



universität
wien

DIPLOMARBEIT / DIPLOMA THESIS

Titel der Diplomarbeit / Title of the Diploma Thesis

„Schwermetalle in der Wulka, Burgenland“

verfasst von / submitted by

Daniel Stifter

angestrebter akademischer Grad / in partial fulfilment of the requirements for the degree of

Magister der Naturwissenschaften (Mag. rer. nat.)

Wien, 2016 / Vienna, 2016

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

A 190 423 412

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

Lehramtsstudium UniStG

UF Chemie UniStG

UF Physik UniStG

Betreut von / Supervisor:

Mag. Dr. Franz Jirsa, Privatdoz.

Danksagung

Ich möchte mich bei nachfolgenden Personen für die Unterstützung während meines Studiums und der Fertigstellung der vorliegenden Diplomarbeit bedanken:

Großer Dank gilt Herrn Mag. Dr. Franz Jirsa, der diese Diplomarbeit ermöglichte und mich bei der Probennahme, bei Arbeiten im Labor und bei der Erstellung der vorliegenden Arbeit mit besonderem Engagement unterstützte.

Weiters möchte ich besonders Christof Plessl danken, der mich speziell bei den Labortätigkeiten tatkräftigt unterstützt hat und stets bei aufkommenden Fragen zur Seite stand.

Besonderer Dank gilt weiters Kathi Spitzer, Lisa Böhm und Yvonne Kreith für die Hilfe bei der Probennahme und Erhebung der physikalisch-chemischen Parameter der Wasserproben und Frau Mag. Brigitte Schmidt für die Bestimmung der Biofilmpflanzen und Proben submerser Wasserpflanzen.

Liebe Christiane, lieber Christof, Michael, Marko, Philip, Niko und Florian: Dankeschön für die freundschaftliche Arbeitsatmosphäre und die schöne gemeinsam verbrachte Zeit.

Weiters möchte ich mich bei lieben Studienfreunden und Studienfreundinnen bedanken, die mich im Laufe meines Studiums begleitet haben, im Besonderen bei Martin Vojta, Lisi Aichinger, Silvia Pointner, Christoph Sickinger, Lorenz Witek,...

Abschließend möchte ich meinen Eltern und Großeltern für die Ermöglichung meines Studiums und die immerwährende Unterstützung in jeglichen Lebensbereichen danken. Ein großes Dankeschön gilt meinem Bruder Lukas Stifter für die Verbundenheit und für die schönen gemeinsam verbrachten Studentenjahre.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung.....	6
1.1. Schwermetalle in aquatischen Systemen.....	6
1.1.1. Schwermetalle im Sediment.....	10
1.1.2. Schwermetalle in submersen Wasserpflanzen	10
1.2. Untersuchte Schwermetalle	11
1.2.1. Blei	11
1.2.2. Cadmium.....	12
1.2.3. Chrom	13
1.2.4. Kupfer	14
1.2.5. Nickel	15
1.2.6. Quecksilber	16
1.2.7. Silber	18
1.2.8. Zink	19
1.3. Allgemeine Wasserparameter	20
1.3.1. Temperatur.....	20
1.3.2. Sauerstoff.....	20
1.3.3. pH-Wert.....	21
1.3.4. Das Säurebindungsvermögen.....	22
1.3.5. Leitfähigkeit.....	23
1.3.6. Erdalkalimetalle Calcium und Magnesium	23
1.3.7. Alkalimetalle Natrium und Kalium.....	24
1.3.8. Die Stickstoffverbindungen Nitrat, Nitrit und Ammonium.....	25
1.3.9. gelöster Stickstoff (DN = dissolved nitrogen)	26
1.3.10. Phosphat.....	26

1.3.11.	Sulfat.....	26
1.3.12.	Chlorid.....	27
1.3.13.	Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC =dissolved organic carbon) ..	27
1.4.	Forschungsfrage	29
2.	Material und Methoden.....	30
2.1.	Das Untersuchungsgebiet: Die Wulka.....	30
2.1.1.	Die Probennahmestellen	32
2.2.	Die Probennahme	42
2.2.1.	Wasserproben.....	43
2.2.2.	Sedimentproben.....	43
2.2.3.	Biofilmproben und Proben submerser Wasserpflanzen	43
2.2.4.	Die Probenvorbereitung	48
2.3.	Analyse	49
2.3.1.	Wasserproben.....	49
2.3.2.	Sediment, Biofilm und submerse Wasserpflanzen	56
3.	Ergebnisse	59
3.1.	Wasserproben	59
3.1.1.	Allgemeine Paramater.....	59
3.1.2.	Kationen Na^+ , K^+ , Mg^{2+} und Ca^{2+}	65
3.1.3.	Stickstoffspezies	70
3.1.4.	(Ortho-) PO_4^{3-} , Cl^- und SO_4^{2-}	75
3.1.5.	DOC	79
3.1.6.	Gelöstes Quecksilber	80
3.2.	Sediment	81
3.2.1.	Schwermetalle.....	81
3.3.	Biofilm und submerse Wasserpflanzen	92

4. Diskussion	102
4.1. Wasserproben	102
4.2. Sediment	105
4.2.1. Schwermetalle.....	105
4.3. Biofilm und submerse Wasserpflanzen	109
4.3.1. Schwermetalle.....	109
4.4. Conclusio	111
5. Literaturverzeichnis	113
6. Abbildungsverzeichnis.....	123
7. Tabellenverzeichnis.....	126
Anhang	130
Kurzfassung.....	130
Abstract	131
Analytische Daten.....	133

1. Einleitung

Die Charakterisierung von Gewässern stellt ein wichtiges Kriterium für die Beurteilung der Beschaffenheit und Qualität von Ökosystemen dar. Um die Vorgänge und Wechselwirkungen innerhalb aquatischer Systeme verstehen zu können, ist die Ermittlung physikalisch-chemischer Parameter unabdingbar. Anthropogen eingebrachte Stoffeinträge haben große Bedeutung, wobei Umweltkatastrophen als Extrembeispiele von den damit verbundenen Konsequenzen zeugen. Im Speziellen spielen Schwermetalle aufgrund ihrer hohen Persistenz in der Natur und der eventuellen Anreicherung in Nahrungsketten eine wichtige Rolle (Kloke et al., 1984).

1.1. Schwermetalle in aquatischen Systemen

Die Bezeichnung „Schwermetalle“ und deren Definition ist ein Beispiel für einen in der Geschichte der Chemie wandelbaren Begriff. Laut Fent (2007) handelt es sich dabei um Metalle, die eine größere Dichte als 6 g/cm^3 aufweisen. Dabei lassen sich jedoch auszugsweise nach Duffus (2002) bestimmte Kategorien von Definitionen auffinden, die in der Literatur des vergangenen Jahrhunderts hauptsächlich vertreten sind:

1. Definition in Bezug auf die Dichte: Die Einteilung von Schwermetallen wird über den Dichtebegriff festgelegt. So gelten all jene Metalle, die eine Dichte von $>3,5\text{-}5 \text{ g/cm}^3$ (Falbe & Regitz, 1996), $>4 \text{ g/cm}^3$ (Nostrand, 1964), $>4,5 \text{ g/cm}^3$ (Streit, 1994), $>5 \text{ g/cm}^3$ (Scott M. B., 1983), $>6 \text{ g/cm}^3$ (Davies, 1987) und $>7 \text{ g/cm}^3$ (Bjerrum, 1936) aufweisen als Schwermetalle.
2. Definition in Bezug auf die atomare Masse: Metalle mit hoher atomarer Masse (Holister & Porteous, 1976); Metalle höherer atomarer Masse als Natrium (Bennet, 1986); all jene Metalle, die eine höhere atomare Masse als Natrium aufweisen und mit Fettsäuren zu Seifen reagieren (Lewis, 1993; Hodgson, et al., 1988), speziell jene Metalle mit hoher Massenzahl, die toxisch wirken (Blei, Cadmium, Quecksilber), in der Natur beständig sind und sich in Pflanzen und Tieren ansammeln (Lawrence, et al., 1998) , werden als Schwermetalle bezeichnet.

3. Definition in Bezug auf die Ordnungszahl: Metalle mit höherer Ordnungszahl als Calcium (Venugopal & Luckey, 1975), Metalle mit einer Ordnungszahl >20 (Hale & Margham, 1988), Metalle mit einer Ordnungszahl zwischen 21 (Scandium) und 92 (Uran) (Lyman, 1995) werden als Schwermetalle bezeichnet.
4. Definition in Bezug auf die Toxizität: Schwermetalle sind Elemente wie Arsen, Cadmium, Chrom, Kupfer, Blei, Quecksilber, Nickel, Selen und Zink, die häufig in der chemischen Industrie verwendet werden und generell toxisch für Tiere sind und sich negativ auf aerobe und anaerobe Prozesse auswirken (Scott & Smith, 1981).

Die obigen Aufzählungen verdeutlichen einerseits die Schwierigkeit den Begriff „Schwermetalle“ eindeutig einzugrenzen und andererseits die nicht zulässigen Verallgemeinerungen, die teils bei einer Begriffsfindung getroffen wurden. Eine Definition über die Toxizität macht so aufgrund der Essentialität manch eines Schwermetalls für den Mensch, Tier und Pflanze wenig Sinn. Vielmehr ist die Definition über die Dichte die gängigste Art Metalle in die Gruppe der Schwermetalle einzuordnen (Alloway, 1999, S. 1).

In Anbetracht der biologischen Bedeutung wird zwischen essentiellen Schwermetallen, wie Eisen, Kupfer und Zink, und nicht-essentiellen Schwermetallen, wie Cadmium, Blei und Quecksilber, unterschieden (Fent, 2007, S. 51). Essentielle Spurenelemente haben große Bedeutung für biochemische Prozesse in Organismen, beispielsweise als Teil von Metalloenzymen, in denen sie strukturgebende Funktion haben und metabolische Prozesse steuern (Mirsal, 2008, S. 123). Bowen (1979) definiert drei Kriterien, die ein essentielles Spurenelement ausmachen: „- Ohne eine angemessene Zufuhr des Elements kann der Organismus weder wachsen, noch seinen Lebenszyklus vollenden. – Das Element kann nicht vollständig durch ein anderes ersetzt werden. – Das Element übt einen direkten Einfluss auf den Organismus aus und nimmt an seinem Stoffwechsel teil“ (Bowen, 1979). Nicht-essentielle Spurenelemente werden hingegen nicht benötigt und können schon bei geringen Konzentrationen schwere Gesundheitsschäden hervorrufen (Heintz & Reinhardt, 1993, S. 178). Beispielsweise spielt die Inaktivierung von Enzymen aufgrund

der Affinität mancher nicht essentieller Spurenelemente zu SH-Gruppen dabei eine zentrale Rolle (Rassow et al., 2012, S. 31).

Essentielle und nicht-essentielle Schwermetalle können aus toxikologischer Sicht bei erhöhten Konzentrationen im Körper wachstumshemmende und stoffwechselstörende Effekte bedingen (Fent, 2007, S. 51). Abbildung 1 zeigt das Dosis-Wirkungsprinzip von essentiellen und nicht-essentiellen Spurenelementen.

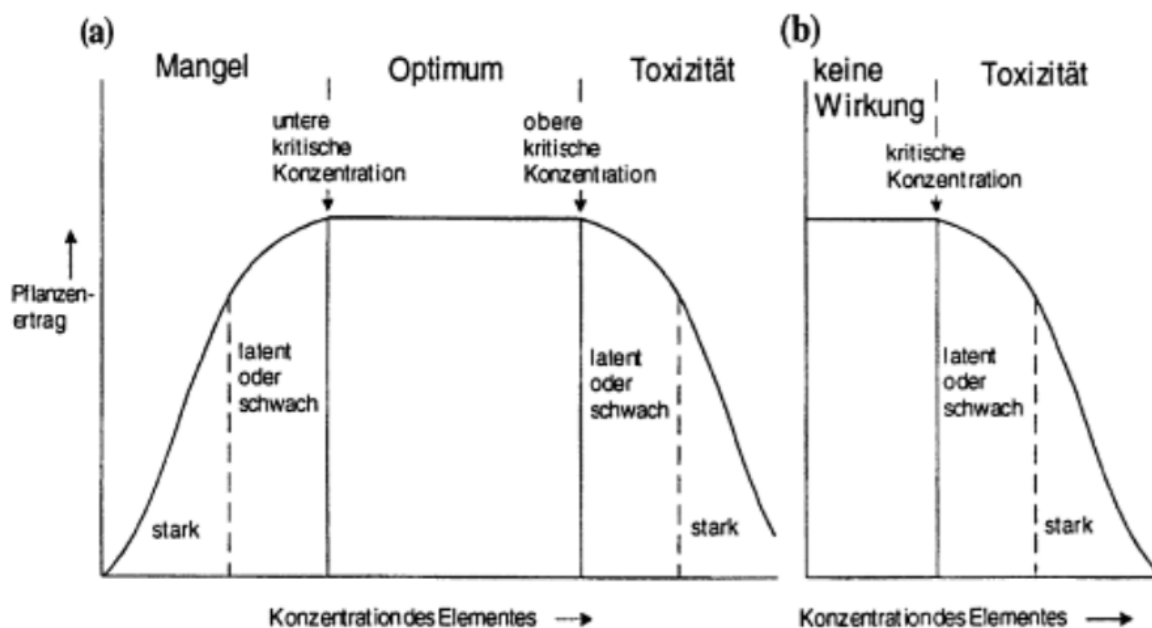


Abbildung 1: Typische Kurven für Dosis und Wirkung bei Spurenelementen: a) essentielle Spurenelemente (Mikronährstoffe), b) nicht-essentielle Spurenelemente [...] (Alloway, 1999, S. 35)

Um die Dynamik der in einem aquatischen System stattfindenden Prozesse überblicken zu können, ist es sinnvoll ein System bestehend aus einer festen, flüssigen und gasförmigen Phase zu betrachten (Mirsal, 2008, S. 121). Der Begriff Bioverfügbarkeit spielt eine wichtige Rolle für die Toxizität von Schwermetallen. Der bioverfügbare Anteil beschreibt dabei jene Form, die von einem Organismus aufgenommen werden kann (Fent, 2013, S. 132). Betrachtet man aquatische Systeme, so hängt die Bioverfügbarkeit von Schwermetallen von der chemischen Zusammensetzung des wässrigen Mediums ab (Fent, 2013, S. 135-136). Metalle treten in Form von freien hydratisierten Ionen (Aquokomplexen), Komplexen mit

anorganischen Liganden (z.B. Oxo- und Hydroxokomplexen), Chelaten mit mehrzahnigen organischen Liganden und in an Partikeln adsorbierter Form in Lösung auf (Newman & McIntosh, 1991). Wichtige Faktoren für die Spezifizierung sind: pH-Wert, Gesamthärte, Alkalinität, Konzentration an natürlichen organischen und anorganischen Liganden (Komplexbildnern), Salinität (Chlorid), die Konzentration an konkurrierenden Absorptionsoberflächen (Partikeln) und die Konzentration an Umweltchemikalien. So liegt Blei beispielsweise bei niedrigem pH-Wert zum größten Teil als zweiwertiges hydratisiertes Pb^{2+} vor, wobei bei höheren pH-Werten die Verbindungen $[\text{PbOH}]^+$, PbCO_3^0 , Pb(OH)_2^0 , $[\text{Pb(CO}_3)_2]^{2-}$ vermehrt auftreten (Fent, 2013, S. 136).

Aus ökotoxikologischer Sicht stellen die freien Metallionen bzw. deren Aquo-Komplexe den Hauptanteil der bioverfügbaren Spezies dar, da sie in der Lage sind mit Rezeptoren von Zellen von Organismen zu interagieren. Eine vermehrte Interaktion mit anorganischen bzw. organischen Liganden hingegen vermindert die Bioverfügbarkeit und reduziert somit die Metalltoxizität. Hg und Cd stellen dabei Ausnahmen dar, da sie aufgrund ihrer Tendenz zur Bildung lipophiler „Nicht-Aquo-Metall-Komplexen“ ebenfalls Zellmembranen durchdringen können (Fent, 2013, S. 137).

Natürlich kommen Schwermetalle weitverbreitet in der Erdkruste hauptsächlich in Form von Oxiden, Sulfiden und Karbonaten vor (Heintz & Reinhardt, 1993). Durch Erzbau und Verhüttung, die Erzeugung von Landwirtschafts- und Gartenbaumaterialien, die Verbrennung fossiler Brennstoffe, die industrielle Verarbeitung von Metallen, ihre Verwendung in der Elektronikindustrie, sowie durch chemische und andere industrielle Vorgänge gelangen Schwermetalle in die Umwelt.

Häusliche und gewerbliche Abfälle, Klärschlämme, Rückstände von Sportschießen, Jagd und Fischfang, Kriege und Manöver sind weitere Beispiele für anthropogene Quellen für Schwermetalle in der Umwelt. (Alloway, 1999, S. 46).

Das Schicksal von in aquatische Systeme natürlich und anthropogen eingebrachten Schwermetallen ist stark von physikalischen, chemischen und biologischen Parametern eines Gewässers abhängig. pH-Werte ≤ 5 sorgen beispielsweise für einen Anstieg der Löslichkeit von Schwermetallen und ergeben somit eine erhöhte Mobilität. Betrachtet man ein Fließgewässer, so kommt es zu einem Transport von

gelösten Spezies entlang des Flussverlaufs. Die Adsorption an Tonminerale, Eisen- und Manganoxiden und die Absorption von Wasserorganismen sind damit verbundene Effekte (Bradl, 2005).

1.1.1. Schwermetalle im Sediment

Mirsal (2008) beschreibt drei Hauptprozesse der Wechselwirkung zwischen Schwermetallen und den Sedimentbestandteilen, die je nach physikalisch-chemischen Eigenschaften des betrachteten Schwermetalls auftreten:

1. Adsorption: Die Adsorption hängt von der physikalisch-chemischen Beschaffenheit des Bodenmaterials ab. Speziell der pH-Wert und die molekulare Zusammensetzung des Adsorbens bestimmen das Adsorptionsverhalten. So zeigen beispielsweise Tonminerale eine verminderte Aufnahme von Schwermetallen im Vergleich zu Oxiden und organischem Material.
2. Diffusion in das Bodenmaterial: Die Diffusionsrate von Schwermetallen in Böden ist von deren Ionendurchmessern als auch vom vorherrschenden pH-Wert abhängig. Da bei erhöhten pH-Werten die Tendenz zur Bildung von Hydroxokomplexen besteht, kommt es so zu einer Vergrößerung des Ionendurchmessers, was in weiterer Folge zu einer Einschränkung des Diffusionsverhaltens führt.
3. Komplexbildung: Organische Verbindungen (z.B.: Huminsäuren, Fulvinsäuren, und andere) sind in der Lage mit Schwermetallen zu komplexieren (Mirsal, 2008, S. 121).

1.1.2. Schwermetalle in submersen Wasserpflanzen

Wasserpflanzen sind in der Lage Schwermetalle über das sie umfließende Wasser als auch über das Sediment aufzunehmen. Dabei stellt sich ein Gleichgewicht zwischen der Aufnahme und Abgabe von Schwermetallen an Wurzeln als auch an Trieben der Pflanze an die umgebenden Medien ein (Prasad, 2004, S. 5). Wenn die Aufnahmerate dabei höher als die Abgaberate ist, kommt es zu Anreicherung des

Metalls in der Pflanze, der so genannten Bioakkumulation. Wichtige Faktoren für die diese Akkumulation sind u.a.:

- pH-Wert: Der pH-Wert spielt eine wichtige Rolle für die chemische Spezifizierung und damit für die Bioverfügbarkeit von Schwermetallen (siehe Kapitel 1.1).
- unterschiedliche Retentionszeiten von Metallen und somit unterschiedliche Konzentration in den unterschiedlichen Medien (Förstner & Wittmann, 1979)
- Salinität im Gewässer: Die Bildung von Schwermetall-Chlorid-Komplexen kann eine Absorption verhindern (Prasad, 2004, S. 6)
- Absorptionsfläche an der Pflanze (Prasad, 2004, S. 11)
- Temperatur und Licht: Hu et al. (1996) konnten eine erhöhte Cadmiumakkumulation in Algen in Abhängigkeit von Licht nachweisen. So akkumulierte *Gracilaria tenuistipitata* in Dunkelheit weniger Cadmium als in der Anwesenheit von Licht. Becket und Brown (1984) zeigten diesen Zusammenhang für Flechten, Mautsoe und Beckett (1996) für Moose. Ekvall und Greger (2003) stellten jedoch fest, dass Temperatur und Licht keinen direkten Einfluss auf die Schwermetallaufnahme haben, sondern vielmehr das damit verbundene erhöhte Wachstum der Pflanze eine wichtige Rolle spielt.
- Konzentration an Nährstoffen: Im Falle eines erhöhten Angebots an gelösten Ionen kann es bzgl. der Interaktion mit Zellmembranen zu einem Konkurrenzverhalten zwischen den Schwermetall- und den Nährstoffkationen kommen (Prasad, 2004, S. 12).

1.2. Untersuchte Schwermetalle

1.2.1. Blei

Blei als nicht essentielles Schwermetall gehört aufgrund der weiten natürlichen Verbreitung in der Umwelt, der leichten Gewinnung und Verarbeitung, Korrosionsbeständigkeit und scheinbar geringen Toxizität zu dem wohl am längsten vom Menschen extensiv genutzten Schadmetall (Kaim & Schwederski, 2005, S. 338; Alloway, 1999, S. 131; Nriagu, 1996; Schümann & Hunder, 1997). Betrachtet man die

Entwicklung der globalen Luftbelastung mit Bleiverbindungen, so ist eine Erhöhung um ein Vielfaches innerhalb der letzten 3000 Jahre festzustellen (Schümann & Hunder, 1997). Die Flüchtigkeit von organischen als auch anorganischen Bleiverbindungen sorgt dabei für eine entsprechende Verteilung in der Umwelt (Kaim & Schwederski, 2005, S. 339).

Aus toxikologischer Sicht geht die Aufnahme von organischen Bleiverbindungen, beispielsweise das Triethylblei-Kation $(C_2H_5)_3Pb^+$, mit schweren Störungen des zentralen und peripheren Nervensystems einher, wobei anorganische Verbindungen weniger akut einzuschätzen sind (Kaim & Schwederski, 2005, S. 341).

In aquatischen Systemen wird das Verhalten von Bleiverbindung bzw. die Menge an gelöstem Blei hauptsächlich vom pH-Wert, Redoxpotential der Böden und vom Salzgehalt des Wassers bestimmt. Dabei treten erhöhte Bleikonzentrationen in Gewässern mit niedrigem pH-Wert und geringer Härte auf. Blei als chalcophiles Element bildet unter anaeroben Bedingungen bevorzugt das schwerlösliche Bleisulfid, unter aeroben Bedingungen überwiegt die oxidative Bildung von ebenfalls schwerlöslichem Bleisulfat. Hinsichtlich des Akkumulationsverhaltens kommt es zu einer Anreicherung durch Sorptionsvorgänge an Eisenhydroxide und zu einer Komplexierung an organische Bodenbestandteile im Sediment. Wasserorganismen sind ebenso in der Lage beträchtliche Mengen an Blei anzureichern (Koch, 1995, S. 131).

1.2.2. Cadmium

Cadmium ist ein im Vergleich mit den anderen hier angeführten Schwermetallen selten vorkommendes Element. Dabei erfüllt es keine bekannte essentielle biologische Funktion und wirkt hochgradig toxisch auf Tiere und Pflanzen (Alloway, 1999, S. 151). Auch für den Menschen wird es als eines der toxischsten Metalle angesehen (Koch, 1995, S. 146). Aufgrund der Verwandtschaft zu den zwei wichtigen essentiellen Spurenelementen Zn^{2+} und Ca^{2+} ist das zweiwertige Cadmium Cd^{2+} in der Lage diese aus deren funktionellen Zentren in Enzymen zu verdrängen. Da Cadmium weiters anstelle von Calcium in Knochen eingelagert werden kann, kommt es bei einer chronischen Cadmiumvergiftung zu schmerzhaften

Skelettdeformationen, die unter dem Namen „Itai-Itai-Krankheit“ bekannt wurden (Kaim & Schwederski, 2005, S. 341-342). Natürliche Konzentrationen von Cadmium in Böden sind gering, weshalb die Wahrscheinlichkeit für akute Vergiftungen eher gering ist. Vielmehr kann die Ansammlung vor allem in der Niere und der damit verbundene chronische Krankheitsverlauf eine entscheidende Rolle spielen (Alloway, 1999, S. 151).

Hauptquellen für den anthropogenen Eintrag in die Umwelt sind u.a. Batterien (Ni/Cd-Akkumulatoren), Farbpigmente (CdS oder CdSe) und Kunststoff-Stabilisatoren. Der Einsatz von Cadmium bei der Behandlung von Metalloberflächen, Beiprodukte, die bei der Verhüttung von Zink entstehen, und Cadmium als Bestandteil in photovoltaischen Zellen stellen weitere Quellen dar. (Alloway, 1999, S. 152; Kaim & Schwederski, 2005, S. 342).

1.2.3. Chrom

Chrom, welches die 20. Stelle der Elementhäufigkeit einnimmt, tritt in der Natur nicht elementar sondern in Form von Chromerzen auf. Chromit ($(\text{Fe,Mg})\text{Cr}_2\text{O}_4$) ist dabei der wichtigste Vertreter (Binder, 1999, S. 160).

Chrom wird aufgrund seiner Beständigkeit gegen oxidative Angriffe und somit Korrosionsbeständigkeit und aufgrund der Verbesserung von Materialeigenschaften (Härte, Abriebfestigkeit) in Legierungen eingesetzt (Alloway, 1999, S. 183). Lokale Belastungen in Fließgewässern ergeben sich durch die Einbringung von Abwässern der Metallindustrie, elektrochemischer Industrieprozesse, von Gerbereien, Färbereien, Mülldeponien, Wasserkühltürmen und anderen chemischen Industrien (Pacyna & Nriagu, 1988). Die Bedeutung als essentielles Element konnte durch Mertz et al. (1955) anhand der Isolierung des Glucosetoleranzfaktors (GTF) mit Chrom als Cofaktor nachgewiesen werden. Anderson (1981) konnte weiters eine Korrelation von Chrommangel in der Nahrung und Altersdiabetes sowie Herz-Kreislauf-Problemen zeigen. Die Bedeutung von Chrom als essentielles Element konnte für Pflanzen bisher noch nicht nachgewiesen werden (Alloway, 1999, S. 185).

Chrom liegt unter physiologischen Bedingungen als Cr(III) und Cr(VI) als Chromat CrO_4^{2-} vor. Chromat und kann aufgrund der Ähnlichkeit zu Sulfat SO_4^{2-} biologische

Membranen bis hin zu Zellkernen durchdringen (Kaim & Schwederski, 2005, S. 355; Kotaś & Stasicka, 2000). Cr(III) liegt im Gewässer bei pH-Werten >7 als schwerlösliches Hydroxid vor und kann nur komplexiert von Organismen aufgenommen werden, wobei es auch als Cr(III) als essentielles Element fungiert. Cr(III)-Verbindungen aufgrund ihrer im Vergleich zu Cr(VI)-Verbindungen schlechteren Resorbierbarkeit wenig toxisch, Cr(VI)-Verbindungen sind hingegen sehr giftig (Binder, 1999, S. 165). Die stark hautreizenden Chromate haben aufgrund der oxidativen Eigenschaft cancerogene Wirkung (Kaim & Schwederski, 2005, S. 355).

Die Spezierung und damit verbundene Bioverfügbarkeit von Chrom in Form des dreiwertigen Cr(III) oder des sechswertigen Cr(VI) in aquatischen Systemen ist u.a. von der Konzentration anorganischer und organischer Komplexliganden, vom pH-Wert und vom Sauerstoffgehalt abhängig. Unter anoxischen Bedingungen stellt Cr(III) die überwiegende Form dar. Betrachtet man beispielsweise das Verhältnis aus Cr(III)/Cr(VI) in Abhängigkeit von dem pH-Wert in Gewässern ausreichender Sauerstoffsättigung, so ist Cr(III) bei einem pH-Wert von ≤ 6 als Aquo- und Hydroxokomplexe dominierend. Ab pH-Werten ≥ 7 ist Cr(VI) in Form von Chromat die überwiegende Spezies. Das Verhältnis aus Cr(III)/Cr(VI) in dazwischen liegenden pH-Werten wird durch den Sauerstoffgehalt bestimmt. Jene Cr(III)-Aquo- und Hydroxokomplexe haben eine starke Tendenz von Festkörpern bzw. von Partikeln adsorbiert zu werden, was eine verminderte Mobilität und Bioverfügbarkeit von Cr(III) in Gewässern zur Folge hat. Die Cr(VI)-Spezies bindet nur sehr schwach an anorganisches Oberflächenmaterial. Somit stellt Cr(VI) nicht nur die toxischste sondern auch die mobilere Form von Chrom in der Umwelt dar (Kotaś & Stasicka, 2000).

1.2.4. Kupfer

Kupfer ist ein essentielles Element für Menschen, Tiere und Pflanzen und wird aufgrund seiner guten Leitfähigkeit von Wärme und Elektrizität vom Menschen in vielerlei Hinsicht genutzt (Alloway, 1999, S. 211; Binder, 1999, S. 340). Als edles Metall kommt Kupfer in geringen Mengen gediegen vor, vielmehr ist es in Form von

Sulfiden, Oxiden, Karbonaten, Chloriden, Arseniden meist in Begleitung von Eisen Nickel, Blei, Silber und Gold aufzufinden (Binder, 1999, S. 332).

Die Bioverfügbarkeit für Pflanzen ist aufgrund des guten Absorptionsvermögens von $[\text{Cu}(\text{H}_2\text{O})_6]^{2+}$ in sauren Böden und von $\text{Cu}(\text{OH})_2$ in neutralen bis alkalischen Böden gegeben (Alloway, 1999, S. 211). Kupfer spielt als Bestandteil von katalytisch wirkenden Enzymen eine Schlüsselrolle bei der Synthese von Chlorophyll. Für Mikroorganismen wirkt das zweiwertige Cu^{2+} schon in geringen Mengen als starkes Gift (Binder, 1999, S. 340).

Die spezifische Bindung von Kupfer in Böden führt zu einer im Vergleich mit anderen Schwermetallen geringen Mobilität. Hohe Kupferkonzentrationen sind daher ein Anzeichen eines anthropogenen Eintrags (Alloway, 1999, S. 211).

Quellen für eine anthropogene Kupferbelastung sind beispielsweise eine Zufuhr aus Hüttenbetrieben, Düngern, Klärschlämmen oder anderen Abfällen, Fungiziden, Bakteriziden oder dem Dung von Schweinen und Geflügel, denen bestimmte Kupferverbindungen zur Verbesserung der Nahrungsverwertung und zur Wachstumsförderung zugefüttert wurden (Alloway, 1999, S. 211).

1.2.5. Nickel

Nickel nimmt den 21. Platz der Elementhäufigkeit mit einem Massenanteil von 0,015% in der Erdhülle noch vor Zink und Kupfer ein und kommt natürlich in Form von Verbindungen mit Sulfid, Silikat und Arsenid vor (Binder, 1999, S. 421).

Das zweiwertige Ni^{2+} , welches die stabilste Form von Nickel in natürlicher Umgebung darstellt, hat aufgrund des ähnlichen Ionenradius zu Fe^{2+} , Mg^{2+} , Cu^{2+} und Zn^{2+} die Fähigkeit diese essentiellen Elemente aus Enzymen zu verdrängen und zu ersetzen. Diese Eigenschaft kann in weiterer Folge zur Störung von Stoffwechselfaden führen. Aufgrund der guten Wärme- und elektrischen Leitfähigkeit und der Beständigkeit von nickelhaltigen Stahllegierung fand Nickel Verwendung in der Herstellung von Motorfahrzeugen, Waffen, Flugzeugen und Bestecken als auch in Batterien und Elektronikbauteilen (Alloway, 1999, S. 183).

Untersuchungen von Brown et al. (1987) zeigen die Rolle von Nickel als essentielles Element in Bezug auf das Wachstumsverhalten von Gerste (*Hordeum vulgare* L.). In davon unabhängigen Experimenten konnte dies für die Blaugrünalge *Oscillatoria* spp und für das Bakterium *Alcaligenes eutrophus* nachgewiesen werden (Alloway, 1999, S. 185). Basierend auf einer Reihe von Versuchen mit Tieren, wird eine Essentialität von Nickel für den menschlichen Körper vermutet, die genaue Funktion konnte jedoch bisher nicht geklärt werden (Alloway, 1999, S. 186). Eine erhöhte Aufnahme von Nickel führt jedoch zu akuten Vergiftungen, chronischen Schäden, allergischen und entzündlichen Reaktionen (Binder, 1999, S. 427).

In aquatischen Systemen ist das zweiwertige Ni^{2+} die hauptsächlich vorzufindende Spezies von Nickel. In Gewässern mit pH-Werten 5-9 bildet Ni^{2+} oktaedrische Aquakomplexe der Form $\text{Ni}(\text{H}_2\text{O})_6^{2+}$, ist in der Lage von Partikeln adsorbiert und von organischem Material komplexiert zu werden. Die Salze Nickelchlorid-Hexahydrat $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ und Nickelsulfat NiSO_4 weisen eine hohe Löslichkeit auf, Nickelhydroxid $\text{Ni}(\text{OH})_2$ und Nickelkarbonat NiCO_3 hingegen sind schwerlösliche Verbindungen. Unter anaeroben Bedingungen überwiegt die Bildung des schwer löslichen Nickelsulfids NiS , was die Konzentration an gelöstem Nickel herabsetzt (Eisler, 1998).

Neben natürlichen Nickelkonzentrationen in Böden, stellt die Verbrennung von Heiz- und Treibstoffen so wie Altölen eine Quelle anthropogenen Eintrags in die Umwelt dar. Insgesamt werden so jährlich weltweit 26700 t Nickel emittiert (Schmidt & Andren, 1980).

1.2.6. Quecksilber

Quecksilber ist aufgrund der vielseitigen Anwendungsbereiche im Laufe der Menschheitsgeschichte ein aus ökotoxikologischer Sicht bedeutendes Schwermetall. Beispiele für die Verwendung sind: Amalgame mit Zinn und Kupfer, Amalgamverbindungen in der Zahntechnik, Zinnober als Pigment, metallisches Quecksilber in indischer und chinesischer Medizin, fungizide Beizen und Katalysatoren bei Industrieprozessen. Der Einsatz von Quecksilber im Gold- und Silberabbau und die Anwendung von Quecksilber als Kathode bei der Chloralkali-Elektrolyse im Amalgamverfahren sind weitere Anwendungsbeispiele. Akute und

chronische Quecksilbervergiftungen wie das „mad-hatter“-Syndrom und die Minamata-Krankheit sind Negativbeispiele für ein mangelhaftes Wissen über die Wirkungsweise von Quecksilberverbindungen in der Vergangenheit und deren unkontrollierte Emissionen in die Umwelt mit tragischen zuvor ungeahnten Folgen (Alloway, 1999, S. 265; Kaim & Schwederski, 2005).

Die Quellen für Quecksilber in der Natur sind einerseits natürlichen und andererseits anthropogenen Ursprungs. So ist Quecksilber Bestandteil vieler Minerale (z.B.: Zinnober, HgS) und es kommt ubiquitär als Verunreinigung in Erzen und in fossilen Brennstoffen vor. Vulkanausbrüche, die Verwitterung von quecksilberhaltigen Böden und die Emission aus dem Ozean und anderen Gewässern stellen mit der anschließenden atmosphärischen Deposition einen Teil eines natürlichen Quecksilberkreislaufs in der Natur dar (UNEP, 2013).

Anthropogene Quellen nehmen etwa 30% der Gesamtmenge von Quecksilberemissionen in die Atmosphäre ein. Abfallprodukte bei intensivem Bergbau, Emissionen durch die Verbrennung fossiler Brennstoffe, Batterien, Farbmittel, elektronische Bauteile, Energiesparlampen, Fungizide, Pestizide, Quecksilber in der Medizin und Kosmetika sind Beispiele für eine resultierende Belastung der Umwelt mit diesem Schwermetall. Menschliche Aktivitäten sorgen daher für eine erhöhte Mobilität von Quecksilber in der Umwelt (UNEP, 2013). Jährlich werden global gesehen etwa 7527 t Quecksilber durch natürliche und anthropogene Freisetzung entweder primär oder als Remission in die Umwelt eingebracht (Pirrone, et al., 2010).

Das Hg^{2+} -Ion ist die in der Natur am häufigsten vorkommende Oxidationsstufe von Quecksilber und ist eine der schon bei geringen Mengen akut toxischen Quecksilberformen. Diese Spezies ist bei einem pH-Wert von 7 leicht löslich und ist in der Lage lösliche Verbindungen mit den in Körperflüssigkeiten auftretenden Anionen zu bilden. Weiters haben organometallische Verbindungen RHg^+ (insbesondere das Methylquecksilber-Kation MeHg), deren Öko- als auch Humantoxizität sich durch den lipophilen/hydrophilen Charakter ergibt, große Bedeutung (Kaim & Schwederski, 2005, S. 346). Organische Verbindungen weisen dabei eine bis zu hundertfach größere toxische Wirkung als anorganischen Verbindungen auf (Koch, 1995, S. 328).

Betrachtet man das Schicksal von Quecksilber in aquatischen Systemen, so spielt die biotische Quecksilbermethylierung die zentrale Rolle bei der Bioakkumulation von Quecksilber. Diese stellt den wichtigsten Prozess bei der Entstehung von MeHg dar, welches im Vergleich zu Hg^{2+} die bioverfügbarere Form ist. Die Produktion von MeHg wird bei anaeroben Bedingungen von Sulfat reduzierenden Bakterien katalysiert (Amirbahman & Fernandez, 2012, S. 101). Zu Beginn der Bioakkumulation steht die Biokonzentration von Hg^{2+} und MeHg von Phytoplankton. MeHg kann aufgrund seiner lipophilen Eigenschaft durch Zellwände dringen und wird dadurch besser aufgenommen als Hg^{2+} , welches lediglich an Zellwände gebunden wird. So kommt es in weiterer Folge zu einer größeren Aufnahme von MeHg als Hg^{2+} von Zooplankton, welches das nächste trophische Niveau darstellt. Aufgrund dieser Prozesse nehmen Organismen gegen Ende der Nahrungskette Quecksilber fast ausschließlich als MeHg auf (Chen, et al., 2012, S. 145).

1.2.7. Silber

Silber ist aufgrund der immer häufigeren technologischen Nutzung in den Bereichen Solarenergie, Wasseraufbereitung, Medizin und Nanotechnologie ein viel diskutiertes Schwermetall (Settimo, et al., 2014). Über die ökotoxikologischen Folgen des Einsatzes von Silberverbindungen bzw. von Silbernanopartikeln und dessen Eintrag in der Umwelt, gibt es jedoch Forschungsbedarf. Trotz der Verwendung von Silbernanopartikeln aufgrund der antimikrobiellen Wirkung, bleiben die genauen Wirkmechanismen bis zu einem gewissen Grade unsicher (Sakamaoto, et al., 2015).

Settimo et al. (2014) beschreibt das Schicksal von Silber in Böden durch einen Entwicklungsprozess, bei dem die Spezierung von der instabilen/reaktiven Form Ag^+ hin zu stabileren Verbindungen (Silber absorbiert an Ferrihydrit $(\text{Fe}^{3+})_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, AgCl , Ag_2S , Ag-Cystein, Ag-Glutathion) bis hin zur Reduktion zu elementarem Silber Ag^0 über einen zeitlichen Verlauf zu verzeichnen ist (Settimo, et al., 2014).

Bianchini et al. (2002) untersuchte weiters die akute Toxizität von Silber im Zusammenhang mit der Aufnahmerate von Na^+ -Ionen beispielhaft anhand von Versuchen mit Regenbogenforellen *Oncorhynchus mykiss*. So scheint Silber in Form des einwertigen Ag^+ das Enzym Na^+ , K^+ -ATPase, welches für den Transport von Na^+

und Cl^- durch basolaterale Membranen in Kiemenstrukturen verantwortlich ist, zu inhibieren. Damit verbundene toxische Effekte sind: Blutazidose; eine generelle Stressreaktion; erhöhte Ammoniumkonzentrationen im Blut; eine Störung der Verteilung von Flüssigkeitsvolumina und eine Hämokonzentration, welche zu einem Kreislaufkollaps und in weiterer Folge zum Tod führen kann. So scheint das einwertige Ag^+ die bioverfügbare toxische Form von Silber zu sein (Bianchini, et al., 2002).

1.2.8. Zink

Zink ist ein relativ häufiges Metall, steht an 24. Stelle der Elementhäufigkeit und kommt in der Natur in Form sulfidischer, karbonatischer und silikatischer Zinkerze vor. Dabei ist es meist mit Blei, Cadmium, Kupfer und Eisen vergesellschaftet (Binder, 1999, S. 725).

Zink ist ein für Menschen, Tiere, Pflanzen und Mikroorganismen essentielles Spurenelement (Binder, 1999, S. 732). Höheren Pflanzen nehmen Zink hauptsächlich in Form des zweitwertigen Zn^{2+} auf. So hat es eine wichtige Funktion als Cofaktor in Enzymen und spielt eine wichtige Rolle bei Wachstumsvorgängen und bei der Weitergabe von genetischer Information (Alloway, 1999, S. 309; Kaim & Schwederski, 2005, S. 266).

Neben den natürlichen Konzentrationen von Zink in Böden ergeben sich anthropogene Einträge in die Umwelt, die durch atmosphärische Deposition durch „[...]Verbrennung von Kohle und anderer fossiler Brennstoffe sowie Verhüttung von NE-Metallen¹ [...]“ (Alloway, 1999, S. 311)“, durch den Einsatz von Klärschlämmen in der Landwirtschaft und durch den Einsatz von Agrochemikalien gekennzeichnet sind (Alloway, 1999, S. 310-313).

¹ NE-Metalle...Nicht-Eisen-Metalle

1.3. Allgemeine Wasserparameter

1.3.1. Temperatur

Die große Bedeutung der Temperatur für Organismen besteht in dessen Einfluss auf die Reaktionsgeschwindigkeit von biochemischen Reaktionen. So besagt die RGT²-Regel nach van't Hoff, dass sich bei einer Temperaturerhöhung von 10 °C die Reaktionsgeschwindigkeit von chemischen Reaktionen im Allgemeinen verdoppelt bis vervierfacht. Betrachtet man unter diesem Aspekt Enzymaktivitäten, so ist deren Stabilität und Funktion stark temperaturabhängig. Das Temperaturoptimum liegt in jenem Bereich, bei dem ein Enzym seine maximale Aktivität ausüben kann (Penzlin, 1996, S. 49-50). Die Erhöhung der Wassertemperatur bedingt somit eine Erhöhung der Stoffwechselaktivität für wechselwarme Organismen (Penzlin, 1996, S. 360). Ein dazu gegenläufiger Effekt ist der damit verbundene erhöhte Sauerstoffbedarf. Da die Löslichkeit von Gasen mit steigender Temperatur abnimmt, kann es bei so zu einer kritischen Situation für Organismen kommen (Guderian & Gunkel, 2000, S. 179). Große Temperaturschwankungen stellen somit eine Gefahr dar, die bis hin zum Tode führen können.

Weiters nimmt die Löslichkeit von Ionen und die Leitfähigkeit im Gegensatz zur Löslichkeit von Gasen mit steigender Temperatur zu (Mortimer & Müller, 2014, S. 347).

1.3.2. Sauerstoff

Die Bestimmung von gelöstem Sauerstoff ist eine der am meisten verwendeten Methoden, um eine Aussage über biologische und biochemische Reaktionen in einem aquatischen System treffen zu können (Wetzel & Likens, 1991, S. 69).

Da biologische und biochemische Lebensprozesse von aeroben Organismen mit einem Sauerstoffverbrauch verbunden sind, ist eine bestimmte Konzentration von Sauerstoff in Fließgewässern notwendig. Die dabei hauptsächlich auftretenden Wege von Sauerstoff in das Gewässer sind:

² RGT-Regel...Reaktionsgeschwindigkeit-Temperatur-Regel

- Die atmosphärischen Belüftung: Diese beschreibt den Lösevorgang von Luftsauerstoff im Gewässer.
- Die biogene Belüftung: Diese Quelle für Sauerstoff beruht auf den Photosynthese betreibenden Wasserpflanzen, die am Tage bei Lichteinfall Kohlendioxid binden und Sauerstoff an das Gewässer abgeben.
- Die chemische Belüftung: Organismen sind in der Lage unter anderem durch die Prozesse der Denitrifikation und Desulfurikation Sauerstoff zu gewinnen (Schönborn , 2003, S. 144-146).

Wie in Kapitel 1.3.1 beschrieben, ist die Löslichkeit von Sauerstoff temperaturabhängig.

Schäperclaus (1954) beschreibt Sauerstoffmangel als die wohl häufigste Ursache für plötzlich eintretendes Sterben von Fischen. Dabei beeinträchtigt eine Sauerstoffkonzentration von 3-3,5 mg/L das Wohlbefinden von Karpfen, 5-5,5 mg/L stellen bei Sommertemperaturen einen kritischen Zustand für Forellen dar (Schäperclaus, 1954, S. 555).

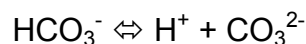
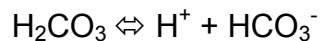
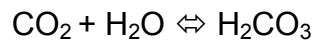
1.3.3. pH-Wert

Der pH-Wert stellt einen wichtigen Faktor für Leben in aquatischen Systemen dar. In Gewässern mit Hydrogenkarbonat gepuffertem System ergeben sich typische Werte von pH 7 bis 9. Die Pufferung spielt dabei eine wichtige Rolle, da Organismen sensibel auf pH-Schwankungen reagieren können. So führt ein erhöhter pH-Wert beispielsweise zu Schäden in Form von Kiemenverätzungen bei Fischen. Eine Änderung des pH-Werts um eine Stufe bedingt zudem eine Änderung des Verhältnisses des toxischen NH_3 und dem NH_4^+ - Ion um eine Größenordnung. Die Toleranz von unterschiedlichen Fischarten gegenüber Ammoniak liegt dabei sehr gering (0,006 mg/l für Forellenbrut; 0,02 mg/l für Karpfen), weshalb eine Schwankung des pH-Wertes indirekt beträchtliche Folgen haben kann (Uhlmann & Horn, 2001, S. 191).

Wie in Kapitel 1.1 bereits erwähnt, hat der pH-Wert weiters große Bedeutung für die chemische Spezierung von Schwermetallen in einem aquatischen System.

1.3.4. Das Säurebindungsvermögen

Das Säurebindungsvermögen (auch „Alkalität“ genannt) stellt ein Maß für die Pufferkapazität eines Gewässers dar und ergibt sich in den meisten Fällen durch den Karbonat- und Hydrogenkarbonatgehalt (Uhlmann & Horn, 2001). Zusätzlich zu dem von Kalkgestein herrührenden Karbonat reagiert Kohlendioxid, welches sich bis zu einem gewissen Grad direkt aus der Luft im Gewässer löst, mit Wasser zu Kohlensäure. Diese ist in der Lage zu H^+ , Hydrogenkarbonat HCO_3^- und CO_3^{2-} zu dissoziieren (Schwoerbel & Brendelberger, 2005, S. 107):



Edukte und Produkte dieser Gleichungen stehen in einem Gleichgewicht zueinander, welches durch äußere Einflüsse, beispielsweise durch Säuren und Basen, Temperatur und durch eine Erhöhung der Konzentration einer der Komponenten, beeinflusst werden kann (Wetzel & Likens, 1991, S. 112). Eine gute Pufferung verhindert somit ein Absinken bzw. ein Ansteigen des pH-Wertes in für Organismen unverträgliche Bedingungen.

Abbildung 2 zeigt das Gleichgewicht von Kohlendioxid, Hydrogenkarbonat und Karbonat, welche auch unter dem Begriff „anorganischer Kohlenstoff“ zusammengefasst werden (Kölle, 1994, S. 311), in Abhängigkeit des pH-Wertes.

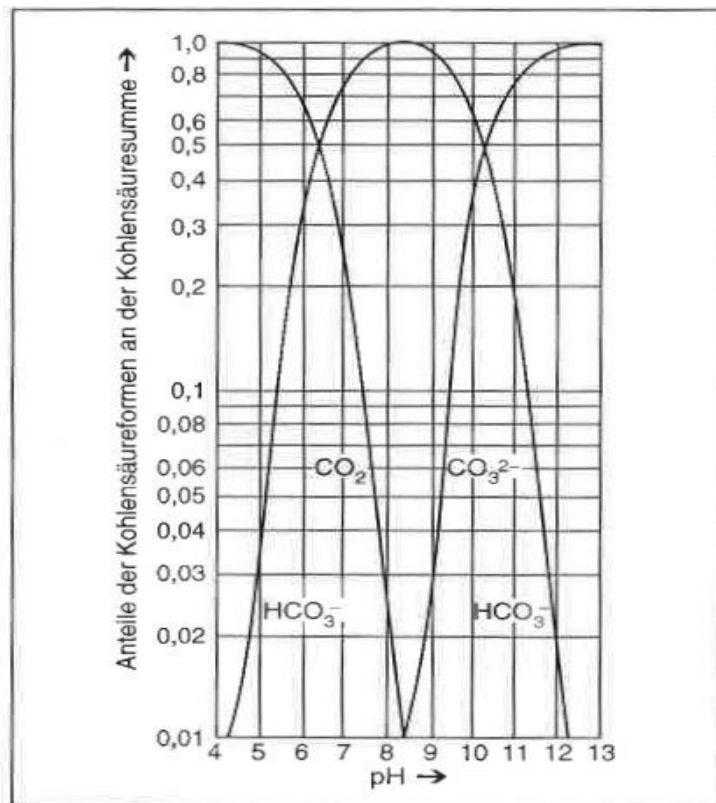


Abbildung 2: Anteile von CO_2 , HCO_3^- und CO_3^{2-} bei 25°C in Abhängigkeit vom pH-Wert des Wassers (Haberer (1970) zitiert aus Schwoerbel (2005))

1.3.5. Leitfähigkeit

Die Leitfähigkeit eines Gewässers stellt ein Maß für die Summe der darin gelösten Ionen dar. Die dabei in Süßwasser hauptsächlich auftretenden gelösten Ionen, die je nach geologischen Bedingungen einen prozentuell unterschiedlichen Anteil einnehmen, sind Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , HCO_3^- , CO_3^{2-} , SO_4^{2-} und Cl^- (Schönborn, 2003, S. 230).

1.3.6. Erdalkalimetalle Calcium und Magnesium

1.3.6.1. Calcium

Quellen für das gelöste Calcium-Kation Ca^{2+} sind gipsführende Gesteinsschichten, die Auflösung von Calciumkarbonat durch CO_2 -haltiges Wasser, Neutralisationsreaktionen von ins Gewässer eingebrachten Säuren („saurer Regen“,

Überdüngung) mit Kalk, Mergel und Calciumchlorid. Calciumchlorid ist ein Abfallprodukt der chemischen Industrie und wird teilweise an Stelle von Natriumchlorid im winterlichen Straßendienst eingesetzt. Calcium ist für Mensch, Tier und Pflanzen essentiell (Kölle, 1994, S. 114-119).

1.3.6.2. Magnesium

Magnesium ist ein für Mensch, Tier und Pflanzen essentieller Nährstoff, der große Bedeutung für beispielsweise Photosynthese betreibende Organismen in Form des Zentralatoms in Chlorophyll und des Enzyms „Rubisco“ hat (Berg, Tymoczko, & Stryer, 2007, S. 629-631; Kölle, 1994, S. 122).

Quellen für das sich in Lösung befindende zweiwertige Magnesium Mg^{2+} sind Lösungsvorgänge aus geologischen Schichten von Dolomit und Tonminerale. Eine anthropogene Quelle stellen Abwässer, insbesondere aus der Kaliindustrie, dar (Kölle, 1994, S. 120).

1.3.7. Alkalimetalle Natrium und Kalium

1.3.7.1. Natrium

Quellen für das gelöste Natrium-Kation Na^{+} , welches häufig in Kombination mit Chlorid auftritt, sind beispielsweise über die Gischt ans Land verfrachtetes Meerwasser, Kochsalz, Streusalz und Kalidünger, die beträchtliche Anteile an Natrium enthalten können.

Die einwertigen Metalle Natrium Na^{+} und Kalium K^{+} sind wichtige Kationen in Körperflüssigkeiten und sind somit essentiell für die Aufrechterhaltung von Lebensprozessen (Kölle, 1994, S. 128-130).

1.3.7.2. Kalium

Quellen für das gelöste Kalium-Kation K^+ sind beispielsweise Abwässer des Kalibergbaus, kaliumhaltige Tonmineralien und Kalium aus der Kalidüngung landwirtschaftlich genutzter Flächen.

Kalium ist wie zuvor erwähnt für Mensch, Tier und Pflanzen essentiell (Kölle, 1994, S. 131-134).

1.3.8. Die Stickstoffverbindungen Nitrat, Nitrit und Ammonium

Stickstoff ist eine wichtige Komponente im Aufbau von Biomolekülen wie Proteinen und DNA, deren Grundgerüste aus Aminosäuren und Nukleinsäuren aufgebaut sind und ist somit ein essentielles Element (Winter, 2015). Stickstoff und dessen Verbindungen spielen eine wichtige Rolle für lebende Organismen, welcher durch Abbau von Eiweißen, durch den Boden und durch die heutzutage weitverbreitete Düngung von landwirtschaftlich genutzten Flächen (Gülle, mineralische Dünger) in Fließgewässer gelangt (Schönborn, 2003, S. 150).

Der gesamte Stickstoffhaushalt wird dabei hauptsächlich aus den Prozessen der Nitrifikation und Denitrifikation bestimmt. So wird das aus der Eiweißzersetzung entstehende Ammonium über die Mediation von Mikroorganismen zu Nitrit, welches wiederum bei genügendem Sauerstoffgehalt im Gewässer von chemolithotrophen Bakterien zu Nitrat oxidiert wird.

In sauerstoffarmen Bereichen von Fließgewässern kommt es zu einer Denitrifikation („Nitratatmung“) von Nitrat, dessen Endprodukte Ammonium bzw. Ammoniak oder molekularer Stickstoff sind (Schönborn, 2003, S. 150-151).

Erhöhte Konzentrationen von Ammonium, welches ein stark pH- und temperaturabhängiges Gleichgewicht zu Ammoniak aufweist, und Nitrit, bei dem sich ein Gleichgewicht zur salpetrigen Säure HNO_2 einstellt, führen aufgrund ihrer Toxizität zu einem deutlichen Rückgang der Artenvielfalt eines Gewässers (Schönborn, 2003, S. 151).

1.3.9. gelöster Stickstoff (DN = dissolved nitrogen)

Unter dem DN wird der gesamte gebundene im Gewässer gelöste Stickstoff zusammengefasst. Dazu gehörten die anorganischen Verbindungen NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- und jener Stickstoff, der in organischen Verbindungen gebunden ist (Bronk, et al., 2000). Er wird als Summenparameter bestimmt und gibt in Verbindung mit der Analyse der anorganischen Stickstoffspezies einen genaueren Aufschluss über die Art des im Gewässer vorkommenden Stickstoffs.

1.3.10. Phosphat

Phosphor ist aufgrund der Einlagerung in Knochenstrukturen von Wirbeltieren und aufgrund des Bestandteils in Nukleinsäuren und damit der DNA ein essentieller Nährstoff für alle Lebewesen (Schönborn, 2003, S. 153; Kölle, 1994, S. 182-183). Konzentrationen des hauptsächlich auftretenden Orthophosphats PO_4^{3-} fallen dabei gering im Vergleich zu jenen des Stickstoffs und dessen Verbindungen aus. Deshalb wird Phosphor in vielen Süßwassersystemen als limitierender Faktor der Primärproduktion angesehen. Unbelastete Fließgewässer enthalten $<0,015 \text{ mg/l PO}_4^{3-}$, mittlere Belastungsgrade zeigen (Ortho-)Phosphatgehalte bis zu $0,06 \text{ mg/l}$, Werte über 3 mg/l gelten als extrem (Schönborn, 2003, S. 152).

Umweltbelastungen durch Phosphate ergaben sich in der Vergangenheit durch den Einsatz in Waschmitteln und Reinigungsmitteln in Geschirrspülern, welche jedoch weitgehend reduziert werden konnten. Abschwemmungen von landwirtschaftlichen genutzten Flächen stellen jedoch weiterhin eine Ökosysteme beeinflussende diffuse Quelle dar (Kölle, 1994, S. 183).

1.3.11. Sulfat

Schwefel ist wie Stickstoff und Phosphor ein essentieller Nährstoff für Organismen (Kölle, 1994). Sulfat stellt dabei die überwiegend vorkommende anorganische

Verbindung des Schwefels in Gewässern dar (Schwoerbel & Brendelberger, 2005, S. 115).

Eine natürliche Hauptsulfatquelle stellt aus den Böden gelöstes Sulfat dar, welches insbesondere auf gipshaltigen Gesteinsschichten zurückzuführen ist. Weiters wird in der Literatur der Prozess der Sulfurikation beschrieben. Sulfid, welches im Verlauf des Abbaus organischer Stoffe entsteht, wird durch chemolithoautotrophe Bakterien bei genügender Sauerstoffkonzentration unter oxidativer Bildung zu Schwefel und in weiterer Folge zu Sulfat oxidiert (Schönborn, 2003, S. 153-154; Kölle, 1994, S. 174).

Anthropogene Einträge in Fließgewässer ergeben sich zusätzlich durch atmosphärische Deposition als Folge der Verbrennung von fossilen Energieträgern und durch Abschwemmungen landwirtschaftlich genutzter Mineraldünger (Kaliumsulfat, Ammoniumsulfat) (Kölle, 1994, S. 174).

1.3.12. Chlorid

Chlorid ist ein essentieller Nährstoff und spielt in Prozessen der Osmoregulation eine wichtige Rolle für den Stoffhaushalt von Mensch, Tier und Pflanze. Ein Übermaß an gelöstem Chlorid kann jedoch ein ernstzunehmendes Problem für Organismen darstellen. Erhöhte Chloridkonzentrationen führen so zu Störungen der interzellulären Ionenbilanz, was eine Beeinträchtigung des Wachstums und der Reproduktion bis hin zu tödlichen Folgen haben kann.

Chloridbelastungen in Oberflächengewässern ergeben sich beispielsweise durch den Einsatz von Streusalz auf befahrenen Straßen, durch den Salzbergbau und die dabei entstehenden chloridhaltigen Abfallprodukte (Wolfram, et al., 2014).

1.3.13. Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC =dissolved organic carbon)

Der DOC-Wert eines Gewässers gibt die Konzentration jenes sich in Lösung befindlichen Kohlenstoffs an, der in organischen Verbindungen gebunden ist. Diese stellen u.a. eine wichtige Quelle des Makronährstoffes Kohlenstoff für heterotrophe

Mikroorganismen im Gewässer dar. Der Hauptanteil jener Verbindungen entsteht durch die Hydrolyse und durch den mikrobiellen Abbau von abgestorbenen Organismen, die im Fließgewässer transportiert werden. Die auf diese Weise entstandenen Stoffe werden unter dem Sammelbegriff „Huminstoffe“ zusammengefasst und haben eine wichtige Funktion als Komplexbildner und Kationenaustauscher im Gewässer. Fulvinsäuren, Huminsäuren und sind die beiden Hauptgruppen der aquatischen Huminstoffe. Sie spielen eine wichtige Rolle bei der Komplexierung von Schwermetallionen, verhindern ihre Ausfällung und tragen somit einen Anteil am Transport in einem Gewässer bei (Schwoerbel & Brendelberger, 2005, S. 119-120).

Die Konzentrationen von DOC können natürlicher Weise stark variieren, in unbelasteten mitteleuropäischen Oberflächengewässern finden sich aber meist Konzentrationen von 1-10 mg/l (Sigg & Stumm, 2011). Stark erhöhte Werte weisen auf eine anthropogene Belastung hin und tragen zur Überdüngung und erhöhtem Sauerstoffbedarf im Gewässer bei.

1.4. Forschungsfrage

Bei vorangegangenen Untersuchungen konnten erhöhte Quecksilberkonzentrationen in diversen submersen Wasserpflanzen und Fischen des Neusiedlersees ermittelt werden (Jirsa, et al., 2014). Die Quellen dieser erhöhten Konzentrationen konnten jedoch nicht geklärt werden: Neben atmosphärischer Deposition wäre die Wulka eine mögliche Quelle eines Eintrags, da sie der einzig nennenswerte oberirdische Zufluss des Sees ist und sie als Quelle für erhöhte Nährstoffeinträge in den See bereits bekannt ist (Löffler, 1979).

Ausgehend von diesem Forschungsstand ergab sich die Notwendigkeit der näheren Untersuchung der verschiedenen Kompartimente des Flusses: Hierfür sollten entlang des Flussverlaufs von ca. 40 Kilometern über vier Monate hinweg in regelmäßigen zeitlichen und örtlichen Abständen Wasserproben, Sediment-, Biofilmproben und Proben von submersen Wasserpflanzen entnommen werden. In Wasserproben sollten die allgemeinen physikalisch- chemischen Parameter wie Temperatur, pH-Wert, Leitfähigkeit, der gelöste organische Kohlenstoff (DOC) und gelöste Stickstoff (DN) bestimmt werden. Weiters sollten die Konzentrationen der hauptsächlich vorkommenden Ionen Natrium (Na), Kalium (K), Calcium (Ca), Magnesium (Mg), (Ortho-)Phosphat (o-PO_4^{3-}), Sulfat (SO_4^{2-}), Chlorid (Cl^-) und die Alkalität als Summenparameter für Hydrogenkarbonat (HCO_3^-) und Karbonat (CO_3^{2-}) bestimmt werden. In Sediment-, Biofilm- und Pflanzenproben sollte neben dem Quecksilbergehalt, die Konzentrationen der Schwermetalle Blei (Pb), Cadmium (Cd), Chrom (Cr), Kupfer (Cu), Nickel (Ni), Silber (Ag) und Zink (Zn), untersucht werden. Weiters sollte der Summe des organischen Anteils im Sediment ermittelt werden. Die Auswertung aller Ergebnisse sollte so eine genaue Zustandsanalyse der einzelnen Kompartimente der Wulka ermöglichen und neben der Klärung der Frage ob die Wulka als Quelle für Quecksilber im Neusiedlersee relevant sein könnte auch einen Überblick über die eventuelle Belastung des Flusses mit anderen wichtigen Schwermetallen liefern, wobei einige Daten im Rahmen dieser Arbeit erstmalig erhoben werden sollten.

2. Material und Methoden

2.1. Das Untersuchungsgebiet: Die Wulka

Die Wulka ist ein kleiner Fluss im östlichsten Bundesland Österreichs, dem Burgenland. Das Mittelwasser dieses einzigen nennenswerten natürlichen Zuflusses in den Neusiedlersee beträgt 0,55 und 1,16 m³/s. Somit hat die Wulka keine wesentliche Bedeutung für den Wasserhaushalt dieses Steppensees, jedoch für dessen Nährstoffbilanz (Giefing, 2010; Berger & Neuhuber, 1979). Berger und Neuhuber (1979) beschreiben beispielsweise den Eintrag von Karbonat. Bei der natürlichen Verdampfung des Seewassers kommt es zu einem Überschreiten des Löslichkeitsprodukts von CaCO₃. Eine Fällungsreaktion ist die unmittelbare Folge (Berger & Neuhuber, 1979, S. 95). Neuhuber, Brossmann und Zahradnik (1979) führen weiters erhöhte Konzentrationen von gelöstem Phosphor und Orthophosphat an der Wulkamündung an. Diese sind nach Untersuchungen in den Jahren 1972 und 1975 auf eine Belastung durch Abwässer zurückzuführen (Neuhuber, et al., 1979, S. 110).

Abbildung 3 zeigt die geografische Lage der Wulka und die durch Markierungen angedeuteten Probennahmestellen. Die Gesamtlauflänge beträgt dabei ca. 38 km. Der durchschnittliche Jahresniederschlag beträgt weniger als 700 mm (www.burgenland.at, 2014). Die Wasserführung wird so maßgeblich durch die Grundwasserbildung und durch den Wassereintrag von Zubringerflüssen geprägt (Giefing, 2010). Nennenswerte Zubringer sind der *Marzerbach*, der in Mattersburg im Ortsteil Walbersdorf zufließt, der *Hirmerbach*, der in Wulkaprodersdorf zufließt, der *Nodbach*, der in Oslip zufließt und der *Eisbach*, der in Schützen am Gebirge in die Wulka mündet. Die saprobiologische Gewässergüte dieser Zuflüsse wurde mit der Klasse II-III bewertet, was unter anderem auf die in den Flusslandschaften intensiv betriebene Landwirtschaft zurückgeführt werden kann (Giefing, 2010). Der Naturschutzbund Burgenland (2011) stuft die Gewässerqualität der Wulka in die Güteklassen II bis III ein. Allein der Oberlauf kann stellenweise als „sauber“ angesehen werden (Naturschutzbund Burgenland, 2011).

Schwermetalle in der Wulka, Burgenland

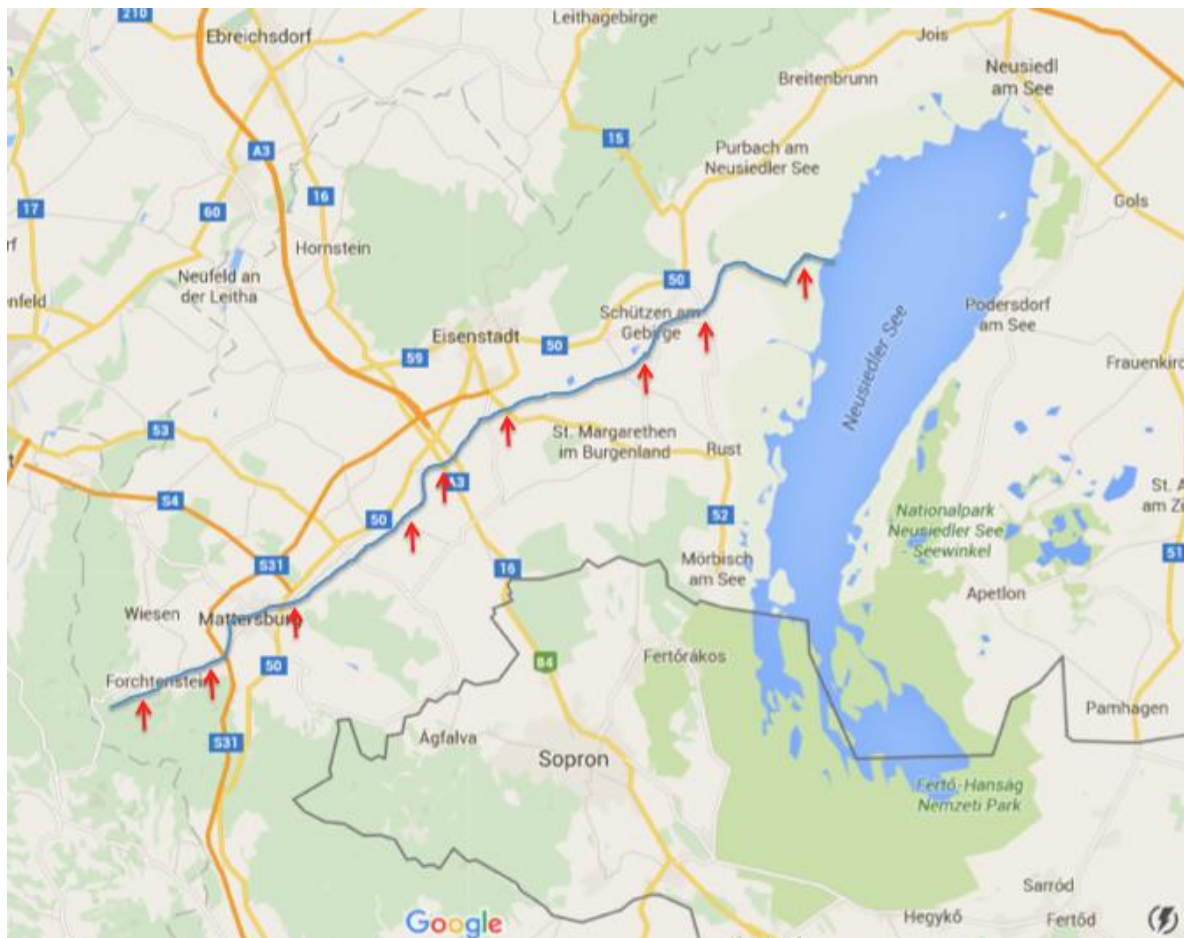


Abbildung 3: Geografische Lage und Flussverlauf der Wulka, Burgenland; Die roten Pfeile zeigen die Probennahmestellen. (map data ©2015 Google)

Die Wulka entspringt im Rosalingebirge und wird nördlich durch das Leithagebirge und südlich durch den Brennbegrenzt. Das Einzugsgebiet von ca. 400 km² setzt sich größtenteils aus dem Mattersburger- und dem Eisenstädterbecken zusammen (Giefing, 2010). Der geologische Aufbau ist vor allem durch das Urgestein des Leithagebirges und des Rosalingebirges gekennzeichnet (Naturschutzbund Burgenland, 2011). Die bei St. Margarethen und Müllendorf gelegenen Steinbrüche sind Beispiele des in der Landschaft weitverbreiteten Leithakalks (Hofmann, 2007). In unmittelbarer Nähe zur Wulka ist eine Aubodenbildung festzustellen. Der Oberlauf der Wulka wird durch stark verwittertes Kristallin, der Mittellauf durch Braunerde und Löss und der Verlauf bis Wulkaprodersdorf durch Tschernosem charakterisiert (Buresch, 2001; Giefing, 2010).

Betrachtet man die Landschaft entlang der Wulka, so setzt sich diese aus 50% landwirtschaftlich genutzter Flächen, 28% Waldflächen und 12% Dauergrünflächen zusammen (Giefing, 2010). Die starke landwirtschaftliche Nutzung stellt eine potentielle diffuse Quelle von Nährstoffen für die Wulka dar. Eine direkt an der Wulka an der Ortsgrenze von Wulkaprodersdorf gelegene Kläranlage sorgt laut Angaben des *Wasserverbands Wulkatal* neben der Aufbereitung von Abwässern für eine Reduktion von Nährstoffen im Gewässer (Wasserverband Wulkatal, 2015).

Die Nutzung der Wasserkraft durch Mühlen hat in der Vergangenheit zu einem bedeutenden Einfluss auf die Gestaltung der Flusslandschaft geführt. Obwohl diese Mühlen größtenteils aufgelassen wurden, zeugen Fließgewässerunterbrechungen in Form von Wehranlagen von der einstigen Existenz (Buresch, 2001). So kann der gesamte Flussverlauf als reguliert angesehen werden.

2.1.1. Die Probennahmestellen

Die neun Probennahmestellen wurden in regelmäßigen örtlichen und zeitlichen Abständen von 10-14 Tagen in den Monaten April bis Juli 2015 insgesamt zehnmal beprobt. Die Wahl der Standorte wurde dabei so festgelegt, sodass auch eventuelle Einflüsse von Zubringern miterfasst werden konnten.

2.1.1.1.FOR- Forchtenstein

Koordinaten: 47,7045; 16,3304

Die Probennahmestelle FOR befindet sich in der Gemeinde Forchtenstein und ist in der Nähe der Quelle gelegen.



Abbildung 4: Probennahmestelle FOR: Forchtenstein

2.1.1.2. MAT- Mattersburg

Koordinaten: 47,7206; 16,3785

Die Probennahmestelle MAT ist vor der Einfahrt in die Stadt Mattersburg gelegen und erfasst den Einfluss des Heidbachs als Zubringer der Wulka.



Abbildung 5: Probennahmestelle MAT- Mattersburg

2.1.1.3. WAL- Walbersdorf

Koordinaten: 47,7392; 16,419

Die Probennahmestelle WAL befindet sich in Walbersdorf, ein Ortsteil der Stadt Mattersburg. An dieser Stelle mündet der Marzerbach in die Wulka.



Abbildung 6: Probennahmestelle WAL- Walbersdorf: der Autor der Arbeit bei der Beprobung.

2.1.1.4. ANT- Antau

Koordinaten: 4,7788; 16,4862

Die Probennahmestelle ANT befindet sich in der Ortsmitte der Gemeinde Antau.



Abbildung 7: Probennahmestelle ANT- Antau

2.1.1.5. WUL- Wulkaprodersdorf

Koordinaten: 47,7957; 16,5095

Die Probennahmestelle WUL befindet sich inmitten der Gemeinde Wulkaprodersdorf und erfasst den Einfluss des Hirnerbachs.



Abbildung 8: Probennahmestelle WUL- Wulkaprodersdorf

Weiters ist die an der Ortsgrenze von Wulkaprodersdorf gelegene Kläranlage zu erwähnen. Mit dem Ziel der Nährstoffreduktion wird Wulkawasser behandelt und wiederum in die Wulka entlassen (Reinholdungsverband Region Neusiedlersee See-Westufer, 2013). Die Probennahmestelle befindet sich dabei vor der Kläranlage.

2.1.1.6. TRA- Trausdorf an der Wulka

Koordinaten: 47,8142; 16,5513

Die Probennahmestelle TRA liegt inmitten der Gemeinde Trausdorf an der Wulka.



Abbildung 9: Probennahmestelle TRA- Trausdorf an der Wulka

2.1.1.7. OSL- Oslip

Koordinaten: 47,8383; 16,6256

Die Probennahmestelle OSL ist in der Nähe der Gemeinde Oslip gelegen. An diesem Standort befindet sich ein Überlaufbecken. Bei erhöhtem Wasserstand kann so Wasser aus der Wulka in dieses Becken abfließen.



Abbildung 10: Probennahmestelle OSL-Oslip

2.1.1.8. SCH- Schützen am Gebirge

Koordinaten: 47,8627; 16,6565

Die Probennahmestelle SCH befindet sich nahe der Gemeinde Schützen am Gebirge.



Abbildung 11: Probennahmestelle SCH- Schützen am Gebirge

2.1.1.9. NEU- Mündung Neusiedlersee

Die Mündung der Wulka befindet sich nördlich der Gemeinde Oggau inmitten des Schilfgürtels. Der Fluss verzweigt sich in diesem Bereich und wird in einen zum Neusiedlersee führenden Schilfkanal eingeleitet. An dieser Probennahmestelle wurden einmalig Proben an drei Stellen genommen.

Koordinaten:

NEU1: 47,8785; 16,7108

NEU2: 47,8666; 16,7048

NEU3: 47,8758; 16,7072



Abbildung 12: Probennahmestelle NEU1- Mündung Neusiedlersee; im Bild: Franz Jirsa



Abbildung 13: Probennahmestelle NEU2- Mündung Neusiedlersee



Abbildung 14: Probennahmestelle NEU3- Mündung Neusiedlersee

2.2. Die Probennahme

Die Probennahmestellen wurden in zeitlichen Abständen von 10-14 Tagen in den Monaten April, Mai, Juni und Juli 2015 insgesamt zehnmal aufgesucht. Bei der letzten Beprobung wurden einmalig Proben an der Mündung in den Neusiedlersee genommen.

Es wurden Wasser-, Sediment-, Biofilmpfropfen und Proben von submersen Wasserpflanzen entnommen. Die bei der Probennahme verwendeten Gefäße wurden vor der Verwendung mit 2% HNO_3 und anschließend mit H_2O dest. (Millipore) gespült. Alle entnommenen Proben, die für die Analyse im Labor bestimmt waren, wurden beim Transport in einer Kühlbox gekühlt und vor Lichteinfall geschützt.

Die Probennahme gestaltete sich wie folgt:

2.2.1. Wasserproben

- a) Zu Beginn wurde eine unfiltrierte Wasserprobe mithilfe eines PE-Probennahmegefäßes zur sofortigen Bestimmung der Parameter Temperatur, pH-Wert, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt und Sauerstoffsättigung. Für die Analyse wurden tragbare Messgeräte (VWR) verwendet.
- b) Weiters wurden 150ml einer neu entnommenen Wasserprobe mithilfe einer Handpumpe durch einen Celluloseacetatfilter (0,45µm, *Sartorius*) in eine Duran-Flasche abfiltriert. Diese filtrierte Wasserprobe galt der Bestimmung der Parameter DOC, DN, NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , Cl^- , SO_4^{2-} und SBV, die im Labor durchgeführt wurde.
- c) 50ml der filtrierten Probe wurden in einem nächsten Schritt in ein Polypropylen-Zentrifugenröhrchen (VWR) überführt und mit 0,5ml HNO_3 konz. (69% TraceSELECT®, Fluka) angesäuert und damit stabilisiert. Diese angesäuerte filtrierte Probe galt als Grundlage für die Ermittlung der Konzentrationen an gelöstem Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} und Hg.

2.2.2. Sedimentproben

Pro Standort wurden zwei Sedimentproben an örtlich einige Meter voneinander entfernt gelegenen Stellen entnommen. Bei der Probennahme wurden Einwegnitrilhandschuhe für die Überführung der Proben in 50ml Polypropylen-Zentrifugenröhrchen (VWR) verwendet.

2.2.3. Biofilmproben und Proben submerser Wasserpflanzen

An jedem Probennahmeort wurde je nach Möglichkeit und Vorkommen eine Biofilmprobe oder eine Probe von submersen Wasserpflanzen entnommen. Die Proben wurden unter Verwendung von Einwegnitrilhandschuhe mit Wulkawasser in PE-Weithalsflaschen überführt.

Aufgrund eines im Allgemeinen abnehmenden Bestands an Wasserpflanzen und Biofilm im Laufe der Probennahmezeit konnten nicht bei jeder Beprobung Proben genommen werden.

2.2.3.1. Entnommene Proben an Biofilm und submersen Wasserpflanzen

Tabelle 1 zeigt die entnommen Proben je Standort.

Standort	Probenart
FOR	Biofilm 1 & <i>Eurhynchium speciosum</i>
MAT	<i>Eurhynchium speciosum</i>
WAL	Biofilm 1
ANT	Biofilm 1
WUL	Biofilm 2
TRA	Biofilm 1
OSL	Biofilm 1
SCH	Biofilm 2
NEU	<i>Myriophyllum spicatum</i>

Tabelle 1: Entnommene Proben an Biofilm und submersen Wasserpflanzen

Biofilm 1

Die nähere Bestimmung der Zusammensetzung der Biofilmproben an den Standorten FOR, WAL, ANT, TRA und OSL war nicht möglich.

Biofilm 2

An den Probennahmestellen WUL und SCH konnte der Hauptbestandteil der Biofilmprouben als *Oedocladium sp.* identifiziert werden. Daneben kamen noch verschiedene nicht näher bestimmte Diatomeen und andere nicht näher bestimmte Bestandteile vor.

Oedocladium sp. ist eine Süßwasseralge. Diese weist ein fadenartiges Erscheinungsbild durch die Aneinanderreihung von einkernigen Zellen auf (Lee, 2008, S. 222). *Oedocladium sp.* ist meist entlang von sandig-lehmigen Flussufern aufzufinden (John, 2003, S. 341).

Abbildung 15 zeigt eine mikroskopische Aufnahme bei der Bestimmung von *Oedocladium sp.*.

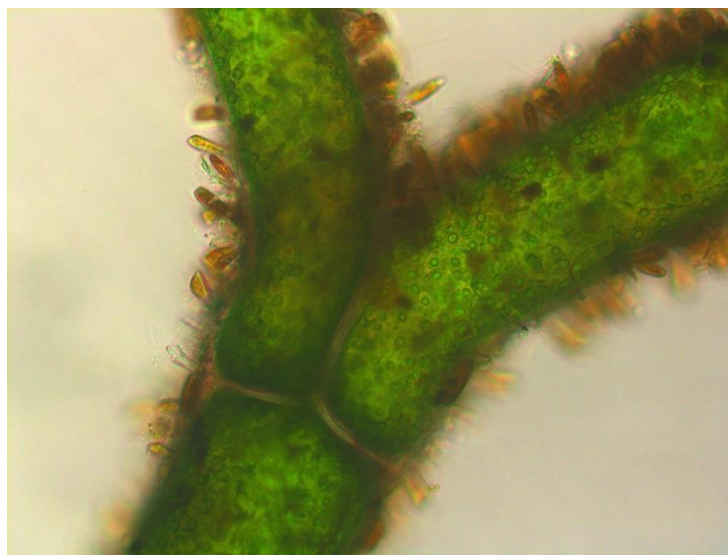


Abbildung 15: Mikroskopische Bestimmung von *Oedocladium sp.*- aufgenommen von Frau Brigitte Schmidt

Eurhynchium speciosum - Sumpf-Kleinschnabelmoos

An den Probennahmestellen FOR und MAT wurden Proben des Moores *Eurhynchium speciosum* entnommen. *E. speciosum* gehört zu den Sumpf-Schnabelmoosen und wächst auf nassen, kalk- oder basenreichen, meist nährstoffreichen, halbschattigen bis lichtreichen Standorten in Bruch-

und Auenwäldern, in Mooren, an Bachrändern, Baumwurzeln und auf Steinen. Dabei ist dieses Moos vor allem in Europa und in Südwestasien anzutreffen (Nebel, et al., 2001, S. 421).

Abbildung 16 zeigt *E. Speciosum* in gefriergetrockneter Form und eine bei der Bestimmung angefertigte mikroskopische Aufnahme.



Abbildung 16: links: *E. speciosum* (TM); rechts: Mikroskopische Bestimmung von *Eurhynchium speciosum*- aufgenommen von Frau Brigitte Schmidt

Myriophyllum spicatum - Ähriges Tausendblatt

Myriophyllum spicatum gehört zu den Tausendblattgewächsen und wird auch „Ähren-Tausendblatt“ genannt. Dieses wurzelt vor allem in schlammigem Untergrund in stehenden und langsam fließenden meist kalkhaltigen Süßgewässern (Holzner, et al., 2015, S. 184; Greenhalgh & Ovenden, 2010, S. 58).



Abbildung 17: *Myriophyllum spicatum* (www.flickr.com, 2011)

Abbildung 18 zeigt die bei der Probennahme verwendeten Utensilien.



Abbildung 18: Utensilien der Probennahme

2.2.4. Die Probenvorbereitung

Vor Beginn der Analyse im Labor galt es die bei der Probennahme entnommenen Sediment-, Biofilmproben und Proben submerser Wasserpflanzen in die für die jeweilige Messmethode geeignete Form zu überführen.

1. Sediment:

Die Sedimentproben wurden noch am Tag der Probennahme im Labor auf Uhrgläser überführt und tiefgefroren. Mithilfe einer Gefriertrocknung wurde die Trockenmasse (TM) erhalten. Durch Absenken des Drucks im abgeschlossenen Raum des Gefriertrockners (*Christ-alpha 2-4 LD plus*) erfolgt die Sublimation des gefrorenen Anteils an Wasser der Sedimentproben. Das sublimierte Wasser wird so an einem auf -83°C herabgekühlten Kondensator aufgefangen.

Die erhaltene TM wurde weiters in einem Mörser und Pistill homogenisiert und durch ein 1mm-Stahlsieb gesiebt. Ca 0,5 g der TM wurden mithilfe einer Analysenwaage (Mettler Toledo) auf vier Dezimalstellen genau in Glas aufschlussrohre eingewogen und mit 4,5ml HNO_3 konz. (69% TraceSELECT®, *Fluka*); 4,5ml H_2O dest. (Millipore); 1ml H_2O_2 (30%, TraceSELECT®/*Fluka*) versetzt. Die Aufschlussröhren wurden dann mit ca. 1m langen Glasluftkühlern versehen. Danach erfolgte eine thermische Behandlung für 2 Stunden bei 130°C in einem Thermoblock. Der erhaltene Aufschluss wurde in einem Messkolben auf 20ml mit H_2O dest. (Millipore) aufgefüllt und danach mittels Spritzenvorsatzfilter ($0,2\text{ }\mu\text{m}$ Teflon, VWR) filtriert und in Polypropylen-Zentrifugenröhrchen überführt. Diese Aufschlüsse galten als Grundlage für weitere spektroskopische Messungen der Konzentrationen von Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Ag und Zn.

Die Sedimenttrockenmasse stellte weiters die geeignete Probenform zur Ermittlung des organische Anteils (%) im Sediment dar.

2. Biofilm und submerse Wasserpflanzen:

Die Proben wurden im Labor mit H_2O dest. gereinigt, um Sedimentrückstände möglichst zu entfernen. Die weiteren Probenvorbereitungsschritte gleichen

jenigen für das Sediment. Die Homogenisierung der Probe erfolgte nach der Gefriertrocknung mithilfe eines Keramikmörser, Pistill und Edelstahllaborpinzette. Für anschließenden den Säureaufschluss wurden ca. 0,2 g TM eingewogen. Die so erhaltenen Aufschlüsse galten als Grundlage für weitere spektroskopische Messungen der Konzentrationen von Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Ag und Zn.

2.3. Analyse

Mit der Ausnahme der Vor-Ort-Bestimmung physikalisch-chemischer Parameter (pH, LF, Sauerstoffgehalt und -sättigung), die Ermittlung der SBV-Werte und der Bestimmung der organischen Anteile (%) der Sedimente wurden spektroskopische Messmethoden verwendet. So wurden die Wasserproben mithilfe von UV-/VIS-Spektroskopie, Flammenatomabsorptionsspektroskopie (F-AAS) und Kaltdampfatomabsorptionsspektroskopie (CV-AAS) untersucht. Die Säureaufschlüsse von Sediment, Biofilm und submersen Wasserpflanzen wurden mithilfe von Flammenatomabsorptionsspektroskopie (F-AAS), Graphitrohratomabsorptionsspektroskopie (GF-AAS) und Kaltdampfatomabsorptionsspektroskopie (CV-AAS) analysiert.

2.3.1. Wasserproben

2.3.1.1. Temperatur, Leitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoffgehalt und Sauerstoffsättigung

Die physikalisch-chemischen Parameter Temperatur, Leitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoffgehalt und Sauerstoffsättigung wurden vor Ort mithilfe tragbarer Analysengeräte (VWR) ermittelt. Dazu wurde eine unfiltrierte Wasserprobe mit einem PE-Probennahmegefäß aus dem Fluss entnommen. Die Messungen erfolgten unter Schutz vor Sonnenlicht und anderen möglichen äußeren Einwirkungen.

2.3.1.2. NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ und PO_4^{3-}

Die Messung der Konzentrationen von NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ und PO_4^{3-} in den filtrierten Wasserproben erfolgte mit dem Photometer *Merck SQ 118* und mit dafür jeweils vorgesehenen Reagenziensets der Firma *Merck* (Spectroquant).

Zu Beginn der Analysen stand jeweils die Messung eines Blanks. Dieser stellte H_2O dest. (Millipore) mit den jeweiligen Reagenzien versetzt dar. Die Analysen wurden am Tag der Probenahme durchgeführt.

NO_3^-

Spectroquant-Testnummer: 1.14773.0001

Die Messung von Nitrat basiert auf der Bildung einer roten Nitroverbindung mit einem Benzoessäure-Derivat in konzentrierter Schwefelsäure. Die Messung erfolgte bei einem Messbereich von 1,00-90,0 mg/l und einer Wellenlänge von 525 nm (Merck Spektroquant, 2007).

NO_2^-

Spectroquant-Testnummer: 1.14776.0001/1.14776.0002

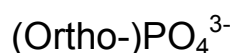
Die photometrische Bestimmung der Konzentration von Nitrit erfolgt durch die Messung eines rotvioletten Azofarbstoffes bei einer Wellenlänge von 525 nm. Gelöstes Nitrit bildet in saurer Lösung ein Diazoniumsalz mit Sulfanilsäure. Das Diazoniumsalz reagiert weiters mit N-(1-Naphthyl)-ethylendiamindihydrochlorid zu dem rotvioletten Azofarbstoff. Der Messbereich lag bei 0,02-0,60 mg/l (Merck Spektroquant, 2007).

NH_4^+

Spectroquant-Testnummer: 1.14752.0001/1.14752.0002

In einer stark alkalischen Lösung existiert aufgrund des pH-abhängigen Gleichgewichts zwischen Ammonium und Ammoniak praktisch nur Ammoniak. So

wurde das sich in der Wasserprobe befindende Ammonium in einem ersten Schritt zu Ammoniak überführt. Durch weiteres Versetzen mit einem Chlorierungsmittel entsteht Monochloramin welches mit Thymol zu einem blauen Indophenol-Derivat reagiert. Dieses wurde bei einer Wellenlänge von 690 nm im Messbereich von 0,01-0,80 mg/l gemessen (Merck Spektroquant, 2007).



Spectroquant-Testnummer: 1.14848.0001/1.14848.0002

Orthophosphat und Molybdat-Ionen bilden in schwefelsaurer Lösung Molybdatphosphorsäure. Durch das Zugabe von Ascorbinsäure bildet sich weiters Phosphormolybdänblau (PMP) welches bei 690 nm gemessen werden kann. Der Messbereich lag bei 0,06-3,00 mg/l (Merck Spektroquant, 2007).

2.3.1.3. Cl^- und SO_4^{2-}

Die Konzentration von Cl^- und SO_4^{2-} in den filtrierten Wasserproben wurden anhand des UV-/VIS-Spektrometers *Perkin Elmer- UV-/VIS- Spektrometer Lambda 35* ermittelt. Dazu wurden Reagenziensets der Firma *Merck* (Spectroquant) verwendet.

Als Blank wurde H_2O dest. (Millipore) mit den jeweiligen Reagenzien versetzt. Die Analyse wurde am Tag nach der Probenahme durchgeführt.



Spectroquant-Testnummer: 1.14897.0001/1.14897.0002

Chlorid bildet mit Quecksilber(II)-thiocyanat Quecksilber(II)-chlorid. Das dabei freigesetzte Thiocyanat reagiert mit Eisen(III)-Ionen zu Eisen(III)-thiocyanat welches photometrisch gemessen werden kann. Die Messung erfolgte für den Messbereich von 1,00-20,0 mg/l bei 450 nm (Merck Spektroquant, 2007).



Spectroquant-Testnummer: 1.01812.001

Bei der Analyse von Sulfat wird die Trübung, die sich durch die Reaktion von Sulfat mit Barium-Ionen zu Bariumsulfat ausgenutzt. Diese Trübung wird im Photometer gemessen. Die Messung erfolgte bei einem Messbereich von 5,00-50,0 mg/l bei 450 nm (Merck Spectroquant, 2007).

2.3.1.4. DOC und DN

Die Konzentrationen an DOC und DN in den filtrierten Wasserproben wurden mit dem *Total Organic Carbon Analyzer* der Firma *Shimadzu* ermittelt.

Die Analyse erfolgte vollautomatisch. Um den organischen Anteil ermitteln zu können, wurde die filtrierte Wasserprobe mit HCl (*Fluka Analytical*) angesäuert. Der in anorganischen Verbindungen gebundene Kohlenstoff wird so zu Kohlendioxid oxidiert und anschließend mit synthetischer Luft aus der Probe ausgeblasen. Der überbleibende gelöste organische Kohlenstoff reagiert unter katalytischer Oxidation bei rund 720°C zu Kohlendioxid und kann in einer IR-Messzelle gemessen werden (Cammann, 2001, S. 12 Kap.10; Shimadzu, 2010).

Neben der DOC Bestimmung wurde der in der Wasserprobe in gelösten Verbindungen gebundene Stickstoff (DN) gleichzeitig gemessen. Das bei der katalytischen Oxidation freiwerdende NO wird mit Ozon zu NO₂* umgesetzt. Die bei der Reaktion freiwerdenden Lichtquanten (NO₂* → NO₂) können mit einer Chemolumineszenz-Detektion analysiert werden (Shimadzu, 2010).

Die Analyse wurde am Tag der Probenahme durchgeführt.

2.3.1.5. SBV

Das Säurebindungsvermögen der filtrierten Wasserproben wurde mit einer Säure-Base-Titration ermittelt. Dazu wurde 0,1M HCl als Maßlösung verwendet und in 100µl-Schritten zu 50ml der filtrierten Probe zugegeben. Die Änderung des pH-Wertes wurde mit einem pH-Meter (*VWR- pH100; SI-Analytics*) verfolgt. Das

Säurebindungsvermögen entspricht somit der zugegebenen Maßlösung bei dem Äquivalenzpunkt von Hydrogenkarbonat konventionsgemäß bei einem pH-Wert von 4,3 in Milliäquivalent (Wetzel & Likens, 1991, S. 115).

2.3.1.6. Na^+ , K^+ , Ca^{2+} und Mg^{2+}

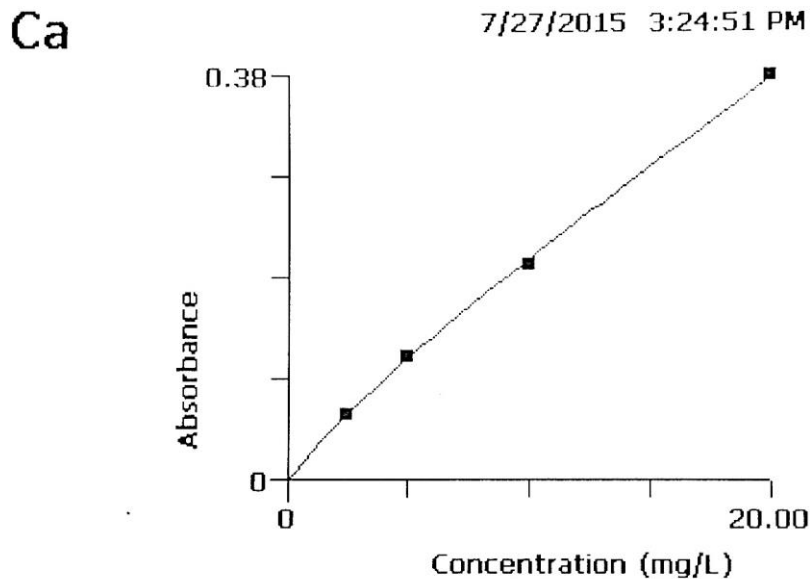
Die Konzentrationen der Kationen Na^+ , K^+ , Ca^{2+} und Mg^{2+} in den angesäuerten filtrierten Wasserproben wurden mithilfe der F-AAS ermittelt.

Die Analysen wurden mit dem *AAnalyst 200* der Firma *Perkin Elmer* durchgeführt. Dazu wurde jeweils unter der Verwendung einer elementspezifischen Hohlkathodenlampe in einem ersten Schritt eine Kalibrierfunktion aufgestellt. Als Blank wurde 2% HNO_3 verwendet. Die Kalibrierstandards wurden durch Verdünnung von Standardlösungen von 1000 mg/l (*Fluka Analytical*) mit 2% HNO_3 hergestellt. Tabelle 2 zeigt die verwendeten Messbereiche und die bei den Messungen verwendeten Wellenlängen. Abbildung 19 zeigt ein Beispiel einer Kalibrierfunktion.

Bei der Messung von Mg^{2+} wurde zusätzlich eine Hintergrundkorrektur durch die Verwendung einer Deuteriumlampe vorgenommen.

Element	Messbereich (mg/l)	Wellenlänge (nm)
Natrium	0,125-1,00	589,00
Kalium	0,25-2,00	766,49
Magnesium	0,0625-0,500	285,21
Calcium	2,50-20,0	422,67

Tabelle 2: Messbereiche der Elemente Natrium, Kalium, Magnesium, Calcium und Zink bei der F-AAS



Calibration Type **Nonlinear Through Zero**
 Slope **0.03128**
 Correlation Coefficient **0.999746**

Abbildung 19: Kalibrierfunktion von Ca^{2+} bei der F-AAS

Bei der Messung wurde für jede Probe der Mittelwert aus drei gemessenen Replikaten ermittelt.

2.3.1.7. Hg

Die Analyse von im Gewässer gelöstem Quecksilber wurde mit CV-AAS mit dem *FIMS 400 Mercury Analysis System* der Firma *Perkin Elmer* durchgeführt.

Bei der Messung wird die angesäuerte filtrierte Wasserprobe gemeinsam mit einem Carrier (3% HCl) vollautomatisch durch eine Fließinjektion (FI) in eine Reaktionskammer geleitet und mit einem Reduktionsmittel (0,2% Natriumborhydridlösung in 0,05% Natronlauge) versetzt. Das dabei entstehende gasförmige Hg^0 kann so mit einem Trägergas (Ar) in eine Messküvette eingebracht und bei einer Wellenlänge von 253,7 nm gemessen werden.

Vor Beginn der Probenanalyse wurde eine Kalibrierung durchgeführt. Dazu wurde ein Quecksilberstandard (*Fluka Analytical*) mit einer Konzentration von 1000 mg/l mit

2% HNO_3 auf 10 $\mu\text{g/l}$ verdünnt und mit einer Kaliumpermanganatlösung stabilisiert. Aus dieser Lösung wurden weitere Verdünnungen hergestellt, wodurch sich eine Sechspunktkalibrierung mit einem Kalibrierbereich von 1-10 $\mu\text{g/l}$ ergab. Als Blank wurde 2% HNO_3 verwendet. Abbildung 20 zeigt eine Kalibrierfunktion.

Hg 253.7

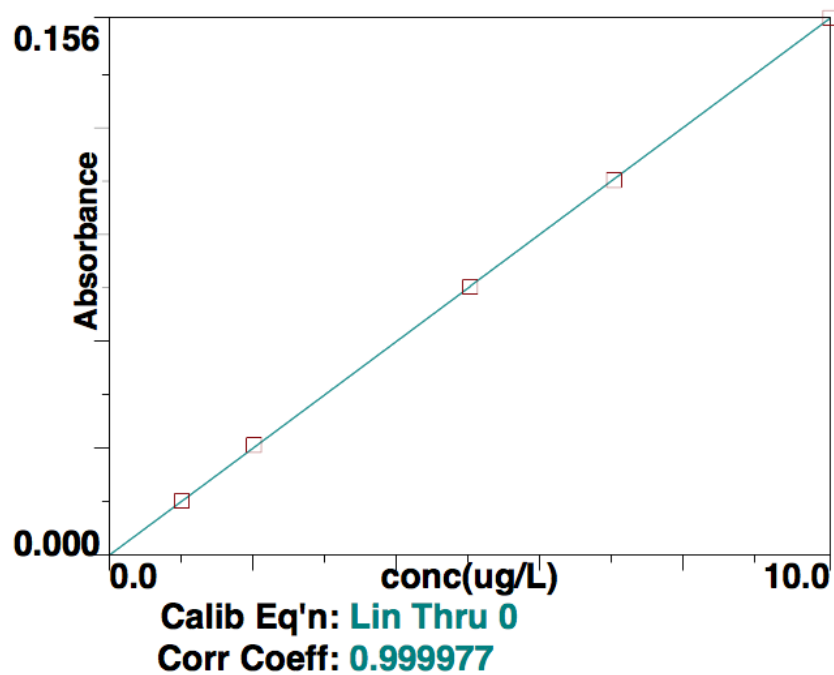


Abbildung 20: Kalibrierfunktion von Hg bei der CV-AAS

Die ermittelte Quecksilberkonzentration entspricht dabei dem Mittelwert von drei gemessenen Replikaten.

Die Quecksilbermessung erfolgte jeweils am Tag der Probennahme.

2.3.2. Sediment, Biofilm und submerse Wasserpflanzen

2.3.2.1. Pb, Cd, Cr, Cu, Ni und Ag

Die Konzentration der Schwermetalle Pb, Cd, Cr, Cu, Ni und Ag in den Aufschlüssen der Sediment-, Biofilmproben und Proben submerser Wasserpflanzen wurden mithilfe von GF-AAS ermittelt.

Nach Auswahl einer elementspezifischen Hohlkathodenlampe wurde eine Kalibrierung durchgeführt. In Abbildung 21 ist ein Beispiel einer Kalibrierfunktion für das Element Pb zu sehen. Die jeweiligen Kalibrierstandards wurden aus Standardlösungen (1000 mg/l) der Firma *Fluka Analytical* durch Verdünnungen mit 2% HNO_3 hergestellt. Als Blank wurde 2% HNO_3 verwendet. Tabelle 3 zeigt die Messbereiche, die bei der Messung verwendeten Wellenlängen und die Temperaturen der Pyrolyse und Atomisierung.

Der vollautomatische Messablauf setzt sich aus folgenden Hauptschritten zusammen:

1. **Trocknung:** Die Probe wird nach erfolgter Injektion in das Graphitrohr bei bis zu 130°C getrocknet, um Lösungsmittelbestandteile abzutrennen.
2. **Pyrolyse:** Der Pyrolyseschritt sorgt für die Abtrennung organischer Bestandteile. Die Temperaturen variieren je nach Element zwischen 400 und 1500°C.
3. **Atomisierung mit anschließender Messung:** Die für die Atomisierung benötigte Energie und damit Temperatur ist elementspezifisch (siehe Tabelle 3).
4. **Clean-out:** Um Probenrückstände zu beseitigen, erfolgt ein Clean-out bei dem das Graphitrohr bis zu 2600°C aufgeheizt wird.

Das Messergebnis stellt dabei den Mittelwert aus drei gemessenen Replikaten dar.

Für die Elemente Pb, Cd, und Cu wurde bei der Messung eine Modifierlösung zugegeben, da so störende Matrixeffekte minimiert werden konnten. Der Modifier für Pb und Cd stellt eine 1,0% $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$ + 0,06% $\text{Mg}(\text{NO}_3)_2$ - Lösung dar. Bei der Messung von Cu wurde eine 0,1% Pd + 0,06% $\text{Mg}(\text{NO}_3)_2$ - Lösung verwendet.

Element	Kalibrierbereich ($\mu\text{g/l}$)	Wellenlänge (nm)	Pyrolyse/Atomisierung ($^{\circ}\text{C}$)
Pb	5,00-50,0	283,31	800/1700
Cd	0,50-5,00	228,80	500/1500
Cr	1,00-10,0	357,87	1500/2300
Cu	5,00-50,0	324,75	1200/2000
Ni	25,0-200	341,48	1100/2300
Ag	0,50-10,0	328,07	800/1700

Tabelle 3: Messbereiche bei der GF-AAS

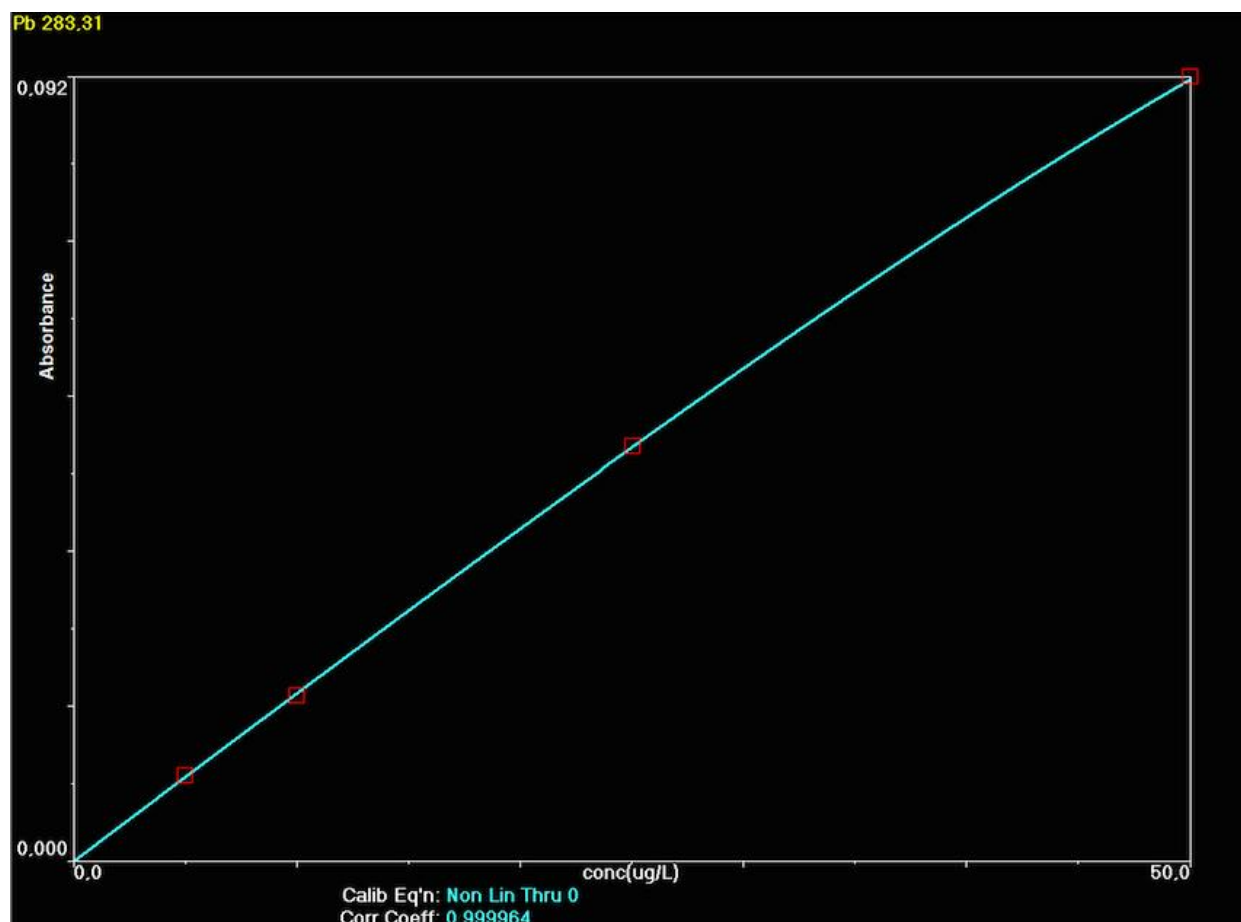


Abbildung 21: Kalibrierfunktion von Pb bei der GF-AAS

2.3.2.2. Zn

Die Konzentration des Schwermetalls Zn in Sediment-, Biofilmaufschlüssen und Aufschlüssen submerser Wasserpflanzen wurde mithilfe von F-AAS, wie in Kapitel 2.3.1.6 erläutert, ermittelt. Bei der Messung wurde zusätzlich eine Backgroundkorrektur durch den Einsatz einer Deuteriumlampe vorgenommen. Die Messung erfolgte bei einer Wellenlänge von 213,86 nm und einem Messbereich von 0,0625-0,500 mg/l.

2.3.2.3. Hg

Die Konzentration von Hg in den Aufschlüssen von Sediment, Biofilm und submersen Wasserpflanzen wurde, wie in Kapitel 2.3.1.7 erläutert, mithilfe von CV-AAS ermittelt. Die Messung erfolgt spätestens einen Tag nach erfolgtem Säureaufschluss.

2.3.2.4. Organischer Anteil (%) im Sediment

Der organische Anteil im Sediment („loss of ignition“) wurde mithilfe eines Muffelofens ermittelt. Dazu wurde ca. 1 g der Sedimenttrockenmasse in einen Porzellantiegel mit einer Analysenwaage (*Mettler Toledo*) auf 4 Dezimalstellen genau eingewogen, für 2 Stunden bei 550°C behandelt und anschließend gegengewogen. Der Masseverlust entspricht dabei dem Anteil an organischem Material im Sediment (Wetzel & Likens, 1991, S. 338).

3. Ergebnisse

3.1. Wasserproben

3.1.1. Allgemeine Paramater

3.1.1.1. Temperatur

Abbildung 22 zeigt die Verteilung der Werte für gemessene Wassertemperaturen an den jeweiligen Standorten. Dabei wurden im Verlauf der Probennahmezeit von April bis Juli 2015 Werte von 3,0 bis 30,2 °C gemessen.

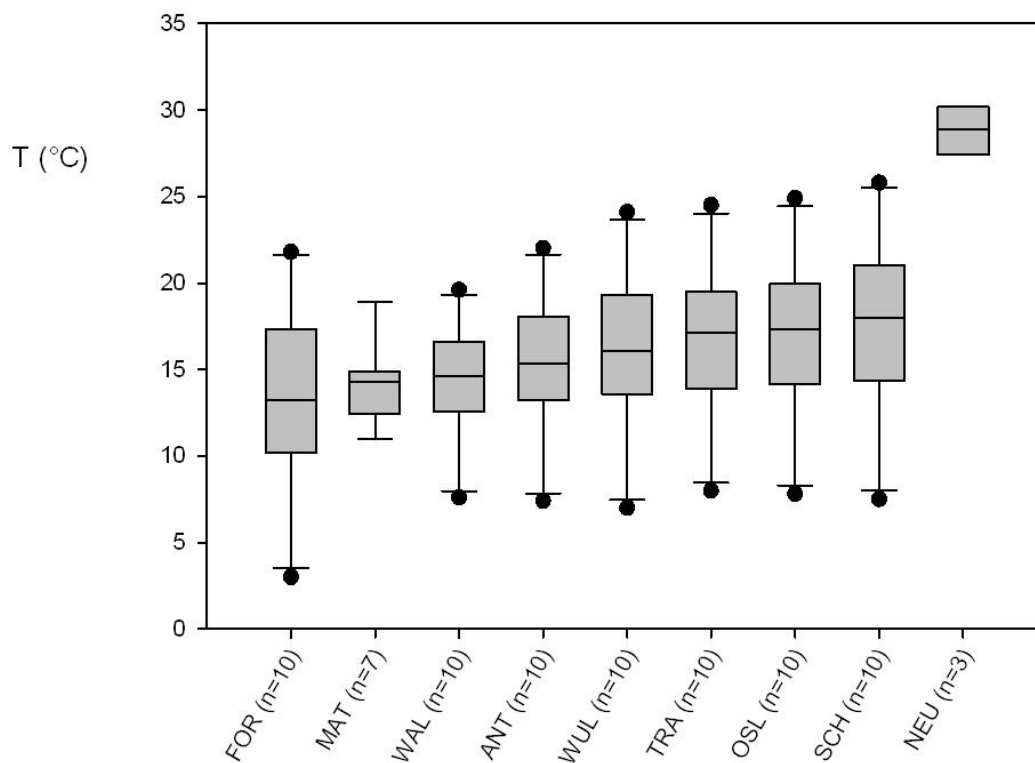


Abbildung 22: Gemessene Wassertemperaturen an den Probennahmestellen FOR-NEU

3.1.1.2. Sauerstoffgehalt und –sättigung, pH-Wert, Säurebindungsvermögen (SBV) und Leitfähigkeit (LF)

Tabelle 4 zeigt die Parameter Sauerstoffgehalt und –sättigung, pH-Wert, Säurebindungsvermögen (SBV) und Leitfähigkeit als Mittelwerte mit Standardabweichung.

	O₂ (mg/l)	O₂ (%)	pH	SBV (meq/l)	LF (μS/cm)
FOR	9,7 ± 1,8	95 ± 7	7,5 ± 0,2	1,0 ± 0,1	175 ± 12
MAT	9,5 ± 1,0	95 ± 3	8,0 ± 0,2	1,5 ± 0,1	285 ± 33
WAL	9,7 ± 1,8	99 ± 9	8,2 ± 0,1	5,8 ± 0,3	828 ± 33
ANT	9,4 ± 2,3	96 ± 12	8,2 ± 0,2	5,9 ± 0,9	908 ± 28
WUL	9,8 ± 2,6	101 ± 13	8,3 ± 0,1	6,5 ± 0,3	1052 ± 43
TRA	9,8 ± 2,2	102 ± 11	8,3 ± 0,1	6,3 ± 0,3	1067 ± 52
OSL	9,3 ± 2,3	97 ± 11	8,4 ± 0,1	6,4 ± 0,3	1078 ± 57
SCH	9,8 ± 2,7	104 ± 15	8,3 ± 0,1	6,3 ± 0,4	1103 ± 53
NEU	22,1 ± 3,4	320 ± 46	8,4 ± 0,2	6,3 ± 0,3	985 ± 19

Tabelle 4: Mittelwerte mit Standardabweichung der Parameter *Sauerstoffgehalt und –sättigung* FOR (n=9), MAT (n=6), WAL-SCH (n=9); NEU (n=3); *pH-Wert, Säurebindungsvermögen (SBV) und Leitfähigkeit* FOR (n=10), MAT (n=7), WAL-SCH (n=10), NEU (n=3)

3.1.1.3. Sauerstoff

Die Werte der Gehalte von im Gewässer gelöstem Sauerstoff lagen zwischen 6,1 bis 25,9 mg/l. Die Messdaten für die Sauerstoffsättigung reichten von 75 bis 372 %.

Schwermetalle in der Wulka, Burgenland

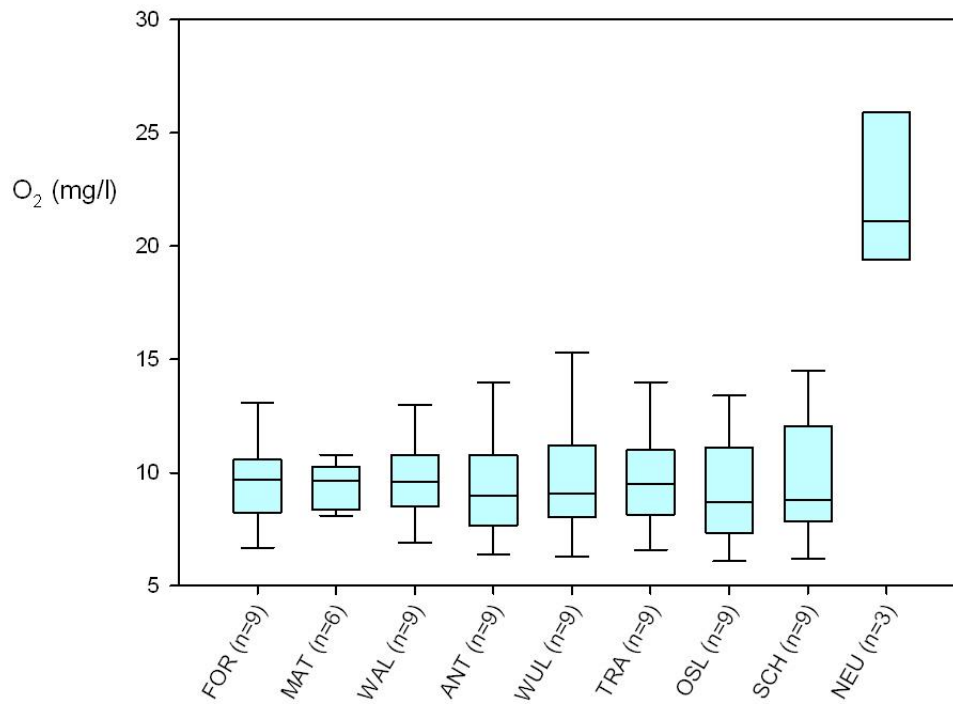


Abbildung 23: Sauerstoffgehalt an den Probennahmestellen FOR-NEU

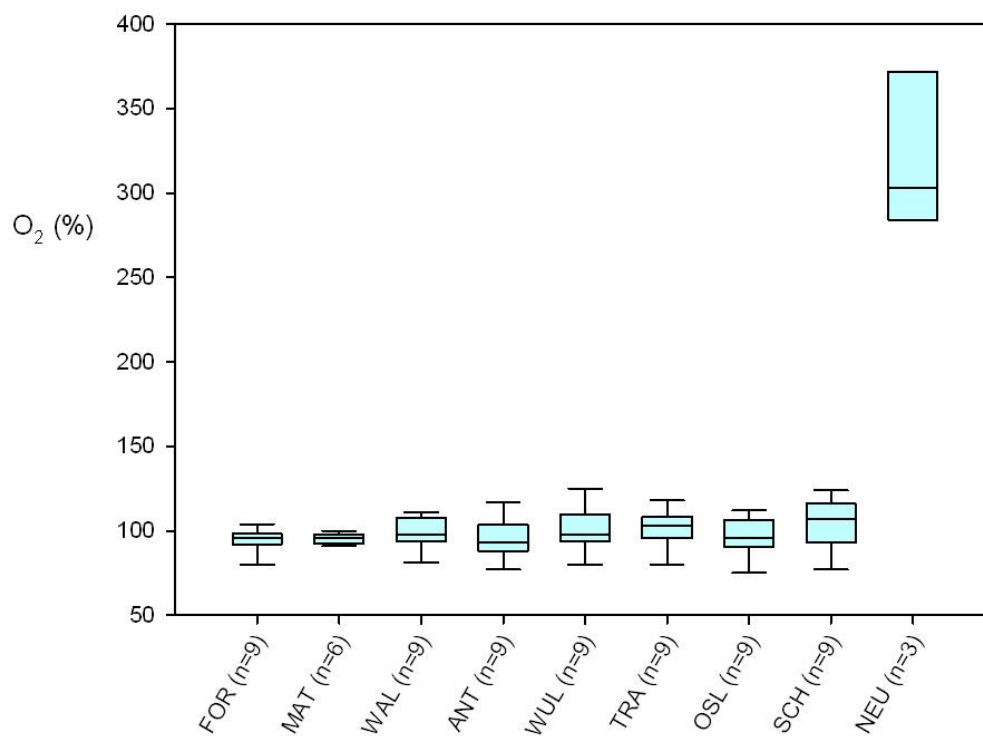


Abbildung 24: Sauerstoffsättigung an den Probennahmestellen FOR-NEU

3.1.1.4. pH-Wert

Die gemessenen pH-Werte im Gewässer lagen zwischen 7,3 und 8,6.

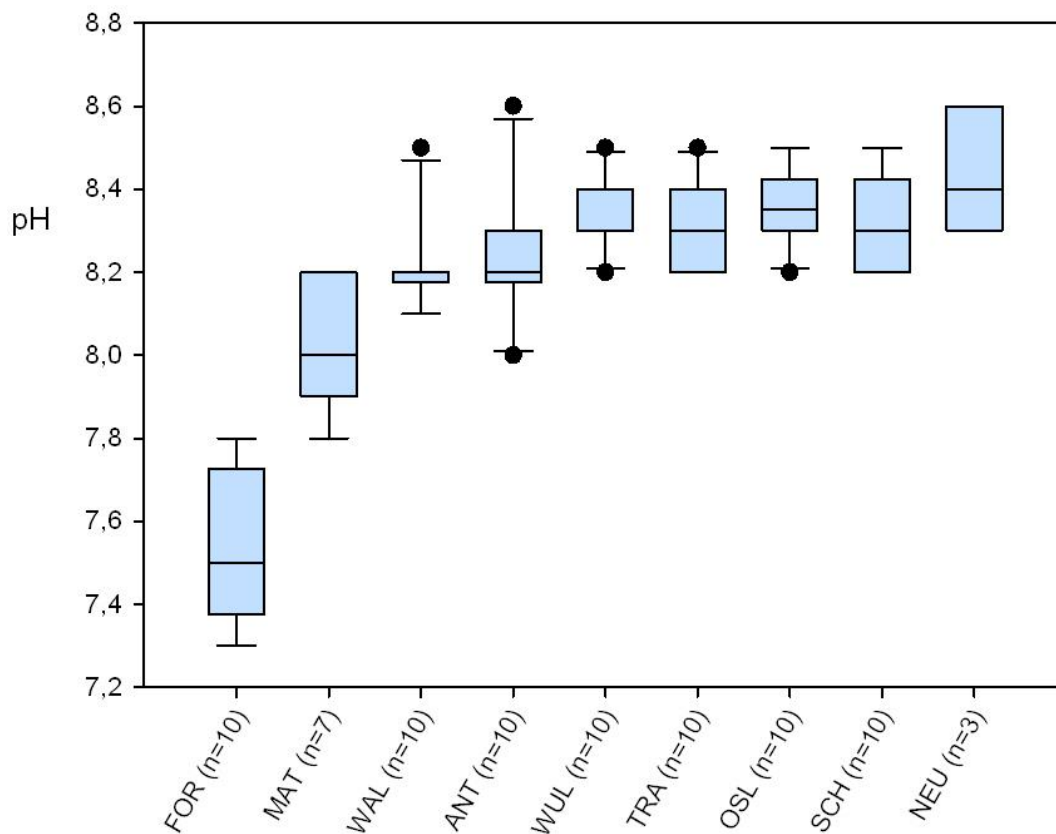


Abbildung 25: pH-Werte an den Probennahmestellen FOR-NEU

3.1.1.5. Säurebindungsvermögen

Das Säurebindungsvermögen an den Probennahmestellen lag zwischen 0,7 und 6,9 meq/l.

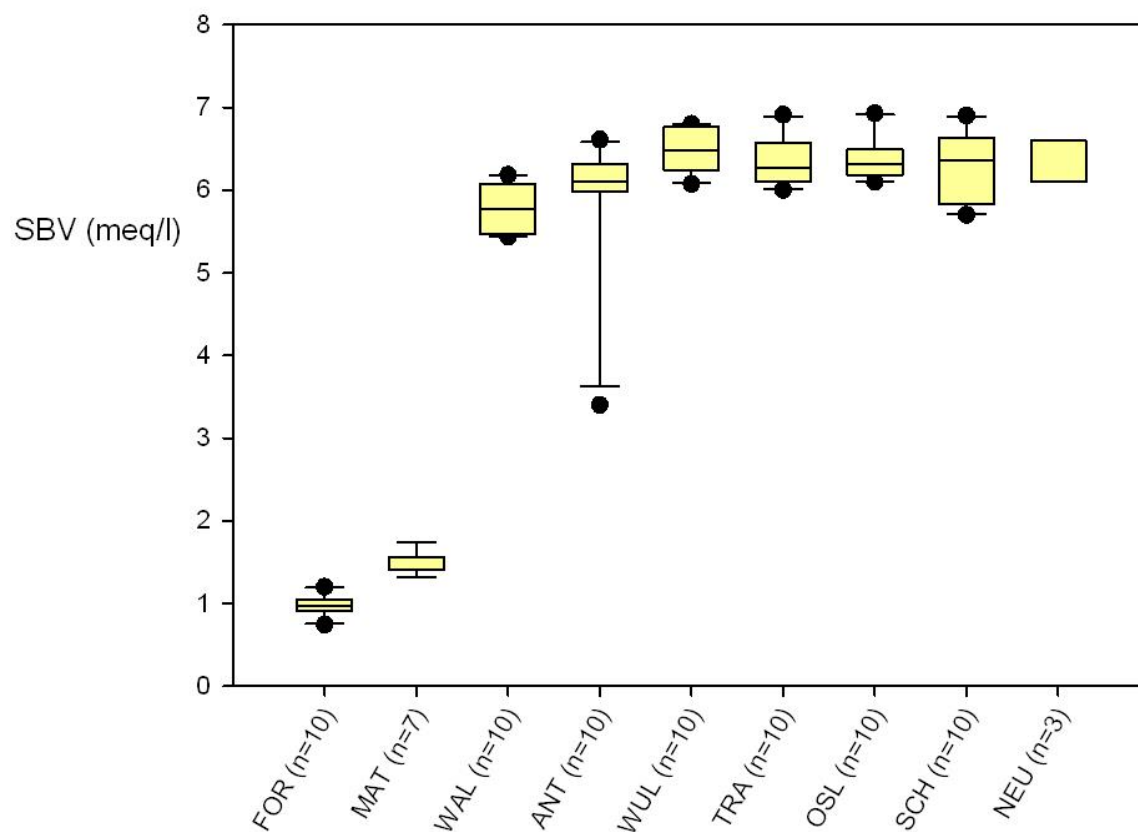


Abbildung 26: Säurebindungsvermögen an den Probennahmestellen FOR-NEU

3.1.1.6. Leitfähigkeit

Die Werte für die Leitfähigkeit an den Probennahmestellen lagen zwischen 175 und 1129 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

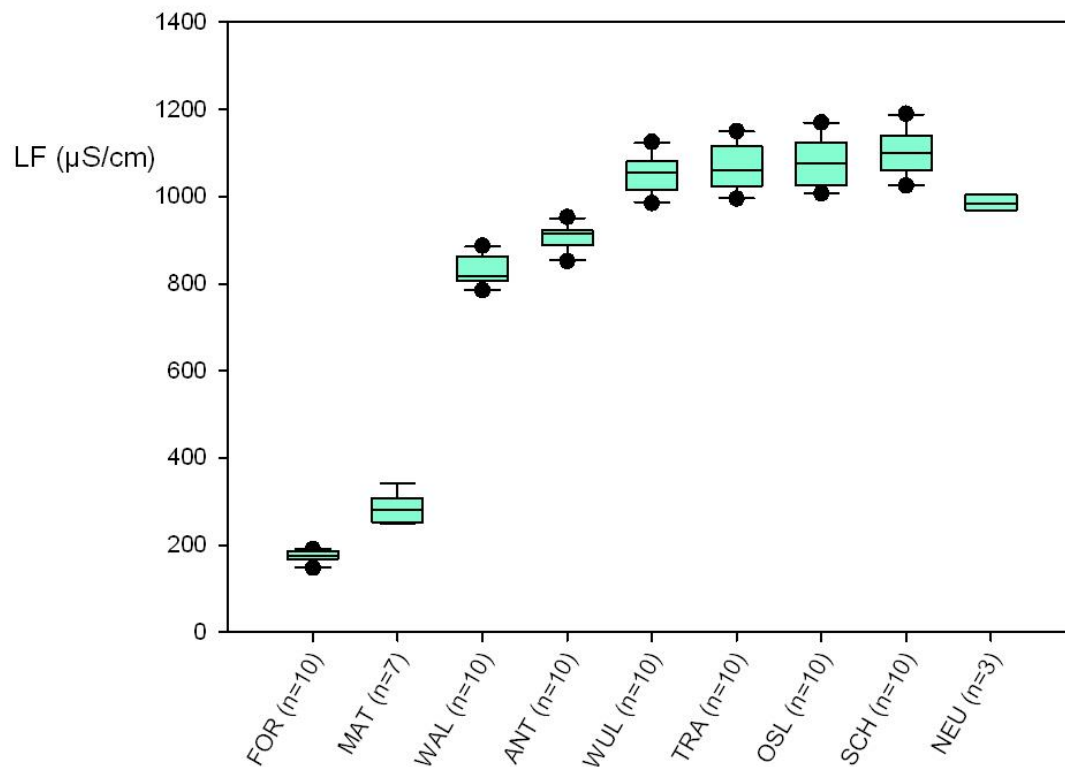


Abbildung 27: Leitfähigkeit an den Probennahmestellen FOR-NEU

3.1.2. Kationen Na^+ , K^+ , Mg^{2+} und Ca^{2+}

Tabelle 5 zeigt die gemessenen Konzentrationen an Na^+ , K^+ , Mg^{2+} und Ca^{2+} als Mittelwerte mit Standardabweichung im Gewässer.

	Na^+ (mg/l)	K^+ (mg/l)	Mg^{2+} (mg/l)	Ca^{2+} (mg/l)
FOR	7,13 ± 0,23	1,58 ± 0,27	5,90 ± 1,02	4,40 ± 1,39
MAT	11,7 ± 4,08	2,07 ± 0,32	9,36 ± 0,89	17,3 ± 5,06
WAL	18,6 ± 1,13	3,86 ± 0,51	26,9 ± 4,59	102 ± 9,41
ANT	19,9 ± 1,59	5,57 ± 0,70	33,9 ± 4,45	108 ± 11,3
WUL	23,7 ± 5,01	5,90 ± 0,74	48,7 ± 8,58	108 ± 10,2
TRA	32,9 ± 2,53	9,84 ± 1,03	44,6 ± 8,58	103 ± 10,2
OSL	32,5 ± 4,07	9,80 ± 2,01	47,9 ± 9,68	101 ± 10,4
SCH	43,2 ± 5,61	11,1 ± 1,77	45,1 ± 9,66	89,2 ± 30,0
NEU	46,3 ± 2,36	11,3 ± 0,02	43,5 ± 3,74	92,0 ± 8,20

Tabelle 5: Konzentrationen der Kationen Na^+ , K^+ , Mg^{2+} und Ca^{2+} als Mittelwerte mit Standardabweichung an den Probennahmestellen FOR (n=10), MAT (n=7), WAL-SCH (n=10) und NEU (n=3)

3.1.2.1. Na^+

Die Konzentrationen von gelöstem Na^+ in den Wasserproben lagen zwischen 6,7 und 51,0 mg/l.

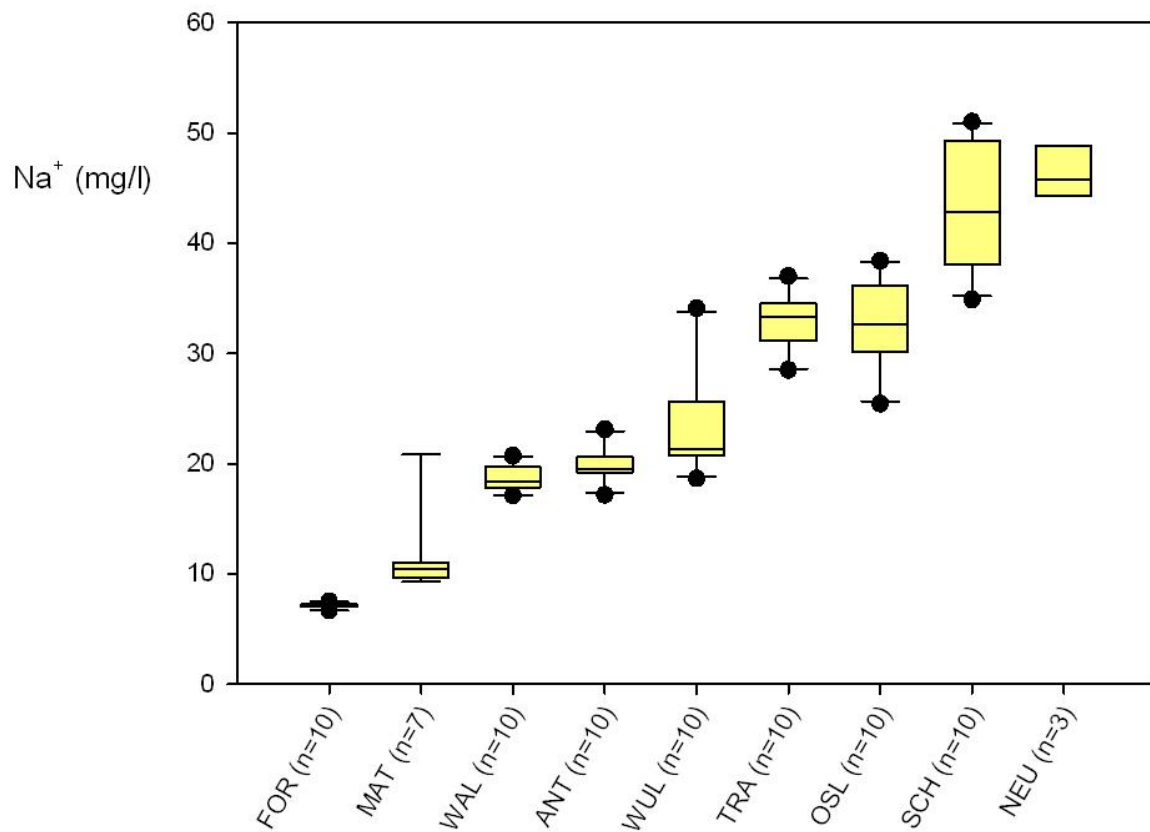


Abbildung 28: Na^+ -Konzentrationen an den Probennahmestellen FOR-NEU

3.1.2.2. K^+

Die Konzentrationen von gelöstem K^+ in den Wasserproben lagen zwischen 1,3 und 13,9 mg/l.

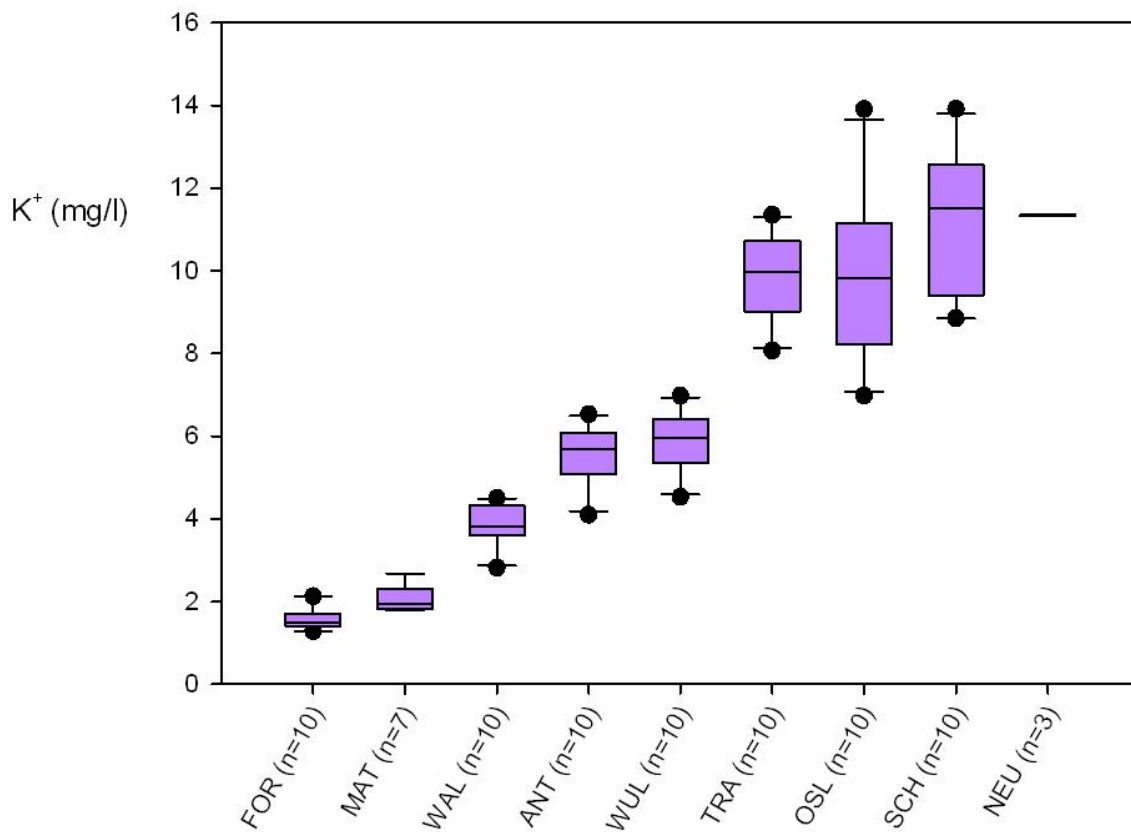


Abbildung 29: K^+ -Konzentrationen an den Probennahmestellen FOR-NEU

3.1.2.3. Mg^{2+}

Die Konzentrationen von gelöstem Mg^{2+} in den Wasserproben lagen zwischen 4,2 und 63,1 mg/l.

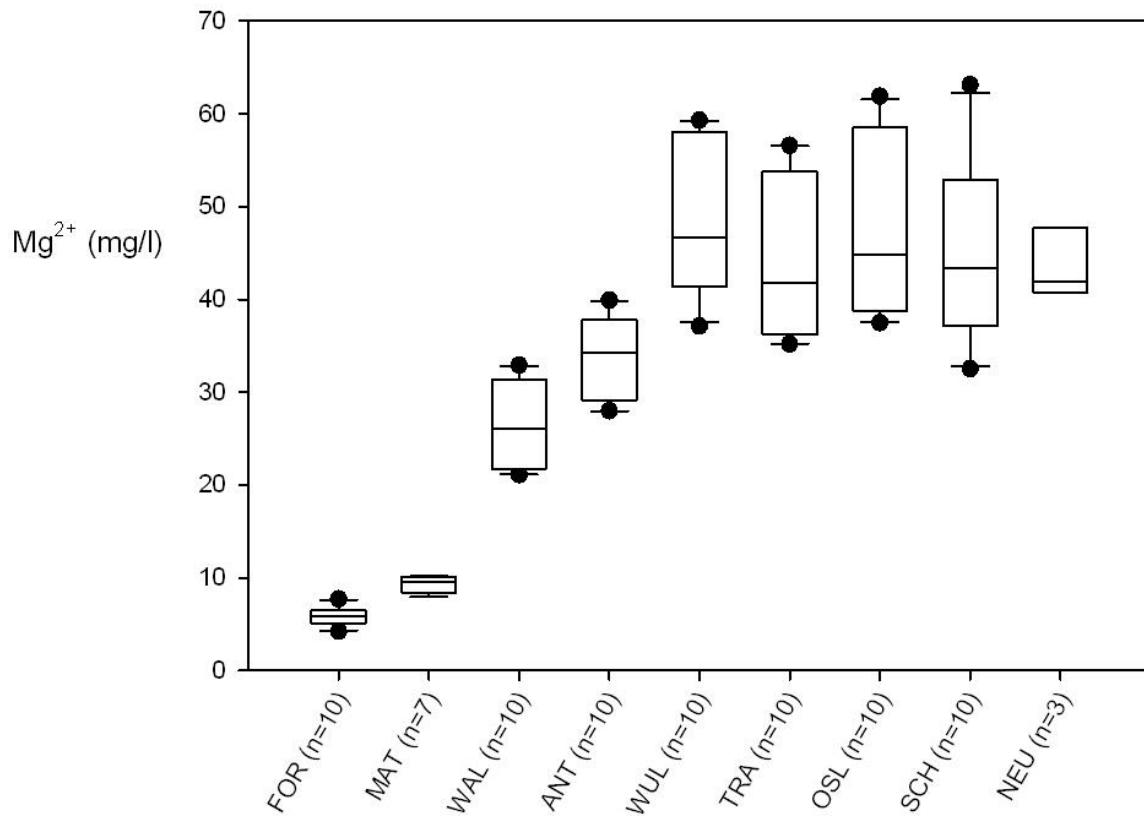


Abbildung 30: Mg^{2+} -Konzentrationen an den Probennahmestellen FOR-NEU

3.1.2.4. Ca^{2+}

Die Konzentrationen von gelöstem Ca^{2+} in den Wasserproben lagen zwischen 2,5 und 128 mg/l.

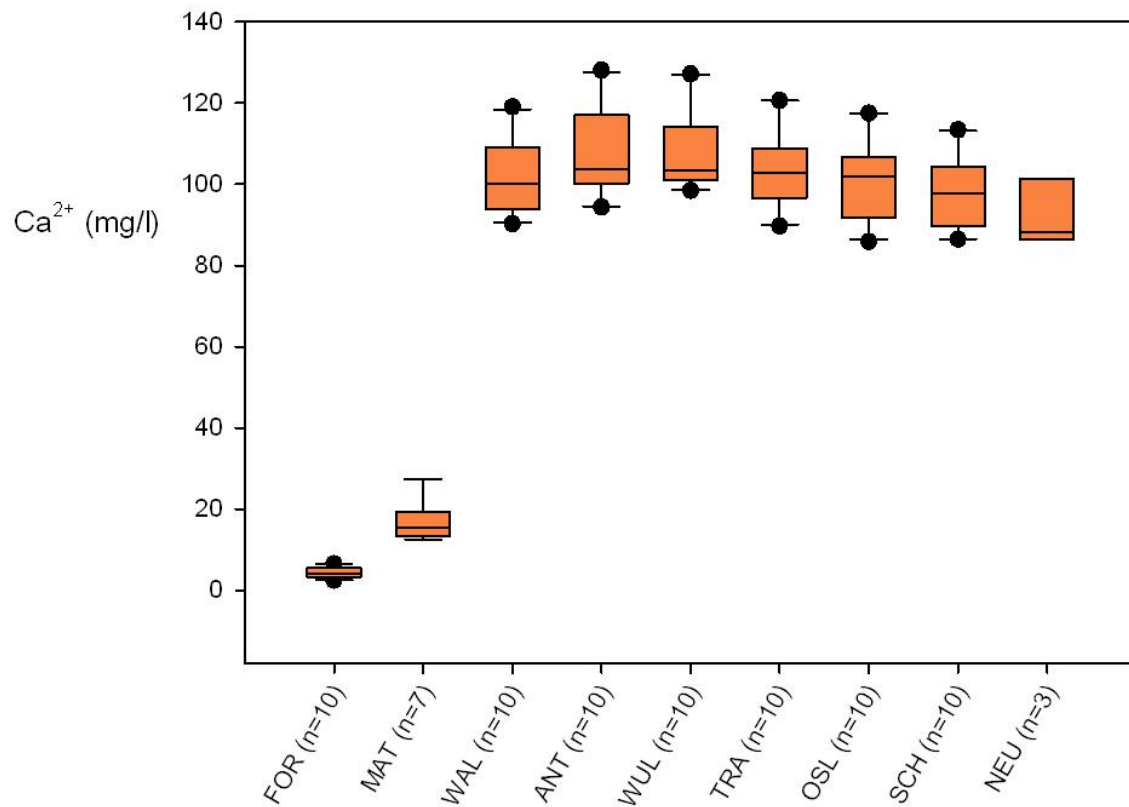


Abbildung 31: Ca^{2+} -Konzentrationen an den Probennahmestellen FOR-NEU

3.1.3. Stickstoffspezies

Tabelle 6 zeigt die gemessenen Konzentrationen an NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ und DN als Mittelwerte mit Standardabweichung.

	NO_3^- (mg/l)	NO_2^- (mg/l)	NH_4^+ (mg/l)	DN (mg/l)
FOR	$2,8 \pm 1,9$	$0,02 \pm 0,02$	$0,05 \pm 0,03$	$0,87 \pm 0,14$
MAT	$2,8 \pm 1,9$	$0,02 \pm 0,01$	$0,03 \pm 0,01$	$0,96 \pm 0,09$
WAL	$8,5 \pm 5,4$	$0,05 \pm 0,03$	$0,11 \pm 0,08$	$2,92 \pm 0,33$
ANT	$10,7 \pm 2,6$	$0,10 \pm 0,03$	$0,04 \pm 0,02$	$5,09 \pm 0,41$
WUL	$20,5 \pm 3,4$	$0,12 \pm 0,07$	$0,05 \pm 0,04$	$5,74 \pm 0,35$
TRA	$23,6 \pm 3,6$	$0,17 \pm 0,07$	$0,13 \pm 0,24$	$5,82 \pm 1,72$
OSL	$22,6 \pm 8,3$	$0,14 \pm 0,07$	$0,11 \pm 0,20$	$5,57 \pm 1,66$
SCH	$17,2 \pm 8,0$	$0,17 \pm 0,10$	$0,14 \pm 0,16$	$4,55 \pm 1,46$
NEU	$2,7 \pm 0,9$	$0,05 \pm 0,03$	$0,04 \pm 0,02$	$0,75 \pm 0,17$

Tabelle 6: Konzentrationen als Mittelwert mit Standardabweichung von NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ und DN an den Probennahmestellen FOR (n=10); MAT (n=7); WAL (n=10); ANT (n=9); WUL-SCH (n=10); NEU (n=3)

3.1.3.1. NO_3^-

Die Konzentrationen von gelöstem Nitrat in den Wasserproben lagen zwischen 0,2 und 40,0 mg/l.

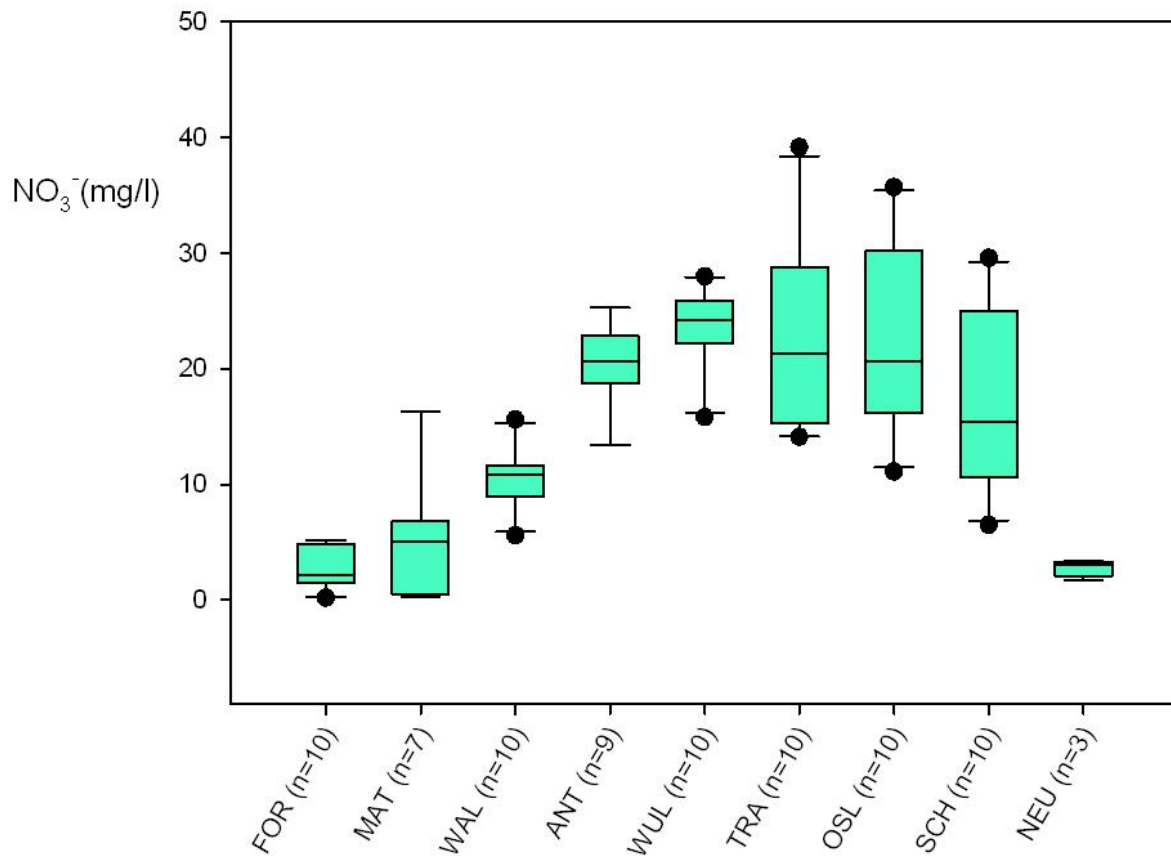


Abbildung 32: NO_3^- -Konzentrationen an den Probennahmestellen FOR-NEU

3.1.3.2. NO_2^-

Die Konzentrationen von gelöstem Nitrit in den Wasserproben lagen zwischen 0,02 und 0,36 mg/l.

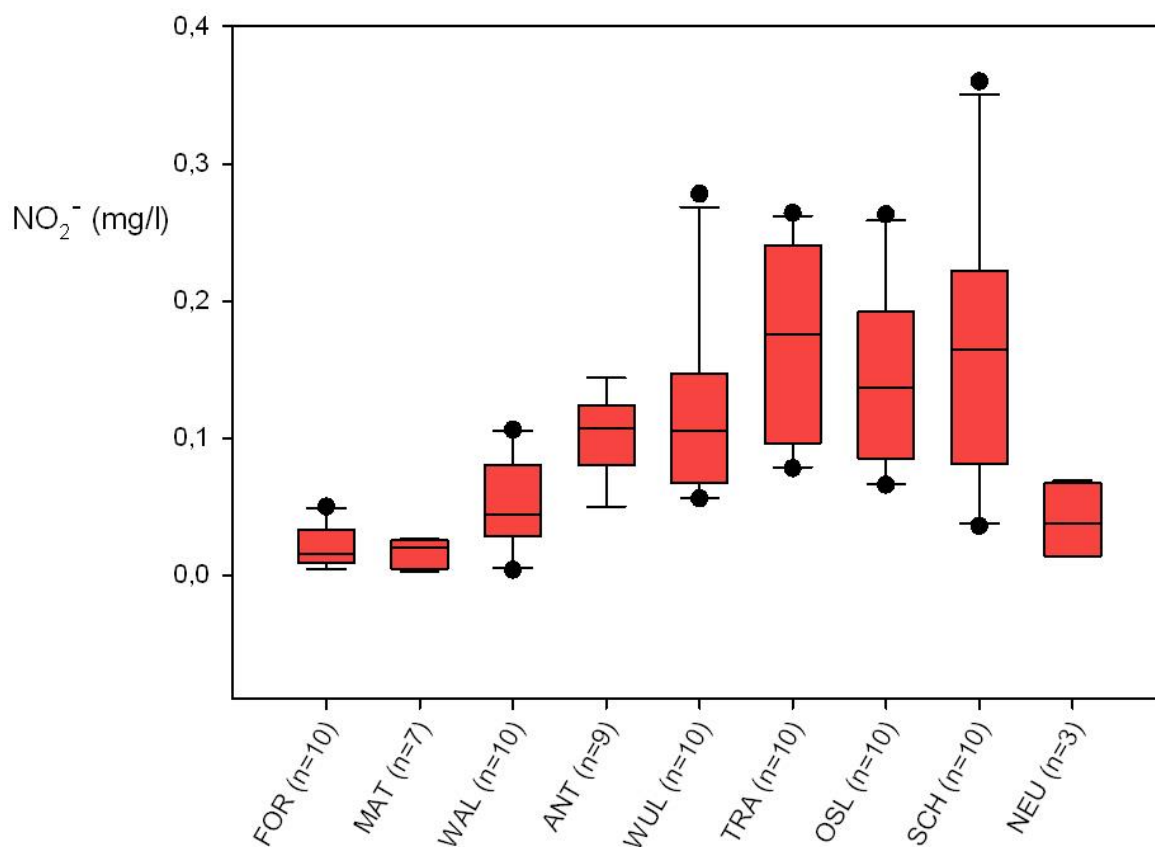


Abbildung 33: NO_2^- -Konzentrationen an den Probennahmestellen FOR-NEU

3.1.3.3. NH_4^+

Die Konzentrationen von gelöstem Ammonium in den Wasserproben lagen zwischen 0,01 und 0,80 mg/l.

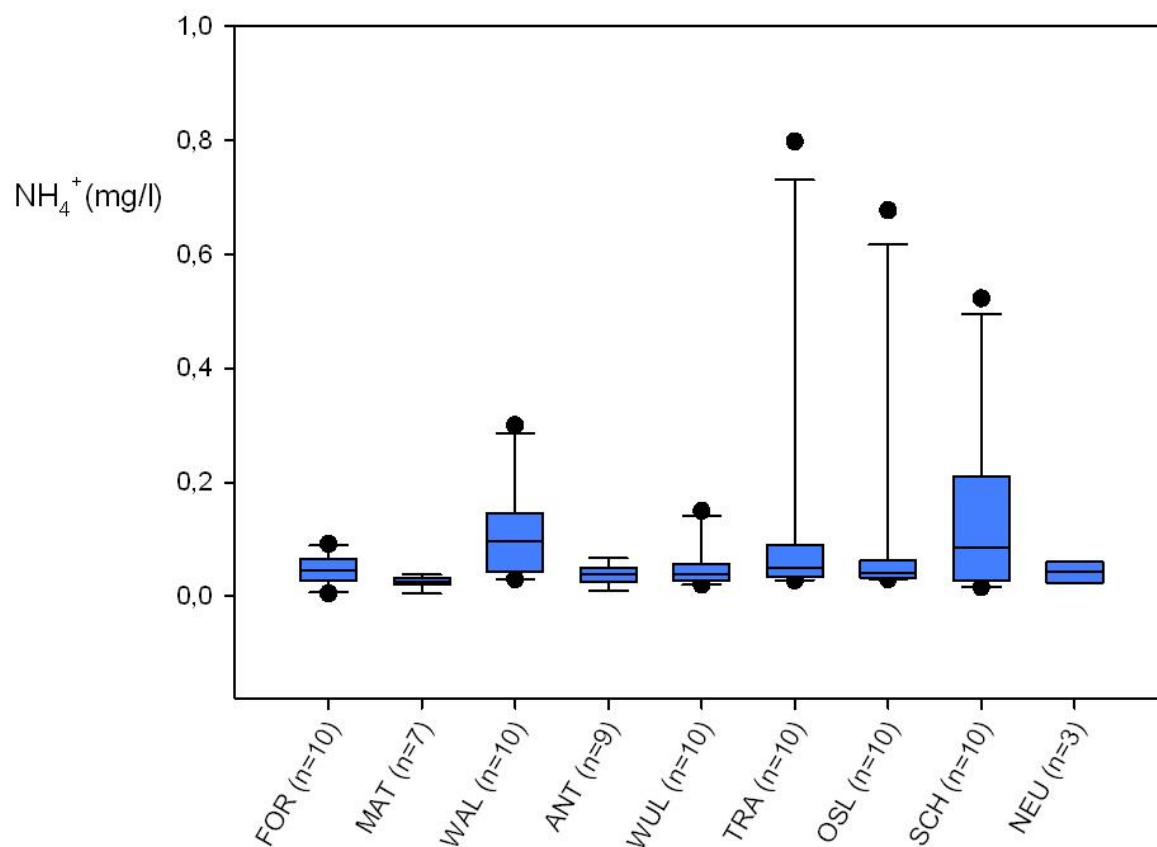


Abbildung 34: NH_4^+ -Konzentrationen an den Probennahmestellen FOR-NEU

3.1.3.4. DN

Die Konzentrationen an DN in den Wasserproben lagen zwischen 0,74 und 8,69 mg/l.

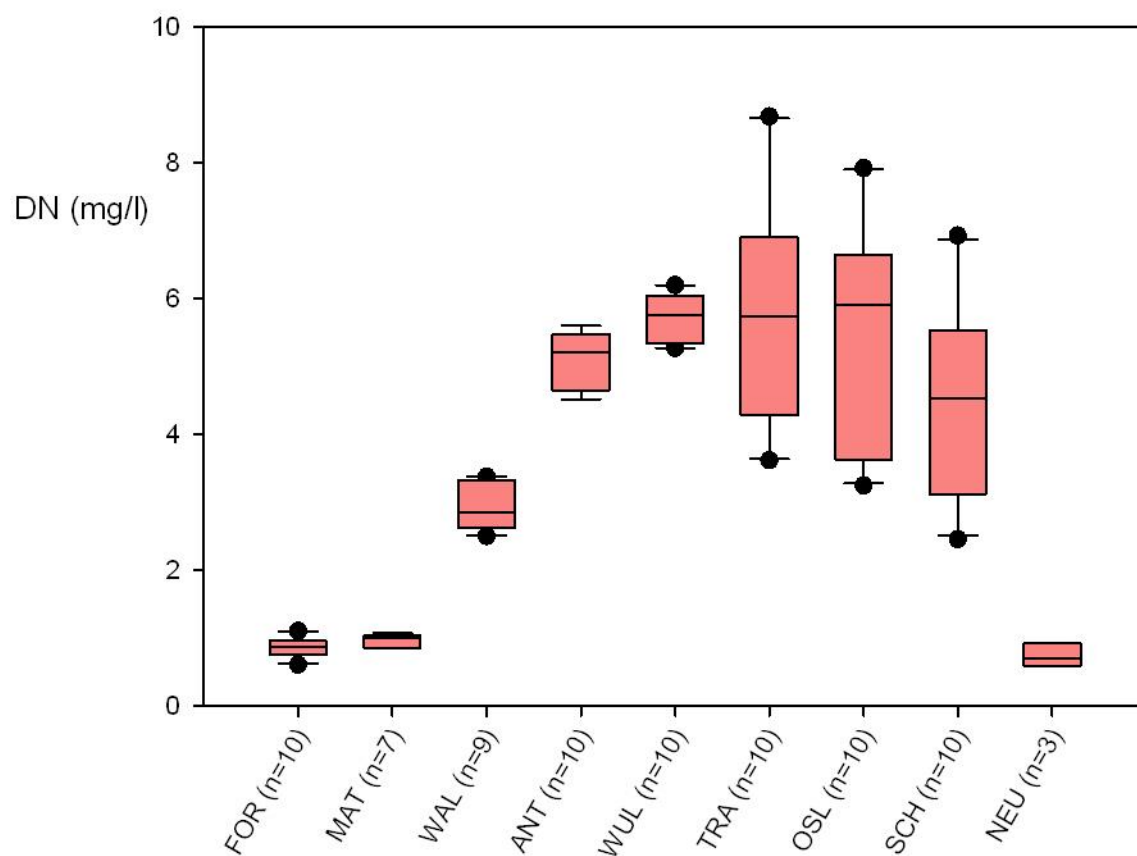


Abbildung 35: DN-Konzentrationen an den Probennahmestellen FOR-NEU

3.1.4. (Ortho-)PO₄³⁻, Cl⁻ und SO₄²⁻

Tabelle 7 zeigt die gemessenen Konzentrationen an (Ortho-)PO₄³⁻, Cl⁻ und SO₄²⁻ als Mittelwerte mit Standardabweichung.

	o-PO₄³⁻ (mg/l)	Cl⁻ (mg/l)	SO₄²⁻ (mg/l)
FOR	0,21 ± 0,10	9,25 ± 10,4	22,9 ± 4,0
MAT	0,12 ± 0,04	15,8 ± 7,1	31,0 ± 3,3
WAL	0,18 ± 0,06	41,6 ± 11,3	69,9 ± 16,9
ANT	0,24 ± 0,09	49,9 ± 13,8	79,3 ± 8,6
WUL	0,22 ± 0,10	60,3 ± 26,5	140 ± 31
TRA	0,35 ± 0,07	71,8 ± 20,2	137 ± 19
OSL	0,34 ± 0,07	69,0 ± 21,8	135 ± 22
SCH	0,35 ± 0,08	75,1 ± 18,6	133 ± 26
NEU	0,57 ± 0,24	105 ± 1,4	55,0 ± 4,5

Tabelle 7: Konzentrationen an (Ortho-)PO₄³⁻, Cl⁻ und SO₄²⁻ als Mittelwerte mit Standardabweichung an den Probennahmestellen FOR (n=10); MAT (n=7); WAL-SCH (n=10); NEU (n=3)

3.1.4.1. (Ortho-)PO₄³⁻

Die Konzentrationen an gelöstem (Ortho-)Phosphat in den Wasserproben lagen zwischen 0,06 und 0,80 mg/l.

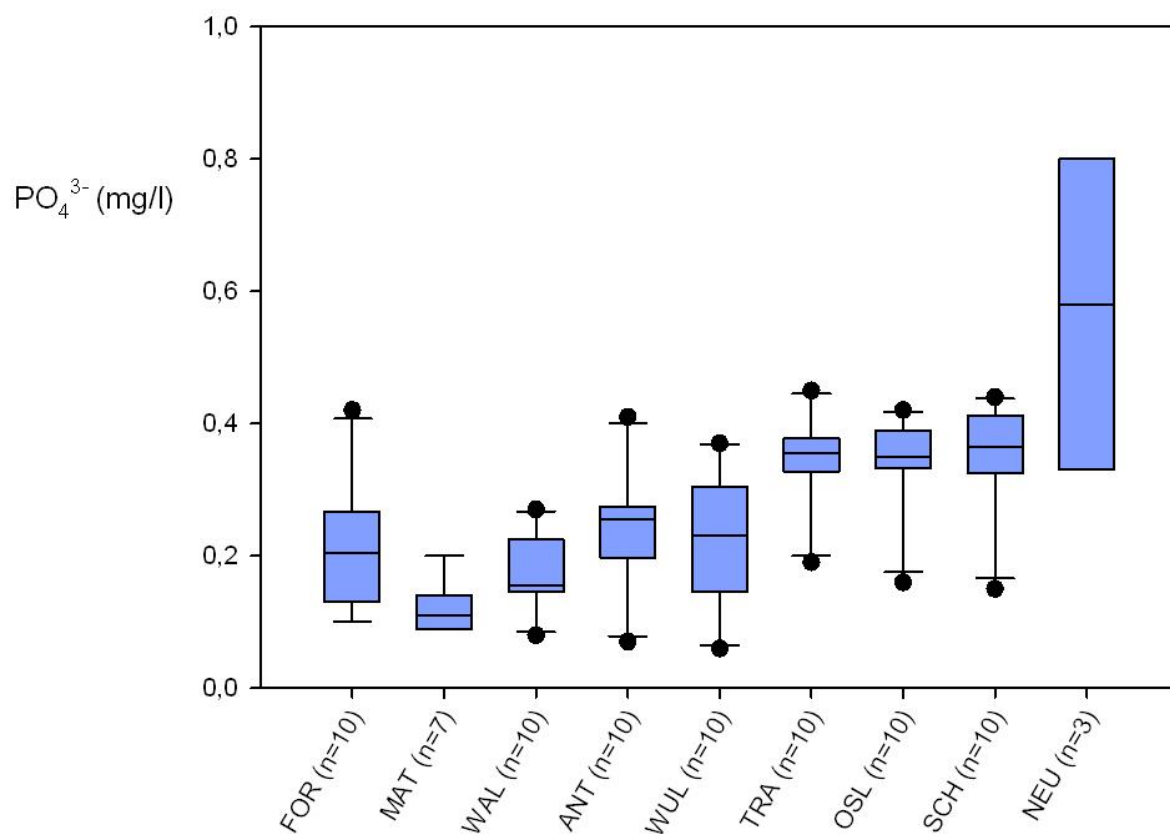


Abbildung 36: (Ortho-) PO₄³⁻ - Konzentrationen an den Probennahmestellen FOR-NEU

3.1.4.2. SO_4^{2-}

Die Konzentrationen an gelöstem Sulfat in den Wasserproben lagen zwischen 20 und 174 mg/l.

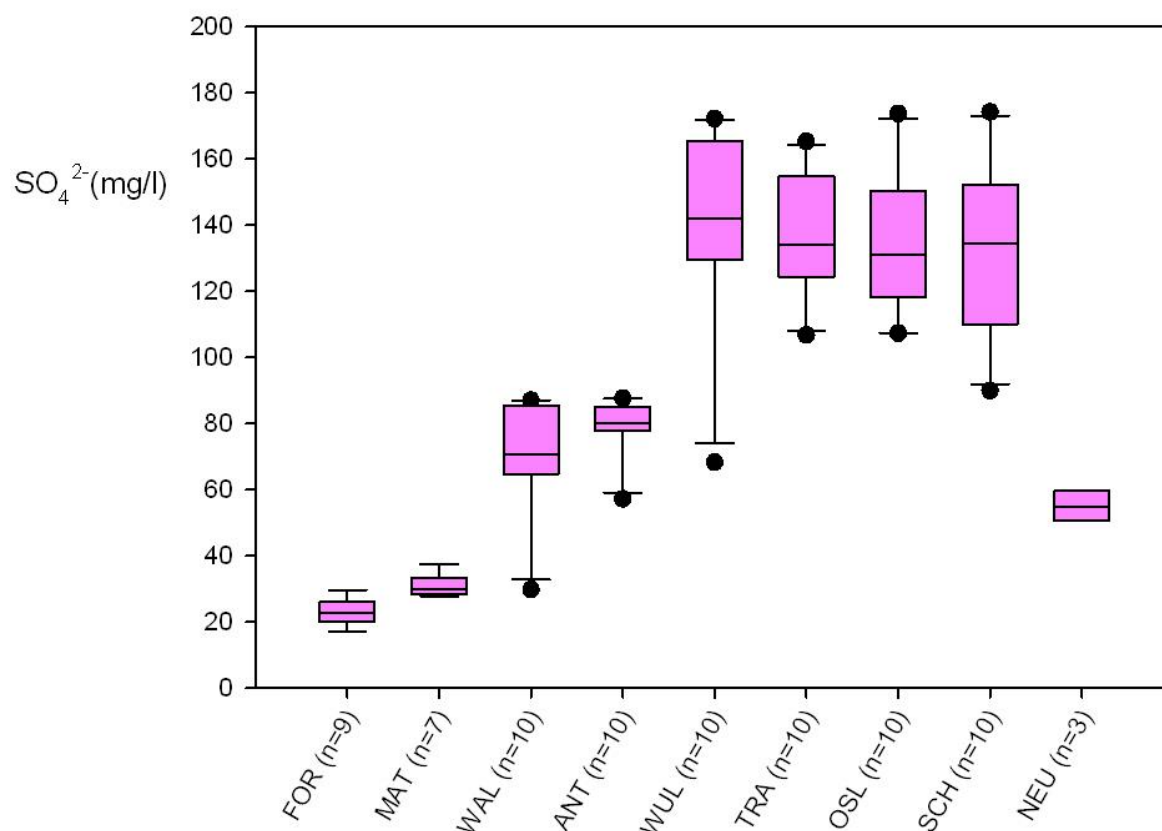


Abbildung 37: SO_4^{2-} -Konzentrationen an den Probennahmestellen FOR-NEU

3.1.4.1. Cl^-

Die Konzentrationen an gelöstem Chlorid in den Wasserproben lagen zwischen 3,78 und 131 mg/l.

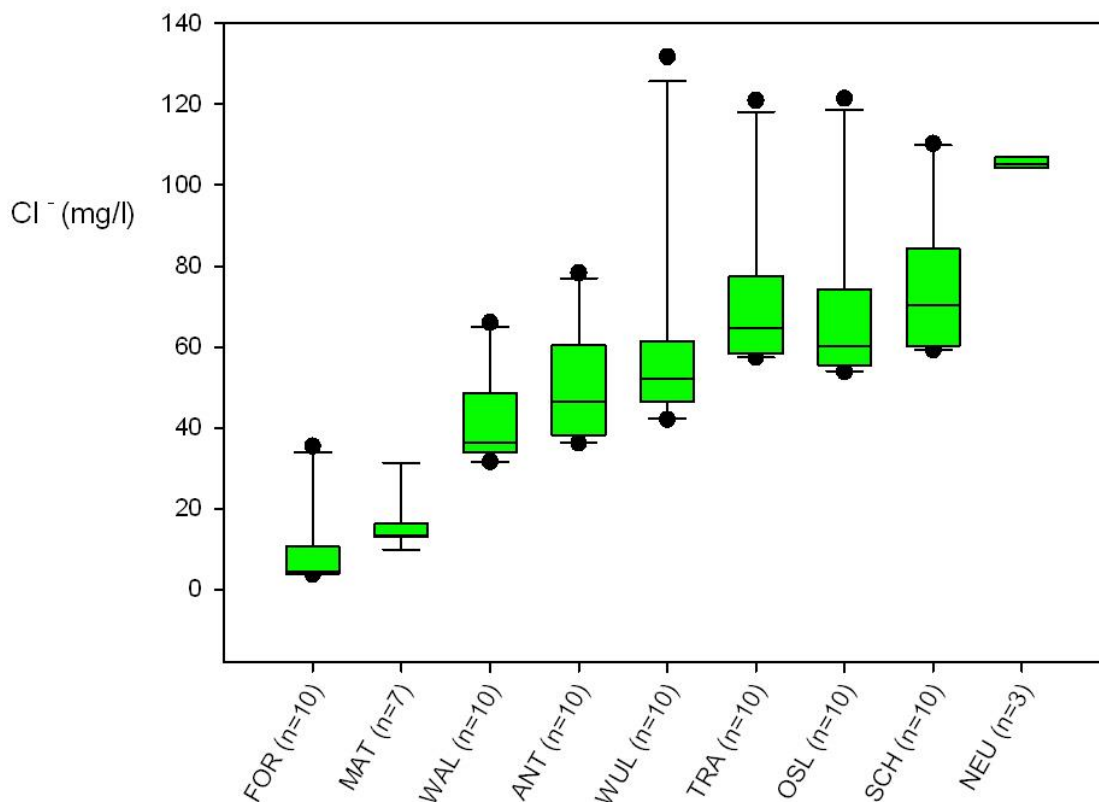


Abbildung 38: Cl^- Konzentrationen an den Probennahmestellen FOR-NEU

3.1.5. DOC

Tabelle 8 zeigt die Konzentrationen an DOC als Mittelwerte und Standardabweichung an den Probennahmestellen FOR-NEU.

Die Konzentrationen lagen zwischen 2,1 und 8,2 mg/l.

	DOC (mg/l)
FOR	3,1 ± 0,3
MAT	2,6 ± 0,2
WAL	2,5 ± 0,3
ANT	2,6 ± 0,4
WUL	3,3 ± 0,4
TRA	4,0 ± 0,3
OSL	4,1 ± 0,2
SCH	4,9 ± 1,1
NEU	7,7 ± 0,4

Tabelle 8: Konzentrationen an DOC als Mittelwerte und Standardabweichung an den Probennahmestellen FOR (n=10); MAT (n=7); WAL-SCH (n=10); NEU (n=3)

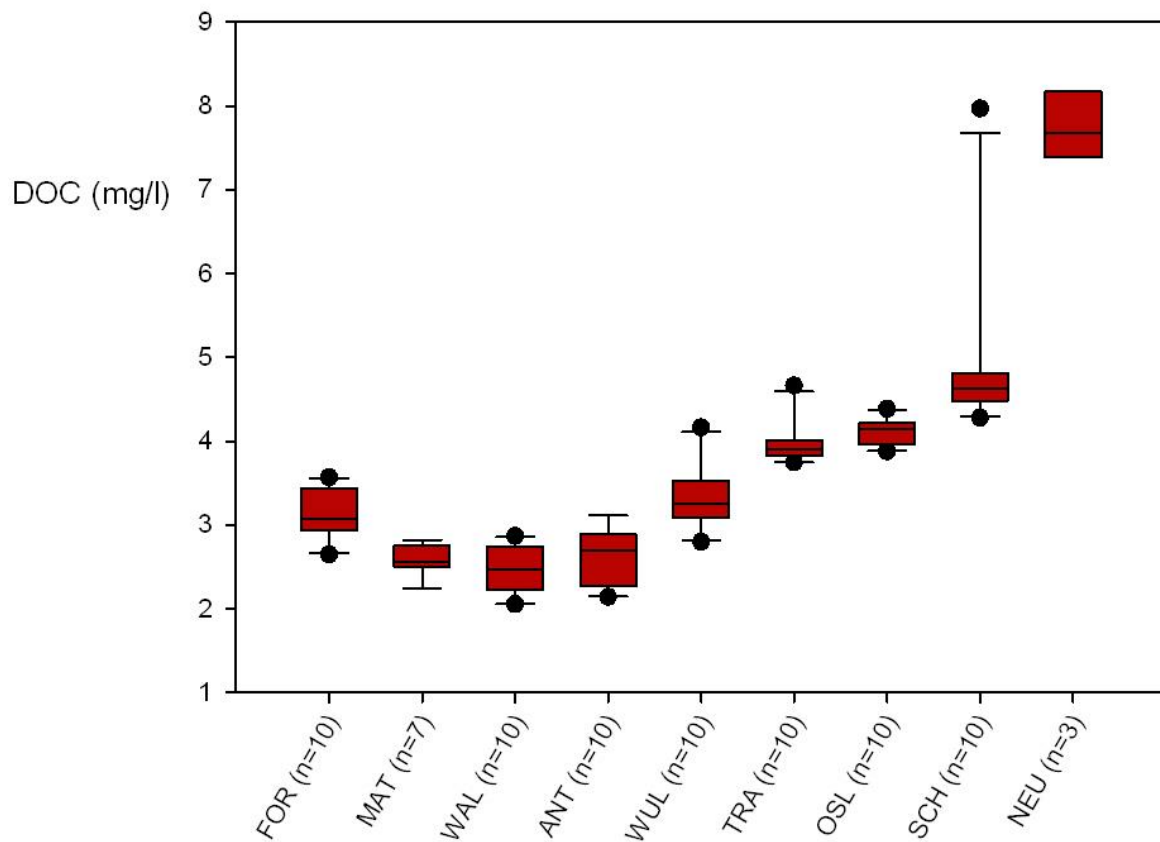


Abbildung 39: DOC-Konzentrationen an den Probennahmestellen FOR-NEU

3.1.6. Gelöstes Quecksilber

Die in den Wasserproben gemessenen Konzentrationen von gelöstem Quecksilber lagen unter der in der angewendeten Methode der CV-AAS liegenden Nachweisgrenze von 0,1 µg/l.

3.2. Sediment

3.2.1. Schwermetalle

Tabelle 9 und Tabelle 10 fassen die Ergebnisse der in den Sedimentproben ermittelten organischen Anteile (%) und Schwermetallgehalte als Mittelwerte mit Standardabweichung zusammen.

	Org. Anteil (%)	Pb (mg/kg TM)	Cd (mg/kg TM)	Cr (mg/kg TM)	Cu (mg/kg TM)
FOR	14,4 ± 11,9	14,5 ± 4,38	0,24 ± 0,10	27,1 ± 13,97	9,80 ± 2,02
MAT	3,21 ± 1,74	22,1 ± 8,41	0,14 ± 0,03	21,4 ± 9,92	25,4 ± 21,9
WAL	1,68 ± 0,93	13,7 ± 20,3	0,11 ± 0,06	23,6 ± 19,2	9,96 ± 10,2
ANT	2,47 ± 5,40	13,3 ± 9,50	0,12 ± 0,14	14,3 ± 5,70	6,47 ± 2,90
WUL	2,29 ± 1,73	17,7 ± 19,9	0,12 ± 0,11	17,9 ± 5,6	6,87 ± 4,00
TRA	3,21 ± 2,08	11,2 ± 6,11	0,16 ± 0,11	19,8 ± 14,71	13,6 ± 13,4
OSL	1,41 ± 1,37	6,34 ± 4,37	0,09 ± 0,06	13,6 ± 7,16	5,99 ± 7,29
SCH	1,34 ± 0,41	6,33 ± 2,79	0,08 ± 0,01	14,9 ± 6,45	6,21 ± 2,15
NEU	12,8 ± 5,77	21,7 ± 1,51	0,19 ± 0,10	46,6 ± 2,33	16,2 ± 4,83

Tabelle 9: Organischer Anteil (%) im Sediment (TM) an den Probennahmestellen FOR (n=19), MAT (n=14), WAL-SCH (n=19) und NEU (n=3) und Schwermetallgehalte von Pb, Cd, Cr, Cu im Sediment (TM) als Mittelwerte mit Standardabweichung: FOR (n=15), MAT (n=10), WAL-SCH (n=15), NEU (n=3)

	Org. Anteil (%)	Ni (mg/kg TM)	Hg (mg/kg TM)	Ag (mg/kg TM)	Zn (mg/kg TM)
FOR	14,4 ± 11,9	19,5 ± 2,42	0,066 ± 0,027	0,04 ± 0,01	69,0 ± 18,4
MAT	3,21 ± 1,74	23,7 ± 2,83	0,042 ± 0,018	0,04 ± 0,01	92,4 ± 19,6
WAL	1,68 ± 0,93	13,5 ± 8,78	0,041 ± 0,080	0,03 ± 0,01	49,7 ± 19,4
ANT	2,47 ± 5,40	9,69 ± 1,40	0,013 ± 0,004	0,02 ± 0,01	44,4 ± 9,22
WUL	2,29 ± 1,73	11,3 ± 2,87	0,025 ± 0,019	0,03 ± 0,02	44,3 ± 15,7
TRA	3,21 ± 2,08	12,7 ± 5,85	0,029 ± 0,022	0,04 ± 0,02	57,3 ± 32,6
OSL	1,41 ± 1,37	10,5 ± 7,52	0,018 ± 0,022	0,02 ± 0,01	45,6 ± 43,4
SCH	1,34 ± 0,41	10,2 ± 2,06	0,040 ± 0,051	0,06 ± 0,04	50,3 ± 14,0
NEU	12,8 ± 5,77	26,5 ± 1,75	0,071 ± 0,027	0,07 ± 0,03	145 ± 154

Tabelle 10: Organischer Anteil (%) im Sediment (TM) an den Probennahmestellen FOR (n=19), MAT (n=14), WAL-SCH (n=19) und NEU (n=3) und Schwermetallgehalte im Sediment (TM) als Mittelwerte mit Standardabweichung an den Probennahmestellen FOR-NEU: Ni, Ag, Zn: FOR (n=15), MAT (n=10), WAL-SCH (n=15), NEU (n=3); Hg: FOR (n=19), MAT (n=14), WAL-SCH (n=19), NEU (n=3)

3.2.1.1. Blei

Die Gehalte von Blei in den untersuchten Sedimenten lagen zwischen 1 und 86 mg/kg TM.

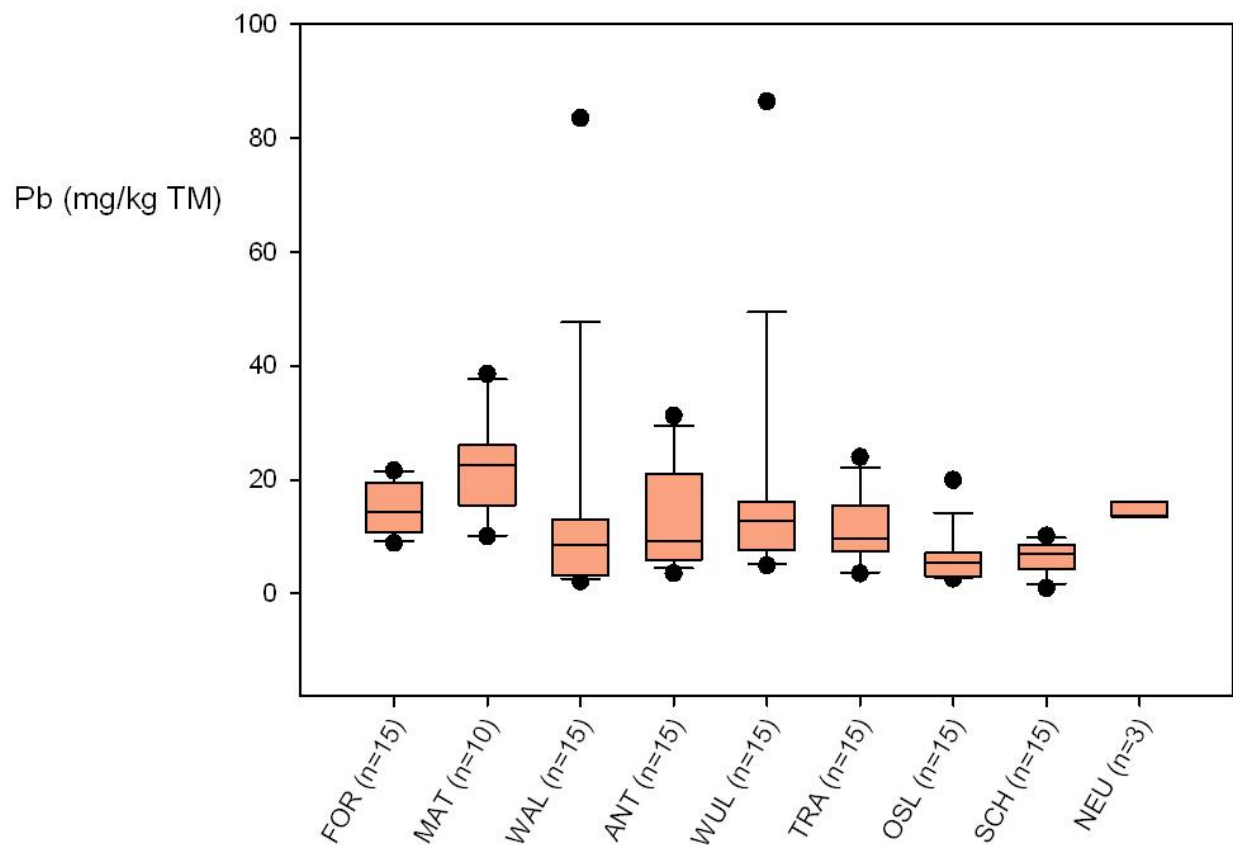


Abbildung 40: Pb- Gehalte im Sediment (TM) an den Probennahmestellen FOR-NEU

3.2.1.2. Cadmium

Die Gehalte von Cadmium in den untersuchten Sedimenten lagen zwischen 0,04 und 0,56 mg/kg TM.

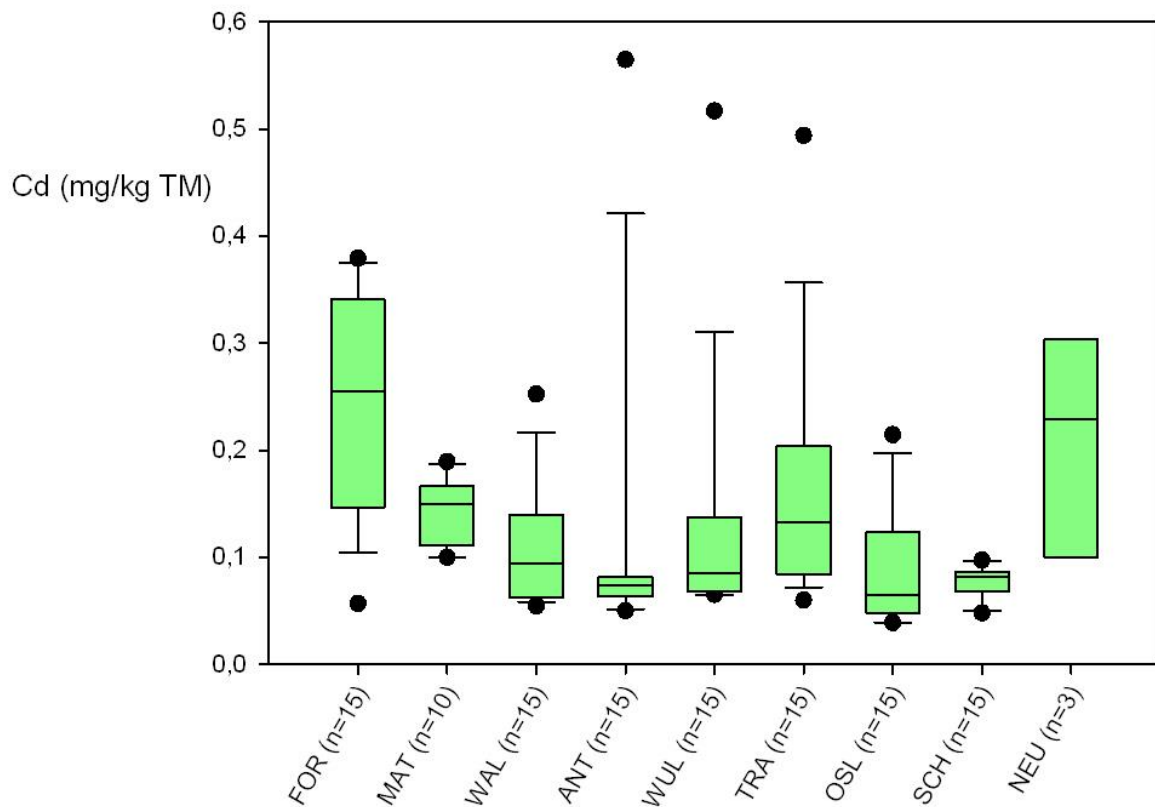


Abbildung 41: Cd- Gehalte im Sediment (TM) an den Probennahmestellen FOR-NEU

3.2.1.3. Chrom

Die Gehalte von Chrom in den untersuchten Sedimenten lagen zwischen 5 und 66 mg/kg TM.

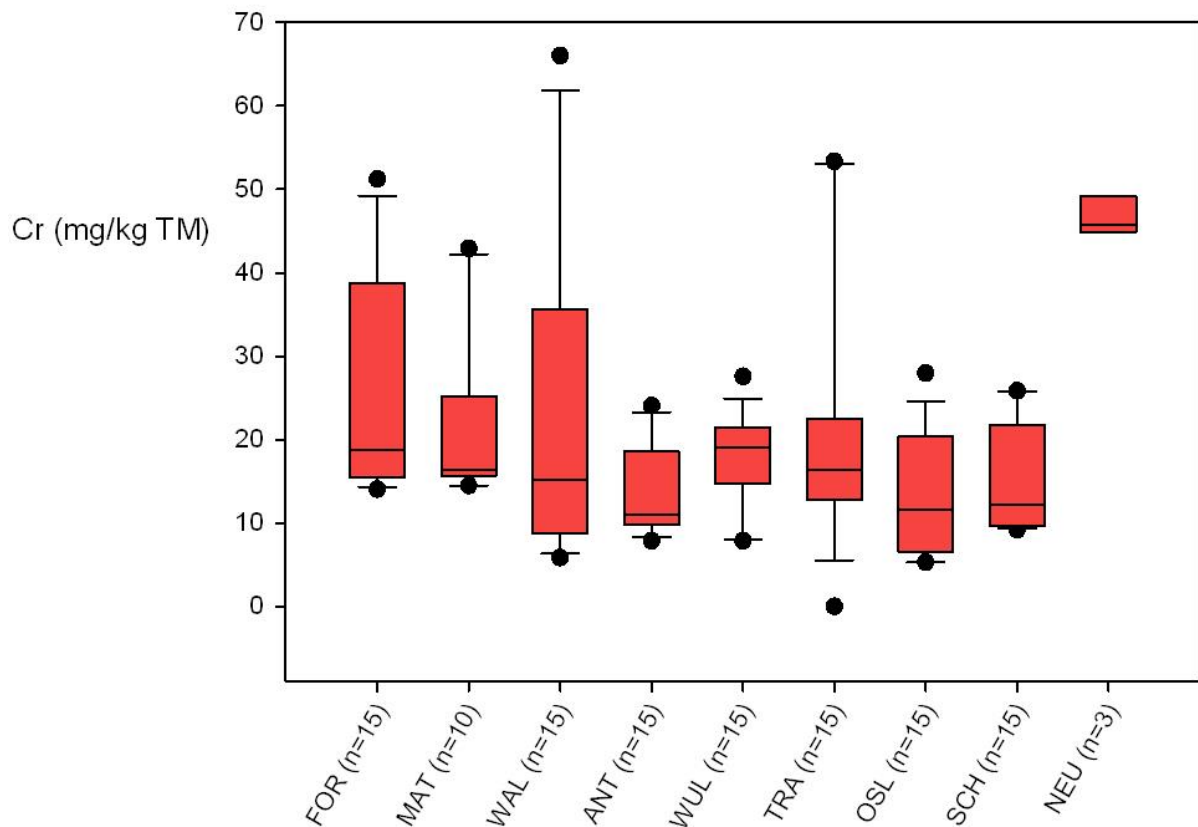


Abbildung 42: Cr- Gehalte im Sediment (TM) an den Probennahmestellen FOR-NEU

3.2.1.4. Kupfer

Die Gehalte von Kupfer in den untersuchten Sedimenten lagen zwischen 1 und 81 mg/kg TM.

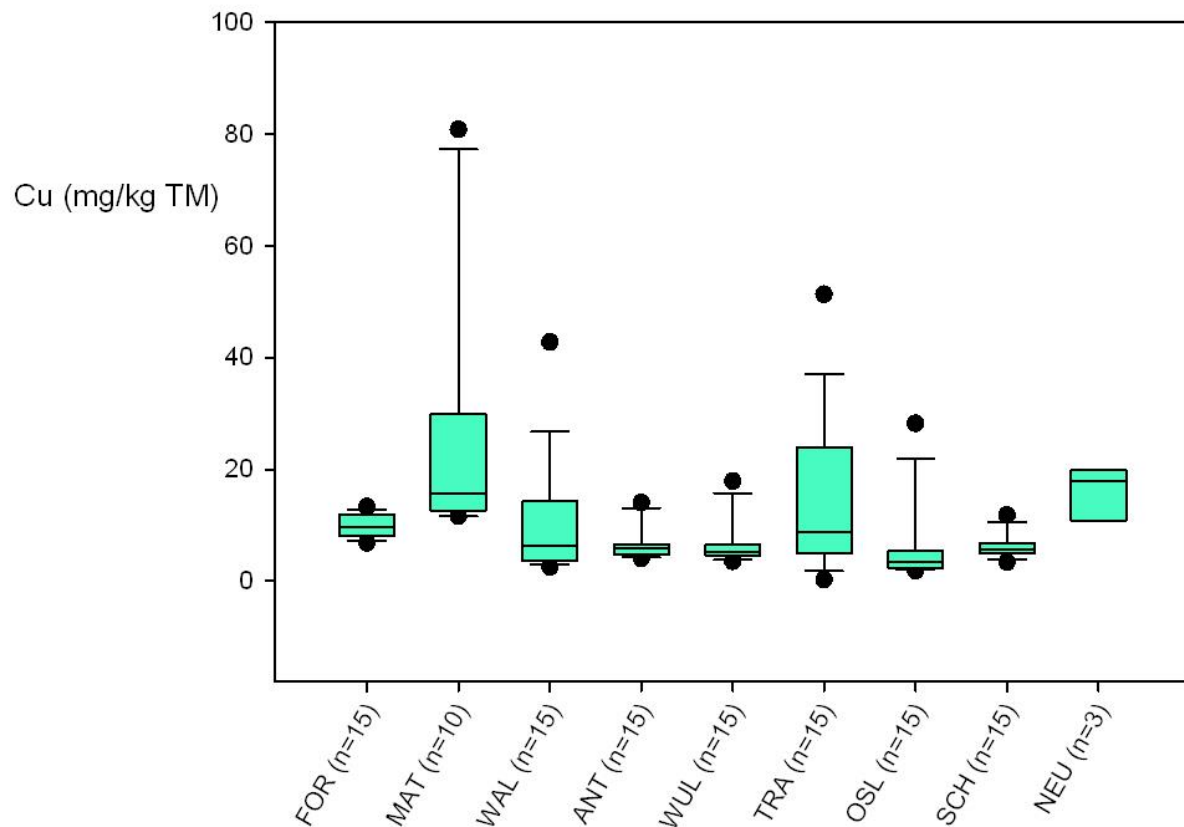


Abbildung 43: Cu- Gehalte im Sediment (TM) an den Probennahmestellen FOR-NEU

3.2.1.5. Nickel

Die Gehalte von Nickel in den untersuchten Sedimenten lagen zwischen 3 und 36 mg/kg TM.

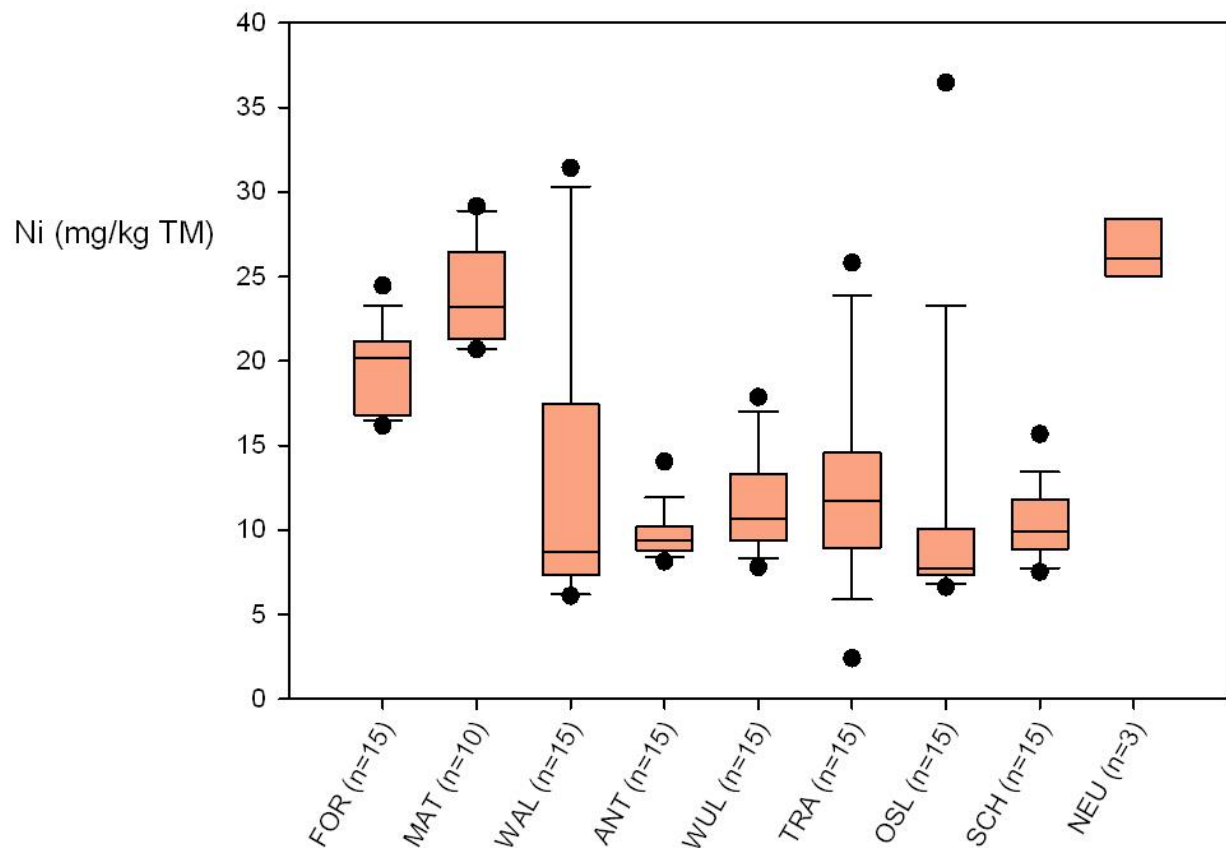


Abbildung 44: Ni- Gehalte im Sediment (TM) an den Probennahmestellen FOR-NEU

3.2.1.6. Quecksilber

Die Gehalte von Quecksilber in den untersuchten Sedimenten lagen zwischen 0,003 und 0,334 mg/kg TM.

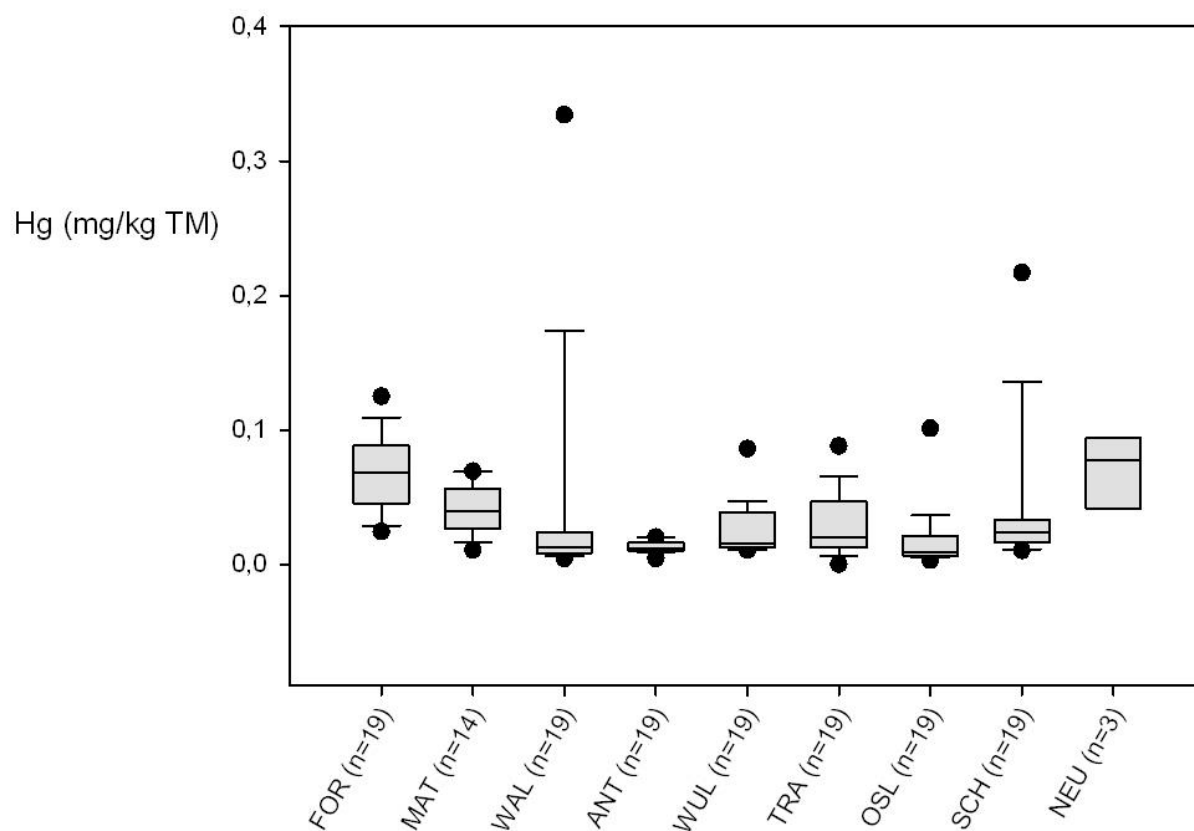


Abbildung 45: Hg- Gehalte im Sediment (TM) an den Probennahmestellen FOR-NEU

3.2.1.7. Silber

Die Gehalte von Silber in den untersuchten Sedimenten lagen zwischen 0,01 und 0,17 mg/kg TM.

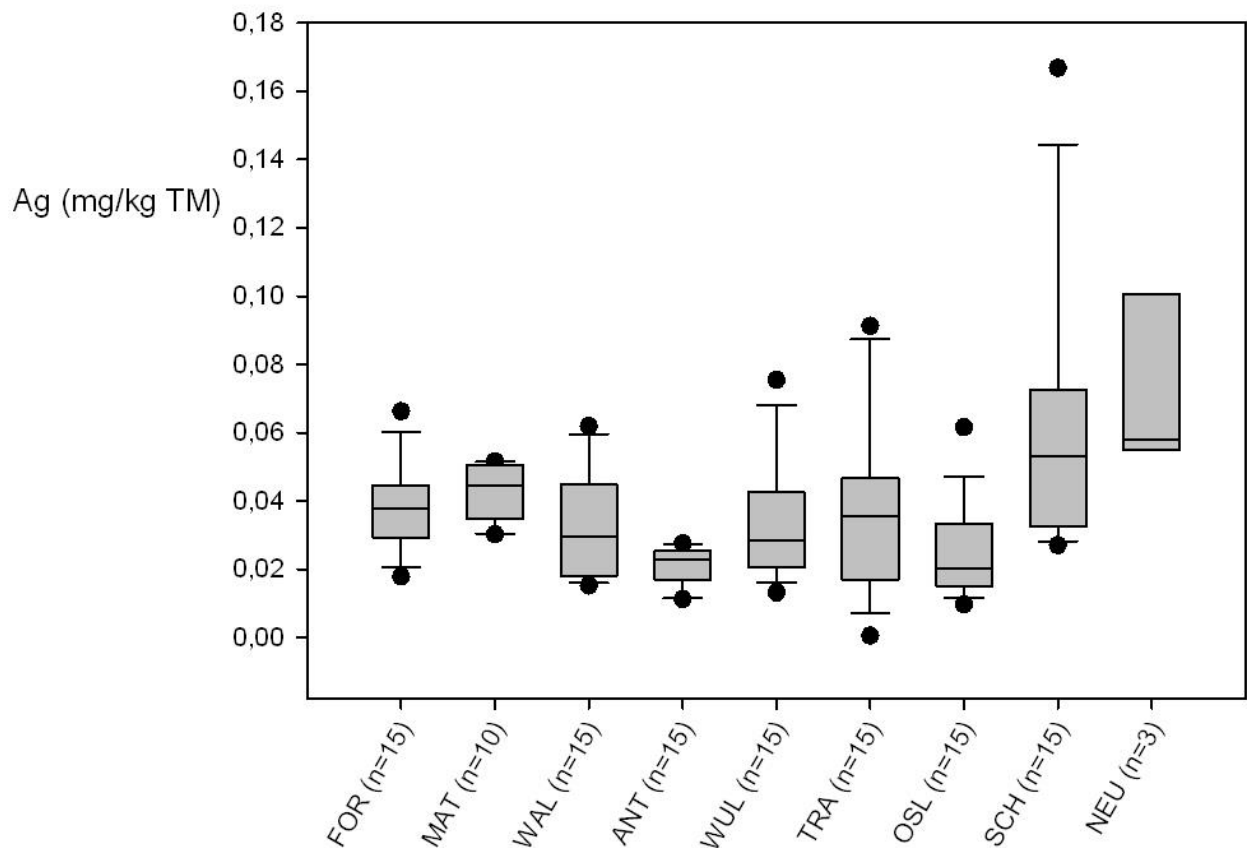


Abbildung 46: Ag- Gehalte im Sediment (TM) an den Probennahmestellen FOR-NEU

3.2.1.8. Zink

Die Gehalte von Zink in den untersuchten Sedimenten lagen zwischen 18 und 322 mg/kg TM.

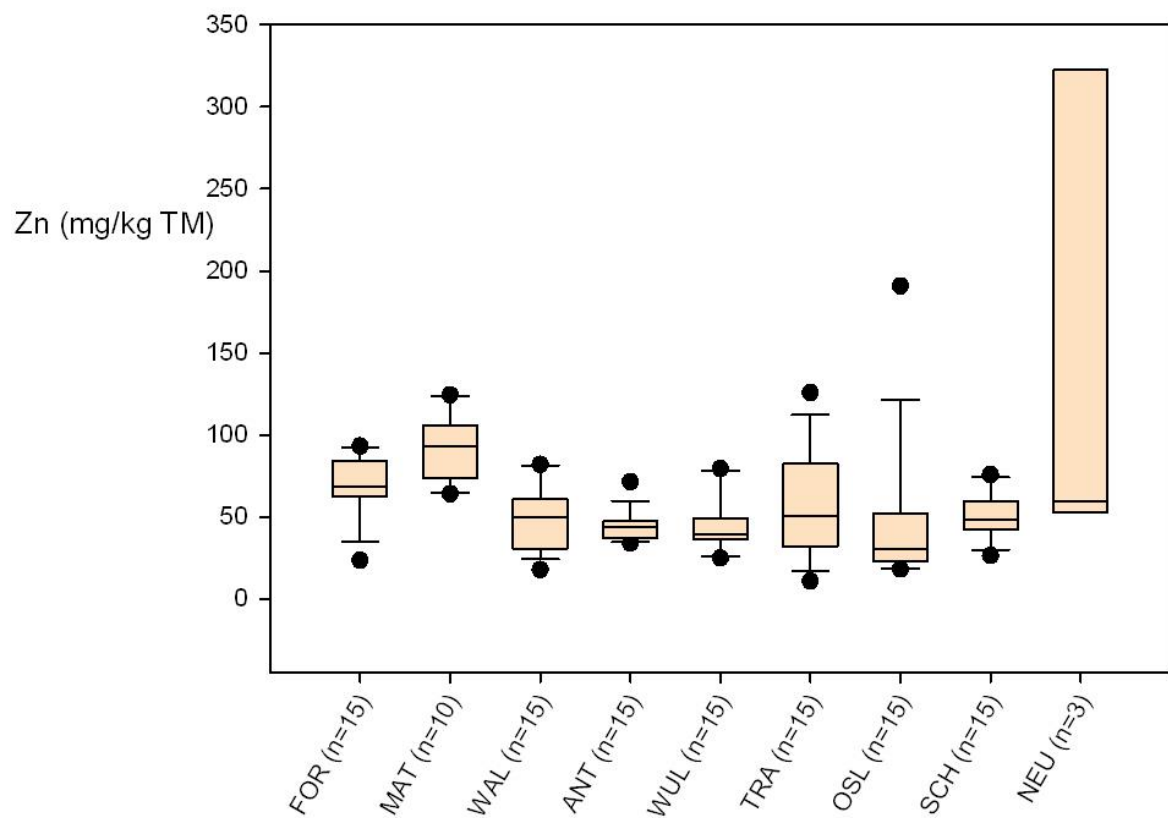


Abbildung 47: Zn- Gehalte im Sediment (TM) an den Probennahmestellen FOR-NEU

3.2.1.9. Organischer Anteil (%) im Sediment

Der organische Anteil (%) in den entnommenen Sedimentproben lag zwischen 0,56 und 53,5 %.

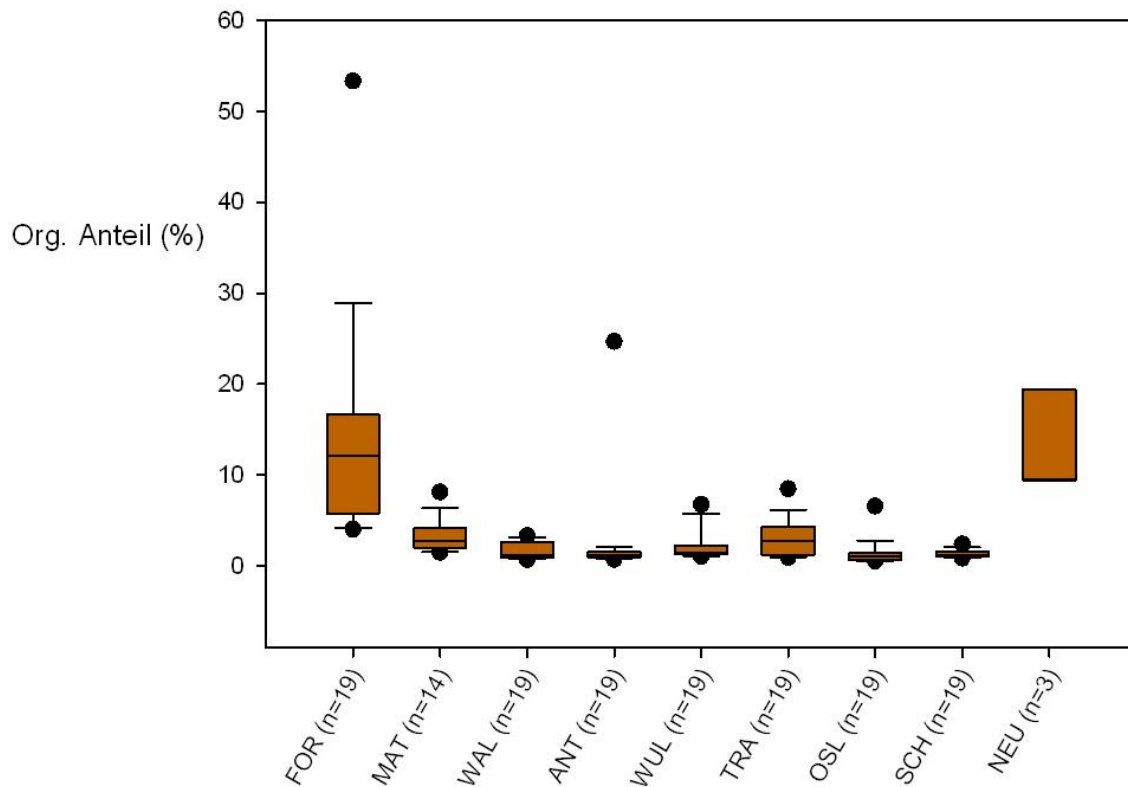


Abbildung 48: Organischer Anteil (%) im Sediment an den Probennahmestellen FOR-NEU

3.3. Biofilm und submerse Wasserpflanzen

Tabelle 11 und Tabelle 12 zeigen die gemessenen Schwermetallgehalte der Biofilmproben und Proben submerser Wasserpflanzen als Mittelwerte mit Standardabweichung an den Probennahmestellen FOR-NEU.

	Pb (mg/kg TM)	Cd (mg/kg TM)	Cr (mg/kg TM)	Cu (mg/kg TM)
FOR Biofilm1	9,81 ± 7,68	1,46 ± 0,62	23,6 ± 16,1	18,1 ± 14,3
FOR <i>E. speciosum</i>	4,52 ± 2,24	0,93 ± 0,81	10,2 ± 4,15	5,66 ± 1,82
MAT <i>E. speciosum</i>	15,1 ± 3,02	0,50 ± 0,15	24,5 ± 6,09	22,2 ± 4,14
WAL Biofilm 1	9,45 ± 4,06	0,63 ± 0,66	24,7 ± 13,8	19,6 ± 9,75
ANT Biofilm 1	9,18 ± 4,94	0,92 ± 0,34	23,2 ± 9,16	24,6 ± 10,1
WUL Biofilm 2	16,02 ± 23,24	0,28 ± 0,11	21,0 ± 9,10	11,0 ± 5,52
TRA Biofilm 1	7,84 ± 5,51	0,32 ± 0,28	23,5 ± 14,3	12,5 ± 6,76
OSL Biofilm 1	12,01 ± 2,16	0,39 ± 0,22	29,5 ± 4,20	17,5 ± 2,20
SCH Biofilm 2	4,92 ± 1,85	0,06 ± 0,01	13,4 ± 1,67	7,26 ± 0,53
NEU <i>M. spicatum</i>	2,45 ± 0,31	0,08 ± 0,02	6,62 ± 1,49	6,36 ± 0,65

Tabelle 11: Gehalte der Schwermetalle Pb, Cd, Cr und Cu in Biofilm 1, Biofilm 2, *E. speciosum* und *M. spicatum* als Mittelwerte mit Standardabweichung an den Probennahmestellen FOR (Biofilm 1: n=4; *E. speciosum*: n=6), MAT (n=7), WAL-WUL (n=4), TRA (n=10), OSL (n=5), SCH (n=4) und NEU (n=3)

	Ni (mg/kg TM)	Hg (mg/kg TM)	Ag (mg/kg TM)	Zn (mg/kg TM)
FOR Biofilm1	18,3 ± 9,16	0,090 ± 0,031	0,02 ± 0,01	196 ± 162
FOR <i>E. speciosum</i>	19,2 ± 11,6	0,031 ± 0,021	0,04 ± 0,05	133 ± 106
MAT <i>E. speciosum</i>	28,8 ± 5,74	0,094 ± 0,061	0,05 ± 0,01	178 ± 54,0
WAL Biofilm 1	13,0 ± 5,87	0,056 ± 0,023	0,05 ± 0,02	223 ± 178
ANT Biofilm 1	12,7 ± 4,73	0,052 ± 0,020	0,04 ± 0,02	325 ± 139
WUL Biofilm 2	9,40 ± 4,70	0,035 ± 0,013	0,02 ± 0,002	106 ± 14,3
TRA Biofilm 1	12,2 ± 6,61	0,041 ± 0,030	0,08 ± 0,06	172 ± 145
OSL Biofilm 1	14,8 ± 1,98	0,061 ± 0,006	0,06 ± 0,03	249 ± 115
SCH Biofilm 2	5,00 ± 0,98	0,035 ± 0,016	0,02 ± 0,01	75,7 ± 16,0

Tabelle 12: Gehalte der Schwermetalle Ni, Hg, Ag und Zn in Biofilm 1, Biofilm 2, *E. speciosum* und *M. spicatum* als Mittelwerte mit Standardabweichung an den Probennahmestellen FOR (Biofilm 1: n=4; *E. speciosum*: n=6), MAT (n=7), WAL-WUL (n=4), TRA (n=10), OSL (n=5), SCH (n=4) und NEU (n=3)

3.3.1.1. Pb

Die Gehalte von Blei in den entnommenen Biofilmproben und Proben submerser Wasserpflanzen lagen zwischen 1,77 und 50,7 mg/kg TM.

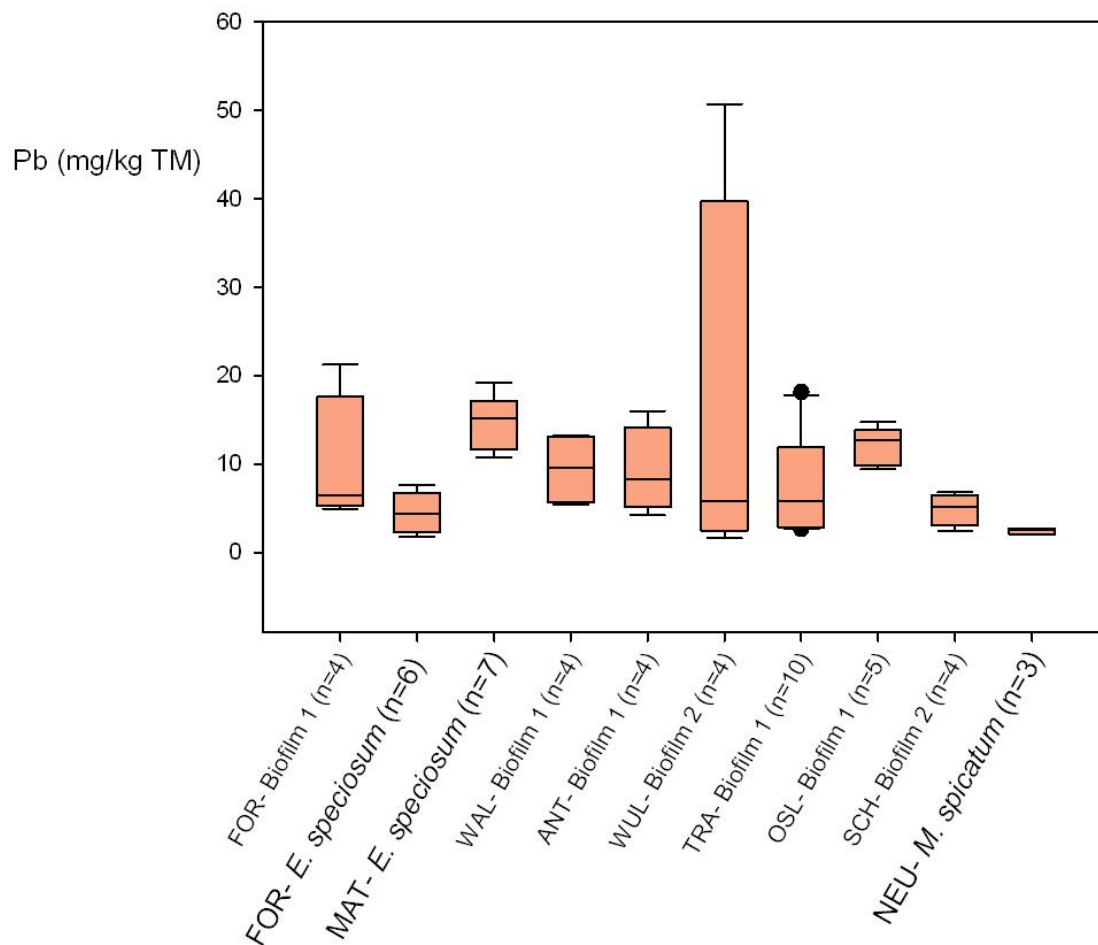


Abbildung 49: Pb- Gehalte in Biofilm und submersen Wasserpflanzen (TM) an den Probennahmestellen FOR-NEU

3.3.1.2. Cd

Die Gehalte von Cadmium in den entnommenen Biofilmpflanzen und Proben submerser Wasserpflanzen lagen zwischen 0,05 und 2,46 mg/kg TM.

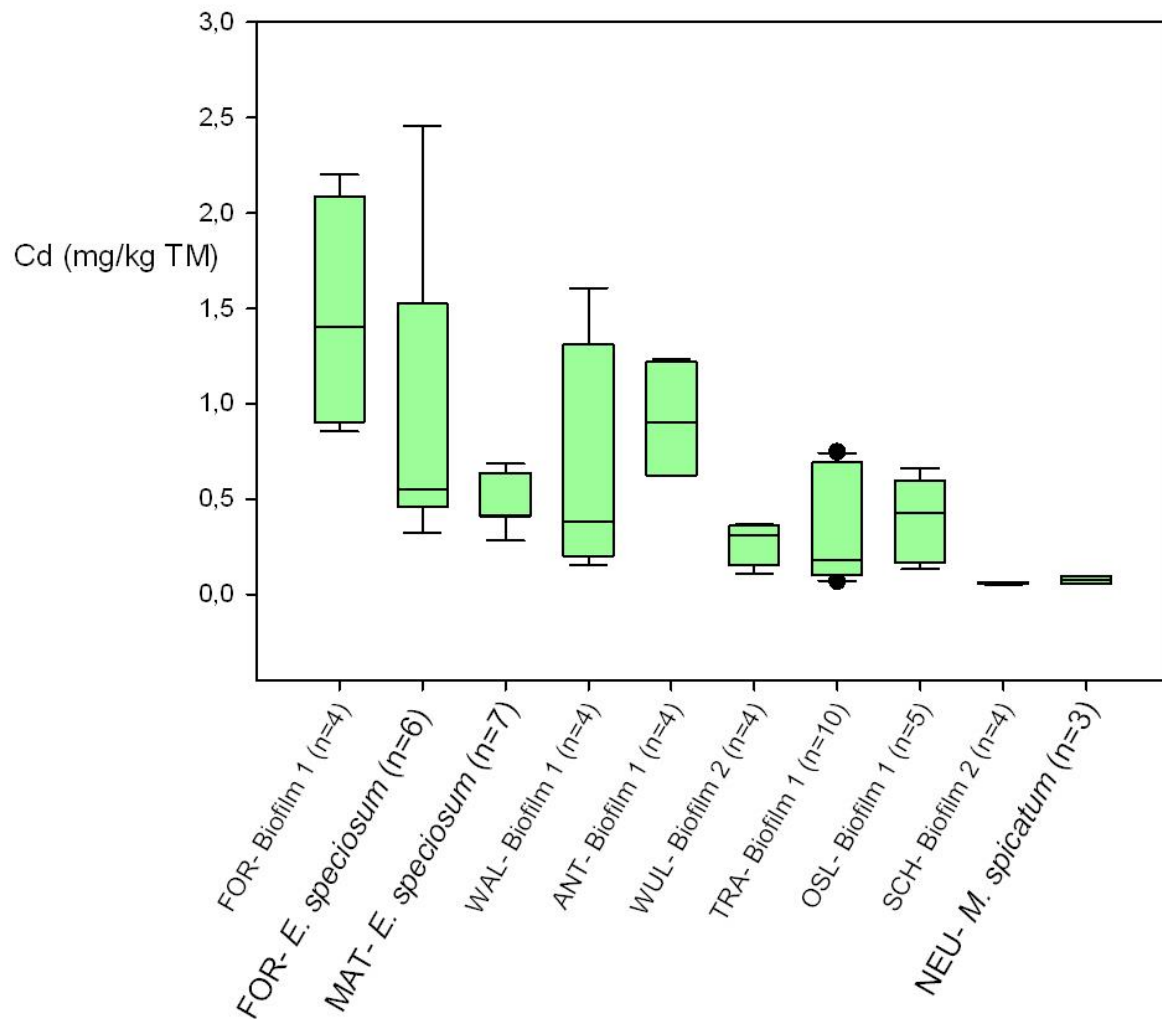


Abbildung 50: Cd- Gehalte in Biofilm und submersen Wasserpflanzen (TM) an den Probennahmestellen FOR-NEU

3.3.1.3. Cr

Die Gehalte von Chrom in den entnommenen Biofilmp Proben und Proben submerser Wasserpflanzen lagen zwischen 5,11 und 53,0 mg/kg TM.

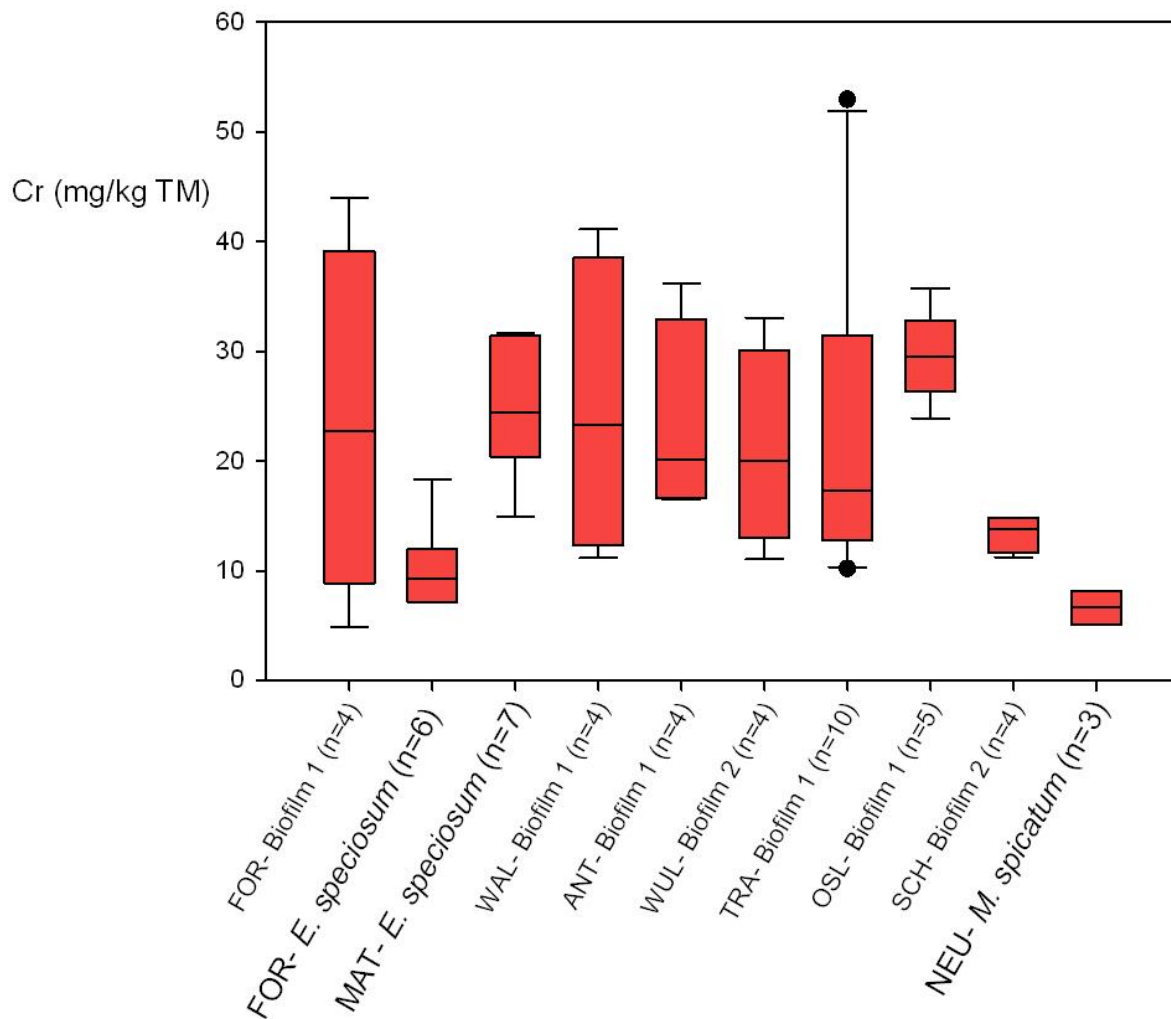


Abbildung 51: Cr- Gehalte in Biofilm und submersen Wasserpflanzen (TM) an den Probennahmestellen FOR-NEU

3.3.1.4. Cu

Die Gehalte von Kupfer in den entnommenen Biofilmproben und Proben submerser Wasserpflanzen lagen zwischen 2,74 und 39,0 mg/kg TM.

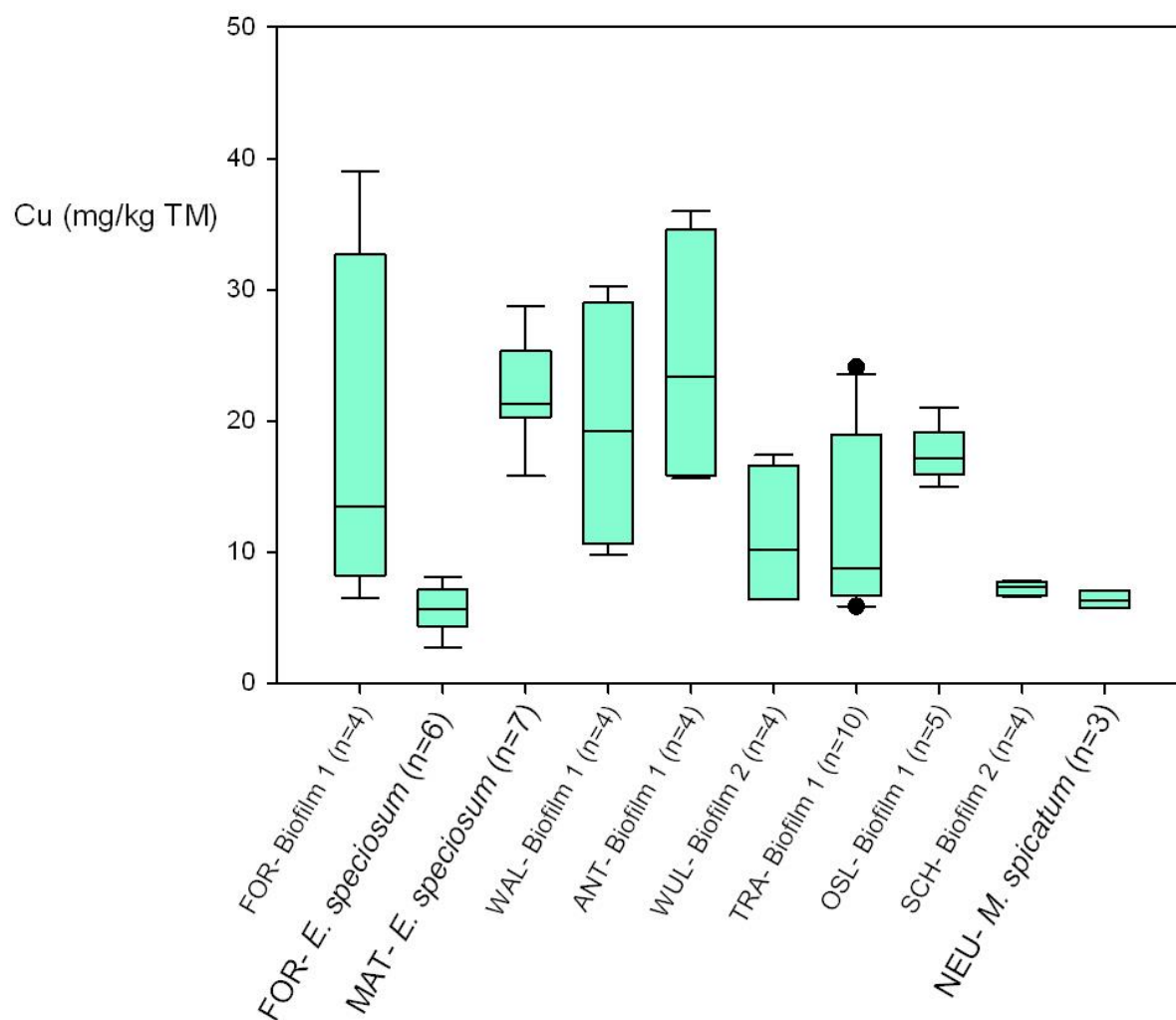


Abbildung 52: Cu- Gehalte in Biofilm und submersen Wasserpflanzen (TM) an den Probennahmestellen FOR-NEU

3.3.1.5. Ni

Die Gehalte von Nickel in den entnommenen Biofilmp Proben und Proben submerser Wasserpflanzen lagen zwischen 6,09 und 49,4 mg/kg TM.

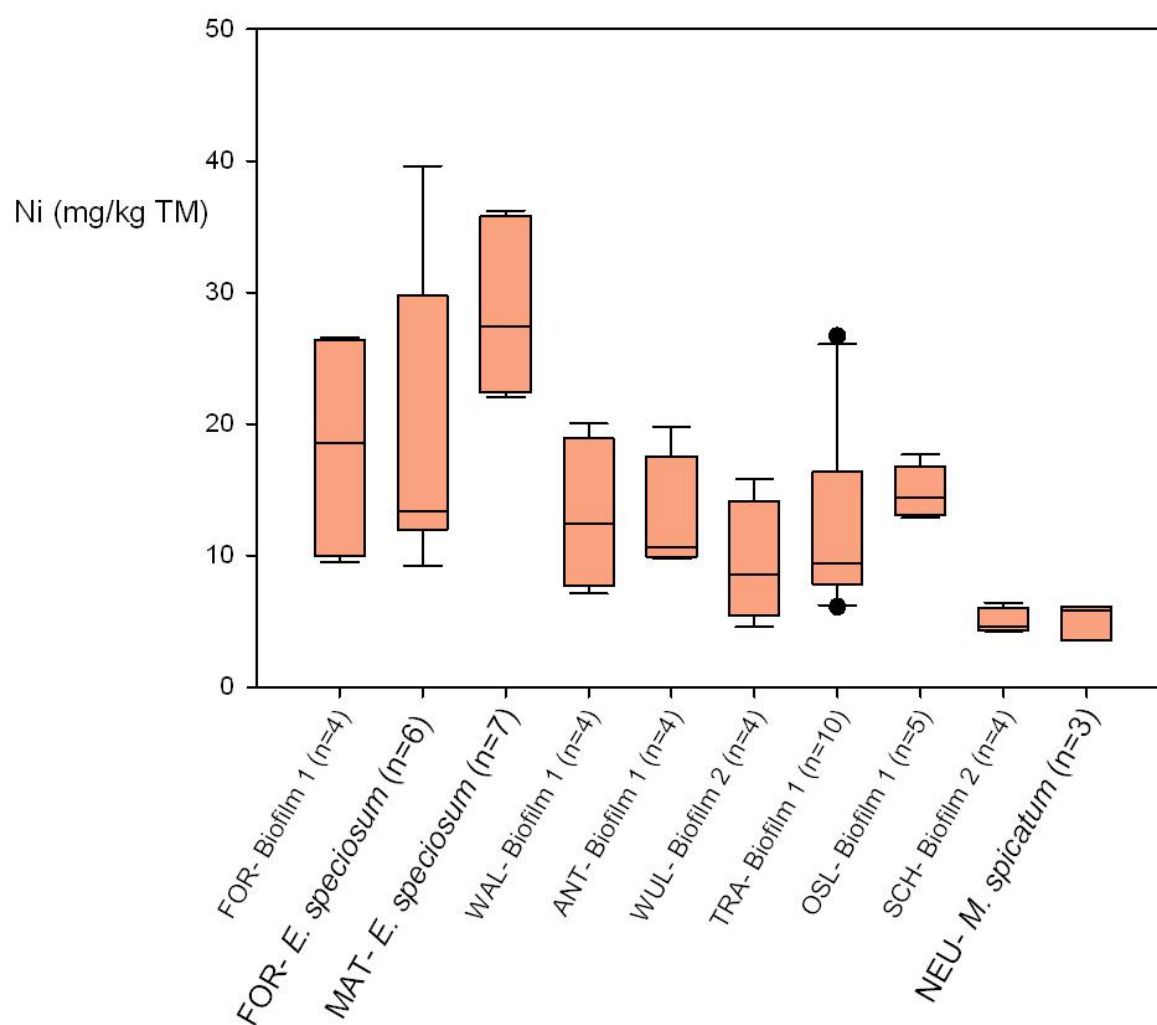


Abbildung 53: Ni- Gehalte in Biofilm und submersen Wasserpflanzen (TM) an den Probennahmestellen FOR-NEU

3.3.1.6. Hg

Die Gehalte von Quecksilber in den entnommenen Biofilmproben und Proben submerser Wasserpflanzen lagen zwischen 0,01 und 0,22 mg/kg TM.

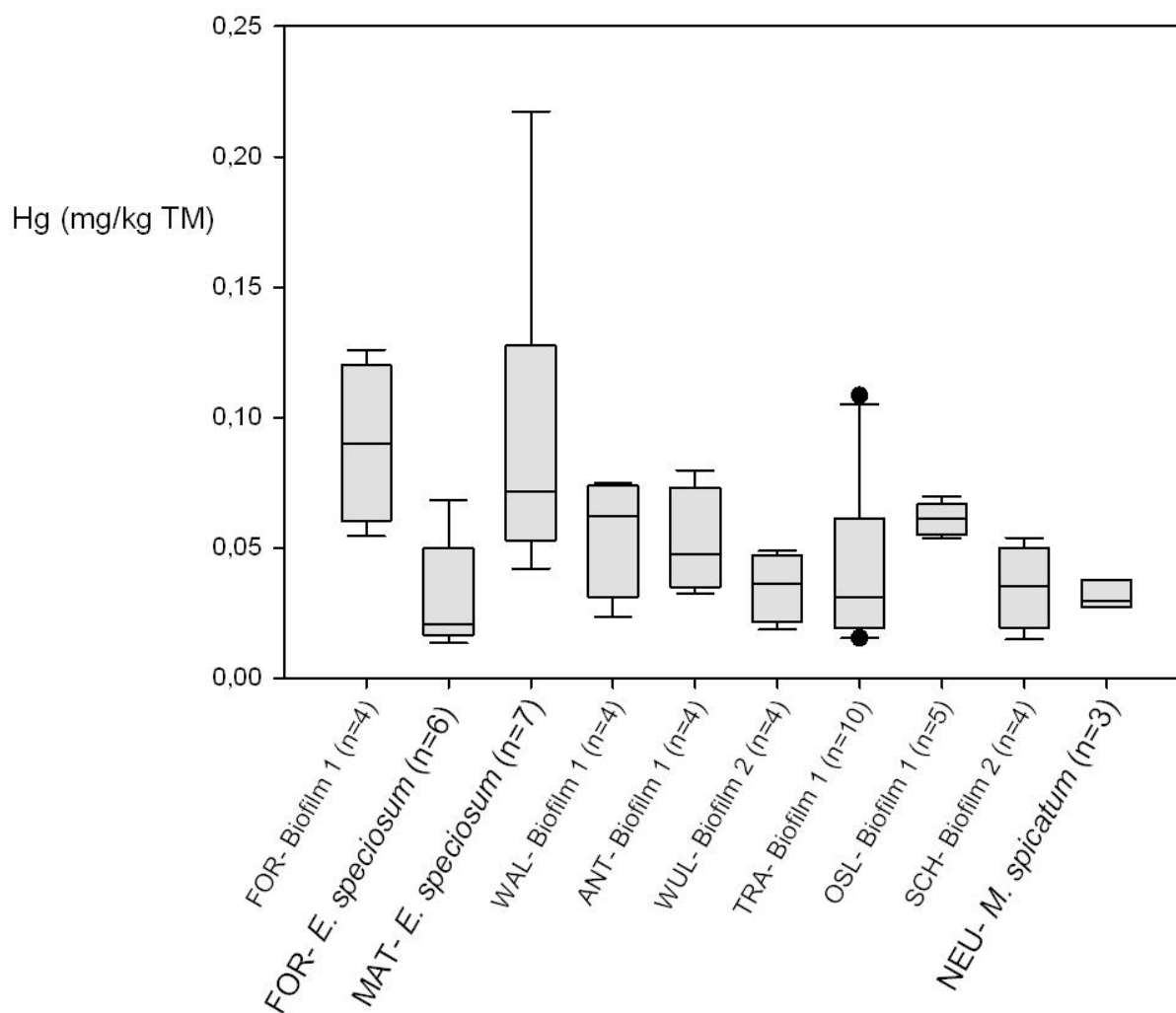


Abbildung 54: Hg- Gehalte in Biofilm und submersen Wasserpflanzen (TM) an den Probennahmestellen FOR-NEU

3.3.1.7. Ag

Die Gehalte von Silber in den entnommenen Biofilmp Proben und Proben submerser Wasserpflanzen lagen zwischen 0,01 und 0,17 mg/kg TM.

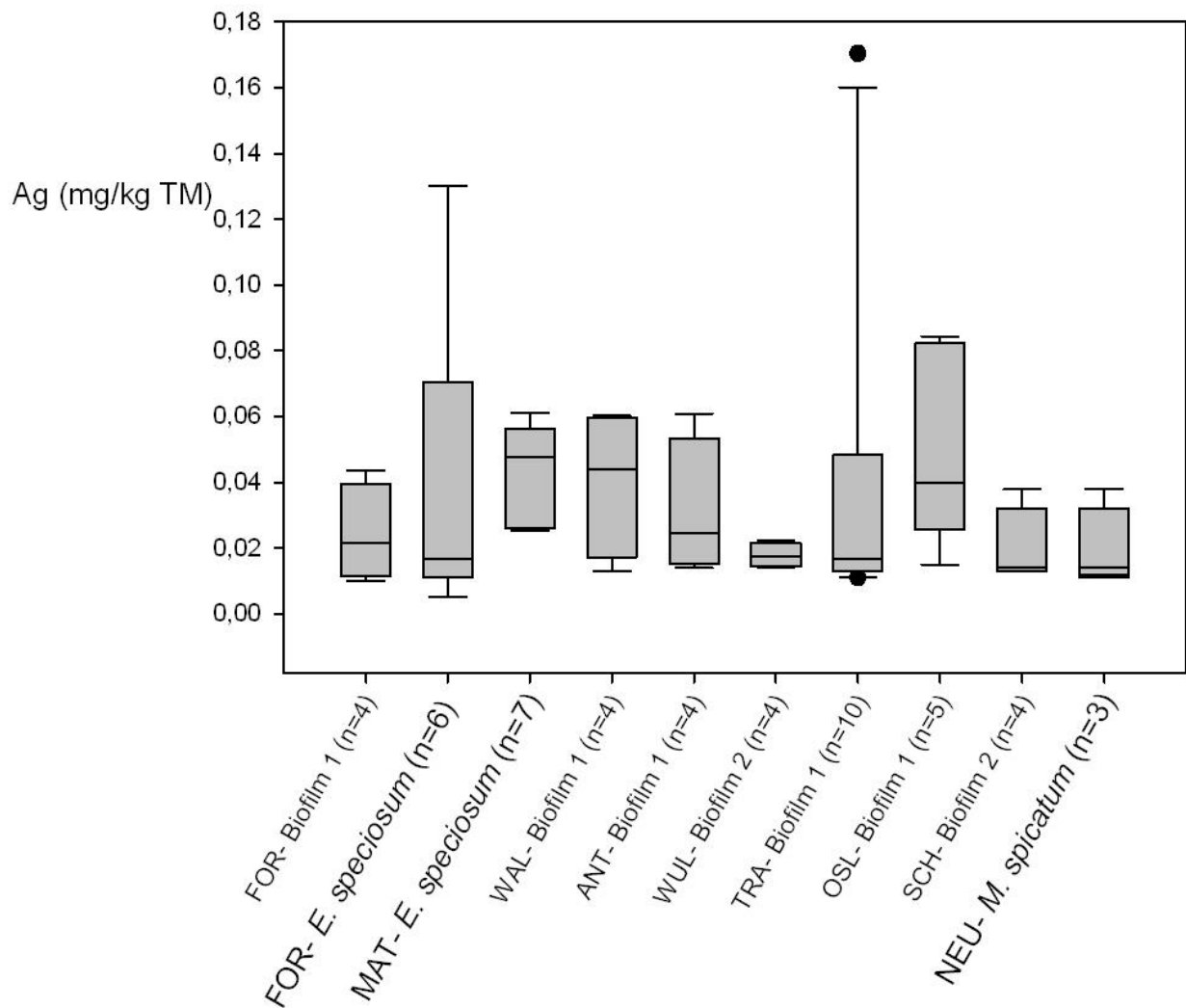


Abbildung 55: Ag- Gehalte in Biofilm und submersen Wasserpflanzen (TM) an den Probennahmestellen FOR-NEU

3.3.1.8. Zn

Die Gehalte von Zink in den entnommenen Biofilmproben und Proben submerser Wasserpflanzen lagen zwischen 30,7 und 503 mg/kg TM.

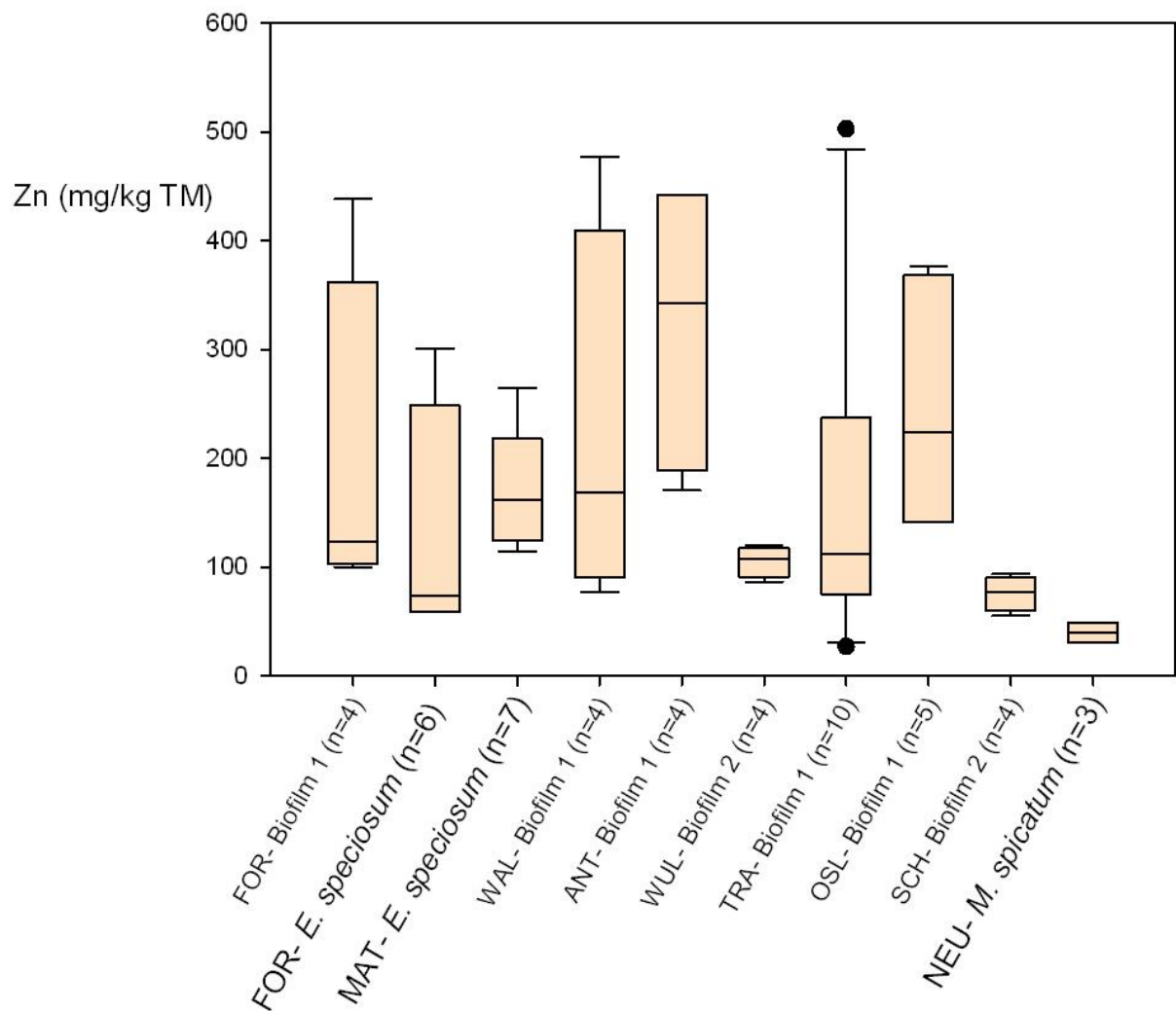


Abbildung 56: Zn- Gehalte in Biofilm und submersen Wasserpflanzen (TM) an den Probennahmestellen FOR-NEU

4. Diskussion

4.1. Wasserproben

Bei der Betrachtung der im Fließgewässer auftretenden Temperaturen war ein Anstieg einerseits entlang des Flussverlaufs und andererseits im Laufe der Probennahmezeit gemäß klimatischer und jahreszeitlicher Bedingungen festzustellen. Mit dem Anstieg der Temperatur konnten abnehmende Sauerstoffkonzentrationen gemessen werden. Konzentrationen von 2 bis 3 mg/l stellen eine Erstickungsgrenze für die meisten Süßwasserfische dar (Galler, 2014). Vergleicht man weiters die gemessenen Werte mit jenen im Kapitel 1.3.2. angeführten benötigten Anforderungen für Karpfen und Forellen, so hat die Wulka ausreichende Sauerstoffkonzentrationen für vergleichbare Organismen aufgewiesen. Speziell in den Sommermonaten stellen jedoch Konzentrationen von 6-7 mg/l eine potentielle Bedrohung dar. Sauerstoffsättigungen zwischen 75-81 % deuteten dabei auf einen erhöhten Sauerstoffverbrauch im Fließgewässer. Die auffällig hohen Sauerstoffkonzentrationen und –sättigungen an der Probennahmestelle NEU zeigen die hohe Produktivität der im Schilfgürtel des Neusiedlersees aufzufindenden Photosynthese betreibenden Organismen.

Die gemessenen pH-Werte zwischen 7,3 und 8,6 und die ermittelten Säurebindungsvermögen von 0,7 bis 6,9 meq/l zeigten ein Hydrogencarbonat-gepuffertes System. Auffällig war der Anstieg des SBV-Wertes zwischen den Probennahmestellen MAT-WAL, der sich ebenfalls in den gemessenen Konzentrationen für Ca^{2+} wiederfinden ließ. Die zunehmende Pufferkapazität an diesem Standort kann so auf Einbringungen des Marzerbachs zurückgeführt werden.

Betrachtet man die Leitfähigkeit im Gewässer, so zeigten Werte von über 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ab der Probennahmestelle WUL ein hohes Maß an gelösten Ionen. Die Boxplot-Darstellung zeigt sprunghafte Anstiege der Leitfähigkeit zwischen den Probennahmestellen MAT-WAL und ANT-WUL, welche auf die Einflüsse des Marzerbachs und Hirmerbachs zurückzuführen sind. Gründe dafür könnten Lösungsvorgänge in den unterschiedlichen geologischen Schichten in den Quellgebieten und der Einfluss einer am Marzerbach angrenzenden Kläranlage sein. Der genaue Ursprung der erhöhten Ionenfracht müsste jedoch genauer untersucht

werden. Die Schwechat weist als vergleichbarer Fluss eine mittlere Leitfähigkeit von 692 $\mu\text{S}/\text{cm}$ auf, was die erhöhte Leitfähigkeit im Wulkawasser verdeutlicht (BMLFUW, Umweltbundesamt, 2012).

Für eine Diskussion der Parameter NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , (Ortho-) PO_4^{3-} und DOC ist der Vergleich mit den vom *Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW)* und vom *Umweltbundesamt Österreich* festgelegten Grenzwerten sinnvoll. In der „Allgemeinen Immissionsverordnung (E-AIV; BMLF, 1995)“ werden die Grenzwerte $c(\text{NO}_3^-) \sim 25 \text{ mg/l}$, $c(\text{NO}_2^-) \sim 0,20 \text{ mg/l}$, $c(\text{NH}_4^+) \sim 0,65 \text{ mg/l}$, $c(\text{o-PO}_4^{3-}) \sim 0,05 \text{ mg/l}$ und $c(\text{DOC}) = 5,5 \text{ mg/l}$ für Fließgewässer festgelegt (BMLFUW, Umweltbundesamt, 2004). Entlang des Flussverlaufs konnte sich ein Anstieg dieser Parameter verzeichnen lassen. Im Falle der Stickstoffspezies NO_3^- , NO_2^- und NH_4^+ wurden ab WUL vereinzelt Werte knapp über diesen festgelegten Grenzwerten gemessen. Dieses Überschreiten verdeutlicht den Einfluss der intensiv betriebenen Landwirtschaft speziell ab dem Mittellauf der Wulka. Der in den Boxplots ersichtliche an den letzten Probennahmestellen abfallende Verlauf von NO_3^- und NO_2^- kann durch Prozesse der Denitrifikation erklärt werden, was anhand der Konzentration von Ammonium nachverfolgt werden kann. Die Konzentrationen an DN zeigen zudem eine abnehmende Tendenz an den letzten beiden Probennahmestellen.

Die Konzentrationen von (Ortho-) PO_4^{3-} liegen an allen Probennahmestellen über dem festgelegten Grenzwert der Immissionsverordnung. Gemäß Schönborn (2003) stellt die Wulka mit Werten über 0,06 mg/l ein belastetes Gewässer mit Orthophosphat dar. Auffällig war der Verlauf an den ersten drei Probennahmestellen. Die Konzentrationen am ersten Standort FOR lagen vereinzelt höher als jene bei MAT und WAL. Dieser Verlauf ließ sich für den DOC-Gehalt ebenfalls erkennen. Koch (1995) führt Phosphat als Indikator für Verschmutzungen fäkalen Ursprungs an. So könnten kommunale Abwässer für eine Verschmutzung der Wulka sorgen. An der Probennahmestelle NEU wurden die höchsten Werte für Orthophosphat gemessen. Dieser Befund deckt sich mit den von Neuhuber et al. (1979) angeführten Untersuchungen in den Jahren 1972 und 1975, die auf eine Belastung mit Abwässern und Phosphat speziell an der Wulkamündung hinweisen. So ergaben Messungen in den Monaten März, April und Juli im Jahr 1975 Konzentrationen an o- PO_4^{3-} von $\approx 0,10 \text{ mg/l}$, $\approx 0,16 \text{ mg/l}$ und $0,06 \text{ mg/l}$ (Neuhuber, et al., 1979).

Die Konzentrationen an DOC lagen an den Stellen FOR-SCH zu einem Großteil knapp unter dem festgelegten Grenzwert von 5,5 mg/l. An der Wulkamündung sind Werte oberhalb von 5,5 mg/l aufgetreten, die den natürlich hohen Werten des Neusiedlersees entsprechen (Löffler, 1979; Jirsa, et al., 2014). Einmalig wurde eine Konzentration von 8,0 mg/l an der Probennahmestelle SCH gemessen, was auf anthropogene Einflüsse hindeutet. DOC-Konzentrationen nahe unterhalb und die einmalige Überschreitung des Grenzwerts von 5,5 mg/l verdeutlichen das hohe Maß an gelösten organischen Verbindungen, die im Wulkawasser geführt wurden.

Die sprunghaft ansteigenden Sulfatkonzentrationen an den Probennahmestellen WAL und WUL verdeutlichen die Einflüsse des Marzerbachs und des Hirmerbachs. So korrelieren am Standort WAL ansteigende Sulfatkonzentrationen mit ansteigenden Calciumkonzentrationen, was auf Lösungsvorgänge von CaSO_4 aus gipshaltigen Gesteinsschichten im Marzerbach hinweist. An der Stelle WUL korreliert der Anstieg von Sulfat mit jenem von Magnesium, was auf landwirtschaftliche Einbringungen von Mineräldüngern in den Hirmerbach zurückgeführt werden könnte.

Der „Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME)“ schlägt in den „Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life“ Chlorid-Grenzwerte für Kurzzeit- und Langzeitbelastungen mit $c(\text{Cl}^-) = 640 \text{ mg/l}$ und $c(\text{Cl}^-) = 120 \text{ mg/l}$ vor (CCME, 2014). Die an der Wulka vereinzelt gemessenen Höchstwerte lagen zwischen 120 und 140 mg/l. Somit ist von keiner Belastung des Fließgewässers zumindest während der Zeit der Probennahme, mit Chlorid auszugehen.

Die Europäische Union definiert eine zulässige Höchstkonzentration in Oberflächenwässern von gelöstem Quecksilber von 0,07 µg/l. Im Jahresdurchschnitt dürfen 0,05 µg/l nicht überschritten werden (EU-Richtlinie 2008/105/EG, 2008). Da beide Grenzwerte unterhalb der Nachweisgrenze der verwendeten Methode der CV-AAS liegen, kann keine eindeutige Einschätzung über die Belastung des Wulkawassers mit gelöstem Quecksilber getroffen werden. Da sämtliche gemessenen Konzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze von 0,1 µg/l lagen, wird jedoch von keiner signifikanten Belastung ausgegangen.

Die Einstufung des Naturschutzbundes Burgenland (2011) der Wulka unter die saprobiologischen Gewässergüteklassen II bis III kann somit mit den oben geschilderten Belastungen mit Nährstoffen ergänzt werden.

4.2. Sediment

Zur Bewertung der im Sediment ermittelten Schwermetallgehalte stellt der *Geoakkumulationsindex nach Müller (1979)* eine geeignete Referenz dar. In diesem Index wird eine Bewertung der Sedimentqualität mit den Kategorien „Österreichweite Hintergrund-Werte, praktisch unbelastet, unbelastet bis mäßig belastet, mäßig belastet, mäßig bis stark belastet, stark bis übermäßig belastet und übermäßig belastet“ getroffen (BMLFUW, Umweltbundesamt, 2003).

4.2.1. Schwermetalle

Der Großteil der gemessenen Bleigehalte ($n=118$) in den Sedimentproben lagen unterhalb der Obergrenze des österreichischen Backgrounds (36 mg/kg). Vereinzelt sind erhöhte Werte an den Probennahmestellen WAL (83 mg/kg TM) und WUL (86 mg/kg TM) aufgetreten, welche als „unbelastet bis mäßig belastet“ (Werte im Bereich $48 < x \leq 96$ mg/kg) einzustufen sind. Diese Werte deuten auf einen anthropogenen Eintrag von Pb ins Gewässer hin. Weitere Untersuchungen müssten angestellt werden, um auf eine Belastung mit dem Schwermetall Pb schließen zu können.

Der Großteil der Cd- Gehalte ($n=118$) haben sich unterhalb der Obergrenze des österreichischen Backgrounds (0,5 mg/kg) befunden. Zwei einzelne Messwerte an den Probennahmestellen ANT und WUL haben zwar diesen Grenzwert überschritten, können jedoch nach dem Geoakkumulationsindex als „praktisch unbelastet“ (Werte im Bereich $0,5 < x \leq 0,75$ mg/kg) eingestuft werden. Somit konnte keine Belastung mit dem Schwermetall Cd aufgewiesen werden.

Die gemessenen Werte für Cr ($n=118$) haben größtenteils dem österreichischen Background (Werte bis 39 mg/kg) entsprochen. Der größte einmalig erhaltene Messwert war an der Probennahmestelle WAL mit 66 mg/kg TM zu vernehmen, welcher als „unbelastet bis mäßig belastet“ (Werte im Bereich $53 < x \leq 106$ mg/kg) einzustufen ist. NEU hat den größten Mittelwert mit 46,6 mg/kg TM aufgewiesen. Weitere Analysen könnten aufzeigen, ob die Werte geogen sind, oder vielleicht doch eine leichte anthropogene Chrombelastung im Sediment vorliegt.

Die bei der Analyse der Sedimentproben erhaltenen Gehalte an Cu (n=118) haben sich im österreichischen Background (Werte ≤ 40 mg/kg) befunden. Ein einziger Messwert am Standort MAT (80 mg/kg TM) kann als „unbelastet bis mäßig belastet“ (Werte im Bereich $53 < x \leq 106$ mg/kg) eingestuft werden.

Die gemessenen Werte von Ni (n=118) im Sediment lagen allesamt unter dem als Obergrenze für die Hintergrundkonzentration von 36 mg/kg angegebenen Wert.

Die in den Sedimentproben enthaltenen Hg- Gehalte (n=150) haben größtenteils dem österreichischen Background (Werte bis 0,22 mg/kg) entsprochen. Lediglich ein Messwert an der Probennahmestelle WAL lag mit 0,334 mg/kg TM über dem Grenzwert des Hintergrunds und kann als „unbelastet bis mäßig belastet“ (Werte im Bereich $0,29 < x \leq 0,58$ mg/kg) eingestuft werden. Aufgrund der analysierten Proben ist von keiner starken anthropogenen Belastung des Sediments mit dem Schwermetall Quecksilber auszugehen, der punktuell erhöhte Wert lässt sich durch lokale Verschmutzungen erklären.

In der „Canadian Sediment Quality Guideline Value for the Protection of Aquatic Life“ wird ein Grenzwert für Ag im Sediment von 1 mg/kg angegeben (O'Neill, et al., 2015). MacDonald et al. (1996) beschreiben die Festlegung auf einen „threshold-effect-level“ von 0,73 mg/kg, der ein „hohes Maß an Schutz“ gewährleisten soll. Unterhalb dieser Konzentration treten „selten negative Effekte“ für aquatische Organismen auf (MacDonald, et al., 1996). Sämtliche ermittelten Gehalte von Silber in den entnommenen Sedimentproben (n=118) lagen unterhalb dieser beiden Grenzwerte.

Die analysierten Sedimentproben haben Zn- Gehalte (n=118) unterhalb des Grenzwertes des österreichischen Backgrounds (124 mg/kg) aufgewiesen. Lediglich ein Messwert an der Wulkamündung (NEU) hat eine mäßige Belastung mit einem Wert von 322 mg/kg aufgezeigt. Aufgrund der geringen Stichprobenzahl ist jedoch keine eindeutige Aussage über eine „mäßige Belastung“ dem *Geoakkumulationsindex nach Müller* entsprechend möglich.

Neben der Einordnung der erhaltenen Schwermetallgehalte gemäß des *Geoakkumulationsindex nach Müller* ist der Vergleich mit Untersuchungen vergleichbarer und belasteter Fließgewässer sinnvoll. Kopp (2013) führte

Schwermetalluntersuchungen an der Schwechat durch. Dabei konnten Gehalte an Pb: 7-33 mg/kg TM, Cu: 11-76 mg/kg TM, Cd: 0,06-0,41 mg/kg TM, Ni: 6,4-22,6 mg/kg TM, Cr: 15-51 mg/kg TM ermittelt werden. Das Sediment der Schwechat kann somit im Bezug auf diese Metalle als unbelastet eingestuft werden (Kopp, 2013). Im Vergleich überschreiten einzelne Messerwerte von Pb, Cu, Ni und Cr im Wulkasediment jene Werte der Schwechat, was auf einen anthropogenen Eintrag hinweist. Eventuelle Belastungen müsste jedoch in weiterführenden Untersuchungen ermittelt werden.

Der Korotoa-Fluss in Bangladesch als Beispiel eines von vielen belasteten Fließgewässern weltweit weist aufgrund von urbanen Einflüssen und der Einleitung unbehandelter industrieller Abwässer Mittelwerte an Sedimentschwermetallgehalten von Cr: 118 ± 50 ; Ni: 103 ± 43 ; Cu: 82 ± 26 ; Cd: $1,5 \pm 0,77$; Pb: 63 ± 16 mg/kg TM auf (Islama, et al., 2015). Die erhaltenen Mittelwerte der Wulkasedimente liegen deutlich unter jenen des Korotoa-Flusses. O'Neill et al. (2015) führten Sedimentuntersuchungen am Shannon-Fluss in der Nähe von Galway, Irland, durch. Die Silberkonzentrationen reichten dabei von 0,1 bis 10 mg/kg welche auf eine im Jahr 1974 aufgelassene Miene zurückzuführen ist.

4.2.1.1. Organischer Anteil (%)

Die Probennahmestellen FOR und NEU haben jene Sedimentproben mit dem größten Anteil organischer Verbindungen aufgewiesen.

Betrachtet man die Abhängigkeit Schwermetallgehalte in Abhängigkeit des organischen Anteils (%), so ergeben sich für Cd und Hg trotz der Streuung der Messwerte sichtlich positive Korrelationen.

Schwermetalle in der Wulka, Burgenland

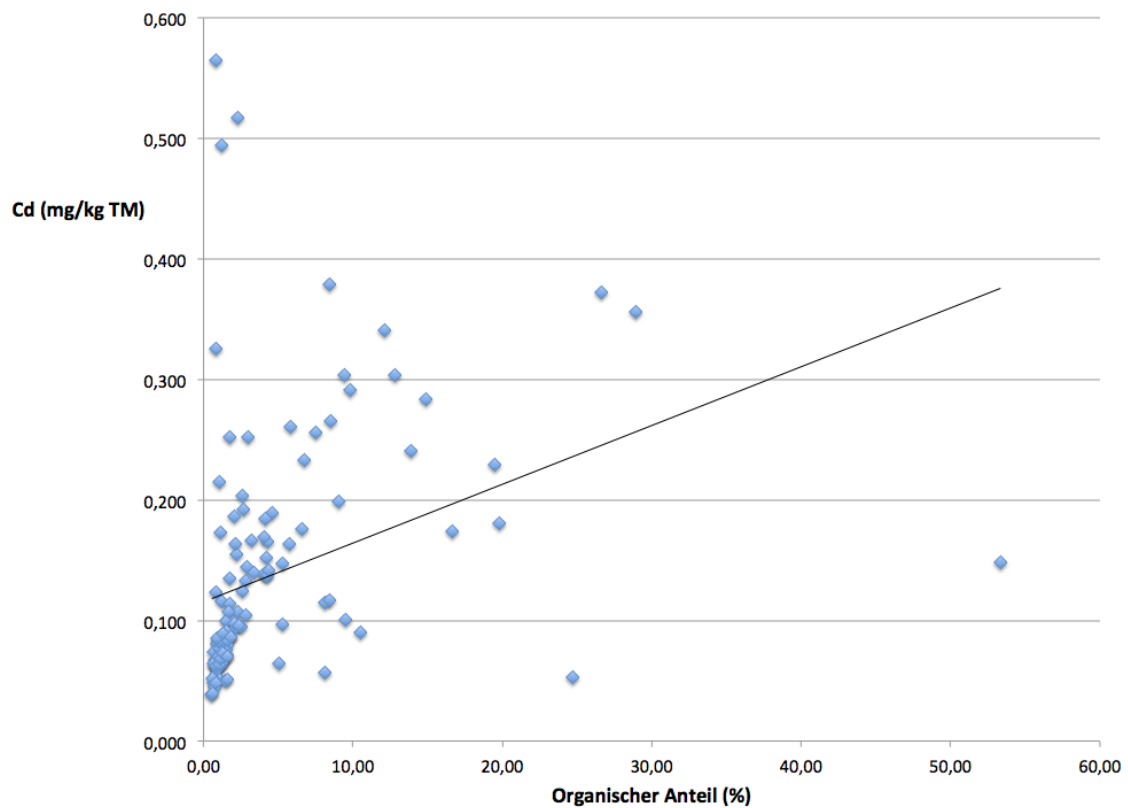


Abbildung 57: Cd- Gehalte im Sediment in Abhängigkeit des organischen Anteils (%) an den neun untersuchten Probennahmestellen FOR-NEU (n=118)

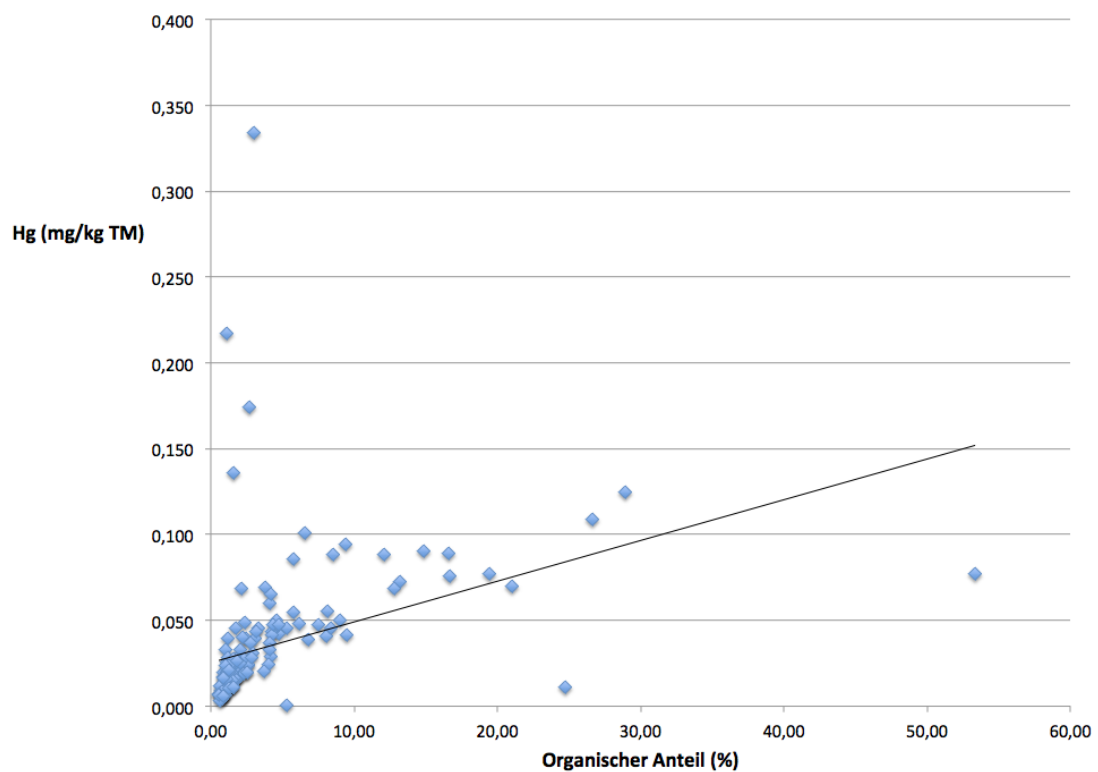


Abbildung 58: Hg- Gehalte im Sediment in Abhängigkeit des organischen Anteils (%) an den neun untersuchten Probennahmestellen FOR-NEU (n=150)

4.3. Biofilm und submerse Wasserpflanzen

4.3.1. Schwermetalle

Die Schwermetallgehalte der entnommenen Biofilmproben und Proben submerser Wasserpflanzen geben zusätzlich zu den Ergebnissen der Sedimentproben einen Einblick in die Verteilung von Schwermetallen im Ökosystem der Wulka.

Farag et al. (2007) konnten anhand von Untersuchungen am Boulder River (Montana, USA) zeigen, dass Biofilme tendenziell höhere Gehalte an Schwermetallen aufweisen als Sediment. Dabei sind erhöhte Konzentrationen nicht zwingend auf eine erhöhte Momentanbelastung zurückzuführen. Algen und Mikroorganismen als Bestandteile von Biofilm sind vielmehr in der Lage Schwermetalle zu akkumulieren und diese für längere Zeit zurückzuhalten. Diese Tendenz kann jedoch aufgrund der unterschiedlichen Aufnahmemechanismen nicht für sämtliche Schwermetalle verallgemeinert werden. Bei der Betrachtung von Pb sind beispielsweise tendenziell höhere Konzentrationen in Sediment als in Biofilm aufzufinden (Farag, et al., 2007). Holding et al. (2003) untersuchten ebenfalls die Korrelation zwischen Schwermetallgehalte in Sediment und Biofilm in den Flüssen Dove, Churnet und Manifold (Staffordshire, England). Es konnte gezeigt werden, dass die Konzentrationen von Cd, Cu und Zn in Biofilm mit steigenden Konzentrationen dieser Schwermetalle im Sediment zunehmen (Cd: $R^3=0.57$; Cu: $R=0.86$; Zn: $R=0.60$). Für Pb hingegen konnte dieser Zusammenhang nicht gezeigt werden (Holding, et al., 2003). Die Biokonzentration in Biofilm spielt damit eine entscheidende Rolle für die Aufnahme diverser Schwermetalle entlang der Nahrungskette (Farag, et al., 2007).

So haben sich im Vergleich Sediment-Biofilm/submerse Wasserpflanzen Unterschiede im Akkumulationsverhalten der einzelnen Schwermetalle an den beprobten Standorten der Wulka gezeigt. Bei genauerer Betrachtung der vorliegenden Daten wiesen Biofilm und submerse Wasserpflanzen im Vergleich mit

³ R...Korrelationskoeffizient

den Ergebnissen der Sedimentproben tendenziell höhere Gehalte an Cd, Cr, Cu, Hg, Ag, und Zn an den jeweiligen Standorten auf. Pb und Ni bildeten Ausnahmen. Auffällig ist die erhöhte Aufnahme von Zn. So hatte Biofilm 1 am Standort ANT im Mittel eine bis zu 7-fach größere Konzentration im Vergleich zu den Sedimentproben aufgewiesen. Im Mittel zeigten Biofilm 1 4,7-fache, Biofilm 2 2-fache, *E. speciosum* 1,9-fache und *M. spicatum* 0,3-fache Zn- Gehalte auf. Ancion et al. (2013) konnten dies anhand der Untersuchung an 23 Probennahmestellen an Flüssen in der Region um Auckland (Neuseeland) ebenfalls zeigen. Die Schwermetallgehalte von Zn wurden in Sediment und Biofilm untersucht und verglichen. Dabei war im Durchschnitt eine 3,3-fache Konzentration an Zn in Biofilm feststellbar (mit 10,9 als größtes Verhältnis). Wiederum konnte der Zusammenhang mit Pb nicht gezeigt werden (siehe oben) (Ancion, et al., 2013).

Anhand der ermittelten Daten zur Verteilung von Quecksilber in Wasser, Sediment, Biofilm und submersen Wasserpflanzen kann auf die Rolle der Wulka in Bezug auf erhöhte Quecksilberwerte im Neusiedlersee geschlossen werden:

Jirsa et al. (2014) konnten bei Sedimentuntersuchungen Quecksilbergehalte zwischen 0,025 und 0,113 mg/kg TM im Neusiedlersee ermitteln. Die untersuchten submersen Wasserpflanzen *Potamogeton pectinatus* und *Myriophyllum spicatum* wiesen dabei unerwartet hohe Mittelwerte von $0,245 \pm 0,152$ und $0,298 \pm 0,115$ mg/kg TM auf (Jirsa, et al., 2014). Die Wulkasedimente haben Quecksilbergehalte im Bereich des österreichischen Backgrounds aufgewiesen. 90% der ermittelten Konzentrationen der entnommenen Proben in Biofilm 1, Biofilm 2, *E. speciosum* noch in *M.* lagen unterhalb von 0,100 mg/kg TM (n=51). Zudem konnten keine Quecksilberkonzentrationen $>0,1 \mu\text{g/l}$ im Wulkawasser ermittelt werden. Aufgrund der Untersuchungen von Wasser, Sediment und der genannten Wasserorganismen kann die Wulka als Belastungsquelle des Neusiedlersees mit Quecksilber ausgeschlossen werden.

Die Betrachtung der ersten Probennahmestelle FOR gibt weiters einen Hinweis auf das unterschiedliche Akkumulationsverhalten der Proben Biofilm 1 und *E. speciosum*. So scheint Biofilm 1 (mit der Ausnahme der Schwermetalle Ni und Ag) an FOR bei Betrachtung der erhaltenen Mittelwerte ein höheres

Akkumulationsverhalten aufzuweisen. Weitere Untersuchungen müssten an dieser Stelle jedoch durchgeführt werden, um eine eindeutige Aussage tätigen zu können.

Abschließend kann ein Vergleich der Schwermetallgehalte der Wulka in Biofilm mit den Untersuchungen von Kopp (2013) an der Schwechat angestellt werden. Dabei wurden Gehalte an Pb: 4-18 mg/kg TM, Cu: 14-38 4-18 mg/kg TM, Cd: 0,07-0,49 mg/kg TM, Ni: 6-42 mg/kg TM und Cr: 10-99 mg/kg TM ermittelt. Die Biofilmproben der Wulka weisen für die Metalle Pb (1,77-50,7 mg/kg TM) und Cd (0,05-2,46 mg/kg TM) höhere Konzentrationen auf, was wiederum auf anthropogene Einträge hinweist.

4.4. Conclusio

Die Wulka stellt gemäß der Einstufung des *Naturschutzbundes Burgenlands* mit der Gewässergüteklassen II bis III und der in dieser Arbeit gesammelten Daten in den Monaten April bis Juli 2015 ein mit Nährstoffen belastetes Gewässer dar. Die Überschreitung gesetzlich festgelegter Grenzwerte bestimmter Parameter gemäß der „Allgemeinen Immissionsverordnung (1995)“ und die zum Teil erhöhten Nährstoffkonzentrationen nahe der oben erläuterten Grenzwerte lassen auf signifikante anthropogene Einflüsse schließen. Die erhaltenen Daten zeigen eine mögliche Belastung mit Abwässern, Einbringungen der Zubringer *Marzerbach* und *Hirmerbach* und die erhöhten Einbringungen der intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen entlang der Wulka.

Die Ergebnisse der Schwermetallgehalte der entnommenen Sedimentproben befinden sich zu einem Großteil im Bereich des Österreichischen Backgrounds. Einzelne erhöhte Werte, die gemäß des *Akkumulationsindex nach Müller* eine „mäßige Belastung“ zeigten, weisen auf lokale anthropogene Einträge hin. Die erhöhten Schwermetallkonzentrationen in Biofilmproben und Proben submerser Wasserpflanzen weisen weiters im Vergleich zu jenen im Sediment auf längere Retentionszeiten, auf atmosphärische Depositionen und auf mögliche lokale anthropogene Einträge hin. Weitere Untersuchungen müssten jedoch durchgeführt werden, um den Belastungsgrad dieser Einträge einschätzen zu können.

Aufgrund der geringen Konzentrationen von Quecksilber in Sediment, Biofilm, submerser Wasserpflanzen und Wasser kann die Wulka als Ursache für erhöhte

Konzentrationen in diversen submersen Wasserpflanzen und Fischen des Neusiedlersees ausgeschlossen werden.

5. Literaturverzeichnis

- *Reinholdungsverband Region Neusiedlersee See-Westufer*. (2013). Abgerufen am 1. 12 2015 von <http://www.rhv-nsw.at/wasserwerte/>
- *www.burgenland.at*. (2014). Abgerufen am 21. 12 2015 von <http://www.burgenland.at/land-politik-verwaltung/land/>
- Alloway, B. J. (Hrsg.). (1999). *Schwermetalle in Böden*. Berlin Heidelberg: Springer- Verlag.
- Amirbahman, A., & Fernandez, I. J. (2012). The Role of Soils in Storage and Cycling Mercury. In M. S. Bank (Hrsg.), *Mercury in the Environment- Pattern and Process* (S. 99-119). Berkeley and Los Angeles, California: University of California Press.
- Ancion, P.-Y., Lear, G., Dopheide, A., & Lewis, G. D. (2013). Metal concentrations in stream biofilm and sediments and their potential to explain biofilm microbial community structure . *Environmental Pollution*(173), 117-124 .
- Anderson, R. (1981). *Science of The Total Environment*, 17, 13-29.
- Andren, A., & Nriagu, J. O. (1979). In: *Nriagu JO (Hrsg) The Biogeochemistry of Mercury in the Environment*. Amsterdam: Elsevier.
- Atkins, P. W., & Paula, J. d. (2013). *Physikalische Chemie* . Weinheim: Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA.
- Beckett, R., & Brown, D. (1984). The control of cadmium uptake in the lichen genus *Peltigera*. (O. U. Press, Hrsg.) *Journal of Experimental Botany*, 35, 1071-1082.
- Bennet, H. (Hrsg.). (1986). *Concise Chemical and Technical Dictionary* (Bd. 4th enlarged ed.). London: Edward Arnold.
- Berg, J. M., Tymoczko, J. L., & Stryer, L. (2007). *Biochemie*. München: Elsevier GmbH, Spektrum akademischer Verlag.

- Berger, F., & Neuhuber, F. (1979). The hydrochemical problem. In H. Löffler (Hrsg.), *Neusiedlersee: The limnology of a shallow lake in central europe* (S. 89-90). The Hague: Dr. W. Junk bv Publishers.
- Berger, F., & Neuhuber, F. (1979). The hydrochemical problem. In *Neusiedlersee: The limnology of a shallow lake in central europe* (S. 89-90). The Hague: Dr. W. Junk bv Publishers.
- Bianchini, A., Grosell, M., Gregory, S., & Wood, C. (2002). Acute Silver Toxicity in Aquatic Animals Is a Function of Sodium Uptake Rate . *Environmental Science & Technology*(36), 1763-1766.
- Binder, H. H. (1999). *Lexikon der chemischen Elemente*. Stuttgart: S. Hirzel Verlag.
- Bjerrum, N. (1936). *Bjerrum's Inorganic Chemistry* (Bd. 3rd Danish ed). London: Heinemann.
- BMLFUW, Umweltbundesamt . (2003). *Wassergüte in Österreich-Jahresbericht 2002*. Wien.
- BMLFUW, Umweltbundesamt. (2004). *Erhebung der Wassergüte in Österreich*. Wien.
- BMLFUW, Umweltbundesamt. (2012). *Wassergüte in Österreich Jahresbericht 2012*. Abgerufen am 28. 01 2016 von www.bmlfuw.gv.at: https://www.bmlfuw.gv.at/dam/jcr.../Wasserguete-Jahresbericht_2012.pdf
- Bowen, H. (1979). *Environmental Chemistry of the Elements*. London: Academic Press Inc.
- Bradl, H. (2005). *Heavy Metals in the Environment*. Neubrucke: Elsevier Academic Press.
- Bronk, D. A., Lomas, M. W., Glibert, P. M., Schukert, K. J., & Sanderson, M. P. (2000). Total dissolved nitrogen analysis: comparisons between the persulfate, UV and high temperature oxidation methods . *Marine Chemistry*, 163-178.

- Brown, P., Welch, R., & Cary, E. (1987). Nickel: A Micronutrient Essential for Higher Plants. *Plant Physiol.*(85), S. 801-803.
- Buresch, P. (2001). *Wiederherstellung der longitudinalen Durchgängigkeit der Wulka*. Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau; Universität für Bodenkultur Wien, Wien.
- Cammann, K. (2001). *Instrumentelle Analytische Chemie*. Heidelberg Berlin: Spektrum Akademischer Verlag GmbH.
- CCME. (2014). <http://www.ccme.ca/index.html>. (C. C. Environment, Herausgeber) Abgerufen am 14. 02 2016 von <http://sts.ccme.ca/en/index.html>
- Chen, C. Y., Driscoll, C. T., & Kamman, N. C. (2012). Mercury Hotspots in Freshwater Ecosystems. In M. S. Bank (Hrsg.), *Mercury in die Environment- Pattern and Process* (S. 143-167). Berkeley and Los Angeles, California: University of California Press .
- Davies, B. E. (1987). *Hydrobiologia*, 49, 213.
- Dobesch, H., & F., N. (1979). Water balance. In H. Löffler (Hrsg.), *Neusiedlersee: Limnology of a shallow lake in central europe* (S. 79-84). The Hague: Dr. W. Junk bv Publishers.
- Duffus, J. H. (2002). "HEAVY METALS"—A MEANINGLESS TERM? . *Pure and Applied Chemistry*, Vol. 74(No. 5), 793-807.
- Eisler, R. (1986). Chromium Hazards to Fish, Wildlife, and Invertebrates: A Synoptic Review. *Biological Report*, 85 (1.6), 60 pp.
- Eisler, R. (1998). *NICKEL HAZARDS TO FISH, WILDLIFE, AND INVERTEBRATES: A SYNOPTIC REVIEW*. Patuxent Wildlife Research Center U.S. Geological Survey, Laurel.
- Ekvall, L., & Greger, M. (2003). Effects of environmental biomass-producing factors on Cd uptake in two Swedish ecotypes of *Pinus sylvestris*. *Environmental Pollution*, 121, 401-411.

- EU-Richtlinie 2008/105/EG. (24. 12 2008). *RICHTLINIE 2008/105/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES*. Abgerufen am 28. 01 2016 von www.bmlfuw.gv.at: https://www.bmlfuw.gv.at/wasser/wasser-eu-international/eu_wasserrecht/OFG-Qualitaet-RL.html
- Falbe, J., & Regitz, M. (. (1996). *Roempp Chemie Lexikon*. Weinheim: Georg Thieme.
- Farag, A. M., Nimick, D. A., Kimball, B. A., Church, S. E., Harper, D. D., & Brumbaugh, W. G. (2007). Concentrations of Metals in Water, Sediment, Biofilm, Benthic Macroinvertebrates, and Fish in the Boulder River Watershed, Montana, and the Role of Colloids in Metal Uptake . *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*(52), 397–409.
- Fent, K. (2007). *Ökotoxikologie* (Bd. 3. Auflage). Stuttgart - New York: Georg Thieme Verlag.
- Fent, K. (2013). *Ökotoxikologie*. Stuttgart: Georg Thieme Verlag KG.
- Förstner, U., & Wittmann, G. (1979). *Metall pollution in the aquatic environment*. Berlin Heidelberg New York: Springer.
- Galler, J. (2014). *Eutrophierung- Ursachen und Maßnahmen*. Landwirtschaftskammer Salzburg, Salzburg.
- Giefing, C. (09. 08 2010). www.wulka.at. Abgerufen am 30. 11 2015 von <http://wulka.at/einzugsgebiet/>
- Giefing, C. (2010). www.wulka.at. Abgerufen am 28. 09 2015 von www.wulka.at
- Greenhalgh, M., & Ovenden, D. (2010). *Der große Kosmos-Naturführer: Teich-Fluss-See*. Stuttgart: Franckh-Kosmos Verlags-GmbH & Co. KG.
- Guderian, R., & Gunkel, G. (Hrsg.). (2000). *Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie: Aquatische Systeme* (Bd. 3). Berlin Heidelberg New York: Springer.
- Hale, W. G., & Margham, J. P. (Hrsg.). (1988). *Collins Dictionary of Biology*. Glasgow: Collins.

- Harmens, H., Norris, D. A., Koerber, G. R., Buse, A., Eiliv, S., & Rühling, A. (2008). Temporal trends (1990e2000) in the concentration of cadmium, lead and mercury in mosses across Europe . *Environmental Pollution*(151), 368-376.
- Heintz, A., & Reinhardt, G. (1993). *Chemie und Umwelt: Ein Studienbuch für Chemiker, Physiker, Biologen und Geologen*. Friedr. Vieweg & Sohn Verlagsgesellschaft mbH, Braunschweig/Wiesbaden.
- Hodgson, E., Mailman, R. B., & Chambers, J. E. (Hrsg.). (1988). *Macmillan Dictionary of Toxicology*. London: Macmillan.
- Hofmann, T. (2007). *Wanderungen in die Erdgeschichte (22)- Wien, Niederösterreich, Burgenland*. (T. Hofmann, Hrsg.) München: Verlag Dr. Friedrich Pfeil.
- Holding, K., Gil, R., & Carter, J. (2003). The Relationship between Epilithic Periphyton (Biofilm) bound Metals and Metals bound to sediments in Freshwater Systems. *Environmental Geochemistry and Health*(25), 87–93.
- Holister, G., & Porteous, A. (Hrsg.). (1976). *The Environment: A Dictionary of the World Around Us*. London: Arrow.
- Holzner, W., Adler, W., Splechtna, B., & Winter, S. (2015). *Ökologische Flora-Niederösterreichs bunte Pflanzenwelt entdecken und bestimmen*. Schwarzenbek: Cadmos Verlag.
- Hu, S., Hung Tang, C., & Wu, M. (1996). Cadmium accumulation by several seaweeds. *The Science of the Total Environment*, 187, 65-71.
- Islama, M. S., Ahmedc, M. K., Raknuzzamanb, M., Al- Mamunb, M. H., & Islame, M. K. (2015). Heavy metal pollution in surface water and sediment: A preliminary assessment of an urban river in a developing country . *Ecological Indicators* (48), 282–291 .
- Jirsa, F., Pirker, D., Krachler, R., & Keppler, B. (2014). Total Mercury in Sediments, Macrophytes, and Fish from a Shallow Steppe Lake in Eastern Austria . *Chemistry & Biodiversity Vol. 11*, 11, S. 1263-1275.

- John, D. M. (2003). Filamentous and Plantlike Green Algae. In J. D. Wehr, & R. G. Sheath, *Freshwater Algae of North America- Ecology and Classification* (S. 311-349). San Diego (California, USA): Academic Press- Elsevier Science.
- Kaim, W., & Schwederski, B. (2005). *Bioanorganische Chemie* (Bd. 4. Auflage). B.G. Teubner Verlag /GWV Fachverlage GmbH, Wiesbaden.
- Kloke, A., Sauerbeck, D., & Vetter, H. (1984). The Contamination of Plants and Soils with Heavy Metals and the Transport of Metals in Terrestrial Food Chains. In J. Nriagu (Hrsg.), *Changing Metal Cycles and Human Health* (S. 113-141). Berlin Heidelberg New York Tokyo: Springer .
- Koch, R. (1995). *Umweltchemikalien- Physikalisch-chemische Daten, Toxizitäten, Grenz- und Richtwerte, Umweltverhalten* (Bd. 3). Weinheim (Bundesrepublik Deutschland): VCH Verlagsgesellschaft mbH.
- Kölle, W. (1994). *Wasseranalysen richtig beurteilt (Grundlagen, Parameter, Wassertypen, Inhaltsstoffe, Grenzwerte nach Trinkwasserverordnung und EU-Trinkwasserrichtlinie)*. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA.
- Kopp, D. F. (2013). Heavy Metals in different Compartments of the Wienfluss and Schwechat River- Masterarbeit. Wien.
- Kotaś, J., & Stasicka, Z. (2000). Chromium occurrence in the environment and methods of its speciation. *Environmental Pollution*, 107, 263-283.
- Lawrence, E., Jackson, A. R., & Jackson, J. M. (Hrsg.). (1998). *Longman Dictionary of Environmental Science*. Harlow: Addison Wesley Longman.
- Lee, R. (2008). *Phycology*. New York: Camebridge University Press.
- Lewis, R. J. (Hrsg.). (1993). *Hawley's Condensed Chemical Dictionary* (Bd. 12th ed.). New York: Van Nostrand Reinhold.
- Löffler, H. (1979). *Neusiedlersee- Limnology of a shallow lake in central europe*. The Hague: Dr. W. Junk bv Publishers.
- Lyman, W. J. (1995). "Transport and transformation processes", in *Fundamentals of Aquatic Toxicology*. (G. M. Rand, Hrsg.) Washington DC: Taylor & Francis.

- MacDonald, D. D., Carr, R. S., Calder, F. D., Long, E. R., & Ingersoll, C. G. (1996). Development and evaluation of sediment quality guidelines for Florida coastal waters. *Ecotoxicology*(5), 253-278.
- Mautsoe, P., & Beckett, R. (1996). A preliminary study of the factors affecting the kinetics of cadmium uptake by liverwort *Dumortiera hirsuta*. *South African Journal of Botany*, 62, 332–336.
- Merck Spektroquant. (2007). Manual Merck Spektroquant. Darmstadt: Merck KGaA.
- Mertz, K., & Schwarz, K. (1955). *Archives of Biochemistry and Biophysics*(58), 504-508.
- Mirsal, I. (2008). *Soil Pollution- Origin, Monitoring & Remediation*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Mortimer, C. E., & Müller, U. (2014). *Chemie- Das Basiswissen der Chemie*. Stuttgart: Georg Thieme Verlag KG.
- Naturschutzbund Burgenland. (2011). www.naturschutzbund-burgenland.at. (M. Haider, Hrsg.) Abgerufen am 12. 01 2016 von <http://www.naturschutzbund-burgenland.at/de/literatur-i-publikationen-i-presse/category/15-dokumentation-kulturlandschaftstypen-grenzberschreitende-nationalparkregion.html?download=97%3Awulkatal>.
- Nebel, M., Sauer, M., & Schoepe, G. (2001). Brachytheciaceae, Kurzbüchsenmosse . In M. Nebel, & G. Philippi (Hrsg.), *Diese Moose Baden-Württembergs* (S. 355-429). Stuttgart (Hohenheim): Verlag Eugen Ulmer GmbH & Co. .
- Neuhuber, F., Brossmann, H., & Zahradnik, P. (1979). Phosphorus and nitrogen. In H. Löffler, *Neusiedlersee- Limnology of a shallow lake in central europe* (S. 101-108). The Hague - Boston - London: Dr. W. Junk bv Publishers.
- Newman, M., & McIntosh, A. (1991). *Metal Ecotoxicology*. Chelsea, Michigan: LEWIS PUBLISHERS, INC.
- Nostrand, V. (1964). *International Encyclopaedia of Chemical Science*. New Jersey: Van Nostrand.

- Nriagu, J. O. (12. April 1996). A History of Global Metal Pollution. *Science*, Vol. 272(no. 5259), 223.
- O'Neill, A., Phillips, D., Bowen, J., & Gupta, B. S. (2015). Contaminants in surface water and sediments near the Tynagh silver mine site, County Galway, Ireland . *Science of the Total Environment* (512–513), 261–272 .
- Otto, M. (2011). *Analytische Chemie*. Weinheim: Wiley-VCH Verlag & Co. KGaA.
- Pacyna, J., & Nriagu, J. O. (1988). Atmospheric Emissions of Chromium from Natural and Anthropogenic Sources. In J. O. Nriagu, & E. Bieboer, *Chromium in the Natural and Human Environment* (S. 105-124). Canada: John Wiley & Sons Inc. .
- PD Dr. Jörg Oehlmann, P. D. (Hrsg.). (1999). *Ökotoxikologie- Ökosystemare Ansätze und Methoden*. Landsberg: ecomed verlagsgesellschaft AG & Co. KG.
- Penzlin, H. (1996). *Lehrbuch der Tierphysiologie*. Stuttgart: Gustav Fischer Verlag Jena.
- Pirrone, N., Cinnirella, S., Feng, X., Finkelman, R. B., Friedli, H. R., Leaner, J., et al. (2010). Global mercury emissions to the atmosphere from anthropogenic and natural sources . *Atmospheric Chemistry and Physics*, 5951-5964.
- Prasad, M. N. (Hrsg.). (2004). *Heavy Metal Stress in Plants- From Biomeolecules to Ecosystems*. Springer- Verlag Berlin Heidelberg.
- Rassow, J., Hauser, K., Netzker, R., & Deutzmann, R. (2012). *Biochemie*. Stuttgart: Georg Thieme Verlag KG.
- Sakamaoto, M., Ha, J.-Y., Yoneshima, S., Kataoka, C., Tatsuta, H., & Kashiwada, S. (2015). Free Silver Ion as the Main Cause of Acute and Chronic Toxicity of Silver Nanoparticles to Cladocerans . *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 68, 500-509.
- Schäperclaus, W. (1954). *Fischkrankheiten*. Berlin: Akademie - Verlag .
- Schmidt, J., & Andren, A. (1980). In J. Nriagu (Hrsg.), *Nickel in the Environment* (Bd. Kap 4). New York: Wiley.

- Schönborn , W. (2003). *Lehrbuch der Limnologie*. Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller).
- Schumann, K., & Hunder, G. (1997). Die anthropogene Bleibelastung und ihre Risiken. *Pharmazie in unserer Zeit*, 26, 143–151.
- Schwoerbel, J., & Brendelberger, H. (2005). *Einführung in die Limnologie*. München: Spektrum Chemischer Verlag- Elsevier GmbH .
- Scott, J. S., & Smith, P. G. (1981). *Dictionary of Waste and Water Treatment*. London: Butterworths.
- Scott, M. B. (Hrsg.). (1983). *Concise Encyclopaedia of Biochemistry*,. Berlin: Walter de Gruyter.
- Seethaler, D. (2013). Quecksilber im Wienfluss- Diplomarbeit Universität Wien. Wien.
- Settimo, L., McLaughlin , M., Kirby, J., Langdon, K., Lombi, E., Donner, E., et al. (2014). Fate and lability of silver in soils: Effect of ageing . *Environmental Pollution*, 191, 151-157.
- Shimadzu. (2010). *TOC-V Serie. Total Organic Analysator. Kurzhandbuch*.
- Sigg, L., & Stumm, W. (2011). *Aquatische Chemie- Einführung in die Chemie natürlicher Gewässer*. Zürich: vdf Hochschulverlag AG an der ETH Zürich.
- Streit, B. (1994). *Lexikon der Okotoxikologie*. Weinheim: VCH.
- Uhlmann, D., & Horn, W. (2001). *Hydrobiologie der Binnengewässer*. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer GmbH & Co.
- UNEP. (2013). *Global Mercury Assessment*. United Nations Environment Programme (UNEP), Division of Technology, Industry and Economics, Genf.
- Venugopal, B., & Luckey, T. D. (1975). "Toxicology of nonradio-active heavy metals and their salts", in *Heavy Metal Toxicity, Safety and Hormology*. (T. D. Luckey, B. Venugopal, & D. Hutcheson, Hrsg.) Stuttgart: George Thieme.
- Wasserverband Wulkatal. (20. 05 2015). *Wasserverband Wulkatal*. Abgerufen am 12. 01 2016 von <http://www.wv-wulkatal.at/index.php/die-anlage.html>

- Welz, B. (1996). Atomabsorptionsspektroskopie. In H. Naumer, & W. Heller (Hrsg.), *Untersuchungsmethoden in der Chemie* (S. 308-321). Weinheim: Wiley-VHC Verlag GmbH.
- Wetzel, R. G., & Likens, G. E. (1991). *Limnological Analyses*. New York: Springer.
- Winter, M. (2015). *WebElements Periodic Table: the periodic table on the web*. (U. The University of Sheffield and WebElements Ltd, Herausgeber) Abgerufen am 06. 11 2015 von <http://www.webelements.com/nitrogen/>
- Wolfram, G., Römer, J., Hörl, C., Stockinger, W., Munteanu, A., & Ruzicska, K. (2014). (U. U. BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, Hrsg.) Abgerufen am 11. 11 2015 von <http://www.wasseraktiv.at/resources/files/2014/10/29/6972/chlorid-studie.pdf>
- www.flickr.com. (01. 09 2011). *www.flickr.com*. Abgerufen am 26. 01 2016 von <https://www.flickr.com/photos/dhobern/7914508418>

6. Abbildungsverzeichnis

„Ich habe mich bemüht, sämtliche Inhaber der Bildrechte ausfindig zu machen und ihre Zustimmung zur Verwendung der Bilder in dieser Arbeit eingeholt.“

- Abbildung 1: Typische Kurven für Dosis und Wirkung bei Spurenelementen: a) essentielle Spurenelemente (Mikronährstoffe), b) nicht-essentielle Spurenelemente [...] (Alloway, 1999, S. 35) 8
- Abbildung 2: Anteile von CO_2 , HCO_3^- und CO_3^{2-} bei 25°C in Abhängigkeit vom pH-Wert des Wassers (Haberer (1970) zitiert aus Schwoerbel (2005)) 23
- Abbildung 3: Geografische Lage und Flussverlauf der Wulka, Burgenland; Die roten Pfeile zeigen die Probennahmestellen. (map data ©2015 Google) 31
- Abbildung 4: Probennahmestelle FOR: Forchtenstein 33
- Abbildung 5: Probennahmestelle MAT- Mattersburg 34
- Abbildung 6: Probennahmestelle WAL- Walbersdorf: der Autor der Arbeit bei der Beprobung. 35
- Abbildung 7: Probennahmestelle ANT- Antau 36
- Abbildung 8: Probennahmestelle WUL- Wulkaprodersdorf 37
- Abbildung 9: Probennahmestelle TRA- Trausdorf an der Wulka 38
- Abbildung 10: Probennahmestelle OSL-Oslip 39
- Abbildung 11: Probennahmestelle SCH- Schützen am Gebirge 40
- Abbildung 12: Probennahmestelle NEU1- Mündung Neusiedlersee; im Bild: Franz Jirsa 41
- Abbildung 13: Probennahmestelle NEU2- Mündung Neusiedlersee 41
- Abbildung 14: Probennahmestelle NEU3- Mündung Neusiedlersee 42
- Abbildung 15: Mikroskopische Bestimmung von *Oedocladium sp.*- aufgenommen von Frau Brigitte Schmidt 45
- Abbildung 16: links: *E. speciosum* (TM); rechts: Mikroskopische Bestimmung von *Eurhynchium speciosum*- aufgenommen von Frau Brigitte Schmidt 46
- Abbildung 17: *Myriophyllum spicatum* (www.flickr.com, 2011) 47
- Abbildung 18: Utensilien der Probennahme 47
- Abbildung 19: Kalibrierfunktion von Ca^{2+} bei der F-AAS 54
- Abbildung 20: Kalibrierfunktion von Hg bei der CV-AAS 55
- Abbildung 21: Kalibrierfunktion von Pb bei der GF-AAS 57

• Abbildung 22: Gemessene Wassertemperaturen an den Probennahmestellen FOR-NEU	59
• Abbildung 23: Sauerstoffgehalt an den Probennahmestellen FOR-NEU	61
• Abbildung 24: Sauerstoffsättigung an den Probennahmestellen FOR-NEU ..	61
• Abbildung 25: pH-Werte an den Probennahmestellen FOR-NEU.....	62
• Abbildung 26: Säurebindungsvermögen an den Probennahmestellen FOR-NEU	63
• Abbildung 27: Leitfähigkeit an den Probennahmestellen FOR-NEU	64
• Abbildung 28: Na ⁺ -Konzentrationen an den Probennahmestellen FOR-NEU	66
• Abbildung 29: K ⁺ -Konzentrationen an den Probennahmestellen FOR-NEU ..	67
• Abbildung 30: Mg ²⁺ -Konzentrationen an den Probennahmestellen FOR-NEU	68
• Abbildung 31: Ca ²⁺ -Konzentrationen an den Probennahmestellen FOR-NEU	69
• Abbildung 32: NO ₃ ⁻ -Konzentrationen an den Probennahmestellen FOR-NEU	71
• Abbildung 33: NO ₂ ⁻ -Konzentrationen an den Probennahmestellen FOR-NEU	72
• Abbildung 34: NH ₄ ⁺ -Konzentrationen an den Probennahmestellen FOR-NEU	73
• Abbildung 35: DN-Konzentrationen an den Probennahmestellen FOR-NEU.	74
• Abbildung 36: (Ortho-) PO ₄ ³⁻ - Konzentrationen an den Probennahmestellen FOR-NEU	76
• Abbildung 37: SO ₄ ²⁻ - Konzentrationen an den Probennahmestellen FOR-NEU	77
• Abbildung 38: Cl ⁻ - Konzentrationen an den Probennahmestellen FOR-NEU.	78
• Abbildung 39: DOC-Konzentrationen an den Probennahmestellen FOR-NEU	80
• Abbildung 40: Pb- Gehalte im Sediment (TM) an den Probennahmestellen FOR-NEU	83
• Abbildung 41: Cd- Gehalte im Sediment (TM) an den Probennahmestellen FOR-NEU	84

• Abbildung 42: Cr- Gehalte im Sediment (TM) an den Probennahmestellen FOR-NEU	85
• Abbildung 43: Cu- Gehalte im Sediment (TM) an den Probennahmestellen FOR-NEU	86
• Abbildung 44: Ni- Gehalte im Sediment (TM) an den Probennahmestellen FOR-NEU	87
• Abbildung 45: Hg- Gehalte im Sediment (TM) an den Probennahmestellen FOR-NEU	88
• Abbildung 46: Ag- Gehalte im Sediment (TM) an den Probennahmestellen FOR-NEU	89
• Abbildung 47: Zn- Gehalte im Sediment (TM) an den Probennahmestellen FOR-NEU	90
• Abbildung 48: Organischer Anteil (%) im Sediment an den Probennahmestellen FOR-NEU.....	91
• Abbildung 49: Pb- Gehalte in Biofilm und submersen Wasserpflanzen (TM) an den Probennahmestellen FOR-NEU.....	94
• Abbildung 50: Cd- Gehalte in Biofilm und submersen Wasserpflanzen (TM) an den Probennahmestellen FOR-NEU.....	95
• Abbildung 51: Cr- Gehalte in Biofilm und submersen Wasserpflanzen (TM) an den Probennahmestellen FOR-NEU.....	96
• Abbildung 52: Cu- Gehalte in Biofilm und submersen Wasserpflanzen (TM) an den Probennahmestellen FOR-NEU.....	97
• Abbildung 53: Ni- Gehalte in Biofilm und submersen Wasserpflanzen (TM) an den Probennahmestellen FOR-NEU.....	98
• Abbildung 54: Hg- Gehalte in Biofilm und submersen Wasserpflanzen (TM) an den Probennahmestellen FOR-NEU.....	99
• Abbildung 55: Ag- Gehalte in Biofilm und submersen Wasserpflanzen (TM) an den Probennahmestellen FOR-NEU.....	100
• Abbildung 56: Zn- Gehalte in Biofilm und submersen Wasserpflanzen (TM) an den Probennahmestellen FOR-NEU.....	101
• Abbildung 57: Cd- Gehalte im Sediment in Abhängigkeit des organischen Anteils (%) an den neun untersuchten Probennahmestellen FOR-NEU (n=118)	108

- Abbildung 58: Hg- Gehalte im Sediment in Abhängigkeit des organischen Anteils (%) an den neun untersuchten Probennahmestellen FOR-NEU (n=150) 108

7. Tabellenverzeichnis

- Tabelle 1: Entnommene Proben an Biofilm und submersen Wasserpflanzen 44
- Tabelle 2: Messbereiche der Elemente Natrium, Kalium, Magnesium, Calcium und Zink bei der F-AAS..... 53
- Tabelle 3: Messbereiche bei der GF-AAS..... 57
- Tabelle 4: Mittelwerte mit Standardabweichung der Parameter *Sauerstoffgehalt und –sättigung* FOR (n=9), MAT (n=6), WAL-SCH (n=9); NEU (n=3); *pH-Wert, Säurebindungsvermögen (SBV)* und *Leitfähigkeit* FOR (n=10), MAT (n=7),WAL-SCH (n=10), NEU (n=3)..... 60
- Tabelle 5: Konzentrationen der Kationen Na^+ , K^+ , Mg^{2+} und Ca^{2+} als Mittelwerte mit Standardabweichung an den Probennahmestellen FOR (n=10), MAT (n=7),WAL-SCH (n=10) und NEU (n=3)..... 65
- Tabelle 6: Konzentrationen als Mittelwert mit Standardabweichung von NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ und DN an den Probennahmestellen FOR (n=10); MAT (n=7); WAL (n=10); ANT (n=9); WUL-SCH (n=10); NEU (n=3)..... 70
- Tabelle 7: Konzentrationen an (Ortho-) PO_4^{3-} , Cl^- und SO_4^{2-} als Mittelwerte mit Standardabweichung an den Probennahmestellen FOR (n=10); MAT (n=7); WAL-SCH (n=10); NEU (n=3)..... 75
- Tabelle 8: Konzentrationen an DOC als Mittelwerte und Standardabweichung an den Probennahmestellen FOR (n=10); MAT (n=7); WAL-SCH (n=10); NEU (n=3) 79
- Tabelle 9: Organischer Anteil (%) im Sediment (TM) an den Probennahmestellen FOR (n=19), MAT (n=14), WAL-SCH (n=19) und NEU (n=3) und Schwermetallgehalte von Pb, Cd, Cr, Cu im Sediment (TM) als Mittelwerte mit Standardabweichung: FOR (n=15), MAT (n=10), WAL-SCH (n=15), NEU (n=3) 81
- Tabelle 10: Organischer Anteil (%) im Sediment (TM) an den Probennahmestellen FOR (n=19), MAT (n=14), WAL-SCH (n=19) und NEU

- (n=3) und Schwermetallgehalte im Sediment (TM) als Mittelwerte mit Standardabweichung an den Probennahmestellen FOR-NEU: Ni, Ag, Zn: FOR (n=15), MAT (n=10), WAL-SCH (n=15), NEU (n=3); Hg: FOR (n=19), MAT (n=14), WAL-SCH (n=19), NEU (n=3) 82
- Tabelle 11: Gehalte der Schwermetalle Pb, Cd, Cr und Cu in Biofilm 1, Biofilm 2, *E. speciosum* und *M. spicatum* als Mittelwerte mit Standardabweichung an den Probennahmestellen FOR (Biofilm 1: n=4; *E. speciosum*: n=6), MAT (n=7), WAL-WUL (n=4), TRA (n=10), OSL (n=5), SCH (n=4) und NEU (n=3) 92
 - Tabelle 12: Gehalte der Schwermetalle Ni, Hg, Ag und Zn in Biofilm 1, Biofilm 2, *E. speciosum* und *M. spicatum* als Mittelwerte mit Standardabweichung an den Probennahmestellen FOR (Biofilm 1: n=4; *E. speciosum*: n=6), MAT (n=7), WAL-WUL (n=4), TRA (n=10), OSL (n=5), SCH (n=4) und NEU (n=3) 93
 - Tabelle 13: Die Parameter Temperatur, Sauerstoffgehalt und –sättigung, pH-Werte, SBV und Leitfähigkeit der Wasserproben an der Probennahmestelle FOR 133
 - Tabelle 14: Die Parameter Temperatur, Sauerstoffgehalt und –sättigung, pH-Werte, SBV und Leitfähigkeit der Wasserproben an der Probennahmestelle MAT 134
 - Tabelle 15: Die Parameter Temperatur, Sauerstoffgehalt und –sättigung, pH-Werte, SBV und Leitfähigkeit der Wasserproben an der Probennahmestelle WAL 134
 - Tabelle 16: Die Parameter Temperatur, Sauerstoffgehalt und –sättigung, pH-Werte, SBV und Leitfähigkeit der Wasserproben an der Probennahmestelle ANT 135
 - Tabelle 17: Die Parameter Temperatur, Sauerstoffgehalt und –sättigung, pH-Werte, SBV und Leitfähigkeit der Wasserproben an der Probennahmestelle WUL 135
 - Tabelle 18: Die Parameter Temperatur, Sauerstoffgehalt und –sättigung, pH-Werte, SBV und Leitfähigkeit der Wasserproben an der Probennahmestelle TRA 136
 - Tabelle 19: Die Parameter Temperatur, Sauerstoffgehalt und –sättigung, pH-Werte, SBV und Leitfähigkeit der Wasserproben an der Probennahmestelle OSL 136

- Tabelle 20: Die Parameter Temperatur, Sauerstoffgehalt und –sättigung, pH-Werte, SBV und Leitfähigkeit der Wasserproben an der Probennahmestelle SCH 137
- Tabelle 21: Die Parameter Temperatur, Sauerstoffgehalt und –sättigung, pH-Werte, SBV und Leitfähigkeit der Wasserproben an der Probennahmestelle NEU 137
- Tabelle 22: Die Parameter NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , DN, (Ortho-) PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , Cl^- und DOC der Wasserproben an der Probennahmestelle FOR 138
- Tabelle 23: Die Parameter NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , DN, (Ortho-) PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , Cl^- und DOC der Wasserproben an der Probennahmestelle MAT 139
- Tabelle 24: Die Parameter NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , DN, (Ortho-) PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , Cl^- und DOC der Wasserproben an der Probennahmestelle WAL 139
- Tabelle 25: Die Parameter NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , DN, (Ortho-) PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , Cl^- und DOC der Wasserproben an der Probennahmestelle ANT 140
- Tabelle 26: Die Parameter NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , DN, (Ortho-) PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , Cl^- und DOC der Wasserproben an der Probennahmestelle WUL 140
- Tabelle 27: Die Parameter NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , DN, (Ortho-) PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , Cl^- und DOC der Wasserproben an der Probennahmestelle TRA 141
- Tabelle 28: Die Parameter NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , DN, (Ortho-) PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , Cl^- und DOC der Wasserproben an der Probennahmestelle OSL 141
- Tabelle 29: Die Parameter NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , DN, (Ortho-) PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , Cl^- und DOC der Wasserproben an der Probennahmestelle SCH 142
- Tabelle 30: Die Parameter NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , DN, (Ortho-) PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , Cl^- und DOC der Wasserproben an der Probennahmestelle NEU1-3 142
- Tabelle 31: Gehalte an Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Ag und Zn im Sediment (TM) an der Probennahmestelle FOR 144
- Tabelle 32: Gehalte an Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Ag und Zn im Sediment (TM) an der Probennahmestelle MAT 145
- Tabelle 33: Gehalte an Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Ag und Zn im Sediment (TM) an der Probennahmestelle WAL 146
- Tabelle 34: Gehalte an Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Ag und Zn im Sediment (TM) an der Probennahmestelle ANT 147

• Tabelle 35: Gehalte an Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Ag und Zn im Sediment (TM) an der Probennahmestelle WUL	148
• Tabelle 36: Gehalte an Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Ag und Zn im Sediment (TM) an der Probennahmestelle TRA.....	149
• Tabelle 37: Gehalte an Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Ag und Zn im Sediment (TM) an der Probennahmestelle OSL.....	150
• Tabelle 38: Gehalte an Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Ag und Zn im Sediment (TM) an der Probennahmestelle SCH	151
• Tabelle 39: Gehalte an Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Ag und Zn im Sediment (TM) an der Probennahmestelle NEU	152
• Tabelle 40: Gehalte an Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Ag und Zn in Biofilm 1 und <i>E. speciosum</i> (TM) an der Probennahmestelle FOR.....	153
• Tabelle 41: Gehalte an Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Ag und Zn in <i>E. speciosum</i> (TM) an der Probennahmestelle MAT	154
• Tabelle 42: Gehalte an Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Ag und Zn in Biofilm 1 (TM) an der Probennahmestelle WAL	154
• Tabelle 43: Gehalte an Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Ag und Zn in Biofilm 1 (TM) an der Probennahmestelle ANT.....	155
• Tabelle 44: Gehalte an Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Ag und Zn in Biofilm 2 (TM) an der Probennahmestelle WUL	155
• Tabelle 45: Gehalte an Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Ag und Zn in Biofilm 1 (TM) an der Probennahmestelle TRA.....	156
• Tabelle 46: Gehalte an Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Ag und Zn in Biofilm 1 an der Probennahmestelle OSL.....	157
• Tabelle 47: Gehalte an Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Ag und Zn in Biofilm 2 (TM) an der Probennahmestelle SCH	157
• Tabelle 48: Gehalte an Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Ag und Zn in <i>M. spicatum</i> (TM) an der Probennahmestelle NEU	158

Anhang

Kurzfassung

Bei vorangegangenen Untersuchungen von Jirsa et al. (2014) konnten erhöhte Quecksilberkonzentrationen in diversen submersen Wasserpflanzen und Fischen ermittelt werden. Die Quellen dieser erhöhten Konzentrationen konnten jedoch nicht geklärt werden: Neben atmosphärischer Deposition wäre die Wulka als einziger natürlicher nennenswerter Zufluss eine mögliche Quelle eines Eintrags in den See, da sie als Quelle für erhöhte Nährstoffeinträge in den See bereits bekannt ist (Löffler, 1979). So wurden in den Monaten April, Mai, Juni und Juli 2015 Quecksilberanalysen an Wasserproben (n=80), Sedimentproben (n=150) und Proben von Biofilm und submersen Wasserpflanzen (n=51) von insgesamt neun Probennahmestellen entlang des ca. 40 km langen Flussverlaufs durchgeführt. Neben der Quecksilberanalyse wurden weitere gewässerrelevante Parameter in den Wasserproben und die Gehalte der Schwermetalle Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Ag und Zn in Sediment, Biofilm und submersen Wasserpflanzen erhoben.

Standortbezogene Grenzwertüberschreitungen gemäß der „Allgemeinen Immissionsverordnung (1995)“ des BMLFUW und Umweltbundesamt Österreichs der Parameter o-PO_4^{3-} und NH_4^+ mit Mittelwerten von $0,35 \pm 0,08 \text{ mg/l}$ (n=10) und $0,14 \pm 0,16 \text{ mg/l}$ (n=10) vor Eintritt des Flusses in den Schilfgürtel und $0,57 \pm 0,24 \text{ mg/l}$ (n=3) für o-PO_4^{3-} an der Wulkamündung im Schilfgürtel des Neusiedlersees haben ein mit Nährstoffen belastetes Gewässer gezeigt. Leitfähigkeiten von $1052 \pm 43 \text{ }\mu\text{S/cm}$ als Summenparameter für im Wasser gelöste Ionen ab dem Mittellauf deuteten auf einen signifikanten anthropogenen Eintrag in dieses aquatische System. Die erhaltenen Daten deuten auf eine mögliche Belastung mit Abwässern und zeigen die Einbringungen der intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen entlang des Verlaufs der Wulka.

Der Großteil der erhaltenen Schwermetallgehalte entsprach gemäß der Einstufung nach dem „Geoakkumulationsindex nach Müller (1979)“ dem österreichischen Background (BMLFUW, Umweltbundesamt, 2004). Dabei wurden Mittelwerte von Pb: $12,8 \pm 12,0 \text{ mg/kg TM}$ (Trockenmasse) (n=118), Cd: $0,135 \pm 0,100 \text{ mg/kg TM}$ (n=118), Cr: $19,7 \pm 12,6 \text{ mg/kg TM}$ (n=118), Cu: $10,1 \pm 10,5 \text{ mg/kg TM}$ (n=118), Ni:

13,8 ± 6,78 mg/kg TM (n=118), Hg: 0,035 ± 0,041 mg/kg TM (n=150), Ag: 0,037 ± 0,024 mg/kg TM (n=118) und Zn: 57,3 ± 36,5 mg/kg TM (n=118) gemessen. Einzelne Messwerte für Pb mit 86 mg/kg TM, Cr mit 66 mg/kg TM und Cu mit 82 mg/kg TM und die im Allgemeinen höher liegenden Schwermetallkonzentration in Biofilm und submersen Wasserpflanzen (mit Ausnahme der Elemente Pb und Ni) deuteten jedoch auf anthropogene Einflüsse. Genauere Untersuchungen könnten das Ausmaß einer möglichen Belastung abklären. So könnte eine lückenlosere Beprobung zeigen, ob es sich dabei um punktuelle oder großräumigere Verschmutzungen handelt.

Aufgrund der geringen Konzentrationen von Quecksilber in Wasser, Sediment, Biofilm und submersen Wasserpflanzen kann die Wulka als Ursache für erhöhte Konzentrationen in diversen submersen Wasserpflanzen und Fischen des Neusiedlersees ausgeschlossen werden.

Abstract

In previous investigations of Jirsa et al. (2014) elevated mercury concentrations in various submerged aquatic plants and fish of Lake Neusiedl were determined. However, the sources of these increased concentrations could not be clarified: In addition to atmospheric deposition the Wulka river as the only significant inflow to this shallow lake could be a possible source of contamination, as it is already known as a source of increased nutrient input to the lake (Löffler, 1979). Thus, in the months of April, May, June and July 2015 mercury analysis on water samples (n=80), sediment samples (n=150) and samples of biofilm and submerged aquatic plants (n=51) of nine sampling locations along the 40 km long river course were performed.

In addition to the mercury analysis water relevant parameters and levels of the heavy metals Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Ag and Zn in the sediment, biofilm and submerged aquatic plants were examined.

The exceeding of legally defined limits according to the "Allgemeinen Immissionsverordnung (1995)" of the BMLFUW and the „Umweltbundesamt Austria“ at certain sampling locations of the parameters o-PO_4^{3-} and NH_4^+ with mean values of 0.35 ± 0.08 mg/l (n=10) and 0.14 ± 0.16 mg/l (n=10) before the river enters the reed belt of Lake Neusiedl, and 0.57 ± 0.24 mg/l (n=3) for o-PO_4^{3-} at a sampling

location in the reed belt showed an significant impact of these nutrients. Furthermore conductivity levels of $1052 \pm 43 \mu\text{S/cm}$ ($n=10$) as a sum of dissolved ions up from the middle of the river course indicated a significant anthropogenic influence to the aquatic system. The data obtained show a possible contamination with wastewaters and an elevated nutrient inflow caused by the intensive agricultural land use along the course of the Wulka.

The majority of the obtained heavy metal contents corresponded in accordance with the "Geoakkumulationsindex by Müller (1979)" to the Austrian background (BMLFUW, UBA, 2004). Mean values from Pb: $12,8 \pm 12,0 \text{ mg/kg dw}$ (dry weight) ($n=118$), Cd: $0,135 \pm 0,100 \text{ mg/kg dw}$ ($n=118$), Cr: $19,7 \pm 12,6 \text{ mg/kg dw}$ ($n=118$), Cu: $10,1 \pm 10,5 \text{ mg/kg dw}$ ($n=118$), Ni: $13,8 \pm 6,78 \text{ mg/kg dw}$ ($n=118$), Hg: $0,035 \pm 0,041 \text{ mg/kg dw}$ ($n=150$), Ag: $0,037 \pm 0,024 \text{ mg/kg dw}$ ($n=118$) und Zn: $57,3 \pm 36,5 \text{ mg/kg dw}$ ($n=118$) were measured. Individual measurements of Pb with 86 mg/kg dw , Cr with 66 mg/kg dw and Cu with 82 mg/kg dw and the in general higher heavy metal concentrations in biofilm and submerged aquatic plants (with the exception of the elements Pb and Ni) indicated, however, an anthropogenic influence to the river. Further studies could clarify the extent of potential exposure. A more detailed sampling along the river course could show if these elevated levels are a matter of local or more spacious pollution.

Due to the low levels of mercury in water, sediment, biofilm and submerged aquatic plants the Wulka river can be excluded as the cause of elevated concentrations in various submerged aquatic plants and fish of Lake Neusiedl.

Analytische Daten

Wasserproben

Temperatur, Sauerstoffgehalt und –sättigung, pH-Werte, SBV, Leitfähigkeit, Na⁺, K⁺, Mg²⁺ und Ca²⁺

	Datum	Temperatur (°C)	O ₂ (mg/l)	O ₂ (%)	pH	SBV (meq/l)	Leitfähigkeit (µS/cm)	Na ⁺ (mg/l)	K ⁺ (mg/l)	Mg ²⁺ (mg/l)	Ca ²⁺ (mg/l)
FOR	07.04.15	3,0	13,1	100	7,8	0,8	175	7,2	1,3	4,2	3,41
FOR	22.04.15	8,1	11,0	97	7,8	1,0	177	7,1	1,4	5,1	4,14
FOR	04.05.15	10,9	10,2	97	7,6	1,0	187	7,3	1,5	5,0	4,22
FOR	18.05.15	11,5	9,9	93	7,3	1,2	191	7,5	1,5	5,4	6,19
FOR	01.06.15	13,6	9,7	96	7,7	0,7	148	6,7	1,4	6,5	5,55
FOR	08.06.15	16,4	8,9	95	7,6	0,9	166	7,0	1,4	5,6	2,48
FOR	22.06.15	12,9	8,3	91	7,4	0,9	175	7,2	2,0	6,2	3,03
FOR	29.06.15	13,6	x	x	7,3	1,0	180	7,4	2,1	6,7	3,37
FOR	14.07.15	20,1	6,7	80	7,4	1,0	170	7,1	1,6	7,7	4,98
FOR	22.07.15	21,8	8,2	104	7,4	1,1	185	6,9	1,6	6,5	6,61

Tabelle 13: Die Parameter Temperatur, Sauerstoffgehalt und –sättigung, pH-Werte, SBV und Leitfähigkeit der Wasserproben an der Probennahmestelle FOR

Schwermetalle in der Wulka, Burgenland

	Datum	Temperatur (°C)	O ₂ (mg/l)	O ₂ (%)	pH	SBV (meq/l)	Leitfähigkeit (µS/cm)	Na ⁺ (mg/l)	K ⁺ (mg/l)	Mg ²⁺ (mg/l)	Ca ²⁺ (mg/l)
MAT	22.04.15	11,0	10,8	100	8,2	1,6	292	11,0	2,0	10,1	17,7
MAT	04.05.15	12,4	10,1	97	7,9	1,4	282	9,6	1,9	9,6	15,5
MAT	18.05.15	12,9	9,9	95	7,8	1,4	253	9,3	1,8	10,1	13,5
MAT	01.06.15	14,9	9,4	96	7,9	1,3	250	10,1	1,8	7,9	12,6
MAT	08.06.15	18,9	8,5	93	8,1	1,6	342	20,9	2,0	9,2	19,4
MAT	22.06.15	14,3	8,1	91	8,2	1,6	266	10,7	2,3	8,4	14,8
MAT	29.06.15	14,6	x	x	8,0	1,7	309	10,4	2,7	10,2	27,4

Tabelle 14: Die Parameter Temperatur, Sauerstoffgehalt und –sättigung, pH-Werte, SBV und Leitfähigkeit der Wasserproben an der Probennahmestelle MAT

	Datum	Temperatur (°C)	O ₂ (mg/l)	O ₂ (%)	pH	SBV (meq/l)	Leitfähigkeit (µS/cm)	Na ⁺ (mg/l)	K ⁺ (mg/l)	Mg ²⁺ (mg/l)	Ca ²⁺ (mg/l)
WAL	07.04.15	7,6	13,0	110	8,5	5,7	869	19,6	3,8	32,1	93,7
WAL	22.04.15	11,3	11,2	105	8,2	6,1	887	20,0	4,2	32,9	106
WAL	04.05.15	13,0	10,4	101	8,2	5,7	859	17,6	3,9	30,9	94,4
WAL	18.05.15	13,3	10,1	98	8,2	5,8	813	20,7	4,4	31,1	102
WAL	01.06.15	15,5	9,6	97	8,1	5,4	796	17,1	2,8	25,7	94,0
WAL	08.06.15	16,7	9,1	95	8,1	6,2	820	18,0	3,4	26,5	98,6
WAL	22.06.15	14,7	8,1	92	8,2	5,5	785	17,9	3,7	21,1	90,3
WAL	29.06.15	14,5	x	x	8,2	5,5	816	18,5	4,3	21,9	108
WAL	14.07.15	16,6	6,9	81	8,2	5,9	812	18,6	3,7	21,4	119
WAL	22.07.15	19,6	8,9	111	8,2	6,1	819	18,2	4,5	25,5	113

Tabelle 15: Die Parameter Temperatur, Sauerstoffgehalt und –sättigung, pH-Werte, SBV und Leitfähigkeit der Wasserproben an der Probennahmestelle WAL

Schwermetalle in der Wulka, Burgenland

	Datum	Temperatur (°C)	O ₂ (mg/l)	O ₂ (%)	pH	SBV (meq/l)	Leitfähigkeit (μS/cm)	Na ⁺ (mg/l)	K ⁺ (mg/l)	Mg ²⁺ (mg/l)	Ca ²⁺ (mg/l)
ANT	07.04.15	7,4	14,0	117	8,6	6,6	877	23,1	5,0	37,5	94,4
ANT	22.04.15	11,7	11,2	105	8,3	6,3	916	20,3	5,5	37,0	103
ANT	04.05.15	13,7	10,4	102	8,3	3,4	953	20,0	5,4	38,7	102
ANT	18.05.15	14,5	9,4	92	8,1	6,1	893	21,6	6,1	39,9	107
ANT	01.06.15	16,5	9,0	93	8,2	6,1	852	17,2	4,1	31,3	96,5
ANT	08.06.15	18,3	8,5	91	8,2	6,3	906	18,9	5,1	33,9	105
ANT	22.06.15	15,2	7,7	85	8,2	5,7	920	19,6	5,9	28,0	101
ANT	29.06.15	15,5	x	x	8,2	6,1	917	19,5	6,5	29,6	124
ANT	14.07.15	18,0	6,4	77	8,2	6,3	914	19,4	5,9	28,0	128
ANT	22.07.15	22,0	7,6	99	8,0	6,1	929	19,3	6,2	34,7	115

Tabelle 16: Die Parameter Temperatur, Sauerstoffgehalt und –sättigung, pH-Werte, SBV und Leitfähigkeit der Wasserproben an der Probennahmestelle ANT

	Datum	Temperatur (°C)	O ₂ (mg/l)	O ₂ (%)	pH	SBV (meq/l)	Leitfähigkeit (μS/cm)	Na ⁺ (mg/l)	K ⁺ (mg/l)	Mg ²⁺ (mg/l)	Ca ²⁺ (mg/l)
WUL	07.04.15	7,0	15,3	125	8,5	6,2	1100	34,1	5,2	59,3	103
WUL	22.04.15	11,7	11,8	109	8,4	6,8	1125	23,8	5,7	59,1	108
WUL	04.05.15	14,2	10,6	105	8,3	6,6	1074	21,3	5,6	57,7	101
WUL	18.05.15	14,5	9,9	98	8,3	6,7	1059	23,6	6,4	56,5	111
WUL	01.06.15	17,5	9,1	95	8,3	6,3	1051	20,5	4,5	47,9	104
WUL	08.06.15	19,7	8,8	96	8,3	6,4	1073	21,4	5,4	45,4	102
WUL	22.06.15	15,7	8,1	93	8,3	6,3	1029	21,2	6,3	41,6	101
WUL	29.06.15	16,4	x	x	8,3	6,1	1018	31,2	7,0	41,4	127
WUL	14.07.15	19,2	6,3	80	8,4	6,8	1008	20,8	6,6	37,1	125
WUL	22.07.15	24,1	8,0	110	8,2	6,8	985	18,7	6,4	41,5	98,5

Tabelle 17: Die Parameter Temperatur, Sauerstoffgehalt und –sättigung, pH-Werte, SBV und Leitfähigkeit der Wasserproben an der Probennahmestelle WUL

Schwermetalle in der Wulka, Burgenland

	Datum	Temperatur (°C)	O ₂ (mg/l)	O ₂ (%)	pH	SBV (meq/l)	Leitfähigkeit (µS/cm)	Na ⁺ (mg/l)	K ⁺ (mg/l)	Mg ²⁺ (mg/l)	Ca ²⁺ (mg/l)
TRA	07.04.15	8,0	14,0	118	8,5	6,2	1150	31,7	9,1	55,9	105
TRA	22.04.15	12,6	11,5	107	8,4	6,9	1137	34,9	9,4	56,6	103
TRA	04.05.15	14,3	10,5	103	8,3	6,5	1067	29,5	8,6	53,0	104
TRA	18.05.15	15,1	10,4	102	8,3	6,1	1071	34,4	10,4	50,6	103
TRA	01.06.15	17,6	9,1	97	8,3	6,1	1056	28,5	8,1	42,9	89,8
TRA	08.06.15	19,8	9,5	105	8,4	6,3	1107	33,5	10,0	40,8	97,6
TRA	22.06.15	16,6	8,1	94	8,2	6,4	1031	32,0	10,0	36,4	93,9
TRA	29.06.15	17,6	x	x	8,2	6,2	1004	33,1	10,7	35,7	120
TRA	14.07.15	19,4	6,6	80	8,3	6,8	1051	37,0	10,8	35,2	121
TRA	22.07.15	24,5	8,2	110	8,2	6,0	995	34,0	11,4	39,0	97,4

Tabelle 18: Die Parameter Temperatur, Sauerstoffgehalt und –sättigung, pH-Werte, SBV und Leitfähigkeit der Wasserproben an der Probennahmestelle TRA

	Datum	Temperatur (°C)	O ₂ (mg/l)	O ₂ (%)	pH	SBV (meq/l)	Leitfähigkeit (µS/cm)	Na ⁺ (mg/l)	K ⁺ (mg/l)	Mg ²⁺ (mg/l)	Ca ²⁺ (mg/l)
OSL	07.04.15	7,8	13,4	112	8,5	6,4	1170	38,4	8,29	61,9	103
OSL	22.04.15	12,7	11,4	106	8,5	6,8	1160	31,1	8,53	58,5	92,3
OSL	04.05.15	14,6	10,8	107	8,4	6,2	1081	27,6	7,97	58,5	103
OSL	18.05.15	15,3	9,9	99	8,4	6,3	1075	32,7	10,2	55,5	101
OSL	01.06.15	18,1	8,7	93	8,3	6,4	1077	25,4	6,98	45,9	85,9
OSL	08.06.15	20,4	8,4	93	8,4	6,3	1113	32,6	9,75	43,9	96,2
OSL	22.06.15	16,8	7,6	88	8,3	6,1	1030	31,0	9,91	38,5	90,6
OSL	29.06.15	17,8	x		8,3	6,9	1010	33,1	11,1	38,9	117
OSL	14.07.15	19,8	6,1	75	8,3	6,3	1055	37,5	11,5	37,5	117
OSL	22.07.15	24,9	7,1	96	8,2	6,1	1007	35,7	13,9	39,7	103

Tabelle 19: Die Parameter Temperatur, Sauerstoffgehalt und –sättigung, pH-Werte, SBV und Leitfähigkeit der Wasserproben an der Probennahmestelle OSL

Schwermetalle in der Wulka, Burgenland

	Datum	Temperatur (°C)	O ₂ (mg/l)	O ₂ (%)	pH	SBV (meq/l)	Leitfähigkeit (μS/cm)	Na ⁺ (mg/l)	K ⁺ (mg/l)	Mg ²⁺ (mg/l)	Ca ²⁺ (mg/l)
SCH	07.04.15	7,5	14,5	120	8,5	6,4	1190	38,1	8,9	63,1	102
SCH	22.04.15	12,8	13,0	124	8,5	6,6	1174	34,9	9,6	45,4	86,5
SCH	04.05.15	14,9	11,1	112	8,3	6,6	1108	39,4	9,7	54,4	102
SCH	18.05.15	15,9	10,5	107	8,2	6,3	1093	49,7	11,8	52,4	97,9
SCH	01.06.15	19,0	8,8	96	8,3	6,3	1121	38,0	8,9	49,5	93,8
SCH	08.06.15	22,9	8,2	96	8,4	6,7	1129	43,5	11,3	41,3	90,5
SCH	22.06.15	17,9	7,7	90	8,3	6,9	1077	45,8	12,1	37,7	87,3
SCH	29.06.15	18,1	x		8,2	5,8	1025	42,2	12,5	35,4	113
SCH	14.07.15	20,4	6,2	77	8,2	5,8	1066	49,2	12,8	32,5	111
SCH	22.07.15	25,8	8	110	8,3	5,7	1043	51,0	13,9	39,2	97,4

Tabelle 20: Die Parameter Temperatur, Sauerstoffgehalt und –sättigung, pH-Werte, SBV und Leitfähigkeit der Wasserproben an der Probennahmestelle SCH

	Datum	Temperatur (°C)	O ₂ (mg/l)	O ₂ (%)	pH	SBV (meq/l)	Leitfähigkeit (μS/cm)	Na ⁺ (mg/l)	K ⁺ (mg/l)	Mg ²⁺ (mg/l)	Ca ²⁺ (mg/l)
NEU1	22.07.15	30,2	19,4	284	8,3	6,6	1004	48,9	11,3	47,7	101
NEU2	22.07.15	28,9	25,9	372	8,6	6,1	967	44,3	11,4	40,8	86,4
NEU3	22.07.15	27,4	21,1	303	8,4	6,1	985	45,8	11,3	41,9	88,2

Tabelle 21: Die Parameter Temperatur, Sauerstoffgehalt und –sättigung, pH-Werte, SBV und Leitfähigkeit der Wasserproben an der Probennahmestelle NEU

NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺, DN, (Ortho-)PO₄³⁻, SO₄²⁻, Cl⁻ und DOC

Standort	Datum	NO ₃ ⁻ (mg/l)	NO ₂ ⁻ (mg/l)	NH ₄ ⁺ (mg/l)	DN (mg/l)	o-PO ₄ ³⁻ (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	Cl ⁻ (mg/l)	DOC (mg/l)
FOR	07.04.2015	1,8	0,01	0,03	0,76	0,10		7,65	2,7
FOR	22.04.2015	2,6	0,005	0,03	0,74	0,10	28,2	4,74	3,5
FOR	04.05.2015	1,8	0,01	0,03	0,61	0,14	29,7	4,02	2,9
FOR	18.05.2015	4,7	0,01	0,09	1,11	0,16	22,7	4,38	3,1
FOR	01.06.2015	0,5	0,03	0,03	0,95	0,16	22,7	3,78	3,0
FOR	08.06.2015	5,2	0,05	0,07	0,91	0,25	22,0	3,87	3,4
FOR	22.06.2015	0,2	0,005	0,06	1,00	0,26	24,0	4,18	2,9
FOR	29.06.2015	5,2	0,03	0,07	0,94	0,25	20,2	4,5	3,0
FOR	14.07.2015	4,3	0,022	0,005	0,84	0,29	19,9	19,9	3,4
FOR	22.07.2015	1,8	0,04	0,07	0,82	0,42	17,02	35,5	3,6

Tabelle 22: Die Parameter NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺, DN, (Ortho-)PO₄³⁻, SO₄²⁻, Cl⁻ und DOC der Wasserproben an der Probennahmestelle FOR

Schwermetalle in der Wulka, Burgenland

Standort	Datum	NO ₃ ⁻ (mg/l)	NO ₂ ⁻ (mg/l)	NH ₄ ⁺ (mg/l)	DN (mg/l)	o-PO ₄ ³⁻ (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	Cl ⁻ (mg/l)	DOC (mg/l)
MAT	22.04.2015	6,6	0,03	0,03	1,07	0,09	33,2	13,1	2,6
MAT	04.05.2015	16,3	0,02	0,03	1,00	0,14	37,5	13,0	2,6
MAT	18.05.2015	4,2	0,003	0,02	0,86	0,09	29,9	9,91	2,5
MAT	01.06.2015	0,3	0,02	0,02	1,00	0,11	27,8	13,5	2,8
MAT	08.06.2015	5,1	0,02	0,04	1,04	0,20	30,3	31,4	2,8
MAT	22.06.2015	0,5	0,005	0,005	0,90	0,11	28,6	13,3	2,5
MAT	29.06.2015	6,8	0,03	0,03	0,85	0,10	29,8	16,3	2,2

Tabelle 23: Die Parameter NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺, DN, (Ortho-)PO₄³⁻, SO₄²⁻, Cl⁻ und DOC der Wasserproben an der Probennahmestelle MAT

Standort	Datum	NO ₃ ⁻ (mg/l)	NO ₂ ⁻ (mg/l)	NH ₄ ⁺ (mg/l)	DN (mg/l)	o-PO ₄ ³⁻ (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	Cl ⁻ (mg/l)	DOC (mg/l)
WAL	07.04.2015	10,8	0,02	0,03	2,50	0,08	87,0	36,4	2,9
WAL	22.04.2015	11,2	0,11	0,10	2,63	0,15	86,9	31,6	2,5
WAL	04.05.2015	9,0	0,07	0,30	2,68	0,27	75,0	34,3	2,8
WAL	18.05.2015	10,8	0,004	0,05	2,83	0,16	67,9	36,3	2,4
WAL	01.06.2015	8,9	0,06	0,10	2,61	0,15	85,0	32,4	2,7
WAL	08.06.2015	5,6	0,05	0,10	2,87	0,13	72,1	35,5	2,3
WAL	22.06.2015	11,2	0,04	0,16	3,30	0,22	69,3	41,5	2,3
WAL	29.06.2015	15,6	0,10	0,14	3,37	0,24	60,3	46,3	2,1
WAL	14.07.2015	12,7	0,04	0,05	3,38	0,20	66,1	66,1	2,6
WAL	22.07.2015	10,7	0,03	0,03	3,03	0,15	29,8	55,6	2,1

Tabelle 24: Die Parameter NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺, DN, (Ortho-)PO₄³⁻, SO₄²⁻, Cl⁻ und DOC der Wasserproben an der Probennahmestelle WAL

Schwermetalle in der Wulka, Burgenland

Standort	Datum	NO ₃ ⁻ (mg/l)	NO ₂ ⁻ (mg/l)	NH ₄ ⁺ (mg/l)	DN (mg/l)	o-PO ₄ ³⁻ (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	Cl ⁻ (mg/l)	DOC (mg/l)
ANT	07.04.2015	20,0	0,05	0,05	4,52	0,07	87,6	40,1	3,1
ANT	22.04.2015	21,5	0,14	0,02	4,56	0,16	85,8	37,4	2,8
ANT	04.05.2015					0,41	84,8	36,2	3,1
ANT	18.05.2015	18,9	0,12	0,07	4,97	0,26	76,5	45,1	2,8
ANT	01.06.2015	25,3	0,10	0,04	4,75	0,21	84,7	38,5	2,8
ANT	08.06.2015	13,4	0,13	0,04	5,21	0,26	80,5	48,1	2,6
ANT	22.06.2015	20,7	0,11	0,04	5,60	0,25	79,8	51,0	2,3
ANT	29.06.2015	18,6	0,10	0,03	5,23	0,22	78,1	59,0	2,2
ANT	14.07.2015	22,2	0,06	0,01	5,47	0,26	78,3	78,3	2,1
ANT	22.07.2015	23,5	0,11	0,05	5,49	0,32	57,2	65,2	2,5

Tabelle 25: Die Parameter NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺, DN, (Ortho-)PO₄³⁻, SO₄²⁻, Cl⁻ und DOC der Wasserproben an der Probennahmestelle ANT

Standort	Datum	NO ₃ ⁻ (mg/l)	NO ₂ ⁻ (mg/l)	NH ₄ ⁺ (mg/l)	DN (mg/l)	o-PO ₄ ³⁻ (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	Cl ⁻ (mg/l)	DOC (mg/l)
WUL	07.04.2015	23,1	0,06	0,02	5,30	0,06	170	47,9	3,3
WUL	22.04.2015	25,4	0,13	0,04	5,35	0,10	156	44,0	3,1
WUL	04.05.2015	24,4	0,28	0,15	5,28	0,35	132	42,1	3,7
WUL	18.05.2015	19,6	0,14	0,06	5,95	0,24	152	50,1	3,5
WUL	01.06.2015	28,0	0,11	0,06	6,00	0,16	164	47,2	3,3
WUL	08.06.2015	15,8	0,18	0,05	6,19	0,23	172	54,3	3,2
WUL	22.06.2015	23,3	0,06	0,02	6,20	0,23	130	55,8	2,8
WUL	29.06.2015	27,3	0,11	0,03	5,64	0,20	127	58,3	3,0
WUL	14.07.2015	24,9	0,07	0,03	5,81	0,29	132	131,8	4,2
WUL	22.07.2015	24,0	0,07	0,05	5,72	0,37	68,3	71,3	3,1

Tabelle 26: Die Parameter NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺, DN, (Ortho-)PO₄³⁻, SO₄²⁻, Cl⁻ und DOC der Wasserproben an der Probennahmestelle WUL

Schwermetalle in der Wulka, Burgenland

Standort	Datum	NO ₃ ⁻ (mg/l)	NO ₂ ⁻ (mg/l)	NH ₄ ⁺ (mg/l)	DN (mg/l)	o-PO ₄ ³⁻ (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	Cl ⁻ (mg/l)	DOC (mg/l)
TRA	07.04.2015	39,2	0,10	0,05	8,69	0,19	165	61,4	3,9
TRA	22.04.2015	28,0	0,20	0,04	5,94	0,40	155	57,4	4,0
TRA	04.05.2015	25,2	0,24	0,13	6,43	0,45	136	57,7	3,9
TRA	18.05.2015	31,3	0,18	0,03	8,36	0,36	132	68,0	3,9
TRA	01.06.2015	22,9	0,24	0,08	5,53	0,29	151	58,6	4,0
TRA	08.06.2015	15,4	0,17	0,03	6,32	0,34	155	72,6	3,8
TRA	22.06.2015	19,8	0,26	0,80	5,00	0,35	126	68,8	4,0
TRA	29.06.2015	14,9	0,08	0,03	3,62	0,35	126	60,5	3,9
TRA	14.07.2015	15,7	0,09	0,05	3,83	0,37	121	121	3,8
TRA	22.07.2015	14,1	0,10	0,08	4,44	0,36	107	92,5	4,7

Tabelle 27: Die Parameter NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺, DN, (Ortho-)PO₄³⁻, SO₄²⁻, Cl⁻ und DOC der Wasserproben an der Probennahmestelle TRA

Standort	Datum	NO ₃ ⁻ (mg/l)	NO ₂ ⁻ (mg/l)	NH ₄ ⁺ (mg/l)	DN (mg/l)	o-PO ₄ ³⁻ (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	Cl ⁻ (mg/l)	DOC (mg/l)
OSL	07.04.2015	35,7	0,09	0,04	7,92	0,16	174	55,5	4,0
OSL	22.04.2015	28,2	0,18	0,03	6,30	0,34	146	56,0	3,9
OSL	04.05.2015	29,4	0,22	0,08	6,16	0,42	122	53,9	4,2
OSL	18.05.2015	32,8	0,14	0,03	7,73	0,35	140	61,0	4,2
OSL	01.06.2015	23,5	0,18	0,06	5,66	0,31	159	55,6	3,9
OSL	08.06.2015	16,5	0,13	0,04	6,23	0,35	147	68,1	4,1
OSL	22.06.2015	17,7	0,26	0,68	5,20	0,35	122	65,1	4,0
OSL	29.06.2015	17,9	0,07	0,03	3,65	0,36	109	59,6	4,2
OSL	14.07.2015	15,1	0,09	0,04	3,57	0,39	121	121	4,2
OSL	22.07.2015	11,1	0,07	0,05	3,25	0,39	107	93,3	4,4

Tabelle 28: Die Parameter NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺, DN, (Ortho-)PO₄³⁻, SO₄²⁻, Cl⁻ und DOC der Wasserproben an der Probennahmestelle OSL

Schwermetalle in der Wulka, Burgenland

Standort	Datum	NO ₃ ⁻ (mg/l)	NO ₂ ⁻ (mg/l)	NH ₄ ⁺ (mg/l)	DN (mg/l)	o-PO ₄ ³⁻ (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	Cl ⁻ (mg/l)	DOC (mg/l)
SCH	07.04.2015	29,6	0,09	0,03	6,93	0,15	174	60,3	4,7
SCH	22.04.2015	22,1	0,15	0,03	5,28	0,33	149	61,2	4,3
SCH	04.05.2015	24,6	0,21	0,20	5,26	0,42	140	59,3	4,6
SCH	18.05.2015	26,4	0,15	0,08	6,31	0,44	129	71,6	8,0
SCH	01.06.2015	17,5	0,20	0,09	4,97	0,36	163	60,4	4,7
SCH	08.06.2015	6,5	0,36	0,26	4,00	0,31	146	76,3	4,5
SCH	22.06.2015	13,3	0,27	0,52	4,10	0,33	123	77,0	4,6
SCH	29.06.2015	10,5	0,18	0,14	3,16	0,37	110	69,0	4,4
SCH	14.07.2015	11,0	0,06	0,02	3,02	0,37	110	110	4,7
SCH	22.07.2015	10,7	0,04	0,02	2,46	0,41	90,0	106	5,0

Tabelle 29: Die Parameter NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺, DN, (Ortho-)PO₄³⁻, SO₄²⁻, Cl⁻ und DOC der Wasserproben an der Probennahmestelle SCH

Standort	Datum	NO ₃ ⁻ (mg/l)	NO ₂ ⁻ (mg/l)	NH ₄ ⁺ (mg/l)	DN (mg/l)	o-PO ₄ ³⁻ (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	Cl ⁻ (mg/l)	DOC (mg/l)
NEU1	07.04.2015	3,1	0,01	0,06	0,71	0,8	59,6	107	8,2
NEU2	22.04.2015	1,7	0,06	0,02	0,60	0,33	54,8	105	7,7
NEU3	04.05.2015	3,4	0,07	0,03	0,94	0,58	50,6	104	7,4

Tabelle 30: Die Parameter NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺, DN, (Ortho-)PO₄³⁻, SO₄²⁻, Cl⁻ und DOC der Wasserproben an der Probennahmestelle NEU1-3

Sediment

Schwermetalle Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Ag und Zn

Schwermetalle in der Wulka, Burgenland

	Datum	Einwaage TM (g)	org. Anteil (%)	Vol (ml)	Pb (mg/kg TM)	Cd (mg/kg TM)	Cr (mg/kg TM)	Cu (mg/kg TM)	Ni (mg/kg TM)	Hg (mg/kg TM)	Ag (mg/kg TM)	Zn (mg/kg TM)
FOR 1	07.04.15	0,50411	14,88	20	20,29	0,283	19,6	12,4	21,5	0,090	0,066	85,9
FOR 1	22.04.15	0,5122	13,19	20	21,63	x	x	9,94	x	0,072	x	91,9
FOR 2	22.04.15	0,5982	4,71	20	14,61	x	x	8,38	x	0,042	x	84,3
FOR 1	04.05.15	0,5082	26,60	25	x	0,356	14,5	10,4	18,2	0,109	0,040	74,4
FOR 2	04.05.15	0,50446	28,93	25	x	0,372	15,3	11,8	20,4	0,125	0,045	76,1
FOR 1	18.05.15	0,5273	16,6	20	8,90	x	x	x	x	0,089	x	x
FOR 2	18.05.15	0,5315	21,0	20	9,47	x	x	x	x	0,070	x	x
FOR 1	01.06.15	0,5062	12,10	20	21,30	0,341	17,1	13,3	24,5	0,089	0,048	93,2
FOR 2	01.06.15	0,5079	5,30	20	10,91	0,147	15,5	8,61	16,7	0,045	0,029	62,2
FOR 1	08.06.15	0,5246	7,54	20	x	0,256	38,5	x	20,2	0,047	0,028	x
FOR 2	08.06.15	0,5447	8,08	20	x	0,057	37,9	x	20,4	0,041	0,034	x
FOR 1	22.06.15	0,5086	9,02	20	14,34	0,198	15,7	8,97	19,0	0,050	0,029	65,7
FOR 2	22.06.15	0,5183	4,22	20	11,09	0,137	14,1	6,82	16,7	0,029	0,023	57,9
FOR 1	29.06.15	0,5261	5,80	20	13,20	0,261	18,0	7,59	18,0	0,055	0,056	64,2
FOR 2	29.06.15	0,5114	53,35	20	14,61	0,148	18,8	9,64	20,5	0,077	0,038	68,4
FOR 1	14.07.15	0,504	12,79	20	16,01	0,304	47,9	11,0	21,2	0,069	0,033	76,2
FOR 2	14.07.15	0,544	4,04	20	10,25	0,139	38,7	7,68	16,2	0,024	0,018	68,8
FOR 1	22.07.15	0,5154	8,41	20	11,22	0,174	44,4	8,07	16,8	0,045	0,043	23,7
FOR 2	22.07.15	0,5013	16,67	20	19,42	0,379	51,2	12,4	22,5	0,076	0,039	42,3

Tabelle 31: Gehalte an Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Ag und Zn im Sediment (TM) an der Probennahmestelle FOR

Schwermetalle in der Wulka, Burgenland

	Datum	Einwaage TM (g)	org. Anteil (%)	Vol (ml)	Pb (mg/kg)	Cd (mg/kg TM)	Cr (mg/kg TM)	Cu (mg/kg TM)	Cd (mg/kg TM)	Cr (mg/kg TM)	Ni (mg/kg TM)	Ag (mg/kg TM)
MAT 1	22.04.15	0,5054	3,76	20	24,8	x	x	15,2	x	x	x	x
MAT 2	22.04.15	0,5305	2,44	20	22,1	x	x	80,8	x	x	x	x
MAT 1	04.05.15	0,54893	4,28	20	x	0,166	21,6	14,9	0,166	21,6	24,0	0,047
MAT 2	04.05.15	0,54887	4,61	20	x	0,190	19,3	16,1	0,190	19,3	26,5	0,051
MAT 1	18.05.15	0,5651	2,58	20	29,7	x	x	x	x	x	x	x
MAT 2	18.05.15	0,54176	3,05	20	10,1	x	x	x	x	x	x	x
MAT 1	01.06.15	0,5270	2,19	20	23,0	0,155	16,2	20,6	0,155	16,2	23,4	0,049
MAT 2	01.06.15	0,5237	1,75	20	38,6	0,135	14,5	11,8	0,135	14,5	20,7	0,042
MAT 1	08.06.15	0,5862	8,14	20	x	0,115	42,9	x	0,115	42,9	29,2	0,050
MAT 2	08.06.15	0,5505	2,10	20	x	0,164	36,1	x	0,164	36,1	21,4	0,030
MAT 1	22.06.15	0,5092	1,56	20	11,3	0,101	16,6	45,1	0,101	16,6	21,4	0,035
MAT 2	22.06.15	0,5116	4,08	20	20,1	0,169	16,1	24,8	0,169	16,1	26,4	0,052
MAT 1	29.06.15	0,5122	1,49	20	16,8	0,100	14,5	11,6	0,100	14,5	21,1	0,033
MAT 2	29.06.15	0,5324	2,92	20	24,3	0,145	16,1	12,9	0,145	16,1	23,0	0,039

Tabelle 32: Gehalte an Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Ag und Zn im Sediment (TM) an der Probennahmestelle MAT

Schwermetalle in der Wulka, Burgenland

	Datum	Einwaage TM (g)	org. Anteil (%)	Vol (ml)	Pb (mg/kg)	Cd (mg/kg TM)	Cr (mg/kg TM)	Cu (mg/kg TM)	Ni (mg/kg TM)	Hg (mg/kg TM)	Ag (mg/kg TM)	Zn (mg/kg TM)
WAL 1	07.04.15	0,5239	1,13	20	23,8	0,063	8,76	42,8	7,68	0,009	0,018	38,6
WAL 1	22.04.15	0,5288	1,12	20	3,16	x	x	3,55	x	0,009	x	60,5
WAL 2	22.04.15	0,5516	0,96	20	5,41	x	x	3,83	x	0,009	x	44,7
WAL 1	04.05.15	0,5106	2,17	20	x	0,094	10,4	6,69	9,38	0,021	0,031	50,1
WAL 2	04.05.15	0,5123	1,76	20	x	0,086	10,6	6,29	7,13	0,015	0,025	59,3
WAL 1	18.05.15	0,54163	1,26	20	2,97	x	x	x	x	0,013	x	x
WAL 2	18.05.15	0,52342	0,83	20	2,12	x	x	x	x	0,005	x	x
WAL 1	01.06.15	0,5570	0,78	20	4,32	0,063	31,7	4,30	8,69	0,009	0,021	30,5
WAL 2	01.06.15	0,5303	0,89	20	18,4	0,061	6,65	3,50	6,09	0,007	0,018	28,3
WAL 1	08.06.15	0,5019	2,98	20	x	0,253	66,0	x	31,4	0,334	0,045	x
WAL 2	08.06.15	0,5643	1,20	20	x	0,116	16,0	x	7,89	0,011	0,015	x
WAL 1	22.06.15	0,5055	3,34	20	11,7	0,140	13,8	12,5	15,4	0,045	0,058	81,1
WAL 2	22.06.15	0,5063	0,87	20	3,99	0,080	5,85	3,32	7,82	0,020	0,031	58,5
WAL 1	29.06.15	0,5228	2,61	20	10,6	0,124	30,3	14,7	29,6	0,024	0,046	61,2
WAL 2	29.06.15	0,5467	0,70	20	83,5	0,074	6,80	5,25	7,34	0,007	0,030	28,9
WAL 1	14.07.15	0,5193	2,69	20	10,9	0,192	59,1	14,3	25,9	0,174	0,042	65,5
WAL 2	14.07.15	0,5388	3,19	20	12,94	0,167	37,1	16,1	17,5	0,044	0,062	82,0
WAL 1	22.07.15	0,5674	0,86	20	2,96	0,055	15,2	2,52	6,28	0,006	0,017	18,0
WAL 2	22.07.15	0,5577	2,49	20	8,47	0,095	35,7	9,69	15,5	0,020	0,030	38,4

Tabelle 33: Gehalter an Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Ag und Zn im Sediment (TM) an der Probennahmestelle WAL

Schwermetalle in der Wulka, Burgenland

	Datum	Einwaage TM (g)	org. Anteil (%)	Vol (ml)	Pb (mg/kg)	Cd (mg/kg TM)	Cr (mg/kg TM)	Cu (mg/kg TM)	Ni (mg/kg TM)	Hg (mg/kg TM)	Ag (mg/kg TM)	Zn (mg/kg TM)
ANT 1	07.04.15	0,51570	24,7	20	19,7	0,053	10,9	4,38	8,66	0,011	0,020	40,0
ANT 1	22.04.15	0,5597	1,65	20	10,2	x	x	5,28	x	0,016	x	71,5
ANT 2	22.04.15	0,5224	1,28	20	21,0	x	x	6,27	x	0,015	x	52,2
ANT 1	04.05.15	0,51932	1,21	20	x	0,074	9,82	5,93	8,87	0,020	0,028	47,4
ANT 2	04.05.15	0,58926	1,81	20	x	0,086	9,79	6,10	8,61	0,016	0,025	44,8
ANT 1	18.05.15	0,5289	2,08	20	3,55	x	x	x	x	0,018	x	x
ANT 2	18.05.15	0,53435	1,59	20	6,22	x	x	x	x	0,011	x	x
ANT 1	01.06.15	0,5038	0,98	20	27,3	0,052	8,98	4,70	9,00	0,012	0,023	34,1
ANT 2	01.06.15	0,5005	0,73	20	5,97	0,067	13,1	12,5	9,64	0,009	0,027	49,2
ANT 1	08.06.15	0,5616	0,84	20	x	0,326	22,0	x	9,95	0,010	0,012	x
ANT 2	08.06.15	0,6143	0,80	20	x	0,565	18,6	x	8,13	0,004	0,016	x
ANT 1	22.06.15	0,5606	0,83	20	8,82	0,063	7,89	4,80	14,0	0,010	0,025	42,8
ANT 2	22.06.15	0,5365	1,40	20	5,19	0,050	8,59	4,05	10,2	0,014	0,020	36,2
ANT 1	29.06.15	0,5494	1,26	20	7,78	0,079	10,6	6,54	10,5	0,012	0,027	45,9
ANT 2	29.06.15	0,5274	1,31	20	28,4	0,081	10,9	6,15	10,1	0,013	0,025	43,6
ANT 1	14.07.15	0,525	1,14	20	9,32	0,075	18,2	5,02	9,37	0,020	0,024	39,6
ANT 2	14.07.15	0,5451	1,10	20	9,24	0,067	18,1	14,0	8,80	0,010	0,019	46,2
ANT 1	22.07.15	0,5647	1,23	20	31,2	0,078	22,8	6,77	10,3	0,018	0,011	35,1
ANT 2	22.07.15	0,6216	0,99	20	5,55	0,069	24,1	4,58	9,18	0,011	0,017	37,0

Tabelle 34: Gehalter an Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Ag und Zn im Sediment (TM) an der Probennahmestelle ANT

Schwermetalle in der Wulka, Burgenland

	Datum	Einwaage TM (g)	org. Anteil (%)	Vol (ml)	Pb (mg/kg TM)	Cd (mg/kg TM)	Cr (mg/kg TM)	Cu (mg/kg TM)	Ni (mg/kg TM)	Hg (mg/kg TM)	Ag (mg/kg TM)	Zn (mg/kg TM)
WUL 1	07.04.15	0,52598	1,11	20	22,8	0,065	7,89	6,54	10,6	0,026	0,018	36,5
WUL 1	22.04.15	0,5456	1,36	20	4,97	x	x	3,54	x	0,012	x	46,4
WUL 2	22.04.15	0,5261	1,12	20	86,4	x	x	5,90	x	0,016	x	49,3
WUL 1	04.05.15	0,5486	5,75	20	x	0,163	21,5	17,9	17,8	0,086	0,063	79,5
WUL 2	04.05.15	0,5180	1,05	20	x	0,065	8,08	3,99	7,79	0,015	0,021	45,6
WUL 1	18.05.15	0,50841	4,66	20	14,7	x	x	x	x	0,047	x	x
WUL 2	18.05.15	0,50859	6,77	20	7,62	x	x	x	x	0,039	x	x
WUL 1	01.06.15	0,5603	1,74	20	15,3	0,114	14,7	6,48	11,5	0,045	0,032	40,7
WUL 2	01.06.15	0,5757	2,28	20	15,2	0,108	19,0	8,53	14,1	0,019	0,042	51,1
WUL 1	08.06.15	0,5657	1,11	20	x	0,173	19,7	x	9,39	0,011	0,013	x
WUL 2	08.06.15	0,5391	2,27	20	x	0,517	27,6	x	13,3	0,028	0,028	x
WUL 1	22.06.15	0,5291	1,63	20	12,9	0,071	20,7	5,07	11,1	0,016	0,036	37,4
WUL 2	22.06.15	0,5222	1,52	20	24,9	0,076	19,5	5,06	11,3	0,019	0,075	39,1
WUL 1	29.06.15	0,5014	4,27	20	10,8	0,137	16,9	14,3	16,4	0,041	0,046	77,8
WUL 2	29.06.15	0,5104	1,34	20	10,5	0,085	10,7	6,53	9,88	0,014	0,030	39,6
WUL 1	14.07.15	0,5243	1,41	20	12,2	0,068	19,0	4,71	9,35	0,014	0,019	37,4
WUL 2	14.07.15	0,5286	1,30	20	5,43	0,067	17,7	4,66	9,61	0,013	0,021	32,5
WUL 1	22.07.15	0,5376	1,50	20	6,06	0,091	23,1	5,25	9,73	0,012	0,021	27,2
WUL 2	22.07.15	0,6007	1,35	20	16,1	0,071	23,2	4,54	8,63	0,011	0,021	25,0

Tabelle 35: Gehalte an Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Ag und Zn im Sediment (TM) an der Probennahmestelle WUL

Schwermetalle in der Wulka, Burgenland

149

	Datum	Einwaage TM (g)	org. Anteil (%)	Vol (ml)	Pb (mg/kg TM)	Cd (mg/kg TM)	Cr (mg/kg TM)	Cu (mg/kg TM)	Ni (mg/kg TM)	Hg (mg/kg TM)	Ag (mg/kg TM)	Zn (mg/kg TM)
TRA 1	07.04.15	0,5154	4,32	20	13,0	0,142	17,0	14,0	14,6	0,047	0,047	82,5
TRA 1	22.04.15	0,5129	4,71	20	12,5	x	x	13,1	x	0,047	x	92,0
TRA 2	22.04.15	0,5292	6,18	20	24,0	x	x	51,4	x	0,048	x	103
TRA 1	04.05.15	0,5370	2,82	20	x	0,133	13,0	8,79	12,7	0,028	0,036	61,5
TRA 2	04.05.15	0,54872	5,28	20	x	0,096	0,03	0,28	2,40	0,000	0,001	7,29
TRA 1	18.05.15	0,53456	3,73	20	4,33	x	x	x	x	0,020	x	x
TRA 2	18.05.15	0,5168	4,08	20	7,90	x	x	x	x	0,037	x	x
TRA 1	01.06.15	0,5116	1,69	20	7,44	0,107	13,4	7,31	12,6	0,024	0,037	49,3
TRA 2	01.06.15	0,5073	1,24	20	9,74	0,084	10,6	5,30	9,94	0,017	0,033	37,8
TRA 1	08.06.15	0,5184	1,75	20	x	0,252	25,0	x	11,7	0,016	0,017	x
TRA 2	08.06.15	0,5236	1,20	20	x	0,494	22,5	x	10,5	0,013	0,012	x
TRA 1	22.06.15	0,554	4,22	20	15,5	0,152	14,5	11,6	18,4	0,065	0,085	67,5
TRA 2	22.06.15	0,575	1,63	20	7,58	0,080	9,27	5,35	11,7	0,017	0,037	39,7
TRA 1	29.06.15	0,5088	8,51	20	20,9	0,266	52,9	27,6	25,8	0,088	0,091	126
TRA 2	29.06.15	0,5182	2,57	20	9,13	0,204	12,8	24,1	12,3	0,020	0,038	50,9
TRA 1	14.07.15	0,5551	1,02	20	12,3	0,082	18,0	4,96	8,90	0,010	0,029	31,7
TRA 2	14.07.15	0,5	0,94	20	3,54	0,060	16,4	3,56	8,41	0,010	0,023	27,6
TRA 1	22.07.15	0,5346	0,99	20	3,79	0,084	19,1	2,89	8,20	0,007	0,016	21,0
TRA 2	22.07.15	0,5337	4,11	20	17,0	0,184	53,4	24,0	22,6	0,033	0,059	61,5

Tabelle 36: Gehalte an Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Ag und Zn im Sediment (TM) an der Probennahmestelle TRA

Schwermetalle in der Wulka, Burgenland

150

	Datum	Einwaage TM (g)	org. Anteil (%)	Vol (ml)	Pb (mg/kg TM)	Cd (mg/kg TM)	Cr (mg/kg TM)	Cu (mg/kg TM)	Ni (mg/kg TM)	Hg (mg/kg TM)	Ag (mg/kg TM)	Zn (mg/kg TM)
OSL 1	07.04.15	0,5177	6,59	20	19,9	0,175	22,3	28,2	36,5	0,101	0,062	191
OSL 1	22.04.15	0,5303	1,21	20	5,21	x	x	3,85	x	0,021	x	45,6
OSL 2	22.04.15	0,5211	1,41	20	7,86	x	x	5,37	x	0,020	x	54,7
OSL 1	04.05.15	0,56323	1,22	20	x	0,065	9,68	4,77	9,31	0,018	0,038	45,8
OSL 2	04.05.15	0,5148	2,79	20	x	0,105	15,7	17,7	14,5	0,037	0,037	75,4
OSL 1	18.05.15	0,5425	1,10	20	2,62	x	x	x	x	0,009	x	x
OSL 2	18.05.15	0,5595	1,51	20	6,35	x	x	x	x	0,015	x	x
OSL 1	01.06.15	0,5175	1,37	20	6,61	0,077	11,5	6,26	10,1	0,023	0,028	51,8
OSL 2	01.06.15	0,5343	0,67	20	6,91	0,065	7,78	3,35	6,94	0,012	0,022	30,7
OSL 1	08.06.15	0,5349	2,04	20	x	0,186	28,0	x	13,0	0,025	0,020	x
OSL 2	08.06.15	0,5455	0,85	20	x	0,124	21,0	x	8,17	0,009	0,010	x
OSL 1	22.06.15	0,535	0,69	20	3,28	0,048	5,31	2,43	7,57	0,008	0,016	25,8
OSL 2	22.06.15	0,5638	0,77	20	2,89	0,044	5,31	2,34	7,35	0,008	0,015	24,8
OSL 1	29.06.15	0,5392	0,60	20	10,4	0,052	6,35	1,88	6,62	0,003	0,017	24,9
OSL 2	29.06.15	0,5067	1,05	20	4,39	0,215	6,54	2,84	7,72	0,007	0,021	33,9
OSL 1	14.07.15	0,5181	0,56	20	2,91	0,039	11,5	2,06	7,15	0,007	0,013	18,9
OSL 2	14.07.15	0,5151	0,56	20	3,07	0,040	14,0	2,32	7,33	0,006	0,015	23,3
OSL 1	22.07.15	0,5279	0,96	20	5,53	0,070	19,1	2,76	8,35	0,007	0,015	18,6
OSL 2	22.07.15	0,5131	0,84	20	7,20	0,063	20,4	3,63	7,54	0,006	0,033	18,3

Tabelle 37: Gehalte an Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Ag und Zn im Sediment (TM) an der Probennahmestelle OSL

Schwermetalle in der Wulka, Burgenland

151

	Datum	Einwaage TM Aufschlu ss (g)	org. Anteil (%)	Vol (ml)	Pb (mg/kg TM)	Cd (mg/kg TM)	Cr (mg/kg TM)	Cu (mg/kg TM)	Ni (mg/kg TM)	Hg (mg/kg TM)	Ag (mg/kg TM)	Zn (mg/kg TM)
SCH 1	07.04.15	0,53204	1,04	20	10,2	0,077	9,95	11,8	15,7	0,033	0,061	75,8
SCH 1	22.04.15	0,5028	1,20	20	9,58	x	x	5,80	x	0,028	x	64,7
SCH 2	22.04.15	0,5007	1,20	20	1,01	x	x	5,00	x	0,039	x	54,5
SCH 1	04.05.15	0,52234	1,07	20	x	0,064	9,45	4,17	7,51	0,217	0,129	43,3
SCH 2	04.05.15	0,5575	1,58	20	x	0,051	12,2	5,82	10,0	0,028	0,051	73,2
SCH 1	18.05.15	0,5112	1,24	20	2,57	x	x	x	x	0,019	x	x
SCH 2	18.05.15	0,5619	1,06	20	2,29	x	x	x	x	0,015	x	x
SCH 1	01.06.15	0,5610	1,26	20	7,10	0,083	9,67	5,72	9,50	0,024	0,053	48,5
SCH 2	01.06.15	0,5692	1,01	20	7,19	0,082	9,22	5,69	8,68	0,023	0,075	42,5
SCH 1	08.06.15	0,5622	1,13	20	x	0,068	19,6	x	8,87	0,016	0,029	x
SCH 2	08.06.15	0,5228	0,87	20	x	0,086	21,7	x	8,90	0,017	0,050	x
SCH 1	22.06.15	0,5135	2,08	20	9,28	0,097	10,2	7,60	11,9	0,033	0,066	51,0
SCH 2	22.06.15	0,5488	1,56	20	6,06	0,084	9,78	5,96	10,8	0,136	0,167	45,9
SCH 1	29.06.15	0,5447	1,25	20	7,08	0,089	9,50	5,72	9,90	0,021	0,034	44,1
SCH 2	29.06.15	0,5082	2,40	20	8,66	0,096	13,3	9,83	11,9	0,049	0,073	59,8
SCH 1	14.07.15	0,5026	1,82	20	8,22	0,086	23,5	6,83	11,8	0,026	0,059	54,9
SCH 2	14.07.15	0,5301	0,86	20	4,27	0,048	14,0	3,41	7,89	0,016	0,031	32,4
SCH 1	22.07.15	0,5051	1,26	20	5,30	0,073	25,8	4,66	9,05	0,011	0,027	26,5
SCH 2	22.07.15	0,5091	1,59	20	6,23	0,070	25,8	5,10	10,9	0,011	0,033	36,5

Tabelle 38: Gehalte an Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Ag und Zn im Sediment (TM) an der Probennahmestelle SCH

Schwermetalle in der Wulka, Burgenland

	Datum	Einwaage TM Aufschlus s (g)	org. Anteil (%)	Vol (ml)	Pb (mg/kg TM)	Cd (mg/kg TM)	Cr (mg/kg TM)	Cu (mg/kg TM)	Ni (mg/kg TM)	Hg (mg/kg TM)	Ag (mg/kg TM)	Zn (mg/kg TM)
NEU	22.07.15	0,5170	19,5	20	13,5	0,229	44,8	20,0	28,4	0,077	0,055	323
NEU	22.07.15	0,5244	9,51	20	13,8	0,100	45,8	17,9	25,0	0,042	0,058	52,6
NEU	22.07.15	0,5291	9,41	20	16,2	0,304	49,2	10,8	26,1	0,094	0,101	59,3

Tabelle 39: Gehalte an Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Ag und Zn im Sediment (TM) an der Probennahmestelle NEU

Biofilm und submerse Wasserpflanzen

Schwermetalle Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Ag und Zn

	Datum	Art	Einwaage TM (g)	Vol (ml)	Pb (mg/kg TM)	Cd (mg/kg TM)	Cr (mg/kg TM)	Cu (mg/kg TM)	Ni (mg/kg TM)	Hg (mg/kg TM)	Ag (mg/kg TM)	Zn (mg/kg TM)
FOR	07.04.15	Biofilm 1	0,0344	20	6,37	1,75	24,6	39,0	11,3	0,102	0,010	439
FOR	22.04.15	Biofilm 1	0,2015	20	21,3	0,854	44,0	13,2	26,6	0,126	0,044	112
FOR	04.05.15	Biofilm 1	0,18999	20	6,63	2,20	20,7	13,7	9,50	0,078	0,027	100
FOR	18.05.15	<i>E. speciosum</i>	0,2098	20	1,77	0,575	7,17	5,80	13,2	0,013	0,019	301
FOR	01.06.15	<i>E. speciosum</i>	0,2062	20	4,55	0,322	18,3	5,59	9,23	0,044	0,130	59,2
FOR	08.06.15	<i>E. speciosum</i>	0,1981	20	2,44	0,503	7,12	8,10	13,5	0,017	0,005	77,7
FOR	22.06.15	<i>E. speciosum</i>	0,2279	20	7,64	2,46	9,62	6,86	39,6	0,068	0,051	231
FOR	29.06.15	Biofilm 1	0,2155	20	4,96	1,05	4,86	6,49	25,8	0,055	0,016	135
FOR	14.07.15	<i>E. speciosum</i>	0,4806	20	4,34	0,523	8,92	2,74	12,9	0,020	0,013	69,5
FOR	22.07.15	<i>E. speciosum</i>	0,2081	20	6,36	1,21	9,87	4,88	26,5	0,021	0,014	58,6

Tabelle 40: Gehalte an Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Ag und Zn in Biofilm 1 und *E. speciosum* (TM) an der Probennahmestelle FOR

Schwermetalle in der Wulka, Burgenland

	Datum	Art	Einwaage TM (g)	Vol (ml)	Pb (mg/kg TM)	Cd (mg/kg TM)	Cr (mg/kg TM)	Cu (mg/kg TM)	Ni (mg/kg TM)	Hg (mg/kg TM)	Ag (mg/kg TM)	Zn (mg/kg TM)
MAT	07.04.15	<i>E. speciosum</i>	0,2202	20	11,6	0,416	20,4	20,2	30,2	0,065	0,025	162
MAT	22.04.15	<i>E. speciosum</i>	0,1951	20	10,8	0,411	26,9	23,3	27,4	0,072	0,061	159
MAT	04.05.15	<i>E. speciosum</i>	0,2507	20	15,2	0,283	31,4	15,8	22,4	0,053	0,026	114
MAT	18.05.15	<i>E. speciosum</i>	0,2164	20	15,1	0,408	24,4	28,8	22,1	0,128	0,047	125
MAT	01.06.15	<i>E. speciosum</i>	0,2119	20	17,1	0,630	31,6	20,4	27,4	0,081	0,048	208
MAT	08.06.15	<i>E. speciosum</i>	0,2066	20	16,7	0,638	14,9	21,3	36,2	0,042	0,053	218
MAT	22.06.15	<i>E. speciosum</i>	0,1996	20	19,2	0,686	21,6	25,3	35,8	0,217	0,056	265

Tabelle 41: Gehalte an Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Ag und Zn in *E. speciosum* (TM) an der Probennahmestelle MAT

	Datum	Art	Einwaage TM (g)	Vol (ml)	Pb (mg/kg TM)	Cd (mg/kg TM)	Cr (mg/kg TM)	Cu (mg/kg TM)	Ni (mg/kg TM)	Hg (mg/kg TM)	Ag (mg/kg TM)	Zn (mg/kg TM)
WAL	07.04.15	Biofilm 1	0,2107	20	5,43	0,344	15,8	13,1	9,44	0,054	0,030	130
WAL	22.04.15	Biofilm 1	0,2018	20	13,3	0,424	41,1	25,3	20,1	0,075	0,058	207
WAL	04.05.15	Biofilm 1	0,2217	20	12,6	1,61	30,7	30,3	15,5	0,070	0,060	477
WAL	18.05.15	Biofilm 1	0,2177	20	6,50	0,155	11,1	9,8	7,13	0,023	0,013	77,2

Tabelle 42: Gehalte an Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Ag und Zn in Biofilm 1 (TM) an der Probennahmestelle WAL

Schwermetalle in der Wulka, Burgenland

	Datum	Art	Einwaage TM (g)	Vol (ml)	Pb (mg/kg TM)	Cd (mg/kg TM)	Cr (mg/kg TM)	Cu (mg/kg TM)	Ni (mg/kg TM)	Hg (mg/kg TM)	Ag (mg/kg TM)	Zn (mg/kg TM)
ANT	07.04.15	Biofilm 1	0,20090	20	4,21	0,624	11,1	16,5	10,4	0,043	0,018	171
ANT	22.04.15	Biofilm 1	0,202	20	16,0	1,18	33,1	36,0	19,8	0,080	0,061	442
ANT	04.05.15	Biofilm 1	0,21620	20	8,35	1,23	18,9	30,2	9,76	0,053	0,031	442
ANT	18.05.15	Biofilm 1	0,2059	20	8,14	0,622	21,1	15,6	11,0	0,032	0,014	244

Tabelle 43: Gehalte an Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Ag und Zn in Biofilm 1 (TM) an der Probennahmestelle ANT

	Datum	Art	Einwaage TM (g)	Vol (ml)	Pb (mg/kg TM)	Cd (mg/kg TM)	Cr (mg/kg TM)	Cu (mg/kg TM)	Ni (mg/kg TM)	Hg (mg/kg TM)	Ag (mg/kg TM)	Zn (mg/kg TM)
WUL	07.04.15	Biofilm 2	0,21078	20	1,64	0,110	11,1	6,42	4,58	0,030	0,015	86,6
WUL	22.04.15	Biofilm 2	0,2317	20	50,7	0,292	33,1	17,4	15,8	0,049	0,020	104
WUL	04.05.15	Biofilm 2	0,2601	20	6,83	0,370	18,9	14,0	8,11	0,043	0,022	120
WUL	18.05.15	Biofilm 2	0,2497	20	4,88	0,330	21,1	6,44	9,09	0,019	0,014	112

Tabelle 44: Gehalte an Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Ag und Zn in Biofilm 2 (TM) an der Probennahmestelle WUL

Schwermetalle in der Wulka, Burgenland

	Datum	Art	Einwaage TM (g)	Vol (ml)	Pb (mg/kg TM)	Cd (mg/kg TM)	Cr (mg/kg TM)	Cu (mg/kg TM)	Ni (mg/kg TM)	Hg (mg/kg TM)	Ag (mg/kg TM)	Zn (mg/kg TM)
TRA	07.04.15	Biofilm 1	0,2026	20	18,1	0,234	53,0	24,1	26,7	0,108	0,170	210
TRA	22.04.15	Biofilm 1	0,228	20	10,0	0,747	27,8	17,9	15,0	0,038	0,035	125
TRA	04.05.15	Biofilm 1	0,2076	20	10,9	0,699	27,5	18,8	10,9	0,057	0,042	318
TRA	18.05.15	Biofilm 1	0,2123	20	15,1	0,689	42,4	19,3	20,5	0,074	0,068	503
TRA	01.06.15	Biofilm 1	0,2481	20	4,39	0,283	15,9	8,19	7,86	0,029	0,013	205
TRA	08.06.15	Biofilm 1	0,2270	20	2,88	0,116	15,0	8,48	8,54	0,015	0,014	87,2
TRA	22.06.15	Biofilm 1	0,2627	20	2,64	0,069	10,2	6,07	6,10	0,016	0,017	69,3
TRA	29.06.15	Biofilm 1	0,2484	20	6,95	0,100	18,6	9,11	9,15	0,033	0,012	77,3
TRA	14.07.15	Biofilm 1	0,1838	20	4,69	0,124	13,3	6,93	9,62	0,020	0,011	99,0
TRA	22.07.15	Biofilm 1	0,2389	20	2,66	0,100	11,4	5,86	7,73	0,022	0,016	26,8

Tabelle 45: Gehalte an Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Ag und Zn in Biofilm 1 (TM) an der Probennahmestelle TRA

Schwermetalle in der Wulka, Burgenland

	Datum	Art	Einwaage TM (g)	Vol (ml)	Pb (mg/kg TM)	Cd (mg/kg TM)	Cr (mg/kg TM)	Cu (mg/kg TM)	Ni (mg/kg TM)	Hg (mg/kg TM)	Ag (mg/kg TM)	Zn (mg/kg TM)
OSL	07.04.15	Biofilm 1	0,2026	20	10,2	0,132	29,5	17,1	14,4	0,057	0,084	141
OSL	22.04.15	Biofilm 1	0,2088	20	12,9	0,199	35,7	21,0	17,7	0,064	0,040	142
OSL	04.05.15	Biofilm 1	0,20866	20	9,42	0,662	23,9	16,9	13,2	0,070	0,036	377
OSL	18.05.15	Biofilm 1	0,2130	20	12,7	0,535	29,9	17,3	15,9	0,061	0,080	361
OSL	01.06.15	Biofilm 1	0,2166	20	14,8	0,430	28,7	15,0	12,9	0,054	0,015	224

Tabelle 46: Gehalte an Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Ag und Zn in Biofilm 1 an der Probennahmestelle OSL

	Datum	Art	Einwaage TM (g)	Vol (ml)	Pb (mg/kg TM)	Cd (mg/kg TM)	Cr (mg/kg TM)	Cu (mg/kg TM)	Ni (mg/kg TM)	Hg (mg/kg TM)	Ag (mg/kg TM)	Zn (mg/kg TM)
SCH	07.04.15	Biofilm 2	0,20239	20	5,61	0,059	14,6	7,80	4,62	0,054	0,013	93,7
SCH	22.04.15	Biofilm 2	0,2106	20	2,43	0,052	11,2	6,60	4,26	0,033	0,015	55,1
SCH	04.05.15	Biofilm 2	0,2139	20	4,85	0,061	14,9	7,56	4,69	0,038	0,038	79,5
SCH	18.05.15	Biofilm 2	0,2142	20	6,81	0,061	13,0	7,10	6,44	0,015	0,013	74,7

Tabelle 47: Gehalte an Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Ag und Zn in Biofilm 2 (TM) an der Probennahmestelle SCH

Schwermetalle in der Wulka, Burgenland

	Datum	Art	Einwaage TM (g)	Vol (ml)	Pb (mg/kg TM)	Cd (mg/kg TM)	Cr (mg/kg TM)	Cu (mg/kg TM)	Ni (mg/kg TM)	Hg (mg/kg TM)	Ag (mg/kg TM)	Zn (mg/kg TM)
NEU	22.07.15	<i>M. spicatum</i>	0,2036	20	2,58	0,060	5,11	6,28	3,61	0,038	0,011	39,3
NEU	22.07.15	<i>M. spicatum</i>	0,2151	20	2,09	0,073	8,09	5,75	6,12	0,030	0,012	30,7
NEU	22.07.15	<i>M. spicatum</i>	0,2361	20	2,67	0,097	6,66	7,04	5,84	0,027	0,014	49,1

Tabelle 48: Gehalte an Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Ag und Zn in *M. spicatum* (TM) an der Probennahmestelle NEU

