitungszeit)

Bei einer Regensimulation wird ein kontinuierlicher Starkregen simuliert. Der dazu verwendete Bodenmonolith (l x b x h: 1m x 0.5m x 0.3 m) wurde in ungestörter Lagerung in Petzenkirchen entnommen, bei der Bodentextur handelt es sich um einen lehmigen Schluff. Bevor die Ionentauscher eingebaut wurden, wurde der Monolith mit destillierten Wasser gesättigt (Nitrat < 0.54 mg l<sup>-1</sup>) und so lange beregnet bis ein kontinuierlicher Abfluss entstand und das Porenvolumen (45 % Porenvolumen) mindestens einmal ausgetauscht worden war. Beim Einbau der Ionentauscher

wurden sämtliche Systeme mit dem umliegenden Bodenmaterial eingeschlämmt, um einen genügenden hydraulischen Kontakt mit dem Bodenkörper gewährleisten zu können.

Drei verschiedene Variationen der Ionentauscher wurden eingebaut (I) ein mit Ionentauscher gefüllter Beutel (System „Beutel“), (II) eine mit Ionentauscher gefüllte Keramikeinhausung (System „Keramik“) und (III) zwei ineinander gesteckte Rohre – im innersten Rohr befindet sich ein mit Ionentauschern gefüllter Beutel (System „Rohr“). Alle 3 Varianten wurden an drei verschiedenen Stellen eingebaut.



Abbildung 1: Die Bodenoberfläche des Bodenmonoliths für die Regensimulation; links: Einmessen des 45 Grad Winkels; rechts: die Bodenoberfläche nach der Regensimulation.

#### 4.2.1 Ergebnisse und Diskussion

Die Nitratkonzentration im Sickerwasser wurde kontinuierlich vor und nach dem Einbau der Ionentauscher analysiert (Abbildung 5). Nach dem Einbau sank die Nitratkonzentration im Sickerwasser, dies könnte einerseits durch die Aufnahme der Ionentauscher bedingt sein oder aber auch durch einen Verdünnungseffekt des Sickerwassers zustande gekommen sein.

Nach der Regeneration der Ionentauscher mit 1 M NaCl, wurde festgestellt, dass die beiden Systeme (System „Beutel“ und „Keramik“) (I) und (II) ähnliche Konzentrationen an Nitrat adsorbieren können. Verglichen mit (I) und (II), adsorbierte das System III (System „Rohr“) um 60 % weniger Nitrat. Insgesamt war eine hohe Streuung der Ergebnisse feststellbar (Tabelle 3: Adsorbierte Nitratkonzentration, wobei bei zwei Wiederholungen die Wiederfindungsrate der Testvarianten bei 0% lag.

Die Ergebnisse dieses Versuches verdeutlichen, dass ohne hydraulischen Kontakt mit dem Boden keine Nitratfrachten im Boden gemessen werden können. Das System „Beutel“ und „Keramik“ weisen dabei auf die höchsten Nitratadsorptionsraten auf.

Jedoch wird durch den Versuch deutlich, dass eine große Anzahl an Wiederholungen erforderlich ist, um aussagekräftige Ergebnisse erzielen zu können.

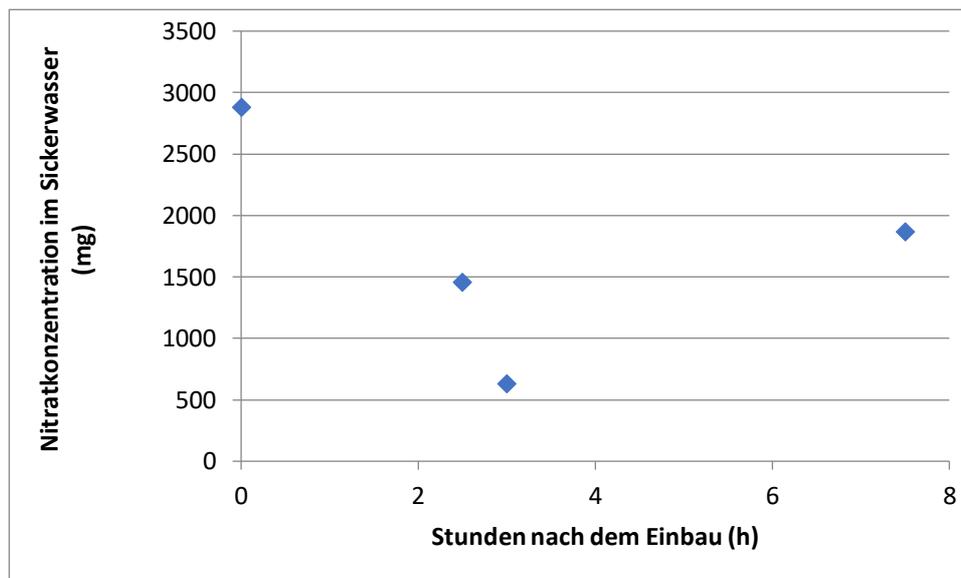


Abbildung 5: Nitratkonzentration im Sickerwasser das durch einen Bodenmonolithen perkolierte; Tag 0: Einbau der Ionentauscher in den Monolithen.

Tabelle 3: Adsorbierte Nitratkonzentration der einzelnen Ionentauschersysteme.

Varianten des Einbaus	Nitratadsorption (g Nitrat/ g Harz)	Nitratadsorption (mg Nitrat)
-----------------------	--	---------------------------------

System „Rohr“ 1	0	0
System „Rohr“ 2	0	0
System „Rohr“ 3	49.9	177.3
System „Keramik“ 1	0	0
System „Keramik“ 2	0	0
System „Keramik“ 3	125.8	437.6
System „Beutel“ 1	0	0
System „Beutel“ 2	0	0
System „Beutel“ 3	126.0	444.9

### 4.3 Mikrolysimeteranlage

#### Versuchszeitraum:

Vorversuche: Überprüfung der Beregnungseinheiten und Bodenwassergewinnung  
(2017/2018)

Praktische Überprüfung verschiedener Ionentauschersysteme:

19.03.2018 -31.05.2018 – inklusive Auf – und Abbau

Ein Lysimeter ist eine Messanlage zur definierten Bestimmung des Bodenwasserhaushaltes (Verdunstung, Versickerungsrate) und zur Beprobung von Bodensickerwasser. Die in den folgenden Kapiteln durchgeführten Versuche wurden in der Mikrolysimeteranlage des Institutes für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt durchgeführt in der spezifische Fragestellungen der Nährstoffverfrachtungen im Bodenkörper untersucht werden können (Abbildung 6). Im Vergleich zu einer Anlage im Feld, können in einer Mikrolysimeteranlage wie sie im Versuchslabor des Institutes für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt vorhanden ist, klimatische Umweltfaktoren, wie Lufttemperatur, Luftfeuchtigkeit, Beregnungsintensität und Beregnungsdauer kontinuierlich erfasst und konstant eingestellt werden.



Abbildung 6: Mikrolysimeteranlage während der in-situ Überprüfung

#### 4.3.1 Finales Design der Mikrolysimeteranlage

Die für die Überprüfung der Ionenaustauscherharze verwendete Mikrolysimeter Anlage besteht grundsätzlich aus drei operativen Teilen (Abbildung 6):

1. **Beregnungseinheit:** bestehend aus der peristaltische Pumpe, die das destillierte Wasser gleichmäßig auf die sogenannten Beregnerköpfe verteilt.
2. **Sensorikteil:** diese Einheit dient zum Monitoring der Versickerung des Bodenwassers
3. **Bodenwassergewinnung:** dieser Teil besteht aus einer Absaugeinheit (Siliziumkarbidplatte) und einem Auffanggefäß über der der nötige Unterdruck (-60 hPa) für die Extraktion des Bodenwassers angelegt werden kann.

Bevor ein Perkolationsversuch in der Mikrolysimeter Anlage gestartet werden kann, müssen alle operativen Teile auf ihre Eignung überprüft werden. Um die Bewertung der einzelnen Elemente durchführen zu können, werden zuerst alle operativen Teile getrennt voneinander bewertet, später wird in-situ (mit Bodenzylindern) die komplette Mikrolysimeteranlage überprüft.

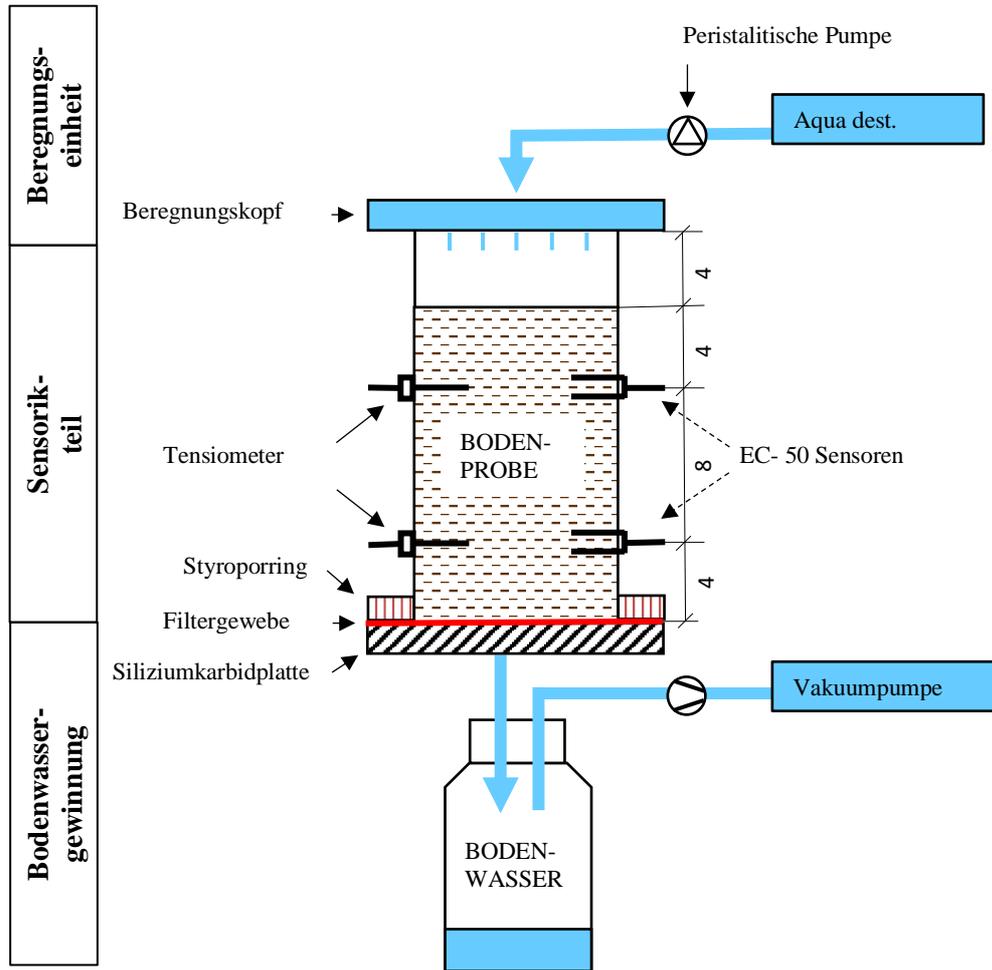


Abbildung 7: schematische Zeichnung der endgültigen Mikrolysimeter- Einheit; die gesamte Mikrolysimeteranlage besteht aus 16 identen Einheiten.

#### 4.3.1.1 Vorversuche zur Bewertung der operativen Teile

##### 4.3.1.1.1 1. Beregnungseinheit

Ziel dieser Überprüfung ist eine gleichmäßige Verteilung des Niederschlags, sowohl innerhalb der einzelnen Einheit als auch innerhalb der gesamten Anlage.

Die Beregnungseinheit besteht aus folgenden Teilen:

- Wasserreservoir, gefüllt mit entionisiertem Wasser
- peristaltische Pumpe
- Beregnungskopf, jener besteht unter anderen aus einer variablen Anzahl an Nadeln.

Bei einem Vorversuch trat trotz der Verwendung von entionisiertem Wasser zu Algenwachstum in den Beregnerköpfen auf. Das Algenwachstum in den Beregnerköpfen könnte zu einem zusätzlichen Nährstoffeintrag ins System führen, dies könnte wiederum die mikrobielle Tätigkeit im Boden beeinflussen. Diese Beeinflussung würde eine Interpretation der Ergebnisse erschweren. Daher wurde die Anlage während des gesamten Versuchs ohne Tageslicht betrieben.

Um eine gleichmäßige Verteilung des Beregnungswassers gewährleisten zu können, ist es wichtig, dass es zu keinem Lufteinschluss im Beregnerkopf kommt, der eine Verringerung der Homogenität der Beregnung zur Folge hätte. Daher muss die Luft aus jedem Beregnerkopf entfernt werden, jede einzelne Nadel des Beregnerkopfes wird überprüft und verstopfte Nadeln werden ausgetauscht, da auch sie zu einer ungleichmäßigen Verteilung der Beregnung führen würden.

Die Überprüfung wird in mehrere Teile gegliedert:

- Wie viele Nadeln werden benötigt, um eine gleichmäßige Verteilung des Niederschlags zu gewährleisten?
- Mit welcher Pumpleistung wird eine gleichmäßige Verteilung des Niederschlags innerhalb der Anlage erzielt?
- Wie muss die Pumpleistung eingestellt werden, um eine gleichmäßige Verteilung des Niederschlags innerhalb eines Beregnungskopfes zu gewährleisten?

Da es keine Erfahrungswerte gab, weil die gesamte Anlage neu ist, wurden die Teile der Anlage nach dem "Trail - Error" Prinzip getestet und bewertet. Nach dem alle Probleme behoben wurden, wurde eine Arbeitsanweisung verfasst, welche bei allen folgenden Versuchen einzuhalten ist, denn nur so ist es möglich Einflüsse des Systems auf das Messergebnis auf ein Minimum zu reduzieren. Die Validierung und Optimierung der Beregnungseinheit wurde vorerst ohne Boden durchgeführt.

Die Beregnungsintensität wurde an natürliche Niederschlagsintensitäten angelehnt, dazu wurde ein mittlerer Tagesniederschlag von  $12 \text{ mm} \cdot \text{d}^{-1}$  ausgewählt, bei einer Beregnungsdauer von 15 Tagen, wurde jeder einzelne Bodenzylinder mit 180 mm destilliertem Wasser beregnet.

Eine Pumpleistung von 45% ermöglichte eine gleichmäßige Verteilung der Niederschläge. Die peristaltische Pumpe wurde so eingestellt, dass die Bodenzylinder alle 59 Minuten für 60 Sekunden beregnet werden. Der Beregnerkopf wurde mit 16 Nadeln versehen, dadurch konnte eine homogene Verteilung des Niederschlags erzielt werden.

#### 4.3.1.1.2 Sensorikteil

Die Sensoren werden in-situ mit Bodenzylindern überprüft. Die Sensorik besteht aus zwei unterschiedlichen Messelementen, die die Wasserbewegung im Zylinder, in regelmäßigen Abständen messen können, einem Set aus Tensiometer (T5 Tensiometer, METER Group, USA) und Bodenfeuchtesensoren (ECH<sub>2</sub>O EC- 5, METER Group, USA). Pro Bodenzylinder werden zwei Messeinheiten im Bodenkörper eingebaut. Zusätzlich wird ein Temperatursensor pro Bodenzylinder verbaut.

#### 4.3.1.1.3 Tensiometer

Ein Tensiometer misst die Bodenfeuchte im Boden mittels der Saugspannung (Matrixpotential). Es besteht aus einer porösen keramischen Spitze und einem Schaftrohr, dieses wurde vor dem Einbau mit destilliertem Wasser gefüllt. Das destillierte Wasser wird zuvor mit einer speziellen Apparatur entgast, Lufteinschlüsse im Tensiometer würden Fehlmessungen oder einen gänzlichen Abbruch der Messung zur Folge haben. Beim Einbau wurde das mit wassergefüllte Schaftrohr in den Sensorkörper geschraubt. Der Sensorkörper beinhaltet einen piezoelektrischen Sensor. Die Signalübertragung und –Signalverarbeitung fand kontinuierlich in einem halbstündigen Rhythmus statt.

#### **Einbau des Tensiometers in den Boden:**

Es wurden jeweils zwei Tensiometer in einer Tiefe von 4 und 12 cm eingebaut. Zuvor wurde ein Loch von 0.5 cm Durchmesser bis 6 cm waagrecht in den Boden vorgebohrt, dazu wurde ein spezieller Bohraufsatz verwendet. Das Bodenmaterial wurde mit destilliertem Wasser zu einem dickflüssigen Brei angerührt. Anschließend wurde der gesamte Sensor mit dem Brei ummantelt, dieser Vorgang wird als Einschlämmen bezeichnet. Das Einschlämmen gewährt einen guten, vollständigen Bodenschluss zwischen der Keramikspitze des Tensiometers und dem umliegenden Bodenkörper. Beim Einbau des Tensiometers war der Boden schon wassergesättigt, da ein trockener Boden zur Folge hätte, dass Luft in die Tensiometer eindringt und somit keine Messung der Saugspannung möglich wäre. Das Tensiometer wird mit einer Kabelverschraubung (PG 9 Skintop®, LAPP GROUP, Deutschland) luftdicht in den Bodenzylinder verschraubt.

Durch die poröse Keramikspitze steht das Wasser im Tensiometer im direkten Kontakt mit dem Bodenwasser des umgebenden Bodenkörpers. Der Unterdruck entspricht dem Matrixpotential im Boden. Bei Bewässerung werden die Bodenporen wieder mit Wasser gefüllt, und die Saugspannung (mit dem das Bodenwasser im Boden zurückgehalten wird) geht zurück und auch der Unterdruck am Tensiometer nimmt wieder ab. Die Reaktion des Tensiometers auf Wasserzufuhr ist dabei um einige Minuten zeitversetzt.

#### 4.3.1.1.4 Bodenfeuchtesensor (EC- 5 Sensor)

Mit dem Bodenfeuchtesensor wird der volumetrische Wassergehalt des Bodens bestimmt. Dazu wird die Änderung der Dielektrizitätskonstante im Boden gemessen, dafür musste der Sensor zuvor für mineralische Böden kalibriert werden. Im Vergleich zum Boden hat Wasser eine relativ hohe Dielektrizitätskonstante (Anziehungskraft zwischen Ionen), sinkt der Wassergehalt im Boden, sinkt auch die Dielektrizitätskonstante. Ebenso wie das Tensiometer, wurde auch der Bodenfeuchtesensor

in zwei verschiedenen Tiefenstufen einbaut und zwar in 4 und 12 cm Bodentiefe eingebaut. Für den Einbau wurde ein speziell dafür angefertigter Aufsatz verwendet. Nach dem der Sensor waagrecht in den Boden eingebaut wurde, wurde anschließend die Öffnung mit Silikon abgedichtet.

#### 4.3.1.1.5 Sensoranpassung:

Zur Überprüfung der Sensorik wurden etliche Versuche durchgeführt, wobei zwei Versuche mit einem Boden durchgeführt wurden, diese werden in den folgenden Abschnitt näher erläutert. Bevor die Sensoren in den Bodenkörper eingebaut werden konnten, wurden die Zylinder sukzessive durch Beregnung gesättigt. Die Sättigung der 16 cm hohen Bodenzylinder dauerte 10 Tage. Der Einbau erfolgte in zwei Tiefenstufen 4 beziehungsweise 12 cm. Die Wasserbewegung im Bodenkörper, gemessen als Matrixpotential und Wassergehalt, wurde in allen 16 Messstationen der Mikrolysimeteranlage überprüft. Die hier aufgelisteten Werte sind Mittelwerte aus allen zwölf Zylindern.

Da die Tensiometer (Matrixpotential) im ersten Versuch noch falsche Werte lieferten (Abbildung 8), wurde der gesamte Versuch erneut durchgeführt. Verglichen mit den zahlreichen physikalischen Kennwerten des verwendeten Bodens, konnte ermittelt werden, dass im ersten Versuch die Tensiometer noch falsche Werte lieferten. Nach einer erneuten Kalibration lieferten die Tensiometersensoren im zweiten Versuch verlässliche Werte.

Die Wassergehalte waren im oberen Bereich des Bodenzylinders deutlich niedriger als im unteren Bereich, dies kann durch die kontinuierliche Evaporation im Oberboden erklärt werden. Durch die stündliche Beregnung wurden die Zylinder bei einem relativ konstanten Wassergehalt gehalten, die Variation des Wassergehaltes im Versuchszeitraum lag unter 0.5%.

Hinsichtlich des Matrixpotentials im Boden, war die oberste Bodenschicht mit der darunter liegenden Schicht identisch (Abbildung 10). Verglichen mit den Wassergehalt (Abbildung 11), wies das Matrixpotential eine stärkere zeitliche Fluktuation auf (Abbildung 10).

In nahe gesättigten Böden bildet das Matrixpotential besser Wasserbewegungen im Bodenkörper ab, die von den Wassergehaltssensoren nicht erfasst werden würden. Die Sensoren dienen der Überprüfung der Wasserbewegung im Boden, alle gelösten Nährstoffe werden mit dem Bodenwasser transportiert. Keine Wasserbewegung bedeutet auch keine Nährstoffverlagerung.

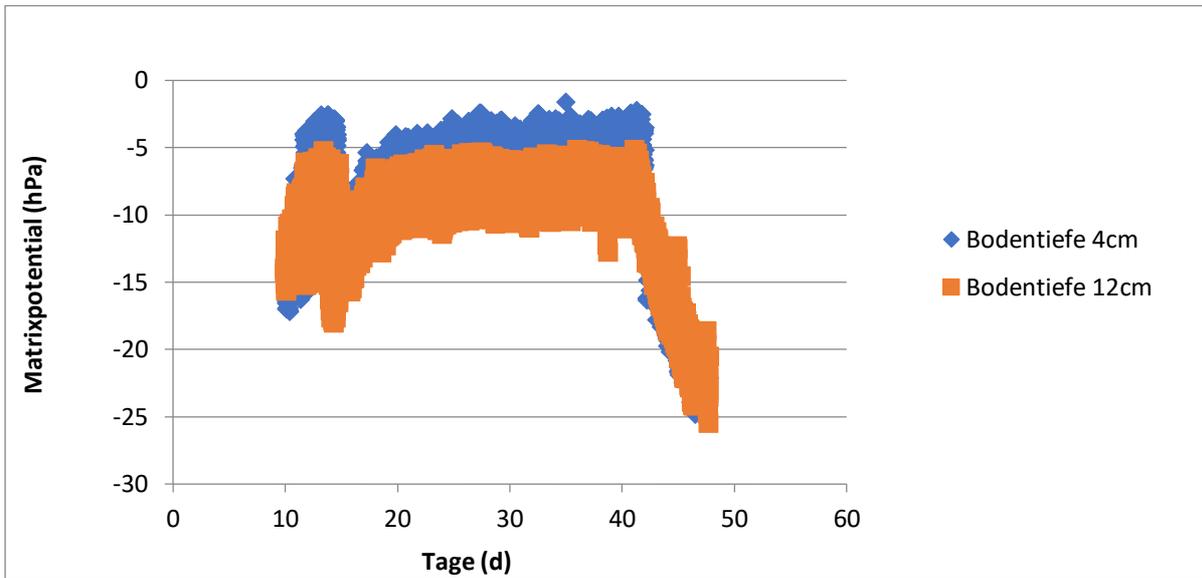


Abbildung 8: Mittleres Matrixpotential (hPa) während des gesamten ersten Versuchszeitraumes in zwei Tiefenstufen 4cm (blau) und 12 cm (gelb), n= 12.

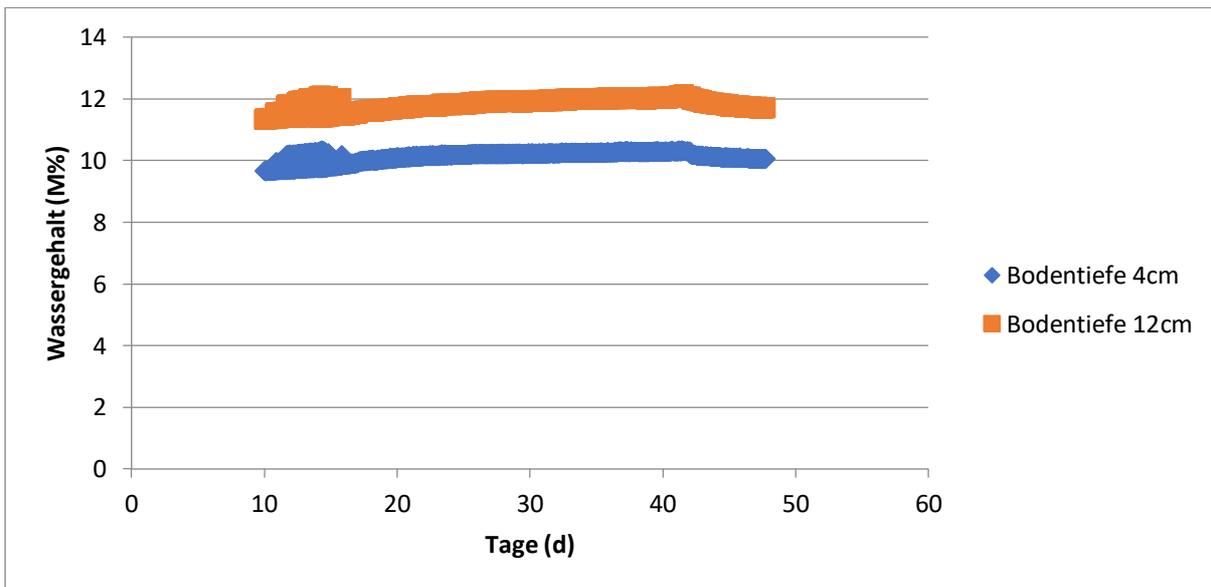


Abbildung 9: Mittlerer Wassergehalt (M%) während des gesamten ersten Versuchszeitraumes in zwei Tiefenstufen 4cm (blau) und 12 cm (gelb); n= 12.

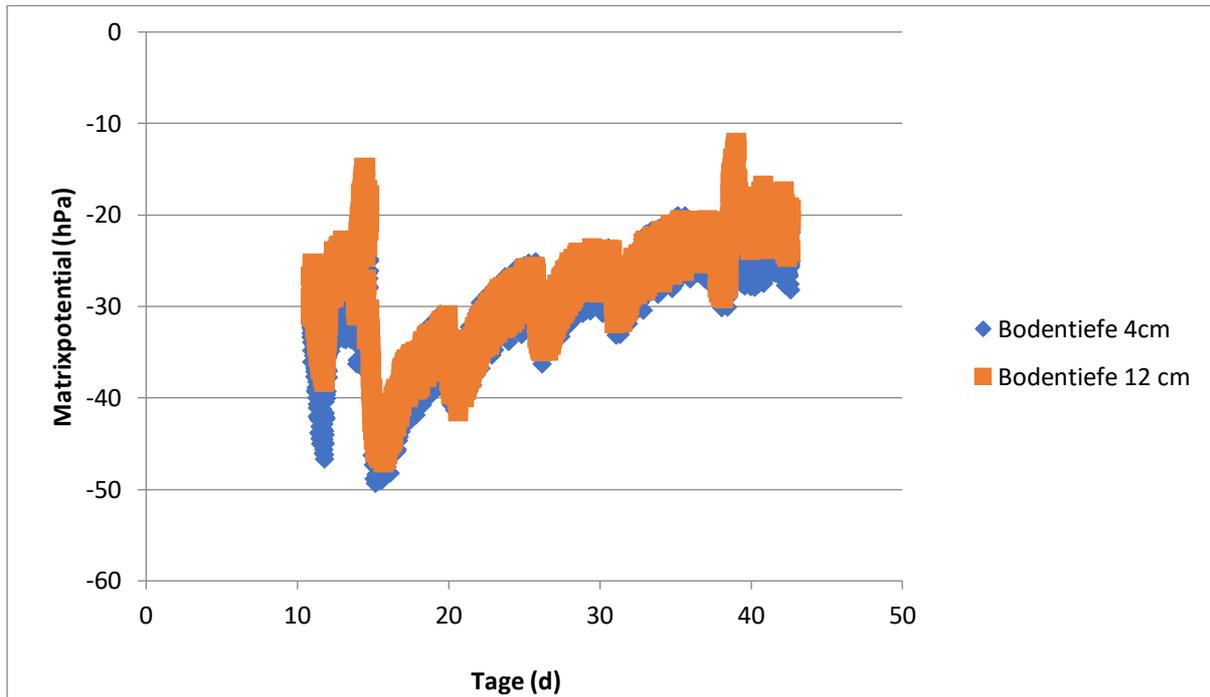


Abbildung 10: Mittleres Matrixpotential (hPa) während des gesamten zweiten Versuchszeitraumes in zwei Tiefenstufen 4cm (blau) und 12 cm (gelb), n= 12

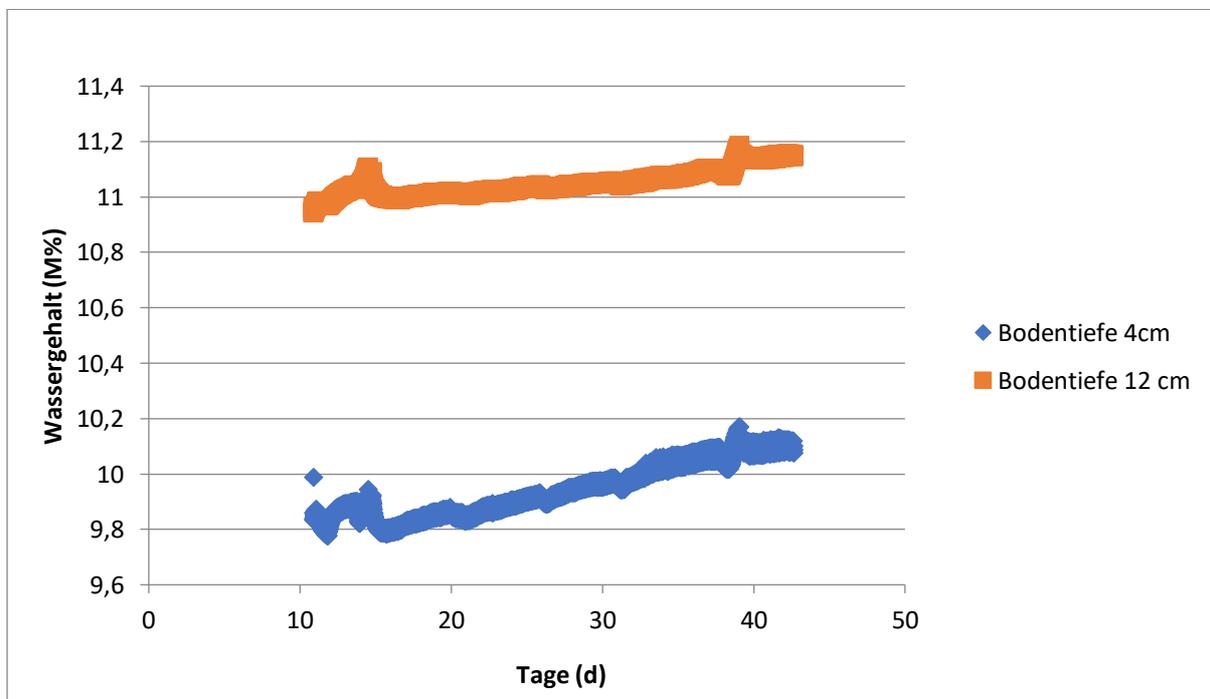


Abbildung 11: Mittleres Matrixpotential (hPa) während des gesamten zweiten Versuchszeitraumes in zwei Tiefenstufen 4cm (blau) und 12 cm (gelb), n= 12

#### 4.3.1.2 Bodenwassergewinnung:

##### 4.3.1.2.1 Siliziumkarbidplatte:

Zwischen dem Bodenkörper und der Siliziumkarbidplatte wurde Filtergewebe eingesetzt. Das Filtergewebe verfügt über dieselbe Maschenweite wie die Siliziumkarbidplatte. Dies soll verhindern, dass Bodenpartikel in die Platte gesaugt werden und auch das gewonnene Bodenwasser soll vor Verunreinigung durch Grobstoffe geschützt werden. Im Vorversuch stellte sich heraus, dass das Filtergewebe den hydraulischen Gradienten zwischen Platte und Boden nicht beeinträchtigt.

Über die Siliziumkarbidplatten wurde während des gesamten Versuches ein Unterdruck von 60 hPa angelegt. Der Unterdruck ermöglichte einen kontinuierlichen Fluss des Bodenwassers, auch Staunässe wurde dadurch verhindert.

Da die Siliziumkarbidplatte etwas breiter war, als der verwendete Bodenzylinder, wurde ein Styroporring eingesetzt, um ein luftdichtes System zu gewährleisten. Über einen Schlauch am unteren Ende der Siliziumkarbidplatte wurde kontinuierlich Bodenwasser vom Bodenkörper extrahiert und dieses wurde in einem Glasgefäß (Volumen: 2l) aufgefangen.

##### Wirkungsweise der Siliziumkarbidplatte:

Ein Bodenzylinder ist nur ein Fragment eines Bodenkörpers: Die Kapillaren und Bodenporen sind am unteren Ende des Zylinders (da der Zylinderboden abgeschnitten ist) durchbrochen. Ohne Anlage eines Unterdrucks über die Siliziumkarbidplatte würde sich das Bodenwasser hier sammeln, da die Kapillarkräfte des Bodens stärker sind als das gravimetrische Potential. So würde ein Großteil des Wassers im Boden durch die Kapillarkräfte gebunden sein. Durch Anlegen des Unterdrucks ist die Saugspannung der Siliziumkarbidplatte höher, somit wird das Bodenwasser kontinuierlich vom Bodenkörper „abgesaugt“.

#### 4.3.2 Perkolationsversuch

Alle operativen Teile wurden, wie im vorangegangenen Kapitel erläutert, so eingebaut, dass ein reibungsloser Versuch gestartet werden konnte. Mit dem Versuch im Mikrolysimeter wurde das Auswaschungspotential von Nitrat evaluiert, des Weiteren wurde untersucht, ob sich das Ionenaustauscherharz für das Nitratmonitoring im Boden eignet. Der gesamte Versuch fand unter kontrollierten Laborbedingungen statt (Lufttemperatur 17°C; relative Luftfeuchtigkeit 78%). Mit Bodeneluat wird im folgenden Kapitel das extrahierte Bodenwasser bezeichnet.

##### 4.3.2.1 Vor jedem Versuch

Zuerst wurden sämtliche Teile der Sensorik versuchsspezifisch voreingestellt, dieser Vorgang ist vor jedem Versuch zu wiederholen, da es immer wieder versuchsspezifische Änderungen gibt. Mindestens drei Tage vor dem Start des Versuchs wurde die Klimaanlage auf 17°C eingestellt. Ebenfalls wurde die Einstellung der Pumpe, die die Beregnung steuert, überprüft. Bevor mit dem Versuch gestartet werden konnte, wurden alle operativen Teile der Mikrolysimeteranlage mit destilliertem Wasser gewaschen, um mögliche Verunreinigungen zu verhindern.

##### 4.3.2.2 Beginn des Versuchs

Bevor mit dem Einbau der Ionenaustauscherharze gestartet werden konnte, wurden die Bodenzylinder mit einer Intensität von  $12 \text{ mm} \cdot \text{d}^{-1}$  mit deionisiertem Wasser ( $\text{EC}: 1\text{--}2 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ ) beregnet. Alle

Bodenzyylinder wurden solange beregnet bis sich ein kontinuierlicher Fluss des Bodenwassers eingestellt hatte und die ausgewaschene Nitratmenge minimal war. In Summe wurden alle Bodenzyylinder mit 1,5 ml dest. H<sub>2</sub>O beregnet, dies führte zu einer Bodeneluat Menge von etwa 700 ml. Da das Porenvolumen eines Bodenzyinders einem Volumen von 169 mm<sup>3</sup> entspricht, wurde mit diesem Vorgang 4-mal das Bodenporenvolumen ausgetauscht.

#### 4.3.2.3 Versuchsdesign

Das Ionentauscherharz wurde auf zwei verschiedenen Arten in den Boden eingebaut:

- System „Keramik“: Dieses System gleicht vom Aufbau her, eines Tensiometers, in die feinporöse Keramikspitze, wurde das Ionentauscherharz eingefüllt
- System „Rohr“: Dieses System wurde von der Universität Brunn erfundene System, besteht aus zwei ineinander besteckten Rohren, im innersten Rohr befindet sich das Ionentauscherharz in einem Säckchen.

In jedes System wurde dieselbe Menge des Ionentauscherharzes eingewogen (4,1 g Purolite A520). Alle Systeme wurden in dreifacher Wiederholung eingebaut. Zur kontinuierlichen Kontrolle der Mikrolysimeter- Anlage wurde ein Stellplatz der Anlage frei gelassen, somit konnten alle operativen Teile der Anlage (wie Schläuche, Rohre, etc. ) auf mögliche Beeinflussung des Messergebnisses überprüft werden. Die Messwerte des destillierten Wassers das nur durch die operativen Teile floss, wurden in den folgenden Abschnitten „System“ genannt.

Der gesamte Versuch wurde in mehreren Versuchsschritten durchgeführt, am Ende jedes Schrittes, wurde die Nitratkonzentration im Bodenwasser gemessen.

Bevor der Einbau der Ionentauscher begonnen wurde, wurde das entnommene Bodeneluat auf Nitrat hin überprüft.

Vor dem Einbau der Ionentauscher, wurde ein Loch von 4,5 cm Durchmesser bis 10 cm in einem 45° Winkel in den Boden vorgebohrt. Hierfür wurde ein spezieller Bohraufsatz verwendet. Das entnommene Bodenmaterial wurde mit destilliertem Wasser zu einem dickflüssigen Brei angerührt. Anschließend wurde der gesamte Sensor mit dem Brei ummantelt, dieser Vorgang wird als Einschlämmen bezeichnet. Das Einschlämmen gewährt, einen guten, vollständigen Bodenschluss zwischen dem jeweiligen Ionentauschersystem und dem umliegenden Bodenkörper. Beim Einbau des Tensiometers, war der Boden schon mit wassergesättigt. Alle Rohre wurden am oberen Ende mit genügend Parafilm® abgedichtet, um Wassereintritt in das System zu verhindern.

Während des gesamten Versuches wurden die Bodenzyylinder mit einer Intensität von 12 mm · d<sup>-1</sup> mit destilliertem Wasser beregnet. Die Dauer der Beregnung wurde auf 15 Tagen anberaumt, insgesamt erhielt jeder Zylinder 4,6 Liter destilliertes Wasser.

Sämtliche Parameter, die den Bodenwasserhaushalt bestimmen, wurden gravimetrisch in einem halbstündlichen Intervall gemessen. Folglich konnte die Niederschlagsintensität, die Versickerungsrate und die Evaporation für jeden Bodenzyylinder ermittelt werden. Ebenfalls wurden die Wasserbewegungen innerhalb des Zylinders, wie Bodenwassergehalt und Saugspannung, in einen halbstündigen Takt beurteilt werden. Die kontinuierliche Entwässerung des Bodenzyinders

erfolgte über die angelegte Saugspannung von 60 hPa. Dieses Sickerwasser wurde in genügend großen Flaschen (2 Liter) aufgefangen, die Gefäße wurden in regelmäßigen Abständen ausgetauscht und für die chemische Analyse vorbereitet.

Im zweiten Schritt wurde auf jedem Zylinder 25 ml einer  $\text{KNO}_3$  Lösung (mit einer Nitratkonzentration von  $3,54 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ ) auf jeden Boden appliziert. Dies entspricht in etwa der 75% Aufnahmekapazität des Ionenaustauscherharzes (etwa 88 mg Nitrat). Zwar wurde vor dem Einbau der Ionenaustauscher der Bodenkörper ausgewaschen, um die Nitratkonzentrationen zu reduzieren, jedoch verblieb eine geringe Menge des Nitrates im Boden. Daher applizierten wir keine höhere Nitratkonzentration, da mit einer 10- 20 % Beladung der Harze ausgegangen werden kann.

#### 4.3.2.4 Abschluss

Nachdem die Bodenzylinder 15 Tage beregnet wurden, wurde die Beregnung abgestellt. Der Unterdruck wurde noch für 24 h belassen, um eine vollständige Entwässerung des Bodens zu gewährleisten.

Für die Bestimmung des Wassergehaltes am Ende des Versuches wurde eine Teilprobe des Bodens bei  $105^\circ\text{C}$  getrocknet.

### 4.3.3 Ergebnisse und Diskussion

#### 4.3.3.1 Qualitätssicherung

Die Wasserproben, die von den Systemproben entnommen wurden, enthielten kein Nitrat. Daher kann, davon ausgegangen werden, dass es während des gesamten Versuchsablaufes zu keiner Verunreinigung kam.

#### 4.3.3.2 Nitrat im Sickerwasser

Im Sickerwasser wurde das Nitrat kontinuierlich gemessen, der Zeitpunkt „0“ steht für die Nitratkonzentration im Sickerwasser bevor der Einbau mit dem Ionenaustauscher erfolgte. Dieser markiert die Ausgangssituation für den Versuch. Nachdem die Ionenaustauscher eingebaut wurden, konnte kein Nitrat im Sickerwasser festgestellt werden, folglich haben die Ionenaustauscher das gesamte Nitrat aufgenommen. Nach einer zusätzlichen Gabe von Nitrat (Tag 11 bzw. 15) wurde die Austauschkapazität des Ionenaustauschers erreicht bzw. das Nitrat perkolierte durch Regionen, die nicht von Ionenaustauscherharz beeinflusst wurden.

Die Nitratkonzentration im Sickerwasser unterschied sich hinsichtlich der unterschiedlichen Ionenaustauschersystemen kaum. Nur 11 Tage nach dem Einbau und 16 h nach der Nitratapplikation mit  $\text{KNO}_3$ , war die Nitratkonzentration im Sickerwasser das durch das System „Keramik“ perkolierte, signifikant niedriger.

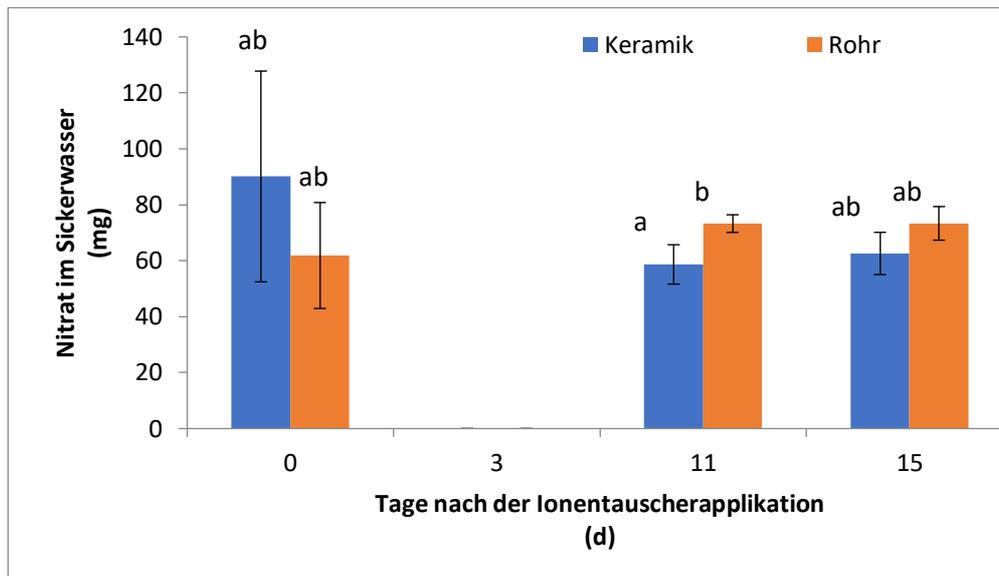


Abbildung 12: Nitratkonzentration im Sickerwasser. Mittelwert ( $\pm$ SD), repeated measures ANOVA, n=6.

#### 4.3.3.3 Adsorbiertes Nitrat im Ionenauscherharz

Auch nach mehrmaliger Extraktion konnte keine Adsorption des Nitrates im System „Rohr“ festgestellt werden (Analyseergebnis Nitrat:  $<0.54 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ ). Nur mit dem System „Keramik“ in dem das Ionenaustauscherharz in einer Keramikeinhausung befindet, konnte eine Nitratadsorption festgestellt werden.

Bei den vorangegangenen Versuchen konnte eine lineare Regression, die die Regeneration des Nitrates aus den Ionenaustauscher beschreibt, ermittelt werden. Durch die Anwendung dieser konnte auf die adsorbierte Nitratkonzentration im Ionenaustauscherharz geschlossen werden. Im Mittel wurde eine Nitratkonzentration von **195.75 mg** von Ionenaustauscherharzen aufgenommen, wobei die Menge stark variierte (99.73 mg bzw. 291 mg Nitrat).



EVROPSKÁ UNIE

Dieses Material wurde im Rahmen des Projekts ATCZ 42 INTEKO erstellt