MASTERARBEIT | MASTER'S THESIS

Titel | Title

Wasserqualität und Metalle in Sedimenten des Wienflusses: Frühjahresaspekt

verfasst von | submitted by

Dominik Vorlaufer BEd

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

Master of Education (MEd)

Wien | Vienna, 2025

Studienkennzahl lt. Studienblatt	Degree programme code as it appears on the student record sheet:	UA 199 504 511 02
Studienrichtung lt. Studienblatt	Degree programme as it appears on the student record sheet:	Masterstudium Lehramt Sek (AB) Unterrichtsfach Chemie Unterrichtsfach Geschichte und Politische Bildung
Betreut von	Supervisor:	Mag. Dr. Franz Jirsa Privatdoz.

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich herzlichst bei all den Personen bedanken, die mich während meines Studiums begleitet und unterstützt haben und ohne die das Alles nicht möglich gewesen wäre.

Allen voran möchte ich mich bei meinem Betreuer Mag. Dr. Franz Jirsa bedanken, welcher mir die Möglichkeit gab, diese Arbeit zu schreiben. Bereits während des Studiums konnte er mich durch seine Art zu unterrichten, die man nur als humorvoll, wertschätzend und lehrreich, bezeichnen kann, für die Umweltchemie und insbesondere für das Thema der Wasseranalytik begeistern. Seine freundliche und hilfsbereite Art, sein Humor und seine Unterstützung machten jeden Arbeitstag zu einer wahren Freude und zu einer Zeit, die ich nicht missen möchte und an die ich immer mit Freuden zurückdenken werde. Ich kann mir keinen schöneren und würdigeren Abschluss für mein Studium wünschen.

Auch Andreas Gradwohl sei an dieser Stelle gedankt, welcher mich während meiner Arbeit sowohl bei technischen als auch vorbereitenden Maßnahmen unterstützte und bei allen Fragen immer ein offenes Ohr für mich hatte.

Ebenso gilt mein Dank Leon Koppandi, für seine Unterstützung und Hilfsbereitschaft während meiner Zeit im Labor.

Ein großer Dank gilt auch meiner Familie, die mich nicht nur während meines Studiums in emotionaler und finanzieller Hinsicht unterstützt hat, sondern mein gesamtes Leben.

Zu guter Letzt möchte ich meiner Freundin Alexandra Wieser für ihr mehrfaches Korrekturlesen danken. Sie hat mich nicht nur vor sieben Jahren dazu ermutigt, den Schritt zu gehen und ein Studium zu beginnen, sondern mich auch auf dem gesamten Weg begleitet. Ihrer Unterstützung verdanke ich es, dass ich heute da bin, wo ich bin.

Inhalt

1. Einleitung 1

1.1 Rechtliche Aspekte 2

1.1.1 Europäisches Recht 2

1.1.2 Österreichisches Recht 3

1.2 Wasserparameter 6

1.2.1 Temperatur 6

1.2.2 Sauerstoff 7

1.2.3 pH-Wert 8

1.2.4 Elektrische Leitfähigkeit 8

1.2.5 Summe der Carbonate 9

1.2.6 Gelöste Kationen 10

1.2.7 Sulfat (SO_4^{2-}) 11

1.2.8 Phosphat (PO_4^{3-}) 12

1.2.9 Chlorid (Cl^-) 12

1.2.10 Stickstoffverbindungen 13

1.2.11 Gelöster gebundener Stickstoff DNb 15

1.2.12 Gelöster organischer Kohlenstoff DOC 15

1.3 Sediment 16

1.3.1 Schwermetalle im Sediment 16

1.4 Zielsetzung 21

2. Material und Methoden 22

2.1 Der Wienfluss 22

2.1.1 Probenahmestelle W1 25

2.1.2 Probenahmestelle W2 26

2.1.3 Probenahmestelle W3 27

2.1.4 Probenahmestelle W4 28

2.1.5 Probenahmestelle W5/W5a 29

2.2 Verwendete Chemikalien ... 30

2.3 Probennahme und Vorbereitung ... 30

2.4 Wasserparameter ... 30

2.4.1 Vor-Ort-Messungen ... 30

2.4.2 Summe der Carbonate ... 31

2.4.3 Gelöste Kationen ... 32

2.4.4 Sulfat (SO_4^{2-}) Nitrat (NO_3^-) Chlorid (Cl^-) ... 33

2.4.5 Ammonium (NH_4^+) Phosphat (PO_4^{3-}) Nitrit (NO_2^-) ... 33

2.4.6 Gelöster gebundener Stickstoff DNb/ Gelöster organischer Kohlenstoff DOC ... 34

2.5 Sediemente ... 34

2.5.1 Loss on Ignition (Glühverlust) ... 34

2.5.2 Probenvorbereitung für Schwermetallanalyse ... 34

2.5.3 Totalreflexionsröntgenfluoreszenzmessung (TXRF – Messung) ... 35

2.5.4 Quecksilbermessung ... 35

2.5.5 Graphitrohr – Atomabsorptionsspektroskopie ... 35

2.6 Statistische Auswertung ... 36

2.7 Ionenbilanz ... 36

3 Ergebnisse ... 37

3.1 Wasseranalyse ... 37

3.2 Sediment ... 49

4 Diskussion ... 56

4.1 Wasserparameter ... 56

4.2 Sediment ... 62

5. Conclusio ... 66

6. Literaturverzeichnis ... 67

7. Anhang ... 73

7.1 Messergebnisse ... 73

7.2 Zusammenfassung ... 81

7.3 Abstract 81

1. Einleitung

„Das Prinzip aller Dinge ist das Wasser, aus Wasser ist alles und ins Wasser kehrt alles zurück“ (Beste & Kälke, 2013 nach Thales von Milet). Mit diesem Satz, der angeblich auf den griechischen Philosophen Thales von Milet zurückgeht, beschrieb dieser bereits vor 2600 Jahren die Wichtigkeit und Bedeutung von Wasser. Wasser ist für den Menschen ein unschätzbar wertvolles Gut und eine lebensnotwendige Ressource.

Insbesondere anthropogene Einflüsse der modernen Gesellschaft führen jedoch dazu, dass diese Ressource bisweilen durch Verschmutzung belastet und bedroht wird. Ein Überblick über die wichtigsten stofflichen Eintragsquellen für Verunreinigungen von Gewässern wird in Abbildung 1 dargestellt und zeigt den deutlichen Überschuss von anthropogenen Faktoren im Vergleich zu natürlichen Faktoren. Ebenso wird dargestellt, welche Quellen einen diffusen Beitrag und welche einen punktförmigen leisten.

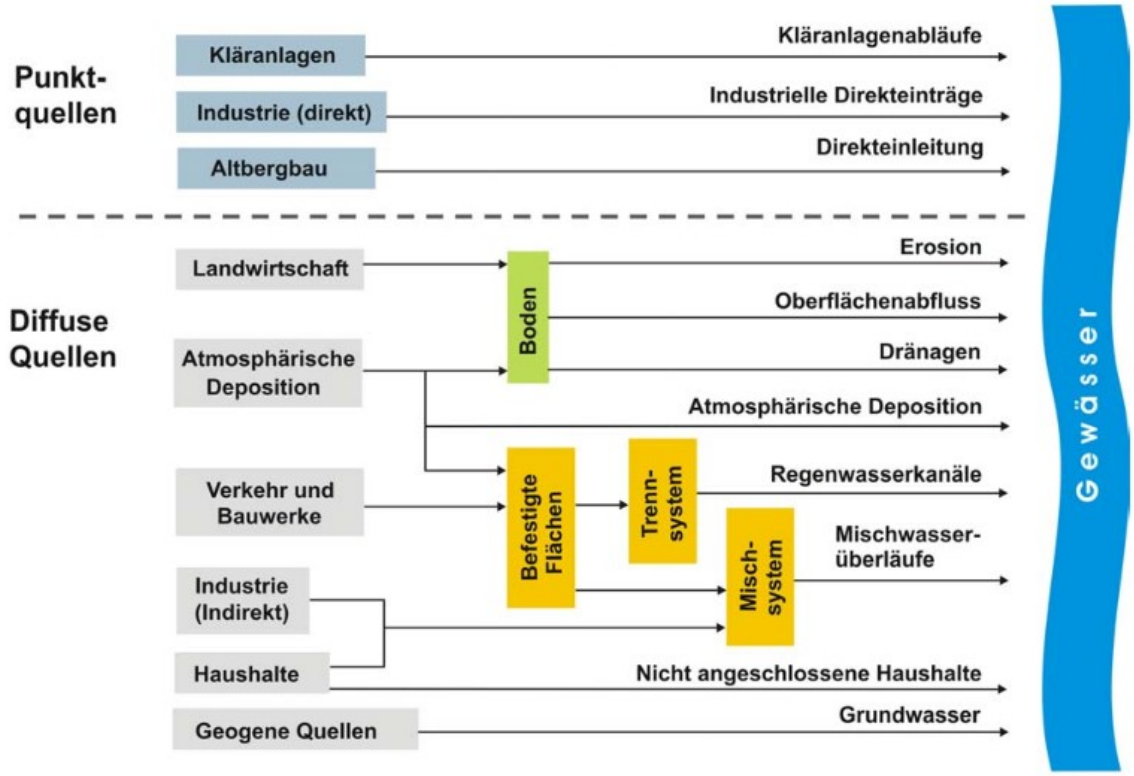

Abbildung 1: Schematische Darstellung zu diffusen und punktförmigen Eintragsquellen von Schadstoffen in Gewässern. (Fuchs et al., 2010)

Um die Qualität von Gewässern zu erhalten, ist eine Teilmöglichkeit des Schutzes ein umfangreiches Monitoring von unter anderem chemischen und physikalischen Parametern, denn diese erlauben es, den Zustand zu überwachen und im gegebenen Fall Maßnahmen zur Verbesserung einzuleiten.

1.1 Rechtliche Aspekte

Der Umgang mit Gewässern innerhalb der Europäischen Union ist auf juristischer Ebene durch diverse Gesetze und Regeln geordnet. In diesem Kapitel soll ein Auszug über die wichtigsten rechtlichen Grundlagen präsentiert werden, die im Kontext zur Fließgewässeranalyse auf ihre physikalischen und chemischen Parameter von Relevanz sind. Dabei soll im Sinne der Rechtsordnung mit dem europäischen Gesetzesrahmen begonnen werden und anschließend die österreichischen Aspekte dargestellt werden.

1.1.1 Europäisches Recht

Seit dem 28. Februar 1986 haben sich die damalige Europäische Gemeinschaft und deren Mitgliedstaaten den Umweltschutz als ein weiteres Ziel gesetzt und den EWG Vertrag mit einem Zusatz zum Thema Umweltschutz erweitert. Diesem Ziel hat sich ebenso die Europäische Union verschrieben und in diesem Bereich diverse Verordnungen und Richtlinien erlassen. Eine Verordnung auf EU-Ebene steht in der Rechtsordnung über den nationalen Gesetzen einzelner Mitgliedsstaaten und muss unmittelbar von diesen in nationales Gesetz umgewandelt und implementiert werden (Bliefert, 2002). Dies gilt ebenso für Richtlinien, nur mit dem Unterschied, dass diese nicht unmittelbar umgesetzt werden müssen, sondern nur von jenen Mitgliedsstaaten, an die sie gerichtet sind (Frenz, 2011). Eine dieser Richtlinien, welche sich jedoch an alle Mitgliedsstaaten richtet, ist die RICHTLINIE 2000/60/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, welche auch als Europäische Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) bezeichnet wird (2000/60/EG). Als oberstes Ziel wird im Artikel 1 der EU-WRRL „die Schaffung eines Ordnungsrahmens für den Schutz der Binnenoberflächengewässer, der Übergangsgewässer, der Küstengewässer und des Grundwassers“ (2000/60/EG, Artikel 1) genannt. Gewässer müssen vor Verschmutzung und Verschlechterung des Zustandes bewahrt werden und ebenso ökologisch saniert werden, um einen gewissen Qualitätsstandard zu erreichen. Ursprünglich sollten alle Gewässer bis zum Jahr 2015 in einen guten beziehungsweise sehr guten Zustand gebracht werden, wobei eine Verlängerung bis 2027 möglich war. Um Gewässer bewerten zu können, wurden Qualitätsbezeichnungen von „sehr guter Zustand“ bis „schlechter Zustand“ eingeführt und definiert (siehe Tabelle 1). Ebenso werden Überwachungszeiträume angegeben, welche je nach Art zwischen 3 Monaten und 6 Jahren liegen und auch Aspekte wie die Berichterstattung geregelt (2000/60/EG).

Tabelle 1: Allgemeine Begriffsbestimmungen für den Zustand von Flüssen, Seen, Übergangsgewässern und Küstengewässern (2000/60/EG, Anhang V)

Zustandsbeschreibung	Definition
Sehr guter Zustand	Es sind bei dem jeweiligen Oberflächengewässertyp keine oder nur sehr geringfügige anthropogene Änderungen der Werte für die physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten gegenüber den Werten zu verzeichnen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit diesem Typ einhergehen. Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des Oberflächengewässers entsprechen denen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Typ einhergehen, und zeigen keine oder nur sehr geringfügige Abweichungen an. Die typspezifischen Bedingungen und Gemeinschaften sind damit gegeben.
Guter Zustand	Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des Oberflächengewässertyps zeigen geringe anthropogene Abweichungen an, weichen aber nur in geringem Maße von den Werten ab, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen.
Mäßiger Zustand	Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des Oberflächengewässertyps weichen mäßig von den Werten ab, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen. Die Werte geben Hinweise auf mäßige anthropogene Abweichungen und weisen signifikant stärkere Störungen auf, als dies unter den Bedingungen des guten Zustands der Fall ist.
Unbefriedigender Zustand	Gewässer, bei denen die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des betreffenden Oberflächengewässertyps stärkere Veränderungen aufweisen und die Biozönosen erheblich von denen abweichen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen
Schlechter Zustand	Gewässer, bei denen die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des betreffenden Oberflächengewässertyps erhebliche Veränderungen aufweisen und große Teile der Biozönosen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen, fehlen

Bezüglich des Verschlechterungsverbotes gab es aufgrund der recht offenen Formulierungen einen großen Interpretationsspielraum. So wurde, unter anderem in Österreich, die Verschlechterung einzelner Aspekte nicht als Gesamtverschlechterung betrachtet, solange die allgemeine Zustandsbeschreibung erhalten blieb. Am 1. Juli 2015 kam es jedoch durch das „Weser-Urteil“ zu einer Konkretisierung, indem festgelegt wurde, dass, wenn es zu einer Verschlechterung einer Güteklasse kommt, dies als eine Verschlechterung als Ganzes zu betrachten ist, selbst wenn es nicht zu einer Verschlechterung der Gesamtnote kommt (Schamschula, 2018).

1.1.2 Österreichisches Recht

Als gesetzliche Grundlage für die Überwachung und Qualität von Gewässern dient in Österreich das Wasserrechtsgesetz (WRG) von 1959. Dieses wird durch die GZÜV, die sogenannte Gewässerzustandsüberwachungsverordnung von 2006, konkretisiert (BMLFUW, 2015).
1959 trat in Österreich das Wasserrechtsgesetz in Kraft. Dieses war jedoch nicht das erste Gesetz bezüglich Wasserqualität, denn bereits zur Zeit der Monarchie gab es gültige Rechtsvorschriften, wie zum Beispiel das Reichswassergesetz von 1869.

Seit Implementierung des WRG gab es diverse Novellierungen, wobei die wichtigste wohl am 22. Dezember 2003 stattfand, hier wurden die Wasserrahmenrichtlinien (WRRL) der Europäischen Union in nationales Recht überführt (Kerschner et al., 2022).

Bei dem WRG handelt es sich um ein recht umfangreiches Gesetz, welches aus 14 Abschnitten mit insgesamt 146 Paragraphen besteht. Es werden Aspekte wie die Einteilung von Gewässern, deren Benutzung, die nachhaltige Bewirtschaftung, der Schutz und die Pflege ebendieser geregelt. In Artikel 7 werden ebenso die Überwachung und die Zustandsbestimmung der Wassergüte geregelt, konkret geht es um die Überwachungsprogramme und deren Umsetzung (WRG, 1959).

Konkretisiert werden die in Artikel 7 stehenden Paragraphen durch die Gewässerzustandsverordnung, welche mit dem 22. Dezember 2006 in Kraft trat. Hierbei werden die Art und Weise, wie überwacht werden soll, präzisiert und die Grundlage für Messstellen, Überwachungszeiträume und Methodik geliefert (GZÜV, 2006). Bezüglich der Messstellen gibt es drei verschiedene Kategorien, die sich wie folgt gliedern:

- Überblicksmessstellen Ü1- Messstellen übergeordneter Bedeutung (Gewässereinzugsgebiet >2500km^2)
- Überblicksmessstellen Ü2 - Referenzmessstellen (Gewässer mit geringfügigem anthropogenem Einfluss)
- Überblicksmessstellen Ü3 - Sonstige Überblicksmessstellen (Gewässereinzugsgebiet >1000km^2)

Insgesamt gibt es 100 Messstellen, 31 davon sind Ü1 – Messstellen, 9 Ü2 Messstellen und 60 Ü3 Messstellen. Durch dieses Netzwerk soll eine breite Überwachung und Monitoring der österreichischen Fließgewässer gewährleistet werden (BMLFUW, 2020).

Ebenso wird hier der Zeitrahmen festgelegt und die Frequenz, in welcher die diversen Überprüfungen durchzuführen sind, festgelegt. Für Fließgewässer gilt generell ein Überwachungszyklus von 6 Jahren, wobei im ersten Jahr der IST-Zustand erhoben wird, mit der sogenannten Erstbeobachtung und anschließend erfolgen die jährlichen Wiederholungsbeobachtungen. Je nach Untersuchungstyp gibt es verschiedene Frequenzen, so werden physikalische und chemische Parameter zumeist zwölfmal pro Jahr analysiert, biologische Qualitätskomponenten alle drei Jahre (siehe Abbildung 2) (BMLFUW, 2024).

Teil 1: Fließgewässer	Ü1						Ü2						Ü3					
Jahr des Beobachtungszyklus:	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
Allg. physik. und chem. Grundparameter	x	x	x	x	x	x	x						x	x	x	x	x	x
Nichtsynthetische Schadstoffe	x			x			x						x			x		
Synthetische Schadstoffe	x						2						2					
Biologische Qualitätskomponenten																		
Phytobenthos	x			x			x						x			x		
Makrozoobenthos	x			x			x						x			x		
Fische	x			x			x						x			x		
Makrophyten	x						x						x					
Plankton	1						1						1					

Abbildung 2: Beobachtungszyklen in Abhängigkeit der analysierten Komponenten und Überblicksmessstellen (BMLFUW, 2024).

Bezüglich diverser Grenzwerte von Stoffen und deren Definition sind insbesondere zwei Verordnungen entscheidend. Zum einen die die Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer vom 8. Juni 2006 und die Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer vom 30. März 2010 (QZV Chemie OG., 2006; QZV Ökologie OG., 2010).

Ziel der QZV Chemie ist es, einen guten chemischen Zustand für Oberflächengewässer zu gewährleisten. Hierfür wurden Grenzwerte für die Konzentrationen bezüglich des Jahresdurchschnitts für diverse organische und anorganische chemische Stoffe und Chemikalien definiert. Unterschieden werden diese jedoch in synthetisch (anthropogen wie z.B. Pestizide) und nichtsynthetisch (natürlich wie z.B. Metalle) (QZV Chemie OG., 2006). Die QZV Ökologie ist eine etwas umfangreichere Verordnung und legt allgemeine ökologische Zielvorgaben fest, so finden sich hier zusätzlich zu physikalischen und chemischen Definitionen und Zielvorgaben auch solche für den biologischen Bereich wie zum Beispiel Plankton, Makrophyten oder die Fischfauna (QZV Ökologie OG., 2010).

1.2 Wasserparameter

Im folgenden Kapitel wird ein näherer theoretischer Überblick über die wichtigsten chemischen und physikalischen Wasserparameter gegeben, welche für diese Arbeit analysiert wurden und von Relevanz für die Charakterisierung von Fließgewässern sind. Dies geschieht auf Grundlage von ausgewählten Aspekten, welche sich unter anderen in der QZV Ökologie und QZV Chemie finden lassen. Ebenso werden Schwermetalle in Sedimenten beschrieben.

1.2.1 Temperatur

Seit Jahren zeigt sich, dass der menschengemachte Klimawandel und die damit einhergehenden Temperaturanstiege ein zunehmendes Problem und Herausforderung für unser Ökosystem darstellen, dies gilt ebenso für unsere aquatische Umwelt. Auf biologischer Ebene betrachtet, hat dies insbesondere Auswirkungen auf die Fauna und Flora von Gewässern (Herold et al., 2016). Zwar besitzt Wasser die größte Wärmekapazität aller Flüssigkeiten, mit der Ausnahme von flüssigem Wasserstoff und kann damit relativ gut große Temperaturveränderungen abpuffern und speichern, jedoch zeigen sich einige Auswirkungen bezüglich des anthropogenen Klimawandels (Bliefert, 2002).

Im Hinblick auf chemische und physikalische Aspekte lässt sich im Allgemeinen sagen, dass ein Anstieg der Temperatur zumeist mit einem Anstieg der Reaktionsgeschwindigkeit verbunden ist (Mortimer et al., 2015). Temperaturerhöhungen und die damit verbundene Erhöhung der Reaktionsgeschwindigkeit haben ebenso einen Einfluss auf die Toxizität von chemischen Stoffen in Gewässern. Dies stellt jedoch keine allgemein gültige Regel dar, da zwar die akute Toxizität steigen kann, jedoch die chronische in einigen Fällen abnimmt, was aber gesagt werden kann ist, dass die Temperatur Auswirkungen auf die Bioverfügbarkeit hat. (Fent, 2013).

Abgesehen von der Reaktionsgeschwindigkeit, hat die Temperatur noch Einfluss auf andere Aspekte, wie zum Beispiel die Löslichkeit von verschiedenen chemischen Stoffen, den Sauerstoffbedarf, diverse Oxidations- und Reduktionsprozesse, dem Gleichgewicht zwischen Ammoniak und Ammonium und auch auf den pH-Wert (Pohling, 2015).

Daraus ergibt sich, dass die regelmäßige Messung der Temperatur von Gewässern ein wichtiger Parameter ist, um diese zu charakterisieren. Wichtig ist jedoch zu beachten, dass hierbei eine Vor-Ort-Untersuchung erforderlich ist. Dies liegt daran, dass eine spätere Analyse im Labor kein aussagekräftiges Ergebnis liefern würde, da dieses nicht der tatsächlichen Temperatur des Gewässers entsprechen würde (BMLFUW, 2015).

1.2.2 Sauerstoff

Ein weiterer wichtiger Punkt bezüglich der Charakterisierung von Gewässern ist der Sauerstoffgehalt, beziehungsweise die Sauerstoffsättigung. Der Eintrag in von Sauerstoff in Gewässer erfolgt durch zwei bis drei Arten, mittels Zufuhr durch die Atmosphäre, durch Photosynthese von Wasserpflanzen oder in Ausnahmefällen durch den Eintrag von Zuflüssen. Verbraucht wird der Sauerstoff durch Atmung von Organismen, durch den Abbau organischer Stoffe und durch Verluste in die Atmosphäre. Fließgewässer haben im Vergleich zu stehenden Gewässern eine bessere Sauerstoffaufnahme durch die Bewegung und Durchmischung des Wassers bei geringerer Tiefe im Vergleich zu stehenden Gewässern (Schwoerbel, Brendelberger, 2013).
Eine Vielzahl von im Wasser lebenden Organismen benötigt für ihren Stoffwechsel Sauerstoff, diese bezeichnet man als Aerobier. Dennoch gibt es auch Mikroorganismen, wie beispielsweise einige Bakterienarten, welche keinen Sauerstoff benötigen, die als Anaerobier bezeichnet werden (Bliefert, 2002).
Der Verbrauch von Sauerstoff durch Stoffwechselprozesse und andere Aspekte steht meist in einem sensiblen Gleichgewicht, welches durch den Eintrag von Beispielsweise organischen Material gestört werden kann. Durch diesen Eintrag kommt es zu einem erhöhten Abbau, was zur Folge hat, dass der Sauerstoffgehalt sinken kann, wie unter anderen bei Oxidationsprozessen von organisch gebundenem Kohlenstoff zu Kohlenstoffdioxid. Dies kann zu einem sogenannten Sauerstoffdefizit führen, welches sowohl Fauna als auch Flora von Gewässern schädigen kann (Schönborn, 2000). Der Sauerstoffgehalt kann somit ebenso als ein indirektes Maß für die Aktivität von Mikroorganismen und den Abbau von organischem Material betrachtet werden.
Doch nicht nur biologische und chemische Abbauprozesse beeinflussen den Sauerstoffgehalt, sondern auch die Temperatur wie in Tabelle 2 gezeigt wird.

Tabelle 2: Sauerstoffgehalt in [mg/l] in Abhängigkeit zur Temperatur in [°C] (BMLFUW, 2015).

Temperatur [°C]	Sauerstoffgehalt [mg/l]
0	14,64
10	11,25
20	9,08
30	7,55

Mit steigender Temperatur nimmt der Sauerstoffgehalt ab, so reduziert sich dieser bei 30°C etwa um die Hälfte des Niveaus von 0°C.

1.2.3 pH-Wert

Der pH-Wert gilt als einer der Standardparameter in der Wasseranalyse und gibt Auskunft über die Acidität oder Alkalinität von Gewässern. Für natürliche Gewässer sollten Werte zwischen 6 und 9 vorliegen, da alles darüber oder darunter zu einer Schädigung von Fauna und Flora führen würde. So kommt es bereits bei Werten von über 8 und unter 6 zu reduzierten Bakterienaktivitäten und bei Werten von unter 5,5 zur kompletten Einstellung besagter Aktivitäten (Pohling, 2015). Mit dem pH-Wert verändert sich auch die Bioverfügbarkeit von chemischen Stoffen, da diese dadurch teils in ionischer vorliegen und je nach Art besser von Organismen resorbiert und verwertet werden können und sich somit die Toxizität erhöht. Ein klassisches Beispiel hierfür sind die Metalle, welche in ihrer ionischen Form besser aufgenommen werden können, genau umgekehrt verhält es sich mit Ammoniak (Fent, 2013).

Ein großer Einflussfaktor, der zu einer Versauerung von Gewässern führen kann, ist Regen. Durch das CO_2 in der Atmosphäre bilden sich in Regentropfen kleine Mengen von Kohlensäure H_2CO_3, diese senkt den pH-Wert von Regen auf etwa 5,5 - 5,6. Durch industrielle Prozesse, wie die Verbrennung von schwefelhaltigen Energieträgeren oder auch von Stickoxiden, kann es zu einer weiteren Herabsenkung des pH-Werts kommen (Hites et al., 2017).
Ein ebenso anthropogener Einflussfaktor für die Veränderung des pH-Werts ist die Landwirtschaft, durch Düngung mit stickstoffhaltigen Stoffen kann es zu Nitrifikation kommen. Es existieren jedoch auch nicht anthropogene Einflussfaktoren, die den Zustand des pH-Werts beeinflussen können. Als Beispiel seien hier Vorgänge angeführt, die auf Mineralien zurückzuführen sind, wie die Verwitterung von Silicaten oder Eisensulfid. Zum Eisensulfid sei jedoch erwähnt, dass dieser Faktor durch menschliche Einflüsse wie Bergbau erhöht werden kann (Kölle, 2017; Hilberg, 2022).

1.2.4 Elektrische Leitfähigkeit

Unter der elektrischen Leitfähigkeit wird die Eigenschaft von Wasser, elektrischen Strom zu leiten, verstanden. Diese Fähigkeit ist auf die gelösten Ionen, i. e. die geladenen Teilchen innerhalb von Gewässern zurückzuführen. Somit gibt sie einen indirekten und nicht pauschalen Aufschluss darüber, wie salzhaltig das Gewässer oder eben welche Menge an Ionen enthalten ist. Umso leitfähiger ein Gewässer ist, desto mehr Ionen sind folglich enthalten. Da die Leitfähigkeit eine temperaturabhängige Größe ist, werden im Normalfall Proben bei 25°C analysiert, um vergleichbare Werte zu erzielen (Wisotzky et al., 2021).

Definiert ist die elektrische Leitfähigkeit mit der Einheit Mikrosiemens pro Zentimeter [µS/cm] und ergibt sich aus dem reziproken Wert für den Widerstand, der beim Anlegen einer Spannung und dem einhergehenden Stromfluss zwischen zwei in Wasser getauchten Elektroden entsteht (Kölle, 2017).

1.2.5 Summe der Carbonate

Die Summe der Carbonate in Gewässern ist ein entscheidender Faktor für die Pufferkapazität des Wassers und damit für die Fähigkeit, pH-Wert Veränderungen abzufedern. Die Bestimmung erfolgt indirekt über die Säurekapazität, welche auch als Alkalinität bezeichnet wird. Diese ist wie folgt definiert: „Die Säurekapazität ($K_{S\,4,3}$) beschreibt die Fähigkeit einer starken Säure (0,1 mol/l), etwa Salz- oder Schwefelsäure, ein bestimmtes Volumen (meist 100 ml) einer Wasserprobe bis zu einem bestimmten pH-Wert (4,3) zu neutralisieren“ (Pohling, 2015, S.283). Grundlage hierfür sind die zwei Gleichgewichtsreaktionen von Kohlendioxid und Wasser (Knoch, 1994).

$$CO_2 + H_2O \rightleftharpoons HCO_3^- + H^+$$

$$HCO_3^- + H_2O \rightleftharpoons CO_3^{2-} + H_3O^+$$

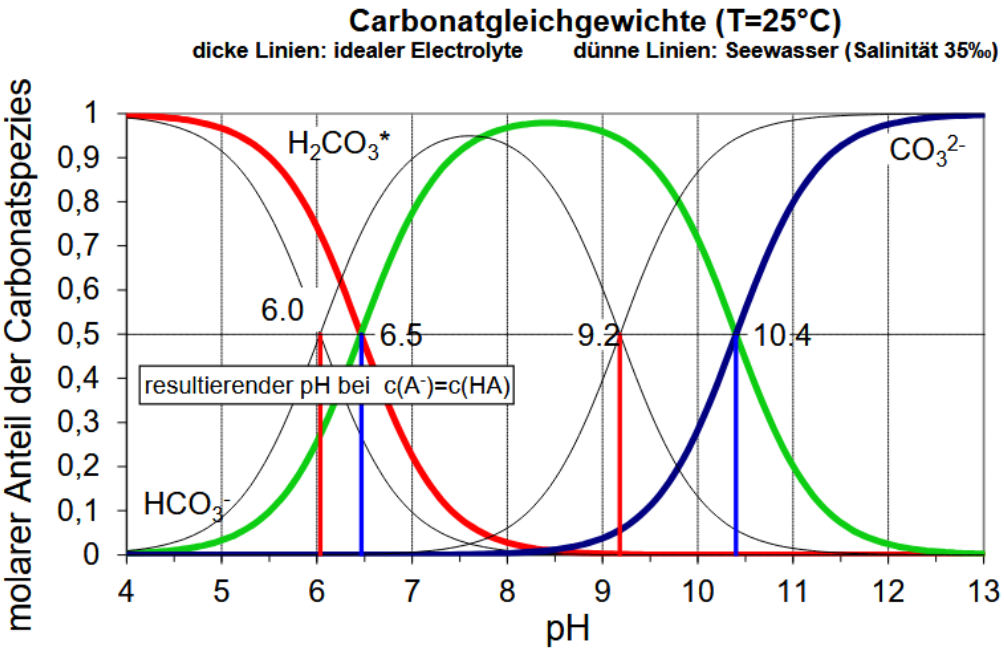

Abbildung 3: Darstellung der relativen Verhältnisse von Kohlenstoffdioxid, Hydrogencarbonat und Carbonat in Abhängigkeit des pH-Werts. (Schlapansky, 2020).

Wie aus Abbildung 3 ersichtlich, bildet sich etwa ab einem pH-Wert von 4,3 HCO_3^- und erreicht bis pH 6,35 ein 50:50 Verhältnis mit CO_2, welches mit steigenden pH-Wert abnimmt. Ab 8,3 beginnt nun der Gehalt an CO_3^{2-} zu steigen und steht ab pH 10,33 in einem 50:50 Verhältnis

mit HCO_3^-. (Knoch, 1994). Da Unterhalb des pH-Werts von 4,3 praktisch nur mehr Kohlenstoffdioxid vorliegt, lässt sich hierbei mittels Titration und anschließender Umrechnung die Summe der Carbonate bestimmen. Vor allem durch den Austausch mit der Atmosphäre gelangt Kohlenstoffdioxid in die Gewässer, aber auch andere Faktoren können dazu führen. Beispielsweise entsteht bei diversen biologischen Abbauprozessen durch Bakterien CO_2, welches so in die Gewässer gelangt, aber auch geogene Einflüsse wie das Vorhandensein von kalkhaltigem Gestein kann diesen Betrag erhöhen (Schwoerbel, Brendelberger, 2013).

1.2.6 Gelöste Kationen

Die wichtigsten und am häufigsten anzutreffenden metallischen Kationen in natürlichen Gewässern sind Natrium Na^+, Kalium K^+, Magnesium Mg^{2+} und Calcium Ca^{2+}. Diese treten in Gewässer fast ausschließlich in ihrer dissoziierten ionischen Form auf und sind der Hauptinhaltsstoff an kationischen Teilchen mit häufigen Konzentrationen von über 10 mg/L (Knoch 1994). Besondere Bedeutung erhalten hierbei Calcium und Magnesium, da diese beiden Elemente (neben Strontium und Barium, welche in natürlichen Gewässern aber vernachlässigbar sind) entscheidend für die Gesamthärte des Wassers sind. (Bliefert, 2002).

Natrium: Na^+ zählt zu den am häufigsten anzutreffenden Alkalimetall-Ionen in Gewässern und ist für den Menschen essentiell, da es für diverse zelluläre Mechanismen benötigt wird. Erhöhte Werte können meist auf anthropogene Einflüsse zurückgeführt werden, wie beispielsweise durch den Eintrag über Böden aufgrund von Streusalzverwendung oder auch durch die Benutzung von diversen Düngemitteln. Jedoch können auch Zuflüsse von Abwässern zu einer Erhöhung führen. (Knoch, 1994; Kölle 2017).

Kalium: Mit K^+ verhält es sich ähnlich wie mit Na^+, es ist ebenso essentiell für den Menschen und findet sich in nahezu in sämtlichen natürlichen Gewässern, wobei in stehenden Gewässern wie Seen deutlich kleinere Konzentrationen gemessen werden als in fließenden Gewässern. Es kommt jedoch in merklich geringeren Konzentrationen vor als Natrium. Erhöhte Einträge in Gewässer basieren ebenso wie beim Natrium meist auf der Verwendung von kaliumhaltigen Düngemitteln, der Einleitung von Abwässern oder durch industrielle Vorgänge (Knoch, 1994; Kölle 2017).

Magnesium: In der Natur kommt Magnesium meist in carbonathaltigen Mineralien wie beispielsweise dem Dolomit ($CaCO_3 \cdot MgCO_3$) oder auch dem Magnesit ($MgCO_3$) vor. Weitere Vorkommen sind in Form von Silicaten und Sulfaten, zudem findet es sich ebenso in Salzlagerstätten. Es ist sowohl für den Menschen als auch für Pflanzen essentiell, so besteht

beispielsweise das Zentralatom des Chlorophylls aus Magnesium. Für Einträge in Oberflächengewässer spielen vor allem industrielle Abwässer und Einträge durch Düngemittel eine Rolle (Pohling, 2015; Kölle 2017).

Calcium: Bei Calcium handelt sich um das fünfthäufigste Element des Planeten und ist mit etwa 3,6% am Aufbau der Erdrinde beteiligt. Es findet sich in einer Vielzahl von Mineralen wie dem Dolomit, Marmor oder Kalkstein, wobei es in diesen zumeist als Calciumcarbonat ($CaCO_3$) vorliegt, kann aber auch in anderen Formen wie Calciumsulfat ($CaSO_4$) auftreten. Calciumcarbonat spielt für das Vorhandensein von Ca^{2+} in Gewässern eine übergeordnete Rolle.

$$CaCO_3 + H_2O + CO_2 \rightleftharpoons Ca^{2+} + 2HCO_3^-$$

Durch das Vorhandensein in von CO_2 in Gewässern oder generell CO_2-haltigen Gewässern dissoziiert das Calciumcarbonat in Ca^{2+} und Hydrogencarbonat. Ähnlich wie bei den zuvor genannten Kationen resultieren zusätzliche Einträge vor allem aus anthropogenen Einflüssen, insbesondere durch das Einleiten von Abwässern, dem Einsatz von Düngemittel oder industriellen Emissionen (Pohling, 2015; Kölle 2017).

1.2.7 Sulfat (SO_4^{2-})

Sulfat ist ein in Gewässern natürlich vorkommendes Anion, dieses Vorkommen ist zumeist auf geologische Aspekte zurückzuführen wie sulfathaltige Mineralien auf Basis von Calciumsulfat oder sulfidhaltige Mineralien wie dem Pyrit. Durch den Menschen findet jedoch ein zusätzlicher Eintrag von schwefelhaltigen Verbindungen statt, so stammt ein großer Beitrag, in etwa 75%, durch anthropogene industrielle Prozesse, wie Verbrennungsprozesse von schwefelhaltigen Kohleprodukten oder. Ebenso spielen industrielle Abwässer und anderweitige Verunreinigungen wie beispielsweise durch Düngemittel eine Rolle bezüglich des anthropogenen Eintrags (Pohling, 2015; Reineke, Schlömann, 2020).
Schwefel selbst ist für die meisten Organismen ein lebensnotwendiges Element und essentiell, so stellt auch Sulfat in geringen Mengen kein toxikologisches Problem dar. In höheren Konzentrationen kann es jedoch abführend wirken, ein Umstand den sich die Medizin in Form von Abführmitteln zu Nutze macht. (Kölle, 2017).

1.2.8 Phosphat (PO_4^{3-})

Phosphor kann in Gewässern in Form von organischen Phosphaten aufgrund von Stoffwechselprozessen von Mikroorganismen vorliegen, der jedoch größte Teil liegt als anorganische Spezies, Orthophosphat, vor. Die Eintragsquelle für natürliche Belastung von Phosphaten stammt aus Apatiten, welche phosphathaltige Mineralien sind. Dieser natürliche Eintrag ist jedoch von einem deutlich geringeren Ausmaß wie die Belastung durch anthropogene Einflüsse. Kommunale Abwässer oder Auswaschung durch Regen aus Böden, welche mit phosphathaltigen Düngemitteln versetzt sind, stellen die Hauptbelastungsquellen dar (Schwoerbel, 2013).
Zwar ist Phosphor ebenso essentiell für die meisten lebenden Organismen, eine zu hohe Phosphatbelastung in Gewässern kann aber zu gravierenden ökologischen Problemen führen. Besonders anfällig hierbei sind stehende und langsam fließende Gewässer, in denen es aufgrund von zu hohen Phosphatbelastungen zur Eutrophierung kommen kann (Kölle, 2017).
Zunächst kommt es aufgrund des Überangebots von Phosphat zu einem vermehrten Algenwachstum, was wiederrum zu einem Überangebot an Sauerstoff führt. Aufgrund der Ausbreitung der Algen gelangt weniger Licht in tiefere Regionen des Gewässers, was zu einem Absterben von ebendiesen führt. Dieses abgestorbene organische Material kann nun durch aerobe Oxidation von Mikroorganismen zersetzt werden, dadurch sinkt jedoch der Sauerstoffgehalt, was zu einer erhöhten anaeroben Zersetzung führt, wodurch giftige Nebenprodukte wie der bereits erwähnte Schwefelwasserstoff entstehen können. Aufgrund des Sauerstoffmangels und der entstandenen toxischen Stoffe kann es in Folge zu einem kompletten Absterben der aquatischen Lebensgemeinschaft kommen (Pohling, 2015).

1.2.9 Chlorid (Cl^-)

Chlorid zählt zu den Anionen, welche sich in natürlichen Gewässern finden lassen und ist hauptverantwortlich für die Salinität, den sogenannten Salzgehalt. Mit Ausnahme von Meerwasser oder speziellen Salzseen spielen geologische Prozesse eine nahezu unbedeutende Rolle für die Konzentration und den Gehalt an Chlorid in Gewässern, Haupteintragsquellen sind auf anthropogene Prozesse zurückzuführen (Pohling, 2015).
Verantwortlich hierfür sind in Gewässer eingeleitete Abwässer, wie beispielsweise aus dem Bergbau, genauer gesagt, der Salz- und Kalibergbau, da bei der Aufarbeitung der Produkte salzhaltige Abfälle entstehen, die in Wasser dissoziieren und somit Chlorid in Lösung geht. Auch die chemische Industrie spielt bei der Belastung mit Chlorid eine wichtige Rolle, allen voran Industriebetriebe, welche sich auf Chlorchemie spezialisiert haben, aber auch die Lebensmittelindustrie bei fleischverarbeitenden Betrieben oder Käsereien. Ebenso von Bedeutung sind

kommunale Abwässer, da diese auch mit Chlorid belastet sind, was zumeist durch die Verwendung von Natriumchlorid in der Ernährung oder auch durch den Einsatz von Enthärtungsmitteln zu erklären ist (Herbst, 2000; Kölle 2017).
Aufgrund dessen, dass natürliche Prozesse von Chlorideinträgen in Gewässer (mit Ausnahme von Meeren) vernachlässigbar sind, stellt eine erhöhte Chloridkonzentration einen guten Indikator für eine Verschmutzung mit Abwässern dar. Ebenso geht eine erhöhte Chloridkonzentration mit einer erhöhten elektrischen Leitfähigkeit einher, weswegen diese auch als Indikator für eine mögliche Chloridverunreinigung herangezogen werden kann (Kölle, 2017).

1.2.10 Stickstoffverbindungen

Neben dem elementaren Stickstoff N_2 finden sich in Gewässern zahlreiche anorganische und organische Stickstoffverbindungen. Zu den anorganischen zählen vor allem Ammoniak NH_3, Ammonium NH_4^+, Nitrat NO_3^- und Nitrit NO_2^- und zu den organischen Aminosäuren und Proteine (Gunkel, 2000). Um das Vorhandensein dieser Verbindungen in aquatischen Systemen zu verstehen, ist zunächst ein Überblick über den Stickstoffkreislauf wichtig.

Stickstoff hat den prozentuell höchsten Anteil der Gase unserer Atmosphäre und kommt in dieser elementar vor. Zwar gibt es in einem äußerst geringen Ausmaß auch mineralische Vorkommen, jedoch sind diese für den Kreislauf zu vernachlässigen. Durch den Austausch mit der Atmosphäre gelangt elementarer Stickstoff in Gewässer und kann dort von Mikroorganismen und einigen Algenarten in Ammoniak oder Ammonium überführt werden, ein Prozess, welcher als Stickstofffixierung bezeichnet wird und der essentiell für viele Lebewesen ist, die elementaren Stickstoff nicht verwerten können. In Gegenwart von Sauerstoff können einige Bakterienarten nur Ammoniak oder Ammonium in einem zweistufigen Prozess zuerst zu Nitrit und anschließend zu Nitrat oxidieren. Dieser Prozess wird Nitrifikation genannt und liefert Energie für andere Stoffwechselprozesse, wie beispielsweise die Assimilation von CO_2. Der gegenläufige Prozess zur Nitrifikation ist die Denitrifikation, die in sauerstoffarmen Bereichen wie der Grenzschicht von Sediment und Wasser auftritt. Entscheidend hierfür sind anaerobe Bakterien, welche mittels vorhandenen organischen Materials und Nitrat Energie gewinnen und besagtes Nitrat wieder zu Stickstoff reduzieren (Gunkel, 2000, Bliefert, 2002).
Durch anthropogene Einflüsse kann dieser Stoffkreislauf und das damit verbundene, natürliche aquatische Gleichgewicht gestört werden. Hauptverursacher für eine Störung ist vor allem die Landwirtschaft, welche durch stickstoffhaltige Düngemittel für zusätzliche Einträge sorgt (Wisotzky et al., 2021).

Ammonium NH_4^+: Die Menge von freien Ammonium-Ionen ist vor allem von zwei Parametern abhängig. Zum einen sind es die chemischen Bedingungen bezüglich des pH-Werts: Umso saurer das Milieu, desto mehr Ammonium liegt vor und umgekehrt.

Basische Bedingungen: $NH_4^+ + OH^- \rightleftharpoons NH_3 + H_2O$

Saure Bedingungen: $NH_3 + H_3O^+ \rightleftharpoons NH_4^+ + H_2O$

Zum anderen ist auch die Temperatur in Kombination mit dem pH-Wert ausschlaggebend, ob Ammonium oder Ammoniak überwiegt, wie Abbildung 4 zu entnehmen ist (Fent, 2013).

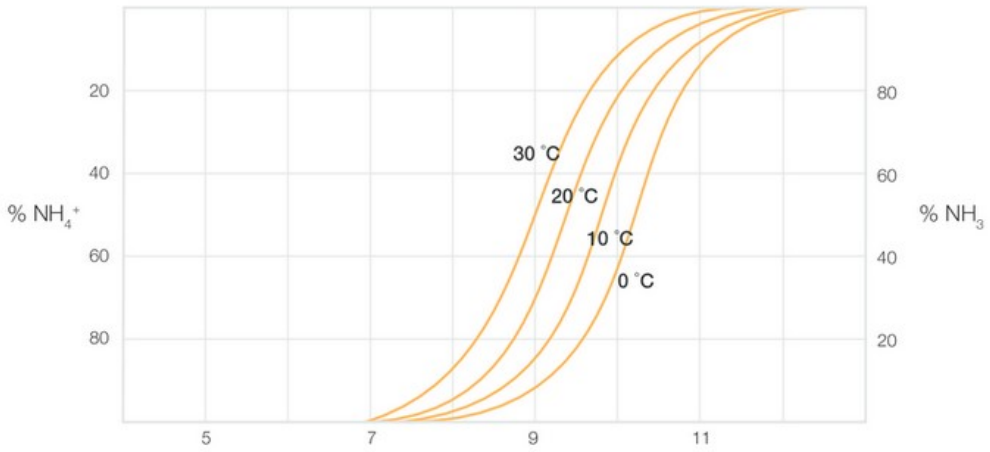

Abbildung 4: Darstellung des prozentuellen Anteils von Ammoniak und Ammonium in Gewässern in Abhängigkeit von pH- Wert und Temperatur (Paul, 2016).

Bezüglich der Toxizität für Fische zeigt sich, dass diese besonders anfällig für Ammoniak sind und Ammonium besser vertragen (Fent, 2013). Durch die Oxidation von Ammonium beziehungsweise Ammoniak entsteht Nitrit und Nitrat, was mit einem Sauerstoffverbrauch einhergeht und diesen dem Gewässer entzieht, was in großen Mengen ebenso eine negative Folge für das aquatische System sein kann (Kölle, 2017).

Nitrit NO_2^-: Nitrit entsteht im ersten Schritt der Nitrifikation von Ammoniak oder Ammonium und wird danach meist weiter zu Nitrat oxidiert. Ebenso ist es möglich, dass sich Nitrit als Zwischenprodukt bei der Denitrifikation bildet, wobei dieser Schritt in sauerstoffreichen Fließgewässern eine eher untergeordnete Rolle spielt. Generell ist aufgrund der Tatsache, dass es sich um ein Zwischenprodukt handelt, die allgemeine Konzentration von Nitrit in Gewässern eher gering. In Bezug auf die Toxizität wirkt sich Nitrit vor allem auf das Hämoglobin aus, es oxidiert das Eisen(II) zu Eisen(III), wodurch Methämoglobin entsteht, welches seine Affinität zu Sauerstoff verliert. Bei erwachsenen Menschen ist dieser Vorgang durch Enzyme reversibel, kann jedoch bei Säuglingen zu Methämoglobinämie führen (Kölle, 2017).

Nitrat NO_3^-: In natürlichen und unbelasteten Gewässern lässt sich normalerweise Nitrat, ähnlich wie auch Nitrit, nur in geringen Konzentrationen nachweisen. In Bereichen mit einer hohen Dichte an landwirtschaftlicher Nutzung steigen jedoch die auffindbaren Konzentrationen aufgrund der Verwendung von Düngemitteln an. Dies ist insofern ein Problem, da Nitrat als Wachstumsstoff für diverse Pflanzen dient, so leistet eine erhöhte Nitratkonzentration in Kombination mit Phosphat einen entscheidenden Beitrag bezüglich der Eutrophierung von Gewässern. Doch nicht nur durch die Landwirtschaft gelangt Nitrat in Gewässer, sondern auch durch kommunale Abwässer oder Industriebetriebe gelangt dieses in die Umwelt. Die Toxizität von Nitrat selbst geringer ist geringer als jene des Nitrits, dieses kann jedoch im Darm in Nitrit umgewandelt werden, wodurch dieselbe Problematik bezüglich Methämoglobinämie ergeben kann (Bliefert, 2002; Pohling, 2015).

1.2.11 Gelöster gebundener Stickstoff DNb

Zur Messung des Stickstoffs in Gewässern gibt es zwei Möglichkeiten: Man kann zum einen den totalen Stickstoff (TN) messen, hierbei wird der gesamte Anteil, auch der partikuläre, gemessen. Die andere Methode ist die Messung des gelösten gebundenen Stickstoffs, der sämtliche gelöste Stickstoffverbindungen misst, hierfür ist es notwendig, die Proben zu filtrieren, um etwaige vorhandene Partikel zu entfernen (Gujer, 1999).

1.2.12 Gelöster organischer Kohlenstoff DOC

Der DOC-Wert (Dissolved Organic Carbon) beschreibt den Teil des organischen Kohlenstoffs, welcher sich in einem Gewässer in Lösung befindet. Dem gegenüber steht der POC-Wert, der partikuläre organische Kohlenstoff, welcher den gesamten ungelösten Kohlenstoffanteil beschreibt. Zusammen erhält man den Wert für den gesamten Kohlenstoff, der sich in einem Gewässer befindet. Im Allgemeinen dient der DOC-Wert ebenso zur Bewertung der Qualität eines Gewässers in Bezug auf die organische Belastung (Lorch, 2000, Kölle 2017). Ein Anteil des DOC in Gewässern besteht aus Kohlenhydraten, Proteinen, Fetten, Aminosäuren, aber auch Lignin oder Cellulose. Ebenso einen wichtigen Hauptanteil machen die Huminstoffe aus, Stoffe, die primär durch den Abbau von Pflanzenresten durch Mikroorganismen entstehen und sehr vielseitig sein können. Generell lässt sich auch sagen, dass die Höhe des DOC auch der limitierende Faktor für die Populationsgröße von Mikroorganismen in Gewässern darstellt, da kohlenstoffhaltige Verbindungen als Nahrungsquelle für diese dienen (Lorch, 2000; Schwoerbel. 2013).

1.3 Sediment

Die feste Schicht, welche unsere Erde umgibt, setzt sich aus der Erdkruste und dem Erdmantel zusammen und besteht aus Gestein, dieser Bereich wird als die sogenannte Lithosphäre bezeichnet. Auf der Lithosphäre befindet sich der Boden, dieser stellt die äußere, zumeist lockere Schicht der Erde dar, variiert in seiner Dicke und Zusammensetzung und wird auch Pedosphäre genannt. Charakteristisch für die Pedosphäre ist, dass sie im Gegensatz zu den tieferen Gesteinsschichten im Austausch mit der Atmosphäre und der Hydrosphäre stehen kann, i. e. mit Wasser und Luft. Die Zusammensetzung von Böden ist wesentlich komplexer und facettenreicher als die der Luft und des Wassers, welche meist einheitlich charakterisiert sind. Sie ist Abhängig von vorhandenen anorganischen Materialien, wie Mineralien, und organischen Materialien, wie Pflanzen und Lebewesen, wodurch es zu unterschiedlicher Bodenzusammensetzung kommt. Ein wichtiger Aspekt bei der Bildung von Böden ist die Erosion, also die Verwitterung von Gestein und Mineralien. Diese kann auf drei Prozesse zurückgeführt werden: Erstens die biologische Verwitterung, die primär durch Lebewesen bedingt ist und durch Lebewesen bedingt wird. Zweitens die physikalische Verwitterung, bei welcher durch mechanische Vorgänge Material abgetragen wird und drittens die chemische Verwitterung, welche hauptsächlich auf der Eigenschaft von Wasser als Lösungsmittel beruht. Diese drei Aspekte bilden die Grundlage für die Bildung von Sediment, das aus kleinen Partikeln von anorganischen und organischen Material besteht und damit ebenso relevant für die Bildung von Böden ist (Bliefert, 2002).
Im nachfolgenden Kapitel soll ein Überblick über die relevanten, im Sediment enthaltenen Metalle, welche für diese Arbeit von Bedeutung sind, gegeben werden.

1.3.1 Schwermetalle im Sediment

Bezüglich der Definition von Schwermetallen existiert kein einheitlicher wissenschaftlicher Konsens, zumeist wird jedoch die Dichte herangezogen und alle Metalle, die eine höhere Dichte als 5 g/cm^3 aufweisen, als Schwermetalle zu klassifizieren (Reineke, Schlömann, 2020). Auch die Toxizität wird im öffentlichen Diskurs bisweilen zur Charakterisierung herangezogen, was aber mitunter problematisch ist, da eine Vielzahl der Schwermetalle für viele Lebewesen, wie auch dem Menschen, essentiell sind, wobei diese in zu hohen Dosen ebenfalls toxisch wirken können. Es gibt verschiedene Möglichkeiten, wie sich Schwermetalle negativ auf den Organismus auswirken können, so können einige beispielsweise Enzyme inaktivieren, indem sie in ihrer kationischen Form mit Amino- und Sulfhydrylgruppen von Proteinen reagieren. Ebenso kann es zu Wechselwirkungen mit Metalloenzymen im Körper kommen. Auch die Durchlässigkeit der Zellmembrane kann sich durch die Einwirkung von Schwermetallen verändern, was

wiederum Konsequenzen für den Stofftransport hat. Des Weiteren sind viele von ihnen mutagen, was bedeutet, dass sie erbgutschädigend sind und somit krebserregend wirken (Reineke, Schlömann, 2020).
Die Art und Weise, wie die Metalle vorliegen, hat ebenso Einfluss auf die Toxizität und vor allem die Bioverfügbarkeit, da diese in aquatischen Umgebungen als freie Ionen, elementar, als unlösliche Komplexe oder als gelöste organische/ anorganische Komplexe vorliegen können. Dies wird von einer weiteren Fülle von Faktoren beeinflusst, die dadurch eine wichtige Rolle bezüglich der Bioverfügbarkeit haben. Zu diesen zählen der pH-Wert, welcher Einfluss auf die Metall-Ionen hat, die Summe der Carbonate/ Gesamthärte, da diese Metall-Ionen komplexieren können, generelle Komplexbildner wie organische Liganden oder auch die Salinität. Dem Sediment kommt ebenfalls eine wichtige Bedeutung bei der Bioverfügbarkeit von Schwermetallen bei, da hier teils Adsorptionsvorgänge an den Partikeln des Sediments selbst stattfinden, aber auch eine Vielzahl an organischen Liganden zur Verfügung steht, welche meist aus dem Bereich der Huminstoffe stammt (Fent, 2013).
Besonders problematisch ist bei Schwermetallen die sogenannte Bioakkumulation, zwar reichern sich die meisten Metalle primär im Sediment an, jedoch können sich diese ebenso in Pflanzen und Tieren anreichern. Dies führt dazu, dass diese unter anderen in die Nahrungskette gelangen können und so folgen für andere Lebewesen und den Menschen haben. Schwermetalle in Gewässern stammen aus unterschiedlichsten Quellen, sowohl natürlichen wie auch anthropogenen. Zu den natürlichen zählt vor allem der Vulkanismus, durch den viele Tonnen an Schwermetallen direkt in die aquatische Umwelt oder zuerst in die Atmosphäre und anschließend in die Gewässer gelangen. Tatsächlich gibt es einige Metalle, bei denen die natürlichen Emissionen die anthropogenen übersteigen, wie beispielsweise bei Aluminium oder auch Eisen. Dennoch beeinflusst der Mensch die globalen Emissionen in einem großen Ausmaß und erhöht somit die Belastung für das Ökosystem, insbesondere die (metallverarbeitende-) Industrie, der Straßenverkehr und Müllverbrennungsanlagen spielen hierbei eine beträchtliche Rolle (Bliefert, 2002).

Arsen (As)

Bei Arsen handelt es prinzipiell um ein Übergangsmetall, wird jedoch aufgrund seiner Ökotoxizität und umweltbelastenden Eigenschaften zu den Schwermetallen gezählt. In der Natur kommt es vor allem in Form von Sulfiden mit der allgemeinen Formel As_xS_y vor. Es existieren verschiedene allotrope Modifikationen, wobei graues Arsen das stabilste ist, daneben gibt es noch gelbes, schwarzes und braunes Arsen. Je nach Oxidationsstufe und der Art der

Arsenverbindungen, unterscheidet sich die Toxizität, wobei anorganische Verbindungen toxischer sind als organische oder die metallische Form. Arsen ist eines der Schwermetalle, das primär durch natürliche Vorgänge wie Vulkanismus oder die Verwitterung von Mineralien in die Umwelt gelangt (Reineke, Schlömann, 2020; Gey, 2023).

Blei (Pb)

Blei ist ein relativ weiches, bläulich-graues Metall, das natürlich vor allem im Bleiglanz, dem Galenit (PbS), vorkommt und zu den häufigsten Metallschadstoffen in der Atmosphäre zählt. Dies liegt in der vielfältigen Verwendung von Blei, da es beispielsweise für Batterien verwendet wird und ein wichtiger Rohstoff für die Industrie ist. In aquatischen Systemen bildet es zumeist mit anderen vorhandenen Reaktionspartnern sowohl organische als auch anorganische schwerlösliche Verbindungen, welche absinken und sich im Sediment sammeln (Pohling, 2015).
Blei ist als Umweltgift klassifiziert und ist für Menschen, Tiere und Pflanzen toxisch, wobei für den Menschen insbesondere die anorganischen Verbindungen in Form von Bleisalzen von Relevanz sind. (Reichl, Benecke, 2002; Bliefert, 2002).
Natürliche Emissionen von Blei sind nur in einem geringen Ausmaß vorhanden, Haupteintragsquelle stammt aus anthropogenen Emissionen aus der Industrie (Bliefert, 2002).

Cadmium (Cd)

Cadmium ist ein weiches, silberweißes Schwermetall, welches kaum in technisch relevanten Mengen in eigenständigen Erzen vorkommt, sondern meist mit Zink vergesellschaftet ist. Daher entsteht ein Großteil der Cadmiumemissionen bei der Herstellung von Zink, aber auch bei der Verbrennung von Müll und fossilen Brennstoffen. Die allgemeine Verwendung von Cadmium selbst ist jedoch wegen seiner Toxizität seit Jahren rückläufig, es wurde früher für Batterien und Farbpigmente verwendet (Kölle, 2017).

Chrom (Cr)

Chrom ist ein silberweißes, hartes Metall, das in der Natur meistens in Form von Chromit ($FeO \cdot Cr_2O_3$) vorkommt. In aquatischen Systemen kann es in verschiedenen Formen vorliegen, zum Beispiel als Kation Cr^{3+}, in verschiedenen Hydroxidformen oder als Chromat beziehungsweise Dichromat. Chromverbindungen reichern sich sehr stark in der Nahrungskette an, da sie von Organismen und Lebewesen nur schwer abgebaut werden, was insbesondere in

Kombination mit deren Toxizität problematisch ist. Besonders Chrom(VI)-Verbindungen stellten sich in Untersuchungen als toxischer als Chrom(III)-Verbindungen heraus, da erstere stark mutagen wirken und eine Vielzahl von Krebsarten auslösen können. Natürliche Prozesse in Bezug auf die Einbringung von Chrom in Gewässern sind auf Verwitterungsprozesse und vulkanische Aktivitäten zurückzuführen, anthropogen stammt der Hauptanteil aus der Industrie, Farbmittelherstellung und Gerberei (Pohling, 2015; Gey, 2023).

Kupfer (Cu)

Kupfer ist ein rotbräunliches Metall, das für den Menschen und viele andere Lebewesen essentiell ist. In der Natur kommt es meist in Form von sulfidischen Erzen wie dem Chalcopyrit oder auch dem Kupferglanz vor, reine Kupfervorkommen existieren jedoch auch, sind aber deutlich seltener. In Gewässern kommt es meist als Cu^{2+} oder als Carbonat vor und bildet sowohl anorganische als auch organische Komplexe. Für die meisten Fischarten ist Kupfer toxisch. Es findet vor allem Einsatz in der Elektroindustrie, was auf seine hervorragende Leitfähigkeit zurückzuführen ist, wird aber auch für bauliche Aspekte wie Wasserrohre genutzt (Pohling, 2015; Kölle, 2017).

Nickel (Ni)

Nickel ist ein silbriges Metall, das einen messingartigen Schimmer aufweist und in Wasser gelöst vor allem als Ni^{2+} vorkommt. Dieses kann reduziert werden und bildet Sulfide, im Falle eine Oxidation bilden sich meist Carbonate. Bezüglich der Toxizität hängt es meist davon ab, in welcher Verbindung es auftritt, ebenso gibt es einen umstrittenen Diskurs, ob es sich bei Nickel um ein essentielles oder nicht-essentielles Metall handelt. Verwendung findet es in der Industrie als Katalysator, in elektronischen Bauteilen oder zur Behandlung von Metallen (Pohling, 2015; Gey, 2023).

Quecksilber (Hg)

Quecksilber ist ein silbrig schimmerndes Metall mit einer hohen Dichte und das Einzige, welches unter Normalbedingungen im flüssigen Zustand vorliegt. Gediegen kommt es nur äußerst selten vor und liegt meist als Sulfid vor, dem sogenannten Zinnober (HgS). Die Belastung durch natürliche Prozesse wie Vulkanismus oder die Verwitterung von Mineralien ist eher gering, auch hier spielen primär anthropogene Prozesse eine übergeordnete Rolle beim Eintrag in die Ökosysteme. Hierfür sind vor allem industrielle Prozesse wie die Verhüttung von sulfidischen Erzen, Chloralkalie-Industrie, Verbrennung von fossilen Rohstoffen, aber auch diverse

Produkte wie Batterien, Lampen oder auch früher Thermometer verantwortlich. Abgesehen von atmosphärischen Auswirkungen durch besagte Prozesse, gelangt Quecksilber auch durch die dadurch abgeleiteten Abwässer (sowohl industrielle wie auch kommunale) in die aquatische Umwelt, wo es sich meist im Sediment absetzt. (Reineke, Schlömann, 2020; Gey, 2023).
In der Atmosphäre wird Quecksilber zu Hg^{2+} oxidiert (welches im Hinblick auf die Toxizität weniger problematisch ist) und gelangt anschließend in die Gewässer. Dort kann es wieder reduziert werden und gelangt dadurch erneut zurück in die Atmosphäre, durch Sulfidfällung und Adsorption reichert es sich im Sediment an. Besonders problematisch ist jedoch die Methylierung durch Mikroorganismen, da Methylquecksilberverbindungen äußerst lipophil sind, es so zur Bioakkumulation in höheren Lebewesen kommt und dort kaum abgebaut wird. Quecksilber hat eine Vielzahl akuter wie chronisch toxischer Folgen, markant ist vor allem die Schädigung des Nervensystems (Reineke, Schlömann, 2020; Gey, 2023).

Silber (Ag)

Silber ist ein Metall mit silbrigem Glanz, welches sowohl gediegen als auch als Silbererz, beziehungsweise in geringen Spuren auch in anderen Erzen, enthalten ist. Anwendung findet es in der Technik in Form von Legierungen, der chemischen Analytik, aber auch in der Medizin bei Medikamenten. Generell sind die Konzentrationen in der aquatischen Umwelt eher gering (Kölle 2017).

Zink (Zn)

Zink ist ein graues bis bläuliches, essentielles Metall, welches an nicht-passivierten Oberflächen auch glänzt. In der Natur kommt es ausschließlich in mineralischer Art in Form von beispielsweise Zinkspat ($ZnCO_3$) oder Zinkblende (ZnS) vor und enthält meist auch Anteile an Cadmium. Es findet sich vielfach in Gewässern, da es ein sehr weit verbreitetes und eingesetztes Element ist und vor allem durch den Eintritt von Sickerwasser aus Mülldeponien, die zinkhaltige Abfälle lagern, kann es in die aquatische Umwelt gelangen. Die Landwirtschaft trägt ebenso zur Zinkbelastung in der Umwelt bei, da Zink oft Bestandteil von Insektiziden oder Fungiziden ist, wodurch es in die Böden gelangt, wo es wiederum durch Regenwasser ausgewaschen werden kann. Zink ist nicht nur für den Menschen essentiell, sondern auch für Pflanzen und Tiere, bei zu großen Konzentrationen wirkt sich Zink jedoch auf Algen und Fische toxisch aus (Pohling, 2015).

1.4 Zielsetzung

Ziel der hier vorliegenden Arbeit ist eine Charakterisierung ausgewählter physikalischer und chemischer Parameter des Wienflusses über den Zeitraum vom 2.4.2025 bis zum 28.5.2025 an fünf verschiedenen Untersuchungsstellen. Dabei soll analysiert werden inwiefern sich gewissen Trends beobachten lassen, wie die Zunahme von Nährstoffen oder Unterschiede zwischen den einzelnen Probenahmestellen. Auch soll versucht werden die Qualität des Gewässers (sofern möglich) zu bewerten. Ebenso soll eine Analyse bezüglich Schwermetalle im Sediment durchgeführt werden wobei hierbei sechs Probenahmestellen vorgesehen sind. Dies soll zur Beurteilung dienen ob Schwermetallbelastungen festgestellt werden können und in welchem Ausmaß diese vorliegen.

2. Material und Methoden

2.1 Der Wienfluss

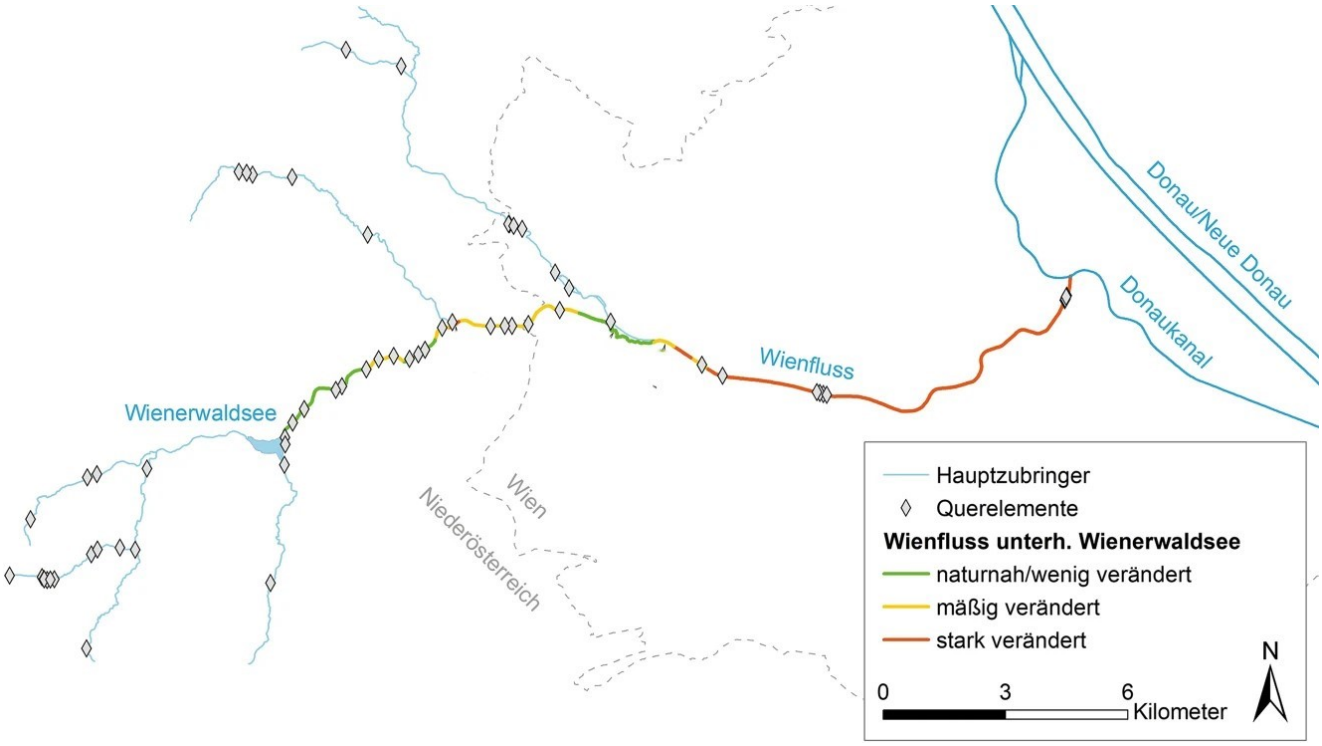

Abbildung 5: Karte mit Verlauf des Wienflusses und ausgewählten Hauptzuläufen (Gruber, et al., 2022).

Der Wienfluss ist ein Oberflächenfließgewässer mit einem Einzugsgebiet (welches auch sämtliche Zubringerbäche umfasst) von ungefähr 230 km^2, der Hauptteil, ca. 170 km^2, befindet sich in Niederösterreich und besteht aus eher gering verbautem und bewaldetem Gebiet. Er hat eine Länge von in etwa 34 Kilometer, davon befinden sich 16 Kilometer des Flusses im Wiener Stadtgebiet und die restlichen 18 Kilometer in Niederösterreich (Pollack, 2012). Zwei Quellbäche (ersichtlich in Abbildung 5, die ersten zwei Bäche links in der Grafik) sind für den Ursprung der Wien verantwortlich, der erste ist die Dürre Wien, deren Quelle das sogenannte Kaiserbründl ist, welches sich am Kaiserbrunnberg in der Nähe der Ortschaft Rekawinkel und auf einer Seehöhe von 520 m befindet. Zweiter Quellbach ist die Kalte Wien, welche aus mehreren Gräben entlang des Hengstlberges entsteht, sich in Pfalzau mit dem Pfalzauerbach vereinigt und anschließend mitsamt der Dürren Wien in Pressbaum zum Wienfluss wird. Auf Höhe der Urania, an der Grenze zwischen dem 1. und dem 3. Bezirk, mündet sie schließlich in den Donaukanal, wobei sie vom Kaiserbründl ausgehend bis hierher um 363 Meter fällt. Zwischen den Orten Pressbaum und Untertullnerbach befindet sich der Wienerwaldsee, hier wird der Wienfluss in einem ursprünglich künstlich angelegten Becken gestaut und der Durchfluss reguliert (Holzapfel, 2014). Bezüglich der aquatischen Bioregionen befindet sich die Wien im Flysch

(Zone in W, NÖ, OÖ, Sbg) und im östlichen Flach- und Hügelland, wobei letzteres nicht von Relevanz ist, da der Bereich der Wien, welcher sich hier befindet, nur in einem künstlichen Flussbett verläuft (QZV Ökologie OG., 2010, Anhang A). Das Flysch zeichnet sich geologisch dadurch aus, dass es sich hierbei um leicht verwitterbare Sandsteine und Mergel, auf Basis von Ton und Kalk, wobei insbesondere der Kalkstein eine wichtige Rolle spielt, handelt (Haidvogl, et al., 2019).

Flüsse und Gewässer waren seit jeher wichtige Lebensadern und Grundlage für das Gedeihen von Zivilisationen, so auch der Wienfluss und dessen Zuläufe. So finden sich in dieser Gegend Hinweise auf keltische Siedlungen, aber auch Überbleibsel römischer Artefakte aus der Zeit der römischen Besiedelung (Schnee, 2019). Während des Frühmittelalters bis ins Hochmittelalter setzte sich der Prozess der Besiedelung dieses Gebietes weiter fort, es entstanden ab dem 9. Jahrhundert die Ortschaften Purkersdorf, Hütteldorf, Hadersdorf, Weidlingau, Penzing und Baumgarten. Dies lag an den günstigen Bedingungen der Gegend, die Böden waren fruchtbar und der Fluss lieferte die Grundlage für Bewässerung und Nahrung. Ebenso verlief in dieser Gegend eine wichtige Verkehrsroute von Ost nach West und auch der Fluss selbst wurde als Transportweg innerhalb dieser Gegend genutzt, insbesondere für den Transport von Holz aus dem Wienerwald (Holzapfel, 2014). Durch die Besiedelung, aber auch durch das Wachsen von Wien selbst wurde der Zustand des Flusses jedoch negativ beeinflusst, da er als Abwasserkanal für anfallenden Unrat diente. Besonders in der Gegend bei Wien leiteten Gerbereien, Schlachtbetriebe und viele andere Gewerbe ihre anfallenden Abfälle in das Gewässer ein, durch unterschiedliche Zuläufe gelangten zudem Müll und Fäkalien der einfachen Bevölkerung in den Fluss. Insbesondere in der Neuzeit verschlechterte sich der Zustand des Gewässers drastisch. Nach dem Ende der Zweiten Wiener Türkenbelagerung begann die Stadt ihr Kanalnetzwerk auszubauen, um Abwässer nicht mehr in Senkgruben zu entleeren, sondern diese aus der Stadt hinauszubefördern. Eines dieser Abflussgewässer war der Wienfluss. Bis ins 19. Jahrhundert verschlechterte sich der Gewässerzustand weiter rapide und schuf damit Bedingungen, die schließlich zur Choleraepidemie von 1831/1832 führten (Pollack, 2012). Ein weiteres Problem waren die Hochwasser, welche sich entlang des Wienflusses ereigneten. Diese wurden durch die natürlichen geologischen Gegebenheiten begünstigt, in welchen Wasser eher langsam absickert und dem im Frühjahr eintretenden Schneeschmelzen aus dem alpinen Raum sowie starken Niederschlagsereignissen. Um diesen Problemen entgegenzuwirken, wurden mehrere Regulierungsmaßnahmen getroffen (Haidvogl, et al., 2019).

Regulierung des Wienflusses

Die ersten Regulierungsansätze wurden bereits zu Beginn des 18. Jahrhunderts gesetzt, 1713, als Folge eines Hochwassers, welches große Teile des Glacis und des Wiener Umlands überschwemmte. Es wurden vereinzelte Uferbegradigungen durchgeführt, insbesondere im Bereich des heutigen Schwarzenberg Platzes, die jedoch nicht das gewünschte Ergebnis lieferten und es in Folge immer noch zu verheerenden Hochwassern kam (Wiedeck, 2022). Weitere Versuche fanden unter der Regierung von Maria Theresia statt, welche befahl, die wichtigsten Zuläufe der Wien umzuleiten, was jedoch ebenso keine Abhilfe schaffte und zusätzlich das Problem intensiver Geruchsbelastung durch mangelndes Wasser in den Sommermonaten zur Folge hatte. Gegen Ende des 18. Jahrhunderts erfolgten weitere Uferbegradigungen und Bepflanzungen der Ufer im größeren Stil. Als Folge der Choleraepidemie im 19. Jahrhundert wurden erstmals im größeren Maßstab Sammelkanäle angelegt, um eine bessere Ableitung des Wassers zu gewährleisten, was bezüglich der hygienischen Aspekte nur zu einer geringen Verbesserung führte, da diese Sammelkanäle bei Starkregen überliefen. 1882 kam es zum wichtigsten Beschluss in der Regulierungsgeschichte: Eine umfassende Regulierung sollte vorgenommen werden. In den nächsten Jahrzehnten wurden diverse Bauprojekte durchgeführt, so wurden große Rückhaltebecken bei Auhof und der Wienerwaldsee angelegt, ebenso wie die Erweiterung bestehender Sammelkanäle. Innerhalb Wiens wurde eine künstliche Sohle aus Stein und Beton als Flussbett gebaut und die Flussufer mit Steinmauern versehen. Die Ursprünge des Wienflusses innerhalb Wiens in seiner heutigen Erscheinungsform gehen also auf jene Zeit und die damit verbundenen baulichen Maßnahmen zurück (Holzapfel, 2014).

2.1.1 Probenahmestelle W1

Die erste Probenahmestelle (Abbildung 6) befindet sich in Niederösterreich in der Ortschaft Untertullnerbach 3011 und wird über die Wiesengasse erreicht. Einige hundert Meter flussaufwärts befindet sich die Kläranlage Untertullnerbach und unweit davon findet sich der Auslass der Wienerwaldsees.

Koordinaten: 48.188740, 16.128959

Abbildung 6: Probenahmestelle W1, Blickrichtung flussaufwärts.

2.1.2 Probenahmestelle W2

Auch die zweite Probenahmestelle (Abbildung 7) befindet sich in Niederösterreich, diese liegt in Purkersdorf 3002 und ist über einen öffentlichen Parkplatz zugänglich. Dieser liegt gegenüber des Wienerwaldbads der Stadtgemeinde Purkersdorf und entlang der Tullnerbachstraße, Ecke Fürstenberggasse. Ca. 500 Meter flussaufwärts mündet der Deutschwaldbach in den Wienfluss und in etwa 900 Meter flussabwärts der Gablitzbach.

Koordinaten: 48.202361, 16.172789

Abbildung 7: Probenahmestelle W2, Aufnahme vom Parkplatz gegenüber des Wienerwaldbads.

2.1.3 Probenahmestelle W3

Die erste Probenahmestelle (Abbildung 8) innerhalb des Wiener Stadtgebiets befindet sich im 14. Bezirk auf Höhe des Bauhauses Wien Hütteldorf in der Bergmillergasse. Man erreicht sie über einen öffentlichen Zugang, welcher sich auf der nördlichen Seite der Brauhausbrücke befindet und hinab ins Flussbett führt. Sie liegt unmittelbar unterhalb des Zulaufes des Halterbachs.

Koordinaten: 48.200061, 16.253280

Abbildung 8: Probenahmestelle W3, mit Blick Richtung des Zuflusses Halterbach.

2.1.4 Probenahmestelle W4

Die 4. Probenahmestelle (Abbildung 9) befindet sich zwischen dem 5. und 6. Bezirk und liegt unterhalb der Pilgrambrücke. Hier befindet sich kein öffentlicher Zugang mehr in den Wienfluss, da er hier bereits in einem tiefen künstlichen Flussbett verläuft. Der Zugang erfolgt über eine Treppe, die sich an der Ecke Linke Wienzeile und Pilgrambrücke befindet.

Koordinaten: 48.193272, 16.354261

Abbildung 9: Probenahmestelle W4, mit Blick auf die Pilgrambrücke.

2.1.5 Probenahmestelle W5/W5a

Probenahmestelle W5/W5a (Abbildung 10) befindet sich zwischen dem 1. und 3. Bezirk auf Höhe des Wiener Stadtparks. Innerhalb des Stadtparks zwischen der Stubenbrücke und kleinen Ungarbrücke, gelangt man mittels eines abgesperrten Stiegenabgangs hinab in das Flussbett. Hier befindet sich ein Auslasskanal, welcher das Wasser aus dem Teich innerhalb des Stadtparks ableitet. Sedimentproben wurden hier jeweils vor (W5) und nach (W5a) diesem Auslass genommen.

Koordinaten: 48.205935, 16.381806

Abbildung 10: Probenahmestelle W5/W5a, mit Blick auf den Auslasskanal des Stadtparkteichs.

2.2 Verwendete Chemikalien

- Konzentrierte 69%-ige HNO_3 PrimarPlus-Trace analysis von Fisher Scientific
- 0,1 M HCl Titrisol® von Merck
- Konzentriertes H_2O_2 ≥30%, Supelco® for trace analysis von Merck
- 1000 mg/l Elementstandards für die Elemente, Na, K, Mg, Ca, Hg, Pt, Cd und Ag von VWR

2.3 Probennahme und Vorbereitung

Im Zeitraum vom 2.4.2025 bis zum 28.5.2025 wurden an den besagten Probenahmestellen jeweils 9 Proben (angesäuert und nicht angesäuert) für die Gewässeranalyse und die Sedimentanalyse entnommen. Im ersten Schritt wurde mittels einer 50-ml-Falcon Tube eine Sedimentprobe entnommen, dabei wurde darauf geachtet, dass insbesondere feinkörniges Material in ausreichender Menge vorhanden war und dass Nitrilhandschuhe getragen wurden. Danach wurde ein Kunststoffmessbecher mit Flusswasser vorgespült und anschließend aufgefüllt. Zur Entfernung von eventuell vorhandenen ungelösten Stoffen und Schwebepartikeln, wurden 250 ml des entnommenen Flusswassers mittels einer Handpumpe durch einen 0,45 µm Cellulose Acetat Filter in eine Glaslasche filtriert. Von dieser filtrierten Probe wurden in etwa 45 ml in eine 50-ml-Falcon Tube transferiert und mit 0,5 ml konzentrierter Salpetersäure (mittels Kolbenhubpipette) angesäuert, um die metallischen Kationen zu stabilisieren, da diese erst zu einem späteren Zeitpunkt analysiert wurden. Die Proben wurden danach für die anschließenden Analysen ins Labor gebracht, wobei die Falcons Tubes, welche die Sedimente enthielten, gefriergetrocknet wurden.

2.4 Wasserparameter

2.4.1 Vor-Ort-Messungen

Die Wasserparameter elektrische Leitfähigkeit, Temperatur, pH-Wert und Sauerstoffkonzentration wurden jeweils vor Ort gemessen. Hierfür wurde ebenfalls ein Kunststoffmessbecher mit Flusswasser vorgespült, befüllt und anschließend wurden die Messungen mit den jeweiligen zur Verfügung stehenden, tragbaren Messgeräten analysiert. Hierbei wurde darauf geachtet, dass die einzelnen Messungen so lange durchgeführt wurden bis sich die Werte an den jeweiligen Messgeräten stabilisierten.

Temperatur

Für die Temperatur wurde der Wert herangezogen, welcher auf dem CO30-Pen der Firma VWR gemessen wurde.

Sauerstoffgehalt

Die Messung des Sauerstoffgehalts wurde mit dem DO220 der Firma VWR durchgeführt.

pH-Wert

Die Messung des pH-Werts erfolgte mittels pH10-Pen von der Firma VWR.

Elektrische Leitfähigkeit

Die ersten zwei Messungen der elektrischen Leitfähigkeit erfolgten mit dem LE703-IP67-Conductivity der Firma Mettler Toledo, danach wurde der CO30-Pen von der Firma VWR verwendet.

2.4.2 Summe der Carbonate

Um die Summe der Carbonate zu ermitteln, wurden die unangesäuerten Proben mit einer 0,1 M Salzsäure titriert. Hierfür wurden mittels Messzylinder 100 ml der Probe abgemessen und anschließend in ein Becherglas transferiert, in welchem sich ein Magnetrührkern befand. Mittels Magnetrührplatte wurde die Probe in Bewegung versetzt, wobei darauf geachtet wurde, dass sich diese nicht zu stark bewegt, um eine Aufnahme von CO_2 aus der Luft zu verhindern, da dies das Ergebnis beeinflussen würde. Anschließend wurde eine Glaselektrode PLUS SenTix®91) mit pH-Meter (ProLab 2000) der Firma Schott Instruments) in das Becherglas gegeben um den pH-Wert zu messen. Nachdem sich ein Grundwert eingestellt hatte, wurde die Titration gestartet, hierbei wurde in Schritten von 0,1 ml, 0,1 M HCl mittels Kolbenhubpipette hinzugetropft, wobei nach jedem Zutropfen in etwa eine Minute gewartet wurde, bis sich der Messwert stabilisiert hatte. Dieser Vorgang wurde so lange wiederholt, bis in etwa drei Werte in einem pH-Bereich unter 4 erreicht wurden. Zur Ermittlung der Summe der Carbonate wurde die Methode nach Gran angewandt. Hierzu wurden zunächst die pH-Werte gegen den Verbrauch in Excel aufgetragen, um so eine Titrationskurve zu erhalten. Anschließend wurde die Werte der Granfunktion ($(V_{Probe} + V_{Verbrauch}) * 10^{-pH}$) ermittelt und ebenfalls in das Diagramm eingefügt. Durch die Punkte der Granfunktion wurde eine Ausgleichsgerade gelegt und somit der Verbrauch an Maßlösung am Äquivalenzpunkt (V_{ext}) ermittelt. Dies lässt sich anhand von

Abbildung 11 veranschaulichen. Mithilfe folgender Formeln ließ sich nun im letzten Schritt die Summe der Carbonate berechnen:

$$Säurebindungsvermögen\left[\frac{meq}{l}\right] = \frac{100}{V_{Probe}[l]} * V_{ext}[l]$$

$$Summe\ der\ Carbonate\left[\frac{mg}{l}\right] = Säurebindungsvermögen\left[\frac{mol}{l}\right] * M_{\mathrm{HCO3-}}\left[\frac{g}{mol}\right] * 1000$$

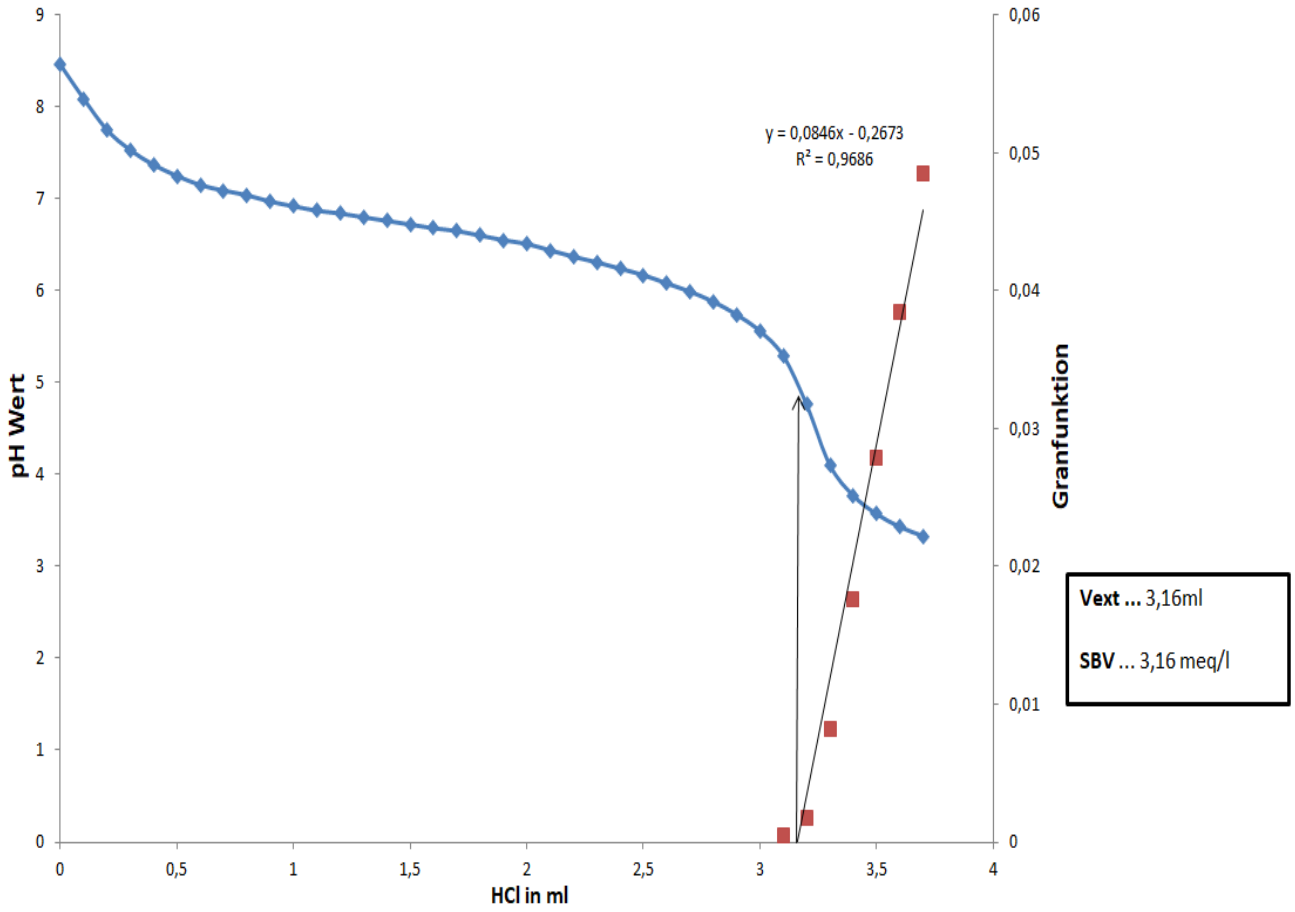

Abbildung 11: Darstellung einer Titrationskurve in Kombination mit einer Granfunktion und der dazugehörigen Ausgleichsgeraden.

2.4.3 Gelöste Kationen

Die Konzentration der Kationen Natrium (Na^+), Kalium (K^+), Magnesium (Mg^{2+}) und Calcium (Ca^{2+}) wurden mittels Flammen-Atomabsorptionsspektroskopie analysiert und bestimmt. Hierfür wurden die gefilterten und angesäuerten Proben verwendet, welche teilweise, je nach untersuchtem Kation, mit 2%-iger HNO_3, hergestellt aus konzentrierter HNO_3, verdünnt wurden. Ebenso wurden aus Elementstandards der jeweiligen Kationen Verdünnungsreihen zur

Erstellung einer Kalibrationsfunktion hergestellt. Hierbei wurde versucht ein Bestimmtheitsmaß R^2 von in etwa 0,9995 einzuhalten. Sämtliche Informationen bezüglich der Verdünnungen finden sich in Tabelle 3.

Tabelle 3: Verdünnungsverhältnisse der Proben und Elementstandards für die Flammen – Atomabsorptionsspektroskopie.

Kation	Probenverdünnung	Verdünnungsreihe
Na^+	1:50	2 mg/l; 1 mg/l; 0,5 mg/l; 0,25 mg/l 0,125 mg/l
K^+	unverdünnt	5 mg/l; 2,5 mg/l; 1,25 mg/l; 0,625 mg/l; 0,3125 mg/l
Mg^{2+}	1:50	1 mg/l; 0,5 mg/l; 0,25 mg/l; 0,125 mg/l
Ca^{2+}	1:10	25 mg/l; 12,5 mg/l; 6,25 mg/l; 3,125 mg/l

Im Anschluss wurden die Proben mit Hilfe des Spektrometer AAnalyst 200A der Firma PerkinElmer analysiert und ausgewertet. Die Probenverdünnung, welche für die Analyse herangezogen wurde, ist ebenfalls aus Tabelle 3ionenbilanzt zu entnehmen.

2.4.4 Sulfat (SO_4^{2-}) Nitrat (NO_3^-) Chlorid (Cl^-)

Zur Bestimmung der Anionen Sulfat (SO_4^{2-}), Nitrat (NO_3^-) und Chlorid (Cl^-) wurde eine Ionenchromatographie angewandt. Die nicht angesäuerten filtrierten Proben wurden mithilfe des Analysemessgeräts 930 Compact IC-Flex der Firma Metrohm untersucht, welches mit dem 919 IC Autosampler Plus ausgerüstet ist. Zur Ermittlung des NO_3-N-Werts wurden die Ergebnisse mit dem Faktor 0,2259 multipliziert. Dieser Faktor ergibt sich aus der anteiligen molaren Masse des Stickstoffs

2.4.5 Ammonium (NH_4^+) Phosphat (PO_4^{3-}) Nitrit (NO_2^-)

Die Konzentrationen von Ammonium, Phosphat und Nitrit wurden photometrisch bestimmt. Hierfür wurden die Specktroquant®-Kits und das Specktorquant® NOVA60A der Firma Merck verwendet. Zur Ermittlung des NH_4-N-Werts wurden die Ergebnisse mit dem Faktor 0,7765 multipliziert und für NO_2-N mit dem Faktor 0,3045. Auch hier ergeben sich die Faktoren aus den anteiligen molaren Massen des Stickstoffs.

2.4.6 Gelöster gebundener Stickstoff DNb/ Gelöster organischer Kohlenstoff DOC

Für die Messung des gelöst gebundenen Stickstoffs und des gelösten organischen Kohlenstoffs wurden die nicht angesäuerten und filtrierten Proben verwendet. Diese wurden mithilfe des Analysemessgeräts TOC-L der Firma Shimadzu bestimmt, welches mir einem ASI-L-Autosampler ausgerüstet ist.

2.5 Sediemente

Um die Sedimentproben für die weiterführenden Analysen vorzubereiten, wurden sie im ersten Schritt homogenisiert. Hierfür wurden die einzelnen Sedimentproben zuerst in eine Reibschale transferiert und mit einem Mörser vorsichtig verrieben. Im nächsten Schritt wurde die verriebene Probe mittels eines 1-mm-Analysesiebs gesiebt und in 15-ml-Falcon Tubes transferiert.

2.5.1 Loss on Ignition (Glühverlust)

Zur Ermittlung des organischen Anteils im Sediment wurde der Loss on Ingnition bestimmt. Hierfür wurden in etwa 1 g Sedimentprobe in Glühtiegeln eingewogen. Diese wurden anschließend für zwei Stunden bei 550 °C in einen Muffelofen der Firma Nabertherm transferiert. Im Anschluss wurde Glühverlust gravimetrisch bestimmt und der Loss on Ignition mit folgender Formel berechnet:

$$Loss\ on\ Ignition\ [\%] = \frac{Einwaage\ der\ Probe - (Glühtigel\ (nach\ Glühen) - Glühtiegel\ (leer))}{Einwaage\ der\ Probe} * 100$$

2.5.2 Probenvorbereitung für Schwermetallanalyse

Für die einzelnen Analysen zur Bestimmung der Schwermetallkonzentrationen erfolgte ein Aufschluss der Sedimente. Hierfür wurden in Glasaufschlussröhren jeweils etwa 0,5 g Sediment eingewogen. Anschließend wurden die Proben in folgender Reihenfolge mit 4,5 ml destilliertem Wasser, 4,5 ml konzentrierter Salpetersäure, und 1 ml Wasserstoffperoxid (30%) versetzt und vorsichtig geschwenkt. Die so behandelten Proben kamen für zwei Stunden bei 160 °C und mit aufgesetzten Kühlrohren in einen Aufschlussofen. Nach dem Auskühlen wurden die Proben mittels Glastrichter in 15-ml-Glasmesskolben transferiert. Hierbei wurde darauf geachtet, die Glasaufschlussröhren und den Filter ein bis zweimal mit destilliertem Wasser zu spülen und dies ebenso in die Kolben zu transferieren. Die Kolben wurden anschließend mittels destillierten Wassers auf 15 ml aufgefüllt. Danach wurden jeweils 5 ml und 10 ml mittels 10-ml-Einwegspritze durch einen 0,45-µm-PTFE-Spritzenvorsatzfilter in je 2 15-ml-Falcon Tubes filtriert.

2.5.3 Totalreflexionsröntgenfluoreszenzmessung (TXRF – Messung)

Um die Konzentrationen der Schwermetalle Chrom, Nickel, Kupfer, Zink, Arsen und Blei zu bestimmen, wurde eine TXRF-Messung durchgeführt. Hierfür wurden im ersten Schritt in Eppendorf Microcentrifuge Tubes 500 µl eines 5-mg/l-Platinstandards vorgelegt, gefolgt von 500 µl Probe. Danach wurden noch 100 µl einer 0,3g in 100 ml Polyvinylalkohollösung hinzu pipettiert und gut geschüttelt. Anschließend wurden jeweils 5 µl der so behandelten Proben zentral auf Glasträger mittels einer Kolbenhubpipette aufgetragen, diese wurden dann für 40 Minuten unter einer Infrarotlampe getrocknet und im Anschluss mit dem Gerät S2 PICOFOX der Firma Bruker ausgewertet.

2.5.4 Quecksilbermessung

Zur Bestimmung der Quecksilberkonzentration wurde das Flow Injection Mercury System (FIMS 400) der Firma PerkinElmer eingesetzt, welches nach dem Prinzip einer Kaltdampf Atomabsorptionsspektroskopie arbeitet. Vor der Analyse wurde eine Verdünnungsreihe hergestellt welche zum Erstellen einer Kalibriergerade erforderlich ist. Dazu wurde zunächst in einem 100-ml-Kolben ein wenig 2%-ige Salpetersäure, hergestellt aus konzentrierter Salpetersäure, vorgelegt und mit 1ml Kaliumpermanganatlösung und 200 µl eines 10-mg/l-Quecksilberstandards versetzt. Anschließend wurde der Messkolben mittels besagter 2%-iger Salpetersäure bis zur Markierung aufgefüllt und aus diesem die Verdünnungen 20 µg/l, 10 µg/l, 5 µg/l, 2,5 µg/l und 1,25 µg/l, hergestellt. Nach dem Erstellen der Kalibriergeraden wurde die Messung gestartet. Als Carrier diente 3%-ige Salzsäure und als Reduktionsmittel kam eine 0,2%-ige Natriumborhydridlösung in 0,05% Natriumhydroxid zum Einsatz.

2.5.5 Graphitrohr – Atomabsorptionsspektroskopie

Die Konzentrationen von Cadmium und Silber wurden mit Hilfe von Graphitrohr-Atomabsorptionsspektroskopie bestimmt. Hierzu wurden zunächst aus Elementstandards von Cadmium und Silber, Verdünnungsreihen, zwecks der Erstellung einer Kalibrationsgeraden hergestellt. Für Cadmium 5 µg/l, 2,5 µg/l, 1 µg/l und 0,5 µg/l. Für Silber 10 µg/l, 5 µg/l, 2,5 µg/l und 1,25 µg/l. Als Messgerät stand der PinAAcle 900Z der Firma PerkinElmer ausgerüstet mit einem Autosampler AS900, zur Verfügung.

2.6 Statistische Auswertung

Für die grafische Darstellung und die statistischen Auswertungen der Ergebnisse der Sedimentanalyse wurde Microsoft EXCEL 2021 verwendet. Für Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze der jeweiligen Methoden wurden für die Auswertung Zufallswerte zwischen Null und der Nachweisgrenze verwendet. Zur Überprüfung, ob eine Normalverteilung vorlag, wurde ein Kolmogorow-Smirnow-Test durchgeführt. Anschließend wurde die Varianz mittels F-Text überprüft. Um Signifikanzunterschiede zu überprüfen, wurden Werte mit gleicher Varianz mittels zweiseitigen T-Test analysiert und für ungleiche Varianz ein Welch-T-Text angewendet. α betrug 0.05.

2.7 Ionenbilanz

Da in Gewässern die Elektroneutralitätsbedingung gilt, müssen gleich viele Kationen und Anionen enthalten sein, daher wurde zur Überprüfung der Analyseergebnisse eine Ionenbilanz erstellt. Abweichungen von unter 5% stehen hierbei für ein akzeptables Analyseergebnis (Kölle, 2017). Hierfür wurden zunächst die Durchschnittskonzentrationen in mmol/l umgerechnet und anschließend mit folgender Formel die Abweichungen berechnet:

$$Abweichung\ [\%] = \frac{(\sum Kationen) - (\sum Anionen)}{(\sum Kationen + \sum Anionen)} * 100 \frac{1}{2}$$

3 Ergebnisse

3.1 Wasseranalyse

Die durchschnittlichen Ergebnisse der Wasseranalyse für den gesamten Untersuchungszeitraum vom 2.4.2025 bis zum 28.5.2025 sind in Tabelle 4 aufgelistet. Dargestellt werden der Mittelwert und die dazugehörige Standardabweichung.

Tabelle 4: Mittelwerte der Messdaten mit Standardabweichungen.

	W1	W2	W3	W4	W5
Temperatur [°C]	13,1 ± 2,7	12,2 ± 2,6	13,1 ± 1,9	14,6 ± 2,4	16,4 ± 2,5
O_2-konz. [mg/l]	9,8 ± 1,0	10,9 ± 0,9	11,4 ± 0,5	11,4 ± 0,4	12,6 ± 1,0
pH-Wert	8,1 ± 0,6	8,5 ± 0,5	8,5 ± 0,5	8,6 ± 0,4	8,7 ± 0,3
ELF [µS/cm]	594 ± 22	611 ± 29	667 ± 31	661 ± 26	665 ± 47
SBV [meq/l]	3,71 ± 0,33	4,02 ± 0,32	4,42 ± 0,29	4,08 ± 0,23	3,95 ± 0,20
HCO_3^- [mg/l]	226,0 ± 20,2	245,4 ± 19,6	270,0 ± 17,8	249,3 ± 14,2	241,0 ± 12,1
Na^+ [mg/l]	26,8 ± 2,3	26,2 ± 2,4	28,0 ± 1,9	28,6 ± 3,1	29,9 ± 3,6
K^+ [mg/l]	4,3 ± 0,5	4,2 ± 0,6	4,2 ± 0,4	4,7 ± 0,5	4,8 ± 0,5
Mg^{2+} [mg/l]	9,5 ± 0,7	10,0 ± 0,9	12,1 ± 0,6	11,6 ± 1,3	12,0 ± 1,4
Ca^{2+} [mg/l]	74,3 ± 3,8	79,3 ± 4,6	86,8 ± 5,2	84,7 ± 4,0	81,5 ± 3,4
SO_4^{2-} [mg/l]	39,6 ± 1,2	40,5 ± 1,6	50,4 ± 2,1	54,5 ± 3,2	55,5 ± 3,6
NO_3^- [mg/l]	8,3 ± 1,2	7,8 ± 1,3	6,7 ± 1,0	6,5 ± 1,2	6,7 ± 1,1
Cl^- [mg/l]	46,4 ± 2,4	45,5 ± 5,4	45,9 ± 3,6	48,5 ± 4,0	50,5 ± 4,7
NH_4^+ [mg/l]	0,118±0,143	0,045±0,040	0,026±0,018	0,033±0,009	0,032±0,007
NO_2^- [mg/l]	0,173±0,021	0,152±0,029	0,165±0,050	0,149±0,025	0,172±0,036
DNb [mg/l]	1,6 ± 0,4	1,5 ± 0,3	1,3 ± 0,4	1,3 ± 0,4	1,3 ± 0,4
DOC [mg/l]	5,5 ± 0,9	4,8 ± 0,7	4,3 ± 0,7	4,3 ± 0,8	4,4 ± 0.7

Temperatur

Die gemessenen Temperaturen im Untersuchungszeitrum reichten von 7,3°C (Stelle W2 am 9.4.2025) bis maximal 19°C (Stelle W5 am 21.5.2025). Die Temperaturen, die sich an den fünf Messstellen ergaben, können aus Abbildung 12 entnommen werden.

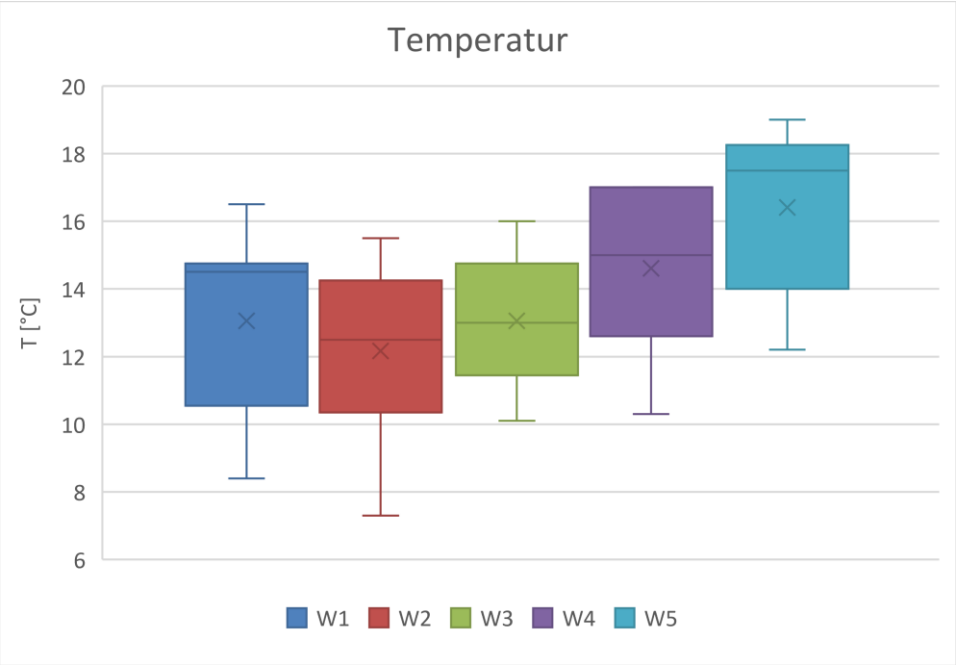

Abbildung 12: Box-Plot der Temperaturen an den 5 Probenahmestellen, n=9.

Abbildung 13 zeigt den Temperaturverlauf über den gesamten Untersuchungszeitraum.

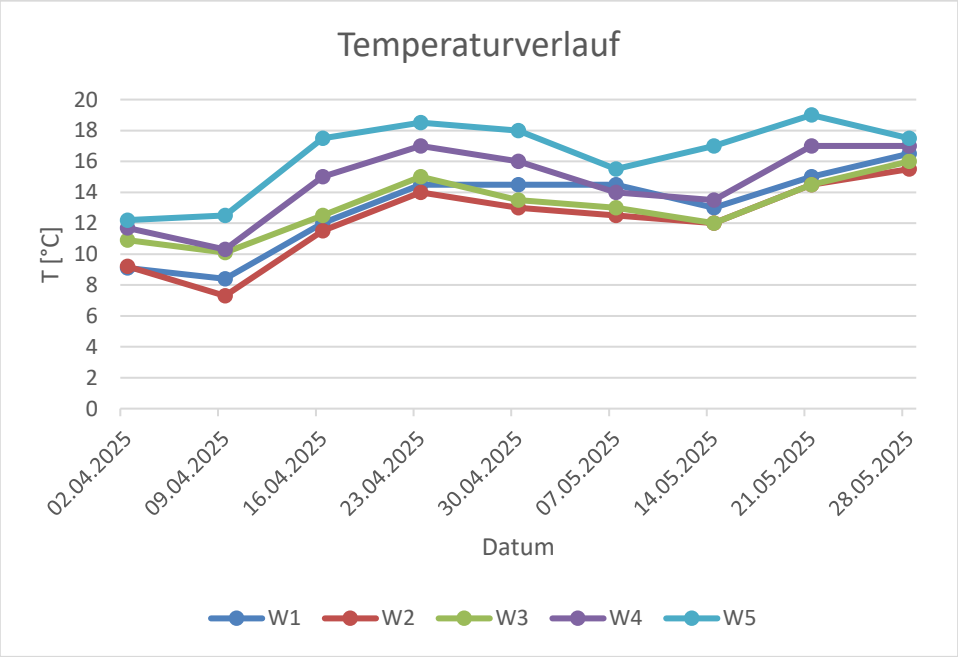

Abbildung 13: Temperaturverlauf an den 5 Probenahmestellen.

Sauerstoffkonzentration

Die absolut gemessenen Werte der Sauerstoffkonzentration erstrecken sich über einen Bereich von 8,9 g/ml (Stelle W1 am 28.5.2025) bis 14,5g/ml (Stelle W5 am 14.5.2025). Dargestellt wird der Sauerstoffgehalt in Abbildung 14.

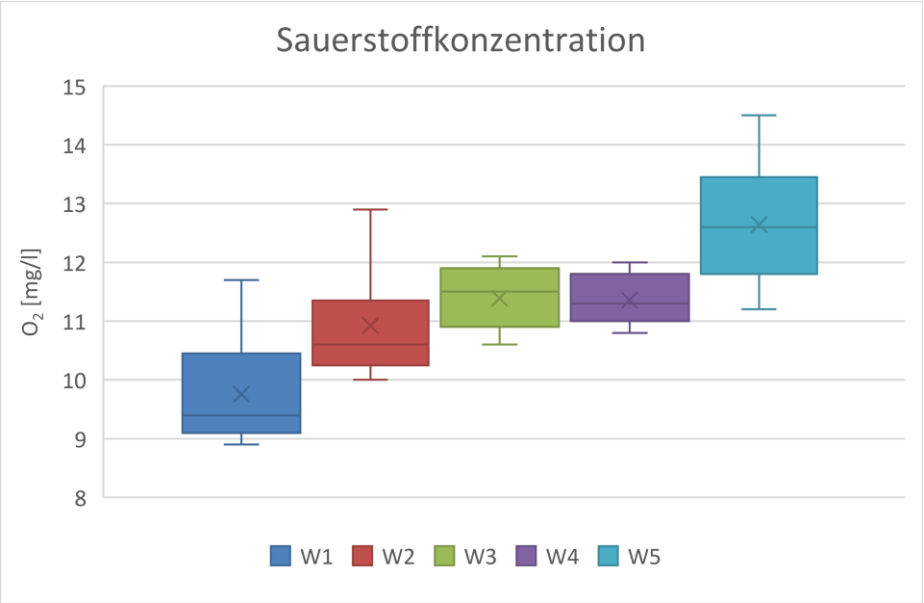

Abbildung 14: Box-Plots der Sauerstoffkonzentrationen an den 5 Probenahmestellen, n=9.

pH-Wert

Die gemessenen pH-Werte lagen im Untersuchungszeitraum zwischen 7,1 (Stelle W1 am 7.5.2025) und 9,2 (Stelle W5 am 28.5.2025). Dargestellt wird der pH-Wert in Abbildung 15.

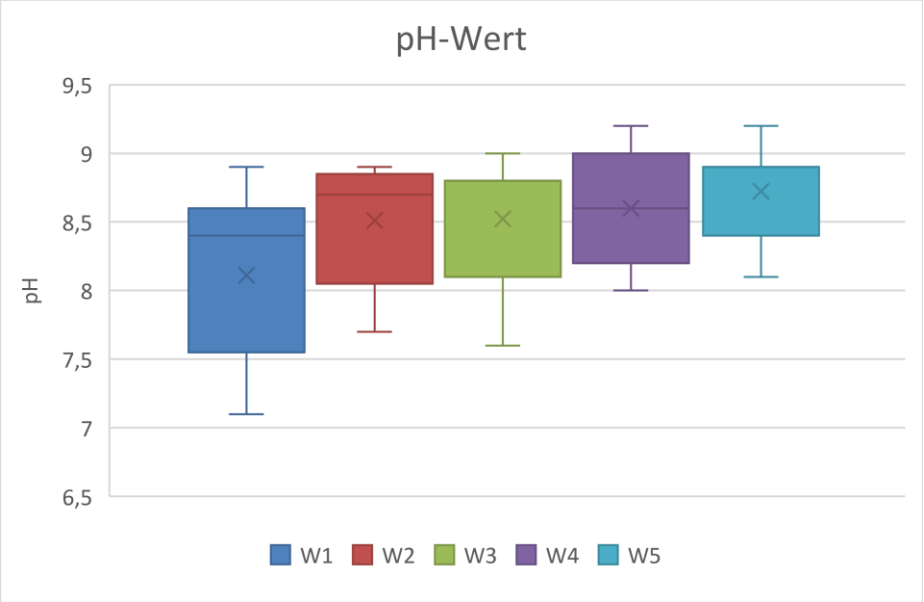

Abbildung 15: Box-Plots der pH-Werte an den 5 Probenahmestellen, n=9.

Elektrische Leitfähigkeit

Für die elektrische Leitfähigkeit ergaben sich Messwerte zwischen 545 µS/cm (Stelle W2 am 2.4.2025) und 775 µS/cm (Stelle W5 am 14.5.2025). Der Maximalwert von 775 µS/cm wurde jedoch als statistischer Ausreißer nach oben markiert. Ebenso gab es vier statistische Ausreißer nach unten, welche alle in der ersten Woche (2.4.2025) gemessen wurden. Dies betrifft den Minimalwert von 545 µS/cm und die Werte 593 µS/cm (Stelle W3), 600 µS/cm (Stelle W4), 602 µS/cm (Stelle W5). Dargestellt wird die elektrische Leitfähigkeit in Abbildung 16.

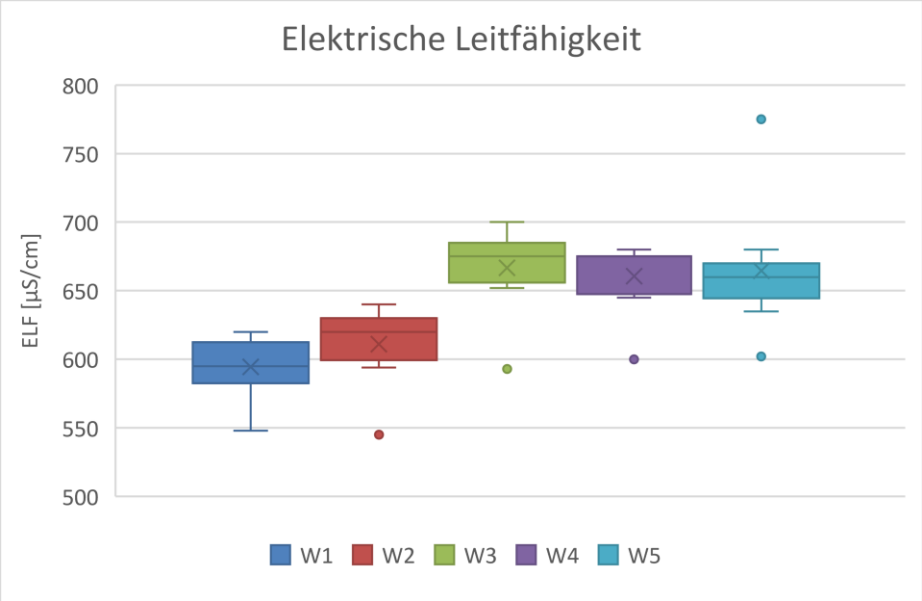

Abbildung 16: Box-Plots der elektrischen Leitfähigkeit an den 5 Probenahmestellen, n=9.

Säurebindungsvermögen und Summe der Carbonate

Das Säurebindungsvermögen betrug im Untersuchungszeitraum zwischen 3,16 meq/l (Stelle W1 am 2.4.2025) und 4,72 meq/l (Stelle W3 am 14.5.2025). Es wurden zwei statistische Ausreißer nach unten identifiziert: 3,22 meq/l (Stelle W2 am 2.4.2025) und 3,7 meq/l (Stelle W3 am 2.4.2025).

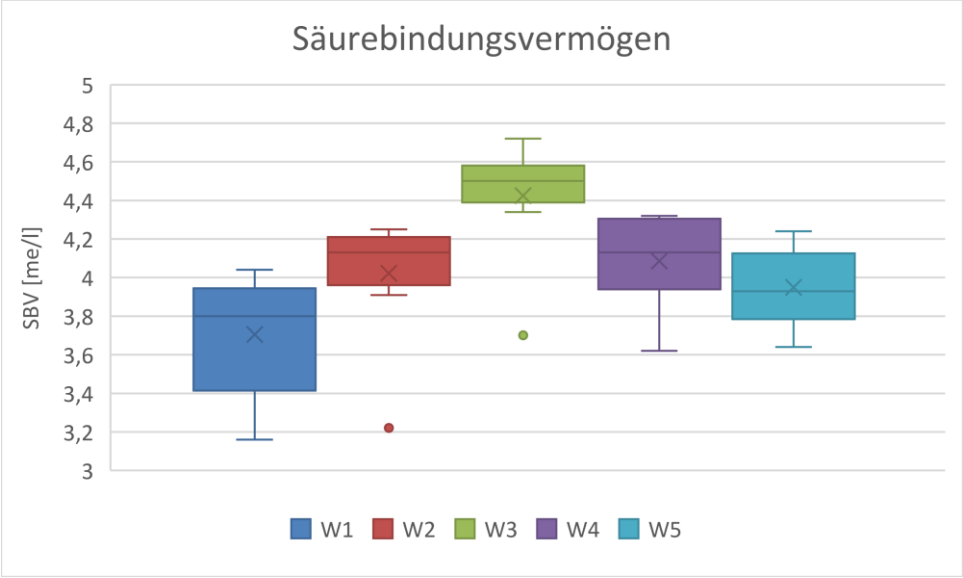

Abbildung 17: Box-Plots des Säurebindungsvermögens an den 5 Probenahmestellen, n=9.

In Abbildung 18 werden die Box-Plots für die Summe der Carbonate dargestellt. Datum und Probenahmestelle für minimal und maximal Konzentration sowie statistische Ausreißer sind analog zu denen des Säurebindungsvermögens, wie man in Abbildung 17 sehen kann. Die maximale Konzentration betrug 288,0 mg/l und die minimale Konzentration 192,8 mg/l.

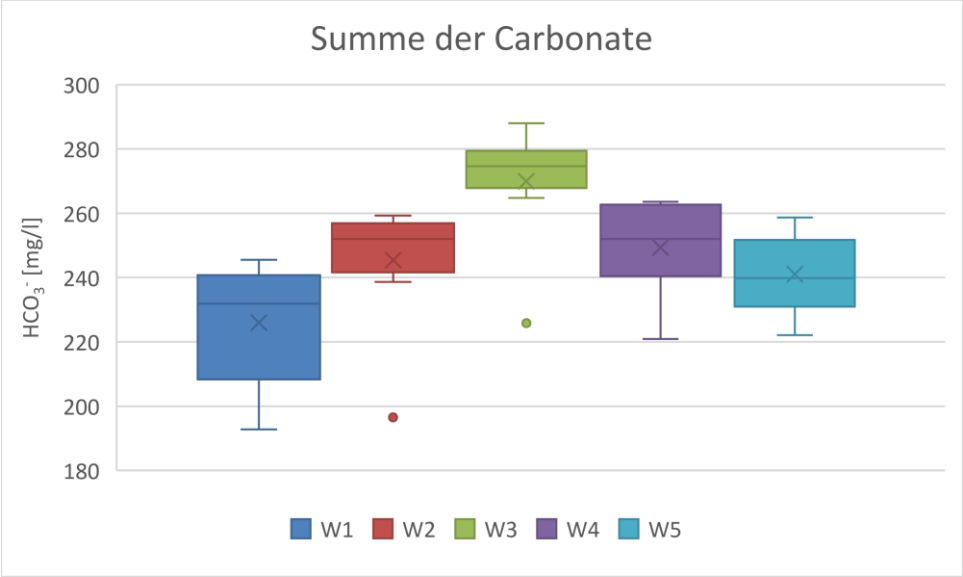

Abbildung 18: Box-Plots der Summer der Carbonate an den 5 Probenahmestellen, n=9

Natrium

Die maximal und minimal Konzentration wurden beide jeweils an der Stelle W5 gemessen und betrugen 32,8mg/l (23.4.2025) und 21,3mg/l (2.4.2025). Letzterer wurde als statistischer Ausreißer nach unten markiert, dargestellt in Abbildung 19.

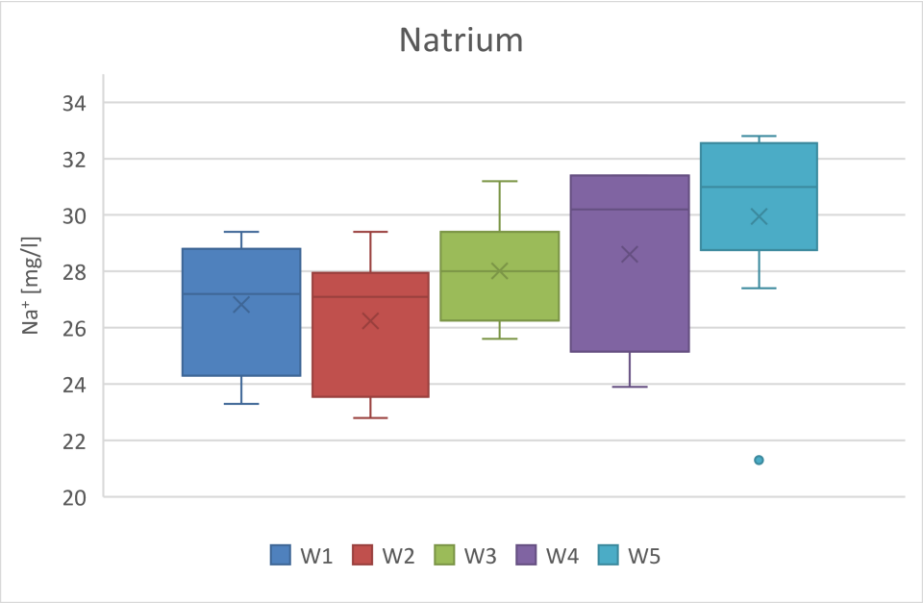

Abbildung 19: Box-Plots der Natriumkonzentrationen an den 5 Probenahmestellen, n=9.

Kalium

Die Werte der Kaliumkonzentration (Abbildung 20) lagen zwischen 3,2 mg/l (Stelle W2 am 2.4.2025) und 5,4 mg/l (Stelle W5 am 21.5.2025).

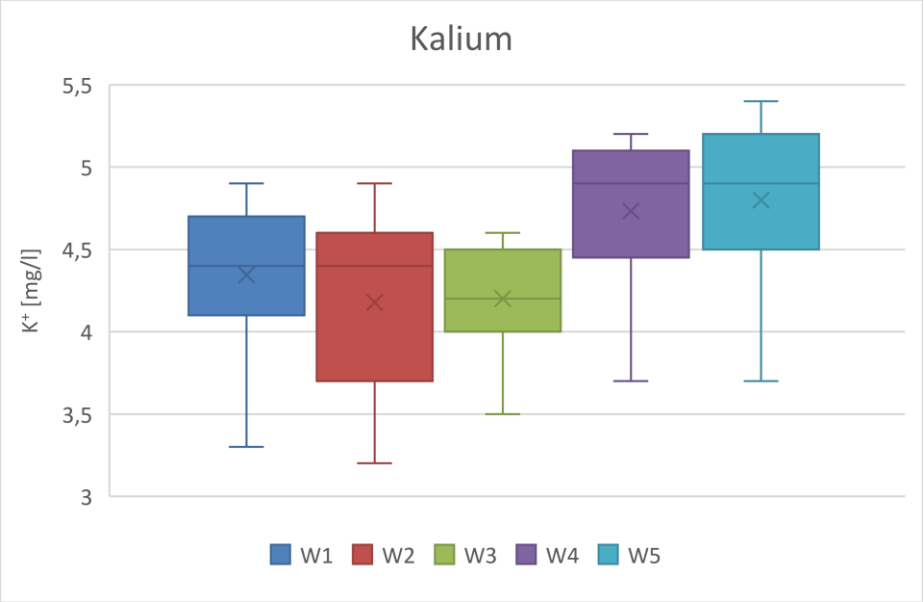

Abbildung 20: Box-Plots der Kaliumkonzentrationen an den 5 Probenahmestellen, n=9.

Magnesium

Die Werte der Magnesiumkonzentrationen (Abbildung 21) lagen zwischen 7,9 mg/l (Stelle W1 am 23.4.2025) und 13,5 mg/l (Stelle W5 am 16.4.2025), dieser wurde als statistischer Ausreißer nach oben markiert. Ebenso gab es einen statistischen Ausreißer nach unten: 8,0 mg/l (Stelle W2 am 2.4.2025).

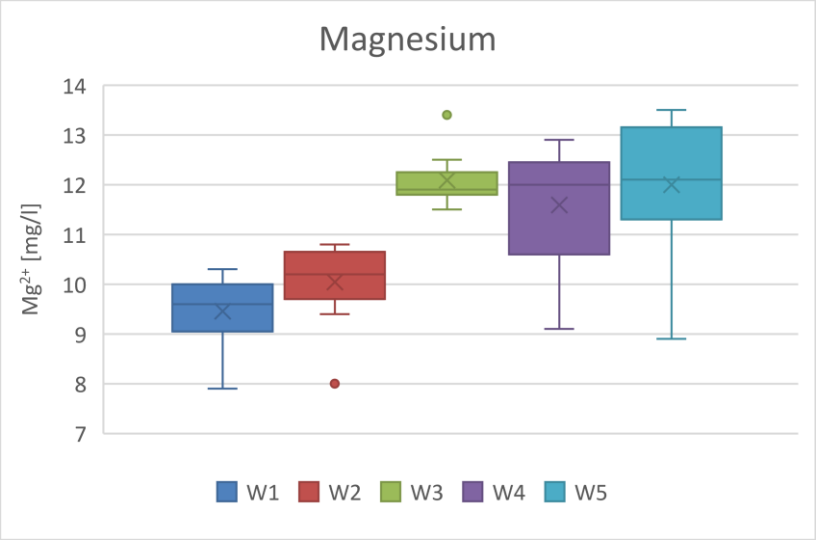

Abbildung 21: Box-Plots der Magnesiumkonzentrationen an den 5 Probenahmestellen, n=9.

Calcium

Die Werte für die Calciumkonzentration (Abbildung 22) lagen zwischen einem Maximum von 91,2 mg/l (Stelle W3 am 16.5.2025) und einem Minimum von 65,6 mg/l (Stelle W1 am 2.4.2025), letzterer wurde als statistischer Ausreißer nach unten markiert. Ebenso wurden zwei weitere Werte vom 2.4.2025 als Ausreißer nach unten markiert: 67,8 mg/l (W2) und 73,8 mg/l (W3).

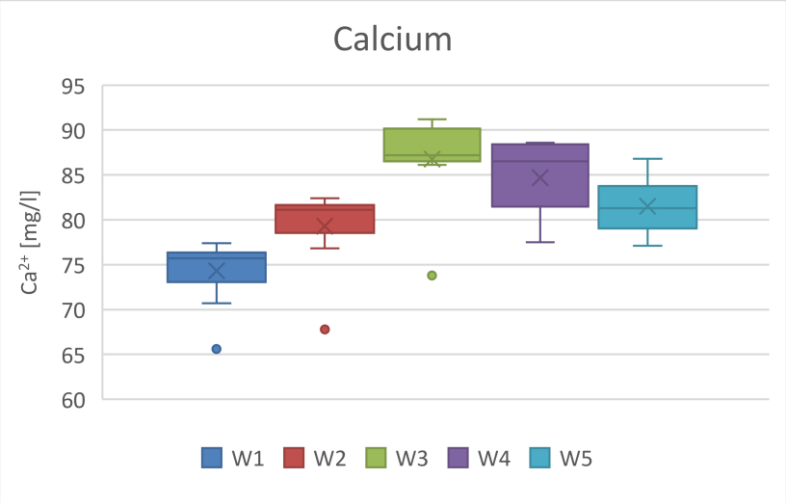

Abbildung 22: Box-Plots der Calciumkonzentrationen an den 5 Probenahmestellen, n=9.

Sulfat

Die Konzentrationen von Sulfat (Abbildung 23) lagen zwischen 36,3 mg/l (Stelle W2 am 2.4.2025) und 59,9 mg/l (Stelle W5 am 14.5.2025). Der Minimalwert von 36,3 mg/l wurde als statistischer Ausreißer nach unten markiert, ebenso wie der Wert 37,1 mg/l (Stelle W1 am 2.4.2025).

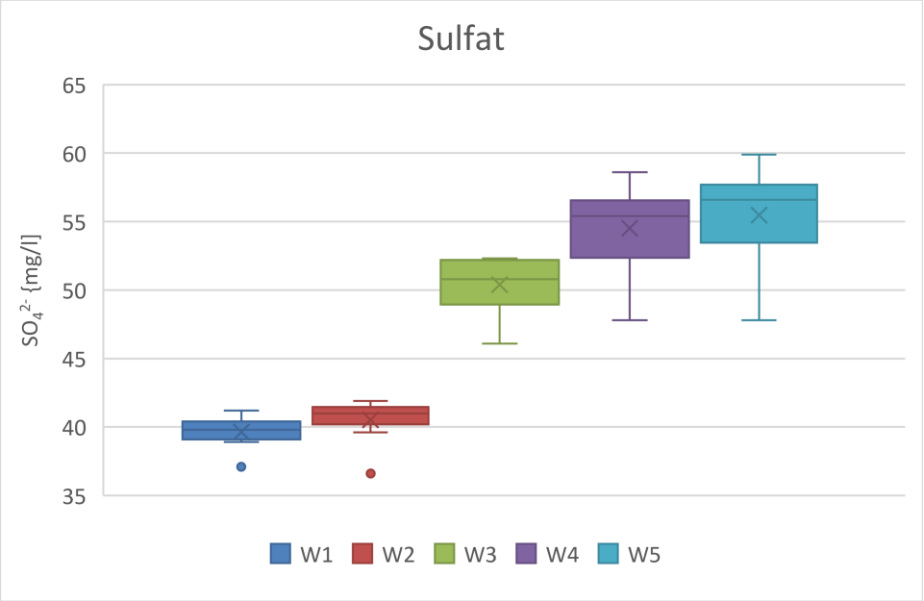

Abbildung 23: Box-Plots der Sulfatkonzentrationen an den 5 Probenahmestellen, n=9.

Nitrat

Im Untersuchungszeitraum lagen die Nitratkonzentrationen (Abbildung 24) zwischen 4,8 mg/l (Stelle W4 am 28.5.2025) und 10,6 mg/l (Stelle W1 am 30.4.2025).

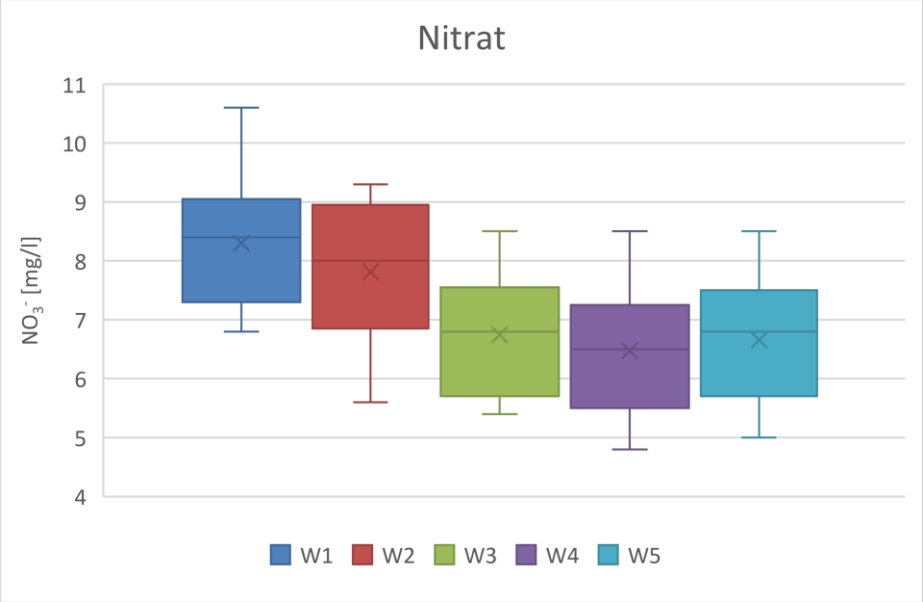

Abbildung 24: Box-Plots der Nitratkonzentrationen an den 5 Probenahmestellen, n=9.

Chlorid

Sowohl die minimale wie auch die maximale Konzentration an Chlorid (Abbildung 25) wurden an der Stelle W2 gemessen und betrugen 38,3 mg/l (am 9.4.2025) und 58,0 mg/l (am 2.4.2025), wobei letzterer als statistischer Ausreißer nach oben markiert wurde.

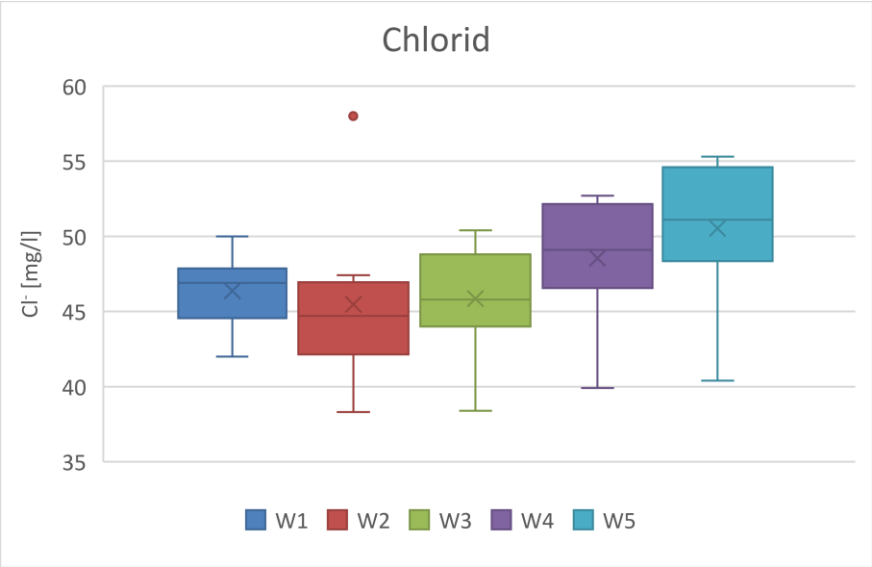

Abbildung 25: Box-Plots der Chloridkonzentrationen an den 5 Probenahmestellen, n=9.

Ammonium

Die Werte der Ammoniumkonzentrationen lagen zwischen <0,013 mg/l (Stelle W2 am 16.4.2025) und 0,473 mg/l (Stelle W1 am 9.4.2025), dieser Wert wurde jedoch als extremer statistischer Ausreißer nach oben markiert. Ebenso wurden die Werte 0,071 (Stelle W3 am 30.4.2025) und 0,131 mg/l (Stelle W2 am 30.4.2025) als Ausreißer nach oben markiert, dargestellt in Abbildung 26.

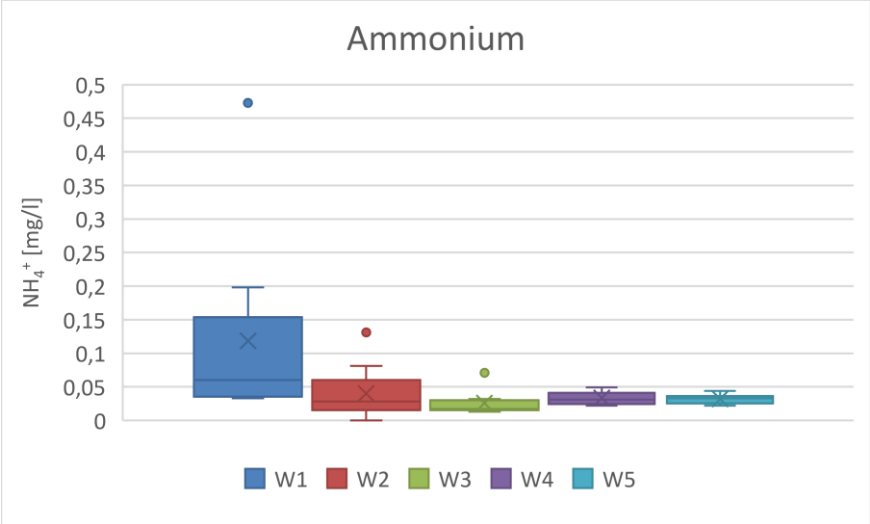

Abbildung 26: Box-Plots der Ammoniumkonzentrationen an den 5 Probenahmestellen, n=9.

Phosphat

Phosphat konnte nur jeweils viermal nachgewiesen werden, ansonsten lagen die Werte immer unterhalb der Nachweisgrenze von <0,02 mg/l. Drei Werte wurden an der Stelle W1 festgestellt 0,04 mg/l (am 2.4.2025), 0,05 mg/l (am 14.5.2025) und 0,05 mg/l (am 21.5.2025). Der vierte Wert wurde an der Stelle W2 gemessen und betrug 0,03 mg/l (am 28.5.2025).

Nitrit

Die Werte der Nitritkonzentrationen (Abbildung 27) lagen zwischen 0,100 mg/l (Stelle W2 am 16.4.2025) und 0,257 mg/l (Stelle W3 am 14.5.2025).

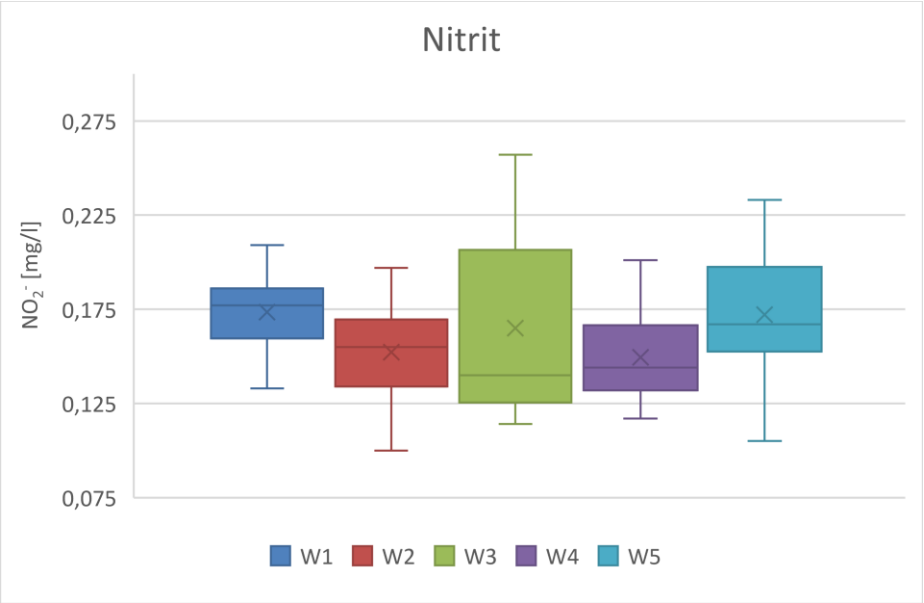

Abbildung 27: Box-Plots der Nitritkonzentrationen an den 5 Probenahmestellen, n=9.

Gelöster gebundener Stickstoff

Die Konzentrationen des gelösten gebundenen Stickstoffs (Abbildung 28) lagen zwischen 0,8 mg/l (Stellen W3, W4 und W5 am 28.5.2025) und 2,1 mg/l (Stelle W1 am 30.4.2025).

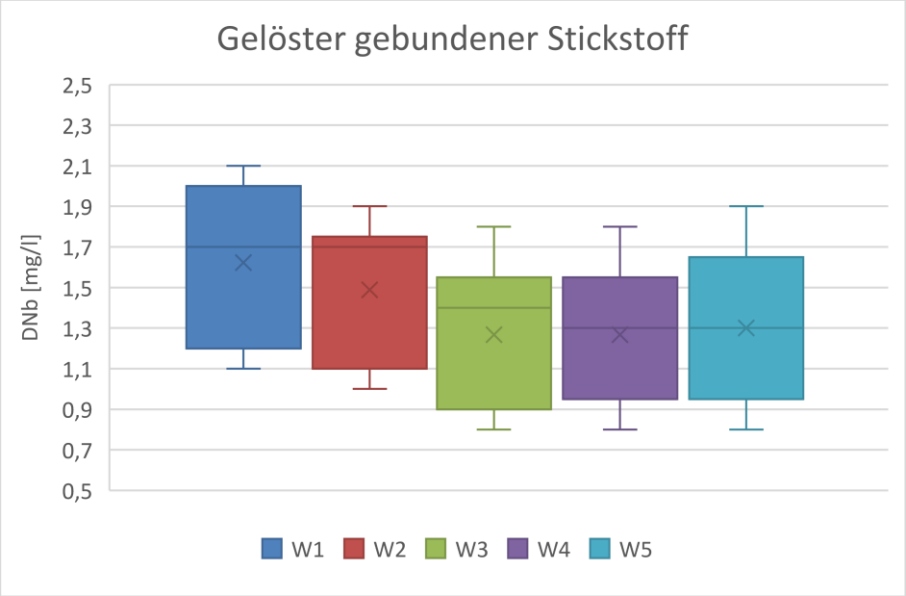

Abbildung 28: Box-Plot des gelösten gebundenen Stickstoffs an den 5 Probenahmestellen, n=9.

Gelöster organischer Kohlenstoff

Die Konzentrationen des gelösten organischen Kohlenstoffs (Abbildung 29) lagen zwischen 3,4 mg/l (Stelle W3 am 30.4.2025) und 6,9 mg/l (Stelle W1 am 2.4.2025). Vier statistische Ausreißer nach oben wurden identifiziert, welche alle am 2.4.2025 gemessen wurden: 6,4 mg/l (Stelle W2), 6,0 mg/l (Stelle W3), 6,1 mg/l (Stelle W4) und 5,8 mg/l (Stelle W5).

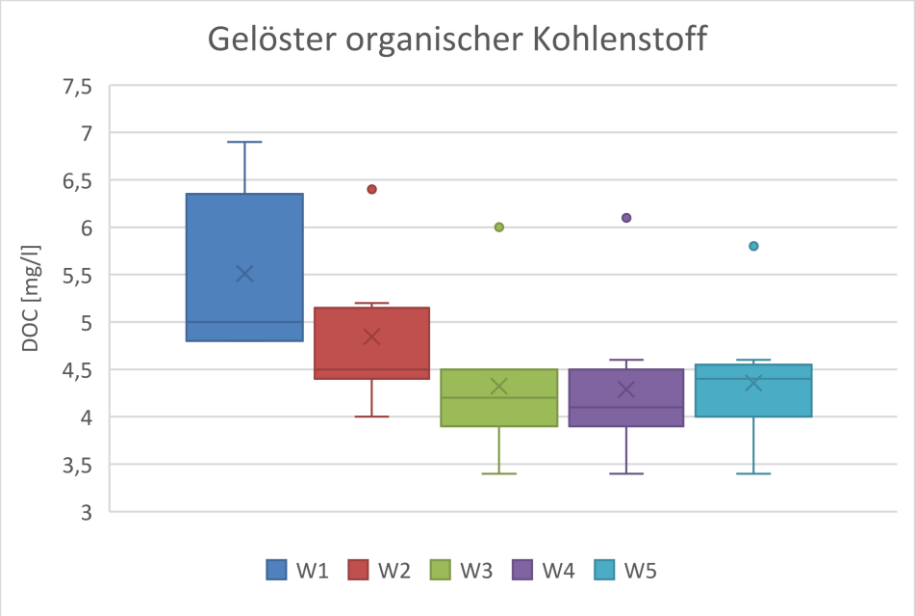

Abbildung 29: Box-Plot des gelösten organischen Kohlenstoffs an den 5 Probenahmestellen, n=9.

Ionenbilanz

Tabelle 5: Ionenbilanz für die Probenahmestellen W1 bis W5 und die Gesamtionenbilanz. Ebenfalls angegeben sind die Durchschnittswerte der Kationen und Anionen der einzelnen Probenahmestellen in mmol/l.

Ionenbilanz						
	Kationen [mmol/l]					
	NH_4^+	Na^+	K^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Σ
W1	0,007	1,17	0,11	0,78	3,70	5,77
W2	0,002	1,14	0,11	0,82	3,96	6,03
W3	0,001	1,22	0,11	1,00	4,32	6,65
W4	0,002	1,24	0,12	0,96	4,22	6,54
W5	0,002	1,30	0,12	0,98	4,06	6,46
Gesamt	0,003	1,21	0,11	0,91	4,05	6,28
	Anionen [mmol/l]					
	HCO_3^-	NO_3^-	NO_2^-	SO_4^{2-}	Cl^-	Σ
W1	3,71	0,13	0,004	0,82	1,31	5,97
W2	4,02	0,13	0,003	0,84	1,28	6,27
W3	4,42	0,11	0,004	1,05	1,29	6,87
W4	4,09	0,10	0,003	1,13	1,37	6,69
W5	3,95	0,11	0,004	1,15	1,42	6,63
Gesamt	4,04	0,12	0,004	1,00	1,33	6,49
Ergebnis [%]						
W1	W2	W3	W4	W5	Gesamt	
0,88	0,98	0,81	0,57	0,65	0,82	

Wie aus Tabelle 5 zu entnehmen ist, lagen alle Ergebnisse der Ionenbilanz deutlich unter 5%, weswegen im Zuge dieser Arbeit von einem sehr guten Analyseergebnis gesprochen werden kann.

3.2 Sediment

Die durchschnittlichen Ergebnisse der Sedimentanalyseanalyse für den gesamten Untersuchungszeitraum vom 2.4.2025 bis zum 28.5.2025 sind in Tabelle 6 aufgelistet. Dargestellt werden der Mittelwert und die dazugehörige Standardabweichung.

Tabelle 6: Mittelwerte der Messdaten der Sedimentanalyse mit Standardabweichungen.

	W1	W2	W3	W4	W5	W5a
LOI [%]	6,30 ± 3,27	2,31 ± 0,50	2,00 ± 0,81	1,57 ± 0,28	5,34 ± 3,91	6,67 ± 1,80
Cr [mg/kg]	40,5 ± 20,6	27,4 ± 24,3	21,2 ± 3,6	22,3 ± 16,5	24,3 ± 9,2	20,4 ± 5,5
Ni [mg/kg]	19,0 ± 6,2	21,5 ± 5,2	21,5 ± 5,9	17,4 ± 8,0	25,8 ± 14,4	25,5 ± 9,8
Cu [mg/kg]	46,0 ± 30,0	325,3 ± 858,6	15,7 ± 2,7	37,6 ± 40,7	36,1 ± 21,5	52,9 ± 48,3
Zn [mg/kg]	152,8 ± 96,7	95,3 ± 41,0	71,3 ± 16,5	149,7 ± 255,1	167,1 ± 94,1	152,1 ± 55,0
As [mg/kg]	3,9 ± 1,6	11,6 ± 3,0	7,5 ± 5,8	4,4 ± 2,1	4,3 ± 2,4	3,9 ± 2,4
Pb [mg/kg]	197,5 ± 270,5	44,0 ± 75,2	418,7 ± 1041,3	132,0 ± 329,1	135,8 ± 260,5	83,4 ± 76,8
Hg [mg/kg]	0,264 ± 0,581	0,057 ± 0,032	0,056 ± 0,035	11,096 ± 21,830	0,982 ± 1,646	14,697 ± 28,710
Cd [mg/kg]	0,261 ± 0,111	0,076 ± 0,012	0,081 ± 0,015	0,082 ± 0,064	0,169 ± 0,113	0,352 ± 0,512
Ag [mg/kg]	0,417 ± 0,341	0,082 ± 0,036	0,076 ± 0,029	3,969 ± 7,976	0,483 ± 0,377	7,350 ± 8,920

Loss on Ignition

Der Loss on Ignition, beziehungsweise der Glühverlust (Abbildung 30), bewegte sich absolut in einem Bereich von maximal 12,3% (Stelle W5 am 2.4.2025) und minimal 0,2% (Stelle W3 am 30.4.2025). Letzterer wurde als statistischer Ausreißer nach unten identifiziert.

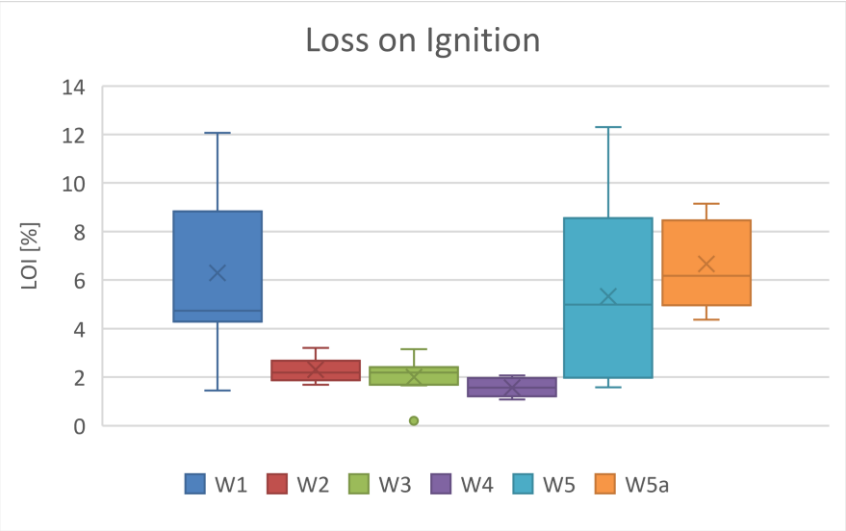

Abbildung 30: Box-Plots des Glühverlusts an den 5 Probenahmestellen, n=9.

Chrom

Sowohl die Minimal- als auch die Maximalkonzentration an Chrom (Abbildung 31) wurde an der Stelle W2 gemessen und lag bei <0,2 mg/kg (am16.4.2025) und 80,4 mg/kg (am 7.5.2025). Bei der Konzentration 64,8 mg/kg (Stelle W4 am 2.4.2025) handelt es sich um einen statistischen Ausreißer nach oben.

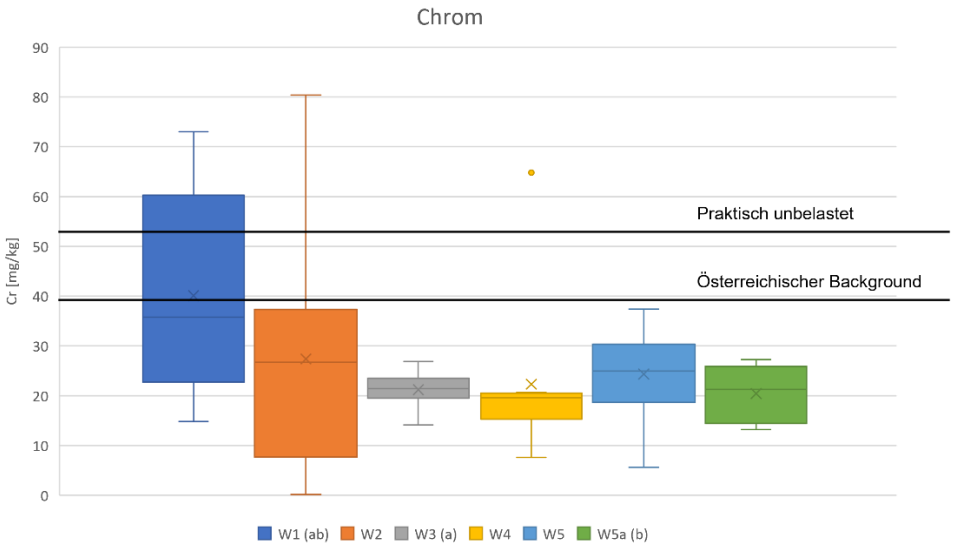

Abbildung 31: Box-Plots der Chromkonzentrationen an den 6 Probenahmestellen, n=9. (Stellen mit gleichen Buchstaben weisen einen signifikanten Unterschied zueinander auf).

Nickel

Die Konzentrationen von Nickel (Abbildung 32) lagen zwischen 9,1 mg/kg (Stelle W1 am 2.4.2025) und 53,6 mg/kg (Stelle W5 am 28.5.2025). Es wurden insgesamt drei statistische Ausreißer nach oben identifiziert: 33,7 mg/kg (Stelle W2 am 30.4.2025), 36,0 mg/kg (Stelle W3 am 30.4.2025) und 36,2 mg/kg (Stelle W4 am 2.4.2025).

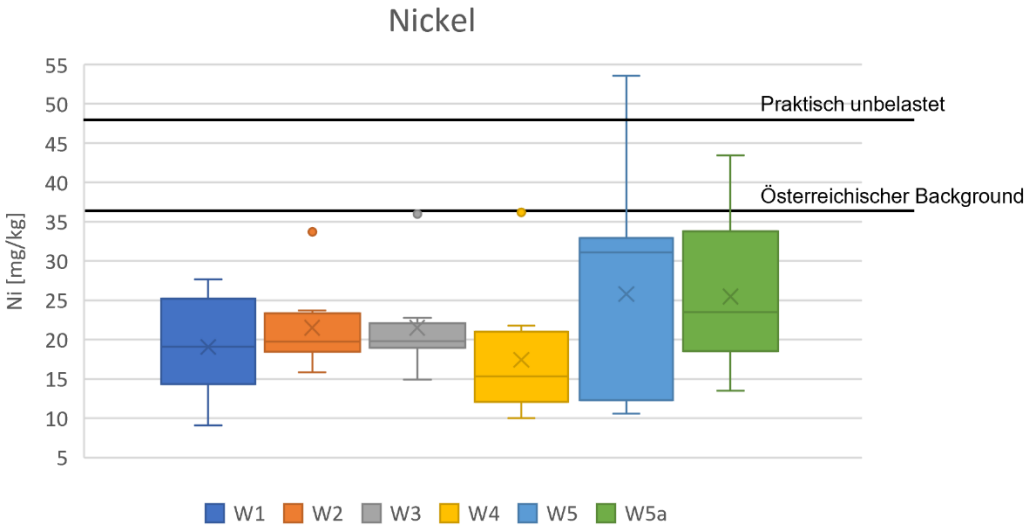

Abbildung 32: Box-Plots der Nickelkonzentrationen an den 6 Probenahmestellen, n=9.

Kupfer

Die Konzentrationen an Kupfer (Abbildung 33) im Sediment lagen zwischen 11,3 mg/kg (Stelle W5 am 7.5.2025) und 2613,1 mg/kg (Stelle W2 am 16.4.2025), wobei es sich bei letztem Wert um einen statistischen Ausreißer nach oben handelt. Bei den Werten 137,2 mg/kg (Stelle W4 am 23.4.2025) und 176,3 mg/kg (Stelle W5a 28.5.2025) trifft dies ebenfalls zu.

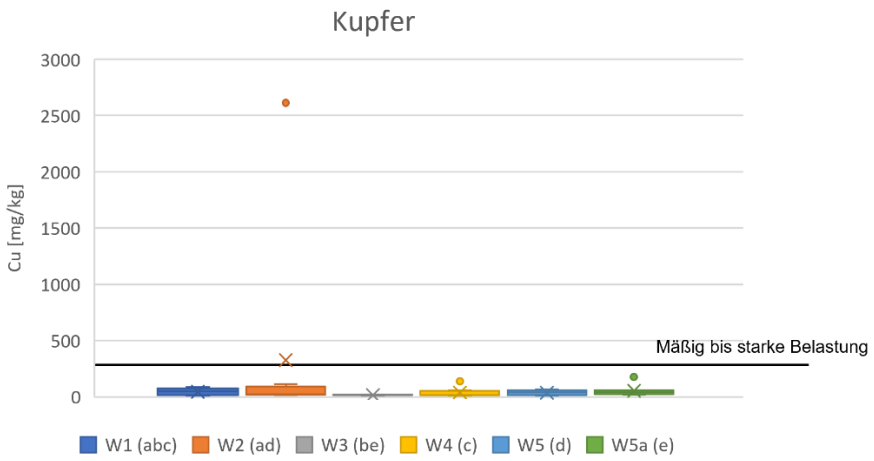

Abbildung 33: Box-Plots der Kupferkonzentrationen an den 6 (Probenahmestellen, n=9. (Stellen mit gleichen Buchstaben weisen einen signifikanten Unterschied zueinander auf).

Zink

Die Konzentrationen an Zink (Abbildung 34) im Sediment lagen zwischen 45,1 mg/kg (Stelle W1 am 9.4.2025) und 829,8 mg/kg (Stelle W4 am 2.4.2025), wobei es sich bei letztem Wert um einen statistischen Ausreißer nach oben handelt.

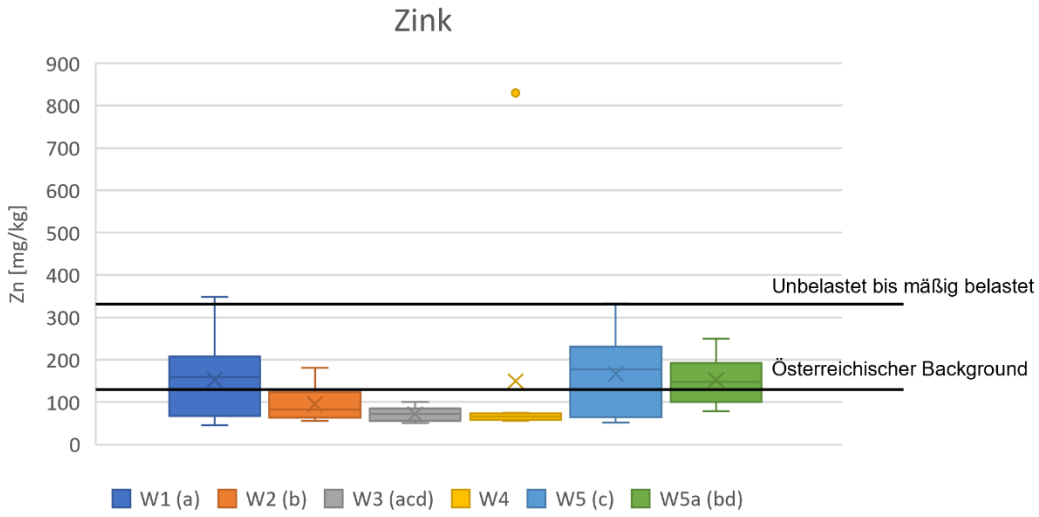

Abbildung 34: Box-Plots der Zinkkonzentrationen an den 6 Probenahmestellen, n=9. (Stellen mit gleichen Buchstaben weisen einen signifikanten Unterschied zueinander auf).

Arsen

Die Konzentrationen an Arsen (Abbildung 35) im Sediment lagen zwischen <0,3 mg/kg (Stelle W5 am 21.5.2025) und 17,8 mg/kg (Stelle W3 am 30.4.2025).

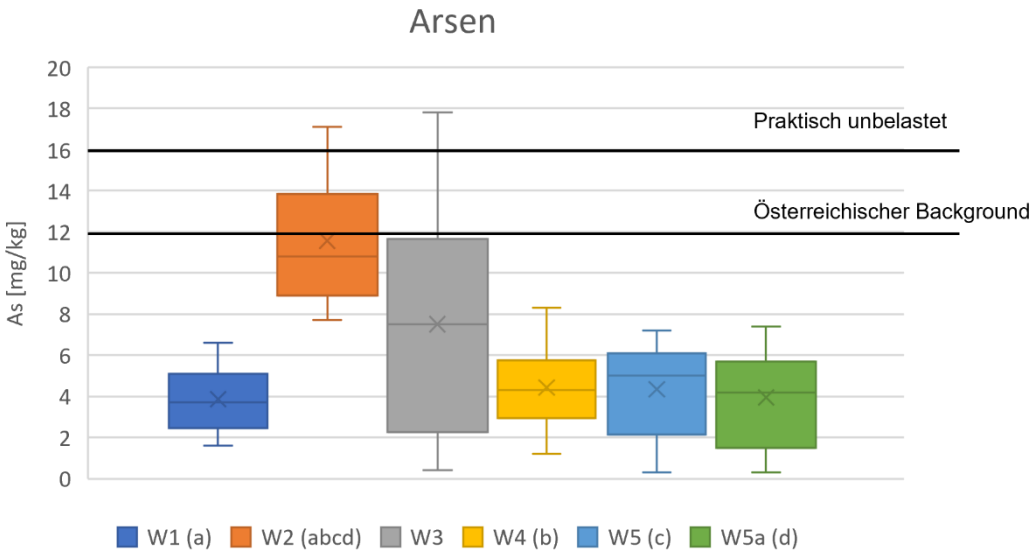

Abbildung 35: Box-Plots der Arsenkonzentrationen an den 6 Probenahmestellen, n=9. (Stellen mit gleichen Buchstaben weisen einen signifikanten Unterschied zueinander auf).

Blei

Die Konzentrationen an Blei (Abbildung 36) im Sediment lagen zwischen 4,5 mg/kg (Stelle W3 am 9.4.2025) und 3171,4 mg/kg (Stelle W3 am 7.5.2025), wobei es sich bei letztem Wert um einen statistischen Ausreißer nach oben handelt. Es wurden noch 4 weitere statistische Ausreißer nach oben identifiziert: 855,6 mg/kg (Stelle W1 am 28.5.2025), 231,9 mg/kg (Stelle W2 am 7.5.2025) 1004,3 mg/kg (Stelle W4 am 9.4.2025) und 823,5 mg/kg (stelle W5 am 21.5.2025).

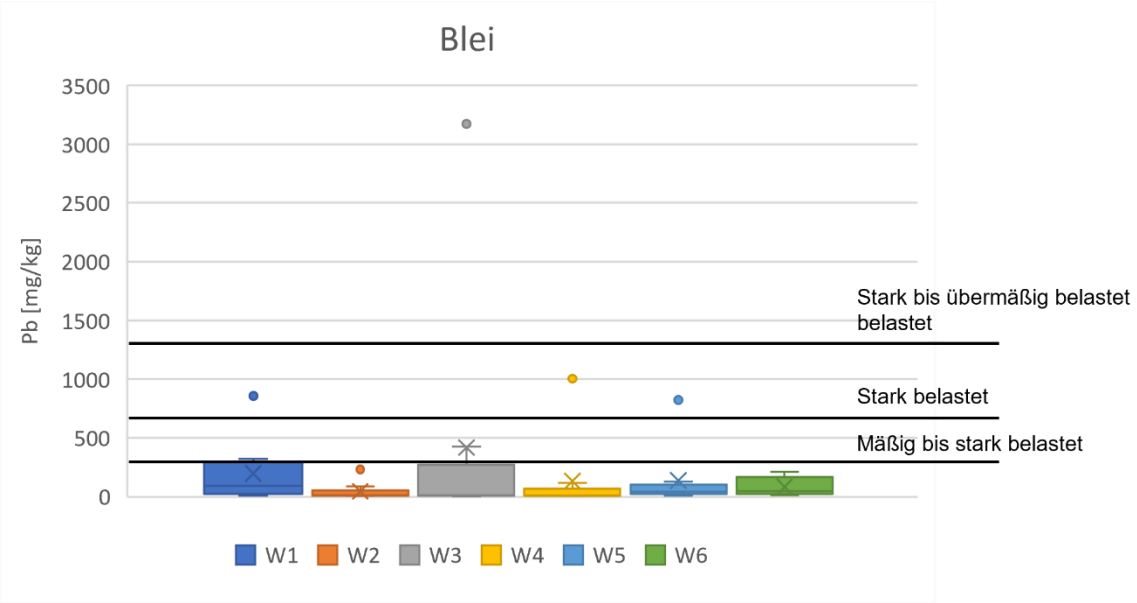

Abbildung 36: Box-Plots der Bleikonzentrationen an den 6 Probenahmestellen, n=9.

Quecksilber

Die Konzentrationen an Blei (Abbildung 37) im Sediment lagen zwischen 0,02 mg/kg (Stelle W3 am 14.5.2025) und 81,16 mg/kg (Stelle W5a am 16.4.2025), wobei es sich bei letztem Wert um einen statistischen Ausreißer nach oben handelt. Bei den Konzentrationen 59,23 mg/kg (Stelle W4 am 2.4.2025) und 5,30 mg/kg (Stelle W5 am 21.5.2025) handelt es sich ebenso um statistische Ausreißer nach oben.

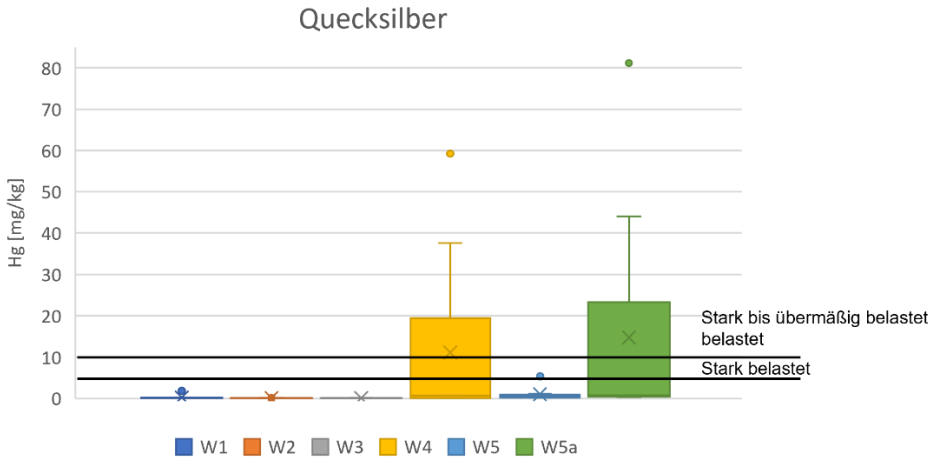

Abbildung 37: Box-Plots der Quecksilberkonzentrationen an den 6 Probenahmestellen, n=9.

Cadmium

Die Konzentrationen an Cadmium (Abbildung 38) im Sediment lagen zwischen 0,05 mg/kg (Stelle W4 am 23.4.2025) und 1,70 mg/kg (Stelle W5a am 7.5.2025), wobei es sich bei letztem Wert um einen statistischen Ausreißer nach oben handelt. Ebenso bei der Konzentration 0,25 mg/kg (Stelle W4 am 21.5.2025).

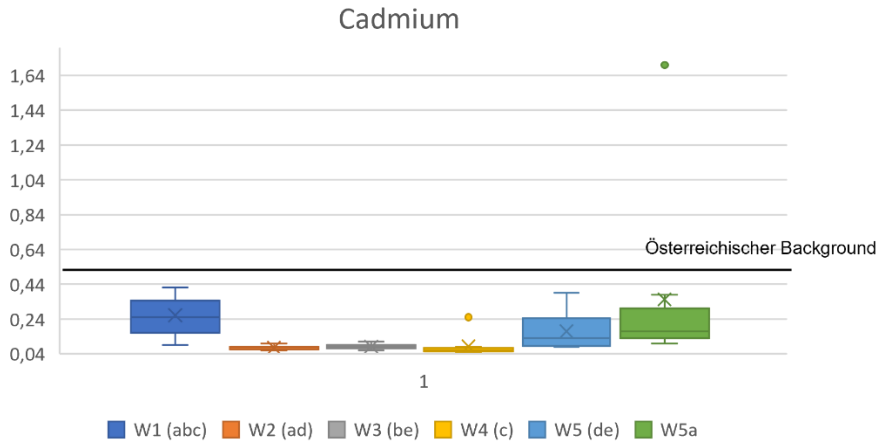

Abbildung 38: Box-Plots der Arsenkonzentrationen an den 6 Probenahmestellen, n=9. (Stellen mit gleichen Buchstaben weisen einen signifikanten Unterschied zueinander auf).

Silber

Die Konzentrationen von Silber (Abbildung 39) lagen zwischen 0,04 mg/kg (Stelle W4 am 14.5.2025) und 25,91 mg/kg (Stelle W5a am 16.4.2025). Der Wert von 21,4 mg/kg, welcher in der ersten Woche an Stelle W4 gemessen wurde, wurde als statistischer Ausreißer nach oben markiert.

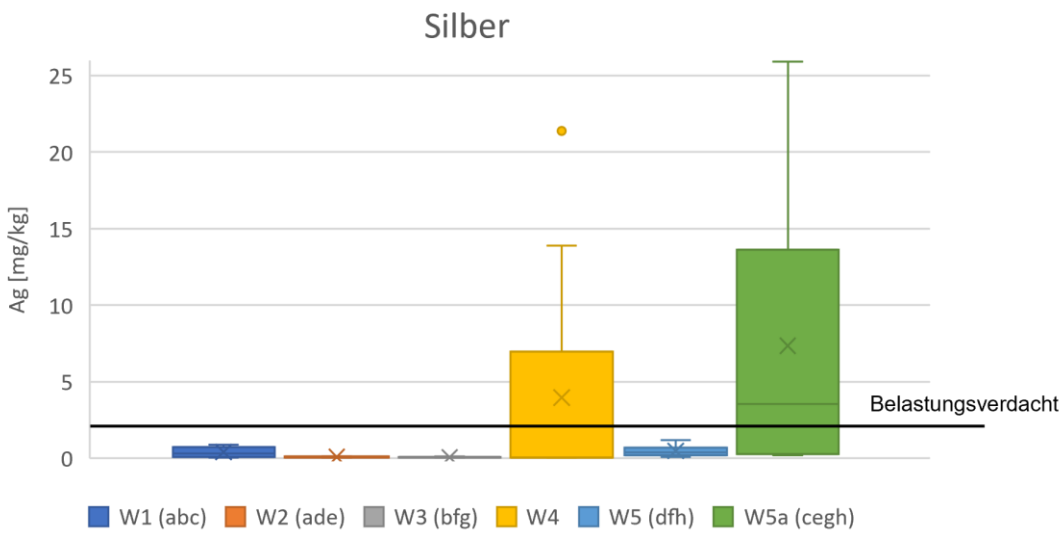

Abbildung 39: Box-Plots der Silberkonzentrationen an den 6 Probenahmestellen, n=9. (Stellen mit gleichen Buchstaben weisen einen signifikanten Unterschied zueinander auf).

4 Diskussion

4.1 Wasserparameter

Die durchschnittlichen Wassertemperaturen bewegten sich zwischen 12,2 °C an der Stelle W1 und 16,4 °C an der Stelle W5. Es ließ sich über die neun Untersuchungswochen hinweg an den einzelnen Probenahmestellen ein leichter Temperaturanstieg von je 5 °C bis 7 °C beobachten, was mit dem kontinuierlich wärmer werdenden Wetter im Frühjahr zusammenhängt. Anfang Mai konnte ein kleiner Temperaturabfall festgestellt werden, welcher wiederum mit einer kurzen Kältephase in diesem Zeitraum zu erklären ist. Ebenso zeigte sich, dass die Wassertemperaturen im niederösterreichischen Teil des Wienflusses tendenziell geringer sind als die innerhalb Wiens.

Die Mittelwerte der Sauerstoffkonzentration lagen zwischen 9,8 mg/l an der Stelle W1 und 12,6 mg/l an der Stelle W5. Ein tendenzieller Anstieg der Sauerstoffkonzentration über die Frühjahrswochen hinweg ließ sich hier nicht beobachten, lediglich eine geringe Zunahme entlang des Flussverlaufes von Niederösterreich nach Wien. In der europäischen Richtlinien 2006/44/EG vom 6. September 2006 wird als optimale Sauerstoffkonzentration für Salmonidengewässer ein Wert von ≥ 7 mg/l und für Cyprinidengewässer ≥ 5 mg/l angegeben. Die Konzentrationen innerhalb des Wienflusses würden die Kriterien für beide Gewässertypen erfüllen. Vergleicht man diese Werte mit anderen nahen Gewässern wie der Donau (13,7 mg/l) oder der Reichen Liesing (10,4 mg/l) zeichnet sich ein recht ähnliches Bild ab und scheint somit passend für die Region (BMLFUW, 2025).[1]

Im Durchschnitt bewegten sich die pH-Werte zwischen 8,1 an der Stelle W1 und 8,7 an der Stelle W5. Es ließen sich weder markante Anstiege über den Untersuchungszeitraum hinweg beobachten noch merkbare Unterschiede zwischen den einzelnen Probenahmestellen feststellen. Die QZV Ökologie OG schreibt für pH-Werte einen Bereich zwischen 6-9 vor, ebenso wie die Richtlinie 2006/44/EG. Zwei Einzelmessungen am 28.5.2025 und eine Messung am 16.4.2025 überschritten eine pH-Wert von 9 um 0,1 bzw. 0,2, was jedoch keine große Auswirkung auf den Mittelwert hatte und somit alle Werte einer guten Qualität entsprechen. Auch hier zeigt sich im Vergleich mit der Reichen Liesing (8,3) und der Donau (8,5) eine ähnliche Situation (BMLFUW, 2025).

[1] Die hier präsentierten Werte stammen aus April 2025 und wurden für die Donau im Bereich Nußdorf gemessen und für die Reiche Liesing im Bereich Stadtgrenze – Sportplatz Kalksburg. (Gültig für sämtliche weitere Erwähnungen)

Die Durchschnittwerte für die elektrische Leitfähigkeit lagen zwischen 594 µS/cm an der Stelle W1 und 667 µS/cm an der Stelle W3. Es ließ sich ein leichter Anstieg der Messwerte über den Untersuchungszeitraum mit der steigenden Wassertemperatur feststellen. Ebenso zeigte sich, dass die Werte für die elektrische Leitfähigkeit innerhalb Wiens etwas höher liegen als jene auf den niederösterreichischen Abschnitten W1 und W2, es kommt zu einem sprunghaften Anstieg zwischen Stelle W2 und W3 und nimmt im Verlauf bis W5 wieder etwas ab. Dieser Trend eines Sprunghaften Anstiegs zeigt sich ebenfalls bei Carbonat, Magnesium, Calcium und Sulfat. Betrachtet man nun den Abschnitt zwischen W2 und W3, wird ersichtlich, dass sechs Gewässer (Gablitzbach, Wurzbach, Grünauerbach, Rotwasser, Mauerbach und Halterbach) hier in den Wienfluss münden und vermutlich für den Anstieg der oben genannten Ionen verantwortlich sind, was wiederum zum Anstieg der elektrischen Leitfähigkeit führt. Die Reiche Liesing liegt mit 824 µS/cm deutlich über den Werten des Wienflusses wohingegen die Donau mit 519 µS/cm etwas unter den gemessenen Mittelwerten liegt (BMLFUW, 2025). Auf Höhe des Wasserkraftwerks Lobau zeigt sich eine ähnliche elektrische Leitfähigkeit mit 536 µS/cm (MA 31 Wiener Wasser, 2025).

Die Mittelwerte des Säurebindungsvermögen lagen zwischen 3,71 meq/l an der Stelle W1 und 4,42 meq/l an der Stelle W3, generell wurden auch an der Stelle W3 insgesamt die höchsten Werte ermittelt. Auch ließ sich ein sehr leichter Anstieg über den Untersuchungszeitraum an den niederösterreichischen Probenahmestellen W1 und W2 feststellen. Innerhalb Wiens pendelten die Werte eher unregelmäßig. Die aus dem Säurebindungsvermögen ermittelten Werte für die Hydrogencarbonatkonzentration betrugen im Durchschnitt zwischen 226,0 mg/l an der Stelle W1 und 270,0 mg/l an der Stelle W3. Weder für das Säurebindungsvermögen noch für die Hydrogencarbonatkonzentration ließen sich nach der QZV Chemie OG, QZV Ökologie OG oder der Richtlinie 2006/44/EG Grenzwerte ermitteln. Das Säurebindungsvermögen der Donau liegt bei 3.93 meq/l was in etwa zwischen den Werten des Wienflusses liegt wohingegen Für die Reiche Liesing ein Wert von 5,99 meq/l vorliegt (BMLFUW, 2025), dies würde unter anderem auch die höhere Leitfähigkeit erklären.

Die Mittelwerte der Natriumkonzentration bewegten sich zwischen 26,2 mg/l an der Stelle W2 und 29,9 mg/l an der Stelle W5. Es ließ sich ein leichter Anstieg der Konzentrationen vom 2.4.2025 bis zum 23.4.2025 beobachten, danach kam es teils zu leichten Anstiegen und Abfällen im Bereich der einzelnen Mittelwerte. Im Vergleich zur Reichen Liesing (38,5 mg/l) und der Donau (16,2 mg/l [Nußdorf], 13,0 mg/l [Lobau]) liegen die Werte des Wienfluss in der Mitte (BMLFUW, 2025; MA 31 Wiener Wasser, 2025).

Bei Kalium lagen die Mittelwerte zwischen 4,2 mg/l an den Stellen W2 und W3 und 4,8 mg/l an der Stelle W5. Auch hier zeigt sich ein ähnliches verhalten was den Anstieg der Konzentration anbelangt wie bei Natrium. Die höchsten Konzentrationen wurden an den Stellen W4 und W5 gemessen. Ebenso ähnlich ist die Vergleichssituation mit der Reichen Liesing (5,7 mg/l) und der Donau (2,3 mg/l [Nußdorf u. Lobau]), auch hier liegen die Werte des Wienflusses zwischen den Werten der beiden anderen Flüsse (BMLFUW, 2025; MA 31 Wiener Wasser, 2025). Durchschnittlich lagen die Mittelwerte für Magnesium zwischen 9,5 mg/l gemessen an der Stelle W1 und 12,1 an der Stelle W3. Für Magnesium ließ sich im Allgemeinen kein markanter Anstieg feststellen: Die Werte schwankten unregelmäßig während des gesamten Untersuchungszeitraums um die Mittelwerte. Hier liegen die Werte des Wienflusses unterhalb jener der der Reichen Liesing (23,8mg/l) und der Donau (17,5mg/l [Nußdorf], 20 mg/l [Lobau]) (BMLFUW, 2025; MA 31 Wiener Wasser, 2025).
Ähnlich wie bei Magnesium schwankten auch die einzelnen Werte der Calciumkonzentration um die Mittelwerte. Diese lagen zwischen 74,3 mg/l an der Stelle W1 und 86,8 mg/l an der Stelle W3. Die Werte des Wienflusses lagen hierbei wieder zwischen den Werten der Reichen Liesing (97,9 mg/l) und der Donau (66,0 mg/l [Nußdorf], 81 mg/l [Lobau]) wobei sich zeigt, dass im Verlauf der Donau von Nußdorf bis Lobau die Calciumkonzentration leicht ansteigt und teils über den Werten des Wienflusses liegt (BMLFUW, 2025; MA 31 Wiener Wasser, 2025).
Für die Kationen Natrium, Kalium, Magnesium und Calcium existieren keine vorgegebenen Grenzwerte oder Richtlinien (Pichler, 1996).

Die Mittelwerte für die Sulfatkonzentration lagen zwischen 39,6 mg/l an der Stelle W1 und 55,5 mg/l an der Stelle W2. Eine Zunahme der einzelnen Konzentrationen über den Untersuchungszeitraum ließ sich nicht feststellen, die Werte lagen relativ gleichmäßig über und unter den Durchschnittswerten. Jedoch zeigt sich, dass die Durchschnittskonzentrationen von Sulfat innerhalb Wiens zwischen 10 mg/l und 15 mg/l höher sind als jene in Niederösterreich, auch lässt sich ein kontinuierlicher Anstieg von Stelle W1 zu Stelle W5 feststellen, mit einem markanten Sprung zwischen der Stelle W2 und W3. Auch bei den Sulfatkonzentrationen liegt der Wienfluss erneut zwischen den Sulfatkonzentrationen der Reichen Liesing (67,4 mg/l) und der Donau (31,0 mg/l [Nußdorf], 39,0 mg/l [Lobau]) (BMLFUW, 2025; MA 31 Wiener Wasser, 2025).
Weder in der QZV Chemie OG, QZV Ökologie OG oder der Richtlinie 2006/44/EG sind Grenzwerte für Sulfat angegeben, nach LAWA (1998) lässt sich jedoch eine Einteilung vornehmen. Die Stellen W1 und W2 würden einer Güteklasse I-II „sehr geringe Belastung“ entsprechen, da

die Konzentrationen ≤ 50 mg/l entsprechen. Die Stellen W3 bis W5 würden der Güteklasse II „mäßige Belastung“ entsprechen, da die Konzentrationen ≤ 100 mg/l betragen.

Für Nitrat liegen die Mittelwerte der einzelnen Untersuchungsstellen zwischen 6,5 mg/l an der Stelle W4 und 8,3 mg/l an der Stelle W1. Die einzelnen Konzentrationen waren im Bereich Niederösterreich höher als in Wien selbst. Für den Vergleich mit den Vorgaben durch die QZV Ökologie OG wurden die 90er-Perzentile der NO_3-N Konzentrationen ermittelt: W1 2,2 mg/l, W2 2,1 mg/l, W3 1,8 mg/l, W4 1,8 mg/l und W5 1,8 mg/l. Diese Werte entsprechen guten (3,0 mg/l) Werten eines Gewässers mit einem saprobiellen Grundzustand von 1,25. Dies ist insofern als positive Entwicklung zu betrachten, da im Jahr 2004 der Bereich des Wienfluss im Bereich des Stadtparks noch mit Güteklasse 3 bewertet war (BMLFUW, 2005).
Für die Donau zeichnet sich mit einer NO_3-N Konzentration von 2,2 mg/l ein sehr ähnliches Bild ab, die Reiche Liesing liegt mit 1,0 mg/l jedoch deutlich darunter (BMLFUW, 2025).
Im europäischen Vergleich (Stand 2021) liegen die Werte des Wienflusses minimal über dem des europäischen durchschnitts von 1,7 mg/l NO_3-N (Madjar et al., 2024).

Die Mittelwerte für die Konzentration an Chlorid lagen zwischen 45,5 mg/l an der Stelle W2 und 50,5 mg/l an der Stelle W5. Sämtliche gemessene Werte verteilten sich relativ gleichmäßig über den gesamten Untersuchungszeitraum, so dass keine allzu großen Veränderungen zwischen den einzelnen Probenahmestellen festgestellt werden konnten. Sämtliche gemessenen Werte entsprechen nach der QZV Ökologie OG einem sehr guten Zustand welcher bis 150 mg/l angegeben ist. Für die Reiche Liesing zeigt sich ein recht ähnlicher Wert an Chlorid von 57,2 mg/l der nur etwas höher liegt als die höchste Durchschnittskonzentration des Wienflusses. Die Donau hingegen weist eine kleiner Chloridkonzentration von 24,8 mg/l (Nußdorf), bzw. 19,0 mg/l (Lobau) auf (BMLFUW, 2025; MA 31 Wiener Wasser, 2025).

Die Durchschnittskonzentrationen für Ammonium lagen zwischen 0,026 mg/l an der Stelle W3 und 0.118 mg/l an der Stelle W1. Der hohe Mittelwert an der Stelle W1 hängt vor allem mit der Messung vom 9.4.2025 zusammen, bei welcher eine Konzentration von 0,473 mg/l gemessen wurde, woraus auch die hohe Standardabweichung von 0,143 mg/l resultiert. In der europäischen Richtlinien 2006/44/EG vom 6. September 2006 wird als optimale Ammoiumkonzentration für Salmonidengewässer ein Wert von ≤ 0,04 mg/l und für Cyprinidengewässer ≤ 0,2 mg/l angegeben. Die Mediane an den Stellen W3, W4 und W5 würden die Kriterien für Salmonidengewässer erfüllen, die Stellen W1 und W2 nur für Cyprinidengewässer.
Für europäische Flüsse zeigt sich eine durchschnittliche NH_4-N Konzentration von 0,158 mg/l (Madjar et al., 2024). Die ermittelten NH_4-N Konzentration für den Wienfluss ergaben folgende

Werte: W1 0,091 mg/l, W2 0,035 mg/l, W3 0,020 mg/l, W4 0,026 mg/l und W5 0,025 mg/l. Somit liegen sämtliche gemessenen Werte deutlich unterhalb des europäischen Durchschnitts.

Für Österreich existieren dynamische Grenzwerte für die NH_4-N Konzentration in Fließgewässern und sind Abhängig vom pH-Wert und der Temperatur des Gewässers (QZV Ökologie OG., 2010). Betrachtet man Kapitel 1.2.10 so macht dies auch durchaus Sinn, da dies die realen Gegebenheiten besser widerspiegelt als ein starrer Wert. Zur Ermittlung dieser Werte steht in der QZV Ökologie eine Formel zur Verfügung mit welcher folgende Umweltqualitätsnormen (die Tabelle 7 entnommen werden können) berechnet wurden:

Tabelle 7: Ermittelte Umweltqualitätsnormen für Ammoniumstickstoff nach QZV Ökologie OG und ermittelte Ammoniumstickstoffwerte während des Untersuchungszeitraums.

	W1	**W2**	**W3**	**W4**	**W5**
UQN NH_4-N [mg/l]	0,038 – 0,074	0,019 – 0,038	0,018 – 0,036	0,014 – 0,027	0,010 – 0,019
NH_4-N [mg/l]	0,091	0,035	0,020	0,026	0,025

Es zeigte sich, dass trotz der Erfüllung der europäischen Normen, die Stellen W1 und W5, nicht den österreichischen Umweltqualitätsnormen entsprechen.

Die Mittelwerte der Nitritkonzentrationen lagen zwischen 0,149 mg/l an der Stelle W4 und 0,173 mg/l an der Stelle W1. Weder ist über den Untersuchungszeitraum von Woche eins bis neun ein markanter Anstieg zu beobachten noch zwischen den einzelnen Untersuchungsstellen. Da die Chloridkonzentrationen > 30 mg/l sind, schreibt die QZV Chemie OG NO_2-N Konzentrationsgrenzwerte von 0,15 mg/l für Rithralgewässer und 0,30 mg/l für Potamalgewässer vor. Der niederösterreichische Teil des Wienflusses ist als Rithralgewässer klassifiziert und der Teil, welcher in Wien liegt, ist als Potamalgewässer eingestuft (QZV Ökologie OG., 2010). Für die Mittelwerte für die NO_2-N Werte der einzelnen Probenahmestellen ergeben sich folgende Werte: W1 0,053 mg/l, W2 0,046 mg/l, W3 0,050 mg/l, W4 0,046 mg/l und W5 0,052 mg/l. Somit liegen sämtliche Mittelwerte deutlich unterhalb der jeweils festgelegten Grenzwerte.
Bezüglich der NO_2-N Konzentration, liegen die Werte des Wienflusses etwas über jenen der Reichen Liesing (0,031 mg/l) und deutlich über jenen der Donau (0,010 mg/l) (BMLFUW, 2025).

Die Mittelwerte für den gelöst gebundenen Stickstoff lagen im Bereich zwischen 1,3 mg/l an den Stellen W3, W4 und W5 und 1,6 mg/l an der Stelle W1. Markante Unterschiede zwischen den einzelnen Probenahmestellen ließen sich nicht beobachten, jedoch zeigte sich, dass vor

allem im Mai die Werte im Vergleich zum April zu sinken begannen. Der Vergleich mit NO_2-N, NO_3-N und NH_4-N zeigte Abweichungen zwischen 17,7% an der Stelle W5 und 21,1% an der Stelle W3. Diese hohen Abweichungen hängen aller Wahrscheinlichkeit nach mit der photometrischen Bestimmung für Ammonium und Nitrit zusammen, da diese nicht sehr genau ist.

Die Mittelwerte für die Konzentration des gelösten organischen Kohlenstoffanteils lagen im Schnitt zwischen 4,3 mg/l an den Stellen W3 und W4 und 5,5 mg/l an der Stelle W1. Für gering belastete Gewässer gilt in der Regel ein DOC Wert von 2 mg/l bis 6 mg/l, offizielle Grenzwerte wurden jedoch nicht festgelegt (Lorch, 2000). Drei Einzelmessungen in der ersten Untersuchungswoche ergaben Werte über 6 mg/l (W1, W2 und W4) und eine Messung am 7.5.2025 an der Stelle W1. Im Gesamtschnitt lagen aber die Ergebnisse unter 6 mg/l.
Es zeigt sich jedoch auch, dass der DOC für den Wienfluss höher liegt als jener für die Reiche Liesing (2,7 mg/l) und der Donau (2,5 mg/l) (BMLFUW, 2025).

4.2 Sediment

Zur Bewertung der Sedimente werden zum einen der Geoakkumulationsindex nach Müller herangezogen und auch die ÖNORM L1075. Grenzwerte und Belastungslevel können der Tabelle 8 und Tabelle 9 entnommen werden.

Tabelle 8: Österreichische Hintergrundwerte und Belastungsgrenzen für Schwermetalle im Sediment in Bezug auf Geoakkumulationsindex nach Müller (1979) (BMLUFW, 2005).

Sedimentqualität	As mg/kg	Cd mg/kg	Cr mg/kg	Cu mg/kg	Hg mg/kg	Ni mg/kg	Pb mg/kg	Zn mg/kg	AOX mg/kg	Glüh-verlust %	TOC %	Anreicherungs-faktor
Österreichweite Hintergrund-Werte[1])	12	0,5	39	40	0,22	36	36	124	32[2]	3,4	2,2	
praktisch unbelastet	16	0,75	53	53	0,29	48	48	165				1
unbelastet bis mäßig belastet	32	1,5	106	106	0,58	96	96	330				2
mäßig belastet	64	3	212	212	1,2	192	192	660				4
mäßig bis stark belastet	128	6	424	424	2,3	384	384	1.320				8
stark belastet	256	12	848	848	4,6	768	668	2.640				16
stark bis übermäßig belastet	512	24	1.696	1.696	9,3	1.536	1.336	5.280				32
übermäßig belastet	>512	>24	>1.696	>1.696	>9,3		>1.336	>5.280				64

Tabelle 9: Belastungsverdacht für Schwermetalle im Sediment nach ÖNORM L1075 (BMLFUW, 2006).

	As [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Hg [mg/kg]	Ni [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]
Belastungsverdacht nach ÖNORM L1075	20	1	100	100	1	60	100	300

Die Mittelwerte des Glühverlusts lagen zwischen 1,57% an der Stelle W4 und 6,67% an der Stelle W5a. Somit lagen die Werte von den drei Messtellen W2, W3 und W4 unterhalb des österreichischen Backgrounds, die Stellen W1, W5 und W5a darüber. Ein definierter Grenzwert existiert hier nicht.

Die Mittelwerte der Chromkonzentration reichten von 20,4 mg/kg an der Stelle W5a bis 40,1 mg/kg an der Stelle W1, diese lag signifikant über den Stellen W3 und W5a. Jedoch zeigt sich, dass fast alle Mittelwerte unterhalb des österreichischen Backgrounds liegen, mit Ausnahme von Stelle W1, welche sich im praktisch unbelasteten Bereich befindet. Dadurch lässt sich feststellen, dass im Untersuchungszeitraum keine Chrombelastung nach dem Geoakkumulationsindex nach Müller oder der ÖNORM L1075 vorliegt.

Für Nickel lagen die Mittelwerte in einem Bereich von 17,4 mg/kg an der Stelle W4 bis 25,8 mg/kg und es wurden keine signifikanten Unterschiede festgestellt. Somit liegen alle Mittelwerte unter dem österreichischen Background und es konnte keine Nickelbelastung festgestellt werden.

Die Mittelwerte der Kupferkonzentration lagen zwischen 15,6 mg/kg an der Stelle W4 und 325,3 mg/kg an der Stelle W2. Der hohe Mittelwert an der Stelle W2 liegt vor allem an der Messung von 2613,1 mg/kg, was sich auch in der hohen Standardabweichung von 858,6 mg/kg äußert. Daraus resultiert für diese Messung eine übermäßige Belastung, wodurch sich für Stelle W2 im Allgemeinen eine mäßige bis starke Belastung ergibt. Diese Belastung gilt ebenfalls wenn man den Wert mit dem Belastungsverdacht nach ÖNORM L1075 vergleicht welcher um das Dreifache überschritten wird. Ebenso unterscheidet sich Stelle W2 signifikant vom W1 und W5, weitere Signifikanzunterschiede sind Abbildung 33 zu entnehmen. Die Stellen W3 bis W5 liegen unterhalb des österreichischen Backgrounds und die Stellen W1 und W5a sind praktisch unbelastet.

Die Mittelwerte der Zinkkonzentrationen lagen in einem Bereich von 71,3 mg/kg an der Stelle W3 und 167,1 mg/kg an der Stelle W5, welche sich beide jedoch signifikant unterscheiden. Weitere Signifikanzunterschiede sind in Abbildung 34 zu entnehmen. Stelle W5 ist nach dem Geoakkumulationsindex somit als unbelastet bis mäßig belastet zu betrachten, die Stellen W2 und W3 liegen unterhalb des österreichischen Backgrounds und die Stellen W1, W4 und W5a sind praktisch unbelastet. Nach ÖNORM L1075 lässt sich kein Belastungsverdacht feststellen.

Für Arsen ergaben sich Mittelwerte bezüglich der Konzentration von 3,9 mg/kg an den Stellen W1 und W5a und 11,6 mg/kg an der Stelle W2, diese lag signifikant höher als die Stellen W1, W4, W5 und W5a. Dieser Wert liegt jedoch insgesamt unterhalb des österreichischen Backgrounds, genauso wie die Mediane der anderen Probenahmestellen. Auch wenn vereinzelt Werte >16 festgestellt wurden, ergab sich im Schnitt jedoch keine allgemeine Arsenbelastung für den Wienfluss.

Die Mittelwerte der Bleikonzentrationen lagen zwischen 44,0 mg/kg an der Stelle W2 und 418,7 mg/kg an der Stelle W3. An Stelle W3 stechen besonders zwei Messergebnisse heraus: 3171,4 mg/kg (7.5.2025), was einer übermäßigen Belastung entspricht und 423,9 mg/kg (28.5.2025), was einer mäßig bis starken Belastung entspricht. Einzelne Messungen, die ebenfalls auf eine starke Belastung deuten, wurden and der Stelle W1 (28.5.2025), Stelle W4 (9.4.2025) und W5 (21.5.2025) gemessen. Die Stelle W2 konnte als praktisch unbelastet

identifiziert und die Stelle W5a kann als unbelastet bis mäßig belastet betrachtet werden, die Stellen W4 und W5 als mäßig belastet, die Stelle W1 als mäßig bis stark belastet und die Stelle W3 als stark belastet. Zwischen den einzelnen Messstellen wurden keine signifikanten Unterschiede festgestellt. Somit ergibt sich nach ÖNORM L1075 ein Belastungsverdacht für die Stellen W1, W3, W4 und W5.

Für Quecksilber lagen die Mittelwerte der Konzentration in einem Bereich von 0,056 mg/kg an der Stelle W3 und 14,697 mg/kg an der Stelle W5a, wodurch bei letztgenannter eine übermäßige Belastung festgestellt werden kann. Für diesen hohen Mittelwert sind insbesondere zwei Messergebnisse verantwortlich: 81,16 mg/kg (16.4.2025) und 44,04 mg/kg (28.5.2025). Mit einer durchschnittlichen Konzentration von 11,096 mg/kg kann auch bei Stelle W4 von einer übermäßigen Belastung gesprochen werden. Die Ergebnisse der Stellen W2 und W3 sind beide unterhalb des österreichischen Backgrounds. Stelle W1 ist praktisch unbelastet und Stelle W5 ist mäßig belastet. Ein signifikanter Unterschied zwischen den einzelnen Messstellen konnte nicht ermittelt werden. Bereits 2013 wurden im Zuge einer Diplomarbeit (Seethaler, 2013) erhöhte Quecksilberwerte im Sediment des Wienflusses festgestellt, an den Stellen W1 bis W3 wurden höhere Werte gemessen, was bedeutet, dass sich hier der Quecksilbergehalt verringert hat. Im Bereich der Pilgrambrücke (W4) hat sich die Konzentration jedoch mehr als vervierfacht und ebenso im Bereich des Stadtparks (W5a) wurde eine mehr als doppelt so hohe Konzentration ermittelt. Der Belastungsverdacht für die Stellen W4 und W5a bestätigt sich ebenfalls nach der ÖNORM L1075.

Die Mittelwerte der Cadmiumkonzentration lagen zwischen 0,076 mg/kg an der Stelle W2 und 0,352 mg/kg an der Stelle W5a. Somit lagen sämtliche Mittelwerte unterhalb des österreichischen Backgroundwerts, wodurch keine Cadmiumbelastung für den Wienfluss festgestellt werden konnte. Signifikanzunterschiede sind Abbildung 38 zu entnehmen.

Für Silber lagen die Mittelwerte der Konzentration zwischen 0,076 mg/kg an der Stelle W3 und 7,350 mg/kg an der Stelle W5a, wobei letztere signifikant höher ist als W1, W2, W3 und W5. Weitere Signifikanzunterschiede sind Abbildung 39 zu entnehmen. Genaue Grenzwerte für Silber nach dem Geoakkumulationsindex lassen sich nicht entnehmen, auch in den einzelnen Rechtsvorschriften Österreichs und der EU gibt es diesbezüglich keine Definitionen. Jedoch wurden im Jahr 2003 im Auftrag des deutschen Umweltbundesamtes vom analytischen Laboratorium für Umweltuntersuchungen und Auftragsforschung Bestimmung und Bewertung von Umweltdaten diverse Umweltqualitätsnormen für Oberflächengewässer entwickelt. Hierbei wurde als Empfehlung ein Wert von 1,8 mg/kg angegeben (Nendza, 2003). Dieser Wert wird

an den Stellen W5a und W4 (3,969 mg/kg) deutlich überschritten, besonders stechen hier die Einzelergebnisse von 25,91 mg/kg (W5a 16.4.2025), 10,09 mg/kg (W5a 7.5.2025), 17,15 mg/kg (W5a 28.5.2025), 21,40 mg/kg (W4 2.4.2025) und 13,88 mg/kg (W4 9.4.2025) heraus. Ausgehend von den empfohlen 1,8 mg/kg Silber können die Abschnitte W4 und W5a durchaus als belastet betrachtet werden.

Im Zuge einer Bachelorarbeit aus dem Jahr 2021 wurde auch die Liesing auf Schwermetallbelastungen im Sediment untersucht. Dabei wurden die Schwermetalle Arsen, Blei, Chrom, Kupfer, Nickel und Zink analysiert, und vor allem für Zink an einzelnen Stellen Belastungen festgestellt. Auch für Blei wurden mäßige Belastungen festgestellt, jedoch in einem viel geringerem Ausmaß als im Wienfluss (Gregor, 2021). Abgesehen von Zink scheint die Belastung bezüglich der ausgewählten Schwermetalle für die Liesing geringer zu sein als für die Wien.

Auch im Bereich der Donau im Wiener Einzugsgebiet zeigen sich Schwermetallbelastungen, insbesondere für die Elemente Blei, Cadmium, Zink und Quecksilber. Besonders alarmierend hierbei, ist, dass die Konzentrationen über die letzten 20 Jahre anstiegen (Hillberg, 2022).

5. Conclusio

Im Zuge der Untersuchung zeigte sich, dass im Analysezeitraum vom 2.4.2025 bis zum 28.5.2025 die chemischen und physikalischen Wasserparameter für den Wienfluss, nach den geltenden österreichischen und europäischen Rechtsvorschriften, alle in einem guten beziehungsweise sehr guten Zustand lagen. Einzige Ausnahme bildet hier Ammoniumstickstoff, welcher zwar insgesamt den europäischen Richtlinien nach als passend eingestuft werden kann, jedoch an den Stellen W1 und W5 nicht den österreichischen Umweltqualitätsnormen entspricht. Markante Trends bezüglich eines Anstiegs der Nährstoffe über das Frühjahr hinweg ließen sich jedoch nicht feststellen, was unter anderen daran liegen könnte, dass entlang des Wienflusses keine nennenswerten landwirtschaftlichen Betriebe liegen, welche einen anthropogenen Einfluss auf das Gewässer ausüben. Was jedoch beobachtet werden konnte, ist ein Temperaturanstieg von Stelle W1 bis W5a, wodurch sich zeigt, dass die Abschnitte in Wien tendenziell wärmer als jene in Niederösterreich sind. Ebenso ließ sich ein leichter Anstieg im Bereich Sulfat feststellen. Auch konnte zwischen den Stellen W2 und W3 ein sprunghafter Anstieg von Sulfat, Carbonat, Calcium und damit auch der elektrischen Leitfähigkeit festgestellt werden, was vermutlich mit den dort vorhandenen Zuläufen zusammenhängt. Ebenso zeigt sich, dass im Vergleich zu Flüssen in derselben Region große Ähnlichkeit der Wasserparameter besteht und keine allzu großen Abweichungen festzustellen sind, wodurch angenommen werden kann, dass diese typisch für die Region sind.

Bezüglich der Schwermetalle des Sediments zeigte sich, dass für den gesamten untersuchten Abschnitt keine Belastung mit den Schwermetallen Chrom, Nickel, Zink, Arsen und Cadmium zu beobachten war. Belastungen für Kupfer, Blei, Quecksilber und Silber konnten jedoch identifiziert werden. Für Kupfer wurden Belastungen im Bereich Purkersdorf festgestellt und für Blei vor allem in Untertullnerbach und Hütteldorf. Bei Silber und Quecksilber zeigte sich die Tendenz zu erhöhten Konzentrationen bei den Probenahmestellen bei der Pilgrambrücke und hinter dem Auslass im Stadtpark. Insbesondere die Quecksilberbelastungen sind bedenklich, da hier von einer übermäßigen Belastung ausgegangen werden kann.

6. Literaturverzeichnis

Beste, D., & Kälke, M. (Eds.). (2013). *Wasser—der bedrohte Lebensstoff: Ein Element in der Krise Berichte, Analysen, Argumente*. Springer-Verlag.

Bliefert, C., & Bliefert, Florian. (2002). *Umweltchemie* (3., aktualisierte Aufl.). Wiley-VCH.

BMLFUW. (2005). *Wassergüte in Österreich Jahrebericht 2004.* Wien. https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/themen/wasser/wg_jahresberichte/wasserguete_jahresbericht_2004.pdf

BMLFUW. (2006). *Wassergüte in Österreich Jahrebericht 2006.* Wien.

BMLFUW. (2015). *Probenahmehandbuch Chemie Wasser: Grundwasser, Oberflächengewässer, Sedimente*. Abgerufen am 14. März unter https://info.bml.gv.at/service/publikationen/wasser/Probenahmehandbuch-Chemie-Wasser.html

BMLFUW. (2020). *Wassergüte in Österreich: Jahresbericht 2016–2018*. Wien. Abgerufen am 19. März 2025 unter https://www.bmlrt.gv.at/wasser/wasserqualitaet/jahresbericht_2016-2018.html

BMLFUW. (2024). *Wassergüte in Österreich: Jahresbericht 2020–2022*. Wien. Abgerufen am 20. März 2025 unter https://info.bml.gv.at/themen/wasser/wasserqualitaet/wasserguete-jahresbericht-2020-2022.html

BMLFUW. (2025). *H_2O Fachdatenbank. Teil der WISA Familie.* Abgerufen am 6. Juli 2025 unter https://wasser.umweltbundesamt.at/h2odb/fivestep/abfrageQdPublic.xhtml

Fent, K. (2013). *Ökotoxikologie: Umweltchemie - Toxikologie - Ökologie. 63 Tabellen* (4., vollst. überarb. Aufl.). Thieme.

Gregor, F. (2021). *Die Chemisch-physikalische Charakterisierung der Liesing – Sommeraspekt.*

Frenz, W. (2011). *Europarecht*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.

Fuchs, S., Scherer, U., Wander, R., Behrendt, H., Venohr, M., Opitz, D., Hillenbrand, T., Marscheider-Weidemann, F., & Götz, T. (2010). *Berechnung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS: Nährstoffe, Schwermetalle und Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe. Förderkennzeichen 204 24 218 und 205 24 204 UBA-FB 001410*. UBA, Dessau. Herausgeber: Umweltbundesamt, 09/2010 https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/461/publikationen/4017.pdf

Gey, M. H. (2023). Toxische und essentielle Schwermetalle. In *Toxikologie - querbeet* (S. 130–161). Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-662-67650-9_7

Gruber, G., Hayes, D.S., Lett, A. Was tun mit urbanen Gewässern? Evaluierung des ökologischen Nutzens am Wienfluss mittels Habitatmodellierung. *Österr Wasser- und Abfallw* 74, 433–440 (2022). Abgerufen am 21. April unter https://doi.org/10.1007/s00506-022-00890-5

Guderian, R. (2000). *Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie. Bd. 3, Aquatische Systeme, A, Grundlagen - physikalische Belastungsfaktoren - anorganische Stoffeinträge: mit 40 Tabellen*. Springer.

Gujer, W. (1999). *Siedlungswasserwirtschaft*. Springer.

Gunkel, G. (2000). Struktur und Funktion limnischer Ökosysteme. In: Guderian, R., Gunkel, G. (Hrsg.) *Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie*. (S.1 - 43) Springer, Berlin, Heidelberg.

GZÜV. (2006). *Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Überwachung des Zustandes von Gewässern* (Gewässerzustandsüberwachungsverordnung – GZÜV), StF: BGBl. II Nr. 479/2006.

Haidvogl, G., Hauer, F., Hohensinner, S., Raith, E., Schmid, M., Sonnlechner, C., Spitzbart-Glasl, C. & Winiwarter, V. (2019). *Wasser Stadt Wien: eine Umweltgeschichte*. Zentrum für Umweltgeschichte Wien (ZUG). Abgerufen am 21. April 2025 unter https://boku.ac.at/fileadmin/data/H03000/H81000/H81200/_TEMP_/aktuell/ZUG_2019-Wasser_Stadt_Wien.pdf

Herbst, V. (2000). Versalzung von Gewässern. In: Guderian, R., Gunkel,G. (Hrsg.) *Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie*. *Bd. 3, Aquatische Systeme, A, Grundlagen - physikalische Belastungsfaktoren - anorganische Stoffeinträge: mit 40 Tabellen*. (S.280 - 369) Springer, Berlin, Heidelberg.

Herold, T., Gallice, A., Huwald H., Jakob, A. (2016) PROGNOSEN, ZWEI MODELLANSÄTZE FÜR ZUKÜNFTIGE. "FLIESSGEWÄSSER- TEMPERATUR.". *Aqua & Gas*, (12), 60-67. Abgerufen am 24. März 2025 unter https://core.ac.uk/download/pdf/148026141.pdf

Hilberg, S. (2022). *Umweltgeologie: Eine Einführung in Grundlagen und Praxis* (2nd ed. 2022). Springer Berlin Heidelberg Imprint: Springer Spektrum

Hites, R. A., Raff, J. D., & Wiesen, P. (2017). *Umweltchemie: eine Einführung mit Aufgaben und Lösungen*. WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA.

Holzapfel, J. (2014). *Die Wien: vom Kaiserbrünndl bis zur Donau*. Sutton.

Kerschner, F., Bergthaler, W., Dannerbauer, N. C., Ecker, J., Ennöckl, D., Fischer, H., Handig, N., Hanz, F., Holzner, C., & Verlag Österreich. (2022). *WRG: Kurzkommentar Wasserrechtsgesetz* (Stand: 30.4.2022). Verlag Österreich

Knoch, W. (1994). *Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Abfallentsorgun : chemische und analytische Grundlagen* (2., aktual. Aufl.). VCH-Verl.-Ges.

Kölle, W. (2017). *Wasseranalysen - richtig beurteil: Grundlagen, Parameter, Wassertypen, Inhaltsstoffe* (Vierte Auflage). Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA.

LAWA (1998). *Beurteilung Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland – Chemische Gewässergüteklassifikation*. Berlin: Kulturbuchverlag.

Lorch, H.-J. (2000). Eintrag und Umsatz gelöster Kohlenstoffverbindungen. In: Guderian, R., Gunkel, G. (Hrsg.) *Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie. Bd. 3, Aquatische Systeme, B, Biogene Belastungsfaktoren - organische Stoffeinträge - Verhalten von Xenobiotika: mit 120 Tabellen*. (S.15- 26) Springer, Berlin, Heidelberg.

MA 31 Wiener Wasser (8. Juli 2025). *Aktuelle Trinkwasserwerte in Wien*. Von wien.gv: https://www.wien.gv.at/wienwasser/qualitaet/ergebnis.html#wasser abgerufen.

Madjar, R.M., Vasile Scăeteanu, G., Sandu, M.A. (2024). *Nutrient Water Pollution from Unsustainable Patterns of Agricultural Systems, Effects and Measures of Integrated Farming.* Water 2024, 16, 3146. Basel. Abgerfuen am 6. Juli 2025 https://doi.org/10.3390/w16213146

Mortimer, C. E., Müller, U., & Beck, J. (2015). *Chemie: das Basiswissen der Chemie* (12., korrigierte und aktualisierte Auflage). Georg Thieme Verlag.

Nendza, M. (2003). *Entwicklung von Umweltqualitätsnormen zum Schutz aquatischer Biota in Oberflächengewässern*. Analyt. Laboratorium f. Umweltuntersuchungen u. Auftrags forschung, Bestimmung u. Bewertung von Umweltdaten.

Paul, J., Cofie, O., Josiane, N., Impraim, R., Adamtey, N., Koné, D. (2016). Co-composting of Solid Waste and Fecal Sludge for Nutrient and Organic Matter Recovery. Abger ufen am 1. April 2025 unter https://www.researchgate.net/publication/304024637_Co-composting_of_Solid_Waste_and_Fecal_Sludge_for_Nutrient_and_Organic_Matter_Recovery

Pichler, W. (1996). Untersuchung von Fliessgewässern im Bundesland Salzburg auf kommunale Belastung. Wien. Abgerufen am 23. Juni 2025 unter https://www.um weltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/BE059.pdf

Pohling, R. (2015). *Chemische Reaktionen in der Wasseranalyse*. Springer Berlin Heidelberg.

Pollack, G. (2012). *Verschmutzt-verbaut-vergessen: Eine Umweltgeschichte des Wienflusses von 1780 bis 1910*.

QZV Chemie OG. (2006). *Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Festlegung des Zielzustandes für Oberflächen gewässer* (Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer – QZV Chemie OG). StF: BGBl. II Nr. 96/2006.

QZV Ökologie OG. (2010). *Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Festlegung des ökologischen Zustandes für Oberflächengewässer* (Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer – QZV Ökologie OG). StF: BGBl. II Nr. 99/2010.

Reichl, F.-X., & Benecke, J. (2002). *Taschenatlas der Toxikologie: Substanzen, Wirkungen, Umwelt* (2., aktualisierte Aufl.). Stuttgart [u.a.]: Thieme.

Reineke, W., & Schlömann, M. (2020). *Umweltmikrobiologie* (3rd ed. 2020.). Springer Berlin Heidelberg: Imprint: Springer Spektrum.

RICHTLINIE 2000/60/EG (2000) DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND RATES vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich Wasserpolitik. Abgerufen am 14. März 2025 unter https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/HTML/?uri=CELEX:02000L0060-20141120&qid=1531129261140&from=DE

RICHTLINIE 2006/44/EG (2006) DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND RATES vom 6. September 2006 über die Qualität von Süßwasser, das schutz- oder verbesserungsbedürftig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten. Abgerufen am 23. Juni 2025 https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/ALL/?uri=CELEX:32006L0044

Schamschula, G. (2018). Das Verschlechterungsverbot im Wasserrecht und dessen Umsetzung in Österreich: Die Verschärfung der Definition der Verschlechterung im Wasserrecht durch den EuGH und die Auswirkungen auf die österreichische Rechtslage. *Zeitschrift für kritik - recht - gesellschaft*, *2018*(1), 49–59. https://doi.org/10.33196/juridikum201801004901

Schlapansky, F. (2020) Umweltchemische Übungen. Praktikumsunterlagen zum Beispiel 2 Sauerstoffbestimmung nach Winkler. Bestimmung des Säurebindungsvermögens

Schnee, E. (2019). *Monographie Wienfluss: Städtebauliche Analyse des Wientals ab Ermöglichung der Schiffbarkeit um 1880* (Diploma Thesis, Technische Universität Wien). Abgerufen am 21. April 2025 unter https://doi.org/10.34726/hss.2019.36031

Schönborn, W. (2000). Auftreten von Sauerstoffdefiziten in Gewässern. In: Guderian, R., Gunkel, G. (Hrsg.) *Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie*. *Bd. 3, Aquatische Systeme, A, Grundlagen - physikalische Belastungsfaktoren - anorganische Stoffeinträge: mit 40 Tabellen*. (S.329- 337) Springer, Berlin, Heidelberg.

Schwoerbel, J., & Brendelberger, H. (2013). *Einführung in die Limnologie* (11. Aufl.). Springer Spektrum.

Seethaler, D. (2013). *Quecksilber im Wienfluss*.

Wiedeck, B. (2022). *Die Wien-kann doch mehr!? Ein Revitalisierungs Versuch des Wientals, mit seinem Fluss, um eine Erhöhung der Biodiversität und einen Ausbau der Frischluftschneise zu erzielen und um den Raum für die Öffentlichkeit zugänglich zu machen* (Doctoral dissertation, Wien).

Wisotzky, F., Cremer, N., & Lenk, S. (2021). *Angewandte Grundwasserchemie, Hydrogeolo gie und hydrogeochemische Modellierung: Grundlagen, Anwendungen und Problemlö sungen* (3. Auflage 2021.). Springer Berlin Heidelberg: Imprint: Springer Spektrum.

WRG. (1959). Wasserrechtsgesetz 1959 – WRG. 1959, StF: BGBl. Nr. 215/1959 (WV).

7. Anhang

7.1 Messergebnisse

	Temperatur [°C]				
Probenstelle	**W1**	**W2**	**W3**	**W4**	**W5**
2.4.2025	9,1	9,2	10,9	11,7	12,2
9.4.2025	8,4	7,3	10,1	10,3	12,5
16.4.2025	12,0	11,5	12,5	15,0	17,5
23.4.2025	14,5	14,0	15,0	17,0	18,5
30.4.2025	14,5	13,0	13,5	16,0	18,0
7.5.2025	14,5	12,5	13,0	14,0	15,5
14.5.2025	13,0	12,0	12,0	13,5	17,0
21.5.2025	15,0	14,5	14,5	17,0	19,0
28.5.2025	16,5	15,5	16,0	17,0	17,5

	Sauerstoffkonzentration O_2-gelöst [mg/l]				
Probenstelle	**W1**	**W2**	**W3**	**W4**	**W5**
2.4.2025	11,1	11,5	11,7	11,2	11,2
9.4.2025	11,7	12,9	12,1	12,0	12,2
16.4.2025	9,8	10,5	10,9	10,8	11,4
23.4.2025	9,2	10,2	11,1	10,9	12,7
30.4.2025	9,1	10,3	10,6	11,1	13,5
7.5.2025	9,5	11,2	11,6	11,8	12,6
14.5.2025	9,4	11,1	12,1	11,8	14,5
21.5.2025	9,1	10,6	11,5	11,3	13,4
28.5.2025	8,9	10,0	10,9	11,3	12,3

	pH-Wert				
Probenstelle	**W1**	**W2**	**W3**	**W4**	**W5**
2.4.2025	8,4	8,9	8,7	8,6	8,9
9.4.2025	8,5	8,8	8,8	8,3	8,9
16.4.2025	7,8	8,9	9,0	9,2	8,9
23.4.2025	7,4	8,3	8,3	8,4	8,5
30.4.2025	7,7	7,8	7,6	8,0	8,1
7.5.2025	7,1	7,7	7,9	8,1	8,3
14.5.2025	8,6	8,7	8,8	8,8	8,8
21.5.2025	8,6	8,7	8,8	8,9	8,9
28.5.2025	8,9	8,8	8,8	9,1	9,2

	Elektrische Leitfähigkeit [µS/cm]				
Probenstelle	**W1**	**W2**	**W3**	**W4**	**W5**
2.4.2025	548	545	593	600	602
9.4.2025	592	594	652	675	654
16.4.2025	580	605	675	675	660
23.4.2025	595	625	685	675	680
30.4.2025	605	620	685	670	660
7.5.2025	605	610	660	645	635
14.5.2025	585	640	700	680	775
21.5.2025	620	630	685	675	660
28.5.2025	620	630	665	650	655

	Säurebindungsvermögen [meq/l]					Summe der Carbonate [mg/l]				
Proben-stelle	**W1**	**W2**	**W3**	**W4**	**W5**	**W1**	**W2**	**W3**	**W4**	**W5**
2.4.2025	3,16	3,22	3,70	3,62	3,75	192,8	196,5	225,8	220,9	228,8
9.4.2025	3,67	3,91	4,45	4,32	4,24	223,9	238,6	271,5	263,6	258,7
16.4.1025	3,70	4,01	4,51	4,30	4,20	225,8	244,7	275,2	262,4	256,3
23.4.2025	3,16	4,13	4,50	4,19	3,92	192,8	252,0	274,6	255,7	239,2
30.4.2025	3,80	4,05	4,55	4,13	3,93	231,9	247,1	277,6	252,0	239,8
7.5.2025	3,93	4,21	4,61	3,99	3,82	239,8	256,9	281,3	243,5	233,1
14.5.2025	3,96	4,25	4,72	4,31	4,05	241,6	259,3	288,0	263,0	247,1
21.5.2025	3,93	4,21	4,34	3,89	3,64	239,8	256,9	264,8	237,4	222,1
28.5.2025	4,04	4,21	4,44	4,02	4,00	245,5	256,9	270,9	245,3	244,1

	Natrium [mg/l]				
Probenstelle	**W1**	**W2**	**W3**	**W4**	**W5**
2.4.2025	24,8	22,9	25,6	24,1	21,3
9.4.2025	23,3	22,8	25,8	26,2	27,4
16.4.2025	23,8	24,2	27,3	28,6	30,7
23.4.2025	26,8	26,3	29,4	31,4	32,8
30.4.2025	27,2	27,1	26,7	30,3	31,1
7.5.2025	28,5	27,6	28,0	23,9	30,1
14.5.2025	28,7	29,4	31,2	31,4	32,7
21.5.2025	29,4	28,0	29,4	31,4	32,4
28.5.2025	28,9	27,9	28,7	30,2	31,0

	Kalium [mg/l]				
Probenstelle	**W1**	**W2**	**W3**	**W4**	**W5**
2.4.2025	3,3	3,2	3,5	3,7	3,7
9.4.2025	4,1	3,5	4,0	4,3	4,3
16.4.2025	4,1	4,1	4,0	4,7	4,7
23.4.2025	4,8	4,6	4,5	5,1	5,2
30.4.2025	4,4	4,4	4,2	4,9	4,9
7.5.2025	4,3	3,9	4,0	4,6	4,7
14.5.2025	4,6	4,9	4,5	5,1	5,2
21.5.2025	4,9	4,6	4,6	5,2	5,4
28.5.2025	4,6	4,4	4,5	5,0	5,1

	Magnesium [mg/l]				
Probenstelle	**W1**	**W2**	**W3**	**W4**	**W5**
2.4.2025	9,1	8,0	11,5	9,8	8,9
9.4.2025	9,0	10,6	13,4	11,4	12,1
16.4.2025	10,1	9,4	12,0	12,0	13,5
23.4.2025	7,9	10,8	12,0	12,3	13,1
30.4.2025	9,5	10,7	11,7	12,6	13,2
7.5.2025	10,3	10,5	11,9	9,1	11,0
14.5.2025	9,9	10,2	12,5	12,9	12,9
21.5.2025	9,6	10,0	11,9	12,0	11,7
28.5.2025	9,7	10,2	11,9	12,2	11,6

	Calcium [mg/l]				
Probenstelle	**W1**	**W2**	**W3**	**W4**	**W5**
2.4.2025	65,6	67,8	73,8	77,5	77,1
9.4.2025	70,7	76,8	86,9	88,4	81,3
16.4.2025	76,6	82,4	91,2	88,6	86,8
23.4.2025	75,4	80,3	87,2	88,4	82,5
30.4.2025	75,4	81,8	88,4	86,6	85,0
7.5.2025	75,8	81,5	86,9	81,1	79,5
14.5.2025	76,1	81,4	91,0	86,5	80,6
21.5.2025	75,7	80,5	89,3	83,2	78,6
28.5.2025	77,4	81,1	86,1	81,8	82,0

	Sulfat [mg/l]				
Probenstelle	**W1**	**W2**	**W3**	**W4**	**W5**
2.4.2025	37,1	36,6	46,1	47,8	47,8
9.4.2025	38,9	39,6	51,8	54,6	55,3
16.4.2025	39,9	41,1	52,3	56,4	57,5
23.4.2025	39,8	41,0	50,8	56,4	57,3
30.4.2025	41,2	41,9	52,2	56,7	57,9
7.5.2025	40,9	41,4	50,2	52,6	53,8
14.5.2025	39,3	41,5	52,2	58,6	59,9
21.5.2025	39,6	40,8	49,8	55,4	56,6
28.5.2025	39,9	40,8	48,1	52,1	53,1

	Nitrat [mg/l]				
Probenstelle	**W1**	**W2**	**W3**	**W4**	**W5**
2.4.2025	7,7	8,0	8,5	8,5	8,5
9.4.2025	8,5	7,8	7,9	7,7	8,0
16.4.2025	8,4	8,0	6,5	6,5	6,8
23.4.2025	9,5	8,6	6,8	6,8	7,0
30.4.2025	10,6	9,3	7,2	6,8	6,9
7.5.2025	7,0	5,6	5,7	5,6	5,9
14.5.2025	7,6	9,3	7,0	6,2	6,3
21.5.2025	8,6	7,5	5,7	5,4	5,5
28.5.2025	6,8	6,2	5,4	4,8	5,0

	Chlorid [mg/l]				
Probenstelle	**W1**	**W2**	**W3**	**W4**	**W5**
2.4.2025	42,0	58,0	38,4	39,9	40,4
9.4.2025	45,0	38,3	43,6	46,1	47,5
16.4.2025	44,1	41,7	44,7	47,7	49,8
23.4.2025	47,6	44,7	48,7	52,1	54,5
30.4.2025	47,0	44,4	45,8	49,1	51,1
7.5.2025	46,5	42,6	44,4	47,0	49,2
14.5.2025	46,9	47,4	50,4	52,7	55,3
21.5.2025	50,0	46,5	48,9	52,2	54,7
28.5.2025	48,1	45,7	47,8	50,1	52,2

	Ammonium NH_4^+ [mg/l]				
Probenstelle	**W1**	**W2**	**W3**	**W4**	**W5**
2.4.2025	0,038	0,030	0,032	0,031	0,033
9.4.2025	0,473	0,081	0,017	0,022	0,024
16.4.2025	0,033	<0,013	0,017	0,026	0,029
23.4.2025	0,033	0,015	0,028	0,036	0,034
30.4.2025	0,198	0,131	0,071	0,045	0,044
7.5.2025	0,109	0,016	0,013	0,023	0,022
14.5.2025	0,058	0,021	0,015	0,030	0,034
21.5.2025	0,060	0,028	0,016	0,049	0,027
28.5.2025	0,063	0,039	0,021	0,037	0,039

	Phosphat PO_4^{2-} [mg/l]				
Probenstelle	**W1**	**W2**	**W3**	**W4**	**W5**
2.4.2025	0,04	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
9.4.2025	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
16.4.2025	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
23.4.2025	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
30.4.2025	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
7.5.2025	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
14.5.2025	0,05	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
21.5.2025	0,05	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
28.5.2025	<0,02	0,03	<0,02	<0,02	<0,02

	Nitrit NO_2^- [mg/l]				
Probenstelle	**W1**	**W2**	**W3**	**W4**	**W5**
2.4.2025	0,133	0,150	0,129	0,138	0,179
9.4.2025	0,178	0,176	0,179	0,117	0,148
16.4.2025	0,159	0,100	0,122	0,136	0,105
23.4.2025	0,160	0,118	0,114	0,128	0,157
30.4.2025	0,180	0,154	0,210	0,201	0,233
7.5.2025	0,173	0,157	0,131	0,148	0,193
14.5.2025	0,177	0,163	0,257	0,163	0,202
21.5.2025	0,209	0.155	0,140	0,144	0,167
28.5.2025	0,192	0,197	0,203	0,170	0,165

	DNb [mg/l]				
Probenstelle	**W1**	**W2**	**W3**	**W4**	**W5**
2.4.2025	1,7	1,7	1,8	1,8	1,9
9.4.2025	2,0	1,7	1,6	1,6	1,7
16.4.2025	1,9	1,8	1,4	1,5	1,5
23.4.2025	2,0	1,9	1,5	1,5	1,6
30.4.2025	2,1	1,7	1,4	1,3	1,3
7.5.2025	1,2	1,0	0,9	1,0	1,0
14.5.2025	1,2	1,4	1,1	1,0	1,0
21.5.2025	1,4	1,2	0,9	0,9	0,9
28.5.2025	1,1	1,0	0,8	0,8	0,8

	DOC [mg/l]				
Probenstelle	**W1**	**W2**	**W3**	**W4**	**W5**
2.4.2025	6,9	6,4	6,0	6,1	5,8
9.4.2025	5,8	4,5	4,5	4,6	4,4
16.4.2025	5,0	5,1	3,9	3,9	4,0
23.4.2025	5,0	5,1	4,2	4,2	4,0
30.4.2025	5,6	4,0	3,4	3,4	3,4
7.5.2025	6,9	5,2	4,5	4,4	4,4
14.5.2025	4,8	4,5	3,9	3,9	4,6
21.5.2025	4,8	4,3	4,0	4,0	4,1
28.5.2025	4,8	4,5	4,5	4,1	4,5

Sediment

	Loss on Ignition [%]					
Proben-stelle	**W1**	**W2**	**W3**	**W4**	**W5**	**W5a**
2.4.2025	1,44	2,50	2,39	1,70	12,30	5,15
9.4.2025	3,97	1,79	1,66	1,86	6,61	4,36
16.4.2025	9,59	1,68	2,42	2,06	5,72	7,63
23.4.2025	4,59	1,96	2,19	1,15	1,58	6,18
30.4.2025	4,73	2,09	0,20	1,56	2,06	8,79
7.5.2025	7,51	2,86	1,72	1,08	2,39	9,15
14.5.2025	4,70	2,50	1,89	1,38	1,88	4,76
21.5.2025	8,07	2,19	2,37	2,07	4,99	5,85
28.5.2025	12,07	3,20	3,15	1,28	10,49	8,12

Stelle W1									
Datum	**Cr [mg/kg]**	**Ni [mg/kg]**	**Cu [mg/kg]**	**Zn [mg/kg]**	**As [mg/kg]**	**Pb [mg/kg]**	**Hg [mg/kg]**	**Cd [mg/kg]**	**Ag [mg/kg]**
2.4.2025	14,8	9,1	11,7	50,2	3,1	7,3	0,05	0,11	0,05
9.4.2025	29,5	13,6	11,4	45,1	4,4	14,5	0,10	0,09	0,08
16.4.2025	73,0	19,5	89,4	165,3	5,4	322,0	0,19	0,35	0,69
23.4.2025	35,8	19,1	25,1	108,5	6,6	33,7	1,81	0,42	0,79
30.4.2025	41,7	23,2	20,2	83,4	3,3	91,1	0,07	0,21	0,06
7.5.2025	23,1	27,7	48,0	237,2	1,8	77,6	0,04	0,25	0,88
14.5.2025	22,3	27,2	64,7	347,6	3,7	103,2	0,05	0,25	0,19
21.5.2025	53,1	15,1	62,7	158,5	4,8	272,2	0,03	0,33	
28.5.2025	67,5	16,9	80,9	179,3	1,6	855,6	0,04	0,34	0,68
Stelle W2									
Datum	**Cr [mg/kg]**	**Ni [mg/kg]**	**Cu [mg/kg]**	**Zn [mg/kg]**	**As [mg/kg]**	**Pb [mg/kg]**	**Hg [mg/kg]**	**Cd [mg/kg]**	**Ag [mg/kg]**
2.4.2025	27,0	19,3	16,3	59,7	8,6	10,2	0,04	0,10	0,05
9.4.2025	22,2	23,0	28,4	180,6	9,2	10,8	0,07	0,08	0,08
16.4.2025	Not det.	21,2	2613,1	81,9	12,5	7,4	0,06	0,06	0,14
23.4.2025	31,2	33,7	25,4	66,4	17,1	13,6	0,13	0,08	0,14
30.4.2025	14,7	19,6	15,7	55,5	13,3	6,9	0,04	0,06	0,08
7.5.2025	80,4	19,7	112,3	137,5	10,5	231,9	0,03	0,07	0,06
14.5.2025	43,5	15,8	74,8	109,3	7,7	89,3	0,04	0,07	0,05
21.5.2025	Not det.	17,6	18,6	78,0	10,8	14,3	0,03	0,08	0,05
28.5.2025	26,7	23,7	23,0	89,1	14,4	11,5	0,07	0,08	0,09

Stelle W3									
Datum	**Cr [mg/kg]**	**Ni [mg/kg]**	**Cu [mg/kg]**	**Zn [mg/kg]**	**As [mg/kg]**	**Pb [mg/kg]**	**Hg [mg/kg]**	**Cd [mg/kg]**	**Ag [mg/kg]**
2.4.2025	19,7	14,9	14,3	99,9	3,6	120,2	0,04	0,07	0,05
9.4.2025	20,8	21,4	11,6	50,3	7,5	4,5	0,05	0,08	0,06
16.4.2025	26,9	21,2	14,7	73,3	8,8	11,0	0,05	0,08	0,07
23.4.2025	22,6	36,0	17,0	82,9	17,8	10,3	0,12	0,11	0,10
30.4.2025	14,1	19,0	15,2	53,6	14,2	7,0	0,05	0,08	0,07
7.5.2025	21,4	19,4	13,2	56,6	Not det.	3171,4	0,03	0,07	0,08
14.5.2025	21,5	18,9	19,5	72,7	9,1	8,9	0,02	0,06	0,05
21.5.2025	24,4	22,8	19,4	66,1	5,3	10,9	0,03	0,08	0,06
28.5.2025	19,3	19,8	16,3	86,6	Not det.	423,9	0,11	0,10	0,14
Stelle W4									
Datum	**Cr [mg/kg]**	**Ni [mg/kg]**	**Cu [mg/kg]**	**Zn [mg/kg]**	**As [mg/kg]**	**Pb [mg/kg]**	**Hg [mg/kg]**	**Cd [mg/kg]**	**Ag [mg/kg]**
2.4.2025	64,8	36,2	56,6	829,8	8,3	118,6	59,23	0,08	21,40
9.4.2025	20,7	15,7	17,3	66,0	Not det.	1004,3	37,54	0,07	13,88
16.4.2025	19,9	15,3	16,6	64,0	4,0	9,2	0,62	0,06	0,06
23.4.2025	7,6	11,6	137,2	60,0	4,6	7,0	1,04	0,05	0,06
30.4.2025	19,6	20,2	15,6	66,9	4,8	9,1	0,09	0,06	0,10
7.5.2025	17,3	10,0	11,7	56,2	4,3	6,2	1,22	0,06	0,05
14.5.2025	20,3	21,8	15,5	56,5	6,7	14,6	0,05	0,06	0,04
21.5.2025	14,3	12,5	48,6	74,2	2,4	13,4	0,03	0,25	0,07
28.5.2025	16,3	13,6	19,2	73,9	3,5	5,9	0,04	0,05	0,06

Stelle W5									
Datum	**Cr [mg/kg]**	**Ni [mg/kg]**	**Cu [mg/kg]**	**Zn [mg/kg]**	**As [mg/kg]**	**Pb [mg/kg]**	**Hg [mg/kg]**	**Cd [mg/kg]**	**Ag [mg/kg]**
2.4.2025	37,4	31,1	66,2	250,3	6,4	43,1	0,38	0,32	0,34
9.4.2025	31,4	34,0	46,2	176,6	7,2	29,7	0,52	0,17	0,41
16.4.2025	28,3	31,8	40,3	165,1	5,8	56,4	0,65	0,13	0,40
23.4.2025	17,6	13,8	20,1	186,0	0,5	80,0	0,26	0,09	0,45
30.4.2025	24,6	14,8	18,8	52,1	3,8	18,3	0,31	0,08	1,21
7.5.2025	19,8	10,7	11,3	61,4	4,5	6,5	0,13	0,08	0,08
14.5.2025	5,6	10,6	12,5	68,6	5,6	35,1	0,19	0,09	0,09
21.5.2025	25,0	31,9	43,8	210,6	Not det.	823,5	5,30	0,17	0,39
28.5.2025	29,3	53,6	65,9	333,0	5,0	129,3	1,10	0,39	0,98
Stelle W5a									
Datum	**Cr [mg/kg]**	**Ni [mg/kg]**	**Cu [mg/kg]**	**Zn [mg/kg]**	**As [mg/kg]**	**Pb [mg/kg]**	**Hg [mg/kg]**	**Cd [mg/kg]**	**Ag [mg/kg]**
2.4.2025	27,3	19,7	29,6	143,4	5,3	25,0	0,40	0,13	0,20
9.4.2025	21,3	20,5	40,4	111,6	5,5	46,7	2,53	0,10	3,55
16.4.2025	27,3	37,7	54,4	200,7	7,4	55,7	81,16	0,18	25,91
23.4.2025	24,5	23,8	40,7	165,4	0,3	196,1	1,82	0,22	0,36
30.4.2025	13,7	13,5	18,7	88,4	4,2	13,2	0,32	0,38	5,93
7.5.2025	13,2	29,9	19,6	79,0	5,9	24	0,75	1,70	10,09
14.5.2025	15,2	17,3	36,7	147,8	3,9	44,0	0,51	0,16	0,23
21.5.2025	19,8	23,5	59,7	183,1	0,6	135,1	0,74	0,13	2,73
28.5.2025	21,6	43,4	176,3	249,7	2,4	211,0	44,04	0,17	17,15

7.2 Zusammenfassung

Die nachfolgende Arbeit beschäftigt sich mit der chemischen und physikalischen Charakterisierung der Wasserqualität des Wienflusses über den Zeitraum vom 2.4.2025 bis zum 28.5.2025. Hierfür wurden an fünf verschiedenen Stellen entlang des Flussverlaufes von Untertullnerbach bis zum Wiener Stadtpark jeweils neun Proben im Untersuchungszeitraum genommen. An je sechs Untersuchungsstellen wurden ebenso jeweils neun Sedimentproben entnommen, die zur Analyse bezüglich Schwermetallbelastung herangezogen wurden.

Die Untersuchung ergab, dass die Wasserqualität entlang des gesamten Flussverlaufs einer guten bis sehr guten Qualität entsprach und kein markanter Anstieg einzelner Nährstoffkonzentrationen, wie etwa von Stickstoffverbindungen oder Phosphat, nachgewiesen werden konnte. In Bezug auf die Schwermetallanalyse stellte sich heraus, dass vor allem der Bereich um die Pilgrambrücke und ein Abschnitt entlang des Stadtparks eine hohe Belastung von Silber und Quecksilber aufweisen. Auch Kupferbelastungen konnten in Untertullnerbach nachgewiesen werden, ebenso wie Bleibelastungen an verschiedenen Untersuchungsstellen.

7.3 Abstract

The subsequent study investigates the chemical and physical characteristics of the water quality of the Wien River over the period from April, 2nd 2025 to May, 28th 2025. For this purpose, nine water samples were collected during the investigation period at each of the five different locations along the river course, stretching from Untertullnerbach to the Stadtpark Vienna. Additionally, nine sediment samples each were taken at six sediment sampling sites and were analyzed afterwards for heavy metal contamination.

The analysis revealed, that the water quality along the entire examined waterfront can be assessed as good to very good quality and that no remarkable increase in nutrient concentration, such as nitrogen compounds or phosphate, could be detected. With regard to the heavy metal analysis, increased pollution of silver and mercury were found especially around the area of the Pilgrambrücke and the investigated area along the Stadtpark. Moreover, copper contamination has been detected in Untertullnerbach as well as high levels of lead on multiple sampling sites.