



universität
wien

DIPLOMARBEIT

Titel der Diplomarbeit

Quecksilber in der Schwechat

Verfasser

Christopher Braunsteiner

angestrebter akademischer Grad

Magister der Naturwissenschaften (Mag.rer.nat)

Wien, September 2010

Studienkennzahl lt. Studienblatt: A 423

Studienrichtung lt. Studienblatt: Lehramt Chemie

Betreuerin / Betreuer: Ao. Univ-Prof. Dr. Mag. Regina Krachler

Danksagungen

Im Folgenden möchte ich mich bei allen Personen bedanken, die mir bei dieser Arbeit behilflich waren:

- Frau Ao. Univ-Prof. Dr. Mag. Regina Krachler, welche mir ermöglichte, diese Diplomarbeit zu verfassen,
- Herrn Mag. Dr. Franz Jirsa, der mir während der gesamten theoretischen und praktischen Arbeit mit immens großer Unterstützung und noch mehr persönlichem Engagement sowie mit Rat und Tat zur Seite stand und mir bei der statistischen Erfassung und Bearbeitung der Daten eine sehr große Hilfe war,
- meinem Bruder, Dominik Braunsteiner, welcher mir während der praktischen Arbeit sein Auto zur Verfügung gestellt hat,
- meiner Großmutter, die mir überhaupt das Studium durch ihre finanzielle Unterstützung ermöglichte,
- Dr. Michael Schabuss und Dr. Horst Zornig für den Fang der Fische, sowie dem Fischereiausübungsberechtigten für die Erlaubnis dafür,
- Professor Janauer für die Identifikation der Moose,
- und allen anderen, die mich während dieser Zeit unterstützt haben.

Inhalt

1, Kurzfassung	- 1 -
2, Einleitung.....	- 4 -
2.1 Quecksilber und seine Einflüsse auf die Umwelt	- 4 -
2.1.1 Überblick.....	- 4 -
2.1.2 Historisches.....	- 4 -
2.2 Physikalisch chemische Eigenschaften:.....	- 5 -
2.3 Vorkommen, Gewinnung und Verwendung.....	- 5 -
2.4 Aufnahme durch den Menschen.....	- 7 -
2.5 Minamata Krankheit.....	- 8 -
2.6 Wirkung auf den Menschen	- 9 -
2.6.1 Akute Toxizität	- 9 -
2.6.2 Chronische Toxizität.....	- 10 -
2.7 Geochemischer Kreislauf von Quecksilber-Verbindungen.....	- 11 -
2.8 Motivation für die Quecksilber-Analyse der einzelnen Kompartimente der Schwechat..	- 13 -
3, Material und Methoden	- 14 -
3.1 Die Schwechat	- 14 -
3.1.1 Geologie, Geographie und Meteorologie der Schwechat.....	- 14 -
3.2 Probennahmestellen:	- 16 -
3.3 Beschreibung der Probennahmestellen.....	- 17 -
3.3.1 Probennahmestelle 1: „Agsbach“	- 17 -
3.3.2 Probennahmestelle 2: „Cholerakapelle (Helenental)“.....	- 18 -
3.3.3 Probennahmestelle 3: „Baden“	- 19 -
3.3.4 Probennahmestelle 4: „Traiskirchen“	- 20 -
3.3.5 Probennahmestelle 5: „Maria Lanzendorf“	- 21 -
3.3.6 Probennahmestelle 6: „Zwölfaxing“	- 22 -
3.3.7 Probennahmestelle 7: „Hafen Albern“	- 23 -
3.4 Probennahme.....	- 24 -
3.4.1 Zur Untersuchung gefangene Fische	- 25 -
3.5 Chemische Analyse.....	- 27 -
3.5.1 Waschen der Apparaturen.....	- 27 -
3.5.2 Probenvorbereitung.....	- 27 -
3.6 Mikrowellenaufschluss.....	- 28 -
3.7 Spektroskopische Analyse	- 29 -
3.7.1 Grundprinzip der Atomabsorptionsspektroskopie	- 29 -
3.7.2 Prinzip der Kaltdampftechnik	- 30 -

3.7.3	Verwendetes Gerät für die spektroskopische Analyse	- 31 -
3.7.4	Reagenzien für Aufschluss und Analyse.....	- 32 -
3.7.5	Bestimmung des Quecksilbergehalts.....	- 32 -
3.7.5.1	Kalibrierung.....	- 32 -
3.7.5.2	Messung.....	- 33 -
4.	Ergebnisse	- 34 -
4.1	Physikalisch chemische Parameter der Probennahmestellen von Juli - September 2009 -	34 -
4.2	Gehalt an Quecksilber der einzelnen Kompartimente.....	- 34 -
5,	Diskussion.....	- 40 -
5.1	Allgemeine Aspekte.....	- 40 -
5.2	Betrachtung der einzelnen Kompartimente.....	- 40 -
6,	Conclusio	- 46 -
	Literaturverzeichnis.....	- 47 -
	Anhang	- 53 -
	Abbildungsverzeichnis.....	- 63 -
	Lebenslauf	- 64 -

1, Kurzfassung

Der Unterlauf der Schwechat war in der Vergangenheit bereits öfter Schwerpunkt bei Studien über Quecksilber-Belastungen als der Oberlauf des Flusses. Um die Verteilung von Quecksilber in den einzelnen Kompartimenten des Flusses zu studieren und die Quecksilbergehalte entlang des Flusslaufes zu bestimmen, wurden zwischen Juli und September 2009 Proben von Wasser, oberflächlichem Sediment, Biofilm, zwei submersen Moosarten und zweier Fischarten von insgesamt sieben Probennahmestellen entlang des Flusslaufes der Schwechat in Niederösterreich genommen. Der Quecksilbergehalt wurde nach entsprechender Probenvorbereitung, wo nötig durch einen Mikrowellenaufschluss, mittels Kaltdampf-Atomabsorptionsspektroskopie (CV-AAS) gemessen. Die Evaluierung der verwendeten Methode wurde durch die Analyse von zertifizierten Referenzmaterialien des „National Research Council Canada“ (NRCC) und zwar Dorschleber (DOLT-3) und Dorschmuskulatur (DORM-3), durchgeführt.

Die Resultate der Untersuchungen zeigen, dass Quecksilber in den filtrierten Wasserproben nicht nachweisbar war (Nachweisgrenze 100 ng L^{-1}), während es im Biofilm, im Sediment, in den Moosen und in den Fischen gut detektierbar war. Die Ergebnisse zeigen einen deutlichen Anstieg des Quecksilbergehalts in den Sedimenten und im Biofilm vom naturbelassenen oberen Teil des Flusses westlich von Wien zum unteren Teil hin, wo der Fluss durch industrialisierte Landschaft verläuft. Der Quecksilbergehalt im oberflächlichen Sediment liegt so entlang des Flusslaufes zwischen $0.029 \mu\text{g g}^{-1}$ und $0.260 \mu\text{g g}^{-1}$, im Biofilm zwischen $0.051 \mu\text{g g}^{-1}$ und $0.521 \mu\text{g g}^{-1}$ (jeweils Trockenmasse). Die Fische, welche im Unterlauf des Flusses entnommen wurden, weisen eine durchschnittliche Quecksilber-Konzentration von $0,072 \mu\text{g g}^{-1}$ in der Muskulatur des mobilen Döbels *Leuciscus Cephalus* (n=13) und $0,121 \mu\text{g g}^{-1}$ (jeweils Frischmasse) im Muskel des stationären Fisches Gründling *Gobio Gobio* (n=8) auf. Die Quecksilber-Konzentration der Moosproben, welche im Oberlauf der Schwechat entnommen wurde, liegen zwischen $0,078 \mu\text{g g}^{-1}$ und $0,210 \mu\text{g g}^{-1}$ (Trockenmasse) und zeigen somit einen wesentlich höheren Quecksilber-Gehalt als alle anderen analysierten Kompartimente im Oberlauf, was die hervorragende Bioakkumulationsfähigkeit dieser Pflanzen für Quecksilber bestätigt. Die Ergebnisse insgesamt zeigen, dass die Schwechat, obwohl die Wasserqualität in den letzten Wassergütererhebungen des Bundesministerium für Land- Forstwirtschaft, Umwelt und

Wasserwirtschaft, als „gut“ eingestuft wurde, im Unterlauf eine erhöhte Quecksilber-Belastung durch wahrscheinlich anthropogenen Einfluss aufweist. Die im Quellgebiet und im Oberlauf gemessenen Quecksilberkonzentrationen sind wahrscheinlich hauptsächlich auf die allgemeine natürliche und/oder anthropogene atmosphärische Deposition zurückzuführen, wobei die relativ hohen Werte in den Moosen des Oberlaufes Gegenstand weiterer Untersuchungen sein könnte. Die Ergebnisse zeigen weiter auch die exzellenten bioindikativen Eigenschaften von Moos und Biofilm hinsichtlich einer Quecksilber-Belastung.

Abstract

The lower part of the Schwechat River has been the focus of several studies concerning mercury contamination more often than the upper part of the river. Between July and September 2009 samples of water, superficial sediment, biofilm, moss and two fish species were taken from seven sampling sites along the total run of the Schwechat River in Lower Austria. Solid samples were microwave-assisted digested in closed vessels for 30 minutes and then analyzed for their total mercury content by cold vapor atomic absorption spectrometry (CV-AAS). The analytical performance of this method was evaluated by analysis of certified reference materials dogfish muscle (DORM-3) and dogfish liver (DOLT-3) from the National Research Council Canada (NRCC). The results indicate that dissolved mercury in the water lies below the detection limit of 100 ng/l from all sampling sites, whereas in biofilm, sediment, moss and fish muscle mercury was well detectable. The results show a significant raise of the mercury content in the sediment and biofilm from the pristine upper part of the river west of Vienna towards the lower part, where the river passes through industrialized landscape. Mercury concentrations lie between 0.029 µg/g (dw) and 0.260 µg/g (dw) for the superficial sediment, and between 0.051 µg/g (dw) and 0.521 µg/g (dw) for the biofilm. Fish were only taken from the polluted region of the river, showing a mean concentration of 0.072 µg/g (fw) in muscle of the rather mobile fish species chub *Leuciscus cephalus* and 0.121 µg/g (fw) mercury in muscle of the more stationary fish species gudgeon *Gobio gobio*. Mercury concentrations in moss-samples, which were taken in the upper part of the Schwechat River, lie between 0,078 µg/g (dw) and 0,210 µg/g (dw) and show a much higher mercury accumulation than all the other compartments in the upper part of the analyzed river. Our results show, that the river Schwechat, although rated to have good water quality by the Austrian Government, shows in the lower part a clear mercury pollution due to anthropogenic influence, while in the headwaters and upper reaches mainly atmospheric deposition should be responsible for the mercury content of the different compartments of the river. Additionally the results demonstrate the excellent bioindicative attainments of biofilm and moss for mercury pollution.

2, Einleitung

2.1 Quecksilber und seine Einflüsse auf die Umwelt

2.1.1 Überblick

Quecksilber (Hg) ist eines der giftigsten Metalle für Meeres- und Seetiere mit einem komplexen biogeochemischen Kreislauf in Luft, Erde, Wasser und Biota. Quecksilber kommt natürlich in der Umwelt, aber auch anthropogen wie bei der Zementindustrie oder in der Goldgewinnung vor. Das meiste Quecksilber in aquatischen Systemen stammt aus der Atmosphäre, primär durch atmosphärische Deposition. Die drei Hauptformen des Quecksilbers sind Hg^{2+} , Hg^0 und $(\text{MeHg})^+$, wobei im aquatischen Milieu innerhalb eines komplexen Kreislaufs eine Form in die jeweils anderen Formen umgewandelt werden kann. Quecksilber kann dadurch in die Nahrungskette bis hin zum Menschen gelangen, wo es in höherer Konzentration erhebliche Schäden anrichten kann.

„Mercury entered the environmental history because it was the first metal with a direct connection between concentrations in water, bioaccumulation in the food chain and a serious impact on human population“ (Chatterjee et al., 2009)

2.1.2 Historisches

Quecksilber (lat. Hydrargyrum), oder auch flüssiges Silber, gehört zu den bereits im Altertum bekannten metallischen Elementen. Zur Anwendung kam es als graue Salbe bei der Behandlung von Syphilis und zur Feuervergoldung. Vergiftungen durch Quecksilber sind so alt wie seine Verwendung. Bei Feuervergoldern sowie bei Grubenarbeitern in der Quecksilber-Gewinnung wurden typische Symptome wie Lähmungen und Zittern beschrieben. Wegen der jahrhundertelangen Anwendung von Quecksilber in der Syphilistherapie sind zusätzlich Nierenschäden sowie Hautauschlag bekannt, welche während einer Therapie als Nebenwirkungen auftreten können. Einige Anwendung von Quecksilber sind: in der Chemie, zum Beispiel beim Amalgamverfahren in der Chloralkalielektrolyse, in der Medizin, zum Beispiel für Zahnplomben, in der Landwirtschaft als Saatbeizmittel und in technischen Geräten, zum Beispiel in Batterien, Schaltelementen

und Fieberthermometern. Alle Anwendungen setzen Quecksilber frei und sind daher seit Ende des 20. Jahrhunderts immer weniger im Gebrauch (Hagenauer, 2004).

2.2 Physikalisch chemische Eigenschaften:

Quecksilber ist ein silberweißes, wasserunlösliches Metall mit hoher Oberflächenspannung und einer Dichte von $13,6 \text{ g cm}^{-3}$ bei 0°C . Es ist sehr flüchtig. Bei 20°C beträgt der Sättigungsdampfdruck $0,0016 \text{ mbar}$, was in etwa 15 mg m^{-3} entspricht (Riedel, 2004). Der Dampf besteht aus Hg-Atomen. Quecksilber besitzt eine hohe Neigung mit anderen Metallen Amalgame, welche flüssige, teigige oder feste Legierungen sind, zu bilden. Hg ist ein edles Metall, welches nicht durch Salzsäure oder Schwefelsäure, jedoch von Salpetersäure gelöst werden kann. Hg löst Eisen nicht, daher erfolgt die Aufbewahrung in Eisengefäßen. (Riedel, 2004)

In seinen Verbindungen geht Quecksilber auf Grund seiner starken Polarisierbarkeit vor allem kovalente Bindungen ein. Stabile Hg^{2+} -Salze, z.B. HgCl_2 oder $\text{Hg}(\text{CN})_2$, zeigen deshalb in wässriger Lösung nur sehr geringe elektrische Leitfähigkeit. Daneben gibt es fettlösliche organische Quecksilber-Verbindungen, vor allem das Methyl-Quecksilber MeHgX , welches aus anorganischen Hg-Verbindungen in der Umwelt durch Mikroorganismen gebildet werden kann. (Riedel, 2004)

2.3 Vorkommen, Gewinnung und Verwendung

Vorkommen:

Natürliche Quellen für dampfförmiges Quecksilber sind die Vulkantätigkeit, die Gesteinsverwitterung und das Ausgasen aus den Ozeanen, sowie aus der Erdkruste. Anthropogene Quellen sind das Verbrennen fossiler Brennstoffe, das Rösten sulfidischer Erze, die Zementproduktion, die Müllverbrennung, sowie die Goldgewinnung (Gesundheitsblatt, 1999).

Gewinnung von Quecksilber:

Beim Rösten, also der Reaktion von Zinnober mit Sauerstoff, entsteht dampfförmiges Quecksilber, welches kondensiert wird. Eine Feinreinigung kann durch Waschen mit verdünnter Salpetersäure HNO_3 und anschließender Vakuumdestillation erfolgen. (Magyar et al., 2007)

Verwendung:

Quecksilber wird vor allem verwendet: für wissenschaftliche Geräte wie Thermometer und Barometer, in Quecksilberdampflampen wegen des hohen UV-Anteils des emittierten Lichts, als Kathodenmaterial bei der Alkalichloridelektrolyse und bei der Zink-Herstellung sowie als Extraktionsmittel bei der Goldgewinnung (Chatterjee et al., 2009). Natriumamalgam wird als Reduktionsmittel benutzt, Silberamalgam findet in der Zahnmedizin als Plombenmaterial Verwendung (Riedel, 2004).

Quecksilber wird heute noch z.B. in Amazonien durch die dort ansässige Bevölkerung zur Goldgewinnung, beim so genannten Amalgam-Verfahren, eingesetzt. Dabei wird dem goldhaltigen Schlamm intensiv Quecksilber beigemischt, wobei Goldamalgam entsteht. Das Amalgam sammelt sich am Gefäßboden, daher ist dieser Stoff leicht vom Schlamm abtrennbar. Beim nachfolgenden Erhitzen des Goldamalgams verdampft das Quecksilber, wobei dieses ungefiltert in die Umwelt abgegeben wird und der Quecksilber-Dampf von Lebewesen durch Einatmen aufgenommen werden kann. (DNR, 2008)

Noch im 20. Jahrhundert waren diverse Quecksilbersalze auf Grund ihrer verschiedenen Wirkungen sehr populär. Quecksilber(II)-chlorid wurde nicht nur als Saatbeizmittel in der Landwirtschaft, sondern auch als Fungizid, sowie zur Holz-Imprägnierung, der so genannten Kyanisierung, verwendet. Wegen der antiseptischen Wirkung (Riedel, 2004) wurde Quecksilberchlorid als Desinfektionsmittel und in ausreichender Verdünnung als Arzneistoff verwendet. Da Quecksilberchlorid sehr giftig und umweltgefährdend ist (Merck, 2010), wird es heute durch andere Stoffe ersetzt.

2.4 Aufnahme durch den Menschen

Bei Verwendung von Merbromin, welches über lange Zeit als Antiseptikum zur Behandlung von Hautverletzungen wie Schnitt- und Schürfwunden verwendet wurde, konnte es zu einer toxikologisch relevanten Hg-Zufuhr kommen. Es werden immer noch Vergiftungsfälle durch Verwendung von Hg-haltiger Creme zur Hautaufhellung beobachtet. (al Saleh, 1997) In städtischen Gebieten werden pro Tag bis zu $0,2 \mu\text{g}$ über die Atemluft, hauptsächlich als Hg-Dampf, aufgenommen.

Aus Zahnplomben werden messbare Mengen an Hg-Dampf in die Mundhöhle emittiert (Marek, 1990). Diese Hg-Konzentration ist von einigen Faktoren, wie Zahl, Zusammensetzung (Ferracane, 1995) und Qualität der Füllungen beeinflusst, weiter ist sie von der Dauer und Intensität der Kaubelastung, von den Essgewohnheiten und vom Verhältnis der Nasen- zur Mundatmung abhängig. Ein großer Anteil von gelöstem und durch Reduktion aus Hg^{2+} - Ionen entstandenem Hg^0 mit $\sim 0,8 \mu\text{g m}^{-3}$ wird wieder ausgeatmet (Jokstad et al., 1992). Während der Nahrungsaufnahme können Amalgamteilchen abgelöst und verschluckt werden. In älteren Untersuchungen wurde eine Hg-Aufnahme aus Zahnplomben mit $3,8$ bis $21 \mu\text{g}$ pro Tag angegeben (WHO, 1991). Eine 5- bis 20-fach höhere Aufnahme wurde durch nächtliches Zähneknirschen, dem so genannten Bruxismus, und intensives Kaugummikauen festgestellt (Sällsten et al., 1995). Neuere Arbeiten kommen zu einer zu erwartenden Aufnahmen von etwa 2 bis $6 \mu\text{g}$ pro Tag (Berglund, 1990; Halbach, 1995)

Über Nahrungsmittel werden pro Tag in etwa $3 \mu\text{g}$ Quecksilber, hauptsächlich als Methyl-Quecksilber, aufgenommen. Werden Fisch oder Fischprodukte verzehrt, so können bedeutend höhere Mengen Quecksilber zugeführt werden (Wilhelm et al., 1996; WHO: 1990). Die in den vergangenen Jahren bei der Goldgewinnung im Amazonasgebiet freigesetzten Hg-haltigen Abwässer können über den Genuss verunreinigter Fische gesundheitlich relevante Aufnahmemengen verursachen (Lebel et al., 1996)

An Arbeitsplätzen der Quecksilber-verarbeitenden Industrie, unter anderem beim Hg-Bergbau, beim Herstellen von Fieberthermometern, der Chloralkalielektrolyse und der Acetaldehydsynthese, wurden Hg-Werte weit über dem MAK-Wert von $0,1 \text{ mg m}^{-3}$, geltend u.a. für Deutschland und Österreich, gemessen (Deutsche Forschungsgemeinschaft, 2009). Der MAK-Wert gibt die maximal zulässige Konzentration eines Stoffes als Dampf oder Gas in der Atemluft am Arbeitsplatz an, bei der auch nach täglich 8-stündiger und wöchentlich 40-

stündiger Arbeit keine Gesundheitsschäden zu erwarten sind. Durch geeignete Maßnahmen zur Arbeitssicherheit oder durch vermehrten Einsatz von Quecksilber-Ersatzstoffen konnte diese hohe Belastung deutlich reduziert werden. In Innenräumen kann eine gesundheitsrelevante Hg-Exposition aufgrund unsachgemäßer Entsorgung zerbrochener Hg-haltiger Geräte und nach Anwendung Hg-haltiger Farben auftreten. (Centers for Disease Control, 1990)

Wie bereits beschrieben wird das bei der Goldgewinnung verwendete Quecksilber großteils ungefiltert in die Umwelt abgegeben. Außerdem wird der quecksilberhaltige Schlamm in die nahe gelegenen Flüsse geleitet, was eine Anreicherung von Quecksilber im Fluss zur Folge hat. Über die Nahrungskette gelangen Hg-Verbindungen über Fische in den menschlichen Körper, wo diese erhebliche Schäden anrichten können. (DNR, 2008)

Obwohl über die aufgenommenen Mengen an Quecksilber stark voneinander abweichende Angaben vorliegen, ist davon auszugehen, dass die bedeutendsten Aufnahmequellen für den Menschen regelmäßiger Konsum Hg-belasteter Fische und das Tragen von amalgamhaltigen Zahnplomben sind (Schwensberg, 1994).

2.5 Minamata Krankheit

Diese Krankheit ist ein erschreckendes Beispiel für die Hg-Vergiftung durch den Verzehr von Hg- belastetem Fisch.

Nach Zingsheim (2003) gab es im Jahr 1949 in den Fischerdörfern rund um Minamata, einem japanischen Küstenort, ein rätselhaftes Massensterben einiger Tierarten. Ein Rückgang der Fischpopulation sowie anderer Meerestiere war zu beobachten. In weiterer Folge war bei Katzen ein merkwürdiges Verhalten feststellbar: Viele der Tiere konnten kaum auf ihren Beinen stehen, andere rannten komplett orientierungslos gegen Pfähle und Mauern oder litten unter starken Krämpfen. Krähen, Schweine, Möwen und Hunde zeigten ähnliches Verhalten. Diese Krankheit, damals als Katzentanzkrankheit bekannt, konnte man seit Mitte der 1950er Jahre auch bei Menschen, vor allem bei den Fischern der naheliegenden Fischerdörfer, beobachten. Symptome wie Gliederlähmung, Hör- und Sprachfehler sowie Probleme mit den Augen wurden registriert. Zunehmende physische und psychische Behinderung prägten das Bild der Krankheit, die in fast der Hälfte aller Fälle tödlich verlief.

Im Jahre 1956 soll die Krankheit, die man als schwere Schädigung des zentralen Nervensystem (ZNS) diagnostizierte, „epidemieähnliche Formen“ (Zingsheim, 2003) angenommen haben. Eine Infektion oder gar ein Virus wurde sehr schnell als Ursache ausgeschlossen und so vermutete man, dass die Krankheit durch ein Pestizid oder ein unbekanntes Gift ausgelöst wurde. Man nahm zunächst an, dass durch Rückstände von Sprengstoffen aus dem zweiten Weltkrieg das Meer verseucht worden war. Jedoch zeigten Wasseruntersuchungen, dass Sprengstoffe nicht die Ursache für die Krankheit waren. Die Forscher äußerten Ende der 1950er Jahre auf Grund ihrer umfangreichen Messungen den Verdacht, dass eine massive Quecksilbervergiftung als Krankheitsursache in Frage kommt. Es stellte sich heraus, dass der Chemiekonzern *Chisso* Anfang der 1930er Jahre begonnen hatte, mit Hilfe anorganischer Quecksilberverbindungen als Katalysator Vinylchlorid und Acetaldehyd herzustellen. Weitere Untersuchungen stellten fest, dass die Firma ihre quecksilberhaltigen Abwässer jahrzehntelang ohne Klärung einfach in die Hafenaabwässer eingeleitet hatte. Forscher fanden heraus, dass das in der Meeresbucht enthaltene anorganische Quecksilber in organisches Methylquecksilber umwandelt worden war. Durch das Trinkwasser und Fische aus der Bucht gelangte das entstandene Methylquecksilber in die Nahrungskette und so auch in den menschlichen Körper, wo es zur Akkumulation und zu den beschriebenen Symptomen führte, was nicht selten tödlich endete. (Zingsheim, 2003, Japanisches Umweltministerium, 2002)

2.6 Wirkung auf den Menschen

Der biochemische Mechanismus anorganischer und organischer Hg-Verbindungen beruht im Wesentlichen auf ihrer Reaktion mit den Thiol-(SH-) Gruppen von Proteinen und den Phosphorsäureestern der Nucleinsäuren. Methylquecksilber $(\text{CH}_3\text{Hg})^+$ bindet an die Pyrimidinbasen Thymin und Uracil.

2.6.1 Akute Toxizität

Akute Toxizität tritt nach dem Einatmen von Hg-Dampf auf.

Zu den akuten Vergiftungserscheinungen zählen Übelkeit und Metallgeschmack, es kommt zu Entzündungen in der Mundhöhle und in den Atemwegen, in Kombination mit erschwelter Atemtätigkeit, Bluthusten und erhöhtem Speichelfluss. Symptome der Zielorgane sind Sprach- und Bewegungsstörungen, Niereninsuffizienz, sowie Anurie und Kraftlosigkeit. (Bundesgesundheitsblatt, 1999)

Akute Vergiftungen durch organisches Quecksilber traten wie bereits bei der Minamata Krankheit beschriebenen Fall nach dem Verzehr von kontaminiertem Fisch und von irrtümlich mit gebeiztem Saatgut produziertem Pitabrot u.a. im Irak in den Jahren 1971/72 auf (Pietrek, 2006).

Neben Unwohlsein treten sowohl Juckreiz als auch starke Einschränkungen des Sehfeldes, Sprach- und Hörstörungen sowie Störungen der Bewegungskoordination auf. Schwere Vergiftungen führen unweigerlich zu Koma und Tod. Die dosisabhängige Latenzzeit bis zum Auftreten von Vergiftungserscheinungen beträgt einige Wochen bis Monate.

2.6.2 Chronische Toxizität

Effekte und Zielorgane einer chronischen Vergiftung werden unter anderem durch die hohe Mobilität vom Hg-Dampf im Körper bestimmt. Die Hauptsymptome sind in Tabelle 1 zusammengefasst. Die Beobachtungen stammen hauptsächlich aus dem Bereich der Arbeitsmedizin und aus Fällen nach Unfällen mit metallischem Hg. Die Hg-Konzentration der untersuchten Arbeitsplätze lag im Normalfall über dem MAK-Wert (Deutsche Forschungsgemeinschaft, 2009).

Die Symptome der chronischen Vergiftung mit metallischem Hg sind dieselben wie nach akuter Intoxikation, wobei die auftretenden Schäden schwer voneinander zu unterscheiden sind. Beim Menschen gibt es keine ausreichenden Hinweise auf krebserregende Wirkung von Hg und dessen Verbindungen. In der MAK-Werte-Liste sind deshalb Hg und Hg-Verbindungen nicht als kanzerogene Arbeitsstoffe eingeschrieben. Die International Agency for Research on Cancer (IARC), eine Unterorganisation der World Health Organization (WHO), stuft dagegen Methyl-Hg als möglicherweise krebserregend für den Menschen ein (Deutsche Forschungsgemeinschaft, 2009; IARC, 1993)

Tabelle 1: Symptome der chronischen Hg-Vergiftung nach Exposition mit Hg-Dampf (Bundesgesundheitsblatt, 1999)

<p>Zielorgan Niere u.a. Ausscheidung von Eiweiß über den Urin;</p>
<p>Zielorgan Mundhöhle u.a. erhöhter Speichelfluss</p>
<p>Zielorgan Peripheres Nervensystem u.a. verlangsamte Nervenleitgeschwindigkeit, Kälte- und Wärmeempfindung</p>
<p>Zielorgan ZNS u.a. Appetitlosigkeit, Konzentrationsschwäche, Schlaflosigkeit, Abgeschlagenheit Defizite im Kurzzeitgedächtnis; Gewichtsverlust Übererregbarkeit, Depression, Zurückgezogenheit</p>

2.7 Geochemischer Kreislauf von Quecksilber-Verbindungen

Die Umwandlung und Bildung von organometallischen Verbindungen in der Natur ist von großer ökotoxikologischer Bedeutung. Es entstehen auf Grund von Methylierungen aus anorganischen Quecksilber-Verbindungen und metallischem Quecksilber, Dimethylquecksilber sowie Methylquecksilberchlorid, die lipophiler als die anorganischen Verbindungen sind und daher besser von Zellen aufgenommen werden. Methylquecksilber wird in Meer- und Seesedimenten, wie Abbildung 2 zeigt, gebildet.

Mikroorganismen reduzieren das Quecksilber-Kation zu elementarem Quecksilber oder wandeln es zu Methyl- bzw Dimethylquecksilber um. Methylquecksilber ist stark neurotoxisch und lagert sich wegen der Lipophilität in aquatischen Fischen und terrestrischen Organismen ein. In Form des Methylquecksilbers wird Quecksilber in Fischen akkumuliert. Ein Absinken des pH-Werts im See bewirkt eine zunehmende Akkumulation von Quecksilber in Fischen.

„Die Bildung von methylierten Metallen führt meist zu einer Erhöhung der Toxizität, vor allem beim Säuger und beim Menschen.“ (Fent, 2007)

Über die Nahrungskette gelangt das methylierte Quecksilber schließlich in den menschlichen Organismus, wie in Abbildung 1 ersichtlich, und kann dort zu den bereits erwähnten akuten sowie chronischen Vergiftungserscheinungen führen.

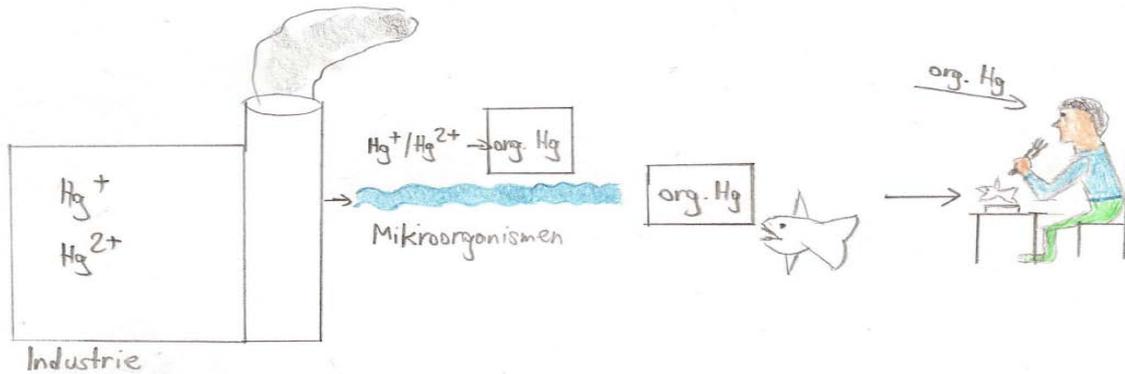


Abbildung 1: Verlauf des Quecksilbers von der Industrie zum Menschen

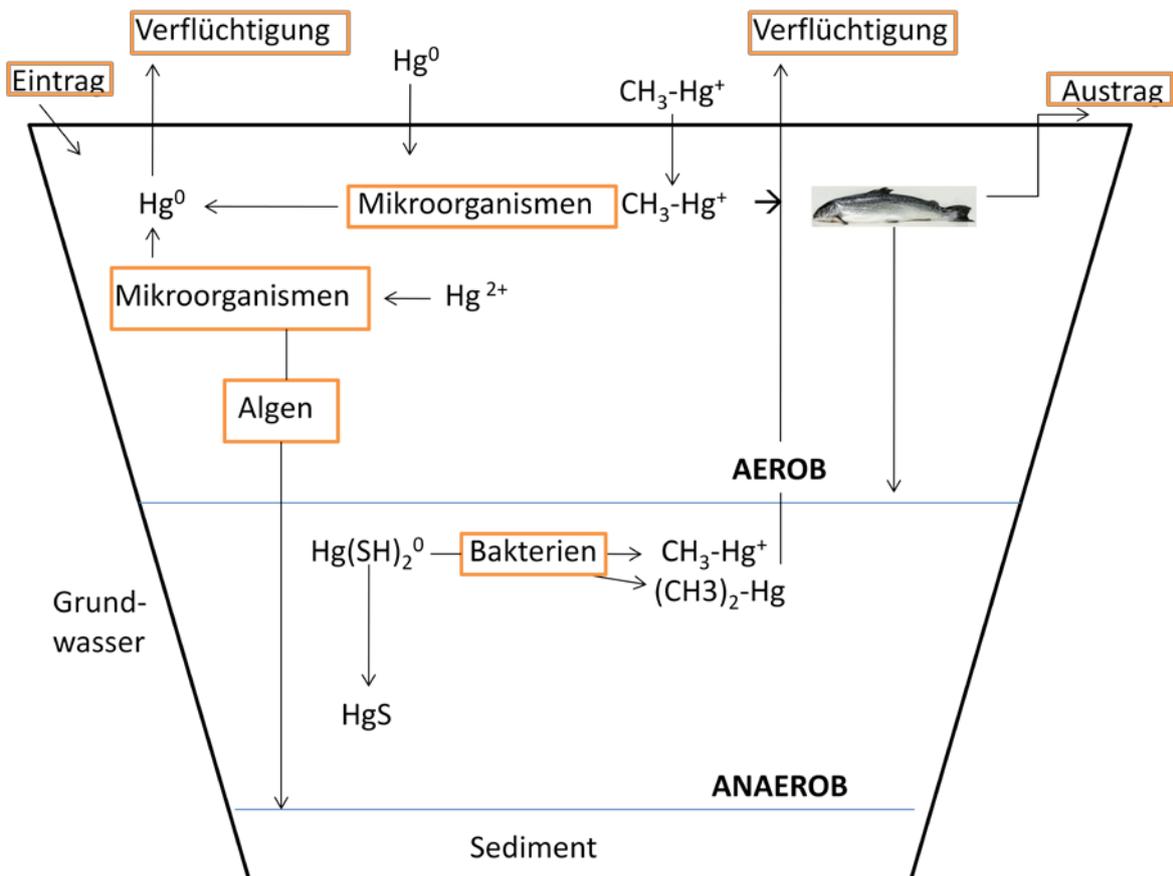


Abbildung 2: Skizze der Umwandlungsprozesse von Quecksilber in stehenden Gewässern (gezeichnet nach: Fent, 2007)

2.8 Motivation für die Quecksilber-Analyse der einzelnen Kompartimente der Schwechat

Im Jahresbericht 2002 des Umweltbundesamtes zur Erhebung der Wassergüte in Österreich wird eine mäßige Quecksilber-Belastung für das Sediment der Schwechat bei Mannswörth beschrieben. Einzig das Sediment des Wienflusses in der Landstraße (Wien 3) weist eine ähnlich hohe Hg-Belastung im Großraum Wien auf (WWK/UBA, 2003).

Die Schwechat stellt ein interessantes Beprobungsgebiet für die Untersuchung auf Quecksilber dar, da einerseits das Quellgebiet und der Oberlauf westlich von Wien naturbelassen sind und damit eine niedrige Quecksilber-Belastung zu erwarten ist, andererseits der Mittel- und Unterlauf südlich von Wien anthropogen durch Industrieabwässer belastet sein könnten. Auch sind bisherige Messungen hinsichtlich der Schwermetall-Belastung in den einzelnen Kompartimenten dieses Flusses immer nur im Unterlauf erfolgt, sodass ein Vergleich mit dem Hg-Gehalt des naturbelassenen Teils der Schwechat interessant sein könnte

3, Material und Methoden

3.1 Die Schwechat

3.1.1 Geologie, Geographie und Meteorologie der Schwechat

Die Schwechat ist seit einigen Jahrzehnten ein beliebtes Ziel limnologischer Beobachtungen und gilt daher als eines der gründlichst untersuchten Gewässer in Österreich. Dies geht vor allem auf Dr. Ferdinand Starmühlner und seinen Untersuchungen im Rahmen der Forschungsgemeinschaft „Ökologie der Gewässer Wiens“ in den Jahren 1954 bis 1957 zurück. (Starmühlner, 1969)

Sie ist eines von wenigen Fließwassersystemen der Wiener Umgebung, welche eigenständig in die Donau münden. Mit der Triesting aus den Kalkvoralpen sowie der Liesing und dem Mödlingbach aus dem Wienerwaldbecken hat die Schwechat drei Zubringerflüsse. Das gesamte Einzugsgebiet des Flusses ist mit knapp über 200 km² das größte aller Wienerwaldbäche.

Insgesamt werden während des relativ kurzen Verlaufs von etwa 70 km drei geologische Zonen passiert, der südlichen Wienerwald im Quellverlauf, welcher sich aus zwei unterschiedlichen Gesteinszonen zusammensetzt und das Wiener Becken, welches die übrige Fließstrecke der Schwechat begleitet

An verschiedenen Stellen treten Thermalquellen zu Tage. Viele dieser Quellen, welche zu Heilzwecken dienen, fließen in der Stadt Baden als Thermalwasser in die Schwechat und beeinflussen das Wasser sowohl chemisch als auch thermisch. Die mittlere Temperatur dieser Quellen liegt bei etwa 35°C und ist somit nach der Gasteiner Thermalquelle mit 46°C eine der wärmsten Quellen in Österreich.

Das Flusssystem der Schwechat durchfließt den Grenzraum zwischen dem ozeanischen Klima im Wienerwald und dem kontinental beeinflussten Gebiet im Wiener Becken.

Das Quellgebiet und der gesamte Oberlauf des Flusses liegen unter dem Einfluss der Westwinde, somit sind in der Regel die Sommer kühler und feucht, während die Winter milder sind. Der Mittel- und Unterlauf der Schwechat sind stark vom kontinentalen Klima beeinflusst, was sich mit durchschnittlich höheren Sommertemperaturen, geringeren Niederschlägen sowie deutlich geringeren Temperaturen im Winter widerspiegelt.

Die Schwechat hat eine Gesamtließstrecke von etwa 70 km, wobei die Entfernung der Quellregion zur Einmündung in die Donau einer Luftlinie von 48 km entspricht. (Starmühlner, 1969)

Die Unterteilung der Schwechat ist durch bestimmte Punkte bestimmt:

- Eintritt der Schwechat aus dem Hügelland des Wienerwaldes in das Wiener Becken und Einfluss der Thermalwässer (Ober- gegen Mittellauf)
- Übergang in die Aulandschaft der Donau, bei gleichzeitiger höherer Verschmutzung bei der Schwechat (Mittel- gegen Unterlauf)

3.2 Probennahmestellen:

Um eine gleichmäßige Beprobung des Flusses zu gewährleisten, wurden insgesamt sieben Probennahmestellen im gesamten Flussverlauf ausgewählt, welche in Abbildung 3 graphisch gezeigt werden.

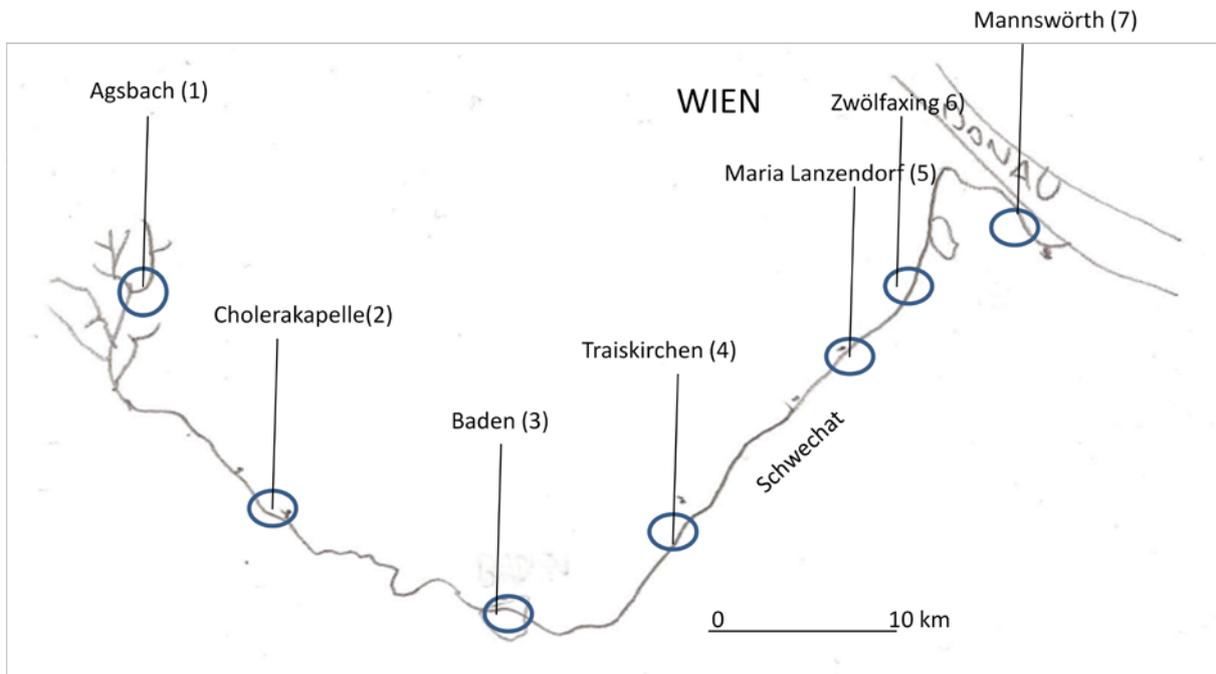


Abbildung 3: Darstellung des Flusslaufes der Schwechat sowie Kennzeichnung der einzelnen Probennahmestellen (gezeichnet nach Diercke Weltatlas, 1996)

Folgende Standorte wurden als Probenstelle (mit Probenabkürzung) ausgesucht (geordnet nach Flusslauf):

- 1 Agsbach (Ag) (Quellbach)
- 2 Cholerakapella im Helenental (Ch) (Oberlauf)
- 3 Baden bei Wien (Ba) (Mittellauf)
- 4 Traiskirchen (Tr) (Mittellauf)
- 5 Maria Lanzendorf (ML) (Mittellauf)
- 6 Zwölfaxing (Ax) (Unterlauf)
- 7 Hafen Albern bei Mannswörth (Al) (Unterlauf)

3.3 Beschreibung der Probennahmestellen

3.3.1 Probennahmestelle 1: „Agsbach“



Abbildung 4: Probennahmestelle Agsbach im Jänner 2006 (Ag) ($48^{\circ} 06'53''$ N, $16^{\circ} 00'53''$ E)

Der dritte Zubringer der Schwechat strömt etwa zwei Meter tief eingeschnitten in einem breiten Flyschtal durch Wiesengelände, besitzt kiesig bis sandigen Grund und erreicht am Probenort eine Breite von etwa 5 Meter und eine Tiefe von 25 cm (Starmühlner, 1969)

3.3.2 Probennahmestelle 2: „Cholerakapelle (Helenental)“



Abbildung 5: Probennahmestelle Helenental (Ch) im September 2009 (48° 00' 49'' N, 16° 10' 15'' E)

3.3.3 Probennahmestelle 3: „Baden“



Abbildung 6: Probennahmestelle Baden bei Wien (Ba) im September 2009 (47° 59' 52'' N, 16° 15' 26'' E)

In Baden nimmt die Temperaturkurve, bedingt durch den Einfluss der Thermalabwässer, einen starken Anstieg. Im Bereich der Thermaleinflüsse friert die Schwechat auch im strengsten Winter nicht zu.

An dieser Probennahmestelle ist eine starke Sauerstoff-Übersättigung festzustellen, welche sich durch einen hohen Grad an Algenaufwuchs erklären lässt. (Starmühlner, 1969).

3.3.4 Probennahmestelle 4: „Traiskirchen“



Abbildung 7: Probennahmestelle Traiskirchen (Tr) im Jänner 2006 (48° 00' 37'' N, 16° 17' 54'' E)

Starmühlner (1969) schreibt, dass dieser Probenpunkt kaum Algenaufwuchs zeigt, was durch eine sehr geringe Sauerstoff-Sättigung bestätigt wurde. Weiters wird eine Algenentwicklung durch Abwässer der Stadt und Lichtmangel fast vollständig unterdrückt.

3.3.5 Probennahmestelle 5: „Maria Lanzendorf“



Abbildung 8: Probennahmestelle Maria Lanzendorf (ML): 48° 05' 37'' N, 16° 25' 16'' E; (www.wandertipp.at)

3.3.6 Probennahmestelle 6: „Zwölfaxing“



Abbildung 9: Probennahmestelle Zwölfaxing (Ax) im Oktober 2009 (48° 06' 45'' N, 16° 27' 32'' E)

Zwölfaxing ist der vorletzte Probenpunkt. Anders als bei den bisher beschriebenen Probennahmestellen ist der Wasserstand hier deutlich höher. Dieser Standort ist reich an Algenaufwuchs und Wasserpflanzen (Starmühlner, 1969), wobei während dieser Untersuchung keine Moose gefunden wurden.

Aus diesem Bereich der Schwechat stammen auch die Fische, welche für die Hg-Analyse verwendet wurden.

3.3.7 Probennahmestelle 7: „Hafen Albern“



Abbildung 10: Probennahmestelle Hafen Albern (Al) im Juli 2009 (48° 09' 4'' N, 16° 29' 58'' E)

Der letzte Probenpunkt einige hundert Meter vor der Einmündung in die Donau schien der Interessanteste, da hier eventuell die stärksten Auswirkungen des anthropogenen Einflusses zu erwarten waren.

3.4 Probennahme

Zwischen den Monaten Juli und September 2009 wurden an insgesamt sieben Stellen entlang der Schwechat Proben von Wasser, Sediment, Moos und Biofilm entnommen. Im Oktober des Jahres 2009 wurden 21 Exemplare zweier Fischarten, dem Aitel *Leuciscus cephalus* und dem Gründling *Gobio gobio*, in der Nähe der Probennahmestelle Zwölfaxing mittels Elektrofischung entnommen.

Das Wasser wurde mit einem Plastikcasher geschöpft und vor Ort mit portablen Messgeräten der Fa. VWR die Leitfähigkeit, der pH-Wert, der Sauerstoffgehalt sowie die Sauerstoffsättigung und die Temperatur gemessen. Für die Analyse des Quecksilbergehaltes wurden die Proben durch einen 25 mm Spritzenvorsatzfilter, 0,2 µm PTFE Membran der Fa. VWR in ein 10 ml Polypropylengefäß gefiltert. Um die Probe zu stabilisieren, wurde diese mit 100 µl 69% Salpetersäure (trace select, Fa. Fluka) auf pH 2 gebracht. Bei jeder Probennahme wurden drei Parallelproben genommen.

Oberflächliche Sedimentproben wurden mit Hilfe eines Plastiklöffels bei anschließender Siebung durch ein Kunststoffsieb (Porengröße: ca. 1 mm) in eine PE-Weithalsflasche gefüllt. Bei jeder Probennahme wurde in etwa 20 Gramm Frischgewicht genommen.

Proben der Moose wurden dort, wo welches zu finden war, mittels Plastikpinzette in eine 250 ml PE-Weithalsflasche gegeben und mit zirka 200 ml Flusswasser bedeckt. Bei jeder Probennahme wurde in etwa 15 Gramm Frischgewicht genommen.

An den Probennahmestellen wo Algenaufwuchs, so genannter Biofilm, vorhanden war, wurde dieser mit einem Spatel von Steinen geschabt und in eine PE-Weithalsflasche gefüllt. Es wurde in etwa 20 – 25 Gramm Frischgewicht genommen.

Um alle Probenpunkte an einem Tag erreichen zu können, wurde die Strecke mit dem Auto optimiert, so dass für die Erfassung aller Standorte sowie für die Probennahme insgesamt eine Zeit von sechs Stunden in Anspruch genommen werden musste.

Alle genommenen Proben wurden sofort nach der Probennahme mit Kühlakkus gekühlt in das Labor gebracht.

Die Fische, welche mittels Elektrofischens gefangen wurden, wurden vor Ort durch einen Genickschlag getötet, gekühlt und anschließend ins Labor gebracht, wo sie im Gefrierschrank bei -20°C bis zur weiteren Verarbeitung aufbewahrt wurden.

3.4.1 Zur Untersuchung gefangene Fische

- **Der Aitel *L. cephalus***

Der Aitel *L. cephalus*, ist häufig in Flussunterläufen oder in Stauseen anzutreffen. Als junge Tiere leben sie in kleineren Schwärmen im freien Wasser nahe an der Oberfläche und ernähren sich von Plankton und Anflugnahrung. Mit zunehmendem Alter verlassen Aitel die Schwärme und werden Einzelgänger, wobei sie bevorzugt an geschützten Uferstellen leben. Zu ihrer Nahrung zählen kleine Fische, Frösche, aber auch kleine Säugetiere.

L. cephalus ist einer der häufigsten Fische unserer Fließgewässer, wobei er als Speisefisch wenig Bedeutung hat. In Forellengewässern sind große Aiteln nicht erwünscht, da diese Jungforellen erbeuten und so werden sie oft mit großem Aufwand gezielt entfernt.

Die Verbreitung dieser Fischart erstreckt sich über ganz Europa mit Ausnahme der skandinavischen Länder sowie Süditalien.

Erkennbar ist der Aitel an seinem gestreckten, im Querschnitt fast runden Körper. Seine Länge ist Mittel bei 30-40 cm, wobei einige Exemplare eine Länge von 70 cm erreichen können. Sein großer Kopf mit stumpfer Schnauze und tiefer Mundspalte, die fast bis zu den Augen reicht, ist ein weiteres Merkmal des Aitels. (Gerstmeier, 2003)



Abbildung 11: *L. cephalus* (www.fischerei-olang.net)

- **Der Gründling *G. gobio***

Gründling *G. gobio*, zählt wie der Aitel zu den Karpfenfischen. Diese Fischart zählt zu den häufigsten einheimischen Kleinfischen. Sie leben am Grund verschiedenster Arten von Gewässern, wobei rasch fließendes Wasser der Barben- und Äschenregion bevorzugt wird. Gründlinge ernähren sich von bodennahen Kleinlebewesen, wobei auch Aas gefressen wird. Bei Gefahr fliehen sie meist in tieferes Wasser.

Die Verbreitung dieser Fische erstreckt sich über ganz Europa, wobei durch ihre geringen Wanderungstrecken viele Lokalarten und Unterformen des Fisches existieren.

Zu den auffälligsten Merkmalen des Gründlings zählen sein schlanker, drehrunder Körperbau, sein abgeflachter Kopf mit großen Augen, unterständiger Mundspalte und nur einem Paar kurzer Barteln am Rand des Oberkiefers. (Gerstmeier, 2003)



Abbildung 12: *G. gobio* (<http://www.donauauen.at>)

3.5 Chemische Analyse

3.5.1 Waschen der Apparaturen

Vor jeder Analyse des Probenmaterials wurden sämtliche Glasgeräte je zweimal mit verdünnter Salpetersäure (trace select, Fa. Fluka) sowie mit destilliertem Wasser gründlichst gewaschen, um eventuelle Kontaminationen mit Quecksilber auszuschließen.

3.5.2 Probenvorbereitung

Für die Bestimmung des Trockengewichtes wurden sämtliche Pflanzen- und Sedimentproben in einem Trockenschrank bei 105°C bis zur Gewichtskonstanz (24 Stunden) getrocknet. Aus dem resultierenden Masseverlust wurde der Anteil des Wassers in den Proben bestimmt, um das Trockengewicht der zur Analyse verwendeten Probe auszurechnen.

Die angesäuerten Wasserproben wurden im Anschluss an die Probennahme sofort und ohne weitere Behandlung gemessen.

Das Sediment wurde vom überstehenden Wasser dekantiert und wieder wurden in etwa zwei gleich große und gleich schwere Teile der Probe hergestellt, um ebenfalls sowohl den Wassergehalt einerseits und mittels Aufschluss den Quecksilbergehalt andererseits zu bestimmen. Die Einwaage belief sich auf etwa ein bis zwei Gramm Frischgewicht, da jedes Sediment unterschiedlich hohe Wasseranteile aufgewiesen hat.

Die Moosproben wurden mit destilliertem Wasser abgespült. Anschließend wurde eine Probe in ungefähr zwei gleich schwere und gleich große Teile mit Hilfe einer Plastikpinzette geteilt, wobei ein Teil für die Bestimmung des Trockengewichtes und der andere Teil für den Mikrowellenaufschluss verwendet wurden. Auf Grund des hohen Wasseranteils war die Einwaage für den anschließenden Mikrowellenaufschluss des verwendeten Probenmaterials in etwa zwei bis drei Gramm Frischgewicht.

Für die Analyse wurden die Fische angetaut und die Gesamtlänge und Masse bestimmt. Mit Hilfe eines Skalpells wurde etwa ein Gramm Muskel aus dem Bereich des Schwanzstiels entnommen und in das Aufschlussgefäß gegeben. (Agorku et al., 2009)

Zur Methodenevaluierung wurden vor Beginn der Arbeit 7 Proben eines Referenzstandardmaterials, und zwar getrocknete Fischleber (DOLT-3) und Fischmuskulatur (DORM-3) des Natural Research Council Canada aufgeschlossen und der Quecksilber-Gehalt bestimmt.

3.6 Mikrowellenaufschluss

Das verwendete Mikrowellenaufschlussgefäß war aus der Reihe ETHOS 1600 der MLS GmbH. Die Proben wurden mit 7 ml einer etwa 40 prozentigen Salpetersäure (suprapur, Fluka) versetzt und in den Mikrowellenofen gegeben. Bei jedem Mikrowellenaufschluss wurden neben acht Proben immer zwei Blindproben mit 7 ml Salpetersäure gemacht. Die Aufschlussbehälter wurden fest verschlossen und die Aufschlussprozedur bestimmt. Um einen vollständigen Aufschluss zu gewähren, wurde ein stufenweises kontrolliertes Aufheizen der Proben gewählt, wobei die einzelnen Temperaturstufen sind in Tabelle 2 dargestellt sind. Die Temperatur wurde ständig vom Gerät durch einen Temperaturfühler, welcher in einer Öffnung im ersten Gefäß platziert wurde, kontrolliert. Der Verlauf von Temperatur, Zeit und eingestrahelter Leistung konnte jederzeit über die Steuereinheit LabTERMINAL 1024 beobachtet werden.

Tabelle 2: Aufschluss-Parameter während des Mikrowellenaufschlusses

Zeit	Temperatur	Leistung
5 Minuten	65°C	300 Watt
6 Minuten	130°C	700 Watt
8 Minuten	170°C	700 Watt
10 Minuten	190°C	1000 Watt

Ist der Aufschluss vorüber und eine Temperatur von 190°C erreicht, muss einige Zeit gewartet und gekühlt werden, um die Analytlösung für die weitere Analyse zu erhalten.

Nach Abkühlung auf Raumtemperatur werden die Aufschlussgefäße geöffnet und die Lösung auf 10 oder 15 ml mit destilliertem Wasser verdünnt und in ein Polypropylenröhrchen überführt.

3.7 Spektroskopische Analyse

Die Bestimmung des Quecksilbergehaltes der aufgeschlossenen Proben wurde mittels Kaltdampf- Atomabsorptionsspektroskopie (CV-AAS) durchgeführt.

3.7.1 Grundprinzip der Atomabsorptionsspektroskopie

„Atomabsorptionsspektroskopie (AAS) ist ein spektroanalytisches Verfahren zum Qualitativen Nachweis und zur quantitativen Bestimmung von Elementen mit Hilfe der Absorption optischer Strahlung durch freie Atome im Gaszustand.“ (Deutsche Norm DIN 51401-1, 1992)

Die analytische Anwendung der Absorption freier Atome in Form der AAS geht auf Walsh (1955) zurück. Abbildung 13 zeigt die Module eines AAS-Gerätes. In der AAS wird die Probe in einem Atomisator in freie Atome überführt. Die Anregung der Atome erfolgt durch Licht im sichtbaren bis ultravioletten Bereich, welches aus einer Hohlkathodenlampe (HKL) stammt. Die Ausblendung von störender Strahlung und die Detektion werden über einen Monochromator und einen Sekundärelektronenvervielfacher (SEV) erreicht. (Otto, 2003)

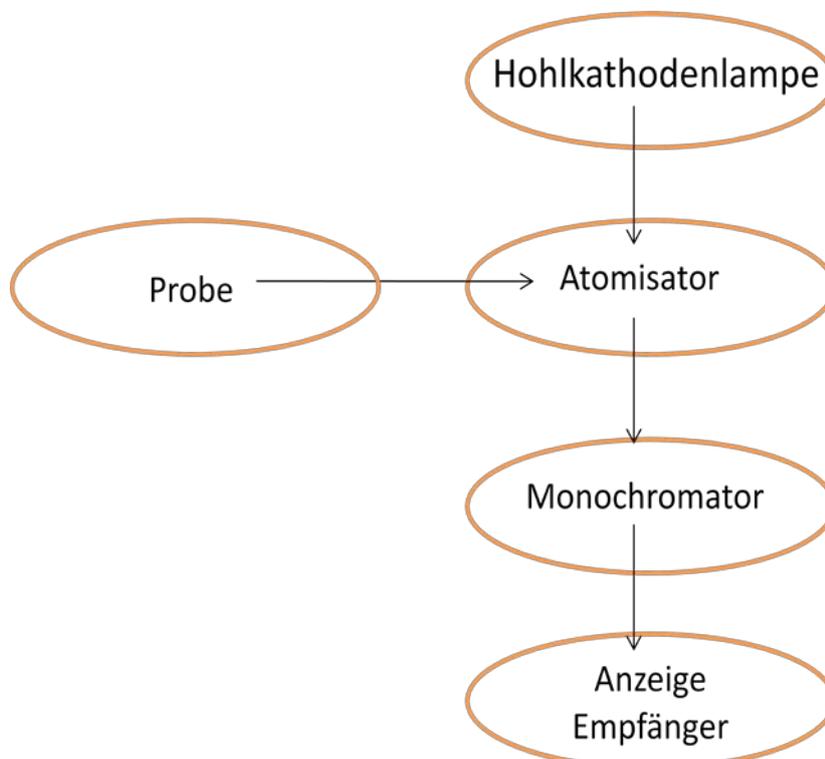


Abbildung 13: Aufbau eines Spektrometers

3.7.2 Prinzip der Kaltdampftechnik

Quecksilber besitzt als einziges Metall bereits bei 20°C einen Dampfdruck von 0,0016 mbar, entsprechend einem Gehalt von ungefähr 15 mg m^{-3} an atomarem Quecksilber im Gaszustand. (Riedel, 2004) Es gibt daher die Möglichkeit, dieses Element ohne entsprechende Atomisierungseinrichtung direkt mit AAS zu bestimmen. Das Quecksilber muss nur aus seinen Verbindungen in den metallischen Zustand reduziert und in den Gaszustand überführt werden. Dieser atomare Dampf wird mit einem Inertgasstrom, welches Argon oder Stickstoff ist, ohne jegliche Zufuhr von thermischer Energie aus der zu messenden Probe in eine Quarzzelle überführt und dort bei 253,7 nm atomabsorptionsspektrometrisch gemessen. Um eine Hintergrundabsorption durch Wassertröpfchen zu verhindern, wird die Quarzzelle auf etwa 105-110°C erwärmt. So entstand auch der Name „Kaltdampftechnik.“ Diese einmaligen Eigenschaften haben dazu geführt, dass sich mehrere Arbeitsgruppen schon sehr früh mit diesem flüssigen Metall beschäftigt haben. Ein weiterer Grund war, dass seine Giftigkeit länger bekannt war und somit enormes Interesse an einem empfindlichen Bestimmungsverfahren bestand. Die ersten Arbeiten zur Bestimmung von Quecksilber mit Hilfe der AAS stammen aus den 30er Jahren des 20. Jahrhunderts. (Welz, 1997)

Die Kaltdampftechnik wird oft mit einem Fließinjektionssystem (FI-System) kombiniert. Eine Trägerlösung mit verdünnter Säure wird gepumpt, in die in regelmäßigen Abständen ein kleines Volumen Probenlösung eingespeist wird. Es kommt zu einer Reaktion mit einem Reduktionsmittel. Diese Reaktion erzeugt ein unbeständiges Hydrid, welches mit Hilfe eines Inertgasstroms zu einer Quarzzelle transportiert wird. In dieser Quarzzelle wird das Quecksilberhydrid zu elementarem Quecksilberdampf übergeführt und bei 253,7 nm gemessen. (Perkin Elmer, 1994)

Sehr großer Vorteil dieser Methode ist extrem niedrige Nachweisgrenze von 100 ng L^{-1} (Perkin Elmer, 1994), sowie eine hohe Selektivität, da keine nichtflüchtigen Störsubstanzen in den Strahlengang gelangen können.

3.7.3 Verwendetes Gerät für die spektroskopische Analyse

Zur Bestimmung des Quecksilbergehaltes wurde das Pumpenmodul FIAS-400 der Fa. Perkin-Elmer verwendet, welches an einem Computer für die Datenauswertung angeschlossen ist.

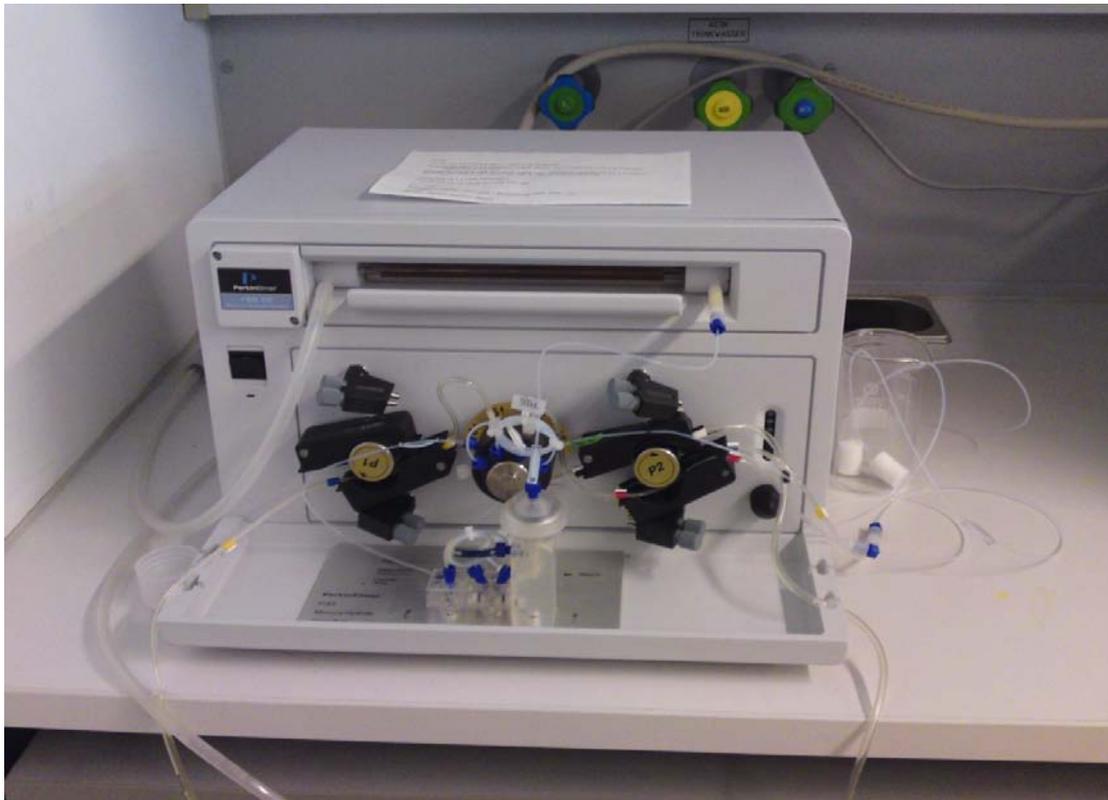


Abbildung 14: Perkin-Elmer FIAS 400

Folgende Einstellungen am Gerät wurden betätigt:

Tabelle 3: Einstellungen am Pumpenmodul

Step	Ausführung	Zeit in sek.	Pumpe1 [rpm]	Pumpe 2 [rpm]
1	Vorfüllung	15	100	120
2	Füllung	10	100	120
3	Injektion	15	0	120

Im ersten Schritt (Step) kommt es zum Füllen der Schläuche mit der Probenlösung. Im nächsten Schritt wird die Probenschleife des FIAS-Ventils mit 500 µl der Analytlösung befüllt. So wird in Schritt 3 die Lösung der Probenschleife in den Trägerstrom, welche durch Pumpe 2 gefördert wird, eingebracht und zur Messung gebracht. Im letzten Schritt steht die Probenpumpe 1 still. (Perkin Elmer, 1992)

3.7.4 Reagenzien für Aufschluss und Analyse

- ❖ **Salpetersäure 69%**, $\rho(\text{HNO}_3) = 1,40 \text{ g ml}^{-1}$, (trace select, Fa. Fluka)
- ❖ **Quecksilber-Standard**, $\rho(\text{Hg}) = 1000 \text{ mg L}^{-1}$ (Fa. Fluka)

Für die Herstellung der Standards und der Stabilisierungslösung wurde nach ÖNORM EN 1483 gearbeitet und folgende Reagenzien hergestellt:

- ❖ **Salpetersäure ~ 2%**, $\rho(\text{HNO}_3) = 1,40 \text{ g ml}^{-1}$
~ 8ml Salpetersäure 69% mit Wasser auf 250 ml auffüllen
- ❖ **Stabilisierungslösung:** 1 Kristall Kaliumpermanganat in ca. 10 ml Wasser

Für die Quecksilberbestimmung wurden folgende Reagenzien verwendet:

- ❖ „Carrier:“ ca. 3% HCl Suprapur (30 % 1:10 verdünnt)
- ❖ **Reduktionsmittel:** 0,2% NaBH_4 in 0,05% NaOH
(Zubereitung: 1 ml 50% Natronlauge mit Wasser auf 1000 ml auffüllen und anschließender Zugabe von 2 Gramm festes Natriumborhydrid) (Perkin Elmer, 1994)

3.7.5 Bestimmung des Quecksilbergehalts

3.7.5.1 Kalibrierung

Für die Zubereitung der Kalibrierlösungen zur Hg-Bestimmung wurde zuerst 1ml de Hg- Standards (1000 mg L^{-1}) in einen Glaskolben gegeben und mit 2% Salpetersäure auf 100 ml aufgefüllt. Diese Lösung ist mehrere Monate haltbar und wird im Kühlschrank aufbewahrt. In weiterer Folge wurden dieser Stammlösung 100 μl entnommen und in einen weiteren Glaskolben überführt. Zur Stabilisierung wurde der Lösung etwa 1 ml Stabilisierungslösung hinzugegeben und mit 2% Salpetersäure auf ein Volumen von 100 ml gebracht. Die nun enthaltene Quecksilber-Standardlösung, mit einem Quecksilber-Gehalt von $10 \mu\text{g L}^{-1}$ ist für 1-2 Wochen haltbar. Aus dieser wurden folgende Verdünnungen hergestellt:

Standard 1: $1 \mu\text{g L}^{-1}$

Standard 2: $2 \mu\text{g L}^{-1}$

Standard 3: $5 \mu\text{g L}^{-1}$

Standard 4: $10 \mu\text{g L}^{-1}$

Die Kalibriergerade, wie in Abbildung 15 gezeigt, wurden als Regressionslinie aus den vier Messungen der Standards sowie eines Blindwerts (blank) ermittelt, wobei der Korrelationsfaktor größer oder gleich 0,9995 sein sollte.

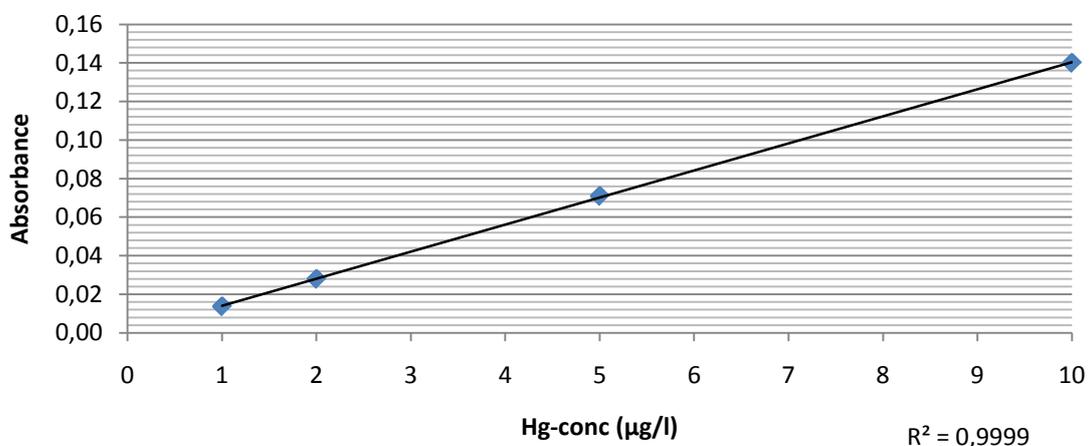


Abbildung 15: Regressionslinie der Standardmessreihe

3.7.5.2 Messung

Die atomspektrometrische Messung erfolgt bei einer Wellenlänge von exakt 253,7 nm. Sollte der Fall aufgetreten sein, dass der Messwert außerhalb der Kalibrierung war, so wurde die Analytlösung dementsprechend mit destilliertem Wasser so verdünnt (1:2, 1:5, 1:10 etc.), um die Quecksilber-Konzentration innerhalb des Kalibrationsbereichs messen zu können. Diese Verdünnung wurde anschließend bei der Auswertung der Daten berücksichtigt. Anschließend erfolgte eine Umrechnung der aus der AAS erhaltenen Messwerte unter Beachtung der Probeneinwaage und des Wassergehalts auf $\mu\text{g g}^{-1}$ Trockenmasse sowie bei den Fischproben auf $\mu\text{g g}^{-1}$ Frischgewicht.

4. Ergebnisse

4.1 Physikalisch chemische Parameter der Probennahmestellen von Juli - September 2009

Tabelle 4 zeigt jeweils den arithmetischen Mittelwert sowie die Standardabweichung der gemessenen Parameter der einzelnen Probennahmestellen:

Tabelle 4: phys. chem. Parameter der Probennahmestellen (außer Maria Lanzendorf) im Zeitraum Juli bis September 2009

	Agsbach	Cholerakapelle	Baden	Traiskirchen	Zwölfaxing	Albern
Temp. [°C]	14,9 (±1,4)	15,6 (±0,4)	17,2 (±0,6)	17,6 (±0,5)	19,5 (±0,6)	19,4 (±0,5)
pH-Wert	8,14 (±0,12)	8,08 (±0,08)	8,27 (±0,13)	8,02 (±0,1)	8,22 (±0,09)	8,24 (±0,1)
O₂-Sättigung [%]	80 (±1,9)	95 (±2)	114 (±3,1)	90 (±2,3)	102 (±1,7)	80 (±2,2)
O₂-Gehalt [mg L⁻¹]	8,1 (±0,3)	9 (±0,4)	10,2 (±0,6)	8,2 (±0,3)	9,2 (±0,2)	7,3 (±0,6)
Leitfähigkeit [µs cm⁻¹]	465 (±12,5)	724 (±11,4)	800 (±8,3)	840 (±7,3)	770 (±10,2)	718 (±5,7)

4.2 Gehalt an Quecksilber der einzelnen Kompartimente

DORM-3/DOLT-3:

- Die referenzierte Fischleber DORM-3 des Natural Research Council Canada hat einen Hg-Gehalt von 0,409 µg g⁻¹ Trockenmasse bei einer Standardabweichung von 0,027 µg g⁻¹.

Nach erfolgtem Mikrowellenaufschluss sowie anschließender spektroskopischer Analyse des Materials wurde ein Wert von 0,436 µg g⁻¹ bei einer Standardabweichung von 0,02 µg g⁻¹ gemessen, was einer Wiederfindungsrate (Recovery) von 106,62% entspricht.

Bei einer weiteren Analyse wurde ein Wert von 0,411 µg g⁻¹ bei einer Standardabweichung von 0,005 µg g⁻¹ gemessen, was einer Wiederfindungsrate von 106,57% entspricht.

- Die referenzierte Fischmuskulatur DOLT-3 des Natural Research Council Canada hat einen Hg-Gehalt von $3,37 \mu\text{g g}^{-1}$ Trockenmasse bei einer Standardabweichung von $0,57 \mu\text{g g}^{-1}$.

Nach erfolgtem Mikrowellenaufschluss sowie anschließender spektroskopischer Analyse des Materials wurde ein Wert von $3,247 \mu\text{g g}^{-1}$ bei einer Standardabweichung von $0,042 \mu\text{g g}^{-1}$ gemessen, was einer Wiederfindungsrate von 96,34% entspricht.

Bei einer weiteren Analyse wurde ein Wert von $3,348 \mu\text{g g}^{-1}$ bei einer Standardabweichung von $0,107 \mu\text{g g}^{-1}$ gemessen, was einer Wiederfindungsrate von 100,67% entspricht.

Tabelle 5 gibt einen Überblick über die Mittelwerte und Standardabweichungen der referenzierten Fischproben, sowie über die Wiederfindungsrate der gemessenen Proben.

Tabelle 5:: Hg-Gehalte der referenzierten Fischproben, sowie Hg-Gehalt der analysierten Proben

Element	Dorm-3($\mu\text{g/g}$)	Probe ($\mu\text{g/g}$) (n=7)	Recovery (%)	NWG($\mu\text{g/L}$)
Hg	0,409 ($\pm 0,027$)	0,422 ($\pm 0,018$)	103,1	0,1
Element	Dolt-3($\mu\text{g/g}$)	Probe ($\mu\text{g/g}$) (n=7)	Recovery (%)	NWG($\mu\text{g/L}$)
Hg	3,370 ($\pm 0,57$)	3,304 ($\pm 0,096$)	98,1	0,1

Wasser:

Im gesamten Flussverlauf konnte in den filtrierten Wasserproben Quecksilber nicht nachgewiesen (Nachweisgrenze = 100 ng L^{-1}) werden.

Sediment:

- Am Probennahmeort Agsbach lagen die Werte für das Sediment zwischen 0,025 und 0,071 $\mu\text{g g}^{-1}$, was einem Mittelwert von 0,036 $\mu\text{g g}^{-1}$ und einer Standardabweichung von 0,0036 $\mu\text{g g}^{-1}$ entspricht.
- Am Probennahmeort Cholerakapelle lagen die Werte für das Sediment zwischen 0,025 und 0,044 $\mu\text{g g}^{-1}$, was einem Mittelwert von 0,032 $\mu\text{g g}^{-1}$ und einer Standardabweichung von 0,0052 $\mu\text{g g}^{-1}$ entspricht.
- Am Probennahmeort Baden lagen die Werte für das Sediment zwischen 0,024 und 0,041 $\mu\text{g g}^{-1}$, was einem Mittelwert von 0,029 $\mu\text{g g}^{-1}$ und einer Standardabweichung von 0,0036 $\mu\text{g g}^{-1}$ entspricht.
- Am Probennahmeort Traiskirchen lagen die Werte für das Sediment zwischen 0,023 und 0,034 $\mu\text{g g}^{-1}$, was einem Mittelwert von 0,029 $\mu\text{g g}^{-1}$ und einer Standardabweichung von 0,0041 $\mu\text{g g}^{-1}$ entspricht.
- Am Probennahmeort Maria Lanzendorf lagen die Werte für das Sediment zwischen 0,110 und 0,229 $\mu\text{g g}^{-1}$, was einem Mittelwert von 0,134 $\mu\text{g g}^{-1}$ und einer Standardabweichung von 0,0392 $\mu\text{g g}^{-1}$ entspricht.
- Am Probennahmeort Zwölfaxing lagen die Werte für das Sediment zwischen 0,140 und 0,229 $\mu\text{g g}^{-1}$, was einem Mittelwert von 0,201 $\mu\text{g g}^{-1}$ und einer Standardabweichung von 0,0173 $\mu\text{g g}^{-1}$ entspricht.
- Am Probennahmeort Albern lagen die Werte für das Sediment zwischen 0,180 und 0,300 $\mu\text{g g}^{-1}$, was einem Mittelwert von 0,260 $\mu\text{g g}^{-1}$ und einer Standardabweichung von 0,0204 $\mu\text{g g}^{-1}$ entspricht.

Die Auswertung der Ergebnisse ist in Abbildung 16 graphisch dargestellt. Das n stellt die Anzahl der Proben dar.

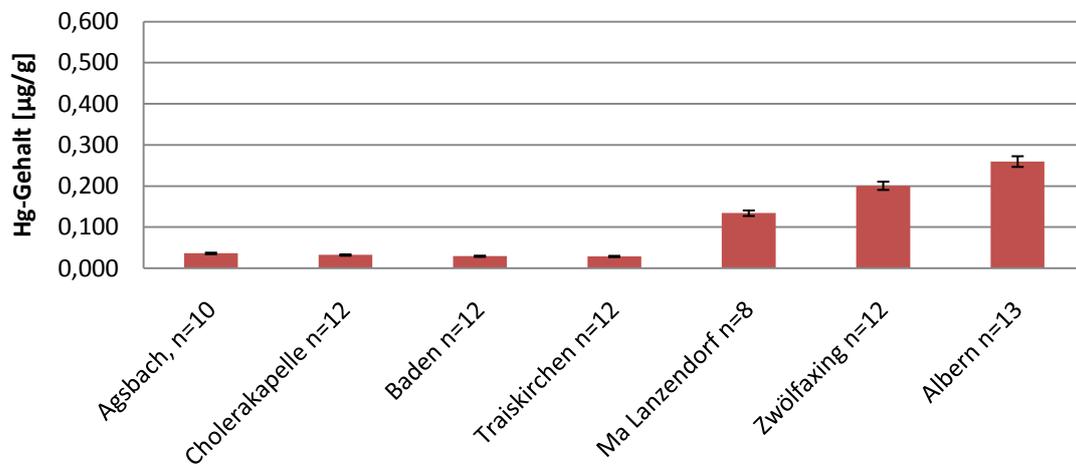


Abbildung 16: Hg-Gehalt im Sediment entlang der Schwechat (Angaben für die Trockenmasse)

Biofilm:

Biofilm wurde an folgenden Probennahmestellen gefunden: Agsbach, Baden, Traiskirchen, Zwölfaxing und Albern

- Am Probennahmeort Agsbach lagen die Werte für den Biofilm zwischen 0,047 und 0,055 $\mu\text{g g}^{-1}$, was einem Mittelwert von 0,053 $\mu\text{g g}^{-1}$ und einer Standardabweichung von 0,0031 $\mu\text{g g}^{-1}$ entspricht.
- Am Probennahmeort Baden lagen die Werte für den Biofilm zwischen 0,061 und 0,071 $\mu\text{g g}^{-1}$, was einem Mittelwert von 0,067 $\mu\text{g g}^{-1}$ und einer Standardabweichung von 0,0020 $\mu\text{g g}^{-1}$ entspricht.
- Am Probennahmeort Traiskirchen lagen die Werte für den Biofilm zwischen 0,055 und 0,066 $\mu\text{g g}^{-1}$, was einem Mittelwert von 0,063 $\mu\text{g g}^{-1}$ und einer Standardabweichung von 0,0034 $\mu\text{g g}^{-1}$ entspricht.
- Am Probennahmeort Zwölfaxing lagen die Werte für den Biofilm zwischen 0,124 und 0,188 $\mu\text{g g}^{-1}$, was einem Mittelwert von 0,147 $\mu\text{g g}^{-1}$ und einer Standardabweichung von 0,0110 $\mu\text{g g}^{-1}$ entspricht.
- Am Probennahmeort Albern lagen die Werte für den Biofilm zwischen 0,496 und 0,562 $\mu\text{g g}^{-1}$, was einem Mittelwert von 0,521 $\mu\text{g g}^{-1}$ und einer Standardabweichung von 0,0298 $\mu\text{g g}^{-1}$ entspricht.

Die Auswertung ist in Abbildung 17 graphisch dargestellt:

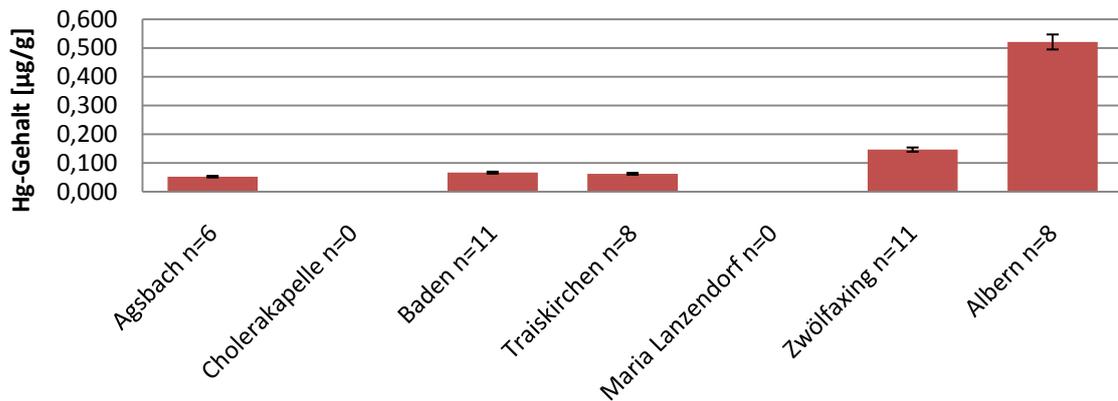


Abbildung 17: Hg-Gehalt im Biofilm entlang der Schwechat

Moos:

Submerse Moose konnten nur bei den Probennahmestellen Agsbach und Cholera Kapelle gefunden werden, wobei von „Agsbach“ das Ufer-Schnabeldeckenmoos *Platyhypnidium riparioides* (Hedw.) und von „Cholera Kapelle“ das Gewöhnliche Quellmoos *Fontinalis antipyretica* Hedw. stammten.

- Am Probennahmeort Agsbach lagen die Werte für die Pflanzen zwischen 0,182 und 0,210 $\mu\text{g g}^{-1}$, was einem Mittelwert von 0,189 $\mu\text{g g}^{-1}$ und einer Standardabweichung von 0,0072 $\mu\text{g g}^{-1}$ entspricht.
- Am Probennahmeort Cholera Kapelle lagen die Werte für die Pflanzen zwischen 0,078 und 0,157 $\mu\text{g g}^{-1}$, was einem Mittelwert von 0,120 $\mu\text{g g}^{-1}$ und einer Standardabweichung von 0,0211 $\mu\text{g g}^{-1}$ entspricht.

Die Auswertung ist in Abbildung 18 graphisch dargestellt:

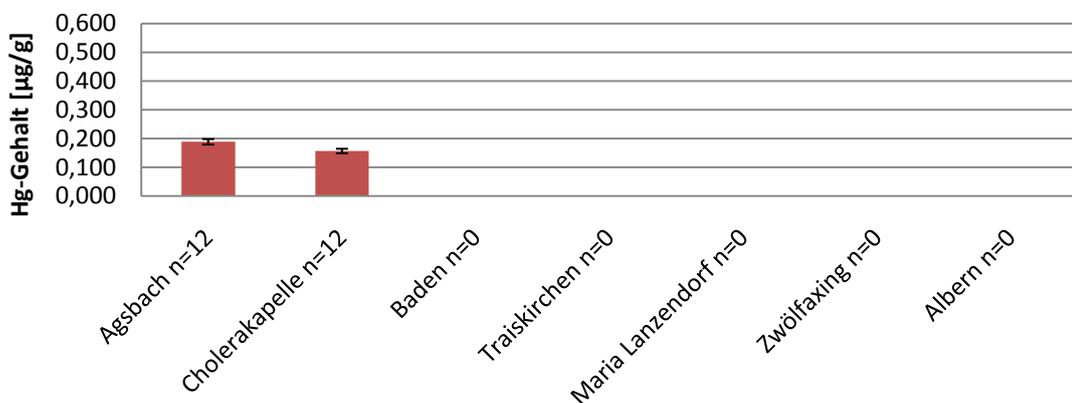


Abbildung 18: Hg-Gehalt des Moores im Quellgebiet sowie des Oberlaufes der Schwechat

Fische:

- Die Werte für die Exemplare des *G. gobio* lagen zwischen 0,072 und 0,157 $\mu\text{g g}^{-1}$, was einem Mittelwert von 0,121 $\mu\text{g g}^{-1}$ und einer Standardabweichung von 0,0350 $\mu\text{g g}^{-1}$ entspricht, wobei auch hier wieder die Werte auf das Frischgewicht bezogen sind.
- Die Werte für die Exemplare des *L. cephalus* lagen zwischen 0,043 und 0,101 $\mu\text{g g}^{-1}$, was einem Mittelwert von 0,072 $\mu\text{g g}^{-1}$ und einer Standardabweichung von 0,0180 $\mu\text{g g}^{-1}$ entspricht, wobei zu beachten ist, dass die Werte auf das Frischgewicht bezogen sind.

Die Auswertung der Daten ist in Abbildung graphisch dargestellt.

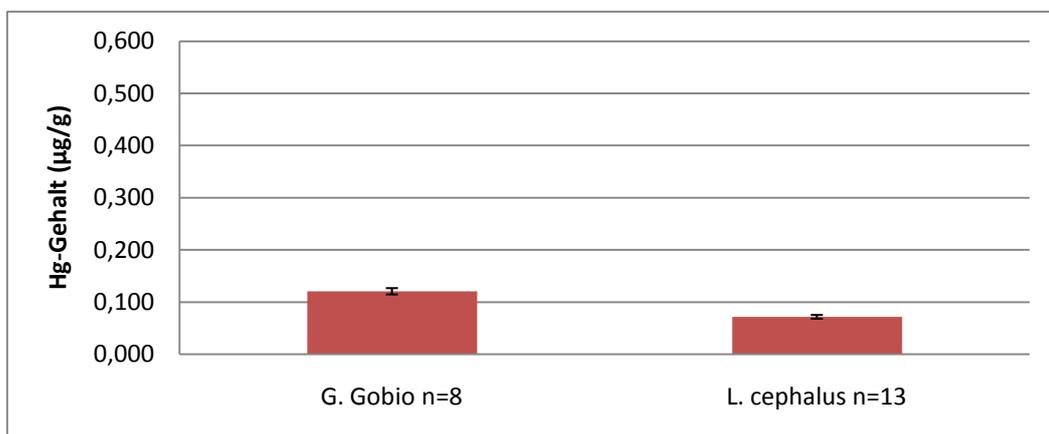


Abbildung 19: Hg-Gehalt in der Fischmuskulatur von *L. cephalus* und *G. Gobio* in der Nähe der Probennahmestelle Zwölfaxing

5, Diskussion

5.1 Allgemeine Aspekte

Die größten anthropogenen Quellen für Quecksilber sind: die Verbrennung von fossilen Brennstoffen, Müllverbrennung und die Chlor-Alkali-Elektrolyse sowie Zementproduktion. Quecksilber ist ein globaler Schadstoff, das heißt, dass es über atmosphärischen Strömungen über die ganze Welt verteilt werden kann. Folglich beeinflussen die Quecksilber-Emissionsquellen aus anderen Ländern die Quecksilber-Belastung in Europa erheblich (Harmens, 2008).

Zum ersten Mal wurde der gesamte Flussverlauf der Schwechat auf eine mögliche Quecksilber-Belastung untersucht und bei Betrachtung der ausgewerteten Daten erkennt man, dass die Quecksilber-Belastung im oberflächlichen Sediment und im Biofilm in der Quellregion und im Oberlauf einen konstant niedrigen Wert aufweist und erst im Mittellauf ab der Probennahmestelle „Traiskirchen“ bis knapp vor der Einmündung des Flusses in die Donau bei der Probennahmestelle „Albern“ kontinuierlich ansteigt. Es ist anzunehmen, dass die kaum vorhandene Quecksilber-Belastung in der Quellregion und im Oberlauf des Flusses auf atmosphärische Deposition und die erhöhten Quecksilber-Werte auf anthropogene Quellen zurück zu führen ist, da der Fluss einige Industriezonen südlich von Wien durchläuft. Auffallend ist allerdings, dass sowohl im Quellbereich als auch bei der Probennahmestelle „Cholerakapelle“ der Quecksilber-Belastung im Moos stets um ein Vielfaches höher als im Sediment oder im Biofilm ist.

5.2 Betrachtung der einzelnen Kompartimente

- **Wasser**

Das Wasser der Schwechat kann durch die erfolgten Messungen gemäß der Richtlinie 2000/60/EG (Wasserrahmenrichtlinie), welche eine Höchstmenge von $1 \mu\text{g L}^{-1}$ Quecksilber vorsieht, als unbelastet angesehen werden, da alle Messungen der Wasserproben unterhalb der Nachweisgrenze von 100 ng L^{-1} waren. Entsprechend der Tochterrichtlinien zur Richtlinie 76/464/EWG (Schutz von Oberflächengewässern vor gefährlichen Stoffen) ist Quecksilber

ein Stoff der Liste 1, wobei die Qualitätsziele dieser Stoffe den „guten chemischen Zustand“ definieren. (Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG)

Schon während der Jahre 1999/2000 ist im Rahmen der Erhebung der Wassergüte bei knapp 7000 Wassermessungen in ganz Österreich eine maximale Hg-Belastung von $2,1 \mu\text{g L}^{-1}$ und für das Trinkwasser ein Höchstwert unterhalb der Trinkwasserverordnung von $1 \mu\text{g L}^{-1}$ (BGBl. 304/01) gemessen worden (WWK/UBA, 2003).

- **Sediment**

Bei Betrachtung der ausgewerteten Daten erkennt man, dass die Quecksilber-Belastung des oberflächlichen Sedimentes der Schwechat im Quellgebiet sowie im Oberlauf nahezu unverändert ist. Vergleichbare Ergebnisse liefert Maggi (2009) in seiner Studie über oberflächlichen Sedimentproben, welche in der Terra Nova Bucht an der Küste von Viktorialand in der Antarktis genommen wurden. Die Daten zeigen, dass die Quecksilber-Belastung bei einem maximalen Wert von $0,022 \pm 0,0012 \mu\text{g g}^{-1}$ liegt. Dies ist dadurch zu erklären, dass dieses Ökosystem fernab jeglicher Zivilisation mit höherer Bevölkerungszahl liegt und so anthropogene Einflüsse durch die Industrie vernachlässigbar sind (Maggi et al., 2009). In der Erhebung der österreichischen Wassergüte während der Jahre 1999/2000 lag die durchschnittliche Quecksilber-Belastung des Sediments bei der Probennahmestelle „Traiskirchen“ bei $0,021 \mu\text{g g}^{-1}$ Trockengewicht (WWK/UBA, 2003). Die im Rahmen dieser Arbeit erhobenen Werte von $0,029 \pm 0,0041 \mu\text{g g}^{-1}$ sind im annähernden Bereich dieser Werte. Im Jahre 2007 wurde in einer Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes oberflächliches Sediment im Unterlauf der Schwechat auf eine mögliche Quecksilber-Belastung analysiert. Die Daten zeigen, dass in den knapp 4000 genommenen Sedimentproben durchschnittliche Quecksilber-Werte von $0,337 \mu\text{g g}^{-1}$ zu finden waren. Eine weitere Untersuchung an 5600 Sedimentproben derselben Probennahmestelle im Ort Schwechat stellte eine mittlere Quecksilber-Belastung von $0,231 \mu\text{g g}^{-1}$ (jeweils Trockengewicht) fest (Clara et al., 2010). Ähnliche Quecksilber-Belastungen wie in der vorliegenden Arbeit entdeckte Chatterjee (2009) in seinen Untersuchungen im oberflächlichen Sediment in der Bay of Bengal im nord-östlichen Indien. Die Quecksilber-Werte reichen von $0,08 - 0,294 \mu\text{g g}^{-1}$, wobei naturbelassene Gebiete mit $0,08 - 0,017 \mu\text{g g}^{-1}$

eine ähnliche Quecksilber-Belastung wie der Oberlauf der Schwechat aufweisen (Chatterjee et al., 2009). Eine wesentlich höhere mittlere Quecksilber-Belastung, vergleichbar mit jener der Probennahmestelle Albern ($0,260 \pm 0,0204 \mu\text{g g}^{-1}$), von $0,460 \pm 0,140 \mu\text{g g}^{-1}$ stellte Mikac (1999) bei seinen Untersuchungen des Sediments in der Seine, Frankreich, bei der Mündung in den Ärmelkanal im Nord-Osten des Landes fest. Die Ergebnisse zeigen, dass industrielle Aktivitäten im Einzugsgebiet des Flusses eine wesentliche Rolle für diese hohen Quecksilber-Werte spielen. Dieses Quecksilber-Niveau ist deutlich höher als die erhobenen Background-Werte von $0,1 \mu\text{g g}^{-1}$ (Mikac et al., 1999).

- **Moose**

Seit den Arbeiten Ende der 1960er Jahre von Rühling und Tyler werden Moose als Indikatoren für Schwermetallbelastung verwendet (Harmens et al., 2008, Mitsuyo et al., 1998). In den frühen 1970er Jahren wurde zum ersten Mal in den skandinavischen Ländern die flächendeckende Registrierung der atmosphärischen Schwermetalldeposition durch Moose als Bioindikatoren erfolgreich angewandt. (Zechmeister, 1994) Österreich beteiligt sich seit 1991 an der „European Moss Survey“ (Zechmeister et al., 2008), welche „die räumliche und zeitliche Veränderung weiträumig transportierter Metalle erfasst und die Auswirkungen von Luftreinhaltemaßnahmen dokumentiert“ (Pesch, 2009). Die Studien zeigen, dass die Hg-Belastung in den Moosen in Österreich im Mittel bei $0,050 \mu\text{g g}^{-1}$ Trockengewicht liegt (Harmens et al., 2008, Zechmeister et al., 2008), wobei die durchschnittliche Quecksilber-Belastung seit 1995 konstant geblieben ist. Im Rahmen der „European Moss Survey“-Studie wird gezeigt, dass neben Österreich nur das Moos in Italien eine konstante Quecksilber-Belastung mit $0,070 \pm 0,422 \mu\text{g g}^{-1}$ aufweist. Die durchschnittliche Quecksilber-Konzentration in Moosen in Ländern wie Frankreich, Lettland und Slowakei steigt sogar im Jahr 2000 im Vergleich zum Jahr 1995, während die Quecksilber-Belastung in Moosen in den meisten europäischen Ländern zum Teil deutlich abnimmt. Die Studie zeigt, dass die durchschnittlichen Quecksilber-Werte in Moosen in den an der Studie teilnehmenden Ländern im Durchschnitt um 8% gesunken sind. Die höchste mittlere Quecksilber-Belastung im Moos wurde 2000 in der Slowakei mit $0,180 \pm 0,660 \mu\text{g g}^{-1}$ gemessen, während das Moos in Schweden im Mittel $0,017 \pm 0,019 \mu\text{g g}^{-1}$ die geringste Quecksilber-Belastung aufweist (Harmens et al., 2008) Die erhobenen Daten zeigen für das

Quellgebiet und den Oberlauf der Schwechat eine 3- bis 4-fach höhere mittlere Quecksilber-Belastung, wobei die Gründe für die erhöhte Belastung nicht bekannt sind (Zechmeister et al., 2008). Zechmeister (2004) versuchte im Rahmen einer Studie den möglichen Zusammenhang von Straßenverkehrs-Emissionen und einer erhöhten Quecksilber-Belastung in Moosen festzustellen. Dabei wurden Moosproben entlang von Hauptverkehrshaupttrouten in ganz Österreich gesammelt. Das Ziel der Aufsammlungstechnik innerhalb eines Satzes von Mess- bzw. Beobachtungspunkten entlang einer geraden Linie, einer so genannten Transekte, war die hauptsächlichen Einflussfaktoren auf die Depositionsrates wie Verkehrsdichte, Abstand der Probennahmestelle und Gefälle der Verkehrsstraße zu berücksichtigen. Im Verlauf der Studie wurde allerdings nach Auswertung der Daten gezeigt, dass die gemessenen Quecksilber-Werte in keinem Zusammenhang mit dem Straßenverkehr stehen. Eine mögliche Ursache für die höhere Quecksilber-Belastung im Vergleich zum Sediment ist, dass Moose Mineralien durch das Regenwasser direkt auf sammeln oder durch Staub adsorbieren. Da Quecksilber bekannt ist, auf den meisten Oberflächen zu adsorbieren, wäre es möglich, dass Staubpartikel Quecksilber und diese so in Moose akkumuliert werden können (Mukherjee et al., 1972). In seiner Studie wurden sowohl Moose als auch Sedimentproben in Kalifornien, USA, auf eine mögliche Quecksilber-Belastung hin untersucht, wobei gezeigt wurde, dass die Quecksilber-Konzentration in den analysierten Moosproben im Mittel doppelt so hoch wie in den oberflächlichen Sedimentproben war. Die oben genannten Gründe könnten Ursache für die im Vergleich zu den oberflächlichen Sedimentproben enthaltenen höheren Quecksilber-Werte in den analysierten Moosen sein. Welchen Einfluss die Industrie und somit der Mensch auf die Quecksilber-Belastung in Moosen haben kann, zeigt eine Studie im Süden von Indien. Dort wurden von Balarama Krishna (2004) Moosproben in der Nähe einer Quecksilber-Thermometer-Fabrik genommen und analysiert. Dabei wurden im unmittelbaren Bereich der Fabrik Quecksilber-Belastungen von etwa $8 \mu\text{g g}^{-1}$ gemessen, wobei der Quecksilber-Gehalt in Moosproben, welche in 100 Meter Abstand zur Fabrik genommen wurden, auf etwa $0,9 \mu\text{g g}^{-1}$ abnahm. Die niedrigste Konzentration mit $0,1-0,2 \mu\text{g g}^{-1}$ Quecksilber wurde in Proben, welche in etwa 20 km zur Fabrik genommen wurden, gefunden.

- **Biofilm**

Die ausgewerteten Daten zeigen, dass die Quecksilber-Belastung im Biofilm ausgehend vom Quellgebiet in Agsbach bis zur Probennahmestelle „Traiskirchen“ kaum ansteigt. Eine erhöhte Belastung ist im Unterlauf der Schwechat zu finden und erreicht ihr Maximum im einige hundert Meter von der Mündung in die Donau entfernten Probennahmeort „Albern“, wo eine mittlere Quecksilber-Konzentration von $0,521 \pm 0,0298 \mu\text{g g}^{-1}$ festgestellt werden konnte. Diese Konzentration ist damit doppelt so hoch wie die Quecksilber-Belastung im Sediment derselben Probennahmestelle. Dies ist vermutlich dadurch zu erklären, dass die Bioakkumulation von Biofilmen im Vergleich höher als von Sedimenten ist (Kubik, 2007). Ein hochgradiger Quecksilber-Gehalt kann auch durch die sehr gute Biosorption, also die Fähigkeit von Mikroorganismen wie Hefen, Algen, Bakterien und Pilzen, Schwermetalle aus wässrigen Lösungen aufzunehmen und zu akkumulieren, mit Quecksilberionen angenommen werden. Quecksilber-Ionen zeigen eine starke Tendenz zur Ausbildung kovalenter Bindungen (Riedel, 2004) und gehen daher eine stärkere Bindung mit den Bindungsstellen des Biofilms ein und verdrängen unter Umständen Metalle mit schwächerer Bindungsstärke (Kubik, 2007). In weiteren Studien wird gezeigt, dass eine sehr gute Aufnahme von Quecksilber in Biofilmen über einen weiten pH-Bereich erfolgt, wobei pH-Werte zwischen 5 und 8 sehr hohe Adsorptionsraten bringen. Das Adsorptionsgleichgewicht ist nach etwa 50 Minuten eingestellt, so dass sich der Gehalt an adsorbiertem Quecksilber nach dieser Zeit nicht mehr signifikant ändert (Rezaee et al., 2008). Im Rahmen einer Studie von Huguet et al. (2010) wurde die Quecksilber-Belastung im Biofilm in einem Fluss in Französisch-Guayana, einem Land im Norden Südamerikas, gemessen. Ein charakteristisches Merkmal für dieses Land nördlich von Brasilien ist, dass die Goldgewinnung immer noch hauptsächlich durch das so genannte Amalgam-Verfahren mit all den in dieser Arbeit beschriebenen negativen Folgen für Mensch und Umwelt erfolgt. Dementsprechend wurde in dieser Studie ein mittlerer Hg-Gehalt von $9,2 \pm 1,5 \mu\text{g g}^{-1}$ (Trockengewicht) und somit eine massive Quecksilber-Belastungen im Biofilm festgestellt. Damit sind diese Werte rund 18 Mal höher als die gemessenen Quecksilber-Werte bei der Probennahmestelle „Albern.“

- **Fische**

Die ausgewerteten Daten zeigen, dass *G. gobio* mit einem Quecksilber-Gehalt von $0,121 \pm 0,0350 \mu\text{g g}^{-1}$ Hg-belasteter zu sein scheint als *L. cephalus* mit einem Hg-Gehalt von $0,072 \pm 0,0180 \mu\text{g g}^{-1}$ (jeweils Frischgewicht). Dies ist möglicherweise dadurch zu erklären, dass *G. gobio* ein am Grund von Gewässern lebender Fisch, welcher sich ausschließlich von Insektenlarven, Weich- und Krebstieren ernährt, ist (Gerstmeier, 2003). Dadurch kann es zu höherer Quecksilber-Aufnahme als bei *L. cephalus*, welche vor allem im jungen Alter hauptsächlich an der Wasseroberfläche zu finden sind und von Plankton und Anflugnahrung ernähren, kommen. Im Jahre 2007 gab das Umweltbundesamt in Österreich eine Studie in Auftrag, welche den Quecksilber-Gehalt in der Fischart *L. cephalus* im Unterlauf der Schwechat feststellen soll. Hierbei wurde gezeigt, dass die durchschnittliche Quecksilber-Belastung im Muskel im Juli 2007 bei $0,105 \mu\text{g g}^{-1}$ und bei einer zweiten Untersuchung im November desselben Jahres bei $0,082 \mu\text{g g}^{-1}$ bei der Probennahmestelle Mannwörth und bei $0,061 \mu\text{g g}^{-1}$ (jeweils Frischgewicht) in der Nähe der Schwarzmühlbrücke im Ort Schwechat liegt (Clara et al., 2010). Daher sind die in der vorliegenden Arbeit analysierten Quecksilber-Belastungen in *L. cephalus* vergleichbar mit den Daten des Umweltbundesamtes 2007. Suppin et al. (2005) zeigten in ihrer Untersuchung an Frisch- und Dosenfischen aus dem Mittelmeer sowie der Nordsee, welche im österreichischen Einzelhandel zu finden sind, dass die Quecksilber-Belastung der 93 Exemplare der 21 analysierten Fischarten im Mittel bei $0,135 \pm 0,175 \mu\text{g g}^{-1}$ Frischgewicht liegt. Zu den Fischarten mit signifikant höherem Hg-Gehalt zählen: der Schwertfisch mit $0,42 \mu\text{g g}^{-1}$, der Heilbutt mit $0,29 \mu\text{g g}^{-1}$ und der Hai mit $0,26 \mu\text{g g}^{-1}$ Frischgewicht, wobei diese Fischarten nicht zu den Süßwasserfischen zählen und im Allgemeinen eine höhere Quecksilber-Belastung in diesen Fischen zu finden ist. Shilling (2010) untersuchte im Rahmen einer Studie im kalifornischen Central Valley Delta verschiedene Fischarten auf ihren Quecksilber-Gehalt. Die Daten zeigen, dass Karpfen eine durchschnittliche Quecksilber-Belastung von $0,309 \pm 0,197 \mu\text{g g}^{-1}$ aufweisen, wobei sowohl Länge als auch Alter der Fische nicht bekannt sind. Dies sind allerdings wichtige Parameter, da mit zunehmender Länge und mit zunehmenden Alters des Fisches die Quecksilber-Konzentration zunimmt (Maggi et al., 2009). Mögliche Ursache für erhöhte Quecksilber-Werte in Fischen des Deltas könnte die bereits mehrfach erwähnte Goldgewinnung mit Hilfe von Quecksilber sein, welche bis in die 2000er Jahre in Kalifornien betrieben wurde. (Shilling et al., 2010) Welchen Einfluss die Goldgewinnung mittels Amalgam-Verfahrens auf die

Quecksilber-Belastung in Fischen haben kann, zeigen die Ergebnisse von Uryu (2001) bei seiner Untersuchung an Exemplaren verschiedener Fischarten und anderer wildlebenden Tieren im Amazonasgebiet Brasiliens. Dies wird bei einigen untersuchten Fischarten deutlich, da der Quecksilber-Gehalt in Fischproben im Bereich der Goldminen um ein Vielfaches höher ist als in vergleichbaren Exemplaren in naturbelassenen Landschaften (Uryu, 2001).

6, Conclusio

Der gewählte Mikrowellenaufschluss und die anschließende spektroskopische Analyse mittels Kaltdampf-AAS sind eine einfache, schnelle, wiederholbare und präzise Methode, um den Quecksilber-Gehalt in den jeweiligen Proben zu bestimmen. Gute Ergebnisse wurden so nach der Analyse eines zertifizierten Referenzmaterials erzielt. Weiter zeigt diese Methode eine sehr geringe Nachweisgrenze.

Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen, dass im Unterlauf der Schwechat eine signifikant höhere Quecksilber-Belastung im oberflächlichen Sediment sowie im Biofilm auf Grund des anthropogenen Einflusses durch die Industrie vorliegt, während im naturbelassenen Oberlauf des Flusses die gemessenen Quecksilber-Werte auf natürliche Exposition zurück zu führen sein dürften. Einzig die analysierten Moosproben im Oberlauf weisen eine höhere Quecksilber-Belastung auf, wobei dies wahrscheinlich die guten bioindikativen Eigenschaften des Mooses widerspiegeln. Weitere Arbeiten sind erforderlich, um festzustellen, ob auch im Unterlauf der Schwechat die Quecksilber-Belastung im Moos signifikant höher als im Sediment und im Biofilm ist.

Literaturverzeichnis

Agorku ES, Voegborlo RB, Adimado AA. Total mercury levels in nine species of freshwater fish from two hydroelectric reservoirs and a crater lake in Ghana. Environ Monit Assess 153: 383-389 (2009)

al Saleh I. Mercury content in skin-lightening creams and potential hazards to the health of Saudi woman. Journal of Toxicological Environmental Health 51: 123-130 (1997)

Balarama Krishna MV, Karunsasagar D, Arunachalam J. Sorption Characteristics of Inorganic, Methyl and Elemental Mercury on Lichens and Mosses: Implication in Biogeochemical Cycling of Mercury. Journal of Atmospheric Chemistry 49: 317-328, 2004

Berglund A. Estimation by a 24-hour study of the daily dose of intra-oral mercury vapor inhaled after release from dental amalgam. Journal of Dental Research 69:1646-1651,1990

BGBI. 304/2001: Verordnung des Bundesministers für soziale Sicherheit und Generationen über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch; Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich; (Trinkwasserverordnung – TWV)

Bundesministerium für Land- Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. (Öko)toxikologische Bewertung von Daten zur Festlegung von Umweltqualitätsnormen zur Umsetzung der Richtlinie 76/464/EWG und der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) 2000/60/EG in Österreich. Wien, 2002

Centers for Disease Control. Mercury expose from interior latex paint – Michigan. MMWR 39: 125-126 (1990)

Centers for Disease Control. Mercury exposure in a residential community – Florida, 1994. MMWR 44: 436-443 (1995)

Chatterjee M., Canario J., Sarkar S.K., Branco V., Bhattacharya A. K. Satpathy K.K. Mercury enrichments in core sediments in Hugli–Matla–Bidyadhari estuarine

complex, north-eastern part of the Bay of Bengal and their ecotoxicological significance. Environ Geol 57:1125–1134, 2009

Clara M, Kralik M, Miesbauer H, Schabuss M, Scharf S, Vallant B, Weiss S, Grillitsch B. Pollutants of Priority Concern in Austrian Rivers – Mercury and its compounds. Reports, Band 0253, Wien, 2010

Delongchamp, Tania M.; Lean, David R. S.; Ridal, Jeffrey J.; Blais, Jules M. Sediment mercury dynamics and historical trends of mercury deposition in the St. Lawrence River area of concern near Cornwall, Ontario, Canada. Science of the Total Environment, 407(13), 4095-4104, 2009

Deutsche Forschungsgemeinschaft. MAK- und BAT-Werte-Liste, 2009 Wiley-VCH Weinheim, 2009

Deutsche Norm DIN 51401-1: Normenausschuss Materialprüfung (NMP). Deutsches Institut für Normierung, Beuth-Verlag, Berlin (1992)

Deutscher Naturschutzring (DNR) – Heft, Ausgabe 1 (2008)

Fent, K. Ökotoxikologie, 2. Auflage Georg Thieme Verlag, Stuttgart, 2007

Ferracane JL, Okabe T. Mercury vaporization from amalgams with varied alloy compositions. J Dent Res 74: 1414-1417 (1995)

Gerstmeier R, Romig T. Die Süßwasserfische Europas, 2. Überarbeitete Auflage, Franckh-Kosmos Verlags-GmbH, Stuttgart, 2003

Hagenauer A. Chemie Aktuell 1, Naturwissenschaftliche Verlagsgesellschaft, Salzburg, 2004

Halbach S. Combined estimation of mercury species released from amalgam. Journal of Dental Research 74: 1103-1110 (1995)

Harmens H, Norris DA, Koerber GR, Buse A, Steinnes E, Rühling Å. Temporal trends (1990 – 2000) in the concentration of cadmium, lead and mercury in mosses across Europe. Environmental Pollution 151, 368-376 (2008)

Huguet L, Castelle S, Schäfer J, Blanc G, Maury-Brachet R, Reynouard C, Jorand F. Mercury methylation rates of biofilm and plankton microorganisms from a hydroelectric reservoir in French Guiana. *Science of the Total Environment* 408, 1338-1348 (2010)

IARC: Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Mercury and mercury compounds. 58: 239-345 (1993)

Japanisches Umweltministerium: „Minamata Disease: The History and Measures“, (2002)

Jokstad A, Thomassen Y. Dental amalgam and mercury. *Pharmacol Toxicol* 70: 308-314 (1992)

Kubik A. Biofilme als mögliche Indikatoren für Umweltbelastungen. Dissertation, Jena, (2007)

Lebel J, Mergler D, Miranda D. Evidence of early nervous system dysfunction in Amazonian populations expose to low-levels of methylmercury. *NeuroToxicol* 17: 157-167 (1996)

Maggi C, Berducci MT, Bianchi J, Giani M, Campanella L. Methylmercury determination in marine sediment and organism by Direct Mercury Analyser. *Analytica Chimica Acta* 641, 32-36 (2009)

Magyar R, Liebhart W, Jelinek G. Elemente-Moleküle, öbvht-Verlag, Wien, 2007

Marek M. The release of mercury from dental amalgam; the mechanism and in vitro testing. *J Dent Res* 69: 1167-1174 (1990)

Martinis, Estefania M.; Berton, Paula; Olsina, Roberto A.; Altamirano, Jorgelina C.; Wuilloud, Rodolfo G. Trace mercury determination in drinking and natural water samples by room temperature ionic liquid based-preconcentration and flow injection-cold vapor atomic absorption spectrometry. *Journal of Hazardous Materials*, 167(1-3), 475-481 (2009)

Merck-Sicherheitsdatenblatt, überarbeitet am 16.3.2010, Darmstadt, (2010)

Mikac N, Niessen S, Ouddane B, Wartel M. speciation of Mercury in Sediments of the Seine Estuary (France). Applied Organometallic Chemistry 13, 715-725 (1999)

Mitsuyo K, Masanori F, Masayuki A, Hiroshi O, Jyoji K. Removal of Mercury Ion by the Moss *Pohlia flexuosa*. Journal of Fermentation and Bioengineering, Vol. 86, No. 2, 197-201, (1998)

Mortimer CE, Müller U. Das Basiswissen der Chemie, 8. Auflage, Georg Thieme Verlag, Stuttgart (2003)

Mikherjee AB, Blattner PY, Nitowsky HM. Mercury in Bryophytes (Moss). Nature Vol. 235 (1972)

Müller K. Naturwissenschaften 18, 364 (1930)

Nriagu JO, Pfeiffer WC, Malm O, Magalheas de Souza CM, Mierle G. Mercury pollution in Brazil. Nature 356: 389 (1992)

ÖNORM EN 1483: Wasserbeschaffenheit – Bestimmung von Quecksilber. Österreichisches Normierungsinstitut, Wien (2007)

Otto M. Analytische Chemie. Zweite Auflage. WILEY-VCH Verlag, Weinheim, New York, Chichester, Toronto, Brisbane Singapore (2003)

Perkin Elmer; Atomic Adsorption Spectroscopy – The Perkin Elmer Cooperation, USA (1994)

Perkin Elmer; FIAS-Installation, Systembeschreibung, Schriftenreihe Atomic Spektroskopiy (1992)

Pesch, R.; Schröder, W.; Mohr, K. Moos-Monitoring 2005 / 2006 – Schwermetalle IV und Gesamtstickstoff. UFOPLAN-Vorhaben 20564200. Abschlussbericht (Wien, 2009)

Pietrek, UA. Medizinische und toxikologische Erkenntnisse aus der Analyse zweier Umweltkatastrophen. Dissertation, Ulm, (2006)

Reichl, F. Taschenatlas der Toxikologie, 2. Auflage, (2002)

- Rezaee A, Derayat J, Godini H, Pourtaghi G.** Adsorption of Mercury from Synthetic Solutions by an *Acetobacter xylinum* Biofilm. Research Journal of Environmental Sciences 2 (5): 401-407, (2008)
- Riedel, E.** Anorganische Chemie 6. Auflage; Walter de Gruyter Verlag, Berlin, New York (2004)
- Sällsten G, Schütz A.** Long-Term use of nicotin chewing gum and mercury exposure from dental amalgam fillings. Journal of Dental Research 75: 594-599 (1996)
- Schwensberg F.** Risk estimation of mercury in take from different sources. Toxicological Letters 72: 345-350 (1994)
- Shilling F, White A, Lippert L, Lubell M.** Contaminated fish consumption in California's Central Valley Delta. Environment research 110, 334-344 (2010)
- Starmühlner, F.** Die Schwechat, Verlag Notring, Wien (1969)
- Suppin D, Zahlbruckner R, Krapfenbauer-Cermak CH, Hassan-Hauser CH, Smulders FJM.** Mercury, lead and cadmium content of fresh and canned fish collected from Austria retail operations. Ernährung/Nutrition, Vol. 29/No 11 (2005)
- Umweltbundesamt:** Wassergüte in Österreich, Jahresbericht 2002, Wien (2003)
- Uryu Y, Malm O, Thornton I, Payne I, Cleary D.** Mercury Contamination of Fish and its Implications for Other Wildlife of the Tapajos Basin, Brazilian Amazon. Conservation Biology, 438-446 (2001)
- Welz B, Sperling M.** Atomabsorptionsspektrometrie. Vierte, neubearbeitete Auflage. WILEY-VCH Verlag, Weinheim, New York, Chichester, Toronto, Brisbane Singapore (1997)
- White, J. R.; DeLaune, R. D.; Li, C. Y.; Bentley, S. J.** Sediment Methyl and Total Mercury Concentrations Along the Georgia and Louisiana Inner Shelf, USA. Analytical Letters, 42(8), 1219-1231 (2009)
- WHO-ICPS.** Inorganic Mercury. Environmental Health Criteria 118, Geneva (1991)
- WHO-ICPS.** Methylmercury. Environmental Health Criteria 101. WHO, Geneva (1990)

Wilhelm M, Lombeck I, Kouros B. Duplikatstudie zur Aufnahme von einigen Metallen/Metalloiden bei Kindern in Deutschland. Teil 1: Arsen und Quecksilber. Zbl Hyg 197: 345-355 (1995)

Zechmeister HG. Biomonitoring der Schwermetalldepositionen mittels Moosen in Österreich. Monographien des Umweltbundesamtes, Band 42, Wien, (1994)

Zechmeister HG, Riss A, Hanus-Ilmar A. Biomonitoring of atmospheric heavy metal depositions by mosses in the vicinity of local emission sources. Journal of atmospheric Chemistry 49, 641-477 (2004)

Zechmeister HG, Hohenwallner D, Hanus-Ilmar A, Hagendorfer H, Roder I, Riss A. Temporal patterns of metal deposition at various scales in Austria during the last two decades. Atmospheric Environment 42, 1301-1309, (2008)

Zingsheim N. ADR nach japanischem Recht, Dissertation. Bonn (2003)

Anhang

Tabelle 6: Bestimmung des Hg-Gehalts im Sediment für die Probennahmestellen Agsbach (Ag) und Choleraquelle (Ch)

Kurzbezeichnung	Tiegel Leergewicht (g)	Tiegel Bruttomasse (g)	Tiegel Trockenmasse (g)	Einwaage Frischgewicht (g)	Trockenmasse (g)	% TM an FG	Einwaage f. Aufschluss	Trockenmasse f. Aufschluss	Volumen Aufschluss (ml)	Messwert (µg/L)	Hg-Gehalt (µg/g Trockenmasse)
AgSe	14,6651	17,8275	17,0824	3,1624	2,4173	76,439	2,2578	1,726	15	3,937	0,034
AgSe	10,6111	12,8166	12,1602	2,2055	1,5491	70,238	2,0979	1,474	15	3,369	0,034
AgSe	14,4869	17,5866	16,7083	3,0997	2,2214	71,665	3,3644	2,411	15	4,521	0,028
AgSe	11,0093	13,8906	13,0335	2,8813	2,0242	70,253	3,4144	2,399	15	5,021	0,031
AgSe	14,662	15,873	15,5309	1,211	0,8689	71,751	2,4597	1,765	15	3,327	0,028
AgSe	10,6113	11,9651	11,5953	1,3538	0,9840	72,684	1,3647	0,992	15	1,922	0,029
AgSe	14,6621	16,0344	15,5802	1,3723	0,9181	66,902	1,6374	1,095	15	1,843	0,025
AgSe	10,6223	12,061	11,6349	1,4387	1,0126	70,383	1,3113	0,923	15	1,523	0,025
AgSe	14,6449	18,2475	17,3237	3,6026	2,6788	74,357	2,6729	1,987	15	9,466	0,071
AgSe	10,6018	12,5267	11,9557	1,9249	1,3539	70,336	1,9642	1,382	15	5,132	0,056
ChSe	14,6454	17,7526	16,7414	3,1072	2,0960	67,456	2,0307	1,370	15	2,617	0,029
ChSe	14,6454	17,7526	16,7414	3,1072	2,0960	67,456	2,2588	1,524	15	2,919	0,029
ChSe	14,7179	17,965	16,7936	3,2471	2,0757	63,925	2,4761	1,583	15	4,592	0,044
ChSe	14,4651	16,3363	15,7259	1,8712	1,2608	67,379	2,1184	1,427	15	2,942	0,031
ChSe	14,6913	18,1239	17,1018	3,4326	2,4105	70,224	2,6133	1,835	15	3,923	0,032
ChSe	14,4101	16,5911	15,9264	2,181	1,5163	69,523	2,1802	1,516	15	3,109	0,031
ChSe	14,8007	16,6656	16,1271	1,8649	1,3264	71,124	2,1619	1,538	15	3,012	0,029
ChSe	14,4076	15,3566	15,0475	0,949	0,6399	67,429	1,7137	1,156	15	2,198	0,029
ChSe	14,7281	17,128	16,4599	2,3999	1,7318	72,161	2,7839	2,009	15	3,351	0,025
ChSe	14,4099	16,6509	16,0317	2,241	1,6218	72,369	2,6527	1,920	15	3,188	0,025
ChSe	14,6717	16,7295	16,2877	2,0578	1,6160	78,530	2,5528	2,005	15	5,632	0,042
ChSe	14,4009	16,4441	15,9203	2,0432	1,5194	74,364	2,4174	1,798	15	5,196	0,043

Tabelle 7: Bestimmung des Hg-Gehalts im Sediment für die Probennahmestellen Baden (Ba) und Traiskirchen (Tr)

Kurzbezeichnung	Tiegel Leergewicht (g)	Tiegel Bruttomasse (g)	Tiegel Trockenmasse (g)	Einwaage Frischgewicht (g)	Trockenmasse (g)	% TM an FG	Einwaage f. Aufschluss	Trockenmasse f. Aufschluss	Volumen Aufschluss (ml)	Messwert (µg/L)	Hg-Gehalt (µg/g Trockenmasse)
BaSe	10,6038	13,2983	12,7500	2,6945	2,1462	79,651	2,1867	1,742	15	2,742	0,024
BaSe	10,6038	13,2983	12,7500	2,6945	2,1462	79,651	1,8627	1,484	15	3,384	0,034
BaSe	17,4325	22,4812	21,0829	5,0487	3,6504	72,304	3,0697	2,220	15	4,06	0,027
BaSe	16,6826	19,7626	18,6919	3,08	2,0093	65,237	2,3466	1,531	15	2,66	0,026
BaSe	17,6596	21,0034	20,5755	3,3438	2,9159	87,203	3,2452	2,830	15	4,889	0,026
BaSe	16,6991	19,2903	18,7505	2,5912	2,0514	79,168	2,8001	2,217	15	4,213	0,029
BaSe	17,4508	19,5979	19,0342	2,1471	1,5834	73,746	2,0806	1,534	15	3,011	0,029
BaSe	16,6937	18,9186	18,3228	2,2249	1,6291	73,221	1,9449	1,424	15	2,878	0,030
BaSe	17,4354	19,6442	19,0406	2,2088	1,6052	72,673	2,3373	1,699	15	2,453	0,022
BaSe	16,7065	19,1497	18,4975	2,4432	1,7910	73,306	2,8636	2,099	15	3,58	0,026
BaSe	17,4249	19,3355	18,6834	1,9106	1,2585	65,869	1,633	1,076	15	2,911	0,041
BaSe	16,6833	18,1791	17,8063	1,4958	1,1230	75,077	1,8403	1,382	15	3,539	0,038
TrSe	14,6713	17,0127	16,2770	2,3414	1,6057	68,579	1,9237	1,319	15	2,665	0,030
TrSe	14,6713	17,0127	16,2770	2,3414	1,6057	68,579	2,2215	1,523	15	3,434	0,034
TrSe	17,4118	19,565	19,0611	2,1532	1,6493	76,598	2,1862	1,675	15	2,653	0,024
TrSe	10,519	13,3941	12,7096	2,8751	2,1906	76,192	2,6039	1,984	15	3,46	0,026
TrSe	17,4149	19,5227	19,0010	2,1078	1,5861	75,249	1,935	1,456	15	3,176	0,033
TrSe	10,5206	13,2598	12,6528	2,7392	2,1322	77,840	2,3645	1,841	15	3,743	0,031
TrSe	17,4384	19,7242	19,1371	2,2858	1,6987	74,315	3,3683	2,503	15	5,015	0,030
TrSe	10,5411	12,2323	11,7990	1,6912	1,2579	74,379	1,9469	1,448	15	2,976	0,031
TrSe	17,4353	18,5468	18,2524	1,1115	0,8171	73,513	1,394	1,025	15	1,589	0,023
TrSe	10,5298	12,1274	11,6620	1,5976	1,1322	70,869	1,4708	1,042	15	1,57	0,023
TrSe	17,4113	20,1603	19,4413	2,749	2,0300	73,845	1,6101	1,189	15	2,674	0,034
TrSe	10,5132	12,2843	11,8700	1,7711	1,3568	76,608	2,6697	2,045	15	3,88	0,028

Tabelle 8: Bestimmung des Hg-Gehalts im Sediment für die Probennahmestellen Maria Lanzendorf (ML) und Zwölfaxing (Ax)

Kurzbezeichnung	Tiegel Leergewicht (g)	Tiegel Bruttomasse (g)	Tiegel Trockenmasse (g)	Einwaage Frischgewicht (g)	Trockenmasse (g)	% TM an FG	Einwaage f. Aufschluss	Trockenmasse f. Aufschluss	Volumen Aufschluss (ml)	Messwert (µg/L)	Hg-Gehalt (µg/g Trockenmasse)
MLSe	14,6481	18,9052	17,5822	4,2571	2,9341	68,923	3,3406	2,302	75	7,023	0,229
MLSe	10,6094	13,0309	12,1684	2,4215	1,5590	64,382	2,6516	1,707	75	2,655	0,117
MLSe	14,6833	18,4017	17,2245	3,7184	2,5412	68,341	3,1523	2,154	75	3,644	0,127
MLSe	14,4632	17,9219	16,8492	3,4587	2,3860	68,985	3,7168	2,564	75	4,338	0,127
MLSe	17,423	19,8305	19,1032	2,4075	1,6802	69,790	3,2586	2,274	75	4,07	0,134
MLSe	16,7032	19,4117	18,5620	2,7085	1,8588	68,628	1,7353	1,191	75	1,74	0,110
MLSe	10,338	11,9884	11,4994	1,6504	1,1614	70,371	2,201	1,549	75	2,318	0,112
MLSe	10,5182	13,175	12,3745	2,6568	1,8563	69,870	1,4628	1,022	75	1,596	0,117
AxSe	14,4026	17,1295	16,2097	2,7269	1,8071	66,269	2,0357	1,349	15	18,84	0,209
AxSe	14,4026	17,1295	16,2097	2,7269	1,8071	66,269	1,9867	1,317	15	16,31	0,186
AxSe	14,6528	17,6079	16,2996	2,9551	1,6468	55,727	1,7411	0,970	15	11,96	0,185
AxSe	10,6064	11,9059	11,1755	1,2995	0,5691	43,794	2,0154	0,883	15	12,33	0,210
AxSe	14,6521	17,2022	15,9284	2,5501	1,2763	50,049	1,7227	0,862	15	10,82	0,188
AxSe	10,6024	11,8599	11,1577	1,2575	0,5553	44,159	2,6258	1,160	15	17,7	0,229
AxSe	14,6532	17,2108	15,9332	2,5576	1,2800	50,047	1,7239	0,863	15	11,03	0,192
AxSe	10,6027	11,9011	11,1823	1,2984	0,5796	44,640	1,7358	0,775	15	11,98	0,232
AxSe	51,196	53,6646	52,1578	2,4686	0,9618	38,961	1,3962	0,544	15	7,515	0,207
AxSe	51,7611	56,078	53,4785	4,3169	1,7174	39,783	2,9715	1,182	15	16,989	0,216
AxSe	14,402	17,4031	16,6556	3,0011	2,2536	75,092	1,056	0,793	15	11,39	0,215
AxSe	17,4202	19,6765	19,1647	2,2563	1,7445	77,317	1,7137	1,325	15	12,38	0,140

Tabelle 9: Bestimmung des Hg-Gehalts im Sediment für die Probennahmestelle Albern (AI)

Kurzbezeichnung	Tiegel Leergewicht (g)	Tiegel Bruttomasse (g)	Tiegel Trockenmasse (g)	Einwaage Frischgewicht (g)	Trockenmasse (g)	% TM an FG	Einwaage f. Aufschluss	Trockenmasse f. Aufschluss	Volumen Aufschluss (ml)	Messwert (µg/L)	Hg-Gehalt (µg/g Trockenmasse)
AlSe	17,4182	21,5486	19,6604	4,1304	2,2422	54,285	2,2401	1,216	15	19,63	0,242
AlSe	17,4182	21,5486	19,6604	4,1304	2,2422	54,285	2,2343	1,213	15	19,32	0,239
AlSe	14,6771	17,497	16,1906	2,8199	1,5135	53,672	2,596	1,393	15	25,79	0,278
AlSe	14,4071	16,4582	15,4379	2,0511	1,0308	50,256	2,5171	1,265	15	25,28	0,300
AlSe	14,6772	17,7012	16,2832	3,024	1,6060	53,108	2,4988	1,327	15	24,88	0,281
AlSe	14,4033	17,4253	15,9815	3,022	1,5782	52,224	2,6012	1,358	15	26,12	0,288
AlSe	14,6778	17,2213	16,0228	2,5435	1,3450	52,880	2,5177	1,331	15	23,97	0,270
AlSe	14,4058	17,4332	15,9901	3,0274	1,5843	52,332	2,5258	1,322	15	25,02	0,284
AlSe	32,264	36,0257	33,7426	3,7617	1,4786	39,307	2,4572	0,966	15	16,74	0,260
AlSe	49,2832	54,4516	51,1597	5,1684	1,8765	36,307	2,6421	0,959	15	16,15	0,253
AlSe	16,693	17,432	17,0598	0,739	0,3668	49,635	1,1295	0,561	15	10,93	0,292
AlSe	17,4126	19,3887	18,8598	1,9761	1,4472	73,235	0,9821	0,719	15	10,02	0,209
AlSe	10,5147	13,4042	12,4169	2,8895	1,9022	65,831	1,2814	0,844	15	10,15	0,180

Tabelle 10: Bestimmung des Hg-Gehalts im Moos für die Probennahmestellen Agsbach und Cholera Kapelle

Kurzbezeichnung	Tiegel Leergewicht (g)	Tiegel Bruttomasse (g)	Tiegel Trockenmasse (g)	Einwaage Frischgewicht (g)	Trockenmasse (g)	% TM an FG	Einwaage f. Aufschluss	Trockenmasse f. Aufschluss	Volumen Aufschluss (ml)	Messwert (µg/L)	Hg-Gehalt (µg/g Trockenmasse)
AgPf	49,6486	52,5191	49,847	2,8705	0,1984	6,91	2,2048	0,152	15	1,87	0,184
AgPf	51,7577	54,6228	51,9859	2,8651	0,2282	7,96	1,667	0,133	15	1,648	0,186
AgPf	49,2783	50,7466	49,3383	1,4683	0,06	4,09	2,6049	0,106	15	1,301	0,183
AgPf	49,2783	50,7466	49,3383	1,4683	0,06	4,09	2,7492	0,112	15	1,497	0,200
AgPf	49,6493	52,876	49,7807	3,2267	0,1314	4,07	2,1506	0,088	15	1,224	0,210
AgPf	49,6493	52,876	49,7807	3,2267	0,1314	4,07	1,9134	0,078	15	0,957	0,184
AgPf	49,3517	51,7494	49,4771	2,3977	0,1254	5,23	3,442	0,180	15	2,182	0,182
AgPf	49,3517	51,7494	49,4771	2,3977	0,1254	5,23	2,3073	0,121	15	1,475	0,183
AgPf	49,3524	51,9719	49,4575	2,6195	0,1051	4,01	1,878	0,075	15	1,014	0,202
AgPf	47,0694	49,4089	47,1654	2,3395	0,096	4,10	2,4986	0,103	15	1,258	0,184
AgPf	49,7214	51,5094	49,7876	1,788	0,0662	3,70	3,0741	0,114	15	1,401	0,185
AgPf	49,9173	53,4812	50,0657	3,5639	0,1484	4,16	2,2971	0,096	15	1,202	0,188
ChPf	51,7565	53,6911	52,0516	1,9346	0,2951	15,25	2,0815	0,318	20	1,611	0,101
ChPf	32,2265	34,4756	32,7379	2,2491	0,5114	22,74	2,023	0,460	20	1,957	0,085
ChPf	32,2201	34,2051	32,5091	1,985	0,289	14,56	2,0246	0,295	15	3,076	0,157
ChPf	49,9277	52,1326	50,163	2,2049	0,2353	10,67	2,2806	0,243	15	2,562	0,158
ChPf	49,2775	52,4382	50,2546	3,1607	0,9771	30,91	1,8984	0,587	15	3,987	0,102
ChPf	49,2553	51,8957	49,5865	2,6404	0,3312	12,54	2,0151	0,253	15	2,453	0,146
ChPf	51,7587	53,4873	51,8342	1,7286	0,0755	4,37	2,9247	0,128	15	1,031	0,121
ChPf	51,7587	53,4873	51,8342	1,7286	0,0755	4,37	1,631	0,071	15	0,647	0,136
ChPf	51,7586	54,5004	52,0432	2,7418	0,2846	10,38	1,7984	0,187	15	1,491	0,120
ChPf	51,7586	54,5004	52,0432	2,7418	0,2846	10,38	3,5304	0,366	15	3,228	0,132
ChPf	47,0646	51,1552	47,5583	4,0906	0,49	12,07	2,1596	0,261	15	1,354	0,078
ChPf	47,0646	51,1552	47,5583	4,0906	0,49	12,07	4,7188	0,570	15	4,173	0,110

Tabelle 11: Bestimmung des Hg-Gehalts im Biofilm für die Probennahmestellen Agsbach und Cholerakapelle

Kurzbezeichnung	Tiegel Leergewicht (g)	Tiegel Bruttomasse (g)	Tiegel Trockenmasse (g)	Einwaage Frischgewicht (g)	Trockenmasse (g)	% TM an FG	Einwaage f. Aufschluss	Trockenmasse f. Aufschluss	Volumen Aufschluss (ml)	Messwert (µg/L)	Hg-Gehalt (µg/g Trockenmasse)
AgBF	49,6499	54,2668	49,7997	4,6169	0,1498	3,24	2,209	0,072	15	0,225	0,047
AgBF	51,7583	53,6363	51,8187	1,878	0,0604	3,22	2,6158	0,084	15	0,311	0,055
AgBF	49,3524	51,9719	49,4545	2,6195	0,1021	3,90	2,5706	0,100	15	0,365	0,055
AgBF	47,0694	49,4089	47,1654	2,3395	0,0960	4,10	2,2281	0,091	15	0,297	0,049
AgBF	49,9014	51,5094	50,0476	1,608	0,1462	9,09	4,1044	0,373	15	1,336	0,054
AgBF	49,9173	53,4812	50,2657	3,5639	0,3484	9,78	3	0,293	15	1,083	0,055
BaBF	49,6473	53,3846	50,2043	3,7373	0,5570	14,90	3,6289	0,541	20	1,662	0,061
BaBF	49,2525	52,1054	49,3931	2,8529	0,1406	4,93	2,2263	0,110	15	0,499	0,068
BaBF	52,6322	55,777	53,0668	3,1448	0,4346	13,82	2,2398	0,310	15	1,342	0,065
BaBF	49,2553	51,8957	49,5865	2,6404	0,3312	12,54	3,2098	0,403	15	1,739	0,065
BaBF	52,6323	56,8312	53,2922	4,1989	0,6599	15,72	3,3625	0,528	15	2,47	0,070
BaBF	49,6512	51,4561	49,9191	1,8049	0,2679	14,84	2,3134	0,343	15	1,564	0,068
BaBF	49,6512	51,4561	49,9191	1,8049	0,2679	14,84	2,6356	0,391	15	1,798	0,069
BaBF	49,2794	52,21	49,6421	2,9306	0,3627	12,38	2,8523	0,353	15	1,667	0,071
BaBF	49,2794	52,21	49,6421	2,9306	0,3627	12,38	1,4699	0,182	15	0,819	0,068
BaBF	49,2335	52,4177	49,4062	3,1842	0,1727	5,42	2,5962	0,141	15	0,627	0,067
BaBF	49,2335	52,4177	49,4062	3,1842	0,1727	5,42	2,6503	0,144	15	0,658	0,069

Tabelle 12: Bestimmung des Hg-Gehalts im Biofilm für die Probennahmestellen Traiskirchen und Zwölfaxing

Kurzbezeichnung	Tiegel Leergewicht (g)	Tiegel Bruttomasse (g)	Tiegel Trockenmasse (g)	Einwaage Frischgewicht (g)	Trockenmasse (g)	% TM an FG	Einwaage f. Aufschluss	Trockenmasse f. Aufschluss	Volumen Aufschluss (ml)	Messwert (µg/L)	Hg-Gehalt (µg/g Trockenmasse)
TrBf	32,2627	34,5504	32,6835	2,2877	0,4208	18,39	2,6354	0,485	15	2,014	0,062
TrBf	51,1951	55,1188	51,8401	3,9237	0,6450	16,44	4,1534	0,683	15	2,79	0,061
TrBf	51,1966	52,7056	51,4064	1,509	0,2098	13,90	2,3192	0,322	15	1,479	0,069
TrBf	51,1966	52,7056	51,4064	1,509	0,2098	13,90	1,6128	0,224	15	0,991	0,066
TrBf	32,2627	34,5514	32,5839	2,2887	0,3212	14,03	2,7371	0,384	15	1,629	0,064
TrBf	32,2627	34,5514	32,5839	2,2887	0,3212	14,03	2,5989	0,365	15	1,348	0,055
TrBf	49,6974	52,1756	49,9077	2,4782	0,2103	8,49	1,8646	0,158	15	0,622	0,059
TrBf	49,6974	52,1756	49,9077	2,4782	0,2103	8,49	2,7258	0,231	15	1,031	0,067
AxBf	49,9302	52,0385	50,2252	2,1083	0,2950	13,99	2,3055	0,323	15	2,666	0,124
AxBf	49,9302	52,0385	50,2252	2,1083	0,2950	13,99	3,2747	0,458	15	4,365	0,143
AxBf	14,676	15,47	14,7575	0,794	0,0815	10,26	3,8302	0,393	15	3,586	0,137
AxBf	10,6089	12,0852	10,8135	1,4763	0,2046	13,86	1,5737	0,218	15	2,126	0,146
AxBf	14,673	19,9253	15,5348	5,2523	0,8618	16,41	2,482	0,407	15	3,94	0,145
AxBf	49,9315	52,0552	50,1711	2,1237	0,2396	11,28	2,3105	0,261	15	2,772	0,160
AxBf	49,9218	51,8812	50,0632	1,9594	0,1414	7,22	3,2892	0,237	15	2,417	0,153
AxBf	49,9311	52,0588	50,2108	2,1277	0,2797	13,15	2,3211	0,305	15	2,881	0,142
AxBf	49,9213	51,7712	50,2128	1,8499	0,2915	15,76	3,2595	0,514	15	4,489	0,131
AxBf	52,6342	53,9687	52,7497	1,3345	0,1155	8,65	1,4074	0,122	15	1,524	0,188
AxBf	49,9305	51,9613	50,2141	2,0308	0,2836	13,96	1,9999	0,279	15	2,684	0,144

Tabelle 13: Bestimmung des Hg-Gehalts im Biofilm für die Probennahmestelle Albern

Kurzbezeichnung	Tiegel Leergewicht (g)	Tiegel Bruttomasse (g)	Tiegel Trockenmasse (g)	Einwaage Frischgewicht (g)	Trocken- masse (g)	% TM an FG	Einwaage f. Aufschluss	Trockenmasse f. Aufschluss	Volumen Aufschluss (ml)	Messwert (µg/L)	Hg-Gehalt (µg/g Trockenmasse)
AIBf	49,6565	50,9561	49,8902	1,2996	0,2337	17,98	3,2595	0,586	15	21,41	0,548
AIBf	49,6565	50,9561	49,8902	1,2996	0,2337	17,98	1,9356	0,348	15	12,33	0,531
AIBf	49,6518	51,6217	50,0423	1,9699	0,3905	19,82	3,0211	0,599	15	18,01	0,451
AIBf	31,2389	35,9812	32,0814	4,7423	0,8425	17,77	2,0111	0,357	15	12,21	0,513
AIBf	49,6511	54,6301	50,5488	4,979	0,8977	18,03	3,0153	0,544	15	17,98	0,496
AIBf	31,2381	36,0331	32,1018	4,795	0,8637	18,01	2,1516	0,388	15	13,01	0,504
AIBf	49,2579	51,4861	49,6589	2,2282	0,4010	18,00	0,4225	0,076	15	2,842	0,561
AIBf	32,2133	34,4343	32,5719	2,221	0,3586	16,15	0,4792	0,077	15	2,898	0,562

Tabelle 14: Bestimmung des Hg-Gehalts im Muskel der Fischart G. gobio

Probenbezeichnung	Trocken-masse (g)	Volumen Aufschluss (ml)	Messwert (µg/L)	Hg-Gehalt (µg/g Frischgewicht)
G. gobio 1 Muskel	1,3189	15	12,770	0,145
G. gobio 2 Muskel	0,9533	15	5,343	0,084
G. gobio 3 Muskel	1,8479	30	9,494	0,154
G. gobio 4 Muskel	1,2353	15	10,880	0,132
G. gobio 5 Muskel	1,8504	30	9,704	0,157
G. gobio 6 Muskel	1,3829	30	3,982	0,086
G. gobio 7 Muskel	1,1197	20	7,614	0,136
G. gobio 8 Muskel	1,0444	20	3,737	0,072

-62-

Tabelle 15: Bestimmung des Hg-Gehalts im Muskel der Fischart L. cephalus

Probenbezeichnung	Trocken-masse (g)	Volumen Aufschluss (ml)	Messwert (µg/L)	Hg-Gehalt (µg/g Frischgewicht)
L. cephalus 1 Muskel	1,1322	10	10,410	0,092
L. cephalus 2 Muskel	1,0682	10	6,604	0,062
L. cephalus 3 Muskel	2,4750	20	12,470	0,101
L. cephalus 4 Muskel	2,1196	20	10,000	0,094
L. cephalus 5 Muskel	2,3047	20	9,551	0,083
L. cephalus 6 Muskel	1,6281	10	9,615	0,059
L. cephalus 7 Muskel	2,0477	20	8,365	0,082
L. cephalus 8 Muskel	1,0151	10	5,820	0,057
L. cephalus 9 Muskel	1,7871	10	12,310	0,069
L. cephalus 10 Muskel	1,7478	10	11,140	0,064
L. cephalus 11 Muskel	1,8854	20	7,495	0,080
L. cephalus 12 Muskel	2,3519	10	11,580	0,049
L. cephalus 13 Muskel	2,1899	10	9,488	0,043

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Verlauf des Quecksilbers von der Industrie zum Menschen	- 12 -
Abbildung 2: Skizze der Umwandlungsprozesse von Quecksilber in stehenden Gewässern (gezeichnet nach: Fent, 2007)-	12 -
Abbildung 3: Darstellung des Flusslaufes der Schwechat sowie Kennzeichnung der einzelnen Probennahmestellen (gezeichnet nach Diercke Weltatlas, 1996)	- 16 -
Abbildung 4: Probennahmestelle Agsbach im Jänner 2006 (Ag) (48° 06' 53'' N, 16° 00' 53'' E)	- 17 -
Abbildung 5: Probennahmestelle Helenental (Ch) im September 2009 (48° 00' 49'' N, 16° 10' 15'' E)	- 18 -
Abbildung 6: Probennahmestelle Baden bei Wien (Ba) im September 2009 (47° 59' 52'' N, 16° 15' 26'' E)	- 19 -
Abbildung 7: Probennahmestelle Traiskirchen (Tr) im Jänner 2006 (48° 00' 37'' N, 16° 17' 54'' E)	- 20 -
Abbildung 8: Probennahmestelle Maria Lanzendorf (ML): 48° 05' 37'' N, 16° 25' 16'' E; (www.wandertipp.at)	- 21 -
Abbildung 9: Probennahmestelle Zwölfaxing (Ax) im Oktober 2009 (48° 06' 45'' N, 16° 27' 32'' E)	- 22 -
Abbildung 10: Probennahmestelle Hafen Albern (Al) im Juli 2009 (48° 09' 4'' N, 16° 29' 58'' E)	- 23 -
Abbildung 11: <i>L. cephalus</i> (www.fischerei-olang.net)	- 25 -
Abbildung 12: <i>G. gobio</i> (http://www.donauauen.at)	- 26 -
Abbildung 13: Aufbau eines Spektrometers	- 29 -
Abbildung 14: Perkin-Elmer FIAS 400	- 31 -
Abbildung 15: Regressionslinie der Standardmessreihe	- 33 -
Abbildung 16: Hg-Gehalt im Sediment entlang der Schwechat (Angaben für die Trockenmasse)	- 37 -
Abbildung 17: Hg-Gehalt im Biofilm entlang der Schwechat	- 38 -
Abbildung 18: Hg-Gehalt des Moores im Quellgebiet sowie des Oberlaufes der Schwechat	- 38 -
Abbildung 19: Hg-Gehalt in der Fischmuskulatur von <i>L. cephalus</i> und <i>G. Gobio</i> in der Nähe der Probennahmestelle Zwölfaxing	- 39 -

Lebenslauf

Name: Braunsteiner
Vorname: Christopher
Geburtsdatum: 1.7.1986
Geburtsort: Wien

Schulbildung:

9/92-6/96 VS Pfeilgasse 42B 1080 Wien
9/96-6/04 BRG/WRG VIII Feldgasse 6-8 1080 Wien
Abschluss: Matura

Studium:

10/2004 Beginn des Studiums LA Mathematik und LA Chemie an der
Universität Wien

Tätigkeiten:

Seit 11/2009 Vertragslehrer am Ella-Lingens-Gymnasium Gerasdorferstraße
103 1210 Wien

Wien, am 22.09.2010