



universität
wien

DIPLOMARBEIT / DIPLOMA THESIS

Titel der Diplomarbeit / Title of the Diploma Thesis

„Einfluss von unterschiedlichen Sedimenten auf die Quecksilberdistribution in natürlichen Gewässern“

verfasst von / submitted by

Christiane Christian BSc MSc

angestrebter akademischer Grad / in partial fulfilment of the requirements for the degree of
Magistra der Naturwissenschaften (Mag. rer. nat.)

Wien, 2019 / Vienna, 2019

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

UA 190 423 477

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

Lehramtsstudium Unterrichtsfach Chemie Unterrichtsfach
Haushaltsökonomie und Ernährung

Betreut von / Supervisor:

Priv. Doz. Mag. Dr. Franz Jirsa

Inhaltsverzeichnis

Danksagung	5
1. Einleitung	6
1.1. Motivation	6
1.2. Der Neusiedlersee als Forschungsgebiet.....	7
1.3. Quecksilber in der Umwelt	9
2. Material und Methoden	13
2.1. Probenahmestellen	13
2.2. Messmethoden.....	15
2.3. Versuchsaufbau und Durchführung	19
2.3.1. Laborversuche	20
2.3.2. Feldversuche.....	25
3. Ergebnisse	29
3.1. Laborversuche	29
3.1.1. Wasserparameter.....	29
3.1.2. Quecksilberumsetzung.....	31
3.2. Feldversuche.....	38
3.2.1. Wasserparameter.....	38
3.2.2. Vorversuch – Illmitz 2016 (11.7.2016 – 13.7.2016).....	40
3.2.3. Illmitz	41
3.2.4. Panozzalacke	42
3.2.5. Wassertemperatur und Quecksilberfreisetzung	43
4. Diskussion	44
4.1. Vergleich der beiden natürlichen Gewässer – Neusiedlersee und Panozzalacke.....	44
4.2. Laborversuche	45
4.2.1. Probenahme	45
4.2.2. Hg Abnahme in der Wassersäule	46
4.2.3. Hg _g -Austritt an die Luft.....	48
4.2.4. partikulär gebundenes und im Sediment vorliegendes Hg _p	49
4.2.5. Sedimenteinfluss auf die Hg-Verteilung im Mesokomos	49
4.3. Feldversuche.....	51
4.3.1. Versuchsaufbau	51
4.3.2. Hg _g -Freisetzung aus natürlichen Gewässern	51
4.4. Conclusio.....	53

5. Anhang	54
5.1. Kurzfassung.....	54
5.2. Abstract.....	56
5.3. Abbildungsverzeichnis	58
5.4. Tabellenverzeichnis	59
5.5. Literaturverzeichnis	61
5.6. Messergebnisse	64
5.6.1. Laborversuche	64
5.6.2. Feldversuche	76

Danksagung

Zu Beginn möchte ich mich bei dem Team der Biologischen Station in Illmitz im Nationalpark Neusiedlersee und dem Team rund um den Nationalpark Donauauen für die Kooperation bedanken. Ohne den Zugang zu den Probenahmestellen wäre diese Arbeit nicht möglich gewesen.

Weiters möchte ich meinem Betreuer Priv. Doz. Mag. Dr. Franz Jirsa danken, der mir nicht nur die vorangegangene Masterarbeit, sondern auch weitere Forschungsarbeit im Rahmen dieser Diplomarbeit ermöglicht hat. Durch die andauernde Unterstützung und die Motivation für das Forschungsgebiet wurde die Zeit im Labor zu einem Lebensabschnitt, an den ich immer mit Freude zurückdenken werde.

Einen ganz besonderen Stellenwert nimmt die gesamte Arbeitsgruppe ein – Christof Plessl PhD, Marko Klaic MSc., Nicolas Valiente PhD, Mag. Daniel Stifter, Philipp Pirkwieser PhD, James Outa MSc. und Jakob Windisch BSc.. Fast jeder meiner Kollegen war im Rahmen meiner Arbeit mehrfach bei den Probenahmen vor Ort und sie waren mir eine riesige Stütze bei allen Herausforderungen des Forschungsalltags. Darüber hinaus möchte ich mich für die unzähligen Erinnerungen bedanken, die ich nicht missen möchte.

Außerdem möchte ich mich bei meinen Freunden und meiner Familie bedanken, die mich während der gesamten Studiendauer immer wieder unterstützt haben.

1. Einleitung

1.1. Motivation

Durch Forschungsarbeiten im Jahr 2014 wurden in Fischen des Neusiedlersees erhöhte Quecksilberkonzentrationen entdeckt, ohne dass erhöhte Quecksilberkonzentrationen in Wasser- und Sedimentproben des Sees nachgewiesen werden konnten (Jirsa, 2014). Die erhöhten Konzentrationen in den Biota werfen die Frage nach einem veränderten Quecksilberhaushalt im See auf, der möglicherweise durch die höhere Salinität und Alkalinität des Neusiedlersees im Vergleich zu typischen Süßwasserseen auf bedingt ist.

Um dieser Fragestellung näher auf den Grund zu gehen, wurde in der dieser Arbeit vorangegangenen Masterarbeit der Einfluss verschiedener Gewässerparameter wie der Salinität oder des Schwebstoffgehaltes auf das Verhalten von Quecksilber in natürlichen Wasserproben untersucht (Christian, 2015). Hierzu wurden Wasserproben aus dem Neusiedlersee mit Proben aus Süßwasserkörpern aus Wien verglichen. Der Einfluss des Sediments auf die Quecksilberumsetzung wurde in der vorangegangenen Arbeit nicht untersucht, weshalb dies das Ziel dieser Arbeit darstellt.

Ein weiteres Ziel der Arbeit soll die Messung der Freisetzung von gasförmigem Quecksilber aus dem Wasserkörper an die Atmosphäre sein. Dafür muss sowohl ein geeigneter ein Versuchsaufbau im Feld als auch eine passende Messmethode etabliert werden.

Die Distribution des Quecksilbers auf Partikel, Sediment, in Lösung oder in der Gasphase vorliegende Spezies soll untersucht werden. Die Analyse der Quecksilbermetabolisierungsraten in den unterschiedlichen Gewässertypen sollen außerdem weiteren Aufschluss über den Quecksilber-Hotspot im Neusiedlersee geben.

1.2. Der Neusiedlersee als Forschungsgebiet

Der Neusiedlersee im nördlichen Burgenland ist mit einer Fläche von 320km² der größte See Österreichs (*Abbildung 1*). Der in der pannonischen Tiefebene gelegene See befindet sich zu 80% auf österreichischem Gebiet, der restliche Teil gehört zu Ungarn. Der Neusiedlersee ist nicht nur der größte See des Landes, sondern auch der einzige Steppensee Österreichs. An der tiefsten Stelle misst der Wasserstand 1,80 Meter, im Durchschnitt ist es jedoch nur ein Meter. Darüber hinaus bildet der Grund des Sees mit einer Höhe von 113 Meter über dem Meeresspiegel den tiefsten Punkt der Republik (Löffler, 1979).



Abbildung 1: Der Neusiedlersee [Bilder via www.taubenkogel.at und www.voyage-gruppenreisen.de, abgerufen am 8.10.2019]

Der 36 Kilometer lange und 14 Kilometer breite See besitzt einen bis zu einem Kilometer breiten Schilfgürtel, der 180km² der Gesamtfläche einnimmt (Nationalpark Neusiedlersee, 2015).

Eine weitere Besonderheit des Neusiedlersees ist die hohe Salinität des Wassers. Soda (Natriumcarbonat) und Glaubersalz (Natriumsulfat) aus unterirdischen Zuflüssen bilden den Großteil der im Seewasser gelösten Salze (Löffler, 1974).

Die Trübe des Sees ist aber wohl das charakteristischste Merkmal des Gewässers. Die flache Landschaft mit starken Winden, die niedrige Wassertiefe und das feine Sediment ergeben zusammen eine ideale Kombination - das Sediment kann sehr leicht aufgewirbelt werden und sorgt so für das trübe Erscheinungsbild des Sees.

Das Gebiet rund um den See wird hauptsächlich für die Landwirtschaft genutzt. Der See an sich ist ein beliebtes Ausflugsziel und wird für diverse Freizeitaktivitäten gern besucht und gilt als das „Meer der Wiener und Wienerinnen“ (Bundesamt für Wasserwirtschaft, 2008).

Die Wulka bildet den einzigen, nennenswerten oberirdischen Zulauf in den See. Außerdem gibt es noch den Rakos-Patak und den Golser Kanal, die kleinere Zuläufe bilden (Sailer, 2019). Der Großteil des Seewassers kommt aus Regen- und Grundwasser (Löffler 1979). In Ungarn gibt es einen künstlich angelegten Abfluss, den Inserkanal (Bundesamt für Wasserwirtschaft, 2008).

Seit 1977 ist der Neusiedlersee ein Teil des UNESCO Biosphärenreservats, seit 2001 grenzüberschreitendes UNESCO Wetlkkulturerbe (Sailer, 2019).

1.3. Quecksilber in der Umwelt

Quecksilber verdankt seinen Namen und sein Elementsymbol **Hg** im Periodensystem der Elemente seinen außergewöhnlichen Eigenschaften. Das lateinische Wort **hydragyrum** bedeutet übersetzt so viel wie „silbernes Wasser“, im Althochdeutschen wurde quecksilbar als synonym für lebendig verwendet und seinen englischen Namen Mercury verdankt es dem unberechenbaren Gott Merkur (Swartzendruber, 2012).

Heute ist Quecksilber hauptsächlich durch die Gefährdung der Gesundheit und als Umweltgift bekannt. Zwar gelangt Quecksilber auch auf natürlichem Weg in die Umwelt, der menschliche Einfluss hat die Emissionen allerdings um das Drei- bis Fünffache erhöht (Selin, 2009).

Quecksilber weist einige einzigartigen physikalisch-chemischen Eigenschaften auf, die auch sein, im Vergleich zu anderen Metallen spezielles Verhalten in der Umwelt bedingen. Aufgrund seiner Dichte von $13,5\text{g/cm}^3$ bei 20°C kann Quecksilber eindeutig zu den Schwermetallen gezählt werden. Eine besondere Eigenschaft ist der für Metalle untypische Schmelzpunkt von 234K ($\sim 39^\circ\text{C}$), wodurch es unter Normalbedingungen in seinem flüssigen Aggregatzustand vorliegt (Binder, 1999). Durch einen Sättigungsdampfdruck von $0,0016\text{ mbar}$ bei 20°C weist Quecksilber in seiner elementaren Form eine sehr hohe Flüchtigkeit auf (Riedel, 2007). Die Legierungen des Quecksilbers werden Amalgame genannt und werden mit vielen Metallen wie Gold, Kupfer oder Silber bereits bei Raumtemperatur gebildet. Mit anderen Metallen, wie Eisen, Nickel oder Platin bildet das Schwermetall hingegen keine Amalgame (Binder, 1999).

Quecksilber kommt in der Umwelt als elementares Hg^0 und anorganischen Quecksilbersalzen, in denen das Schwermetall hauptsächlich in den Oxidationsstufen $+1$ (Hg(I)) und $+2$ (Hg(II)) vorliegt, sind auch organische Quecksilberverbindungen von großer Bedeutung.

Nitrate des Quecksilbers, wie die typische Hg(I) -Verbindung ist $\text{Hg}_2(\text{NO}_3)_3$, sind gut löslich, während Oxide schwer löslich sind. Hg(II) -Halogenide sind in Wasser gut löslich, während die Hg(I) -Halogenide schwer löslich sind (Binder, 1999; Riedel, 2007).

Monomethylquecksilber, oft auch nur als Methylquecksilber (MeHg) bezeichnet, ist die bedeutendste Form organischer Quecksilberverbindungen (Ravichandran, 2004). Organische Quecksilberverbindungen haben durch die erhöhte Lipophilität gegenüber anorganischen Quecksilberverbindungen eine gesteigerte Aufnahme in Biota eine Sonderstellung in Hinblick auf entstehende Umweltbelastungen inne (Kaim & Schwederski, 2005).

Im Boden vorkommendes Quecksilber kann durch geogene Vorgänge an die Atmosphäre oder in den Ozean gelangen (Swartzendruber, 2012). Wird Quecksilber durch Vulkanausbrüche oder Erosionen im Boden frei, liegt es an Partikel gebunden vor und bewegt sich als Aerosol durch die Atmosphäre. Hauptsächlich liegt emittiertes Quecksilber aber in seiner elementaren Form $\text{Hg}(0)$ vor (Schröder, 1998).

Anthropogene Emissionen durch Kohleabbau, Goldgewinnung und die Verbrennung fossiler Brennstoffe wurden im Laufe der industriellen Revolution zur Haupteintragsquelle von Quecksilber in die Umwelt (UNEP, 2013). Zusätzlich belastet die Quecksilbergewinnung aus Zinnober an sich und auch die Chlor-Alkali-Elektrolyse die Umwelt (Schröder und Munthe, 1997).

Die Freisetzung von Quecksilber in die Umwelt kann einerseits zu akuten Vergiftungen aufgrund einer hohen lokalen Belastung führen, andererseits neigt Quecksilber zu einer vergleichsweise raschen globalen Verteilung. Das bekannteste Beispiel einer lokalen Quecksilbervergiftung durch anthropogenen Eintrag ist die Minamata-Bucht und die nach dem Vorfall benannte Minamata-Krankheit (Swartzendruber, 2012). Über 1000 Menschen zeigten in den 1950er Jahren Vergiftungssymptome, 55 Personen starben, nachdem sie Fische, die in der Bucht gefangen wurden, gegessen hatten. (Binder, 1999). Die Quecksilberbelastung der Fische entstand bei der Herstellung von Vinylchlorid und Acetaldehyd, wo Methylquecksilber als Nebenprodukt anfiel und über einen längeren Zeitraum in die Bucht geleitet wurde (Ekino, 2007).

Atmosphärischer Transport von Quecksilber sorgt für eine globale Verbreitung des Schwermetalls, sodass es heute ubiquitär auf der Erde zu finden ist (Swartzendruber, 2012).

Anthropogene Emissionen tragen etwa 30% zur gesamten Quecksilberemission an die Atmosphäre bei. Etwa 10% stammen aus natürlichen Quellen, der Rest stammt aus Reemission von bereits früher in die Umwelt freigesetztem Quecksilber (Schröder, Munthe, 1997). Um Quecksilber längerfristig aus dem Kreislauf der Emission und Reemission zu entfernen, muss es in tiefere Sedimentschichten des Meeres sinken oder an inerte Mineralien gebunden werden (UNEP, 2013).

In *Abbildung 2* wird der Quecksilberzyklus in natürlichen Gewässern veranschaulicht:

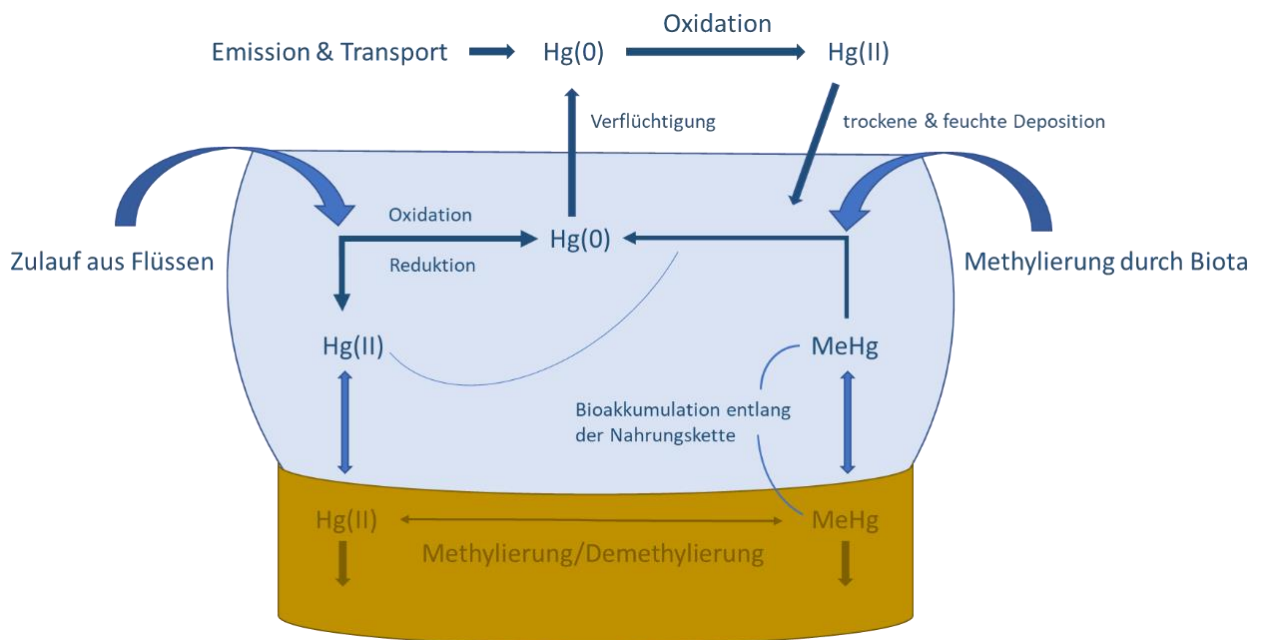


Abbildung 2: Der Quecksilberkreislauf in natürlichen Gewässern (nachempfunden Swartzendruber, 2017)

Emittiertes und in der Atmosphäre verteiltes, elementares Quecksilber $\text{Hg}(0)$ wird durch physikalisch-chemische und photochemische Prozesse abhängig von meteorologischen Bedingungen und Umwelteinflüssen zu zweiwertigem $\text{Hg}(\text{II})$ oxidiert (Schröder & Munthe, 1998). Durch feuchte (Niederschlag) oder trockene Deposition (Partikel) kann in der Atmosphäre vorliegendes $\text{Hg}(\text{II})$ ins Wasser eingetragen werden. Durch Sonneneinwirkung und biologische Aktivitäten werden 10% des im Wasser vorliegenden $\text{Hg}(\text{II})$ zu $\text{Hg}(0)$ reduziert (Fitzgerald, 2007). Durch diese Aktivitäten ist oberflächliches Wasser an elementarem, in

Lösung vorliegendem $\text{Hg}(0)$ gesättigt, welches sich wieder in die Atmosphäre verflüchtigen kann (Schröder & Munthe, 1998).

$\text{Hg}(\text{II})$ setzt sich im Sediment ab, wo es durch sulfatreduzierende Bakterien zu Methylquecksilber (MeHg) reduziert werden kann. Das lipophilere MeHg gelangt leichter in Biota und reichert sich entlang der Nahrungskette an. MeHg kann im Gewässer ebenfalls wieder zu $\text{Hg}(0)$ reduziert werden (Swartzendruber, 2012).

Der Gehalt an organischem Kohlenstoff (TOC) und die Sulfationenkonzentration beeinflussen die Aktivität der Bakterien (Gilmour et al., 1992), wobei man in Regionen mit hohen Gehalten an TOC und SO_4^{2-} von „ MeHg -Hotspots“ sprechen kann (Mitchell et al., 2008).

2. Material und Methoden

Im Zuge der Arbeit wurden sowohl Laborversuche als auch Feldversuche durchgeführt.

2.1. Probenahmestellen

Für die Probennahmen wurden drei Orte, zwei davon am Neusiedlersee im Burgenland (*Abbildung 3*) und einer im 22. Wiener Gemeindebezirk an der Panozzalacke, herangezogen.

In **Purbach am Neusiedlersee** wurden vom Boot aus Sedimentkerne und Wasserproben entnommen.

Die „on-site“ Versuche wurden im Nationalpark Neusiedlersee-Seewinkel in der Bucht bei der **Biologischen Station Illmitz** durchgeführt.

Bei den Versuchen im Jahr 2016 wurden Mesokosmen (siehe Versuchsaufbau) 100m entfernt vom Ufer nahe des Schilfgürtels positioniert und waren ausschließlich mittels Boot erreichbar.

Bei der zweiten Versuchsreihe im Jahr 2017 wurden die Mesokosmen auf der dem Schilfgürtel zugewandten Seite des Stegs der Biologischen Station befestigt.



Abbildung 3: Lage der Probenahmestellen am Neusiedlersee - Breitenbrunn und Illmitz [Bild via www.taubenkogel.at, abgerufen am 8.10.2019]

Die Wiener Probenahmestelle war die **Panozzalacke** (48.181380, 16.487568) im 22. Wiener Gemeindebezirk (*Abbildung 4*). Hier wurden einerseits Wasserproben und Sedimentkerne entnommen, andererseits auch die Versuche zur Quecksilberfreisetzung aus dem Gewässer durchgeführt. Die Panozzalacke befindet sich auf dem Gebiet des Nationalparks Donauauen und weist im Gegensatz zum burgenländischen Neusiedlersee für Süßwasserkörper typische Salzgehalte auf. Daher bietet sie sich daher als Vergleich an.

Die Panozzalacke hat eine Gesamtfläche von 1,8km, allerdings entfallen nur 5,7 Hektar auf die Wasserfläche, da der Rest Flachwasser mit sehr starkem Bewuchs darstellt.

Die Panozzalacke unterscheidet sich außerdem in ihrer Tiefe stark vom Neusiedlersee, da sie durchschnittlich mehr als 1,5 Meter tief ist (Waidbacher, 1999).

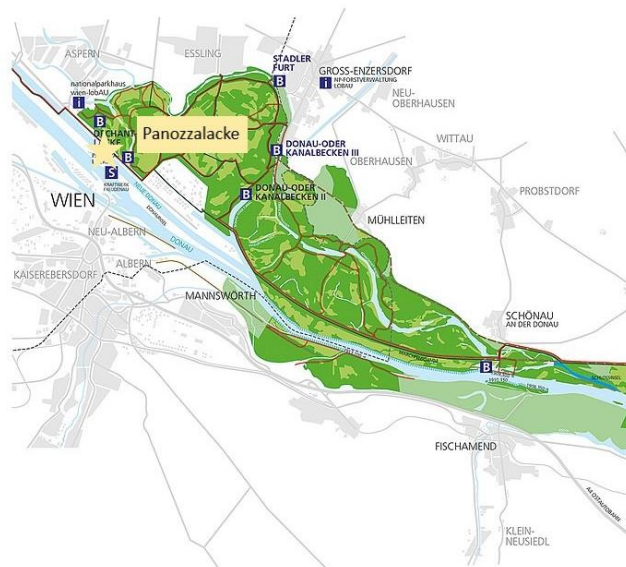


Abbildung 4: Probenahmestelle Panozzalacke, Wien [Bild via www.wien.gv.at, abgerufen am 8.10.2019]

2.2. Messmethoden

2.2.1. Analyse allgemeiner Wasserparameter

Mit Hilfe eines portablen Messgeräts (WTW) wurden direkt vor Ort Wassertemperatur [°C], pH-Wert, Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$] und Sauerstoffgehalt [mg/L] gemessen. 100 Milliliter Wasser wurden noch an den Probenahmestellen mit einer Handpumpe filtriert (45 μm Celluloseacetatfilter, Sartorius) und in 15mL PP-Röhrchen ins Labor transportiert.

Zur Lagerung wurden die Proben für die Kationenanalysen mit Salzsäure (suprapur, Fluka) versetzt und bei 4°C aufbewahrt. Natrium, Kalium, Calcium und Magnesium wurden an einem Flammen-Atomabsorptionsspektrometer (Aanalyst 200, Perkin Elmer) quantifiziert.

Nitrit-, Nitrat-, Phosphat- und Ammoniumionen wurden mit Spectroquant Schnelltests, sowie einem Photometer (SQ118, Merck) analysiert. Die Chlorid- und Sulfationenkonzentration wurde mittels Spectroquanttests auf einem UV-VIS Spektrometer (Lambda35, Perkin Elmer) bestimmt.

Der Gehalt an Carbonat wurde mit Hilfe einer volumetrischen Titration im Doppelansatz mit 0,1M Salzsäure festgestellt.

Der gesamte organische Kohlenstoff (total organic carbon, TOC) und gelöster organischer Kohlenstoff (dissolved organic carbon, DOC), also das organische Material, als auch der gesamte Stickstoff (total nitrogen TN) wurden an einem TOC Analyzer (Shimadzu) quantifiziert.

2.2.2. Quantifizierung von Quecksilber in den einzelnen Probenkompartimenten

Quecksilber kann in den behandelten Proben entweder in Wasser gelöst, an Partikel gebunden, im Sediment oder gasförmig vorliegen. Die folgenden Analysemethoden wurden in der dieser Arbeit vorhergehenden Masterarbeit etabliert (Christian, 2015).

2.2.2. Analyse von partikulär gebunden vorliegendem Quecksilber (Hg_p)

An Partikel oder Sediment gebundenes Quecksilber (Hg_p) muss vor der Analyse erst aufgeschlossen und in Lösung gebracht werden.

Die Partikel wurden durch Filtration durch Celluloseacetatfilter aus der Wassersäule abgetrennt. Zur Aufbewahrung wurden die Filter in Tubes bei -18°C eingefroren. Um das partikelgebundene Quecksilber in Lösung zu bringen, wurden die Filter mit 9 Milliliter Salpetersäure (halbkonzentriert, suprapur, Fluka) und 1 Milliliter Wasserstoffperoxid (suprapur, Fluka) sauer aufgeschlossen. Der Aufschluss erfolgt in Teflontubes in einer Mars Xpress CEM Mikrowelle.

Die erhaltenen wässrigen Lösungen wurden in Kolben mit Millipore Wasser auf 15 Milliliter aufgefüllt.

Im Sediment gebundenes Quecksilber wurde ebenfalls durch einen sauren Aufschluss in Lösung gebracht. Die entnommenen Sedimentproben müssen vor dem Aufschluss für 48 Stunden gefriergetrocknet (Christ Alpha 2-4 LOplus), homogenisiert und gesiebt (1mm) werden.

Sedimentproben wurden nicht in der Mikrowelle, sondern in Glasröhren mit Luftkühlern in einem Heizblock für zwei Stunden bei 130°C aufgeschlossen. Dafür wurden je 0,5 Gramm der Probe mit 9 Milliliter (halbkonzentriert, suprapur, Fluka) und 1 Milliliter Wasserstoffperoxid vermengt. Nach dem Aufschluss wurden die Lösungen mit Millipore Wasser auf 20 Milliliter in Kolben aufgefüllt.

In Lösung gebrachtes Quecksilber kann mittels Kaltdampfatomabsorptionsspektrometrie quantifiziert werden.

2.2.3. Analyse von gelöst vorliegendem Quecksilber (Hg_{aq})

Die Kaltdampfatomabsorptionsspektrometrie (cold vapor atomic absorption spectrometry) macht sich den hohen Dampfdruck elementaren Quecksilbers zu nutzen. Die Proben müssen nicht erst thermisch atomisiert werden, sondern können direkt analysiert werden (*Abbildung 5*). Salzsäure (3%) führt die Probe als Carrier in die Mischkammer. Natriumborhydrid (0,2%) in Natriumhydroxid (0,05%) reduzieren das Hg^{2+} in der Probe zu elementarem Hg^0 . Argon treibt das elementare Quecksilber aus der wässrigen Lösung in die Messzelle, wo es bei 254nm quantifiziert werden kann (Binder, 1999).

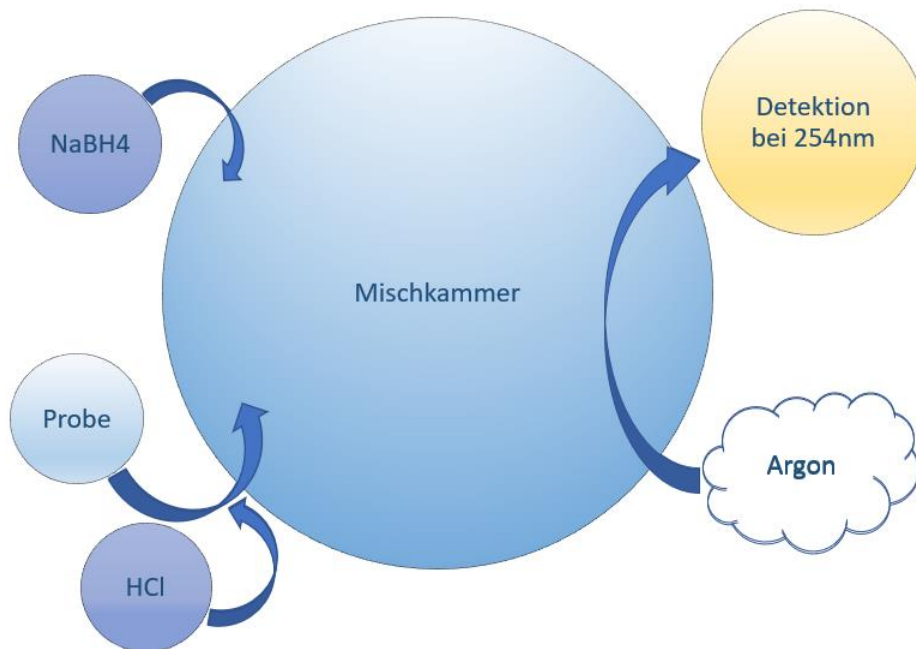


Abbildung 5: Prinzip der Kaltdampfatomabsorptionsspektroskopie

Die Kalibration erfolgt über eine 5-Punkt Standardgerade (1-10 µg/L Hg). Der Kalibrationskoeffizient musste für alle Messungen über 0,9995 liegen. Die Nachweisgrenze der Methode ist 0,1 µg/L.

2.2.4. Analyse von gasförmig vorliegendem Quecksilber (Hg_g)

Quecksilber bildet mit Gold Amalgam, eine Eigenschaft, die man sich in sogenannten Goldfallen zu nutzen machen kann. In eine Glaskapillare ist ein feines Goldnetz eingearbeitet, sodass durchströmendes Hg_g auf dem Gold anhaftet und eine temporäre Bindung eingeht. Die Röhrchen werden nach Verwendung in das AA Accessory Amalgam System eingesetzt und aufgeheizt. Durch Hitzeeinwirkung kommt es zu einer thermischen Desorption (10s bei 800°C) und der Argonstrom spült das freigesetzte Quecksilber in die Messzelle (Abbildung 6) (Pandey, 2011).

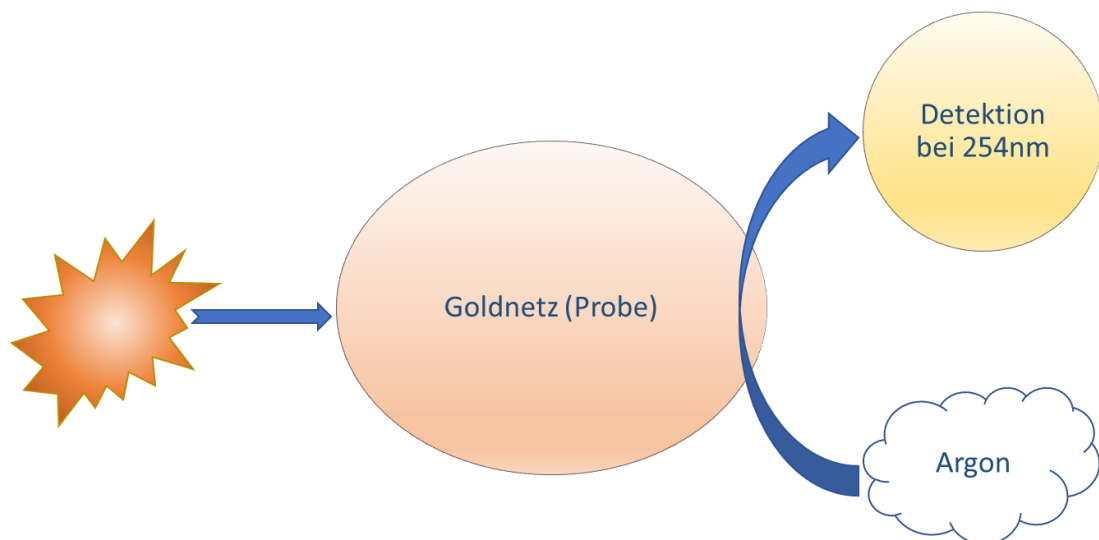


Abbildung 6: Analyse von an Gold gebundenem Quecksilber

Ursprünglich wurde dieser Bauteil für die Aufkonzentration des Analyten bei Proben mit sehr geringen Quecksilberkonzentrationen eingesetzt (Liang & Bloom, 1993).

Die Kalibration erfolgt über gasförmige Standards und deren Auswertung über die Peakfläche. In der vorhergehenden Masterarbeit (Christian, 2015) wurde die Methode zum Erstellen der Standardgeraden entwickelt und etabliert. Elementares Quecksilber sorgt in einer abgeschlossenen Flasche mit einem Ventilator für Quecksilber-gesättigte Luft, die über eine Spritze in unterschiedlichen Volumina zur Messung der Standards entnommen werden kann.

2.3. Versuchsaufbau und Durchführung

In *Abbildung 7* soll die Gliederung der Versuche veranschaulicht werden.

Im Labor wurden sogenannte Mesokosmenversuche durchgeführt. Unter Mesokosmen werden im Rahmen der vorhergegangenen Arbeit eigens angefertigte Plexiglasröhren verstanden, die das Untersuchen ungestörter Ausschnitte eines natürlichen Gewässers im Labormaßstab ermöglichen oder direkt im Gewässer zur näheren Beobachtung eines Parameters installiert werden können [Christian, 2015]. Bei den Mesokosmenversuchen im Labormaßstab wurde nach Zugabe eines Hg-Standards die Abbaugeschwindigkeit in der Wassersäule, die Hg-Abgabe an die

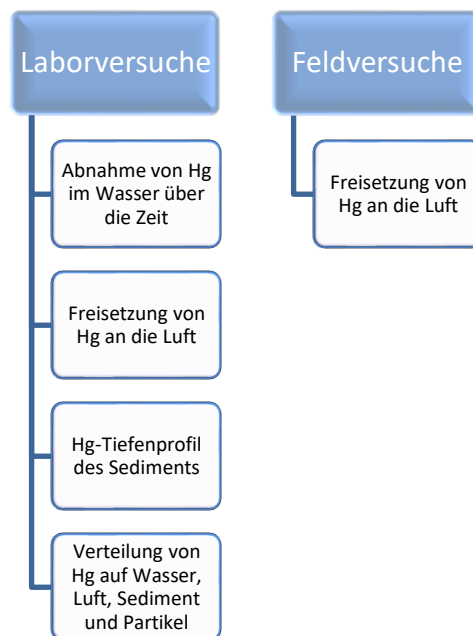


Abbildung 7: Gliederung der durchgeführten Versuche

Luft sowie die Hg-Konzentrationen in Sediment und den Partikeln bestimmt. Damit konnte die Verteilung des zugesetzten Quecksilbers auf Wasser, Atmosphäre, Partikel und Sediment untersucht werden. Außerdem wurden Tiefenprofile des Sediments erstellt, um die Quecksilbertransportraten im Sediment zu untersuchen.

In den Feldversuchen wurden große Mesokosmen direkt in den Wasserkörpern installiert und die Hg-Freisetzung aus dem Wasser gemessen.

2.3.1. Laborversuche

Aufbau und Probennahme

Für die Laborversuche wurden Mesokosmen aus Plexiglas verwendet (*Abbildung 8*). Die Mesokosmen sind 50cm hoch, haben einen Durchmesser von 10cm und weisen somit ein Gesamtvolumen von 5 Liter auf. Seitlich sind zwei Halterungen angebracht, an denen der Deckel mit Hilfe eines Gummibands fixiert werden kann und das Hantieren erleichtert wird. Der Deckel hat eine eingearbeitete Nut in der eine Gummidichtung liegt und schließt passend mit dem Zylinder ab. Zusätzlich wurde die Kante mit Isolierband luftdicht verschlossen. Um einen Gasaustausch zu ermöglichen, sind in den Deckeln zwei Löcher mit zwei Zentimeter Durchmesser eingearbeitet.

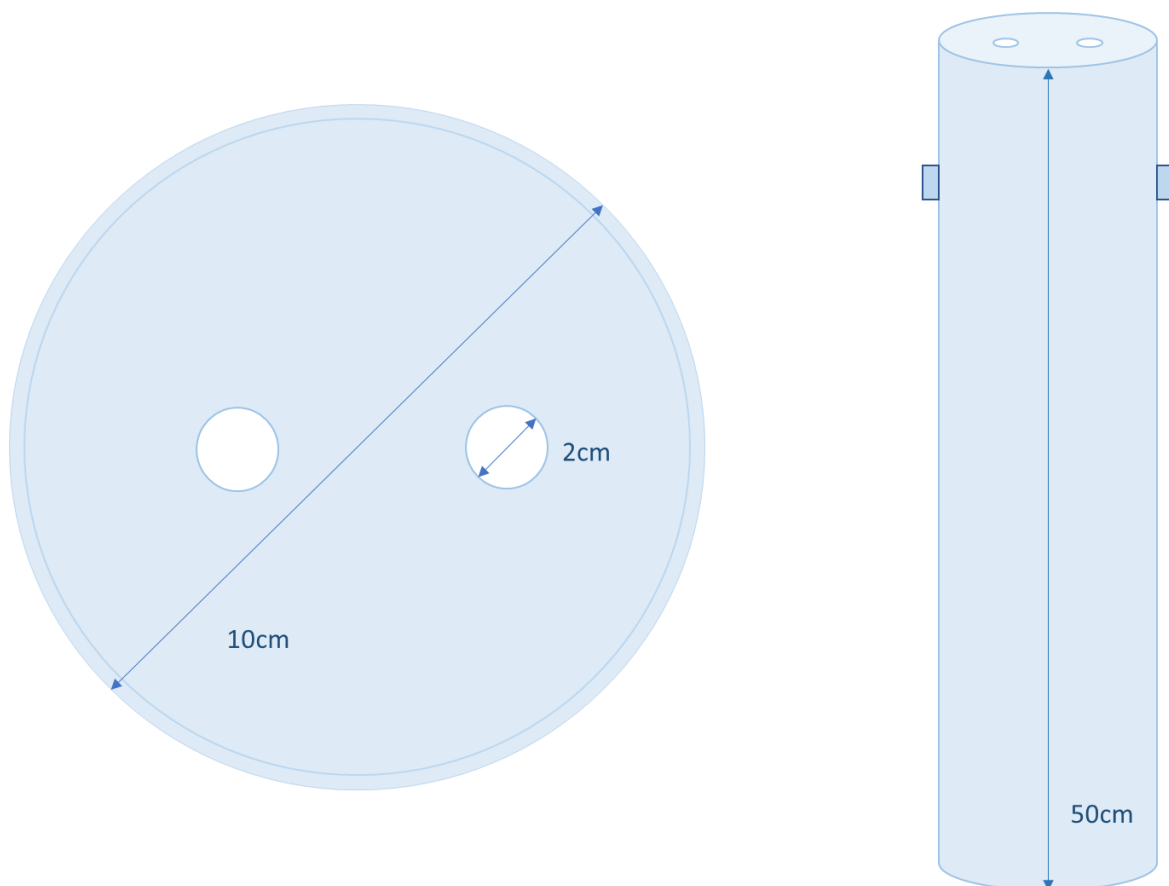


Abbildung 8: Mesokosmen aus Plexiglas für den Laborgebrauch

Um die Mesokosmen mit Sediment zu befüllen ist eine zweite Plexiglasröhre nötig (*Abbildung 9*). Die Probenahmeröhre ist zwei Meter hoch, hat einen Durchmesser von 9,5cm und ist an beiden Seiten offen. Damit passt die Röhre exakt in die Mesokosmen.

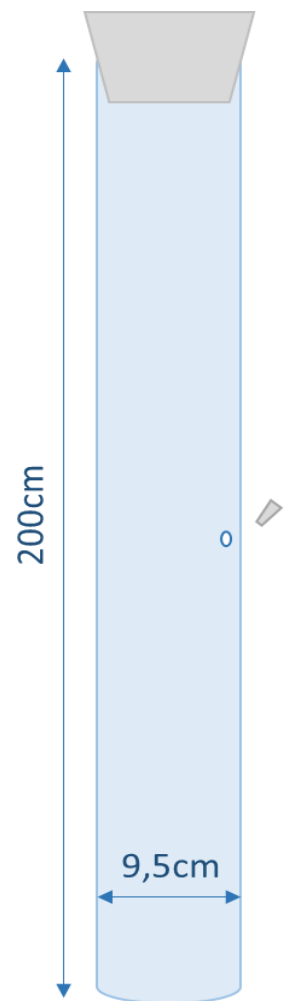
Zur Entnahme von Sedimentkernen wurde die Röhre möglichst vorsichtig in das Sediment gedrückt, bis eine Tiefe von etwa 10 Zentimetern erreicht wurde. Beide Gummistoppel wurden aufgesetzt (seitlich und oben) und die Röhre mit Sediment und Wasser aus dem Gewässer gehoben. Als Hilfe diente eine Kunststoffplatte, die untergeschoben werden kann.

Die Probenahmeröhre wurde in den Mesokosmos gestellt und beide Stoppel entfernt. Das überstehende Wasser konnte weitgehend über den seitlichen Auslass abfließen. Anschließend wurde die Röhre langsam aus dem Mesokosmos gezogen, wobei der Sedimentkern sowie das überstehende Wasser im Mesokosmos verblieben ist.

Das überstehende Wasser wurde mit einem Schlauch aus dem Mesokosmos gepumpt, damit das Sediment im Mesokosmos so ungestört wie möglich ins Labor transportiert werden konnte.

Die Schwierigkeit hierbei war, alle Mesokosmen der Versuchsreihe gleichmäßig mit Sediment zu befüllen. Besonders weiches und schlammiges Sediment erschwerte die Probennahme, da es leicht wieder aus der Probenahmeröhre rutschte.

Vor Ort wurde ein 10 Liter Kanister mit Wasser der jeweiligen Probenahmestelle befüllt, um die Mesokosmen mit den Sedimenten in den im Labor wieder mit Wasser befüllen zu können. Außerdem wurde eine 50mL-Wasserprobe vor Ort durch einen 0,2µm-Filter filtriert und in Probenröhrchen überführt. Direkt an der Probenahmestelle wurden pH-Wert, Wasser- und Umgebungstemperatur gemessen.



*Abbildung 9:
Plexiglasröhre zum
Ziehen von
Sedimentkernen*

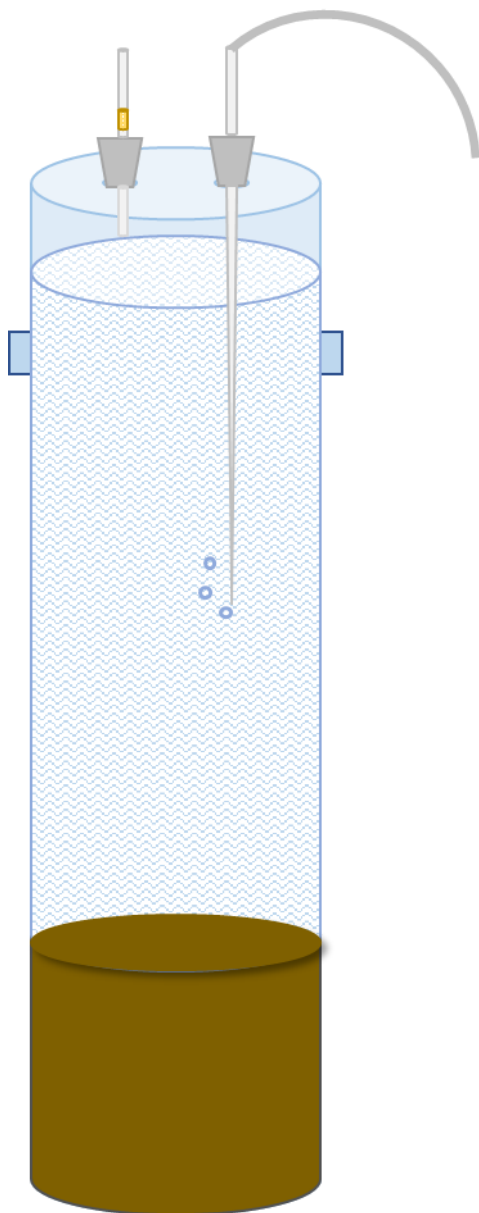


Abbildung 10: Aufbau der Mesokosmen zu Versuchbeginn

Die Mesokosmen wurden ins Labor überstellt und bis 10cm unter den oberen Rand mit dem Wasser der Probenahmestelle befüllt – ohne das Sediment aufzuwirbeln (Abbildung 10).

Der Deckel wurde auf die Mesokosmen gesetzt und mit Isolierband luftdicht verschlossen. In einem der Löcher im Deckel wurde ein Gummistopfen mit einer Glaspipette angebracht, um Gas in die Wassersäule einleiten zu können. Je nachdem ob aerobe oder anaerobe Bedingungen erreicht werden sollen, wurde synthetische Luft oder Stickstoff in die Wassersäule geleitet. Die Durchflussgeschwindigkeit des Gases betrug 1 Liter/Stunde. Im zweiten Loch im Deckel wurde ein weiterer Gummistopfen mit einem Messröhrchen mit einem Goldnetz angebracht, um austretendes Quecksilber durch Amalgamierung am Gold zu erfassen.

Über die gesamte Versuchsdauer (und einer mindestens 48h vor Versuchsbeginn begonnenen Äquilibrationszeit) befanden sich die Mesokosmen in einem abgedunkelten Labor. Die Mesokosmen des Versuchs unter aeroben Bedingungen wurden für 12h pro Tag mit Pflanzenlampen beleuchtet, die des anaeroben Versuchs wurden nicht

beleuchtet. In den Mesokosmen für den anaeroben Versuch wurde während der Äquilibrationszeit regelmäßig der im Wasser gelöste Sauerstoffgehalt gemessen, erst wenn dieser unter 5mg/L gesunken ist, wurde der Versuch gestartet.

Durchführung

Die Versuche wurden jeweils in vierfacher Ausführung und sowohl unter aeroben, als auch unter anaeroben Bedingungen durchgeführt.

Den Wassersäulen wurden zu Beginn des Versuchs mit einem Quecksilber(III)chlorid-Standard versetzt. Das Chlorid eignet sich besonders gut für Versuche in wässriger Lösung, da es durch die kovalente Bindung wenig Dissoziation aufweist und gut wasserlöslich ist (Riedel, 2007).

Pro Mesokosmos wurden 5µg Quecksilber pro Liter Wasser als Hg^{2+} zugesetzt.

Quantifizierung von Quecksilber in der Wassersäule (Hg_{aq})

30 Minuten nach der ersten Zugabe des Quecksilberstandards wurde die erste Wasserprobe gezogen. Dazu wurden 10 Milliliter Wasser durch einen Spritzenvorsatzfilter in ein Messröhrchen filtriert, mit 0,1mL konzentrierter HNO_3 angesäuert und die Quecksilberkonzentration sofort mittels Kaltdampfatomabsorptionsspektroskopie (CV-AAS) (FIMS 400 von Perkin Elmer) gemessen.

Die weiteren Messungen erfolgten 1, 2, 3, 4, 5 und 6 Stunden nach Versuchsbeginn.

Die Messungen wurden beendet, wenn die ermittelten Quecksilberkonzentrationen unter der Nachweisgrenze der Methode von 0,1µg/L liegen.

In einem weiteren Versuch wurde die Anreicherung des Hg-Standards in der Wassersäule über eine Dauer von 7 Tagen beobachtet. Die Zugabe des Standards erfolgte täglich direkt nach der Messung der aktuellen Hg_{aq} -Konzentration.

Quantifizierung von gasförmig austretendem Quecksilber (Hg_g)

Die zweite Öffnung des Mesokosmendeckels wurde nach Zugabe des Quecksilberstandards mit einem Stopfen und einem neuen Messröhrchen mit Goldnetz versehen. Das an den Goldnetzen amalgamierte Quecksilber wurde nach thermischer Desorption in der Amalgamierungseinheit (AA Accessory Amalgam System von Perkin Elmer) der FIMS, stündlich, ebenfalls mittels CV AAS gemessen und ein neues Röhrchen am Mesokosmos angebracht.

Quantifizierung von partikulär gebundenem Quecksilber (Hg_p)

Am Ende des Zeitversuchs wurden pro Mesokomos je 0,5 Liter Wasser durch einen Cellulose-Acetatfilter (für Proben des Neusiedlersees waren bis zu 3 Filter nötig) filtriert. Die Filter wurden bis zur weiteren Analyse -18°C eingefroren.

Quantifizierung des Quecksilbers im Sediment (Hg_p)

Im Verlauf von einer Woche wurde täglich eine definierte Menge Hg in die Wassersäule zugegeben (7 Zugaben).

Im Abstand von zwei Tagen wurde ein Sedimentcore mit Hilfe eines Polyethylenröhrchens (Durchmesser 0,4cm) aus den Mesokosmen gezogen. Die letzte Probe (Tag 7) diente zur Erstellung eines Tiefenprofils im Zentimeterabstand. Die Sedimentproben wurden bis zur weiteren Analyse bei -18°C gelagert.

2.3.2. Feldversuche

Für die Dauer der Arbeit wurden insgesamt drei Feldversuche durchgeführt:

- Juni 2016, Biologische Station Illmitz, Nationalpark Neusiedlersee
- Mai 2017, Biologische Station Illmitz, Nationalpark Neusiedlersee
- Juli 2017, Panozzalacke, Nationalpark Donauauen

Vorversuch

Der erste Feldversuch fand vom 11.7. bis zum 14.7.2016 in Illmitz am Neusiedlersee statt (47.771877, 16.750879). Plexiglasröhren (*Abbildung 11*) mit einer Höhe von 1,8 Metern und einem Durchmesser von 40 Zentimetern wurden im See installiert.

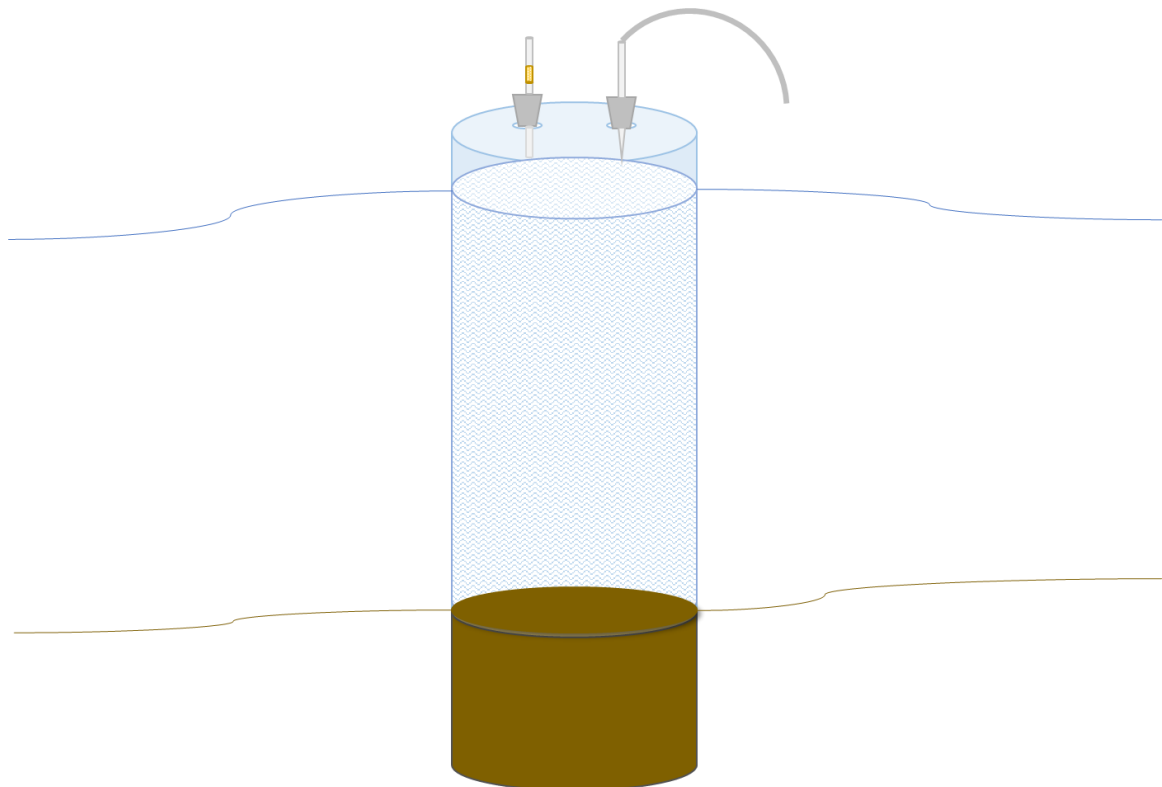


Abbildung 11: Mesokosmos in situ in natürlichem Gewässer

Drei Röhren wurden im Dreieck nahe der biologischen Station Illmitz (47.46198, 16.45018) in das Sediment des Sees gedrückt (*Abbildung 12*). Die drei Plexiglasröhren wurden mit Hilfe von Spanngurten an ins Sediment geschlagenen Holzpfosten befestigt. Die Mesokosmen wurden mit Deckeln verschlossen. Eine Öffnung wurde zur Zuleitung von synthetischer Luft verwendet, die zweite Öffnung zur Befestigung der Analysenröhrchen mit Goldnetz.



Abbildung 12: Versuchsaufbau im Neusiedlersee (Vorversuch)

Das Durchspülen mit synthetischer Luft begann eine Stunde vor Versuchsbeginn zur Äquilibration und wurde den gesamten Versuch lang konstant bei einer Durchflussrate von 0,5 Liter pro Stunde gehalten.

Das Experiment wurde um 18:00 gestartet und die Proberöhrchen im Abstand von 3 Stunden gewechselt, mit Argon getrocknet und das darin enthaltene Hg direkt gemessen. Nach der Messung wurden die Goldnetze vor der Wiederverwendung ausgeglüht.

Nach 25 Stunden wurde der erste Versuch beendet und die Durchflussrate der synthetischen Luft auf 20 Liter pro Stunde erhöht, um eine komplette Umwälzung zu gewährleisten. Die Messungen mussten ab Stunde 15 auf Grund von starken Unwettern unterbrochen werden, wodurch der Abstand zwischen den letzten beiden Messungen 12 Stunden beträgt und die letzte Messung nicht korrekt ausgewertet werden kann.

Sowohl die Wasser- als auch Umgebungstemperatur wurde täglich um 8:00 gemessen.

Feldversuch Neusiedlersee

Vom 8.5.2017 – 10.5.2017 fand der zweite Feldversuch in Illmitz statt. Der Versuchsaufbau (*Abbildung 13*) ähnelt dem Aufbau aus Versuch 1, allerdings wurden die Mesokosmen direkt am Steg befestigt. Die Aufbaustelle befand sich bei Versuch 2 an der nördlichen Seite des Stegs der biologischen Station (47.769967, 16.752562).



Abbildung 13: Versuchsaufbau der Mesokosmen im Neusiedlersee

Die Röhrchen wurden 24 Stunden lang im 6-Stunden-Rhythmus gewechselt und gemessen. Insgesamt lief der Versuch über 72 Stunden. Alle Messungen fanden wie unter Versuch 1 beschrieben statt. Allerdings wurde nach jeweils 24 Stunden das Wasser in den Mesokosmen durch Hochheben gewechselt.

Bei jedem Wechsel wurde die Wassertemperatur des Wassers in den Mesokosmen und im See gemessen (VWR pH100 pH-Meter). Zusätzlich wurden alle 24h Leitfähigkeit, pH-Wert und Sauerstoffsättigung bestimmt. Im 24-h-Rhythmus wurden je zwei Proben Seewasser entnommen und durch Cellulose-Acetat-Filter (0,45µm) filtriert und für die spätere Analyse im Labor aufbewahrt.

Parallel wurde die Umgebungsluft jeweils 8h mit einer Pumpe durch einen Cellulose-Acetat-Filter (0,45mm) gepumpt und durch ein Goldnetz-Röhrchen gesaugt (220L/h), um das in der Luft vorkommendes Quecksilber zu quantifizieren.

Feldversuch Panozzalacke

Versuch 3 fand in der Panozzalacke im 22. Wiener Gemeindebezirk vom 15.5.2017 – 17.5.2017 statt (48.182233, 16.486549). Der Versuchsaufbau ist ident zu dem Aufbau im Neusiedlersee. Die Mesokosmen werden in einer Reihe in das Sediment gedrückt und mit Holzpflocken und Spanngurten verzurrt (*Abbildung 14*).



Abbildung 14: Versuchsaufbau der Mesokosmen in der Panozzalacke

Nach 1,5 Stunden Äquilibrationszeit wurden die Messungen im 4 Stunden Abstand gestartet. Die Durchflussrate beträgt 43 Liter pro Stunde und wurde über die gesamte Versuchsdauer von 49,5 Stunden konstant gehalten.

Der Quecksilbergehalt in der Luft wurde insgesamt sechs Mal für 8 Stunden in 25 Meter Abstand zur Panozzalacke gemessen.

3. Ergebnisse

3.1. Laborversuche

3.1.1. Wasserparameter

Die Messung der allgemeinen Wasserparameter fand für die Proben der Panozzalacke am 30.3.2016, 6.5.2016 und 30.6.2016 statt, für den Neusiedlersee am 23.5.2016, 28.5.2016 und 7.9.2016. In *Tabelle 1* sind die Mittelwerte und Standardabweichungen der gängigsten Wasserparameter zusammengefasst:

Tabelle 1: Mittelwerte der Wasserparameter der zwei beprobten Gewässer ($\pm$ STABW, Neusiedlersee $n=5$, Panozzalacke $n=4$)

	<i>Neusiedlersee</i>	<i>Panozzalacke</i>
<i>T [°C]</i>	$21,4 \pm 1,3$	$14,3 \pm 3,2$
<i>pH</i>	$8,3 \pm 0,3$	$7,9 \pm 0,3$
<i>LF [μS/cm]</i>	1816 ± 179	479 ± 12
<i>O₂ [mg/L]</i>	$9,6 \pm 1,8$	$12,7 \pm 0$
<i>TOC [mg/L]</i>	$18,8 \pm 10,2$	$3,5 \pm 0,2$
<i>SBV</i>	$7,9 \pm 2,4$	$4,2 \pm 0,1$

Der Temperaturunterschied von $21,4 \pm 1,3^{\circ}\text{C}$ im Neusiedlersee zu $14,3 \pm 3,2^{\circ}\text{C}$ in der Panozzalacke lässt sich auf die unterschiedlichen Probenahmezeiten zurückzuführen. Der pH-Wert liegt in den Proben des Neusiedlersees bei $8,3 \pm 0,3$, in denen der Panozzalacke bei $7,9 \pm 0,3$. Die Leitfähigkeit liegt in der Panozzalacke bei $479 \pm 12\mu\text{S/cm}$, im Neusiedlersee mit $1816 \pm 179\mu\text{S/cm}$ mehr als dreimal so hoch. Der Sauerstoffgehalt in den Proben des Neusiedlersees beträgt $9,6 \pm 1,8\text{mg/L}$, in den Proben der Panozzalacke $12,7\text{mg/L}$. Der Gehalt an organischem Kohlenstoff beträgt im Neusiedlersee $18,8 \pm 10,2\text{mg/L}$, in den Proben der Panozzalacke bei $3,5 \pm 0,2$. Das Säurebindungsvermögen liegt in den Proben der Panozzalacke bei $4,2 \pm 0,1$, in denen des Neusiedlersees bei $7,9 \pm 2,4$.

In *Abbildung 15* sind die Verhältnisse der häufigsten Anionen und Kationen der beiden Probenahmestellen zueinander abgebildet:

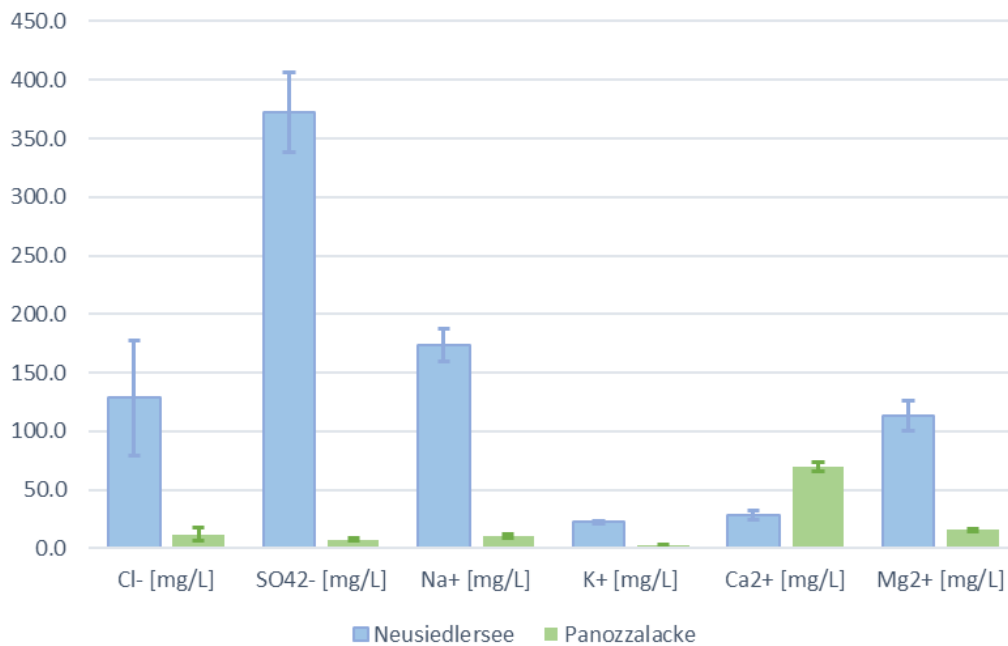


Abbildung 7: Vergleich der häufigsten Ionen des Neusiedlersees und der Panozzalacke (±STABW, Neusiedlersee n=5, Panozzalacke n=4)

Die hohe Sulfatkonzentration in den Proben des Neusiedlersees sticht mit $372 \pm 34,1 \text{ mg/L}$ im Vergleich zu $7,1 \pm 1,1 \text{ mg/L}$ in der Panozzalacke heraus. Auch die Chloridionenkonzentration übersteigt mit $128,6 \pm 49,4 \text{ mg/L}$ die Konzentration in der Panozzalacke von $12,1 \pm 6,0 \text{ mg/L}$ deutlich. Der Gehalt an Natriumionen liegt im Neusiedlersee bei $173,2 \pm 14,0 \text{ mg/L}$, in der Panozzalacke bei $10,9 \pm 1,6 \text{ mg/L}$. Die Kaliumkonzentration ist im Neusiedlersee mit $22,6 \pm 1,1 \text{ mg/L}$ fast 10-fach so hoch wie in der Panozzalacke mit $2,8 \pm 0,1 \text{ mg/L}$. Die Konzentration von Magnesium beträgt im Neusiedlersee $113,2 \pm 13,2 \text{ mg/L}$, in der Panozzalacke $15,8 \pm 1,2 \text{ mg/L}$. Die Konzentration an Calciumionen ist in der Panozzalacke mit $70,0 \pm 3,8 \text{ mg/L}$ als einzige höher als im Neusiedlersee mit $28,5 \pm 3,8 \text{ mg/L}$.

3.1.2. Quecksilberumsetzung

Abbildung 16 zeigt die Abnahme der Konzentration des zugegebenen Quecksilbers in den beiden Gewässern unter aeroben und anaeroben Bedingungen innerhalb von 3 Stunden (Neusiedlersee) und 6 Stunden (Panozzalacke).

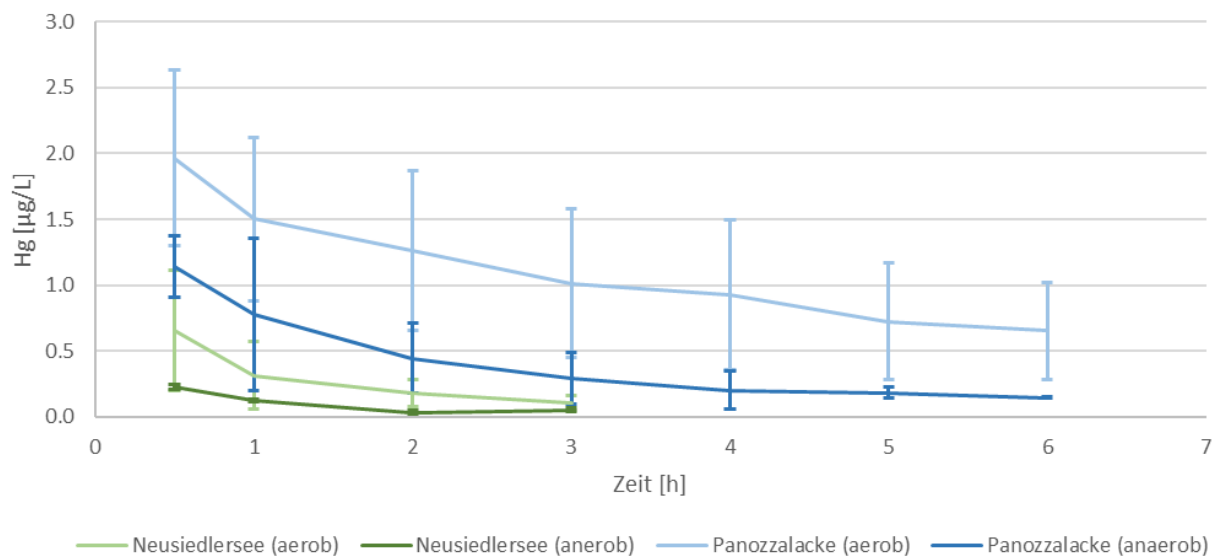


Abbildung 8: Quecksilberabnahme in der Wassersäule unter aeroben und anaeroben Bedingungen (n=4)

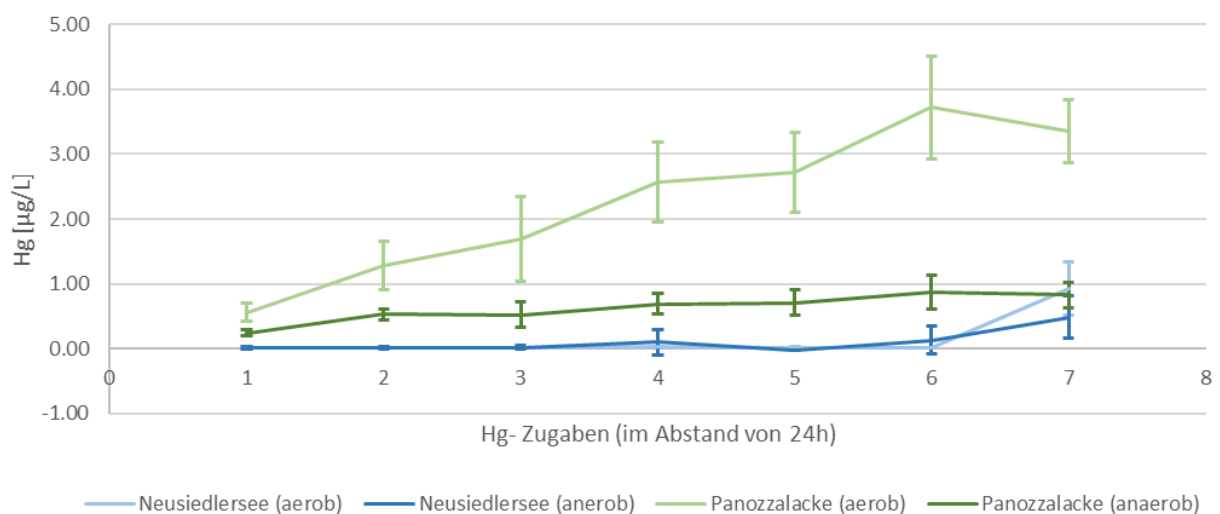
Im den Mesokosmen mit Neusiedlerseeproben liegt die Hg-Konzentration 3 Stunden nach Zugabe des Standards unter aeroben Bedingungen bei $0,1 \pm 0,06 \mu\text{g/L}$, unter anaeroben Bedingungen unter der Nachweisgrenze von $0,1 \mu\text{g/L}$.

In den Proben der Panozzalacke liegt die Hg-Konzentration nach 6 Stunden unter aeroben Bedingungen bei $0,7 \pm 0,4 \mu\text{g/L}$ und unter anaeroben Bedingungen bei $0,1 \pm 0,002 \mu\text{g/L}$.

In beiden Gewässertypen nimmt die Quecksilberkonzentration unter anaeroben Bedingungen schneller ab. Die Quecksilberkonzentration nimmt in den Proben des Neusiedlersees schneller ab, als in denen der Panozzalacke und erreicht innerhalb der ersten 3 Stunden nach Zugabe des Quecksilberstandards die Nachweisgrenze von $0,1 \mu\text{g/L}$.

In *Abbildung 17* ist die Quecksilberkonzentration in der Wassersäule über die Dauer von sieben Tagen zu sehen. Gemessen wurde jeweils vor der nächsten Zugabe.

Abbildung 9: Hg-Konzentration in der Wassersäule im Verlauf von 7 Tagen mit täglicher Quecksilberzugabe unter aeroben und anaeroben Bedingungen (n=4)



In den Proben der Panozzalacke steigt die Quecksilberkonzentration unter beiden Versuchsbedingungen kontinuierlich an. Die Konzentration in den Mesokosmen des Neusiedlersees befinden sich zu Beginn des Versuchs unter der Nachweisgrenze und steigen im Vergleich zur Panozzalacke langsamer an, wie die Messwerte in *Tabelle 2* zeigen.

Tabelle 2: Hg-Konzentration im Sediment [µg/g] nach 7 Zugaben einer definierten Menge Quecksilber unter aeroben und anaeroben Bedingungen (n=4)

Zugaben	Neusiedlersee		Panozzalacke	
	aerob	anaerob	aerob	anaerob
0	< LOD	< LOD	0,13 ± 0,03	0,13 ± 0,01
2	0,14 ± 0,07	< LOD	0,23 ± 0,05	0,18 ± 0,03
4	0,14 ± 0,06	0,14 ± 0,05	0,34 ± 0,11	0,48 ± 0,29
6	0,17 ± 0,1	0,13 ± 0,04	0,57 ± 0,33	0,38 ± 0,32

Abbildung 18 zeigt die Quecksilberkonzentrationen im oberflächlichen Sediment der Mesokosmen unter aeroben und anaeroben Bedingungen.

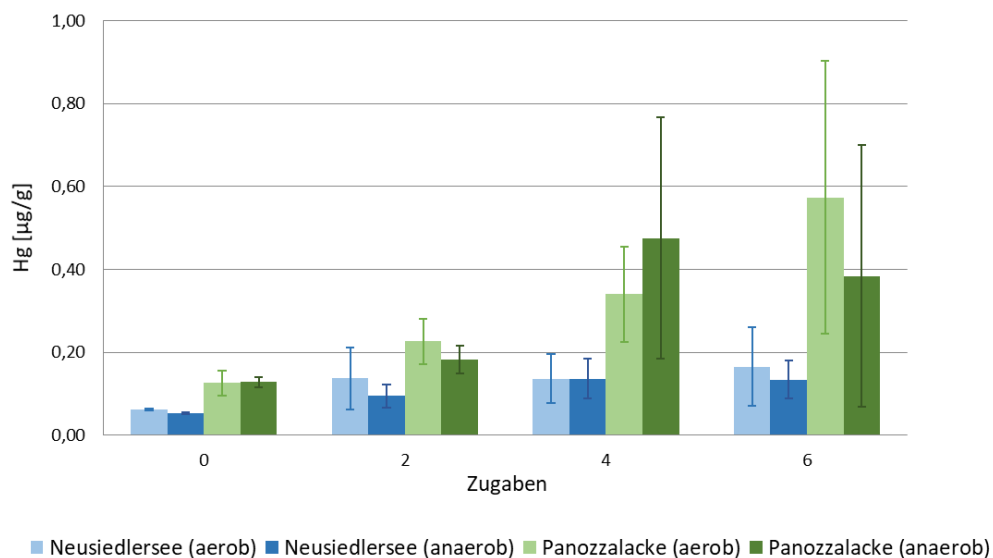


Abbildung 10: Hg-Konzentration im Sediment nach 0, 2, 4 und 6 Zugaben einer definierten Menge Quecksilber unter aeroben und anaeroben Bedingungen (n=4)

Der durchschnittliche Quecksilbergehalt im Sediment vor Versuchsbeginn beträgt im Neusiedlersee $0,057 \pm 0,002 \mu\text{g/g}$ und in der Panozzalacke $0,13 \pm 0,02 \mu\text{g/g}$ Trockenmasse. Die mittleren gemessenen Quecksilberkonzentrationen steigen im Verlauf der Zugaben an.

Nach 6 Tagen und der Zugabe von insgesamt $120 \mu\text{g Hg/L}$ Wasser beträgt die Hg-Konzentration im Sediment aus der Neusiedlersee-Proben $0,17 \pm 0,10 \mu\text{g/g}$ unter aeroben Bedingungen und $0,13 \pm 0,04 \mu\text{g/g}$ unter anaeroben Bedingungen. In den Proben der Panozzalacke beträgt die Hg-Konzentration nach unter aeroben Bedingungen $0,57 \pm 0,33 \mu\text{g/g}$, unter anaeroben Bedingungen $0,38 \pm 0,32 \mu\text{g/g}$.

Die Hg-Konzentrationen im Sediment sind in den Neusiedlerseeeproben niedriger als in denen der Panozzalacke. Die Standardabweichungen sind allerdings bei den höher konzentrierten Proben so hoch, dass sich keine eindeutige Aussage treffen lässt.

In *Tabelle 3* werden die Hg-Konzentrationen nach 7 Zugaben des Quecksilberstandards im Sediment als Tiefenprofil gegenübergestellt:

Tabelle 3: Hg-Tiefenprofil [$\mu\text{g/g}$] nach Zugabe einer definierten Menge Hg in die Wassersäule unter aeroben und anaeroben Bedingungen ($n=4$)

	Neusiedlersee		Panozzalacke	
Tiefe cm	aerob	anaerob	aerob	anaerob
0	$0,69 \pm 0,47$	$0,5 \pm 0,39$	$0,35 \pm 0,15$	$0,4 \pm 0,18$
-1	$0,19 \pm 0,27$	$0,15 \pm 0,18$	$0,26 \pm 0,13$	$0,25 \pm 0,14$
-2	$0,09 \pm 0,06$	$0,05 \pm 0,02$	$0,22 \pm 0,11$	$0,31 \pm 0,24$
-3	$0,06 \pm 0,02$	$0,05 \pm 0,01$	$0,20 \pm 0,06$	$0,17 \pm 0,01$
-4	$0,06 \pm 0,02$	$0,05 \pm 0,01$	$0,41 \pm 0$	$0,37 \pm 0$
-5	$0,06 \pm 0,01$	$0,06 \pm 0,01$		
-6	$0,06 \pm 0,003$	$0,06 \pm 0,01$		
-7	$0,04 \pm 0,03$	$0,06 \pm 0,01$		
-8	$0,06 \pm 0,003$	$0,06 \pm 0,01$		
-9	$0,06 \pm 0,01$	$0,06 \pm 0,01$		

In *Abbildung 19* ist ein Tiefenprofil der Quecksilberkonzentrationen im Sediment zu sehen. Bei den Proben aus dem Neusiedlersee waren mehr Sedimentschichten im Anstand von einem Zentimeter vorhanden. Nach den ersten zwei Zentimetern sind im Tiefenprofil der Neusiedlersee Proben keine Änderungen mehr zu erkennen. Im Sediment der Panozzalacke sind in allen Schichten Schwankungen zu sehen.

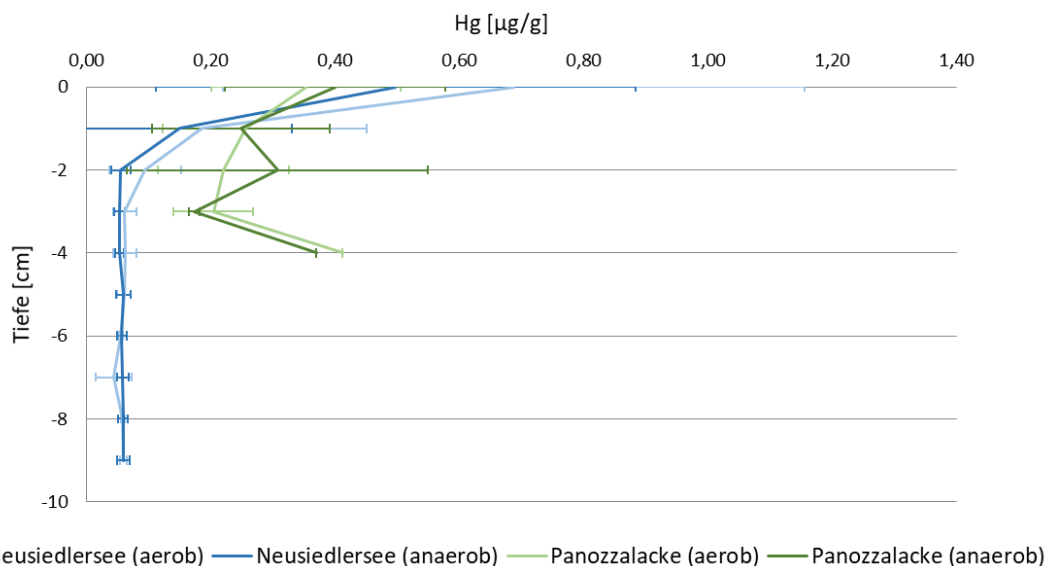


Abbildung 11: Quecksilber-Tiefenprofil nach Zugabe einer definierten Menge Quecksilber in die Wassersäule unter aeroben und anaeroben Bedingungen (n=4)

Der Austritt von Quecksilber an die Luft ist in *Abbildung 20* veranschaulicht.

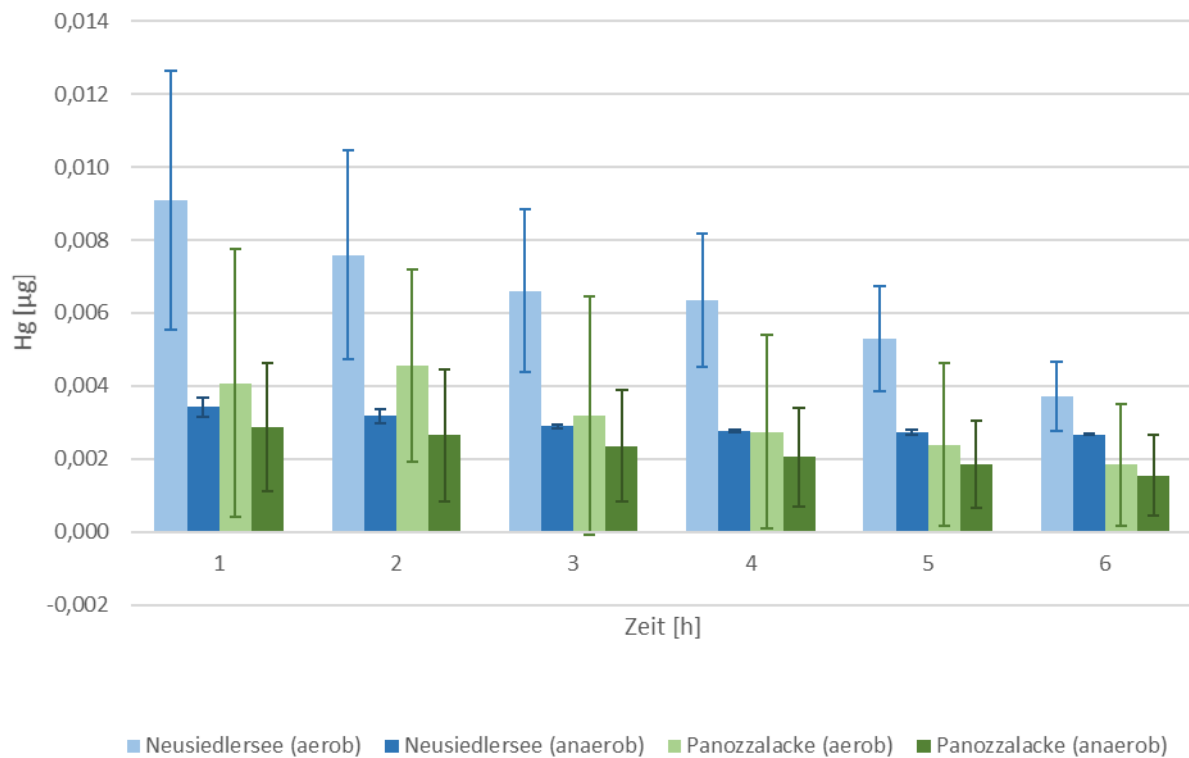
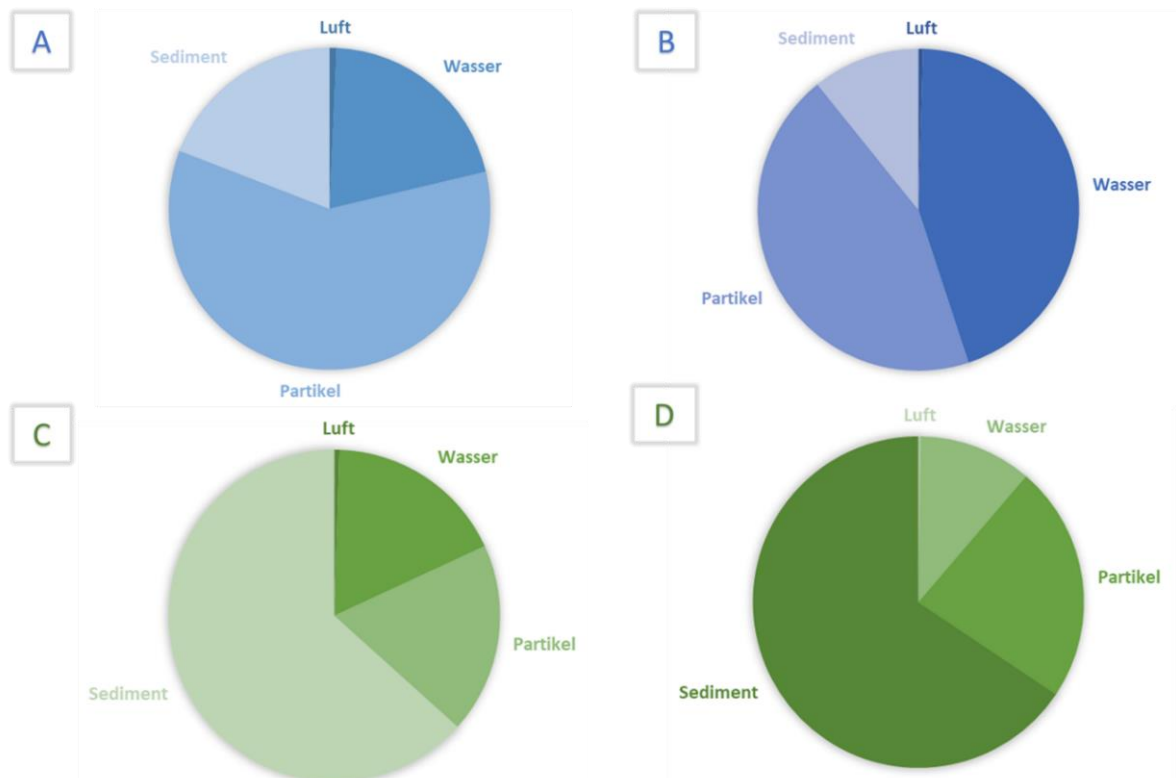


Abbildung 12: Quecksilberaustritt an die Luft unter aeroben und anaeroben Bedingungen (n=4)

In den mit Neusiedlerseeproben befüllten Mesokosmen tritt unter aeroben Bedingungen über den gesamten Versuch Zeitraum $0,039 \pm 0,013\mu\text{g}$ Quecksilber aus, unter anaeroben Bedingungen sind es $0,018 \pm 0,001\mu\text{g}$. In den Mesokosmen mit den Proben aus der Panozzalacke tritt unter aeroben Bedingungen $0,019 \pm 0,016\mu\text{g}$ und unter anaeroben Bedingungen $0,013 \pm 0,009\mu\text{g}$ Quecksilber aus.

Die Abgabe an die Luft steht in direktem Zusammenhang mit der Versuchsdauer. Am meisten Quecksilber entweicht aus den Mesokosmen mit den Proben des Neusiedlersees unter aeroben Bedingungen. Unter anaeroben Bedingungen tritt in beiden Gewässertypen tendenziell weniger Quecksilber aus der Wassersäule in die Luft aus.

Die Verteilung des wiedergefundenen Quecksilbers ist in *Abbildung 21* dargestellt.



A – Neusiedlersee (aerob), B – Neusiedlersee (anaerob), C – Panozzalacke (aerob), D – Panozzalacke (anaerob)

Abbildung 13: prozentuelle Hg-Verteilung auf Luft, Wasser, Partikel und Sediment unter aeroben und anaeroben Bedingungen (n=4)

In den Mesokosmen mit Neusiedlerseeproben entweichen unter aeroben Bedingungen $0,7 \pm 0,04\%$ des Quecksilbers an die Luft, $19,6 \pm 23,7\%$ sind im Sediment zu finden, $20,6 \pm 4,3\%$ im Wasser und $59,6 \pm 1,0\%$ sind partikulär gebunden. Unter anaeroben Bedingungen entweichen $0,5 \pm 0,01\%$ des Quecksilbers an die Luft, $10,8 \pm 23,7\%$ befinden sich im Sediment, $44,3 \pm 16,3\%$ wird partikulär gebunden und $44,5 \pm 13,3\%$ verbleibt im Wasser.

In den Mesokosmen mit Proben der Panozzalacke verteilt sich das zugesetzte Quecksilber unter aeroben Bedingungen auf $0,5 \pm 0,03\%$ an die Luft ausgetretenes Quecksilber, $17,5 \pm 6,4\%$ im Wasser, $18,5 \pm 0,6\%$ an Partikel gebunden und der $63 \pm 58,7\%$ finden sich im Sediment. Unter anaeroben Bedingungen werden $0,2 \pm 0,01\%$ an die Luft freigesetzt, $11,1 \pm 1,8\%$ werden im Wasser wiedergefunden, $23,1 \pm 4,1\%$ partikulär gebunden und $65,6 \pm 57,5\%$ im Sediment.

Die Wiederfindungsraten für das in die Mesokosmen zugegebene Quecksilber unterscheiden sich je nach Probe und Versuchsbedingung (*Tabelle 4*).

Tabelle 4: Mittlere Wiederfindungsraten unter unterschiedlichen Versuchsbedingungen ($\pm$ STABW, n=4)

	Wiederfindungsrate [%]
Neusiedlersee (aerob)	36,8 $\pm$ 6,9
Neusiedlersee (anaerob)	27,4 $\pm$ 10,2
Panozzalacke (aerob)	48,4 $\pm$ 29,3
Panozzalacke (anaerob)	61,0 $\pm$ 32,9

3.2. Feldversuche

3.2.1. Wasserparameter

Tabelle 5 zeigt die an den Probenahmestellen gemessenen Wasserparameter im Vergleich. Die Wasserparameter wurden während der Feldversuche in Illmitz (8.5.2017 – 12.5.2017) und der Panozzalacke (15.-17.5.2017) gemessen.

Tabelle 5: Mittelwerte $\pm$ Standardabweichung gemessen während der Feldversuche (Illmitz n=5, Panozzalacke n=6)

	Neusiedlersee	Panozzalacke
<i>T [°C]</i>	15,6 $\pm$ 1,3	20,9 $\pm$ 1,4
<i>pH</i>	8,8 $\pm$ 0,1	8,2 $\pm$ 0,1
<i>LF [μS/cm]</i>	2130 $\pm$ 62	467 $\pm$ 2,7
<i>O₂ [%]</i>	97,3 $\pm$ 2,5	126,5 $\pm$ 7,8
<i>TOC [mg/L]</i>	15,3 $\pm$ 1,1	3,7 $\pm$ 0,3
<i>SBV</i>	10,8 $\pm$ 0,2	4,2 $\pm$ 0,1

Die Temperatur betrug im Neusiedlersee gemittelt 15,6 $\pm$ 1,3°C, in der Panozzalacke 20,9 $\pm$ 1,4°C. Der pH-Wert ist im Neusiedlersee mit 8,8 $\pm$ 0,1 alkalischer als der pH-Wert von 8,2 $\pm$ 0,1 der Panozzalacke. Die Leitfähigkeit ist im Neusiedlersee mehr als viermal so hoch und beträgt 2130 $\pm$ 63 μ S/cm. In der Panozzalacke beträgt die Leitfähigkeit im Gegensatz nur 467 $\pm$ 2,7 μ S/cm. Die Sauerstoffsättigung ist in den Proben der Panozzalacke mit 126,5 $\pm$ 7,8% etwas höher als 97,3 $\pm$ 2,5% in den Proben des Neusiedlersees. Der Gehalt an organischem Kohlenstoff ist wie bei den Messungen 2016 im Neusiedlersee mit 15,3 $\pm$ 1,1 mg/L dreifach so hoch als in der Panozzalacke mit 3,7 $\pm$ 0,3 mg/L. Auch das Säurebindungsvermögen übersteigt mit 10,8 $\pm$ 0,2 im Neusiedlersee das der Panozzalacke von 4,2 $\pm$ 0,1.

In *Abbildung 22* ist die Verteilung der häufigsten Ionen in beiden Gewässern zu sehen. Der Neusiedlersee sticht vor allem mit seiner hohen Sulfatkonzentration von $335,4 \pm 0,6 \text{ mg/L}$ heraus. In der Panozzalacke beträgt die Konzentration an Sulfationen $6,5 \pm 0,5 \text{ mg/L}$. Sowohl die Chloridionenkonzentration von $225 \pm 1 \text{ mg/L}$ als auch die Konzentration der Natriumionen mit $192,0 \pm 5,8 \text{ mg/L}$ sind deutlich höher als die Ionenkonzentrationen in der Panozzalacke, die Konzentration der Chloridionen bei $21,7 \pm 0,4 \text{ mg/L}$ und die der Natriumionen bei $14,3 \pm 1,4 \text{ mg/L}$ liegt. Calcium ist als einziges Ion in der Panozzalacke in höherer Konzentration als im Neusiedlersee vorhanden. Die Calciumionen-Konzentration in der Panozzalacke beträgt $62,5 \pm 3,0 \text{ mg/L}$, im Neusiedlersee $15,0 \pm 1,6 \text{ mg/L}$. Die Magnesiumkonzentration beträgt in der Panozzalacke $14,8 \pm 0,4 \text{ mg/L}$ im Neusiedlersee $95,8 \pm 5,8 \text{ mg/L}$. Im Neusiedlersee liegt die Konzentration der Kaliumionen bei $25,3 \pm 0,5 \text{ mg/L}$, in der Panozzalacke bei $2,0 \pm 0,1 \text{ mg/L}$.

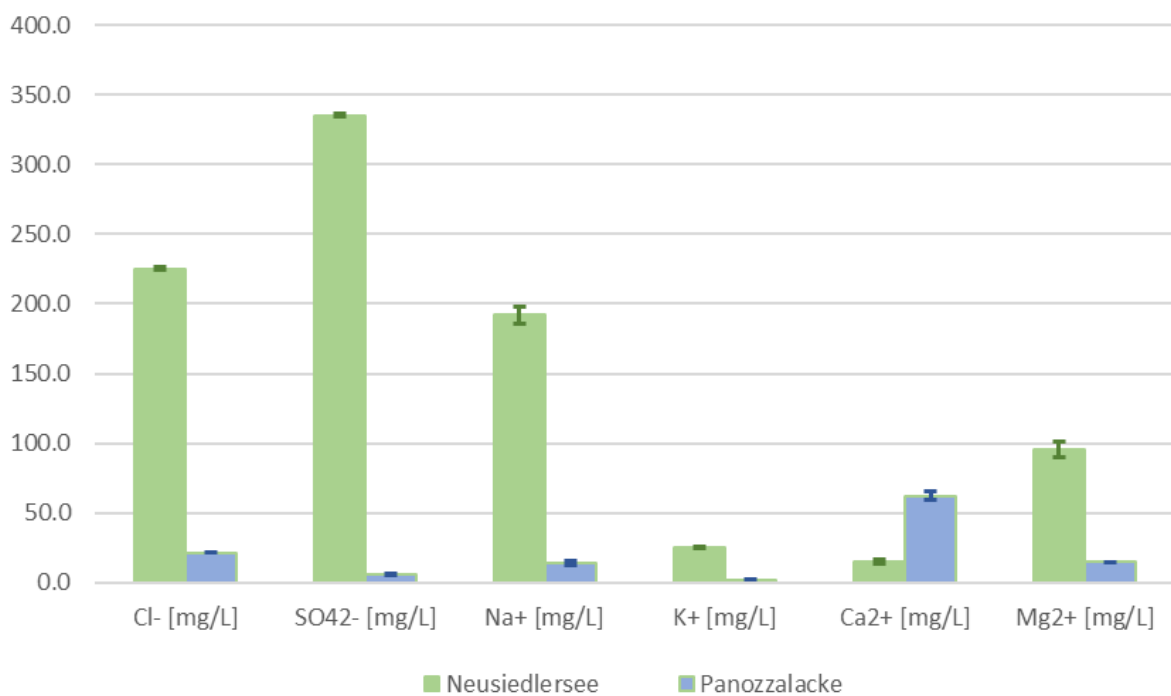


Abbildung 14: Mittlere Ionenkonzentrationen im Neusiedlersee (n=5) und der Panozzalacke (n=6), $\pm$ STABW

3.2.2. Vorversuch – Illmitz 2016 (11.7.2016 – 13.7.2016)

Der Vorversuch lief für insgesamt 25,5 Stunden, wobei insgesamt durchschnittlich $0,65 \pm 0,32 \text{ ng/h/m}^2$ an Quecksilber von dem Wasser aus den Mesokosmen an die Luft abgegeben wurden.

Die Temperatur wurde einmal täglich (8:00) gemessen und betrug zu Versuchsbeginn $25,4^\circ\text{C}$, am Ende $20,9^\circ\text{C}$.

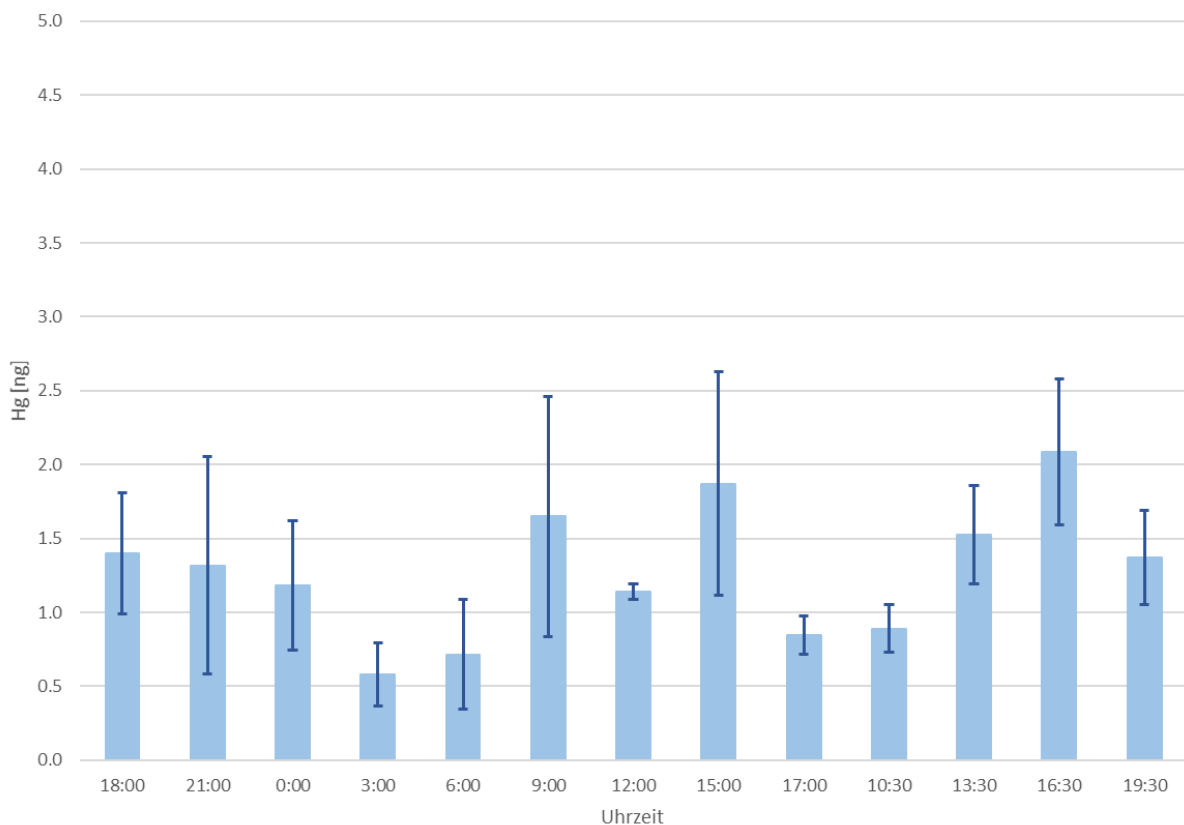


Abbildung 15: Mittlere Hg_g -Freisetzung $\pm$ STABW ($n=3$)

Der Vorversuch wurde nach 25,5 Stunden auf Grund schlechter Wetterbedingungen abgebrochen, allerdings ist ein Trend der vermehrten Quecksilberabgabe unter Tags zu erkennen.

3.2.3. Illmitz

Der Feldversuch in Illmitz lief von 8.– 12.5.2017 und ist in *Abbildung 24* dargestellt:

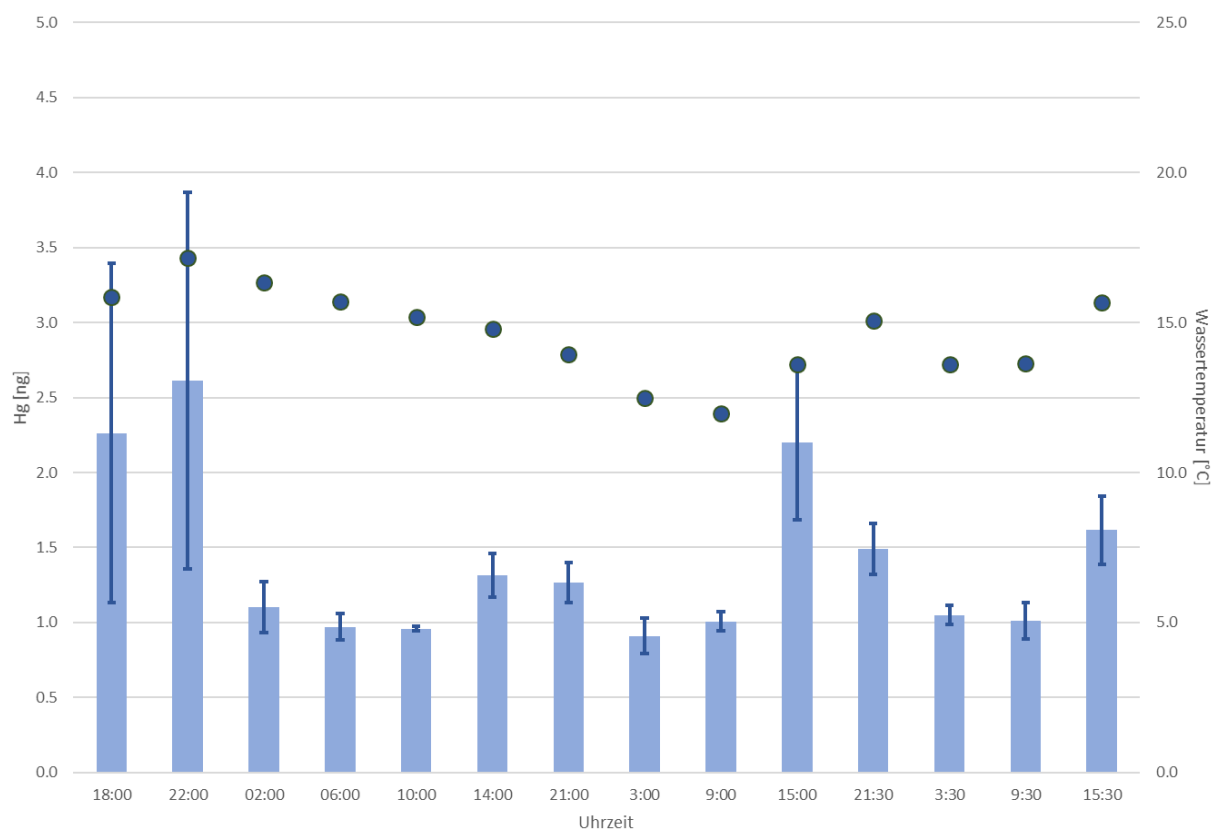


Abbildung 16: Mittlere Hg_g-Freisetzung ± STABW (n=3)

Die durchschnittliche Quecksilberfreisetzung innerhalb der Versuchsdauer von 72 Stunden beträgt $2,3 \pm 0,5 \text{ ng/h/m}^2$.

Neben dem Feldversuch wurde der Quecksilbergehalt der Luft für jeweils 8h gemessen, mit einer Durchflussgeschwindigkeit von 220L/h. In den gemessenen 24 Stunden wurden $2 \times 10^{-6} \text{ mg/m}^3$ Quecksilber aus der Luft am Goldnetzchen gefangen (*Tabelle 6*).

Tabelle 6: Hg_g in der Luft (Illmitz)

Uhrzeit	Messdauer (8h)	Hg (ng)
15:45 - 23:45	8	3.8
24:00 - 08:00	8	3.9
08:00 - 16:00	8	2.9

3.2.4. Panozzalacke

In *Abbildung 25* ist der Feldversuch in der Panozzalacke von 15.– 17.7.2017 abgebildet.

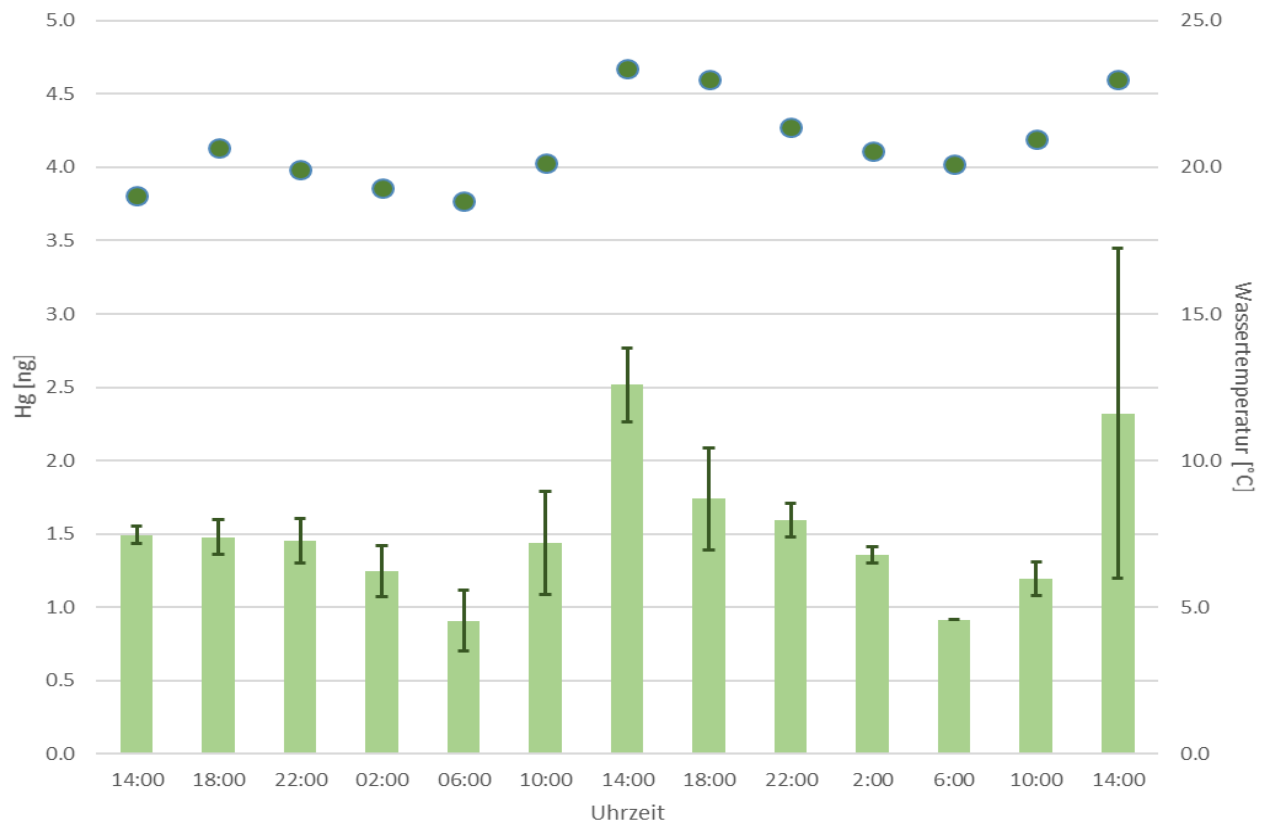


Abbildung 17: Quecksilberaustritt an die Luft in der Panozzalacke (n=3)

Die durchschnittliche Quecksilberfreisetzung innerhalb der Versuchsdauer von 48h beträgt $2,7 \pm 0,1 \text{ ng/h/m}^2$. Eine Korrelation der Temperatur und der Quecksilberfreisetzung ist zu erkennen. Innerhalb von 24 Stunden wurden $1,5 \times 10^{-6} \text{ mg/m}^3$ Quecksilber in der Luft gemessen (*Tabelle 7*).

Tabelle 7: Hg_g in der Luft (Panozzalacke)

Uhrzeit	Messdauer (8h)	Hg (ng)
13:30-21:30	8	1.5
15:50-23:50	8	3.8
8:00-16:00	8	2.9

3.2.5. Wassertemperatur und Quecksilberfreisetzung

In *Abbildung 26* ist die Wassertemperatur der beiden Gewässer gegen die Quecksilberfreisetzung an die Luft aufgetragen. In beiden Fällen ist ein linearer Zusammenhang zwischen Temperatur und Freisetzung des Quecksilbers aus der Wassersäule vorhanden. Umso höher die Wassertemperatur, desto mehr Quecksilber wird an die Luft freigesetzt.

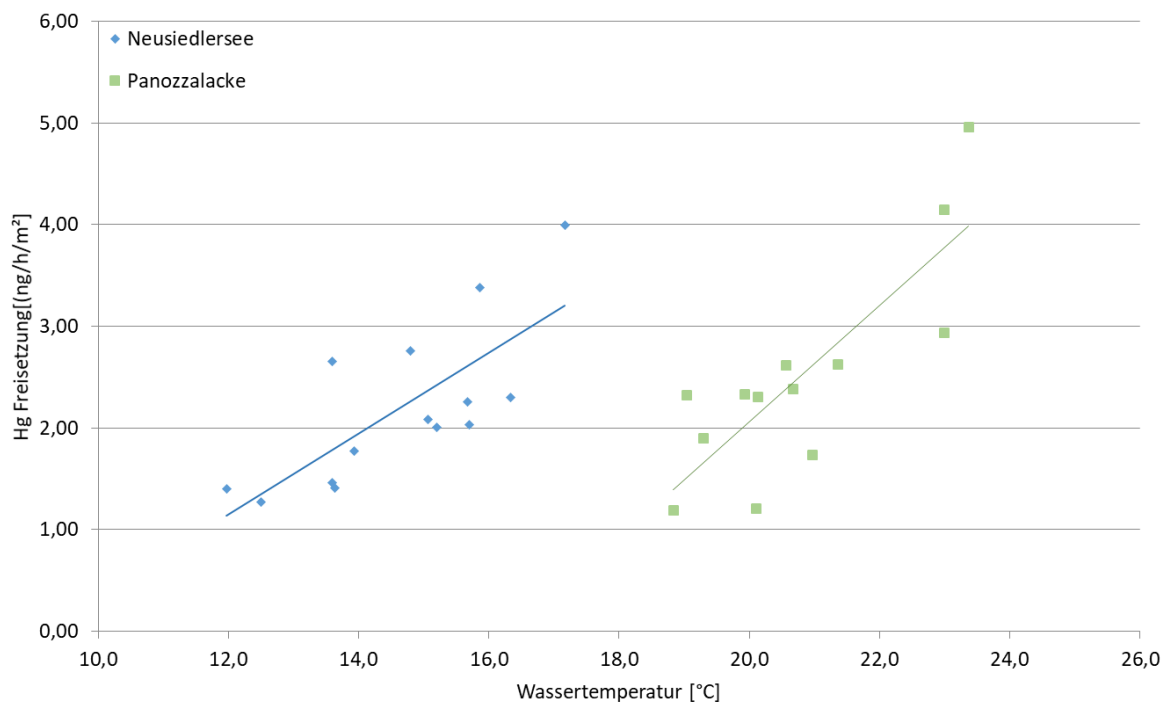


Abbildung 18: Zusammenhang der Wassertemperatur und der Quecksilberfreisetzung (n=4)

4. Diskussion

4.1. Vergleich der beiden natürlichen Gewässer – Neusiedlersee und Panozzalacke

Die beiden beprobten Gewässer unterscheiden sich einerseits in ihren Ionenkonzentrationen und der daraus resultierenden Leitfähigkeit, andererseits durch den Anteil an vorhandenem organischem Material.

Die Panozzalacke lässt sich mit diversen europäischen Seen vergleichen. Laut Nöges, 2009 weisen 1132 Seen unterschiedlicher Größe einen durchschnittlichen pH-Wert von $7,17 \pm 1,04$, sowie $7,22 \pm 5,91$ mg/L TOC auf. Dies ist den Messwerten der Panozzalacke sehr ähnlich und weist auf die durchschnittliche Beschaffenheit des Gewässers hin, was sie zu einem geeigneten Referenzwasserkörper macht.

Der Neusiedlersee ist als einziger Steppensee Mitteleuropas eine Besonderheit in vielerlei Hinsicht (Sailer, 2019). Der Neusiedlersee zeigt im Gegensatz zur Panozzalacke eine etwa drei- bis vierfach höhere Konzentrationen an organischem Kohlenstoff. Der Sulfatgehalt ist im Neusiedlersee ebenfalls um den Faktor 50 höher als in der Panozzalacke. Der hohe Gehalt an organischem Material und eine hohe Sulfatkonzentration können an einer veränderten Quecksilberverarbeitung im Neusiedlersee im Vergleich zur Panozzalacke beteiligt sein. Organisches Material kann Quecksilber binden und spielt somit eine wichtige Rolle in der Quecksilberverteilung und Verarbeitung. Sulfatreduzierende Bakterien reduzieren im Sediment unter anaeroben Bedingungen Quecksilber zu Methylquecksilber (Chakraborty, 2014). Compeau und Bartha diskutieren die Unabhängigkeit der Methylierungsraten von der vorliegenden Salinität, allerdings ist Sulfat der limitierende Faktor der Reduktion. In sulfatreichen Gewässern ist die Reduktion durch sulfatreduzierende Bakterien, bedingt durch die kontinuierliche Versorgung mit Sulfat, bis zu 12-mal so stark, da organisches Material und Photooxidation zusammen für die Umsetzung zu Methylquecksilber verantwortlich sind (Compeau, 1986).

4.2. Laborversuche

4.2.1. Probenahme

Die Entwicklung einer Methode zur Probenahme ungestörter Sedimentkerne und der Versuchsaufbau im Labor waren ein Ziel dieser Arbeit. Das Ziehen der Sedimentkerne aus den Gewässern gelingt mit der beschriebenen Methode gut, allerdings erweist es sich als schwierig Quatrupletts in gleicher Füllhöhe und Sedimentbeschaffenheit zu erreichen. Durch die unterschiedliche Sedimentbeschaffenheit und Trübe des Wassers, gerade im Neusiedlersee, ist die Probenahme geeigneter Sedimentkerne erschwert.

Die Wiederfindungsraten des zugesetzten Hg-Standards in den Mesokosmen unterscheiden sich je nach Versuchsbedingung und befinden sich im Bereich von 31,6 – 61,0%. Die Standardabweichung für die Wiederfindung ist teilweise sehr hoch, da die einzelnen Mesokosmen stark unterschiedlich waren. Zum einen könnte die Höhe des Sediments eine Rolle bei der Hg-Verteilung spielen. Allerdings wird im Tiefenprofil gezeigt, dass sich nach den ersten zwei Zentimetern keine deutlichen Unterschiede in der Quecksilberkonzentration zeigen lassen, was den Einfluss der Sedimenthöhe verringern könnte. Zum anderen kommt die unterschiedliche Beschaffenheit des Sediments als Störfaktor hinzu. Da die Sedimentcores unter Wasser entnommen wurden, war es nicht möglich eine Vorauswahl zu treffen. Eine Möglichkeit für weitere Versuche wäre es, Sediment der Probenahmestellen zu entnehmen, im Labor zu homogenisieren und gleichmäßig auf die Mesokosmen zu verteilen. Das Sediment wäre dann nicht mehr ungestört, allerdings könnten die einzelnen Mesokosmen untereinander besser verglichen werden.

4.2.2. Hg Abnahme in der Wassersäule

Über die Dauer von 3 bis 6 Stunden wurde die Abnahme der Quecksilberkonzentration in der Wassersäule unter unterschiedlichen Bedingungen beobachtet. In den Mesokosmen befüllt mit Neusiedlerseeproben konnte sowohl unter aeroben als auch unter anaeroben Bedingungen, verglichen mit der Panozzalacke, eine deutlich schnellere Abnahme der Hg_{aq} -Konzentration festgestellt werden. Innerhalb von 3 Stunden nach Zugabe des Quecksilberstandards ($5\mu\text{g/L}$) erreicht die Hg_{aq} -Konzentration im Wasser die Nachweisgrenze der Methode von $0,1\mu\text{g/L}$. Die Abnahme der Hg_{aq} -Konzentration im Wasser verläuft in den Mesokosmen der Panozzalacke langsamer, sodass auch 6 Stunden nach Zugabe der Standardlösung Messungen über der Nachweisgrenze möglich sind.

Bei einer Anreicherung von Quecksilber über sieben Tage stieg die Hg_{aq} -Konzentration in den Proben der Panozzalacke unter aeroben Bedingungen kontinuierlich an. In den anaeroben Proben der Panozzalacke sowie in den Proben des Neusiedlersees unter beiden Bedingungen blieb die Hg_{aq} -Konzentration annähernd konstant.

Die Ergebnisse bestätigen die in der Masterarbeit von Christian (2015) beobachtete schnellere Quecksilberabnahme in Wasserproben des Neusiedlersees. In *Abbildung 28* wird die Abnahme von Quecksilber in Wassersäulen mit und ohne Sediment unter aeroben und anaeroben Bedingungen verglichen (vgl. Christian, 2015).

Im Vergleich der Abnahme von Hg_{aq} mit und ohne Sediment ist eine schnellere Konzentrationsabnahme in den Proben mit Sedimenteinfluss zu erkennen. Im Vergleich von aeroben zu anaeroben Versuchsbedingungen wurden mit Sedimenteinfluss unter beiden Versuchsbedingungen geringere Hg_{aq} -Konzentrationen gemessen, ohne Sediment ist kein signifikanter Unterschied feststellbar (Christian, 2015).

Die schnellere Hg_{aq} -Abnahme könnte durch die höheren Konzentrationen an organischem Material bedingt sein, das Quecksilber durch Komplexbildung über Thiolgruppen binden könnte (Ravichandran, 2014). In mehreren Studien wurde der Einfluss von organischem Material auf den Quecksilberkreislauf in der Umwelt und in Gewässern diskutiert (Zhang, 2011). Organisches Material beeinflusst die Spezies, Löslichkeit, Mobilität und Toxizität von vorliegendem Quecksilber im aquatischen Milieu (Ravichandran, 2003). Die genauen Mechanismen bleiben jedoch noch unklar (Zhang, 2011).

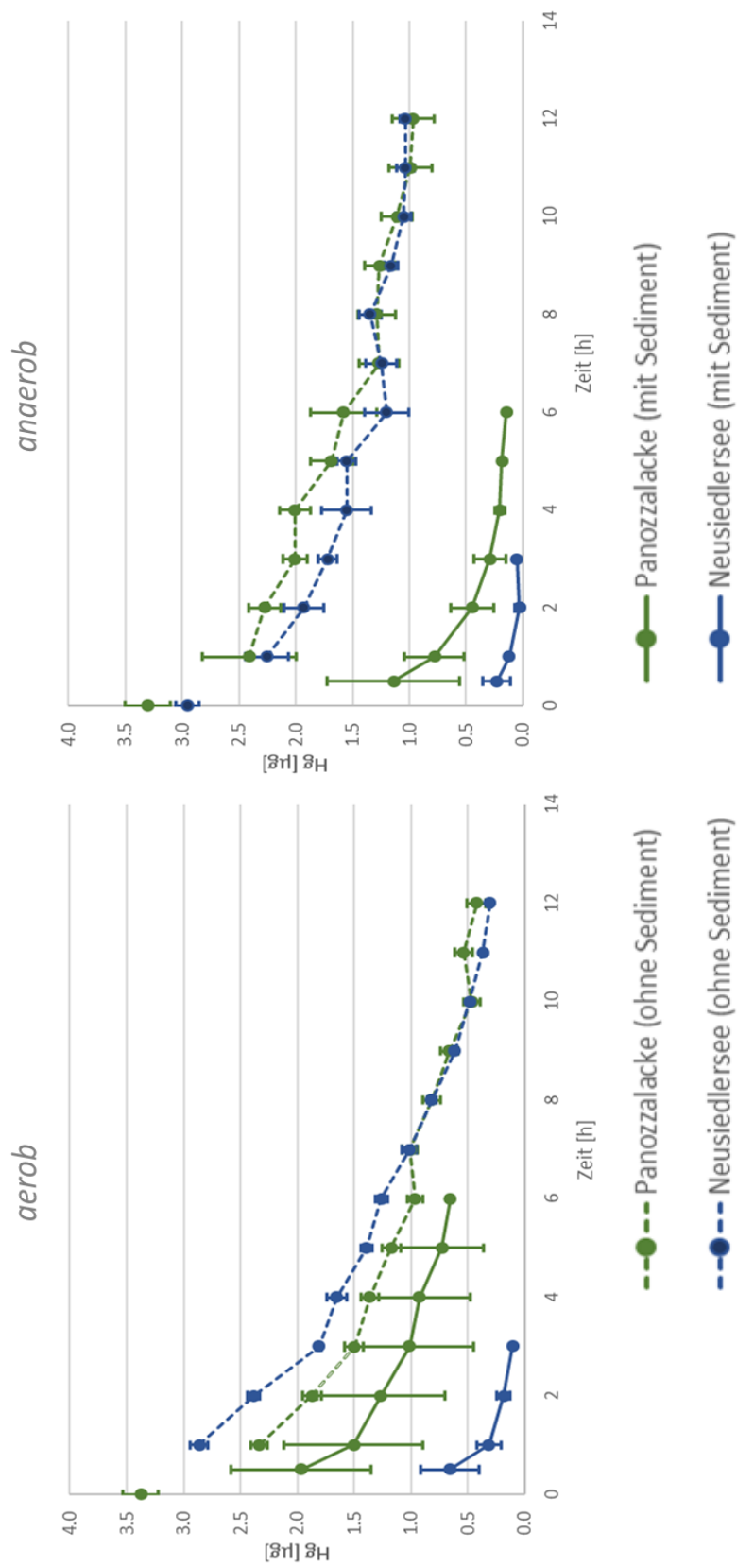


Abbildung 19: Mittlere Hg-Abnahme im Wasser unter anaeroben Bedingungen ($\pm$ STABW, $n=4$, vgl. Daten Christian, 2015)

4.2.3. Hg_g-Austritt an die Luft

Die Hg_g-Abgabe an die Luft lässt sich in direkten Zusammenhang mit der Versuchsdauer setzen. Am meisten Quecksilber entweicht aus den Mesokosmen mit den Proben des Neusiedlersees unter aeroben Bedingungen. Unter anaeroben Bedingungen tritt in beiden Gewässertypen tendenziell weniger Quecksilber aus der Wassersäule in die Luft aus. In *Tabelle 8* wird der Austritt an die Luft aus Mesokosmen mit und ohne Sediment verglichen:

Tabelle 8: Vergleich des prozentuellen Anteils des Hg_g in Laborversuchen mit und ohne Sediment (vgl. Daten aus Christian, 2015)

Austritt an die Luft [%]		
	ohne Sediment	mit Sediment
Neusiedlersee (aerob)	1,6 ± 0,5	0,72 ± 0,04
Neusiedlersee (anaerob)	0,1 ± 0,5	0,47 ± 0,01
Panozzalacke (aerob)	11,1 ± 3,6	0,50 ± 0,03
Panozzalacke (anaerob)	4,0 ± 2,1	0,28 ± 0,01

In den Mesokosmen ohne Sediment tritt deutlich mehr Hg_g aus der Wassersäule an die Luft. Sedimente agieren als Senken für Quecksilber, wobei die im Wasser vorhandenen Partikel durch Sedimentation für 50-90% des Quecksilbereintrags ins Sediment verantwortlich sind (Feyte, 2012).

Unabhängig vom Sedimenteinfluss tritt unter anaeroben Bedingungen weniger Hg_g aus der Wassersäule aus, als unter aeroben. Durch die UV-Strahlung unter aeroben Bedingungen könnte es zu Oxidation von Hg(II) zu Hg(0) kommen, welches wiederum aus der Wassersäule austreten kann (Kim, 2014).

In den Versuchen ohne Sedimenteinfluss tritt in den Mesokosmen der Panozzalacke, verglichen mit denen des Neusiedlersees, mehr Quecksilber an die Luft. In den Versuchen mit Sedimenteinfluss wird geringfügig mehr Hg_g in den Neusiedlerseeproben frei. Die Freisetzung von Hg_g an die Luft unter Sedimenteinfluss liegt allerdings in allen Versuchsbedingungen unter 1% des wiedergefundenen Quecksilberstandards.

4.2.4. partikulär gebundenes und im Sediment vorliegendes Hg_p

Die höheren Hg-Konzentrationen in den Sedimentproben der Panozzalacke im Vergleich zu denen des Neusiedlersees könnten durch die 4-fach höhere Konzentration an TOC im Neusiedlersee erklärt werden. Das organische Material könnte durch seine hohe Affinität zu Hg, den zugegebenen Standard abfangen (Ravichandran, 2014).

Nach 7 Zugaben wurde ein Tiefenprofil im Abstand von einem Zentimeter erstellt. Für die Mesokosmen des Neusiedlersees war ein eindeutiger Trend der Hg-Verteilung zu erkennen. Die höchste Konzentration ist an der Oberfläche zu finden, nach dem zweiten Zentimeter bleibt die Hg-Konzentration konstant. In den Mesokosmen der Panozzalacke schwankt die Konzentration in den unterschiedlichen Tiefen so stark, dass sich keine eindeutige Aussage treffen lässt.

In *Tabelle 8* wird der Vergleich des Anteils von partikulär gebundenem Hg_p in Versuchen mit und ohne Sedimenteinfluss gezeigt.

Tabelle 8: Vergleich des prozentuellen Anteils des partikulär gebundenen Hg in Laborversuchen mit und ohne Sediment (vgl. Daten aus Christian, 2015)

partikulär gebundenes Hg [%]		
	ohne Sediment	mit Sediment
Neusiedlersee (aerob)	94,3 ± 10,4	59,6 ± 1,0
Neusiedlersee (anaerob)	73,5 ± 51,4	44,3 ± 16,3
Panozzalacke (aerob)	62,6 ± 26,3	18,5 ± 0,6
Panozzalacke (anaerob)	58,8 ± 21,8	23,1 ± 4,1

In den Versuchen ohne Sediment bleibt der Großteil des wiedergefundenen Hg-Standards an den Partikeln, mit Sedimenteinfluss ein geringerer prozentueller Anteil. In beiden Fällen sind keine signifikanten Unterschiede von aeroben zu anaeroben Versuchsbedingungen feststellbar.

4.2.5. Sedimenteinfluss auf die Hg-Verteilung im Mesokomos

In der Masterarbeit von Christian (2015) wurde die Verteilung eines zugesetzten Hg-Standards auf die Kompartimente Wasser, Luft und Partikel untersucht. *Abbildung 27* zeigt die Verteilung [Christian, 2015]:

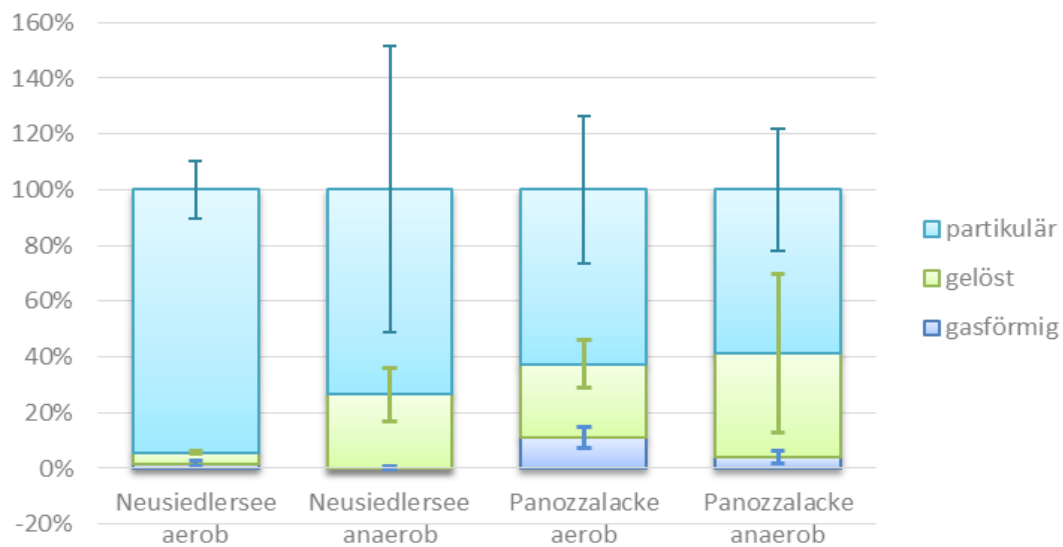


Abbildung 20: Mittlere Distribution des gemessenen Hg ($\pm$ STABW) [Christian, 2015]

Durch Versuche mit einem ungestörten Sedimentcore sollte der Einfluss des Sediments näher untersucht werden. Mit und ohne Sediment konnte der prozentuell höchste Anteil des wiedergefundenen Quecksilbers partikulär gebunden in den Proben aus dem Neusiedlersee gefunden werden. Im Gegensatz zu den Ergebnissen aus 2015 wurde unter Sedimenteinfluss bei allen Versuchsbedingungen nur unter 1% als Hg_g an die Luft abgegeben. Im Vergleich der Panozzalacke zum Neusiedlersees konnte eine unterschiedliche Hg-Verteilung bestätigt werden. In den Proben des Neusiedlersees wird unter beiden Versuchsbedingungen der Hauptteil des Quecksilbers partikulär gebunden vorgefunden, während es in der Panozzalacke im Sediment vorliegt. Dies lässt sich durch den vergleichsweise hohen TOC Gehalt von $17,4 \pm 6,8 \text{ mg/L}$ im Neusiedlersee erklären. In der Panozzalacke liegt die TOC Konzentration bei $3,7 \pm 0,3 \text{ mg/L}$, wodurch es deutlich weniger potenzielle Bindungsstellen für Quecksilber an organischem Material gibt (Chakraborty, 2014).

4.3. Feldversuche

4.3.1. Versuchsaufbau

Der Versuchsaufbau vor Ort gestaltet sich durch die Größe der Mesokosmen und das Arbeiten im Wasser als herausfordernd. Die wechselnden Wetterbedingungen machen die Messungen vor allem im Vorversuch teilweise nicht möglich. Mit Routine und unter guten Wetterbedingungen lassen sich die Mesokosmen allerdings im Rahmen von 1,5 Stunden im Wasser installieren.

4.3.2. Hg_g-Freisetzung aus natürlichen Gewässern

Die Freisetzung von Hg_g aus natürlichen Gewässern spielt eine große Rolle im globalen Hg-Zyklus. Zum einen wird durch vermehrte Freisetzung die Konzentration im Wasser verringert, zum anderen kann es so in andere Ökosysteme gelangen (Zhang, 2011).

In beiden Feldversuchen lässt sich eine direkte Korrelation der Hg_g-Freisetzung und der Wassertemperatur herstellen. Mit steigender Wassertemperatur steigt die Freisetzung aus der Wassersäule. Durch Sonneneinstrahlung bedingte Photooxidation führt zu vermehrter Bildung von Hg(0), welches aus der Wassersäule austreten kann, wobei der Einfluss der Sonne auf die Temperatur ebenfalls zur vermehrten Freisetzung führen kann (Selin, 2009).

Im Neusiedlersee konnte eine durchschnittliche Hg_g-Freisetzung von $2,3 \pm 0,5 \text{ ng/h/m}^2$ gemessen werden, in der Panozzalacke mit $2,7 \pm 0,1 \text{ ng/h/m}^2$.

Der höhere Hg_g-Austritt in der Panozzalacke könnte einerseits an den höheren Wassertemperaturen während des Versuchs liegen, andererseits impliziert die Studie von Kim (2014), dass die Photooxidation zu MeHg und somit die Hg(0) Produktion mit steigenden Chloridkonzentrationen sinken. Im Neusiedlersee liegt die Chloridionenkonzentration um den Faktor 10 höher als in der Panozzalacke, was diese These unterstützen würden.

Der Neusiedlersee weist einem DOC Gehalt von über 15mg/L eine 4-fach höhere Konzentration als die Panozzalacke auf. In einer Studie von Zhang (2011) wird der Einfluss von organischem Material aus einem Gewässer mit einer TOC Konzentration von 16mg/L untersucht, was dem

Neusiedlersee sehr ähnlich ist. Der Austritt von Hg_g aus der Wassersäule wird bei vorliegenden TOC Konzentrationen gehemmt (Zahng, 2011).

Im Rahmen der Feldversuche wurde der Hg-Gehalt in der Umgebungsluft rund um die Probenahmestellen gemessen. In Illmitz wurden $2 \times 10^{-6} \text{mg/m}^3$, rund um die Panozzalacke $1,5 \times 10^{-6} \text{mg/m}^3$ Quecksilber in der Luft gemessen. Der höhere Messwert im Gebiet des Neusiedlersees ist insofern interessant, da im Einzugsgebiet hauptsächlich Landwirtschaft betrieben wird, rund um die Panozzalacke Industriegebiet und Straßen in unmittelbarer Nähe zu finden sind. Die Messungen wurden für 24 Stunden durchgeführt und müssten für eine definitive Aussage über ein Kalenderjahr verteilt durchgeführt werden.

4.4. Conclusio

Sowohl die Mesokosmen für den Laborgebrauch, als auch die Mesokosmen für natürliche Gewässer ermöglichen die Untersuchung von ungestörten Sedimentkernen im Labormaßstab sowie am Feld. Um den Sedimenteinfluss auf die Quecksilberumsetzung genauer zu untersuchen, wäre das Homogenisieren und gleichmäßige Verteilen des Sediments auf die Mesokosmen ein neuer Ansatz, um gleichmäßigere Ergebnisse zu erzielen.

In Versuchen im Labormaßstab konnte eine unterschiedliche Quecksilberumsetzung in Proben des leicht alkalischen, salzreichen Neusiedlersees zu einem durchschnittlichen, europäischen Wasserkörper wie der Panozzalacke aufgezeigt werden. Die Anwesenheit von Sediment beschleunigt die Quecksilberabnahme im Wasser in beiden Wassertypen deutlich. Ein großer Teil des zugesetzten Quecksilbers konnte in den Proben des Neusiedlersees direkt an den Partikeln wiedergefunden werden, nur ein geringer Teil geht in die Luft. Im Sediment ist Quecksilber erst nach einigen Tagen in erhöhter Konzentration anzufinden, das Tiefenprofil lässt erkennen, dass sich das Schwermetall im Verlauf des Versuchs über sieben Tage sich hauptsächlich in den ersten Zentimetern ansammelt.

Wie in der Literatur öfter beschrieben kann sowohl die vermehrte Anwesenheit von DOC, als auch eine hohe Sulfationenkonzentration maßgeblich zu einer schnelleren Umsetzung von Quecksilber führen (Ravichandran, 2014; Johnson, 2015). Beide Punkte treten im Neusiedlersee ein, was einen veränderten Quecksilberhaushalt im Vergleich zu einem durchschnittlichen Gewässer wie der Panozzalacke nahelegt.

In Feldversuchen war eine positive Korrelation der Quecksilberfreisetzung an die Luft mit dem Anstieg der Temperatur zu erkennen. Um genaueren Einblick in die tatsächlich an der Umsetzung beteiligten Mechanismen zu bekommen, sind weitere Versuche nötig.

5. Anhang

5.1. Kurzfassung

Das ubiquitär vorhandene Schwermetall Quecksilber gelangte durch seine toxische Wirkung auf die Umwelt allgemeine Bekanntheit (Boening, 1999).

In der dieser Arbeit vorangegangenen Masterarbeit von Christian, 2015 wurde der Quecksilbermetabolismus in Proben des Neusiedlersees, dem salzreichen und in Mitteleuropa einzigartigen Steppensee im Osten Österreichs, und der Panozzalacke, einem durchschnittlichem Wasserkörper im 22. Wiener Gemeindebezirk verglichen. Durch zuvor entdeckte erhöhte Hg-Konzentrationen in Fischen des Neusiedlersees liegt in Zusammenhang mit der hohen Salinität und dem hohen Gehalt an organischem Material des Sees der Verdacht auf einen Hg-Hotspot nahe (Jirsa, 2014). In der Masterarbeit aus 2015 konnten je nach Gewässertyp und Versuchsbedingung (aerob vs. anaerob) Unterschiede in der Quecksilberverteilung auf Partikel, Wasser und Luft festgestellt werden. In dieser Arbeit wurde der Einfluss des Sediments auf die Hg-Verarbeitung in den unterschiedlichen Wasserkörpern in Laborversuchen untersucht. Weiters wurde ein Aufbau für einen Feldversuch zur Messung gasförmigen Quecksilbers, das aus den Gewässern austritt, etabliert. Alle Hg-Messungen erfolgen mittels CV-AAS.

Für die Laborversuche wurden Mesokosmen (Plexiglasröhren) verwendet, die die Untersuchung von ungestörten Sedimentkernen und Wassersäulen ermöglichen. Nach Zugabe eines Quecksilberstandards in die Wassersäule wurde die Verteilung des Quecksilbers auf Wasser, Partikel, Luft und das Sediment analysiert.

Die Abnahme von der Hg_{aq} -Konzentration wurde unter aeroben und anaeroben Bedingungen beobachtet. In den Proben des Neusiedlersees sank die Hg_{aq} -Konzentration nach 3 Stunden unter die Nachweisgrenze der Methode von $0,1\mu g/L$, während diese in den Proben der Panozzalacke unter anaeroben Bedingungen erst nach 6 Stunden erreicht wurde. Unter aeroben Bedingungen betrug die Konzentration nach 6 Stunden noch bei $0,7 \pm 0,4\mu g/L$. Die schnellere Abnahme der Hg_{aq} -Konzentration unter anaeroben Bedingungen bestätigt die Ergebnisse der vorangegangenen Masterarbeit von Christian, 2015. Werden die Abnahmegeschwindigkeiten der Versuche verglichen, ist ein deutlich schnellere Abnahme in

den Proben mit Sediment zu sehen. In den Proben des Neusiedlersees werden im Sediment unter aeroben Bedingungen $19,6 \pm 23,7\%$, unter anaeroben Bedingungen $10,8 \pm 23,7\%$ gefunden. Im Gegensatz dazu befinden sich unter aeroben Bedingungen $63 \pm 58,7\%$ Hg im Sediment der Panozzalacke, unter anaeroben Bedingungen sogar $65,6 \pm 57,5\%$. Partikulär gebunden wird im Neusiedlersee unter aeroben Bedingungen $59,6 \pm 1,0\%$ und $44,3 \pm 16,3\%$ unter anaeroben Bedingungen. In der Panozzalacke wurden unter aeroben Bedingungen $18,5 \pm 0,6\%$ und $23,1 \pm 4,1\%$ unter anaeroben Bedingungen an Partikel gebunden gemessen. In der Wassersäule verbleiben unter aeroben Bedingungen im Neusiedlersee $20,6 \pm 4,3\%$ und $44,5 \pm 13,3\%$ unter anaeroben Bedingungen. In der Panozzalacke konnten unter aeroben Bedingungen $17,5 \pm 6,4\%$ im Wasser analysiert werden, unter anaeroben Bedingungen waren es $11,1 \pm 1,8\%$. In die Luft werden bei allen Versuchsbedingungen unter 1% der wiedergefundenen Hg-Menge frei.

Die Hg Verteilung auf Sediment, Partikel, Wasser und Luft bestätigt ebenfalls die ersten Daten aus 2015. Ein Unterschied in der Verteilung im Vergleich vom Neusiedlersee zur Panozzalacke ist erkennbar. In den Proben des Neusiedlersees wird der Großteil des Hg partikulär gebunden wiedergefunden, währenddessen in den Proben der Panozzalacke im Sediment am meisten Hg gemessen werden kann. Dies kann durch die hohe Affinität von Hg gegenüber DOC bedingt sein (Ravichandran, 2003), da im Neusiedlersee mit $17,4 \pm 6,8\text{mg/L}$ deutlich mehr organisches Material vorliegt, als in der Panozzalacke mit $3,7 \pm 0,3\text{mg/L}$.

In Feldversuchen wurde die Messung von Hg_g -Freisetzung an die Luft mit Hilfe großer Mesokosmen, die direkt im Gewässer installiert wurden analysiert. Die durchschnittliche Quecksilberfreisetzung innerhalb der Versuchsdauer beträgt im Neusiedlersee $2,3 \pm 0,5\text{ng/h/m}^2$, in der Panozzalacke $2,7 \pm 0,1\text{ng/h/m}^2$. In beiden Fällen konnte eine positive Korrelation der Wassertemperatur mit der Hg_g -Freisetzung beobachtet werden.

Im Rahmen dieser Arbeit konnte eine veränderte Hg-Umsetzung im Vergleich zu einem Referenzgewässer bestätigt werden. Um Hochrechnungen auf die Hg-Freisetzung über den ganzen See zu geben, sind weitere Versuche an unterschiedlichen Stellen im See nötig, die auch den für den Neusiedlersee bekannten Schilfgürtel miteinbeziehen. Speziierungen könnten weiters Aufschluss über die Verarbeitung von Hg im See geben.

5.2. Abstract

Mercury, a liquid heavy metal, can be found all over the planet and gained high publicity due its major hazard to the environment (Boening, 1999).

In the master thesis of Christian written in 2015 the shallow steppe lake in the eastern region of Austria, Lake Neusiedl has been compared with the average freshwater body Panozzalacke in lab experiments regarding the mercury turnover in waterbodies with different salinities. Through previously determined high mercury levels in fish from Lake Neusiedl, the assumption of an alternated mercury metabolism due to the high salinity of the lake has been made (Jirsa, 2014). In the master thesis from 2015 differences in mercury distribution on particles, water and air as a function of water type and experiment conditions (aerobic vs. anaerobic) could be measured. In this thesis the impact of sediment on the mercury distribution in waterbodies with different salinity should be determined. In addition, an in-field method to measure gaseous mercury evaporating from water body should be evaluated. All measurements were conducted via CV-AAS.

For the lab experiments mesocosms (plexiglass tubes), which allow the sampling of undisturbed sediment cores have been used. A mercury standard solution was added to the water column and the distribution on water, particles, air and sediment has been measured.

The decrease of Hg_{aq} in the water column has been observed under aerobic and anaerobic conditions. In samples of Lake Neusiedl the Hg_{aq} concentration dropped under the methods detection limit of $0,1\mu g/L$ in 3 hours. The samples of Panozzalacke reached the limit under anaerobic conditions only after 6 hours. Under aerobic conditions the Hg_{aq} -concentration has been $0,7 \pm 0,4\mu g/L$ after 6 hours. The accelerated decrease of Hg_{aq} under anaerobic conditions confirms the results obtained in the preceding master thesis of Christian, 2015. In comparison of the decreasing rates samples with sediments exceed samples without sediment by far. Samples of Lake Neusiedl show $19,6 \pm 23,7\%$ of the retrieved Hg standard in sediments under aerobic conditions and $10,8 \pm 23,7\%$ under anaerobic conditions. In comparison to that $63 \pm 58,7\%$ can be found in samples of Panozzalacke under aerobic conditions and $65,6 \pm 57,5\%$ under anaerobic conditions. In samples of Lake Neusiedl $59,6 \pm 1,0\%$ is particle bound under

aerobic conditions, $44,3 \pm 16,3\%$ under anaerobic conditions. In samples of Panozzalacke $18,5 \pm 0,6\%$ could be found on particle under aerobic conditions, $23,1 \pm 4,1\%$ under anaerobic conditions. Under aerobic conditions $20,6 \pm 4,3\%$ of the retrieved mercury stays in the water column for Lake Neusiedl samples under aerobic conditions, under anaerobic conditions $44,5 \pm 13,3\%$. In samples of Panozzalacke $17,5 \pm 6,4\%$ could be retrieved in the water column under aerobic conditions, under anaerobic conditions $11,1 \pm 1,8\%$ has been measured. In all experiments under 1% of the retrieved mercury could be found as gaseous mercury emitted to air.

The mercury distribution to Sediment, Particle, Water and air confirm the first data of 2015. An alternated mercury metabolism can be found in comparison of Lake Neusiedl to Panozzalacke. In samples of Lake Neusiedl the main percentage of retrieved mercury can be found on particles, whereas most of the mercury is found in the sediment regarding the samples of Panozzalacke. This could be caused by the high affinity of mercury to organic matter (Ravichandran, 2003), as Lake Neusiedl shows with $17,4 \pm 6,8\text{mg/L}$ DOC far higher rates than the Panozzalacke with $3,7 \pm 0,3\text{mg/L}$.

In field experiments Hg_g release from the waterbodies has been measured with large scale mesocosms, which have been installed on site. The average mercury release has been $2,3 \pm 0,5\text{ng/h/m}^2$ in Lake Neusiedl and $2,7 \pm 0,1\text{ng/h/m}^2$ in Panozzalacke. On both sites a positive relationship for water temperature and Hg_g release could be seen.

During this thesis an altered mercury processing in comparison of the two waterbodies could be shown. To extinguish the total mercury release of the waterbody further experiments on different locations as well as in the reed belt of Lake Neusiedl would be needed. Specification of mercury species could lead to further understanding of the mercury cycle in Lake Neusiedl.

5.3. Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Der Neusiedlersee [Bilder via www.taubenkogel.at und www.voyage-gruppenreisen.de , abgerufen am 8.10.2019]	7
Abbildung 2: Der Quecksilberkreislauf in natürlichen Gewässern (nachempfunden Swartzendruber, 2017).....	11
Abbildung 3: Lage der Probenahmestellen am Neusiedlersee - Breitenbrunn und Illmitz [Bild via www.taubenkogel.at , abgerufen am 8.10.2019]	13
Abbildung 4: Probenahmestelle Panozzalacke, Wien [Bild via www.wien.gv.at , abgerufen am 8.10.2019]	14
Abbildung 5: Prinzip der Kaltdampfatomabsorptionsspektroskopie.....	17
Abbildung 6: Analyse von an Gold gebundenem Quecksilber	18
Abbildung 7: Vergleich der häufigsten Ionen des Neusiedlersees und der Panozzalacke ($\pm$ STABW, Neusiedlersee n=5, Panozzalacke n=4)	30
Abbildung 8: Quecksilberabnahme in der Wassersäule unter aeroben und anaeroben Bedingungen (n=4)	31
Abbildung 9: Hg-Konzentration in der Wassersäule im Verlauf von 7 Tagen mit täglicher Quecksilberzugabe unter aeroben und anaeroben Bedingungen (n=4)	32
Abbildung 10: Hg-Konzentration im Sediment nach 0, 2, 4 und 6 Zugaben einer definierten Menge Quecksilber unter aeroben und anaeroben Bedingungen (n=4).....	33
Abbildung 11: Quecksilber-Tiefenprofil nach Zugabe einer definierten Menge Quecksilber in die Wassersäule unter aeroben und anaeroben Bedingungen (n=4).....	35
Abbildung 12: Quecksilberaustritt an die Luft unter aeroben und anaeroben Bedingungen (n=4)	35
Abbildung 13: prozentuelle Hg-Verteilung auf Luft, Wasser, Partikel und Sediment unter aeroben und anaeroben Bedingungen (n=4)	36
Abbildung 14: Mittlere Ionenkonzentrationen im Neusiedlersee (n=5) und der Panozzalacke (n=6), $\pm$ STABW.....	39
Abbildung 15: Mittlere Hg _g -Freisetzung $\pm$ STABW (n=3).....	40
Abbildung 16: Mittlere Hg _g -Freisetzung $\pm$ STABW (n=3).....	41
Abbildung 17: Quecksilberaustritt an die Luft in der Panozzalacke (n=3)	42
Abbildung 18: Zusammenhang der Wassertemperatur und der Quecksilberfreisetzung (n=4) ..	43
Abbildung 19: Mittlere Hg-Abnahme im Wasser unter anaeroben Bedingungen ($\pm$ STABW, n=4, vgl. Daten Christian, 2015)	47
Abbildung 20: Mittlere Distribution des gemessenen Hg ($\pm$ STABW) [Christian, 2015]	50

5.4. Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Mittelwerte der Wasserparameter der zwei beprobten Gewässer ($\pm$ STABW, Neusiedlersee n=5, Panozzalacke n=4)	29
Tabelle 2: Hg-Konzentration im Sediment [$\mu\text{g/g}$] nach 7 Zugaben einer definierten Menge Quecksilber unter aeroben und anaeroben Bedingungen (n=4)	32
Tabelle 3: Hg-Tiefenprofil [$\mu\text{g/g}$] nach Zugabe einer definierten Menge Hg in die Wassersäule unter aeroben und anaeroben Bedingungen (n=4)	34
Tabelle 4: Mittlere Wiederfindungsraten unter unterschiedlichen Versuchsbedingungen ($\pm$ STABW, n=4)	37
Tabelle 5: Mittelwerte $\pm$ Standardabweichung gemessen während der Feldversuche (Illmitz n=5, Panozzalacke n=6)	38
Tabelle 6: Hg _g in der Luft (Illmitz)	41
Tabelle 7: Hg _g in der Luft (Panozzalacke)	42
Tabelle 8: Vergleich des prozentuellen Anteils des partikulär gebundenen Hg in Laborversuchen mit und ohne Sediment (vgl. Daten aus Christian, 2015)	49
Tabelle 9: Messwerte der allgemeinen Wasserparameter (Neusiedlersee)	64
Tabelle 10: Messwerte der Wasserparameter (Panozzalacke)	65
Tabelle 11: Messwerte der Hg-Konzentrationen nach Zugabe einer definierten Hg-Menge im Verlauf von 3h (Neusiedlersee, 25.3.2015)	66
Tabelle 12: Messwerte der Hg-Konzentrationen jeweils 24h nach Zugabe im Verlauf von 7 Tagen (Neusiedlersee, 25.3.2015)	66
Tabelle 13: Messwerte der Hg-Konzentrationen in Sedimenten unterschiedlicher Tiefe nach 7 Zugaben einer definierten Menge Hg unter aeroben Bedingungen (Neusiedlersee, 23.5.2016)	67
Tabelle 14: Messwerte der Hg-Konzentrationen in Sedimenten unterschiedlicher Tiefe nach 7 Zugaben einer definierten Menge Hg unter anaeroben Bedingungen (Neusiedlersee, 23.5.2016)	69
Tabelle 15: Messwerte der Hg-Konzentrationen im Wasser über 6 Stunden unter aeroben Bedingungen (Neusiedlersee, 28.6.2016)	71
Tabelle 16: Messwerte der Hg-Analysen in Wasser, an Partikeln und in der Luft nach Zugabe einer definierten Menge Hg unter aeroben Bedingungen (Neusiedlersee, 28.6.2016)	71
Tabelle 17: Messwerte der Hg-Konzentrationen im Wasser über 6 Stunden unter anaeroben Bedingungen (Neusiedlersee, 28.6.2016)	72
Tabelle 18: Messwerte der Hg-Analysen in Wasser, an Partikeln und in der Luft nach Zugabe einer definierten Menge Hg unter anaeroben Bedingungen (Neusiedlersee, 28.6.2016)	72
Tabelle 19: Messwerte der Hg-Abnahme im Wasser (Panozzalacke, 30.3.2016)	73
Tabelle 20: Messwerte der Hg-Konzentration jeweils 24h nach Zugabe einer definierten Menge Hg (Panozzalacke, 30.3.2016)	73
Tabelle 21: Messwerte der Hg-Konzentrationen in Sedimenten unterschiedlicher Tiefe nach 7 Zugaben einer definierten Menge Hg unter aeroben Bedingungen (Panozzalacke, 30.6.2016)	74

Tabelle 22: Messwerte der Hg-Konzentrationen in Sedimenten unterschiedlicher Tiefe nach 7 Zugaben einer definierten Menge Hg unter anaeroben Bedingungen (Panozzalacke, 30.6.2016)	75
Tabelle 23: Messwerte des Feldversuchs (Neusiedlersee, 11.7.2016)	76
Tabelle 24: Messwerte des Feldversuchs (Neusiedlersee, 13.7.2016)	76
Tabelle 25: Wasserparameter zu Versuchsbeginn und -ende (Neusiedlersee, 8.5.2017)	77
Tabelle 26: Messwerte Wasserparameter (Neusiedlersee)	78
Tabelle 27: Messergebnisse der Quecksilberkonzentration in der Luft (Illmitz)	78
Tabelle 28: Messergebnisse des Quecksilberaustritts an die Luft (Neusiedlersee, 8.5.2017)	79
Tabelle 29: Wasserparameter zu Versuchsbeginn und -ende (Panozzoalacke, 15.-16.5.2017)	80
Tabelle 30: Messwerte der Wasserparameter (Panozzalacke)	80
Tabelle 31: Messwerte des Quecksilberaustritts an die Luft (Panozzalacke 15.5.2017 - 16.5.2017)	81
Tabelle 32: Messwerte des Temperaturverlaufs während des Versuchs (Panozzalacke 15.5.2017-16.5.2017)	81
Tabelle 33: Messwerte der Hg-Abnahme im Wasser der Panozzalacke unter aeroben Bedingungen (19.5.15) [Christian, 2015]	82
Tabelle 34: Messwerte der Hg-Abnahme in Wasser der Panozzalacke unter anaeroben Bedingungen (8.6.15) [Christian, 2015]	83
Tabelle 35: Messwerte der Hg-Abnahme in Wasser der Panozzalacke unter aeroben Bedingungen (19.8.15) [Christian, 2015]	83
Tabelle 36: Messwerte der Hg-Abnahme in Wasser der Panozzalacke unter anaeroben Bedingungen (26.8.15) [Christian, 2015]	84
Tabelle 37: Messwerte der Hg-Abnahme in Wasser aus dem Neusiedlersee unter anaeroben Bedingungen (29.6.15) [Christian, 2015]	84
Tabelle 38: Messwerte der Hg-Abnahme in Wasser aus dem Neusiedlersee unter aeroben Bedingungen (2.7.15) [Christian, 2015]	85
Tabelle 39: Messwerte der Hg-Abnahme im Wasser aus dem Neusiedlersee unter aeroben Bedingungen (24.7.15) [Christian, 2015]	85
Tabelle 40: Messwerte der Hg-Abnahme aus dem Neusiedlersee unter anaeroben Bedingungen (28.7.15) [Christian, 2015]	86

5.5. Literaturverzeichnis

Beaty, R. D., Kerber, J. D.: Concepts, instrumentation and techniques in atomic absorption spectrophotometry, Page 27, Perkin-Elmer, 1978.

Biester, H., Nehrke, G.: Quantification of mercury in soils and sediments—acid digestion versus pyrolysis. *Fresenius' journal of analytical chemistry*, 358(3), 446-452, 1997.

Binder, H.: Lexikon der chemischen Elemente. Hirzel, 1999.

Boening D. W.: Ecological Effects, Transport, and Fate of Mercury: a General Review. *Chemosphere* 40, S. 1335-1351, 2000.

Bundesamt für Wasserwirtschaft: Atlas der natürlichen Seen Österreichs mit einer Fläche über $\geq 50\text{m}^2$. Institut für Wassergüte, Wien, 2008.

Bundesministerium für Wasser- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMWFUW): Wassergütebericht in Österreich, Jahresbericht 2004. 2005.

Chakraborty, P., Sarkar, A., Vudamala, K., Naik, R., & Nath, B. N.: Organic matter—a key factor in controlling mercury distribution in estuarine sediment. *Marine Chemistry*, 173, 302-309, 2015.

Chakraborty, P., Vudamala, K., Coulibaly, M., Ramteke, D., Chennuri, K., & Lean, D.: Reduction of mercury (II) by humic substances—influence of pH, salinity of aquatic system. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(14), 10529-10538, 2015.

Christian C.: Quecksilberumsetzung in verschiedenen Gewässertypen, Masterarbeit, Universität Wien, 2015.

Compeau, G. C.; Bartha, R.: Effect of salinity on mercury-methylating activity of sulfate-reducing bacteria in estuarine sediments. *Appl. Environ. Microbiol.*, 53. Jg., Nr. 2, S. 261-265, 1987.

Engstrom, D.: Fish respond when the Mercury rises. *PNAS* 104 (42), S. 16394-16395, 2007.

Feyte, S., Gobeil, C., Tessier, A., & Cossa, D.: Mercury dynamics in lake sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 82, 92-112, 2012.

Jirsa F., Pirker D., Krachler R., Keppler B.: Total Mercury in Sediments, Macrophytes, and Fish from a Shallow Steppe Lake in Eastern Austria. *Chemistry & Biodiversity*, Vol. 11, S.1263-1275, 2014.

Johnson, W. P., Swanson, N., Black, B., Rudd, A., Carling, G., Fernandez, D. P., Marvin-DiPasquale, M.: Total-and methyl-mercury concentrations and methylation rates across the freshwater to hypersaline continuum of the Great Salt Lake, Utah, USA. *Science of the Total Environment*, 511, 489-500, 2015.

Kaim W., Schwederski B.: Bioanorganische Chemie. Zur Funktion chemischer Elemente in Lebensprozessen. Teubner Studienbücher Chemie, 4. Auflage, 2005.

Kim, M. K., Won, A. Y., & Zoh, K. D.: The production of dissolved gaseous mercury from methylmercury photodegradation at different salinity. *Desalination and Water Treatment*, 57(2), 610-619, 2016.

Lasorsa B., Gill G., Horvat M.: Analytical Methods for Measuring Mercury in Water, Sediment, and Biota. *Mercury in the Environment: Pattern and Process*. University of California Press, Kapitel 3, 2012.

Liang L., Bloom, N.: Determination of Total Mercury by Single-Stage Gold Amalgamation with Cold Vapour Atomic Spectrometric Detection, *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, Vol. 8, S. 591-594, 1993.

Löffler, H.: Der Neusiedlersee - Naturgeschichte eines Steppensees. 1. Auflage, Verlag Fritz Molden, 1974.

Löffler, H.: Neusiedlersee – The limnology of a shallow lake in central Europe. *Monographiae Biologicae* Volume 37, Dr. W. Junk bv Publishers, 1979.

Mitchell, C. P., Branfireun, B. A., & Kolka, R. K.: Assessing sulfate and carbon controls on net methylmercury production in peatlands: An in situ mesocosm approach. *Applied Geochemistry*, 23(3), 503-518, 2008.

O'Driscoll N. J., et al.: Mercury photoreduction and photooxidation in lakes: Effects of filtration and dissolved organic carbon concentration. *Journal of Environmental Sciences*, 68. Jg., S. 151-159, 2018.

Pirker, D.: Quecksilber im Neusiedlersee, Diplomarbeit, Universität Wien, 2012.

Poulain, A. J., Orihel, D. M., Amyot, M., Paterson, M. J., Hintelmann, H., & Southworth, G. R.: Relationship between the loading rate of inorganic mercury to aquatic ecosystems and dissolved gaseous mercury production and evasion. *Chemosphere*, 65(11), 2199-2207, 2006.

Ravichandran, M.: Interactions between Mercury and Dissolved Organic Matter – a Review. *Chemosphere* 55, S. 319-331, 2004.

Schroeder W. H., Munthe J.: Atmospheric Mercury – an Overview. *Atmospheric Environment* Vol. 32, No. 5, 1998, S. 809-822

Sailer, C. L., & Maracek, K.: Der Neusiedler See–ein Überblick. *Österreichische Wasser-und Abfallwirtschaft*, 1-11, 2019.

Swartzendruber P., Jaffe D.: Sources and Transport. *Mercury in the Environment: Pattern and Process*. University of California Press, Kapitel 1, 2012.

Selin, N.: Global Biogeochemical Cycling of Mercury: A Review. *The Annual Review of Environment and Resources*, 34:43-63, 2009.

Vazquez, M. J., Carro, A. M., Lorenzo, R. A., & Cela, R.: Optimization of methylmercury microwave-assisted extraction from aquatic sediments. *Analytical Chemistry*, 69(2), 221-225, 1997.

UNEP: Global Mercury Assessment. Sources. Emissions, Releases and Environmental Transport, UNEP Chemicals Branch, Geneva, Switzerland, 2013.

Waidbacher H.: Aktualisierung der Fischereivierflächen im Wiener Teil des Nationalparks Donau-Auen. Universität für Bodenkultur. 1999

Wetzel R.G., Likens G.E.: *Limnological Analysis*. 3. Auflage, Springer-Verlag, New York, 2000.

Wolfram, G., Hainz, R., Hintermaier, S., Kum, G., Riedler, P., Zessner, M., Herzig, A.: Eintragspfade, Umsetzungsprozesse und Langzeitveränderungen von Nährstoffen im Neusiedler See. *Österreichische Wasser-und Abfallwirtschaft*, 1-14, 2019.

Zhang, Y., Chen, X., Yang, Y., Wang, D., & Liu, X.: Effect of dissolved organic matter on mercury release from water body. *Journal of Environmental Sciences*, 23(6), 912-917, 2011.

Ich habe mich bemüht, sämtliche Inhaber der Bildrechte ausfindig zu machen und ihre Zustimmung zur Verwendung der Bilder in dieser Arbeit eingeholt. Sollte dennoch eine Urheberrechtsverletzung bekannt werden, ersuche ich um Meldung bei mir.

5.6. Messergebnisse

5.6.1. Laborversuche

Tabelle 9: Messwerte der allgemeinen Wasserparameter (Neusiedlersee)

	9.7.2016	23.5.2016			28.6.2016
		1	2	3	
T [°C]	21.7	20.2	20.6	20.9	23.4
pH	8.37	8.48	8.3	8.41	7.78
LF [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	2120	1682	1760	1694	1824
O ₂ [mg/L]	6.9	10.3	10.6	10.5	-
TOC [mg/L]	36.3	15.7	13.1	10.5	18.3
DOC [mg/L]	27.5	13.3	12.5	12.1	21.4
TN [mg/L]	2.49	0.915	0.935	0.78	1.2
TM [mg/L]	1.33	1.08			1.0788
DM [mg/L]	1.26	1.05			1.0676
TSM [mg/L]	0.07	0.03			0.0112
NH ₄ ⁺ [mg/L]	0.04	0.034	0.03	0.02	0.045
NO ₂ ⁻ [mg/L]	< 0,02	< 0,02	0.027	< 0,02	0.063
NO ₃ ⁻ [mg/L]	5.4	5.8	< 1,0	6	< 1,0
PO ₄ ³⁻ [mg/L]	< 0,06	< 0,06	< 0,06	< 0,06	< 0,06
Cl ⁻ [mg/L]	202	102	90	92	158
SO ₄ ²⁻ [mg/L]	389	416	361	370	324
Na ⁺ [mg/L]	152	191	171	173	178
K ⁺ [mg/L]	24	24	22	22	22
Ca ²⁺ [mg/L]	29	22	29	30	33
Mg ²⁺ [mg/L]	91	111	122	123	119
SBV	5.2	8.7			9.9

Tabelle 10: Messwerte der Wasserparameter (Panozzalacke)

	30.3.2016			5.6.2016
T [°C]	12.0			16.6
pH	8.1			7.7
LF [µS/cm]	471			487
O ₂ [mg/L]	-			12.7
TOC [mg/L]	3.4	3.3	3.7	3.7
DOC [mg/L]	3.4	3.5	3.6	4.1
TN [mg/L]	3.7	1.8	3.6	0.3
TM [mg/L]	0.252			0.3
DM [mg/L]	0.250			0.3
TSM [mg/L]	0.002			0.0
NH ₄ ⁺ [mg/L]	< 0,01	0.02	< 0,01	< 0,01
NO ₂ ⁻ [mg/L]	< 0,02			< 0,02
NO ₃ ⁻ [mg/L]	3.8	5.1	< 1	< 1
PO ₄ ³⁻ [mg/L]	< 0,03			< 0,06
Cl ⁻ [mg/L]	9.7	9.3	8.3	21.0
SO ₄ ²⁻ [mg/L]	6.6	6.3	7.0	8.8
Na ⁺ [mg/L]	10.1	9.8	10.5	13.3
K ⁺ [mg/L]	2.8	2.9	2.9	2.7
Ca ²⁺ [mg/L]	74.1	69.0	65.2	71.7
Mg ²⁺ [mg/L]	16.3	16.5	16.4	14.1
SBV	4.2	4.2	4.3	4.2

Tabelle 11: Messwerte der Hg-Konzentrationen nach Zugabe einer definierten Hg-Menge im Verlauf von 3h (Neusiedlersee, 25.3.2015)

Wasser [µg/L]	aerob				anaerob			
Zeit [h]	1	2	3	4	1	2	3	4
0,5	0,5806	0,0446	0,9683	1,0460	0,0411	0,0629	0,0711	0,7399
1	0,1543	0,0351	0,5242	0,5357	0,2957	0,0437	0,0377	0,1179
2	0,1060	0,0824	0,2891	0,2508	0,0232	0,0244	0,0141	0,0628
3	0,0565	0,0815	0,1022	0,1915	0,0179	0,0211	0,0821	0,0886

Tabelle 12: Messerwerte der Hg-Konzentrationen jeweils 24h nach Zugabe im Verlauf von 7 Tagen (Neusiedlersee, 25.3.2015)

Wasser [µg/L]	aerob				anaerob			
Hg-Zugaben	1	2	3	4	1	2	3	4
1	0,0157	0,0031	0,019	0,043	0,0347	-0,0005	-0,0021	0,0113
2	0,0235	0,01234	0,0125	0,0266	0,0293	0,0028	0,015	0,0116
3	0,0352	0,005	0,0286	0,0335	0,0043	0,0161	0,0555	0,0083
4	0,0432	0,0136	0,0261	0,0185	0,0017	0,0055	0,0081	0,382
5	0,0434	0,001	-0,0177	-0,006	-0,0247	-0,008	-0,0237	-0,0263
6	0,023	0,02	0,0117	0,0142	0,0069	0,004	0,0529	0,4465
7	0,4939	1,4595	0,9756	0,7569	0,9434	0,4069	0,4065	0,1701

Tabelle 13: Messwerte der Hg-Konzentrationen in Sedimenten unterschiedlicher Tiefe nach 7 Zugaben einer definierten Menge Hg unter aeroben Bedingungen (Neusiedlersee, 23.5.2016)

aerob				
	Einwaage [g]	Konzentration [$\mu\text{g/L}$]	Volumen [mL]	Konzentration [$\mu\text{g/g}$]
1.0	0,4863	2,007	15	0,06
2.0	0,541	2,245	15	0,06
3.0	0,5025	2,082	15	0,06
4.0	0,5234	2,005	15	0,06
1.1	0,5635	3,461	15	0,09
2.1	0,5533	3,332	15	0,09
3.1	0,5095	4,002	15	0,12
4.1	0,565	9,313	15	0,25
1.2	0,4865	2,415	15	0,07
2.2	0,5212	5,721	15	0,16
3.2	0,5751	3,945	15	0,10
4.2	0,5705	7,77	15	0,20
1.3	0,5271	2,227	15	0,06
2.3	0,6285	9,05	15	0,22
3.3	0,5053	9,116	15	0,27
4.3	0,5293	2,913	20	0,11
1A-10	0,491	1,716	15	0,05
1A-9	0,5073	1,905	15	0,06
1A-8	0,5135	1,915	15	0,06
1A-7	0,497	1,831	15	0,06
1A-6	0,5485	2,014	15	0,06
1A-5	0,5346	2,056	15	0,06
1A-4	0,5173	1,87	15	0,05
1A-3	0,504	1,841	15	0,05
1A-2	0,3655	1,369	15	0,06
1A-1	0,507	4,446	15	0,13
1B-9	0,5315	1,969	15	0,06
1B-8	-	-	-	-
1B-7	0,5948	2,073	15	0,05
1B-6	0,6936	2,465	15	0,05
1B-5	0,5264	1,895	15	0,05
1B-4	0,5409	1,889	15	0,05
1B-3	0,5083	1,562	20	0,06
1B-2	0,5534	5,666	15	0,15
1B-1	0,5746	13,6	15	0,36
2A-8	0,5881		15	0,00
2A-7	0,5763	1,996	15	0,05
2A-6	0,6163	2,019	15	0,05
2A-5	0,5117	1,579	15	0,05
2A-4	0,5793	1,893	15	0,05
2A-3	-	-	-	-
2A-2	0,4909	1,724	15	0,05
2A-1	0,6322	14,72	15	0,35
2B-10	0,5305	2,233	15	0,06

2B-9	0,5455	2,249	15	0,06
2B-8	0,6673	2,641	15	0,06
2B-7	0,5138	1,961	15	0,06
2B-6	0,5856	2,384	15	0,06
2B-5	0,4921	1,943	15	0,06
2B-4	0,628	2,566	15	0,06
2B-3	0,5028	1,903	15	0,06
2B-2	0,4458	1,846	15	0,06
2B-1	0,6284	57,96	15	1,38
3A-6	0,4597	2,028	15	0,07
3A-5	0,5424	2,216	15	0,06
3A-4	0,4931	3,421	15	0,10
3A-3	0,5292	3,632	15	0,10
3A-2	-	-	-	-
3A-1	0,4936	43,25	15	1,31
3B-6	0,644	3,566	15	0,08
3B-5	0,493	3,523	15	0,11
3B-4	0,5183	2,27	15	0,07
3B-3	0,5018	6,704	15	0,20
3B-2	0,4787	24,9	15	0,78
3B-1	0,483	29,51	15	0,92
4A-10	0,533	2,158	15	0,06
4A-9	0,585	2,409	15	0,06
4A-8	0,661	2,694	15	0,06
4A-7	0,553	2,202	15	0,06
4A-6	0,71	2,851	15	0,06
4A-5	0,563	2,284	15	0,06
4A-4	0,523	2,001	15	0,06
4A-3	0,503	1,844	15	0,05
4A-2	0,533	2,066	15	0,06
4A-1	0,591	17,36	15	0,44
4B-9	0,5279	1,939	15	0,06
4B-8	0,536	1,909	15	0,05
4B-7	0,5114	1,83	15	0,05
4B-6	0,5236	1,822	15	0,05
4B-5	0,5805	1,953	15	0,05
4B-4	0,5796	1,872	15	0,05
4B-3	0,5927	4,971	15	0,13
4B-2	0,5648	5,196	15	0,14
4B-1	0,5015	20,265	15	0,61

Tabelle 14: Messwerte der Hg-Konzentrationen in Sedimenten unterschiedlicher Tiefe nach 7 Zugaben einer definierten Menge Hg unter anaeroben Bedingungen (Neusiedlersee, 23.5.2016)

anaerob				
	Einwaage [g]	Konzentration [$\mu\text{g/L}$]	Volumen [mL]	Konzentration [$\mu\text{g/g}$]
1.0	0,5382	1,888	15	0,05
2.0	0,6879	2,4	15	0,05
3.0	0,5107	1,885	15	0,06
4.0	0,6325	2,121	15	0,05
1.1	0,5045	1,863	15	0,06
2.1	0,6675	4,996	15	0,11
3.1	0,5307	4,172	15	0,12
4.1	0,6197	3,9	15	0,09
1.2	0,5278	7,218	15	0,21
2.2	0,511	3,37	15	0,10
3.2	0,5362	4,472	15	0,13
4.2	0,6399	4,97	15	0,12
1.3	0,5882	5,889	15	0,15
2.3	0,5762	6,012	15	0,16
3.3	0,604	2,718	15	0,07
4.3	0,6055	4,928	20	0,16
1A-7	0,6785	2,458	15	0,05
1A-6	0,5094	1,81	15	0,05
1A-5	0,5475	1,825	15	0,05
1A-4	0,5706	1,68	15	0,04
1A-3	0,5089	1,662	15	0,05
1A-2	0,5045	1,753	15	0,05
1A-1	0,4407	1,447	20	0,07
1B-9	0,5157	1,995	15	0,06
1B-8	0,5581	2,05	15	0,06
1B-7	0,5218	1,756	15	0,05
1B-6	0,5284	2,913	15	0,08
1B-5	0,5606	2,109	15	0,06
1B-4	0,4978	1,883	15	0,06
1B-3	0,519	2,943	15	0,09
1B-2	0,3991	3,359	15	0,13
1B-1	0,4188	24,297	15	0,87
2A-10	0,5511	2,026	15	0,06
2A-9	0,6055	2,153	15	0,05
2A-8	0,4902	1,578	15	0,05
2A-7	0,4989	1,852	15	0,06
2A-6	0,4982	1,788	15	0,05
2A-5	0,5588	1,912	15	0,05
2A-4	0,5272	1,31	20	0,05
2A-3	0,5	1,848	15	0,06
2A-2	0,5066	2,472	15	0,07
2A-1	0,4941	6,694	15	0,20
2B-10	0,6311	2,51	15	0,06
2B-9	0,4992	2,021	15	0,06

2B-8	0,5517	2,222	15	0,06
2B-7	0,5162	1,934	15	0,06
2B-6	0,5268	2,023	15	0,06
2B-5	0,6173	2,225	15	0,05
2B-4	0,5203	2,217	15	0,06
2B-3	0,6038	1,95	15	0,05
2B-2	0,5087	3,225	15	0,10
2B-1	0,3093	19,59	15	0,95
3A-9	0,6404	2,621	15	0,06
3A-8	0,5549	2,286	15	0,06
3A-7	0,5649	2,26	15	0,06
3A-6	0,552	2,108	15	0,06
3A-5	0,537	1,993	15	0,06
3A-4	0,5524	2,14	15	0,06
3A-3	0,5376	2,016	15	0,06
3A-2	0,5501	2,607	15	0,07
3A-1	0,5213	10,07	15	0,29
3B-10	0,5412	2,533	15	0,07
3B-9	0,5278	2,256	15	0,06
3B-8	0,5096	2,288	15	0,07
3B-7	0,535	2,337	15	0,07
3B-6	0,516	2,183	15	0,06
3B-5	0,5133	2,251	15	0,07
3B-4	0,5325	2,212	15	0,06
3B-3	0,538	2,263	15	0,06
3B-2	0,4868	4,351	15	0,13
3B-1	0,5312	23,83	15	0,67
4A-10	0,6015	2,762	15	0,07
4A-9	0,6017	2,714	15	0,07
4A-8	0,5153	2,358	15	0,07
4A-7	0,523	2,365	15	0,07
4A-6	0,3821	1,689	15	0,07
4A-5	0,6368	2,021	15	0,05
4A-4	0,5514	1,776	15	0,05
4A-3	0,5158	1,74	15	0,05
4A-2	0,3979	1,42	15	0,05
4A-1	0,5415	31,74	15	0,88
4B-10	0,497	1,503	15	0,05
4B-9	0,6595	1,955	15	0,04
4B-8	0,563	1,665	15	0,04
4B-7	0,5377	1,612	15	0,04
4B-6	0,57	1,612	15	0,04
4B-5	0,5115	1,46	15	0,04
4B-4	0,565	1,577	15	0,04
4B-3	0,633	1,254	15	0,03
4B-2	0,3542	13,91	15	0,59
4B-1	0,6827	2,162	15	0,05

Tabelle 15: Messwerte der Hg-Konzentrationen im Wasser über 6 Stunden unter aeroben Bedingungen (Neusiedlersee, 28.6.2016)

Absorbance				
Zeit [h]	1	2	3	4
1	0,3271	0,3864	0,5318	0,0826
2	0,2933	0,3096	0,3759	0,0311
3	0,2181	0,2502	0,3019	0,031
4	0,1832	0,2163	0,2895	0,057
5	0,1729	0,1536	0,1805	0,0183
6	0,0801		0,0996	0,0106

Gehalt [µg]					
1	2	3	4	Mittelwert	Standardabw.
0,009	0,010	0,013	0,004	0,009	0,004
0,008	0,009	0,010	0,003	0,008	0,003
0,007	0,008	0,009	0,003	0,007	0,002
0,006	0,007	0,008	0,004	0,006	0,002
0,006	0,006	0,006	0,003	0,005	0,001
0,004	0,003	0,005	0,003	0,004	0,001

Tabelle 16: Messwerte der Hg-Analysen in Wasser, an Partikeln und in der Luft nach Zugabe einer definierten Menge Hg unter aeroben Bedingungen (Neusiedlersee, 28.6.2016)

Wasser nach 6h	Hg [µg/L]	Volumen [L]	Hg [µg]	pro Liter/ 5µg
1	0,4252	2,8	1,2	14
2	0,4099	2,8	1,1	14
3	0,4728	2,8	1,3	14
4	0,3002	2,6	0,8	13
Filter (0,5L)	Konzentration [µg/L]	Volumen [mL]	µg am Filter	µg im Mesokosmos
1	31,47	15	0,5	2,55
2	36,43	15	0,5	3,39
3	39,39	15	0,6	3,19
4	38,84	15	0,6	3,61
Sediment	Eiwaage [g]	Konzentration [µg/L]	Volumen [mL]	Konzentration [µg/g]
1	0,5622	2,24	15	0,06
2	0,5695	1,752	15	0,05
3	0,5475	2,057	15	0,06
4	0,5190	1,818	15	0,05
	Gewicht (nass) [g]	50 g nass - trocken	Gewicht trocken [g]	Hg gesamt [µg]
1	1128	16	361	21,6
2	580	18	209	9,6
3	1292	20	517	29,1
4	589	16	188	9,9

Tabelle 17: Messwerte der Hg-Konzentrationen im Wasser über 6 Stunden unter anaeroben Bedingungen (Neusiedlersee, 28.6.2016)

Absorbance				
Zeit [h]	1	2	3	4
1	0,0394	0,0617	-	0,0739
2	0,0305	0,0567	-	0,0396
3	-	0,0271	0,0201	0,0184
4	-	0,0149	0,0144	0,0119
5	0,005	0,0152	0,0168	0,0073
6	0,0051	0,0083	0,008	0,0064

Gehalt [µg]					
1	2	3	4	Mittelwert	Standardabweichung
0,003	0,003	-	0,004	0,003	0,0003
0,003	0,003	-	0,003	0,003	0,0002
-	0,003	0,003	0,003	0,003	0,0001
-	0,003	0,003	0,003	0,003	0,0000
0,003	0,003	0,003	0,003	0,003	0,0001
0,003	0,003	0,003	0,003	0,003	0,0000

Tabelle 18: Messwerte der Hg-Analysen in Wasser, an Partikeln und in der Luft nach Zugabe einer definierten Menge Hg unter anaeroben Bedingungen (Neusiedlersee, 28.6.2016)

Wasser nach 6h	Hg [µg/L]	Volumen [L]	Hg [µg]	pro Liter/ 5µg
1	0,5018	2,8	1,4	14
2	0,9791	2,8	2,7	14
3	0,6246	2,8	1,7	14
4	0,3065	2,6	0,8	13
Filter (0,5L)	Konzentration [µg/L]	Volumen [mL]	µg am Filter	µg im Mesokosmos
1	14,41	15	0,2	1,2
2	16,06	15	0,2	1,3
3	18,33	15	0,3	1,5
4	24,62	20	0,5	2,6
Sediment	Eiwaage [g]	Konzentration [µg/L]	Volumen [mL]	Konzentration [µg/g]
1	0,5103	1,751	15	0,05
2	0,5322	1,675	15	0,05
3	0,5290	1,546	20	0,06
4	0,5573	1,766	15	0,05
	Gewicht (nass) [g]	50 g nass - trocken	Gewicht trocken [g]	Hg gesamt [µg]
1	1150	16	368	18,9
2	973	25	487	23,0
3	1115	18	401	23,5
4	1455	18	524	24,9

Tabelle 19: Messwerte der Hg-Abnahme im Wasser (Panozzalacke, 30.3.2016)

Wasser [$\mu\text{g/L}$]	aerob				anaerob			
Zeit [h]	1	2	3	4	1	2	3	4
0,5	0,9758	2,2830	2,3890	2,2160	1,141	1,387	1,199	0,8247
1	0,6232	1,5420	2,0350	1,8130	0,2119	1,571	0,8034	0,5242
2	0,3998	1,3190	1,8080	1,5260	0,2031	0,8094	0,4555	0,315
3	0,2243	1,0150	1,4930	1,3250	0,1459	0,5748	0,2582	0,1921
4	0,1634	0,8432	1,2340	1,4560	0,1003	0,4081	0,1962	0,1114
5	0,1470	0,6290	1,1660	0,9567	< 0,1	0,2139	0,1548	< 0,1
6	0,1147	0,7497	0,9294	0,8157	< 0,1	0,1465	0,1488	< 0,1

Tabelle 20: Messwerte der Hg-Konzentration jeweils 24h nach Zugabe einer definierten Menge Hg (Panozzalacke, 30.3.2016)

Wasser [$\mu\text{g/L}$]	aerob				anaerob			
Hg-Zugaben	1	2	3	4	1	2	3	4
1	0,3771	0,5398	0,673	0,6669	0,2132	0,2512	0,3119	0,2063
2	0,821	1,148	1,484	1,657	0,5315	0,5729	0,6114	0,4064
3	-	0,9682	1,906	2,226	0,2921	0,6961	0,666	0,4204
4	2,534	1,781	2,695	3,275	0,6718	0,8019	0,8273	0,476
5	2,337	2,308	2,632	3,618	0,9109	0,788	0,6857	0,4685
6	2,803	4,187	3,35	4,535	1,182	0,979	0,7548	0,5878
7	2,632	3,619	3,565	3,592	1,082	0,8596	0,6647	0,7045

Tabelle 21: Messwerte der Hg-Konzentrationen in Sedimenten unterschiedlicher Tiefe nach 7 Zugaben einer definierten Menge Hg unter aeroben Bedingungen (Panozzalacke, 30.6.2016)

aerob				
	Einwaage [g]	Konzentration [µg/L]	Volumen [mL]	Konzentration [µg/g]
1.1	0,09886	1,117	15	0,17
2.1	0,6059	4,404	15	0,11
3.1.	0,4878	3,419	15	0,11
4.1.	0,4828	3,827	15	0,12
1.2	0,4939	6,069	15	0,18
2.2	0,4757	7,7779	15	0,25
3.2	0,4017	7,913	15	0,30
4.2	0,52611	6,375	15	0,18
1.3	0,4781	10,99	15	0,34
2.3	0,4565	6,311	15	0,21
3.3	0,5223	16,96	15	0,49
4.4	0,4509	9,608	15	0,32
1.4	0,5141	22,32	15	0,65
2.4	0,4208	16,482	15	0,59
3.4	0,5328	4,692	15	0,13
4.4	0,1233	7,594	15	0,92
1-1	0,2406	6,844	15	0,43
1-2	0,3127	9,172	15	0,44
1-3	0,2346	3,144	15	0,20
1-4	0,3727	6,192	15	0,25
2-1	0,1881	2,552	15	0,20
2-2	0,1248	2,152	15	0,26
2-3	0,2492	6,175	15	0,37
3-1	0,3286	5,493	15	0,25
3-2	0,2128	1,711	15	0,12
3-3	0,334	2,904	15	0,13
4-1	0,1836	6,503	15	0,53
4-2	0,1078	1,493	15	0,21
4-3	0,1945	2,267	15	0,17
4-4	0,1526	1,611	15	0,16
4-5	0,2548	7,002	15	0,41

Tabelle 22: Messwerte der Hg-Konzentrationen in Sedimenten unterschiedlicher Tiefe nach 7 Zugaben einer definierten Menge Hg unter anaeroben Bedingungen (Panozzalacke, 30.6.2016)

anaerob				
	Einwaage [g]	Konzentration [$\mu\text{g/L}$]	Volumen [mL]	Konzentration [$\mu\text{g/g}$]
1.1	0,3998	3,856	15	0,14
2.1	0,259	2,193	15	0,13
3.1.	0,5358	4,448	15	0,12
4.1.	0,4906	3,81	15	0,12
1.2	0,6112	8,982	15	0,22
2.2	0,47997	5,89	15	0,18
3.2	0,22822	2,844	15	0,19
4.2	0,51626	4,77	15	0,14
1.3	0,4164	24,6	15	0,89
2.3	0,4431	8,832	15	0,30
3.3	0,4496	7,206	15	0,24
4.4	0,4742	15,01	15	0,47
1.4	0,4777	4,618	15	0,15
2.4	0,4726	25,6	15	0,81
3.4	0,4731	4,69	15	0,15
4.4	0,4947	14,13	15	0,43
1-1	0,1763	6,63	15	0,56
1-2	0,1027	1,1682	15	0,17
1-3	0,1378	1,675	15	0,18
1-4	0,1771	2,11	15	0,18
1-5	0,2596	6,397	15	0,37
2-1	0,1349	4,81	15	0,53
2-2	0,2609	7,974	15	0,46
3-1	0,1795	2,405	15	0,20
3-2	0,1125	1,124	15	0,15
3-3	0,2083	2,127	15	0,15
3-4	0,4626	5,156	15	0,17
4-1	0,3252	6,529	15	0,30
4-2	0,0975	1,386	15	0,21
4-3	0,2642	10,32	15	0,59

5.6.2. Feldversuche

Illmitz 2016

Tabelle 23: Messwerte des Feldversuchs (Neusiedlersee, 11.7.2016)

Area				Gehalt [ng]				
Zeit [h]	B	V	O	B	V	O	Mittelwert	Standardabweichung
18:00	0,0976	0,0776	0,0531	3,683	3,441	3,143	3,422	0,270
21:00	0,0998	0,4414	0,0433	3,710	7,856	3,024	3,367	0,485
00:00	0,0779	0,0366	0,0778	3,444	2,943	3,443	3,277	0,289
03:00	0,0448	0,026	0,0238	3,042	2,814	2,788	2,881	0,140
06:00	0,026	0,062	0,0286	2,814	3,251	2,846	2,970	0,244
09:00	0,0584	0,1207	-	3,208	3,964	-	3,586	0,535
12:00	0,064	0,0633	0,0587	3,275	3,267	3,211	3,251	0,035
15:00	0,0776	0,1491	0,0781	3,441	4,308	3,447	3,732	0,499
17:00	0,0465	0,0525	0,0386	3,063	3,136	2,967	3,055	0,085

Tabelle 24: Messwerte des Feldversuchs (Neusiedlersee, 13.7.2016)

Area				Gehalt [ng]				
Zeit [h]	B	V	O	B	V	O	Mittelwert	Standardabweichung
10:30	0,0414	0,0455	0,0582	0,762	0,838	1,072	0,891	0,161
13:30	0,0622	0,0967	0,0894	1,145	1,781	1,646	1,524	0,335
16:30	0,0897	0,1080	0,1425	1,652	1,989	2,624	2,088	0,494
19:30	0,0819	0,0867	0,0548	1,508	1,597	1,009	1,371	0,317
23:30	0,4369	0,3303	0,2063	8,046	6,083	3,799	5,976	2,125

Tabelle 25: Wasserparameter zu Versuchsbeginn und -ende (Neusiedlersee, 8.5.2017)

Versuch 1	T [°C]				pH			
Zeit	See	G	O	R	See	G	O	R
0h	15,7	15,2	15,9	15,8	8,87	8,89	8,89	8,89
24h	14	14,8	14,9	14,8	8,9	8,91	8,88	8,9
Versuch 2	T [°C]				pH			
Zeit	See	G	O	R	See	G	O	R
0h	14	14,3	14,3	14,4	8,9	8,91	8,9	8,91
24h	14,3	13,5	13,5	13,8	8,79	8,91	8,91	8,93
Versuch 3	T [°C]				pH			
Zeit	See	G	O	R	See	G	O	R
0h	14,3	14,3	14,3	14,3	8,79	8,76	8,76	8,75
24h	16,8	15,6	15,8	15,6	8,87	8,75	8,76	8,77

Versuch 1	Leitfähigkeit [mS]				O2 [%]			
Zeit	See	G	O	R	See	G	O	R
0h	2,09	2,1	2	2,1	96,9	90,6	99,7	100
24h	2,1	2,1	2,13	2,1	96,5	95,2	93,4	94,6
Versuch 2	Leitfähigkeit [mS]				O2 [%]			
Zeit	See	G	O	R	See	G	O	R
0h	2,1	2,9	2,9	2,11	96,5	94,6	93	95,4
24h	2,17	2,11	2,1	2,13	94,1	89,6	90	92,8
Versuch 3	Leitfähigkeit [mS]				O2 [%]			
Zeit	See	G	O	R	See	G	O	R
0h	2,17	2,2	2,17	2,14	94,1	92,8	93,2	94,3
24h	2,12	2,19	2,13	2,2	99,9	91	93,3	94,3

Tabelle 26: Messwerte Wasserparameter (Neusiedlersee)

	08.05.2017	09.05.2017	10.05.2017	11.05.2017	12.05.2017
T [°C]	16,0	14,0	14,3	16,8	16,7
pH	8,89	8,90	8,79	8,87	8,76
LF [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	2,05	2,10	2,17	2,12	2,21
O ₂ [mg/L]	99,7	96,5	94,1	99,9	96,5
TN [mg/L]	0,90	0,95	0,95	0,81	0,07
NH ₄ ⁺ [mg/L]	0,06	0,04	0,04	0,012	0,015
NO ₂ ⁻ [mg/L]	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
NO ₃ ⁻ [mg/L]	1,2	< 1	1,3	2,0	2,9
PO ₄ ³⁻ [mg/L]	< 0,06	< 0,06	< 0,06	< 0,06	0,025
Cl ⁻ [mg/L]					225
SO ₄ ²⁻ [mg/L]					335,4
Na ⁺ [mg/L]	185	192	201	192	190
K ⁺ [mg/L]	25,0	25,1	26,1	25,0	25,2
Ca ²⁺ [mg/L]	12,8	16,1	15,7	14,1	16,5
Mg ²⁺ [mg/L]	91	89	101	102	96
DOC [mg/L]	13,9	15,6	16	14,4	16,6
SBV					10,8
TDS [mg]					137

Tabelle 27: Messergebnisse der Quecksilberkonzentration in der Luft (Illmitz)

Versuch 1: 14:00	Dauer [h]	Absorbance	Gehalt [ng]
15:45 - 23:45	8	0,2181	3,8
24:00 - 08:00	8	0,2242	3,9
08:00 - 16:00	8	0,1558	2,9

Tabelle 28: Messergebnisse des Quecksilberaustritts an die Luft (Neusiedlersee, 8.5.2017)

		Fläche								
Versuch 1: 14:00		Absorbance			Gehalt [ng]					
Uhrzeit	Zeit [h]	G	O	R	G	O	R	Mittelwert		Standardabweichung
18:00	4	0,0744	0,0500	0,1999	1,789	1,445	3,556	2,26	0,57	1,13
22:00	8	0,2329	0,0625	0,1033	4,021	1,621	2,196	2,61	0,65	1,25
02:00	12	0,0141	0,0244	0,0381	0,939	1,085	1,277	1,10	0,28	0,17
06:00	16	0,0106	0,0154	0,0229	0,890	0,958	1,063	0,97	0,24	0,09
10:00	20	0,0150	0,0166	0,0146	0,952	0,975	0,946	0,96	0,24	0,01
14:00	24	0,043	0,0296	0,0499	1,346	1,158	1,444	1,32	0,33	0,15
					9,938	7,241	10,483	9,2		
Versuch 2: 15:00										
21:00	6	0,0374	0,0469	0,028	1,268	1,401	1,135	1,268	0,211	0,13
03:00	12	0,0143	0,0189	0,0027	0,942	1,007	0,779	0,909	0,152	0,12
09:00	18	0,019	0,0144	0,0232	1,008	0,944	1,068	1,007	0,168	0,06
15:00	24	0,084	0,0808	0,1456	1,924	1,879	2,792	2,198	0,366	0,51
								5,4		
Versuch 3: 15:30										
21:30	6	0,0671	0,0483	0,0447	1,686	1,421	1,370	1,492	0,249	0,17
03:30	12	0,0232	0,0169	0,0258	1,068	0,979	1,104	1,050	0,175	0,06
09:30	18	0,0115	0,0172	0,0287	0,903	0,983	1,145	1,010	0,168	0,12
15:30	24	0,0488	0,0575	0,0799	1,428	1,551	1,866	1,615	0,269	0,23
								5,2		

Versuch 1: 14:00		Temperatur					
Uhrzeit	Zeit [h]	See	G	O	R	Mittelwert	Standardabweichung
18:00	4	17,2	15,8	15,8	16,0	15,9	0,1
22:00	8	17,0	17,2	17,2	17,1	17,2	0,1
02:00	12	15,6	16,2	16,4	16,4	16,3	0,1
06:00	16	15,5	15,6	15,8	15,7	15,7	0,1
10:00	20	14,5	15,1	15,3	15,2	15,2	0,1
14:00	24	14,0	14,7	14,9	14,8	14,8	0,1
Versuch 2: 15:00							
21:00	6	13,2	13,9	14,0	13,9	13,9	0,1
03:00	12	11,7	12,4	12,6	12,5	12,5	0,1
09:00	18	11,7	11,8	12,1	12,0	12,0	0,2
15:00	24	14,3	13,5	13,5	13,8	13,6	0,2
Versuch 3: 15:30							
21:30	6	14,3	14,9	15,4	14,9	15,1	0,3
03:30	12	13,4	13,6	13,6	13,6	13,6	0,0
09:30	18	13,4	13,6	13,7	13,6	13,6	0,1
15:30	24	16,8	15,6	15,8	15,6	15,7	0,1

Panozzalacke 2017

Tabelle 29: Wasserparameter zu Versuchsbeginn und -ende (Panozzoalacke, 15.-16.5.2017)

Versuch 1	T [°C]				pH			
Zeit	Lacke	Grau	Grün	Gelb	Lacke	Grau	Grün	Gelb
0h	19,3	19	19,1	19	8,14	8	7,97	7,16
24h	20,9	475	480	477	8,25	23,4	23,6	23,1
Versuch 2	T [°C]				pH			
Zeit	Lacke	Grau	Grün	Gelb	Lacke	Grau	Grün	Gelb
0h	21,1	20,9	21,1	21,5	8,15	8,17	8,15	8,1
24h	22,6	22,4	22,3	24,3	8,19	8,25	8,26	8,17

Versuch 1	Leitfähigkeit [mS]				O2 [%]			
Zeit	Lacke	Grau	Grün	Gelb	Lacke	Grau	Grün	Gelb
0h	468	486	486	482	116	102,5	104,3	93,5
24h	469	475	480	477	128,5	114,4	118,3	106,3
Versuch 2	Leitfähigkeit [mS]				O2 [%]			
Zeit	See	Grau	Grün	Gelb	Lacke	Grau	Grün	Gelb
0h	468	468	467	469	127	126,5	126,4	119,9
24h	463	481	471	475	134,8	112,2	124,5	118,9

Tabelle 30: Messwerte der Wasserparameter (Panozzalacke)

	16.05.2017			17.5.,017		
	PL1	PL2	PL3	PL1	PL2	PL3
TN [mg/L]	0,29	0,17	0,21	0,20	0,20	0,26
NH ₄ ⁺ [mg/L]	0,013	< 0,01	< 0,01	0,012	< 0,01	0,061
NO ₂ ⁻ [mg/L]	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
NO ₃ ⁻ [mg/L]	2,2	2	2,7	< 1	< 1	2
PO ₄ ³⁻ [mg/L]	0,091	0,0082	0,0104	0,0122	0,0088	0,0154
Cl ⁻ [mg/L]	21,2	21,5	22,4	21,7	21,9	21,5
SO ₄ ²⁻ [mg/L]	5,6	5,6	5,5	6,3	6,5	6,4
Na ⁺ [mg/L]	12,5	14	13,9	15,2	14	16,50
K ⁺ [mg/L]	2,0	2,0	2,1	2,1	1,9	2,1
Ca ²⁺ [mg/L]	63,6	61,7	64,2	65,6	56,9	62,9
Mg ²⁺ [mg/L]	14,9	14,9	14,9	14,9	14	14,9
SBV	4,409	4,216	4,155	4,237	4,037	4,201
DOC [mg/L]	4,3	3,4	3,7	3,5	3,5	3,8
DN [mg/L]	0,29	0,17	0,21	0,20	0,20	0,26

Tabelle 31: Messwerte des Quecksilberaustritts an die Luft (Panozzlacke 15.5.2017 - 16.5.2017)

Versuch 1: 12:30		Absorbance			Gehalt [ng]				
Uhrzeit	Zeit [h]	gelb	grau	grün	gelb	grau	grün	Mittelwert	Standardabweichung
14:00	1,5	0,0418	0,0650	0,0444	1,330	1,656	1,366	1,49	0,23
18:00	5,5	0,0528	0,8399	0,052	1,485	12,570	1,473	1,48	0,01
22:00	9,5	0,0258	0,099	0,0271	1,104	2,135	1,123	1,45	0,59
02:00	13,5	0,0116	0,02	0,076	0,904	1,023	1,811	1,25	0,49
06:00	17,5	0,0203	0,0019	0,0134	1,027	0,768	0,930	0,91	0,13
10:00	21,5	0,0266	0,0868	0,0354	1,115	1,963	1,239	1,44	0,46
14:00	25,5	0,1099	0,2686	0	2,289	4,524	0,741	2,52	1,90
								10,5	
Versuch 2: 15:00									
18:00	4	0,0477	0,1214	0,044	1,413	2,451	1,361	1,740	0,61
22:00	8	0,0375	0,0969	0,0472	1,269	2,106	1,406	1,593	0,45
02:00	12	0,0849	0,0355	0,0111	1,937	1,241	0,897	1,358	0,53
06:00	16	0,0119	0,0114	0,0141	0,908	0,901	0,939	0,916	0,02
10:00	20	0,0191	0,0455	0,0267	1,010	1,382	1,117	1,196	0,26
14:00	24	0,1136	0,1252	0,098	2,341	2,504	2,121	5,1	

Tabelle 32: Messwerte des Temperaturverlaufs während des Versuchs (Panozzlacke 15.5.2017-16.5.2017)

Versuch 1: 12:30		Temperatur					
Uhrzeit	Zeit [h]	See	gelb	grau	grün	Mittelwert	Standardabweichung
14:00	1,5	19,3	19,0	19,1	19,0	19,0	0,1
18:00	5,5	20,1	20,6	20,6	20,8	20,7	0,1
22:00	9,5	19,1	19,8	19,9	20,1	19,9	0,2
02:00	13,5	19,2	19,1	19,4	19,4	19,3	0,2
06:00	17,5	18,6	18,6	18,9	19,0	18,8	0,2
10:00	21,5	19,3	19,8	20,1	20,5	20,1	0,4
14:00	25,5	20,9	23,1	23,4	23,6	23,4	0,3
Versuch 2: 15:00							
18:00	4	21,8	23,4	22,8	22,8	23,0	0,3
22:00	8	20,9	21,5	21,3	21,3	21,4	0,1
02:00	12	20,4	20,6	20,5	20,6	20,6	0,1
06:00	16	19,9	20,1	20,1	20,1	20,1	0,0
10:00	20	20,9	20,9	20,9	21,1	21,0	0,1
14:00	24	22,4	24,3	22,4	22,3	23,0	1,1

Daten aus Christian, 2015

Tabelle 33: Messwerte der Hg-Abnahme im Wasser der Panozzalacke unter aeroben Bedingungen (19.5.15) [Christian, 2015]

Zeit [h]	1	2	3	4	5
0	3,4140	3,4150	3,3270	3,3770	3,3950
1	2,4320	2,5530	2,4880	2,5250	2,5440
2	1,8770	1,9480	1,9340	1,9970	2,0390
3	1,6780	1,6620	1,6810	1,7410	1,7700
4	1,7680	1,8310	1,8570	1,9140	1,9580
4,5	1,6960	1,7390	1,7390	1,7990	1,8490
5	1,5560	1,4300	1,4480	1,5260	1,5790
6	1,0900	1,1240	1,1900	1,2580	1,3210
7	1,2390	1,3260	1,3450	1,4390	1,4560
8	1,0290	1,0500	1,1330	1,2270	1,2730
9	0,7814	0,7958	0,8712	0,9441	0,9865
10	0,5220	0,5215	0,6655	0,6706	0,7270
11	0,6450	0,6621	0,7669	0,8554	0,9030
12	0,4773	0,4890	0,6257	0,7207	0,7630

Tabelle 34: Messwerte der Hg-Abnahme in Wasser der Panozzalacke unter anaeroben Bedingungen (8.6.15) [Christian, 2015]

Zeit [h]	1	2	3	4	5
0	3,143	3,480	3,596	3,372	3,420
1	2,763	3,166	3,233	3,113	3,159
2	2,470	2,839	2,767	2,785	2,878
3	2,326	2,576	2,765	2,574	2,647
4	2,181	2,506	2,555	2,464	2,475
5	2,065	2,347	2,308	2,397	2,252
6	1,856	2,212	2,256	2,196	2,174
7	1,723	2,015	2,039	2,030	2,016
8	1,854	2,234	2,231	2,293	2,090
9	1,5740	2,0210	2,0870	2,0120	2,0320
10	1,4340	1,7750	1,8820	2,0300	1,8770
11	1,2100	1,7360	1,8350	1,8350	1,8160
12	1,1650	1,5440	1,7690	1,7700	1,7080

Tabelle 35: Messwerte der Hg-Abnahme in Wasser der Panozzalacke unter aeroben Bedingungen (19.8.15) [Christian, 2015]

Zeit [h]	1	2	3	4	5
0	3,694	3,199	3,574	3,269	3,026
1	2,284	2,150	2,035	2,119	2,226
2	1,773	1,821	1,570	1,729	1,829
3	1,488	1,259	1,181	1,286	1,292
4	0,919	0,808	0,733	0,778	0,872
5	0,950	0,791	0,715	0,940	0,815
6	0,843	0,687	0,713	0,697	0,695
7	0,678	0,590	0,619	0,611	0,600
8	0,657	0,526	0,487	0,528	0,503
9	0,5121	0,3723	0,4004	0,4355	0,4168
10	0,4300	0,3159	0,3302	0,2846	0,2792
11	0,3418	0,3032	0,2715	0,2586	0,1849
12	0,3170	0,1939	0,2820	0,2279	0,2028

Tabelle 36: Messwerte der Hg-Abnahme in Wasser der Panozzalacke unter anaeroben Bedingungen (26.8.15) [Christian, 2015]

Zeit [h]	1	2	3	4	5
0	3,454	3,171	3,068	3,206	3,128
1	2,094	1,426	2,203	2,212	0,751
2	1,952	1,855	1,825	1,712	1,663
3	1,434	1,437	1,387	1,415	1,513
4	1,551	1,809	1,532	1,485	1,533
5	0,696	1,079	1,110	1,289	1,308
6	1,742	0,799	0,830	1,042	0,690
7	0,928	0,480	0,465	0,394	0,607
8	0,683	0,491	0,334	0,357	0,314
9	0,6057	0,5605	0,5701	0,6483	0,5207
10	0,4488	0,4670	0,4187	0,4150	0,3361
11	0,4835	0,3194	0,2366	0,2512	0,2120
12	0,5339	0,3654	0,3085	0,2824	0,2409

Tabelle 37: Messwerte der Hg-Abnahme in Wasser aus dem Neusiedlersee unter anaeroben Bedingungen (29.6.15) [Christian, 2015]

Zeit [h]	1	2	3	4	5
0	3,4170	3,2720	3,0120	3,4120	3,1300
1	2,9650	2,8630	3,1190	2,8700	2,7930
2	2,6680	2,5710	2,4520	2,5300	2,3980
3	2,4330	2,4070	2,3560	2,3140	2,3320
4	2,1980	2,2020	2,2590	2,1650	2,1800
5	1,7550	1,8560	1,8570	1,7660	1,8080
6	1,6830	1,5620	1,7350	1,6640	1,4840
7	1,7260	1,6890	1,6890	1,6830	1,6700
8	1,7870	1,7400	1,7120	1,6500	1,6710
9	1,5590	1,5510	1,5640	1,4780	1,5140
10	1,5470	1,5530	1,5310	1,5080	1,4970
11	1,3890	1,4870	1,4170	1,3640	1,3540
12	1,4550	1,4480	1,4620	1,3760	1,4280

Tabelle 38: Messwerte der Hg-Abnahme in Wasser aus dem Neusiedlersee unter aeroben Bedingungen (2.7.15) [Christian, 2015]

Zeit [h]	1	2	3	4	5
0	4,232	4,430	4,381	4,310	4,466
1	3,019	3,071	3,131	3,238	7,021
2	2,612	2,623	2,765	2,687	5,982
3	1,983	1,962	1,984	1,924	4,681
4	1,811	1,846	1,852	1,779	4,170
5	1,634	1,603	1,615	1,596	3,946
6	1,475	1,578	1,601	1,536	3,887
7	1,268	1,377	1,369	1,298	3,635
8	1,093	1,123	1,153	1,086	3,180
9	0,878	0,900	0,883	0,867	2,646
10	0,632	0,679	0,687	0,659	2,461
11	0,515	0,493	0,486	0,467	2,173
12	0,385	0,418	0,422	0,365	2,007

Tabelle 39: Messwerte der Hg-Abnahme im Wasser aus dem Neusiedlersee unter aeroben Bedingungen (24.7.15) [Christian, 2015]

Zeit [h]	1	2	3	4	5
0	3,874	3,973	4,044	3,919	3,719
1	2,619	2,657	2,687	2,576	2,507
2	2,137	2,096	2,120	2,059	2,038
3	1,627	1,684	1,680	1,644	1,635
4	1,502	1,462	1,739	1,326	1,386
5	1,251	1,246	1,217	1,072	1,079
6	1,065	0,988	0,982	0,921	0,889
7	0,804	0,758	0,690	0,647	0,611
8	0,594	0,573	0,500	0,473	0,493
9	0,414	0,362	0,336	0,314	0,314
10	0,350	0,302	0,294	0,267	0,300
11	0,254	0,246	0,240	0,217	0,248
12	0,208	0,221	0,217	0,203	0,212

Tabelle 40: Messwerte der Hg-Abnahme aus dem Neusiedlersee unter anaeroben Bedingungen (28.7.15) [Christian, 2015]

Zeit [h]	1	2	3	4	5
0	2,643	2,634	2,713	2,667	2,653
1	1,922	1,653	1,620	1,550	1,193
2	1,620	1,371	1,510	1,016	1,150
3	1,246	1,133	0,942	1,051	1,001
4	1,221	0,805	1,379	0,399	0,719
5	1,332	1,132	1,233	1,398	1,383
6	0,454	1,239	0,683	0,704	0,783
7	0,667	0,697	0,815	1,226	0,608
8	0,969	1,002	1,102	1,084	0,744
9	0,707	0,848	0,764	0,744	0,894
10	0,666	0,600	0,417	0,504	0,679
11	0,753	0,752	0,727	0,559	0,554
12	0,646	0,588	0,595	0,652	0,713