



universität
wien

MASTERARBEIT/MASTER'S THESIS

Titel der Masterarbeit / Title of the Master 's Thesis

„Uran in Salzlacken und Gewässern des Burgenländischen
Seewinkels“

verfasst von / submitted by

Fadime Gülce

angestrebter akademischer Grad / in partial fulfilment of the requirements for the degree of
Master of science (M. Sc.)

Wien, 2018 / Vienna, 2018

Studienkennzahl lt. Studienblatt /
degree programme code as it appears on
the student record sheet:

A 066 862

Studienrichtung lt. Studienblatt /
degree programme as it appears on
the student record sheet:

Masterstudium
Chemie UG2002

Betreut von / Supervisor:

Ao. Prof. Dr. Mag. Regina Krachler

Mitbetreut von / Co-Supervisor:

„Was wir wissen, ist ein Tropfen; was wir nicht wissen, ein Ozean.“

Sir Isaac Newton

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich bei all denjenigen bedanken, die mich während der Anfertigung dieser Masterarbeit unterstützt und motiviert haben.

Beginnen möchte ich mit Prof. Regina Krachler, die mir die Möglichkeit gegeben hat an diesem Thema zu arbeiten. Sie haben trotz der allen Wetterbedingungen eine zahlreiche Proben zu Verfügung gestellt, dafür bedanke ich mich.

Großer Dank gilt auch an Frau Prof. Gabrielle Wallner, die mir eine Vielzahl von Alpha-Spektren gemessen hat. Ich danke Frau Prof. Regina Krachler, Herr Dr. Rudolf Krachler und Frau Prof. Gabrielle Waller, die für meine Fragen immer ein offenes Ohr hatten.

Weiteres danke ich M.Sc. Christof Andreas Reinold Plessl, der durch seine eigenen Erfahrungen eine große Hilfe für mich war.

Mein besonderer Dank gilt auch meinen Freundinnen Handan Hasgül, Nihal Suna, Sonia Chib und Betül Ulas, die mich vor allem während meines Studiums seelisch unterstützt haben. Auch Lokman Yilmaz, der mir bei allen Problemen geholfen hat, möchte ich Danke sagen.

Mein größter Dank gebührt meiner Familien und besonders meinen Schwiegereltern Adem und Sermin Gülce für die Hilfe und Unterstützung während dieser Arbeit und des gesamten Studiums. Meinem Vater möchte ich an dieser Stelle ebenfalls danken, auch wenn er diesen Moment nicht mehr miterleben konnte, war er mir immer ein großes Vorbild.

Vergessen möchte ich natürlich auch nicht mein Ehemann Faruk Gülce, der mir in der schweren Zeit eine große Stütze war und mit vielen Ratschlägen mir zur Seite stand.

Zu guter Letzt möchte ich mich bei all jenen bedanken, die ich hier nicht namentlich erwähnt habe. Es gab eine Vielzahl von Menschen, die mitverantwortlich sind, dass ich so weit gekommen bin.

Zusammenfassung

Messungen des Umweltbundesamts haben gezeigt, dass der Burgenländische Seewinkel von stark erhöhten Urankonzentrationen im Grundwasser betroffen ist. Die Ursache dafür ist nicht bekannt. Aufgrund der Geologie des Gebietes scheint eine geogene Ursache unwahrscheinlich zu sein. Es wurde daher in Betracht gezogen, dass das Uran über Phosphatdünger in die oberflächennahen Grundwässer gelangt sein könnte.

Um Aufklärung zu Vorkommen und Herkunft des toxischen Schwermetalls Uran in Porenwässern und Oberflächenwässern zu gewinnen, wurden die Urangehalte (^{238}U) sowie das Aktivitätsverhältnis der Isotope ($^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$) und die Salinität in 30 Wasserproben von 15 Messstellen ausgewertet. Alle Wasserproben, die an der Erdoberfläche (Fluss, Teich, Brunnen, See) entnommen wurden, sind in dieser Arbeit als Oberflächenwässer bezeichnet. Als Porenwässer sind diejenigen Wasserproben bezeichnet, die unter der Erdoberfläche (von 80 bis 120 cm Tiefe) genommen wurden.

Zur Bestimmung von Uran wurde 1,5 L angesäuerte Wasserproben eingesetzt. Für die Separation des Urans wurde zuerst eine Anionenaustauschsäule (Dowex, 1x2 chloride form) verwendet, dann wurde die Mitfällung des Urans mit NdF_3 gewährleistet und schließlich wurde es mit Alphaspektroskopie gemessen. Für die Untersuchung der gelösten Salze wurden die Kationen (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) mit Atomabsorptionsspektroskopie und die Anionen (Cl^- und SO_4^{2-}) mit Ionenchromatographie sowie HCO_3^- mit Neutralisations-Titration bestimmt. In manchen Proben konnte der Urangehalt nicht bestimmt werden, wegen starker Verfärbung der Proben während der Durchführung. Diese Verfärbung führte zu einer Ausfällung. Manche Proben enthielten suspendiertes Sediment, welches abgetrennt werden konnte. Der Urangehalt des Sediments wurde gammaspektroskopisch gemessen.

Der in der vorliegenden Arbeit gefundene mittlere Uran-Gehalt der Oberflächenwässer betrug $7,7 \mu\text{g/L U}$, derjenige der Porenwässer $315 \mu\text{g/L U}$. Den maximalen Urangehalt besaß der Probenstandort Legerilacke mit einer Konzentration von $31 \pm 1,5 \mu\text{g/L}$ an der Oberfläche und $844 \pm 44 \mu\text{g/L}$ im Porenwasser. Ein anderes bemerkenswertes Ergebnis ist, dass das Porenwasser der Legerilacke gleichzeitig auch die höchste spezifische elektrische Leitfähigkeit ($65,6 \text{ mS/cm}$) aufwies.

Es wurde eine statistisch signifikante Korrelation zwischen spezifischer elektrischer Leitfähigkeit und Urankonzentration gefunden. Die spezifische elektrische Leitfähigkeit erlaubt eine Abschätzung der Gesamtkonzentration der im Wasser gelösten Salze, d.h. je höher die spezifische elektrische Leitfähigkeit, desto höher die Konzentration an gelösten Ionen. In den untersuchten Proben lagen die Anionen HCO_3^{2-} und SO_4^{2-} in hohen Konzentrationen vor. Aus der Literatur ist zu entnehmen, dass gerade diese beiden Anionen durch Komplexbildung mit dem Uranylion einen großen Einfluss auf die Löslichkeit von Uran(VI) haben, d.h. die in den Porenwässern gefundenen hohen Konzentrationen an Hydrogencarbonat und/oder Sulfat können die Uranmobilität im Sediment erhöhen. Dieser Effekt könnte die teilweise sehr bemerkenswerte Anreicherung von Uran in den untersuchten Sedimentporenwässern erklären. Der räumliche Abstand der Probenstandorte von

landwirtschaftlich genutzten, mit Phosphatdünger behandelten Flächen hatte hingegen keinen Einfluss auf die Urankonzentration im Sediment, was eine anthropogene Ursache der Uranbelastung unwahrscheinlich macht.

Abstract

Measurements by the Federal Environmental Agency have shown that the Burgenland Seewinkel is affected by greatly increased uranium concentrations in groundwater. The cause is unknown. Due to the geology of the area, a geogenic cause seems unlikely, on the other hand, no evidence of anthropogenic pollution in the groundwater with uranium was found. However, the Seewinkel Plain is intensively used for agriculture so that anthropogenic uranium could possibly get into near-surface groundwater via phosphate fertilizer.

To obtain an overview of the occurrence and origin of the toxic heavy metal uranium in pore waters and surface waters, the contents of uranium (^{238}U) and the activity ratio of the isotopes ($^{234}\text{U} / ^{238}\text{U}$) and salinity in 30 water samples from 15 measuring points were evaluated. All the water samples taken at the surface of the earth (rivers, ponds, wells, lakes) were called surface waters samples in this work. The pore water, on the other hand, is the water that has been taken below the earth's surface (from 80 to 120 cm deep).

Uranium was extracted from 1.5 L of acidified water samples. For nuclide separation an anion exchange column (Dowex 1x2 chloride form) was first used, then U was co-precipitated with NdF_3 , and finally measured by alpha spectroscopy. For salinity determination, the cations (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) were determined by atomic absorption spectroscopy and the anions (Cl^- and SO_4^{2-}) by ion chromatography and, further, the alkalinity (HCO_3^-) by titration with 0,1 M HCl. In some samples due to staining / discoloration during the run, the uranium content of the samples could not be measured. Some of the samples contained substantial amounts of suspended sediment. The sediment was isolated from the samples and measured by gamma spectroscopy.

The average uranium content of the surface waters was found to be $7,7 \mu\text{g/L U}$, and the average of the pore waters was found to be $315 \mu\text{g} / \text{L U}$. The sample station Legerilacke showed the maximum uranium concentration of $31 \pm 1,5 \mu\text{g/l}$ in its surface water and the maximum Uranium concentration of $844 \pm 44 \mu\text{g/l}$ in its pore water. Another noteworthy result is that Legerilacke showed also the highest specific electrical conductivity ($65,6 \text{ mS/cm}$).

A statistically significant correlation between specific electrical conductivity and uranium concentration was found. Specific electrical conductivity measurements were used for estimating the total ionic content in the water samples. For example, the higher the electrical conductivity, the higher the concentrations of dissolved ions. Of the ions found in the sediment pore waters of our sample stations, HCO_3^- and SO_4^{2-} have a major influence on the solubility of uranium. These ions can increase uranium solubility and hence mobility in both soils and sediments. The results of the present investigation suggest a high degree of mobility of U(VI) in sedimentary environments, in the presence of high concentrations of sulphate and/or hydrogen carbonate ions. A strong anthropogenic influence on uranium concentrations in the investigated pore waters can be excluded.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	1
1.1	Ziel:.....	1
1.2	Vorkommen von Uran.....	1
1.3	Toxizität von Uran.....	2
1.4	Radioaktives Gleichgewicht	3
1.5	Uran im Düngemittel	5
1.6	Der Einfluss der salinitätsbestimmenden Anionen auf die Uranlöslichkeit	6
1.7	Die Bestimmungsmethode von Uran für Umweltüberwachung.....	7
2	Probeentnahmestellen	9
3	Methoden	13
3.1	Uranbestimmung in Wasserproben.....	13
3.1.1	Auswertung der Alphaspektren	15
3.2	Uranbestimmung in Sedimentproben.....	18
3.2.1	Auswertung der Gammaspektren.....	19
3.3	Flammen-Atom Absorption Spektroskopie	19
3.4	Ionenchromatographie	20
3.5	Alkalität / Säurebindungsvermögen	22
4	Ergebnisse.....	23
5	Diskussion.....	34
6	Schlussfolgerung	37
7	Literaturverzeichnis.....	40
8	Verzeichnisse	43

1 Einleitung

1.1 Ziel:

Messungen des Umweltbundesamts haben gezeigt, dass der Burgenländische Seewinkel von erhöhten Urankonzentration im Grundwasser betroffen ist (Wemhöner, et al. 2013). Unser Ziel ist daher vorrangig eine Antwort auf folgende Fragen zu finden:

- Kommen aufsteigende Tiefengrundwässer/Mineralwässer als Ursache für den erhöhten Urangehalt der seichten Grundwässer in Frage?
- Wie ist das Isotopenverhältnis ($^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$) in Wasserproben aus den Seewinkeln?
- Wie ist die Mineralzusammensetzung des Wassers?

Anschließend werden wir versuchen eine Aufklärung hinsichtlich der Herkunft des Urans zu erhalten.

1.2 Vorkommen von Uran

Uran ist ein natürlich vorkommendes radioaktives Schwermetall. Uran zeigt sich zu verschiedenen Anteilen im Wasser, in Gesteinen & Mineralen und in der Luft. Es kommt aber praktisch nicht als reines Element vor, sondern gebunden in Mineralien (Dienemann und Utermann 2012). In ungestörten Erzen bzw. Mineralen besteht es aus den Isotopen ^{234}U , ^{235}U und ^{238}U mit einem Aktivitätsverhältnis von 1: 0,0462: 1, entsprechend einem Massenverhältnis von 0,0054: 0,711: 99,2836 Prozent. Alle diese drei Nuklide sind Alpha-Strahler (Kirchheimer 1963).

Radionuklide wie Uran treten hauptsächlich durch Nahrung und Trinkwasser in den menschlichen Körper ein (Bansal V. 1992). Wasser kommt mit mehreren Mineralien unter der Erdoberfläche in Kontakt und Uran wird durch das Wasser gelöst. Wasser, das von Nutztieren verbraucht oder zu Bewässerungszwecken verwendet wird, kann auch eine Quelle dieses Radionuklids sein. Wenn Meerwasser durch dieses Radionuklid kontaminiert ist, kann es eine Kontaminationsquelle für die Meereslebewesen sein. Wasser aus Bächen, Seen und Teichen sollte jedenfalls als mögliche Kontaminationsquelle betrachtet werden. Daher ist die Bestimmung von Uran in Wasser von großer Bedeutung. Die Uranvariabilität im natürlichen Wasser ist in [Tabelle 1](#) angegeben (Suma, et al. 2016).

Tabelle 1: Uranvariabilität($\mu\text{g/L}$) im natürlichen Wasser

Seewasser	8.4-3.7
Grundwasser	<0.1-120
Fluss	0.1-10
Meerwasser	~3.3

Uran ist in der natürlichen Umwelt in verschiedenen Oxidationsstufen vorhanden aber die sechswertigen U (VI) Uranmineralien (wie Carnotit) und vierwertigen Uranmineralien (wie Uraninit, Pechblende) sind die Hauptoxidationsstufen (Kirchheimer 1963). U (VI) weist eine gute Wasserlöslichkeit auf. Unter reduzierenden Bedingungen sowie im sehr sauren Milieu liegt vorwiegend vierwertiges Uran vor, welches kaum löslich und immobil ist. Die Anwesenheit von SO_4^{2-} , HCO_3^- und HPO_4^{2-} in Wasser beeinflusst die Adsorption und Desorption von Uranmineralen in die wässrigen Phasen (Bachmaf, Planer und Merkel 2008).

Die Freisetzung von Uran aus Mineralen wird durch chemische Eigenschaften des Grundwassers beeinflusst, einschließlich pH-Wert, Redoxpotential, die Anwesenheit von SO_4^{2-} , HCO_3^- und HPO_4^{2-} im Wasser und durch natürliche organische Substanzen (Bachmaf, Planer und Merkel 2008). Die anthropogenen Quellen beispielsweise Phosphatdünger, Pestizide, Verbrennung der Kohle in thermischen Kraftwerken und abgereichertes Uran können auch den Urangehalt in Wasser erhöhen (Wahze und Lico 2003).

Aus einer Studie geht hervor, dass sich in Österreich die uranhaltigen Gesteine vor allem in der Böhmischen Masse und im alpinen Bereich finden (Berka, et al. 2014). In solchen Regionen kann das Grundwasser lokal geogen bedingte höhere Urankonzentrationen enthalten.

1.3 Toxizität von Uran

Uran ist sowohl für seine Radiotoxizität als auch für seine chemische Toxizität bekannt. Für die meisten Radionuklide der U-Serie ist die radiologische Dosis wichtiger als die chemische Dosis für die menschliche Gesundheit, aber für Uran als nur schwach radioaktives Schwermetall ist die chemische Dosis wichtiger als die radiologische Dosis (Sheppard SC, et al. 2005). Der Haupteinfluss auf den Menschen durch die Exposition gegenüber Uran ist die Nierentoxizität. Dies beruht darauf, dass aufgenommenes Uran insbesondere über die Nieren ausgeschieden wird (EFSA 2009).

Wenn man die MAK-Werte (Die Maximale-Arbeitskonzentration) als Bezugsgröße nimmt, liegt Uran mit einem Wert von $0,25 \text{ mg/m}^3$ zwischen Hg ($0,1 \text{ mg/m}^3$) und Ni ($0,5$

mg/m³) (E. Schnug 2016). In der Literatur wurde bei Anwesenheit von Uran eine verstärkt DNA-schädigende Wirkung von Gamma-Strahlung beschrieben. Es weist auf eine zusammenwirkende Beeinflussung beider Schadfaktoren hin (Smirnova, et al. 2005) Aus anderen Studien geht hervor, dass schon bei 10 µg/L-Uran-Konzentration aquatische Organismen Reaktionen auf oxidativen Stress zeigen und Gentoxizität auftreten kann (E. Schnug 2016).

In einer anderen Arbeit wurde als Folge erhöhter Uranbelastung über den Wasserpfad neben Leukämie auch eine Östrogene Wirkung von Uran beschrieben (Raymond-Whish, et al. 2007). Nicht nur Uran, sondern auch seine Tochter Nuklide (insbesondere ²¹⁰Po (Polonium), ²²⁶Ra (Radium), ²²²Rn (Radon) und ²¹⁰Pb (Blei) weisen sowohl radiologische als auch chemische Toxizität auf (Wallner, Herincs und Ayromlou 2008); diese Radionuklide bleiben in dieser Arbeit jedoch unberücksichtigt.

In Tabelle 2 sind die Grenzwerte für Uran in Trinkwasser angegeben (Suma, et al. 2016) (Schnung und Haneklaus 2008) (US-EPA: United States Environmental Protection Agency, WHO: World Health Organization, AERB: Atomic Energy Regulatory Board Directive India).

In Österreich beruht dieser Parameter (15 µg/L) auf der chemischen Toxizität von Uran als Schwermetall (Wemhöner, et al. 2013). Die Radiotoxizität kommt erst bei deutlich höheren Konzentrationen zustande (EFSA 2009).

Tabelle 2: Grenzwerte für Uran in Trinkwasser (Maximum Contamination Level)

	Uran (µg/L)
US-EPA (2000)	30
Health Canada (2001)	20
Australien Drinking Water Guidelines (2002)	20
WHO (2004)	15
India (AERB 2004)	60
Austria (AGES) (2006)	15
Deutschland (2013)	10

1.4 Radioaktives Gleichgewicht

²³⁸U ist das Ausgangsnuklid der 4n+2 Zerfallsreihe, welche in der Natur vorkommt. ²³⁴U ist ein Folgeprodukt von ²³⁸U und verhält sich chemisch wie ²³⁸U, aber es kann trotzdem in der Natur angereichert oder abgereichert sein (Steinhauser und Musilek 2009).

Abbildung 1 zeigt die Zerfallsreihe von ²³⁸U. Die Tochternuklide werden zusammen mit ihren Halbwertszeiten und Strahlungsarten angezeigt.

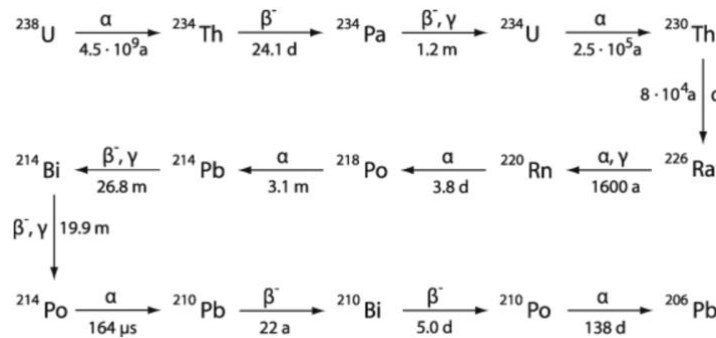


Abbildung 1: (^{238}U) Uran Zerfallsreihe (Steinhauser und Musilek 2009)

Eine radioaktive Zerfallsreihe steht im Gleichgewicht, wenn alle Folgeprodukte dieselbe Aktivität wie das langlebigen Mutternuklid aufweisen. ^{238}U (Mutternuklid) sollte in einem geschlossenen System mit allen Folgeprodukten im Gleichgewicht stehen, andersgesagt, das Aktivitätsverhältnis sollte 1 sein (Khatab 2016). Als Folge des α -Partikel Rückstoß-Effekts im Kristallgitter ist ^{234}U -Isotope besser löslich, d.h. anfälliger für das Auslaugen als ^{238}U . Dies führt zu der Anreicherung von ^{234}U -Isotopen im Grundwasser (Khatab 2016).

Wegen dieses Rückstoß-Effekts kann man erwarten, dass das Aktivitätsverhältnis ($^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$) in natürlichem Grundwasser höher ist als in z.B. durch Kernindustrie kontaminiertem Grundwasser (Rhodes, et al. 2006). Das bedeutet, das Verhältnis sollte in kontaminiertem Grundwasser kleiner als 1 sein, da für den α -Partikel Rückstoß-Effekt nicht genügend Zeit verstrichen ist, um dieses Verhältnis signifikant zu ändern (Rhodes, et al. 2006).

Aus obigen Gründen wurde das Aktivitätsverhältnis ($^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$) sowie ^{238}U und seine anderen Tochternuklide für die Bewertung von geologischen Prozessen (Khatab 2016) und für die Art der Grundwasserkontamination (Rhodes, et al. 2006) verwendet. In [Tabelle 3](#) ist eine Darstellung der Ursachen für die Veränderung des Aktivitätsverhältnisses der Isotope $A(^{234}\text{U}/^{238}\text{U})$ angegeben.

In dieser Arbeit wurde eine mögliche Kontamination durch Düngemittel in Betracht gezogen, da sich manche Probeentnahmestellen in landwirtschaftlichem Gebiet befinden und viele Düngemittel (insbesondere phosphathaltige Düngemittel) eine gewisse Menge Uran enthalten.

Tabelle 3: Ursachen für die Veränderung des Aktivitätsverhältnisses der Isotope $A(^{234}\text{U}/^{238}\text{U})$

$A(^{234}\text{U}/^{238}\text{U})$	Ursachen
=1	Radioaktives Gleichgewicht, in einem ungestörten Ort
<1	Kontamination
>1	Bessere Löslichkeit von ^{234}U als Folge α - Partikel Rückstoßeffect

1.5 Uran im Düngemittel

Anthropogene Einträge wie Verbrennung von Kohle in thermischen Kraftwerken und abgereichertes Uran sind in den untersuchten Wasserproben ohne Bedeutung. Aber für manche der untersuchten Wasserproben sind (infolge einer räumlichen Nähe der Probeentnahmestellen zu landwirtschaftlich genutzten, gedüngten Flächen) Düngemittel ein möglicher Belastungsfaktor, da Uran über mineralische oder teilweise über organische Phosphatdünger in oberflächennahe Grundwässer und Trinkwasser gelangen kann (Haneklaus und Schnug 2008).

Der Urangehalt im Phosphat-Dünger ist abhängig von der Herkunft des Rohphosphates. Auch organische Düngemittel können eine gewisse Menge Uran enthalten. Eine Abschätzung möglicher Uraneinträge aus verschiedenen Düngemitteln ist in [Tabelle 4](#) angegeben. Diese Tabelle wurde ausgehend von einer Düngung von 22 kg Phosphat/ha*a erstellt (Dienemann und Utermann 2012) (Kratz, et al. 2008).

Wie aus Tabelle 4 hervorgeht, liegen die Urangehalte [mg/kg P] und resultierende Einträge [g/ha.a] in die Böden bei organischen Düngemitteln niedriger als bei den untersuchten Mineraldüngern. Weiterhin wurde „die Akkumulation von Uran aus Düngemitteln in Böden“ (E. Schnug 2016) in Deutschland untersucht und es wurde nachgewiesen, dass zwischen 5 und 15 Prozent des heutigen in landwirtschaftlich genutzten Böden vorhandenen Urans bereits der Düngung entstammen.

Tabelle 4: Uraneinträge über Phosphor-Düngung (TSP, NP, PK, NPK) sowie organische Dünnung (Rindergülle und Klärschlamm) (Dienemann und Utermann 2012)

Typ	P-Konzentration [% P] Spannweite	U-Gehalt [mg/kg P] Spannweite	U.Eintrag [g/ha-a] Spannweite	U-Eintrag [g/ha-a] Mittelwert
TSP (Triple-Superphosphat)	16,6 – 20,6	52,3 - 362	5,6 - 48	22
NP (Stickstoff-Phosphat-Dünger)	5,3 – 25,8	0,62 – 198	0,05 - 82	7,0
PK (Phosphat-Kalium-Dünger)	5,8 – 13,4	31,2 - 163	5,1 - 61	23
NPK (Stickstoff-Phosphat-Kalium-Dünger)	1,5 – 13,5	0,04 - 113	0,01 - 166	8,0
Rindergülle	0,43 – 2,1	0,15 – 1,4	0,16 - 7	2,9
Klärschlamm	2,1 – 2,2	0,0005 – 18,5	0,001 - 19	3,2

1.6 Der Einfluss der salinitätsbestimmenden Anionen auf die Uranlöslichkeit

Die Hauptoxidationsstufe von Uran in der Natur sind U^{4+} ($[Rn]5f^2$) und U^{6+} ($[Rn]5f^0$). Die Oxidationsstufe U^{5+} kommt sehr selten vor. Uran in Süß- und Mineralwasser tritt gewöhnlich in U^{6+} -Form auf (H. Ervanne 2004). Die Uranvariabilität im natürlichen Wasser ist in Tabelle 1 angegeben. Es wurde berichtet, dass die Urankonzentration unter reduzierenden Bedingungen bei $\sim 0,1 \mu\text{g/L}$ liegt und unter oxidierende Bedingungen bis $120 \mu\text{g/L}$ erreichen kann (Suma, et al. 2016).

Diese Oxidationsstufen von Uran sind entscheidend für die Stabilität und Mobilität. Das U^{4+} weist wesentlich geringere Löslichkeit auf als das U^{6+} . Die Änderung der Oxidationsstufe von U^{4+} nach U^{6+} erfolgt üblicherweise in der Natur unter oxidierenden Bedingungen an der Geosphäre/Atmosphäre-Grenzfläche oder in der Lithosphäre durch Kontakt mit sauerstoffhaltigem Grundwasser (Cummerland, et al. 2016).

Laut Bruno liegt das gelöste U^{4+} in natürlichen Gewässern zwischen 3 und $30 \mu\text{g/L}$, wenn diese Wässer eine größere Menge von anorganischen Salzen „ Na^+ , Ca^{2+} , K^+ , Cl^- “ enthalten (Bruno und Puigdomenech 1989). Anaerobe Systeme mit hohen Carbonat-Alkalitäten oder hohen gelösten organischen Substanzkonzentrationen können ebenfalls mehr gelöstes U^{4+} enthalten als üblicherweise angenommen (H. Ervanne 2004).

Die Tendenz des Urans, sich mit Sauerstoff zu verbinden, ist mehr ausgeprägter, wenn es sich im sechswertigen Zustand befindet. Im größten Teil des natürlichen pH-Bereichs (~ 6 - 10) bildet U^{6+} starke Komplexe mit sauerstoffhaltigen Ionen (wie CO_3^{2-} , HCO_3^- , SO_4^{2-} , PO_4^{2-}), die in den meisten Oberflächen- und Grundwässern vorkommen (McSween, Richardson und Uhle 2003). Die Reihenfolge der Affinität für einfach und doppelt geladene Spezies ist wie folgt (Bourdon, et al. 2003):



Sulfat und Phosphat sind die wichtigsten Liganden, die die U(VI)-Adsorption und Transport im Grundwasser beeinflussen. Mögliche Urankomplexe, die mit diesen Liganden gebildet werden können, sind beispielsweise UO_2SO_4 und UO_2HPO_4 (Lewis, Burns und Fein 2007)

Carbonat ist der bedeutendste Uranligand in natürlichem Wasser. Aufgrund der Fähigkeit des Uranylions, lösliche Carbonat-Komplexe zu bilden, ist die Wahrscheinlichkeit der U-Mobilität unter alkalischen, oxidierenden Bedingungen erhöht (Langmuir 1978). In [Tabelle 5](#) sind verschiedene Uranyl-Carbonat Komplexe in verschiedenen pH Bereichen bei 25°C angegeben.

Carbonat-Komplexe spielen auch eine wichtige Rolle bei der Entfernung von Uran aus kontaminiertem Wasser. Diese Komplexe erhöhen die Löslichkeit und Mobilität von Uran im Wasser (Brown, et al. 2007).

*Tabelle 5: Uran-Carbonat-Komplexe bei verschiedenen pH-Werten (bei 25°C und unter 10-12 atm CO₂-Partialdruck)
(Langmuir 1978)*

Uran-Carbonat Komplexe in Wasser	pH-Bereiche
UO_2CO_3^0	5-6.5
$\text{UO}_2(\text{CO}_3)_2^{2-}$	6.5-7.5
$\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3^{4-}$	>7.5

1.7 Die Bestimmungsmethode von Uran für Umweltüberwachung

Es gibt mehrere Methoden zur Bestimmung der Urankonzentration in Wasser. Uran kann in Masseneinheiten mittels chemisch-analytischer Methoden (wie Massenspektroskopie; hier wird allerdings nur das Hauptisotop ^{238}U bestimmt, aus das Isotopenverhältnis $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ kann nicht zurückgerechnet werden) und in Aktivitätseinheiten mittels radiochemischer Analyse gemessen werden. Unter radiochemischer Analyse kann man die Alpha-Spektroskopie, Gamma-Spektroskopie und Flüssigszintillationsspektroskopie (LSC in weiterem Text, abgeleitet von liquid scintillation counting) zählen (Tosheva, Stoyanova und Nikolchev 2004) (Szabó Nagy, et al. 2009)

Die meisten häufig angewandten Labormethoden sind folgende Grundschrirte enthalten:

- Ansäuerung
- Vorkonzentrationen oder Verdampfung
- Ionen Austausch
- Mitfällung oder Elektrodeposition
- Messung

Alpha Spektrometrie wird für die Bestimmung von Uran in Gewässern und Umweltmedien verwendet. Die Vorteile der Alpha-Spektrometrie sind folgende:

- die präzise Messung der Uranisotopenkonzentration im Wasser,
- die exzellente Energieauflösung
- der vernachlässigbare Hintergrund
- die niedrige Nachweisgrenze und
- die Verwendung des Spikes, über den die chemische Ausbeute und die Messeffizienz bestimmt werden kann.

Die Nachteile der Alpha-Spektrometrie sind wie folgt:

- Eine erforderliche Probenvorbereitung mit einer Reihe von Schritten, die in dieser Arbeit weiter unten beschrieben sind, einschließlich Ionenaustausch-chromatographie und Mitfällung, um eine dünne Proben-Schicht zu erhalten.
- Die dünne Proben-Sicht ist ein wichtiger Punkt der Alpha-Spektrometrie. Nur aus einem fast masselosem, d.h. deutlich weniger als 1 mm dickem Messpräparat können die Alphateilchen verlustfrei austreten und zum Detektor gelangen.

Außer unter Verwendung von Alpha-Spektroskopie kann Uranbestimmung mittels LSC oder Gammaspektroskopie durchgeführt werden. Da die Nachweisgrenze bei Verwendung von Gammaspektroskopie 100-1000-mal höher liegt als bei der Alphaspektroskopie, wird Gammaspektroskopie in der Regel für grobe Schätzung angewendet und kann erfolgreich für Proben mit hohem Urangehalt verwendet werden, wohingegen die einfache Vorbereitung für die Gammaspektroskopie von Vorteil ist (Khatab 2016).

Bei der Messung mittels LSC sind die α -strahlende Nuklide homogen in einem Cocktail, welcher aus einem organischen Lösungsmittel (z.B. Hisafe III- Diisopropylnaphthalin) und einem Aktivator, der die Strahlungsenergie in Photonen umwandelt, besteht, gelöst. Die Messung erfordert zwar eine Abtrennung der α -strahlenden Nuklide aus der Proben aber es ist kein dünnes Messpräparate notwendig. Von Nachteil ist aber, dass die Verwendung von Spikes zur Ausbeutekorrektur wegen der relativ breiten Peaks meist nicht möglich ist; auch die Peaks der beiden Uranisotope ^{234}U und ^{238}U können nicht aufgelöst werden. Deshalb findet LSC im umweltanalytischer Fragestellungen seltener Verwendung als Alpha-Spektroskopie (Tosheva, Stoyanova und Nikolchev 2004).

2 Probeentnahmestellen

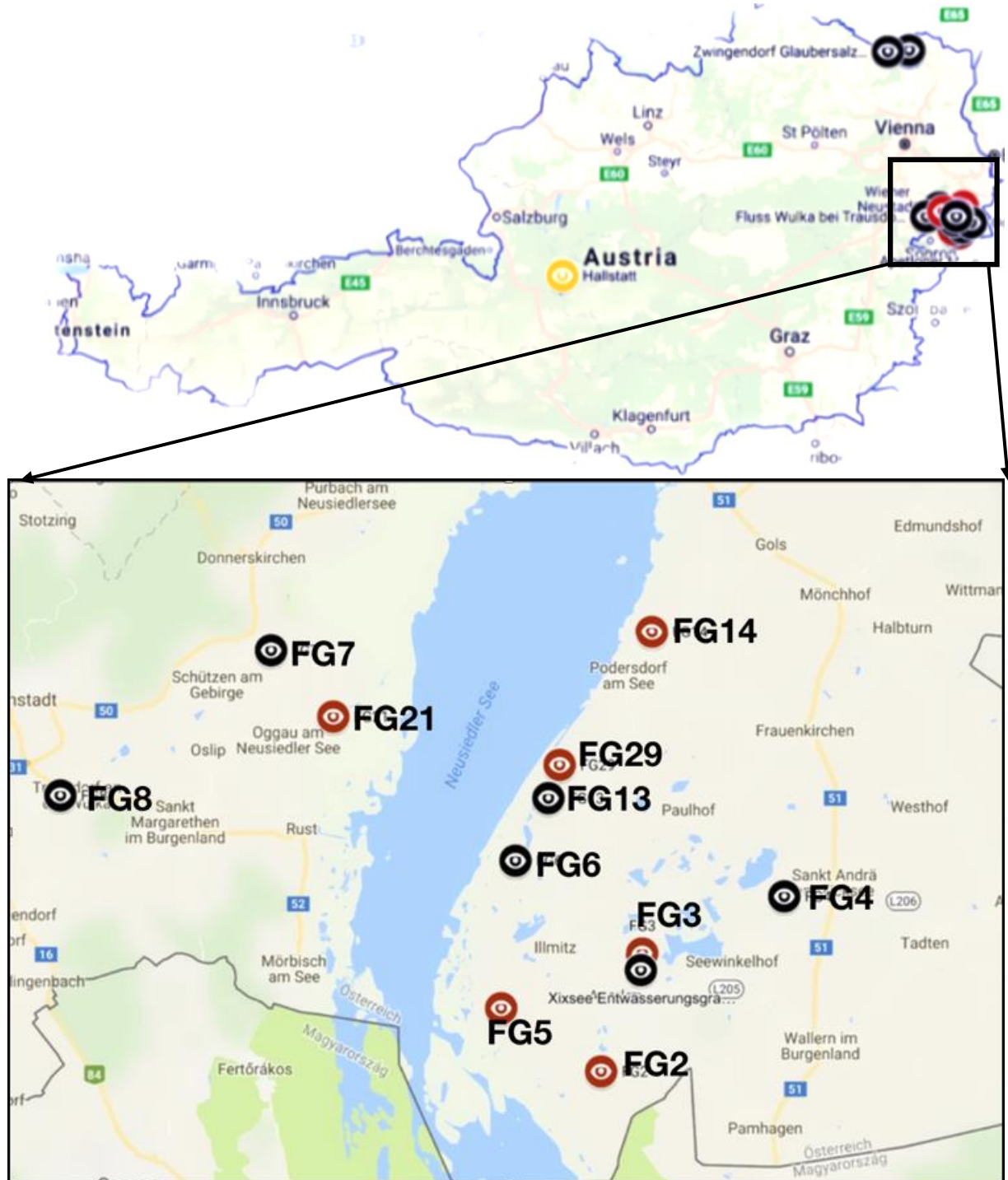


Abbildung 2: Probenentnahmestellen (Rot: $U > 15 \mu\text{g/L}$; Schwarz: $U < 15 \mu\text{g/L}$; Orange: Kein Ergebnis) (Google Earth und Google Maps)

Die Wasserproben wurden im Zeitraum (September 2016-April 2017) an den in [Abbildung 2](#) gekennzeichneten Stellen entnommen. Von diesen wurde direkt vor Ort die Temperatur, der pH-Wert sowie die elektrische Leitfähigkeit gemessen. Sie stammen aus Niederösterreich, Oberösterreich und eine Mehrheit aus dem Burgenland. In [Abbildung 2](#) (unten vergrößert) wurde eine Karte von Teilen des Burgenlands dargestellt und die Probeentnahmestellen wurden beschriftet (FG 2 und FG 18 aus Apetloner Meierhoflacke; FG 3, FG 16, FG 17, und FG 19 aus Xixsee; FG 5, FG 26, FG 27 und FH 28 aus Herrnsee; FG 14, FG 20, FG 22, FG 23, FG 24, FG 25 sowie FG 30 stammen alle aus der Legerilacke. Deswegen wurden diese nicht weiterhin gekennzeichnet).

Insgesamt wurden 15 verschiedene Messstellen (Porenwasser und Oberflächenwasser) auf Uran untersucht. Generell wurden jene Messstellen einmal beprobt, außer wenn in den Proben mehr Uran zu finden war. An diesen Stellen erfolgten drei bis sechs weitere Porenwasser-Untersuchungen. Die Porenwasser-Proben wurden mit einem Gerät, das in [Abbildung 3](#) zu sehen ist, entnommen. Es handelt sich um einen Vakuum-Porenwasser-Sammler. Der folgenden Tabelle ([Tabelle 6](#)) sind für jede Probe die Bezeichnung der Proben, der Zeitpunkt der Probenahme, die Positionen und die vor Ort gemessenen Werte (Temperatur des Wassers, pH, elektrische Leitfähigkeit) zu entnehmen.

Um eine mögliche Kontamination durch Düngemittel berücksichtigen zu können, wurden diejenige Proben, in deren Einzugsgebiet sich keine gedüngten landwirtschaftlichen Flächen befinden, mit einem Stern „*“ gekennzeichnet.

Diese untersuchten Wasserproben wurden von ao. Univ.-Prof. Mag. Dr. Regina Krachler und Mag. Dr. Rudolf Krachler zur Verfügung gestellt. Die Proben wurden gekühlt und dunkel gelagert, bevor sie analysiert wurden.



Abbildung 3: Probeentnahme Gerät für Porenwasser

Tabelle 6: Die Bezeichnung der Proben, die Zeitpunkt der Probenahme, die Positionen und sowie die vor Ort gemessenen Werte (Temperatur des Wassers(°C), pH, elektrische Leitfähigkeit (mS/cm))

Probe	Beschriftung	Datum	Position	T _{WASSER} (°C)	el. Leitfähigkeit (mS/cm)	pH
Apetloner Meierhoflacke	FG 2	10.09.2016	Seehöhe 115 m N 47°43'12,5" O 16°49'24,9"	31,4	27,0	9,44
Xixsee Süd *	FG 3	10.09.2016	Seehöhe 117 m N 47°45'36,5" O 16°50'39,0"	32,8	5,61	9,66
Xixsee- Entwässerungsgraben *	FG 1	10.09.2016	Seehöhe 116 m N 47°45'16,5" O 16°50'37,1"	28,5	5,22	9,04
Südlicher Herrnsee *	FG 5	10.09.2016	Seehöhe 114 m N 47°44'29,7" O 16°46'22,8"	32,8	14,04	9,15
Südlicher Silbersee	FG 6	10.09.2016	Seehöhe 115 m N 47°47'29,6" O 16°46'48,5"	32,2	16,99	9,64
Ochsenbrunnlacke	FG 4	10.09.2016	Seehöhe 120 m N 47°48'27,7" O 16°50'40,3"	31,0	14,53	9,68
Fluss Wulka bei Oggau	FG 7	17.09.2016	Seehöhe 123 m N 47°51'46,4" O 16°39'23,9"	19,5	1,057	8,26
Fluss Wulka bei Trausdorf	FG 8	17.09.2016	Seehöhe 154 m N 47°48'50,0" O 16°33'01,6"	19,6	1,027	8,21
Laa/Thaya Ziegelteich	FG 9	24.09.2016	Seehöhe 182 m N 48°42'56,1" O 16°24'36,5"	21,6	4,09	8,79
Laa/Thaya Brunnen	FG 10	24.09.2016	Seehöhe 194 m N 48°42'56,1" O 16°24'36,5"	18,9	4,13	8,25
Zwingendorf Glaubersalzteich	FG 11	24.09.2016	Seehöhe 185 m N 48°42'33,6" O 16°14'18,3"	23,6	15,64	9,20
Salzquelle Hallstatt Probe 1 *	FG 15	01.10.2016	Seehöhe 1336 m N 47°33'46,0" O 13°36'44,5"	16,2	36,3	7,39
Salzquelle Hallstatt Probe 2 *	FG 12	01.10.2016	Seehöhe 1336 m N 47°33'46,0" O 13°36'44,5"	15,0	59,2	7,25
Oberer Stinkersee *	FG 13	08.10.2016	Seehöhe 116 m N 47° 48' 46,0" O 16° 47' 48,0"	16,2	20,9	9,65
Legerilacke Süd Porenwasser aus 80 cm Tiefe Quellerstandort	FG 14	01.11.2016	Seehöhe 116 m N 47°52'09,3" O 16°50'56,4"	12,0	51,6	7,50
Xixsee Nord Porenwasser I ohne Sediment aus 100 cm Tiefe *	FG 16	26.02.2017	Seehöhe 117 m N 47° 45' 52" O 16° 50' 23,5"	14,5	4,05	7,51

Probe	Beschriftung	Datum	Position	T _{WASSER} (°C)	el. Leitfähigkeit (mS/cm)	pH
Xixsee Nord Porenwasser II mit Sediment aus 100 cm Tiefe *	FG 17	26.02.2017	Seehöhe 117 m N 47° 45' 52,0" O 16° 50' 23,5"	14,5	4,05	7,51
Quellerstandort Apetloner Meierhoflacke Porenwasser aus 80 cm Tiefe *	FG 18	4.03.2017	Seehöhe 115m N 47°43'16.02" O 16°49'59.56"	14,5	22,7	7,83
Xixsee Nord Oberflächenwasser *	FG 19	4.03.2017	Seehöhe 117 m N 47° 45' 52,0" O 16° 50' 23,5"	14,5	2,25	8,7
Quellerstandort Oggau Porenwasser aus 80 cm Tiefe*	FG 21	18.03.2017	Seehöhe 115 m N 47°50'25,50" O 16°41'17,00"	10,8	39,2	7,08
Legerilacke Nord Porenwasser aus 100 cm Tiefe, Quellerstandort Probe I ohne Sediment	FG 20	25.03. 2017	Seehöhe 116 m N 47°52'16,3" O 16°51'01,0"	12,3	49,3	7,48
Legerilacke Nord Porenwasser aus 100 cm Tiefe, Quellerstandort Probe II mit Sediment	FG 22	25.03. 2017	Seehöhe 116 m N 47°52'16,3" O 16°51'01,0"	12,3	49,3	7,48
Legerilacke Süd 2 Porenwasser aus 80 cm Tiefe Probe I ohne Sediment	FG 23	1.04.2017	Seehöhe 117m N 47° 52'07.0" O 16° 50' 51.3"	20,6	65,6	7,35
Legerilacke Süd 2 Porenwasser aus 80 cm Tiefe Probe II mit Sediment	FG 24	1.04.2017	Seehöhe 117m N 47° 52'07.0" O 16° 50' 51.3"	20,6	65,6	7,35
Legerilacke Oberflächenwasser	FG 25	1.04.2017	Seehöhe 117 m N 47°52'12,0" O 16°50'53,5"	20,6	5,92	8,64
Legerilacke Süd-West Porenwasser aus 80 cm Tiefe	FG 30	8.04.2017	Seehöhe 117 m N 47°52'10,0" O 16°50'44,7"	12,0	64,1	7,20
Herrnsee Porenwasser 1 aus 80 cm Tiefe *	FG 27	11.04.2017	Seehöhe 115 m N 47°44'35,1" O 16°46'15,0"	14,2	21,0	7,39
Herrnsee Porenwasser 2 aus 80 cm Tiefe *	FG 28	11.04.2017	Seehöhe 115 m N 47°44'35,3" O 16°46'15,5"	14,2	30,0	7,28
Herrnsee Oberflächenwasser *	FG 26	11.04.2017	Seehöhe 114 m N 47°44'34,7" O 16°46'18,4"	14,7	14,0	8,99
Scheibenlacke Porenwasser aus 120 cm Tiefe	FG 29	14.04.2017	Seehöhe 119 m N 47°49'26,8" O 16°48'08,6"	12,0	26,9	8,99

3 Methoden

3.1 Uranbestimmung in Wasserproben

Reagenzien:

- 40% HF (Sigma-Aldrich)
- 0.58 M HF (980 ml H₂O + 20 ml 48% HF)
- 0.5 mg/ml Neodym-Lösung: 58 mg Nd₂O₃ in 1 M HCl (leicht erwärmen) lösen und mit 1 M HCl auffüllen
- NdF₃-Lösung: 10 ml 0.5 mg/ml Neodym-Lösung + 455 ml 1 M HCl + 40 ml 48% HF
- 15%ige TiCl₃ (Sigma Aldrich)
- HCl (Sigma-Aldrich)
- HNO₃ (Sigma-Aldrich)

Die Proben wurden zwischen September 2016 und April 2017 aus verschiedenen Regionen von Österreich (Niederösterreich, Oberösterreich und eine Mehrheit von Burgenland) entnommen. Sie wurden in 1,5 L PET-Flaschen (Polyethylenterephthalat) angesammelt und um die Adsorption von Uran an der Flaschenwand zu vermeiden, wurden sie im Labor mit 40 ml HNO₃ angesäuert.

Zur Bestimmung der chemischen Ausbeute wurde 500 oder 750 ml von der Probe zuerst abfiltriert (Quantitative Filter Paper; Sartorius, 5 to 8 µm) und dann mit 20 µL ²³²U-Spike (A(²³²U) siehe Tabelle 20) versetzt. Das exakte Volumen wurde in Tabelle 20 (Siehe S. 38) zusammengestellt. Die Probe wurde mittels Heizplatte vorsichtig zur Trockene eingedampft. Anschließend wurde 3-mal mit je 10 ml konzentrierter HCl abgeraucht um Nitrate zu entfernen. Der Rückstand wurde in 80-90 ml HCl gelöst. Unlösliche Partikel wurden mittels Schwarzbandfilter abgetrennt.

Um Dowex 1x2 Cl⁻ (100-200 mesh) zu konditionieren, wurde es zuvor mindestens 3 Stunden in dest. Wasser aufgeschlämmt, danach abfiltriert und in 8M HCl aufgenommen.

Die Probe wurde auf die Säule, die mit Dowex halbvoll gefüllt war, aufgetragen. Vor der Elution wurde die Säule mit 50 ml 8M HCl nachgewaschen, um vorhandenes Th und Ca zu entfernen, welche später bei der Alpha-Spektroskopie Probleme verursachen würden (Thorium durch zusätzliche Peaks; Ca würde bei der Mikropräzipitation einen zu massereichen Niederschlag bilden).

Die Elution von Uran wurde mit 80 ml 0,1M HCl durchgeführt. Das Eluat wurde auf der Heizplatte zur Trockene eingengt. Der Rückstand wurde mit 3x5 ml HNO_{3(konz)} und 2 ml H₂O₂ (30%) abgeraucht; somit wurden die Harzrückstände zerstört. Der Rückstand wurde in 2 ml 1M HCl aufgenommen und in eine Kunststoffeprouvette überführt. Danach wurde noch zweimal mit je einem ml 1M HCl nachgespült und zu der Lösung in der Kunststoffeprouvette gegeben.

In **Abbildung 4** ist eine einfache Durchführung schematisiert dargestellt.



Abbildung 4: Uranbestimmung in Wasserproben

Mikropräzipitation

Die Lösung wurde mit 100 μl Nd^{3+} -Lösung für die Mitfällung versetzt. Danach wurde tropfenweise TiCl_3 , bis eine violette Farbe entsteht, zur Reduktion von U^{6+} zu U^{4+} zugegeben. Nach Zugabe von 0,5 ml 40% HF als Fällungsmittel wurde die Lösung geschüttelt und für 30 min stehen gelassen.

Nach einer Minute im Ultraschallbad wurde die Probelösung durch einen Membranfilter (Cellulose Nitrate Membrane Filters; WhatmanTM, 0,1 μm), die zuvor durch Filtrieren von 4 ml NdF_3 vorbereitet worden war, abfiltriert. Die Epruvette wurde zuerst mit 2 ml 0,58M HF gewaschen und abfiltriert, anschließend noch einmal mit 2 ml destilliertem Wasser; das Waschwasser wurde ebenfalls filtriert. Der Filter wurde trocken gesaugt und auf einem Metall-Plättchen mit einem Sprengring fixiert. Es wurde bis zur Messung staubgeschützt aufbewahrt. Die Messung erfolgte mit einem Oberflächensperrschichtdetektor (PIPS Model 7401, CanberraTM).

3.1.1 Auswertung der Alphaspektren

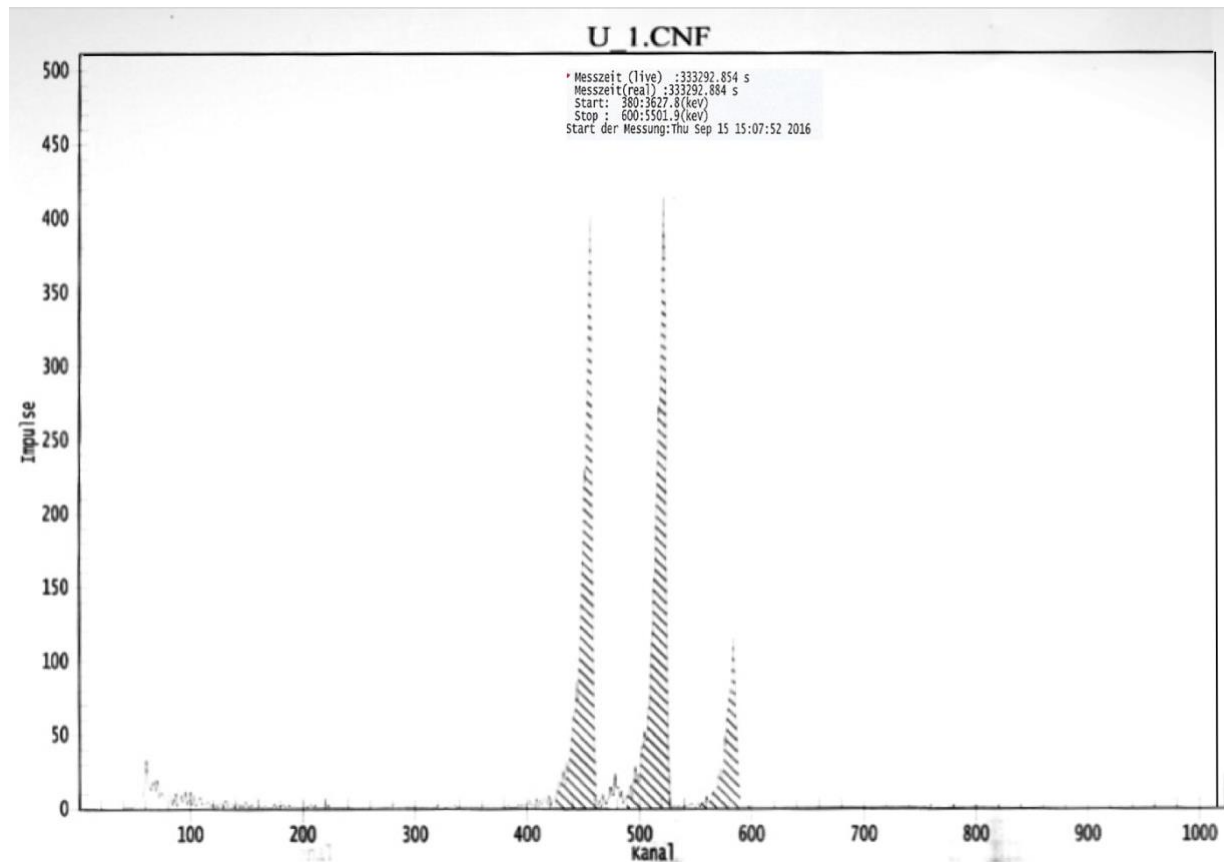


Abbildung 5: Alpha Chromatogramm von FG1

* In [Abbildung 5](#) ist ein Alphaspektrum von FG1 (Xixsee-Entwässerungsgraben) zu sehen. Die Peaks entsprechen von rechts nach links ^{232}U (Spike), ^{234}U , ^{238}U . (der kleine Peak zwischen ^{234}U und ^{238}U stammt von ^{235}U)

Tabelle 7: Die Halbwertszeiten und die Energie-Bereiche der Isotope

Isotop	Energie in MeV	Halbwertszeit
U-232	5,324	70,0 a
U-234	4,773	$2,455 \cdot 10^5$ a
U-238	4,195	$4,468 \cdot 10^9$ a

Über Spike:

Bei allen Proben wurde ^{232}U als Spike zugesetzt, um die Aktivitäten von ^{238}U bzw. ^{234}U und die Ausbeute berechnen zu können. Da dieses Isotop nicht im Wasser enthalten ist, wurde eine bekannte Menge von Spike ganz am Anfang (vor dem Eindampfen) hinzu pipettiert. Anhand der wiedergefundenen Menge bei der Messung wurde die Ausbeute bzw. die Aktivität der Isotope berechnet. ^{232}U verhält sich chemisch gleich wie ^{238}U und ^{234}U , und besitzt eine α -Energie, die sich von der α -Energie des zu messenden Nuklids (^{234}U und ^{238}U) unterscheidet (Siehe [Tabelle 7](#)). Somit erfüllt ^{232}U alle benötigten Bedingungen.

Berechnungen der Aktivität:

$$A(^{238}\text{U}) = \frac{\text{counts}(^{238}\text{U})}{\text{counts}(^{232}\text{U})} * A(^{232}\text{U})$$

Formel 1: Aktivität (mBq) von ^{238}U (Berechnung der ^{234}U -Aktivität analog)

$A(^{238}\text{U})$: Aktivität von ^{238}U in der Probe (mBq/ausgegangenem Volumen (500 oder 750mL))
Counts (^{238}U) & Counts (^{232}U): Net Count in den entsprechenden Peakflächen

Messunsicherheit der Aktivität:

$$\sigma^2 = \left(\frac{A(^{232}\text{U})}{\text{counts}(^{232}\text{U})} \right)^2 * \text{counts}(^{238}\text{U}) + \left(\frac{\text{counts}(^{238}\text{U})}{\text{counts}(^{232}\text{U})^2} * A(^{232}\text{U}) \right)^2 * \text{counts}(^{232}\text{U})$$

Formel 2: Messunsicherheit der Aktivität- ^{238}U (Berechnung der ^{234}U -Messunsicherheit der Aktivität analog)

Es handelt sich hier um ein 1σ -Unsicherheit, d.h. die Unsicherheit des Spikes wurde nicht berücksichtigt.

$A(^{238}\text{U})$: Aktivität von ^{238}U in der Probe (mBq/ausgegangenem Volumen (500 oder 750mL))
Counts (^{238}U) & Counts (^{232}U): Net Count in den entsprechenden Peakflächen

Unsicherheit des Isotopenverhältnisses ($^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$):

$$\sigma = \frac{\text{counts}(^{234}\text{U})}{\text{counts}(^{238}\text{U})} * \sqrt{\frac{1}{\text{counts}(^{234}\text{U})} + \frac{1}{\text{counts}(^{238}\text{U})}}$$

Formel 3: Unsicherheit des Isotopenverhältnisses

Counts (^{238}U) & Counts (^{234}U): Counts in den entsprechenden Peakflächen

Ausbeute (Y):

$$A(^{232}\text{U}) = \frac{\text{counts}(^{232}\text{U})}{\gamma * t * \varepsilon_{det}} * F$$

Formel 4: Ausbeute Bestimmung (%)

Counts (^{232}U): Net Count in der ^{232}U -Peakflächen

γ : Ausbeute (%)

ε_{det} : Messeffizienz des Detektors (ca.0,3)

t: Messungszeit (s)

$A(^{232}\text{U})$: Aktivität von Spike (mBq)

F: Faktor (100000)

Massenbestimmung:

$$A(^{238}\text{U}) = \frac{m}{M} * N_A * \frac{\ln 2}{\tau}$$

Formel 5: Zusammenhang Aktivität-Masse

$A(^{238}\text{U})$: Aktivität von ^{238}U in Probe (Bq)

m: Menge (g)

M: Molarmasse von ^{238}U (g/mol)

N_A = Avogadro-Zahl ($6.022 \cdot 10^{23} \text{mol}^{-1}$)

τ = Halbwertszeit des ^{238}U (s)

- Bis jetzt wurden alle Aktivität-Berechnungen von ausgegangenem Volumen (500-750 ml) berechnet. Für die Konzentrationsbestimmung wurde die Menge in $\mu\text{g/L}$ umgerechnet. Das Volumen, die Messzeiten, die verwendeten Detektor und seine Effizienz sowie andere gemessene Werten wurden am Ende dieser Arbeit in Tabelle 20 (Siehe S. 38) zusammengestellt.

Unsicherheit der Masse:

$$\sigma = \frac{\sigma_{A(^{238}\text{U})}}{A(^{238}\text{U})} * m$$

Formel 6: Unsicherheit der Masse (µg/L)

σ =Fehler (µg)

$\sigma_{A(^{238}\text{U})}$ = Fehler der Aktivität des ^{238}U Isotops (mBq/L)

m = Berechnete Masse des ^{238}U Isotops (µg)

$A(^{238}\text{U})$ = Aktivität des ^{238}U -Isotops (mBq/L)

3.2 Uranbestimmung in Sedimentproben

Während der Durchführung von FG-12&FG-15 (von Hallstatt) sind die Proben stark gelb geworden. Diese Färbung konnte nicht durch Säule eliminiert werden und bildete Niederschlag bei der Mikropräzitation. Aus diesen Proben, die suspendiertes Sediment enthielten, wurde das Sediment abgetrennt und wurden diese Sedimentproben gammaspektroskopisch gemessen.

Die Aktivitätskonzentrationen von natürlichen Uran (^{238}U) in Sedimentproben wurden unter Verwendung eines Reverse-Elektrode-Ge-Detektors (Canberra GR 2020) mit 20% Wirkungsgrad relativ zu NaI und 3 keV Auflösung gemessen. Hierfür wurde das Sediment mit Wasser gewaschen, abfiltriert und bei 100°C über Nacht getrocknet. Danach wurde die Proben zerkleinert. Die Masse wurde bestimmt und in einem Plastikgefäß zur Messung gegeben. Die Aktivitätskonzentration (mBq/g) von ^{238}U unter Verwendung des Folgeprodukts (^{226}Ra) bestimmt. Es wurde angenommen, dass ^{226}Ra mit ^{238}U im radioaktiven Gleichgewicht steht (Wallova, Kandler und Wallner 2012).

Die Messungen wurden erst nach 2 Wochen durchgeführt, damit die Folgeprodukte (^{226}Ra) nachwachsen können und ins radiochemische Gleichgewicht kommen. Zum Vergleich (bzw. zur Bestimmung von Messefficiency und Geometriefaktor) wurde eine Standardprobe (IAEA-375; mit bekanntem ^{226}Ra -Gehalt (20 µg/g)) gemessen.

3.2.1 Auswertung der Gammaspektren

Die Messung wurde relativ zu einer vergleichbaren Probe mit bekanntem ^{226}Ra -Gehalt (20 mBq/g) durchgeführt. (^{226}Ra im radioaktiven Gleichgewicht mit ^{238}U)

gemessener ^{226}Ra -Peak: 186 keV

Vergleichsprobe: IAEA-375 (Bodenprobe)

Tabelle 8 zeigt die Auswertung der Gammaspektren. Der Urangehalt in Sedimentproben variiert zwischen 0,6 und 1,6 µg U/ g, wobei der Durchschnittsgehalt in der Lithosphäre von verschiedenen Autoren mit 2-10 µg/g angegeben wird (Rösler und Lange 1976)

Tabelle 8: Auswertung von Gammaspektren

Probe	Area (Counts)	Messzeit (s)	Proben-Masse (g)	mBq Ra-226	mBq/g	µg Uran/g Sediment
IAEA	594	84000	10	200	20	1,6
Sediment 21	990	411000	9,3	68	7	0,6
Sediment 22	1740	411000	9,3	120	13	1,0
Sediment 29	1414	330000	9,3	121	13	1,1
Hallstatt II	2277	411000	9,3	157	17	1,4

$$A = (^{226}\text{Ra})_{\text{probe}} = \frac{\text{Counts(Probe)}}{t_{\text{probe}}} * \frac{t_{\text{standard}}}{\text{Counts(Standard)}} * A(^{226}\text{Ra})_{\text{standard}}$$

Formel 7: Aktivitätsbestimmung in Sediment

A=Aktivität (mBq)

t= Messzeit (s)

Die Aktivität von ^{226}Ra wurde mit der Aktivität von ^{238}U gleich angenommen. Und mit **Formel 5** wurde die Konzentration berechnet.

3.3 Flammen-Atom Absorption Spektroskopie

Die Flammen Atom Absorptionsmessungen (F-AAS) wurden auf einem Perkin Elmer Analyst durchgeführt.

Hierfür wurden die ursprünglichen Proben filtriert (Quantitative Filter Paper; Sartorius; 5 to 8 µm). Eine Verdünnungsreihe der Proben (1:10, 1:100, 1:1000, 1:10000) wurde mit 2% HNO₃ vorbereitet. Zur Kalibrierung des Geräts wurden jeweils verschiedene Konzentrationen der Standards verwendet. Die Konzentrationsbereiche der Standards sind in [Tabelle 9](#) angegeben.

Zur Kalibration wurden die Standards beginnend mit einer geringsten Konzentration gemessen. Eine Kurve polynomisch durch den Ursprung angepasst ($R^2 > 0,9999$)

Die Messungen wurden mit einer Wellenlänge, die unten in [Tabelle 9](#) angegeben ist, durchgeführt. Jede Messung wurde mindestens dreimal durchgeführt.

Tabelle 9: Die Wellenlängen und Standards-Konzentrationen zur Detektion der Elemente mittels Atomabsorptionsspektroskopie

Element	K	Na	Ca	Mg
Wellenlänge (nm)	766,5	589	422,7	285,2
Messbereich (mg/L)	0,25-2	0,25-1	0,5-2,5	1-10

3.4 Ionenchromatographie

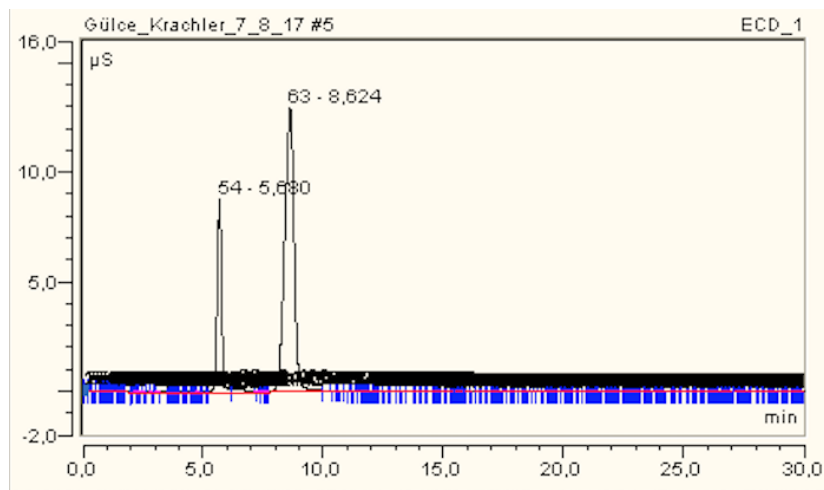
Die Gehalte von Chlorid (Cl⁻) und Sulfat (SO₄²⁻) in Wasserproben wurden mittels Ionenchromatographie (Dionex ICS:1000) gemessen.

Hierfür wurden zwei Standards (CPAchem, Multi-Element Standard Solution für IC; Cl:10 mg/L, SO₄:20 mg/L) verwendet. Da die elektrischen Leitfähigkeiten der Proben sehr groß (zw. 5,92-65,6 mS/cm) waren, waren sie ein Beweis, dass die Ionenkonzentrationen sehr hoch waren. Die ursprünglichen (nicht angesäuerten) Proben wurden deswegen mit Milli-Q Wasser auf ungefähr 200-300 µS/cm mit Milli-Q Wasser verdünnt. Die Standards und Proben wurden in Vials (Dionex von Thermo Scientific, 0.5 ml) pipettiert und in den Autosampler des Ionenchromatographie-Geräts gestellt und gemessen.

Jede Probe wurde zweimal gemessen, mit Ausnahme von FG22 und FG29.

Zur Auswertung wurden die Peakflächen herangezogen und mit Verdünnungs- sowie Kalibrierungsfaktor multipliziert. Die Identifizierung der Peaks erfolgte über die Retentionszeit.

In [Abbildung 6](#) ist ein Chromatogramm von FG21 (Oggau-Porenwasser) zu sehen. [Tabelle 10](#) enthält die gemessene Cl⁻ und SO₄²⁻-Konzentrationen.



Eluent: 38 mM NaOH
 Flussrate: 1,2 mL/min
 Temperatur: 30 °C
 Injektionsvolumen: 25 µL
 Speicherlösung: 100 mM
 Natriumtetraborat

Abbildung 6: IC von FG21 (Oggau-Porenwasserprobe) (Peaks von links nach rechts: Cl^- und SO_4^{2-})

*54 und 63: Peaks-Nummer

Retentionszeit: 5,680 (für Cl^-) und 8,624 (für SO_4^{2-})

Tabelle 10: Die Messergebnisse sowie Kalibrierungsfaktor

			SO_4^{2-}			Cl^-		
		Verdünnung g 1 zu:	Peakarea (Mittelwert)	Kalibrierungs- faktor	c (mmol/ L)	Peakarea (Mittelwert)	Kalibrierungs- faktor	c (mmol/ L)
FG20	1. Messung	364,62	4,8972	12,753	237	2,0886	9,462	203
	2. Messung	365	4,6867	14,054	250	1,9452	10,185	204
FG21	1. Messung	286,42	6,1673	12,753	235	2,0336	9,462	155
	2. Messung	286	5,9078	14,054	247	1,8817	10,185	155
FG22	1. Messung	-	-	-	-	-	-	-
	2. Messung	365	4,7351	14,054	253	1,9503	10,185	204
FG23	1. Messung	369,3	4,8543	12,753	238	2,1015	9,462	204
	2. Messung	386	7,1343	14,054	403	2,2555	10,185	250
FG24	1. Messung	383,93	7,5549	12,753	385	2,4590	9,462	252
	2. Messung	386,04	6,9323	14,054	392	2,1966	10,185	243
FG25	1. Messung	20,41	6,1601	12,753	17	3,3501	9,462	18
	2. Messung	20,03	6,1554	14,054	18	3,1488	10,185	18
FG26	1. Messung	91,27	3,8370	13,507	49	1,4940	9,715	37
	2. Messung	90,04	3,9914	14,054	53	1,5508	10,185	40
FG27	1. Messung	132,96	5,3338	13,507	100	1,3622	9,715	50
	2. Messung	130	5,8192	14,054	111	1,4925	10,185	56
FG28	1. Messung	197,18	5,7089	13,507	158	1,2510	9,715	68
	2. Messung	200	5,8516	14,054	171	1,2392	10,185	71
FG29	1. Messung	198,97	1,7337	13,507	49	1,1535	9,715	63
	2. Messung	-	-	-	-	-	-	-
FG30	1. Messung	357,96	8,4672	12,753	402	2,5119	9,462	240
	2. Messung	375	7,8802	14,054	432	2,2687	10,185	244

3.5 Alkalität / Säurebindungsvermögen

Das Säurebindungsvermögen des Carbonat/Hydrogencarbonat/Kohlensäure Systems wurde mittels Titration bestimmt. 25 ml der verdünnten Probe wurden mit 0,1 M HCl (Faktor:0,9985) titriert. Mittels Glaselektrode wurde die Titrationskurve verfolgt.

In Abbildung 7 ist als Beispiel ein Diagramm (Scheibenlacke) mit der Gran-Funktion zu finden, die zur Bestimmung des Säurebindungsvermögens eingesetzt wurde.

Tabelle 11 enthält die Ergebnisse.

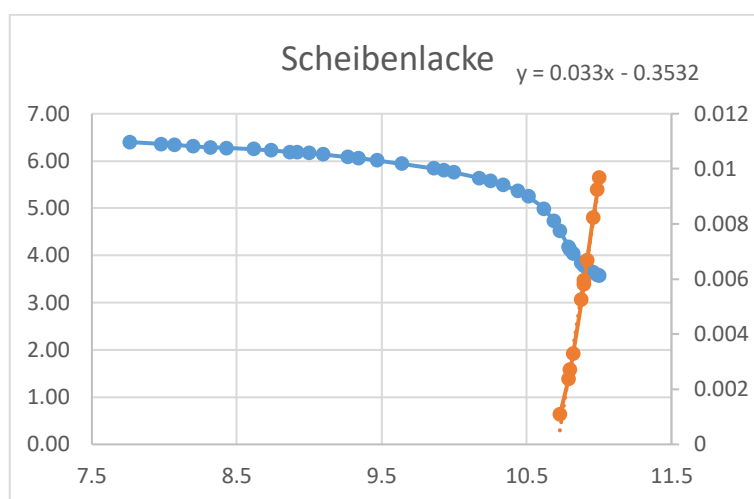


Abbildung 7: Titration & Gran-Funktion

- Gran-Funktion= $0,033 \cdot \text{HCL}(\text{ml}) - 0,3532$ (für Scheibenlacke)

Tabelle 11: Gran-funktion der Proben

Beschriftung	Proben	Gran-Funktion			Verdünnungsfaktor	SBV (mäq/L)
		1. Messung	2. Messung	Mittelwert		
FG20	Legerilacke Nord (P:1)	0,77	0,76	0,77	10,00	31 ± 1
FG21	Oggau	1,39	1,27	1,33	5,01	26 ± 0,4
FG22	Legerilacke Nord (P:2)	0,70	0,69	0,69	10,03	28 ± 0,7
FG23	Legerilacke Süd 2 (P:1)	0,72	0,67	0,70	9,50	27 ± 2
FG24	Legerilacke Süd 2 (P:2)	0,64	0,61	0,62	10,01	25 ± 0,5
FG25	Legerilacke OW	4,72	4,69	4,70	1,00	19 ± 3
FG26	Herrnsee OW	9,91	10,85	10,38	1,00	41 ± 0,4
FG27	Herrnsee PW 1	3,67	3,94	3,81	2,00	30 ± 2
FG28	Herrnsee PW 2	1,63	2,03	1,83	5,20	38 ± 7
FG29	Scheibenlacke	10,70	10,73	10,71	4,97	213 ± 34
FG30	Legerilacke Süd-West	0,49	0,49	0,49	10,16	20 ± 1

*SBV: Säurebindungsvermögen

4 Ergebnisse

Tabelle 12: Die Aktivitäten der Uranisotope, deren Aktivitätsverhältnisse und die Urankonzentration ($\mu\text{g/L}$) in Wasserproben sowie Ausbeute (%)

Volumen	Beschriftung	$A(^{232}\text{U})$	$A(^{234}\text{U})$	$A(^{238}\text{U})$	$^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$	Uran Konz. ($\mu\text{g/L}$)	Ausbeute (%)
750ml+10 μl	FG1	$14,2 \pm 0,7$	53 ± 2	48 ± 2	$1,09 \pm 0,02$	$5,18 \pm 0,17$	71
750ml+10 μl	FG2	$14,2 \pm 0,7$	113 ± 9	105 ± 8	$1,08 \pm 0,04$	$11,25 \pm 0,9$	11
750ml+10 μl	FG3	$14,2 \pm 0,7$	123 ± 7	114 ± 7	$1,07 \pm 0,03$	$12,25 \pm 0,7$	16
750ml+10 μl	FG4	$14,2 \pm 0,7$	28 ± 2	27 ± 2	$1,06 \pm 0,05$	$2,87 \pm 0,18$	19
750ml+10 μl	FG5	$14,2 \pm 0,7$	204 ± 7	189 ± 7	$1,08 \pm 0,01$	$20 \pm 0,7$	34
750ml+10 μl	FG6	$14,2 \pm 0,7$	52 ± 1	49 ± 1	$1,05 \pm 0,02$	$5,29 \pm 0,12$	106
500ml+10 μl	FG7	$14,2 \pm 0,7$	$12,21 \pm 0$	10 ± 0	$1,18 \pm 0,04$	$1,66 \pm 0,05$	114
500ml+10 μl	FG8	$14,2 \pm 0,7$	$13,08 \pm 0$	12 ± 0	$1,12 \pm 0,04$	$1,87 \pm 0,06$	94
750ml+20 μl	FG9	$28,4 \pm 1,4$	$10,2 \pm 0$	6 ± 0	$1,58 \pm 0,07$	$0,69 \pm 0,02$	87
750ml+20 μl	FG10	$28,4 \pm 1,4$	$11,3 \pm 0$	8 ± 0	$1,46 \pm 0,06$	$0,83 \pm 0,03$	80
500ml+20 μl	FG11	$28,4 \pm 1,4$	$38,22 \pm 1$	34 ± 1	$1,13 \pm 0,03$	$5,44 \pm 0,14$	71
500ml+20 μl	FG12	$28,4 \pm 1,4$	273 ± 15	88 ± 5	$3,08 \pm 0,11$	$14,23 \pm 0,88$	7
500ml+20 μl	FG13	$28,4 \pm 1,4$	49 ± 1	48 ± 1	$1,02 \pm 0,03$	$7,65 \pm 0,22$	140
500ml+20 μl	FG14	$28,4 \pm 1,4$	1186 ± 25	1161 ± 25	$1,02 \pm 0$	187 ± 4	86
750ml+20 μl	FG16	$35,4 \pm 1,8$	29 ± 1	26 ± 1	$1,11 \pm 0,03$	$2,82 \pm 0,07$	101
500 ml+20 μl	FG17	$35,4 \pm 1,8$	636 ± 69	632 ± 69	$1,01 \pm 0,04$	73 ± 7	5
500 ml+20 μl	FG18	$35,4 \pm 1,8$	245 ± 6	225 ± 5	$1,09 \pm 0,01$	$36 \pm 0,8$	61
500ml+20 μl	FG19	$35,4 \pm 1,8$	15 ± 1	12 ± 0	$1,34 \pm 0,07$	$1,86 \pm 0,08$	65
500ml+20 μl	FG20	$35,4 \pm 1,8$	1965 ± 45	1913 ± 44	$1,03 \pm 0$	$307,7 \pm 7,12$	38
500ml+20 μl	FG21	$35,4 \pm 1,8$	895 ± 47	910 ± 48	$0,98 \pm 0,01$	146 ± 8	31
500ml+20 μl	FG22	$35,4 \pm 1,8$	1919 ± 98	1833 ± 94	$1,05 \pm 0,01$	295 ± 15	35
500ml+20 μl	FG23	$35,4 \pm 1,8$	5632 ± 295	5247 ± 274	$1,07 \pm 0,01$	844 ± 44	33
500ml+20 μl	FG24	$35,4 \pm 1,8$	4058 ± 207	4455 ± 228	$0,91 \pm 0,01$	716 ± 37	55
500ml+20 μl	FG25	$35,4 \pm 1,8$	186 ± 9	195 ± 9	$0,96 \pm 0,03$	$31 \pm 1,5$	53
500ml+20 μl	FG26	$35,4 \pm 1,8$	452 ± 13	422 ± 12	$1,07 \pm 0,01$	$68 \pm 1,9$	66
500ml+20 μl	FG27	$35,4 \pm 1,8$	565 ± 16	561 ± 16	$1,01 \pm 0,01$	$90 \pm 2,6$	66
500ml+20 μl	FG28	$35,4 \pm 1,8$	821 ± 23	755 ± 21	$1,09 \pm 0,01$	121 ± 3	58
500ml+20 μl	FG29	$35,4 \pm 1,8$	2102 ± 57	2270 ± 62	$0,93 \pm 0$	365 ± 10	31
500ml+20 μl	FG30	$35,4 \pm 1,9$	4493 ± 245	4133 ± 225	$1,09 \pm 0,01$	665 ± 36	19

** $A(^{232}\text{U})$, $A(^{234}\text{U})$ bzw. $A(^{238}\text{U})$ sind die Aktivitätskonzentrationen in dem entsprechenden Volumen. Bei den Menge-Berechnungen wurde dieser Wert zu L (Liter) umgerechnet.*

Die Ergebnisse der Uranbestimmungen sind in der obigen Tabelle (Tabelle 12) zusammengefasst. Die Oberflächenwasserproben FG9 (Laa/Thaya Ziegelteich), FG10 (Laa/Thaya Brunnen) und FG11 (Zwingendorf Glaubersalzteich) stammen aus Niederösterreich. Diese Proben wurden mit guter Ausbeute (71-87%) gemessen und

enthalten Uran unter den Grenzwert (15 µg/L, WHO). Aus Oberösterreich wurden zwei Proben entnommen, diese enthielten viel Sediment und deren Farbe war grau. Während der Durchführung bildete sich ein gelber Niederschlag. Um diesen farbigen Niederschlag zu entfernen wurde die Säule mehrmals mit 8M HCl nachgewaschen. Die Farbe wurde schließlich durch Nachwaschen mit 0,1 M HCl entfernt, deswegen wurde das Uran nicht erfolgreich eluiert (Ausbeute:0-7%). Das abfiltrierte Sediment wurde mit Gamma Spektroskopie gemessen.

In den Oberflächenwasserproben FG2(Apetloner Meierhoflacke), FG3(Xixsee-Süd), FG5&FG26 (Herrnsee) und FG25 (Legerilacke) wurden erhöhte Konzentrationen an Uran (11,25-68 µg/L) gefunden.

Aktivitätsverhältnisse $A(^{234}\text{U})/A(^{238}\text{U})$ in den Proben

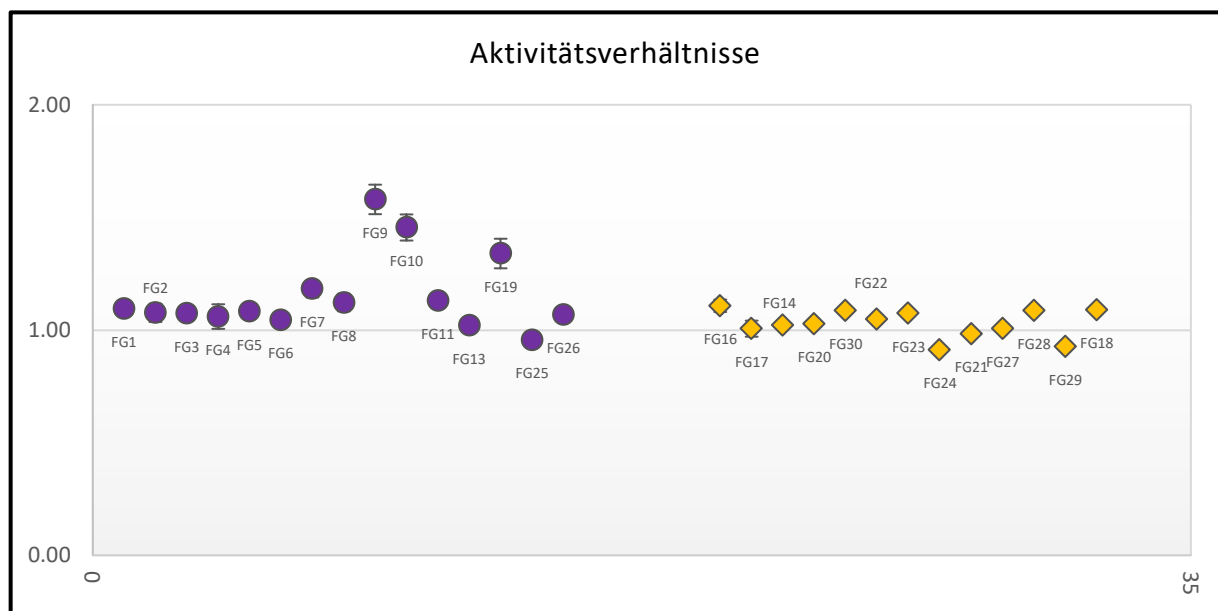


Abbildung 8: Aktivitätsverhältnisse $A(^{234}\text{U})/A(^{238}\text{U})$ in den Proben

* Violett und rund: Oberflächenwässer
Gelb und viereckig: Porenwässer

Tabelle 13: Aktivitätsverhältnisse der Isotope in Oberflächen- bzw. Porenwässern

	AKTIVITÄTSVERHÄLTNISSE DER ISOTOPEN ($^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$)		ZAHL DER PROBEN
OBERFLÄCHENWASSER	>1		14
	≤1		1
PORENWASSER	>1		8
	≤1		5

In den Oberflächenwässern sind die Aktivitätsverhältnisse der Isotope mit einer Ausnahme „Legerilacke (FG25)“ größer als 1 (Tabelle 13 und Abbildung 8). Diese Lacke befindet sich in räumlicher Nähe zu gedüngten landwirtschaftlichen Flächen, somit eine Kontamination durch Düngemittel scheint plausibel zu sein.

In den Porenwässern liegen die Aktivitätsverhältnisse sehr nahe bei 1. Da die meisten der hier untersuchten Porenwasserproben aus unberührten, von der Landwirtschaft nicht beeinflussten Gebieten gewonnen wurden, ist anzunehmen, dass das Uran aus einem natürlichen Vorkommen stammt.

Das Aktivitätsverhältnis der Isotope ist noch einmal in einer Grafik dargestellt (Abbildung 9). Um die mögliche Kontamination durch Düngemittel zu berücksichtigen, wurden in diesem Diagramm die Proben in zwei Gruppen aufgeteilt.

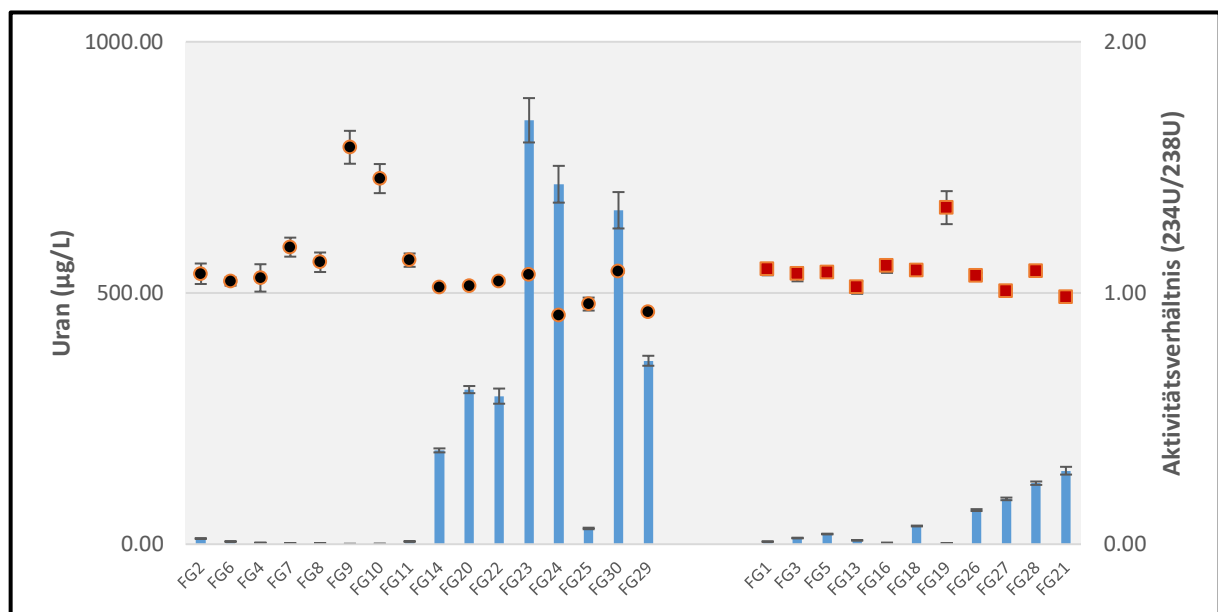


Abbildung 9: Urankonzentrationen und Aktivitätsverhältnisse ($^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$) in von Phosphat-Düngemitteln möglicherweise beeinflussten Proben sowie in von Phosphat-Düngemitteln ganz sicher nicht beeinflussten Proben

- : gedüngte landwirtschaftliche Flächen im Einzugsgebiet vorhanden
- : keine gedüngten landwirtschaftlichen Flächen im Einzugsgebiet vorhanden

Es ist kein Zusammenhang zwischen dem Urangehalt der Wasserproben und der Nähe des Probenstandorts zu gedüngten landwirtschaftlichen Flächen erkennbar. Probe FG4 (Ochsenbrunnlacke) stammt zum Beispiel aus einer Seewinkellacke, die inmitten gedüngter landwirtschaftlicher Flächen liegt und von diesen regelrecht eingeschossen ist, dennoch ist hier der Urangehalt besonders niedrig (2,87 mg/L Uran), während der Herrnsee, der nicht von Landwirtschaft beeinflusst ist, relativ hohe Uranwerte zeigt und das nicht nur im Porenwasser sondern auch im Oberflächenwasser (Probe FG26, 68 µg/L Uran). Die Aktivitätsverhältnisse in diesen Proben sind variabel ($0,91 \pm 0,01$) - ($1,58 \pm 0,07$). FG14, FG20, FG23, FG24, FG25 und

FG30 stammen aus verschiedenen Positionen der Legerilacke. FG23&FG24 Legerilacke Süd enthalten die maximalen Urankonzentrationen (717 ± 37 - 844 ± 44 $\mu\text{g/L}$).

FG21 (Oggau-Porenwasser) zeigt maximale Urankonzentration in von Phosphat-Düngemitteln ganz sicher nicht beeinflussten Proben. FG19 (Xixsee Nord) besitzt minimale Urankonzentration ($1,86 \pm 0,08$) und maximales Aktivitätsverhältnis ($1,34 \pm 0,07$).

Tabelle 14 enthält die Aktivitätsverhältnisse $A(^{234}\text{U}/^{238}\text{U})$ und die Urankonzentrationen je nachdem Einzugsgebiet der Proben.

Tabelle 14: Urankonzentrationen sowie die Aktivitätsverhältnisse der Proben

gedüngten landwirtschaftliche Flächen im Einzugsgebiet				
	Beschriftung	Probe	$A(^{234}\text{U}/^{238}\text{U})$	U-Konz. ($\mu\text{g/L}$)
	FG2	Apetloner Meierhoflacke	$1,08 \pm 0,04$	$11,25 \pm 0,89$
	FG6	Südlicher Silbersee	$1,05 \pm 0,02$	$5,29 \pm 0,12$
	FG4	Ochsenbrunnlacke	$1,06 \pm 0,05$	$2,87 \pm 0,18$
	FG7	Fluss Wulka bei Oggau	$1,18 \pm 0,04$	$1,66 \pm 0,05$
	FG8	Fluss Wulka bei Trausdorf	$1,12 \pm 0,04$	$1,87 \pm 0,06$
	FG9	Laa/Thaya Ziegelteich	$1,58 \pm 0,07$	$0,69 \pm 0,02$
	FG10	Laa/Thaya Brunnen	$1,46 \pm 0,06$	$0,83 \pm 0,03$
	FG11	Zwingendorf Glaubersalzteich	$1,13 \pm 0,03$	$5,44 \pm 0,14$
80 cm tiefe	FG14	Legerilacke Porenwasser	$1,02 \pm 0$	187 ± 4
100 cm tiefe	FG20	Legerilacke Nord Porenwasser (Probe 1)	$1,03 \pm 0$	308 ± 7
100 cm tiefe	FG22	Legerilacke Nord Porenwasser (Probe 2)	$1,05 \pm 0,01$	295 ± 15
80 cm tiefe	FG23	Legerilacke Süd 2 (Probe 1)	$1,07 \pm 0,01$	844 ± 44
80 cm tiefe	FG24	Legerilacke Süd 2 (Probe 2)	$0,91 \pm 0,01$	716 ± 37
	FG25	Legerilacke Oberflächenwasser	$0,96 \pm 0,03$	$31 \pm 1,5$
80 cm tiefe	FG30	Legerilacke Süd-West	$1,09 \pm 0,01$	665 ± 36
120 cm tiefe	FG29	Scheibenlacke PW	$0,93 \pm 0$	365 ± 10
keine gedüngten landwirtschaftlichen Flächen im Einzugsgebiet				
	FG1	Xixsee Entwässerungsgraben	$1,09 \pm 0,02$	$5,18 \pm 0,17$
	FG3	Xixsee Süd	$1,07 \pm 0,03$	$12,25 \pm 0,7$
	FG5	Südlicher Herrensee	$1,08 \pm 0,01$	$20 \pm 0,7$
	FG13	Oberer Stinkersee	$1,02 \pm 0,03$	$7,6 \pm 0,2$
100cm tiefe	FG16	Xixsee Porenwasser 1	$1,11 \pm 0,03$	$2,82 \pm 0,07$
80 cm tiefe	FG18	Apetloner Meierhoflacke	$1,09 \pm 0,01$	$36 \pm 0,82$
	FG19	Xixsee Nord (Oberflächenwasser)	$1,34 \pm 0,07$	$1,86 \pm 0,08$
	FG26	Herrnsee (Oberflächenwasser)	$1,07 \pm 0,01$	68 ± 2
80 cm tiefe	FG27	Herrnsee PW. P:1	$1,01 \pm 0,01$	$90 \pm 2,6$
80 cm tiefe	FG28	Herrnsee PW. P:2	$1,09 \pm 0,01$	$121 \pm 3,4$
80 cm tiefe	FG21	Oggau Porenwasser	$0,98 \pm 0,01$	146 ± 8

Urankonzentration in Abhängigkeit von verschiedenen Parametern

- *Elektrische Leitfähigkeit*

Die elektrische Leitfähigkeit wässriger Lösungen ist abhängig von der Konzentration der Wasserinhaltsstoffe und deren Ionenleitfähigkeit sowie der Beweglichkeit dieser Ionen. Die Wassertemperatur hat ebenfalls einen Einfluss auf die elektrische Leitfähigkeit. Die elektrische Leitfähigkeit von Wasser gibt allerdings keine Information über die einzelnen Ionenkonzentrationen.

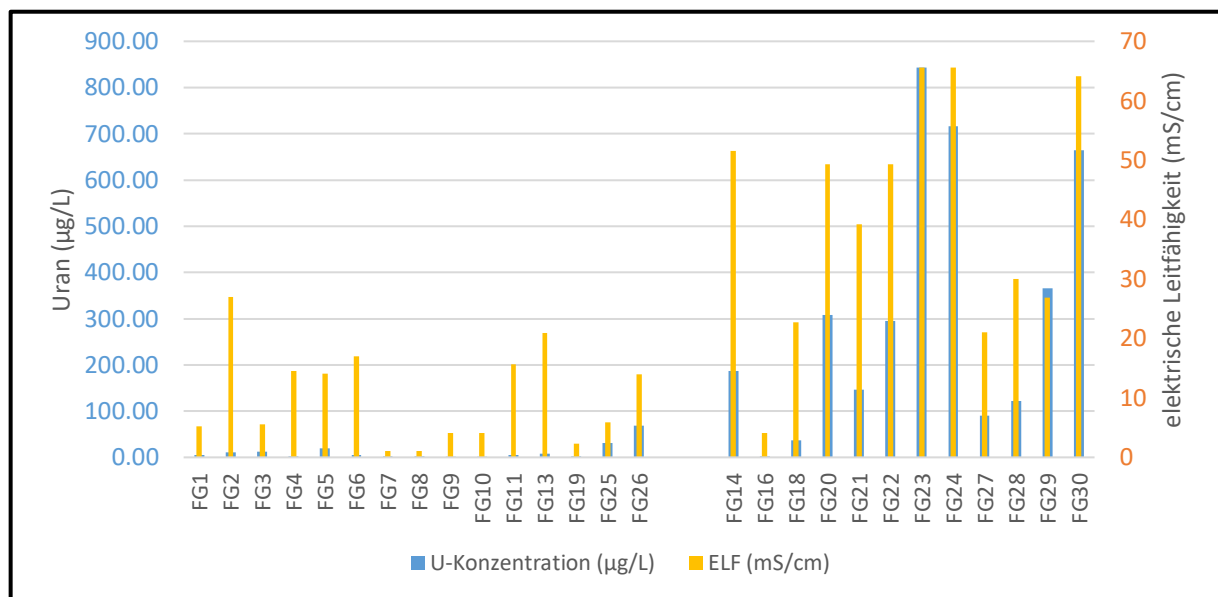


Abbildung 10: Zusammenhang zwischen der elektrischen Leitfähigkeit (mS/cm) und der Urankonzentration (µg/L) der Wasserproben

Es wurde ein Zusammenhang zwischen der elektrischen Leitfähigkeit und der Urankonzentration beobachtet. Die Grafik (

Abbildung 10) ist wieder in zwei Gruppen (Links: Oberflächenwässer, Rechts: Porenwässer) unterteilt. Die Oberflächenwässer zeichnen sich durch eine geringere Leitfähigkeit aus. Wie aus der Grafik ersichtlich ist, ist die elektrische Leitfähigkeit in den Porenwässern wesentlich höher als in den Oberflächenwässern. Die Porenwässer enthalten offensichtlich eine große Menge von Ionen. Es wurde dabei festgestellt, dass die Porenwässer (besitzen höhere elektrische Leitfähigkeit, wenn sie aus Salzlacken stammen) deutlich höhere Urankonzentrationen enthalten als die Oberflächenwässer.

- *pH-Wert*

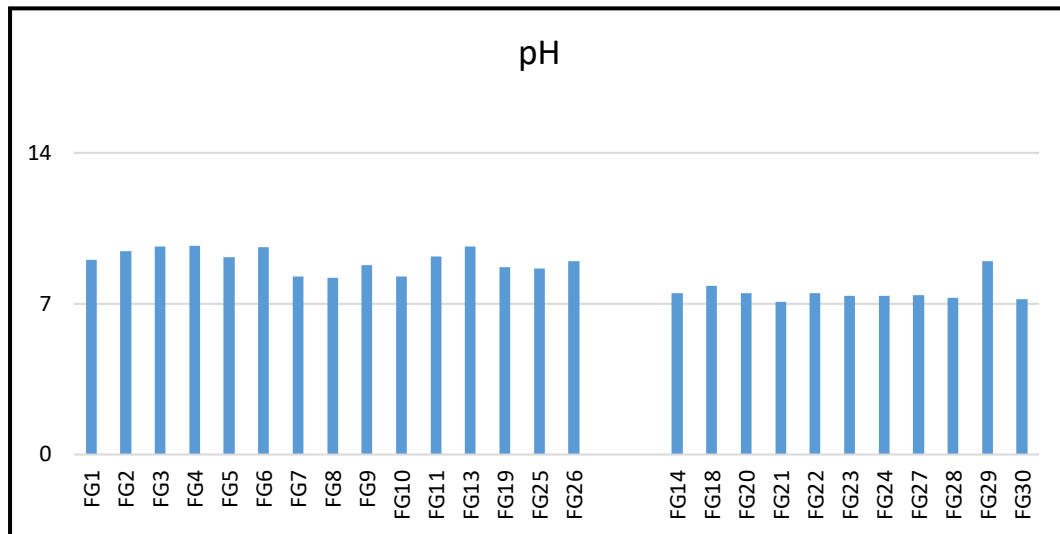


Abbildung 11: pH-Wert der Oberflächenwässer (Links) und der Porenwässer (Rechts)

In [Abbildung 11](#) sind die pH-Werte der Proben zusammengestellt. Es wurde kein Zusammenhang zwischen pH-Wert und Urankonzentration gefunden. Mit einer Ausnahme (FG29, Scheibenlacke) waren die pH-Werte der Porenwässer niedriger als die der Oberflächenwässer. Dies ist auf biologische und physikalisch-chemische Prozesse in den Oberflächenwässern zurückzuführen.

Urankonzentration in Sediment- und Wasserproben

Die Porenwasserproben enthielten suspendiertes Sediment. Dieses Sediment wurde abfiltriert und getrennt gemessen. In [Tabelle 15](#) sowie [Abbildung 12](#) ist die Urankonzentration im Wasser ($\mu\text{g/L}$) und im dazugehörigen Sediment ($\mu\text{g/g}$ Trockensediment) zusammen dargestellt. Bis auf FG12 steigt die Urankonzentration in Wasserproben mit der Urankonzentration in Sedimentproben proportional an.

FG12(Hallstatt) besitzt eine hohe Spezifische elektrische Leitfähigkeit und enthält die maximale Urankonzentration in Sediment. Man würde daher erwarten, dass diese Probe auch eine hohe Urankonzentration in der wässrigen Lösung enthielte. Dies ist jedoch nicht der Fall. Die hier gefundene unterschiedliche Verteilung des Urans (VI) zwischen der festen Phase (Sediment) und der damit im Gleichgewicht stehenden wässrigen Lösung erklärt sich aus der unterschiedlichen Zusammensetzung der Porenwässer. Die Neusiedlersee/Seewinkel-Porenwasserproben FG21 (Oggau) und FG22 (Legerilacke) enthalten sehr hohe Sulfat-Konzentrationen. FG29 (Scheibenlacke) enthält eine sehr hohe Hydrogencarbonat-Konzentration. Die Hallstatt-Probe FG12 stammt hingegen aus einer oberhalb eines Salzbergwerks im Wald austretenden Quelle. Dieses Wasser enthält sehr viel gelöstes Natriumchlorid, aber nur wenig Sulfat und Hydrogencarbonat.

Tabelle 15: Urankonzentration in Sediment- und Wasserproben

Proben	In Sediment ($\mu\text{g/g}$)	In Wasser ($\mu\text{g/L}$)	el. Leitfähigkeit (mS/cm)
FG21	$0,6 \pm 0,1$	146 ± 8	$39,2 \pm 2$
FG22	$1 \pm 0,2$	295 ± 15	$49,3 \pm 2$
FG29	$1,1 \pm 0,2$	365 ± 10	$26,9 \pm 1$
FG12	$1,4 \pm 0,3$	$14,2 \pm 0,88$	$59,2 \pm 3$

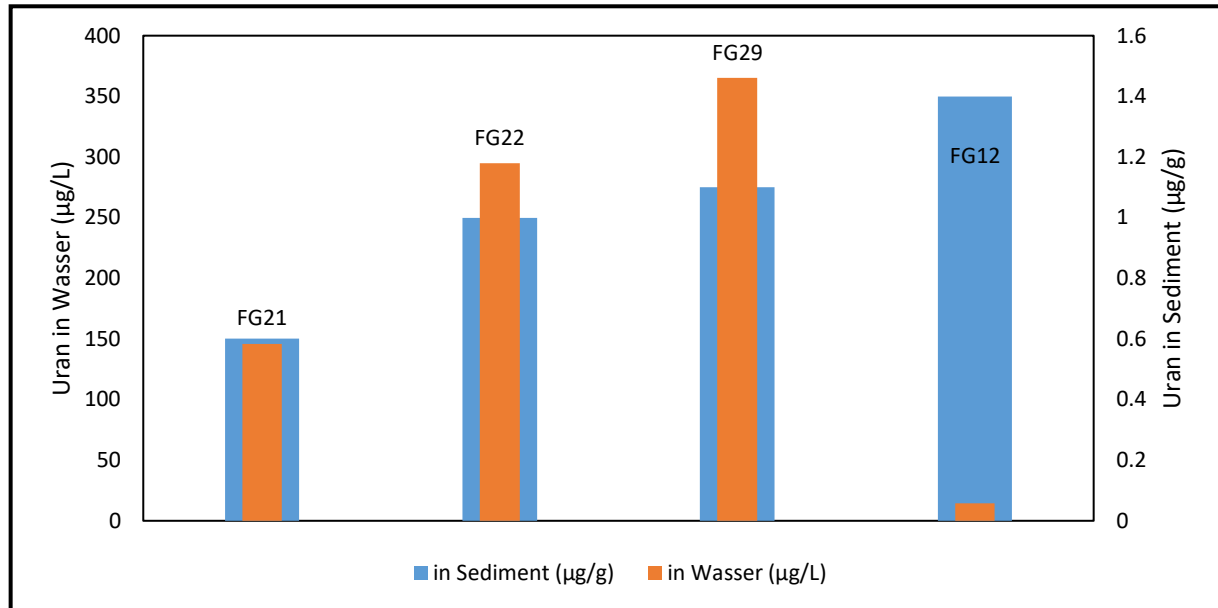


Abbildung 12: Urankonzentration in Sediment ($\mu\text{g/g}$) und in Wasser ($\mu\text{g/L}$)

Mineralzusammensetzung

Legerilacke

Diese Lacke sind als sogenannte Sulfat-Lacke bekannt (Krachler, et al. 2012). Mit 49 bis 76 Äquivalent-% ist Sulfat das dominante Anion in allen Proben. Darauf folgt der Chloridanteil mit 22 bis 28 Äquivalent-%.

Die Legerilacke weisen an der Oberfläche einen pH-Wert um 8,64 auf. In 80-100 cm Tiefe findet man einen Mittelwert von 7,37. Es wurde kein Zusammenhang zwischen pH-Wert und Urankonzentration festgestellt.

In Abbildung 13 sind alle gemessenen Werte (Anionen und Kationen ($\text{m}\ddot{\text{a}}\text{q/L}$) und Urangehalt ($\mu\text{g/L}$)) für die Legerilacke dargestellt. Hier wurden dieselben Positionen der Lacke als P:1 und P:2 bezeichnet, wobei P:2 suspendiertes Sediment enthielt, P:1 jedoch nicht.

Im Allgemeinen wurde beobachtet, dass bei höherer Ionenkonzentration auch höhere Urankonzentrationen gemessen wurden. Mit einer Urankonzentration von $844 \pm 44 \mu\text{g/L}$ zeigt FG23 (Legerilacke-Süd2) auch eine maximale Ionenkonzentration sowie maximale spezifische elektrische Leitfähigkeit ($65,6 \text{ mS/cm}$).

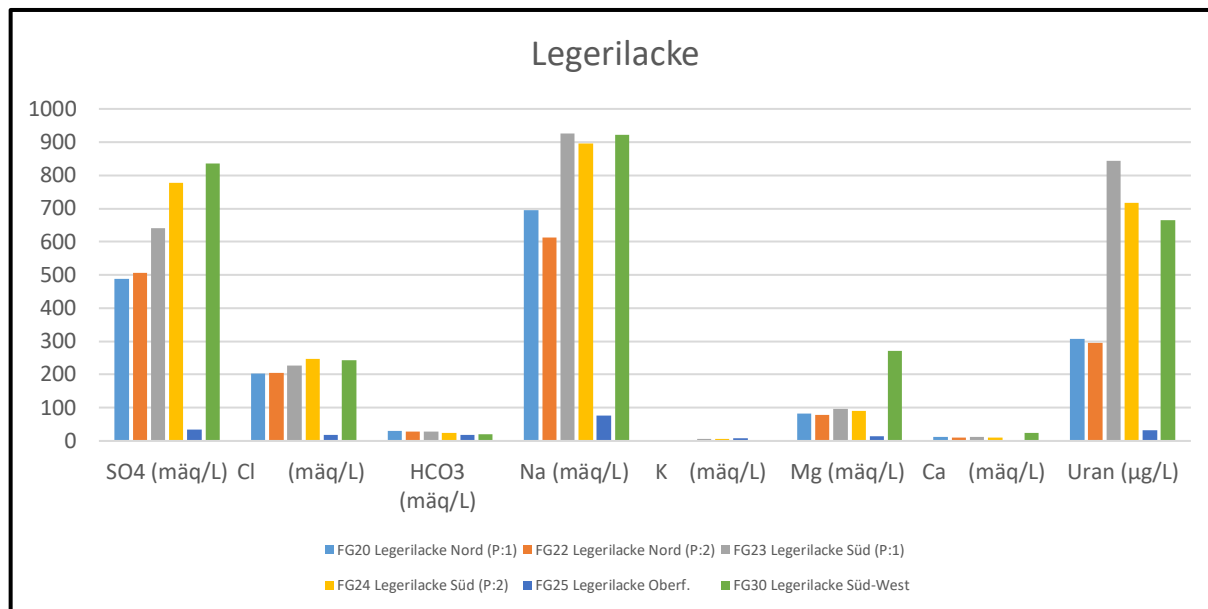


Abbildung 13: Mineralzusammensetzungen und Urankonzentrationen der Legerilacke

**In Tabelle 16 und in Abbildung 13 ist die Konzentration von Anionen bzw. Kationen in mäq/L und von Uran in µg/L angegeben.*

Tabelle 16: Die Mineralzusammensetzung in Legerilacke Poren- und Oberflächenwasser

Beschreibung	Proben	pH	SO ₄ ²⁻ (mäq/L)	Cl ⁻ (mäq/L)	HCO ₃ ⁻ (mäq/L)	Na ⁺ (mäq/L)	K ⁺ (mäq/L)	Mg ²⁺ (mäq/L)	Ca ²⁺ (mäq/L)	Uran (µg/L)
FG20	Legerilacke Nord (P:1)	7,48 ± 0,02	487 ± 22	203 ± 9	31 ± 1	696 ± 32	1 ± 0,05	83 ± 4	12 ± 0,5	308±7
FG22	Legerilacke Nord (P:2)	7,48 ± 0,02	506 ± 5	207 ± 5	28 ± 0,7	613 ± 15	1 ± 0,02	78 ± 2	6 ± 0,1	295±15
FG23	Legerilacke Süd (P:1)	7,35 ± 0,02	641 ± 51	227 ± 18	27 ± 2	926 ± 74	6 ± 0,48	96 ± 8	12 ± 1	844±44
FG24	Legerilacke Süd (P:2)	7,35 ± 0,02	777 ± 15	248 ± 5	25 ± 0,5	896 ± 18	6 ± 0,12	91 ± 2	9 ± 0,2	716±37
FG25	Legerilacke OW	8,64 ± 0,02	35 ± 6	18 ± 3	19 ± 3	76 ± 12	7 ± 1,12	14 ± 2	2 ± 0,3	31±1,5
FG30	Legerilacke Süd-West	7,20 ± 0,02	835 ± 42	242 ± 12	20 ± 1	922 ± 46	2 ± 0,1	272 ± 13	25 ± 1,2	665±36

Herrnsee

Der Herrnsee ist bekannt als Schwarzlacke (Krachler, et al. 2012). So wie die Legerilacke weist auch der Herrnsee einen höheren Sulfatanteil auf. Im Herrnsee wurden Chlorid und Carbonat mit etwa je 20 äq % zu gleichen Anteilen gefunden.

Der pH-Wert an der Oberfläche war im basischen Bereich (8,99). Im Porenwasser (in 80cm Tiefe) wurden nahezu neutrale pH-Werte gemessen (im Mittel 7,47). Es wurde kein Zusammenhang zwischen dem pH-Wert und der Urankonzentration gefunden.

In Abbildung 14 sind alle gemessene Werte (Anionen&Kationen (mäq/L) und Urangehalt (µg/L)) für den Herrnsee dargestellt. Hier wurden verschiedene Positionen des Herrnsee als Porenwasser 1 und Porenwasser 2 bezeichnet.

In den Proben, in welcher hohe Urankonzentrationen gefunden wurden, wurde auch hohe Ionenkonzentration gemessen.

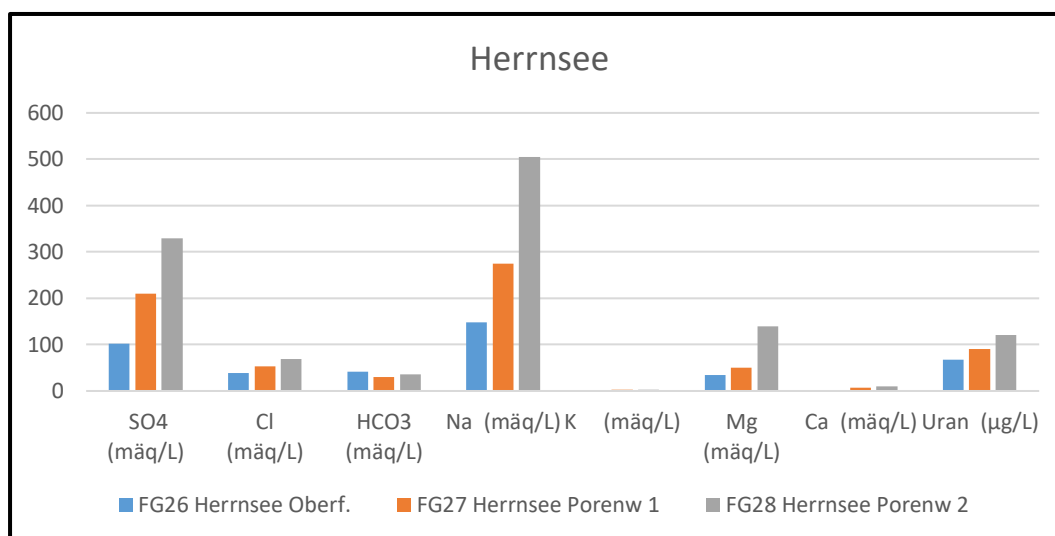


Abbildung 14: Mineralzusammensetzungen und Urankonzentrationen von Herrnsee

**In Abbildung 14 und Tabelle 17 ist die Konzentration von Anionen bzw. Kationen in mEq/L und von Uran in µg/L angegeben.*

Tabelle 17: Die Mineralzusammensetzung in Herrnsee Poren- und Oberflächenwasser

Beschreibung	Proben	pH	SO ₄ ²⁻ (mäq/L)	Cl ⁻ (mäq/L)	HCO ₃ ⁻ (mäq/L)	Na ⁺ (mäq/L)	K ⁺ (mäq/L)	Mg ²⁺ (mäq/L)	Ca ²⁺ (mäq/L)	Uran (µg/L)
FG26	Herrnsee OW	8,99 ± 0,02	102 ± 1	39 ± 0,4	41 ± 0,4	148 ± 1	2 ± 0,02	35 ± 0,3	1 ± 0,1	68±2
FG27	Herrnsee PW 1	7,39 ± 0,02	210 ± 13	53 ± 3	30 ± 2	274 ± 16	2 ± 0,12	50 ± 3	7 ± 0,4	90±3
FG28	Herrnsee PW 2	7,28 ± 0,02	330 ± 66	69 ± 14	38 ± 7	505 ± 100	3 ± 0,6	140 ± 28	9 ± 1,8	121±3

Scheibenlacke und Oggau

Mit einem pH-Wert von 8,99 im Porenwasser stellt die Scheibenlacke eine Ausnahme dar. Die anderen untersuchten Porenwasserproben aus dem Gebiet Neusiedlersee/Seewinkel hatten im Mittel einen pH-Wert von 7,32.

Während Oggau mit einem hohen Sulfat-Anteil als Sulfat-Lacke bezeichnet wird, wird die Scheibenlacke als Weißlacke (wegen hohem Carbonat-Anteil) bezeichnet. Das andere bemerkenswerte Ergebnis ist, dass das Na^+ mit nahezu 100 Äquivalent-% praktisch das einzige Kation der Scheibenlacke ist. Währenddessen ist Mg^{2+} das zweit häufigste Kation in Oggau.

In [Abbildung 15](#) sind alle gemessene Werte (Anionen&Kationen (mäq/L) und Urangelgehalt ($\mu\text{g/L}$)) für die Probenstandorte Oggau und Scheibenlacke dargestellt und diese Werte sind auch in [Tabelle 18](#) zusammengestellt. Da die Mg^{2+} und Ca^{2+} - äq-Konzentrationen in Scheibenlacke (FG29) nahe zu „0“ liegen, sind diese in [Tabelle 18](#) als „0“ zu sehen. (Mg^{2+} : 0,23 mäq/L, Ca^{2+} : 0,012 mäq/L)

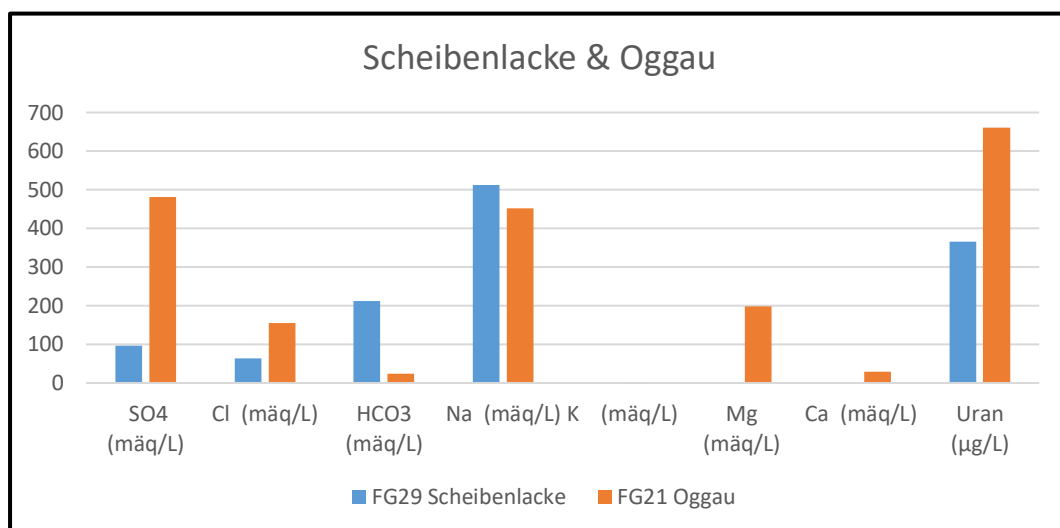


Abbildung 15: Mineralzusammensetzungen und Urankonzentrationen von Scheibenlacke und Oggau

Tabelle 18: Die Mineralzusammensetzung in Scheibenlacke bzw. Oggau Porenwasser

Beschriftung	Probe	pH	SO_4^{2-} (mäq/L)	Cl^- (mäq/L)	HCO_3^- (mäq/L)	Na^+ (mäq/L)	K^+ (mäq/L)	Mg^{2+} (mäq/L)	Ca^{2+} (mäq/L)	Uran (mäq/L)
FG29	Scheibenlacke PW	8,99 ± 0,02	97 ± 15	63 ± 10	213 ± 34	513 ± 82	2 ± 0,3	0	0	365 ± 10
FG21	Oggau PW	7,08 ± 0,02	482 ± 7	155 ± 2	26 ± 0,4	452 ± 6,8	1 ± 0,01	199 ± 3	29 ± 0,4	661 ± 8

*Die Äquivalentanteile (äq-%) der salinitätsbestimmenden Ionen sind in [Tabelle 19](#) zusammengefasst und in [Abbildung 16](#) dargestellt. Die Kationen und Anionen sind in Ionenäquivalenten (äq %) angegeben.

Tabelle 19: Äquivalentanteile [äq-%] der salinitätsbestimmenden Ionen

	SO ₄ ²⁻ (äq %)	Cl ⁻ (äq%)	HCO ₃ ⁻ (äq %)	Na ⁺ (äq %)	K ⁺ (äq %)	Mg ²⁺ (äq%)	Ca ²⁺ (äq %)
FG20	68	28	4	88	0	10	2
FG21	73	23	4	66	0	29	4
FG22	68	28	4	87	0	11	1
FG23	72	25	3	89	1	9	1
FG24	74	24	2	89	1	9	1
FG25	49	25	26	77	7	14	2
FG26	56	21	23	80	1	19	1
FG27	72	18	10	82	1	15	2
FG28	76	16	8	77	0	21	1
FG29	26	17	57	100	0	0	0
FG30	76	22	2	76	0	22	2

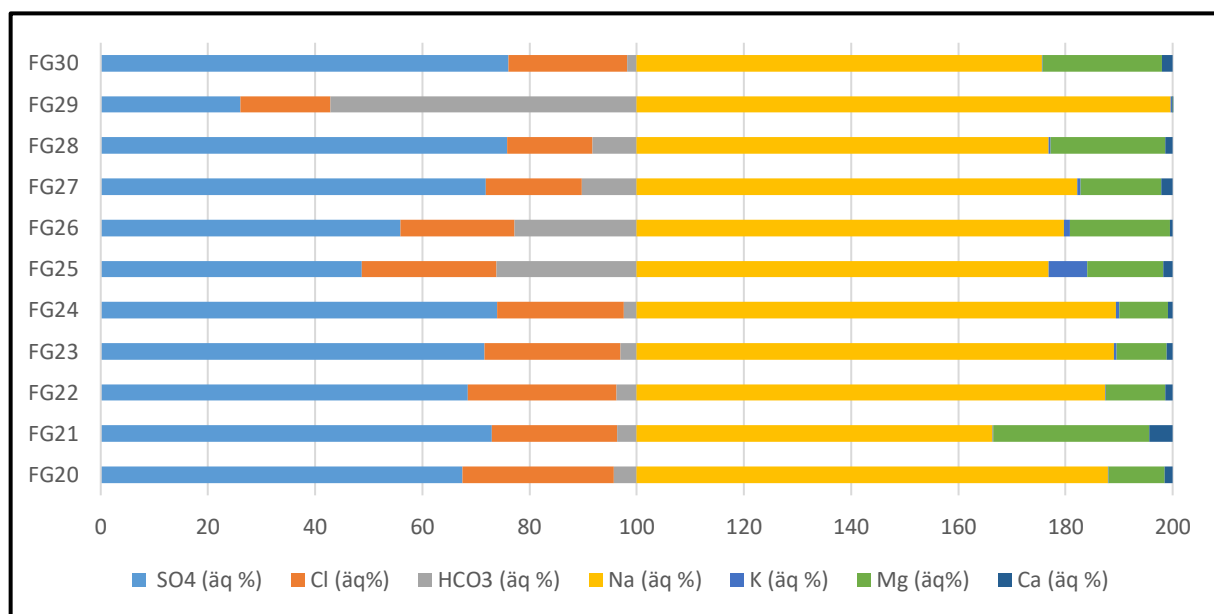


Abbildung 16: Äquivalentanteile [äq-%] der salinitätsbestimmenden Ionen

5 Diskussion

Ist eine Uran-Kontamination durch Düngemittel möglich?

Die Ergebnisse für die Aktivitätsverhältnisse der Isotope ($^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$) sind in [Tabelle 12](#) zusammengefasst und in [Abbildung 8](#) dargestellt. In den Porenwässern liegen diese Verhältnisse bei 1. Im Gegensatz dazu sind die Aktivitätsverhältnisse der Isotope im Oberflächenwasserproben meistens größer als 1.

Um eine Kontamination durch Düngemittel berücksichtigen zu können, wurde in [Abbildung 9](#) die Ergebnisse nochmal zusammengestellt. Dafür wurden die Proben je nach Probenentnahmestelle unterteilt. Es wurde dabei festgestellt, dass das Aktivitätsverhältnis mancher Proben, die durch die Landwirtschaft beeinflusst sein könnten, kleiner als 1 ist. Daraus können wir aber nicht auf einen Eintrag von Uran aus Düngemitteln in diese Porenwässer schließen. Wir können schließlich keine Antwort auf folgenden Fragen geben.

- 1) Welche Düngemittel wurden in diesen Gebieten benutzt?
- 2) Enthält dieses Düngemittel Uran? Wenn Ja, in welcher Konzentration (mg Uran/ kg Düngemittel)?
- 3) Wie ist das Aktivitätsverhältnis der Isotope ($^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$) in den verwendeten Düngemitteln?
- 4) Wie viel Düngemittel wurde pro Hektar in einem Jahr verwendet (kg Düngemittel/ha.a)?

In [Tabelle 4](#) wurde bereits angegeben, dass verschiedene Düngemittel verschiedene Urankonzentrationen enthalten. Es wurde deswegen nur beobachtet, ob in der Nähe landwirtschaftlicher Gebiete eine Anhäufung von Uran in der Wasserprobe vorkommt.

Obwohl es auf den ersten Blick so scheint, als ob eine Anhäufung in diesen Regionen tatsächlich vorliegen könnte, soll man beachten, dass die Proben (FG14, FG20, FG22, FG23, FG24, FG25, FG30) aus verschiedenen Positionen derselben Lacke (Legerilacke) entstammen. Diese Lacke ist an sich ein unberührter Naturraum. Sie könnte aber eventuell von Einflüssen der Landwirtschaft betroffen sein, denn die nächstgelegenen Felder liegen in ca. 300 m Entfernung. Die gemessene Urankonzentration sind jedoch so hoch (bis 844 $\mu\text{g/L}$), dass die Landwirtschaft als Quelle des Urans mit Sicherheit auszuschließen ist.

Außerdem sind die Uran-Konzentrationen in den Oberflächenwasserproben geringer als die Uran-Konzentrationen in den Porenwasserproben. In der Legerilacke ist das noch ausgeprägter. FG 25 (Legerilacke Oberflächenwasserprobe, 31 $\mu\text{g/L}$ Uran) weist um ein 10- bis 30-fach geringer Urankonzentration auf als seine Porenwasserproben (FG14, FG20, FG22, FG23, FG24, FG30) (siehe [Tabelle 12](#)). Deswegen kann davon ausgegangen werden, dass das Uran von unten aus tiefer liegenden Schichten ins Porenwasser gelöst wird und nicht von oben über die Oberflächen in das Grundwasser eingetragen wird.

Ausbeute

Die Proben, die eine hohe Urankonzentration enthielten, wurden im Allgemeinen mit nicht guten Ausbeuten gemessen. Dieses Problem ist noch ausgeprägter bei Porenwasserproben (Mittelwert für die Ausbeute in Porenwasser betrug 53%). Die Ursache dafür wurde in der Literatur (Dimova, et al. 2003) untersucht. Es wurde beschrieben, dass während der Mikropräzipitation zugegebene TiCl_3 und HF keine Rolle spielen, sondern Nd^{3+} hat einen großen Einfluss auf die Ausbeute. Es ist noch zu prüfen, ob die in den hier untersuchten Proben vorhandenen sehr hohen Salzkonzentrationen die Wiederfindungsraten ungünstig beeinflusst haben.

pH

In [Abbildung 11](#) sind die pH-Werte der Proben zusammengestellt. Wie man in der Grafik erkennt, haben Oberflächenwässer einen basischen pH-Mittelwert von 9,02. Porenwässer liegen in einem neutralen pH-Mittelwert von 7,4. Die Porenwasserprobe von Scheibenlacke stellt mit einem pH-Wert von 8,99 eine Ausnahme dar. Diese Lacke ist wegen ihres hohen Carbonat Anteils als Weißlacke bekannt. Sie hat in ihrem Sediment-Porenwasser eine hohe Karbonat-Konzentration von 212,7 mg/L und eine hohe Urankonzentration von $365 \pm 10 \mu\text{g/L}$ (Ausbeute 31%).

Diesen pH-Unterschied der Proben kann man wie folgt erklären (Mesner und Geiger 2005);

- Die natürlichen Gewässer enthalten meistens gelöstes Calciumhydrogencarbonat. Wenn sie im Kontakt mit dem Kohlendioxid der Atmosphäre stehen, stellen sich pH-Werte von 8,2 bis 8,5 ein.
- Enthält ein Wasser mehr Hydroxyl-Ionen, z.B. durch gelöste basische Salze wie Natriumcarbonat oder Magnesiumcarbonat, reagiert das Wasser alkalisch.
- In nährstoffreichen Gewässern spielt die Photosynthese eine wichtige Rolle bei der pH-Veränderung. In der Nacht sinkt der pH-Wert durch Atmungsvorgänge, d.h. Zunahme von Kohlendioxid im Gewässer. Am Tag wird im Zuge der Photosynthese im Wasser gelöstes Kohlendioxid wieder aus dem Wasser aufgenommen, dadurch wird die Kohlensäurekonzentration im Wasser reduziert, das Verhältnis Carbonat/Hydrogencarbonat verschiebt sich, und der pH-Wert steigt an. Deshalb wird das Wasser im Laufe des Tages zunehmend basischer.

Da in Porenwässern die Photosynthese keine Rolle spielt, haben nur die gelösten Ionen einen Einfluss auf den pH-Wert. Wasser reagiert alkalisch je nach der Mehrheit der gelösten Hydroxyl-Ionen.

Gammaspektroskopie

Die Ergebnisse der gammaspektroskopisch gemessenen Werte sind in [Tabelle 8](#) angegeben. Der Urangehalt im Wasser und im Sediment ist in [Tabelle 15](#) mit elektrischen

Leitfähigkeit gegenübergestellt. Wie man aus [Abbildung 12](#) erkennen kann, besteht, wie zu erwarten war, eine Korrelation zwischen der Uran-Konzentration im Wasser und dem Urangehalt im dazugehörigen Sediment. Verglichen mit den Neusiedlersee/Seewinkel Porenwasserproben verhält sich die Hallstattprobe (FG12) allerdings deutlich anders. Die unterschiedliche Verteilung des Uran(VI) zwischen der festen Phase (Sediment) und der damit im Gleichgewicht stehenden wässriger Phase erklärt sich aus der unterschiedlichen Zusammensetzung der Porenwässer. Die Neusiedlersee/Seewinkel-Porenwasserproben FG21 (Oggau) und FG22 (Legerilacke) enthalten sehr hohe Natriumsulfat (Glaubersalz)-Konzentrationen. FG29 (Scheibenlacke) enthält eine sehr hohe Natriumhydrogencarbonat- (Speisesoda) Konzentration. Die Hallstatt-Probe FG12 stammt hingegen aus einer oberhalb eines Salzbergwerks im Wald austretenden Quelle. Das Wasser dieser Quelle ist eine Natriumchlorid-Sole, d.h. es enthält eine sehr hohe Konzentration an gelöstem Natriumchlorid, während andere Salze kaum vertreten sind. Die vorliegenden Ergebnisse zeigen, dass das Uranylion UO_2^{2+} in Anwesenheit hoher Konzentrationen an Chlorid wesentlich weniger mobil ist als in Anwesenheit hoher Konzentrationen an Sulfat bzw. Carbonat.

Salzkonzentration

In allen gemessenen Wasserproben war das Hauptkation Na^+ . Der Anionen-Anteil hat sich je nach Probe geändert (siehe [Abbildung 16](#)). Die höchste Carbonat Konzentration wurde in der Scheibenlacke-Porenwasserprobe gemessen. Andere Lacken (Legerilacke, Herrnsee und Oggau) weisen im Porenwasser eine hohe Sulfat-Konzentration auf. (Siehe [Tabelle 19](#)).

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit zeigen, dass die Anionen (HCO_3^- und SO_4^{2-}), besonders wenn sie in hoher Konzentration vorliegen, einen wichtigen Einfluss auf die Verteilung des Uranyliions zwischen Sediment-Matrix und Porenwasser haben.

6 Schlussfolgerung

Uran existiert in Mehrheit in Böden und Sedimenten als unlösliche U (IV)-Minerale. Diese Mineralien sind in sauerstoffarmen Grundwässern unlöslich und im Allgemeinen unbeweglich. Es wurde in zahlreichen Literaturen beschrieben, dass durch die Oxidation von U (IV) die lösliche U(VI)-Spezies gebildet wird, die allerdings bei $\sim$ pH 6-10 stark an die Boden- und Sedimentpartikel adsorbiert und daher in Böden und Sediment ebenfalls unbeweglich ist. Diese Adsorptionstendenz ist in Anwesenheit von gelösten Carbonat (HCO_3^-) Ionen und einigen anderen Ionen, z.B. Sulfat (SO_4^{2-}) verringert, denn diese Ionen begünstigen die Bildung von Uranyl-Carbonat- und anderen löslichen Komplexen und erhöhen so die Gleichgewichts-Urankonzentration im Wasser. Deswegen werden die Oxidationsstufe von Uran und insbesondere die Carbonat-Alkalität als primäre Faktoren zur Kontrolle der Uranbeweglichkeit in der Umwelt betrachtet. Ein anderer Faktor ist die Nitratkonzentration, welche auch eine Rolle bei der Erhöhung der Uranlöslichkeit spielen kann. In der Literatur (Nolan und Weber 2015) wurde argumentiert, dass biologische Nitratreduktion sowohl durch die Oxidation von organischen Substanzen Alkalität erzeugen als auch direkt U(IV) zu U(VI) oxidieren lassen. Außerdem können Fe(III)-Oxide in Anwesenheit von Nitrat gebildet werden, welches wiederum bei der Oxidation von U(IV) zu U(VI) mitspielt.

In allen hier untersuchten Wasserproben waren Nitrat und Nitrit unter der Nachweisgrenze der angewendeten ionenchromatographischen Methode und konnten daher nicht bestimmt werden. Es ist aber aufgrund der geringeren Konzentration zu vermuten, dass diese beiden Ionen an den untersuchten Probestandorten keinen bedeutenden Einfluss auf die Uranbeweglichkeit haben.

Alle hier untersuchten Wasserproben enthielten zur Zeit der Probennahme gelösten Sauerstoff, waren also oxidierend, das heißt, es ist davon auszugehen, dass das Uran überall als U(VI) vorlag. In denjenigen Wasserproben, die sehr hohe Sulfat-Konzentrationen aufwiesen, wurden gleichzeitig extrem hohe Uran-Konzentrationen gemessen. Uran-Konzentrationen in dieser Höhe treten gewöhnlich nur in der Nähe von Uranerzen auf. Die Urangelhalte in den Böden und Sedimenten des Neusiedlersee/Seewinkel Gebietes sind jedoch eher gering (Berka, et al. 2014), d.h. es ist kein Uranerz in der Nähe. Auch ist im Seewinkel eine anthropogene Uranbelastung dieser Größenordnung nicht zu vermuten. Die Ergebnisse der vorliegenden Masterarbeit weisen daher darauf hin, dass außergewöhnlich hohe Sulfat-Konzentration (oder Carbonat-Konzentration, siehe Probenstandort Scheibenlacke) in einem Poren-Grundwasser zu einer starken Urananreicherung in der Umwelt führen können. Dies ist meines Wissens bisher in der Literatur noch nicht beschrieben worden.

	Beschreibung	Probe	Counts 232U	Counts 234U	Counts 238U	A(232U)	A(234U)	A(238U)	A(234U/238U)	C [U](µg/l)	Ausbeute (%)	Detektor	Detektor-effizient	Messzeit (s)
	750ml+10µl	FG1												
	750ml+10µl	FG2	1137	4235	3869	14,2 ± 0,7	52,9 ± 1,8	48,3 ± 1,63	1,09 ± 0,02	5,18 ± 0,17	71,5	5	0,336	333292,884
	750ml+10µl	FG3	182	1448	1345	14,2 ± 0,7	113 ± 8,9	104,9 ± 8,29	1,08 ± 0,04	11,25 ± 0,89	11,1	6	0,345	333232,474
	750ml+10µl	FG4	342	2957	2751	14,2 ± 0,7	122,8 ± 7	114,2 ± 6,55	1,07 ± 0,03	12,25 ± 0,7	15,7	3	0,306	500000,051
	750ml+10µl	FG5	390	778	734	14,2 ± 0,7	28,3 ± 1,8	26,7 ± 1,67	1,06 ± 0,05	2,87 ± 0,18	19,3	4	0,284	500000,012
	750ml+10µl	FG6	806	11580	10705	14,2 ± 0,7	204 ± 7,4	188,6 ± 6,89	1,08 ± 0,01	20 ± 0,74	33,8	5	0,336	500000,072
	750ml+10µl	FG7	2320	8435	8068	14,2 ± 0,7	51,6 ± 1,2	49,4 ± 1,16	1,05 ± 0,02	5,29 ± 0,12	106,8	3	0,306	500000,091
	500ml+10µl	FG8	2479	2132	1803	14,2 ± 0,7	12,2 ± 0,4	10,3 ± 0,32	1,18 ± 0,04	1,66 ± 0,05	114,1	3	0,306	500000,053
	500ml+10µl	FG9	1922	1771	1578	14,2 ± 0,7	13,1 ± 0,4	11,7 ± 0,4	1,12 ± 0,04	1,87 ± 0,06	94,3	4	0,287	500000,023
	750ml+20µl	FG10	4178	1501	950	28,4 ± 1,4	10,2 ± 0,3	6,5 ± 0,23	1,58 ± 0,07	0,69 ± 0,02	87,6	5	0,336	500000,026
	750ml+20µl	FG11	3897	1550	1065	28,4 ± 1,4	11,3 ± 0,3	7,8 ± 0,27	1,46 ± 0,06	0,83 ± 0,03	79,5	6	0,345	500000,031
	500ml+20µl	FG12	2866	3857	3411	28,4 ± 1,4	38,2 ± 0,9	33,8 ± 0,86	1,13 ± 0,03	5,44 ± 0,14	71,1	4	0,284	500000,034
	500ml+20µl	FG13	348	3340	1084	28,4 ± 1,4	272,6 ± 15,4	88,5 ± 5,45	3,08 ± 0,11	14,23 ± 0,88	7,1	6	0,345	500000,024
	500ml+20µl	FG14	1948	3333	3262	28,4 ± 1,4	48,6 ± 1,4	47,6 ± 1,36	1,02 ± 0,03	7,65 ± 0,22	146,9	4	0,287	162734,741
80 cm tiefe	500ml+20µl	FG15	2251	94027	92014	28,4 ± 1,4	1186,3 ± 25,3	1160,9 ± 24,77	1,02 ± 0	187 ± 4	84,7	4	0,287	325872,94
100cm tiefe	750ml+20µl	FG16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
100cm tiefe	750ml+20µl	FG17	4114	3385	3056	35,4 ± 1,8	29,1 ± 0,7	26,3 ± 0,63	1,11 ± 0,03	2,82 ± 0,07	100,7	4	0,287	402263,18
80 cm tiefe	500 ml+20µl	FG18	83	1600	1590	35,4 ± 1,8	682,4 ± 76,8	678,1 ± 76,35	1,01 ± 0,04	73 ± 8	5	4	0,287	163981,52
100 cm tiefe	500ml+20µl	FG19	2244	15558	14280	35,4 ± 1,8	245,4 ± 5,5	225,3 ± 5,12	1,09 ± 0,01	36 ± 0,82	61,2	3	0,306	338282,6
100 cm tiefe	500ml+20µl	FG20	2228	974	727	35,4 ± 1,8	15,5 ± 0,6	11,6 ± 0,49	1,34 ± 0,07	1,86 ± 0,08	64,8	4	0,287	338290,93
80 cm tiefe	500ml+20µl	FG21	1902	105580	102810	35,4 ± 1,8	1965,1 ± 45,5	1913,5 ± 44,28	1,03 ± 0	308 ± 7	37,9	5	0,336	422141,58
100 cm tiefe	500ml+20µl	FG22	373	9427	9584	35,4 ± 1,8	894,7 ± 47,2	909,6 ± 48	0,98 ± 0,01	146 ± 8	31,2	6	0,345	97910,47
100 cm tiefe	500ml+20µl	FG23	389	21091	20138	35,4 ± 1,8	1919,3 ± 98,2	1832,6 ± 93,81	1,05 ± 0,01	295 ± 15	35,6	3	0,306	100992,75
80 cm tiefe	500ml+20µl	FG24	368	58546	54546	35,4 ± 1,8	5631,9 ± 294,5	5247,1 ± 274,44	1,07 ± 0,01	844 ± 44	33,1	5	0,336	93537,84
	500ml+20µl	FG25	386	44253	48580	35,4 ± 1,8	4058,4 ± 207,5	4455,3 ± 227,67	0,91 ± 0,01	716 ± 37	54,3	4	0,287	70000
	500ml+20µl	FG26	507	2666	2789	35,4 ± 1,8	186,1 ± 9	194,7 ± 9,4	0,96 ± 0,03	31 ± 1,51	53,2	5	0,336	80077,55
	500ml+20µl	FG27	1404	17907	16753	35,4 ± 1,8	451,5 ± 12,5	422,4 ± 11,74	1,07 ± 0,01	68 ± 1,89	66,4	3	0,306	195264,58
80 cm tiefe	500ml+20µl	FG28	1299	20720	20578	35,4 ± 1,8	564,7 ± 16,2	560,8 ± 16,04	1,01 ± 0,01	90 ± 2,58	65,5	4	0,287	195312,25
80 cm tiefe	500ml+20µl	FG29	1347	31250	28735	35,4 ± 1,8	821,3 ± 22,9	755,2 ± 21,05	1,09 ± 0,01	121 ± 3	58	5	0,336	195337,12
120 cm tiefe	500ml+20µl	FG30	1376	81686	88248	35,4 ± 1,8	2101,5 ± 57,1	2270,3 ± 61,68	0,93 ± 0	365 ± 10	31,3	6	0,345	359462,86
80 cm tiefe	500ml+20µl	FG30	340	43154	39697	35,4 ± 1,8	4493,1 ± 244,6	4133,2 ± 225,11	1,09 ± 0,01	665 ± 36	19,1	3	0,306	163957,2

Tabelle 20: Die Volumina, Counts, Aktivitäten, Urankonzentrationen, Ausbeuten, Detektor & Detektorkoeffizient, Messzeiten

7 Literaturverzeichnis

- Abbasiziar, F, T Hosseini, A Fathivan, und Gh Heravi. 2004. „Determination of Uranium isotopes (^{234}U , ^{238}U) and natural uranium (U-nat) in water samples by alpha spectrometry.“ *National Radiation Protection Department (NRPD), Iranian Nuclear Regulatory Authority, Tehran, Iran*, 1-6.
- Bachmaf, S, F Planer, und BJ Merkel. 2008. „Effect of sulfate, carbonate and phosphate on uranium (VI) sorption behaviour onto bentonite.“ *Radiochimica Acta*, 359-366.
- Bansal V., Rawat A., Jojo P.j., Prasad R. 1992. „Analyzing uranium concentration in drinking water samples in India using fission-track technique.“ *Health Physics Society*, 257-259.
- Berka, R, C Katzlberger, R Philippitsch, G Schubert, M Korner, C Landstetter, K Motschka, et al. 2014. „Erläuterungen zur geologischen Themenkarte Radionuklide in den Grundwässern, Gesteinen und Bachsedimenten Österreichs 1:500.000.“
- Bourdon, Bernard, Simon Turner, Gideon M Henderson, und Craig C Lundstrom. 2003. „Introduction to U-series Geochemistry.“ *GeoScienceWorld (Reviews in Mineralogy and Geochemistry (2003) 52 (1): 1-21. DOI:10.2113/0520001*, January.
- Brown, Craig J., Bryant C. Jurgens, Brian G. Katz, Matthew K. Landon, und Sandra M. Eberts. 2007. „Arsenic and Uranium in Four Aquifer Settings: Occurrence, Distribution, and Mechanisms for Transport to Supply Wells. 2007 NGWA Naturally Occurring Contaminants Conference: Arsenic, Radium, Radon, Uranium, March 22-23, 2007, Charleston, SC.“ *U.S. Geological Survey*.
- Bruno, Jordi, und Ignasi Puigdomenech. 1989. „Validation of the SKBU1 Uranium Thermodynamic Data Base for its use in Geochemical Calculations with EQ3/6.“ *Materials Research Society Symposium Proceedings- DOI: 10.1557/PROC-127-887*, December: 887-896.
- Bunka, Maruta. 2009. „Radiochemische Untersuchungen natürlicher Radionuklide in Umweltproben.“ *Masterarbeit am Zentrum für Strahlenschutz und Radioökologie der Leibniz Universität Hannover*. September.
- Cummerland, Susan A, Douglas Grant, Grice Kliti, und John W Moreau. 2016. „Uranium mobility in organic matter-rich sediments : A review of geological and geochemical processes .“ *Earth-Science Reviews*, 160-185.
- Dienemann, C, und J. Utermann. 2012. „Uran in Boden und Wasser.“ *Umweltbundesamt Deutschland*. Herausgeber: Umweltbundesamt Deutschland.
<https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/.../4336.pdf>.
- Dimova, N., L. Kinova , B. Veleva, und B. Slavchev. 2003. „Radiochemical Procedures For Determination Of Naturally Occurred Uranium Isotopes In Environmental Samples.“ *GEOLOGY AND GEOPHYSICS*, 241-246.
- EFSA. 2009. „Uranium in foodstuffs, in particular mineral water.“ *The EFSA Journal (2009)*, 1-59.
- Ervanne, Heini. 2004. „Oxidation state analyses of uranium with emphasis on chemical speciation in geological media.“ *Dissertation*. University of Helsinki Faculty of Science Department of Chemistry Laboratory of Radiochemistry Finland:
<https://pdfs.semanticscholar.org/c9da/b147ab1bedb3517020294629e6cf055c4bfb.pdf>, 14. May.

- Khattab, Mahmoud. 2016. „Determination of uranium concentrations and $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ activity ratio in some granitic rock samples by alpha spectrometry.“ *Application of a radiochemical procedure* (DOI: 10.4103/0972-0464.194961), 30. November: 122-127.
- Kirchheimer, F. 1963. *Das Uran und seine Geschichte*. Stuttgart: Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.
- Krachler, R, I Korner, M Dvorak, N Milazowszky, W Rabitsch, F Werba, P Zulka, und A Kirschner. 2012. *Die Salzlacken des Seewinkels: Erhebung des aktuellen ökologischen Zustandes sowie Entwicklung individueller Lackenerhaltungskonzepte für die Salzlacken des Seewinkels (2008 – 2011)*. Eisenstadt, Österreich: Österreichischer Naturschutzbund (ISBN 978-3-902632-23-4).
- Kratz, S, F Knappe, J Rogasik, und E Schnug. 2008. „Uranium balances in agroecosystems (Loads and Fate of Fertilizer-derived Uranium).“ https://www.researchgate.net/publication/282842506_Uranium_balances_in_agroecosystems, January: 179-189.
- Langmuir, Donald. 1978. „Uranium solution-mineral equilibria at low temperatures with applications to sedimentary ore deposits.“ *Geochimica et Cosmochimica Acta* ([https://doi.org/10.1016/0016-7037\(78\)90001-7](https://doi.org/10.1016/0016-7037(78)90001-7)), 547-569.
- Lewis, Drew Gorman, Peter C. Burns, und Jeremy B Fein. 2007. *Review of uranyl mineral solubility measurements- J. Chem. Thermodynamics* 40 (2008) 335–352. December. [https://www3.nd.edu/~fein/Publications/Gorman-Lewis%20JThermo%20\(40\)335.pdf](https://www3.nd.edu/~fein/Publications/Gorman-Lewis%20JThermo%20(40)335.pdf).
- McSween, Harry Y, Steven M Richardson, und Maria Uhle. 2003. *Geochemistry: Pathways and Processes* (2. Auflage).
- Mesner, Nancy, und John Geiger. 2005. *WATER QUALITY*. June. Zugriff am 2018. <https://extension.usu.edu/waterquality/files-ou/Publications/pH.pdf>.
- Nolan, Jason, und Karrie A. Weber. 2015. „Natural Uranium Contamination in Major U.S. Aquifers Linked to Nitrate.“ *Environmental Science & Technology Letters*, 215-220.
- Rösler, H.J., und H. Lange. 1976. *Geochemische Tabellen*. Stuttgart: 2. Auflage, Ferdinand-Enke-Verlag, Stuttgart, .
- Raymond-Whish, Mayer, O'Neal, Martinier, Sellers, Marion, Begay, Proper, Hoyer, und Deyer. 2007. „Drinking water with uranium below the US EPA water standard causes estrogen Receptor- Dependent responses in female mice.“ *Environ Health Perspectv.* 115(12); PMC2137136.
- Rhodes, M C, K G Keil, W T Frederick, M M MacDonell, T R Papura, J S Leithner, und J M Peterson. 2006. „Utilizing Isotopic uranium ratios in ground water evaluation at NFSS.“ Tucson: WM'06 Conference. https://www.researchgate.net/publication/242172291_Utilizing_Isotopic_Uranium_Ratios_in_Groundwater_Evaluations_at_NFSS.
- Schnug, E. 2016. „Wege aus der Bodenbelastung durch Uran und Cadmium aus der Düngung mit mineralischen Phosphordüngern.“ 28. *Hamburger Kolloquium zur Abwasserwirtschaft*. Deutschland: <https://www.researchgate.net/publication/302415614>.
- Schnug, Ewald. 2016. „Uran in Phosphor-Düngemitteln und dessen Verbleib in der Umwelt.“ http://www.strahlentelex.de/Stx_12_612_S03-10.pdf.
- Schnung, E, und S Haneklaus. 2008. *Dispersion of Uranium in the environment by fertilization; in Uranium, Mining and Hydrogeology* (pp 45-52). DOI 10.1007/978-3-540-87746-2_6.

- Sheppard SC, Sheppard MI, MO Gallerand, und B. Sanipelli. 2005. „Derivation of Ecotoxicity thresholds for Uranium.“ *J Enviromental Radioact.* 79, 55-83.
- Smirnova, VS, SV Gudkov, IN Shtarkman, AV Chernikov, und VI Bruskov. 2005. „The genotoxic action of uranyl ions on DNA in vitro caused by the generation of reactive oxygen species.“ *Biophysics Vol.50 No:3* 456-463.
- Steinhauser, Georg, und Andreas Musilek. 2009. „Do pyrotechnics contain radium?“ *Environ. Res. Lett.* 4 (2009) 034006 (6pp) (doi:10.1088/1748-9326/4/3/034006).
- Suma, CS, K Srinivasamoorthy, K Saravanan, S Gopinath, R Prakash, und Faizal A Khan. 2016. „The geochemistry of uranium occurrences and speciation in groundwater of Chinnar sub basin, South India.“ *Arab J Geosci*, 703.
- Szabó Nagy, A., L. Závorskà, L' Mátel, und J. Lesny. 2009. „Geochemistry and Determination Possibilities of Uranium in Natural Waters.“ *Acta Technica Jaurinensis*, 19-34.
- Tosheva, Z, K Stoyanova, und L Nikolchev. 2004. „Comparison of different methods for uranium determination in water.“ [https://doi.org/10.1016/S0265-931X\(03\)00185-1](https://doi.org/10.1016/S0265-931X(03)00185-1), 47-55.
- Wahze, AH, und MS Lico. 2003. „Carbonate effects on hexavalent uranium adsorption by iron Oxyhydroxyde.“ *Environmental Science and Technologie*, 3619-3624.
- Wallner, G, E Herincs , und S Ayromlou. 2008. „Determination of natural radionuclides in drinking water from Waldviertel; Austria.“ *ResearchGate*.
https://www.researchgate.net/profile/Gabriele_Wallner/publication/228490442_Determination_of_natural_radionuclides_in_drinking_water_from_the_Waldviertel_Austria/links/5436840c0cf2dc341db35476/Determination-of-natural-radionuclides-in-drinking-water-from-.
- Walova, Gabriela, Norbert Kandler, und Gabriele Wallner. 2012. „Monitoring of radionuclides in soil and bone samples from Austria.“
<https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2011.12.007>, 44-50.
- Wemhöner, U., F. Humer, G. Schnubert, R. Berka, R. Philippitsch, und Th. Hörhan. 2013. *Umweltbundesamt, Österreich*. Herausgeber: Umwelt und Wasserwirtschaft Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft.
<https://www.bmnt.gv.at/service/publikationen.html>.

8 Verzeichnisse

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Uranvariabilität($\mu\text{g/L}$) im natürlichen Wasser	2
Tabelle 2: Grenzwerte für Uran in Trinkwasser (Maximum Kontamination Level)	3
Tabelle 3: Ursachen für die Veränderung des Aktivitätsverhältnisses der Isotope $A(^{234}\text{U}/^{238}\text{U})$	4
Tabelle 4: Uraneinträge über Phosphor-Düngung (TSP, NP, PK, NPK) sowie organische Düngung (Rindergülle und Klärschlamm) (Dienemann und Utermann 2012)	5
Tabelle 5: Uran-Carbonat-Komplexe bei verschiedenen pH-Werten (bei 25°C und unter 10-12 atm CO_2 -Partialdruck) (Langmuir 1978)	7
Tabelle 6: Die Bezeichnung der Proben, die Zeitpunkt der Probenahme, die Positionen und sowie die vor Ort gemessenen Werte (Temperatur des Wassers(°C), pH, elektrische Leitfähigkeit (mS/cm)	11
Tabelle 7: Die Halbwertszeiten und die Energie-Bereiche der Isotope	15
Tabelle 8: Auswertung von Gammaspektren	19
Tabelle 9: Die Wellenlängen und Standards-Konzentrationen zur Detektion der Elemente mittels Atomabsorptionsspektroskopie	20
Tabelle 10: Die Messergebnisse sowie Kalibrierungsfaktor	21
Tabelle 11: Gran-funktion der Proben	22
Tabelle 12: Die Aktivitäten der Uranisotope, deren Aktivitätsverhältnisse und die Urankonzentration ($\mu\text{g/L}$) in Wasserproben sowie Ausbeute (%)	23
Tabelle 13: Aktivitätsverhältnisse der Isotope in Oberflächen- bzw. Porenwässern	24
Tabelle 14: Urankonzentrationen sowie die Aktivitätsverhältnisse der Proben	26
Tabelle 15: Urankonzentration in Sediment- und Wasserproben	29
Tabelle 16: Die Mineralzusammensetzung in Legerilacke Poren- und Oberflächenwasser	30
Tabelle 17: Die Mineralzusammensetzung in Herrnsee Poren- und Oberflächenwasser	31
Tabelle 18: Die Mineralzusammensetzung in Scheibenlache bzw. Oggau Porenwasser	32
Tabelle 19: Äquivalentanteile [äq-%] der salinitätsbestimmenden Ionen	33
Tabelle 20: Die Volumina, Counts, Aktivitäten, Urankonzentrationen, Ausbeuten, Detektor & Detektorkoeffizient, Messzeiten	38

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: (^{238}U) Uran Zerfallsreihe (Steinhauser und Musilek 2009)	4
Abbildung 2: Probenentnahmestellen (Rot: $\text{U} > 15 \mu\text{g/L}$; Schwarz: $\text{Uran} < 15 \mu\text{g/L}$; Orange: Kein Ergebnis) (Google Earth und Google Maps)	9
Abbildung 3: Probeentnahme Gerät für Porenwasser	10
Abbildung 4: Uranbestimmung in Wasserproben	14
Abbildung 5: Alpha Chromatogramm von FG1	15
Abbildung 6: IC von FG21(Oggau-Porenwasserprobe) (Peaks von links nach rechts: Cl^- und SO_4^{2-})	21
Abbildung 7: Titration & Gran-Funktion	22
Abbildung 8: Aktivitätsverhältnisse $A(^{234}\text{U})/A(^{238}\text{U})$ in den Proben	24
Abbildung 9: Urankonzentrationen und Aktivitätsverhältnisse ($^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$) in von Phosphat-Düngemitteln möglicherweise beeinflussten Proben sowie in von Phosphat-Düngemitteln ganz sicher nicht beeinflussten Proben	25
Abbildung 10: Zusammenhang zwischen der elektrischen Leitfähigkeit (mS/cm) und der Urankonzentration ($\mu\text{g/L}$) der Wasserproben	27
Abbildung 11: pH-Wert der Oberflächenwässer (Links) und der Porenwässer (Rechts)	28
Abbildung 12: Urankonzentration in Sediment ($\mu\text{g/g}$) und in Wasser ($\mu\text{g/L}$)	29
Abbildung 13: Mineralzusammensetzungen und Urankonzentrationen der Legerilacke	30
Abbildung 14: Mineralzusammensetzungen und Urankonzentrationen von Herrnsee	31
Abbildung 15: Mineralzusammensetzungen und Urankonzentrationen von Scheibenlacke und Oggau	32
Abbildung 16: Äquivalentanteile [$\text{\AA q-\%}$] der salinitätsbestimmenden Ionen	33

Formelverzeichnis

Formel 1: Aktivität (mBq) von ^{238}U (Berechnung der ^{234}U -Aktivität analog)	16
Formel 2: Messunsicherheit der Aktivität- ^{238}U (Berechnung der ^{234}U -Messunsicherheit der Aktivität analog)	16
Formel 3: Unsicherheit des Isotopenverhältnisses	16
Formel 4: Ausbeute Bestimmung (%)	17
Formel 5: Zusammenhang Aktivität-Masse	17
Formel 6: Unsicherheit der Masse ($\mu\text{g/L}$)	18
Formel 7: Aktivitätsbestimmung in Sediment	19

Verkürzungsverzeichnis

α	Alpha
β	Beta
γ	Gamma
a	Jahr
AERB	Atomic Energy Regulatory Board
AGES	Österreichische Agentur für Ernährungssicherheit
bzw.	beziehungsweise
d.h.	das heißt
dest.	destilliertes
el.	elektrische
g/ha.a	Gramm pro Hektar in einem Jahr
IC	Ionenchromatographie
LSC	Liquid Scintillation Counter
MAK	Maximale Arbeitsplatz-Konzentration
mBq	Milibecquerel
MeV	Megaelektronenvolt
mS/cm	Milisiemens pro Zentimeter
OW	Oberflächenwasser
PW	Porenwasser
S.	Seite
SBV	Säurebindungsvermögen
US-EPA	United States Environmental Protection Agency
WHO	World Health Organization
z.B.	zum Beispiel