

Untersuchungen zur Kühlwasserversickerung am Geothermiekraftwerk Unterhaching

Abgegeben als Bachelorarbeit am Department für Geo- und Umweltwissenschaften der
Ludwigs-Universität München

Von Johannes Linde

München 2007

Hiermit erkläre ich, dass ich die Bachelor-Arbeit selbstständig angefertigt habe und nur die im Literaturverzeichnis angegebene Literatur verwendet habe.

Zusammenfassung

Die Geothermie Unterhaching GmbH plant den Betrieb eines hydrothermalen Kraftwerks nach dem Kalinaprozess. Zur Kühlung des Kraftwerks soll Grundwasser aus einem nahegelegenen Brunnen entnommen und in einen Kühlurm mit Umlaufkühlung gepumpt werden. Dort wird das Wasser mit Schwefelsäure und weiteren Chemikalien versetzt, um etwa 6 °K erhitzt und um den Faktor 3,5 eingedickt. Anschließend soll das Wasser 750 m östlich des Kraftwerks über eine Mulden-Rigolen-Versickerungsanlage zurück in den Aquifer eingesickert werden.

Ziel der vorliegenden Arbeit war es, den Versickerungsprozess des Kühlwassers in der ungesättigten Bodenpassage unter der Versickerungsanlage anhand von Säulenversuchen möglichst realistisch nachzustellen und die physiochemischen Eigenschaften und Veränderungen des Wassers in den verschiedenen Stadien der ausgeführten Versuche zu dokumentieren. Auf diese Weise sollten ein Eindruck von den Auswirkungen des Versickerungsprozesses auf das eingeleitete Kühlwasser gewonnen und Rückschlüsse auf die Zusammensetzung und Eigenschaften des Prozesswassers bei Wiedereintritt in den Grundwasserkörper gezogen werden.

Die chemische Behandlung und der Eindickungsprozess konnte an etwa 100 Litern Wasser aus dem Entnahmestollen experimentell nachgestellt werden. Anschließend wurden 4 separate Säulenversuche mit Bodenproben aus einer nahe der Versickerungsanlage erfolgten Bohrung durchgeführt. Hierbei handelt es sich um quartäre Schotter, in erster Linie um karbonathaltige Kiese mit variierenden Sand- und Schluffanteilen. Um die vollständige Durchsickerungslänge der Bodenpassage zu erreichen, musste hierzu mit einer Pumpe ein Kreislaufsystem erzeugt werden, in dem das Versuchswasser mehrfach durch die Bodensäule sickern konnte. Vor, während und nach den Versuchen wurden mehrfach Proben für eine Gesamtionenanalyse entnommen sowie weitere Parameter des Wassers kontrolliert.

Durch die Zugabe der Schwefelsäure zeigte das 3,5-fach eingedickte Kühlwasser in der Analyse eine stark erhöhte Sulfationenkonzentration. Für die weiteren bestimmten Ionen konnten geringere, aber dennoch über 3,5-fach starke Anstiege der Konzentrationen gegenüber dem entnommenen Grundwasser festgestellt werden. In der schmalen, längeren Säule kam es im Sickerwasser bei einer hohen, aber unter dem Maximalwert liegenden Beschickungsintensität zu einer starken, nach dem Versuch wieder absinkenden pH-Erhöhung von 8,4 auf 11,0, einem durchgehendem Absinken der Sulfationenkonzentration, sowie einem extremen Anstieg des $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$ -Verhältnisses. Die übrigen analysierten Ionen zeigten nur

geringere Konzentrationsänderungen. Zudem konnte die Bildung von weniger wasserdurchlässigen Kolmationschichten durch die Akkumulation des Feinkornanteils beobachtet werden. Für die kürzere Säule wurde bei einer dem Jahresmittel in Unterhaching entsprechenden Beschickungsintensität ein Absinken des pH-Werts auf 7,7 und nach voriger Absenkung ein Wiederanstieg der Sulfationenkonzentration in der 2. Hälfte des Versuchs festgestellt. Die weiteren Parameter und Konzentrationen zeigten meist nur geringe Veränderungen.

Durch die Übertragung der Ergebnisse auf die realen Versickerungsbedingungen sollte unter Annahme der Richtigkeit der gemessenen Parameter mit einer Einstellung bzw. einer zeitweiligen Umkehr der Reinigungswirkung des Bodens nach wenigen Tagen bis Wochen nach Beginn der Kühlwasserversickerung gerechnet werden. Auch zu Versickerungsbeginn kommt es voraussichtlich nur zu einer recht begrenzten Reinigung des Sickerwassers. Die Ergebnisse lassen sich jedoch nur hinreichend genau übertragen, da die Prozesse in der Versickerungsanlage und die horizontale Fließkomponente bei möglicher Bildung von wasserstauenden Kolmationsschichten in den Säulenversuchen nicht nachvollzogen werden konnten.

Abstract

The Geothermie Unterhaching GmbH & Co. is building a hydrothermal powerplant, using the kalina process, at Grünwalder Weg in Unterhaching. To cool down the powerplant it is planned to pump up groundwater out of a fountain into an open-circuit cooling tower. The water will be mixed with chemicals, heated up 6° K and concentrated with a factor of 3.5. After leaving the cooling tower the water will be seeped away back to the groundwater through a through-trench system.

The objective of this work was to simulate the process of infiltration of the cooling water in the soil passage below the through-trench-system as realistically as possible, and to analyse the physiochemical properties of the water in the different states to get an impression of its influence to the local groundwater. This should give an impression of the effects of the infiltration process as well as of the composition and characteristics of the processed water when re-entering in the aquifer.

For reconstructing the cooling water, 100 litres of groundwater from the fountain in Unterhaching were mixed with sulphuric acid and a conditioning agent and brought to a concentration of 3.5 by an evaporation process similar to the one in the cooling tower. For imitating the process of the infiltration through the soil passage, there were carried out 4 experiments with columns, filled with soil (mainly chalky gravel with varying amounts of sand and silt) obtained from a drilled hole close to the infiltration area. The produced cooling water was fed evenly distributed into the upturned bottom of the column and pumped up again several times after seeping to simulate the full passage of 20 metres. Before, in between and after the experiments samples were taken of the seepage water for ionic analyses.

Due to the addition of sulphuric acid there was a great increase of the sulphate concentration in the concentrated water. For the other ions analysed increases were smaller, but concentrations were still more than 3.5 times higher than in the original groundwater. In the smaller and higher column with a high, but in cases realistic flow intensity, there was ascertained a increase of the pH-value from 8.4 to 11.0, a decrease of the sulphate concentration as well as an strong increase of the $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$ -ratio. For the other ions measured only minor concentration changes were observed. Furthermore, there could be noticed a conformation of less permeable layers due to the accumulation of fine material.

In the short column a flow intensity similar as in the annual average of the infiltration in Unterhaching could be realised. The pH-value showed a decrease to 7.7 and the sulphate

concentration rose again in the second part of the experiment, after falling in the first. The other parameters and ionic concentrations showed only minor changes.

Under the assumption that the experiments simulated the infiltration process in Unterhaching in a valid manner, it has to be expected that after a few days or maybe weeks the cleaning effect to the cooling water by the soil passage might be depleted. Even in the early phase of the infiltration the cleaning effect will be moderate. The process in the through-trench-system as well as horizontal flowing movements because of the possible tailback of the water by less permeable layers could not be simulated. So the result can just be transferred with a low accuracy.

Inhaltsverzeichnis:

1. Einführung und Aufgabenstellung	9
2. Methodik	12
2.1 Materialien	12
2.1.1 Messinstrumente und Messmethoden	12
2.1.2 Entnahme des Grundwassers.....	13
2.1.3 Entnahme des Bodenhorizontes für den Säulenversuch.....	14
2.2 Behandlung und Eindickung des Grundwassers	15
2.2.1 Vorversuche	15
2.2.2 Aufbau des Versuchs zur Eindickung des Grundwassers	15
.2.2.3 Durchführung der Eindickung.....	17
2.3 Versickerung des eingedickten Kühlwassers	21
2.3.1 Theoretische Grundlagen zu den Versickerungsprozessen.....	21
2.3.2 Messungen zu den Säulenversuchen	22
2.3.3 Berechnungen zum Aufbau der Säulenversuche.....	22
2.3.4 Allgemeiner Versuchsaufbau der Säulenversuche	25
2.3.4 Durchführung des 1. Säulenversuchs	28
2.3.5 Aufbau und Durchführung des 2. Säulenversuchs	29
2.3.6 Durchführung des 3. Säulenversuchs	31
2.3.7 Durchführung des 4. Säulenversuchs	32
2.4 Bestimmung der Gesamtionenkonzentrationen	33
3. Ergebnisse	35
3.1 Ionenkonzentrationen und Parameter des unbehandelten Grundwassers	35
3.2 Ergebnisse des Eindampfversuchs	35
3.3 Ergebnisse der Säulenversuche	37
3.3.1 Ergebnisse des 1. Säulenversuchs	37
3.3.2 Ergebnisse des 2. Säulenversuchs	38
3.3.3 Ergebnisse des 3. Säulenversuchs	39
3.3.4 Ergebnisse des 4. Säulenversuchs	40
4. Interpretation der Ergebnisse.....	42
4.1 Kurze Zusammenfassung der Hauptergebnisse	42
4.2 Einflussfaktoren auf das Versuchswasser vor der Bodenversickerung.....	42
4.3. Mögliche Abweichungen der Ergebnisse aus den Säulenversuchen	44
4.3.1 Abweichungen im verwendeten Bodenmaterial.....	44
4.3.2 Unterschiede in den verschiedenen Säulenversuchen	44
4.4 Schlussfolgerungen für die reale Versickerung	45
4.4.1 Einfluss der Reinigungswirkung durch die Versickerungsanlage.....	45
4.4.2 Einfluss der Versickerung auf den pH-Wert	46
4.4.3 Intensität der Reinigungswirkung zu Beginn der Einleitung	47
4.4.4 Sättigung der Adsorptionskapazität	48

Inhaltsverzeichnis

4.4.5 Unterschiede der Kationenkonzentrationen in den Säulenversuchen	50
4.4.6 Bildung von Kolmationsschichten	51
4.5 Beurteilung der Situation und Vorschläge zum weiteren Vorgehen.....	52
5. Literaturverzeichnis:.....	54
6. Anlage	57
Anlage 1: Profil des Bohrkerns der Bohrung am Wirtsweg in Unterhaching.....	577
Anlage 2: Messwerte des Versuchswassers in den jeweiligen Versuchsstadien	588
Anlage 3: Messwerte während des Eindampfungsversuchs	611
Anlage 4: Pumpleistungen der Wasserpumpe.....	633
Anlage 5: Konzentrationswerte der Gesamtionenanalyse.....	655

1. Einführung und Aufgabenstellung

Die Geothermie Unterhaching GmbH und Co. plant, auf dem Gelände am Grünwalder Weg in Unterhaching ein hydrothermales Kraftwerk nach dem Kalina-Prozess zu betreiben [NICKOL & PARTNER GMBH (2005a)]. Zur in Kraft Setzung der zum Zeitpunkt der Abgabe der Bachelorarbeit unmittelbar vor Betriebnahme befindlichen Anlage soll geothermisch auf voraussichtlich 122 °C erwärmtes Tiefenwasser aus einer Tiefe von 3445 m aus dem Malmkarst entnommen werden und mit einem Durchfluss von 150 L/sec an die Oberfläche gepumpt werden. Anschließend soll ein Großteil (ca. 83 %) der Wärmeenergie des Wassers zur hydrothermalen Stromerzeugung genutzt werden [NICKOL & PARTNER GMBH (2005a)].

Das hierzu verwendete Kalina-Prinzip basiert auf einem Wärmetauscher-Kreislauf, in dem durch die übertragene Wärmeenergie des geothermischen Wassers ein Gemisch aus Ammoniak und Wasser zum Sieden gebracht wird [FRITZER et al. (2004)]. Das verdampfte Ammoniak wird von einer Turbine entspannt und treibt dadurch die Strom erzeugenden Generatoren an [KOEHLER (2005)]. Die ammoniakarme Lösung und das gasförmige Ammoniak werden anschließend wieder zusammengeführt und in einen Kondensator geleitet [FRITZER et al. (2004)]. Um das Ammoniakgas zur weiteren Verwendung anschließend wieder kondensieren zu lassen, wird Kühlwasser benötigt, um die Wärme des Gases aufzunehmen [NICKOL & PARTNER GMBH (2005a)].

Das Industriegebiet Unterhaching befindet sich im südlichen Teil der Münchner Schotterebene. Im Bereich des Geothermiestandorts erreichen die glazifluviatilen, quartären Schotter eine Mächtigkeit von etwa 26 m. An der Basis des vornehmlich aus Kiesen, Sanden und Schluffen aufgebauten Schotterkörpers befindet sich der oberste Grundwasserleiter. Der Grundwasserstauer wird durch die darunter liegenden tertiären Flinzsedimente gebildet, bei denen es sich in erster Linie um feinsandige, tonige Schluffe [NICKOL & PARTNER GMBH (2005a)] handelt.

Zur Deckung des Kühlwasserbedarfs soll an einem bereits vorhandenen Bohrbrunnen im Jahresmittel 11,7 L/sec Wasser aus dem angesprochenen Grundwasserleiter heraufgepumpt [LANDRATSAMT MÜNCHEN (2007)] und anschließend in eine Nasskühlтурmanlage eingeleitet werden. Da nur eine stark begrenzte Wassermenge zur Verfügung steht, kommt in Unterhaching das Prinzip einer Umlaufkühlung mit einem zur Luft offenem Kühlkreislauf zur Anwendung [HELD (1984)]. Aus dem Becken des Kühlturms wird das Kühlwasser in die Kühlanlage gepumpt, wo es über einen Wärmetauscher die Wärmeenergie des Ammoniaks

aufnimmt. Anschließend wird das erwärmte Wasser wieder zurück in den Kühlurm geleitet. Durch einen Ventilator wird Luft im Gegenstrom von der Beckenbasis nach oben zur Kühlurmdecke eingesogen. Die Wärmeenergie kann so auf die durchströmende Luft übertragen werden, was zu einer Wiederabkühlung und teilweiser Verdunstung des durchströmten Wassers führt [HELD (1984)]. Dieses kann daraufhin erneut in die Kühlanlage gepumpt werden. Im Laufe des Kühlprozesses kommt es durch die Verdunstung bei entsprechend dosierter Absalzung - dem kontinuierlichem Abführen des eingedampften Wassers - zu einer konstant gehaltenen 3,5-fachen Eindickung des Wassers im Kühlurm. Das dem Kühlbecken durch Verdunstung und Absalzung entzogene Wasser muss durch die Einleitung von Zusatzwasser - im Fall der Geothermie Unterhaching vom entnommenen Grundwasser - kompensiert werden [HELD (1984)]. Das mit einer Temperatur von 10 °C eingeleitete Grundwasser wird während des Prozesses auf mindestens 16 °C erwärmt [LANDRATSAMT MÜNCHEN (2007)].

Aufgrund des hohen Calciumcarbonatanteils wird zur Härestabilisierung bzw. Entcarbonatisierung des Wassers chemisch reine Schwefelsäure beigemischt [NICKOL & PARTNER GMBH (2005b)]. Als Korrosionshemmer und Resthärtestabilisator dient das zuzugebende Konditionierungsmittel KW 2624 der Firma Weidner Wassertechnik. Wöchentlich wird zudem unter geschlossener Absalzung ein Biozid zugegeben [LANDRATSAMT MÜNCHEN (2007)]. Die Zusammensetzung und chemischen Eigenschaften des Wassers werden ständig über Messeinrichtungen überwacht. Nach der Absalzung wird das Wasser falls nötig über einen Plattenwärmetauscher auf die einzuhaltende Maximaltemperatur von 16°C abgekühlt. Zur Kühlung soll das (frisch) geförderte Grundwasser verwendet werden [LANDRATSAMT MÜNCHEN (2007)].

Anschließend soll das verwendete Kühlwasser auf dem etwa 750 m östlich der Geothermie gelegenen Bauhof der Gemeinde Unterhaching wieder in den Grundwasserleiter versickert werden. Dort wird das Wasser in eine Mulden-Rigolen-Versickerungsanlage eingeleitet [NICKOL & PARTNER GMBH (2005b)]. Zunächst soll das Prozesswasser über ein Rinnenlaufwerk gleichmäßig in eine mit Teichbinsen bepflanzte Mulde mit einer Fläche von rund 180 m² eingeleitet werden. Die durch die Schwefelsäurezugabe im Prozesswasser enthaltenen Sulfate sollen dabei durch die Teichbinsen abgebaut werden [LANDRATSAMT MÜNCHEN (2007)]. Nach Durchsickern der etwa 25 cm mächtigen, belebten Bodenzone wird das Wasser in die unter der Mulde angelegte mit Filterkies verfüllte Rigole weitergeleitet.

Nach Durchsickern der Rigole – und der einher gehenden Reinigung - gelangt das Wasser 2,6 m unterhalb der Geländeoberkante über eine versickerungswirksame Fläche von 63 m² [NICKOL & PARTNER GMBH (2007)] gleichmäßig verteilt in den quartären Schotterkörper. Die Einsickerungsfläche erstreckt sich in Ost-West-Richtung über etwa 30 m bei einer maximalen Breite von 2,5 m. Nach Durchsickerung der ungesättigten Zone wird es in einer Tiefe von 23 m unter Geländeoberkante dem Grundwasserleiter zugeführt. Der tertiäre Grundwasserstauer steht in einer Tiefe von etwa 26 m an, woraus sich eine Aquifermächtigkeit von 3 m ergibt. Durch das häufig stark ausgeprägte Relief der tertiären Schichten unterliegt diese jedoch erheblichen Schwankungen [NICKOL & PARTNER GMBH (2005a)].

Der Einfluss auf den Aquifer durch das Abpumpen des Grundwassers am Entnahmestollen wurde bereits untersucht. Zusätzlich wurde ein Grundwassersmodell entworfen, anhand dessen unter anderem die Abstromfahne des in den Grundwasserkörper eingeleiteten Kühlwassers simuliert werden konnte. Die Strömungsrichtung des Grundwassers verläuft annähernd in Nordrichtung [NICKOL & PARTNER GMBH (2005b)].

Ziel der vorliegenden Bachelorarbeit war es, den Versickerungsprozess des herzustellenden Absalzwassers in der ungesättigten Bodenpassage anhand von Säulenversuchen möglichst realistisch nachzustellen und die physiochemischen Eigenschaften und Veränderungen des Wassers in den verschiedenen Stadien der ausgeführten Versuche zu dokumentieren. Auf diese Weise sollten ein Eindruck von den Auswirkungen des Versickerungsprozesses auf das eingeleitete Kühlwasser gewonnen und Rückschlüsse auf die Zusammensetzung und Eigenschaften des Prozesswassers bei Wiedereintritt in den Grundwasserkörper gezogen werden.

2. Methodik

2.1 Materialien

2.1.1 Messinstrumente und Messmethoden

Um den Prozess der Versickerung des Kühlwassers nachzustellen, wurden im hydrogeologischen Labor der LMU Säulenversuche durchgeführt. Die Messungen der Parameter erfolgten mit verschiedenen Messgeräten der LMU München. Zur Bestimmung von pH-Wert, Temperatur und Leitfähigkeit wurde zunächst ein Kombi-Messgerät verwendet. Alle Werte können auf der digitalen Anzeige des Geräts direkt abgelesen werden.

Die Säurekapazität bzw. Alkanität wird über den K_s -Wert definiert. Mit dem verwendeten Digitaltitrimeter wird hierzu solange 1,6-normale Schwefelsäure in 50 mL zu bestimmende Probenflüssigkeit titriert, bis der pH-Wert auf 4,3 abgesunken ist. Während der Titration muss die Probe ständig durchmischt und mit dem pH-Meter kontrolliert werden. Die Menge der zugegebenen Einheiten an Titrierlösung kann anschließend an der im Gerät integrierten, analogen Anzeige abgelesen werden. Hierbei entsprechen angezeigte 800 Einheiten der Zugabe von 1 mL Titrierflüssigkeit. Der K_s -Wert wird in mmol/L angegeben und lässt sich für Messungen mit dem Digitaltitrimeter nach Gleichung (1) berechnen.

$$K_s = \frac{x \cdot c}{V \cdot N} \quad (1)$$

x = Einheiten
 c = Normalität der zutitrierten Säure
 V = Volumen der Probe
 N = Einheiten / Milliliter Titriermenge

Dementsprechend gelten bei der angewendeten Titration von 1,6-normaler Schwefelsäure in 50 mL Probenflüssigkeit:

$$K_s = \frac{x \cdot 1,6 \frac{\text{mmol}}{1}}{50 \text{ ml} \cdot 800} \quad (2)$$

Analog konnte die Bestimmung des $K_{S8,2}$ -Werts durchgeführt werden, bei dem die zutitrierende Molmenge bis zu einer Absenkung des pH-Werts auf 8,2 gemessen wird. Vom 23. Juli bis 10. September standen diese Messgeräte für die Versuche nicht zur Verfügung. In diesem Zeitraum wurden ein kombiniertes Temperatur- und pH-Wert-Messgerät, sowie ein zusätzliches Leitfähigkeitsmessgerät verwendet. Die K_s -Wert-Bestimmung wurde bis zur Abgabe der Arbeit über Titration von 0,01-normaler Schwefelsäure mit einer Messpipette

durchgeführt. Dementsprechend wurde die Berechnung der Säurekapazität über das Titrationsvolumen V_{tit} mit folgender Formel durchgeführt:

$$K_S = \frac{V_{tit} \cdot 0,01 \frac{\text{mmol}}{\text{L}}}{50 \text{ mL}} \quad (3)$$

Bei pH-Werten unter 8,2 wurde nach dem gleichen Prinzip so lange Natronlauge (NaOH) zutitriert, bis der pH-Wert auf 8,2 angestiegen war. Anschließend lässt sich analog zur K_S -Wert-Messung der K_B -Wert bestimmen. Für die Titration wurde 0,01-normale - unter Nutzung des Digitaltitrimeters 1,6-normale - NaOH verwendet.

Zur Erhitzung des einzudickenden Wassers wurden als technische Hilfsmittel zunächst Heizfolien der Firma Thermo Electron verwendet. Hierbei handelt es sich um 4 Stück 12 Watt (1 Ampere) starke Folien (von Conrad, Artikelnummer 102-189149-BP, paarweise), sowie 2 Stück 15 Watt starke Folien (von Conrad, Artikelnummer 102-189163-BP, paarweise). Diese wurden an ein Ladegerät mit einer Spannung von 12 Volt angeschlossen. Im weiteren Verlauf kamen zusätzlich noch Aquarienheizstäbe der Firma Jäger zum Einsatz. Hierbei handelt es sich um die Aquariumheizer-Modelle 3602 (50 Watt), 3604 (100 Watt) und 3609 (300 Watt). Als Pumpen für die Lufteinblasung in das einzudickende Wasser wurden die Modelle KNF Flodos ND 100 KT 18 und N2 KN 18 verwendet. Zum Heraufpumpen des Sickerwassers in den Säulenversuchen kam die Pumpe Modelnummer 7521-35 von Masterflex zum Einsatz.

2.1.2 Entnahme des Grundwassers

Die Entnahme des in den Versuchen verwendeten Grundwassers erfolgte am 03.04.2007 aus dem Brauchwasserbrunnen am nordwestlichen Ende des Grundstücks der Geothermie Unterhaching (siehe Abb.1), der auch zur Förderung des Kühlwassers verwendet werden soll. Über ein Lichtlot wurde der Flurabstand gemessen. Der Grundwasserspiegel liegt hier 23,86 m unter der Brunnenrohroberkante.

Über eine Pumpe wurden insgesamt 180 Liter Grundwasser an die Oberfläche gepumpt und in drei 60L-Kanister verfüllt. Die Kanister wurden anschließend in das Department für Geo- und Umweltwissenschaften der LMU in die Luisenstr.37 gebracht und dort zunächst gelagert.

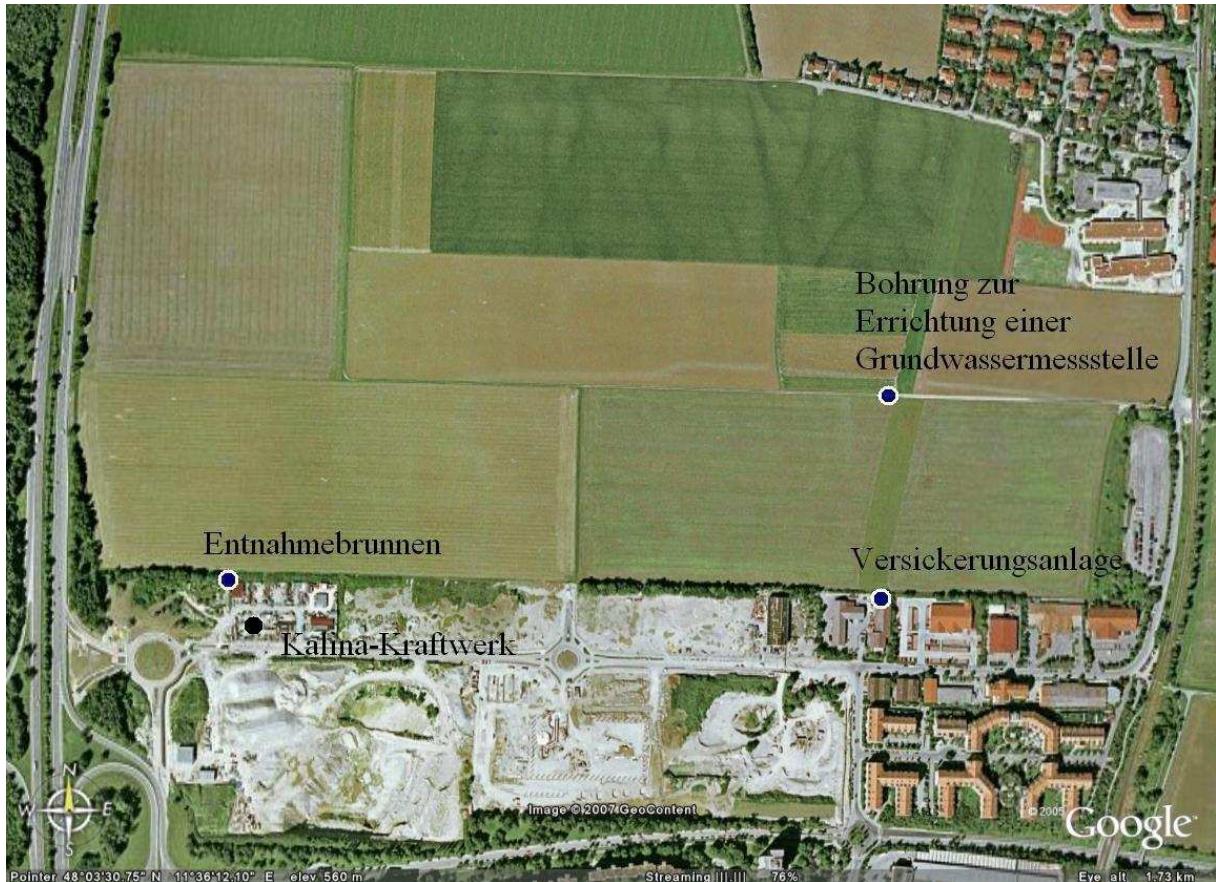


Abb.1: Lage des Kalina-Kraftwerks, des Entnahmestellen, der Versickerungsanlage und der Bohrung, an der der im Säulenversuch verwendete Kies entnommen wurde (Google Earth). Am äußersten linken Bildrand die Autobahn A 995, ganz rechts der Verlauf der Bahngleise (Linie S5)

2.1.3 Entnahme des Bodenhorizontes für den Säulenversuch

Das für den Säulenversuch verwendete Bodenmaterial stammt aus einer Bohrung nordöstlich des Grundstücks der Geothermie Unterhaching. Diese wurde zur Errichtung einer Grundwassermessstelle im Rahmen eines Grundwassermanagements [LANDRATSAMT MÜNCHEN (2007)] ausgeführt und erfolgte vom 20. bis 22. Juni auf dem Wirtsweg etwa 200 m westlich der Bahngleise (siehe Abb.1). Die Bohrung erreichte eine Tiefe von 26 m unter Geländeoberkante. Da die unteren etwa 3 m des Bohrprofils Teil der gesättigten Bodenzone sind, wurden sie nicht für die Säulenversuche verwendet. Die entfestigten Bohrkerne wurden in Holzkisten gesammelt und anschließend unter Planen abgedeckt und gelagert. Das aus den Holzkisten abgenommene Bohrprofil ist in Anhang 1 dargestellt.

Nach NICKOL & PARTNER GMBH (2005) handelt bei den natürlichen Quartärablagerungen im Bereich von Unterhaching in erster Linie um schwach schluffige bis schluffige, sandig bis stark sandige Kiese. Dies entspricht im Wesentlichen auch dem Entnahmeprofil am Wirtsweg. In einer Tiefe zwischen 14 und 16 m überwiegt allerdings der Sandanteil, in den darunter liegenden 2 m stehen sandige bis kiesige Schluffe an. Da der quartäre Untergrund in der Umgebung der Geothermie Unterhaching relativ homogen ist, entspricht die abgenommene Profilsäule voraussichtlich annähernd dem Profil des Untergrunds unterhalb der Versickerungsanlage.

Der Transport von etwa 500 kg des Bohrkernmaterials ins Department für Geo- und Umweltwissenschaften der LMU in die Luisenstr.37 erfolgte am 25. Juni. Die Bohrkerne wurden hierfür in markierte Eimer umgefüllt. Zusätzlich wurden weitere Eimer mit aus der Bohrung stammendem, am Wegrand aufgeschüttetem Bodenmaterial gefüllt und gekennzeichnet. Anschließend wurden die befüllten Eimer bis zu Beginn der Säulenversuche in den Gebäuden der LMU gelagert.

2.2 Behandlung und Eindickung des Grundwassers

2.2.1 Vorversuche

Im hydrogeologischen Labor der LMU in der Luisenstraße erfolgten die Voruntersuchungen des entnommenen Grundwassers. Zunächst musste der Prozess der Eindickung des behandelten Wassers nachvollzogen werden. Im Ofen wurden bei einer Temperatur von 110 °C Proben des Grundwassers mit einem Volumen von 200 ml auf verschiedene Stufen eingedampft. So wurden 2-, 3-, 4-, 5- und 6-fach verdickte Proben hergestellt. Diese Versuche flossen allerdings nicht in die Ergebnisse mit ein.

2.2.2 Aufbau des Versuchs zur Eindickung des Grundwassers

Um die Prozesse im realen Kühlturmbetrieb nachstellen zu können, ist eine reine Verdampfung bei einer stark erhitzten Umgebungstemperatur nicht ausreichend. Da kein Rotationsverdampfer mit dem nötigen Volumen verfügbar war und die Nachstellung des

kompletten Kühlturms zu aufwendig gewesen wäre, wurde der Prozess der Eindickung mit folgendem Versuchsaufbau bewerkstelligt.

2 Kanister mit dem noch unbehandelten Unterhachinger Grundwasser wurden im hydrogeologischen Labor im Keller des LMU-Gebäudes aufgestellt. Kanister 1 (K1) enthielt 60 Liter und Kanister 2 (K2) 42 Liter. Vor dem Eindampfen musste dem Wasser Schwefelsäure (H_2SO_4) zur Härtestabilisierung zugesetzt werden. Um einen K_S -Wert von etwa 1,7 mmol/L im Wasser zu erreichen, wurden nach vorhergehender Berechnung 6,3 ml 18-molare Schwefelsäure in Kanister 1 und 4,4 ml in Kanister 2 zugegeben (siehe Anhang 3 Tabelle 1). Nach Überprüfung mit dem Digitaltitrimeter wurden in Kanister 2 aufgrund höherer Werte noch einmal 0,9 ml 18-molare Schwefelsäure nachgegeben, so dass in beiden Kanistern der erforderliche K_S -Wert vor Beginn des Eindampfens etwa 1,7 mmol/L betrug. Der K_S -Wert durfte analog zum realen Kühlturmbetrieb im späteren Versuchsverlauf einen Wert von 6,0 mmol/L keinesfalls überschreiten.

Wie im realen Kühlturmbetrieb wurde dem Wasser das organische Konditionierungsmittel KW 2624 der Firma Weidner Wassertechnik als Korrosionsinhibitor und Resthärtestabilisator zugegeben. Es handelt sich hierbei um eine Zubereitung aus phosphatfreien Polypeptiden und Polycarbonsäuren [LANDRATSAMT MÜNCHEN (2007)]. Um vor dem Eindickungsprozess die Konzentration des Konditionierungsmittels von 11 mg/L im Wasser zu erreichen, wurde zunächst eine 10-fach verdünnte Lösung hergestellt. Von dieser wurden 5,7 ml in Kanister 1 und 4,0 ml in Kanister 2 gegeben. Auf die Zugabe des Biozids in Form von dampfflüchtigem Chlordioxid konnte verzichtet werden, da dieses nach LANDRATSAMT MÜNCHEN (2007) im Kühlturmbetrieb nur einmal pro Woche bei geschlossener Absalzung zugegeben werden wird und vor dem Vorgang der Versickerung bereits vollständig zu Chlorid gestript und aus dem Kühlwasser ausgetrieben worden sein sollte.

Um die Durchlüftung des realen Kühlturms im Versuch nachzustellen, musste das Wasser in den Kanistern vom Kanisterboden her mit Luft durchströmt werden. Hierfür wurden Schläuche an 2 Pumpen (siehe Kapitel 2.1.1) angeschlossen. Die luftsaugenden Schlauchenden wurden zunächst am Labortisch abgelegt, die luftblasenden Enden beschwert und von oben auf den Boden des jeweiligen Kanisters abgelassen. Somit konnte die angesogene Luft vom Grund bis zur Oberfläche das einzudampfende Wasser durchströmen.

2.2.3 Durchführung der Eindickung

Um eine dem Absalzwasser entsprechende 3,5-fache Eindickung zu erreichen, musste eine Eindampfung des behandelten Wassers durchgeführt werden. Die mit dem Prozess der Eindampfung verbundenen Maßnahmen und Messungen sind in Abbildung 2 schematisch zusammen gefasst.

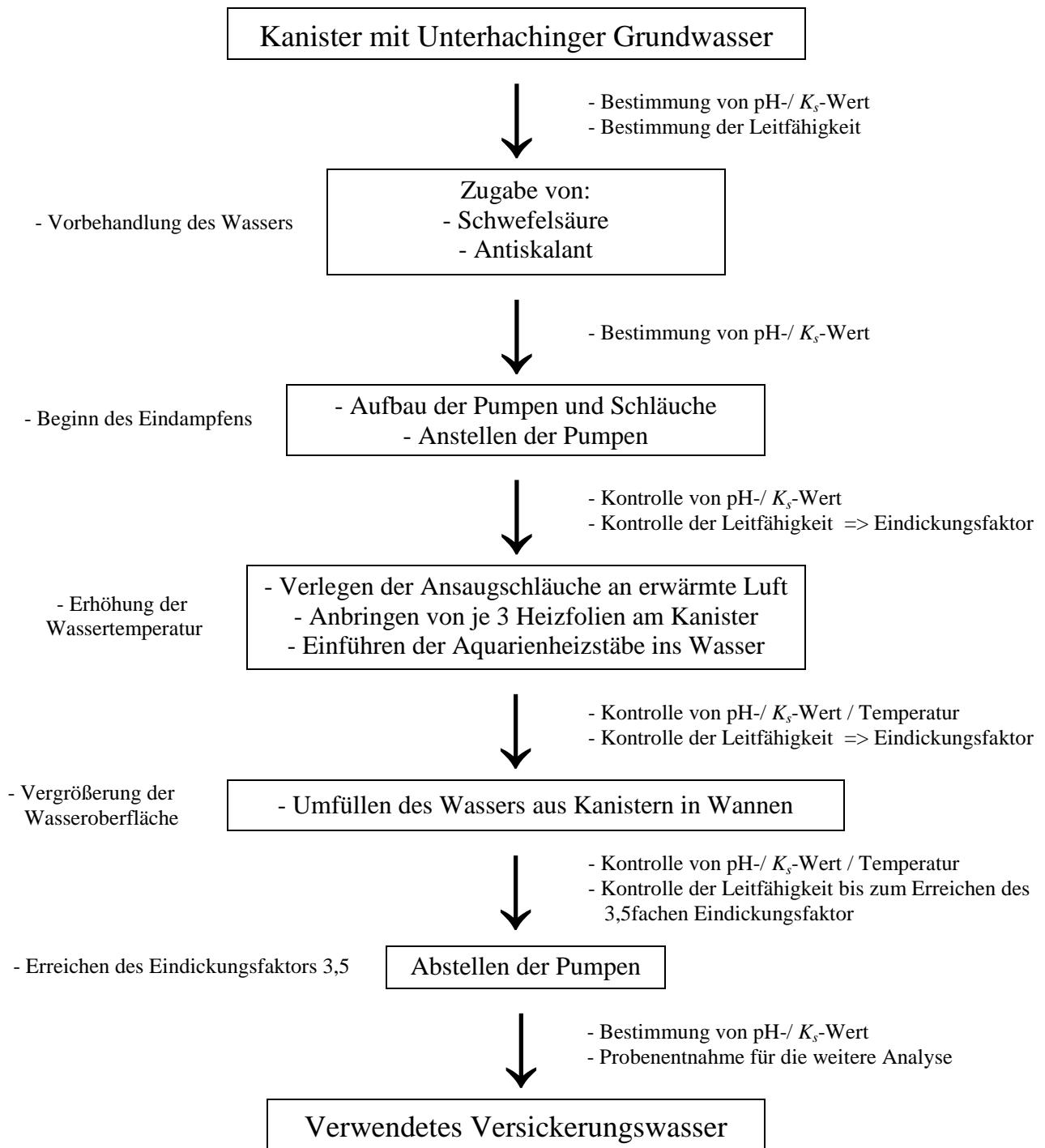


Abb.2: Schematische Darstellung der erforderlichen Maßnahmen und Messungen während des Eindickungsprozesses.

Am 11.07.2007 um 13.50 Uhr erfolgte das Anschalten der Pumpen. Der Eindickungsfaktor wurde im Versuch statt über die Volumenabnahme über den proportional verlaufenden Anstieg der Leitfähigkeit kontrolliert. Zusätzlich wurden in unregelmäßigen Abständen pH-Werte und Temperatur gemessen, sowie Proben für die K_s -Wertbestimmung entnommen (siehe Tabellen Anhang 3).

Zur Reduzierung des angestiegenen K_s -Werts wurden nach 45 Stunden 1,4 ml 18-molarer Schwefelsäure in Kanister 1 und 0,8 ml der gleichen Säure in Kanister 2 nachgegeben. Daraufhin regelte der K_s -Wert sich zunächst wieder bei etwa 1,7 mmol/L ein. Dies war aus Vorsichtsmaßnahmen durchgeführt worden, da fälschlicherweise ein kontinuierlicher Anstieg des K_s -Werts erwartet worden war und eine weitere Kontrolle in den nächsten Tagen nicht möglich gewesen wäre. Eine Änderung der Leitfähigkeit konnte nicht festgestellt werden. Die zusätzliche Zugabe an Schwefelsäure musste prozentual bestimmt werden, um mögliche Korrekturberechnungen für die in den entnommenen Proben (siehe Kapitel 2.4) bestimmten Sulfationenkonzentrationen ausführen zu können. Hierzu wurde Gleichung (4) verwendet.

$$x = \frac{1,4 \text{ mL}}{6,3 \text{ mL} + 1,4 \text{ mL}} \quad (4)$$

5 Tage nach Beginn des Blubbers hatte sich bei einer gemessenen Wassertemperatur von 22,5 °C nur eine sehr geringe Erhöhung der Leitfähigkeit eingestellt. Um die Temperatur der durchströmenden Luft zu erhöhen, wurden die Ansaugschläuche durch ein Laborfenster heraus auf die vor dem Gebäude befindliche Wiese verlegt. Die hohe Lufttemperatur Mitte Juli sollte eine schnellere Verdampfung ermöglichen. Die Schläuche wurden 3 Tage später zusätzlich um einen schwarzen Eimer gewickelt, der durch seine Erhitzung für eine zusätzliche Temperaturerhöhung der durchströmenden Luft sorgen sollte.

Da sich 9 Tage nach Einschalten der Pumpen nur eine sehr geringe Steigerung der Temperatur, der Leitfähigkeit und keine äußerlich eindeutig erkennbare Verringerung des Wasservolumens eingestellt hatte, sollte die Eindickung durch weitere Maßnahmen für eine stärkere Temperaturerhöhung beschleunigt werden. Zunächst wurden an beide Kanister zunächst je 2 Heizfolien angebracht. Sie wurden an ein Ladegerät mit 12 Volt angeschlossen und mit Klebeband an den Außenwänden der Plastikkanister befestigt. Die Leistung der Heizfolien beträgt je Stück 12 Watt. Die Temperatur stieg daraufhin in den Kanistern auf 24°C an, eine eindeutige Steigerung der Eindampfungsgeschwindigkeit konnte in den folgenden Tagen aber dennoch nicht festgestellt werden. Da die bislang verwendeten

Messgeräte für eine hydrogeologische Exkursion benötigt wurden, konnte die Titration im weiteren Verlauf der Untersuchungen nur ohne Digitaltitrimeter ausgeführt werden (siehe Kapitel 2.1.3).

14 Tage nach Einschalten der Pumpe, wurden je eine weitere Heizfolie mit 15 Watt auf den Kanisteraußenwänden aufgeklebt. Eine deutliche Erhöhung der Wassertemperatur ließ sich aber nicht feststellen. 20 Tage nach Beginn des Blubberns erfolgte das Einführen 2er Aquarienheizstäbe in die Kanister. In Kanister 1 wurde der leistungsstärkere Aquarienheizer (Jäger 3604, 100 Watt) eingeführt, in Kanister 2 der Schwächere (Jäger 3602, 50 Watt). Beide wurden auf die maximale Erhitzungsstufe von 34°C eingestellt.

Am 22. August, 42 Tage nach Versuchsbeginn, wurden die Ansaugschläuche zunächst in den oberen, mittlerweile luftgefüllten Teil von Kanister 1 eingeführt, um die höhere Lufttemperatur dort beim Ansaugen auszunutzen. Anschließend wurden 20 Liter Wasser aus Kanister 2 in ein breiteres, längeres und flacheres Behältnis (W2) bis zu dessen vollständiger Füllung abgelassen. Die verwendete Wanne wurde zuvor mehrfach ausgewaschen. Über die vergrößerte Wasseroberfläche konnte im weiteren Versuchsverlauf eine deutlich höhere Verdunstungsrate erzielt werden. Aufgrund des zu geringen Wannenvolumens blieben jedoch weitere 8 Liter Wasser im Kanister. Der dort enthaltene Heizstab wurde entnommen und in die verwendete Wanne eingeführt. Im Anschluss wurde das beschwerte, luftblasende Schlauchende aus Kanister 2 in der Mitte einer Plexiglasröhre (Länge 40 cm, Durchmesser 5 cm) deponiert und diese mitsamt Schlauch in die Wanne gelegt (siehe Abb. 3). Somit konnte trotz der geringen Wassertiefe ein längerer Weg der ausgeblasenen Luft durch das Wasser ermöglicht werden, da die Luft zusätzlich zum Aufstiegs weg noch die horizontale Strecke durch die Röhre überwinden musste.

Aufgrund der erhöhten Verdunstungsrate in Wanne 2 wurde 7 Stunden später auch das Wasser aus Kanister 1 vollständig in eine weitere, größere Wanne (W1) abgelassen. Anschließend wurde der Heizstab aus Kanister 1 in W1 umgelagert und das luftblasende Schlauchende analog zu Wanne 2 in einem Plexiglasrohr (Länge 50 cm, Durchmesser 8 cm) in Wanne 1 platziert (siehe Abb.3). Die Ansaugschläuche wurden in ein weiteres Plexiglasrohr (Länge 40 cm, Durchmesser 5 cm) eingeführt und dieses anschließend mit einem Stoffhandschuh am anderen Ende behelfsmäßig verschlossen. Zur Erhöhung der Temperatur der anzusaugenden Luft wurden die Heizfolien an der Rohraußenseite angeklebt.



Abb. 3: Links Wanne 1 mit Heizstab 3604, rechts Wanne 2 mit Heizstab 3602. Zur Verlängerung des Luftstromweges wurden die Pumpschläuche in der Mitte von Plexiglasröhren deponiert.

Weitere 38 Stunden später wurden die Aquarienheizer untereinander ausgetauscht und in Wanne 1 ein weiterer Heizstab (Jäger 3609, 300 Watt) eingeführt. Zusätzlich wurden alle Aquarienheizer nachjustiert, um abzusichern, dass sie ihren maximalen Erhitzungszustand erreichen. 2 Tage später wurde der Heizstab Jäger 3602 aufgrund starker Temperaturdifferenzen zwischen den Versuchswässern aus Wanne 1 in Wanne 2 überführt und die Temperatur von Heizstab 3609 etwas heruntergeregt. Anschließend wurde die in ihrer Leitfähigkeit nur relativ geringfügig veränderten 8 Liter Wasser aus Kanister 2 in Wanne 1 abgelassen. 2 Tage später folgte die Zugabe von 4 Litern Versuchswasser aus Wanne 2 in Wanne 1, um eine größere, vermischt Wassermenge aus beiden Eindickungsvorgängen zu erstellen. Am 29.10.2007 wurden die Heizstäbe entnommen und einen Tag später die Pumpen abgestellt, nachdem sich die zu erreichende Leitfähigkeit in Wanne 1 eingestellt hatte.

Um der zusätzlichen Eindickung des Versuchswassers entgegen zu wirken, wurde der durch Verdunstung verursachte, sehr geringe Anstieg der Leitfähigkeit während dem Ablauf der Säulenversuche mit der dosierten Zugabe von geringer eingedicktem Wasser aus Wanne 2 ausgeglichen. Zur Analyse des eingedickten Wassers wurde eine Probe entnommen.

2.3 Versickerung des eingedickten Kühlwassers

2.3.1 Theoretische Grundlagen zu den Versickerungsprozessen

Die Reinigungswirkung auf das Sickerwasser durch die Bodensäule beruht auf den Prozessen der mechanischen Rückhaltung durch die Porenräume (Filterung), dem mikrobiologischen Abbau durch Organismen (Transformation), sowie der Adsorption und Ionenaustauschung an den Oberflächen der Bodenkörper und der chemischen Ausfällung (Pufferung) [HAHN et al. (2000)]. Welchen genauen Anteil welcher Prozess an den Vorgängen im Sickerwasser hat, kann in den Versuchen nicht genau bestimmt werden. Jedoch ist davon auszugehen, dass die erwünschte Reinigungswirkung sowohl in den Versuchen als auch in der realen Bodenversickerung in Unterhaching voraussichtlich vor allem durch die Adsorptionsfähigkeit des Bodenmaterials auf die im Kühlwasser gelösten Ionen realisiert wird. Nach GEIGER & DREISEITL (1995) ist die Adsorptionswirkung für die in den quartären Schottern dominierenden Korngrößenfraktionen sehr gering bis mittel.

Hierbei wird zwischen der chemischen und der physikalischen Sorption unterschieden. Bei der physikalischen Sorption werden Ionen an Grenzflächenschichten aufgrund hoher, molekularer Wechselwirkungen gelagert. Diese Sorptionsvorgänge sind im Allgemeinen stark reversibel [SIEKER & HARMS (1987)]. Die chemische Sorption basiert auf Ionen- und Ligandenaustauschprozessen [GROTEHUSMANN, D. (1995)]. Die mögliche Menge an maximal adsorbierbaren Ionen ist abhängig von der bodenspezifischen Adsorptionskapazität. Die Ionenaustauschkapazität beschreibt nach SIEKER & HARMS (1987) die Molmenge adsorbierter ionischer Ladung, die maximal unter definierten Bedingungen pro Bodeneinheit desorbiert werden kann. So können beispielsweise stärker wasserlösliche Ionen durch Ionen mit einer stärkeren Tendenz zur Absorption in äquivalenten Mengen ausgetauscht werden. Die desorbierten Ionen werden an das Sickerwasser abgegeben [HAHN et al. (2000)].

Nach den Absorptionsisothermen von FREUNDLICH und LANGMUIR wächst die adsorbierte Menge mit steigender Konzentration des Sorbats degressiv, die relative Sorption nimmt also ab [HAHN et al. (2000)]. Auf eine Darstellung und Besprechung der Isothermen wird im Folgenden verzichtet, da dies den Rahmen der Arbeit übersteigen würde.

Die Filterwirkung tritt insbesondere für grobdisperse Partikel auf [HAHN et al. (2000)]. Da das Kühlwasser abgesehen von im Kühlurm aus der Luft abgegebenen Teilchen (Staub, Pollen etc.) frei von solchen Partikeln sein sollte, hat dieser Prozess voraussichtlich nur eine geringe Relevanz für die Reinigung des Kühlwassers in der Bodenversickerung, deren

verfahrenstechnische Rolle in erster Linie aus der Senkung der Ionenkonzentrationen besteht. Der Abbau durch Organismen in entsprechend relevanter Intensität erscheint aufgrund der hohen Menge eingeleiteter Ionen ebenfalls unwahrscheinlich. Inwiefern Ausfällungsprozesse in der Versickerungssäule eine Rolle spielen, konnte vor Durchführung der Versuche noch nicht bestimmt werden. Die quartären Schotter enthalten unter anderem Karbonate, aus denen CO_3^{2-} herausgelöst werden könnte. Mit den im Wasser gelösten Sulfationen könnten die freigesetzten, sowie im Kühlwasser enthaltenen Ionen Gips (CaSO_4) bilden. Aufgrund der geringeren Löslichkeit gegenüber Kalkgestein ist aber nicht mit einer Ausfällung von Gips zu rechnen.

2.3.2 Messungen zu den Säulenversuchen

Um den Versickerungsvorgang des behandelten und eingedickten Kühlwassers in der Bodenpassage nachzustellen, wurden im hydrogeologischen Labor Säulenversuche aufgebaut. Hierzu musste das Versuchswasser über einer Pumpe in einem Kreislauf mehrfach durch die entnommenen Bodenproben versickert werden (näheres siehe Kapitel 2.3.4). Während der Versuchsabläufe erfolgten mehrfache Kontrollen des pH-Wert, der elektrischen Leitfähigkeit, sowie der Temperatur. Zusätzlich wurden zu festgelegten Zeitpunkten (u.a. nach unmittelbarem Abschluss jedes Säulenversuchs) Probennahmen des Sickerwassers genommen (siehe Kapitel 2.3.5 – 2.3.8). An diesen erfolgten neben den bereits kontrollierten Messungen die Bestimmung der K_S - und K_B -Werte nach der Entnahme. Am 16.09.2007 wurden die gleichen Messungen an den entnommenen und anschließend bei Raumtemperatur luftdicht mit Alufolie abgedichtet gelagerten Proben erneut ausgeführt. Anhand weiterer Proben erfolgte die Bestimmung der Gesamtionenkonzentrationen in den jeweiligen Versuchsstadien (siehe Kapitel 2.4).

2.3.3 Berechnungen zum Aufbau der Säulenversuche

Um den maximalen Durchfluss durch die verwendete Pumpe zu ermitteln, wurde zunächst in 6 Vergleichsmessungen mit der Stoppuhr eines Mobiltelefons die Zeit gemessen, die bei voller Pumpstärke zur Befüllung eines 1 Liter-Messglases mit Leitungswasser nötig war. Weitere solcher Messungen erfolgten für abgeschwächte Pumpleistungen (siehe Anhang 4).

Es lässt sich dann durch Dividieren der Messmenge V_{pump} durch die Zeit t der Durchfluss der Pumpe Q_{pump} in L/s berechnen.

$$Q_{pump} = \frac{V_{pump}}{t} \quad (5)$$

Die maximal versickerbare Durchflussmenge durch die Bodensäule ist wesentlich vom Durchlässigkeitsbeiwert K_f des Gesteins abhängig. Dieser lässt sich nach Darcy mit Gleichung (6) berechnen [HOLZBECHER (1996)]. Zur Berechnung des Durchflusses darf hierbei nur das Volumen des tatsächlich in der Versickerungssäule (und nicht das im weiteren Säulenkreislauf) befindlichen Sickerwassers berücksichtigt werden. Das Darcy-Gesetz gilt jedoch nicht, wenn der Strömungsprozess durch eine ungesättigte Bodensäule stattfindet [HOLZBECHER (1996)], wie dies auch in der Versickerungssäule in Unterhaching der Fall sein sollte.

$$K_f = \frac{Q}{A \cdot I} \quad (6)$$

Da die zu bewältigende Fließstrecke in allen durchgeführten Säulenversuchen der Bodensäulenlänge entspricht, kann der hydraulische Gradient I gleich 1 gesetzt werden. Mit Gleichung (7) kann dementsprechend auch der Durchfluss pro Fläche für die Säulen berechnet werden, der im Folgenden als Beschickungsintensität I_B bezeichnet und in m/s angegeben wird [KLIK (2001)].

$$I_B = \frac{Q_{pump}}{A} \quad (7)$$

Um die Zeit zu berechnen, die das eingeleitete Wasser durchschnittlich benötigt, um einmal durch den Säulenkreislauf zu laufen, muss zunächst die gesamte, zirkulierende Wassermenge bestimmt werden. Hierbei muss sowohl das in der Säule befindliche Wasser berücksichtigt werden, als auch das Wasser, das sich gerade in den Pumpschläuchen und den Auffangbehältern befindet. Dies entspricht der insgesamt an frischem Kühlwasser eingeleiteten Wassermenge V_{Wasser} und kann somit über den Durchfluss Q des aus der Wanne entnommenen Wassers durch die Pumpe und der Einleitungsduer t bestimmt werden. Unter Berücksichtigung der teilweisen Verwendung verschiedener Leistungsintensitäten der Pumpe ergibt sich Gleichung (8).

$$V_{Wasser} = \sum Q_x \cdot t_x \quad (8)$$

Die Zeit t_1 , die für einen Säulendurchlauf des Wassers benötigt wird, lässt sich anschließend bei konstantem Pumpdurchfluss Q auch aus Formel (8) bestimmen. Es muss allerdings beachtet werden, dass es sich um einen Durchschnittszeitwert handelt, da die Verweildauer der eingeleiteten Wassereinheiten im Auffangbehälter nicht bestimmt werden kann. Durch die Vermischung im Behälter sollte dieser Effekt jedoch nur einen minimalen Einfluss auf die zu bestimmenden Werte haben. Die Anzahl der benötigten Säulendurchläufe n des Wassers lässt sich bei einem veranschlagten Versickerungsweg $h_{Passage}$ von 20,4 m aus der Höhe der Versuchssäule $h_{Säule}$ berechnen.

$$n = \frac{h_{Passage}}{h_{Säule}} \quad (9)$$

Die benötigte Pumpzeit für den gesamten Säulenversuch t_{ges} ergibt sich anschließend aus Multiplikation der Durchlaufzeit t_1 mit der Anzahl der Durchläufe n .

$$t_{ges} = n \cdot t_1 \quad (10)$$

Als Säulengefäß wurde in den ersten 2 Versuchen ein Plexiglasrohr von 150 cm Länge und mit einem Durchmesser von 10,0 cm verwendet. Aus dem Durchmesser lässt sich eine Einleitfläche von 78 cm^2 berechnen. Das Innenvolumen der Säule beträgt 11,8 Liter. In den 2 weiteren Versuchen kam eine Säule von 50 cm Höhe und einem Durchmesser von 19,2 cm zur Verwendung. Da die effektive Bodensäule nur 45 cm betrug, wurde das Säulenvolumen mit 13,0 Litern veranschlagt. Bei 19,2 cm Durchmesser ergibt sich eine Einleitfläche von 290 cm^2 .

Im Fall der realen Versickerung wird das Wasser über die 63 m^2 umfassende, versickerungswirksame Fläche, die die Basis der Rigole bildet, in die natürliche Bodenzone gleichmäßig verteilt eingeleitet [NICKOL & PARTNER GMBH (2007)]. Nach LANDRATSAMT MÜNCHEN (2007) beträgt die Einleitmenge vor Durchlaufen der Mulden-Rigolen-Versickerungsanlage im Jahresmittel 3,5 L/sec bis hin zu maximal 12,5 L/sec Kühlwasser. Dies entspricht einer mittleren Beschickungsintensität von $5,6 \cdot 10^{-5} \text{ m/s}$ bis zu einem Maximalwert von $2,0 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$. Jedoch muss mit der Verdunstung eines sehr geringen Teiles des Wassers über die Vegetationsdecke der Mulde gerechnet werden [LANDRATSAMT MÜNCHEN (2007)]. Dieser Anteil blieb jedoch in den Versuchen vernachlässigt.

2.3.4 Allgemeiner Versuchsaufbau der Säulenversuche

Zu Beginn des jeweiligen Versuchs musste die Röhre mehrfach ausgewaschen und zum Trocknen stehen gelassen werden. Anschließend folgte die Befüllung der Säule mit den aus der Bohrung am Wirtsweg (siehe Kapitel 2.1.2) entnommenen Bodenproben, wozu von jedem entnommenen der 22 Profilmeter zwischen Oberboden und Aquifer möglichst representative Anteile aus den Eimern in die Säule verfüllt wurden. Eine Berücksichtigung der korrekten Reihenfolge der Bodenproben bezüglich der Tiefenlage erfolgte nicht. Jedoch wurde die Säulenbasis verstärkt mit grobkörnigerem Material befüllt, um einer Verstopfung der verwendeten Filter vorzubeugen.

Zum Aufbau der beiden ersten Säulenversuche (siehe Abb.4) musste ein Auslassverschluss an der unteren Seite der Säule befestigt und mit einem Dichtungsring versehen werden. Zur Stabilisierung dienten provisorisch Klebebänder zwischen Säule und Verschluss. Sowohl an die Rohrunter- und Rohroberseite wurden waagrechte Filter angebracht, die für ein möglichst gleichmäßig flächendeckendes Einleiten bzw. Abfließen des Wassers sorgen sollten. Im 2. Versuch wurde der untere Filter durch ein dünnes Gitter ersetzt und der obere auf Grund des angestauten Wassers an der Oberkante vollständig weggelassen.

Unter ständigem Schütteln und Schlagen mit einem Holzstab auf die Rohraußenseite zur besseren Kompaktierung konnten die Bodenproben per Hand von oben in die Säule eingegeben werden. Dabei sammelten sich Feinsande und Schluffe verstärkt in den Zwischenräumen insbesondere zwischen Rohrinnenwand und Kieskörnern sowie Steinen. Um eine allzu starke Verdichtung der Bodenprobe zu verhindern, wurde das Klopfen im 2. Versuch nur in geringerer Intensität als im 1. Versuch ausgeführt.

Anschließend konnte die Oberseite der befüllten Säule mit einem Einlassverschluss verschlossen und über 4 Stahlstangen mit Schraubgewinde außerhalb des Rohres mit dem Auslassverschluss verbunden werden. Zur Fixierung der Verschlüsse wurden die Stahlstangen über Flügelschrauben angezogen und eingespannt.

Vor Versuchsbeginn wurde die Röhre aufgerichtet und über eine Konstruktion (siehe Abb. 4) 60 cm über dem Boden fixiert. Der untere Ablassverschluss wurde mit einem Schlauch verbunden, der das Wasser in einen zuvor mehrfach ausgewaschenen 1-Liter-Behälter einleiten sollte. Der Ansaugschlauch der Pumpe wurde in den Behälter mit dem vorbereiteten Versuchswasser eingeführt (siehe Abb. 4) und das wasserdrückende Schlauchende mit dem Einlassverschluss verbunden. Um das Wasser nun aus dem Behälter auf eine Höhe von 2 m

über Ausgangsniveau hinaufzupumpen, musste die Pumpe eingeschaltet werden. Eine Einleitung mit einer Beschickungsintensität von $5,6 \cdot 10^{-5}$ m/s - dem Jahresmittel der Versickerungsanlage entsprechend - war jedoch für diese Säule nicht möglich, da die minimale Durchflussleistung der Pumpe die für die schmale Säule Benötigte überstieg.



Abb.4: Aufbau der Säule im 2. Versuch

Aus diesem Grund wurde im 3. und 4. Versuch ein Säulengefäß mit einem Durchmesser von 19,2 cm verwendet (siehe Abb.5). Durch den vergrößerten Durchmesser stand eine größere Fläche zur gleichmäßigen Bewässerung zur Verfügung. Hierdurch war es möglich, auch mit einem von der verwendeten Pumpe realisierbaren Durchfluss die gewünschte Beschickungsintensität zu erreichen.

Die Unterseite des Säulengefäßes ist mit einem Sieb (< 2 mm) abgetrennt, darunter ist ein Auffangbecken angebracht. In diesem befand sich vor den Versuchsausführungen noch eine geringe Menge Gesteinsmaterial (Korngröße 2 mm) aus vorherigen Nutzungen der Säule, das nicht vollständig entfernt werden konnte. Um die Wahrscheinlichkeit einer möglichen Beeinflussung auf das Wasser durch die Körner zu minimieren, wurde das Becken vor Versuchsbeginn vielfach durchspült. Zusätzlich zum in die Säule eingebauten Sieb wurde ein feinkörnigeres Sieb (< 0,063 mm) an der Säulenunterseite angebracht. Das Wasser kann nach

Befüllung eines Großteils des Beckens durch ein Loch in der Außenwand austreten und wurde im Versuch von dort aus in einen ausgewaschenen Eimer geleitet.

Im Labor war allerdings kein Filter oder Einlassverschluss mit dem benötigten Umfang aufzufinden. Um trotzdem ein möglichst gleichmäßiges Einleiten über die gesamte Fläche zu gewährleisten, wurde an der Oberkante der Säule ein Sieb befestigt. Auf diesem wurde ein Einlassverschluss mit einem Durchmesser von 10 cm befestigt, der ein relativ gleichmäßig verteiltes Eintropfen des Versuchswassers in die Bodensäule ermöglichte. Der Pumpschlauch wurde mit dem Einlassverschluss verbunden. Im 3. Versuch stand die Säulenkonstruktion auf einem Holztisch, im 4. Versuch wurde eine Glas- und eine Holzplatte auf ein Holzgerüst gelegt und die Säule auf der Glasplatte aufgestellt (siehe Abb.5).



Abb. 5: Aufbau des 4. Säulenversuchs, Pumpe rechts außerhalb des Bildrandes

In die Säule wurde frisches, ungesiebtes Bodenmaterial aus der Bohrung in Unterhaching eingegeben. Die unteren 5 cm wurden mit Kies gefüllt, die oberen 5 cm blieben unbefüllt. Die Lage dazwischen enthielt eine möglichst repräsentative Menge an Fein- und Grobmaterial aus der Bohrung.

Die Temperaturkomponente bei der realen Versickerung – die erhöhte Temperatur des Kühlwassers gegenüber der des Grundwassers - konnte in den Säulenversuchen nicht

berücksichtigt werden. Somit liefen die Vorgänge alle bei Raumtemperatur ab. Die Temperaturwerte wurden trotz dessen gemessen und dokumentiert.

2.3.4 Durchführung des 1. Säulenversuchs

Am 30.08.2007 erfolgte das Anstellen der Pumpe, die zunächst mit maximalem Durchfluss das eingedickte Wasser aus Wanne 1 zum Einlassverschluss der Säule hinaufpumpte. Nach Durchsickern der oberen 40 cm der eingefüllten Bodensäule musste die Wassereinleitung allerdings abgebrochen werden, da an der Oberkante der Säule ein Überdruck entstand, aufgrund dessen das Wasser trotz der Abdichtung durch den Einlassverschluss seitlich herausrinnen konnte. Auch nach Ausschalten der Pumpe, versickerte das aufgestaute, über dem Filter stehende Wasser nur äußerst langsam. Nach erneutem Anschalten der Pumpe unter Einstellungen einer schwächeren Pumpleistung musste aber wieder nach kurzer Zeit wegen Wasserüberdrucks am Einlassverschluss abgebrochen werden. Ebenso verhielt es sich bei einer noch stärker abgeschwächten und auch der minimalen Pumpleistung. Nach vollständiger Befüllung der Bodensäule tropfte auch weiterhin nur sehr wenig Wasser aus dem Auslassverschluss. Der Versuch wurde anschließend abgebrochen. Das anschließend aus der Säule entnommene Bodenmaterial ist in Abb.6 abgebildet.



Abb. 6: gesättigtes Material aus der Bodensäule von Versuch 1, als Größenvergleich dient eine 1-Euro-Münze

2.3.5 Aufbau und Durchführung des 2. Säulenversuchs

Der Aufbau des 2. Säulenversuchs erfolgte am 01.09.2007 unter Verwendung der selben Plexiglasröhre. Diese wurde geleert und mehrfach ausgewaschen. Um den verstopfenden Effekt des Bodenmaterials abzuschwächen, sollte eine Möglichkeit gefunden werden, den hohen Feinkornanteils im Rahmen einer realistischen Nachstellung der Versickerungsvorgänge herabzusetzen. Ein gegenüber dem realen Boden erhöhter Feinkornanteil in den entnommenen Proben aufgrund der zerstörenden Vorgänge während der Bohrung ließ sich zudem nicht vollständig ausschließen.

Hierzu wurden frische Bodenproben aus der Bohrung trockengesiebt. Die Zugabe von Bodenmaterial aus den stark schluffigen Schichten wurde hierbei unterlassen. Die Siebe unterteilten die Bodenproben nach DIN 4022 in Steine bis Grobkiese (> 20 mm), Mittel- bis Feinkies (2 mm – 20 mm), Grob- bis Feinsande (0,063 mm – 2 mm) und in feinere Komponenten ($< 0,063$ mm), im Fall der Bobenproben in erster Linie Schluffe. Anschließend wurde mit einer Waage das Gewicht der einzelnen Anteile bestimmt. Der ausgesiebte Feinkornanteil m_f nahm hierbei 12,4 % der Gesamtmasse m_g ein (siehe Tabelle 1). Über nachstehende Gleichung konnte folgend berechnet werden, welche Menge des Feinkornanteils zum Rest der Probe hinzu zu geben war, um einen Anteil von 5 % der Gesamtmasse einzunehmen.

$$x = \frac{(m_g - m_f) \cdot 0,05}{0,95} \quad (11)$$

Nach der Berechnung wurden 1,5 kg des feinkörnigsten Probenanteils zu dem übrigen Bodenmaterial zugegeben. Es konnte jedoch nicht das gesamte Material in die Säule gefüllt werden. In Tabelle 1 sind die Gewichtsanteile der jeweiligen Korngrößenfraktionen aufgeführt.

Tabelle 1: Gewichtsverteilungen der ausgesiebten Korngrößenanteile der verwendeten Probe

Korngröße	Nach DIN 4022	Gewicht	Gewichtsanteil
> 155 mm	G, X	12,57 kg	38,1 %
2 mm – 155 mm	fG - mG	12,96 kg	39,3 %
0,063 mm – 2 mm	S	3,36 kg	10,2 %
< 0,063 mm	U, T	4,08 kg	12,4 %
		32,97 kg	

Der tatsächliche Schluffanteil sollte allerdings nach Zugabe des Feinmaterials zur restlichen Probe zwischen 5 und 10 % liegen, da ein beträchtlicher Anteil des feinkörnigen Materials im Sieb beim Sandanteil hängen geblieben war. Der Aufbau der Säule erfolgte unter Verwendung der Probe mit reduziertem Feinkornanteil.

Unter verschiedenen Pumpintensitäten und mit Unterbrechungen wurde das eingedickte Wasser in die Säule eingeleitet. Der Wasserpegel regelte sich dabei durchgehend oberhalb der Probenoberkante ein. So ließ sich eine gleichmäßige Einleitung garantieren. Nach vollständiger Sättigung der Bodensäule durchlief das Sickerwasser den unteren Säulenverschluss und in den bereitgestellten 1-Liter-Behälter. Weiterhin folgten kurzzeitige Pumpintervalle des Kühlwassers aus der Wanne, bis in den Behälter 1 Liter Wasser gesickert waren. Insgesamt waren bis zu diesem Zeitpunkt 2,9 Liter des eingedickten Kühlwassers in die Säule geleitet worden. Dann wurde der Ansaugschlauch aus der Wanne in den Auffangbehälter verlegt und im weiteren Versuchsverlauf mit konstanter, abgeschwächter Pumpleistung das bereits durch die Bodensäule gesickerte Wasser wieder zur Säulenoberkante hinauf gepumpt, wo es erneut versickerte.

Nach Ablauf der Hälfte der etwa 14 durchgeführten Säulendurchläufe wurde eine Zwischenprobe genommen und anschließend bis zur Durchführung der Ionenanalyse im Kühlschrank gelagert. Zusätzlich erfolgte die Bestimmung von K_S -und K_B -Wert.

Im Lauf des weiteren Versuchs kam es zu einer starken Verlangsamung der Versickerung und dementsprechend zu einer Abnahme des Wassers im Auffangbehälter. Sowohl an der Säulenunterseite als auch etwa 40 cm unterhalb der Säulenoberkante hatte sich feinkörniges Material akkumuliert und sehr geringdurchlässige Kolmationsschichten [KROISS et al. (2004)] gebildet (siehe Abb.7). Diese wurden unter zwischenzeitlicher Unterbrechung des Versuchs durch Herausnehmen der unteren 5 und der oberen 45 cm Bodenprobe aus der Säule entfernt. Die übrigen 1 m Bodensäule blieben in aufgelockerter Form im Plexiglasrohr. Anschließend konnte der Versuch mit dem verbliebenen Material fortgeführt werden, was keinerlei Veränderungen im Chemismus des Versickerungswassers im Kreislauf nach sich gezogen haben konnte.



Abb. 3: geringdurchlässige Schicht 40 cm unterhalb der Säulenoberkante im 2. Säulenversuch Versuch (10 cm Rohrdurchmesser)

Nach Durchsickern des Wassers von durchschnittlich etwa 20 m Bodenprobe, konnte die Pumpe ausgestellt werden und mehrere Sickerwasserproben entnommen werden. Zwei 100-ml-Proben dienten zur Analyse der Ionenkonzentrationen. Zusätzlich wurden K_S -und K_B -Wert bestimmt. Im Anschluss wurde die Plexiglasröhre ausgewaschen und das vollständige Bodenmaterial aus der Säule in bereitgestellte Eimer gegeben.

2.3.6 Durchführung des 3. Säulenversuchs

Nach Aufbau der Säule mit dem vergrößerten Durchmesser (siehe Kapitel 2.3.3) erfolgte am 04.09.2007 folgte das Anstellen der Pumpe unter Einstellung einer konstanten Pumpleistung (von $1,4 \cdot 10^{-3}$ L/s). Wie in den ersten Versuchen wurde das Wasser zunächst aus der Wanne mit dem eingedickten Kühlwasser entnommen und zur Oberkante der Säule hinaufgepumpt. Dort konnte ein über einen großen Teil der Säulenfläche verteiltes Eintropfen des Wassers aus dem Einlassverschluss in die Bodensäule beobachtet werden. Nachdem insgesamt 6,6 Liter Kühlwasser in den Versuchsaufbau eingeleitet worden waren, wurde der Ansaugschlauch in den Auffangbehälter verlegt.

Der Ausfluss erfolgte über das Loch in der Beckenwand. Aufgrund der Oberflächenspannung des Wassers floss das Wasser allerdings nicht direkt in den bereitgestellten Eimer, sondern zunächst entlang der Beckenaußenseite über den Rand der Tischunterseite in das Gefäß. Versuche eine direkte Einleitung ohne Kontakt des Tischholzes zu erreichen, scheiterten zunächst. In das Loch einführbare Schläuche wurden vom Wasser nicht durchströmt, da auf

Grund des geringen Durchmessers des Schlauchendes der Durchflusswiderstand durch die Oberflächenspannung des Wassers zu groß wurde. Das provisorische Ankleben eines Schlauchverbindungsstücks ermöglichte es schließlich, zumindest einen Großteil des Sickerwassers direkt in den Eimer zu leiten. Hierbei kam es zu keinem Kontakt des Wassers mit den verwendeten Klebebändern. Nach 45 Durchläufen innerhalb von etwa 59 Stunden wurde die Pumpe ausgestellt und eine 100-ml-Probe zur Analyse, sowie zwei 50-ml-Proben zur K_S -und K_B -Wert-Bestimmung entnommen.

2.3.7 Durchführung des 4. Säulenversuchs

Am 07.09.2007 folgte das Anstellen der Pumpe unter Einstellung einer Pumpleistung, die eine zum voraussichtlichen Jahresmittel in Unterhaching äquivalente Beschickungsintensität erbrachte. Diese wurde zuvor berechnet und über zahlreiche Vorversuche an einem 1-Literbehältnis bestimmt (siehe Anlage 3). Das Versuchswasser wurde aus der Wanne mit dem eingedickten Wasser zum Einlassverschluss gepumpt und in die Säule versickert. Nach Einleiten von 5,8 Litern Wasser, wurde der Schlauch analog zu den Versuchen zuvor in den Auffangbehälter umgelagert. Über einen Schlauch, der mit Klebebändern an dem Auslassloch des Beckens befestigt war (siehe Abb.5), sollte das Wasser in den Auffangbehälter einfließen. Im Versuch floss das meiste Wasser jedoch auf die Glasplatte, die zur Vermeidung eines Kontakts mit dem Tischholz unter der Säule deponiert wurde, um von dort direkt in den Auffangbehälter zu tropfen. Das Sickerwasser trat hierbei nicht mit den Klebebändern in Kontakt, sondern nur mit der Glasoberfläche. Somit konnte eine Beeinflussung durch versuchsexterne Stoffe verhindert werden.

Um die Versickerungstiefe nachzustellen, durchlief das Versuchswasser die Säule durchschnittlich 45 mal. Für einen Säulendurchlauf konnte genau 1 Stunde veranschlagt werden. Demnach ergab sich eine Versuchsdauer von 45 Stunden. Nach der Hälfte der Durchläufe wurden 100 ml Probe zur Analyse entnommen und der K_S -und K_B -Wert bestimmt. Nach Beendigung des Pumpens wurden weitere Proben für die Analyse und zur K_S und K_B -Wert-Bestimmung genommen.

2.4 Bestimmung der Gesamtionenkonzentrationen

Um eine Gesamtionenanalyse durchführen zu können, wurden in unterschiedlichen Versuchsstadien Proben des Versuchswassers genommen und im Kühlschrank kühl gelagert. Die Probennahmen folgten zu folgenden Zeitpunkten (siehe auch Kapitel 2.2 und 2.3):

- Probe des entnommenen, unbehandelten Grundwassers
- Probe des Versuchswassers nach Ablauf des Eindickversuchs
- Probe des Versuchswassers nach der Hälfte der Säulendurchläufe im 2. Säulenversuch
- Probe des Versuchswassers nach vollständigem Durchlaufen des 2. Säulenversuchs
- Probe des Versuchswassers nach vollständigem Durchlaufen des 3. Säulenversuchs
- Probe des Versuchswassers nach der Hälfte der Säulendurchläufe im 4. Säulenversuch
- Probe des Versuchswassers nach vollständigem Durchlaufen des 4. Säulenversuchs

Die Anionenanalyse wurde am 14.09.2007 von Fr. Koci in den hydrogeologischen Labors des Departments für Geologie der LMU durch Ionenchromatographie durchgeführt. Dort erfolgte am 24.09.2007 auch die Bestimmung der Kationenkonzentrationen durch Flammenabsorptionsspektroskopie von Fr. Paschert. Eine Übersicht über die Ergebnisse der Analysen ist in Anhang 5 dargestellt. Bei den bestimmten Ionen handelte es sich um

- Chlorid (Cl^-)
- Nitrat (NO_3^-)
- Phosphat (PO_4^{3-})
- Sulfat (SO_4^{2-})
- Calcium (Ca^{2+})
- Natrium (Na^+)
- Kalium (K^+)
- Magnesium (Mg^{2+})

Es wurden jeweils die Massenkonzentrationen β dieser Ionen bestimmt. Zur Umrechnung in die Molarität konnte Gleichung (12) verwendet werden. Diese beschreibt die Molmenge an gelösten Ionen je Volumen Versuchswasser. Die Molmasse u der jeweiligen Ionen lässt sich aus der Summe der enthaltenen Elemente errechnen, die dem Periodensystem der Elemente entnommen werden können.

$$c = \frac{\beta}{u} \quad (12)$$

Für die Gesamtsumme an Kationen bzw. Anionen wurde statt der Molarität die Normalität errechnet, da für diese eine Berücksichtigung der Ionenladung erfolgt. 2-fach geladene Ionen wurden demnach doppelt gewertet (gilt nicht für die Massenkonzentrationen). Von besonderem Interesse ist hierbei die Konzentration der Sulfationen, da sich diese durch die Zugabe der Schwefelsäure gegenüber dem natürlichen Vorkommen am stärksten verändert.

Die Bestimmung der Nitrationen erfolgte in unterschiedlichen Verdünnungsgraden. Im Ergebnisteil wurden beide Werte angegeben, da nicht gesichert abgeschätzt werden konnte, welcher der Realität eher entspricht. Die Berechnung der Gesamtkonzentration der Anionen erfolgte über den Mittelwert aus beiden Konzentrationen.

3. Ergebnisse

3.1 Ionenkonzentrationen und Parameter des unbehandelten Grundwassers

Die Ionenkonzentration und weitere chemische Eigenschaften des am Förderbrunnen in Unterhaching entnommenen Grundwassers lassen sich aus Tabelle 2.1 entnehmen. Bei den angegebenen K_S - und K_B -Werten, dem pH-Wert und der Leitfähigkeit handelt es sich um Mittelwerte. Die genauen, einzelnen Messwerte sind zusätzlich im Anhang 2 in Tabelle 1 dargestellt.

Tabelle 2.1: Messwerte des unbehandelten Grundwassers

Parameter	Messwerte	
pH-Wert	7,3	
Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	712	
Temperatur ($^{\circ}\text{C}$)	24	
K_S -Wert (mmol/L)	5,5	
K_B -Wert (mmol/L)	0,7	
Ionenkonzentration	β (mg/L) ¹	c (mmol/L) ²
Cl ⁻	35	1,0
NO ₃ ⁻ (kleine Reihe) ³	23	0,4
NO ₃ ⁻ (große Reihe) ³	22	0,4
PO ₄ ³⁻	n.n.	n.n.
SO ₄ ²⁻	21	0,2
Ca ²⁺	88	2,2
Na ⁺	13	0,6
K ⁺	1	0,0
Mg ²⁺	22	0,9
Anionen (gesamt) ⁴	79	2,0
Kationen (gesamt) ⁴	124	6,8

3.2 Ergebnisse des Eindampfversuchs

Zu Versuchsbeginn am 11.07.2007 um 13.50 Uhr betrug der pH-Wert des mit Antiskalant und Schwefelsäure versetzten Unterhachinger Grundwassers in beiden Kanistern 6,0, die Leitfähigkeit im Mittel 730 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Die genauen Messwerte und Veränderungen des pH-Werts, der Leitfähigkeit, der Temperatur und des K_S -Werts im Verlauf des

¹ Gemittelte Massenkonzentration im Versuchswasser in mg/L

² Gemittelte Molarität im Versuchswasser in mmol/L

³ Wert fließt nur zur Hälfte mit in Anionen (gesamt) ein.

⁴ Angabe von Normalität statt Molarität

Eindickungsprozess sind für die jeweiligen Kanister den Tabellen 12 und 13 in Anhang 2.2 zu entnehmen. Die Kennwerte des behandelten, uneingedickten Wassers sind in Tabelle 2.2 dargestellt.

Tabelle 2.2: Messwerte des behandelten, uneingedickten Grundwassers

Parameter	Messwerte:
pH-Wert	6,0
Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	730
Temperatur ($^{\circ}\text{C}$)	24
K_S -Wert (mmol/L)	1,7

Nach Erhöhung des K_S -Wert auf etwa 2,5 mmol (genaue Werte siehe Anhang 2, Tabelle 12 und 13) wurde 1,4 mL 18-molarer Schwefelsäure in Kanister 1 und 0,8 mL der gleichen Säure in Kanister 2 nachgegeben. Daraufhin regelte der K_S -Wert sich wieder bei etwa 1,7 mmol/L ein. Diese Maßnahme führte zu einer 18%-tigen Überhöhung der Schwefelsäurekonzentration gegenüber der Zugabe im realen Kühlwasser.

Erst nach Einführen der Aquarienheizstäbe kam es zu einer starken Temperaturerhöhung und dadurch zu einer gesteigerten Verdampfungsrate. Im weiteren Versuchsverlauf schwankte die Wassertemperatur in Kanister 1 zwischen 33,8 und 38,2 $^{\circ}\text{C}$, in Kanister 2 zwischen 28,2 und 33,7 $^{\circ}\text{C}$ (siehe Anhang 2, Tabelle 12 und 13). Nach Umfüllung in die Wannen wurden je nach Wanne und Beheizungsintensität der Heizelemente Temperaturen zwischen 25,3 und 45,1 $^{\circ}\text{C}$ gemessen. Der pH-Wert regelte sich bei direkten Messungen in den Kanistern und Wannen im Bereich zwischen 8,0 und 8,5 ein. Jedoch wurden die temperaturabhängigen Werte aufgrund der Erhöhung der Wassertemperatur erniedrigt, die verwendeten pH-Messgeräte konnten die Temperaturregulation offensichtlich nicht vollständig korrekt durchführen. Der pH-Wert des in den Säulenversuchen verwendeten Sickerwassers betrug 8,4 bei einer Temperatur von 19,5 $^{\circ}\text{C}$. Die Säurekapazität verzeichnete nach einer zunächst stärkeren, verdampfungsunabhängigen Erhöhung einen geringeren Anstieg der K_S -Werte. Die gemessene Leitfähigkeit von 2,6 mS/cm entsprach bei Beendigung der Eindampfung etwa dem 3,5-fachen Wert der Leitfähigkeit vor Beginn der Eindampfung. Die Ionenkonzentrationen sowie die weiteren, gemittelten Messwerte des 3,5-fach eingedampften Prozesswassers lassen sich Tabelle 2.3 entnehmen. Die ungemittelten, gemessenen Werte sind in Anlage 4 aufgeführt.

Es muss erwähnt werden, dass es bereits unmittelbar nach Behandlung des Grundwassers zu geringfügigen Ausfällungserscheinungen am Boden der Kanister kam. Die Fällungssubstanz

zeigte einen messing- bis okkerfarbenen Farbton, wurde aber aufgrund der äußerst geringen Menge und dem begrenzten Rahmen der Arbeit nicht näher untersucht.

Tabelle 2.3: Kennwerte des behandelten, eingedickten Grundwassers

Parameter	Messwert
pH-Wert	8,4
Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	2590
Temperatur ($^{\circ}\text{C}$)	19
$K_{S4,3}$ -Wert (mmol/L)	3,2
$K_{S8,2}$ -Wert (mmol/L)	0,1
Ionenkonzentration	β (mg/L)¹
Cl^-	204
NO_3^- (kleine Reihe) ³	121
NO_3^- (große Reihe) ³	140
PO_4^{3-}	n.n.
SO_4^{2-}	1164
Ca^{2+}	387
Na^+	71
K^+	13
Mg^{2+}	110
Anionen (gesamt) ⁴	1499
Kationen (gesamt) ⁴	581
c (mmol/L)²	
	5,8
	2,0
	2,3
	n.n.
	12,1
	9,7
	3,1
	0,3
	4,6
	32,2
	32,0

3.3 Ergebnisse der Säulenversuche

3.3.1 Ergebnisse des 1. Säulenversuchs

Im 1. Säulenversuch wurde auf Grund des Versuchabbruchs nach 12 Stunden keine Gesamtionenanalyse durchgeführt. Der Durchfluss pro Fläche (Intensität) wurde mit $4,4 \cdot 10^{-6} \text{ m/s}$ bei einem Säulendurchfluss von 2,1 ml/min bestimmt. Nach dem einen erfolgten Säulendurchlauf wurde eine Probe entnommen. Die gemessenen Parameter aus den Kontrollmessungen vom 16.09.2007 sind in Tabelle 2.4 dargestellt.

Tabelle 2.4: Kontrollmessungen des Sickerwassers nach Ablauf des 1. Säulenversuchs (Kontrollmessung am 16.09.2007)

Parameter	Messwert
pH-Wert	7,6
Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	2560
Temperatur ($^{\circ}\text{C}$)	21
K_s -Wert (mmol/L)	2,2
K_b -Wert (mmol/L)	0,2

3.3.2 Ergebnisse des 2. Säulenversuchs

Der 2. Säulenversuch konnte vollständig ausgeführt werden. Es wurden Probennahmen nach Durchlaufen des Sickerwassers von durchschnittlich 7 Säulenlängen – dies entspricht einer Bodendurchsickerung von 10,5 m - sowie dem Durchlaufen von 14 Säulenmächtigkeiten getätigt, was der Versickerung durch 21,0 m Bodenhorizont entspricht. Die Entnahme des schlecht durchlässigen Materials erfolgte zwischen den beiden Probennahmen. Aus Tabelle 2.5 und 2.6 lassen sich die gemittelten Analysewerte der Ionenbestimmung und Kennwerte von beiden Proben entnehmen. Die genauen Einzelwerte sind in Anhang 3.3 aufgeführt.

Die Beschickungsintensität entspricht im 2. Versuch bei einer abgeschwächten Pumpleistung (Einstellung auf 1,7) von $9,7 \cdot 10^{-4}$ L/s und einer Fläche von 78 cm^2 etwa $1,2 \cdot 10^{-4}$ m/s. Dies entspricht in der realen Versickerung einer gleichmäßigen Einleitung von etwa 9 L/s in die Versickerungsanlage. Dieser Wert liegt um zwar unter dem der maximalen Einleitung von 12,5 L/s, übersteigt das Jahresmittel von 3,5 L/s jedoch um ein Vielfaches. Der pH-Wert zeigte einen deutlichen, im fortgeschrittenen Versuchsverlauf verstärkt abgeschwächten Anstieg von 8,4 bis auf einen Wert von 11. Die Leitfähigkeit blieb über den gesamten Versuch konstant auf einem Wert von etwa 2,6 mS/cm.

Tabelle 2.5: Kennwerte der Wasserprobe entnommen nach 7,25 Säulendurchläufen

Parameter	Messwert	
pH-Wert	10,7	
Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	2570	
Temperatur ($^{\circ}\text{C}$)	19	
$K_{S4,3}$ -Wert (mmol/L)	3,2	
$K_{S8,2}$ -Wert (mmol/L)	1,3	
Ionenkonzentration	$\beta \text{ (mg/L)}^1$	$c \text{ (mmol/L)}^2$
Cl^-	190	5,3
NO_3^- (kleine Reihe) ³	113	1,8
NO_3^- (große Reihe) ³	166	2,7
PO_4^{3-}	n.n.	n.n.
SO_4^{2-}	1032	10,8
Ca^{2+}	490	12,2
Na^+	80	3,5
K^+	21	0,5
Mg^{2+}	2	0,1
Anionen (gesamt) ⁴	1361	29,2
Kationen (gesamt) ⁴	593	28,6

Tabelle 2.6: Kennwerte des Sickerwassers nach Abschluss des 2. Säulenversuchs

Parameter	Messwert	
pH-Wert	11,0	
Leitfähigkeit (µS/cm)	2560	
Temperatur (°C)	24	
$K_{S4,3}$ -Wert (mmol/L)	3,3	
$K_{S8,2}$ -Wert (mmol/L)	1,8	
Ionenkonzentration	β (mg/L) ¹	c (mmol/L) ²
Cl ⁻	225	5,6
NO ₃ ⁻ (kleine Reihe) ³	116	1,9
NO ₃ ⁻ (große Reihe) ³	170	2,7
PO ₄ ³⁻	n.n.	n.n.
SO ₄ ²⁻	964	10,0
Ca ²⁺	482	12,1
Na ⁺	82	3,6
K ⁺	23	0,6
Mg ²⁺	0,5	0,0
Anionen (gesamt) ⁴	1359	28,3
Kationen (gesamt) ⁴	587	28,4

Bei Kontrollmessungen am 16.09.2007 – 14 Tage nach Probenahme - wurde der pH-Wert der ungekühlt und luftdicht mit einer Alufolie abgedichtet gelagerten Restprobe mit 7,6 bestimmt. Die Ergebnisse der Kontrollmessung sind in Tabelle 2.7 aufgeführt.

Tabelle 2.7: Kontrollmessungen des Sickerwassers nach Ablauf des 2. Säulenversuchs

Parameter	Messwert
pH-Wert	7,6
Leitfähigkeit (µS/cm)	2530
Temperatur (°C)	22
K_S -Wert (mmol/L)	2,8
K_B -Wert (mmol/L)	0,2

3.3.3 Ergebnisse des 3. Säulenversuchs

Für den 3. Säulenversuch wurden Probennahmen am Ende des Versuches genommen. Die Ionenkonzentrationen und weiteren Werte können Tabelle 2.8 entnommen werden. Um den Versickerungsweg von etwa 20 m nachzustellen, wurde das Versuchswasser durchschnittlich 45 mal durch die 45 cm mächtige Bodensäule durchgeleitet. Hierfür wurden etwa 59 Stunden benötigt. Der Durchfluss betrug $1,4 \cdot 10^{-3}$ L/s, was einem Durchfluss pro Fläche von $4,7 \cdot 10^{-5}$ m/s entspricht. Der pH-Wert zeigte bereits nach dem ersten Säulendurchlauf einen Abfall von 8,4 auf 8,0. Im weiteren Verlauf fiel er auf 7,8. Die Leitfähigkeit des Versuchswassers blieb über den gesamten Versuchsverlauf hinweg konstant. In den

Kontrollmessungen vom 16.09.2007 konnten keine Unterschiede bezüglich der Werte der Parameter festgestellt werden.

Tabelle 2.8: Kennwerte des Sickerwassers nach Ablauf des 3. Säulenversuchs

Parameter	Messwert	
pH-Wert	7,8	
Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	2580	
Temperatur ($^{\circ}\text{C}$)	20	
K_S -Wert (mmol/L)	1,2	
K_B -Wert (mmol/L)	0,2	
Ionenkonzentration	$\beta \text{ (mg/L)}^1$	$c \text{ (mmol/L)}^2$
Cl^-	229	6,5
NO_3^- (kleine Reihe) ³	128	2,1
NO_3^- (große Reihe) ³	183	3,0
PO_4^{3-}	n.n.	n.n.
SO_4^{2-}	1074	11,2
Ca^{2+}	350	8,8
Na^+	68	3,0
K^+	12	0,3
Mg^{2+}	98	4,0
Anionen (gesamt) ⁴	1486	31,9
Kationen (gesamt) ⁴	528	28,9

3.3.4 Ergebnisse des 4. Säulenversuchs

Es wurden Probennahmen nach der Hälfte der Säulendurchläufe sowie unmittelbar nach Abstellen der Pumpe entnommen. Die ermittelten Ionenkonzentrationen, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, sowie K_S -und K_B -Wert lassen sich aus Tabelle 2.9 und 2.10 entnehmen. Das Versuchswasser legte durchschnittlich 45 Säulendurchläufe zurück, was einem Versickerungsweg von etwa 20 m entspricht. Bei der verwendeten Pumpeinstellung von 4,8 konnte ein Durchfluss von $1,6 \cdot 10^{-3} \text{ L/s}$ ermittelt werden. Die eingeleitete Wassermenge strömte mit einem Durchfluss pro Flächeneinheit von 55 m/s durch die Säule. Der pH-Wert sank bei einer Wassertemperatur von 20 $^{\circ}\text{C}$ von einem Ausgangswert von 8,4 nach dem ersten Säulendurchlauf auf 7,9. Nach der Hälfte der Versuchszeit hatte der pH-Wert sich nicht weiter geändert, nach Abschluss des Versuches war er auf 7,7 abgesunken. Bei der elektrischen Leitfähigkeit ließ sich eine geringfügige Abnahme von 2,60 auf 2,56 mS/cm beobachten. In den Kontrollmessungen vom 16.09.2007 konnten keine Unterschiede bezüglich der Werte der Parameter festgestellt werden.

Tabelle 2.9: Kennwerte des Sickerwassers nach dem halben Ablauf des 4. Säulenversuchs

Parameter	Messwert	
pH-Wert	7,8	
Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	2570	
Temperatur ($^{\circ}\text{C}$)	21	
K_S -Wert (mmol/L)	1,6	
K_B -Wert (mmol/L)	0,1	

Ionenkonzentration	β (mg/L) ¹	c (mmol/L) ²
Cl^-	197	5,5
NO_3^- (kleine Reihe) ³	126	2,0
NO_3^- (große Reihe)	133	2,1
PO_4^{3-}	n.n.	n.n.
SO_4^{2-}	1034	10,8
Ca^{2+}	390	9,8
Na^+	61	2,7
K^+	5	0,1
Mg^{2+}	90	3,7
Anionen (gesamt) ⁴	1364	29,2
Kationen (gesamt) ⁴	546	29,9

Tabelle 2.10: Kennwerte des Sickerwassers nach Abschluss des 4. Säulenversuchs

Parameter	Messwert	
pH-Wert	7,7	
Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	2560	
Temperatur ($^{\circ}\text{C}$)	21	
K_S -Wert (mmol/L)	1,3	
K_B -Wert (mmol/L)	0,1	

Ionenkonzentration	β (mg/L) ¹	c (mmol/L) ²
Cl^-	211	6,0
NO_3^- (kleine Reihe) ³	125	2,0
NO_3^- (große Reihe) ³	140	2,3
PO_4^{3-}	n.n.	n.n.
SO_4^{2-}	1088	11,3
Ca^{2+}	385	9,6
Na^+	61	2,7
K^+	5	0,1
Mg^{2+}	87	3,6
Anionen (gesamt) ⁴	1439	30,9
Kationen (gesamt) ⁴	538	29,2

4. Interpretation der Ergebnisse

4.1 Kurze Zusammenfassung der Hauptergebnisse

Im Laufe der Versickerung des eingedickten Wassers ließ sich bei 2 der 3 Säulenversuche eine deutliche Abnahme des pH-Werts von 8,4 auf 7,7 bzw. 7,8 erkennen. Im 2. Versuch kam es gegensätzlich dazu über den gesamten Versuchsverlauf zu einem sehr starken Anstieg des pH-Werts auf 11,0. Die elektrische Leitfähigkeit zeigte in allen Versuchen nur eine kaum merkliche Erniedrigung um durchschnittlich etwa 50 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Für die K_s -Werte konnte eine deutliche Absenkung festgestellt werden. Die bestimmten Konzentrationen der jeweiligen Ionen zeichnen sich durch unterschiedliche Verläufe aus. An der geringen Abnahme der Gesamtmasse der analysierten Ionen lässt sich (insbesondere auf Grund der verringerten Sulfatkonzentrationen) insgesamt eine Rückhaltewirkung des Bodens auf die Ionen erkennen.

4.2 Einflussfaktoren auf das Versuchswasser vor der Bodenversickerung

Das behandelte und eingedickte Wasser verzeichnete gegenüber dem entnommenen Grundwassers einen vielfachen Konzentrationsanstieg der analysierten Ionen. Insbesondere die Konzentration der Sulfationen stieg um fast das 60-fache. Dies bestätigt wie erwartet eine enorme Beeinflussung des Prozesswassers durch dessen Behandlung mit Schwefelsäure und dem Konditionierungsmittel, sowie durch die Eindickung.

Hierbei muss allerdings beachtet werden, dass durch das Nachgeben von Schwefelsäure am 13.07.2007 während des Eindickungsprozesses eine gegenüber dem realen Kühlturmbetrieb voraussichtlich erhöhte Sulfatkonzentration in den anschließend genommenen Proben gemessen worden ist. Dies sollte in den Proben sowohl zu einem leicht erniedrigtem pH-Wert als auch einem erniedrigtem K_s -Wert geführt haben. Der Anteil der zuviel zugegebenen Schwefelsäure wurde mit 18 % bestimmt. Für einen Ausgangswert im entnommenen, unbehandelten Grundwasser von etwa 20 mg/L Sulfatkonzentration würde sich bei 3,5-facher Eindickung ein Wert von 70 mg/L ergeben. Wie weit dieser Wert den realen Verhältnissen entspricht, ist nicht nachgewiesen. Aus dem gemessenen Wert von etwa 1160 mg/L im eingedickten Versuchswasser lässt sich dementsprechend ein durch die Zugabe der Schwefelsäure erhöhter Konzentrationswert von 1090 mg/L errechnen. Durch Subtraktion von 200 mg/L (18 % der errechneten 1090 mg/L) von der gemessenen Konzentration im Versuchswasser (1160 mg/L) ergibt sich für das reale Kühlwasser eine Sulfationenkonzentration von 960 mg/L.

Nach LANDRATSAMT MÜNCHEN (2007) wird erwartet, dass das Kühlwasser mit einer Sulfatkonzentration von 771 mg/L durch die Härtestabilisierung in die Versickerungsanlage gelangt. Unter Zurechnung der 3,5-fachen Hintergrundkonzentration ergäbe sich eine Konzentration von etwa 840 mg/L. Die erhöhte Konzentration im Versuchswasser sollte unter Berücksichtigung der Adsorptionsisothermen (siehe Kapitel 2.3.1) eine leicht verstärkte Adsorptionswirkung zur Folge haben.

LANDRATSAMT MÜNCHEN (2007) geht davon aus, dass die Ionenkonzentrationen direkt proportional zum Eindickungsfaktor steigt, der wiederum direkt sowohl im Versuch als im realen Kühlturmbetrieb über die elektrische Leitfähigkeit bestimmt wurde bzw. werden soll. Beim Vergleich der Ionenkonzentrationen des Grundwassers mit denen des eingedickten Kühlwassers fällt auf, dass die Konzentrationsunterschiede trotz der entsprechenden Leitfähigkeiten deutlich über dem erwarteten Faktor von 3,5 liegen. Demnach muss davon ausgegangen werden, dass die Leitfähigkeit nur teilweise und auf jeden Fall nicht direkt proportional von den Konzentrationen der bestimmten Ionen abhängig ist. Ob dies für den Kühlturmbetrieb auch gilt oder nur ein im Eindickungsversuch zu beobachtetes Phänomen ist, konnte im Rahmen der Arbeit nicht genau geklärt werden.

Wie genau die Vorgänge im Versuchswasser während der Eindampfung die realen Vorgänge im Kühlturmbetrieb nachstellen können, ist unklar. Es ist nicht auszuschließen, dass die erreichten Wassertemperaturen von bis zu 45 °C und der vereinfachte Nachbau der Abläufe im Kühlurm zu Unterschieden in den physiochemischen Eigenschaften und Parametern des Versuchswassers gegenüber dem realen Kühlwasser geführt haben könnten. Des Weiteren darf nicht von einer all zu großen Genauigkeit der Analyseergebnisse ausgegangen werden. Anhand des Vergleichs der Konzentrationen der Nitrationen in der selben Probe, die unter verschiedenen Bedingungen gemessen wurden, zeigen sich teilweise deutliche Abweichungen voneinander. Welcher Wert tatsächlich der Realität entspricht kann nur schwerlich abgeschätzt werden. Ähnlich starke Abweichungen sind auch für die übrigen Ionen nicht auszuschließen.

4.3. Mögliche Abweichungen der Ergebnisse aus den Säulenversuchen

4.3.1 Abweichungen im verwendeten Bodenmaterial

Da die Bodensäule nicht im unmittelbaren Bereich der Versickerungsanlage entnommen wurde, sondern etwa 200 m nördlich, muss trotz der relativ homogenen Untergrundverhältnisse mit lokalen Unterschieden in der Kornzusammensetzung des Bodens aus der Bohrung gegenüber der realen Versickerungssäule gerechnet werden. Dies hat Einfluss auf die Durchlässigkeit und auch auf die damit verbundene Reinigungswirkung des Bodens. Zudem wurde das Material bei der Bohrung entschichtet und entfestigt. Dies bewirkt eine Zerstörung des Lagerungsgefüges. Der tatsächliche Einfluss der Entfestigung kann nur schwerlich eingeschätzt werden.

4.3.2 Unterschiede in den verschiedenen Säulenversuchen

In den Säulenversuchen wurden teilweise stark voneinander abweichende Ergebnisse erzielt. Es stellt sich die Frage, welche der Versuche den Versickerungsprozess in der reellen Bodensäule in Unterhaching am besten widerspiegeln können und wo mögliche Gründe für die eklatanten Unterschiede der Werte liegen.

Für die Säulenversuche wurde nach Augenmaß möglichst repräsentatives Bohrmaterial ausgewählt. Trotz dessen ist nicht auszuschließen, dass es auf Grund unterschiedlicher Inhaltsstoffe und Kornzusammensetzungen der verwendeten Bodenproben zu Abweichungen der Ergebnisse in den einzelnen Säulenversuchen untereinander kommen konnte.

Außerdem muss beachtet werden, dass die Säulenversuche in Säulen mit unterschiedlichen Volumina, sowie mit verschiedenen Einleitmengen durchgeführt wurden. Die Menge an durch den Boden maximal adsorbierbaren Ionen ist (neben den Bodeneigenschaften) abhängig vom Säulenvolumen. Die Volumina der verschiedenen Säulen weisen für beide Säulenkonstruktionen ähnliche Werte auf (12 bzw. 13 Liter). Um die maximal adsorbierbare Ionenmenge pro Wassereinheit bestimmen zu können, muss die maximale Gesamtadsorptionsmenge der Säule durch die eingeleitete Kühlwassermenge dividiert werden. Die Einleitmenge ist im 2. Säulenversuch nur etwa halb so hoch wie in den folgenden Versuchen. Demnach ergibt sich für das Sickerwasser eine deutlich größere

Adsorptionskapazität pro Wassereinheit. Dies spiegelt sich in den in der Analyse bestimmten Sulfationenkonzentrationen wider (siehe Kapitel 4.4.4).

Als weiterer wesentlicher Faktor, der für Unterschiede in den Ergebnissen relevant ist, muss die Beschickungsintensität angesehen werden. Inwieweit diese den pH-Wert und das $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$ -Verhältnis im Sickerwasser beeinflusst, kann auf Grund der Versuchsergebnisse vermutet werden (siehe Kapitel 4.4.5).

Zudem sollte berücksichtigt werden, dass das Versuchswasser im 3. Versuch mit dem Holz des Tisches in Kontakt kam. Hierbei ließe sich eine Aufnahme von Gerbsäuren oder anderen Chemikalien aus dem Holz oder dessen Lasur nicht ausschließen. Da aber nicht - wie in diesem Fall zu erwarten – deutlich andere pH-Werte als im 4. Versuch auftreten, ist von keiner all zu starken Beeinflussung des Versuchswassers durch den Kontakt mit dem Tisch auszugehen. Es lässt sich allerdings nicht auszuschließen, dass die gegenüber dem 4. Versuch zum Teil mäßig abweichenden Ionenkonzentrationen (v.a. Nitrat und Kalium) in der Analyseprobe des Sickerwassers durch den Kontakt mit dem Holz verursacht wurden. Demnach können die Ergebnisse des 3. Versuchs nur unter Vorbehalt mit in die Bewertung eingebracht werden.

4.4 Schlussfolgerungen für die reale Versickerung

4.4.1 Einfluss der Reinigungswirkung durch die Versickerungsanlage

Nach Durchfließen der Versickerungsanlage sollte bereits ein Teil der Ionen aus dem eingeleiteten Kühlwasser herausgefiltert worden sein. Dementsprechend gelangt das Wasser in einer (gegenüber dem in die Anlage eingeleiteten Absalzwasser) stark veränderten Zusammensetzung in die Bodenpassage. Dies sollte insbesondere die Sulfationenkonzentration betreffen, zu deren Abbau die Mulde mit Teichbinsen bepflanzt wurde. Ob durch die Bepflanzung tatsächlich ein wesentlicher Abbaueffekt erzielt werden kann, ist bei den großen Mengen von voraussichtlich etwa 250 kg pro Tag [LANDRATSAMT MÜNCHEN (2007)] eingeleitetem Sulfat allerdings unklar. Zusätzliche Reinigungswirkung soll durch die Bodenzone der Mulde, darunter befindliche Sandschichten, sowie den Filterkies der Rigole, sowie erzielt werden [NICKOL & PARTNER GMBH (2007)]. Die Intensität der Reinigungswirkung auf das eingeleitete Absalzwasser ist hierbei unbekannt.

Die Vorgänge in der Mulden-Rigolen-Versickerungsanlage blieben in den durchgeführten Versuchen unberücksichtigt, es konnten nur die Versickerungsvorgänge in der Bodenpassage simuliert werden. Demnach sind die in den Säulenversuchen gemessenen Werte und Konzentration auf keinen Fall mit denen des Wassers, das in Unterhaching nach der Versickerung ins Grundwasser einfließt, gleichzusetzen. Es konnte lediglich ein Eindruck gewonnen werden, welchen Einfluss die Bodenversickerung auf das Kühlwasser haben könnte.

Es konnten keine Vergleichsdaten aus ähnlichen Projekten dieser Größenordnung zu Hilfe gezogen werden, da alle bisher in Betrieb genommenen Kalina-Kraftwerke auf Flusswasser zurückgreifen können. An den jeweiligen Standorten ermöglichte sich durch die größere, verfügbare Wassermenge die Anwendung einer Durchlaufkühlung, durch die sich eine Behandlung, Eindampfung und Versickerung des verwendeten Kühlwassers erübrigt [NICKOL & PARTNER GMBH (2007)]. Ebenso wenig konnte über Literaturrecherche in Datenbanken und Bibliotheken auf Arbeiten über die Versickerung ähnlich stark konzentrierter Wässer zurückgegriffen werden. Entsprechende Arbeiten wurden nicht gefunden.

4.4.2 Einfluss der Versickerung auf den pH-Wert

Die Entwicklung der beiden pH-Werte aus den Versuchen 3 und 4 zeigen untereinander einen nahezu identisches Absinken. Der Boden wirkt in diesen Versuchen als neutralisierender Puffer. Sehr auffällig sind die deutlichen Unterschiede der pH-Werte gegenüber denen des 2. Säulenversuchs. Der gemessene pH-Wert zu Beendigung dieses Versuchs beträgt 11, das Sickerwasser ist demnach stark alkalisch. Eine fehlerhafte Messung durch die Messgeräte ist auszuschließen, da während der Durchführung des 2. Säulenversuchs zur Überprüfung auch mehrmals der pH-Wert des eingedickten, unversickerten Versuchswassers mit dem korrekten Wert von 8,4 gemessen werden konnte. Eine grundsätzliche Verunreinigung oder Beeinflussung des Sickerwassers durch die Versuchsmaterialien (Säule, Verschlüsse) kann ebenfalls als unwahrscheinlich angesehen werden, da diese vor Versuchsbeginn gründlich ausgewaschen worden waren. Eine Einfluss auf das Sickerwasser durch die Akkumulation des Feinmaterials wäre durchaus möglich. Jedoch konnten der Anstieg des pH-Werts auch vor Bildung und nach Herausnahme der Kolmationsschichten beobachtet werden.

Bei den späteren Kontrollmessungen an der gleichen Probe des 2. Säulenversuchs konnte ein pH-Wert von 7,6 festgestellt werden. Im Laufe der Lagerungszeit bei Raumtemperatur kam es

offensichtlich trotz luftdichter Abdeckung mit Alufolie zu einer starken Absenkung des pH-Werts. Die H^+ -Ionen wurden dem Wasser also nicht entzogen, sondern vermutlich während des Säulenversuch an gelöste Stoffe gebunden und während der Lagerung der Probe wieder ans Wasser abgegeben. Der in der Kontrollmessung gemessene pH-Wert entspricht annähernd den in den beiden letzten Säulenversuchen erzielten Werten. Die hohen K_s -Werte weichen allerdings auch in den Kontrollmessungen von denen der übrigen Versuche ab und liegen im Bereich der Werte des unversickerten Versuchswassers. Warum die während und kurz nach Versuchsverlauf gemessenen pH-Werte so starke Abweichungen von den übrigen Werten zeigen, bleibt ungeklärt. Es ist allerdings anzunehmen, dass die Unterschiede im engen Zusammenhang mit der erhöhten Beschickungsintensität im 2. Säulenversuch stehen.

Im weiteren Verlauf der Arbeit wird davon ausgegangen, dass der 3. und insbesondere der 4. Säulenversuch die realen Versickerungsvorgänge im Bodenhorizont unter der Versickerungsanlage bei entsprechender, jahresgemittelte Beschickung am besten widerspiegeln. Die Ergebnisse des 2. Säulenversuchs werden in den folgenden Ausführungen mit einbezogen, müssen aber unter Berücksichtigung der erhöhten Beschickungsintensität behandelt werden.

4.4.3 Intensität der Reinigungswirkung zu Beginn der Einleitung

Im Folgenden wird vorwiegend auf die Ergebnisse des 4. Säulenversuchs zurückgegriffen. Aus der Senkung der Gesamtionenkonzentrationen in allen Sickerwasserproben gegenüber dem unversickerten, eingeleiteten Versuchswasser lässt sich zunächst eine eindeutige Reinigungswirkung durch die Bodensäule erkennen. Jedoch gilt dies nur für einen Teil der Ionen. Für Chlorid, Nitrat, und Calcium konnten keine eindeutigen Absenkungen in ihren Konzentrationen festgestellt werden. Dementsprechend muss für diese Ionen davon ausgegangen werden, dass sie etwa in der Konzentration in den Grundwasserkörper in Unterhaching gelangen, in der sie in die ungesättigte Bodenzone eintreten.

Nach Durchlaufen von 10 m Säule konnte in der Zwischenprobe des 4. Säulenversuchs eine Reduzierung der Sulfationenkonzentration um 130 mg/L ermittelt werden. Dies entspricht den Analysewerten aus der Zwischenmessung des 2. Säulenversuchs. Dementsprechend würde sich bei gleicher Reinigungsleistung über die gesamte Bodenpassage eine Abnahme von rund 260 mg/L Konzentration vermuten lassen. Im 2. Säulenversuch zeigte sich hierbei ein

degressives Absinken der Sulfatkonzentration, der Konzentrationsverlust betrug zum Abschluss des Versuchs 200 mg/L. Grund für die Abschwächung der Reinigungswirkung ist voraussichtlich - neben der verringerten Sulfatkonzentration im Sickerwasser - die zunehmende Adsorptionsauslastung der Bodensäule. Die Absenkung der Sulfatkonzentration um 200 mg/L wird in den folgenden Ausführungen als grober Richtwert für die Reinigungswirkung bezüglich des Sulfats über die gesamte, noch unbelastete Bodensäule (zu Beginn der Versickerung) angenommen. In der realen Versickerung sollte dieser Wert je nach Adsorptionsauslastung des Bodens variieren. Die Analysewerte der Endprobe des 3. Und 4. Versuchs sind für eine Einschätzung dieses Richtwerts nicht verwendbar. Auf die entsprechenden Ergebnisse wird in Kapitel 4.4.4 näher eingegangen.

Ausfällungserscheinungen in der Bodensäule konnten im Rahmen der Versuche weder nachgewiesen noch vollständig ausgeschlossen werden. Diese wären für die kontinuierlich große Einleitung durchaus problematisch, da es zu einer starken Anreicherung im Boden und dadurch zu einer Verstopfung des Versickerungswegs kommen könnte. In den Ausführungen kann auf Grund der fehlenden Nachweise durch die Versuche nicht näher auf mögliche Effekte eingegangen werden.

4.4.4 Sättigung der Adsorptionskapazität

Eine Auffälligkeit in den Versuchsergebnissen offenbart sich bei Betrachtung der Proben aus dem 4. Säulenversuch, die bei halber Versuchszeit (Zwischenprobe) und nach Abschluss des Versuchs (Endprobe) genommen wurden. Bei der Ionenanalyse wurde in der Zwischenprobe für die Sulfationen eine eindeutig stärkere Abnahme der Ionenkonzentration gegenüber dem eingeleiteten Wasser bestimmt, als dies in der Endprobe der Fall war. Dies lässt die Annahme zu, dass es zu einer Umkehr (Durchbruch) der Pufferwirkung im Boden bezüglich des Sulfats kam. Der Zeitpunkt dieses Durchbruchs würde dementsprechend vermutlich zwischen den beiden Probennahmen - also zeitlich in der 2. Hälfte des Versuchs – liegen. Hierbei wäre nach Erreichen der Adsorptionskapazität in der Bodensäule wieder eine Desorption eines Teils der adsorbierten Ionen an das Sickerwasser erfolgt. Dies könnte auf Austauschprozesse mit bindungsstärkeren Ionen aus dem Sickerwasser zurückzuführen sein.

Für den 3. Säulenversuch wurde zwar keine Zwischenprobe für die Ionenanalyse entnommen, aber die Endprobe bestätigt bezüglich der Sulfatkonzentration die Analysewerte der Endprobe des 4. Versuchs. Im 2. Säulenversuch hingegen sinken die Sulfationenkonzentrationen nach

der Zwischenprobe weiter ab. Die Analysewerte der Endprobe liegen nochmals deutlich niedriger (siehe Kapitel 4.4.3). Das es hierbei nicht wie in den folgenden Versuchen zu einem (im Rahmen der Probenahmeintervalle erkennbaren) Wiederanstieg der Sulfatkonzentration kam, lässt sich durch die höhere Adsorptionskapazität pro Wassereinheit (siehe Kapitel 4.3.2) begründen.

Die Ergebnisse des 4. Säulenversuchs lassen darauf schließen, dass bei einer durchgehenden Bewässerung des Bodenuntergrunds unterhalb der Versickerungsanlage möglicherweise nach einiger Zeit keine effektive Reinigungswirkung des Bodens mehr erreicht werden kann. Wenn vom Beginn des Wiederanstiegs der Sulfationenkonzentration im 4. Säulenversuch nach 30 Stunden (tatsächlicher Wert zwischen 22 und 45 Stunden) ausgegangen wird, lässt sich daraus für die Versickerung bei identischer Beschickungsintensität ebenfalls nur eine Reinigungswirkung des Bodens für das in den ersten etwa 30 Stunden eingeleitete Kühlwasser rückschließen. Hierbei handelt es sich um eine äußerst grobe Abschätzung. Es muss für die Übertragung der Ergebnisse auf die reale Versickerung in Unterhaching jedoch beachtet werden, dass bei einer geringeren, eingeleiteten Sulfatkonzentration (siehe Kapitel 4.2) eine weniger intensive Adsorptionswirkung des Bodens erzielt wird und diese Adsorptionswirkung bei Absinken der Ionenkonzentrationen über den gesamten Bereich der Säule zusätzlich erniedrigt wird. Da die Abnahme der Sulfationen in allen bestimmten Proben aus den Säulenversuchen im Verhältnis zur Gesamtkonzentration relativ gering war (maximal 200 mg/L), ist auch in der realen Versickerung nur eine begrenzte Absenkung der Sulfatkonzentration bis zum Eintritt des Wassers in den Grundwasserkörper zu erwarten (siehe Kapitel 4.4.3). Insgesamt sollte deshalb sowohl im Versuch als in der realen Versickerung in etwa die gleiche Menge sich nur mäßig in seiner Zusammensetzung veränderndes Kühlwasser mit gleicher Sickerrate durch jeden Bodenabschnitt fließen.

Eine zusätzliche Bestätigung des veranschlagten Zeitraums bis zum Wiederanstieg der Sulfationen ergibt sich aus folgenden Berechnungen. Bei einer Umlaufmenge von rund 6 Litern Versuchswasser und einer geschätzten Abnahme von 150 mg/L im Sickerwasser nach der Zwischenprobe des 4. Versuchs, müssten zu diesem Zeitpunkt etwa 900 mg Sulfationen durch die Bodensäule aufgenommen worden sein. Dies entspricht bei einem Fassungsvermögen der Säule von rund 13 Litern einer Sulfatmenge von rund 70 g/m³. Für eine Versickerungsfläche von 63 m² und eine Versickerungstiefe von etwa 20 m (1260 m³) ergibt sich somit eine maximale Einleitmenge von rund 90 kg. Nicht berücksichtigt wird hierbei das seitliche Ausfließen des Wassers aus dem Bereich vertikal unterhalb der Versickerungsfläche. Zusätzlich muss beachtet werden, dass die in der Zwischenprobe

bestimmte Sulfatkonzentration voraussichtlich nicht dem tatsächlichen Konzentrationsminimum im Versuchsverlauf entspricht und es - vermutlich durch Desorptionsprozesse - im weiteren Versickerungsverlauf wieder zu einer Zunahme der Konzentration kommt. Demnach kann aus den durchgeführten Säulenversuchen zwar auch hier kein genauer Richtwert entnommen werden, jedoch durchaus eine sehr grobe Einschätzung der maximal einleitbaren Kühlwassermenge, die zum Erreichen der Adsorptionskapazität und somit einem Durchbruch der Reinigungswirkung bezüglich der Sulfationen führt. Diese Wassermenge wäre unter Verwendung der etwa 90 kg maximal rückhaltbarer Sulfatmenge bei einer Konzentrationsminderung über die gesamten 20 m Bodensäule von etwa 200 mg/L eine Wassermenge von 450.000 Litern. Dies entspricht bei Einleitung von 3,5 L/sec einer Einleitdauer von nur etwa 36 Stunden – also annähernd den veranschlagten 30 Stunden Einleitung bis zum Wiederanstieg des Sulfatgehalts im Sickerwasser. Beachtet werden muss, dass sich dieser Zeitraum nur auf die Sulfationenkonzentration bezieht.

Um einen durch Ionenaustauschreaktionen erfolgten Anstieg der Sulfatkonzentration zu ermöglichen, müsste eine gleichzeitige, proportionale Minderung der Konzentration der anderen Anionen im Versuchswasser erfolgen. Für die Konzentrationen der anderen bestimmten Anionen ließ sich jedoch kein eindeutiger Abfall nach der Zwischenprobe feststellen. Welche Anionen als Austauschpartner für desorbierte Sulfationen dienen könnten, bleibt demnach ungeklärt.

Ob die Adsorption bei den abgelaufenen Prozessen in den Säulenversuchen tatsächlich eine so große Rolle einnimmt wie vermutet, ist nicht vollständig geklärt (siehe Kapitel 2.3.1). Auf die Schlussfolgerungen für die reale Versickerung in Unterhaching sollte dies aber keine erheblichen Auswirkungen haben, da die Interpretation der genauen, chemisch-physikalischen Vorgänge bezüglich der Reinigungswirkung für die Projektion der Versuchsergebnisse auf die reale Versickerung voraussichtlich nur in beschränktem Maße relevant ist. Lediglich die nicht auszuschließende Anhäufung von möglichen Ausfällungen könnte weitere Problematiken aufwerfen.

4.4.5 Unterschiede der Kationenkonzentrationen in den Säulenversuchen

Im Folgenden wird nicht wie zuvor auf die Massenkonzentrationen der Ionen zurückgegriffen, sondern auf deren Molarität. Wie für den pH-Wert lassen sich auch in den Kationenkonzentrationen deutliche Unterschiede zwischen den analysierten Proben aus den

Säulenversuchen entnehmen. Besonders auffällig ist hierbei das $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$ -Verhältnis der Wasserprobe des 2. Säulenversuchs. die Ca^{2+} -Konzentration um etwa 2,5 mmol/L ansteigt, sinkt die Mg^{2+} -Konzentration um 4,6 mmol/L gegen Null (siehe Tabelle 2.5 und 2.6). Bereits in der Zwischenprobe hatten sich diese Werte annähernd eingestellt. Eine Dolomitisierung der im Boden enthaltenen Karbonate ist als kaum wahrscheinlich anzusehen, da Dolomit ($(\text{Mg},\text{Ca})\text{CO}_3$) sich nur unter Einfluss magnesiumreicher, calciumarmer Wässer bildet [PRESS & SIEVER (2003)]. Dies widerspricht einer völligen Reduzierung des Magnesiumgehalts. Es lässt sich vermuten, dass andere Austauschprozesse von bereits im Boden vorhandenen Ca^{2+} -Ionen durch im Sickerwasser enthaltene Mg^{2+} -Ionen stattfanden. Hierbei könnte es sich um Ionenaustauschreaktionen handeln. Die Konzentrationsanstiege der Kalium- und Natriumionen lassen sich gegenüber dem Calciumanteil zwar als geringfügig ansehen, sind jedoch im Verhältnis zur ursprünglichen Konzentration dieser Ionen durchaus deutlich. Grund hierfür sollte ebenfalls die Abgabe von bereits zuvor im Boden enthaltenen Kationen sein. Der Anstieg von insgesamt 0,8 mmol/L der beiden nur einwertigen Ionen reicht allerdings nicht aus, um die übrigen 2,1 mmol/L Magnesium durch Ionenaustausch zu ersetzen. Dies wurde vermutlich vor allem durch reine Adsorptionsprozesse erzielt.

In den weiteren Versuchen konnte hingegen kein Anstieg der Calciumionen beobachtet werden, im 3. Säulenversuch sank die Konzentration sogar um 40 mg/L. Die Magnesiumkonzentration verzeichnete in allen Proben nur eine geringe Absenkung auf 90 mg/L. Natrium und Kalium verzeichneten im 3. Versuch sehr geringfügige, im 4. Versuch etwas deutlichere Absenkungen. Die Absenkungen lassen sich über die Reinigungswirkung des Bodens erklären.

4.4.6 Bildung von Kolmationsschichten

In den ersten beiden Versuchen unter einer erhöhten Pumpleistung kam es in den Säulen zu einer Herabsetzung der Durchlässigkeit durch Anreicherung von Feinmaterial in schlechter wasserdurchlässigen Kolmationsschichten. Hierbei bleiben feine, vom Sickerwasser transportierte Bodenkörper in Porenräumen hängen [HAHN et al. (2000)], was zu einer weiteren Anreicherung der Feinkörper durch die resultierende Verengung der Fließwege führt. Die Beschickungsintensität lag im 2. Versuch unterhalb der geplanten, maximalen Einleitintensität für die Versickerung in Unterhaching. Durch die Versickerungsanlage sollte zumindest bei kurzweiliger, maximal starker Beschickung eine gewisse Pufferwirkung bezüglich des Durchflusses für die Bodenpassage gewährleistet werden. Jedoch ist

insbesondere bei längerer hoch dosierter Einleitung von Kühlwasser durchaus zu erwarten, dass es in der realen Bodenpassage ebenfalls zu Kolmationserscheinungen kommt. Nach VAN CUYK et al. (2001) könnte die hydraulisch restriktive Wirkung solcher Schichten in der realen Versickerung zum Aufstau des Wassers führen, wie sich dies in den ersten Säulenversuchen bei einer erhöhten Beschickung beobachten ließ.

Da die Bodensäule in den Säulenversuchen seitlich abgegrenzt ist, können die Bedingungen aber nicht direkt auf die Versickerung in Unterhaching übertragen werden. Hier würde die Bildung einer Kolmationsschicht voraussichtlich zu einem seitlichen Umfließen der geringer wasserdurchlässigen Bereiche durch das Sickerwasser führen. Somit hätte die Bildung von Kolmationsschichten neben der Verbesserung der Effizienz der Reinigungswirkung [KROISS et al. (2004)] (allerdings hierdurch keine Erhöhung der Adsorptionskapazität) auch eine größere seitliche Ausdehnung des Versickerungsbereichs zur Folge. Durch das größere Bodenvolumen stände wiederum eine größere Adsorptionsfläche zur Verfügung. Somit würde die adsorbierbare Ionenmenge in der gesamten Bodenpassage direkt proportional zur Volumenerhöhung des Versickerungsbereichs ansteigen. Die Einflüsse der Größe des Versickerungsbereichs auf die zu erwartende Erschöpfung der Adsorptionskapazität, sowie auch auf die übrigen Parameter, die für eine längerfristige Reinigungswirkung von Bedeutung sind, sind demnach immens.

Das in der realen Versickerung durchflossene Volumen an Bodenmaterial kann allerdings nicht durch die durchgeführten Versuche abgeschätzt werden. Ebenso wenig konnten auf Grund der eingeschränkten, horizontalen Komponente die realen Strömungsverhältnisse simuliert werden. Unter Berücksichtigung dieser Aspekte lässt sich für die reale Versickerung nur eine sehr grobe Abschätzung tätigen.

4.5 Beurteilung der Situation und Vorschläge zum weiteren Vorgehen

Unter der Annahme, dass die durchgeführten Versuche im groben Rahmen die realen Bedingungen der geplanten Kühlwasserversickerung in Unterhaching widerspiegeln, ergeben sich Erkenntnisse über den Prozess in der ungesättigten Bodenpassage. Durch die Interpretationsspielräume, die Problematiken bei der Übertragung auf die reale Versickerung, sowie die verschiedenen Versuchsergebnisse können jedoch nur hinreichend genaue Aussagen getätigt werden.

Zu Beginn der Versickerung ist eine geringe Reinigungswirkung des Bodens insbesondere bezüglich des Sulfatanteils auf das Sickerwassers zu erwarten. Anschließend sollte die Reinigungswirkung des vom Kühlwasser durchsickerten Untergrunds innerhalb weniger Tage zum Erliegen kommen oder zumindest sehr stark nachlassen. Verlängert werden könnte dieser Zeitraum, wenn durch die Versickerungsanlage eine erhebliche Reinigungswirkung erzielt werden würde. Dies kann ohne zusätzliche Versuche nicht beurteilt werden, jedoch muss ein langfristig hoher Wirkungsgrad zumindest mit Skepsis betrachtet werden. Demnach wäre es hilfreich, die Prozesse in der Mulden-Rigolen-Versickerungsanlage mit entsprechend behandeltem und eingedicktem Versuchswasser nachzustellen. Um das Verhalten des Prozesswassers nach dessen Einleitung in den Aquifer nachvollziehen zu können, wurde vom Ingenieurbüro Nickol & Partner GmbH bereits ein Grundwasserströmungs- und Temperaturmodell im Bereich Unterhaching erstellt. Ebenso wäre es im Rahmen einer umfangreicheren Arbeit sehr interessant, die näheren Vorgänge in der Versickerungssäule insbesondere bei unterschiedlicher Beschickungsintensität genauer zu untersuchen. Aufgrund des begrenzten Zeitraums der Bachelorarbeit war dies leider nicht möglich.

Da die hydrothermale Stromerzeugung - und somit auch Einleitung des Kühlwassers in die Versickerungsanlage - voraussichtlich in den nächsten Monaten auf Probebasis in Betrieb geht, können die tatsächlichen Parameter vor Ort bestimmt werden. Auf Grund des nicht zueinander proportionalen Anstiegs von Leitfähigkeit und den Ionenkonzentrationen während des Eindampfversuchs, wäre es angebracht, Analyseproben des realen Absalzwassers zu nehmen, um die tatsächlichen Ionenkonzentrationen vor Einleitung in die Versickerungsanlage zu überprüfen.

Das geplante Monitoring an Grundwassermessstellen u.a. im voraussichtlichen Abstrom der Einleitstelle sowie unmittelbar unterhalb Versickerungsanlage [NICKOL & PARTNER GMBH (2007)] nach den Erkenntnissen aus den Säulenversuchen als absolut sinnvoll zu erachten. Hierbei sollte berücksichtigt werden, dass das eingeleitete Kühlwasser möglicherweise über einen größeren Bereich in den Grundwasserkörper einsickern könnte und für die Abstromfahne im Aquifer nicht von einer punktförmigen Quelle ausgegangen werden kann, zumal auch die Längskante der Anlage quer zur Grundwasserströmungsrichtung steht.

5. Literaturverzeichnis:

DITTMER U. (2006): Prozesse des Rückhalts und Umsatzes von Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen in Retentionsbodenfiltern zur Mischwasserbehandlung – 193 S.; genehmigte Dissertation an der Technischen Universität Kaiserslautern

FREUDENBERGER W., SCHWERD K. (1996, 4. Auflage): Erläuterungen zur Geologischen Karte von Bayern 1:500.000 – 329 S.; München (Bayerisches Geologisches Landesamt)

FRITZER T., SETTLES E., DORSCH K. (2004): Bayerischer Geothermieatlas, Hydrothermale Energiegewinnung - 104 S.; München (Bayerisches Staatsministerium für Wirtschaft, Infrastruktur, Verkehr und Technologie)

GEIGER & DREISEITL (1995): Neue Wege für das Regenwasser – Handbuch zur Rückhaltung und zur Versickerung von Regenwasser in Baugebieten – 293 S.; Oldenbourg (Wissensch. Vlg)

GROTEHUSMANN, D. (1995): Versickerung von Niederschlagsabflüssen unter Berücksichtigung des Grundwasserschutzes - 234 S.; Hannover (Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz)

HAHN M., KÖNNEMANN T., MANGOLD S., OUERFELLI I., PREUSS V., SCHÖPKE R., SONNTAG B. (2000): Literaturstudie zum Thema: Darstellung und Bewertung des Wissenstandes zum Schadstoffabbau und –transport in natürlichen Böden – 199 S.; TU Cottbus (Lehrstuhl Wassertechnik)

HELD H., neu bearbeitet von BOHNSACK G. (1984): Kühlwasser, 3. Auflage, 553 S., Essen (Vulkan-Verlag)

HOLZBECHER E. (1996): Modellierung dynamischer Prozesse in der Hydrologie - 211 S., 21 Tab.; Berlin (Springer)

KLIK A. (2001): Bodenerhaltung und Bodenschutz - 129 S.; Wien (Universität für Bodenkultur)

- KOEHLER S. (2005): Geothermisch angetriebene Dampfkraftprozesse, Analyse und Prozessvergleich binärer Kraftwerke - 184 S. ; genehmigte Dissertation an der Fakultät III – Prozesswissenschaften der Technischen Universität Berlin
- KROISS H., ZESSNER M., SCHILLING C. (2004): Auswirkung von Versickerung und Verrieselung von durch Kleinkläranlagen mechanisch biologisch gereinigtem Abwasser in dezentralen Lagen – TU Wien
- LANDRATSAMT MÜNCHEN (2007), Vorbericht eines Schreibens an das Geothermie Unterhaching GmbH & Co. KG – 22 S.; München (unveröffentlicht)
- NAYLSON M. (2004): Extrazelluläre polymere Substanzen in vertikaldurchströmten Pflanzenkläranlagen – 95 S., Genehmigte Dissertation an der TU Berlin
- NICKOL & PARTNER GMBH (2005a), Erläuterungsbericht zur Durchführung eines Verfahren nach den Wasserrechten gem. Art 17 BayWG für das Bauvorhaben Geothermie Unterhaching, Grünwalder Weg, 82008 Unterhaching - 13 S., 1 Anhang, 6 Anlagen, Gröbenzell (unveröffentlicht)
- NICKOL & PARTNER GMBH (2005b): Ingenieurgeologisches Gutachten zur Grundwassererwärmung im Bereich von Unterhaching – 8 S., 5 Anl.; Gröbenzell (unveröffentlicht)
- NICKOL & PARTNER GMBH (2007): 3849 – 7 Geothermieprojekt Unterhaching, Gröbenzell (unveröffentlicht)
- PRESS F. & SIEVER R. (2003): Allgemeine Geologie – 3. Auflage: 723 S.; Berlin (Spektrum)
- SCHLESINGER R. (2003): Dezentrale Abwasserentsorgung – neue Erkenntnisse, hygienische Aspekte - 104 S.; genehmigte Diplomarbeit an der Fachhochschule Lausitz, Cottbus
- SIEKER F. & HARMS R. (1987): Entwässerungstechnische Versickerung von Regenwasserabflüssen; ATV – Dokumentation und Schriftenreihe aus Wissenschaft und Praxis 14; St. Augustin (GFA)
- VAN CUYK S., SIEGRIST R., LOGAN A., MASSON S., FISCHER E., FIGUERO L. (2001): Hydraulic and purification behaviors and their interactions during wastewater treatment in soil infiltration systems – 701 S.; St. Joseph (American Society of Agricultural and Biological Engineers)

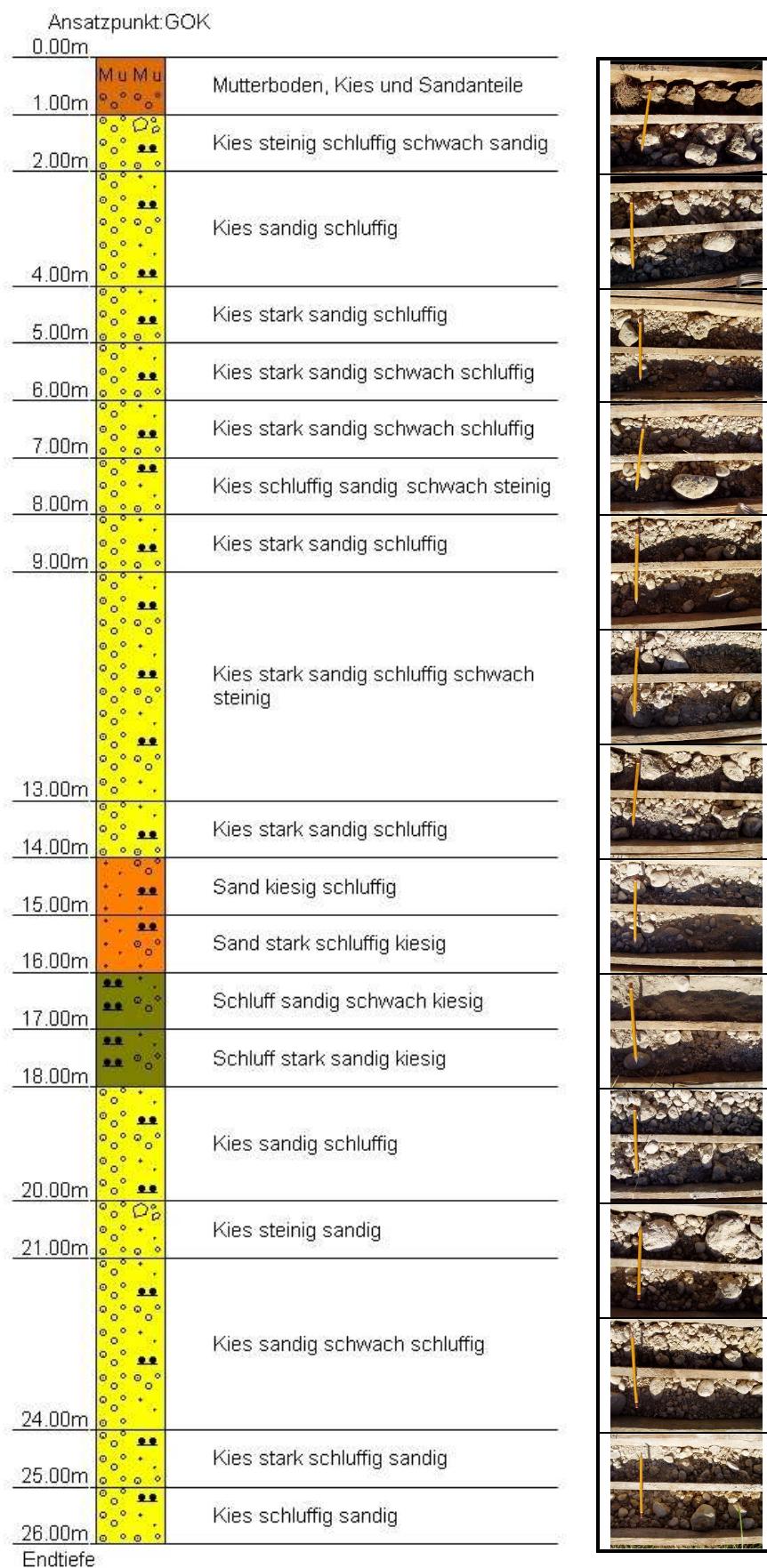
Literaturverzeichnis

WERNICKE D. (1997): Methoden und Strategien zur Beurteilung von Abnahmever suchen an Nasskühltürmen – 143 S.; Düsseldorf (VDI Verlag GmbH)

<http://www.geothermie.de/kurzmeldungen/05-11-18-unterhaching.htm>

http://www.geothermie-unterhaching.de/cms/geothermie/geothermie_web.nsf/id/par_technologie_bohrungen.html

Anlage 1: Profil des Bohrkerns der Bohrung am Wirtsweg in Unterhaching



Anlage 2: Messwerte des Versuchswassers in den jeweiligen Versuchsstadien

Tabelle 1: Die gemessenen Werte des unbehandelten Grundwassers

pH-Wert	Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Temperatur ($^{\circ}\text{C}$)	K_B -Wert (mmol/L)	K_S -Wert (mmol/L)
7,28	715	23,9		5,32
7,27	710	24,0		5,88
7,26	710	24,2	-	5,24
7,3		23,7	-	5,44
7,3	712	24,0		5,5

Tabelle 2: Die gemessenen Werte des behandelten Grundwassers vor der Eindampfung in K 1

pH-Wert	Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Temperatur ($^{\circ}\text{C}$)	K_B -Wert (mmol/L)	K_S -Wert (mmol/L)
5,83	746	-	-	1,88
6,00	726	-	-	1,68
5,97	737	-	-	2,2
5,99	726	-	-	1,72
5,99	723	-	-	-
6,0	732	-	-	1,9

Tabelle 3: Die gemessenen Werte des behandelten Grundwassers vor der Eindampfung in K2

pH-Wert	Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Temperatur ($^{\circ}\text{C}$)	K_B -Wert (mmol/L)	K_S -Wert (mmol/L)
5,99	715	-	-	1,6
5,96	716	-	-	2,16
5,97	717	-	-	1,56
6,07	719	-	-	1,72
6,0	717	-	-	1,8

Tabelle 4: Die gemessenen Werte des 3,5-fach eingedickten, unversickerten Versuchswassers

pH-Wert	Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Temperatur ($^{\circ}\text{C}$)	$K_{S8,2}$ -Wert (mmol/L)	$K_{S4,3}$ -Wert (mmol/L)
8,43	2560	19,4	0,1	3,2
8,32	2590	19,6	0,1	3,0
8,4	2580	18,8		3,3
8,37	2600	19,1	0,1	3,2
8,34	2600	20,0	0,1	3,3
8,4	2590	19,4	0,1	3,2

Tabelle 5: Die gemessenen Werte des Sickerwassers aus dem 1. Säulenversuch

pH-Wert	Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Temperatur ($^{\circ}\text{C}$)	K_B -Wert (mmol/L)	K_S -Wert (mmol/L)
7,60	2550	21,7	0,2	2,2
7,61	2560	20,9		2,1
7,6	2560	21,3	0,2	3,2

Tabelle 6: Die gemessenen Werte des Sickerwassers aus dem 2. Säulenversuch nach der Hälfte der Durchläufe

pH-Wert	Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Temperatur ($^{\circ}\text{C}$)	$K_{S8,2}$ -Wert (mmol/L)	$K_{S4,3}$ -Wert (mmol/L)
10,68	2570	18,8	1,3	2,2

Tabelle 7: Die gemessenen Werte des Sickerwassers aus dem 2. Säulenversuch unmittelbar nach Versuchsende

pH-Wert	Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Temperatur ($^{\circ}\text{C}$)	$K_{S8,2}$ -Wert (mmol/L)	$K_{S4,3}$ -Wert (mmol/L)
11,01	2560	19,1	1,7	3,3
11,07	2550	18,9	1,8	3,2
11,0	2560	19,0	1,8	3,3

Tabelle 8: Die gemessenen Werte des Sickerwassers aus dem 2. Säulenversuch bei der Kontrollmessung vom 16.09.07

pH-Wert	Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Temperatur ($^{\circ}\text{C}$)	K_B -Wert (mmol/L)	K_S -Wert (mmol/L)
7,65	2520	21,6	0,2	2,7
7,66	2540	21,3	-	3,1
7,63	2540	21,1	0,2	2,6
7,6	2530	21,3	0,2	2,8

Tabelle 9: Die gemessenen Werte des Sickerwassers aus dem 3. Säulenversuch

pH-Wert	Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Temperatur ($^{\circ}\text{C}$)	K_B -Wert (mmol/L)	K_S -Wert (mmol/L)
7,85	2560	19,4	-	-
7,80	2590	20,9	0,2	1,2
7,81	2580	20,7	0,1	1,2
7,8	2580	20,3	0,2	1,2

Tabelle 10: Die gemessenen des Sickerwassers aus dem 4. Säulenversuch nach der Hälfte der Durchläufe

<i>pH-Wert</i>	<i>Leitfähigkeit</i> ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	<i>Temperatur</i> ($^{\circ}\text{C}$)	<i>K_B-Wert</i> (mmol/L)	<i>K_S-Wert</i> (mmol/L)
7,91	2560	20,4	0,1	1,6
7,90	2570	21,0	0,1	1,5
7,8	2570	20,7	0,1	1,6

Tabelle 11: Die gemessenen Werte des Sickerwassers aus dem 4. Säulenversuch nach Abschluss des Versuchs

<i>pH-Wert</i>	<i>Leitfähigkeit</i> ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	<i>Temperatur</i> ($^{\circ}\text{C}$)	<i>K_B-Wert</i> (mmol/L)	<i>K_S-Wert</i> (mmol/L)
7,72	-	21,4	-	-
7,69	2560	21,4	0,1	1,3
7,69	2560	21,2	0,1	1,4
7,68	-	21,1	-	1,3
7,7	2560	21,3	0,1	1,3

Anlage 3: Messwerte während des Eindampfungsversuchs

Tabelle 1: Die gemessenen Werte des Versuchswassers aus Kanister 1 im Verlauf des Eindickversuchs (Fortführung der Tabelle auf Seite 61)

<i>M</i>	<i>t</i> ⁶	<i>pH</i>	<i>LF</i> ⁷	<i>T</i> ⁸	<i>E</i> ⁹	<i>K_S</i> ¹⁰	Bemerkungen
unten	0	5,83	746		47*	1,88	nach Zugabe von 6,3 ml Schwefelsäure
oben	0	6,00	726		42*	1,68	
unten	0	5,97	737		55*	2,2	
oben	0	5,99	726		43*	1,72	
	0	5,99	723				
unten	3	7,01	753		53*	2,12	<u>Beginn des Blubbervorgangs am 11.7.</u>
	19	8,32	719	20,0	57*	2,28	
unten	27	8,31	735		110*	4,4	
unten	27	8,30	720	20,0	58*	2,32	
	44	8,49	721				
unten	44	8,48	724		64*	2,56	
unten	45	6,73	737	20,0	35*	1,4	nach Zugabe von 1,4 ml Schwefelsäure
oben	45	6,66	735	19,7	32*	1,28	
unten	45	6,76	734	19,7	39*	1,56	
	116	8,25	735				
unten	116		744		38*	1,52	
unten	144		743	22,5	27*	1,08	neue Messgeräte (siehe Kapitel 2.1.1)
	500	8,11	762	34,3			Einführen des Aquarienheizstabs 23h zuvor
	548	8,12	784	28,2			
unten	548	8,30			7,5	1,5	<i>K_S</i> -Wert durch Titration ermittelt
	724	8,07	859	33,8			
unten	793	8,25	895	36,2	8,3	1,7	
	838	8,15	937	38,2			Zugabe von 2. Heizstab
	860	8,17	955	38,2			
	956	8,20	1015	36,8			
	1006	8,26	1055	37,2			
	1013	8,25	1065	36,9			
	1014	8,27	1070	35,4			Umfüllung des Versuchswassers in Wanne 1
	1030	8,31	1123	29,4			
oben	1031		1127	29,2	11,5	2,3	
	1053	8,25	1180	28,2			
	1053	8,17	1170	29,7			Einführen von stärkeren Heizelementen
	1054	8,19	1167	32,0			Nachjustieren der Heizstäbe
	1054	8,15	1167	32,8			
	1055	8,06	1172	36,4			
	1056	8,13	1162	38,3			
	1057	8,13	1163	37,5			
	1057	8,16	1165	40,6			Andere Ansetzstelle als zuvor
oben	1102	8,21	1612	45,1	15,5	3,1	
	1103	8,30	1479	39,1			Zugabe von 8 Liter Wasser aus K2
	1125	8,29	1705	45,1			
	1129	8,26	1754	44,9			
	1134	8,26	1855	45,1			
	1149	8,09	2090	44,4			Herunterregeln des Heizstabs 3609
	1150	8,14	2100	42,7			
	1150	8,18	2140	41,1			
	1150	8,16	2090	40,8			Zugabe von 2 Litern aus W2
	1150	8,19	2040	39,9			Zugabe von weiteren 2 Litern aus W2
	1150	8,21	2010	39,3			Zugabe von weiteren 2 Litern aus W2
	1151	8,20	2020	39,1			
	1170	8,15	2270	39,1			
oben	1170	8,44	2270	24,0	18,0	3,6	rasches Abkühlen des entnommenen Wassers
	1182		2450	38,4			Entfernung der Heizstäbe

⁵ Entnahme von Proben am Kanister / Wanne (von oben oder unten)⁶ Stunden nach Anschalten der Pumpen⁷ Elektrische Leitfähigkeit in $\mu\text{S}/\text{cm}$ ⁸ Temperatur in $^{\circ}\text{C}$ ⁹ Zugabemenge in mL durch die Titrierpipette (Umrechnung siehe Kapitel 2.1.1)

/ * Messeinheiten am Digitaltitrimeter

¹⁰ $K_{S4,3}$ -Wert in mmol/L

	1196	8,36	2560	18,1		
	1200		2570	18,3		
	1200	8,5	2540			
oben	1215	8,43	2560	19,4	15,9	3,2
oben	1216	8,32		19,6	15,0	3
	1326	8,40	2580	18,8		
	1386	8,37	2600	19,1		
oben	1406	8,34	2600	20,0	16,5	3,3

Tabelle 2: Die gemessenen Werte des Versuchswassers aus Kanister 2 im Verlauf des Eindickversuchs

<i>M</i> ⁵	<i>t</i> ⁶	<i>pH</i>	<i>LF</i> ⁷	<i>T</i> ⁸	<i>E</i> ⁹	<i>K_S</i> ¹⁰	<i>Bemerkungen</i>
unten	0	6,19	715		49*	1,96	nach Zugabe von 4,4 ml Schwefelsäure
oben	0	6,17	712		65*	2,6	
unten	0	6,17	712		66*	2,64	
unten	0	5,99	715		40*	1,6	nach Zugabe von 0,9 ml Schwefelsäure
oben	0	5,96	716		54*	2,16	
unten	0	5,97	717		39*	1,56	
oben	0	6,07	719		43*	1,72	
	4	6,95	725		51*	2,04	<u>Beginn des Blubbervorgangs am 11.7.</u>
unten							
unten	19	8,18	720	20	57*	2,28	
unten	44	8,20	875	19,7	60*	2,4	
	44	8,44	715	20,1			
oben	45	6,71	724	20,2	48*	1,92	nach Zugabe von 0,8 ml Schwefelsäure
unten	45	6,96	724		35*	1,4	
unten	116	8,25	731	22,6	35*	1,4	
unten	140	8,20	732		95*	3,8	nach Verlegen der Anpumpschläuche aus dem Fenster
unten	140	8,21	737	22,6	38*	1,52	
	236	8,28	729	22,7			
	308	8,30	741	23,7			nach Anbringen der Heizfolie, andere Messgeräte
	403	8,30		24,4			
	500	8,20	764	30,3			nach einbringen des Aquarienheizstabs 23h zuvor
unten	548	8,17	782	31,6	8,5	1,7	K _S -wert durch Titration ermittelt
	724	8,16	847	28,2			
unten	793	8,30	863	32,5	9,5	1,9	
	838	8,20	892	33,7			
	860		923	25,0			Entnahme des Heizstabs 3602
	956	8,31	943	30,9			Wiedereinführung des Heizstabs 3602
	1006	8,34	966	31,2			
	1007	8,29	967	31,3			
	1008	8,30	973	30,2			Umfüllung von 20 l in die rote Wanne
	1008	8,31	975	29,7			
	1013	8,40	995	26,9			
	1030	8,32	1023	25,3			
	1053		1054	25,3			
	1053	8,24	1054	27,3			Einführung des stärkeren Heizstabes 3604
	1054	8,25	1051	27,3			Nachjustieren der Heizstäbe
	1055	8,19	1050	28,8			
	1056	8,19	1049	29,1			
oben	1057	8,25	1049	29,9	11,0	2,2	
	1102	8,29	1188	33,2			Einführen des Heizstabs 3602
	1103	8,24	1187	38,2			
	1125	8,37	1326	36,9			
	1129	8,36	1354	37,8			
	1134	8,37	1408	37,9			
	1149	8,39	1562	37,2			
	1150	8,38		37,3			
	1151	8,47	1627	32			Entnahme von 6 Litern, Entnahme des Heizstabs 3604
	1170	8,45	1861	27,7			
	1182		2020	26,5			
	1199	8,66	2040	17,8			Entfernung von Heizstab 3602
	1386	8,59	2050	18,9			

Anlage 4: Pumpleistungen der Wasserpumpe

Tabelle 1: Berechnung des Durchflusses der Pumpe bei maximaler Leistung

Datum	Einstellung ¹¹	Messmenge	Pumpzeit	Durchfluss
28.08.07	10	1 Liter	6:48	$2,5 \cdot 10^{-3}$ L/s
28.08.07	10	1 Liter	6:47	$2,5 \cdot 10^{-3}$ L/s
28.08.07	10	1 Liter	6:41	$2,5 \cdot 10^{-3}$ L/s
28.08.07	10	1 Liter	6:40	$2,5 \cdot 10^{-3}$ L/s
28.08.07	10	1 Liter	6:41	$2,5 \cdot 10^{-3}$ L/s
28.08.07	10	1 Liter	6:40	$2,5 \cdot 10^{-3}$ L/s
<i>Mittelwert</i>	10	1 Liter	6:43	$2,5 \cdot 10^{-3}$ L/s

Tabelle 2: Berechnung des Durchflusses der Pumpe bei Leistungseinstellung 5

Datum	Einstellung	Messmenge	Pumpzeit	Durchfluss
30.08.07	5	1 Liter	10:42	$1,6 \cdot 10^{-3}$ L/s
30.08.07	5	1 Liter	10:47	$1,6 \cdot 10^{-3}$ L/s
<i>Mittelwert</i>	5	1 Liter	10:45	$1,6 \cdot 10^{-3}$ L/s

Tabelle 3: Berechnung des Durchflusses der Pumpe bei Leistungseinstellung 1,7

Datum	Einstellung	Messmenge	Pumpzeit	Durchfluss
30.08.07	1,7	1 Liter	17:29	$9,7 \cdot 10^{-4}$ L/s
30.08.07	1,7	1 Liter	17:09	$9,7 \cdot 10^{-4}$ L/s
30.08.07	1,7	1 Liter	17:13	$9,7 \cdot 10^{-4}$ L/s
<i>Mittelwert</i>	1,7	1 Liter	17:17	$9,7 \cdot 10^{-4}$ L/s

Tabelle 4: Berechnung des Durchflusses der Pumpe bei Leistungseinstellung 0

Datum	Einstellung	Messmenge	Pumpzeit	Durchfluss
30.08.07	0	1 Liter	26:39	$6,3 \cdot 10^{-4}$ L/s
30.08.07	0	1 Liter	26:24	$6,3 \cdot 10^{-4}$ L/s
<i>Mittelwert</i>	0	1 Liter	26:32	$6,3 \cdot 10^{-4}$ L/s

Tabelle 5: Berechnung des Durchflusses der Pumpe bei Leistungseinstellung 3,8

Datum	Einstellung	Messmenge	Pumpzeit	Durchfluss
04.09.07	3,8	1 Liter	12:10	$1,4 \cdot 10^{-3}$ L/s
04.09.07	3,8	1 Liter	12:11	$1,4 \cdot 10^{-3}$ L/s
04.09.07	3,8	1 Liter	12:10	$1,4 \cdot 10^{-3}$ L/s
<i>Mittelwert</i>	3,8	1 Liter	12:10	$1,4 \cdot 10^{-3}$ L/s

¹¹ Einstellung der Pumpleistung aus einer Skala von 0 bis 10

Tabelle 6: Berechnung des Durchflusses der Pumpe bei Leistungseinstellung 4,8

Datum	Einstellung	Messmenge	Pumpzeit	Durchfluss
07.09.07	4,8	1 Liter	10:19	$1,6 \cdot 10^{-3}$ L/s
07.09.07	4,8	1 Liter	10:26	$1,6 \cdot 10^{-3}$ L/s
07.09.07	4,8	1 Liter	10:23	$1,6 \cdot 10^{-3}$ L/s
07.09.07	4,8	1 Liter	10:20	$1,6 \cdot 10^{-3}$ L/s
09.09.07	4,8	1 Liter	10:12	$1,6 \cdot 10^{-3}$ L/s
Mittelwert	4,8	1 Liter	10:20	$1,6 \cdot 10^{-3}$ L/s

Anlage 5: Konzentrationswerte der Gesamtionenanalyse

Tabelle 1: Gemessene Konzentrationen in mg/L der Anionenanalyse vom 12.09.2007

Probe	Cl ⁻	NO ₃ ⁻ ¹²	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	SO ₄ ²⁻
Grundwasser	34,45	23,29	22,08	n.n.	20,82
Grundwasser	34,72	23,60	22,14	n.n.	21,48
Kühlwasser	208,30	123,10	141,64	n.n.	1172,14
Kühlwasser	200,78	119,52	138,65	n.n.	1155,31
Säulenwasser 2 (halb)	197,66	106,81	158,78	n.n.	1042,58
Säulenwasser 2 (halb)	183,01	118,67	172,61	n.n.	1020,86
Säulenwasser 2 (ganz)	227,03	116,86	172,16	n.n.	983,54
Säulenwasser 2 (ganz)	223,38	114,80	168,55	n.n.	943,60
Säulenwasser 3 (ganz)	230,34	128,56	183,95	n.n.	1073,35
Säulenwasser 3 (ganz)	227,51	126,85	181,65	n.n.	1074,05
Säulenwasser 4 (halb)	193,19	126,22	132,30	n.n.	1019,66
Säulenwasser 4 (halb)	200,54	11,10	134,21	n.n.	1047,79
Säulenwasser 4 (ganz)	211,43	125,22	140,72	n.n.	1094,12
Säulenwasser 4 (ganz)	210,63	124,67	140,23	n.n.	1081,64

Tabelle 2: Gemessene Konzentrationen in mg/L der Kationenanalyse

Probe	Na ²⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺
Grundwasser	12,9	1,3	87,9	22,1
Kühlwasser	71,2	13,21	387	110
Säulenwasser 2 (halb)	79,9	20,75	490	1,58
Säulenwasser 2 (ganz)	81,8	22,55	482	0,494
Säulenwasser 3 (ganz)	67,6	11,61	350	97,5
Säulenwasser 4 (halb)	61,4	4,74	390	89,5
Säulenwasser 4 (ganz)	60,9	4,6	385	86,8

¹² Unter schwächerer Verdünnung gemessen

Danksagung:

Mein Dank gilt Prof. Dr. Wolkersdorfer von Department Geo- und Umweltwissenschaften der LMU, dessen Zusammenarbeit die Durchführung der Bachelorarbeit erst ermöglichte.

Weiteren Dank möchte ich an Peter Nickol, Markus Gogl und Christoph Kahl vom Ingenieurbüro Nickol & Partner GmbH richten, die fachlich beratend und unterstützend zur Seite standen und ohne die insbesondere die Beschaffung der Bodenproben nicht möglich gewesen wäre. Ebenso bedanke ich mich bei Herrn Nachstedt von der Firma Weidner Wassertechnik für die geduldige Beratung bei der Wahl eines geeigneten Eindickungsverfahren und der Zusendung der benötigten Chemikalien.

Vielen Dank auch an Frau Koci und Frau Paschert von der LMU für die Durchführung der Ionenanalysen.

Zudem möchte ich noch allen anderen, nicht namentlich Erwähnten für die Mitarbeit bei der Anfertigung der Arbeit meinen Dank aussprechen.

Besonderer Dank gilt meiner Familie für die Unterstützung in jeder Hinsicht seit 23 Jahren und das Vertrauen, dass Ihr mir in allen Lebenslagen schenkt.