



Chemikalien

Begleitbericht zu

Verwendung, Entsorgung und Umwelteinträge von Quecksilber

BAFU-Publikation «Ritscher A., 2018: Verwendung, Entsorgung und Umwelteinträge von Quecksilber. Übersicht über die Situation in der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Zustand Nr. 1832: 51 S.»

PDF-Download: www.bafu.admin.ch/uz-1832-d

Inhaltsverzeichnis

1	Einführung	7
1.1	Toxisches Element mit weiträumiger Ausbreitung.....	7
1.2	Regulierung.....	8
1.3	Inhalte des vorliegenden Berichts.....	9
2	Angebot und Nachfrage	17
2.1	Globales Angebot.....	17
2.2	Globale Nachfrage.....	18
2.3	Schweizer Angebot und Nachfrage.....	21
3	Verwendungen und Abfallaufkommen	23
3.1	Verwendung in Prozessen.....	23
3.2	Verwendung in Produkten.....	24
3.2.1	Polyurethan-Additive.....	24
3.2.2	Chemikalien für Analyse- und Forschungszwecke.....	25
3.2.3	Messgeräte.....	25
3.2.4	Dentalamalgam.....	26
3.2.5	Batterien.....	28
3.2.6	Entladungslampen.....	29
3.2.7	Schalter, Relais und andere Geräte- und Fahrzeugbauteile.....	31
3.2.8	Andere Verwendungen.....	32
3.3	Verbrauch und Abfallaufkommen im Überblick.....	32
4	Entsorgung	35
4.1	Abfallbehandlung mit Quecksilber-Rückgewinnung.....	35
4.1.1	Chlor-Alkali-Elektrolyse.....	35
4.1.2	Messgeräte und Messzwecke.....	35
4.1.3	Altbatterien.....	36
4.1.4	Dentalamalgam.....	36
4.1.5	Schalter, Aktivkohlen und Ionenaustauscher.....	36
4.1.6	Behandlung importierter Abfälle.....	36
4.2	Abfallbehandlung ohne Quecksilber-Rückgewinnung.....	36
4.2.1	Überschuss-Quecksilber.....	36
4.2.2	Entsorgung von Schrott (Alteisen).....	37
4.2.3	Entsorgung von RESH.....	37
4.2.4	Entsorgung von Altlampen.....	38
4.2.5	Entsorgung von Klärschlamm.....	39
4.2.6	Abfallverbrennung in KVA.....	40
4.3	Entsorgung im Überblick.....	45

5	Umwelteinträge	48
5.1	Einträge in die Luft	48
5.2	Einträge aus der Luft.....	49
5.3	Einträge in Gewässer.....	49
5.4	Zeitliche Entwicklung der Umwelteinträge	57
6	Vorkommen in der Umwelt	60
6.1	Luft	60
6.2	Boden.....	64
6.3	Wasser	70
6.4	Biota	80
6.4.1	Terrestrisches Kompartiment	80
6.4.2	Aquatisches Kompartiment.....	91
7	Belastung des Menschen	103
7.1	Quecksilberaufnahme über Nahrungsmittel	103
7.2	Quecksilberaufnahme über andere Quellen	105
7.3	Biomonitoring	107
8	Beurteilung der Belastung	111
8.1	Beurteilungswerte	111
8.2	Beurteilung der Belastung der Umwelt und des Menschen.....	119

1 Einführung

Wegen seiner für die Umwelt und die Gesundheit des Menschen problematischen Eigenschaften ist Quecksilber in der Schweiz streng reglementiert. Mit nationalen Massnahmen allein kann jedoch der Quecksilberproblematik nicht genügend begegnet werden. Messungen von Quecksilber in Umweltproben in verschiedenen Regionen der Welt seit den 1990er Jahren zeigen, dass es sich bei der Verbreitung von Quecksilber um ein grenzüberschreitendes Problem handelt. Aus diesem Grund wurde bereits 1998 das Schwermetallprotokoll von Aarhus, ein Zusatzprotokoll zur Genfer Luftreinhaltekonvention von 1979 verabschiedet. Es bezweckt die Verminderung der Emissionen der Schwermetalle Blei, Cadmium und Quecksilber. Darüber hinaus wurden im Januar 2013 die Verhandlungen über ein globales Abkommen zum Schutz von Mensch und Umwelt vor den negativen Auswirkungen von Quecksilber erfolgreich abgeschlossen. Das sogenannte Minamata-Übereinkommen trat im August 2017 in Kraft. Der vorliegende Bericht nimmt eine Bestandsaufnahme des inländischen Verbrauchs, Abfallaufkommens und der Umwelteinträge von Quecksilber sowie der Belastung der Bevölkerung und der Umwelt mit diesem Element vor.

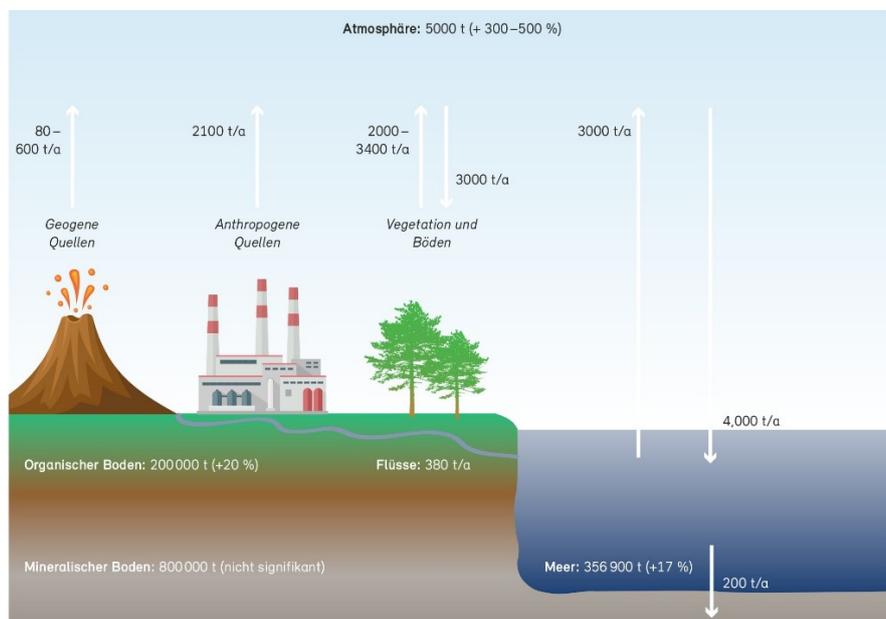
1.1 Toxisches Element mit weiträumiger Ausbreitung

Nach Schätzungen der UNO tragen heute natürliche Quellen mit bis zu 10 % und anthropogene Quellen, hier vor allem die Verbrennung von Kohle und der Goldkleinbergbau, mit bis zu 30 % zu den globalen Lufteinträgen von Quecksilber bei. Der Rest (60 %) entfällt auf Re-Emissionen von früher in die Umwelt eingetragenen Quecksilber (AMAP/UNEP, 2013). In der Luft liegt zur Hauptsache elementares Quecksilber (Hg^0) vor, das eine lange atmosphärische Verweilzeit hat und darum über grosse Distanzen transportiert wird. Fernab der Emissionsquelle gelangt Quecksilber durch trockene und nasse Deposition in Böden, die Vegetation und Gewässer, wobei oxidierte Hg-Spezies besonders leicht aus dem Luftkompartiment entfernt werden. Die Reduktion von Hg-Ionen zu flüchtigem Hg^0 in Ozeanen und Böden ist hauptverantwortlich für Re-Emissionen in die Atmosphäre (Abb. 1).

Abbildung 1

Globale Quecksilberbilanz

Prozentangaben in Klammern entsprechen Zunahmen in den entsprechenden Kompartimenten im Verlauf der letzten 150 Jahre



Quelle: BAFU/shutterstock

In der Umwelt kann Quecksilber durch mikrobielle Prozesse in organisches Methylquecksilber (Methyl-Hg) umgewandelt werden. Methyl-Hg ist für aquatische und terrestrische Organismen ausgesprochen toxisch, problematisch ist seine Anreicherung besonders im aquatischen Nahrungsnetz. Infolge dieser Anreicherung (auch Bioakkumulation genannt) treten in Biota Methyl-Hg-Gehalte auf, die schädlich für Raubtiere an der Spitze der Nahrungskette sein können. Eine Folge chronischer Exposition mit dem das Nervensystem schädigenden Quecksilber können Verhaltensveränderungen der betroffenen Tiere sein. Zudem wurden verminderte Fortpflanzungsraten beobachtet. Aufgrund seiner Entwicklungsneurotoxizität gelten beim Menschen die Schwangerschaft und das Kleinkindalter als empfindlichster Zeitraum für eine Methyl-Hg-Exposition (AMAP/UNEP, 2013; EFSA, 2012).

Wegen des weiträumigen Transports in der Atmosphäre, seiner Persistenz in der Umwelt und Fähigkeit zur Bioakkumulation in Ökosystemen sowie aufgrund seiner toxischen Eigenschaften ist Quecksilber eine besonders besorgniserregende, in der Schweiz streng reglementierte Chemikalie. Ein multilateraler Erfolg war der Abschluss der Verhandlungen im Jahr 2013 über ein rechtlich verbindliches, globales Abkommen über Quecksilber.

1.2 Regulierung

Gestützt auf das Gewässer- und Umwelt- sowie Chemikaliengesetz existieren in der Schweiz zahlreiche Vorschriften, die den Umgang mit Quecksilber regeln. Ausgewählte Erlasse sind in Tabelle 1 aufgeführt. Zusätzliche Vorschriften finden sich im Lebensmittel- und Arbeitnehmerschutzrecht.

Nationale Rechtsvorschriften

Einschränkungen und Verbote für die Verwendung von Quecksilber in Produkten und Prozessen gibt es bereits seit fast 30 Jahren; sie finden sich heute in der im Jahr 2005 in Kraft getretenen Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung (ChemRRV, SR 814.81), die laufend aktualisiert wird, bei den Vorschriften über Quecksilber zuletzt in den Jahren 2015 und 2017. Der Fokus der jüngsten Änderung lag bei der Kontrolle der Ein- und Ausfuhr von Quecksilber und seinen Verbindungen. Die Anpassungen waren nötig, damit die Schweiz den Anforderungen des Übereinkommens von Minamata nachkommen kann (siehe unten).

Die Gewässerschutzverordnung (GSchV, SR 814.201) und die Luftreinhalte-Verordnung (LRV, SR 814.318.142.1) sind u.a. Gefässe für emissionsbegrenzende Vorschriften. Auch sie werden laufend an den Stand der Technik angepasst. Vorschriften im Abfallrecht, namentlich in der Abfallverordnung (VVEA, SR 814.600), in der Verordnung über den Verkehr mit Abfällen (VeVa, SR 814.610) und der Verordnung des UVEK über Listen zum Verkehr mit Abfällen (LVA, SR 814.610.1) stellen einen umweltverträglichen Umgang mit Quecksilberabfällen sicher. Die LVA enthält Codes explizite für Quecksilberabfälle.

In der Gewässerschutzverordnung, der Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo, SR 814.12) und der Altlasten-Verordnung (AltIV, SR 814.680) sind auch «Schwellenwerte» für die Belastung der Umweltkompartimente Wasser und Boden mit Quecksilber festgelegt. Wie diese Werte zustande kamen und wie sie im internationalen Umfeld einzuordnen sind, wird im Kapitel 8 näher aufgezeigt.

Völkerrechtliche Vorschriften

Schon früh hat sich die Erkenntnis durchgesetzt, dass der Quecksilberproblematik allein mit nationalen Massnahmen nicht wirksam begegnet werden kann. Verschiedene in Kraft befindliche internationale Übereinkommen, welche auch die Schweiz ratifiziert hat, befassen sich mit Quecksilber. Zu nennen sind

Beschlüsse und Empfehlungen der Vertragsparteien des Übereinkommens zum Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks (OSPAR-Übereinkommen, SR 0.814.293) und das Zusatzprotokoll vom 24. Juni 1998 über Schwermetalle (Schwermetallprotokoll von Aarhus, SR 0.814.326) zum Übereinkommen von 1979 über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (Genfer Luftreinhaltekonvention) der Wirtschaftskommission für Europa der Vereinten Nationen (UNECE). Das Aarhus-Protokoll ist seit dem Jahr 2003 in Kraft und wurde von 32 Staaten aus Europa und Nordamerika ratifiziert, darunter im Jahr 2000 von der Schweiz. Es bezweckt die Verminderung der Emissionen der Schwermetalle Blei, Cadmium und Quecksilber. Mit der Änderung des Protokolls im Dezember 2012 wurden die Anforderungen an emissionsmindernde Massnahmen an den Stand der Technik angepasst.

Mit dem Ziel, die menschliche Gesundheit und die Umwelt vor anthropogenen Emissionen und Freisetzungen von Quecksilber zu schützen, wurde an der 25. Sitzung des Verwaltungsrates des UNO-Umweltprogramms (UNEP) im Jahr 2009 von den Umweltministern ein Mandat zur Verhandlung eines rechtlich verbindlichen, globalen Übereinkommens über Quecksilber verabschiedet. Das ausgehandelte Übereinkommen wurde im Herbst 2013 in Japan zur Unterzeichnung aufgelegt. Über emissionsmindernde Massnahmen hinaus sieht das Übereinkommen eine Einstellung des Quecksilberbergbaus sowie Einschränkungen für Verwendungen von Quecksilber vor, in denen es ersetzt werden kann. In der Schweiz hat der Bundesrat Ende 2014 seine Botschaft zur Genehmigung der Minamata-Konvention an das Parlament verabschiedet. In ihren Schlussabstimmungen Ende 2015 haben die Räte das Übereinkommen genehmigt und den Bundesrat ermächtigt, dieses zu ratifizieren. Ende Mai 2016 hat die Schweiz die Ratifikationsurkunde hinterlegt. Am 17. August 2017 ist das Übereinkommen in Kraft getreten. Die Schweiz wird vom erwarteten weltweit sinkenden Hg-Ausstoss profitieren, einerseits durch eine Reduktion der Hg-Gehalte in importiertem Fisch, der die hauptsächliche Expositionsquelle der Schweizer Bevölkerung mit dem toxischen Transformationsprodukt Methyl-Hg ist, und andererseits durch eine verminderte Quecksilberdeposition aus der Luft. Ausgewählte Vorschriften des Übereinkommens sind in Tabelle 2 aufgeführt.

1.3 Inhalte des vorliegenden Berichts

Die beschriebene internationale Entwicklung wird zum Anlass für die Veröffentlichung eines Sachstandsberichts über Quecksilber in der Schweiz genommen. Der vorliegende Bericht bietet nach einer Einführung über das globale Angebot und die globale Nachfrage an Quecksilber einen Überblick über den Verbrauch, das Abfallaufkommen und die Entsorgung von Quecksilber in der Schweiz. Der Bericht fasst weiter den Stand des Wissens zu Umwelteinträgen und der Quecksilberbelastung einzelner Umweltkompartimente zusammen, beurteilt diese Belastungen und zeigt vorhandene Wissenslücken auf. Auch werden die Hauptquellen für die Quecksilberbelastung der Bevölkerung in der Schweiz aufgezeigt. Als Grundlage dienen die öffentlich zugängliche Literatur und Ergebnisse durchgeführter Umfragen bei Herstellern und Vertriebern quecksilberhaltiger Produkte oder bei Entsorgungsbetrieben von Quecksilberabfällen.

Tabelle 1
Nationale Rechtsvorschriften über Quecksilber

Ausgewählte Erlasse (Stand Juli 2018).

Erlass	Spezifische Vorschriften zu Quecksilber
<p>Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung ChemRRV, SR 814.81 Anhang 1.7 (Ein- und Ausfuhrvorschriften für metallisches Hg und Hg-Verbindungen sowie für nichtelektrische Messinstrumente)</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Die Einfuhr von Hg, von Hg-Verbindungen und Hg-Legierungen ist bewilligungspflichtig. Wenn die zur Einfuhr vorgesehenen Stoffe und Zubereitungen für Analyse- und Forschungszwecke oder zur Herstellung von Produkten für diese Zwecke bestimmt sind, bedarf es keiner Einfuhrbewilligung. Für metallisches Hg ist zusätzlich Bedingung, dass es aus einem Staat eingeführt wird, der Vertragspartei des Übereinkommens von Minamata ist. Eine Einfuhrbewilligung wird erteilt, wenn die zur Einfuhr vorgesehenen Stoffe und Zubereitungen einer zulässigen Verwendung zugeführt werden und die Importeurin bestätigt, dass die Stoffe und Zubereitungen nicht für die Wiederausfuhr in chemisch veränderter oder unveränderter Form bestimmt sind. Soll Hg aus einem Staat eingeführt werden, der nicht Vertragspartei des Übereinkommens von Minamata ist, wird darüber hinaus eine Einfuhrbewilligung nur erteilt, wenn eine Bescheinigung des Ausfuhrstaates vorliegt, wonach das Hg nicht aus dem primären Quecksilberbergbau oder der Chlor-Alkali-Industrie stammt. • Für die Ausfuhr von Hg bedarf es seit dem 1. Juli 2018 einer Ausfuhrbewilligung. Sie wird erteilt, wenn Hg im einführenden Staat für Analyse- und Forschungszwecke bestimmt ist und eine Bescheinigung des Einfuhrstaates vorliegt, dass dieser der Einfuhr zustimmt. Soll Hg in einen Staat ausgeführt werden, der nicht Vertragspartei des Übereinkommens von Minamata ist, wird eine Ausfuhrbewilligung nur erteilt, wenn eine zusätzliche Bescheinigung des Einfuhrstaates vorliegt, dass er Massnahmen zum Schutz der menschlichen Gesundheit und der Umwelt im Umgang mit Hg festgelegt hat. Vorbehaltlich der Zustimmung des einführenden Staats kann die Ausfuhr von Hg noch bis zum 31. Dezember 2020 für die Herstellung von Entladungslampen und für den Unterhalt von Rollnahtschweissmaschinen sowie bis zum 31. Dezember 2027 für die Herstellung von Dentalamalgamkapseln bewilligt werden. Einem Gesuch muss u.a. eine schriftliche Erklärung der Empfängerin beigelegt werden, in welcher sich diese verpflichtet, Hg für eine genannte Verwendung zu nutzen. • Verboten ist weiter die Ausfuhr quecksilberhaltiger Messinstrumente, deren Inverkehrbringen verboten ist.
<p>Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung ChemRRV, SR 814.81 Anhang 1.7 (Beschränkungen des Inverkehrbringens von Phenylquecksilberverbindungen, anderer für die Herstellung von PUR bestimmten Hg-Verbindungen sowie von Hg-haltigen Zubereitungen und Gegenständen)</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Verboten ist das Inverkehrbringen von Phenylquecksilberverbindungen⁽¹⁾ und anderer Hg-Verbindungen, soweit sie für die Herstellung von Polyurethanen bestimmt sind, sowie von Zubereitungen und Gegenständen, wenn sie 0.01 % oder mehr solcher Verbindungen enthalten. Das Verbot gilt nicht für Analyse- und Forschungszwecke. • Verboten ist das Inverkehrbringen von Fieberthermometern und anderen Messinstrumenten, die für die breite Öffentlichkeit bestimmt sind. Ausgenommen vom Verbot sind Messinstrumente, die am 1. September 2015 älter als 50 Jahre waren und die als Antiquitäten oder Kulturgüter angesehen werden. • Verboten ist das Inverkehrbringen folgender Messinstrumente, die Hg enthalten oder deren Gebrauch die Verwendung von Hg erfordert, und die für die berufliche oder gewerbliche Anwendung bestimmt sind: <ul style="list-style-type: none"> - Sphygmomanometer und Dehnungsmessstreifen zur Verwendung in Plethysmographen. Ausgenommen sind Sphygmomanometer für die Verwendung als Bezugsnormal zur Validierung Hg-freier Geräte; - Thermometer und andere Messinstrumente für thermometrische Anwendungen. Ausgenommen sind Thermometer, die ausschliesslich dazu bestimmt sind, Prüfungen anhand von Normen durchzuführen, welche die Verwendung von Hg-Thermometern vorschreiben sowie Tripelpunktzellen, die zur Kalibrierung von Platin-Widerstandsthermometern verwendet werden; - Barometer und Manometer; - Hygrometer, Tensiometer, Pyknometer und Instrumente zur Bestimmung des Erweichungspunktes. Ausgenommen vom Verbot sind zudem Messinstrumente, die am 1. September 2015 älter als 50 Jahre waren und die als Antiquitäten oder Kulturgüter angesehen werden. • Verboten ist ab dem 1. Januar 2021 das Inverkehrbringen von Schaltern und Relais, die Hg enthalten, soweit sie nicht für Gegenstände bestimmt sind, welche solche Schalter und Relais enthalten dürfen. • Verboten ist weiter das Inverkehrbringen folgender Stoffe, Zubereitungen oder Gegenstände, die Hg-Verbindungen enthalten: <ul style="list-style-type: none"> - Pflanzenschutzmittel und Biozidprodukte einschliesslich damit behandelter Waren. Das Inverkehrbringen von Biozidprodukten für Forschungs- und Entwicklungszwecke ist zulässig; - Anstrichfarben und Lacke; - Kosmetika, soweit nach den Bestimmungen der Lebensmittelgesetzgebung nicht festgelegt ist, dass sie Hg-Verbindungen in Augendekorationsmitteln und Produkten zu deren Entfernung enthalten dürfen; - topische Antiseptika.

Erlass	Spezifische Vorschriften zu Quecksilber
Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung ChemRRV, SR 814.81 Anhang 1.7 (Verbote «neuer» Verwendungen)	<ul style="list-style-type: none"> • Verboten ist das Inverkehrbringen Hg-haltiger Zubereitungen und Gegenstände für vor dem 31. Dezember 2017 nicht bekannte (d.h. bis dahin nicht auf dem Markt befindliche) Verwendungen. Ausgenommen sind Produkte, die für den Schutz der wesentlichen Sicherheitsinteressen der Schweiz erforderlich sind, sowie Produkte für den Einsatz im Weltraum. Unter bestimmten, eng gefassten Bedingungen können auf Gesuch hin Ausnahmen vom Verbot bewilligt werden.
Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung ChemRRV, SR 814.81 Anhang 1.7 (Verwendungsbeschränkungen)	<ul style="list-style-type: none"> • Verboten ist die Verwendung von Hg, Hg-Verbindungen und Hg-haltigen Zubereitungen als Hilfsstoffe bei industriellen Herstellungsprozessen. Unter bestimmten, eng gefassten Bedingungen können auf Gesuch hin Ausnahmen vom Verbot bewilligt werden, falls Hg, Hg-Verbindungen und Hg-haltige Zubereitungen nicht für die Chlor-Alkali-Elektrolyse oder die Herstellung von Acetaldehyd, Vinylchlorid, Natrium- oder Kalium-Methylat oder -Ethylat verwendet werden sollen. • Verboten ist die Verwendung von Dentalamalgam, wenn aus medizinischen Gründen einem anderen Füllungsmaterial der Vorzug gegeben werden kann. • Verboten ist zudem die Verwendung von Hg, Hg-Verbindungen und Hg-haltigen Zubereitungen für die Herstellung von Batterien. • Verboten ist weiter die Verwendung von Hg, Hg-Verbindungen und Hg-haltigen Zubereitungen für die Herstellung Hg-haltiger Stoffe, Zubereitungen und Gegenstände, soweit sie nach den Bestimmungen von Anhang 1.7 nicht in Verkehr gebracht werden dürfen.
Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung ChemRRV, SR 814.81 Anhang 2.15 Anhang 2.16 Anhang 2.18 (Spezialvorschriften für Batterien, Fahrzeuge sowie Elektro- und Elektronikgeräte einschliesslich Entladungslampen)	<ul style="list-style-type: none"> • Verboten ist das Inverkehrbringen von Batterien einschliesslich derjenigen, die in Geräten enthalten sind, wenn die Batterien mehr als 5 mg Hg pro kg enthalten. • Verboten ist das Inverkehrbringen neuer Fahrzeuge (PKW und leichte Nutzfahrzeuge) sowie neuer Fahrzeugbauteile, wenn sie mehr als 0.1 % Hg je homogenem Werkstoff enthalten. Die Verbote gelten nicht für Entladungslampen für Scheinwerfer und Leuchtstoffröhren in Instrumententafelanzeigen als Ersatzteile für vor dem 1. Juli 2012 typgenehmigte Fahrzeuge. • Verboten ist das Inverkehrbringen von Elektro- und Elektronikgeräten⁽²⁾ und deren Ersatzteilen, wenn sie mehr als 0.1 % Hg je homogenem Werkstoff enthalten. Die Verbote gelten nicht für in den Anhängen III und IV der Richtlinie 2011/65/EU (RoHS) aufgeführte Verwendungen⁽³⁾. Gerätehersteller müssen die Einhaltung der Stoffverbote⁽⁴⁾ in einer Konformitätserklärung bestätigen. Die Importeure müssen gewährleisten, dass die Hersteller dieser Pflicht nachgekommen sind. Für die Zwecke des Nachweises der RoHS-Konformität haben Hersteller eine interne Fertigungskontrolle durchzuführen. Bei Geräten, an deren Bauteilen Messungen vorgenommen wurden, oder die nach der harmonisierten Norm EN 50581:2012 bewertet wurden, wird davon ausgegangen, dass verbotene Stoffe abwesend sind.
Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung ChemRRV, SR 814.81 Anhang 1.10 Chemikalienverordnung ChemV, SR 813.11 (Abgabe an private Verwender)	<ul style="list-style-type: none"> • Aufgrund seiner chemikalienrechtlichen Einstufung als reproduktionstoxischer Stoff der Kategorie 1B mit dem Gefahrenhinweis H360 (Kann die Fruchtbarkeit beeinträchtigen oder das Kind im Mutterleib schädigen) darf Hg nicht an die breite Öffentlichkeit (private Verwender) abgegeben werden. • Mit den Gefahrenhinweisen H300 (Lebensgefahr beim Verschlucken), H310 (Lebensgefahr beim Hautkontakt) oder H330 (Lebensgefahr beim Einatmen) oder Kombinationen dieser Gefahrenhinweise eingestufte Hg-Verbindungen dürfen nicht an die breite Öffentlichkeit (private Verwender) abgegeben werden.
Abfallverordnung VVEA, SR 814.600 (Ablagerungspflicht für Quecksilberabfälle)	<p>Hg oder Hg-Verbindungen aus folgenden Quellen gelten als Quecksilberabfälle, die umweltverträglich abzulagern sind:</p> <ul style="list-style-type: none"> • in industriellen Prozessen nicht mehr benötigtes Hg oder nicht mehr benötigte Hg-Verbindungen. • aus der Behandlung von quecksilberhaltigen Abfällen stammendes Hg oder aus Abfällen gewonnene Hg-Verbindungen. Dies gilt nicht für Hg und Hg-Verbindungen, die einer im Inland zulässigen Verwendung zugeführt werden oder für Hg, das mit einer Bewilligung des BAFU ausgeführt werden darf (siehe oben).

Erlass	Spezifische Vorschriften zu Quecksilber
Verordnung zum Register über die Freisetzung von Schadstoffen sowie den Transfer von Abfällen und von Schadstoffen in Abwasser PRTR-V, SR 814.017	Das Schadstofffreisetzung- und -transferregister der Schweiz liefert Informationen zu Freisetzungen von Schadstoffen und Transfers von Abfällen aus Betrieben und aus diffusen Quellen. Emissionen von Hg sind zu melden, wenn die Hg-Einträge in die Luft 10 kg, das Wasser 1 kg, den Boden 1 kg und das Abwasser 1 kg pro Jahr überschreiten. Meldepflichtig werden Betreiber von Anlagen aus dem Energiesektor, zur Herstellung und Verarbeitung von Metallen, der Mineralien verarbeitenden Industrie, der chemischen Industrie, der Abfall- und Abwasserbewirtschaftung, der Be- und Verarbeitung von Holz, der tierischen Intensivhaltung und Aquakultur, der Lebensmittel und Getränkeindustrie sowie verschiedener anderer Industriezweige (Textil- und Lederverarbeitung, Oberflächenbehandlung mit Lösemitteln), wenn sie bestimmte Produktionskapazitäten aufweisen.
Luftreinhalte-Verordnung LRV, SR 814.318.142.1	In der Abluft stationärer Anlagen ist für Hg und Hg-Verb. ein Grenzwert für die Emissionen von 0.2 mg Hg/m ³ bei einem Massenstrom ≥ 1 g/h festgelegt (allgemeine vorsorgliche Emissionsbegrenzung). Davon abweichend gelten spezifische Emissionsbegrenzungen für nachstehende Prozesse. <ul style="list-style-type: none"> • Zementöfen und Kalkklinkeröfen: Die Emissionen von Hg und Hg-Verb. dürfen 0.05 mg Hg/m³ nicht überschreiten. • Anlagen zum Verbrennen von Siedlungs- und Sonderabfällen: Die Emissionen von Hg und Hg-Verb. dürfen 0.05 mg Hg/m³ nicht überschreiten. • Anlagen zur Herstellung von Chlor: Bei der Chloralkali-Elektrolyse nach dem Amalgamverfahren dürfen die Emissionen von Hg im Jahresmittel 1 g pro Tonne installierte Chlorkapazität nicht überschreiten⁽⁵⁾.
Gewässerschutzverordnung GSchV, SR 814.201	Für nachstehende Prozesse und/oder Branchen sind Limite für den Hg-Gehalt im Abwasser für die Einleitung in Oberflächengewässer oder die öffentliche Kanalisation festgelegt. <ul style="list-style-type: none"> • Oberflächenbehandlung/Galvanik: 50 µg/l im Tagesmittel oder 0.03 g Hg pro kg verwendetes Hg im Tagesmittel für die Einleitung in Gewässer und in die öffentliche Kanalisation. • Herstellung von Chlor durch Chlor-Alkali-Elektrolyse: Pro Tonne Chlorproduktionskapazität 0.5 g Hg im Monatsmittel und 2 g Hg im Tagesmittel für die Einleitung in Gewässer und in die öffentliche Kanalisation⁽⁵⁾. • Kehrlichtverbrennungsanlagen: Grenzwerte werden von zuständigen Behörden im Einzelfall festgelegt; der Richtwert beträgt 1 µg/l für die Einleitung in Gewässer und in die öffentliche Kanalisation. • Aufbereitung quecksilberhaltiger Abfälle: 50 µg/l im Monatsmittel und 100 µg/l im Tagesmittel für die Einleitung in Gewässer und in die öffentliche Kanalisation • Herstellung quecksilberhaltiger Primärbatterien: 50 µg/l und 0.03 g Hg pro kg verwendetes Hg im Monatsmittel sowie 100 µg/l und 0.06 g Hg pro kg verwendetes Hg im Tagesmittel für die Einleitung in Gewässer und in die öffentliche Kanalisation. • Zahnarztpraxen und Zahnkliniken: Grenzwerte werden von zuständigen Behörden im Einzelfall festgelegt; Behandlungseinheiten, an welchen Amalgam verarbeitet wird, sind mit einem Amalgamabscheider mit einem Wirkungsgrad von mind. 95 % auszurüsten. <p>Wird das Qualitätsziel für Hg in Gewässern von 0.01 µg/l (gelöst) überschritten, müssen die Einleitbedingungen von den zuständigen Behörden verschärft werden.</p>
Verordnung über Belastungen des Bodens VBBö, SR 814.12	Der Bund betreibt ein nationales Referenznetz zur Beobachtung der Belastungen des Bodens. Die Kantone sorgen in jenen Gebieten für eine Überwachung der Böden, wo feststeht oder zu erwarten ist, dass Belastungen des Bodens die Bodenfruchtbarkeit gefährden. Wird in einem Gebiet der Richtwert für Hg in Böden von 0.5 mg/kg (bezogen auf Trockensubstanz) überschritten, so müssen die Ursache der Belastung ermittelt und Massnahmen gegen den weiteren Anstieg getroffen werden. In Abhängigkeit der festgestellten Belastung sind zum Schutz von Mensch und Biota gegebenenfalls weitergehende Massnahmen nötig.
Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung ChemRRV, SR 814.81 Anhang 2.4	<ul style="list-style-type: none"> • Klärschlamm darf als Dünger nicht abgegeben werden. • Der Hg-Gehalt von organischen Düngern, Recycling- und Hofdüngern darf 1 g pro Tonne Trockensubstanz nicht übersteigen. Für mineralische Recyclingdünger ist ab dem Jahr 2019 ein Grenzwert von 2 g bezogen auf eine Tonne Phosphor vorgesehen.

Erlass	Spezifische Vorschriften zu Quecksilber								
Störfallverordnung StfV, SR 814.012	<p>Hg und viele Hg-Verbindungen sind gemäss Chemikalienrecht als gesundheitsgefährdend mit dem Gefahrenhinweis H330 (Lebensgefahr beim Einatmen) eingestuft. Aufgrund dieser Einstufung unterstehen Betriebe der StfV, auf deren Areal die Mengenschwelle von 200 kg überschritten wird. Die Inhaber von Anlagen, die der StfV unterstehen, sind dazu verpflichtet, alle erforderlichen Sicherheitsmassnahmen eigenverantwortlich zu treffen. Die Massnahmen müssen dazu dienen, das Gefahrenpotenzial herabzusetzen, Störfälle zu verhindern und die Auswirkungen von Störfällen ausserhalb des Betriebsareals zu bewältigen. Die Behörden kontrollieren die Erfüllung dieser Vorsorgepflicht im Rahmen eines zweistufigen Kontroll- und Beurteilungsverfahrens mittels zweier Instrumente: einem Kurzbericht (1. Stufe) und einer allfälligen Risikoermittlung (2. Stufe). Die Kantone informieren das Bundesamt für Umwelt (BAFU) periodisch in Form einer Übersicht über die auf ihrem Gebiet vorhandenen Gefahrenpotentiale und Risiken sowie über die getroffenen Massnahmen.</p>								
Abfallverordnung VVEA, SR 814.600 (Umgang mit Quecksilberabfällen)	<p>Als Quecksilberabfälle gelten grundsätzlich:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Abfälle, die Hg oder Hg-Verbindungen enthalten. • aus der Behandlung obiger Quecksilberabfälle stammendes Hg oder stammende Hg-Verbindungen. • Hg oder Hg-Verbindungen, welches oder welche bei industriellen Prozessen nicht mehr benötigt wird oder werden. <p>Quecksilberabfälle sind umweltverträglich und nach dem Stand der Technik zu entsorgen. Die Entsorgung umfasst die Verwertung oder Ablagerung sowie die Vorstufen Sammlung, Beförderung, Zwischenlagerung und Behandlung. Eine Rückgewinnung von Hg aus Abfällen, um dieses für gemäss Vorschriften der ChemRRV erlaubte Zwecke in Verkehr zu bringen oder auszuführen, ist damit zulässig. Aus industriellen Prozessen stammendes obsoletes Hg oder obsolete Hg-Verbindungen müssen jedoch umweltverträglich und nach dem Stand der Technik behandelt und abgelagert werden⁽⁶⁾.</p>								
Abfallverordnung VVEA, SR 814.600 (Vorschriften über Standort und Bauwerk von Deponien, die Ablagerung von Abfällen auf Deponien sowie über die Verwertung von Aushub- und Ausbruchmaterial und die Verwertung von Abfällen bei der Zementherstellung)	<p>Die VVEA legt bauliche Anforderungen an Standort und Bauwerk von fünf Typen von Deponien fest. Die auf Deponien der Typen A – E zugelassenen Abfälle werden namentlich beschrieben, für bestimmte Abfälle sind Grenzwerte u.a. für den Hg-Gehalt im Abfall oder im Eluat festgelegt. Darüber hinaus wird die Verwertung von mineralischem Aushub- und Ausbruchmaterial sowie die Verwertung von Abfällen als Rohmaterialien, Brennstoffe und als Zumahl- und Zuschlagstoffe bei der Herstellung von Zement umfassend geregelt.</p> <p>Für die Ablagerung von Abfällen auf Deponien (Typen B – E) gelten für Hg folgende numerischen Werte:</p> <table border="0" style="width: 100%;"> <tr> <td style="width: 80%;">• Deponien Typ B (Inertstoffe):</td> <td style="text-align: right;">2 mg/kg</td> </tr> <tr> <td>• Deponien Typ D (z.B. Holz-, Klärschlammasche):</td> <td style="text-align: right;">5 mg/kg</td> </tr> <tr> <td>• Deponien Typ E (schwach reaktive Abfälle):</td> <td style="text-align: right;">5 mg/kg</td> </tr> <tr> <td>• Deponien Typ C (z.B. Rauchgasreinigungsrückstände aus KVA):</td> <td style="text-align: right;">10 µg/l im Eluat⁽⁷⁾</td> </tr> </table> <p>Für Aushub- und Ausbruchmaterial gelten für Hg folgende numerischen Werte:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Aushub- und Ausbruchmaterial zur Verwertung als Baustoff auf Baustellen oder Deponien, als Rohstoff für die Herstellung von Baustoffen, für die Wiederauffüllung von Materialentnahmestellen oder für bewilligte Terrainveränderungen darf nicht mehr als 0.5 mg Hg/kg enthalten. • Aushub- und Ausbruchmaterial zur Verwertung als Rohstoff für die Herstellung von hydraulisch oder bituminös gebundenen Baustoffen, als Ersatzrohmaterial für die Herstellung von Zementklinker, als Baustoff auf bestimmten Deponien (Typen B – E) oder bei Tiefbauarbeiten auf dem durch Abfälle belasteten Standort, auf dem das Material anfällt, darf nicht mehr als 1 mg Hg/kg enthalten. • Aushub- und Ausbruchmaterial, das mehr als 1 mg Hg/kg enthält, darf grundsätzlich nicht verwertet werden. <p>Bei der Herstellung von Zement gelten für Hg folgende numerischen Werte:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Abfälle dürfen als Rohmaterial bei der Herstellung von Zementklinker verwendet werden, wenn sie nicht mehr als 1 mg Hg/kg enthalten. • Abfälle, die überwiegend aus Ca, Al, Fe oder Si bestehen, dürfen als Rohmehlkorrekturstoffe verwendet werden, wenn sie nicht mehr als 1 mg Hg/kg enthalten. • Stäube, die beim Brennen von Zementklinker anfallen, müssen bei der Zementherstellung als Zumahl- oder Zuschlagstoffe verwertet werden, der Hg-Gehalt des Zements darf dabei 0.5 mg/kg nicht überschreiten. <p>Zudem sind die bei der Herstellung von Klinker zulässigen Abfallbrennstoffe sowie bei der Herstellung von Zement und Beton zulässigen Zumahl- und Zuschlagstoffe abschliessend aufgelistet.</p>	• Deponien Typ B (Inertstoffe):	2 mg/kg	• Deponien Typ D (z.B. Holz-, Klärschlammasche):	5 mg/kg	• Deponien Typ E (schwach reaktive Abfälle):	5 mg/kg	• Deponien Typ C (z.B. Rauchgasreinigungsrückstände aus KVA):	10 µg/l im Eluat ⁽⁷⁾
• Deponien Typ B (Inertstoffe):	2 mg/kg								
• Deponien Typ D (z.B. Holz-, Klärschlammasche):	5 mg/kg								
• Deponien Typ E (schwach reaktive Abfälle):	5 mg/kg								
• Deponien Typ C (z.B. Rauchgasreinigungsrückstände aus KVA):	10 µg/l im Eluat ⁽⁷⁾								

Erlass	Spezifische Vorschriften zu Quecksilber
Verordnung über den Verkehr mit Abfällen VeVA, SR 814.610	<p>Quecksilberabfälle, Entladungslampen und Altbatterien gelten als Sonderabfälle, die besondere technische und organisatorische Massnahmen erfordern. Diese umfassen die Identifikation der Abfälle, die nachvollziehbare Übergabe, die Entsorgungsbewilligung und Meldepflichten für Entsorgungsunternehmen sowie Anforderungen an die umweltverträgliche Behandlung.</p> <p>Die Ein- und Ausfuhr solcher Abfälle richtet sich nach dem Basler Übereinkommen (SR 0.814.05). Es bezweckt grenzüberschreitende Transporte gefährlicher Abfälle nur kontrolliert und nur zum Zwecke einer umweltgerechten Entsorgung zuzulassen. Hierzu gehören die vorgängige Anmeldung geplanter Ein- und Ausfuhr sowie die Zustimmung der betroffenen Staaten.</p>
Verordnung über die Rückgabe, die Rücknahme und die Entsorgung elektrischer und elektronischer Geräte VREG, SR 814.620	<p>Altgeräte einschliesslich Entladungslampen dürfen nicht mit anderen Abfällen vermischt, sondern müssen separat gesammelt und umweltverträglich und nach dem Stand der Technik entsorgt werden. Um eine hohe Sammelquote zu erreichen und um die Behandlung sicherzustellen, wird auf die Geräte eine vorgezogene Entsorgungsgebühr erhoben. Hersteller und Händler sind verpflichtet, Altgeräte zurückzunehmen, während für Verbraucher eine Rückgabepflicht besteht.</p>
Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung ChemRRV, SR 814.81 Anhang 2.15 (Vorschriften über Altbatterien)	<p>Um eine hohe Sammelquote zu erreichen und um die Behandlung sicherzustellen, wird auf Batterien eine vorgezogene Entsorgungsgebühr erhoben. Die Verkaufsstellen von Batterien sind verpflichtet, Batterien aller Marken kostenlos zurückzunehmen, während für Verbraucher eine Rückgabepflicht besteht.</p>
Altlasten-Verordnung AltIV, SR 814.680	<p>Die AltIV enthält Vorschriften zur Untersuchung, Überwachung und Sanierung von belasteten Standorten. Laut AltIV sind Grundwasser, oberirdische Gewässer, Luft und Boden vor schädlichen oder lästigen Einwirkungen, so auch durch Quecksilber, zu schützen. Hinsichtlich Sanierungen gilt:</p> <ul style="list-style-type: none"> • ein Standort über einem nutzbaren unterirdischen Gewässer ist sanierungsbedürftig, wenn im Abstrombereich unmittelbar beim Standort der Hg-Gehalt mehr als 0.5 µg Hg/l beträgt. • ein Standort über einem unterirdischen Gewässer ist sanierungsbedürftig, wenn im Abstrombereich unmittelbar beim Standort der Hg-Gehalt mehr als 2 µg Hg/l beträgt. • ein Standort ist sanierungsbedürftig, wenn das Wasser, das vom Standort stammt, und das in ein Oberflächengewässer gelangt, mehr als 10 µg Hg/l enthält. • ein Standort, dessen Emissionen an Orte gelangt, wo sich Personen regelmässig während längerer Zeit aufhalten, ist sanierungsbedürftig, wenn der Hg-Gehalt in seiner Porenluft mehr als 0.005 ppm (≈ 40 µg/m³) beträgt. • Haus- und Familiengärten, Kinderspielplätze und Anlagen, auf denen Kinder regelmässig spielen, sind sanierungsbedürftig, wenn die Böden mehr als 2 mg Hg/kg enthalten.

Bemerkungen:

- (1) Phenylquecksilberacetat, Phenylquecksilberpropionat, Phenylquecksilber-2-ethylhexanoat, Phenylquecksilberoctanoat, Phenylquecksilbernonanoat, Phenylquecksilberdecanoat.
- (2) Als Elektro- und Elektronikgeräte gelten auch Entladungslampen.
- (3) Laut geltender Fassung der RoHS-RL dürfen zurzeit Schalter und Relais mit Einsatz in Überwachungs- und Kontrollinstrumenten sowie verschiedene Arten von Entladungslampen Hg enthalten, sofern festgelegte Höchstmengen an Hg nicht überschritten werden.
- (4) Neben Hg auch Blei, Cadmium und sechswertiges Chrom, bestimmte Flammschutzmittel und Phthalsäureester.
- (5) Bis Oktober 2016 erfolgte die Chlor-Alkali-Elektrolyse nach dem Amalgamverfahren in der Schweiz noch an einem Standort. Die Chlorproduktion im Amalgamverfahren ist seit dem 1. Januar 2018 verboten.
- (6) Als Stand der Technik gilt für den Fall der Quecksilberabfälle derzeit eine Prozesskette, bestehend aus der Rückgewinnung von metallischem Hg aus Quecksilberabfällen, der möglichst vollständigen Umwandlung des Hg zu Quecksilbersulfid (Zinnober) und dessen anschliessenden Ablagerung in einer Untertagedeponie. Eine Deponierung in einer Oberflächendeponie ist gemäss VVEA nicht möglich.
- (7) Als Elutionsmittel dient kontinuierlich mit Kohlendioxid gesättigtes Wasser.

Tabelle 2**Vorschriften des Übereinkommens von Minamata (SR 0.814.82)***Ausgewählte Vorschriften des Übereinkommens (Stand August 2017)*

Artikel	Vorschriften
Artikel 3 Angebot und Handel	<ul style="list-style-type: none">• Vertragsparteien dürfen keine neuen Hg-Minen in Betrieb nehmen; bestehende Minen müssen bis 15 Jahre nach dem Inkrafttreten der Konvention für die betreffende Vertragspartei geschlossen werden (Art. 3 Abs. 3 – 4). Hg aus dem Bergbau darf nur für die Herstellung mit Hg versetzter Produkte nach Artikel 4 (siehe dort) oder in Herstellungsprozessen nach Artikel 5 (siehe dort) verwendet werden (Art. 3 Abs. 4).• Nicht mehr in der Chlor-Alkali-Industrie verwendetes Quecksilber darf nicht auf den Markt gelangen, sondern muss in geeigneter Art abgelagert werden (Art. 3 Abs. 5 Bst. b).• Eine Vertragspartei muss der Einfuhr von metallischem Hg entweder schriftlich (Art. 3 Abs. 6) oder durch eine allgemeine Notifikation (Art. 3 Abs. 7) zustimmen.• Verbot der Einfuhr von metallischem Hg aus einem Staat, der Nichtvertragspartei ist, ausser diese bescheinigt, dass das Hg nicht aus einer Hg-Mine oder der Chlor-Alkali-Industrie stammt (Art. 3 Abs. 8).• Die Ausfuhr an eine Nichtvertragspartei ist auf die gemäss Übereinkommen zulässigen Verwendungszwecke oder für die umweltgerechte Zwischenlagerung gemäss Artikel 10 (siehe dort) beschränkt. Zudem muss eine einführende Nichtvertragspartei bestätigen, dass im Staat Vorschriften zum Schutz der Umwelt und der menschlichen Gesundheit festgelegt sind (Art. 3 Abs. 6).• Die Vertragsparteien bemühen sich, Einzelbestände von metallischem Hg und von Hg-Verbindungen⁽¹⁾ von mehr als 50 t sowie Quellen des Hg-Angebots, mit denen Hg-Bestände > 10 t/a erzeugt werden können, zu ermitteln (Art. 3 Abs. 5 Bst. a).
Artikel 4 Mit Quecksilber versetzte Produkte	<ul style="list-style-type: none">• Verboten sind ab dem Jahr 2021 die Herstellung, Ein- und Ausfuhr folgender Hg-haltiger Produkte (Art. 4 Abs. 1 in Verbindung mit Anl. A Teil I):<ul style="list-style-type: none">- Barometer, Hygrometer, Manometer, Thermometer, Blutdruckmessgeräte;- Schalter und Relais mit Ausnahme für den Einsatz in Überwachungs- und Kontrollinstrumenten und als Ersatzteile. Ausgenommen sind weiter für den Zivilschutz und das Militär unerlässliche Produkte;- Pestizide, Biozide und topische Antiseptika;- Kosmetika mit Ausnahme solcher für den Augenbereich, die Hg als Konservierungsmittel enthalten;- Batterien mit Ausnahme von Zink-Luft- und Silberoxid-Knopfzellen, deren Hg-Gehalte 2 % nicht überschreiten. Ausgenommen sind weiter für den Zivilschutz und das Militär unerlässliche Produkte;- Entladungslampen, wenn sie bestimmte Hg-Gehalte überschreiten. Ausgenommen sind weiter für den Zivilschutz und das Militär unerlässliche Produkte.• Die Verwendung von Dentalamalgam ist unter Berücksichtigung der innerstaatlichen Begebenheiten stufenweise zu verringern (Art. 4 Abs. 3 in Verb. mit Anl. A Teil II).• Die Vertragsparteien haben Massnahmen zu ergreifen, damit geregelte Hg-haltige Produkte nicht in zusammengesetzte Produkte eingebaut werden (Art. 4 Abs. 5).• Eine Vertragspartei rät von der Herstellung und Vermarktung von Hg-haltigen Produkten für «neue» Verwendungen ab. Sie hat dem Sekretariat Informationen über «neue» Verwendungen von Hg und Hg-Verbindungen vorzulegen, die in in ihrem Hoheitsgebiet aufgenommen werden (Art. 4 Abs. 6).
Artikel 5 Herstellungsprozesse, bei denen Quecksilber oder Quecksilberverbindungen verwendet werden	<ul style="list-style-type: none">• Für nachstehende Herstellungsprozesse, in denen Hg- oder Hg-Verbindungen verwendet werden, gilt (Art. 5 Abs. 2 – 3 in Verbindung mit Anlage B):<ul style="list-style-type: none">- die Verwendung von Hg-Verbindungen als Katalysatoren bei der Herstellung von Acetaldehyd ist ab dem Jahr 2018 nicht mehr zulässig (Anl. B Teil I);- Anlagen, in denen die Chlor-Alkali-Elektrolyse nach dem Amalgamverfahren erfolgt, sollen bis zum Jahr 2025 auf ein anderes Verfahren umgestellt oder geschlossen werden (Anl. B Teil I);- die Verwendung von Hg-Verbindungen als Katalysatoren bei der Herstellung von Vinylchlorid soll durch verbindliche Massnahmen reduziert werden (Anl. B Teil II);- die Verwendung von metallischem Hg bei der Herstellung von Alkoholaten⁽²⁾ soll durch verbindliche Massnahmen reduziert und wenn möglich innerhalb von 10 Jahren nach Inkrafttreten der Konvention eingestellt werden (Anl. B Teil II);- die Verwendung von Hg-Verbindungen bei der Herstellung von Polyurethanen⁽³⁾ soll durch verbindliche Massnahmen reduziert und wenn möglich innerhalb von 10 Jahren nach Inkrafttreten der Konvention eingestellt werden (Anl. B Teil II).

Artikel	Vorschriften
	<ul style="list-style-type: none"> • Eine Vertragspartei rät von einer «neuen» Verwendung von Hg und Hg-Verbindungen in Prozessen ab, wenn Alternativen ohne Hg existieren. Die Verwendung in Herstellungsprozessen bedarf der Zustimmung der Vertragsparteienkonferenz (Art. 5 Abs. 7).
Artikel 7 Kleingewerblicher Goldbergbau ASM	Staaten mit ASM-Aktivitäten werden verpflichtet, Aktionspläne umzusetzen, damit der Einsatz von Quecksilber durch andere für Bevölkerung und Umwelt weniger schädliche Verfahren ersetzt wird (Art. 7 in Verbindung mit Anl. C).
Artikel 8 Emissionen in die Luft	Beim Betrieb neuer Anlagen, die relevante Hg-Quellen darstellen (Kohlekraftwerke, mit Kohle betriebene industrielle Heizkessel, Abfallverbrennungsanlagen, Zementwerke, Nichteisenmetall-Hütten), sind die besten zur Verfügung stehenden Technologien anzuwenden (Art. 8 Abs. 4 in Verbindung mit Anl. D). Bei bestehenden Anlagen sind die Quecksilber-Emissionen soweit wie möglich zu reduzieren (Art. 8 Abs. 5 in Verbindung mit Anl. D).
Artikel 9 Freisetzungen in das Wasser und den Boden	Die Vertragsparteien sind verpflichtet, innert drei Jahren nach Inkrafttreten des Abkommens relevante Punktquellenkategorien von Quecksilberfreisetzungen zu erheben. Sie müssen ein Verzeichnis der Freisetzungen aus relevanten Quellen erstellen und führen. Vertragsstaaten mit entsprechenden Quellen müssen Massnahmen zur Minderung der Freisetzungen planen und umsetzen.
Artikel 10 Umweltgerechte Zwischenlagerung von Quecksilber, das nicht Quecksilberabfall ist	Quecksilber und Quecksilberverbindungen, die keine Abfälle sind, dürfen nur für eine einer Vertragspartei erlaubten Verwendung umweltgerecht zwischengelagert werden (Art. 10 Abs. 2). Dazu beschliesst die Konferenz der Vertragsparteien Richtlinien (Art. 10 Abs. 3).
Artikel 11 Quecksilberabfälle	Als Hg-haltige Abfälle gelten Stoffe oder Gegenstände, die aus metallischem Hg oder Hg-Verbindungen bestehen, metallisches Hg oder Hg-Verbindungen enthalten oder mit metallischem Hg oder Hg-Verbindungen verunreinigt sind (Art. 11 Abs. 2). Hg-haltige Abfälle müssen nach den Richtlinien der Basler-Konvention und (noch zu erarbeitenden) Anforderungen des Übereinkommens umweltgerecht behandelt werden (Art. 11 Abs. 3 Bst. a). Sie dürfen nur für eine nach dem Übereinkommen erlaubte Verwendung wiedergewonnen, verwertet, rückgewonnen oder unmittelbar wiederverwendet werden (Art. 11 Abs. 3 Bst. b). Sie dürfen von Vertragsparteien der Basler-Konvention (SR 0.814.05) nicht über Staatsgrenzen hinweg befördert werden, ausser zum Zwecke der umweltgerechten Entsorgung (Art. 11 Abs. 3 Bst. c). Für die Kontrolle des grenzüberschreitenden Verkehrs mit Abfällen und für die Ausarbeitung von technischen Richtlinien zur Entsorgung von Quecksilber ist eine Zusammenarbeit mit den Organen der Basler Konvention vorgesehen.
Artikel 12 Altlasten	Jede Vertragspartei bemüht sich um die Erarbeitung einer Strategie zur Erfassung und Beurteilung von Altlasten von Quecksilber und seinen Verbindungen. Sanierungsmassnahmen müssen umweltverträglich und unter Beurteilung des Risikos für Mensch und Umwelt ausgeführt werden.

Bemerkungen:

- (1) Als Hg-Verbindungen gelten Zinnober, Quecksilber(I)chlorid, Quecksilber(II)oxid, Quecksilber(II)sulfat und Quecksilber(II)nitrat.
- (2) Die Herstellung von Alkoholaten ist ein Sonderfall der Chlor-Alkali-Elektrolyse, bei dem im Amalgamersetzer Alkohole statt Wasser eingesetzt werden.
- (3) Bei der Herstellung insbesondere von Polyurethan-Elastomeren werden Phenylquecksilber-Verbindungen verwendet, die im Endprodukt verbleiben.

2 Angebot und Nachfrage

Nach Schätzungen der Vereinten Nationen betrug im Jahr 2015 die globale Minenproduktion von Quecksilber 2500 t, davon entfielen ca. 75 % auf den Quecksilberprimärbergbau und ca. 25 % auf Nebenprodukt-quecksilber v.a. aus der Herstellung von Nichteisenmetallen. Weitere Quellen des Quecksilberangebots 2015 waren Überschussquecksilber aus der Stilllegung oder Umrüstung von Chlor-Alkali-Anlagen (ca. 400 t) sowie Quecksilber aus der Behandlung von Abfällen (Quecksilberrecycling: ca. 1200 t) und aus Vorräten (ca. 600 t). Vom globalen Quecksilberangebot von ca. 4700 t wurden 37 % im Goldkleinbergbau, 31 % in Produkten und 32 % in Prozessen verwendet.

In der Schweiz existieren keine abbauwürdigen Zinnererz- oder Nichteisenmetallerzvorkommen, aus denen Quecksilber erzeugt werden könnte und auch das anthropogene Quecksilberlager stellt eine marginale «Quecksilbermine» dar. Nichtsdestotrotz wird Quecksilber aus der Schweiz ausgeführt, im Jahr 2016 waren es rund 30 t. Es wurde in einem inländischen Werk hauptsächlich aus importierten Abfällen gewonnen.

2.1 Globales Angebot

In den 500 Jahren zwischen 1500 und 2000 wurden global vor allem aus Zinnererz rund 1'000'000 t Quecksilber gewonnen, davon die Hälfte vor 1925. Etwa 50 % der Quecksilberproduktion erfolgte in Europa, hauptsächlich in den Bergwerken von Almadén in Spanien ($\approx 300'000$ t), Idrija im heutigen Slowenien ($\approx 100'000$ t) und Abbadia in Italien ($\approx 100'000$ t). Die letzteren zwei Minen wurden in den 1970er Jahren geschlossen, das Werk in Almadén wurde 2003 stillgelegt. Der Anstieg des globalen Quecksilberverbrauchs begann gemäss Hylander & Meili (2003) im 16. Jahrhundert mit der Einführung des Amalgamierungsverfahrens zur Silbergewinnung in Hispanoamerika. Ebenfalls früh wurde Quecksilber zur Goldgewinnung verwendet, doch wurden dazu erhebliche Mengen erst ab 1850 nach Entdeckung der Goldfunde in Kalifornien verbraucht. Infolge der Industrialisierung stieg der Quecksilberverbrauch im 20. Jahrhundert weiter an, ein wichtiges Einsatzgebiet war die Verwendung von Quecksilber als Kathode bei der Chlor-Alkali-Elektrolyse. Hohe Produktionsmengen verzeichnete man weiter während der Weltkriege infolge der Nachfrage an Quecksilberfulminat als Initialsprengstoff und in den 1980er Jahren infolge der Nachfrage an Quecksilber im Goldkleinbergbau, diesmal in Zentralafrika, Südostasien und im Amazonasgebiet. Nach den Daten von Hylander & Meili (2003) fand die höchste globale Primärquecksilbererzeugung im Zeitraum zwischen 1960 und 1970 statt, in welchem durchschnittlich rund 9000 t pro Jahr hergestellt wurden (Abb. 2). In den Jahren 1990 bis 2010 schwankte laut Daten aus den USA die Quecksilberproduktion aus Zinnererz und anderen Nichteisenmetallerzen¹ zwischen 1150 t im Jahr 2006 und 4100 t im Jahr 1990 (Barry et al., 2013), zwischen 2010 und 2015 wurden gemäss Angaben der United States Geological Survey (USGS)-Behörde jährlich 1800 t bis 3300 t Minen-Hg (im Mittel: 2400 t/a) produziert (USGS, 2016). Für das Jahr 2016 wurde die Minenproduktion mit 4500 t angegeben (USGS, 2017). Üblicherweise tragen jeweils die drei meist produzierenden Staaten mit ca. 80 % (55 % bis 90 %) zum gesamten Angebot an Minen-Hg bei (Barry et al., 2013), aktuell mit Abstand bedeutendster Hg-Produzent ist China, gefolgt von Mexiko. Laut USGS (2017) waren diese beiden Staaten 2016 für 95 % der weltweiten Produktion verantwortlich.

Eine vertiefte Analyse zum globalen Quecksilberangebot wurde jüngst von den Vereinten Nationen vorgenommen (UN Environment, 2017). Die erhobenen Daten weichen teilweise von vorstehend genannten aus den USA ab, stimmen jedoch dahingehend überein, dass China und Mexiko die bedeutendsten

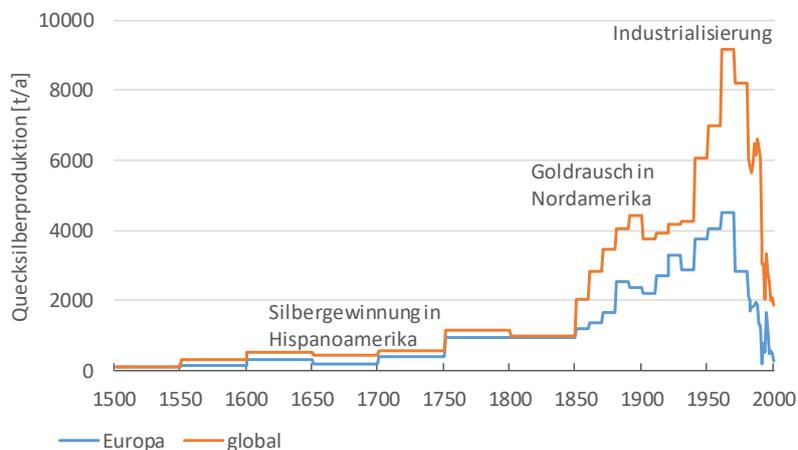
¹ Sulfidische Nichteisenmetallerze enthalten in Spuren Quecksilber. Im pyrometallurgischen Prozess wird es aus den Rauchgasen abgeschieden und zu metallischem Hg aufgearbeitet. Quecksilber wird auch bei der nicht pyrometallurgischen Nichteisenmetall-Herstellung, so bei der Goldproduktion mittels Cyanidlaugung, gewonnen (Hyländer & Herbert, 2008).

Produzenten von Quecksilber aus dem Primärbergbau sind. Gemäss UN Environment (2017) produzierten China und Mexiko im Jahr 2015 zwischen 800 und 1000 t bzw. 400 und 600 t Hg. Ein weiterer bedeutender Produzent war Indonesien (400 – 500 t), mit deutlichem Abstand folgte Kirgisistan (30 – 50 t). Damit summiert sich die Primärproduktion 2015 auf 1630 – 2150 t. Die Produktionsmenge von Nebenproduktquecksilber, hauptsächlich aus der Gewinnung von Nichteisenmetallen¹ und in geringem Umfang auch aus der Reinigung von Erdgas², wird mit 440 – 775 t angegeben. Weitere Quellen des Hg-Angebots 2015 waren laut UN Environment (2017) Überschuss-Hg aus der Stilllegung von Chlor-Alkali-Anlagen (370 – 450 t), Hg-Vorräte (580 t) sowie Recycling-Hg (1040 – 1410 t), letzteres zu 45 – 60 % aus der Aufarbeitung der in der Vinylchlorid-Herstellung verwendeten Katalysatoren in China. Aus allen Quellen ergibt sich damit für das Jahr 2015 ein Quecksilberangebot von 4050 – 5350 t (im Mittel ca. 4700 t).

Abbildung 2

Globale Hg-Produktion 1500 - 2000

Europäische und globale Quecksilberproduktion (Quecksilberprimärbergbau und Nebenproduktquecksilber) seit dem Jahr 1500 in Tonnen



Quelle: Hylander & Meili (2003)

2.2 Globale Nachfrage

Vom aktuellen globalen Quecksilberangebot von ca. 4700 t (UN Environment, 2017) werden 37 % im Goldkleinbergbau, 31 % in Produkten und 32 % in Prozessen verwendet (Abb. 3). In Prozessen wurde Hg zu 80 % für die Vinylchlorid- und zu 20 % für die Chlor-Alkali-Herstellung verbraucht. Die Herstellung von Vinylchlorid durch Hydrochlorierung von Acetylen mit Verwendung von Quecksilbersalzen als Katalysator wird hauptsächlich in China durchgeführt.

Der unter Anwendung rudimentärer Technik stattfindende Goldkleinbergbau (Artisanal and small-scale gold mining, ASGM) wird vor allem in Ostasien (China, Indonesien, Philippinen), Afrika (Ghana, Sudan, u.a.) und Südamerika (Bolivien, Kolumbien, u.a.) praktiziert. Er ist weltweit die anthropogene Hauptquelle des Quecksilberausstosses in die Luft. Die Emissionen entstehen durch Amalgamierung des im Gestein enthaltenen Golds mit Quecksilber und der nachfolgenden Trennung von Gold und Quecksilber durch Erhitzen des Amalgams in offener Luft. Weil ASGM im informellen Sektor und damit in einer rechtlichen Grauzone operiert, wäre ein Verbot im Minamata-Übereinkommen nicht durchsetzbar und

² In Abhängigkeit der Provenienz findet man in Erdgas relativ hohe Hg-Gehalte. Mit Schwefel imprägnierte Aktivkohlen entfernen im Gas enthaltenes Hg⁰ durch Überführung in das leicht sorbierende Sulfid. Alternativ werden Absorber basierend auf Oxiden und Sulfiden der Übergangsmetalle verwendet. Aus den beladenen Aktivkohlen und Absorbentien kann Hg thermisch zurückgewonnen werden.

zielführend. Vertragsparteien mit ASGM-Aktivitäten werden verpflichtet, Aktionspläne umzusetzen, damit der Einsatz von Quecksilber durch andere für Bevölkerung und Umwelt weniger schädliche Verfahren ersetzt wird. Rund 10 bis 15 Millionen Grubenarbeiter, darunter 4.5 Mio. Frauen und 1 Million Kinder, tragen zur Produktion von 600 – 650 t Gold pro Jahr bei. Diese Menge hat einen Anteil von 20 % an der globalen Goldproduktion (UN Environment, 2017).

Abbildung 3

Verwendungszwecke von Hg 2005 - 2015

Globaler Verbrauch von Hg in Tonnen nach Verwendungszwecken



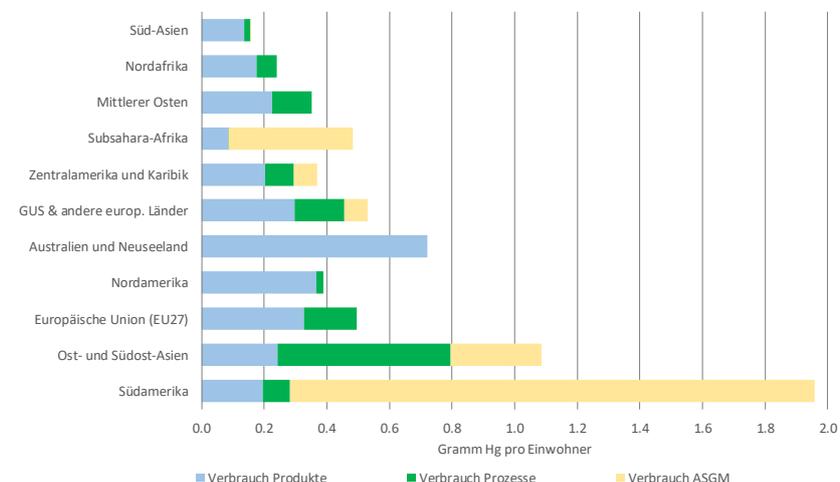
Quelle: UN Environment (2017)

In Abbildung 4 ist die Hg-Nachfrage nach Regionen, ausgedrückt als pro-Kopf-Nachfrage, für Produkte, Prozesse und ASGM dargestellt (für den absoluten Verbrauch s. Tab. 3). Im Falle der Produkte liegt die pro-Kopf-Nachfrage in Industriestaaten erwartungsgemäss deutlich über jener in industriell weniger entwickelten Regionen. Das Minamata-Übereinkommen adressiert alle Produkte und Prozesse, in denen Quecksilber zum Einsatz kommt (Tab. 2); frühe Wirkung werden die Produktvorschriften entfalten: Bis zum Jahr 2020 wird die globale Hg-Nachfrage für den Einsatz in Produkten um mindestens 50 % abnehmen, bis auf weiteres dürfte Quecksilber noch in Entladungslampen und Dentalamalgam zum Einsatz kommen, die im Jahr 2015 eine globale Nachfrage um 140 t bzw. um 270 t hatten (Tab. 3).

Abbildung 4

Hg-Verwendung nach Regionen im Jahr 2015

Verwendung von Hg (in Gramm pro Einwohner und Jahr) in verschiedenen Regionen der Welt



Quelle: UN Environment (2017)

Tabelle 3**Globaler Hg-Verbrauch im Jahr 2015**

Verbrauch (in Tonnen) nach Regionen und Verwendungen. Andere Verwendungen umfassen u.a. Pestizide, Laborchemikalien, Additive für Polyurethan-Elastomere, Pharmazeutika und Kosmetika

Region	Batterien	Messgeräte	Elektrische Bauteile	Dental-amalgam	Lampen	Andere Verwendungen
Ost- und Südost-Asien	95	208	52	52	69	62
Süd-Asien	33	39	12	72	12	59
Europäische Union (EU27)	8	3	1	56	13	84
GUS & andere europ. Länder	13	12	7	19	7	37
Mittlerer Osten	13	18	9	13	7	9
Nordafrika	8	6	2	4	4	5
Subsahara-Afrika	24	11	19	7	5	15
Nordamerika	9	2	19	32	8	61
Zentralamerika und Karibik	9	9	6	6	4	8
Südamerika	18	20	8	12	9	13
Australien und Neuseeland	1	1	13	3	3	1
Total	231	330	147	274	142	354

Quelle: UN Environment (2017)

Tabelle 3 (Fortsetzung)**Globaler Hg-Verbrauch im Jahr 2015**

Verbrauch (in Tonnen) nach Regionen und Verwendungen. Verbrauch für Prozesse umfasst Vinylchlorid- und Chloralkali-Herstellung

Region	Total Produkte	Goldklein-bergbau	Vinylchlorid Herstellung	Chlor-Alkali Herstellung	Total Prozesse	Total
Ost- und Südost-Asien	539	645	1215	8	1223	2407
Süd-Asien	227	4	5	27	32	263
Europäische Union (EU27)	164	0	0	85	85	249
GUS & andere europ. Länder	96	24	6	45	51	171
Mittlerer Osten	69	0	0	38	38	107
Nordafrika	30	0	0	11	11	41
Subsahara-Afrika	80	366	0	1	1	447
Nordamerika	129	0	0	8	8	137
Zentralamerika und Karibik	43	16	0	19	19	78
Südamerika	79	680	0	35	35	794
Australien und Neuseeland	22	0	0	0	0	22
Total	1478	1735	1226	277	1503	4716

Quelle: UN Environment (2017)

2.3 Schweizer Angebot und Nachfrage

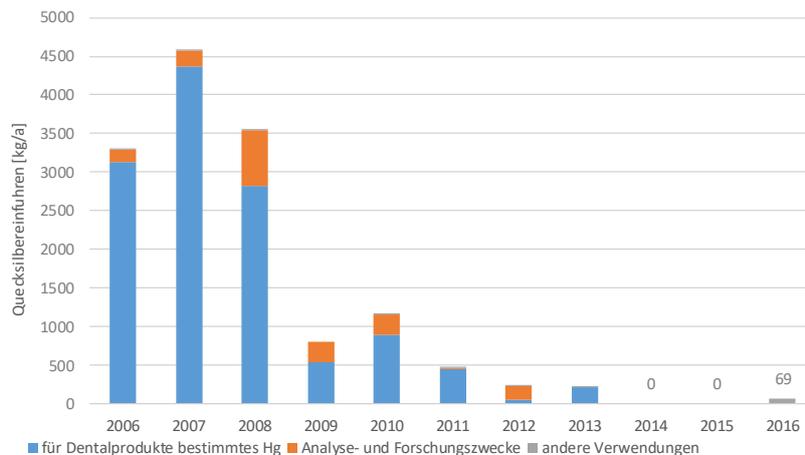
Aufgrund fehlender Zinnerz- sowie Nichteisenmetall- und Erdgas-Ressourcen^{1,2} als Quellen von Primär- und Nebenprodukt-Hg sowie fehlenden Vorräten (einschliesslich in Prozessen nicht mehr benötigtem Überschuss-Hg) wird die Nachfrage an metallischem Hg in der Schweiz einerseits durch Einfuhren und andererseits durch Verwertung von Quecksilberabfällen gedeckt. Im Inland betreibt zurzeit ein einziges Unternehmen Anlagen, in denen Quecksilberabfälle aus dem In- und Ausland behandelt werden. Weil das Angebot des Recyclers die geringe Inlandnachfrage weit überschreitet, gelangt der grösste Teil des zurückgewonnenen Quecksilbers als Handelsware zur Ausfuhr.

Abbildung 5 zeigt die im Zeitraum 2006 – 2016 in die Schweiz eingeführten Mengen an metallischem Hg gemäss Daten aus der Zollstatistik. Nach 2008 sanken die eingeführten Mengen stark von über 3000 kg auf rund 600 kg pro Jahr im Zeitraum 2009 – 2013 und weiter auf noch 70 kg im Jahr 2016. Diese Abnahme kann auf den Rückgang der Nachfrage von in Folienbeuteln vorportioniertem Quecksilber durch Produzenten von Dentalprodukten zurückgeführt werden, die den Standort Schweiz verlassen oder die Produktion von Dentalamalgamkapseln aufgegeben haben. Weitere inländische Hg-Nachfrage in der Höhe von rund 1000 kg jährlich bestand bis jüngst in einem Chemiewerk, in welchem eine Chlor-Alkali-Anlage nach dem Amalgamverfahren betrieben wurde (s. Kap. 3.1). Lieferant des Quecksilbers war der Schweizer Quecksilber-Recycler. Dieser bediente zudem inländische Hersteller von Rollnahtschweissmaschinen, Forschungsinstitute und Anbieter von Chemikalien für Analyse und Forschungszwecke mit Quecksilber in Kleinmengen.

Demgegenüber zeigt Abbildung 6, dass in den Jahren 2011 – 2015 grosse Quecksilbermengen aus der Schweiz ausgeführt wurden, insgesamt waren es in diesem Zeitraum 540'000 kg Hg entsprechend rund 110'000 kg Hg pro Jahr. Auch dieses Quecksilber stammte aus den Anlagen des Hg-Recyclers, seine «Rohstoffe» waren importierte Quecksilberabfälle. Quecksilber gelangte in Staaten wie Indien und Singapur, die als wichtige Handelszentren für Quecksilber bekannt sind (BAFU, 2012), sowie Staaten wie China und Kolumbien, in denen eine grosse Hg-Nachfrage für den Goldkleinbergbau besteht (UN Environment, 2017). Der Umfang weiterer Lieferungen in die Türkei und nach Hong Kong legt nahe, dass dort Quecksilber nicht für den Endverbrauch bestimmt war. Im Jahr 2016 lag die Ausfuhrmenge mit rund 30'000 kg deutlich tiefer. Dies wird auf die angepasste Geschäftspraxis des Recyclers zurückgeführt: die Abgabe des gewonnenen Quecksilbers an Händler wurde gestoppt und Kunden mit opportunen Verwendungen – das sind Analyse- und Forschungszwecke und die Herstellung von Dentalamalgamkapseln – werden nur noch direkt beliefert. Auch im Jahr 2016 stammte praktisch alles ausgeführte Hg aus der Aufarbeitung ausländischer Abfälle, weil sich aus inländischen Abfällen nur relativ geringe Quecksilbermengen gewinnen lassen (s. Kap. 4.3), Überschuss-Quecksilber aus Prozessen nicht vermarktet wurde (s. Kap. 4.2.1) und grössere Quecksilbervorräte, ausser solche beim Recyclingbetrieb selber, in der Schweiz nicht existieren.

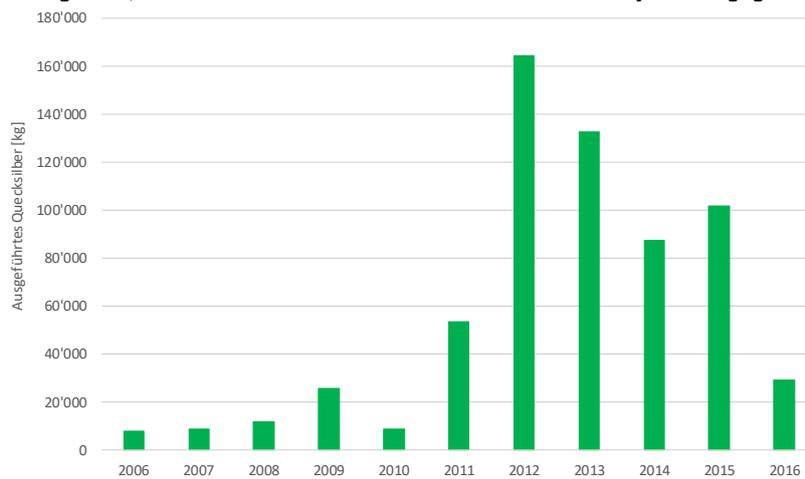
Seit Ende 2017 wird im Schweizer Recht neu festgehalten, dass aus Quecksilberabfällen gewonnenes metallisches Hg oder gewonnene Hg-Verbindungen grundsätzlich Abfälle bleiben. Dies gilt nicht für die Abgabe der Stoffe für eine zulässige Verwendung im Inland oder die Ausfuhr von metallischem Hg für Analyse- und Forschungszwecke mit einer Bewilligung des Bundesamts für Umwelt (BAFU). Vorbehalten bleibt die Zustimmung der einführenden Staaten. Mit ihrer Zustimmung kann zudem das BAFU die Ausfuhr von metallischem Hg noch bis Ende 2020 für die Herstellung von Entladungslampen und für den Unterhalt von Rollnahtschweissmaschinen sowie bis Ende 2027 für die Herstellung von Dentalamalgamkapseln bewilligen, sofern auch die Empfänger schriftlich erklären, dass sie Quecksilber für die genannten Zwecke verwenden (s. Tab. 1).

Abbildung 5
Schweizer Einfuhren von metallischem Hg der Jahre 2006 – 2016
Von offensichtlichen Falschmeldungen bereinigte Daten in Kilogramm



Quelle: EZV (2017)

Abbildung 6
Schweizer Ausfuhren von metallischem Hg der Jahre 2006 – 2016
In Kilogramm, für die Jahre 2006 – 2007 ist Produktion des Recyclers angegeben



Quelle: EZV (2017)

3 Verwendungen und Abfallaufkommen

In der Schweiz betrug im Jahr 2012 der Quecksilberverbrauch als Bestandteil von Produkten und als Hilfsstoff in Prozessen ca. 1900 kg, im Jahr 2016 waren es etwa 1500 kg. Mit der Ende 2016 erfolgten Umrüstung einer Chlor-Alkali-Anlage ging eine Verminderung des Verbrauchs um ca. 1000 kg einher. Die Prognose für das Jahr 2020 ergibt, dass noch etwa 300 kg Quecksilber vor allem für Analyse- und Forschungszwecke verbraucht werden. In den Jahren 2010 – 2013 führten inländische Hersteller von dentalmedizinischen Artikeln und von Batterien noch quecksilberhaltige Produkte aus, deren Herstellung wurde inzwischen eingestellt. Für das Jahr 2012 wird die Quecksilbermenge in den im Inland angefallenen Abfällen auf rund 3700 kg geschätzt, davon 1000 kg aus der Chlor-Alkali-Herstellung.

Der Verbrauch von Quecksilber in den verschiedenen, nachstehend beschriebenen Verwendungen und die Zahlen zum Aufkommen von Quecksilber mit Abfällen basieren auf Daten für das Jahr 2012. Darauf aufbauend wurde der Verbrauch für die Jahre 2016 und 2020 abgeschätzt. Entsprechende Schätzungen zur Entwicklung des Quecksilberanfalls in Abfällen aus der Verwendung in Produkten wurden nicht angestellt. Aufgrund des verminderten Hg-Verbrauchs mit Produkten wird ebenso das Hg-Aufkommen mit Produktabfällen – mit einer gewissen zeitlichen Verzögerung – abnehmen. Abfälle aus der Verwendung von Quecksilber als Hilfsstoff in Prozessen fallen seit 2017 nicht mehr an.

3.1 Verwendung in Prozessen

Bis vor kurzem wurde in der Schweiz Quecksilber in einem Betrieb als Hilfsstoff bei der Chlor-Alkali-Elektrolyse und eine Quecksilberverbindung in einem weiteren Betrieb als Katalysator bei der industriellen Synthese einer organischen Verbindung verwendet. Beide Prozesse wurden inzwischen auf Hg-freie Verfahren umgestellt. Seit 2018 ist die Verwendung von Quecksilber als Hilfsstoff in industriellen Herstellungsprozessen verboten (s. Tab. 1).

Die Chlor-Alkali-Elektrolyse nach dem Amalgamverfahren operiert mit zwei Zellen. In der ersten Zelle wird aus einer NaCl-Lösung an der Anode Chlorgas abgeschieden, an der Quecksilber-Kathode bildet sich Natriumamalgam. Dieses wird in einer zweiten Zelle mit Wasser zu Natronlauge, Wasserstoff und Quecksilber zersetzt, wobei letzteres in den Prozess zurückgeführt wird. Bis Oktober 2016 erfolgte die Chlor-Alkali-Elektrolyse nach dem Amalgamverfahren in der Schweiz noch an einem Standort. Bis dahin wurden dem Prozess zum Ausgleich der Hg-Verluste in Abfälle jährlich 880 – 1040 kg frisches Hg zugeführt. Quecksilber ging weiter durch Einträge in die Luft, das gereinigte Abwasser sowie in Produkte, hier vor allem in die Natronlauge, verloren. Im Jahr 2012 betrug die Hg-Verluste ca. 25 kg, davon entfielen rund 80 % auf Lufteinträge (OSPAR, 2014).

Bei der Synthese organischer Verbindungen wurden früher in grossem Umfang Hg-Salze als Katalysatoren eingesetzt. Auch in der Schweiz wurden ausgehend von Acetylen mit Hilfe von Hg-Salzen Acetaldehyd, Vinylchlorid und Vinylacetat synthetisiert. Im Jahr 2013 wurde im Inland der Einsatz von Hg-Salz bei Synthesen im industriellen Massstab eingestellt. Es wurde bis dahin vom Verwender vor Ort regeneriert, sodass zwischen 2008 – 2012 kein Quecksilber zugekauft wurde.

Die beim Betrieb der Chlor-Alkali-Anlage bis Ende 2016 jährlich angefallenen Prozessabfälle mit einem Hg-Inhalt von rund 1000 kg wurden im In- und Ausland aufgearbeitet. Bei der im Herbst 2016 erfolgten Umstellung vom Amalgam- auf das Membranverfahren fielen etwa 40'000 kg Überschuss-Hg an, das stabilisiert und abgelagert wurde (s. Kap. 4.2.1)

3.2 Verwendung in Produkten

3.2.1 Polyurethan-Additive

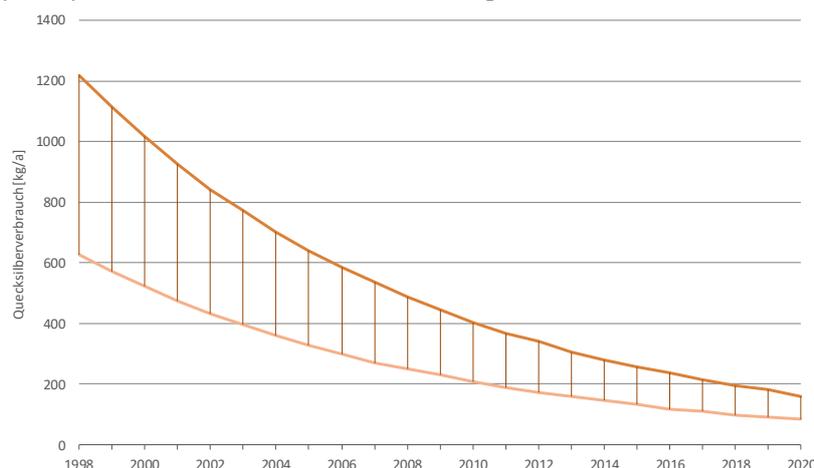
In der Schweiz ging man davon aus, dass sich im In- wie Ausland der Einsatz von Phenylquecksilber-Verbindungen als Verarbeitungsadditive in Kunststoffen auf Sportplatzbeläge (sog. Tartanbeläge) und einen Zeitraum zwischen 1960 und 1983 beschränkte. Umfangreiche Erhebungen in der EU zeigten aber, dass solche Verbindungen auch nach 1983 bei der Herstellung von Polyurethanen (PUR) in hohen Mengen verwendet wurden. Einsatzgebiete waren Oberflächenbeschichtungen, Klebstoffe, Dichtungsmassen und Giessmassen zur Herstellung von Elastomer-Formteilen. Auf letztere entfielen ca. 90 % des Phenylquecksilber-Verbrauchs in der EU (Lassen et al., 2008). Hersteller von PUR-Elastomeren bezogen die Ausgangsstoffe in Form von Zweikomponenten-Systemen. Diese enthielten Phenylquecksilber in der Polyol-Komponente in Konzentrationen zwischen 0.2 % bis 0.8 %. Nach dem Vermischen mit der Isocyanat-Komponente bewirkte die Hg-Verbindung eine Induktionsperiode, während der die Komponenten nicht oder langsam reagierten, sodass genügend Zeit für die Verarbeitung des Reaktionsgemischs blieb. PUR-Elastomere werden in unterschiedlichsten Produkten und Anwendungen eingesetzt. In Anbetracht dessen ist davon auszugehen, dass Hg-haltige PUR-Elastomere bis jüngst auch in der Schweiz auf den Markt gelangten.

Überträgt man die EU-Schätzungen zur Verbrauchsentwicklung von Phenylquecksilber-Verbindungen als PUR-Additive auf die Schweiz, sank der Verbrauch seit dem Jahr 2002 von 440 – 860 kg auf 180 – 350 kg im Jahr 2012. Für das Jahr 2016 lässt er sich auf 120 – 240 kg schätzen (vgl. Abb. 7). Zwar hatten die Hersteller Hg-haltiger Additive die Entwicklung von Alternativprodukten in Aussicht gestellt, trotzdem kam die EU-Kommission zum Schluss, dass Massnahmen notwendig sind, damit Phenylquecksilber-Verbindungen in dieser Anwendung vollständig vom Markt verschwinden. Sie hat deshalb im Jahr 2012 Verbote erlassen, die unter Gewährung von Übergangsbestimmungen im Herbst 2017 in Kraft traten. Die Schweiz übernahm diese Vorschriften in ihrem Chemikalienrecht (s. Tab. 1).

Abbildung 7

Hg-Verbrauch mit PUR-Elastomeren

Im Zeitraum 1998 – 2020 in Kilogramm Hg pro Jahr unter Annahme eines identischen pro-Kopf-Verbrauchs wie in der EU und ohne regulatorischen Druck zur Substitution



Quelle: nach ECHA (2011b)

Ausgehend von einer Lebensdauer von 10 Jahren fielen im Jahr 2012 Polyurethan-Elastomere zur Entsorgung an, die im Jahr 2002 in Verkehr gebracht wurden. Sie enthielten 440 – 860 kg Hg. Es wird angenommen, dass die geformten Elastomere grösstenteils mit Siedlungsabfällen aus dem Haushalt und Gewerbe in KVA beseitigt wurden. Weil von einem konstanten Abfallaufkommen und eher geringer

Stückgrösse der Formteile ausgegangen wird, erfolgte im KVA-Bunker eine gute Durchmischung, sodass sich trotz hoher Hg-Gehalte der Elastomere zwischen 450 und 2650 mg/kg (ECHA, 2011b) das in die Rauchgase gelangende Hg in den Wäschern zurückhalten liess. Da Hg-haltige Formteile und Beschichtungen auch in Fahrzeugen sowie Elektro- und Elektronikgeräten verwendet wurden, gelangte Quecksilber auch in Produkte der Abfallbehandlung dieser Güter wie RESH oder stofflich nicht verwertete Kunststofffraktionen, die thermisch verwertet wurden.

Im Zeitraum zwischen 1960 und 1983 kamen in der Schweiz Phenylquecksilber-Verbindungen auch als Verarbeitungsadditive bei der Herstellung von Sportplatzbelägen zum Einsatz. Zwischen den Jahren 2006 und 2010 vorgenommene Analysen an fünf verbauten Sportplatzbelägen im Kanton Zürich ergaben bei drei Belägen Hg-Gehalte zwischen 320 und 400 mg/kg (Zinder, 2011). Anders als bei Formteilen fallen bei der Gesamterneuerung eines quecksilberhaltigen Belags lokal grosse Materialmengen an. Die Verbrennung in einer KVA kommt darum meist nicht in Frage, sodass das zur Entsorgung angefallene und in Zukunft anfallende Material in Sonderabfallverbrennungsanlagen beseitigt wurde oder wird.

3.2.2 Chemikalien für Analyse- und Forschungszwecke

In der Schweiz wurden 2012 Quecksilberverbindungen für Analyse- und Forschungszwecke synthetisiert. Sie wurden zudem als Bulkware importiert und konfektioniert. Ein Teil der in der Schweiz hergestellten und konfektionierten Quecksilberverbindungen gelangte in den Export. Daneben importierten Anbieter von Forschungschemikalien Quecksilberverbindungen in Kataloggebinden. Weiter haben Forschungschemikalienanbieter auch metallisches Quecksilber im Angebot. Bezugsquellen waren ausländische Lieferanten und jener Schweizer Betrieb, in welchem Quecksilber aus Abfällen zurückgewonnen wird.

Schätzungsweise wurden 2012 rund 150 kg Hg-Verbindungen (ca. 100 kg in Hg) im Inland für Analyse- und Forschungszwecke verbraucht. Für die Jahre 2016 und 2020 wird angenommen, dass für diese Zwecke unverändert um 100 kg Hg verbraucht wurden oder werden.

In der Analyse und Forschung verwendete Hg-Verbindungen gelangen zu einem Teil als Sonderabfälle zur Entsorgung, der andere Teil dürfte via die Kanalisation in ARA abgeleitet werden.

3.2.3 Messgeräte

In Messgeräten dient Quecksilber vor allem als Manometer- und Thermometerflüssigkeit. Quecksilber wird weiter zur Bestimmung der Porengrössenverteilung, des Porenvolumens und der Dichte von porösen Materialien (Porosimeter) und bei Dichtemessungen in Luftpyknometern eingesetzt. Zudem wird es in elektrochemischen Analysenmethoden wie der Voltammetrie als Elektrode verwendet. Die Messgeräte werden in Laboratorien und der Medizin eingesetzt. Es gibt keine Hinweise, dass – mit Ausnahme von Voltammetriegeräten – in der Schweiz Hg-haltige oder mit Hg operierende Messgeräte hergestellt werden.

Ausgehend von Erhebungen in der EU (ECHA, 2011a) errechnet sich die Hg-Menge mit im Jahr 2012 in der Schweiz abgegebenen Messgeräten auf 50 – 110 kg. Am meisten Quecksilber (40 – 80 kg) war in Blutdruckmessgeräten (Sphygmomanometern) enthalten, von denen 490 – 960 Geräte abgesetzt wurden, wenn eine Füllmenge von 85 g Hg pro Gerät angenommen wird. Weiteres Hg war in Thermo-

metern (5 – 10 kg einschliesslich Hygrometern), Barometern (2 – 8 kg) und Manometern (1 – 6 kg einschliesslich Tensiomern) enthalten. Nachdem für die genannten Geräte praxiserprobte Alternativen vorliegen, die ohne Quecksilber arbeiten, wurde ihr Inverkehrbringen im Jahr 2015 verboten³.

Weiterer Hg-Verbrauch von 80 – 230 kg ging im Jahr 2012 von Geräten aus, die für Messzwecke Quecksilber benötigen; es waren dies Voltammeter-Geräte (< 10 kg) und Porosimeter (80 – 225 kg). Bei den Porosimetern basiert die Verbrauchsschätzung auf einem Gerätebestand von 11 – 32 und der Annahme, dass ein Gerätebenutzer ca. 7 kg Hg pro Jahr einkaufte. Bezugsquellen waren Lieferanten von Chemikalien für Analyse- und Forschungszwecke sowie jener Schweizer Betrieb, in welchem Quecksilber aus Abfällen zurückgewonnen wird. Bei bestimmten porosimetrischen Messungen und selbstredend in der Voltammetrie lässt sich Quecksilber nicht ersetzen. Für die Jahre 2016 und 2020 wurde oder wird für diese Messzwecke von einem unveränderten Hg-Verbrauch ausgegangen.

Schätzungsweise fielen im Jahr 2012 Messgeräte aus professioneller Nutzung zur Entsorgung an, die 130 – 290 kg Quecksilber enthielten. Sie wurden von spezialisierten Unternehmen entgegen genommen, welche die Geräte zur sachgerechten Entsorgung dafür eingerichteten Verwertungsbetrieben weiterleiteten. In der Quecksilberprosimetrie und anderen Analyseverfahren fielen zudem 80 – 230 kg Hg zur destillativen Reinigung an.

3.2.4 Dentalamalgam

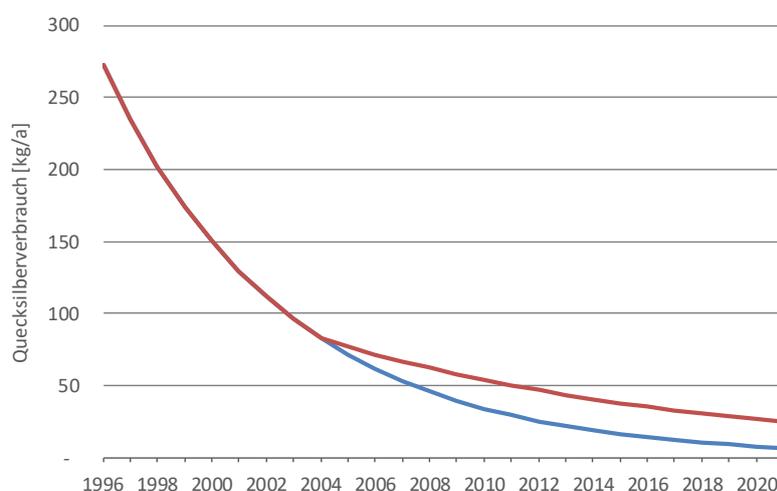
Dentalamalgam wird durch Vermischen gleicher Anteile Quecksilber und einer Dentallegierung, die üblicherweise 67 – 74 % Silber, 25 – 28 % Zinn, < 6 % Kupfer, 2 % Zink und oft auch kleine Anteile Quecksilber enthält, erhalten. Das gemischte Produkt enthält somit um 50 % Quecksilber (SCENIHR, 2008). Der Vertrieb von Dentalamalgam geschieht heute in Kapseln, die einerseits Quecksilber, andererseits das Legierungspulver enthalten. Nach dem Vermischen der konfektionierten Komponenten entsteht eine knet- und stopfbare Masse, die nach kurzer Zeit aushärtet. Die inländische Produktion von Dentalamalgam wurde vor kurzem eingestellt, im Jahr 2012 fand eine Herstellung noch statt. Ein Grossteil der produzierten Dentalamalgamkapseln war für die Ausfuhr bestimmt.

Erhebungen in 130 Schweizer Zahnarztpraxen haben gezeigt, dass im Jahr 2004 gegenüber dem Jahr 1996 die Anzahl gelegter Amalgamfüllungen von 17'350 auf 5300 abgenommen hat (Adank, 2008). Der Anteil Amalgamfüllungen an der Gesamtzahl gelegter Füllungen sank dabei von 50 % auf 10 % (Göh-ring et al., 2008). Neuere Daten sind nicht verfügbar. Ausgehend von derselben Abnahmerate wie zwischen den Jahren 1996 und 2004 lässt sich die Zahl der im Jahr 2012 in allen Praxen der Schweiz (4181) applizierten Amalgamfüllungen auf 42'600 schätzen. Bei einer ab dem Jahr 2004 verminderten Abnahmerate resultiert eine Anzahl von ca. 79'000. Mit einer mittleren Hg-Menge von 0.59 g pro gelegter Füllung resultierte für das Jahr 2012 ein Quecksilberverbrauch von 25 – 45 kg. Für die Jahre 2016 und 2020 lässt er sich auf 15 – 35 kg bzw. 10 – 25 kg schätzen (Abb. 8). Laut Chemikalienrecht besteht ein (umweltmotiviertes) grundsätzliches Verbot der Verwendung von Dentalamalgam, wenn aus medizinischen Gründen einem anderen Füllungsmaterial der Vorzug gegeben werden kann (s. Tab. 1).

³ Zuvor besagte die Regelung in der Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung (ChemRRV), dass Messgeräte für Laboratorien und die Medizin nur in Verkehr gebracht werden dürfen, wenn nach dem Stand der Technik ein Ersatz ohne Quecksilber fehlt. Aus Gründen der Rechtssicherheit wurde dieser Passus durch eine abschliessende Liste von Messinstrumenten, die kein Quecksilber enthalten dürfen, ersetzt (vgl. Tab. 1).

Abbildung 8
Hg-Verbrauch mit Dentalamalgam

Im Zeitraum 1996 – 2021 in Kilogramm Hg pro Jahr, ab dem Jahr 2004 extrapoliert mit unterschiedlichen Verbrauchsabnahmeraten



Quelle: Adank (2008)

Bei der Verwendung von Dentalamalgam in Zahnarztpraxen fallen Überschüsse in Form von Nicht-Kontakt-Amalgam und Kontakt-Amalgam an. Sie betragen 15 % resp. 10 % des Verbrauchs (BIOIS, 2012; Floyd et al., 2002). Ausgehend vom Schweizer Dentalamalgamverbrauch im Jahr 2012 von 25 – 45 kg/a errechnet sich die Hg-Menge im Überschussamalgam auf 6 – 12 kg/a, davon fielen 2 – 5 kg/a Kontakt-Amalgam über den Abwasserpfad zusammen mit den Rückständen der in allen Zahnarztpraxen installierten Amalgamabscheidern zur Entsorgung an.

Für den Verbleib existierender Füllungen wird angenommen, dass von Zahnärzten 65 % durch Ausbohren und 10 % durch Ziehen entfernt wurden. Die restlichen Füllungen (25 %) befanden sich in den Zähnen Verstorbener (Floyd et al., 2002). Gemäss einer Erhebung in der Schweiz aus dem Jahr 1990 an 130 Verstorbenen betrug die mittlere Hg-Menge in den Füllungen der noch Bezahnten (68 %) ca. 2.5 g (Rivola et al., 1990). Danach lässt sich unter Annahme einer langen Lebensdauer von Amalgamfüllungen die Hg-Menge in Füllungen im Jahr 2012 Verstorbener (64'173) auf ca. 110 kg schätzen. Mit dem Ausbohren und Ziehen von Füllungen waren ausgehend von oben stehenden Annahmen Hg-Flüsse von ca. 285 kg und 45 kg verbunden. Eine Alternativrechnung ergibt folgendes: Wenn die im Jahr 1996 ca. 460'000 applizierten Amalgamfüllungen im Jahr 2012 ihre Lebensdauer erreicht haben, ergeben sich Hg-Flüsse von rund 130 kg durch Ausbohren und 20 kg durch Ziehen. In Gebissen Verstorbener errechnet sich eine Hg-Menge von ca. 50 kg.

Die im Jahr 2012 ausgebohrten Amalgamfüllungen fanden sich zur Hauptsache in den Amalgamabscheidern der Zahnarztpraxen wieder (130 – 275 kg Hg einschliesslich Kontaktamalgam). Etwa 5 – 15 kg Hg wurden nicht zurückgehalten und gelangten mit dem Abwasser in kommunale ARA. Die Rückstände der Amalgamabscheider sowie gezogene amalgamhaltige Zähne (mit 20 – 45 kg Hg) wurden zur weiteren Behandlung Anlagen in der Schweiz und dem Ausland zugeführt. Weiter gelangten durch Erdbestattungen im Jahr 2012 zwischen 10 und 20 kg Hg in den Untergrund und fanden sich in Rückständen der Abluftreinigung von Krematorien 30 – 75 kg Hg.

In Leitungen von Zahnarztpraxen haben sich bis zur vollständigen Installation von Amalgamabscheidern im Jahr 1993 grössere Amalgam-Mengen abgelagert. Bei Leitungsreinigungen fallen pro Zahnarztpraxis um 10 kg Schlämme mit einem Hg-Gehalt um 15 % an (Zürcher, 2005). Für die im Jahr 1993 bereits

bestehenden 3300 Zahnarztpraxen errechnet sich die abgelagerte Hg-Menge auf ca. 5000 kg. Sanierungsarbeiten in nicht bezifferbaren Umfang haben seither stattgefunden.

3.2.5 Batterien

Im Unterschied zu Rund- enthielten Knopfzellen bis vor kurzem noch 0.25 – 1.2 % Quecksilber zur Vermeidung von Gasbildung und Leckagen. Quecksilberoxid-Knopfzellen, die über 30 % Hg enthielten, waren bis zum Jahr 2000 auf dem Markt. Sie wurden in Fotoapparaten, Hörhilfen, Uhren und Herzschrittmachern eingesetzt. Nachdem die Industrie mit Lithium- und Zink-Luft-Knopfzellen geeignete Substitute entwickelt hatte, wurde das Inverkehrbringen von HgO-Knopfzellen ab dem Jahr 2000 verboten. Lithium-Knopfzellen enthielten nie Quecksilber, inzwischen sind auch Zink-Luft-Knopfzellen und alle anderen galvanischen Systeme frei von Quecksilber. In der Schweiz wurden Hg-haltige Knopfzellen von einem Hersteller produziert. Dabei wurde amalgamiertes Zink als Anodenmaterial verwendet. Die Batterien wurden lose (oder eingebaut in Geräte) hauptsächlich exportiert. Inzwischen wurden Hg-haltige Bauteile in der Produktion ersetzt.

Nach einer Einschätzung des Europäischen Branchenverbands EPBA waren Mitte 2011 95 % des Knopfzellensortiments ohne Quecksilber erhältlich (EPBA, 2011). Es ist nicht bekannt, zu welchem Anteil in der Schweiz in den Jahren 2011 – 2013 verbrauchte Knopfzellen bereits kein Quecksilber mehr enthielten. Für die Abschätzung der im Jahr 2012 in der Schweiz mit Knopfzellen in Verkehr gebrachten Hg-Menge wird von mittleren Hg-Gehalten der Zellentypen gemäss Tabelle 4 ausgegangen, wie sie in einer deutschen Marktkontrolle im Jahr 2012 festgestellt wurden.

Tabelle 4
Hg-Gehalte von Batterien

Mittelwerte, 20 %- und 80 %-Perzentile (P20 und P80) sowie Extremwerte in Knopf- und Rundzellen im Jahr 2012

Zellentyp	Hg [mg/kg]	Erläuterungen	Quelle
Zink-Luft-Knopfzellen	12'180 P20: 8760 P80: 13'970 4850 – 21'050	im Jahr 2012 in Deutschland vermarktete Batterien. Mittelwert (n = 28) von Marken- und No-Name-Batterien	Recknagel & Radant (2013)
Alkali-Mangan-Knopfzellen	4680 P20: 2950 P80: 6250 2100 – 10'000	im Jahr 2012 in Deutschland vermarktete Batterien. Mittelwert (n = 22) von Marken- und No-Name-Batterien	Recknagel & Radant (2013)
Silberoxid-Knopfzellen	4230 P20: 2670 P80: 5230 1850 – 7400	im Jahr 2012 in Deutschland vermarktete Batterien. Mittelwert (n = 13) von Marken- und No-Name-Batterien	Recknagel & Radant (2013)
Lithium-Knopfzellen	12 P20: 0.7 P80: 1.5 0.1 – 350	im Jahr 2006 in Deutschland vermarktete Batterien. Mittelwert (n = 59) von Marken- und No-Name-Batterien	Recknagel & Richter (2007)
Alkali-Mangan-Rundzellen	3.3 ± 0.4 3.0 – 3.9	Mittelwert (n = 30) im Jahr 2006 in Deutschland vermarkteter Batterien	Recknagel & Richter (2007)
Zink-Kohle-Rundzellen	3.1 ± 1.5 1.8 – 4.6	Mittelwert (n = 30) im Jahr 2006 in Deutschland vermarkteter Batterien	Recknagel & Richter (2007)

Mit den Verbrauchsanteilen der verschiedenen Zellentypen⁴ errechnet sich ein mittlerer Hg-Gehalt der Knopfzellen von 4250 mg/kg. Nach der Statistik der INOBAT wurden in den Jahren 2011 – 2013 im Durchschnitt 37 t/a Knopfzellen abgegeben. Darin waren gegen 160 kg Hg enthalten. Die Spurenmen- gen an Hg in Rundzellen (Alkali-Mn- und Zn-Kohle-Batterien) werden mit weniger als 10 kg angenom- men. Damit lässt sich die im Jahr 2012 mit Batterien in Verkehr gebrachte Hg-Menge mit 165 kg veran- schlagen. Seit dem Jahr 2016 dürfen Batterien höchstens noch unvermeidliche Verunreinigungen im Umfang von 5 mg Hg/kg enthalten.

Verbraucher müssen laut Chemikalienrecht Batterien zur Entsorgung einem rücknahmepflichtigen Händler oder Hersteller oder einer für Batterien vorgesehenen Sammlung oder Sammelstelle überge- ben (s. Tab. 1). Die Rücklaufquote von Altbatterien betrug im Durchschnitt der Jahre 2011 – 2013 ca. 70 % (INOBAT, 2013). Eine Untersuchungskampagne zur Kehrlichzusammensetzung im Jahr 2012 hat gezeigt, dass die in der Sammlung fehlenden Altbatterien im Umfang von ca. 1000 t via Hauskehr- richt in KVA endeten (Steiger et al., 2014); in den Altbatterien waren unter Annahme eines Hg-Gehalts im Batteriemix von ca. 45 mg/kg rund 50 kg Hg enthalten⁵. Das in den gesammelten Altbatterien zur Hauptsache in Knopfzellen enthaltene Quecksilber (ca. 115 kg) wurde im Verwertungsprozess im ein- gangs zu Kapitel 2.3 erwähnten inländischen Recyclingbetrieb zurückgewonnen.

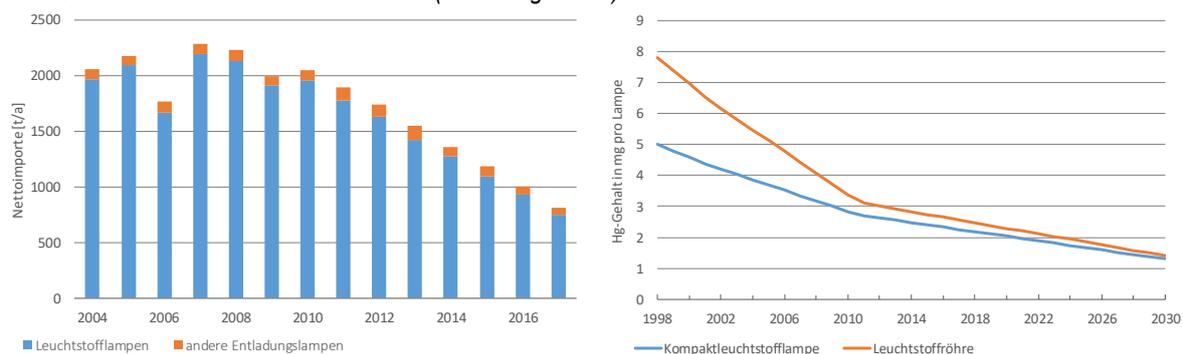
3.2.6 Entladungslampen

Man unterscheidet bei den Lampentechnologien zwischen Entladungslampen, Leuchtdioden (LED) und Temperaturstrahlern (Halogenleuchtstofflampen). Im Unterschied zu LED und Temperaturstrahlern benötigen Entladungslampen für die Lichterzeugung Quecksilber. In der Schweiz wurden im Untersuchungszeit- raum keine Entladungslampen hergestellt (e-waste, 2015). Daten aus der Aussenhandelsstatistik für den Zeitraum 2004 – 2017 zeigen beispielhaft, dass in der Schweiz der Entladungslampenverbrauch abnehmend ist (Abb. 9 links). Auch konnten die in Entladungslampen eingesetzten Quecksilber-Mengen in den letzten Jahren aufgrund von regulatorischen Massnahmen und Anstrengungen der Lampenher- steller kontinuierlich gesenkt werden (Abb. 9 rechts).

Abbildung 9

Verbrauch und Quecksilbergehalt von Entladungslampen

Nettoeinfuhrmengen von Entladungslampen im Zeitraum 2004 – 2017 in Tonnen pro Jahr (Abbildung links) sowie Schät- zungen zur Entwicklung der Hg-Gehalte in mg pro Lampe von Kompaktleuchtstofflampen (Energiesparlampen) und Leuchtstoffröhren im Zeitraum 1998 – 2030 (Abbildung rechts).



Quelle: EZV (2017) für die Abbildung links und Sander et al. (2015) für die Abbildung rechts

Angaben zum Verbrauch von Entladungslampen liegen einerseits für das Jahr 2010 aus einer Erhebung von Gasser & Tschudy (2011) vor. Andererseits wird seit dem Jahr 2014 der Verbrauch von Lampen,

⁴ Nach Angaben aus Deutschland betragen die Anteile (bezogen auf die Masse) am Gesamtabsatz 23 % für Zink-Luft-Knopfzellen, 26 % für Alkali-Mangan-Knopfzellen, 5 % für Silberoxid-Knopfzellen und 46 % für Lithium-Knopfzellen (GRS, 2013).

⁵ Annahmen: der mittlere Hg-Gehalt der Knopfzellen betrage 4250 mg/kg und der Knopfzellenanteil am Batterie-Absatz 1 %.

aufgeschlüsselt nach den eingangs erwähnten Technologien, im Auftrag des Bundesamts für Energie durch die Schweizer Licht Gesellschaft (SLG) erhoben (SLG, 2015; SLG, 2016; SLG, 2017).

Ausgehend von einem Absatz im Jahr 2012 von 14.6 Mio. Stück Leuchtstofflampen (lineare und runde Leuchtstofflampen einschliesslich kompakte, steckbare Leuchtstofflampen) und einem Gehalt von 2.6 mg Hg pro Leuchtstofflampe⁶ errechnet sich die mit solchen Lampen in Verkehr gesetzte Hg-Menge auf 38 kg. Diese Lampen werden im professionellen Bereich verwendet, in welchem viele Brennstunden pro Tag anfallen (SLG, 2015). Der Absatz von Energiesparlampen (mit Schraubsockel und integriertem Vorschaltgerät) im Jahr 2012 wird anhand der Daten aus dem Jahr 2010 von Gasser & Tschudy (2011) und der Annahme, dass die 2012 nicht mehr verkehrsfähigen Glühlampen durch Halogen-Glühlampen ersetzt wurden, mit 3.8 Mio. Stück veranschlagt. Mit einem Gehalt von 1.2 mg Hg pro Energiesparlampe⁷ errechnet sich die mit diesem Lampentyp 2012 in Verkehr gesetzte Hg-Menge auf rund 5 kg. Für Hochdruckentladungslampen wird der Absatz 2012 mit jenem von 2014 gleichgesetzt, danach gelangten 1.54 Mio. Stück Hochdrucknatriumdampflampen und Metallhalogendampflampen in Verkehr (SLG, 2015). Für diese Lampen wird eine Hg-Menge von 30 mg pro Stück angenommen, die sich am in der EU und der Schweiz gesetzlich tolerierten Hg-Gehalt von Hochdrucknatriumdampflampen orientiert. Damit errechnet sich ein Hg-Verbrauch mit Hochdruckentladungslampen von 46 kg. Hochdrucknatriumdampflampen werden grösstenteils in der öffentlichen Beleuchtung und Metallhalogendampflampen vor allem in Verkaufsräumen eingesetzt (SLG, 2016). Daneben wurden 2012 noch Kaltkathoden-Fluoreszenzlampen in IT-Geräten für Hintergrundbeleuchtungen verwendet. Laut Modellrechnungen von Zumbühl & Benedetti (2010) sowie Böni & Widmer (2011) war mit in Hintergrundbeleuchtungen von Fernsehgeräten, Monitoren und Laptops eingesetzten Lampen ein Hg-Fluss von 40 kg Hg verbunden (Abb. 10).

Zusammenfassend kann die mit Entladungslampen im Jahr 2012 in Verkehr gebrachte Hg-Menge auf 130 kg geschätzt werden. Für das Jahr 2016 wird geschätzt, dass mit Entladungslampen noch 25 kg Hg in Verkehr gebracht wurden. Die Prognose für das Jahr 2020 lautet, dass mit vermarkteten Entladungslampen ein Hg-Fluss von 15 kg verbunden ist (s. Tab. 5).

Gemäss Abfallrecht sind Hersteller und Händler verpflichtet, ausgediente Entladungslampen zurückzunehmen, während für Verbraucher eine Rückgabepflicht besteht. Die zwischen 2011 und 2013 separat gesammelte Entladungslampen-Menge belief sich auf 1050 t pro Jahr, ihre Entsorgung erfolgte hauptsächlich im Inland (BAFU, 2017).

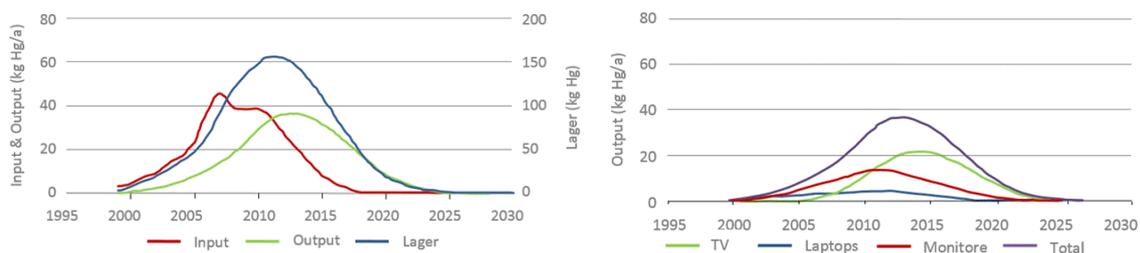
Nach einer Schätzung von Kasser & Savi (2013) enthielten die 2011 im Umfang von 1100 t separat gesammelten Entladungslampen 80 – 90 kg Quecksilber. Rund 150 t Energiesparlampen mit einem Hg-Inhalt von ca. 10 kg gelangten gemäss Steiger et al. (2014) via den Hauskehrer in KVA. Nach Berechnungen von Zumbühl & Benedetti (2010) sowie Böni & Widmer (2011) fielen im Jahr 2012 IT-Geräte zur Entsorgung an, die in Hintergrundbeleuchtungen rund 40 kg Hg enthielten (Abb. 10). Eine etwas höhere durch Beleuchtungen bedingte Hg-Fracht von ca. 60 kg ermittelten Taverna et al. (2017) in einer Stoffflussanalyse in einem Entsorgungsbetrieb im Jahr 2011.

⁶ Entspricht 75 % des gesetzlich tolerierten Gehalts in linearen Tri-Phosphor-Lampen T8 und T12 von 3.5 mg.

⁷ Um zu prüfen, ob Energiesparlampen den gesetzlichen Grenzwert einhalten, haben Mitte 2013 für den Vollzug des Chemikalienrechts zuständige kantonale Fachstellen bei acht Anbietern je fünf Muster von zehn Lampen mit Leistungen zwischen 11 und 15 W erhoben. In den von der EMPA analysierten Lampen, die bei Schweizer Niederlassungen von zwei Lampenherstellern sowie bei sechs grossen Detailhändlern beschafft wurden, variierte der mittlere Gehalt der zehn Lampen zwischen 0.6 mg und 2.0 mg (Mittel: 1.2 mg). Die Extremwerte der 50 analysierten Lampen betragen 0.5 mg und 2.1 mg. Das 75 %-Perzentil errechnete sich auf 1.6 mg (Heid & Figi, 2013).

Abbildung 10
Hg in Entladungslampen von IT-Geräten

Hg-Verbrauch, -lager und -Abfallaufkommen mit in IT-Geräten eingebauten Entladungslampen



Quelle: Zumbühl & Benedetti (2010) sowie Böni & Widmer (2011)

3.2.7 Schalter, Relais und andere Geräte- und Fahrzeugbauteile

In der Vergangenheit war der Einsatz Hg-haltiger Schalter und Relais in Elektro- und Elektronikgeräten weit verbreitet, seit dem Jahr 2006 ist aufgrund der Bestimmungen des Chemikalienrechts die Verwendung Hg-haltiger Bauteile jeglicher Art in den Geräten nur ausnahmsweise möglich. Dies trifft auch für Fahrzeuge (Personenwagen und leichte Nutzfahrzeuge) zu (Tab. 1). In Rollnahtschweissmaschinen, die in Anlagen zur Fertigung von Dosenverpackungen oder Industrie- und Armierungsgittern verwendet werden, wurden früher für die Stromübertragung quecksilberhaltige Rollenköpfe (mit 50 - 250 g Hg) eingesetzt. Heute existieren Alternativen ohne Quecksilber.

In einer Regulierungsfolgenabschätzung erhoben Goodman & Robertson (2006) den Einsatz von Quecksilber in medizinischen Geräten sowie Überwachungs- und Kontrollinstrumenten. Für diese Kategorien von Elektro- und Elektronikgeräten trat das Quecksilberverbot in der EU und der Schweiz erst im Jahr 2014 in Kraft. Aufgrund der Erhebung darf gefolgert werden, dass im Jahr 2012 in der Schweiz mit solchen Geräten keine nennenswerten Quecksilbermengen in Verkehr gebracht wurden. Identifizierte Hg-haltige Bauteile waren Infrarotdetektoren, Detektoren für ionisierende Strahlung, Referenzelektroden (Kalomelektroden) und Spezialschalter. Im Falle von Schweissmaschinen wird weiter geschätzt, dass Schweizer Hersteller (ausländische) Anlagenbetreiber im Jahr 2012 mit ca. 40 kg Hg zur Füllung der Rollenköpfe belieferten.

Nach Angaben von Kägi & Franov (2016) werden in inländischen Entsorgungsbetrieben vor allem aus Kühl-, Gefrier- und Klimageräten noch Hg-haltige Schalter aussortiert, die darin enthaltene Hg-Menge im Zeitraum 2010 – 2014 wird auf 400 kg/a geschätzt. Nicht separierte Hg-haltige Bauteile aus anderen Grossgeräten, Werkzeugen, Maschinen- und Anlagenteilen sowie aus Fahrzeugen belasten den Schrott und bei einer Behandlung über den Schredder auch die dabei anfallenden Reststoffe (RESH). Die Hg-Menge in Schrott und RESH im Jahr 2012 betrug nach Ausführungen in folgendem Kapitel 4 ca. 50 kg bzw. ca. 230 kg.

In einer Stoffflussanalyse im Jahr 2011 in einem führenden Schweizer Entsorgungsbetrieb von kleinen Haushalts- und Unterhaltungselektronikgeräten, von EDV-Geräten sowie Geräten der Kommunikationstechnik und Büroelektronik ermittelten Taverna et al. (2017) in einem repräsentativen Gerätemix einen mittleren Hg-Gehalt von 1.5 g/t. Zu diesem Gehalt trugen Batterien (s. Kap. 3.2.5) und Hintergrundbeleuchtungen (s. Kap. 3.2.6) rund 85 % bei. Auf nicht identifizierbare Bauteile entfielen 15 % der Belastung. Absolut sind es ca. 15 kg, wenn ein Abfallaufkommen von 70'000 t/a – dem Durchschnitt der Jahre 2011 – 2013 gemäss SENS (2014) – zugrundegelegt wird.

Schliesslich gelangten Hg-haltige Rollenköpfe aus bestehenden (ausländischen) Anlagen für Reparatur- und Wartungsarbeiten zu inländischen Schweissmaschinenherstellern. Sie entfernten das Quecksilber und stellten die reparierten und gewarteten Rollenköpfe den Anlagenbetreibern wieder zu. Aus

den Rollenköpfen wurden 2012 schätzungsweise 30 kg Hg entfernt, das dem Schweizer Hg-Recycler zur Reinigung (Destillation) zugestellt wurde.

3.2.8 Andere Verwendungen

Neben frühen Verwendungen wie jenen von Zinnamalgame zur Spiegelherstellung, Quecksilbernitrat bei der Hutfabrikation, Zinnober als Pigment für Gemälde, die Wand- und Buchmalerei oder Quecksilber(II)chlorid für die Imprägnierung von Holz (Schweinsberg, 2010) sind als jüngere Verwendungsgebiete der Einsatz von organischen Hg-Verbindungen als Initialzündern in Munition oder als Fungizide in Saatbeizmitteln und Biozide in Bautenanstrichmitteln zu nennen (Horowitz et al., 2014). Eine weitere Bauanwendung war ihr Einsatz als Additiv in Kunststoffbelägen (vgl. Kap. 3.2.1). In einigen Arzneimitteln und Kosmetika ist zurzeit die Verwendung von Thiomersal und Phenylquecksilberverbindungen als Konservierungsmittel zulässig. Der Hg-Verbrauch für diese Verwendung ist gering.

Das Quecksilberaufkommen mit Abfällen aus anderen als bisher in den Kapiteln 3.2.1 – 3.2.7 genannten Verwendungen kann nicht beziffert werden, doch wird angenommen, dass es das bisher erhaltene Bild nur unwesentlich verändert. Daten aus der Sonderabfallstatistik zeigen, dass ein kleiner Anteil Bauabfälle Quecksilber enthält: so fielen im Durchschnitt der Jahre 2011 – 2015 jährlich um 1000 t (180 – 2400 t) Quecksilber enthaltende Bauabfälle (Abfallcode 17 09 01) an. Sie wurden im In- und Ausland chemisch/physikalisch behandelt, auf Deponien abgelagert, verbrannt oder recycelt. Folglich finden sich unter dieser Abfallgruppe Abfälle sehr heterogener Natur zusammengefasst, darunter Hg-haltige Sportplatzbeläge (s. Kap. 3.2.1)⁸. Nach einer Studie von Brunner & Stämpfli (1993) besteht keine Evidenz, dass früher in Bauprodukten verbreitet Hg zum Einsatz kam: Mittels indirekter Analyse ermittelten sie im Jahr 1990 für einen gemischten Bauabfall einen Hg-Gehalt von 0.2 mg/kg⁹.

3.3 Verbrauch und Abfallaufkommen im Überblick

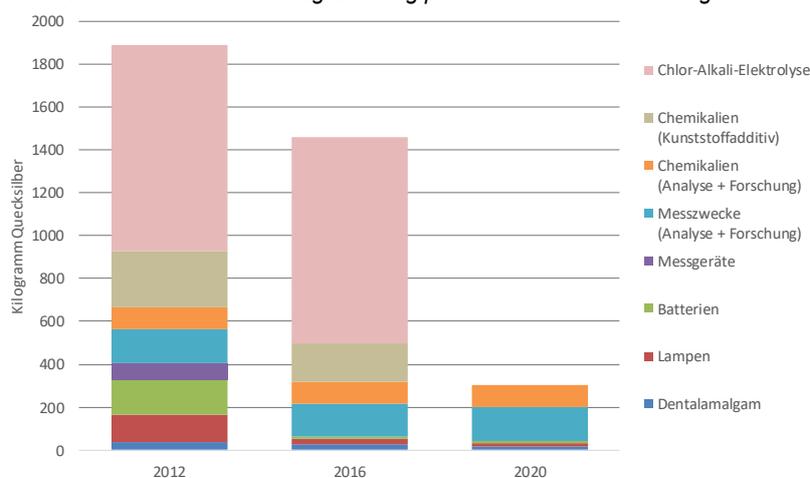
In der Schweiz betrug im Jahr 2012 der Quecksilberverbrauch als Bestandteil von Produkten und als Hilfsstoff in Prozessen ca. 1900 kg, im Jahr 2016 waren es etwa 1500 kg. Mit der Ende 2016 erfolgten Umrüstung einer Chlor-Alkali-Anlage ging eine weitere Verminderung des Verbrauchs um ca. 1000 kg einher. Nachdem im Herbst 2017 Verbote für die Verwendung von Quecksilberverbindungen als Verarbeitungsadditive für Kunststoffe in Kraft getreten sind, ergibt die Prognose für das Jahr 2020, dass noch etwa 300 kg Quecksilber hauptsächlich für Analyse- und Forschungszwecke verbraucht werden. Bei den Entladungslampen wird erwartet, dass Leuchtdioden (LED) in naher Zukunft Alternativen in allen Beleuchtungssektoren sind. LED sollen die Vorteile der Temperaturstrahler und Entladungslampen vereinen (Gasser & Tschudy, 2011). In einer im Jahr 2012 veröffentlichten Studie wurde geschätzt, dass Technologien auf Basis von LED und organischen Leuchtdioden (OLED) in den Jahren 2016 und 2020 in Europa Marktanteile (gemessen am Umsatz) von 47 % bzw. 73 % aufweisen werden (McKinsey, 2012). Seit dem Jahr 2014 in der Schweiz erhobene Daten zum Absatz von Lampen bestätigen diese Prognose. Danach lässt sich schätzen, dass die mit Entladungslampen in Verkehr gesetzte Hg-Menge zwischen 2012 und 2016 von ca. 130 kg auf noch 25 kg abnahm. Bei den von Zahnärzten applizierten Dentalamalgamekapseln wird davon ausgegangen, dass der damit verbundene Hg-Verbrauch auf einem sehr tiefen Niveau stagniert.

⁸ In der Abfallanalysendatenbank (ABANDA) des Landes Nordrhein-Westfalen findet man für Bau- und Abbruchabfälle, die Hg enthalten (Abfallcode 17 09 01), neun Werte. Sie streuen zwischen 0.05 und 2300 mg/kg. 20 %-Perzentil, Median und 80 %-Perzentil betragen 6 mg Hg/kg, 11 mg Hg/kg und 55 mg Hg/kg (LANUV, 2015).

⁹ Es wurden die Sortierfraktionen der Bauabfallaufbereitung u.a. auf das Vorkommen von Hg untersucht. Die Hg-Gehalte betragen 0.2 mg/kg (Fraktion mit Beton, Mauersteinen und Kies mit Kunststoffanteilen), 0.1 mg/kg (Fraktion mit Beton, Mauersteinen und Kies mit Holzanteilen) und 0.3 mg/kg (organische Fraktion mit Kunststoffen, Holz, Papier und Karton).

Abbildung 11
Entwicklung des Hg-Verbrauchs 2012 – 2020

Im Zeitraum 2012 – 2020 in Kilogramm Hg pro Jahr für Endverwendungen im Inland



In den Jahren 2010 – 2013 bestand zudem Hg-Nachfrage von Schweizer Herstellern von dentalmedizinischen Produkten, Batterien und bestimmten Schweissmaschinen sowie von Anbietern von Chemikalien für Analyse- und Forschungszwecke, deren Produkte für den Export bestimmt waren. Mit diesen verliessen jährlich um 700 kg Hg die Schweiz. Der einzige Hersteller von dentalen Restaurationsmaterialien mit Dentalamalgam im Sortiment hat dessen Produktion jüngst eingestellt. Im Bereich der Batterien hat der Hersteller von Silberoxid-Knopfzellen Quecksilber in seiner Produktlinie ersetzt. Bei den Schweissmaschinen ist der Hg-Verbrauch zur Nachfüllung der Rollenköpfe sinkend, weil Hg-freie Technologien schon länger auf dem Markt verfügbar sind und Maschinen mit Hg-haltigen Rollenköpfen langsam das Ende ihre Lebensdauer erreichen.

Das Abfallaufkommen von Quecksilber mit Abfällen im Jahr 2012 wird auf 3700 kg (3200 – 4200 kg) geschätzt. Ohne die Prozessabfälle der einen Chlor-Alkali-Anlage, die bis Herbst 2016 noch im Amalgamverfahren betrieben wurde, betrug das Hg-Aufkommen ca. 2700 kg. Abbildung 12 zeigt den Beitrag der verschiedenen Produktabfälle. Rund 20 % des Hg-Aufkommens mit Produktabfällen liessen sich keiner Verwendung zuordnen. Es handelte sich im Wesentlichen um in RESH und Schrott gefundenes Hg, um in Klärschlamm transferiertes Hg und um einen Teil des KVA zugeführten Hg.

Abbildung 12
Beitrag verschiedener Quellen zum Hg-Abfallaufkommen

Schätzung für das Jahr 2012 ohne Prozessabfälle aus der Chlor-Alkali-Industrie

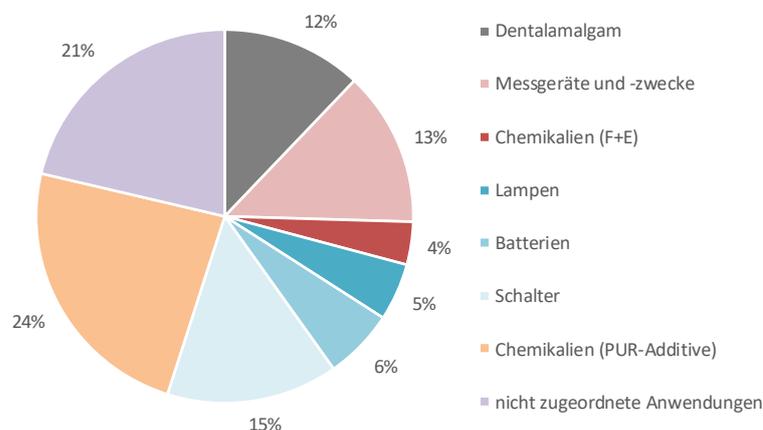


Tabelle 5

Entwicklung des Hg-Verbrauchs 2012 – 2020

Annahmen bei der Abschätzung des Hg-Verbrauchs für den Zeitraum 2016 – 2020

Produkt / Prozess	Jahr 2016	Jahr 2020
Dentalamalgam	Der Hg-Verbrauch mit Amalgamfüllungen 2012 von 25 – 45 kg beträgt 2016 höchstens noch 15 – 35 kg.	Der Hg-Verbrauch mit Amalgamfüllungen beträgt 2020 höchstens noch 10 – 25 kg.
Messgeräte und Messzwecke	Gegenüber 2012 werden keine Hg-haltigen Barometer, Manometer, Blutdruckmessgeräte und Thermometer mehr in Verkehr gesetzt. Damit geht eine Minderung des Hg-Verbrauchs um 50 – 110 kg einher. In der Porosimetrie und Polarographie / Voltammetrie werden unverändert 80 – 235 kg Hg bzw. < 10 kg Hg verbraucht.	Gegenüber 2016 unveränderter Verbrauch für porosimetrische Messungen und in der Polarographie / Voltammetrie von 80 – 240 kg Hg.
Entladungslampen	CCFL sind in Hintergrundbeleuchtungen (TV, Laptops, Monitore) durch LED ersetzt. Damit werden gegenüber 2012 um 40 kg Hg vom Markt ferngehalten. Der Absatz von Leuchtstofflampen und Energiesparlampen hat sich 2016 gegenüber 2012 um ca. 60 % bzw. ca. 90 % vermindert. Im Jahr 2016 wurden gemäss SLG (2017) noch 6.15 Mio. Leuchtstoffröhren und 0.5 Mio. Energiesparlampen abgesetzt. Damit war ein Hg-Fluss von ca. 15 kg bzw. < 1 kg verbunden. Gegenüber dem Jahr 2014 ist 2015 der Absatz von Hochdruckentladungslampen massiv von 1.54 Mio. auf noch 0.39 Mio. gesunken. Im Jahr 2016 betrug der Absatz 0.28 Mio. Stück (SLG, 2017). In diesen Lampen waren ca. 8 kg enthalten. Somit wurden mit Entladungslampen 2016 noch 25 kg Hg in Verkehr gebracht.	Der Leuchtstoff- und Energiesparlampenverbrauch nimmt weiter ab: Mit Annahme von jährlichen Abnahmeraten von 10 % bzw. 50 % sinkt die im Jahr 2020 in Verkehr gesetzte Leuchtstofflampenmenge auf ca. 4 Mio. Stück gegenüber 6.16 Mio. Stück im Jahr 2016. In den Lampen sind noch ca. 10 kg Hg enthalten. Energiesparlampen sind 2020 nahezu vollständig vom Markt verschwunden. Auch der Ersatz von Hochdruckentladungslampen durch LED im Aussehbereich hält an: Gegenüber 2016 wird 2020 von einem um 50 % vermindertem Absatz ausgegangen. Die Hg-Menge in den 0.15 Mio. abgesetzten Lampen errechnet sich auf ca. 5 kg Hg. Somit ergibt die Prognose, dass mit Entladungslampen 2020 noch 15 kg Hg in Verkehr gebracht werden.
Batterien	Hg-freie Knopfzellen sind in allen Anwendungen verfügbar. Laut Chemikalienrecht dürfen sie «kein» Hg mehr enthalten. Gegenüber 2012 werden um 160 kg Hg vom Markt ferngehalten.	Alle Batterien enthalten seit 2016 Hg-Gehalte < 5 mg/kg. Mit den Spuren Mengen in Knopf- und Rundzellen ist eine Hg-Fracht um 10 kg verbunden.
PUR-Additive und andere Chemikalien	Hg findet sich nicht mehr in PUR-Elastomeren, in denen es einfach zu ersetzen ist. Die mit Elastomeren in Verkehr gesetzte Hg-Menge sinkt 2016 gegenüber 2012 um 60 – 110 kg auf 120 – 240 kg.	Aufgrund von regulatorischem Druck ist Hg nun in allen PUR-Elastomeren ersetzt.
Chemikalien für die Analyse und Forschung	Der Hg-Verbrauch für Analyse- und Forschungszwecke liegt wie 2012 bei ca. 100 kg.	Für Analyse- und Forschungszwecke wird Hg nach wie vor benötigt, der damit verbundene Verbrauch betrage unverändert um 100 kg.
Andere Verwendungen in Produkten	In Nischenanwendungen werden Hg-haltige Bauteile wie Infrarotdetektoren, Detektoren für ionisierende Strahlung, Referenzelektroden und Schalter in Überwachungs- und Kontrollinstrumenten verwendet. Der Hg-Verbrauch ist gering.	Hg-haltige Bauteile in Nischenanwendungen sind nach wie vor auf dem Markt. Laut Chemikalienrecht ist das Inverkehrbringen Hg-haltiger Zubereitungen und Gegenstände für vor dem 31. Dezember 2017 nicht bekannte (d.h. bis dahin nicht auf dem Markt befindliche) Verwendungen verboten.
Chlor-Alkali-Elektrolyse	An einem Standort wird die Chlor-Alkali-Herstellung noch nach dem Amalgamverfahren betrieben. Mit dem Betrieb der Anlage bis Oktober 2016 ist ein Verbrauch von «make up»-Hg von rund 1000 kg verbunden.	Es findet keine Chlorproduktion im Amalgamverfahren mehr statt. Laut Chemikalienrecht ist dieses Verfahren seit 2018 nicht mehr zulässig.
Hilfsstoffe bei chemischen Synthesen	Die Verwendung ist gemäss Chemikalienrecht auf Syntheseschritte beschränkt, in denen ein Ersatz ohne Hg fehlt; es findet keine Verwendung statt.	Die Verwendung ist gemäss Chemikalienrecht nur mit einer Ausnahmegenehmigung möglich; es wird von keiner Verwendung ausgegangen.

4 Entsorgung

Es wird geschätzt, dass von den 3700 kg Quecksilber, die 2012 in Abfällen aus dem Inlandanfall enthalten waren, ca. 2500 kg in Anlagen im In- und Ausland zurückgewonnen wurden, davon entfielen ca. 1000 kg auf Prozessabfälle der Chlor-Alkali-Elektrolyse.

In der Schweiz existiert ein Werk, in welchem vor allem aus importierten Abfällen Quecksilber zurückgewonnen wird. Aufgrund fehlender Inlandnachfrage gelangt dieses zur Ausfuhr. Im Zeitraum 2011 – 2013 waren es durchschnittlich 115'000 kg pro Jahr, im Jahr 2016 noch ca. 30'000 kg. Die Ausfuhren 2016 wurden grösstenteils direkt vom Recycler getätigt, der neu einzig Verwender – zur Hauptsache Hersteller von Dentalamalgamkapseln – beliefert.

In den folgenden Abschnitten finden sich Angaben zum Verbleib von Quecksilber bei der Entsorgung der Abfälle. Wie die Zahlen zum Aufkommen von Quecksilber mit Abfällen basieren jene zu diesem Verbleib in der Entsorgung auf Daten aus dem Jahr 2012. Neuere Daten werden nachstehend in jenen Fällen präsentiert, in denen sich die Situation gegenüber 2012 bedeutend verändert hat. Bei der Behandlung quecksilberhaltiger Abfälle im Jahr 2012 wurde Quecksilber im Wesentlichen entweder als Metall zurückgewonnen oder in abgelagerte Produkte transferiert. Dabei liessen sich Umwelteinträge, besonders in die Luft, nicht vermeiden.

4.1 Abfallbehandlung mit Quecksilber-Rückgewinnung

Bei der thermischen Behandlung von Quecksilberabfällen verdampfen oder sublimieren darin enthaltenes metallisches Hg oder enthaltene Hg-Verbindungen, wobei sich letztere bei Temperaturen zwischen 400 und 700 °C unter Reduktion zu metallischem Hg zersetzen. Es wird durch Kondensation aus dem Abgasstrom abgeschieden, destillativ gereinigt und kann einer erneuten Verwendung zugeführt werden. Im Inland betreibt zurzeit ein einziges Unternehmen Anlagen zur Gewinnung von Quecksilber aus Abfällen. Es wird geschätzt, dass im Jahr 2012 vom in Schweizer Abfällen enthaltenen Quecksilber über die Hälfte in Anlagen im In- und Ausland zurückgewonnen wurde¹⁰.

4.1.1 Chlor-Alkali-Elektrolyse

Bei der bis Ende 2016 betriebenen Chlor-Alkali-Anlage nach dem Amalgamverfahren fielen verschiedene Prozessabfälle an, die jährlich um 1000 kg Hg enthielten. Quecksilber fand sich v.a. im Kohleschlamm aus der Aufbereitung der Natronlauge und im Abwasserbehandlungsschlamm. Die stark Hg-haltigen Abfälle wurden zuletzt im inländischen Quecksilberrecycling-Betrieb behandelt. Das durch Destillation zurückgewonnene Quecksilber gelangte zurück zum Elektrolyseanlage-Betreiber und wurde im Prozess wieder eingesetzt.

4.1.2 Messgeräte und Messzwecke

Der Hg-Anfall mit ausgedienten Messgeräten im Zeitraum 2011 – 2013 wird auf 130 – 290 kg pro Jahr geschätzt, zudem fielen in diesem Zeitraum jährlich 80 – 230 kg Quecksilber aus Messzwecken, v.a. aus der Porosimetrie, an. Es wird angenommen, dass diese Quecksilbermengen in Anlagen im In- und Ausland destillativ gereinigt wurden¹⁰.

¹⁰ Für Abfälle, für die keine gesicherten Daten für eine Rückgewinnung vorlagen, eine solche jedoch technisch möglich und in der grauen Literatur beschrieben ist, wurde eine Rückgewinnung angenommen.

4.1.3 Altbatterien

Im Verwertungsprozess des Schweizer Entsorgers von Altbatterien und Quecksilberabfällen wurden im Zeitraum 2011 – 2013 rund 115 kg metallisches Hg vor allem aus Knopfzellen zurückgewonnen.

4.1.4 Dentalamalgam

In den Jahren 2011 sowie 2013 – 2015 wurden jährlich 3 – 5 t (im Durchschnitt: 4.5 t) Amalgamabfälle zur Verwertung aus der Schweiz ausgeführt und 3 – 7 t (im Durchschnitt: 5.5 t) im Inland behandelt, davon gelangten im Mittel ca. 2 t/a zur Verbrennung und 3.5 t/a zur Verwertung (BAFU, 2017)¹¹. Die Hg-Menge in Dentalamalgamabfällen im Jahr 2012 (Überschussamalgam, Zahnextraktionen, Rückstände in Amalgamabscheidern) wurde in Kapitel 3.2.4 auf 150 – 325 kg geschätzt. Damit errechnet sich der mittlere Hg-Gehalt in den verwerteten Abfällen auf 2 – 4 %. Es wird davon ausgegangen, dass diese Abfälle in Anlagen im In- und Ausland durch eine thermische Behandlung von Quecksilber befreit wurden¹⁰.

4.1.5 Schalter, Aktivkohlen und Ionenaustauscher

Im Zeitraum 2011 – 2013 wird weiter von einer Quecksilberrückgewinnung aus aussortierten Schaltern (ca. 400 kg Hg/a) und Aktivkohle aus der Altlampenaufbereitung (ca. 70 kg Hg/a) ausgegangen. Auch bei in Kehrlichtverbrennungsanlagen (KVA) in der Rauchgasreinigung verwendeter Aktivkohle und zur Behandlung des sauren Wäscherabstosses eingesetzten Ionenaustauscherharzen (s. Kap. 4.2.6) wird angenommen, dass daraus Quecksilber im Umfang von ca. 300 kg zurückgewonnen wurde¹⁰.

4.1.6 Behandlung importierter Abfälle

Wie in Kapitel 2.3 dargelegt erfolgten im Zeitraum 2011 – 2013 Ausfuhren von metallischem Quecksilber im Umfang von durchschnittlich 115'000 kg pro Jahr. Im Jahr 2016 waren es noch rund 30'000 kg. Das ausgeführte Quecksilber wurde in den Anlagen des Schweizer Quecksilber-Recyclers gewonnen; seine «Rohstoffe» waren Quecksilberabfälle, die er sich grösstenteils über Einfuhren beschaffte.

4.2 Abfallbehandlung ohne Quecksilber-Rückgewinnung

4.2.1 Überschuss-Quecksilber

Im Zellraum der bis Ende 2016 im Amalgamverfahren betriebenen Chlor-Alkali-Anlage standen 18 Zellen mit je rund 2000 kg Hg. Bei der Umstellung vom Amalgam- auf das Membranverfahren fielen etwa 40'000 kg Überschuss-Hg an. Es wurde beim einzigen Schweizer Hg-Recycler in das Sulfid überführt und derart stabilisiert nach Deutschland ausgeführt, wo es in einer Untertagedeponie im Salz abgelagert wurde. Auch das in einem weiteren Chemiewerk als Katalysator nicht mehr benötigte Quecksilber wurde laut Auskunft des Unternehmens derart stabilisiert und abgelagert. Laut einer Expertise von Hagemann et al. (2014) ist die Ablagerung von Quecksilbersulfid in Untertagedeponien im Salz (Salzbergwerke) technisch machbar und sicherheitstechnisch vertretbar, die Ablagerung auf oberirdischen Deponien ist keine sichere Alternative und aufgrund der Bestimmungen der Abfallverordnung im Inland nicht möglich.

¹¹ Gegenüber den Jahren 2011 und 2013 – 2015 war die im Jahr 2012 im Inland stofflich verwertete Abfallmenge von 27 t auffällig hoch, über 90 % davon stammte von einem Abgeber. Die im selben Jahr im Ausland verwertete Menge von 5 t war ähnlich hoch wie im Vorjahr und den folgenden Jahren.

4.2.2 Entsorgung von Schrott (Alteisen)

Im Durchschnitt der Jahre 2011 – 2013 wurden gemäss Aussenhandelsstatistik ca. 0.31 Mio. t/a «Alteisen» (Tarif-Nr. 7204.4900) importiert und ca. 0.46 Mio. t exportiert (EZV, 2017). Die zwei Schweizer Stahlwerke produzierten im Jahr 2012 aus Eisen- und Stahlschrott ca. 1.25 Mio. t Stahl (FOEN, 2017). Damit errechnet sich das Schrott-Aufkommen im Jahr 2012 auf ca. 1.4 Mio. t. Im Schrott verbleibende quecksilberhaltige Bauteile wie Schalter, Relais und Kontakte enden in den zwei Öfen der Elektrostahlwerke. Bei Temperaturen im geschmolzenen Schrott von bis zu 1800 °C wird Quecksilber vor allem in den Filterstaub und das Reingas transferiert. Pro Tonne Rohstahl werden im Prozess 80 – 150 kg Schlacke generiert und fallen bei der Entstaubung des Rohgases 10 – 45 kg Filterstaub an (EIPPCB, 2013; Gara & Schrimpf, 1998). Die Schlacke wird (gemäss Vorgaben des Abfallrechts) im Tiefbau verwertet oder auf Deponien im Inland abgelagert, aus dem Filterstaub wird im Ausland im sog. Wälzverfahren Zinkoxid gewonnen, das als Sekundärrohstoff in Zinkhütten verwertet wird. In einer Studie zur Schadstoffbelastung von in Stahlwerken anfallenden Schlacken detektierten Proctor et al. (2000) Quecksilber in der Elektroofenschlacke in 18 % der Proben, sie geben den mittleren Hg-Gehalt (erwartet tief) mit 0.04 mg/kg an. Damit errechnet sich die in der Schlacke enthaltene Hg-Menge auf höchstens 5 kg. Zum Vorkommen von Quecksilber im Filterstaub fehlen verlässliche Daten, sodass die in den Filterstaub transferierte Hg-Menge nicht quantifiziert werden kann. Mit dem Emissionsfaktor in die Luft für das Einschmelzen von Schrott in den zwei Elektrolichtbogenöfen von 0.04 g Hg pro t produziertem Stahl gemäss FOEN (2017) lässt sich jedoch abschätzen, dass der im Jahr 2012 in den Werken eingeschmolzene Schrott mit mindestens 50 kg Hg belastet war.

4.2.3 Entsorgung von RESH

Bei der Aufbereitung von Altmetallen in Schredderanlagen werden neben zerkleinertem Eisen- und Nichteisenmetallschrott stofflich nicht verwertbare Reststoffe aus dem Schredder (RESH) erzeugt. Im Durchschnitt der Jahre 2011 – 2013 fielen in den sieben Schweizer Schredderwerken jährlich ca. 75'000 t RESH an (BAFU, 2017). Rund 30 % davon waren auf das Schreddern der jährlich 100'000 Altfahrzeuge (2011 – 2013) zurückzuführen, um 10 % stammten aus dem Schreddern von grossen Elektrogeräten (ca. 30'000 t/a), wenn eine RESH-Quote von 25 % wie für Automobile angenommen wird¹². Der grösste Anteil RESH (ca. 60 %) wurde demnach beim Zerkleinern von Sammelschrott aus Haushalten und dem Gewerbe (Werkzeuge, Maschinen, Anlagenteile) generiert. Tabelle 6 fasst im In- und Ausland gefundene Hg-Gehalte in RESH zusammen, wenn Fahrzeuge allein sowie Fahrzeuge, grosse Elektrogeräte und Sammelschrott zerkleinert werden. Für RESH der Schweizer Werke wurde im Jahr 2008 ein durchschnittlicher Hg-Gehalt von 3 g/t ermittelt. Ein Hg-Gehalt von 0.75 g/t resultierte, wenn ausschliesslich Altfahrzeuge zerkleinert wurden.

Im genannten Zeitraum waren in RESH ausgehend von einem Gehalt von 3 g Hg/t pro Jahr ca. 225 kg Quecksilber enthalten. RESH wird aufgrund seines hohen Heizwerts in in- und ausländischen Kehrichtverbrennungsanlagen (KVA) thermisch verwertet. Im Durchschnitt der Jahre 2011 – 2013 gelangten mit RESH ca. 145 kg Hg im Inland und 80 kg Hg im Ausland zur Verbrennung (BAFU, 2017). Ausführungen zum Verhalten von Hg in KVA finden sich in Kapitel 4.2.6.

¹² Ein Fahrzeug liefert 220 kg RESH, bei einer mittleren Masse eines trocken gelegten Fahrzeugs von ca. 850 kg resultiert eine RESH-Quote von ca. 25 %.

Tabelle 6**Hg-Gehalte in RESH***Mittel- und Extremwerte sowie 20 %-, 50 %- und 80 -Perzentile (P...) in Reststoffen aus dem Schredder (RESH)*

RESH	Hg [mg/kg]	Beschreibung / Quelle
RESH aus der Zerlegung von Fahrzeugen:		
RESH Norwegen	0.56 – 0.91	Hjelmar et al. (2009)
RESH Italien	0.12 ± 0.02	Mancini et al. (2010)
RESH USA während Pilotprojekt	1.0	Während des Pilotprojekts wurde vor dem Schreddern in den Fahrzeugen gezielt nach Hg-Schaltern gesucht, weitere Messungen wurden im selben Betrieb bei Normaltätigkeit nach Beendigung des Pilotprojekts vorgenommen (Woodruff, 2004)
RESH USA ausserhalb Pilotprojekt	3.6	
	1.0 – 8.1	
RESH Schweiz	≈ 0.75	Mittelwert 1985 – 2008 (n = 8) nach Wochele et al. (2009)
RESH Schweiz	0.75	Mittelwert 2008 (n = 2) nach Wochele et al. (2009)
RESH aus der Zerlegung von Fahrzeugen, grossen Elektrogeräten und Sammelschrott:		
RESH Deutschland	10.8	Mittelwert (n = 208) nach LANUV (2017)
	P50: 2.4	
	P20 – P80:	
	0.8 – 6.5	
RESH Norwegen	1.1 – 1.9	Hjelmar et al. (2009)
RESH Schweiz	6.2	Mittelwert 1985 – 2008 (n = 74) nach Wochele et al. (2009)
	< 1 – 40	
RESH Schweiz	4.9	Mittelwert eines Werks im Jahr 1994 nach Tremp (1995)
	2.9 – 7.9	
RESH Schweiz	3.0 ± 2.5	Mittelwert 2008 (n = 22) nach Wochele et al. (2009)

4.2.4 Entsorgung von Altlampen

Bei den Entladungslampen haben die Mengen des zugesetzten Quecksilbers und ihr Marktanteil in den letzten Jahren deutlich abgenommen. Trotzdem wird von einem anhaltenden Entladungslampenverbrauch und damit Abfallaufkommen ausgegangen, das einer umweltverträglichen Entsorgung zuzuführen ist. Laut Schweizer Sonderabfallstatistik wurden im Durchschnitt der Jahre 2011 – 2013 ca. 85 % der gesammelten Entladungslampen in der Schweiz behandelt (BAFU, 2017). In der Anlage des führenden Schweizer Entsorgers werden alte Leuchtstoffröhren, Sparlampen und Hochdruck-Entladungslampen sowie Flachbildschirme verarbeitet. Laut Aussagen des Anlagenbetreibers entsorgt er als Marktführer um 70 % der anfallenden Entladungslampen in der Schweiz (Sovag, 2017). Die Anlage arbeitet im Trockenverfahren unter Unterdruck. Der Materialaufschluss erfolgt je nach Aufgabegut mittels Mischtrommel oder Schredder, die Trennung in verschiedene Fraktionen (Glas, Metall, Gemische von Kunststoffen und Metallen sowie von Leuchtstoff und Glasstaub) erfolgt durch Siebung und Metallabscheider. Die Staubabscheidung geschieht über Zyklone, Staub- und Schwebstofffilter, als Hg-Falle dient mit Schwefel imprägnierte Aktivkohle (Tesar & Tenner, 2014; Sovag, 2017). Bei der Verarbeitung von Leuchtstoffröhren fallen Glas zur Verwertung bei der Schaumglasherstellung (92 %), ein Metallgemisch zur Verwertung in der Metallurgie (4 %) und ein glashaltiges Leuchtstoffpulver (4 %) an. Bei der Entsorgung von Hochdruckentladungslampen betragen die Anteile 59 %, 38 % und 3 %. Bei der Behandlung von Energiesparlampen fällt laut Amsler (2013) neben einer Glas- (49 %) und Leuchtstofffraktion (2 %) ein Gemisch von Kunststoffen und Metallen an (49 %). Das Hg enthaltende glashaltige Leuchtstoffpulver wird im Ausland unter Tage abgelagert, weiteres in den Lampen enthaltenes Hg bindet im Entsorgungsprozess chemisorptiv an Aktivkohle, welche beim Schweizer Recycler unter Gewinnung von metallischem Hg regeneriert wird.

Anhand Untersuchungen zur Hg-Belastung der Sortierfraktionen der Entsorgung von Leuchtstoffröhren in schweizerischen und ausländischen Recyclingbetrieben im Jahr 2009 errechneten Hug & Renner (2010), dass sich in den Sekundärrohstoffen Glas und Aluminium 10 %, in nicht verwerteten Reststoffen (wie Leuchtstoffpulver und -schlamm) 30 % und in der Aktivkohle aus der Abluftreinigung 60 % des in den Röhren enthaltenen Quecksilbers wiederfinden. In 1. Näherung wird hier angenommen, dass die eine Hälfte der im Durchschnitt der Jahre 2011 – 2013 angefallenen Hg-Menge in Altlampen (einschliesslich Hintergrundbeleuchtungen) von 120 – 150 kg via Regenerierung von Aktivkohle zurückgewonnen und die andere Hälfte in Untertagedeponien abgelagert wurde, einerseits an Leuchtstoffpulver und andererseits sulfidisch an Aktivkohle gebunden¹³.

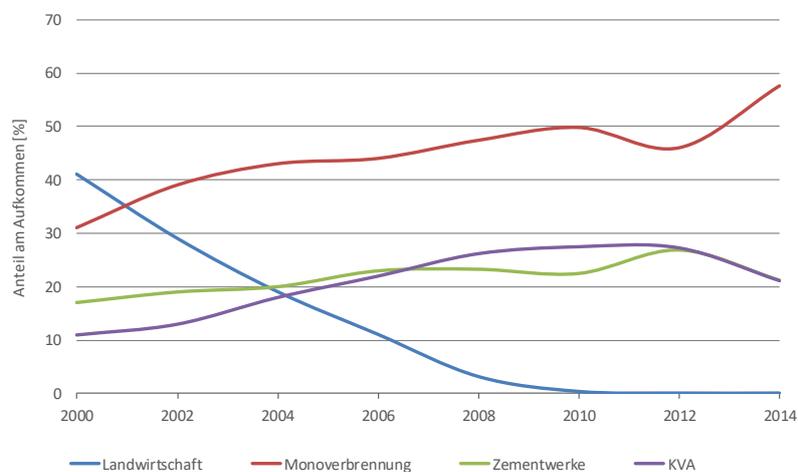
4.2.5 Entsorgung von Klärschlamm

Die Abwässer aus Industrie und Gewerbe sowie aus Haushalten werden in der Schweiz in ca. 800 zentralen Abwasserreinigungsanlagen (ARA > 200 Einwohnerwerte) gereinigt (Schärer et al., 2014). Dabei fallen jährlich rund 200'000 t Klärschlamm (Trockensubstanz, TS) an (Tezcan, 2013). Klärschlamm enthält neben Pflanzennährstoffen wie Phosphor auch Krankheitserreger sowie persistente Organika und Schwermetalle. Aus diesem Grund ist das Ausbringen von Klärschlamm auf landwirtschaftlichen Flächen seit dem Jahr 2003 stark eingeschränkt und heute ausnahmslos verboten. Im Jahr 2012 wurden rund 50 % des angefallenen Klärschlammes in Schlammverbrennungsanlagen (Monoverbrennung) sowie je ca. 25 % in Zementwerken und KVA verbrannt (Abb. 13). Ausgehend von einem Hg-Gehalt des Klärschlammes von 0.6 g/t waren darin 120 kg Hg enthalten (s. Kap. 5.3).

Abbildung 13

Entsorgung von Klärschlamm

Entsorgungswege (in Prozenten) von Klärschlamm im Zeitraum 2000 – 2014 (Exporte im Umfang von 3 % im Jahr 2012 wurden der Monoverbrennung zugeordnet)



Quelle: Tezcan (2013)

Verbrennung in KVA und Monoverbrennungsanlagen

Im Jahr 2012 erfolgte eine Verbrennung von Klärschlamm in 17 KVA. Der Verbleib des darin enthaltenen Hg (ca. 30 kg) ist im nachstehenden Kapitel 4.2.6 beschrieben. Eine sog. Monoverbrennung fand

¹³ Eine gewisse Freisetzung von Hg in die Umwelt entsteht durch Lampenbruch beim Sammeln und Transport. Nach Angaben von Kasser & Savi (2013) betragen die Bruchraten bei Leuchtstoffröhren und Energiesparlampen 5 % und 7 %. Laut Böni & Widmer (2011) werden bei der Sammlung und beim Transport von Flachbildschirmen etwa 5 % der Hintergrundbeleuchtungen beschädigt. Bei deren manuellen Zerlegung betragen die Bruchraten 5 % (PC-Monitore) bis 20 % (TV-Geräte).

in elf Schlammverbrennungsanlagen statt. Quecksilber (ca. 60 kg) gelangte dabei in die Abluft, in Produkte der Rauchgasreinigung und die Asche. Da sich die Asche für eine spätere Rückgewinnung von Phosphor eignet, wird sie oft in einem separaten Kompartiment einer Oberflächendeponie abgelagert.

Verbrennung in Zementwerken

Mit dem Einsatz von alternativen Rohstoffen und dem Ersatz klassischer Brennstoffe wie Steinkohle und Schweröl durch alternative Brennstoffe steigern die Schweizer Zementwerke ihre Energieeffizienz und reduzieren den CO₂-Ausstoss. Klärschlamm ist aufgrund seines Heizwerts und mineralischen Anteils sowohl Ersatzbrennstoff wie auch alternativer Rohstoff. Die Zementherstellung ist ein Hochtemperaturprozess, bei dem Quecksilber einen wesentlichen Teil der Schwermetallemissionen ausmacht, wobei das Element nicht nur über Abfälle, sondern auch die konventionellen Brennstoffe und Rohmaterialien in das System gelangt. Es lässt sich abschätzen, dass im Jahr 2012 den Schweizer Zementöfen mit Rohmehl und Brennstoffen 255 kg Hg zugeführt wurden. Davon entfielen 185 kg auf Rohmaterialien einschliesslich der alternativen Rohstoffe (≈ 75 %) und 70 kg (≈ 25 %) auf Brennstoffe. Wichtigste Hg-Träger bei den Brennstoffen waren Klärschlamm (≈ 45 %) und Kohle (≈ 25 %)¹⁴. Aus Rohmehl und Brennstoffen im Drehrohrofen und/oder Vorwärmer freigesetzte Hg-Spezies liegen aufgrund der dort herrschenden hohen Temperaturen im Rohgas nahezu vollständig gasförmig vor. Mit dem Rohgas aus dem Vorwärmer ausgetragen adsorbieren sie aufgrund der fortschreitenden Rohgasabkühlung je nach Betriebsart teilweise an den Rohgasstaub oder den mitgerissenen Staub aus der Mahltrocknungsanlage und werden in den Abluftfiltern zurückgehalten. Um Anreicherungen von Hg und anderer flüchtiger Metalle im Anlagensystem zu vermeiden, wird der Filterstaub aus dem Prozess ausgeschleust. Er wird normgemäss als Nebenbestandteil dem Klinker in der Zementmühle zugemischt, sodass Hg-Spezies im Filterstaub im Zement enden. In der Abluft liegt Quecksilber zur Hauptsache gasförmig (ca. 90 %) und zu 50 – 95 % in oxidiert Form (Hg²⁺) vor (Mlakar et al., 2010; VDZ, 2006). Die mit der Abluft Schweizer Zementwerke emittierte Hg-Menge beträgt im Durchschnitt 0.03 g pro Tonne produzierten Zement (FOEN, 2017). Damit kann errechnet werden, dass 2012 von den zugeführten 255 kg Quecksilber rund 155 kg im Zement endeten und 100 kg in die Umwelt emittiert wurden.

4.2.6 Abfallverbrennung in KVA

Im Jahr 2012 wurden in Schweizer Kehrrechtverbrennungsanlagen (KVA) 3.8 Mio. t Abfälle verbrannt, davon waren 0.2 Mio. t Importe. Etwa zwei Drittel der Abfälle wurden durch kommunale Sammeldienste und ein Drittel durch Industrie- und Gewerbebetriebe direkt angeliefert. Bei den Lieferungen der kommunalen Sammeldienste handelt es sich um Kehrrecht aus privaten Haushalten. Um 65 % der direkt angelieferten Abfallmenge entfallen auf haushaltsähnlichen Kehrrecht aus der Industrie und dem Gewerbe, weitere 30 % sind Bauabfälle (Holzabfälle, Kunststofffolien und Verbundwaren). Bei einem kleinen Anteil direkt angelieferter Abfälle handelt es sich um Produktionsabfälle aus der Industrie und dem Gewerbe sowie Sonderabfälle und andere kontrollpflichtige Abfälle im Sinne des Abfallrechts («übrige Abfälle»). Darüber hinaus wird den KVA Klärschlamm mit einem durchschnittlichen Wassergehalt um 70 % angeliefert. Die im Jahr 2012 in KVA verbrannten Abfälle setzten sich im Durchschnitt aus gegen 80 % Siedlungsabfällen (Kehrrecht aus Haushalten, Industrie und Gewerbe), 12 % Bauabfällen, 4 % «übrigen Abfällen» und 5 % Klärschlamm zusammen (Hügi, 2014).

In vorangehenden Kapiteln wurde geschätzt, dass im Jahr 2012 mit Formteilen aus Polyurethan-Elastomeren 440 – 860 kg Hg sowie durch Fehlwürfe im Bereich der Batterien und der Energiesparlampen ca. 60 kg Hg in KVA gelangten. Zudem wurden KVA mit nicht stofflich verwerteten Fraktionen der Ent-

¹⁴ Für Kalkstein und Mergel wurden Gehalte von 0.03 mg Hg/kg bzw. 0.02 mg Hg/kg (Buwal, 1997) und für alternative Rohstoffe (Aushubmaterial, Aschen, Giessereirestsand) von 0.1 mg Hg/kg angenommen. Die in der Schweiz verwendete Steinkohle stammt hauptsächlich aus Südafrika, für solche lässt sich ein Hg-Gehalt von 0.1 mg/kg ableiten (COM, 2005; Jongwana & Crouch, 2012). Braunkohle wird aus Deutschland importiert, sie enthält um 0.05 mg Hg/kg (MUNLV, 2005).

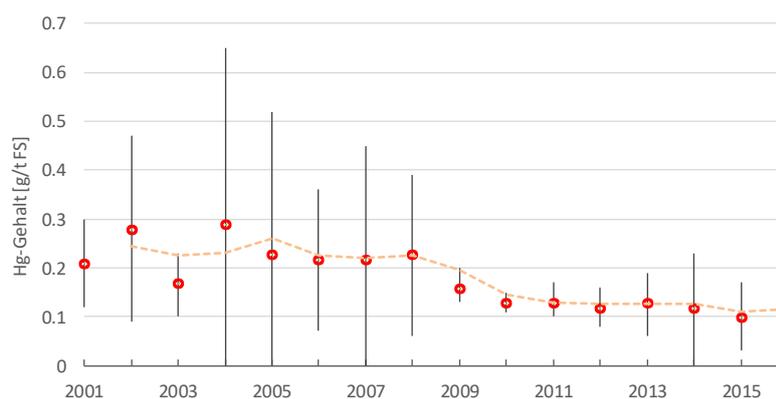
sorgung von Elektro- und Elektronikaltgeräten ca. 15 kg Hg, mit RESH ca. 145 kg Hg und mit Klärschlamm ca. 30 kg Hg zugeführt. Mit den genannten Einträgen und der im Jahr 2012 in KVA verbrannten Abfallmenge (aus Inlandanfall) von 3.62 Mio. t errechnet sich ein durchschnittlicher Hg-Gehalt im verbrannten Abfall von 0.2 – 0.3 g/t.

Es liegen verschiedene Untersuchungen vor, in denen die Hg-Gehalte in Schweizer KVA verbrannter Abfälle mittels indirekter Analyse, d.h. der Bestimmung der Massenflüsse der «Outputgüter» (Schlacke, Filterasche, Produkte der Rauchgasreinigung, Abluft) und der Bestimmung der Hg-Gehalte dieser Güter, ermittelt wurden. Vor 25 Jahren wurde in der KVA St. Gallen in durch den kommunalen Sammeldienst angeliefertem Haushaltsabfall ein Hg-Gehalt von 4.2 g/t gefunden. Bei Mitverbrennung von direkt angeliefertem Abfall betrug er 2.9 g/t (Belevi & Mönch, 2000). Analysen 12 Jahre später in der KVA Thurgau ergaben Hg-Gehalte von 0.64 g/t in Haushaltsabfall und von 0.46 g/t in direkt angeliefertem Abfall (Morf, 2006). Damit lagen im Jahr 2003 gegenüber 1991 die Hg-Gehalte über 80 % tiefer. In der KVA Thurgau wurde weiter ein Stoffflussmonitoring etabliert, Daten daraus sind für den Zeitraum 2001 – 2016 aus einem Bericht von Taverna & Hächler (2017) greifbar: Anhand der Hg-Gehalte in der Elektrofilterasche (jeweils Mittelwerte über 3 Monate) sowie des Transferkoeffizienten von Hg in die Elektrofilterasche wurden Jahresmittel im verbrannten Abfall von 0.1 – 0.3 g Hg/t abgeleitet. Sie zeigen im zeitlichen Verlauf eine Abnahme der Hg-Gehalte (Abb. 14). In einer weiteren zwischen 2008 und 2010 in der KVA Hinwil (ZH) durchgeführten Untersuchung ermittelten Taverna & Meister (2011) anhand der Monatsmittelwerte in der Elektrofilterasche einen mittleren Gehalt im verbrannten Abfall von 0.36 g Hg/t, die Monatsmittel variierten zwischen 0.2 und 0.6 g Hg/t. In der KVA Hinwil wurden neben Siedlungs- und Bauabfällen auch Klärschlamm und RESH mit verbrannt.

Abbildung 14

Zeitliche Entwicklung des Hg-Gehalts im Siedlungsabfall

Mittels indirekter Analyse bestimmte Hg-Gehalte (in Gramm pro Tonne) im einer Schweizer KVA im Zeitraum 2001 – 2016 zugeführten Abfall. Die verbrannten Abfälle stammen zu 60 % aus schweizerischem, zu 32 % aus deutschem und zu 8 % aus österreichischem Einzugsgebiet (Thurgau, Landkreise Konstanz und Bodensee sowie Vorarlberg)



Quelle: Taverna & Hächler (2017)

In einer konservativen Annahme wird im Folgenden davon ausgegangen, dass die im Jahr 2012 in KVA entsorgten Abfälle im Durchschnitt 0.3 g Hg/t enthielten.

Die dreissig im Jahr 2012 in Betrieb stehenden Schweizer KVA waren mit einem Elektrofilter zum Abscheiden der Flugaschen sowie einer nachgeschalteten nassen Rauchgasreinigung ausgerüstet. Im Verbrennungsprozess liegt Quecksilber oberhalb 700 °C in elementarer Form und gasförmig vor. Aufgrund des hohen Chlor-Gehalts im Siedlungsabfall von 6 – 8 kg/t (Taverna & Morf, 2009) wird sein weiteres Verhalten bei Abkühlung der Rauchgase durch Reaktionen mit Chlor und Chlorwasserstoff bestimmt. Unterhalb von 550 °C ist Quecksilberchlorid die dominierende Hg-Spezies. In der sauren Rauchgaswäscherstufe wird es wegen seiner guten Wasserlöslichkeit und durch Komplexbildung zur Hauptsache in Form von Chloromercuraten abgeschieden (Karpf et al., 2006). Bei der anschliessenden Reinigung des Abschlammwassers werden Quecksilber und andere Schwermetalle ausgefällt. In neun Anlagen wurden 2012 die Fällungsprodukte der Wäscherwasserbehandlung (Hydroxidschlamm) sowie die neutral gewaschene Filterasche mit hydraulischen Bindemitteln verfestigt. Die stabilisierten Rückstände wurden sodann im Inland deponiert. Weiterer Hydroxidschlamm aus zwölf Anlagen wurde unverfestigt oder verfestigt zur Deponierung unter Tage nach Deutschland ausgeführt, derart wurde auch mit Filterasche aus acht Anlagen verfahren, während Filterasche aus vier Anlagen in andere KVA transferiert wurde, wo sie sauer gewaschen wurde. In neun KVA wurde 2012 die Filterasche sauer gewaschen. Ziel der Wäsche ist die Abreicherung von Schwermetallen (Pb, Cd, Cu, Zn) unter Rückgewinnung besonders von Zink und Blei. Dazu wird die Asche mit dem Abwasser der Rauchgaswäsche behandelt. Im sauren Wäscherabwasser enthaltene Schwebstoffe sowie ggf. Herdofenkoks¹⁵ werden vorgängig abfiltriert, nicht bereits an Kohle adsorbiertes Hg wird sodann in einem Ionenaustauscher entfernt. Die sauer gewaschene Asche gelangte im Inland zusammen mit der Schlacke zur Ablagerung (Hügi, 2014).

In ihren Stoffflussanalysen an Anlagen mit nasser Rauchgaswäsche und konventioneller Behandlung des Abschlammwassers errechneten Taverna & Morf (2009) sowie Taverna & Meister (2011) für Quecksilber einen Transfer in den Filterkuchen der Abwasserbehandlung von 86 – 93 %, in das Reingas gelangten 1 – 5 % des den Anlagen zugeführten Hg. In der Schlacke und Filterasche fanden sich 0.5 – 2.6 % bzw. 6 – 7 % des Quecksilbers wieder. Für eine Anlage mit saurer Flugaschewäsche geben Frey & Brunner (2004) die Verteilung von Hg auf die Output-Stoffströme mit 88 % in die Aktivkohle und das Ionenaustauscherharz, 5 % in das Reingas, 1 % in gewaschene Filterasche und 6 % in die Schlacke an. Weiter ergab die Auswertung zwischen 2010 und 2014 in Schweizer KVA durchgeführter Emissionsmessungen, dass pro Tonne verbrannten Abfall 63 mg Hg in das Reingas gelangten (TBF, 2015). Damit errechnet sich bei Annahme eines Hg-Gehalts von 0.3 g/t im Abfall ein Hg-Transfer in das Reingas von rund 20 %.

Die 2012 den Schweizer KVA mit in- und ausländischen Abfällen zugeführte Hg-Menge wird mit ca. 1150 kg veranschlagt. Anhand vorstehender Angaben und Daten von Hügi (2014) wird geschätzt, dass von dieser Menge ca. 500 kg Hg in Hydroxidschlämme und 300 kg Hg in Ionenaustauscher und Aktivkohlen gelangten. Um 240 kg Hg passierten die Rauchgasreinigungseinrichtungen und emittierten mit dem Reingas in die Luft. Die Hg-Mengen in Schlacken und Filteraschen betragen je ca. 50 kg. Grob geschätzt gelangten um 200 kg Hg mit Hydroxidschlämmen und Filteraschen in deutsche Untertagedeponien, bei den nicht regenerierbaren Ionenaustauschern wird von einer thermischen Zersetzung des Harzes und Gewinnung des reduzierten Quecksilbers in Anlagen im In- oder Ausland ausgegangen.

¹⁵ In einigen Anlagen wird Herdofenkoks zur besseren Abscheidung von polychlorierten Dibenzodioxinen und -furanen (PCDD/F) sowie Hg in das Rauchgas eingedüst.

Tabelle 7**Hg-Gehalte in Siedlungsabfällen**

Mit indirekten Analysen erhaltene Hg-Gehalte von in KVA verbrannten Abfällen in mg/kg bezogen auf die Frischsubstanz. Siedlungsabfälle sind Haushaltsabfälle sowie haushaltsähnliche Industrie- und Gewerbeabfälle.

Abfall	Hg [mg/kg]	Beschreibung	Quelle
Haushaltsabfälle	4.2 ± 2.3	indirekte Analyse in der KVA St. Gallen im Jahr 1991	Belevi & Mönch (2000)
Haushaltsabfälle	0.64 ± 0.06	indirekte Analyse in der KVA Thurgau im Jahr 2003	Morf (2006)
Haushalts- und haushaltsähnliche Abfälle	0.89 ± 0.07	indirekte Analysen zwischen den Jahren 2000 und 2004 in der KVA Spittelau (A)	Morf et al. (2005)
Haushaltsähnliche Industrie- und Gewerbeabfälle sowie Bauabfälle	0.46 ± 0.07	indirekte Analyse in der KVA Thurgau im Jahr 2004 mit Schweizer Abfall	Morf (2006)
Siedlungsabfälle sowie Bauabfälle	2.9 ± 1.5	indirekte Analyse in der KVA St. Gallen im Jahr 1991	Belevi & Mönch (2000)
Siedlungsabfälle	0.85 ± 0.15	indirekte Analyse in der KVA Würzburg (DE) im Jahr 2002	Morf & Brunner (2005)
Siedlungsabfälle	0.90 ± 0.09	indirekte Analyse in der KVA Thurgau im Jahr 2006 mit Abfall aus Konstanz (DE)	Morf (2010)
Siedlungs- und Bauabfälle	0.89 0.53 – 1.24	indirekte Analysen in der KVA St. Gallen (Referenzversuche 2001)	Morf (2003)
Siedlungs- und Bauabfälle sowie Mitverbrennung von Klärschlamm	0.91 0.18 – 1.64		
Siedlungs- und Bauabfälle sowie Mitverbrennung von RESH	0.70 0.66 – 0.75		
Siedlungs- und Bauabfälle	0.96 0.86 – 1.07	indirekte Analysen in der KVA Thurgau (Referenzversuche 2001)	Morf (2003)
Siedlungs- und Bauabfälle sowie Mitverbrennung von RESH	0.97 0.84 – 1.09		
Siedlungs- und Bauabfälle sowie Mitverbrennung von RESH und Klärschlamm	0.47 0.30 – 0.65	indirekte Analyse in der KVA St. Gallen (Jahresmittel 2001)	Morf (2003)
Siedlungs- und Bauabfälle sowie Mitverbrennung von RESH	0.35 0.26 – 0.44	indirekte Analyse in der KVA Thurgau (Jahresmittel 2001)	
Siedlungs- und Bauabfälle sowie Mitverbrennung von RESH und Klärschlamm	0.36 0.23 – 0.61	indirekte Analyse in der KVA Hinwil (Mittelwert Juli 2008 – April 2010)	Taverna & Meister (2011)
Siedlungs- und Bauabfälle sowie Mitverbrennung von RESH	0.23 0.17 – 0.29	indirekte Analysen in der KVA Thurgau (Jahresmittel 2001 – 2008)	Taverna & Morf (2009)
	0.23 0.06 – 0.39	indirekte Analyse in der KVA Thurgau (Jahresmittel 2008 mit 95 %-Vertrauensintervall)	
Siedlungs- und Bauabfälle sowie Mitverbrennung von RESH	0.13 0.10 – 0.16	indirekte Analysen in der KVA Thurgau (Jahresmittel 2009 – 2016)	Taverna & Hächler (2017)
	0.13 0.08 – 0.18	indirekte Analyse in der KVA Thurgau (Jahresmittel 2016 mit 95 %-Vertrauensintervall)	

Tabelle 8**Hg-Gehalte in Verbrennungsprodukten der KVA**

Hg-Gehalte in Schlacken und Flugaschen, im Wäscherabstoss, in Hydroxidschlämmen der Wäscherwasserbehandlung und im selektiven Quecksilberionenaustauscher-Harz

Produkt	Hg-Gehalt	Beschreibung	Quelle
Schlacke (Trockensubstanz)	≈ 0.03 mg/kg	in der KVA Thurgau im Jahr 2003 verbrannte Haushaltsabfälle	Morf (2006)
Schlacke (Trockensubstanz)	< 0.01 mg/kg	in der KVA Thurgau im Jahr 2004 verbrannte haushaltsähnliche Industrie- und Gewerbeabfälle	Morf (2006)
Schlacke (Trockensubstanz)	0.15 mg/kg 0.06 – 7.82 mg/kg	Median, Minimum und Maximum der Mittelwerte von sieben Schweizer KVA (2004 – 2005)	Bouvier et al. (2005)
Schlacke (Trockensubstanz)	0.02 mg/kg < 0.01 – 0.07 mg/kg	Median, Minimum und Maximum der Mittelwerte von fünf Zürcher KVA im Jahr 2008	Morf & Kuhn (2009)
Flugasche (Trockensubstanz)	≈ 0.4 mg/kg	in der KVA Thurgau im Jahr 2003 verbrannte Haushaltsabfälle	Morf (2006)
Flugasche (Trockensubstanz)	≈ 1 mg/kg 0.7 – 1.5 mg/kg	in der KVA Thurgau im Jahr 2004 verbrannte haushaltsähnliche Industrie- und Gewerbeabfälle	Morf (2006)
Flugasche (Trockensubstanz)	0.50 mg/kg 0.34 – 0.76 mg/kg	in der KVA Thurgau im Jahr 2008 verbrannte Siedlungs- und Bauabfälle sowie verbranntes RESH	Taverna & Morf (2009)
Flugasche (Trockensubstanz)	1.4 mg/kg 0.8 – 1.8 mg/kg	in der KVA Hinwil 2009/2010 verbrannte Siedlungs- und Bauabfälle unter Mitverbrennung von RESH und Klärschlamm	Taverna & Meister (2011)
Flugasche (Trockensubstanz)	0.5 – 0.9 mg/kg	Mittelwerte KVA Trimmis und Lausanne	Bühler & Schlumberger (2010)
Flugasche mit Wäscherabstoss gewaschen (Trockensubstanz)	0.7 – 0.9 mg/kg	Mittelwerte der KVA Thun, Trimmis und Lausanne	Bühler & Schlumberger (2010)
Abwasser der Rauchgaswäsche:			Morf (2006)
– saurer Wäscherabstoss	7.2 mg/l	Abwasser von in der KVA Thurgau im Jahr 2003 verbrannten Haushaltsabfällen	
– basischer Wäscherabstoss	0.26 mg/l		
Abwasser der Rauchgaswäsche:			Morf (2006)
– saurer Wäscherabstoss	3.6 mg/l	Abwasser von in der KVA Thurgau im Jahr 2004 verbrannten haushaltsähnlichen Industrie- und Gewerbeabfällen	
– basischer Wäscherabstoss	0.17 mg/l		
Abwasser der Rauchgaswäsche:			Taverna & Meister (2011)
– saurer Wäscherabstoss	3.5 mg/l 1.6 – 5.0 mg/l	Abwasser von in der KVA Hinwil im Jahr 2009/10 verbrannten Siedlungs- und Bauabfällen unter Mitverbrennung von RESH und Klärschlamm	
– basischer Wäscherabstoss	0.18 mg/l 0.05 – 0.29 mg/l		
Abwasser der Rauchgaswäsche (gemeinsame Abschlammung)	2 – 10 mg/l		Bühler & Schlumberger (2010)
Abwasserbehandlungsschlamm (Frischsubstanz)	51 mg/kg 19 – 83 mg/kg	in der KVA Thurgau im Jahr 2008 verbrannte Siedlungs- und Bauabfälle sowie verbranntes RESH	Taverna & Morf (2009)
Selektives Quecksilberionenaustauscher-Harz	≈ 50'000 mg/kg	beladenes Harz nach der Hg-Abscheidung aus dem sauren Wäscherabstoss	Bühler & Schlumberger (2010)
Metallhydroxidfällung des Filtrats der Flugaschewäsche (Trockensubstanz)	≈ 0.8 mg/kg	KVA Trimmis	Bühler & Schlumberger (2010)

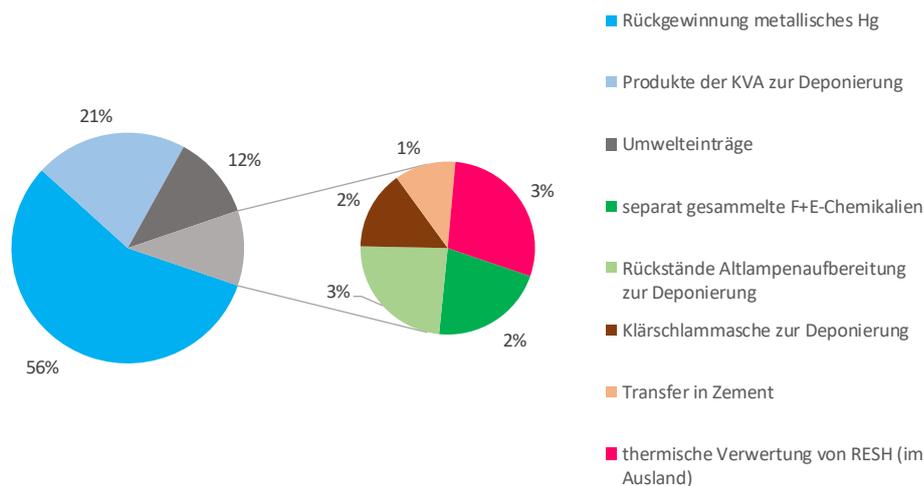
4.3 Entsorgung im Überblick

Es wird geschätzt, dass von den 3700 kg Hg, die 2012 in Abfällen aus dem Inlandanfall enthalten waren, ca. 2500 kg in Anlagen im In- und Ausland zurückgewonnen wurden, davon entfielen ca. 1000 kg auf Prozessabfälle der Chlor-Alkali-Elektrolyse. Aus Quecksilberschaltern wurden ca. 400 kg, aus Messgeräten sowie Quecksilberabfällen aus porosimetrischen Messungen ca. 350 kg, aus Dentalamalgamabfällen ca. 250 kg, aus in KVA verwendeten beladenen Ionenaustauschern um 300 kg und aus anderen Quecksilberabfällen ca. 200 kg Quecksilber gewonnen. Bei der Verbrennung von Abfällen in KVA fielen Schlacken, Filteraschen und Hydroxidschlämme mit einem Hg-Inhalt von rund 600 kg zur Ablagerung an, Quecksilber fand sich vorallem in den Hydroxidschlämmen. Weitere 300 kg Quecksilber wurden entweder in Form von Klärschlammaschen oder Behandlungsprodukten der Altlampenaufbereitung deponiert, als Altchemikalien separat gesammelt und entsorgt, in Zement transferiert oder gelangten in RESH zur thermischen Verwertung ins Ausland. Die restlichen 300 kg Hg wurden bei der Entsorgung der Abfälle in die Umwelt freigesetzt. Emissionen in die Luft erfolgten bei der Verbrennung von Abfällen in KVA und von Klärschlamm in Monoverbrennungsanlagen sowie bei der Stahlherstellung, Hg gelangte zudem mit der Abluft von Krematorien und durch Erdbestattungen in die Umwelt (Abb. 15 und Tab. 9).

Abbildung 15

Verbleib von Quecksilber bei der Entsorgung von Abfällen

Schätzung für das Jahr 2012 ohne Prozessabfälle aus der Chlor-Alkali-Industrie. Erläuterungen im Text.



Mit der im In- und Ausland erfolgten Aufarbeitung im Jahr 2012 in der Schweiz angefallener Quecksilberabfälle gelangten maximal 1500 kg metallisches Hg in den Handel. Dass in den Jahren 2011 – 2013 pro Jahr rund 115'000 kg Hg aus der Schweiz ausgeführt wurden, ist darauf zurückzuführen, dass der inländische Recycler vorallem ausländische Quecksilberabfälle verarbeitete. Ab 2015 hat der Recycler seine Geschäftspraxis angepasst: So wurde die Abgabe des gewonnenen Quecksilbers an Händler gestoppt und Kunden mit opportunen Verwendungen – das sind Analyse- und Forschungszwecke und Dentalamalgamkapselherstellung – werden nur noch direkt beliefert. Die Implementierung des neuen Regimes durch den Hg-Recycler führte im Jahr 2016 zu einer Verminderung der Hg-Ausfuhren auf noch etwa 30'000 kg.

Tabelle 9**Verbleib von Hg bei der Entsorgung von Abfällen***Schätzungen für das Jahr 2012 zum Verbleib von Hg bei der Entsorgung von im Inland angefallenen Abfällen*

Abfall	Menge [kg Hg]	Behandlung / Verbleib von Hg	Bemerkungen
Klärschlamm	55	Monoverbrennungsanlagen	Hg-Gehalt Klärschlamm: 0.6 g/t
	30	Zementwerke	
	35	Verbrennung in KVA	
RESH aus der Altauverwertung	15	Verbrennung in KVA (70 %) und Anlagen im Ausland (30 %)	Bei Annahme eines Hg-Gehalts in RESH von 0.75 g/t
RESH aus der Verwertung von grossen Elektrogeräten	30	Verbrennung in KVA (70 %) und Anlagen im Ausland (30 %)	Bei Annahme eines Hg-Gehalts in RESH von 4.0 g/t
RESH aus der Verwertung von anderem Schrott aus Haushalten und dem Gewerbe	180	Verbrennung in KVA (70 %) und Anlagen im Ausland (30 %)	Bei Annahme eines Hg-Gehalts in RESH von 4.0 g/t
Stofflich nicht verwertete Fraktionen aus der Entsorgung von Elektro- und Elektronikgeräten	15	Verbrennung in KVA	Stäube aus der Abluftreinigung und Kunststofffraktionen
Polyurethan-Elastomere Phenylquecksilber-Verbindungen enthaltend (ohne Sportplatzbeläge)	650	Verbrennung in KVA	im Jahr 2002 in Verkehr gebrachte Polyurethane mit 440 – 860 kg Hg
Batterien via Kehricht entsorgt	50	Verbrennung in KVA	aus fehlender Batteriemenge in der Separatsammlung mit Hg-Gehalt von ca. 45 g/t errechnet
Energiesparlampen via Kehricht entsorgt	10	Verbrennung in KVA	aus Lampenmenge im Haushaltsabfall mit Hg-Gehalt von 80 g/t errechnet
nicht identifizierte Quellen im Siedlungsabfall	185	Verbrennung in KVA	bei Annahme eines Hg-Gehalts im Siedlungsabfall von 0.3 g/t
Prozessabfälle aus der Chlor-Alkali-Elektrolyse nach dem Amalgamverfahren	1000	Hg-Rückgewinnung im Inland	Bereich (2000 – 2012): 880 – 1040 kg. Verfahrensumstellung im Verlauf des Jahrs 2016
Prozessabfälle aus der Verwendung von Quecksilber als Hilfsstoff bei einer chemischen Synthese (ein Standort)	0	Hg-Rückgewinnung vor Ort	Der Prozess wurde inzwischen eingestellt
Dentalamalgamabfälle (Rückstände der Amalgamabscheider, extrahierte Zähne, Überschussamalgam)	240	Hg-Rückgewinnung im In- und Ausland	Bereich: 150 – 320 kg.
Rückstände der Abluftreinigung in Krematorien	55	Hg-Rückgewinnung im In- und Ausland	Bereich: 30 – 75 kg
Druckmessgeräte (Barometer, Manometer, Sphygmomanometer)	200	Hg-Rückgewinnung im In- und Ausland	im Jahr 1993 in Verkehr gebrachte Geräte mit 125 – 270 kg Hg
Thermometer	10	Hg-Rückgewinnung im In- und Ausland	im Jahr 2003 in Verkehr gebrachte Thermometer mit 8 – 15 kg Hg
Quecksilber für Messzwecke (v.a. Porosimetrie)	160	Hg-Rückgewinnung im In- und Ausland	Bereich: 80 – 230 kg, davon verunreinigtes Probenmaterial: 10 – 35 kg
Regenerierung beladener Aktivkohle aus der Altlampenverwertung	70	Hg-Rückgewinnung im Inland	Annahme: 50 % der Hg-Menge in Altlampen von 120 – 150 kg

Abfall	Menge [kg Hg]	Behandlung / Verbleib von Hg	Bemerkungen
Batterien separat gesammelt	120	Hg-Rückgewinnung im Inland	aus Rücklaufmenge mit Hg-Gehalt von ca. 45 g/t errechnet
Quecksilberschalter aus Haushaltsgrossgeräten	400	Hg-Rückgewinnung im Inland	aus Elektrogeräten aussortierte Schalter
Ionenaustauscher nach der Hg-Abscheidung aus dem Wäscherabstoss in KVA	300	Hg-Rückgewinnung im In- und Ausland	Anfall in KVA mit saurer Rauchgaswäsche
Aktivkohle aus KVA (in Rauchgas eingedüster Herdofenkoks)	...	Hg-Rückgewinnung im In- und Ausland	Annahme: Hg-Menge rechnerisch in jener von Ionenaustauscherharz enthalten
Brennbare nicht stofflich verwertete Siedlungs-, Bau- und übrige Abfälle einschliesslich RESH und Klärschlamm	240	Verbrennung in KVA: Emissionen mit Reingas	einschliesslich Importe der KVA im Umfang von 0.2 Mio. t (Annahme zusätzliche Hg-Fracht: 65 kg)
	330	Hydroxidschlamm im Inland abgelagert	
	180	Hydroxidschlamm UTD	
	40	Filterasche im Inland abgelagert	
	15	Filtersche UTD	
	45	Schlacke im Inland abgelagert	
Schrott aus Altgeräten, Werkzeugen, Teilen von Maschinen und Anlagen	50	Luftemissionen bei der Einschmelzung in Stahlwerken	aus Hg-Menge der Luftemissionen der zwei Stahlwerke gefolgert
Dentalamalgam nicht verwertet	25	Luftemissionen der Krematorien und Bodeneinträge mit Erdbestattungen	Bereich: 20 – 30 kg
RESH	80	Verbrennung im Ausland	
Rückstände der Altlampenverwertung (Aktivkohle der Abluftbehandlung, Schlämme, Leuchtstoffe)	70	Ablagerung in UTD	Annahme: 50 % der Hg-Menge in Altlampen von 120 – 150 kg
Klärschlamm		Verbrennung in Monoverbrennungsanlagen:	Verbrennung 2012 in elf Anlagen
	≈ 15	Emissionen mit Reingas	
	40	Transfer in Produkte der Rauchgasreinigung und die Asche	
Klärschlamm		Verbrennung in Zementwerken:	Anhand Hg-Menge in Roh- und Brennstoffen (≈ 255 kg) und der Luftemissionen (≈ 100 kg) der Zementwerke errechnet
	≈ 10	Emissionen mit Reingas	
	≈ 20	Transfer in Zement	
Separat gesammelte F+E-Chemikalien	60	Keine Informationen verfügbar	Annahme: 60 % der in der Analyse und Forschung eingesetzten Hg-Verbindungen werden separat gesammelt

5 Umwelteinträge

Die Quecksilberemissionen in die Luft konnten von ca. 6600 kg im Jahr 1990 bis zum Jahr 2004 um 90 % auf 720 kg gesenkt werden, aktuell betragen sie 660 kg. Die Quecksilberdeposition aus der Luft verminderte sich von 1400 kg im Jahr 1990 auf zurzeit rund 700 kg. Neben Einträgen aus der Luft wurden landwirtschaftliche Böden in der Vergangenheit auch durch das Ausbringen von Klärschlamm belastet, diese Praxis ist heute vollständig verboten. Die Quecksilbereinträge in Gewässer werden auf rund 70 kg geschätzt. Davon entfielen ca. 15 % auf Abläufe kommunaler ARA sowie industrielle und gewerbliche Einträge und 85 % auf diffuse Quellen. Bei letzteren von Bedeutung sind Depositionen aus der Luft (für stehende Gewässer) und die Erosion von Ackerland.

5.1 Einträge in die Luft

Nach Daten gemäss FOEN (2017) betragen im Jahr 2015 die Hg-Emissionen in die Luft 660 kg. Wichtigste Emissionsquellen waren Feuerungen für die Energieerzeugung (Code 1A1 in Tab. 10), worunter auch Emissionen im Umfang von 240 kg Hg der dreissig in der Schweiz betriebenen KVA (s. Kap. 4.2.6) fallen, welche alle die beim Verbrennen der Abfälle entstehende Wärme zur Erzeugung von Energie nutzen. Hg-Emissionen der Zementindustrie (s. Kap. 4.2.5) von 100 kg sind unter Feuerungen der Industrie summiert (Code 1A2 in Tab. 10).

Tabelle 10
Hg-Einträge in die Luft
Emissionen in kg der Jahre 1990 – 2015 gemäss internationaler Nomenklatur (Nomenclature for reporting, NFR)

Quelle	NFR-Code	1990	2005	2010	2015
Energieerzeugung einschl. Abfallverbrennung	1A1	3920	340	320	290
Feuerungen der Industrie	1A2	250	120	160	150
andere Feuerungen	1A4	50	50	50	40
Industrielle Prozesse	2	1500	70	70	80
Abfallverbrennung	5	770	70	70	30
andere Quellen	6	80	80	70	70
Total		6580	720	730	660

Quelle: FOEN (2017)

Industrielle Prozesse hatten einen Anteil von 12 % an den Emissionen (Code 2 in Tab. 10). Wichtigste Emittenten waren die zwei Stahlwerke (s. Kap. 4.2.2) und die eine Chlor-Alkali-Anlage, die noch nach dem Amalgamverfahren arbeitete (s. Kap. 3.1). Hg-Emissionen bei der Abfallverbrennung ohne Energiegewinnung (Code 5 in Tab. 10) entstehen v.a. bei der Klärschlammverbrennung in Monoverbrennungsanlagen (s. Kap. 4.2.5). Unter dieser Kategorie sind auch auf Amalgamfüllungen zurückzuführende Emissionen der Krematorien summiert. Unter der Kategorie «andere Quellen» (Code 6 in Tab. 10) sind schliesslich Hg-Emissionen zusammengefasst, die v.a. bei Gebäudebränden stattfinden. Hier wurden die Hg-Emissionen anhand der Anzahl Gebäudebrände und einer verbrannten Materialmasse von 400 kg pro Brandereignis sowie einem Emissionsfaktor für Hg von 10 g pro t verbranntem Material abgeschätzt (FOEN, 2017).

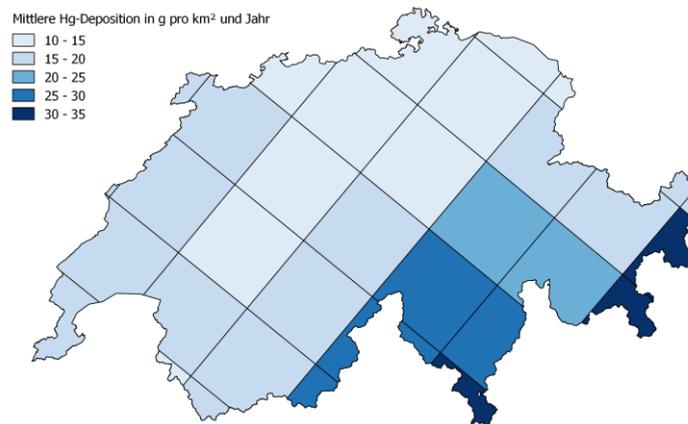
5.2 Einträge aus der Luft

Im Rahmen des Europäischen Mess- und Bewertungsprogramms für Luftschadstoffe (European Monitoring and Evaluation Programme, EMEP), ein Programm unter der Genfer Luftreinhaltekonvention, durchgeführte Modellberechnungen der atmosphärischen Hg-Einträge ergaben, dass im Jahr 2014 auf dem Gebiet der Schweiz 710 kg Quecksilber abgelagert wurden. Davon stammten 170 kg, das sind rund 25 %, aus anthropogenen Quellen in Europa und Zentralasien (EMEP-Staaten). Quellen in Italien und der Schweiz selbst trugen mit je ca. 35 % dazu bei. Rund 75 % des in der Schweiz abgelagerten Quecksilbers entstammten globalen, natürlichen und historischen Quellen (Ilyin et al., 2016). Abbildung 16 zeigt die Höhe der Hg-Deposition in den verschiedenen Regionen der Schweiz.

Abbildung 16

Hg-Deposition in der Schweiz

Berechnungen der atmosphärischen Hg-Einträge im Jahr 2014 aufgeschlüsselt nach Grössenklassen in Rastern von jeweils 50 x 50 km² in den verschiedenen Regionen der Schweiz mit dem EMEP (engl. European Monitoring and Evaluation Programme)-Modell



Quelle: Ilyin et al. (2016)

5.3 Einträge in Gewässer

Nach einem methodischen Ansatz der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR) zur Abschätzung von Stoffeinträgen über unterschiedliche Eintragspfade in Gewässer wird zwischen Punktquellen und diffusen Quellen unterschieden (Braun et al., 2003; IKSR, 2016). Punktquellen umfassen Einträge aus kommunalen ARA und Direkteinträge der Industrie und des Gewerbes. Unter diffuse Quellen fallen Stoffeinträge mit Regenwasserentlastungen kommunaler ARA (Mischwasserüberläufe), mit Oberflächenabflüssen von versiegelten Flächen (Trennkanalisation), mit der atmosphärischen Deposition direkt in Gewässer, mit der Erosion von Ackerland, mit Grundwasserzuflüssen, mit Drainagewasser von Wies- und Ackerland sowie mit Abschwemmungen von Düngern.

Vorkommen im Klärschlamm

Im Klärschlamm der Stadtzürcher ARA – der grössten ARA der Schweiz – lässt sich aus 26 Messungen in den Jahren 2008 – 2013 ein Hg-Gehalt von 0.9 mg/kg TS ermitteln (Median). In 15 St. Galler ARA wurden im Jahr 2007 Hg-Gehalte zwischen 0.25 und 1.4 mg/kg TS gemessen, Mittelwert und Median betragen 0.5 mg/kg TS sowie 0.4 mg/kg TS. In rund 60 Anlagen im Kanton Waadt fand man im Zeitraum 2011 – 2015 häufige Klärschlammgehalte (10 %- und 90 %-Perzentile) zwischen 0.2 und 1.1 mg/kg TS,

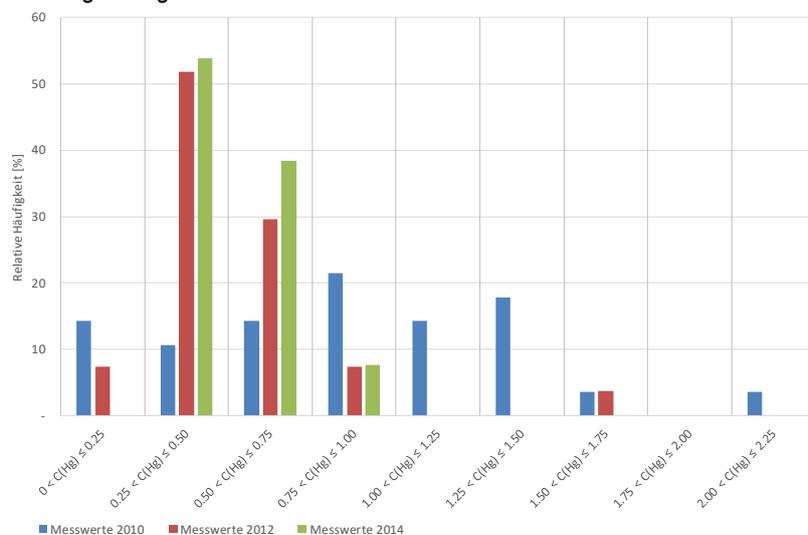
die Mediane bewegten sich zwischen 0.4 und 0.6 mg Hg/kg. Im Jahr 2017 wurde in den Waadtländer Schlammern ein Mittelwert und Median von 0.57 mg/kg TS sowie 0.4 mg/kg TS bestimmt, die Extremwerte betragen 0.1 und 2.9 mg Hg/kg. Ähnliche Mediane wie in der Waadt errechnen sich zwischen 2012 und 2014 für das Hg-Vorkommen in Schlammern aus Solothurner ARA (um 0.5 mg Hg/kg TS).

Die Abbildungen 17 und 18 zeigen die Häufigkeit der Hg-Gehalte nach Gehaltsklassen in ARA des Kantons Solothurn in den Jahren 2010 – 2014 sowie in ARA des Kantons Waadt in den Jahren 2011 – 2015.

Abbildung 17

Hg-Gehalte im Klärschlamm von ARA des Kantons Solothurn

Verteilung der Hg-Gehalte im Klärschlamm in den Jahren 2010 – 2014

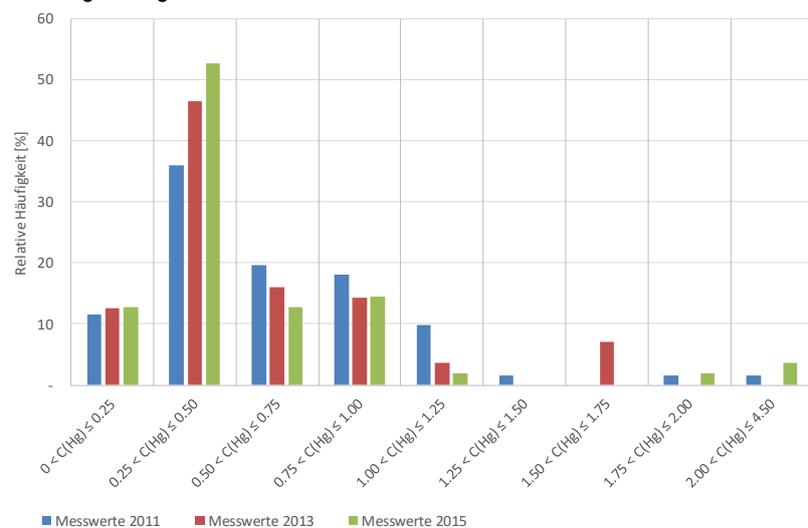


Quelle: AfU SO (2018)

Abbildung 18

Hg-Gehalte im Klärschlamm von ARA des Kantons Waadt

Verteilung der Hg-Gehalte im Klärschlamm in den Jahren 2011 – 2015



Quelle: DGE VD (2018)

ARA-Abläufe

Zur Abschätzung der Gewässereinträge von Quecksilber mit ARA-Abläufen wird angenommen, dass Klärschlamm 0.6 mg Hg/kg enthält. In der aktuell angefallenen Klärschlamm-Menge von ca. 200'000 t sind dann 120 kg Hg enthalten. Wenn die Hg-Menge im Klärschlamm 96 % der Hg-Menge im Rohabwasser entspricht, errechnet sich die Hg-Menge im behandelten Abwasser auf rund 125 kg. Daraus ergibt sich, dass im Jahr 2015 den Vorflutern ca. 5 kg Hg übergeben wurden.

Abläufe der Industrie und des Gewerbes

Laut Schadstoffregister «SwissPRTR» verursachte die Industrie in den Jahren 2007 – 2014 Hg-Einträge in Gewässer zwischen 8 und 20 kg/a (im Mittel: 14 kg/a). Der Hauptemittent mit mittleren Emissionen von 9 kg/a (3 – 13 kg/a) verwendete Hg-haltige Katalysatoren in einem chemischen Prozess. Nach Umstellung des Prozesses auf ein quecksilberfreies Verfahren meldete er im Jahr 2015 Gewässereinträge im Umfang von ca. 5 kg Hg. Sie fanden in das Einzugsgebiet der Rhone (oberhalb des Genfersees) statt. In das Einzugsgebiet des Rheins (unterhalb der Seen) wurde 2015 rund 1 kg Hg eingeleitet. Es handelte sich um Emissionen des Betreibers der einen noch im Amalgamverfahren betriebenen Chlor-Alkali-Anlage, die inzwischen auf das Membranverfahren umgestellt wurde.

Depositionen aus der Luft

Nach Modellierungen der EMEP wurden im Jahr 2015 im Mittel 0.11 g Hg ha⁻¹ auf Gewässern deponiert (MSC-E, 2017). Mit der Schweizer Gewässerfläche von rund 180'000 ha errechnen sich Hg-Einträge von ca. 20 kg.

Bodenerosion

Modellierungen 2007 mit dem empirischen Erosionsmodell USLE (engl. Universal Soil Loss Equation) haben für Schweizer Ackerflächen einen Bodenabtrag von durchschnittlich 2.1 t ha⁻¹ a⁻¹ bzw. von 840'000 t/a ergeben (Prasuhn et al., 2007). Mit einem Erosionsmaterialeintrag in Gewässer von rund 20 % dieser Menge nach Grünig & Prashuhn (2001) und einem Hg-Gehalt der Feinerde von 0.07 g/t nach Gubler et al. (2015) errechnet sich die durch Erosion in Gewässer eingetragene Hg-Menge auf rund 10 kg/a.

Mischwasserüberläufe und Trennkanalisation

Nach den Ausführungen in Tabelle 12 erfolgen mit Mischwasserentlastungen von ARA und der Entwässerung im Trennsystem weitere Hg-Einträge in Gewässer um 10 kg/a.

Abschwemmungen von Landwirtschaftsflächen

Mit Hofabläufen und Abschwemmungen von Hofdüngern sind – grob geschätzt – Hg-Einträge in Gewässer von weniger als 2 kg verbunden¹⁶.

¹⁶ Basis für die Abschätzung der Gewässereinträge mit Hofdüngern sind Hg-Gehalte in Milch- und Rindviehgülle (n = 46) sowie in Schweinegülle (n = 19) von weniger als 0.05 mg/kg TS gemäss Analysen von Nicholson et al. (1999) in England und Wales, bzw. Hg-Gehalte in Milchviehgülle (n = 4) von 0.014 mg/kg TS (< 0.012 – 0.018) und in Schweinevollgülle (n = 4) von 0.01 mg/kg TS (< 0.01 – 0.02) gemäss Analysen von Eriksson (2001) in Schweden. Ausgehend von einem laut Menzi & Kessler (1998) für die Gülle von Milchkühen typischen P-Gehalt von 9000 g/t errechnen sich auf Phosphor bezogene Hg-Gehalte im Hofdünger von 1.5 g/t P mit den Daten aus Schweden, bzw. von < 5.5 g/t P mit den Daten aus UK (im Falle von Schweinegülle überschätzte Gehalte, da diese gegenüber Kuhgülle rund 3-mal mehr P enthält). Mit Hofdüngern aller Tierkategorien inklusive Mist fallen in der Schweiz nach Prasuhn & Möhring (2016) zurzeit rund 21'500 t Phosphor an. Damit lässt sich abschätzen, dass die Hg-Frachten mit Hofdüngern näherungsweise um 30 kg bis 120 kg betragen. Davon gelangen mit Hofabläufen weniger als 0.5 kg Hg und durch Abschwemmung von Schweine- und Rindviehgülle mit dem Oberflächenabfluss von Grün- und Ackerflächen zwischen 0.5 und 2.5 kg Hg in Gewässer (vgl. Tab. 12).

Drainagen von Landwirtschaftsflächen

Die Gewässereinträge mit Drainagen von rund 0.5 kg Hg/a basieren auf einer Drainagefläche von 200'000 ha, einem Drainageabfluss von 90 Mio. m³ nach Hürdler et al. (2015b) und einem Hg-Gehalt im Abfluss von ca. 7 ng/l. Es ist dies der Hg-Gehalt in der Bodenlösung, wie er sich bei einem Hg-Gehalt im Oberboden von 70 µg/kg einstellen könnte.

Grundwasserwasserzufluss

Mit dem Zufluss von 2730 Mio. m³ pro Jahr nach Hürdler et al. (2015b) und unter Annahme eines Hg-Gehalts von 4.5 ng/l errechnet sich die Hg-Fracht mit dem Grundwasserzufluss auf ca. 10 kg (s. Tab. 12).

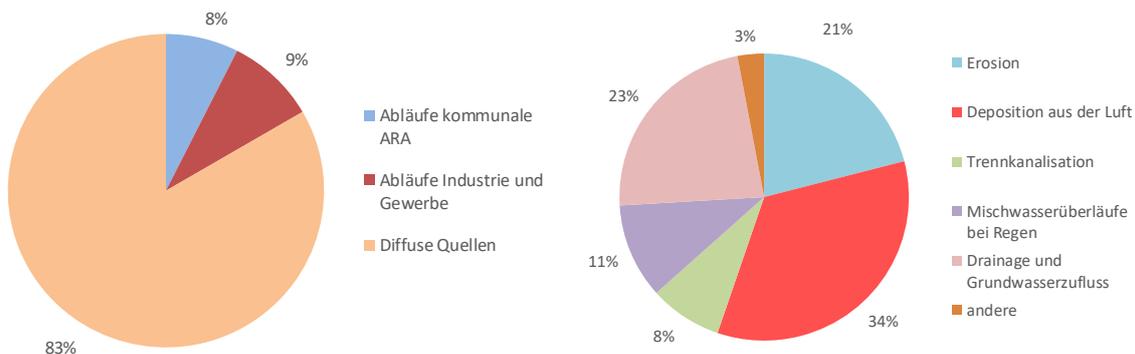
Die Gewässereinträge im Überblick

Zusammenfassend werden die Quecksilbereinträge in Schweizer Oberflächengewässer im Jahr 2015 auf ca. 70 kg geschätzt. Rund 15 % entfallen auf Punktquellen und 85 % auf diffuse Quellen (Abb. 19).

Abbildung 19

Hg-Einträge in Gewässer

Relative Beiträge der Hg-Einträge in Gewässer aus punktuellen und diffusen Einleitungen (links) und Art und relative Beiträge der diffusen Einleitungen (rechts). «Andere» diffuse Einleitungen umfassen Hofabläufe und Abdrift, Oberflächenabflüsse von Grün- und Ackerflächen sowie Einleitungen nicht an ARA angeschlossener Einwohner.



Wichtigste diffuse Einleitungen waren Depositionen aus der Luft direkt in Gewässer und die Erosion von Ackerland. Betroffen von einer atmosphärischen Deposition war eine Gewässerfläche von ca. 177'000 ha, davon entfallen rund 80 % auf See- und 20 % auf Fließgewässerflächen. Nach Modellierungen der EMEP wurden 2015 durchschnittlich 0.11 g Hg ha⁻¹ auf Gewässern deponiert, häufige Depositionsraten (10 %- bzw. 90 %-Perzentile) lagen zwischen 0.07 und 0.18 g Hg ha⁻¹ (MSC-E, 2017).

Tabelle 11

Hg-Gehalte im Klärschlamm

Hg-Gehalte in in mg/kg bezogen auf die Trockensubstanz. Gewichtete Gehalte errechnen sich aus der Summe der Produkte aus der Klärschlammmenge und des Hg-Gehalts im Klärschlamm der ARA dividiert durch die gesamte Klärschlammmenge

Produkt	Hg [mg/kg]	Beschreibung	Quelle
ARA mit hoher Zahnarztichte im Einzugsgebiet (Teufen, AR)			
– ohne Amalgamabscheider	5.5 – 14	zwischen 1990 und 1993	Kürsteiner (2007)
– mit Amalgamabscheidern	2.5 – 7.5	zwischen 1994 und 2000	AfU AR (2012)
– nach Leitungssanierungen	0.9 – 1.5	zwischen 2010 und 2014	AfU AR (2015)
ARA Kanton Zürich	1.15	Mittelwert 1988 – 2008	Spohn (2008)
ARA Stadt Zürich (Werdhölzli)	0.9	Median 2008 – 2013 (n = 26)	ERZ (2013)
	0.2 – 4.3	Extremwerte 2008 – 2013 (n = 26)	
ARA Kanton Aargau	1.25	gewichteter Mittelwert von 52 ARA im Jahr 2005	Studiger (2007)
ARA Stadt Aarau	0.8	Mittelwert 2009 – 2016 (4 Analysen pro Jahr)	AVAU (2018)
	0.5 – 1.4	Extremwerte 2009 – 2016 (n = 32)	
ARA Kanton Bern	≈ 1	seit 1999 stagnierende Gehalte um 1 mg/kg	Häni (2007)
ARA Kanton St. Gallen	≈ 0.5	gewichteter Mittelwert und Extremwerte von 15 ARA	Hutter (2009)
	0.25 – 1.4	(300'000 Einwohner) im Jahr 2007	
ARA Kanton Solothurn	1.1	gewichteter Mittelwert und Extremwerte von 28 ARA	AfU SO (2018)
	0.2 – 2.2	(≈ 265'000 Einwohner) im Jahr 2010	
	0.9	Median	AfU SO (2018)
	0.6	gewichteter Mittelwert und Extremwerte von 27 ARA	
	0.3 – 1.5	(≈ 270'000 Einwohner) im Jahr 2012	
	0.45	Median	AfU SO (2018)
	0.5	gewichteter Mittelwert und Extremwerte von 26 ARA	
0.3 – 0.9	(≈ 275'000 Einwohner) im Jahr 2014		
0.5	Median		
ARA Kanton Thurgau			
– mit Zahnarztpraxen	2.4	im Jahr 1992 ohne Amalgamabscheider	BUWAL (1999)
– mit Zahnarztpraxen	1.5	im Jahr 1995 mit Amalgamabscheidern	
– ohne Zahnarztpraxen	1.0	im Jahr 1995	
ARA Kanton Thurgau	0.65	Mittelwert von 21 ARA im Jahr 2010	AfU TG (2011)
	1.85	Mittelwert von 21 ARA im Jahr 2014	AfU TG (2018)
	0.65	Mittelwert von 21 ARA im Jahr 2015	
	0.55	Mittelwert von 19 ARA im Jahr 2016	
ARA Kanton Waadt			
	0.7	Mittelwert und Extremwerte von 68 ARA im Jahr 2015	DGE VD (2018)
	< 0.1 – 5.6		
	0.5	Median	DGE VD (2018)
	0.54	Mittelwert und Extremwerte von 70 ARA im Jahr 2016	
	0.1 – 2.6		
	0.4	Median	DGE VD (2018)
	0.57	Mittelwert und Extremwerte von 65 ARA im Jahr 2017	
0.1 – 2.9			
0.4	Median		

Tabelle 12

Hg-Einträge in Abwasser und Oberflächengewässer

Erläuterungen zu den Schätzungen der Hg-Einträge

Wasserstrom	Beschreibung
Kommunales Abwasser behandelt	<p>Den ca. 800 zentralen ARA (> 200 Einwohnerwerte) werden jährlich rund 1700 Mio. m³ Abwasser zugeführt, der mittlere Trockenwetterzufluss beläuft sich auf ca. 1200 Mio. m³/a. Damit gelangen jährlich ca. 500 Mio. m³ Regenwasser in ARA (Maurer et al., 2012; Stauer & Ort, 2012). Durch Entlastungen bei Regenwetter gelangt im Mittel ein Abwasservolumen von ca. 170 Mio. m³/a ungeklärt direkt in die Vorfluter (abgeleitet nach Angaben gemäss Stauer & Ort, 2012), sodass die behandelte Abwassermenge um 1500 Mio. m³ beträgt.</p> <p>Die Hg-Fracht mit dem kommunalen Abwasser wird anhand der Menge und Belastung des anfallenden Klärschlammes sowie der Eliminationsrate von Hg in ARA abgeschätzt. Nach einer Zusammenstellung von Kupper (2000) wird Hg in ARA zu 35 – 96 % in den Klärschlamm transferiert, es wird ein Mittelwert von 76 % angegeben. Transferfaktoren in den Klärschlamm lassen sich weiter aus Daten von fünfzehn im Jahr 2007 im Kanton St. Gallen beprobten ARA ableiten (Hutter, 2009). Danach errechnet sich anhand der Hg-Gehalte in den Abläufen, der im selben Zeitraum gemessenen Hg-Gehalte der Klärschlämme sowie der in den Anlagen produzierten Klärschlamm-Mengen und behandelten Abwasservolumina für Hg ein mittlerer Transferfaktor von 0.93 (0.85 – 0.98; für Werte im ARA-Ablauf tiefer als die Bestimmungsgrenze wurde die halbe Bestimmungsgrenze eingesetzt). Nach Ergebnissen einer bislang unveröffentlichten Studie zum Verhalten von Quecksilber in Kläranlagen beläuft sich dessen Rückhaltung in kommunalen Kläranlagen auf 96 % (Suess et al., 2018).</p> <p>In der im Jahr 2015 angefallenen Klärschlamm-Menge von ca. 200'000 t waren bei Annahme eines Hg-Gehalts von 0.6 g/t ca. 120 kg Hg enthalten. Wenn die Hg-Menge im Klärschlamm 96 % der Hg-Menge im Rohabwasser entspricht, errechnet sich für das Jahr 2015 die Hg-Menge im behandelten Abwasser auf rund 125 kg. Dessen Hg-Gehalt errechnet sich ausgehend vom Abwasseranfall von ca. 1500 Mio. m³ auf ca. 80 ng/l. Hg-Beiträge liefern Haushaltsabwasser, industrielles und gewerbliches Abwasser und Oberflächenabflüsse (vgl. nachstehende Zeilen).</p>
Haushaltsabwasser	<p>Quelle von Hg im Haushaltsabwasser sind menschliche Ausscheidungen. Im Gleichgewichtszustand entspricht die durch Nahrungsmittel und Dentalamalgam bedingte Hg-Aufnahmemenge der über Urin und Fäzes ausgeschiedenen Hg-Menge. In einer französischen «Total Diet Study» (TDS) wurde die Hg-Aufnahmemenge mit Fisch und Meeresfrüchten von Kindern auf 0.15 µg und von Erwachsenen auf 0.12 µg pro kg Körpergewicht (bw) und Woche (w) geschätzt (Arnich et al., 2012). In einer britischen TDS wurden Aufnahmemengen von 0.21 – 0.56 µg Hg kg⁻¹ bw w⁻¹ von Kindern sowie 0.14 – 0.35 µg Hg kg⁻¹ bw w⁻¹ von Erwachsenen abgeleitet (FSIS, 2009). Anhand dieser Aufnahmemengen sowie der Anzahl Kinder von ca. 1.65 Mio. (45 kg bw) sowie der Anzahl Erwachsener von ca. 6.5 Mio. (70 kg bw) lassen sich die auf Nahrungsmittel zurückzuführenden Einträge mit menschlichen Ausscheidungen in das Abwasser auf 3.5 – 10.5 kg/a schätzen.</p> <p>Im Falle von Dentalamalgam ermittelten Skare & Engqvist (1994) für eine erwachsene Person mit 30 Amalgamoberflächen eine Hg-Ausscheidung über den Urin von 3 µg d⁻¹ und über die Fäzes von 60 µg d⁻¹ (≈ 2 µg d⁻¹ pro Amalgamoberfläche oder 12 µg d⁻¹ pro gefülltem Zahn, da die Autoren eine Amalgamkrone mit sechs Oberflächen verrechnen). Björkman et al. (1997) bestimmten im Stuhl von 10 Probanden mit 13 – 34 (im Mittel 19) Amalgamoberflächen einen medianen Hg-Gehalt von ca. 540 µg/kg TS. Mit einer täglichen Stuhlmasse von 120 g (mit 30 % TS) errechnet sich eine Hg-Ausscheidung von 19 µg d⁻¹ (1 µg d⁻¹ pro Amalgamoberfläche). Richardson et al. (2011) beziffern die (systemische) Hg-Aufnahme mit 0.2 – 0.4 µg pro amalgamgefüllter Oberfläche oder mit 0.5 – 1 µg pro amalgamgefülltem Zahn und Tag (unter Annahme von 2.5 Oberflächen pro Füllung). Anhand der Daten von Richardson et al. (2011) sowie Björkman et al. (1997) und ausgehend von 4.3 Mio. Einwohnern (älter als 40 Jahre) mit 3 – 5 amalgamgefüllten Zähnen (mit 2.5 Oberflächen pro gefülltem Zahn) können die amalgambedingten Hg-Einträge in das Abwasser mit menschlichen Ausscheidungen auf 2.5 – 20 kg/a geschätzt werden.</p> <p>Mit den durch menschliche Ausscheidungen bedingten Einträgen von 6 – 30 kg/a und der Haushaltsabwasser-Menge von 162 l pro Einwohner und Tag errechnen sich Hg-Gehalte im Haushaltsabwasser von etwa 10 – 65 ng/l.</p>
Industrielles und gewerbliches Abwasser (Indirekteinleiter)	<p>Im Bereich der Hg-Einträge mit dem industriellen und gewerblichen Abwasser werden solche im Umfang von 5 – 15 kg Zahnarztpraxen zugeordnet (s. Kap. 3.2.4). Zudem können Amalgamablagerungen in (noch nicht sanierten) Abwasserleitungen der Praxen aus der Zeit vor der Installation von Abscheidern durch Abschwemmungen und Löseprozesse zur Hg-Belastung des Abwassers beitragen. Eine andere Quelle von Hg-Einträgen sind für Analyse- und Forschungszecke verwendete Chemikalien; im Jahr 2012 wurden dafür um 150 kg Hg-Verbindungen (ca. 100 kg in Hg) verbraucht. Davon dürfte ein gewisser Anteil in das Abwasser gelangt sein.</p>

Wasserstrom	Beschreibung
Oberflächenabflüsse im Mischsystem	<p>Soweit bekannt liegen keine Messdaten aus der Schweiz zum Vorkommen von Quecksilber in Oberflächenabflüssen von versiegelten Flächen vor. Zgheib et al. (2012) beprobten 2008 – 2009 drei Stadtteile in Paris (F), die im Trennsystem entwässern. In keinem von 16 Regenereignissen konnte Hg in gelöster Form nachgewiesen werden, allerdings lag die Nachweis- und Bestimmungsgrenze mit 1000 ng/l relativ hoch. In Toronto (Kanada) bestimmten Eckley & Branfireun (2008) im Ablauf von Parkplatzflächen ereignismittelte Hg-Gehalte von 8 – 35 ng/l (7 Regenereignisse), im Ablauf eines Gebiets, das Dach- und Strassen- sowie Parkplatzflächen entwässert, wurden bei zwei Ereignissen Hg-Gehalte von 5 und 11 ng/l gemessen. Fulkerson et al. (2007) beprobten 2005 den Oberflächenabfluss einer Wohnsiedlung mit Zubringerstrassen und Parkflächen in Orlando (Florida) und ermittelten einen Hg-Gehalt von 23 ng/l (14 Regenereignisse).</p> <p>Den Schweizer ARA werden pro Jahr ca. 500 Mio. m³ Regenwasser zugeführt. Wird der Hg-Gehalt im Oberflächenabfluss mit 20 ng/l angenommen, sind darin rund 10 kg Hg enthalten.</p>
Abläufe kommunale ARA	<p>Aus der Differenz der Hg-Mengen im behandelten Abwasser (ca. 125 kg) und im Klärschlamm (ca. 120 kg) ergibt sich, dass im Jahr 2015 den Vorflutern ca. 5 kg Hg übergeben wurden. Damit lässt sich ein Hg-Gehalt im ARA-Ablauf von 3 ng/l errechnen. Messungen ergaben Folgendes: Untersuchungen im Jahr 2007 bei trockenem Wetter an sieben aufeinanderfolgenden Tagen im Ablauf (24h-Sammelproben) von 15 ARA im Kanton St. Gallen haben gezeigt, dass die meisten Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze von 10 ng/l lagen. Einzig in zwei Anlagen wurden an einem bzw. drei von sieben Tagen Hg-Gehalte darüber gefunden, nämlich 14 ng/l in der einen sowie 10 ng/l, 22 ng/l und 27 ng/l in der anderen Anlage (Hutter, 2009). In Proben des gereinigten Abwassers der Stadtzürcher ARA lag Hg immer unter der Bestimmungsgrenze vor, die 50 ng/l betrug (ERZ, 2013).</p>
Industrielles und gewerbliches Abwasser (Direkteinleiter)	<p>Laut Schadstoffregister «SwissPRTR» verursachten zwei Industriebetriebe im Jahr 2015 Hg-Einträge in Gewässer im Umfang von ca. 6 kg Hg. Der Hauptemittent mit Emissionen von 5 kg/a verwendete früher Hg-haltige Katalysatoren in einer chemischen Synthese, offenbar halten die Emissionen auch nach Umstellung des Prozesses im Jahr 2013 an. Die übrigen Emissionen fielen beim Betrieb einer mit dem Amalgamverfahren operierenden Chlor-Alkali-Anlage an, sie wurde Ende 2016 auf das Membranverfahren umgestellt.</p>
Mischwasserentlastungen	<p>Durch Entlastungen bei Regenwetter gelangt im Mittel ein Abwasservolumen von ca. 170 Mio. m³/a ungeklärt direkt in die Vorfluter (abgeleitet nach Angaben gemäss Stauer & Ort, 2012). Es wird hier geschätzt, dass dieses Volumen zu ca. 25 % aus industriellem und gewerblichem Abwasser sowie Haushaltsabwasser und zu ca. 75 % aus Oberflächenabschwemmungen von Strassen und Dächern besteht. Danach beträgt der Hg-Gehalt im Mischwasserüberlauf um 35 ng/l. Damit errechnet sich die Hg-Menge in der entlasteten Abwassermenge auf 6 kg.</p> <p>Messungen zum Vorkommen von Hg in gemischtem Abwasser und in Mischwasserüberläufen wurden von Gasperi et al. (2011) bei einem starken Regenereignis im Jahr 2006 in Paris (F) vorgenommen. Bei einer Bestimmungsgrenze von 10 ng/l betrug Medianwert und Maximum in Proben von 13 Standorten 100 ng/l bzw. 450 ng/l.</p>
Oberflächenabflüsse im Trennsystem	<p>Rund 30 % der Siedlungsflächen werden in der Schweiz im Trennsystem entwässert. Damit ist ein Oberflächenabfluss direkt in Gewässer in der Höhe von ca. 230 Mio. m³/a verbunden (abgeleitet nach Angaben gemäss Stauer & Ort, 2012). Mit einem Hg-Gehalt im Oberflächenabfluss von 20 ng/l errechnen sich Gewässereinträge von 5 kg/a.</p>
Nicht an die Kanalisation angeschlossene Einwohner	<p>Es wird von ca. 240'000 Einwohnern ausgegangen, die nicht an eine ARA angeschlossen sind. Der Anteil des Abwassers dieser Einwohner, der in Oberflächengewässer abläuft, wird weiter mit 20 % angenommen (Langenfeld et al., 1999). Mit einem Abwasseranfall von 100 l Einw.⁻¹ d⁻¹ und einem Hg-Gehalt des Abwassers von 10 – 65 ng/l errechnet sich die Hg-Fracht mit diesem Eintragspfad auf < 0.1 kg/a.</p>
Hofabläufe und Abdrift	<p>Nach Braun et al. (2003) beträgt die Hofdüngermenge, die direkt in Oberflächengewässer gelangt 0.2 % des Hofdüngeranfalls. Die auf Phosphor bezogenen Hg-Gehalte in Hofdünger betragen 1.5 g/t P bis maximal 5.5 g/t P. Mit Hofdüngern aller Tierkategorien inklusive Mist fallen in der Schweiz zurzeit rund 21'500 t Phosphor an (Prasuhn & Möhring, 2016). Damit betragen die Hg-Frachten mit Hofdüngern näherungsweise um 30 kg bis 120 kg. Aus diesen Angaben lässt sich abschätzen, dass mit Hofabläufen und Abdrift pro Jahr weniger als 0.25 kg Hg in Gewässer gelangen.</p>

Wasserstrom	Beschreibung
Oberflächenabflüsse von unbefestigten Flächen	Mit diesem Eintragspfad wird die Hg-Menge erfasst, die durch Abschwemmung von Schweine- und Rindviehgülle mit dem Oberflächenabfluss von Grün- und Ackerflächen in Gewässer gelangt. Nach Hürdler et al. (2015a) betragen die auf Phosphor bezogenen Verluste 3 % des Güllenfalls entsprechend ca. 415 t P (als vergleichsweise gering eingeschätzte Abschwemmungsverluste nach Mistanwendung oder durch Beweidung bzw. Freilandhaltung wurden nicht berücksichtigt). In 1. Näherung wird der Hg-Eintrag anhand des Hg-Gehalts in Hofdünger von 1.5 g/t P bis maximal 5.5 g/t P und dem P-Eintrag in Gewässer abgeschätzt; er errechnet sich auf 0.6 – 2.3 kg.
Erosion	Der mittlere Bodenabtrag durch Erosion wird für Ackerflächen mit 2.1 t ha ⁻¹ a ⁻¹ angenommen (Prasuhn et al., 2007). Davon gelangen 20 % in Gewässer (Grünig & Prasuhn, 2001). Mit einem Hg-Gehalt der Feinerde von 0.07 g/t nach Gubler et al. (2015) und der Ackerfläche einschliesslich Kunstwiesen von ca. 400'000 ha (Prasuhn & Möhring, 2016) errechnet sich die durch Erosion in Gewässer eingetragene Hg-Menge auf 12 kg/a.
Drainagen	Die Drainagefläche in der Schweiz beträgt um 200'000 ha; der Drainageabfluss wird von Hürdler et al. (2015b) mit 89 Mio. m ³ a ⁻¹ angegeben. In Bodenlösungen nehmen Hg-Gehalte mit zunehmender Bodentiefe ab: Rieder et al. (2014) bestimmten an fünf Schweizer Waldstandorten mittlere und mediane Gehalte von 25 ng Hg/l und 30 ng Hg/l (Bereich: 4 – 40 ng Hg/l) in 15 cm Tiefe sowie 7 ng Hg/l und 4 ng Hg/l (Bereich: 1 – 20 ng Hg/l) in 50 cm Tiefe. Anhand der Daten errechnen sich Boden-Wasser-Verteilungskoeffizienten log Kd von 3.18 bis 4.70. In 1. Näherung wird angenommen, dass der Hg-Gehalt im Drainagewasser gleich jenem in der Bodenlösung sei, der sich aus dem log Kd von 4.02 und dem Hg-Bodengehalt errechnen lässt. Mittlere Hg-Gehalte von Acker- und Graslandböden betragen nach Gubler et al. (2015) 70 µg/kg, danach sind in der Bodenlösung um 7 ng Hg/l enthalten. Damit errechnen sich Hg-Gewässereinträge mit Drainagewasser von 0.6 kg/a.
Grundwasserzufluss	Die Hg-Emission durch Grundwasserzufluss wird aus dem Produkt des Grundwasserabflusses und der Hg-Konzentration im Grundwasser berechnet. Die verfügbaren Daten zum Vorkommen von Hg in Schweizer Quell- und Grundwässern zeigen, dass Hg i.d.R. unterhalb der Bestimmungsgrenze vorliegt. In der Stadt Zürich beispielsweise betrug diese 9 ng/l (WVZ 2016a; WVZ 2016b). Mit dem Sickerwasserfluss von 2730 Mio. m ³ pro Jahr nach Hürdler et al. (2015b) und unter Annahme eines Hg-Gehalts von 4.5 ng/l (½ der Bestimmungsgrenze in den Zürcher Analysen) errechnet sich die Hg-Fracht mit dem Grundwasserzufluss auf ca. 12 kg.
Deposition aus der Luft	Nach der Arealstatistik des Bundesamts für Statistik beträgt die Gewässerfläche in der Schweiz ca. 177'000 ha, davon entfallen rund 80 % auf Seeflächen. Nach Modellierungen der EMEP wurden 2015 im Mittel 0.11 g Hg ha ⁻¹ auf Gewässern deponiert, häufige Depositionsraten (10 %- bzw. 90 %-Perzentile) lagen zwischen 0.07 und 0.18 g Hg ha ⁻¹ (MSC-E, 2017). Mit der Depositionsrate von 0.11 g Hg ha ⁻¹ a ⁻¹ errechnen sich Hg-Einträge in Gewässer von ca. 20 kg/a.

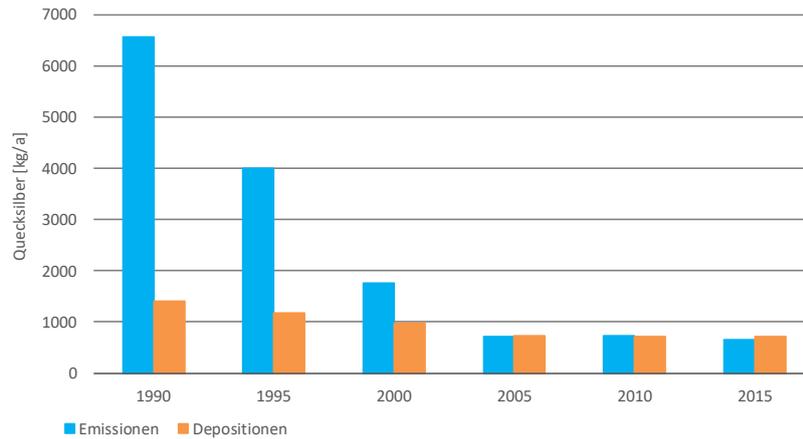
5.4 Zeitliche Entwicklung der Umwelteinträge

Die Hg-Lufteinträge konnten von ca. 6600 kg im Jahr 1990 bis zum Jahr 2005 um 90 % auf ca. 700 kg gesenkt werden. Der abnehmende Trend hielt seither an, wenn auch in geringerem Ausmass (Abb. 20): gegenüber dem Jahr 2005 verzeichnete man 2015 um 9 % tiefere Emissionen (FOEN, 2017). Die Hg-Deposition aus der Luft verminderte sich nach Modellierungen der EMEP von 1400 kg im Jahr 1990 auf heute rund 700 kg (MSC-E, 2017).

Abbildung 20

Hg-Einträge in die Luft und Hg-Einträge aus der Luft

Hg-Luftemissionen und Hg-Depositionen 1990 – 2015 in Kilogramm pro Jahr



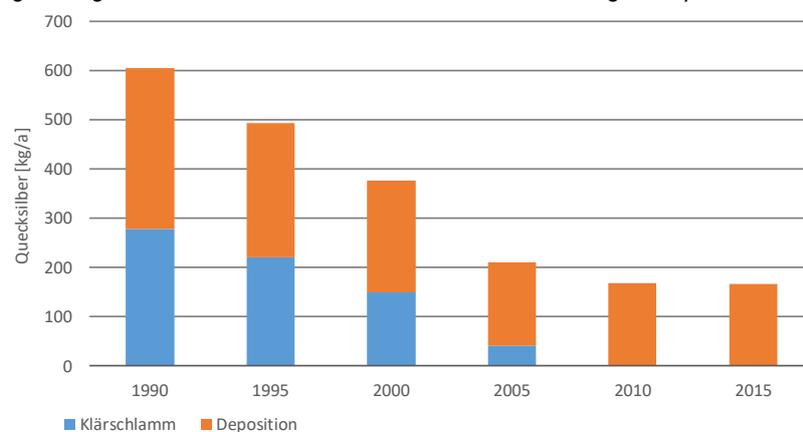
Quelle: FOEN (2017), MSC-E (2017)

Hg-Einträge in landwirtschaftliche Böden neben der atmosphärischen Deposition erfolgten in der Vergangenheit mit dem Ausbringen von Klärschlamm für Düngezwecke. Seit 2003 ist diese Praxis eingeschränkt und seit 2008 vollständig verboten. Zudem sind quecksilberhaltige Pflanzenschutzmittel wie Saatbeizmittel in der Schweiz schon seit langer Zeit nicht mehr zugelassen und enthalten Mineraldünger Quecksilber nur in Spuren (BUWAL, 1991). Es lässt sich abschätzen, dass die Hg-Einträge von ca. 600 kg im Jahr 1990 bis zum Jahr 2015 um das 4-fache gesenkt werden konnten (Abb. 21).

Abbildung 21

Hg-Einträge in landwirtschaftliche Böden

Hg-Einträge in landwirtschaftliche Böden 1990 – 2015 in Kilogramm pro Jahr



Quelle: Geschätzt mit Daten nach Külling et al. (2002), Tezcan (2013) und MSC-E (2017)

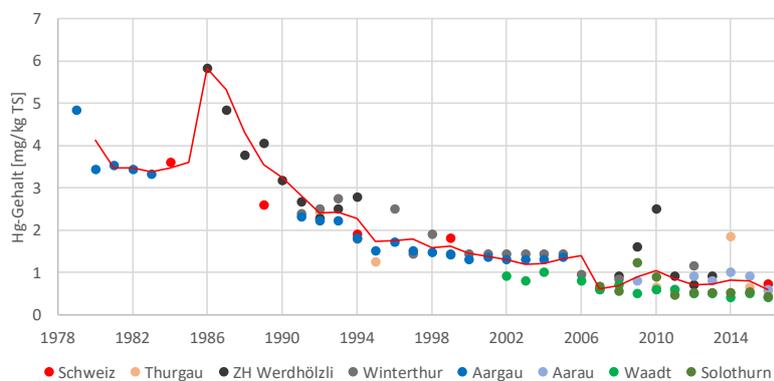
Für die zeitliche Entwicklung der Gewässereinträge von Quecksilber mit ARA-Abflüssen können Daten zur Hg-Belastung des Klärschlammes beigezogen werden. Ein Blick in die Vergangenheit zeigt, dass vor rund 30 Jahren in ARA behandeltes Abwasser rund 5-mal mehr Hg enthielt als heute: Nach Erhebungen

von Külling et al. (2002) betrug im Jahr 1984 der mittlere Hg-Gehalt im Schweizer Klärschlamm 3.6 mg/kg. Zwischen 1989 und 1999 hat der Wert von 2.6 mg/kg auf 1.8 mg/kg abgenommen. Für das Jahr 2015 wird geschätzt, dass Klärschlamm noch 0.6 mg Hg/kg enthielt. Wichtige Minderungsmaßnahmen waren die Ausrüstung von Zahnarztpraxen mit Amalgamabscheidern bis Mitte der 1990er Jahre und vielerorts durchgeführte Leitungssanierungen in den Praxen. Es zeigte sich nämlich, dass Quecksilber aus der Zeit vor der Installation der Abscheider in erheblichen Mengen in den Abwasserleitungen abgelagert wurde, wo es durch Auflösung und Abschwemmungen kontinuierlich in die öffentliche Kanalisation und damit in ARA gelangte (Tschiri, 1996). Abbildung 22 zeigt die Entwicklung der Hg-Gehalte im Klärschlamm von Schweizer Abwasserreinigungsanlagen.

Abbildung 22

Hg-Gehalte im Klärschlamm

Hg-Gehalte im Klärschlamm 1979 – 2016 in mg/kg in ARA der Kantone Aargau, Solothurn, Thurgau, und Waadt, der Städte Zürich, Winterthur und Aarau sowie in ausgewählten ARA der Schweiz in den Jahren 1984, 1989, 1994, 1999 und 2016.



Quelle: AfU SO (2018), AfU TG (2011/2018), AVAU (2018), BUWAL (1999), DGE VD (2018), ERZ (2013), Külling et al. (2002), Studiger (2007) Suess et al. (2018), USGS (2009/2013).

Aus der Schweiz fliesst Wasser zu 65 % über den Rhein in die Nordsee und zu rund 25 % über die Rhone in das ligurische Mittelmeer ab (Blanc & Schädler, 2013). Die zeitliche Entwicklung der Hg-Frachten im Rhein bei Basel und der Rhone bei Porte-du-Scex – zweier Stationen des Messnetzes der «Nationalen Daueruntersuchung der Fliessgewässer» (NADUF) – ermöglicht Aussagen zu Hg-Einträgen sowohl aus Punktquellen wie aus diffusen Quellen in den entsprechenden Einzugsgebieten.

Die Grösse des Einzugsgebiets der Rhone bei Porte-du-Scex kurz vor der Mündung in den Genfersee beträgt ca. 5200 km² (Binderheim-Bankay et al., 2000). In der Rhone und ihren Zuflüssen wurden in den 1970er Jahren teilweise hohe Hg-Gehalte in Sedimenten gemessen, die u.a. auf Einträge der chemischen Industrie zurückgeführt wurden (Vernet & Thomas, 1972). Nach einer Auswertung von Hari & Zobrist (2003) haben zwischen 1976 und 1998 sowohl die bei Porte-du-Scex gemessenen Hg-Gehalte wie die mit den Abflüssen errechneten Hg-Frachten signifikant abgenommen.

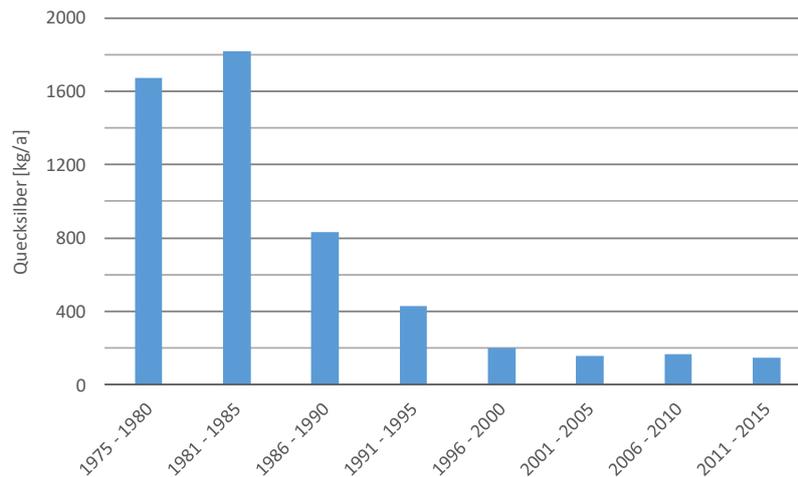
Bis nach Basel entwässert der Rhein eine Fläche von rund 36'500 km² (Binderheim-Bankay et al., 2000), wovon das Einzugsgebiet unterhalb der Seen eine Fläche von 9500 km² mit über 3 Mio. Einwohnern umfasst (Langenfeld et al., 1999). Die in Abbildung 23 dargestellten Hg-Frachten im Rhein bei Basel wurden aus den mittleren Jahresabflüssen und Jahresmittelwerten von Gesamt-Hg für die Standorte Village-Neuf (1975 – 1994) und Weil am Rhein (1995 – 2015) anhand Daten der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR) errechnet (IKSR, 2017). Seit 1996 liegen die Gesamt-Hg-Gehalte bei Weil am Rhein in den 14-tägigen Sammelproben häufig unterhalb der Bestimmungsgrenze von 10 ng/l (1996 – 2011) bzw. 5 ng/l (2012 – 2015). Für diesen Zeitraum wurden sie approximativ aus

den mittleren Schwebstoffgehalten, den Hg-Belastungen der Schwebstoffe und einem Schwebstoff-Wasser-Verteilungskoeffizienten von 100'000 l/kg nach EC (2005) abgeschätzt. Es zeigt sich, dass die Hg-Frachten zwischen 1975 und 1995 stark abgenommen haben. Aktuell errechnet sich die Fracht bei Basel auf ca. 170 kg/a, wenn eine Ausschöpfung der Bestimmungsgrenze von 5 ng Hg/l zugrundegelegt wird. Die Alternativschätzung via Schwebstoffbelastung ergibt einen Gesamt-Hg-Gehalt von ca. 4 ng/l und eine damit korrespondierende Fracht von 140 kg Hg¹⁷.

Abbildung 23

Hg-Frachten im Rhein bei Basel

Hg-Frachten im Rhein bei Basel 1975 – 2015 in Kilogramm pro Jahr



Quelle: Geschätzt mit Daten nach IKSR (2017)

Nach den Schätzungen in Kapitel 5.3 waren 2015 mit ARA-Abläufen im Normalbetrieb schweizweit Hg-Einträge von 5 kg verbunden. Für Hg-Einträge in das Rheineinzugsgebiet unterhalb der Seen kann grob geschätzt von der Hälfte dieser Menge ausgegangen werden, zusätzlich meldete die im Einzugsgebiet tätige Industrie Emissionen im Umfang von 1 kg Hg. Von der aktuellen Hg-Fracht von 140 kg im Rheinwasser bei Basel tragen Abflüsse der Alpenrandseen mit rund 40 kg bei, wenn von einem Hg-Gehalt im Seewasser von 1.5 ng/l ausgegangen wird (vgl. Kap. 6.3). Die Zahlen zeigen, dass heute diffuse Quellen nahezu vollständig zur Belastung des Rheinwassers beitragen.

¹⁷ Für die Berechnung wurden Daten der Jahre 2013 und 2014 verwendet. Die Abflüsse bei Basel von 1190 m³/s und 1021 m³/s in diesen Jahren lagen nahe beim Mittel der letzten 40 Jahre von 1078 m³/s. Zudem lagen in diesen Jahren Mittelwerte und Mediane für die Schwebstoffgehalte relativ nahe beieinander.

6 Vorkommen in der Umwelt

EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme)-Modellierungen ergaben für das Jahr 2015 eine Hg-Belastung der Schweizer Luft von 1.1 – 1.4 ng/m³. In Seen und Fließgewässern misst man Hg-Gehalte von 1 – 2 ng/l bzw. 1 – 10 ng/l. Häufige Hg-Gehalte in Fließgewässersedimenten belaufen sich auf 70 – 200 µg/kg. Rezente Gewässersedimente bilden das Hg-Reservoir für die durch Bakterien katalysierte Methylierung von anorganischem Hg unter anoxischen Bedingungen. Methylierungsprozesse laufen auch in Böden ab, die Anteile Methyl-Hg an häufig festgestellten Hg-Gehalten von 50 – 180 µg/kg betragen 0.01 – 3 %. In der Biota reichert sich Quecksilber an, wobei Methyl-Hg besonders stark bioakkumuliert. Hohe Hg-Gehalte (und Anteile Methyl-Hg) finden sich in Organismen des limnischen Kompartiments: So mass man zwischen 2006 und 2011 in 3 – 6 Jahre alten Brassern aus dem Rhein bei Basel Hg-Gehalte von 85 – 135 µg/kg und selbst in 3 – 5 Jahre alten, nicht piscivoren Forellen aus Tessiner Gebirgsseen fand man 2010 zwischen 30 und 85 µg Hg/kg. Weitere inländische Daten zum Hg-Vorkommen in Tieren höherer trophischer Stufen sind sowohl für das aquatische wie terrestrische Kompartiment entweder älteren Datums oder nicht vorhanden.

6.1 Luft

Quecksilber kommt in der Luft zur Hauptsache gasförmig in elementarer Form vor. Dies weil Hg von den meisten anthropogenen und natürlichen Emissionsquellen in dieser Form freigesetzt wird und weil gasförmiges elementares Hg (GEM, engl. Gaseous Elemental Mercury) relativ langsam mit atmosphärischen Oxidantien wie Ozon oder OH-Radikalen reagiert (AMAP/UNEP, 2013). Neben GEM treten in der Luft – in deutlich geringeren Konzentrationen – auch gasförmiges oxidiertes Hg (GOM, engl. Gaseous Oxidised Mercury) und an Partikel gebundenes Hg (PBM, engl. Particulate Bound Mercury) auf.

Ausbreitung und Vorkommen von GEM

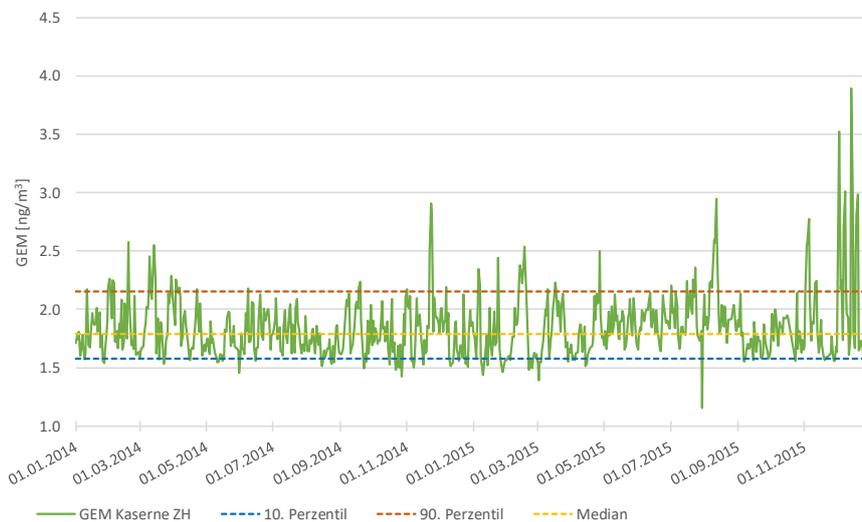
Aufgrund der langen atmosphärischen Lebensdauer des GEM von mehreren Monaten bis zu einem Jahr ist eine Verteilung der Hg-Luftemissionen über die gesamte Erdatmosphäre möglich (AMAP/UNEP, 2013). An 13 ruralen Standorten in der nördlichen Hemisphäre des globalen GMOS-Messnetzes (engl. Global Mercury Observation System Network) betragen im Jahr 2014 die Median-Konzentrationen von GEM zwischen 1.2 und 1.8 ng/m³. Der Mittelwert der Mediane belief sich auf 1.5 ng/m³. An den meisten Standorten verzeichnete man mittlere und mediane GEM-Gehalte zwischen 1.3 und 1.6 ng/m³. Am höchst gelegenen Standort am Everest-K2 in Nepal in 5050 m Höhe betragen die Median-Konzentrationen 1.1 ng/m³ im Jahr 2013 und 1.3 ng/m³ im Jahr 2014. In der Regel wurden an den Stationen im Winter und Frühling höhere GEM-Gehalte als im Sommer und Herbst registriert. Der GEM-Gehalt an Stationen in der nördlichen Hemisphäre lag höher als an Stationen in den Tropen und der Südhalbkugel: an je fünf Standorten in tropischen Zonen und der südlichen Hemisphäre betragen im Jahr 2014 die mittleren Jahreskonzentrationen 1.2 ng/m³ und 1.0 ng/m³ (Sprovieri et al., 2016).

Vertikale Profile der GEM-Gehalte in Höhen zwischen 500 m und 3000 m wurden im Jahr 2013 in Messflügen über vier Standorten in Slowenien (Iskraba, Idrija) und Deutschland (Leipzig, Waldhof) bestimmt. Innerhalb der gut durchmischten planetaren Grenzschicht wurden keine vertikalen Gradienten gefunden, GEM-Gehalte an den Standorten variierten zwischen 1.4 und 1.6 ng/m³. Beim Eintritt in die freie Troposphäre sank GEM an allen Standorten auf 1.3 ng/m³ und blieb auch in grösseren Höhen konstant (Weigelt et al., 2016). Jüngste Daten zum Vorkommen von GEM in der Schweiz liegen für den urbanen Standort Zürich für den Zeitraum Januar 2014 bis Dezember 2015 vor (Denzler, 2015). In Abbildung 24 sind die täglichen Median-Gehalte am Standort Zürich über die Messperiode dargestellt. Die 10 %- und 90 %-Perzentile der Tageswerte betragen 1.6 ng/m³ und 2.1 ng/m³ sowie der Jahresmedian 1.8 ng/m³.

Abbildung 24

Hg-Gehalte in der Luft in Zürich

Tägliche Median-Konzentration von GEM in ng/m^3 von Januar 2014 bis Dezember 2015 in Zürich-Kaserne mit Jahresmedian (gelb, mittig) sowie 10 %- und 90 %-Perzentilen. Die Messstation steht mitten in der Stadt Zürich in einem parkähnlichen Hof. Im angrenzenden Quartier befinden sich Wohnhäuser sowie Kleinunternehmen und Geschäfte. An der Station führt keine Hauptverkehrsstrasse vorbei, der Verkehr im umliegenden Quartier ist Tag und Nacht lebhaft (EMPA, 2015).



Quelle: Denzler (2015)

Vorkommen von GOM und PBM

Neben Messungen zur Spezifizierung von Hg wurden am 50 km südlich von Göteborg an der schwedischen Westküste gelegenen GMOS-Standort Råö zwischen 2012 und 2015 Modellierungen zur Herkunft der Luftmassen, welche den Messstandort passierten, durchgeführt. In der Messperiode betragen mittlere GOM- und PBM-Gehalte $0.8 \pm 1.6 \text{ pg}/\text{m}^3$ und $3.6 \pm 4.5 \text{ pg}/\text{m}^3$. Nach den Trajektorien-Rechnungen erreichte während rund 60 % der Messzeit „unbelastete Luft“ den Standort; es wurden mittlere GOM- und PBM-Gehalte von $0.8 \text{ pg}/\text{m}^3$ und $2.2 \text{ pg}/\text{m}^3$ modelliert. Die entsprechenden Gehalte für „belastete Luft“ errechneten sich auf $0.9 \text{ pg}/\text{m}^3$ und $5.7 \text{ pg}/\text{m}^3$. Die mittlere Belastung mit GEM lag bei $1.4 \text{ ng}/\text{m}^3$ und damit um Größenordnungen höher (Wängberg et al., 2016).

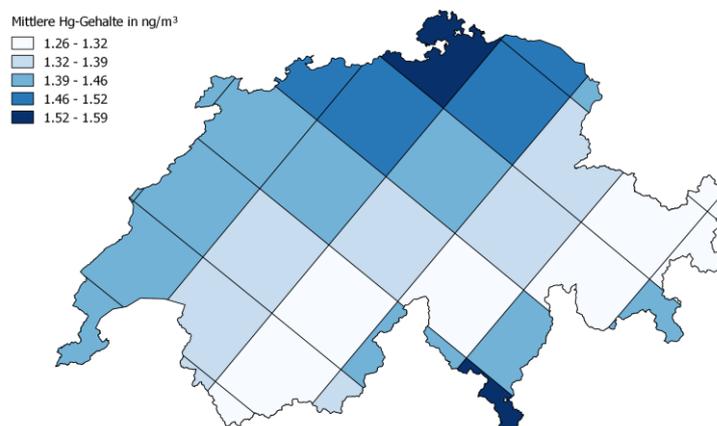
Modelliertes Vorkommen von GEM

Im Rahmen des Europäischen Mess- und Bewertungsprogramms für Luftschadstoffe (European Monitoring and Evaluation Programme, EMEP), ein Programm unter der Genfer Luftreinhaltekonvention, modelliert das «Meteorological Synthesizing Centre-East» (MSC-E) anhand der weltweiten Hg-Emissionen aus natürlichen und anthropogenen Quellen die resultierende Hg-Belastung der Luft in einer Auflösung von $50 \times 50 \text{ km}^2$. Die für die Schweiz errechneten Hg-Gehalte reichen im Jahr 2014 von 1.2 bis $1.6 \text{ ng}/\text{m}^3$ und im Jahr 2015 von 1.1 bis $1.4 \text{ ng}/\text{m}^3$.

Abbildung 25

Hg-Gehalte in der Luft der Schweiz

Berechnungen der Hg-Luftgehalte im Jahr 2014 aufgeschlüsselt nach Grössenklassen in Rastern von 50 x 50 km² in der Schweiz mit dem EMEP-Modell



Quelle: Ilyin et al. (2016)

GEM-Austausch zwischen der Atmosphäre und Böden

Bei Studien zum Hg-Austausch zwischen Böden und der Atmosphäre bestimmten Fritsche et al. (2008a) im Sommer 2006 jeweils während 15 Tagen die Hg-Gehalte über drei Graslandböden in der Schweiz und in Österreich in 0.2 – 1.7 m Höhe. In Fruebüel in der Zentralschweiz und im österreichischen Neustift massen sie (in 1.7 m Höhe) GEM-Gehalte um 1.2 ng/m³ (0.5 – 1.7 ng/m³). In Oensingen im Schweizer Mittelland betrug der mittlere GEM-Gehalt 1.7 ng/m³ (0.9 – 4.7 ng/m³). Die Graslandböden in Fruebüel und in Neustift erwiesen sich als Senken für atmosphärisches GEM. Mit Hilfe zweier mikrometeorologischer Methoden wurden Depositionen von -0.5 bis -4.3 (-76 – 37) ng m⁻² h⁻¹ ermittelt. Demgegenüber war der Graslandboden in Oensingen eine leichte Quelle für atmosphärisches GEM, es wurden Emissionen von 0.2 – 0.3 (-33 – 30) ng m⁻² h⁻¹ bestimmt. Die GEM-Flüsse in Oensingen wie auch in Neustadt unterschieden sich statistisch nicht signifikant von Null. In Messungen über ein Jahr ermittelten Fritsche et al. (2008b) in Fruebüel während der Vegetationsperiode (26.9.2005 – 23.11.2005 und 27.3.2006 – 30.8.2006) Depositionen von -4.3 (-42 – 20) ng m⁻² h⁻¹ mit der aerodynamischen Methode und von -1.7 (-35 – 34) ng m⁻² h⁻¹ mit dem modifizierten Bowen-Ratio-Verfahren. Bei schneebedecktem Terrain (24.11.2005 – 26.3.2006) erwiesen sich die Böden als Emittenten, wobei sich die Emissionen von 0.3 – 0.4 (-68 – 82) ng m⁻² h⁻¹ statistisch nicht signifikant von Null erwiesen. In Ergänzung zur trockenen Deposition wurden im Sommer 2006 drei Regenereignisse beprobt. In den über 48 h gesammelten Proben wurden Gesamt-Hg-Gehalte von 6 – 14 ng/l (Mittel: 7 ng/l, n = 6) bestimmt. Fritsche et al. (2008b) errechneten für den Graslandboden in Fruebüel einen jährlichen Hg-Input von 0.26 g ha⁻¹, wozu die trockene Deposition mit zwei Dritteln beitrug. Die Autoren schlussfolgern, dass Pflanzen den Hg-Austausch zwischen Böden und der Atmosphäre bedeutend beeinflussen, einerseits indem ihre Oberflächen Hg aus der Luft anlagern, das in der Folge in Böden eingetragen werden kann, und andererseits indem sie GEM durch Gasaustausch aufnehmen und in der Zellstruktur binden (s. Kap. 6.4.1).

Moose als Biomonitoren zur Überwachung der Quecksilberimmissionen

Moose haben keine Wurzeln und nehmen Wasser und Nährstoffe sowie Schadstoffe wie Quecksilber nur aus der Luft auf. In der Schweiz und weiteren europäischen Ländern werden Hg-Immissionen aus der Luft im Rahmen eines Arbeitsprogrammes unter der Genfer Luftreinhaltkonvention über Messun-

gen in Moosen überwacht (<https://icpvegetation.ceh.ac.uk/our-science/heavy-metals>). In 73 Moosproben, die im Jahr 2015 über die ganze Schweiz verteilt an emittentfernen Standorten erhoben wurden, fand man häufige Hg-Gehalte von 19 – 43 µg/kg bei einem Bereich von 15 – 79 µg Hg/kg (bezogen auf die Trockensubstanz). Mittelwert und Median lagen mit 31 µg Hg/kg und 30 µg Hg/kg nahe beisammen (BAFU, 2018a). Im Vergleich zu früheren Erhebungen (s. Tab. 13) haben die Hg-Gehalte zwischen 1990 und 2000 mit ca. 40 % am stärksten abgenommen (Thöni et al., 2013).

Tabelle 13

Hg-Gehalte in Moos

Hg-Gehalte in Schweizer Moosen in µg/kg bezogen auf die Trockensubstanz im Zeitraum 1990 – 2015. Häufige Gehalte entsprechen den 10 %- bzw. 90 %-Perzentilen.

Standort	Anzahl	Mittelwert	Median	Häufige Gehalte	Extremwerte
Moose im Jahr 1990	129	60	51	26 – 100	14 – 266
– Jura	18	70	60	50 – 100	40 – 120
– Mittelland	45	50	40	20 – 80	20 – 110
– Nordalpen	29	50	30	20 – 90	10 – 150
– Zentralalpen	20	70	60	30 – 120	20 – 140
– Südalpen	17	90	80	40 – 120	40 – 270
Moose 2000	142	35	32	25 – 51	21 – 81
– Jura	20	30	30	30 – 40	20 – 50
– Mittelland	46	30	30	30 – 40	20 – 60
– Nordalpen	33	30	30	20 – 40	20 – 50
– Zentralalpen	23	30	30	20 – 50	20 – 60
– Südalpen	20	50	50	30 – 70	30 – 80
Moose im Jahr 2005	142	35	31	24 – 48	16 – 99
– Jura	20	30	30	30 – 40	20 – 60
– Mittelland	46	30	30	20 – 40	20 – 50
– Nordalpen	33	30	30	20 – 40	20 – 50
– Zentralalpen	23	30	30	20 – 40	20 – 90
– Südalpen	20	50	50	40 – 70	30 – 100
Moose im Jahr 2010	142	34	31	24 – 47	18 – 76
– Jura	20	30	30	20 – 40	20 – 40
– Mittelland	46	30	30	20 – 40	20 – 60
– Nordalpen	33	30	30	20 – 40	20 – 50
– Zentralalpen	23	40	30	30 – 50	20 – 60
– Südalpen	20	40	40	30 – 60	30 – 80
Moose im Jahr 2015	73	31	30	19 – 43	15 – 79
– Jura	12	33	34	24 – 41	19 – 44
– Mittelland	19	30	29	22 – 42	17 – 48
– Nordalpen	16	24	22	16 – 34	16 – 37
– Zentralalpen	13	27	25	20 – 40	15 – 43
– Südalpen	13	42	40	31 – 54	28 – 79

Erläuterungen:

- Bei der Aufbereitung der Moosproben wurde jeweils der Zuwachs der letzten drei Jahre berücksichtigt (so entsprechen beispielsweise die Werte für das Jahr 2010 Moosproben, die von 2008 – 2010 gewachsen sind).
- Die aufbereiteten Proben wurden während mindestens 48 h bei 40°C im Umluftofen getrocknet. Für die Bestimmung von Hg wurde die Probe ohne weitere Aufbereitung im Sauerstoffstrom verbrannt. Das freigesetzte Hg wurde in einem Amalgamator abgeschieden, als Hg-Dampf freigesetzt und mittels Atomabsorptionsspektrometrie quantifiziert. Die Bestimmungsgrenze betrug 0.17 µg Hg/kg.

6.2 Boden

Quecksilber kommt in Böden hauptsächlich in oxidierter Form vor. Zweiwertiges Hg (Hg^{2+}) bildet mit im Boden in fester, gelöster oder in suspendierter Form vorliegender organischer Substanz (wie Humin- und Fulvinsäuren) starke Komplexe (EFSA, 2008; Merkel & Sperling, 1998; Rieder et al., 2014). Eine Reduktion von Hg^{2+} zu volatillem, elementarem Hg (Hg^0) kann biotisch oder abiotisch erfolgen (EFSA, 2008), es werden Verflüchtigungsraten zwischen 0.03 % und 1.6 % bezogen auf den Gesamt-Hg-Gehalt des Bodens angegeben (Tipping et al., 2011). Wie in aquatischen Systemen finden in terrestrischen Systemen Methylierungs- und Demethylierungsprozesse statt. Um 0.01 – 3 % des Gesamt-Hg in Böden entfallen auf Methyl-Hg (EFSA, 2008; Portmann et al., 2013b). Eine hohe Bodenfeuchtigkeit und leichte Verfügbarkeit von organischem Kohlenstoff begünstigen die Bildung von Methyl-Hg, eine Demethylierung geschieht unter aeroben Bedingungen (Portmann et al., 2013b).

Vorkommen in bodenbildenden Gesteinen

Zur Beurteilung, ob und in welchem Ausmass in Böden gefundene Gehalte an Schwermetallen anthropogen beeinflusst sind, sind Kenntnisse zu deren Vorkommen in bodenbildenden Gesteinen nötig. Vor diesem Hintergrund wurden in den 1990er Jahren unter Berücksichtigung des lithologischen Spektrums des geologischen Untergrunds der Schweiz und der Auftretenshäufigkeit der verschiedenen Lithotypen rund 340 Locker- und Festgesteine mittels Totalaufschluss in Säuren u.a. auf das Vorkommen von Hg untersucht. In den Gesteinsproben wurde ein medianer Hg-Gehalt von $< 100 \mu\text{g}/\text{kg}$ gefunden. Häufige Gehalte (10 %- und 90 %-Perzentile) lagen zwischen $< 100 \mu\text{g}/\text{kg}$ und $200 \mu\text{g}/\text{kg}$. Hohe Hg-Gehalte zwischen $300 \mu\text{g}/\text{kg}$ und $1500 \mu\text{g}/\text{kg}$ wurden einzig in bituminösen Gesteinen und Kohlen festgestellt. Solche Gesteine sind von sehr lokaler Bedeutung (Tuchschnid, 1995).

Vorkommen in Böden («Totalgehalte»)

Die «Nationale Bodenbeobachtung» (NABO) betreibt seit Mitte der 1980er Jahre ein Messnetz mit rund 100 Dauerbeobachtungsstandorten, die in Abständen von fünf Jahren beprobt und u.a. auf das Vorkommen von Quecksilber untersucht werden. Auf 50 % der Standorte erfolgt eine intensive landwirtschaftliche Nutzung, 20 % werden extensiv genutzt. Etwa ein Drittel der Standorte befindet sich im Wald. Das Messnetz der NABO allein erlaubt keine räumlich hinreichende Charakterisierung der Schadstoffbelastung der Schweizer Böden. Daten aus kantonalen Messnetzen ergänzen das Bild. Die Kantone sorgen zudem in jenen Gebieten für eine Überwachung der Böden, wo feststeht oder zu erwarten ist, dass Belastungen des Bodens die Bodenfruchtbarkeit gefährden (s. Tab. 1). Die von Bundesstellen und kantonalen Fachstellen gefundenen Analysewerte sind vergleichbar, weil die Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo, SR 814.12) vorgibt, wie die Schadstoffgehalte zu ermitteln sind. So sind die Bodenproben bei 40°C zu trocknen und auf die Kornfraktion von 2 mm abzusieben. Zur Bestimmung der Schwermetalle ist die Feinerde in einem Massenverhältnis von 1 : 10 mit 2-molarer Salpetersäure zu behandeln.

Bei der fünften Erhebung 2005 – 2009 wurden in Böden des Messnetzes der NABO häufige Hg-Gehalte (10 %- und 90 %-Perzentile) von $50 - 180 \mu\text{g}/\text{kg}$ ermittelt. Der Median belief sich auf $80 \mu\text{g}/\text{kg}$, die Extremwerte betragen 10 und $390 \mu\text{g}/\text{kg}$. Aufgeschlüsselt nach Art der Standorte mass man in Waldböden $90 \mu\text{g}/\text{kg}$, in Spezialkulturen $80 \mu\text{g}/\text{kg}$ und in Böden mit Ackerbau und unter Grasland je $70 \mu\text{g}/\text{kg}$ (Gubler et al., 2015). In Böden unter Nadelwald fand man (in der vierten Erhebung 2000 – 2004) $135 \mu\text{g}/\text{kg}$, in Böden unter Misch- und Laubwald wurden Gehalte von $100 \mu\text{g}/\text{kg}$ und $80 \mu\text{g}/\text{kg}$ bestimmt (Meuli et al., 2014). Daten aus Messnetzen der Kantone Zürich, Basel-Landschaft und Thurgau bestätigen das aus dem Messnetz der NABO gewonnene Bild, wonach landwirtschaftlich genutzte Böden und Waldböden unauffällige Hg-Gehalte aufweisen. In einer räumlichen Datenanalyse extrapolierten Rehbein & Keller (2007) für den Kanton Thurgau anhand von rund 900 Datensätzen aus Untersuchungen zwischen 1992 – 2001 maximale grossräumige Hg-Gehalte von $150 \mu\text{g}/\text{kg}$. Wie im Messnetz der NABO wurden im Messnetz des Kantons Zürich die höchsten Hg-

Gehalte in Waldböden gemessen (FaBo ZH, 2016). Im Zeitraum 1995 – 1999 betrug häufige Hg-Gehalte 70 – 140 µg/kg in 0 – 20 cm Tiefe (n = 171) und 30 – 70 µg/kg in 40 – 60 cm Tiefe (n = 172).

Der Vergleich der Daten aus der nationalen Bodenbeobachtung über den Zeitraum 1985 – 2009 zeigt laut Gubler et al. (2015) eine Zunahme der Hg-Gehalte an drei Standorten und unveränderte Gehalte an 27 Standorten. An 63 Standorten sind abnehmende Gehalte zu verzeichnen. Laut Autoren können die Ursachen für effektive Veränderungen eine Verflüchtigung, eine Abschwemmung von Bodenmaterial durch Erosion, eine Verlagerung in tiefere Horizonte mit dem Sickerwasser in sauren Böden oder eine Bodendurchmischung durch tierische Lebewesen (Bioturbation) sein. Methodisch bedingte Veränderungen können laut Meuli et al. (2014) auf eine unterschiedliche Probenvorbereitung, insbesondere die ab der Dritterhebung kürzere Trocknungsdauer zurückgeführt werden¹⁸.

Eine Auswertung der umfangreich vorliegenden Resultate von Bodenanalysen, die nationale und kantonale Stellen zwischen 1990 und 1996 durchführten, wurde von Keller & Desaulles (2001) vorgenommen. Nach Untersuchungstypen entfielen rund 45 % auf Bodenbeobachtungs- und Rasternetze, je 15 % auf Verdachtsflächen- und Emittentenuntersuchungen und 10 % auf Untersuchungen von strassennahen Böden. Der Median der über 7000 Messwerte betrug 90 µg Hg/kg. Bei zehn Messwerten – alle aus der Umgebung eines Krematoriums – lag der Hg-Gehalt über 10'000 µg/kg. Aufgrund der rechtsschiefen Verteilung liegt der Mittelwert (380 µg Hg/kg) über dem 90 %-Perzentilwert (260 µg Hg/kg). Rund 3 % aller Werte lagen über 500 µg/kg. Neben Böden in Krematoriumsnähe wurden in Gärten und Parkanlagen sowie an Siedlungsstandorten relativ hohe Hg-Werte in den Böden gemessen (vgl. Tab. 15). Auch neuere Daten aus der Stadt Freiburg zeigen, dass Gartenböden in urbanen Gebieten auffällig viel Hg enthalten: in 100 Proben an 80 Standorten wurden häufige Hg-Gehalte von 90 – 3600 µg/kg gefunden, sowohl Mittelwert und Median lagen mit 1600 µg/kg und 1100 µg/kg hoch (AfU FR, 2016).

Emittentenbezogene Untersuchungen im Kanton Zürich an 420 Standorten in einem Umkreis von einem Kilometer um Kehrichtverbrennungsanlagen (KVA) zeigten weiter, dass Hg-Gehalte in Böden nur vereinzelt über 500 µg/kg betragen (JB ZH, 2006). Dies trifft auch für Böden in der Umgebung von neun Zürcher Eisen- und Nichteisenmetall-Giessereien zu; die gefundenen Hg-Gehalte in ca. 470 Proben werden insgesamt als nicht problematisch eingestuft (Spieser et al., 2003). Messungen in den Kantonen Aargau und Wallis im Nahbereich von früher nach dem Amalgamverfahren betriebenen Chlor-Alkali-Anlagen zeigten, dass das aus den Zellräumen emittierte elementare Hg die Böden nur moderat belastete; es wurden Hg-Gehalte zwischen 210 und 420 µg/kg festgestellt (Quinche & Dvorak, 1975; Mattmann et al., 2009). Weil Quecksilberfulminat früher in Gewehr- und Pistolenmunition als Initialzündler verwendet wurde, gelangte Hg durch die Waffenmündung in die Atmosphäre und in einem gewissen Anteil in Böden von Schiessanlagen. Untersuchungen von Küng (2008) sowie Stauffer et al. (2017) belegen eine Hg-Belastung der Böden. Sie ist in der Regel im Abschussbereich unmittelbar vor dem Schützenhaus am höchsten und nimmt nach vorne exponentiell ab (Tab. 15). Küng (2008) fand an einer stark mit Hg belasteten Anlage in Schützenhausnähe erhöhte Hg-Gehalte von 600 µg/kg bis zu einer Tiefe von 40 – 60 cm und folgert, dass das eingetragene Hg in die Tiefe verlagert wurde. Stauffer et al. (2017) stellten in ihrer Untersuchung fest, dass im Zuge von Erneuerungsarbeiten in zwei Anlagen belasteter Boden ausgehoben und innerhalb der Anlagen an anderen Stellen wieder eingebaut wurde.

¹⁸ Ab der Vierterhebung im NABO-Messnetz wurde die Trocknungsdauer protokolliert und auf 48 Stunden standardisiert. Aus einzelnen Aufzeichnungen geht laut Meuli et al. (2014) hervor, dass zuvor die Proben oft 5 – 6 Tage und länger bei 40 °C getrocknet wurden. Von Schwab et al. (2002) wurde gezeigt, dass entgegen der Hypothese die Hg-Gehalte in Bodenproben mit zunehmender Trocknungsdauer bei 40 °C signifikant zunehmen.

Eine Kontamination von Böden mit Quecksilber erfolgte im Oberwallis durch die Ablagerung von belastetem Aushubmaterial aus einem Industriegebiet und/oder von Schlämmen und Sedimenten, die bei Unterhaltsarbeiten im Zeitraum von 1930 – 1990 aus einem mit industriellem Abwasser belasteten Kanal ausgehoben wurden. Mit über 5000 durchgeführten Bodenanalysen wurde das räumliche Ausmass und die Höhe der Hg-Belastung entlang des Kanals und in Siedlungsgebieten ermittelt. Bei etwa 60 % von 600 Parzellen in zwei betroffenen Kommunen wurden Hg-Gehalte $\leq 500 \mu\text{g/kg}$ und bei rund 25 % Hg-Gehalte zwischen $500 \mu\text{g/kg}$ und $2000 \mu\text{g/kg}$ gefunden. Ca. 15 % der Parzellen waren mit Hg-Gehalten $> 2000 \mu\text{g/kg}$ als stark belastet einzustufen. Weil das belastete Material auch für Terrainaufschüttungen verwendet wurde, reichte die Belastung weiter in die Tiefe als von den Experten ursprünglich angenommen. Rammkernuntersuchungen auf ca. 60 Parzellen der Siedlungsgebiete zeigten mittlere Belastungstiefen von 60 – 80 cm (IVS VS, 2016). Entlang des Kanals wurden in über 300 Linientransekten in Abständen von 2 m, 10 m und 30 m zur Böschungsoberkante bei über 40 % der Transekte Hg-Werte $< 500 \mu\text{g/kg}$, bei je 15 % Hg-Werte von $500 - 2000 \mu\text{g/kg}$, bzw. von $2000 - 5000 \mu\text{g/kg}$, bei rund 20 % Hg-Werte von $5000 - 20'000 \mu\text{g/kg}$ und bei ca. 5 % der Transekte Hg-Werte über $20'000 \mu\text{g/kg}$ gemessen (IVS VS, 2015).

Vorkommen im «Lakanen-Extrakt»

Ernst et al. (2008) extrahierten Proben von 27 Schweizer Waldböden sowohl mit 2-molarer Salpetersäure wie mit dem sog. Lakanen-Reagens und bestimmten in den Auszügen die Hg-Gehalte. Das schwach saure Lakanen-Reagens (pH = 4.65) enthält 0.02 M Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA), 0.5 M Ammoniumacetat und 0.5 M Essigsäure. Mit dem Lakanen-Extrakt werden die austauschbaren, leicht löslichen und organisch gebundenen Anteile der Elemente erfasst. Die mit HNO_3 -extrahierbaren Hg-Gehalte («Totalgehalte») reichten von $46 \mu\text{g/kg}$ bis $553 \mu\text{g/kg}$, der Median betrug $169 \mu\text{g/kg}$. Die Hg-Gehalte im Lakanen-Extrakt lagen in 80 % der Proben unter der Bestimmungsgrenze ($1 \mu\text{g/kg}$). In fünf Proben liessen sich Hg-Gehalte zwischen 2 und $10 \mu\text{g/kg}$ bestimmen (Mittelwert: $\approx 5 \mu\text{g/kg}$).

Vorkommen in der Bodenlösung

Rieder et al. (2014) ermittelten an fünf Schweizer Waldstandorten im Bodenwasser mittlere Gehalte von 25 ng Hg/l (Bereich: $4 - 40 \text{ ng Hg/l}$) in 15 cm Tiefe sowie 7 ng Hg/l (Bereich: $1 - 20 \text{ ng Hg/l}$) in 50 cm Tiefe (Tab. 14).

Tabelle 14

Hg-Gehalte in Bodenlösungen

Hg-Gehalte in ng/l in Bodenlösungen von fünf Waldstandorten in unterschiedlichen Tiefen

Standort	Wert	Beschreibung
Bodenwasser (Beatenberg)		Hg im Boden: $270 \mu\text{g/kg}$ (15 cm) und $30 \mu\text{g/kg}$ (50 cm)
– 15 cm Tiefe	30	DOC = 31 mg/l , pH = 3.8
– 50 cm Tiefe	20	DOC = 29 mg/l , pH = 4.1
Bodenwasser (Schänis)		Hg im Boden: $180 \mu\text{g/kg}$ (15 cm) und $80 \mu\text{g/kg}$ (50 cm)
– 15 cm Tiefe	4	DOC = 6.2 mg/l , pH = 7.6
– 50 cm Tiefe	4	DOC = 4.2 mg/l , pH = 7.6
Bodenwasser (Lausanne, Novaggio, Vordemwald)		Hg in den Böden: $70 - 250 \mu\text{g/kg}$ (15 cm) und $50 - 60 \mu\text{g/kg}$ (50 cm)
– 15 cm Tiefe	20 – 40	DOC = $4 - 8 \text{ mg/l}$, pH = 4.5 – 4.7
– 50 cm Tiefe	1 – 5	DOC = $1.0 - 3.1 \text{ mg/l}$, pH = 4.7 – 4.9

Quelle: Rieder et al. (2014)

Vorkommen von Methyl-Hg

Im Zuge von Studien zur Bioakkumulation von Hg durch Pilze und Regenwürmer aus Böden (s. Kap. 6.4.1) untersuchten Rieder et al. (2011) auch rund 30 Schweizer Waldböden auf das Vorkommen von Methyl-Hg. Zwischen 0.2 und 2.4 % des Gesamt-Hg lagen als Methyl-Hg vor, es wurden Methyl-Hg-Gehalte von $< 1 - 3 \mu\text{g/kg}$ gefunden. Im erwähnten Belastungsgebiet im Oberwallis wurden teilweise die Methyl-Hg-Gehalte in den Böden bestimmt: in Siedlungsgebieten und landwirtschaftlichen Böden betragen sie $1 - 8 \mu\text{g/kg}$. Diese Gehalte hatten Anteile von 0.01 – 0.8 % an den gemessenen Gesamt-Hg-Gehalten (DUW VS, 2016).

Im Ausland massen Tabatchnick et al. (2012) in dreissig Böden unter bestockten Flächen in öffentlichen Parkanlagen im Südwesten von Ohio (USA) Methyl-Hg-Gehalte von $0.04 - 7.7 \mu\text{g/kg}$ (in 2 – 6 cm Tiefe). Bei Gesamt-Hg-Gehalten von $7 - 375 \mu\text{g/kg}$ betrug der mittlere Methyl-Hg-Anteil 1.4 % (0.1 – 5.9 %). In je acht Bodenproben (0 – 10 cm Tiefe) unter Grasland und Wald in der Slowakei bestimmte Dombaiová (2005) mittlere Methyl-Hg-Gehalte von $0.8 \mu\text{g/kg}$ ($0.3 - 1.5 \mu\text{g/kg}$) und $1.3 \mu\text{g/kg}$ ($0.2 - 4.2 \mu\text{g/kg}$) bei Gesamt-Hg-Gehalten von $200 \mu\text{g/kg}$ ($50 - 920 \mu\text{g/kg}$) und $100 \mu\text{g/kg}$ ($30 - 200 \mu\text{g/kg}$). Hohe Methyl-Hg-Gehalte von $10 \mu\text{g/kg}$ und $43 \mu\text{g/kg}$ fand Dombaiová (2005) einzig in einem Grasland- und einem Waldboden in einem Belastungsgebiet, hier betragen die Gesamt-Hg-Gehalte $25'500 \mu\text{g/kg}$ bzw. um $100'000 \mu\text{g/kg}$. Die Anteile Methyl-Hg errechnen sich auf weniger als 0.1 %.

Modellierungen zur Akkumulation von Quecksilber in Böden

Für fünf Schweizer Waldböden errechneten Rieder et al. (2014) mit dem Modell CHUM-AM (engl. Chemistry of the Uplands Model – Annual, Metals) ausgehend von einem jährlichen Hg-Eintrag in Waldböden von 0.04 mg m^{-2} ($0.4 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) durch trockene und nasse Deposition sowie Laubfall, Hg-Verlusten durch Verflüchtigung von 0.03 % des Bodengehalts und mit Hilfe der relevanten Bodenparameter, insbesondere des die Mobilität von Hg bestimmenden Gehalts an organischem Kohlenstoff in der Fest- und Flüssigphase, dass die Hg-Gehalte bis zum Jahr 3000 in einer Bodentiefe von 15 cm um das 1.4- bis 2-fache und in einer Bodentiefe von 50 cm um das 1.2- bis 2.2-fache zunehmen.

Tabelle 15

Hg-Gehalte in Böden

Hg-Gehalte in Böden in µg/kg (NABO = Nationale Bodenbeobachtung, P = Perzentile)

Standort	Anzahl	Mittelwert	Median (P50)	Häufige Gehalte (P10 – P90)	Extremwerte	Quelle
Schweiz 1990 – 1996 (0 – 20 cm)	7347	380	90	40 – 260	2 – 322'000	Keller & Desales
– Grasland	1972	...	85	40 – 180	10 – 82'200	(2001)
– Ackerland	1757	...	75	35 – 170	2 – 250'600	
– Spezialkulturen	469	...	70	35 – 190	6 – 322'000	
– Gärten	410	...	180	65 – 980	10 – 2600	
– Wald	1735	...	100	60 – 180	10 – 3300	
– Siedlungsstandorte	78	...	125	60 – 680	2 – 5550	
– Schutzstandorte	98	...	120	50 – 320	20 – 480	
– Parkanlagen	531	...	205	60 – 810	4 – 9500	
Zürich 1995 – 1999 (0 – 20 cm)	485	80	70	40 – 120	20 – 510	FaBo ZH (2016)
– Grasland	96	75	65	40 – 115	20 – 260	
– Ackerland	218	60	50	30 – 90	20 – 510	
– Nadelwald	43	105	100	80 – 140	50 – 190	
– Laubwald	42	90	90	60 – 120	50 – 160	
– Mischwald	68	100	100	75 – 135	50 – 190	
Zürich 1995 – 1999 (40 – 60 cm)	486	45	40	20 – 70	10 – 110	
– Grasland	96	45	40	25 – 70	10 – 110	
– Ackerland	218	35	30	10 – 70	10 – 110	
– Wald	172	50	50	30 – 70	10 – 110	
Zürich 2000 – 2004 (0 – 20 cm)	322	70	60	40 – 110	20 – 430	FaBo ZH (2016)
Zürich 2000 – 2004 (40 – 60 cm)	320	40	40	20 – 70	0 – 150	
Zürich 2005 – 2009 (0 – 20 cm)	105	70	60	40 – 105	20 – 360	FaBo ZH (2016)
Zürich 2005 – 2009 (40 – 60 cm)	14	45	35	15 – 90	10 – 120	
Zürich 2010 – 2014 (0 – 20 cm)	320	65	50	40 – 100	20 – 570	FaBo ZH (2016)
– Grasland	92	70	60	40 – 110	40 – 170	
– Ackerland	219	60	50	30 – 90	20 – 570	
– Wald	9	90	90	65 – 110	50 – 120	
Aargau 1996 (0 – 20 cm)	6	210	165	140 – 320	140 – 380	Pfister & Jozic
– Wald 0 – 5 cm	4	430	400	-	320 – 580	(2001)
– Wald 0 – 20 cm	4	175	150	-	140 – 260	
Aargau 2006 (0 – 20 cm)	6	260	215	160 – 410	160 – 420	Mattmann et al.
– Wald 0 – 5 cm	4	420	350	-	230 – 760	(2009)
– Wald 0 – 20 cm	4	255	215	-	160 – 420	
Thurgau 1992 – 2001 (0 – 20 cm)	909	80	70	50 - 100 (P25 – P75)	20 – 470	Rehbein & Keller (2007)
Basel-Landschaft um 2000 ⁽¹⁾ (0 – 20 cm)	48	135	100	P90: 205	50 – 1600	Holenstein (2002)
– Grasland	9	55	< 100	P90: 100	< 100 – 110	
– Ackerland	13	60	< 100	P90: 100	< 100 – 200	
– Wald	16	165	105	70 – 370	70 – 520	
– Siedlungsstandorte	10	260	125	95 – 360	50 – 1600	

Standort	Anzahl	Mittelwert	Median (P50)	Häufige Gehalte (P10 – P90)	Extremwerte	Quelle
Siedlungsstandorte Stadt Freiburg 2011 – 2015 ⁽²⁾	101	1600	1100	90 – 3600	50 – 19'200	AfU FR (2016)
Schiessplätze vor 1960 in Betrieb (0 – 5 cm) ^{(3),(4)}						Küng (2008)
– vor Schützenhaus	54	780	390	120 – 2070	80 – 3960	
– 3 m vor Schützenhaus	18	560	350	125 – 1260	80 – 1750	
– 5 m vor Schützenhaus	17	250	190	85 – 400	60 – 1070	
Messnetz NABO 1985 – 1991 (0 – 20 cm)	102	...	100	60 – 190	20 – 410	Desaules & Studer (1993)
– Grasland intensiv	13	...	110	100 – 140	90 – 150	
– Grasland extensiv	11	...	100	60 – 130	30 – 310	
– Ackerland, offenes	27	...	90	60 – 160	20 – 280	
– Kunstwiesen	6	...	90	80 – 120	50 – 230	
– Spezialkulturen	13	...	80	60 – 310	30 – 410	
– Nadelwald	16	...	140	130 – 210	90 – 310	
– Laubwald	12	...	110	70 – 200	70 – 200	
– Schutzstandorte	4	...	110	-	70 – 300	
Messnetz NABO 1985 – 1991 (Unterböden)	102	...	30	10 – 120	10 – 1260	
Messnetz NABO 1990 – 1996 (0 – 20 cm)	105	...	122	70 – 230	32 – 430	Keller & Desaules (2001)
Waldböden im Messnetz NABO 2000 – 2004 (0 – 20 cm)	26	111	96	58 – 183	48 – 275	Meuli et al. (2014)
– Nadelwald	10	139	135	60 – 238	54 – 275	
– Laubwald	10	87	82	53 – 138	48 – 142	
– Mischwald	6	105	100	86 – 138	86 – 140	
Messnetz NABO 2005 – 2009 (0 – 20 cm)	99	90	80	50 – 180	10 – 390	Gubler et al. (2015)
– Grasland	25	70	70	30 – 90	30 – 260	
– Ackerbau	33	90	70	50 – 170	40 – 200	
– Spezialkulturen	9	100	80	40 – 220	30 – 260	
– Wald	27	110	90	50 – 180	30 – 290	

⁽¹⁾ Für Werte unter der Bestimmungsgrenze wurde bei Berechnung des Mittelwerts die halbe Bestimmungsgrenze eingesetzt.

⁽²⁾ Probenahmetiefe bei Gemüsegarten 0 – 20 cm, bei Rasen und Spielplätzen 0 – 5 cm.

⁽³⁾ Bestimmung der Hg-Gehalte via Veraschung der Proben. Gegenüber der Extraktion mit 2M-HNO₃ liefert die Methode durchschnittlich 7 % höhere Gehalte (Küng, 2008).

⁽⁴⁾ Gemäss Untersuchungen an 18 Schiessanlagen in den Kantonen St. Gallen und Zürich (Küng, 2008).

6.3 Wasser

Quecksilber kommt in Wasser unter vorwiegend oxidierenden Bedingungen hauptsächlich in der zweiwertigen Form (Hg^{2+}) vor. Eine Reduktion zu volatilem, elementarem Hg (Hg^0) kann unter bestimmten Bedingungen auf biotischem oder abiotischem Wege stattfinden (Fitzgerald & Lamborg, 2007). Die Bioverfügbarkeit von Hg^{2+} wird durch Komplexbildung mit anorganischen (OH^- , CO_3^{2-} , HCO_3^- oder Cl^-) und organischen Liganden (Humin- und Fulvinsäuren) sowie durch Adsorption an Schwebstoffe kontrolliert. An mineralische und organische Partikel adsorbiert oder in die Biomasse inkorporiert gelangen die Quecksilberspezies zur Sedimentation (Kummert & Stumm, 1989). Rezente Gewässersedimente bilden das Hg-Reservoir für die durch sulfatreduzierende Bakterien katalysierte Methylierung von Hg^{2+} unter anoxischen Bedingungen (Fitzgerald & Lamborg, 2007; Kummert & Stumm, 1989).

Vorkommen in Grundwasser

Bei einer Bestimmungsgrenze von 500 ng/l konnte im Jahr 2006 Quecksilber in keiner Probe von 50 Messstellen der «nationalen Grundwasserbeobachtung» (NAQUA) quantitativ erfasst werden (BAFU, 2009). Auch bei der Untersuchung von Quell- und Grundwässern, die von der Stadt Zürich als Trinkwasserquellen genutzt werden, wurde in keiner Probe ein Hg-Gehalt über der Bestimmungsgrenze von 9 ng/l gemessen (WVZ, 2016a; WVZ, 2016a). Desgleichen war Hg in Proben von 25 Aargauer Trinkwasserfassungen in der Nähe von Deponien und Altlasten nie bestimmbar; die Bestimmungsgrenze betrug 100 ng/l (Schudel, 2002). Auf eine geringe Mobilität von Hg in der Pedospäre weist weiter hin, dass in einem Gebiet mit Hg(II) belasteter Böden in vier Kampagnen an 20 verrohrten Bohrlöchern Hg im Grundwasser immer unterhalb der Bestimmungsgrenze von 10 ng/l lag (Dressel & Imo, 2016; DUW VS, 2016). Auch in 15 von 16 Grundwasserbrunnen in der Region konnte Hg unter Anwendung einer empfindlichen Analysetechnik nicht bestimmt werden, einzig in einem Brunnen wurde ein Hg-Gehalt von 0.3 ng/l gefunden (DUW VS, 2016).

Vorkommen in Oberflächengewässern

Daten über längere Zeiträume liegen für das Vorkommen von Gesamt-Hg (gelöst und partikulär gebunden) im Rhein bei Basel und in der Rhone kurz vor der Mündung in den Genfersee vor. In der Rhone hat Gesamt-Hg im Jahresmittel von 90 ng/l im Jahr 1976 auf 8 – 12 ng/l in den Jahren 1999 – 2000 abgenommen (NADUF, 2016). Im Rhein liegen nach Daten der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR, 2017) seit 1996 die Gesamt-Hg-Gehalte in den 14-tägigen Sammelproben häufig unterhalb der Bestimmungsgrenze von 10 ng/l (1996 – 2011) bzw. 5 ng/l (2012 – 2015). Auch in Stichproben von Fließgewässern im Kanton Bern und der Grossregion Basel betragen die gelösten Hg-Gehalte immer weniger als 10 ng/l (AUE BS, 2009; AWA, 2017). In vier Schweizer Zuflüssen des Bodensees (Alpenrhein, Alter Rhein, Goldach, Steinach) mass man im Jahr 2005 Gesamt-Hg-Gehalte zwischen 1.5 und 9.5 ng/l sowie gelöste Gehalte zwischen 1.0 und 5.0 ng/l. Im Bodensee (Obersee) wurden Gesamt-Hg-Gehalte von 1.1 – 1.6 ng/l gemessen, in den Seeabflüssen (Konstanzer Trichter und Stein am Rhein) betragen die Hg-Gehalte 1.2 – 1.6 ng/l (Petri, 2007). Im Genfersee (Grand Lac) lagen im Jahr 2017 die gelösten Hg-Gehalte bei weniger als 0.5 ng/l (Klein & Plagellat, 2018).

Vorkommen in Schwebstoffen

Aktuell misst man im Rhein bei Basel in Schwebstoffen Hg-Gehalte zwischen 100 und 440 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Seit 2010 betragen die Jahresmittelwerte um 200 $\mu\text{g}/\text{kg}$, zwischen den Jahren 1995 und 2009 lagen sie bei 180 – 360 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (IKSR, 2017)). In der Rhone vor der Mündung in den Genfersee mass man in den Jahren 1986 – 1990 in Schwebstoffen zwischen 70 und 180 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (Jahresmittel). Im Jahr 1990 betrug der mittlere Hg-Gehalt in Proben bei hoher Wasserführung 120 $\mu\text{g}/\text{kg}$ und in Proben bei Niedrigwasser 250 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Daraus errechnete sich ein mittlerer Jahresgehalt von 150 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (Favarger et al., 1991a). In vier Stichproben im Jahr 1999 wurde ein Gehalt von 170 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ermittelt (Pardos, 2003).

Vorkommen in Sedimenten

In Sedimentproben aus dem Jahr 2015 von 80 Standorten im Genfersee betrug die Spannweite der Hg-Gehalte 40 – 4370 µg/kg, der zweithöchste Wert lag bei 890 µg/kg. Mittelwert und Median errechneten sich auf 290 µg Hg/kg sowie 220 µg Hg/kg (Loizeau et al., 2017). In einer Kampagne im Jahr 1988 betrug der mittlere Hg-Gehalt 470 µg/kg, an 200 Standorten wurden Hg-Gehalte zwischen 20 µg/kg und 2300 µg/kg gefunden. Bei früheren Kampagnen in den Jahren 1983 und 1978 resultierten Mittelwerte von 430 µg/kg (Bereich: 10 – 1770 µg/kg) sowie 750 µg/kg (Bereich: 80 – 2240 µg/kg). Besonders mit Hg (und anderen Schwermetallen) belastet waren jeweils Sedimente in der Bucht von Vidy bei Lausanne (Arbouille et al., 1989; Loizeau et al., 2017). Sie sind durch Einleitung von gereinigtem ARA-Abwasser einer Anlage mit einer Belastung von 220'000 Einwohnerwerten beeinflusst. In 14 Sedimentproben in einem Abstand von 230 – 540 m von der Einleitungsstelle wurden im Jahr 2011 Hg-Gehalte von 380 – 5200 µg/kg (0 – 1.5 cm Tiefe) und 320 – 10'000 µg/kg (1.5 – 3 cm Tiefe) gefunden, das 90 %-Perzentil in einer Tiefe bis 1.5 cm betrug 1590 µg/kg (Gascon Diez et al., 2013). Im Bodensee wurden im Jahr 2005 in Sedimenten von 48 Standorten Hg-Gehalte zwischen < 20 µg/kg und 480 µg/kg bestimmt, der mittlere Gehalt belief sich auf 90 µg/kg (Güde et al., 2009). Dreissig Jahre zuvor fanden Vernet & Thomas (1972) an 10 Standorten Gehalte zwischen 70 und 1700 µg/kg bei einem mittleren Gehalt von 765 µg/kg. Auch Untersuchungen im Bieler-, Zürich- und Langensee zeigen, dass die Hg-Gehalte in rezenten Sedimenten deutlich abgenommen haben (Berset et al., 2012; von Gunten et al., 1997; Pessina, 2013).

Sedimente in der Rhone vor der Mündung in den Genfersee und ihren Nebenflüssen waren bis in die 1990er Jahre deutlich von Emissionen der chemischen Industrie beeinflusst. Durch den Ausbau der Abwasserreinigungsanlagen im Einzugsgebiet und emissionsmindernde Massnahmen der Industrie konnte die Hg-Belastung der Gewässer reduziert werden, die 90 %-Perzentile der Messwerte an 26 Standorten in der Rhone sanken von 6650 µg/kg im Jahr 1980 auf 310 µg/kg im Jahr 1990 (s. Tab 18). In einer Untersuchung von 18 kleineren Fliessgewässern im Kanton Aargau im Jahr 2001 wurden Hg-Gehalte zwischen 60 und 2490 µg/kg gefunden, das 90 %-Perzentil errechnet sich auf 190 µg/kg. Am Standort mit der höchsten Belastung ergaben Zweit- und Drittbeprobungen noch höhere Messwerte bis 30'000 µg/kg. Durch weitere Probenahmen entlang des Flusslaufs konnte die Emissionsquelle – eine Sonderabfallbehandlungsanlage – eruiert und die nötigen Massnahmen zur Einstellung der Hg-Einträge getroffen werden (Vonarburg, 2001). Hohe Spitzen an Hg (und anderen Schwermetallen wie Cadmium) wurden früher auch in Sedimenten im Abstrom von Abwassereinleitungen von Kehrichtverbrennungsanlagen gemessen, laut Howa & Vernet (1989) betrugen die Werte in den 1980er Jahren bis 12'000 µg/kg. Neben den Gehalten im «Wasser» wurden zwischen 2005 und 2006 in der Birs und einiger ihrer Nebenflüsse auch die Sedimente auf das Vorkommen von Hg untersucht. Überwiegend wurden Hg-Gehalte von weniger als 250 µg/kg bestimmt, einzig in zwei Nebenflüssen betrugen die Hg-Gehalte zwischen 250 und 500 µg/kg (Gewässerschutzfachstellen der Kantone BE, JU, SO, BL und BS, 2008). Im Unterlauf der Birs sowie in zwei Nebenflüssen im Kanton Basel-Landschaft fand man Hg-Gehalte zwischen < 100 µg/kg und 430 µg/kg, das 90 %-Perzentil betrug 210 µg/kg. Für zehn weitere Fliessgewässer im Kanton errechnet es sich auf 270 µg/kg, man fand Extremwerte von 60 und 1160 µg/kg (Schmutz & Huser, 2008).

Im Kanton Zürich werden seit dem Jahr 1999 Sedimente der bedeutendsten Fliessgewässer auf Schwermetalle untersucht. Im Falle von Hg liegen für 52 Standorte Daten sowohl für die Jahre 1999 – 2002 wie für die Jahre 2004 – 2011 vor. Danach hat die Belastung mit Hg an ca. 80 % der Standorte durchschnittlich um ca. 15 % abgenommen (Känel et al., 2012). Berücksichtigt man die Daten ab dem Jahr 2008, variieren die jüngst an einem der 130 Standorte gemessenen Hg-Gehalte zwischen 40 und 1360 µg/kg, häufige Gehalte (10 %- und 90 %-Perzentile) betragen zwischen 70 und 200 µg/kg (AWEL, 2016). Messwerte zur Sedimentbelastung von Zürcher Fliessgewässern ohne Abwasseranteil liegen für rund 60 Standorte vor. Die seit dem Jahr 2008 an einem Standort jeweils jüngst gemessenen

Hg-Gehalte streuen zwischen 40 und 1360 µg/kg, häufige Gehalte errechnen sich auf 60 – 200 µg/kg. Die entsprechenden Werte für die rund 35 Standorte mit Abwasseranteilen von 30 % und mehr betragen 60 und 420 µg/kg (Extremwerte), bzw. 80 und 220 µg/kg (häufige Gehalte).

Vorkommen von Methyl-Hg

Im Jahr 2011 wurden in der Bucht Vidy im Genfersee auf einer Fläche von rund 1 km² in einem Abstand von 225 – 545 m von der Einleitstelle des gereinigtem Abwassers der ARA Lausanne vierzehn Sedimentproben entnommen und das überstehende Wasser und das durch Zentrifugation gewonnene Porenwasser (der Sedimente in 0 – 1.5 cm, 1.5 – 3 cm und 3 – 6 cm Tiefe) auf das Vorkommen von Gesamt-Hg und Methyl-Hg untersucht. Die höchsten Gesamt-Hg-Gehalte von 300 – 730 ng/l und 4 – 80 ng/l wurden im Porenwasser von zwei stark belasteten Sedimenten gefunden. Die Methyl-Hg-Gehalte betragen 9 – 22 ng/l bzw. 0.3 – 2 ng/l. Im Porenwasser der zwölf weiteren Sedimentproben mass man Gesamt-Hg-Gehalte von 1.3 – 47 ng/l und Methyl-Hg-Gehalte von 0.3 – 11 ng/l. Ohne die Werte des am stärksten belasteten Sediments betragen die mittleren Methyl-Hg-Gehalte im Porenwasser 4.5 ± 4.1 ng/l in der Tiefe bis 1.5 cm, 2.6 ± 2.1 ng/l in der Tiefe von 1.5 cm bis 3 cm und 7.9 ± 4.0 ng/l in der Tiefe von 3 cm bis 6 cm. Für Porenwasser in einer Sedimenttiefe bis 1.5 cm betrug das Verhältnis Methyl-Hg zu Gesamt-Hg 0.44 ± 0.22 . Im den Sedimentproben überstehenden Wasser wurden gelöste Gesamt-Hg-Gehalte von 0.4 – 3.0 ng/l (P90 = 0.92 ng/l) und gelöste Methyl-Hg-Gehalte von 0.03 – 0.5 ng/l (P90 = 0.20 ng/l) gemessen (Gascon Diez et al., 2013).

In weiteren Untersuchungen von Gascon Diez et al. (2016) in der Bucht von Vidy wurden im Jahr 2010 in einem Transekt zwischen der Einleitstelle des gereinigten ARA-Abwassers hin zur Seemitte 15 Sedimentproben (1 cm Tiefe) entnommen. Zusätzlich wurden zwischen Dezember 2009 und 2011 in einem Abstand von 1100 m zur Einleitstelle monatlich Sedimentproben entnommen und mit einer Sedimentfalle 5 m über dem Seegrund absetzende Partikel gesammelt. In den monatlichen Proben fand man Gesamt-Hg-Gehalte zwischen 174 und 270 µg/kg in den Sedimenten und 73 und 257 µg/kg in den absetzenden Partikeln. Die Gehaltsunterschiede waren statistisch nicht signifikant. Demgegenüber waren die Methyl-Hg-Gehalte in den absetzenden Partikeln mit 0.62 – 11.38 µg/kg signifikant höher als in den Sedimenten, in denen 0.31 – 1.67 µg/kg gemessen wurden. Im Transekt wurde der höchste Methyl-Hg-Gehalt von 6 µg/kg in einem Abstand von 270 m zur Einleitstelle des gereinigten Abwassers gefunden, an 13 Standorten in Abständen von 460 – 2350 m mass man noch 0.2 – 1.4 µg/kg (P90 = 1.3 µg/kg). Nach Gascon Diez et al. (2016) sind die den absetzenden Partikeln (in einem Abstand von 1100 m zur Einleitstelle) gemessenen Methyl-Hg-Gehalte nicht durch ARA- oder andere Einträge erklärbar¹⁹. Die Autoren nehmen an, dass sich in den absetzenden Partikeln suboxische/anaerobe Mikrozonon ausbilden, welche die Bildung von Methyl-Hg begünstigen²⁰.

¹⁹ So lag der im Klärschlamm gemessene Methyl-Hg-Gehalt von 1.6 µg/kg meist unter den in den absetzenden Partikeln gemessenen Gehalten.

²⁰ Diese Annahme stützt sich weiter darauf, dass die Demethylierungsraten in den Sedimenten und absetzenden Partikeln in der gleichen Grössenordnung lagen, während die Methylierungsraten in den absetzenden Partikeln deutlich höher als in Sedimenten waren. Die Hemmung der Methyl-Hg Bildung in absetzenden Partikeln nach Zusatz von Molybdat als metabolischer Inhibitor deutet zusätzlich auf die Beteiligung von Sulfat-reduzierenden Bakterien an der Methylierung von Hg hin.

Tabelle 16

Hg-Gehalte in Oberflächengewässern

Hg-Gehalte in Schweizer Oberflächengewässern in ng/l (P = Perzentil)

Standort	Wert	Beschreibung	Quelle
Walensee bei Murg	< 100 < 100 – 400	Mischproben 0 – 20 m Tiefe zwischen 1996 – 2005 (n = 38)	Schildknecht et al. (2013)
Zürichsee Obersee bei Lachen	< 100 < 100 – 100	Mischproben 0 – 20 m Tiefe zwischen 1996 – 2005 (n = 36)	Schildknecht et al. (2013)
Zürichsee bei Stäfa, Thalwil und Zollikon	< 100 < 100 – 100	Mischproben 0 – 20 m Tiefe zwischen 1996 – 2005 (n = 113)	Schildknecht et al. (2013)
Thuner-, Briener- und Vierwaldstättersee	alle Werte < 20	Überstandswasser von Sedimentkernproben im Jahr 2009	Schenker et al. (2012)
Bielensee	< 10	0 – 70 m Tiefe (n = 4)	die3seen (2017)
Genfersee (Grand Lac) (gelöste Gehalte)	< 0.5	Mischproben (1 m und 30 m bzw. 200 m und 305 m Tiefe) im März und September 2017	Klein & Plagellat (2018)
Genfersee (Baie de Vidy) (gelöste Gehalte)	0.88 0.4 – 3.0 P90: 0.92	Überstandswasser von elf Sedimentproben gezogen in Distanz von 230 – 540 m von einem ARA-Ablauf. Hg-Gehalte der Sedimente (0 – 1.5 cm Tiefe): 380 – 5200 µg/kg	Gascon Diez et al. (2013)
Bodensee (Obersee) (Gesamtgehalte)	1.1 – 1.6	Stichproben 2005 in 10 verschiedenen Tiefen bis 140 m	Petri (2007)
Bodensee (Seeabflüsse) – Gesamtgehalte	1.2 – 1.6	Stichproben 2005 im Konstanzer Trichter und bei Stein am Rhein	Petri (2007)
– gelöste Gehalte	1.1 – 1.5		
Rhone bei Porte-du-Scex (Gesamtgehalte)	91 68	Jahresmittelwert frachtgewogen 1976 Jahresmittelwert frachtgewogen 1985	NADUF (2016)
	16 – 23	Jahresmittelwerte frachtgewogen 1992 – 1995	
	8 – 12	Jahresmittelwerte frachtgewogen 1999 – 2000	
Alpenrhein – Gesamtgehalte	1.5 – 5.3	Stichproben 2005 vor Zufluss Bodensee	Petri (2007)
– gelöste Gehalte	1.0 – 1.5		
Alter Rhein – Gesamtgehalte	1.8 – 5.5	Stichproben 2005 vor Zufluss Bodensee	Petri (2007)
– gelöste Gehalte	1.3 – 2.2		
Goldach – Gesamtgehalte	2.0 – 6.9	Stichproben 2005 vor Zufluss Bodensee	Petri (2007)
– gelöste Gehalte	1.7 – 5.0		
Steinach – Gesamtgehalte	3.1 – 9.5	Stichproben 2005 vor Zufluss Bodensee	Petri (2007)
– gelöste Gehalte	2.2 – 3.3		
Schüss (gelöste Gehalte)	< 10	Stichproben 2015 – 2016 (n = 36) bei Le Torrent, Sonceboz und vor Mündung Bielensee	AWA (2017)
Birs und Nebenflüsse im Kanton Bern (gelöste Gehalte)	alle Werte < 10	Stichproben 2015 – 2016 (n = 96) in der Birs (4 Standorte), Sorne (2 Standorte), der Trame (2 Standorte) und der Raus (1 Standort)	AWA (2017)
Aare im Kanton Bern (gelöste Gehalte)	alle Werte < 10	Stichproben 2015 – 2016 (n = 108) an neun Standorten	AWA (2017)

Standort	Wert	Beschreibung	Quelle
Kander und Nebenflüsse (gelöste Gehalte)	alle Werte < 10	Stichproben 2013 – 2016 (n = 108) in der Kander (3 Standorte), Simme (2 Standorte), Engstlige, Chirel und Chiene (je ein Standort)	AWA (2017)
Saane im Kanton Bern (gelöste Gehalte)	alle Werte < 10	Stichproben 2013 – 2014 (n = 13) bei Rougemont	AWA (2017)
Emme und Nebenflüsse im Kanton Bern (gelöste Gehalte)	alle Werte < 10	Stichproben 2011 – 2016 (n = 311) in der Emme (5 Standorte), Biglenbach, Grüene, Ilfis, Trueb und Urtenen (je ein Standort)	AWA (2017)
Wiese bei Basel (gelöste Gehalte)	alle Werte < 10	Stichproben 1993 – 2008 (n = 205)	AUE BS (2009)
Verschiedene Fliessgewässer Stadt Basel (gelöste Gehalte)	alle Werte < 10	Stichproben 1993 – 2008 im Aubach, Bachgraben, Bettingerbach, Dorenbach, Immenbach, Neuen Teich, St. Albanteich, in der Birs und Birsig (n = 585)	AUE BS (2009)
Rhein bei Birsfelden (gelöste Gehalte)	alle Werte < 10	Stichproben 1993 – 2008 (n = 198)	AUE BS (2009)
Rhein bei Village-Neuf (Gesamtgehalte)	52 33 – 80 14 12 – 17	Jahresmittelwert 1975 – 1984 Jahresmittelwert 1993 – 1994	IKSR (2017)
Rhein bei Weil (Gesamtgehalte)	< 10 < 10 – 12	Jahresmittelwert 1995 – 2009	IKSR (2017)
Rhein bei Weil (Gesamtgehalte)	alle Werte < 5 < 5 < 5 – 7 P95: < 5 alle Werte < 5	Mischproben über 14 Tage im Jahr 2012 (n = 26) Mischproben über 14 Tage im Jahr 2014 (n = 26) Mischproben über 14 Tage im Jahr 2015 (n = 25)	IKSR (2017)

Tabelle 17

Hg-Gehalte in Schwebstoffen

Hg-Gehalte in Gewässerschwebstoffen in µg/kg (P = Perzentil)

Standort	Wert	Beschreibung	Quelle
Schweizer Fliessgewässer	P50: 200	Je 6 Stichproben 1990 – 1993 im Rhein (3 Standorte), in der Thur, Aare, Limmat und der Birs (je 1 Standort)	OFEFP (1995)
	P50: 135 25 – 570	Je 4 Stichproben 1999 – 2000 in der Rhone (2 Standorte), im Rhein, in der Thur, Aare, Limmat, Reuss, Birs, im Inn und Tessin (je 1 Standort)	Pardos et al. (2003)
Rhone vor Mündung in den Genfersee	170 130 – 220	Stichproben im Jahr 1999 (n = 4)	Pardos et al. (2003)
Limmat bei Enneturgi	310 180 – 570 P50: 240	Stichproben im Jahr 1999 (n = 4)	Pardos et al. (2003)
Rhein bei Ellikon (Rhein-km 64)	240 P50: 180 90 50 – 120	Stichproben 1990 – 1993 (n = 6) Stichproben im Jahr 1999 (n = 4)	OFEFP (1995) Pardos et al. (2003)
Rhein bei Rekingen (Rhein-km 90)	130 – 340	Jahresmittelwerte 1990 – 1994	IKSR (2017)
Rhein bei Village-Neuf (Rhein-km 173)	270 – 600	Jahresmittelwerte 1990 – 1994	IKSR (2017)
Rhein bei Weil (Rhein-km 170)	250 180 – 360 P90: 320	Jahresmittelwerte 1995 – 2009	IKSR (2017)
Rhein bei Weil (Rhein-km 170)	180	Einzelproben (1-mal in 28 Tagen) im Jahr 2010 (n = 14)	IKSR (2017)
	< 100 – 350 P90: 250 200	Einzelproben (1-mal in 28 Tagen) im Jahr 2012 (n = 13)	IKSR (2017)
	120 – 350 P90: 260 210	Mischproben über 28 Tage im Jahr 2014 (n = 13)	IKSR (2017)
	110 – 440 P90: 320 180	Einzelproben (1-mal in 28 Tagen) im Jahr 2015 (n = 13)	IKSR (2017)
	< 100 – 420 P90: 310		

Tabelle 18**Hg-Gehalte in Sedimenten***Hg-Gehalte in Gewässersedimenten in µg/kg (P = Perzentil)*

Standort	Wert	Beschreibung	Quelle
Genfersee	750	Proben im Jahr 1978	Arbouille et al. (1989)
	80 – 2240		
	470	Proben von 200 Standorten (0,5 cm Tiefe) im Jahr	Loizeau et al. (2017)
	20 – 2300	1988	
Luganersee (südliches Becken)	290	Proben von 80 Standorten (Tiefe bis 2 cm) im Jahr	Pessina (2013)
	40 – 4370	2015	
Luganersee (südliches Becken)	85	Sedimentkern Melide 1856 – 1862 (50 – 52 cm)	Pessina (2013)
	475	1963 – 1965 (15 – 16 cm)	
	110	2009 – 2011 (0 – 1 cm)	
Luganersee (südliches Becken)	110	Sedimentkern Figino 1936 – 1938 (50 – 52 cm)	Pessina (2013)
	310	1988 – 1990 (15 – 16 cm)	
	180	2010 – 2011 (0 – 1 cm)	
Langensee (nördliches Becken Schweiz)	35	Sediment in Seetiefe 110 m 2004 – 2006 (4 – 6 cm)	Guilizzoni (2012)
	25	2006 – 2009 (2 – 4 cm)	
	40	2009 – 2011 (0 – 2 cm)	
Langensee (nördliches Becken Schweiz)	70	Sediment in Seetiefe 240 m 2004 – 2007 (2 – 3 cm)	Guilizzoni (2012)
	105	2007 – 2009 (1 – 2 cm)	
	85	2009 – 2011 (0 – 1 cm)	
Bodensee (Obersee)	200	Sedimentkern Obersee Seemitte 1944 – 1954	Rossknecht (1984)
	100	1963 – 1970	
	100	1976 – 1981	
Bodensee	765	Proben von zehn Standorten in 0,5 cm Tiefe im Jahr	Vernet & Thomas (1972)
	65 – 1690	1971	
Bodensee – bei Güttingen	30	Proben in 0 – 2 cm Tiefe im Jahr 1980	Rossknecht (1984)
	140		
Bodensee	90	Proben von 48 Standorten in 0 – 1 cm Tiefe zwischen	Güde et al. (2009)
	< 20 – 480	2004 - 2005	
	P25: 50		
	P50: 60		
Zürichsee	1000	Sedimentkern Seemitte 1955	von Gunten et al. (1997)
	700	1965 – 1969	
	300 – 400	1973 – 1977	
Thunersee	70	Sedimentkurzkern gezogen im Jahr 2009 0 – 30 cm	Schenker et al. (2012)
	120	> 30 cm	

Standort	Wert	Beschreibung	Quelle
Brienzersee		Sedimentkurzkern gezogen im Jahr 2009	Schenker et al. (2012)
	< 50	0 – 30 cm	
	60	> 30 cm	
Vierwaldstättersee		Sedimentkurzkern gezogen im Jahr 2009	Schenker et al. (2012)
	80	0 – 30 cm	
	90	> 30 cm	
Bielersee	545	Proben in 0.5 cm Tiefe im Jahr 1971 (n = 15)	Vernet & Thomas (1972)
	120 – 1730		
	≈ 100	Proben im Jahr 2005	
Schweizer Fliessgewässer	P50: 145	Je 4 Stichproben 1999 – 2000 an 10 Standorten in 9 Gewässern (Rhône, Rhein, Thur, Aare, Limmat, Reuss, Birs, Inn und Tessin)	Pardos et al. (2003)
	20 – 590		
Tessin bei Gudo	90	Stichproben 1999 – 2000 (n = 4)	Pardos et al. (2003)
	30 – 250		
	P50: 50		
Tessin vor Mündung Langensee	30	Stichproben im März und Oktober 2011	Guilizzoni (2012)
	10 – 45		
Tresa	110	Stichproben im März, Juli und Oktober 2011	Guilizzoni (2012)
	85 – 150		
Rhein und Zuflüsse	P90: 740	1973 (P90 der Mittel von 27 Standorten)	OFEFP (1995)
	P90: 370	1986 – 1989 (P90 der Mittel von 33 Standorten)	OFEFP (1995)
	P90: 330	1999 – 2000 (P90 der Mittel von 6 Standorten)	Pardos et al. (2003)
Nebenflüsse der Rhône im Kanton Wallis	2440	1983 (Stichproben an 39 Standorten in 22 Gewässern)	Mondain-Monval & Vernet (1984)
	10 – 20'300		
	P80: 1510		
	P90: 12'360		Favarger et al. (1991b)
	810	1990 (Stichproben an 29 Standorten in 14 Gewässern)	
	30 – 7760		
Rhône im Kanton Wallis	P80: 670		Favarger et al. (1991b)
	P90: 1970		
	3640	1980 (je 6 Stichproben an 26 Standorten)	Favarger et al. (1991b)
	70 – 25'300		
	P90: 6650		Favarger et al. (1991b)
	1150	1985 (je 4 Stichproben an 26 Standorten)	
	100 – 10'380		Favarger et al. (1991b)
	P90: 1830		
Rhône vor Mündung in den Genfersee	270	1990 (je 4 Stichproben an 26 Standorten)	Favarger et al. (1991b)
	40 – 2030		
	P90: 310		Pardos et al. (2003)
	220	Stichproben im Jahr 1990 (n = 4)	
	90 – 370		
	170	Stichproben im Jahr 1999 (n = 4)	Pardos et al. (2003)
	60 – 230		

Standort	Wert	Beschreibung	Quelle
Zuflüsse Genfersee im Kanton Waadt	340 30 – 1670 P80: 360 P90: 860	1986 (Stichproben an 33 Standorten in 24 Gewässern)	Favarger & Vernet (1987)
	220 40 – 640 P80: 320 P90: 470	1990 (Stichproben an 34 Standorten in 7 Gewässern)	
Aare im Berner Oberland	< 100	Stichproben 2013 – 2014 bei Interlaken, Goldiswil und vor Zufluss Thunersee	Berset et al. (2015)
Fliessgewässer im Berner Oberland	≈ 30 20 – 90	Stichproben 2013 – 2014 in der Kander, Lütschine, Saane, Simme und fünf weiteren Gewässern	Berset et al. (2015)
Schüss		Stichproben 2005 – 2006 in monatlichen Abständen	Gewässerschutzfachstellen der Kantone BE, JU, SO, BL und BS (2008)
– St. Imier	250 – 500		
– nach ARA Villeret	750 – 1000		
– nach ARA Sonceboz	< 250		
– nach ARA Frinwilliet	< 250		
Thur und Seitenbäche	105 60 – 220 P90: 135	Stichproben 2010 – 2011 (n = 15) in der Thur (3 Standorte) und sieben Zuflüssen (12 Standorte)	AWEL (2016)
Töss und Seitenbäche	180 100 – 420 P90: 260	Stichproben 1998 – 1999 (n = 9) in der Töss (3 Standorte) und fünf Zuflüssen (6 Standorte)	AWEL (2016)
	110 40 – 320 P90: 170	Stichproben 2010 – 2011 (n = 25) in der Töss (8 Standorte) und neun Zuflüssen (17 Standorte)	
Zuflüsse Greifensee	160 70 – 460 P90: 370	Stichproben 2004 – 2005 (n = 20) in elf Zuflüssen (20 Standorte)	AWEL (2016)
	110 60 – 220 P90: 155	Stichproben 2012 – 2013 (n = 18) in elf Zuflüssen (20 Standorte)	
Glatt und Seitenbäche	215 100 – 440 P90: 305	Stichproben 1998 – 1999 (n = 14) in der Glatt (9 Standorte) und vier Zuflüssen (5 Standorte)	AWEL (2016)
	205 90 – 700 P90: 280	Stichproben 2004 – 2005 (n = 20) sowie 2006 – 2007 (n = 4) in der Glatt (10 Standorte) und zehn Zuflüssen (13 Standorte)	
	215 70 – 1360 P90: 305	Stichproben 2012 – 2013 (n = 24) in der Glatt (10 Standorte) und elf Zuflüssen (14 Standorte)	
Zuflüsse Zürichsee linkes und rechtes Seeufer	130 50 – 310 P90: 245	Stichproben 2006 – 2007 (n = 15) in 13 Bächen (15 Standorte)	AWEL (2016)
Sihl und Seitenbäche	95 50 – 190	Stichproben 2006 – 2007 (n = 9) in der Sihl (6 Standorte) und drei Zuflüssen	AWEL (2016)

Standort	Wert	Beschreibung	Quelle
Reppisch und Seitenbäche	80	Stichproben 2008 – 2009 (n = 9) in der Reppisch (6 Standorte) und drei Zuflüssen	AWEL (2016)
	40 – 130		
Furtbach und Seitenbäche	250	Stichproben 2008 – 2009 (n = 13) im Furtbach (9 Standorte) und vier Zuflüssen	AWEL (2016)
	110 – 550		
	P90: 370	Stichproben 2014 – 2015 (n = 16) im Furtbach (9 Standorte) und sieben Zuflüssen	
	160		
60 – 250			
P90: 225			
Limmat bei Oetwil		Je eine Stichprobe	
	240	1998	AWEL (2016)
	80	2006	
	90	2014	
Jonen und Seitenbäche	115	Stichproben 2008 – 2009 (n = 12) in der Jonen (7 Standorte) und vier Zuflüssen (5 Standorte)	AWEL (2016)
	70 – 180		
Fliessgewässer im Kanton Aargau	230	Stichproben (n = 24) 2001 in 18 kleineren Gewässern (Wyna, Suhre, Wigger, Sissle, Surb, Bünz, u.a)	Vonarburg (2002)
	60 – 2490		
	P80: 154		
	P90: 190		
Birs und Nebenflüsse	< 250	Stichproben 2005 – 2006 in monatlichen Abständen in der Birs (13 Standorte), Some (4 Standorte), Tabeillon, Lützel, Gabiare, Scheulte und der Trame (je ein Standort)	Gewässerschutzfachstellen der Kantone BE, JU, SO, BL und BS (2008)
Nebenflüsse der Birs	250 – 500	Stichproben 2005 – 2006 in monatlichen Abständen in der Lüssel (ein Standort) und Trame (ein Standort)	Gewässerschutzfachstellen der Kantone BE, JU, SO, BL und BS (2008)
Birs und Nebenflüsse im Kanton Basel-Landschaft	150	Stichproben 2006 (n = 16) in der Birs (6 Standorte im Kanton BL), Lützel und Lüssel (je ein Standort)	Schmutz & Huser (2008)
	< 100 – 430		
	P80: 170		
	P90: 210		
Fliessgewässer im Kanton Basel-Landschaft	200	Stichproben 2007 (n = 28) in der Birsig (2 Standorte), Ergolz und Frenke (je 3 Standorte) sowie sieben weiteren Gewässern (jeweils ein Standort)	Schmutz & Huser (2008)
	60 – 1160		
	P80: 200		
	P90: 270		

6.4 Biota

In der Biota reichert sich Quecksilber an, wobei organisches Hg in Form von Methyl-Hg besonders stark bioakkumuliert. Hg-Gehalte und Anteile Methyl-Hg an Gesamt-Hg sind in Organismen des limnischen Kompartiments hoch, doch kommt Methyl-Hg auch in der Biota des terrestrischen Kompartiments vor.

6.4.1 Terrestrisches Kompartiment

Terrestrische Pflanzen können elementares Hg (Hg^0) durch Gasaustausch über ihre Blätter aus der Luft aufnehmen (De Temmermann et al., 2007; Portmann et al., 2013a; Schulz et al., 2015), eine Hg-Aufnahme in Pflanzenteile erfolgt weiter aus dem Boden. Während zwischen den Hg-Gehalten in Böden und Wurzeln noch häufig signifikante Korrelationen bestehen, fehlen solche für andere Pflanzenteile, was darauf hindeutet, dass die Wurzeln als Barriere für die Hg-Aufnahme wirken (Alloway, 1999; EFSA, 2008; Portmann et al., 2013a). Die in Pflanzen gefundenen Hg-Gehalte sind somit in hohem Masse von der Luftbelastung beeinflusst (EFSA, 2008; Schulz et al., 2015).

Quinche & Dvorak (1975) erhoben im Jahr 1974 in der Umgebung einer Quecksilber in die Luft emittierenden Chlor-Alkali-Elektrolyseanlage im Unterwallis 37 Baum- und Strauchblätterproben und bestimmten darin (bezogen auf die Trockensubstanz) einen mittleren Hg-Gehalt von 720 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (150 – 2770 $\mu\text{g}/\text{kg}$). Die Autoren zeigten weiter, dass Kehrlichtverbrennungsanlagen vor 40 Jahren bedeutend Hg emittierten: im Abstand von 660 m zum Kamin einer KVA ermittelten sie in der Vegetation einen Hg-Gehalt um 1000 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (650 – 1340 $\mu\text{g}/\text{kg}$, $n = 5$). Demgegenüber fanden Wyttenbach et al. (1991) im Jahr 1985 im Raum Winterthur in einjährigen Fichtennadeln viel tiefere Hg-Gehalte von 18 – 64 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (Mittelwert: 31 $\mu\text{g}/\text{kg}$). Ausländische Daten neueren Datums zur Hg-Belastung des Laubs, die auch für die Schweiz als repräsentativ eingestuft wird, zeigen Folgendes: In den neun österreichischen Bundesländern wurden im Jahr 2006 mittlere Hg-Gehalte in einjährigen Fichtentrieben von 8 – 16 $\mu\text{g}/\text{kg}$ gemessen. Die Gehalte reichten von 5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ bis 66 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Im an die Schweiz angrenzenden Vorarlberg betragen bei einem Probenumfang von 24 der mittlere Hg-Gehalt 11 $\mu\text{g}/\text{kg}$ und die Extremwerte 8 – 15 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (Fürst, 2007). Nach einer Zusammenstellung von Schulz (2015) von Daten aus der deutschen Umweltprobenbank für den Zeitraum 1995 – 2013 enthalten Fichtentriebe grösstenteils 10 – 30 μg Hg/kg und Buchenblätter 20 – 40 μg Hg/kg (bezogen auf die Trockensubstanz). In den USA wurden in Laub und Nadeln von neun Baumarten mittlere Hg-Gehalte von 9 – 30 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (bezogen auf die Trockensubstanz) gemessen (Tabatchnick et al., 2012). In den im Sommer 2009 in öffentlichen Parkanlagen im Südwesten von Ohio erhobenen Proben bestimmten Tabatchnick et al. (2012) weiter die Gehalte an Methyl-Hg. Bei den neun Baumarten streuten die Mittel von 0.03 $\mu\text{g}/\text{kg}$ bis 0.10 $\mu\text{g}/\text{kg}$, statistisch signifikante Unterschiede wurden nicht festgestellt. In der Slowakei mass Dombaiová (2005) in Proben von Kraut-, Strauch- und Laubbaumblättern sowie von ein- und zweijährigen Fichtennadeln häufige Methyl-Hg-Gehalte von 0.02 – 0.18 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (Mittel: 0.08 $\mu\text{g}/\text{kg}$, $n = 40$) bei häufigen Gesamt-Hg-Gehalten von 21 – 48 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (Mittel: 34 $\mu\text{g}/\text{kg}$, $n = 40$).

Neben Baum- und Strauchblätterproben sammelten Quinche & Dvorak (1975) im Jahr 1974 im Nahbereich der mit Hg operierenden Chlor-Alkali-Anlage im Unterwallis zusätzlich rund 30 Futtergras- und Unkrautproben. Der mittlere (auf die Trockensubstanz bezogene) Hg-Gehalt der Proben betrug 410 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (Bereich: 150 – 1860 $\mu\text{g}/\text{kg}$), häufige Hg-Gehalte beliefen sich auf 170 – 710 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Die mittlere Belastung am Industriestandort war rund sechsmal höher als jene an emittentfernen Standorten. Dort ermittelte Quinche & Dvorak (1975) vor rund 40 Jahren eine Hintergrundbelastung um 70 μg Hg/kg (Bereich: 60 – 100 μg Hg/kg, $n = 6$). Basierend auf Versuchen von Temmerman et al. (2007) zum Einfluss der Hg-Luftimmissionen auf die Hg-Gehalte exponierter Graskulturen (*Lolium perenne*) darf heute von einem Hintergrundgehalt im Gras von ca. 15 μg Hg pro Kilogramm Trockensubstanz ausgegangen werden, der sich bei einer Luftbelastung von 1 – 2 ng Hg/m³ einstellt. Hg-Gehalte über dieser Hintergrundbelastung wurden in der Vegetation einer Schiessanlage im Kanton St. Gallen von Küng (2008) gefunden: in 11 Proben in Schützenhausnähe ermittelte er einen Hg-Gehalt um 50 $\mu\text{g}/\text{kg}$

(25 – 110 µg/kg), die Hg-Gehalte in zwei Referenzproben in 10 m und 50 m Abstand zum Schützenhaus beliefen sich auf 30 und 35 µg Hg/kg. In 17 Heuproben aus Böden, deren Hg-Gehalte durch das Ausbringen von Hg enthaltenden Schlämmen aus dem Aushub eines Kanals erhöht sind (s. Kap. 6.2), betrug der mittlere Hg-Gehalt 12 µg/kg und der maximal gefundene Hg-Gehalt 46 µg/kg (DUW VS, 2016).

Um typische Daten zur Hintergrundbelastung von Gemüse und Getreide zu erhalten, wurden in einer vom Bundesamt für Lebensmittelsicherheit und Veterinärwesen (BLV) initiierten Kampagne im Jahr 2015 vom Kantonalen Labor Zürich 44 Proben von Karotten (n = 5), Knollensellerie (n = 5), Endivie (n = 5), Kopfsalat (n = 5), Weisskohl (n = 5), Weizen (n = 3), Kartoffeln (n = 5), Lauch (n = 5) und Randen (n = 6), die in den Regionen Luzern, Tessin, Wallis, Solothurn und Zürich aus der Primärproduktion erhoben wurden, auf das Vorkommen von Gesamt- und Methyl-Hg analysiert (Reber & Pacciarelli, 2016). In Karotten und Kartoffeln, die geschält und ungeschält untersucht wurden, sowie in Weisskohl, Lauch und Randen lagen alle Gesamt-Hg-Gehalte unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0.5 µg/kg. Auch in Weizen konnte Gesamt-Hg nicht bestimmt werden (< 1 µg/kg). In Knollensellerie wurde Gesamt-Hg in zwei von fünf Proben über der Bestimmungsgrenze in Gehalten von 0.7 – 0.8 µg/kg gefunden. In je einer Probe Endivie und Kopsalat wurden Hg-Gehalte von 0.7 µg/kg und 0.8 µg/kg gemessen (alle Angaben bezogen auf das Frischgewicht). Aufgrund des tiefen Vorkommens von Gesamt-Hg konnte Methyl-Hg in keiner Probe nachgewiesen werden (Bestimmungsgrenze: 1 µg/kg). Über Graskulturen hinaus (s. o.) prüften Temmerman und Mitarbeiter in einer Folgestudie die Hg-Aufnahme aus der Luft von Blattgemüse, das sie in Containern (in einem Torfboden mit geringem Hg-Gehalt) in der Nähe eines Hg-Emittenten und an einem suburbanen Standort aufwachsen liessen (Temmerman et al., 2009). Anhand der Daten für den suburbanen Standort, an welchem die Hg-Gehalte der Atmosphäre zwischen 1 – 2 ng/m³ (24h-Mittel) betrug, wurden (bezogen auf das Frischgewicht) Hintergrundgehalte von Blattgemüse zwischen 0.6 – 2.2 µg Hg/kg abgeleitet. Hintergrundgehalte und durch Luftimmissionen beeinflusste Werte betrug 0.56 µg Hg/kg bzw. 1.2 µg Hg/kg für Kopfsalat (*Lactuca sativa* L.), 1.15 µg Hg/kg bzw. 2.5 µg Hg/kg für Endivie (*Cichorium endivia* L.), 1.5 µg Hg/kg bzw. 3.5 µg Hg/kg für Nüsslisalat (*Valerianella locusta*) sowie 2.16 µg Hg/kg bzw. 4.7 µg Hg/kg für Spinat (*Spinacia oleracea* L.). Mit den jeweils höher genannten Gehalten korrespondieren Luftgehalte von 3 – 4 ng/m³. Die Studie stützt die Ergebnisse der Schweizer Kampagne aus dem Jahr 2015, wonach die Hintergrundgehalte von Hg in Blattgemüse mit 0.5 µg/kg und weniger zu veranschlagen sind.

Durch das kantonale Labor Tessin wurden im Jahr 2001 zwischen Juni und Oktober gesammelte Speisepilze auf ihren Gehalt an Hg untersucht. In rund 50 Proben hauptsächlich aus der Gattung der Dickröhrlinge (*Boletus*) wurden bezogen auf den Trockengehalt Hg-Gehalte von 80 – 4540 µg/kg gefunden, der mittlere Hg-Gehalt belief sich auf ca. 900 µg/kg (LC-TI, 2001)²¹. In erster Näherung wird der Frischgehalt auf 90 µg/kg geschätzt. Im Jahr 2015 wurde je ein Steinpilz (*Boletus edulis*) aus dem Tessin, Wallis und Graubünden vom Kantonalen Labor Zürich 2015 sowohl auf das Vorkommen von Gesamt- wie auch von Methyl-Hg untersucht (Reber & Pacciarelli, 2016). Bei Gesamt-Hg-Gehalten von 190 – 380 µg/kg betrug die Methyl-Hg-Gehalte 3 – 8 µg/kg (Angaben bezogen auf den Frischgehalt). Rieder et al. (2011) bestimmten Mitte der 2000er Jahre in über 30 Schweizer Waldböden mit Hg-Gehalten zwischen 70 µg/kg und 550 µg/kg die Gesamt-Hg- und Methyl-Hg-Gehalte von Mykorrhiza-Pilzen, von holzabbauenden Pilzen und von streuabbauenden Pilzen. Es zeigte sich, dass streuabbauende Pilze mehr Gesamt-Hg und Methyl-Hg (2560 µg/kg und 60 µg/kg) enthielten, als Mykorrhiza-Pilze

²¹ Mittel- und Extremwerte bezogen auf die Trockensubstanz betrug 2950 µg/kg (330 – 4540 µg/kg, n = 5) beim Wiesen-Champignon (*Agaricus campestris*), 380 µg/kg (80 – 1230 µg/kg, n = 16) beim Maronen-Möhrling (*Boletus badius*), 1710 µg/kg (1120 – 3150 µg/kg, n = 4) beim Steinpilz (*Boletus edulis*), 790 µg/kg (290 – 2880 µg/kg, n = 10) beim Hexen-Röhrling (*Boletus edulis*), 430 µg/kg (370 – 520 µg/kg, n = 4) beim Gemeinen Birkenpilz (*Boletus leccinum*), 920 µg/kg (230 – 1190 µg/kg, n = 5) beim Kuh-Röhrling (*Suillus bovinus*) sowie 550 µg/kg (190 – 1260 µg/kg, n = 5) beim Klapperschwamm (*Poliporus frondosus*).

(810 µg/kg und 17 µg/kg) und holzabbauende Pilze (240 µg/kg und 9 µg/kg). Insgesamt wurde keine Korrelation zwischen den Hg-Gehalten im Boden und im Fruchtkörper festgestellt, eine Ausnahme bildete die Mykorrhiza *Russula nigricans*. Hoch signifikant korrelierten die Gesamt-Hg und Methyl-Hg-Gehalte in den Fruchtkörpern, der mittlere Anteil Methyl-Hg an Gesamt-Hg betrug 4.5 %. Über alle Spezies gemittelt enthielten die Fruchtkörper 960 µg/kg Gesamt-Hg und 21 µg/kg Methyl-Hg. Werden die auf das Trockengewicht bezogenen Originalangaben mit einem Faktor von 0.1 in Frischgehalte umgerechnet, liegen mittlere Gesamt-Hg- und Methyl-Hg-Gehalte bei rund 100 µg/kg bzw. bei ca. 2 µg/kg.

Rieder et al. (2011) untersuchten weiter die Anreicherung von Gesamt- und Methyl-Hg durch Regenwürmer: Dazu sammelten sie in rund 30 unkontaminierten Waldböden streubewohnende (epigäische), im Oberboden lebende (endogäische) und tief grabende (anektische) Organismen. Die Würmer enthielten im Mittel 1040 µg/kg Gesamt-Hg und 89 µg/kg Methyl-Hg. Werden die auf das Trockengewicht bezogenen Originalangaben von Rieder et al. (2011) mit einem Faktor von 0.2 in Frischgehalte umgerechnet, liegen mittlere Gesamt-Hg- und Methyl-Hg-Gehalte bei rund 200 µg/kg bzw. bei 18 µg/kg. Die höchsten Gesamt- und Methyl-Hg-Gehalte wurden in endogäisch lebenden Organismen gefunden. Mit Ausnahme für die Spezies *Lumbricus rubellus* wurde keine Korrelation zwischen den Hg-Gehalten im Boden und im Organismus festgestellt. Zwischen 6 % und 10 %, im Mittel 8 %, des Hg lagen als Methyl-Hg vor (s. Tab. 19). Folgearbeiten führten zur Vermutung, dass Hg im anaeroben Verdauungstrakt der Regenwürmer durch Bakterien methyliert und Methyl-Hg im Gewebe angereichert wird (Rieder et al., 2013). Ähnliche Gesamt-Hg-Gehalte in Würmern aus den selben Waldböden wurden in einer früheren Arbeit von Ernst et al. (2008) gemessen (s. Tab. 20). Die Autoren errechneten Biokonzentrationsfaktoren, die bemerkenswert gut mit denen von Rieder et al. (2011) übereinstimmen (Tab. 19).

Tabelle 19

Hg-Gehalte in Regenwürmern

Total-Hg (Hg) und Methyl-Hg (MeHg) in Regenwürmern aus 34 Schweizer Waldböden sowie Biokonzentrationsfaktoren (BCF) bezogen auf die Bodengehalte

Organismus	Hg [µg kg ⁻¹ TS]	MeHg [µg kg ⁻¹ TS]	Anteil [%] MeHg	BCF _{Hg}	BCF _{MeHg}
Streubewohnende Würmer	490 ± 290	25 ± 15	6.3 ± 0.1	2.9 ± 1.8	28.5 ± 13.4
– <i>Dendrodrilus rubidus</i>	780	43	6.4	4.6	41.9
– <i>Lumbricus rubellus</i>	200	14	6.2	1.1	15.1
im Oberboden lebende Würmer	1630 ± 320	153 ± 44	8.5 ± 1.0	10.9 ± 3.4	141.7 ± 26.7
– <i>Aporrectodea caliginosa</i>	1030	96	9.1	4.1	100.3
– <i>Aporrectodea rosea</i>	1740	116	6.6	14.5	133.4
– <i>Octolasion cyaneum</i>	2120	242	9.8	14.0	191.5
tief grabende Würmer	690 ± 330	55 ± 15	7.9 ± 2.2	6.0 ± 4.2	49.8 ± 13.5
– <i>Aporrectodea longa</i>	1020	67	5.7	10.2	63.3
– <i>Lumbricus terrestris</i>	360	38	10.1	1.8	36.2
Alle Spezies	1040 ± 260	89 ± 29	7.7 ± 0.7	7.2 ± 2.1	83.1 ± 23.6

Quelle: Rieder et al. (2011)

Weitere inländische Daten zur Hg-Belastung von Organismen des terrestrischen sowie semiterrestrischen (bzw. semiaquatischen) Kompartiments sind älteren Datums (s. Tab. 20). Mason & Weber (1990) massen im Zeitraum 1983 – 1985 in Nierenproben von sich bevorzugt von Amphibien wie Fröschen und Kröten ernährenden Europäischen Iltissen (*Mustela putorius*) Hg-Gehalte zwischen 70 und 5000 µg/kg, der mittlere Hg-Gehalt betrug hohe 1000 µg/kg (Feuchtgehalt). Veluz et al. (1976) beprobten die Muskulatur im Jahr 1972 vorallem in der Westschweiz tot aufgefundenen Vögel, so aus der Ordnung der Sperlingsvögel und Eulen sowie der Familie der Tauben und Habichtartigen. Der Vergleich mit neueren

ausländischen Daten zeigt eine relativ hohe Belastung, wenn man zur Einordnung der Daten Hg-Verhältnisse zwischen Leber, Federn und Muskulatur von 7 zu 3 zu 1 bezogen auf die Frischgehalte bezieht (Evers et al., 2005). Jüngste inländische Daten zur Belastung von Greifvögeln liegen für den Zeitraum 2001 – 2002 vor: Median und Mittelwert der (auf das Frischgewicht bezogenen) Hg-Gehalte in Lebern sowie Nieren von sieben tot oder sterbend in den Alpen aufgefundenen Steinadlern (*Aquila chrysaetos*) betragen 19 µg/kg und 24 µg/kg sowie 14 µg/kg und 16 µg/kg. In den drei in den Schweizer Alpen gefundenen Tieren variierten die detektierbaren Hg-Gehalte von 14 µg/kg bis 24 µg/kg (n = 3) in den Lebern und von 21 µg/kg bis 39 µg/kg (n = 2) in den Nieren (Kenntner et al., 2007).

Alleva et al. (2006) beprobten die Lebern zwischen 1994 und 1995 in der italienischen Provinz Urbino-Pesaro tot aufgefundener Vögel (56 Spezies) und Säugetiere (11 Spezies) verschiedener trophischer Stufen und fanden die höchsten Hg-Gehalte in Vögeln, die sich von Fischen (2900 ± 900 µg/kg) und aquatischen Invertebraten (730 ± 280 µg/kg) ernähren (vgl. Kap. 6.4.2). In Vögel und kleine Säugetieren fressenden Raubvögeln wurden Lebergehalte von 590 ± 270 µg Hg/kg und 260 ± 70 µg Hg/kg bestimmt. In omnivor, herbivor und insektivor ernährenden Vogelarten fand man mittlere Hg-Gehalte von 440 ± 410 µg/kg, 280 ± 120 µg/kg und 160 ± 70 µg/kg. Für sich entsprechend ernärende Säuger wurden Hg-Leberwerte von 100 ± 40 µg/kg, 20 ± 10 µg/kg sowie 70 µg/kg und ermittelt.

In Lebern und Nieren von Rothirschen und Wildschweinen aus einem mit Quecksilber belasteten Gebiet in Spanien wurden (bezogen auf die Frischsubstanz) Hg-Gehalte von 10 – 20 µg/kg und um 50 µg/kg gemessen (s. Tab. 20). Die Untersuchungen von Patiño Ropero et al. (2016) zur Spezifizierung ergaben, dass 67 – 100 % (im Durchschnitt: 91 %) sowie 83 – 100 % (im Durchschnitt: 97 %) des Quecksilbers in Leber und Niere des Rothirschs auf anorganisches Hg entfielen. Beim Wildschwein betragen die entsprechenden Anteile 54 – 84 % (im Durchschnitt: 69 %) sowie 82 – 100 % (im Durchschnitt: 93 %).

In einer Studie Mitte der 1980er Jahre mit im Freiland grasenden und im Stall gehaltenen Milchkühen wurden im Muskelfleisch, in den Lebern und Nieren Hg-Gehalte von 2 – 3 µg/kg, 3 – 7 µg/kg und 5 – 9 µg/kg gefunden. Die tägliche Hg-Zufuhr mit dem Futter wurde auf 0.2 mg pro Tier geschätzt. Bei einer zusätzlichen Zufuhr von 1.7 mg Hg pro Tier und Tag (in Form des Quecksilber[II]acetats) resultierten nach drei Monaten Hg-Gehalte von 2 – 4 µg/kg, 10 – 26 µg/kg und 24 – 79 µg/kg im Muskelfleisch sowie in den Lebern und Nieren (zitiert in Van Paemel et al., 2010)²². Im Muskelfleisch, in Lebern und Nieren von zwischen 1984 – 1988 in Schweden geschlachtetem Rindvieh betragen die mittleren Hg-Gehalte 5 µg/kg, 6 µg/kg und 10 µg/kg (Jorhem et al., 1991). In einem ruralen Gebiet Polens fand man in Rindvieh unterschiedlichen Alters (1.5 – 2, 2 – 6 Jahre, 6 – 12 Jahre, > 12 Jahre), das zwischen 2002 und 2006 geschlachtet wurde, sowohl in der Muskulatur wie in der Leber immer weniger als 1 µg Hg/kg (Rudy, 2009). In 86 Nierenproben von Rindvieh aus einem ruralen Gebiet Kroatiens mass man 1 – 80 µg Hg/kg (Geometrisches Mittel: 6 µg/kg). In ca. 80 % der Proben betrug der Hg-Gehalt des 2008 – 2009 geschlachteten Rindviehs weniger als 10 µg/kg (n = 68), in 16 von 86 Proben (≈ 18 %) fand man zwischen 10 – 30 µg Hg/kg (Bilandžić et al., 2010).

Erwähnenswert ist schliesslich die Arbeit von Rimmer et al. (2010) über die Hg-Anreicherung entlang eines terrestrischen Nahrungsnetzes in einem ca. 1000 m hoch gelegenen Waldgebiet im südlichen Vermont in den USA. Dabei wurden die Hg-Gehalte in Primärproduzenten, in Blatt fressenden und in karnivoren Arthropoden, in einem terrestrischen Salamander (*Plethodon cinereus*) sowie in der Bicknelldrossel, einem insektivoren Zugvogel (*Catharus bicknelli*), und im Eckschwanzsperber (*Accipiter*

²² Nach einer Schätzung der Europäischen Behörde für Lebensmittelsicherheit (EFSA) im Jahr 2008 beträgt die Milchkühen mit Grün- und Ergänzungsfutter zugeführte Hg-Menge 0.3 – 0.5 mg pro Tag. Bei Ausschöpfung des Grenzwerts von 100 µg Hg pro kg Futtermittel (vgl. Kap. 8) sind es 1.4 – 2.3 mg pro Tier und Tag (EFSA, 2008).

striatus) und Sägekauz (*Aegolius acadicus*), zwei karnivoren Raubvögeln, bestimmt (Abb. 26).

Abbildung 26

Hg-Gehalte in einem montanen terrestrischen Nahrungsnetz

Hg-Gehalte in Primärproduzenten und Arthropoden, in einem Salamander und im Blut von Vögeln bezogen jeweils auf den Trockengehalt (Annahme für Blut: 25 % TS) gesammelt in einem Gebirgswald im südlichen Vermont (USA)



Quelle: Rimmer et al. (2010)

Bei den Arthropoden lagen die Hg-Gehalte bei Primärkonsumenten (Herbivoren und Detrivoren) tiefer als bei den Prädatoren. Die Bicknelldrossel verbringt als Zugvogel 7 – 8 Monate ausserhalb ihres Brutgebiets im Nordosten der USA. Mit Hilfe eines Exponentialmodells schätzten Rimmer et al. (2010) den Restgehalt an Hg im Blut aus dem Winterquartier ab, der um das 1.6-fache tiefer als der gemessene Hg-Gehalt im Blut am Ende der Brutzeit lag. Die jahreszeitlichen Schwankungen von Hg im Blut der Drosseln während der Brutzeit führen die Autoren auf den Wechsel von Detritus beeinflusster Beute (Spinnen, Weberknechte, Ameisen) im Frühling auf von Pflanzen beeinflusster Beute (folivore Arthropoden) im Sommer zurück. Hohe Quecksilberblutwerte wurden in (beiläufig gefangenen) Eckschwanzsperbern, die häufig Singvögel erbeuten, und Sägekäuzen, die sich hauptsächlich von kleinen Nagern und gelegentlich Singvögeln ernähren, gefunden. Hinsichtlich der Spezierung sind die Anteile Methyl-Hg an Gesamt-Hg in Laubblättern, Tannennadeln und im Streu tief (vgl. vorangehende Ausführungen). In Arthropoden und terrestrischen Amphibien betragen sie laut Rimmer et al. (2010) 25 – 60 % und 45 – 60 %. Nahezu alles im Blut der Bicknelldrossel gefundene Hg liegt als Methyl-Hg vor.

Tabelle 20

Hg-Gehalte in der Biota des terrestrischen Kompartiments

Gesamt-Hg-Gehalte (Mittelwert \pm Standardabweichung soweit nicht Median P50 oder geometrisches Mittel GM angegeben) in $\mu\text{g}/\text{kg}$ als Trocken- (dw) oder Feuchtgehalte (ww) in verschiedenen Matrices terrestrischer und semiterrestrischer (bzw. semiaquatischer) Biota

Spezies	Matrix	Wert	n	Zeitraum	Standort	Ref	
Webspinnen (Araneae)	Körper	1240 \pm 1470	dw	101	2005	Belastungsgebiet (Virginia, USA)	[1]
		50 \pm 30	dw	25	2005	Referenzstandorte (Virginia, USA)	
		170 \pm 80	dw	19	2004 – 2007	Gebirgswald (Virginia, USA)	[2]
		20 – 330					
Fliegen (Diptera)	Körper	110 \pm 170	dw	50	2004 – 2007	Gebirgswald (Vermont, USA)	[2]
		2 – 980					
Coleoptera (Käfer)	Körper	50 \pm 65	dw	36	2004 – 2007	Gebirgswald (Vermont, USA)	[2]
		4 – 390					
Hymenoptera (Ameisen, Wespen)	Körper	40 \pm 35	dw	20	2004 – 2007	Gebirgswald (Vermont, USA)	[2]
		4 – 120					
Lepidoptera (Schmetterlinge adult und Raupen)	Körper	380 \pm 2080	dw	137	2005	Belastungsgebiet (Virginia, USA)	[1]
		20 \pm 640	dw	20	2005	Referenzstandorte (Virginia, USA)	
Lepidoptera (Schmetterlinge Raupen)	Körper	\approx 30	dw	13	2004 – 2007	Gebirgswald (Vermont, USA)	[2]
		7 – 110					
Orthoptera (Grashüpfer)	Körper	310 \pm 1220	dw	50	2005	Belastungsgebiet (Virginia, USA)	[1]
		10 \pm 5	dw	4	2004 – 2007	Gebirgswald (Vermont, USA)	[2]
		3 – 14					
Regenwürmer (epigäisch):							
<i>Dendrodrilus rubidus</i>	Körper	600	dw	8	um 2005	unbelastete Schweizer Waldböden	[3]
<i>Lumbricus rubellus</i>		200	dw	16		(n = Anzahl Böden)	
Regenwürmer (endogäisch):							
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	Körper	700	dw	5	um 2005	unbelastete Schweizer Waldböden	[3]
<i>Aporrectodea rosea</i>		1800	dw	5		(n = Anzahl Böden)	
<i>Octolasion tyrtaeum</i>		1100	dw	7			
<i>Octolasion cyaneum</i>		1900	dw	9			
Regenwürmer (anektisch):							
<i>Aporrectodea longa</i>	Körper	1000	dw	6	um 2005	unbelastete Schweizer Waldböden	[3]
<i>Lumbricus terrestris</i>		400	dw	4		(n = Anzahl Böden)	
		210 \pm 30	dw	...	2000 – 2014	Agrarökosystem (Oberbayern, DE)	[4]
		35 \pm 5	ww				
Waldsalamander (<i>Plethodon cinereus</i>)	Körper	580 \pm 180	dw	18	2007	Belastungsgebiet (Virginia, USA)	[5]
		115	dw	6	2007	Referenzstandorte (Virginia, USA)	
		110 \pm 20	dw	4	2004 – 2007	Gebirgswald (Vermont, USA)	[2]
		85 – 130					
Zweistreifensalamander, adult und Larven (<i>Eurycea bislineata</i>)	Körper	3450 \pm 200 (a)	dw	36	2007	Belastungsgebiet (Virginia, USA)	[5]
		2480 \pm 170 (L)	dw	36			
		210 (a)	dw	10	2007	Referenzstandorte (Virginia, USA)	[5]
		105 (L)	dw	10			
Amerikanische Kröte, adult und Larven (<i>Anaxyrus americanus</i>)	Körper	600 \pm 120 (a)	dw	35	2007	Belastungsgebiet (Virginia, USA)	[5]
		2130 \pm 600 (L)	dw	19			
		180 (a)	dw	13	2007	Referenzstandorte (Virginia, USA)	[5]
		540 (L)	dw	7			

Spezies	Matrix	Wert	n	Zeitraum	Standort	Ref	
Singvogel (Zaunkönig, <i>Thyrorothorus ludovicianus</i>)	Blut	4490 ± 2270	ww	49	2005	Belastungsgebiet (Virginia, USA)	[1]
		410 ± 450	ww	10	2005	Referenzstandorte (Virginia, USA)	
	Federn	8760 ± 6460	ww	6	2005	Belastungsgebiet (Virginia, USA)	[1]
Singvogel (Bicknelldrossel, <i>Catharus bicknelli</i>)	Blut	95 ± 470	ww	43	2000 – 2001	Gebirgswald (Vermont, USA)	[6]
		≈ 90	ww	162	2004 – 2007	Gebirgswald (Vermont, USA)	[2]
	Federn	15 – 380					
Spezies (n = 10) aus der Unterordnung der Singvögel	Blut	700 ± 250	ww	38	2000 – 2001	Gebirgswald (Vermont, USA)	[6]
		1680	ww	164	2005	Belastungsgebiet (Virginia, USA)	[1]
invertivore Spezies aus der Unterordnung der Singvögel	Federn	130	ww	130		Referenzstandorte (Virginia, USA)	
		760 ± 30	ww	48	2006 – 2008	Nationalpark (Appalachen, USA)	[7]
omnivore Spezies aus der Unterordnung der Singvögel	Federn	320 ± 20	ww	127	2006 – 2008	Nationalpark (Appalachen, USA)	[7]
Spezies (n = 8) aus der Unterordnung der Singvögel	Muskulatur	500 ± 350	ww	11	1972	Westschweiz (Kanton Waadt)	[8]
		100 – 1200					
Spezies (n = 2) aus der Familie der Tauben	Muskulatur	360 ± 140	ww	8	1972	vorwiegend Westschweiz	[8]
		200 – 600					
Stadttaube (<i>Columba livia f. domestica</i>)	Eier	≈ 70	dw	...	1990	Saarland urban und rural (DE)	[9]
		2500	dw	...	1990	Leipzig (DE)	
	< 100	dw	17	1997	Taubenschlag Stadt Basel	[10]	
	< 20	ww					
Fasan (<i>Phasianus colchicus</i>)	Muskulatur	300 ± 100	ww	3	1972	Westschweiz (Kanton Waadt)	[8]
		25 ± 5	dw	8	1987	Industriegebiet Polen	[35]
		10	dw	38	1987	fünf urbane Standorte Polen	
	Leber	600 – 800	ww	2	1972	Westschweiz (Kanton Waadt)	[8]
	Federn	240 ± 85	dw	8	1987	Industriegebiet Polen	[35]
		≈ 100	dw	38	1987	fünf urbane Standorte Polen	
Wespenbussard (<i>Pernis ptilorhynchus</i>)	Muskulatur	500 ± 100	ww	3	1972	West- und Zentralschweiz	[8]
		400 – 600					
Habicht (<i>Accipiter gentilis</i>)	Niere	340	dw	1	2005 – 2007	Polen	[11]
	Leber	140 ± 215	ww	61	1995 – 2001	Berlin, Brandenburg, Sachsen und Baden-Württemberg (DE)	[15]
		6 – 1440					
	Niere	140 ± 190	ww	61	1995 – 2001	Berlin, Brandenburg, Sachsen und Baden-Württemberg (DE)	[15]
		nd – 1170					
	80	dw	1	2005 – 2007	Polen	[11]	
Eckschwanzsperber (<i>Accipiter striatus</i>)	Blut	990 ± 500	ww	4	2004 – 2007	Gebirgswald (Vermont, USA)	[6]
		390 – 1600					
Sperber (<i>Accipiter nisus</i>)	Muskulatur	2800 ± 3000	ww	4	1972	Westschweiz	[8]
		200 – 6700					
		P50: 800	ww	11	1972 – 1977	Norwegen	[13]
	200 – 1400						
	Leber	6400	dw	150	1970 – 1975	England	[13]
	1000 ± 250	ww	...	1994 – 1995	Provinz Urbino-Pesaro (Italien)	[14]	
	P50: 370						

Spezies	Matrix	Wert		n	Zeitraum	Standort	Ref
Sperber (<i>Accipiter nisus</i>)	Niere	180 ± 100 P50: 17 < 1 – 960	dw	10	2005 – 2007	Polen	[11]
	Federn	4100	dw	26	1899 – 1960	Finnland	[12]
		11'100	dw	33	1961 – 1970		
		7400	dw	56	1971 – 1982		
		4900 400 – 20'300	dw	52	1972 – 1973	Deutschland	[13]
Eier	400 200 – 600	ww	10	1970	Holland	[13]	
Mäusebussard (<i>Buteo buteo</i>)	Muskulatur	1130 ± 650 300 – 3000	ww	15	1972	vorwiegend Westschweiz	[8]
	Leber	590 ± 240 P50: 180	ww	> 5	1994 – 1995	Provinz Urbino-Pesaro (Italien)	[14]
	Niere	600 ± 450 P50: 20 1 – 4500	dw	10	2005 – 2007	Polen	[11]
Turmfalke (<i>Falco tinunculus</i>)	Leber	220 ± 100 < 10 – 850	ww	> 5	1994 – 1995	Provinz Urbino-Pesaro (Italien)	[14]
	Niere	300 ± 230 P50: 100	dw	4	2005 – 2007	Polen	[11]
Wanderfalke (<i>Falco peregrinus</i>)	Muskulatur	400	dw	1	1969	Baden-Württemberg (DE)	[16]
	Federn	1360	dw	7	1969		
	Eier	290	dw	7	1973		
Sägekauz (<i>Aegolius acadicus</i>)	Blut	160 ± 60	ww	6	2004 – 2007	Gebirgswald (Virginia, USA)	[2]
Waldkauz (<i>Strix aluco</i>)	Muskulatur	700 ± 100	ww	3	1972	Westschweiz	[8]
	Leber	220 ± 100	ww	> 5	1994 – 1995	Provinz Urbino-Pesaro (Italien)	[14]
	Niere	190 ± 80	dw	4	2005 – 2007	Polen	[11]
Schleiereule (<i>Tyto alba</i>)	Muskulatur	640 ± 220	ww	7	1972	Westschweiz	[8]
	Leber	900	ww	1	1972	Westschweiz	
		220 ± 50 90 – 620	ww	> 5	1994 – 1995	Provinz Urbino-Pesaro (Italien)	[14]
	Niere	370 ± 80	dw	2	2005 – 2007	Polen	[11]
	Eier	600	ww	2	1972	Westschweiz	[8]
Steinadler (<i>Aquila chrysaetos</i>)	Leber	620 ± 760 P50: 470 40 – 4900	ww	154	2009 – 2012	Zentral-Portugal	[17]
		24 ± 17 < 10 – 57	ww	6	2000 – 2001	Alpen (Österreich, Deutschland und Schweiz)	[18]
	Niere	16 ± 15 < 9 – 39	ww	5	2000 – 2001	Alpen (Österreich, Deutschland und Schweiz)	

Spezies	Matrix	Wert		n	Zeitraum	Standort	Ref
Waldiltis (<i>Mustela putorius</i>)	Muskulatur	210	dw	1	2003 – 2005	Agrarland und Wald in Nordwest-Polen	[25]
		50	ww				
	Leber	< 10	ww	1	1994 – 1995	Provinz Urbino-Pesaro (Italien)	[14]
		160	dw	1	2003 – 2005	Agrarland und Wald in Nordwest-Polen	[25]
	40	ww					
	Niere	1040	ww	80	1983 – 1985	Nördliche Schweiz	[26]
70 – 5450							
		320	dw	1	2003 – 2005	Agrarland und Wald in Nordwest-Polen	[25]
		80	ww				
Grosse Braune Fledermaus (<i>Eptesicus fuscus</i>)	Blut	110 ± 12	ww	15	2007	Belastungsgebiet (Virginia, USA)	[19]
	Pelz	28'000 ± 4000	ww	14	2007	Belastungsgebiet (Virginia, USA)	
Grosse Braune Fledermaus (<i>Eptesicus fuscus</i>)	Blut	42 ± 3	ww	15	2007	Referenzstandorte (Virginia, USA)	[19]
	Pelz	10'900 ± 500	ww	15	2007	Referenzstandorte (Virginia, USA)	
Rote Fledermaus (<i>Lasiurus borealis</i>)	Muskulatur	110 ± 10	ww	28	2009 – 2014	unbelastete Standorte (Minnesota und Texas, USA)	[21]
		50 – 270					
	Pelz	≈ 1900	ww	216			
Eisgraue Fledermaus (<i>Lasiurus cinereus</i>)	Muskulatur	200 ± 40	ww	26	2009 – 2014	unbelastete Standorte (Minnesota und Texas, USA)	[21]
		40 – 950					
	Pelz	≈ 1700	ww	160			
Langflügelfledermaus (<i>Miniopterus schreibersii</i>)	Muskulatur	160 ± 70	ww	24	2009	Provinz Murcia (Spanien)	[20]
	Leber	180 ± 80	ww	24	2009	Provinz Murcia (Spanien)	
	Niere	710 ± 500	ww	24	2009	Provinz Murcia (Spanien)	
	Hirn	90 ± 40	ww	24	2009	Provinz Murcia (Spanien)	
	Pelz	1130 ± 480	ww	24	2009	Provinz Murcia (Spanien)	
Braunbrustigel (<i>Erinaceus europaeus</i>)	Leber	60 ± 30	ww	> 5	1994 – 1995	Provinz Urbino-Pesaro (Italien)	[14]
		< 10 – 190					
Arktischer Ziesel (<i>Urocitellus parryi</i>)	Leber	110 ± 90	ww	10	um 1995	unbelastete Standorte im Nordwesten der USA	[27]
		20 – 270					
Hausmaus (<i>Mus musculus</i>)	Leber	2.3 ± 1.1	ww	2	2004 – 2005	Las Vegas (USA)	[22]
Feldhase (<i>Lepus europaeus</i>)	Muskulatur	P50: 2	ww	15	1984 – 1990	Nord-Kroatien	[29]
		P50: 1	ww	10	1990 – 2008	Nordwest-Kroatien (n = Anz. Jahre)	
	Leber	550	ww	71	1972 – 1973	Bayern (DE)	[30]
		P50: 75	ww	15	1984 – 1990	Nord-Kroatien	[29]
		P50: 20	ww	10	1990 – 2008	Nordwest-Kroatien (n = Anz. Jahre)	
Feldhase (einjährig)		13 ± 8	ww	16	um 2014	Agrarland Serbien	[31]
Feldhase (zwei- und dreijährig)		28 ± 19	ww	25	um 2014	Agrarland Serbien	
Feldhase	Niere	P50: 180	ww	15	1984 – 1990	Nord-Kroatien	[29]
		P50: 50	ww	10	1990 – 2008	Nordwest-Kroatien (n = Anz. Jahre)	
Feldhase (einjährig)		35 ± 25	ww	16	um 2014	Agrarland Serbien	[31]
Feldhase (zwei- und dreijährig)		50 ± 35	ww	25	um 2014	Agrarland Serbien	
Feldhase	Hirn	P50: 2	ww	15	1984 – 1990	Nord-Kroatien	[29]
		P50: 1	ww	10	1990 – 2008	Nordwest-Kroatien (n = Anz. Jahre)	

Spezies	Matrix	Wert		n	Zeitraum	Standort	Ref
Gemse (<i>Rupicapra rupicapra</i>)	Muskulatur	4 ± 4	ww	58	1995	Naturpark Südtirol	[32]
	Leber	6 ± 6	ww	58	1995	Naturpark Südtirol	
		5 ± 7	ww	191	1982 – 1991	Nordtiroler Alpen	[33]
	Niere	25 ± 55	ww	58	1995	Naturpark Südtirol	[32]
Reh (<i>Capreolus capreolus</i>)	Muskulatur	3 ± 4	ww	57	1995	Naturpark Südtirol	[32]
	Leber	20	ww	127	1972 – 1973	Bayern (DE)	[30]
		13 ± 23	ww	98	1982 – 1991	Nordtiroler Alpen	[33]
		12 ± 8	ww	57	1995	Naturpark Südtirol	[32]
Reh (einjährig)	Leber	8 ± 5	dw	...	2010 – 2014	naturnahes Ökosystem	[4]
		2 ± 1.5	ww	...		(Bayern, DE)	
		4 ± 2.5	dw	...	2010 – 2014	Agrarökosystem	[4]
		1 ± 0.5	ww	...		(Oberbayern, DE)	
		12 ± 3.5	dw	...	2010 – 2014	ballungsraumnahes Ökosystem	[4]
		3 ± 1	ww	...		(Saarland, DE)	
Reh	Niere	45 ± 50	ww	57	1995	Naturpark Südtirol	[32]
Rothirsch (<i>Cervus elaphus</i>)	Leber	6 ± 9	ww	168	1982 – 1991	Nordtiroler Alpen	[33]
		52 ± 8	dw	30	2004 – 2006	vormaliges Quecksilberbergbaue-	[23]
		19 ± 3	ww			biet in Spanien	
	Niere	235 ± 20	dw	41	2004 – 2006	vormaliges Quecksilberbergbaue-	
		65 ± 5	ww		biet in Spanien		
Wildschwein (3 – 6 jährig) (<i>Sus scrofa</i>)	Muskulatur	8	ww	20	2002 – 2006	Agrarland in Südost-Polen	[24]
		5 – 10					
Wildschwein	Leber	40	ww	17	1972 – 1973	Bayern (DE)	[30]
		5	ww	20	2002 – 2006	Agrarland in Südost-Polen	[24]
		2 – 6					
		32 ± 16	dw	4	2005 – 2006	vormaliges Quecksilberbergbaue-	[23]
	12 ± 6	ww			biet in Spanien		
	Niere	185 ± 40	dw	16	2005 – 2006	vormaliges Quecksilberbergbaue-	
		50 ± 10	ww			biet in Spanien	
Rotfuchs (<i>Vulpes vulpes</i>)	Muskulatur	200	ww	1	1972	Westschweiz (Kanton Genf)	[8]
		GM: 60	dw	7	2003 – 2005	Agrarland und Wald in Nordwest-	[25]
		GM: 20	ww			Polen	
		160	dw	17	2004 – 2006	Nationalpark Doñana in Spanien	[28]
		nd – 1770					
	Leber	30 ± 10	ww	...	1994 – 1995	Provinz Urbino-Pesaro (Italien)	[14]
		GM: 120	dw	7	2003 – 2005	Agrarland und Wald in Nordwest-	[25]
		GM: 30	ww			Polen	
		390	dw	16	2004 – 2006	Nationalpark Doñana in Spanien	[28]
		nd – 5360					
Niere	GM: 230	dw	7	2003 – 2005	Agrarland und Wald in Nordwest-	[25]	
	GM: 60	ww			Polen		

Spezies	Matrix	Wert	n	Zeitraum	Standort	Ref		
Europ. Dachs (<i>Meles meles</i>)	Muskulatur	250 – 400	dw	2	2003 – 2005	Agrarland und Wald in Nordwest-Polen	[25]	
		60 – 100	ww					
		70	dw	1	2004 – 2006	Nationalpark Doñana in Spanien	[28]	
		GM: 5 2 – 16	ww	3	2009 – 2010	Kroatien	[34]	
	Leber	180 ± 40	ww	...	1994 – 1995	Provinz Urbino-Pesaro (Italien)	[14]	
		380 – 820	dw	2	2003 – 2005	Agrarland und Wald in Nordwest-Polen	[25]	
		110 – 230	ww					
		90	dw	1	2004 – 2006	Nationalpark Doñana in Spanien	[28]	
	GM: 37 19 – 72	ww	3	2009 – 2010	Kroatien	[34]		
	Niere	640 – 1280	dw	2	2003 – 2005	Agrarland und Wald in Nordwest-Polen	[25]	
		160 – 320	ww					
		GM: 85 40 – 170	ww	3	2009 – 2010	Kroatien	[34]	
Baummarder (<i>Martes martes</i>)	Muskulatur	GM: 190	dw	3	2003 – 2005	Agrarland und Wald in Nordwest-Polen	[25]	
		GM: 50	ww					
		GM: 17 5 – 50	ww	4	2009 – 2010	Kroatien	[34]	
		Leber	GM: 380	dw	3	2003 – 2005	Agrarland und Wald in Nordwest-Polen	[25]
	GM: 110		ww					
	GM: 27 20 – 55		ww	4	2009 – 2010	Kroatien	[34]	
	Niere		GM: 600	dw	3	2003 – 2005	Agrarland und Wald in Nordwest-Polen	[25]
		GM: 150	ww					
		GM: 105 75 – 160	ww	4	2009 – 2010	Kroatien	[34]	
	Steinmarder (<i>Martes foina</i>)	Muskulatur	1000	ww	1	1972	Westschweiz (Kanton Genf)	[8]
		Leber	110 ± 50	ww	> 5	1994 – 1995	Provinz Urbino-Pesaro (Italien)	[14]
Iberischer Luchs (<i>Lynx pardinus</i>)	Muskulatur	24 nd – 146	dw	6	2004 – 2006	Nationalpark Doñana in Spanien	[28]	
	Leber	235 100 – 620	dw	3	2004 – 2006	Nationalpark Doñana in Spanien	[28]	
Eurasischer Luchs (<i>Lynx lynx</i>)	Muskulatur	7 – 9	ww	2	2009 – 2010	Kroatien	[34]	
	Leber	36 – 47	ww	2	2009 – 2010	Kroatien	[34]	

Referenzen:

- | | | | |
|--------------------------------|----------------------------------|-----------------------------------|--------------------------------|
| [1] Cristol et al. (2008) | [2] Rimmer et al. (2010) | [3] Ernst et al. (2008) | [4] UBP (2017) |
| [5] Bergeron et al. (2010) | [6] Rimmer et al. (2005) | [7] Keller et al. (2014) | [8] Veluz et al. (1976) |
| [9] Nentwich & Paulus (1999) | [10] Nagel et al. (2001) | [11] Komosa et al. (2009) | [12] Solonen & Lodenius (1984) |
| [13] Solonen & Lodenius (1984) | [14] Alleva et al. (2006) | [15] Kenntner et al. (2003) | [16] Wegner et al. (2005) |
| [17] Roque et al. (2016) | [18] Kenntner et al. (2007) | [19] Wada et al. (2010) | [20] Lisón et al. (2017) |
| [21] Korstian et al. (2017) | [22] Gerstenberger et al. (2006) | [23] Patiño Roperio et al. (2016) | [24] Rudy (2010) |
| [25] Kalisińska et al. (2009) | [26] Mason & Weber (1990) | [27] Lasorsa & Allen-Gil (1995) | [28] Millán et al. (2008) |
| [29] Špirić et al. (2012) | [30] Höllerer & Coduro (1977) | [31] Petrović et al. (2014) | [32] Gufler et al. (1997) |
| [33] Tataruch (1993) | [34] Bilandžić et al. (2012) | [35] Swiergosz (1998) | |

6.4.2 Aquatisches Kompartiment

Der trophische Transfer von Quecksilber in der aquatischen Nahrungskette beginnt mit der Akkumulation von ionischem Hg und Methyl-Hg durch Primärproduzenten. Dabei sind Bioakkumulationsfaktoren für den Transfer vom Wasser in Algen deutlich höher als für die folgenden trophischen Stufen. Hg-Gehalte und Anteile Methyl-Hg an Gesamt-Hg nehmen von Phyto- über Zooplankton, planktonische und piscivore Fische sowie Wasservögel zu. Beispielsweise lagen in zwei von Bergman & Bump (2014) untersuchten Makrophyten, die im Nordosten der USA Elchen und Bibern als Nahrung dienen, die Anteile Methyl-Hg an Gesamt-Hg bei 15 % in der wasserwurzelnden Teichrose *Nuphar variegata* und bei 30 % im nicht-wurzelnden insektivoren Wasserschlauch *Utricularia vulgaris*. Bei Zebramuscheln aus dem Rhein bei Basel entfallen zwischen 50 % und 60 % der Hg-Gehalte auf Methyl-Hg (UBP, 2017). Untersuchungen in Gewässern wiederum im Nordosten der USA zeigten, dass es beim Flusskrebis *Orconectes virilis* um 90 % sind (Pennuto et al., 2005). Nach Messungen von Blank et al. (2013) liegt praktisch alles Hg (98 ± 3 %) in der Muskulatur von Felchenproben (*Coregonus* sp.) aus Schweizer Seen in methylierter Form vor. Dies trifft laut Evers et al. (2005) auch für das Blut, Eier und das Gefieder piscivorer Wasservögel zu, ebenso sind die Anteile Methyl-Hg an Gesamt-Hg in der Muskulatur mit 80 – 100 % hoch: so bestimmten Kalisinska et al. (2014) in Gänsesägern (*Mergus merganser*) aus Polen einen mittleren Anteil von 82 ± 15 % (57 – 98 %). Schliesslich zeigten Untersuchungen von Organproben in Fischottern (*Lutra canadensis*) in Wisconsin, dass die Anteile Methyl-Hg an Gesamt-Hg in Leber und Niere um 55 % und in Gehirn und Muskulatur um 90 % betragen (Strom, 2008).

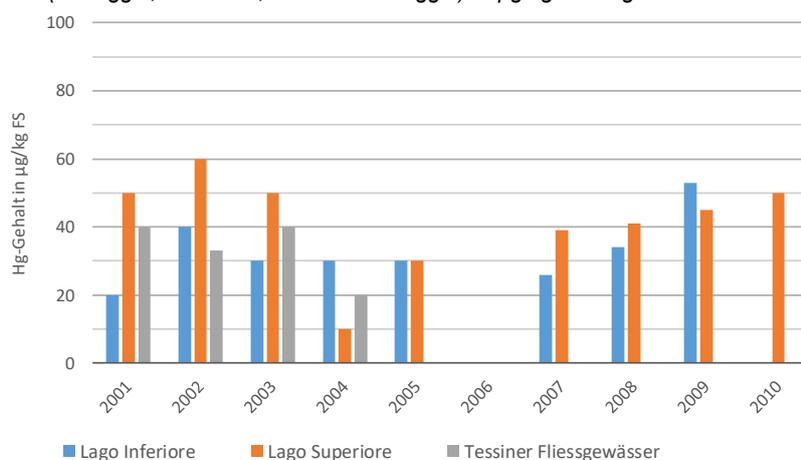
Als Primärkonsument wird die Zebramuschel (*Dreissena polymorpha*) oft in der Umweltbeobachtung eingesetzt (Wagner et al., 2003). Sie ernährt sich hauptsächlich von Plankton und Detrituspartikeln, ihrerseits dient sie als Nahrungsquelle für Fische. In der Schweiz wird diese Molluske periodisch im Rahmen der Überwachung der Gewässerqualität des Genfersees sowie des Luganer- und Langensees beprobt, im Genfersee zuletzt an fünf Standorten am Schweizer Ufer im Jahr 2014. Für den Luganersee liegen Daten für drei Standorte für die Jahre 2010 und 2011 und für den Langensee für einen Standort für die Jahre 2011 – 2013 vor (Tab. 22). Im Genfersee betrug (bezogen auf die Trockensubstanz) die Spannweite der Hg-Gehalte in den Weichkörpern 25 – 60 µg/kg, der Mittelwert errechnet sich auf 35 µg/kg (Lods-Crozet et al., 2015). Im Langensee mass man bei Brissago im Jahr 2013 einen Hg-Gehalt von 55 µg/kg (Marchetto, 2014). Im Luganersee verzeichnete man im Jahr 2011 einen mittleren Hg-Gehalt von 35 ± 5 µg/kg (Pessina, 2012), im Jahr zuvor waren es 50 ± 7 µg/kg (Pessina, 2011). Im Rhein bei Basel (Weil am Rhein) waren Zebramuscheln zuletzt in den Jahren 2004 und 2006 im Untersuchungsprogramm der deutschen Umweltprobenbank. In den Weichkörpern fanden sich Hg-Gehalte (wiederum bezogen auf die Trockensubstanz) von ca. 170 µg/kg (2004) und ca. 190 µg/kg (2006), bezogen auf die Frischsubstanz waren es 6 – 8 µg/kg. Zwischen 50 % und 60 % der Hg-Gehalte entfielen auf Methyl-Hg. Bezogen auf Trocken- und Frischgehalte waren es in den Jahren 2004 – 2006 um 100 µg/kg bzw. 3.5 – 4 µg/kg (UPB, 2017).

Im abgelegenen auf 2100 m ü. M. gelegenen kleinen Tessiner Gebirgssee Lago Superiore (Seefläche 8.3 ha) wurden im Jahr 2010 in 33 – 57 Monate alten, nicht piscivoren Regenbogenforellen Hg-Gehalte im Muskelfleisch von 30 – 85 µg/kg gefunden (bezogen wie alle folgenden Gehaltsangaben auf die Frischsubstanz), es wurden keine erhöhten Hg-Gehalte in älteren Fischen festgestellt. Über den Zeitraum 2001 – 2010 variierten die mittleren Hg-Gehalte zwischen 10 und 60 µg/kg (Steingruber & Colombo, 2011). Ähnlich tiefe Hg-Gehalte wurden in weiteren Tessiner Gebirgsseen und Fließgewässern mit ruralem Einzugsgebiet gemessen (vgl. Abb. 27 und Tab. 21).

Abbildung 27

Hg-Gehalte in Fischen aus Gewässern mit ruraalem Einzugsgebiet

Hg-Gehalte in Forellen (Muskulatur) aus Tessiner Gebirgsseen und Fließgewässern (Vedeggio, Verzasca, Osura und Maggia) in $\mu\text{g}/\text{kg}$ Frischgewicht



Quelle: Jahresberichte 2002, 2003, 2004 und 2005 Kantonales Laboratorium Tessin (LCI-TI) sowie Steingruber & Colombo (2011)

In der deutschen Umweltprobenbank wird das Muskelfleisch von Brassen (*Abramis brama*) auf das Vorkommen von Quecksilber untersucht, so auch im Rhein bei Basel (Weil am Rhein). Die Brasse (Brachsme) hat eine lange Lebensdauer bis zu 25 Jahren, ist relativ standorttreu und ernährt sich zur Hauptsache von Chironomidenlarven, carnivoren Libellenlarven und Mollusken. Durch den Kontakt zur Gewässersohle widerspiegelt die Schadstoffbelastung der Brasse sowohl die Belastung des Freiwasserkörpers wie auch des Sediments (Klein et al., 2012). Im Zeitraum 1995 – 2005 betrug der mittlere Hg-Gehalt in der Muskulatur der Brassen ca. $200 \mu\text{g}/\text{kg}$ (Bereich: $165 - 230 \mu\text{g}/\text{kg}$). Zwischen 2006 und 2012 lag er mit ca. $130 \mu\text{g}/\text{kg}$ (Bereich: $85 - 180 \mu\text{g}/\text{kg}$) tiefer. In diesem Zeitraum wurden Brassen mit einem mittleren Alter von 5 Jahren untersucht, in den Jahren zuvor waren es ca. 11 Jahre (UBP, 2017). Nach Wellmitz (2010) besteht für die Hg-Gehalte im Rhein bei Weil für den Zeitraum 1993 – 2009 keine statistische Wahrscheinlichkeit von Trends (vgl. Abb. 28).

In den Jahren 2000 – 2016 mass man im Langensee in der dort heimischen Agone (*Alosa fallax lacustris*) zwischen $175 - 250 \mu\text{g Hg}/\text{kg}$. Der Mittelwert betrug ca. $210 \mu\text{g Hg}/\text{kg}$ und lag deutlich höher als jener für Felchen (ca. $110 \mu\text{g Hg}/\text{kg}$), in denen zwischen 2000 – 2011 Hg-Gehalte von $85 - 130 \mu\text{g}/\text{kg}$ bestimmt wurden (vgl. Abb. 29 und Tab. 21).

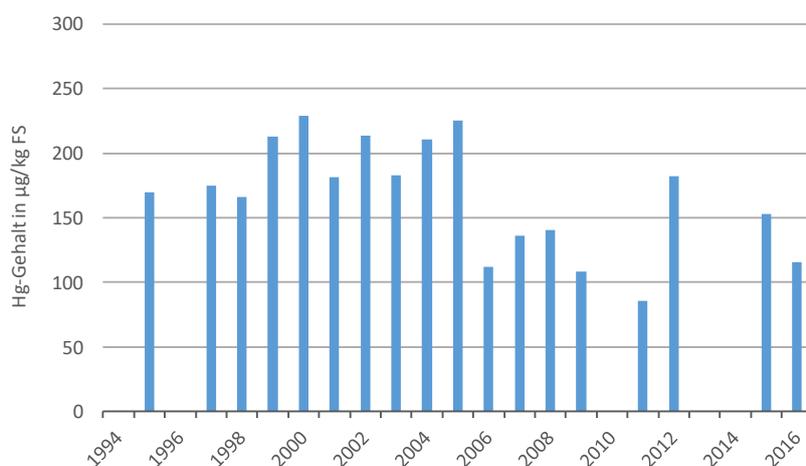
Im Jahr 2001 wurden Felchen (*Coregonus* sp.) und Egli (*Perca fluviatilis*) aus zehn Schweizer Seen auf ihren Gehalt an Hg untersucht. In den Fischen wurden Hg-Gehalte von $25 - 120 \mu\text{g}/\text{kg}$ (Felchen, Mittel: $58 \mu\text{g}/\text{kg}$) und $78 - 173 \mu\text{g}/\text{kg}$ (Egli, Mittel: $112 \mu\text{g}/\text{kg}$) gemessen. Zudem wurde in einer Poolprobe von Rotaugen ein Hg-Gehalt von $53 \mu\text{g}/\text{kg}$ bestimmt. Jeweils im gleichen See lagen die Hg-Gehalte in Eglis signifikant höher als in Felchen, was auf Unterschiede in der trophischen Position zurückgeführt wird (Haldimann et al., 2007).

Zwischen den Jahren 2004 und 2007 wurden zum Teil in denselben Seen wie 2001 Proben von 174 Felchen erhoben. Im Muskelfleisch der Fische wurde ein mittlerer Hg-Gehalt von $59 \pm 25 \mu\text{g}/\text{kg}$ gefunden. In den verschiedenen Seen und Felchenspezies reichten die Hg-Werte von $36 \pm 8 \mu\text{g}/\text{kg}$ für Balchen im Thunersee bis zu $105 \pm 19 \mu\text{g}/\text{kg}$ für Albeli im Walensee (vgl. Tab. 21). Blank et al. (2013) führen die um mehr als den Faktor 2 streuende Gehalte der eng verwandten Fische auf Unterschiede im Stoffwechsel zurück.

Abbildung 28

Hg-Gehalte in Fischen aus dem Rhein

Hg-Gehalte in Brassen (Muskulatur) aus dem Rhein bei Basel in $\mu\text{g}/\text{kg}$ Frischgewicht. Das mittlere Alter der beprobten Brassen betrug 11 Jahre im Zeitraum 1995 – 2005, 5 Jahre im Zeitraum 2006 – 2012 sowie 8 Jahre 2015 und 2016.

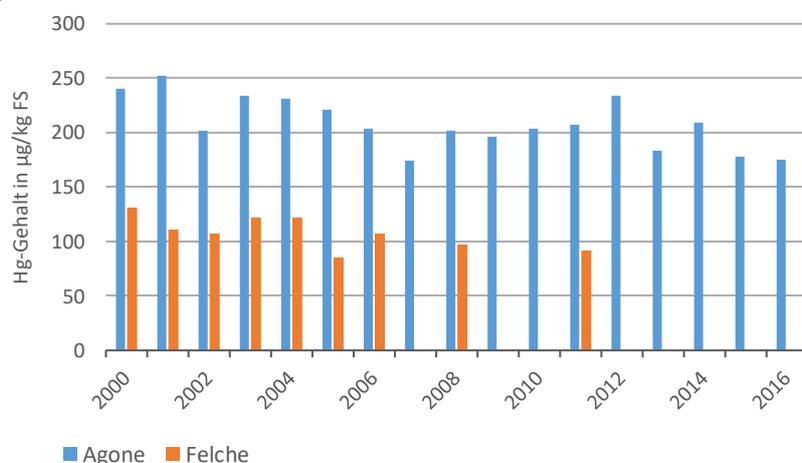


Quelle: UBP (2017)

Abbildung 29

Hg-Gehalte in Fischen aus dem Langensee

Hg-Gehalte in Felchen und Agone (Muskulatur) aus dem Langensee in $\mu\text{g}/\text{kg}$ Frischgewicht



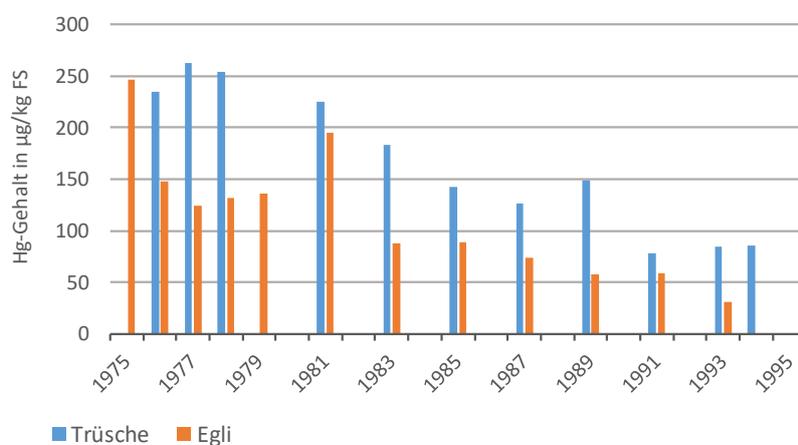
Quelle: Jahresberichte 2000 – 2016 Kantonales Laboratorium Tessin (LCI-TI) sowie Guilizzoni (2012)

Im Jahr 2012 am südlichen Ufer des Genfersees gefangene Fische enthielten 35 – 365 μg Hg/kg (Edder et al., 2013). Die Mittelwerte betragen um 45 μg Hg/kg jeweils für Felchen, Trüschchen (*Lotta lotta*) und Seesaiblinge (*Salvelinus alpinus*) sowie ca. 75 μg Hg/kg für Egli. Am meisten Hg mit 250 $\mu\text{g}/\text{kg}$ enthielten Hechte (*Esox lucius*). Für den Genfersee reichen verfügbare Hg-Gehalte in Fischen bis in die 1970er Jahre zurück. Im Jahr 1973 massen Veluz et al. (1976) in 57 Proben von Egli (mittlere Masse = 95 ± 50 g, mittlere Länge = 19 ± 2 cm) einen hohen mittleren Hg-Gehalt von 380 ± 210 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (50 – 1100 $\mu\text{g}/\text{kg}$). Der Vergleich mit Egli-Proben ($n = 16$) mit einer mittleren Masse von 80 ± 10 g sowie Länge von 19 ± 1 cm desselben Jahrs aus dem Neuenburgersee zeigt eine ähnlich hohe Belastung von 350 ± 140 μg Hg/kg (Bereich: 100 – 650 μg Hg/kg). Dort fanden Haldimann et al. (2007) rund 30 Jahre später in einer Poolprobe (mit 10 Eglis) noch 80 μg Hg/kg.

Abbildung 30

Hg-Gehalte in Fischen aus dem Genfersee

Hg-Gehalte in Trütschen und Egli (Muskulatur) aus dem Genfersee in $\mu\text{g}/\text{kg}$ Frischgewicht



Quelle: Edder et al. (2009)

Im Jahr 2001 betrug die Hg-Gehalte in rund 100 Proben von Forellen aus Zuflüssen des Genfersees im Gebiet des Kantons Genf 30 – 70 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (SCAV GE, 2002). Im Kanton Freiburg mass man im Zeitraum 2007 – 2009 in Forellen aus der Saane, ihren Stauen und Nebenflüssen häufige Gehalte (10 %- und 90 %-Perzentile) von 30 – 190 μg Hg/kg. Der Mittelwert für Forellen von rund 100 μg Hg/kg lag tiefer als die Mittelwerte für Fische aus den Familien der Karpfen (ca. 220 μg Hg/kg) und Barsche (ca. 290 μg Hg/kg). Der Maximalwert in letzteren lag bei ca. 1400 μg Hg/kg. Er wurde in einem etwa 6 kg schweren Zander bestimmt. In Proben von Hechten (Maximalgewicht > 8 kg) betrug die Spannweite der Hg-Gehalte 270 – 840 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (Staat Freiburg, 2011)²³. Hohe Hg-Gehalte um 3000 $\mu\text{g}/\text{kg}$ wurden schliesslich im Jahr 2011 in Poolproben von Fischen aus einem durch Emissionen der chemischen Industrie belasteten Gewässer im Oberwallis gemessen (IVS VS, 2011).

Inländische Daten zur Hg-Belastung von Tieren höherer trophischer Stufen liegen für Wasservögel vor (Veluz et al., 1976). Sie stammen aus den 1970er Jahren und zeigen für Wasservögel aus der Westschweiz (Stockente, Gänsesäger, Haubentaucher) eine relativ hohe Hg-Belastung, wenn man für Vergleichszwecke neuere ausländische Daten sowie die «7 : 3 : 1-Regel» für das Verhältnis der Hg-Gehalte in Leber, Federn und Muskulatur bezieht (vgl. Tab. 22). Geringer belastet waren im selben Zeitraum adulte und juvenile Haubentaucher aus Schweizer Mittellandseen (Schifferli, 1975).

Die Auswertung umfangreich vorliegender Daten zur Hg-Belastung von Wasservögeln aus dem Nordosten der USA im Zeitraum 1995 – 2003 von Evers et al. (2005) ergab eine Hg-Belastung von rund 900 $\mu\text{g}/\text{kg}$ in der Muskulatur piscivorer Vögel (z.B. Gänsesäger). In der Muskulatur insektivorer (Schellente) und omnivorer (z.B. Stockente) Wasservögel mass man rund 300 μg Hg/kg sowie 100 μg Hg/kg. Am tiefsten belastet (\approx 50 μg Hg/kg) war die Muskulatur herbivorer Vögel (Ringelgans).

²³ Quecksilber wurde neben Blei und Cadmium im Zuge von emittentenbezogenen Abklärungen zur PCB-Belastung von Fischen der Saane in das Spektrum der Analyten aufgenommen.

Tabelle 21
Hg-Gehalte in Fischen

Gesamt-Hg-Gehalte (Mittelwerte und Spannweiten) in $\mu\text{g}/\text{kg}$ bezogen auf das Frischgewicht in der Muskulatur von Fischen. N = Anzahl Einzel- (E) und Poolproben (P), Werte in Klammern entsprechen Anzahl Fische per Poolprobe.

Spezies	Wert	Beschreibung	n	Zeitraum	Standort	Ref
Hecht (<i>Esox lucius</i>)	250	55 – 70 cm	5 E	2012	Genfersee Südufer (Thonon)	[9]
	600	...	3 E, P (2)	2007 – 2009	Schiffensee (Kanton Freiburg)	[19]
	270 – 840					
Trüsche (<i>Lotta lotta</i>)	45	22 – 36 cm	5 P (3 – 8)	2012	Genfersee Südufer (Thonon)	[9]
	70	28 – 33 cm	35 E	2004	Genfersee Südufer	[11]
	35 – 165					
	225	50 – 250 g	29 E	1981	Genfersee	[13]
	400	23 – 25 cm	3 E	1973	Genfersee (Kanton Waadt)	[21]
Agone (<i>Alosa fallax lacustris</i>)	250 – 500	110 – 140 g				
	175	29 – 33 cm	10 P (5)	2016	Langensee Schweizerbecken	[1]
	160 – 190	190 – 265 g				
	210	29 – 32 cm	10 P (5)	2014	Langensee Schweizerbecken	[2]
	200 – 2015	175 – 215 g				
	175	21 – 25 cm	3 P	2011	Langensee Schweizerbecken	[3]
	120 – 210	1.7 – 2.6 Jahre				
	230		10 P (5)	2004	Langensee Schweizerbecken	[5]
	185 – 255					
	240	30 cm	10 P (5)	2000	Langensee Schweizerbecken	[6]
	215 – 310	220 g				
	115	33 – 38 cm	4 P	2009	Luganensee Schweizerbecken	[7]
	105 – 130	390 – 525 g				
	125		10 P (5)	2007	Luganensee Schweizerbecken	[8]
	110 – 150					
Egli (Barsch, <i>Perca fluviatilis</i>)	140	30 cm	10 P (5)	2000	Luganensee Schweizerbecken	[6]
	125 – 155	230 g				
	75	17 – 21 cm	5 P (\approx 10)	2012	Genfersee Südufer (Thonon)	[9]
	40	16 – 21 cm	5 P	2008	Genfersee	[10]
	30 – 40	35 – 105 g				
	40	17 – 20 cm	36 E	2004	Genfersee Südufer	[11]
	20 – 95	55 – 85 g				
	115	17 \pm 2 cm	1 P (10)	2001	Genfersee	[12]
		65 \pm 15 g				
	100	25 – 75 g	34 E	1981	Genfersee	[13]
	70	76 – 150 g	5 E			
	190	151 – 500 g	16 E			
	380 \pm 200	19 \pm 2 cm	57 E	1973	Genfersee (Kanton Waadt)	[22]
	50 – 1100	95 \pm 50 g				
	85	21 – 25 cm	4 P	2009	Luganensee Schweizerbecken	[7]
50 – 130	140 – 265 g					
65		3 P (5)	2007	Luganensee Schweizerbecken	[8]	
55 – 85						

Spezies	Wert	Beschreibung	n	Zeitraum	Standort	Ref
Egli (Barsch, <i>Perca fluviatilis</i>)	145	19 cm	10 P (5)	2000	Luganensee Schweizerbecken	[6]
	60 – 245	90 g				
	80	18 ± 5 cm	1 P (10)	2001	Neuenburgersee	[12]
		95 g				
	350 ± 150	19 ± 1 cm	16 E	1973	Neuenburgersee	[22]
	100 – 650	80 ± 10 g				
	175	24 ± 3 cm	1 P (10)	2001	Bielersee	[12]
		150 ± 70 g				
	115	27 ± 7 cm	1 P (5)	2001	Zürichsee	[12]
		270 ± 210 g				
	80	19 ± 1 cm	1 P (34)	2001	Bodensee	[12]
		80 ± 20 g				
Barsche (Egli, Zander)	≈ 290	...	23 E, P	2007 – 2009	216 Fische aus dem Schiffenensee (Kanton Freiburg)	[19]
	110 – 1400					
Seesaibling (<i>Salvelinus alpinus</i>)	45	29 – 45 cm	20 E	2012	Genfersee Südufer (Thonon)	[9]
	50	38 – 49 cm	5 E	2008	Genfersee Nord- und Südufer	[10]
	30 – 80	440 – 1160 g				
	55	30 – 48 cm	30 E	2004	Genfersee Südufer	[11]
	30 – 130	240 – 800 g				
Bachsaibling (<i>Salvelinus fontinalis</i>)	40	...	1 P (6 - 12)	2005	Tessiner Gebirgsseen (Lago di Tomé und Lago di Valsabbia)	[14]
Rotauge (<i>Rutilus rutilus</i>)	80	15 – 19 cm	3 P	2011	Langensee Schweizerbecken	[3]
	60 – 95	1.9 – 3.0 Jahre				
	80	26 – 28 cm	4 P	2009	Luganensee Schweizerbecken	[7]
	70 – 90	245 – 325 g				
	55	27 ± 7 cm	1 P (5)	2001	Zürichsee	[12]
		370 ± 220 g				
	190	250 – 500 g	29 E	1981	Genfersee	[13]
	350	120 g	1 E	1973	Genfersee (Kanton Waadt)	[21]
Brassen (<i>Abramis brama</i>)	115	48 ± 12 cm	E	2016	Rhein bei Weil	[21]
		1600 ± 1250 g				
		8 ± 7 Jahre				
	155	62 ± 2 cm	E	2015	Rhein bei Weil	[21]
		3750 ± 1150 g				
		8 Jahre				
	130	47 cm	E	2006 – 2012	Rhein bei Weil	[21]
		1550 g				
		5 Jahre				
	200	56 cm	E	1995 – 2005	Rhein bei Weil	[21]
	2550 g					
	11 Jahre					
Karpfenfische (Karpfen, Rotauge, Alet, Brassen, Barbe)	≈ 220 50 – 490	...	12 E, P	2007 – 2009	Einzel- und Poolproben von 53 Fischen aus der Saane, dem Schiffenensee und zwei Nebenflüssen im Kanton Freiburg	[19]

Spezies	Wert	Beschreibung	n	Zeitraum	Standort	Ref
Felche (<i>Coregonus lavaretus</i>)	45	37 – 42 cm	5 E	2012	Genfersee Südufer (Thonon)	[9]
	30	40 – 45 cm	5 E	2008	Genfersee Nord- und Südufer	[10]
	20 – 40	530 – 890 g				
	30	34 – 41 cm	30 E	2004	Genfersee Südufer	[11]
	25 – 35					
Felche (<i>Coregonus</i> sp.)	35	40 ±2 cm 550 ± 45 g	1 P (10)	2001	Genfersee	[12]
Felche (Lavarello, <i>Coregonus lavaretus</i>)	90	20 – 30 cm	3 P	2011	Langensee Schweizerbecken	[3]
	50 – 125	1.7 – 2.5 Jahre				
	70 ± 10	27 ± 2 cm	10 E	2006	Langensee Schweizerbecken	[4]
Felche (Bondella, <i>Coregonus</i> sp.)	80 ± 20	34 ± 3 cm	10 E	2006	Langensee Schweizerbecken	[4]
	120		10 P (5)	2004	Langensee Schweizerbecken	[5]
	105 – 160					
	130	36 cm	10 P (5)	2000	Langensee Schweizerbecken	[6]
	105 – 165	370 g				
Felche (<i>Coregonus</i> sp.)	70	35 – 50 cm	4 P	2009	Luganersee Schweizerbecken	[7]
	55 – 85	410 – 1210 g				
Felche (<i>Coregonus candidus</i>)	45 ±5	40 ±3 cm	9 E	2006	Neuenburgersee	[4]
Felche (<i>Coregonus palaea</i>)	35 ±5	40 ±3 cm	10 E	2006	Neuenburgersee	[4]
Felche (<i>Coregonus</i> sp.)	120	31 ±1 cm 260 ± 20 g	1 P (10)	2001	Bielersee	[12]
	55	33 ±3 cm 300 ±100 g	1 P (10)	2001	Neuenburgersee	[12]
Felche (<i>Coregonus albellus</i>)	45 ± 10	27 ±1 cm	10 E	2006	Thunersee	[4]
Felche (Balchen, <i>Coregonus</i> sp.)	35 ± 10	37 ±1 cm	10 E	2006	Thunersee	[4]
Felche (<i>Coregonus alpinus</i>)	55 ± 10	30 ±2 cm	10 E	2006	Thunersee	[4]
Felche (<i>Coregonus</i> sp.)	85	30 ± 1 cm 235 ± 40 g	1 P (10)	2001	Thunersee	[12]
	45	32 ± 3 cm 320 ± 100 g	1 P (10)	2001	Zugersee	[12]
	25	26 ± 1 cm 95 ± 15 g	1 P (10)	2001	Zugersee	[12]
Felche (<i>Coregonus zugensis</i>)	55 ± 15	23 ±2 cm	10 E	2007	Vierwaldstättersee	[4]
Felche (Balchen, <i>Coregonus</i> sp.)	40 ± 85	32 ±2 cm	8 E	2007	Vierwaldstättersee	[4]
	35 ± 5	41 ±1 cm	11 E	2007	Vierwaldstättersee	[4]
Felche (<i>Coregonus</i> sp.)	50	22 ± 1 cm 75 ± 10 g	1 P (10)	2001	Vierwaldstättersee	[12]
Felche (<i>Coregonus heglingus</i>)	105 ± 20	22 ±1 cm	20 E	2005	Walensee	[4]
Felche (<i>Coregonus duplex</i>)	65 ± 15	40 ±4 cm	15 E	2005	Walensee	[4]
Felche (<i>Coregonus</i> sp.)	65	40 ± 2 cm 640 ± 115 g	1 P (5)	2001	Greifensee	[12]
Felche (<i>Coregonus heglingus</i>)	80 ± 20	30 ±2 cm	11 E	2005	Zürichsee	[4]
Felche (<i>Coregonus duplex</i>)	65 ± 25	46 ±4 cm	10 E	2005	Zürichsee	[4]
Felche (<i>Coregonus</i> sp.)	35	34 ± 1 cm 390 ± 35 g	1 P (5)	2001	Zürichsee	[12]

Spezies	Wert	Beschreibung	n	Zeitraum	Standort	Ref
Felche (<i>Coregonus macrophthalmus</i>)	50 ± 10	33 ± 1 cm	10 E	2004	Bodensee	[4]
Felche (<i>Coregonus arenicolus</i>)	40 ± 5	52 ± 3 cm	10 E	2004	Bodensee	[4]
Felche (<i>Coregonus</i> sp.)	65	32 ± 3 cm 280 ± 60 g	1 P (10)	2001	Bodensee	[12]
Regenbogenforelle (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	50 30 – 85	18 – 25 cm 60 – 150 g 2.8 – 4.8 Jahre	15 E	2010	Tessiner Gebirgssee (Lago Superiore)	[15]
	50	...	33 E	2009	Tessiner Gebirgsseen (Lago Inferiore und Lago Superiore)	[16]
Bachforelle (<i>Salmo trutta fario</i>)	20 10 – 30	2004	Tessiner Fliessgewässer (Vedeggio, Verzasca, Osuro und Maggia)	[17]
	40 10 – 60	2003	Tessiner Fliessgewässer (Vedeggio, Verzasca, Osuro und Maggia)	[5]
	40 20 – 60	2001	Tessiner Fliessgewässer (Vedeggio, Verzasca, Osuro und Maggia)	[18]
Forellen	≈ 100 20 – 510	...	E, P	2007 – 2009	Einzel und Poolproben von 232 Forellen (und 4 Aeschen) aus der Saane, ihren Flusstauen und sieben Nebenflüssen	[19]
	30 – 70	...	98 E	2001	Fliessgewässer Kanton Genf	[20]

Referenzen:

[1] LC-TI (2016)
 [4] Blank et al. (2013)
 [7] Pessina (2010)
 [10] Edder et al. (2009),
 [13] Corvi & Buttiker (1982)
 [16] LC-TI (2009)
 [19] Staat Freiburg (2011)
 [21] Veluz et al. (1976)

[2] LC-TI (2014)
 [5] LC-TI (2004),
 [8] LC-TI (2007)
 [11] Corvi et al. (2005)
 [14] LC-TI (2006),
 [17] LC-TI (2005)
 [20] SCAV GE (2002)

[3] Guilizzoni (2012)
 [6] LC-TI (2000)
 [9] Edder et al. (2013)
 [12] Haldimann et al. (2007)
 [15] Steingruber & Colombo (2011)
 [18] LC-TI (2002),
 [21] UBP (2017)

Tabelle 22

Weitere Hg-Gehalte in der Biota des limnischen Kompartiments

Gesamt-Hg-Gehalte (Mittelwerte \pm Standardabweichungen soweit nicht Median P50 oder geometrisches Mittel GM angegeben sowie Spannweiten) in $\mu\text{g}/\text{kg}$ als Trocken- (dw) oder Feuchtgehalte (ww) in verschiedenen Matrices aquatischer (semiaquatischer) Biota

Spezies	Matrix	Wert	n	Zeitraum	Standort	Ref	
Gewöhnlicher Wasserschlauch (<i>Utricularia vulgaris</i>)	Pflanze	43 \pm 16	dw	12	2012	Isle-Royale-Nationalpark (USA) (n = Anzahl Standorte)	[1]
		4 \pm 2	ww				
Teichrose (<i>Nuphar variegata</i>)	Triebe	6.2 \pm 1.4	dw	15	2012	Isle-Royale-Nationalpark (USA) (n = Anzahl Standorte)	[1]
		\approx 0.6	ww				
	Rhizom	1.1	dw	4			
Zebramuschel (<i>Dreissena polymorpha</i>)	Weichkörper	330 \pm 340	ww	6	1973	Genfersee (Kanton Waadt)	[2]
		50 – 1000					
		35 \pm 15	dw	5	2014	Genfersee (Schweizer Becken) (n = Anzahl Standorte)	[3]
		25 – 60					
		20 – 25	dw	...	2011	Langensee (Brissago)	[4]
		52 – 57	dw	...	2012	Langensee (Brissago)	[5]
		55	dw	...	2013	Langensee (Brissago)	[6]
		50 – 55	dw	...	2010	Luganensee (Gandria)	[7]
		40 – 60	dw	...	2010	Luganensee (Brusino)	
		\approx 45	dw	...	2010	Luganensee (Caslano)	
		35	dw	3	2011	Luganensee (Schweizer Becken) (n = Anzahl Standorte)	[8]
		30 – 40					
		170	dw	...	2004	Rhein (Weil)	[9]
		\approx 6.5	ww				
190	dw	...	2006	Rhein (Weil)			
\approx 8	ww						
Flusskrebs (<i>Orconectes virilis</i>)	Muskulatur	125 \pm 100	ww	28	2004	Neuengland (USA) (n = Anzahl Standorte)	[10]
		25 – 550					
		P90: 200					
Flussuferläufer (<i>Actitis hypoleucos</i>)	Leber	1100 \pm 270	ww	3	1994 – 1995	Provinz Urbino-Pesaro (Italien)	[11]
		800 – 1330					
weitere Spezies (n = 3) aus der Familie der Schnepfenvögel	Leber	P50: 310	ww	3	1994 – 1995	Provinz Urbino-Pesaro (Italien)	[11]
Stockente (<i>Anas platyrhynchos</i>)	Blut	1210 \pm 850	ww	10	2005	Belastungsgebiet (Virginia, USA) Referenzstandorte (Virginia, USA)	[12]
		20 \pm 10	ww	5			
	Muskulatur	370 \pm 150	ww	3	1972	Westschweiz	[13]
		200 – 500					
		130 \pm 80	ww	16	1990 – 2003	Nordöstliches Amerika	[17]
	110 \pm 200	ww	30	2013 – 2014	Wlodek Stausee Polen	[14]	
	P25 – P75						
	25 – 90						
Leber	800	ww	1	1972	Westschweiz (Kanton Freiburg)	[13]	
	500 \pm 200	ww	8	1990 – 2003	Nordöstliches Amerika	[17]	
		100 – 800					

Spezies	Matrix	Wert	n	Zeitraum	Standort	Ref	
Stockente (<i>Anas platyrhynchos</i>)	Leber	155 ± 145	ww	30	2013 – 2014	Wloclawek Stausee Polen	[14]
		P25 – P75					
		65 – 170					
	Niere	120 ± 90	ww	30	2013 – 2014	Wloclawek Stausee Polen	[14]
		P25 – P75					
		50 – 145					
	Federn	900 ± 500	ww	11	1990 – 2003	Nordöstliches Amerika	[17]
	Eier	470 ± 160	ww	6	1972	Westschweiz	[13]
		300 – 700					
Halsringente (<i>Aythya collaris</i>)	Muskulatur	170 ± 110	ww	39	1990 – 1997	Nordöstliches Amerika	[17]
	Leber	600 ± 300	ww	34	1990 – 1997	Nordöstliches Amerika	[17]
	Federn	1500 ± 800	ww	34	1990 – 1997	Nordöstliches Amerika	[17]
Reiherente (<i>Aythya fuligula</i>)	Muskulatur	1100	ww	1	1972	Westschweiz (Kanton Freiburg)	[13]
Gänsesäger (<i>Mergus merganser</i>) adult und juvenil	Blut	1570 ± 590 (a)	ww	11	1989 – 2003	Nordöstliches Amerika	[17]
		600 ± 470 (j)	ww	69			
Gänsesäger	Muskulatur	4200	ww	1	1972	Westschweiz (Kanton Freiburg)	[13]
		1700 ± 1700	ww	31	1989 – 2003	Nordöstliches Amerika	[17]
		2630 ± 780	dw	16	2005	Pommersche Bucht Nordost-Polen	[15]
		790 ± 235	ww				
		440 – 1200					
Gänsesäger (<i>Mergus merganser</i>) adult und juvenil	Federn	8000 ± 4100 (a)	ww	24	1989 – 2003	Nordöstliches Amerika	[17]
		8800 ± 5400 (j)	ww	32			
Gänsesäger	Eier	1430 ± 860	ww	26	1989 – 2003	Nordöstliches Amerika	[17]
Brandseeschwalbe (<i>Thalasseus sandvicensis</i>)	Leber	2070 – 4920	ww	2	1994 – 1995	Provinz Urbino-Pesaro (Italien)	[11]
Gürtelfischer (<i>Megaceryle alcyon</i>) adult und juvenil	Blut	990 ± 820 (a)	ww	117	1997 – 2003	Nordöstliches Amerika	[17]
		170 ± 180 (j)	ww	183			
Gürtelfischer		3350 ± 2670	ww	21	2005	Belastungsgebiet (Virginia, USA)	[12]
		250 ± 140	ww	27			
Gürtelfischer adult und juvenil	Federn	7200 ± 7600 (a)	ww	71	1997 – 2003	Nordöstliches Amerika	[17]
		8000 ± 5400 (j)	ww	13			
Gürtelfischer	Eier	560 ± 770	ww	16	1997 – 2003	Nordöstliches Amerika	[17]
		30 – 3000	ww				
Eisvogel (<i>Alcedo atthis</i>)	Leber	310 – 650	ww	2	1994 – 1995	Provinz Urbino-Pesaro (Italien)	[11]
Haubentaucher (<i>Podiceps cristatus</i>)	Muskulatur	3900	ww	1	1972	Westschweiz (Kanton Waadt)	[13]
	Leber	2430 ± 1400	ww	> 5	1994 – 1995	Provinz Urbino-Pesaro (Italien)	[11]
		720 – 8000					
Haubentaucher adult und juvenil	Federn	4450 (a)	ww	3	1970	Murten- und Zürichsee	[24]
		4000 – 5200 (a)					
		4500 (j)	ww	5	1970	Unter-, Küssnacher-, Sempacher-, Murten- und Bielersee	
		1530 – 7800 (j)					
Renn- und Clarktaucher (<i>Aechmophorus</i> sp.)	Blut	1060 ± 80	ww	354	2012	25 Seen in Kalifornien (USA)	[16]
		30 ± 10	ww	14	2012	Big Lake (Kalifornien, USA)	[16]
		150 ± 20	ww	14		Clear Lake (Kalifornien, USA)	

Spezies	Matrix	Wert	n	Zeitraum	Standort	Ref	
Eistaucher (<i>Gavia immer</i>) adult und juvenil	Blut	2040 ± 1390 (a)	ww	770	1986 – 2003	Nordöstliches Amerika	[17]
		270 ± 340 (j)	ww	452			
	Muskulatur	4100 ± 3400 (a)	ww	18	1986 – 2003	Nordöstliches Amerika	[17]
		900 ± 810 (j)	ww	6			
	Leber	29'700 (a)	ww	30	1986 – 2003	Nordöstliches Amerika	[17]
		14'900 (j)	ww	8			
Niere	39'900 (a)	ww	10	1986 – 2003	Nordöstliches Amerika	[17]	
	35'900 (j)	ww	2				
Federn	12'700 (a)	ww	631	1986 – 2003	Nordöstliches Amerika	[17]	
	5400 (j)	ww	52				
Eistaucher	Eier	780 ± 600	ww	660	1986 – 2003	Nordöstliches Amerika	[17]
Zwergdommel (<i>Ixobrychus minutus</i>)	Leber	430	ww	1	1994 – 1995	Provinz Urbino-Pesaro (Italien)	[11]
Nachtreiher (<i>Nycticorax nycticorax</i>)	Leber	P50: 4150 1080 – 7300	ww	3	1994 – 1995	Provinz Urbino-Pesaro (Italien)	[11]
Fischreiher (<i>Ardea cinerea</i>)	Muskulatur	2250 ± 1750 500 – 4000	ww	3	1972	Westschweiz	[13]
	Leber	4090 ± 950 1240 – 7000	ww	> 5	1994 – 1995	Provinz Urbino-Pesaro (Italien)	[11]
Kanadareiber (<i>Ardea herodias</i>)	Eier	90 ± 40	ww	2	1991 – 2003	Nordöstliches Amerika	[17]
Fischadler (<i>Pandion haliaetus</i>) adult und juvenil	Blut	1420 ± 180 (a)	ww	2	1989 – 2003	Nordöstliches Amerika	[17]
		310 ± 200 (j)		58			
	Muskulatur	1500 ± 1500 (a)	ww	6	1989 – 2003	Nordöstliches Amerika	[17]
		100 (j)		1			
	Leber	10'600 (a)	ww	12	1989 – 2003	Nordöstliches Amerika	[17]
		900 ± 400 (j)		11			
Niere	15'700 (a)	ww	4	1989 – 2003	Nordöstliches Amerika	[17]	
	1100 ± 600 (j)		9				
Federn	15'600 (a)	ww	10	1989 – 2003	Nordöstliches Amerika	[17]	
	8200 ± 5600 (j)		62				
Fischadler	Eier	190 ± 90	ww	23	1989 – 2003	Nordöstliches Amerika	[17]
Seeadler (<i>Haliaeetus albicilla</i>)	Leber	GM: 375 15 – 3550	ww	57	1993 – 2000	Deutschland und Österreich	[18]
	Niere	GM: 1055 80 – 36'000	ww	57	1993 – 2000	Deutschland und Österreich	[18]
		1540 ± 920 P50: 740 400 – 4300	dw	4	2005 – 2007	Polen	[19]
Amerikanischer Nerz (<i>Neovison vison</i>)	Leber	715 ± 770	ww	91	2004 – 2009	verschiedene Regionen in Schweden	[23]
		P50: 535					
		25 – 5950					
Fischotter (<i>Lutra canadensis</i>)	Muskulatur	GM: 320 110 – 1700	ww	31	2003 – 2004	Südliches Wisconsin	[20]

Spezies	Matrix	Wert		n	Zeitraum	Standort	Ref
Fischotter (<i>Lutra lutra</i>)	Leber	3850 ± 540 nd – 29'500	dw	111	1999 – 2006	Ungarn	[21]
Fischotter (<i>Lutra canadensis</i>)	Leber	GM: 590 210 – 3700	ww	31	2003 – 2004	Südliches Wisconsin	[20]
Fischotter (<i>Lutra lutra</i>)	Leber	P50: 4960 P25 – P75: 2840 – 9640	dw	50	2009	England und Wales	[22]
Fischotter (<i>Lutra canadensis</i>)	Niere	GM: 620 200 – 4400	ww	31	2003 – 2004	Südliches Wisconsin	[20]
	Hirn	GM: 120 40 – 660	ww	31	2003 – 2004	Südliches Wisconsin	[20]
	Pelz	GM: 3400 580 – 19'000	ww	20	2003 – 2004	Südliches Wisconsin	[20]

Referenzen:

- | | | | |
|----------------------------|-----------------------------|-------------------------------|-----------------------------|
| [1] Bergman & Bump (2014) | [2] Veluz et al. (1976) | [3] Lods-Crozet et al. (2015) | [4] Guilizzoni (2012) |
| [5] Guilizzoni (2013), | [6] Marchetto (2014) | [7] Pessina (2011) | [8] Pessina (2012) |
| [9] UBP (2017) | [10] Pennuto et al. (2005) | [11] Alleva et al. (2006), | [12] Cristol et al. (2008) |
| [13] Veluz et al. (1976) | [14] Żarski et al. (2017) | [15] tataruch et al. (2014) | [16] Ackerman et al. (2015) |
| [17] Evers et al. (2005) | [18] Kenntner et al. (2001) | [19] Komosa et al. (2009) | [20] Strom (2008) |
| [21] Lanszki et al. (2009) | [22] Walker et al. (2011) | [23] Ljungvall et al. (2017) | [24] Schifferli (1975) |

7 Belastung des Menschen

Verantwortlich für die Belastung des Menschen mit Methylquecksilber ist der Konsum von Meerfisch, hier vor allem von langlebigen Raubfischen. Als typische Quelle der Belastung mit elementarem Quecksilber sind Amalgamfüllungen zu nennen, die Aufnahme über die Innen- und Aussenluft spielt nur eine untergeordnete Rolle. Der Urin zur Erfassung der internen Belastung mit anorganischem Quecksilber und das Haar zur Erfassung der zurückliegenden Exposition mit Methylquecksilber sind für das Human-Biomonitoring geeignete Untersuchungsmaterialien. Jüngere inländische Daten zum Vorkommen von Quecksilber in Humanproben liegen für zwei Kollektive vor. In Haarproben von Müttern aus dem Mittelland (n = 120) und Südwesten (n = 64) lagen 95 % der Messwerte bei 0.7 µg Hg/g bzw. 0.95 µg Hg/g und weniger. Bei ihren Kindern betragen die entsprechenden Werte 0.55 µg Hg/g (n = 120) bzw. 0.60 µg Hg/g (n = 107). In Urinproben der Mütter und Kinder aus dem Südwesten betragen die 95 %-Perzentile 1.4 sowie 0.5 µg Hg/l.

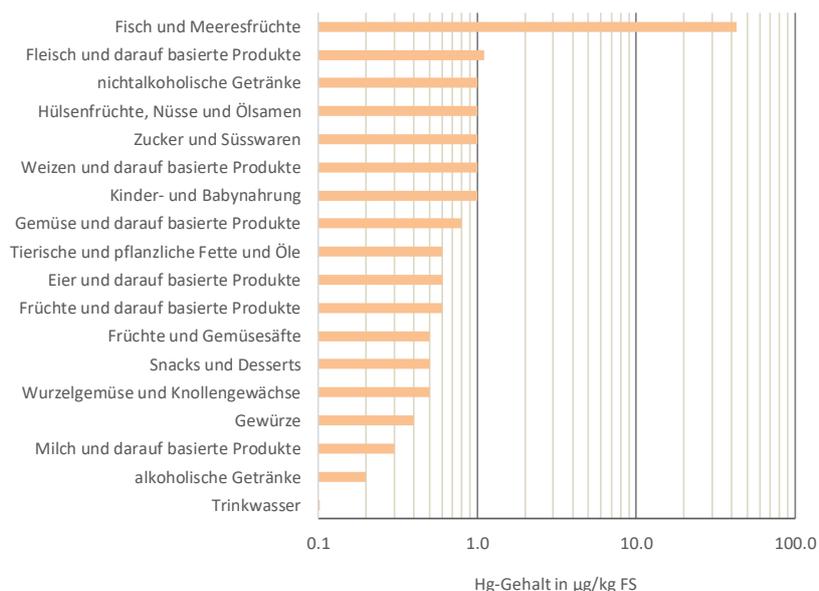
7.1 Quecksilberaufnahme über Nahrungsmittel

In der EU hat eine Expertengruppe der Europäischen Behörde für Lebensmittelsicherheit (EFSA) im Jahr 2012 die ernährungsbedingte Aufnahme sowohl von anorganischem Quecksilber wie auch von Methylquecksilber basierend auf Analysedaten zum Vorkommen von Hg in Nahrungsmitteln aus 20 EU-Staaten und mit Hilfe von Verzehrdaten aus 17 EU-Staaten ermittelt und beurteilt. In einem ersten Schritt wertete die EFSA-Expertengruppe rund 60'000 Analysenresultate zum Vorkommen von Quecksilber in Nahrungsmitteln aus; zur Hauptsache (98 %) wurde in den zwischen den Jahren 2004 und 2011 in EU-Staaten erhobenen Proben Gesamtquecksilber bestimmt. Danach sind die Gesamt-Hg-Gehalte in Nahrungsmitteln des terrestrischen Kompartiments tief und liegen oft unterhalb der Bestimmungsgrenze. Die höchsten Hg-Gehalte wurden in Fisch und Meeresfrüchten gemessen (Abb. 31).

Abbildung 31

Hg-Gehalte in Nahrungsmitteln

Mediane (middle bound-Werte²⁴) für das Vorkommen von Hg in Nahrungsmittelgruppen in µg/kg bezogen auf Frischsubstanz (logarithmische Darstellung)



Quelle: EFSA (2012)

Die Hg-Gehalte in Fischen variierten zwischen den verschiedenen Spezies stark und waren hoch in grossen Raubfischen. Mittelwert und 95 %-Perzentil in 12'235 analysierten Fischen betragen 166 und

500 µg/kg. Die höchsten mittleren Gehalte (für Spezies mit mehr als 25 Analysenresultaten) von 1200 µg/kg und 700 µg/kg resultierten für Schwert- und Haifisch.

Die in Lebensmitteln als Gesamt-Hg gemessenen Gehalte wurden von der EFSA-Expertengruppe in der Folge in Methyl-Hg-Gehalte und anorganische Hg-Gehalte konvertiert. Bei Fischen und Fischprodukten wurden Konversionsfaktoren von 1.0 (Methyl-Hg) und von 0.2 (anorg. Hg) verwendet. Für Krebs- und Weichtiere betragen die Konversionsfaktoren 0.8 (Methyl-Hg) und 0.5 (anorg. Hg). Für alle anderen Nahrungsmittel wurde angenommen, dass Quecksilber in anorganischer Form vorliegt. Die Exposition der EU-Bevölkerung – aufgeschlüsselt nach Altersklassen – gegenüber den verschiedenen Hg-Spezies wurde sodann anhand der mittleren Hg-Gehalte²⁴ der verschiedenen Nahrungsmittel und deren Verzehrsmengen ermittelt. Die Daten zum Verzehr stammten aus 28 Ernährungserhebungen, die in 17 EU-Mitgliedsstaaten durchgeführt wurden. Für jede Erhebung und Altersklasse wurden die Expositionen bei durchschnittlichem Verzehr und bei hohem Verzehr (95 %-Perzentil) errechnet.

In der Schweiz wurden bislang keine entsprechenden Expositionsabschätzungen durchgeführt. Es kann jedoch angenommen werden, dass die Daten der umliegenden Länder die Situation in der Schweiz relativ gut repräsentieren. Nachstehend und in Abbildung 32 (linke Grafik) sind die Ergebnisse der Berechnungen zu den Methyl-Hg-Aufnahmemengen durch Kleinkinder (1 – 3 Jahre), Kinder (3 – 10 Jahre) und Erwachsene (18 – 65 Jahre) in Deutschland, Frankreich und Italien für einen durchschnittlichen sowie für einen hohen Konsum von Fisch und Meeresfrüchten zusammengefasst.

- Bei einem durchschnittlichen Fisch- und Meeresfrüchtekonsum und unter Verwendung von MB-Werten²⁴ für die Hg-Gehalte dieser Nahrungsmittel ergaben die Berechnungen für Methyl-Hg Aufnahmemengen pro kg Körpergewicht und Woche von 0.16 µg durch Erwachsene in Deutschland bis 1.57 µg durch Kleinkinder in Italien. Für Erwachsene und Kinder in Frankreich errechneten sich Aufnahmemengen von 0.34 bzw. von 0.63 µg pro kg Körpergewicht und Woche.

Bei hohem Fisch- und Meeresfrüchtekonsum resultierten Expositionen pro kg Körpergewicht und Woche von 1.12 µg durch Erwachsene in Deutschland bis 4.96 µg durch Kinder in Italien. Für Erwachsene und Kinder in Frankreich errechneten sich Aufnahmemengen von 1.13 bzw. von 1.97 µg pro kg Körpergewicht und Woche.

Der signifikante Anteil Proben von Nahrungsmitteln, in denen keine messbaren Konzentrationen von Quecksilber gefunden wurden, führt zu erheblichen Unsicherheiten bei der Abschätzung der Aufnahme von anorganischem Quecksilber mit der Nahrung. Abbildung 32 (rechte Grafik) zeigt die Abschätzung der Belastung von Kleinkindern, Kindern und Erwachsenen in Deutschland, Frankreich und Italien, wenn für das Vorkommen in Lebensmitteln der halbe Wert der Bestimmungsgrenze zugrunde gelegt wird (Middle-bound-Werte²⁴).

- Bei einem durchschnittlichen Nahrungsmittelverzehr errechneten sich für anorganisches Hg Aufnahmemengen pro kg Körpergewicht und Woche von 0.21 µg durch Erwachsene in Frankreich (unter Verwendung von LB-Werten²⁴ für die Hg-Gehalte der Nahrungsmittel) bis 1.71 µg durch Kleinkinder in Italien (unter Verwendung von UB-Werten²⁴ für die Hg-Gehalte der Nahrungsmittel).

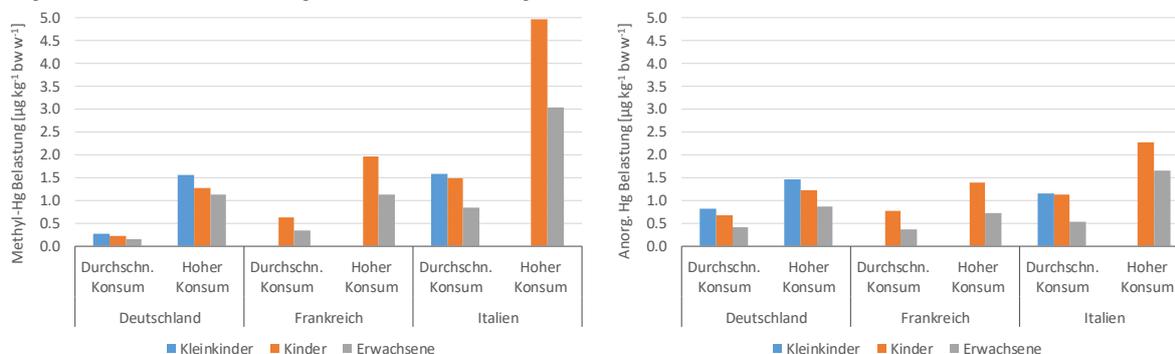
Bei hohem Nahrungsmittelverzehr betrug die Spannweite 0.50 µg für Erwachsene (auf Basis der LB-Werte und Verzehrdaten aus Frankreich) bis 2.82 µg durch Kinder (auf Basis der UB-Werte und Verzehrdaten aus Italien) pro kg Körpergewicht und Woche.

²⁴ Lower bound- (LB-), middle bound- (MB-) oder upper bound-Werte (UB-Werte). Diese werden erhalten, indem Analysewerte kleiner als die Bestimmungsgrenze gleich 0 (LB-Werte), gleich der halben Bestimmungsgrenze (MB-Werte) oder gleich der Bestimmungsgrenze (UB-Werte) gesetzt werden.

Abbildung 32

Hg-Gehalte in Nahrungsmitteln

Errechnete Belastung verschiedener Bevölkerungsgruppen mit Methylquecksilber (Abbildung links) und anorganischem Quecksilber (Abbildung rechts) in Deutschland, Frankreich und Italien. Die Werte sind in $\mu\text{g}/\text{kg}$ Körpergewicht (bw) pro Woche (w) angegeben. Die Belastung wurde für einen durchschnittlichen und einen hohen Fisch- und Meeresfrüchtekonsum (Methyl-Hg) bzw. für einen durchschnittlichen und einen hohen Nahrungsmittelkonsum (anorg. Hg) unter Verwendung der MB-Werte²⁴ für die Hg-Gehalte der Nahrungsmittel errechnet.



Quelle: EFSA (2012)

7.2 Quecksilberaufnahme über andere Quellen

Neben Nahrungsmitteln und der Luft sind als weitere Quellen der Belastung der breiten Öffentlichkeit mit Quecksilber einzig Dentalamalgam und der missgeschickliche Umgang mit quecksilberhaltigen Produkten bekannt. Da in der Schweiz in heute vermarkteten Produkten kaum noch Quecksilber eingesetzt wird und seine Verwendung in chemischen Prozessen eingestellt wurde, sind arbeitsplatzbedingte Belastungen selten. Potentielle Belastungsorte sind heute Sammelstellen und Entsorgungsbetriebe quecksilberhaltiger Abfälle, chemische Laboratorien oder Zahnarztpraxen. Auf eine Präsentation von Daten zu Hg-Belastungen am Arbeitsplatz wird nachstehend verzichtet.

Hg-Aufnahme der breiten Bevölkerung über die Luft

In der Schweizer Aussenluft misst man Hg-Gehalte von $1 - 2 \text{ ng}/\text{m}^3$, dominierende Spezies ist elementares, gasförmiges Hg (vgl. Kap. 6.1). Inländische Messungen zur Hg-Belastung der Innenraumluft ausserhalb von Arbeitsplätzen sind nicht bekannt, Messergebnisse sind auch im Ausland rar (Link 1999; LGL, 2012). In Deutschland wurden im Jahr 2012 in elf Büro- und Laborräumen über einen Messzeitraum von jeweils 24 Stunden Hg-Gehalte von $5 - 50 \text{ ng}/\text{m}^3$ bestimmt, der Mittelwert lag bei $15 \text{ ng}/\text{m}^3$ (LGL, 2012). Ausgehend von einer derartigen Belastung der Innenräume lassen sich bei einer langen Aufenthaltszeit in den Räumen für Erwachsene (Atemrate $20 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, Körpergewicht 70 kg) und Kleinkinder (Atemrate $6 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, Körpergewicht 10 kg) Hg-Aufnahmen (Hg^0) von $0.03 \mu\text{g}$ und $0.06 \mu\text{g}$ pro kg Körpergewicht und Woche errechnen.

Messungen der Luftbelastung in Physik- und Chemiesälen sowie ihren Vorbereitungsräumen (Kabinette) wurden im Zeitraum 2008 – 2010 in Hauptschulen, Gymnasien, höheren Schulen und Berufsschulen in Oberösterreich durchgeführt (Minniberger et al., 2011). Häufige Hg-Gehalte (10 %- und 90 %-Perzentile) in den Sälen ($n = 305$) und Kabinetten ($n = 287$) lagen bei $3 - 70 \text{ ng}/\text{m}^3$ bzw. bei $3 - 140 \text{ ng}/\text{m}^3$, die Maxima betragen mehr als $50'000 \text{ ng}/\text{m}^3$. Die geometrischen Mittel errechnen sich auf $12 \text{ ng}/\text{m}^3$ für Säle und auf $18 \text{ ng}/\text{m}^3$ für Kabinette. Unter Annahme eines Hg-Gehalts von $70 \text{ ng}/\text{m}^3$ im Unterrichtsraum resultiert für Jugendliche mit wöchentlich vier Lektionen eine zusätzliche Aufnahme um $0.004 \mu\text{g}$ Hg pro kg Körpergewicht.

Untersuchungen zum Einfluss zerbrochener Entladungslampen auf die Raumluftqualität wurden vom Bayerischen Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit angestellt: Bei Bruch in kaltem Zustand wurden in der Raumluft bei eingeschränktem Luftwechsel in zehn Messungen mit 6 verschiedenen Sparlampen in 1 m Höhe und 1 m Entfernung von der Hg-Quelle maximale Hg-Gehalte von 380 – 910 ng/m³ bei Raumtemperaturen von 14 – 18 °C und von 680 – 10'300 ng/m³ bei 21 – 22 °C registriert. Beim Bruch einer Sparlampe neueren Typs, der statt elementares Hg ein Amalgam enthielt, wurde bei 21 °C ein deutlich tieferer Maximalwert von 135 ng/m³ gemessen. Erwartungsgemäss hohe Raumluftkonzentrationen resultierten beim Bruch einer alten Leuchtstoffröhre, bis zur Lüftung des Raums bewegten sich die Hg-Gehalte zwischen 20'000 – 30'000 ng/m³ (LGL, 2012). Vergleichbare Raumluftbelastungen wurden in vom deutschen Umweltbundesamt initiierten Messungen gefunden. Hier haben die Versuche zudem gezeigt, dass nach Bruch der Lampen bei sofortigem Lüften und Wegräumen der Scherben die Hg-Gehalte schnell und überwiegend unter einen Wert von 35 ng/m³ sanken (UBA, 2011).

Nachdem Entladungslampen nur einige Milligramm Hg enthalten, dürften sich beim Bruch von Thermometern mit einem Inhalt um 1 Gramm Hg in der Raumluft kurzfristig deutlich höhere Hg-Gehalte einstellen. Immerhin sind ungewollte Hg-Freisetzen aus Produkten nicht sehr häufig²⁵.

Hg-Aufnahme über Dentalamalgam

Älteren Daten der Weltgesundheitsorganisation (WHO) zufolge beträgt die (in der Regel über das Vorkommen von Hg im Urin abgeleitete) Abgabe von elementarem Hg aus Amalgamfüllungen 4 – 21 µg (im Mittel um 10 µg) pro Tag (zitiert in Göhring et al., 2008; HBM, 1999; SCENIHR, 2015). Nach verschiedenen Untersuchungen Mitte der 1990er Jahre wird die Hg-Exposition bei Vorliegen von rund acht Amalgamfüllungen mit 3 – 12 µg pro Tag veranschlagt (zitiert in HBM, 1999). Im Falle einer erwachsenen Person sind dies 0.3 – 1.2 µg Hg pro pro kg Körpergewicht und Woche. Mit Daten des Zeitraums 2007 – 2009 schätzt Richardson (2014) die Hg-Exposition kanadischer Amalgamträger zwischen 0.20 µg (Jugendliche 12 – 18-jährig) und 0.45 µg (Kinder 6 – 11-jährig) pro kg Körpergewicht und Woche. Bei Erwachsenen mit mehreren Amalgamfüllungen stellen diese somit eine gewichtige Aufnahmequelle für anorganisches Quecksilber dar. Kinder in der Schweiz hingegen tragen in der Regel keine Zahnfüllungen auf Basis von Amalgam (Dressel & Imo, 2016), da solches Füllungsmaterial in inländischen Zahnarztpraxen seit Jahren nur noch marginale Bedeutung hat.

²⁵ In einem Gutachten über eine mögliche Gesundheitsgefährdung der Bevölkerung durch quecksilberbelaste Böden berichten Dressel & Imo (2016), dass eine Umfrage bei der Studienpopulation (64 Mütter mit 107 Kindern) ergeben hat, dass 11 % bzw. 13 % der Mütter jemals eine Energiesparlampe bzw. ein Thermometer zerbrochen haben. Bei den Kindern waren es jeweils 3 %. Ähnliche Zahlen nennt das Bundesamt für Gesundheit in seiner DEMOCOPHES-Studie (BAG, 2012).

7.3 Biomonitoring

Bei oraler Aufnahme werden organische Hg-Verbindungen (Methyl-Hg) zu ca. 90 % und anorganische Hg-Verbindungen zu ca. 10 % resorbiert. Praktisch keine Resorption erfolgt durch oral aufgenommenes elementares Hg, über die Atemwege aufgenommen wird es zu 80 % resorbiert. Elementares Hg wird im Körper zu zweiwertigem Hg (Hg^{2+}) oxidiert, welches die Körperschranken nur geringfügig passiert, es wird hauptsächlich über den Urin und die Fäzes eliminiert. Resorbiertes Methyl-Hg verteilt sich gleichmässig im Organismus, es passiert leicht die Blut-Hirn- und Plazentaschranke und reichert sich in fötalem Blut an. Das Vollblut zur Erfassung der internen Belastung mit anorganischem und organischem Hg, der Urin zur Erfassung der internen Belastung mit anorganischem Hg und das Haar zur Erfassung der zurückliegenden Exposition mit organischem Hg sind für das Human-Biomonitoring die geeigneten Untersuchungsmaterialien (HBM, 1999). Jüngere inländische Daten zum Vorkommen von Hg in Humanproben liegen für zwei kleine Kollektive vor.

Die Schweiz hat sich unter Federführung des Bundesamts für Gesundheit (BAG) im Zeitraum zwischen 2010 und 2012 an einer von der EU koordinierten Human-Biomonitoring-Pilotstudie (DEMOCOPHES) beteiligt, in welcher in 17 Ländern u.a. die Hg-Gehalte im Haar von Mutter-Kind-Paaren bestimmt wurden. Die in der Schweiz erhobenen Haarproben stammten von je 120 Müttern (≤ 45 Jahre alt) und Kindern (6 – 11 Jahre alt) aus der Stadt Bern und sieben ländlichen Gemeinden im Oberaargau. Im Interview gaben 50 % der Mütter an, mindestens einmal wöchentlich Fisch oder Meeresfrüchte zu verzehren (BAG, 2012). In einer zweiten durch die Abteilung für Arbeits- und Umweltmedizin der Universität Zürich durchgeführten Studie wurden die Hg-Gehalte im Haar und Urin von 64 Müttern (25 – 55 Jahre alt) und 107 Kindern (3 – 12 Jahre alt) aus dem Oberwallis untersucht. Diese Studienpopulation lebt in einem Gebiet mit teilweise hohen Quecksilberbelastungen der Böden, umfangreich vorhandene Hg-Gehalte der Böden wurden den Probanden über die Parzellennummer zugeordnet. Befragungen ergaben hier, dass rund die Hälfte der Mütter keine Amalgamfüllungen trug, ein Drittel hatte 1 – 3 Füllungen, 10 % hatten 4 – 6 Füllungen und 6 % hatten 7 – 10 Füllungen. Alle Kinder trugen keine Amalgamfüllungen. Die Hälfte der Mütter ass im Zeitraum eines Monats vor der Befragung vier Portionen Meeresfische, bei den Kindern waren es zwei Portionen. Etwa die Hälfte der Mütter und Kinder verzehrten Gemüse aus einem Garten im Untersuchungsgebiet (Dressel & Imo, 2016). Die wichtigsten Resultate der zwei Studien waren folgende:

- Die geometrischen Mittel der Haarproben der Mütter und Kinder aus der Stadt Bern und dem Oberaargau betragen $0.16 \mu\text{g Hg/g}$ sowie $0.08 \mu\text{g Hg/g}$. Die Hg-Gehalte streuten von $0.01 - 1.33 \mu\text{g/g}$ bei den Müttern und von $0.01 - 0.95 \mu\text{g/g}$ bei den Kindern. Die 95 %-Perzentile errechneten sich auf $0.69 \mu\text{g/g}$ im Haar der Mütter und auf $0.54 \mu\text{g/g}$ im Haar der Kinder. Mütter mit den höchsten Haargehalten assen häufiger Meeresfische und -früchte. Keinen Einfluss auf die Hg-Gehalte im Haar hatten die Anzahl Amalgamfüllungen sowie jemals zerbrochene Quecksilberthermometer und Sparlampen (BAG, 2012).
- Die geometrischen Mittel der Haarproben der Mütter und Kinder aus dem Wallis betragen $0.21 \mu\text{g Hg/g}$ sowie $0.18 \mu\text{g Hg/g}$. Die 95 %-Perzentile errechneten sich auf $0.94 \mu\text{g/g}$ im Haar der Mütter und auf $0.60 \mu\text{g/g}$ im Haar der Kinder. Es gab sehr starke Hinweise für einen Zusammenhang mit den Hg-Werten im Haar und dem Meeresfischkonsum. Auch gab es Hinweise für einen Zusammenhang mit Geburtsland am Meer. Für einen Zusammenhang mit den Hg-Werten im Haar und der Anzahl Amalgamfüllungen, dem Gemüsekonsum aus dem Garten oder dem Vorkommen von Hg im Boden gab es keine Hinweise (Dressel & Imo, 2016).
- Die geometrischen Mittel der Urinproben der Mütter und Kinder aus dem Wallis betragen $0.25 \mu\text{g Hg/l}$ ($0.22 \mu\text{g Hg/g Kreatinin}$) sowie $0.15 \mu\text{g Hg/l}$ ($0.16 \mu\text{g Hg/g Kreatinin}$). Die 95 %-Perzentile errechneten sich auf $1.39 \mu\text{g Hg/l}$ ($0.85 \mu\text{g/g Kreatinin}$) im Urin der Mütter und auf

0.50 µg Hg/l (0.56 µg/g Kreatinin) im Urin der Kinder. Es gab sehr starke Hinweise für einen Zusammenhang mit den auf Kreatinin bezogenen Hg-Werten im Urin und der Anzahl Amalgamfüllungen, dem Alter oder ob der Zeitpunkt des letzten Meeresfischkonsums weniger als drei Tage zurücklag. Für einen Zusammenhang mit den Hg-Werten im Urin und dem Gemüsekonsum aus dem Garten oder dem Vorkommen von Hg im Boden gab es keine Hinweise (Dressel & Imo, 2016).

Im Vergleich zum Hg-Gehalt (95 %-Perzentil) im Haar der Mütter aus dem Schweizer Mittelland lag jener im Haar der Mütter aus dem Südwesten der Schweiz rund 35 % höher. Im Haar der Kinder waren es 10 %. Weiter zeigt der Vergleich der Daten zum Hg-Vorkommen im Haar der zwei inländischen Kollektive mit Daten der umliegenden Länder (Deutschland, Frankreich, Italien) folgendes: Das im Rahmen der DEMOCOPHES-Studie ermittelte 95 %-Perzentil im Haar der deutschen Mütter (0.64 µg/kg) lag rund 10 % tiefer als jenes im Haar der Mütter aus dem Schweizer Mittelland (Bellanger et al., 2013). Über die Belastung des Haars der französischen Bevölkerung der Jahre 2006 – 2007 berichten Fréry et al. (2011)²⁶ (s. Tab. 23): Danach betragen die 95 %-Perzentile 1.72 µg Hg/kg im Haar 18 – 45-jähriger Frauen (n = 126) und 1.50 µg Hg/kg bzw. 1.40 µg Hg/kg im Haar 3 – 5-jähriger bzw. 6 – 11-jähriger Kinder (n = 255 bzw. n = 496). Diese Werte liegen deutlich höher als jene im Haar der 25 – 55-jährigen Mütter (0.94 µg Hg/kg, n = 64) und 3 – 12-jährigen Kinder (0.60 µg Hg/kg, n = 107) im Südwesten der Schweiz. Der Hg-Gehalt (95 %-Perzentil) im Haar italienischer Frauen schliesslich wird von Bellanger et al. (2013) mit 2.63 µg/g angegeben. Er liegt deutlich über den in der Schweiz und in Frankreich gemessenen Werten.

Der Vergleich der Hg-Belastung (95 %-Perzentil) des Urins der Erwachsenen aus dem Südwesten der Schweiz von 1.39 µg Hg/l bzw. 0.85 µg/g Kreatinin mit jener der deutschen Bevölkerung zeigt, dass die Belastung des Schweizer Kollektivs zwischen den Belastungen von 1.1 µg Hg/l bzw. 0.9 µg/g Kreatinin und 2.7 µg Hg/l bzw. 1.5 µg/g Kreatinin liegt, wie sie für deutsche Erwachsene zum einen ohne Amalgamfüllungen und zum anderen mit 1 – 4 amalgamgefüllten Zähnen im Jahr 1998 festgestellt wurden. Der Wert für das 95 %-Perzentil im Urin der Schweizer Kinder lag mit 0.5 µg Hg/l gleich wie in Deutschland im Zeitraum 2003 – 2006 für rund 1600 Kinder im Alter von 3 – 14 Jahren ohne Amalgamfüllungen (s. Tab. 24).

Weitere Daten zum Vorkommen von Hg im Urin oder in anderem Untersuchungsmaterial liegen – mit Ausnahme für Westschweizer Berufsfischer Mitte der 1970er Jahre – nicht vor²⁷.

²⁶ Die Nachbarstaaten Frankreich und Italien haben nicht an der DEMOCOPHES-Studie teilgenommen.

²⁷ Berode & Guillemin (1976) untersuchten Mitte der 1970er Jahre den Urin und das Blut von 25 auf dem Genfersee tätigen Berufsfischern auf das Vorkommen von Quecksilber. Sie fanden Hg-Gehalte von 1.3 – 14 µg/g Kreatinin, Mittelwert und Standardabweichung betragen 4.0 ± 2.7 µg Hg/g Kreatinin. Gleichzeitig durchgeführte Blutanalysen ergaben einen mittleren Hg-Gehalt von 9.4 ± 5.3 ng/g (0.2 – 23.3 ng/g). Zwischen dem Fischkonsum (aus eigenem Fang) und dem Hg-Gehalt im Blut bestand eine enge Korrelation.

Tabelle 23

Hg-Gehalte im Haar französischer Erwachsener und Kinder

Hg-Gehalte im Haar (in µg/g) von Erwachsenen (18 – 74 Jahre alt) und Kindern (3 – 17 Jahre alt) aus Frankreich. N = Anzahl Proben; P = Perzentil und GM = geometrisches Mittel

	N	P10	P25	P50	P75	P90	P95	GM
Erwachsene 2006 – 2007	365	0.26	0.41	0.56	0.85	1.50	1.80	0.59
Geschlecht:								
- Männer 18 – 74 Jahre alt	115	0.26	0.41	0.56	0.84	1.62	1.80	0.60
- Frauen 18 – 74 Jahre alt	250	0.25	0.40	0.58	0.85	1.33	1.74	0.59
- Frauen 18 – 45 Jahre alt	126	0.21	0.37	0.52	0.82	1.10	1.72	0.53
Alter:								
- 18 – 39 Jahre alt	118	0.19	0.38	0.55	0.75	0.99	1.61	0.51
- 40 – 59 Jahre alt	174	0.30	0.41	0.53	0.85	1.60	1.78	0.60
- 60 – 74 Jahre alt	73	0.36	0.47	0.75	1.15	1.90	3.20	0.78
Fischkonsum:								
- ≤ 1-mal pro Monat	42	0.13	0.21	0.37	0.41	0.56	0.74	0.29
- 1-mal pro Woche bis > 1-mal pro Monat	211	0.29	0.41	0.52	0.75	1.30	1.70	0.57
- ≥ 2-mal pro Woche	102	0.46	0.67	0.85	1.20	2.38	3.06	0.96
Meeresfrüchtekonsum:								
- ≤ 1-mal pro Monat	98	0.16	0.30	0.46	0.70	0.96	0.98	0.43
- 1-mal pro Woche bis > 1-mal pro Monat	210	0.33	0.43	0.56	0.85	1.60	1.80	0.63
- ≥ 2-mal pro Woche	44	0.45	0.66	0.87	1.20	1.82	2.37	0.79
Amalgamfüllungen:								
- keine	88	0.25	0.38	0.55	0.79	1.17	1.77	0.55
- < 3 Zähne	78	0.16	0.36	0.68	0.98	1.70	2.87	0.64
- ≥ 3 Zähne	188	0.30	0.41	0.55	0.83	1.30	1.73	0.60
Kinder 2006 – 2007	1364	0.13	0.24	0.38	0.61	0.97	1.20	0.37
Geschlecht:								
- Knaben 3 – 17 Jahre alt	675	0.12	0.24	0.37	0.61	0.95	1.20	0.35
- Mädchen 3 – 17 Jahre alt	689	0.14	0.25	0.40	0.61	0.99	1.20	0.38
Alter:								
- 3 – 5 Jahre alt	255	0.13	0.25	0.40	0.76	1.20	1.50	0.40
- 6 – 11 Jahre alt	496	0.13	0.26	0.39	0.61	0.97	1.40	0.38
- 12 – 17 Jahre alt	613	0.13	0.22	0.36	0.54	0.80	1.00	0.34
Fischkonsum:								
- ≤ 1-mal pro Monat	32	0.03	0.19	0.34	0.45	0.45	0.89	0.11
- 1-mal pro Woche bis > 1-mal pro Monat	349	0.08	0.23	0.35	0.52	0.68	1.10	0.26
- ≥ 2-mal pro Woche	969	0.18	0.25	0.40	0.64	1.10	1.30	0.43
Meeresfrüchtekonsum:								
- ≤ 1-mal pro Monat	598	0.09	0.19	0.34	0.50	0.83	1.20	0.29
- 1-mal pro Woche bis > 1-mal pro Monat	685	0.17	0.29	0.41	0.67	1.00	1.40	0.42
- ≥ 2-mal pro Woche	66	0.29	0.45	0.61	0.88	1.20	1.46	0.60

Quelle: Fréry et al. (2011)

Tabelle 24

Hg-Gehalte im Urin und Blut deutscher Erwachsener und Kinder

Hg-Gehalte im Urin (in µg/l bzw. µg/g Kreatinin) und Vollblut (in µg/l) deutscher Erwachsener (18 – 69 Jahre alt) und Kinder (3 – 14 Jahre alt). N = Anzahl Proben, LOC = Bestimmungsgrenze (0.2 µg/l), n < LOC = Anzahl Werte tiefer als Bestimmungsgrenze, P = Perzentil; Max = Maximum; AM = arithmetisches Mittel und GM = geometrisches Mittel. Hg-Gehalte < LOC wurden bei der Mittelung mit ½ LOC angenommen.

	N	n < LOC	P10	P50	P90	P95	P98	Max	AM	GM
Urin Erwachsene 1998	4741	1375	< 0.2	0.4	2.2	3.3	5.1	34.8	0.89	0.43
Amalgamfüllungen:										
- keine	1560	818	< 0.2	< 0.2	0.7	1.1	2.3	6.7	0.36	0.21
- 1 – 4 Zähne	1356	344	< 0.2	0.4	1.8	2.7	4.2	19.2	0.76	0.41
- 5 – 8 Zähne	1094	119	< 0.2	0.8	2.9	4.2	6.4	16.3	1.33	0.78
- > 8 Zähne	469	24	0.3	1.3	4.7	6.1	7.9	34.8	2.02	1.25
Urin Erwachsene 1998	4730		0.1	0.3	1.4	2.0	2.8	16.0	0.59	0.34
Kreatinin-justiert										
Amalgamfüllungen:										
- keine	1556		0.1	0.2	0.6	0.9	1.3	9.6	0.28	0.18
- 1 – 4 Zähne	1353		0.1	0.3	1.1	1.5	2.4	7.7	0.50	0.32
- 5 – 8 Zähne	1092		0.2	0.6	1.8	2.3	3.4	6.3	0.84	0.56
- > 8 Zähne	467		0.2	1.0	2.8	3.5	4.7		1.33	0.89
Urin Kinder 2003 – 2006	1734	952	< 0.1	< 0.1	0.3	0.5	1.0	52	0.19	< 0.1
- 3 – 5 Jahre alt	380	221	< 0.1	< 0.1	0.3	0.4	0.8	52	0.26	< 0.1
- 6 – 8 Jahre alt	432	238	< 0.1	< 0.1	0.3	0.4	0.7	2.3	0.15	< 0.1
- 9 – 11 Jahre alt	434	243	< 0.1	< 0.1	0.3	0.5	0.8	7.3	0.16	< 0.1
- 12 – 14 Jahre alt	488	250	< 0.1	< 0.1	0.4	0.7	1.4	4.7	0.20	0.11
Amalgamfüllungen:										
- keine	1612	909	< 0.1	< 0.1	0.3	0.5	0.7	52	0.18	< 0.1
- 1 – 2 Zähne	68	26	< 0.1	0.1	1.2	1.5	2.2	4.7	0.35	0.16
- > 2 Zähne	39	13	< 0.1	0.2	1.7	3.1		3.4	0.51	0.21
Blut Erwachsene 1998	4645	584	< 0.2	0.6	1.8	2.3	3.3	12.3	0.86	0.58
Fischkonsum:										
- nie	464	170	< 0.2	0.3	1.0	1.3	2.1	6.4	0.46	0.29
- ≤ 1-mal pro Monat	709	109	< 0.2	0.5	1.3	1.9	2.7	6.0	0.68	0.48
- 2 – 3-mal pro Monat	1137	124	< 0.2	0.6	1.6	2.0	2.8	12.3	0.79	0.56
- ≤ 1-mal pro Woche	1795	156	0.2	0.7	1.9	2.5	3.5	8.3	0.96	0.68
- > 1-mal pro Woche	533	25	0.3	1.0	2.5	3.5	5.1	11.4	1.28	0.91
Blut Kinder 2003 – 2006	1552	637	< 0.2	0.2	0.7	1.0	1.3	6.3	0.33	0.23
- 3 – 5 Jahre alt	311	140	< 0.2	0.2	0.7	0.9	1.2	1.9	0.30	0.21
- 6 – 8 Jahre alt	377	162	< 0.2	0.2	0.7	0.9	1.5	6.3	0.34	0.23
- 9 – 11 Jahre alt	407	177	< 0.2	0.2	0.7	0.9	1.3	2.4	0.31	0.22
- 12 – 14 Jahre alt	456	158	< 0.2	0.3	0.8	1.0	1.4	2.2	0.36	0.26
Fischkonsum:										
- < 3-mal pro Monat	891	446	< 0.2	< 0.2	0.6	0.8	1.0	6.3	0.27	< 0.2
- > 3-mal pro Monat	660	190	< 0.2	0.3	0.9	1.2	1.4	2.4	0.41	0.29

Quelle: Becker et al. (2002), Becker et al. (2003) und Becker et al. (2008)

8 Beurteilung der Belastung

Mit der Verringerung der anthropogenen Quecksilberfreisetzungen in den letzten Jahrzehnten ging auch eine verminderte Belastung der Umweltkompartimente einher. Die im Schweizer Umweltrecht festgelegten Limite zum Vorkommen von Quecksilber in Böden und Oberflächengewässern werden heute eingehalten. Ihre Einhaltung schützt Bodenprozesse, terrestrische und aquatische Organismen vor direkten Wirkungen gegenüber anorganischem Quecksilber und seinem mikrobiellen Transformationsprodukt Methylquecksilber. Demgegenüber kann ein Risiko für Spitzenprädatoren in der aquatischen Nahrungskette, die sich ausschliesslich von Fischen ernähren, nicht ausgeschlossen werden. Auswirkungen auf Wasservögel können Verhaltensveränderungen und verminderte Fortpflanzungsraten sein. Die inländischen Daten zur Hg-Belastung von Tieren höherer trophischer Stufen sind sowohl für das aquatische wie terrestrische Kompartiment rar oder veraltet und sollten erhoben oder aktualisiert und bewertet werden.

Für den Menschen ist die Exposition gegenüber Methylquecksilber von Bedeutung, das über den Verzehr von Fisch und Meeresfrüchten aufgenommen wird. Aufgrund seiner Entwicklungsneurotoxizität reagieren Embryonen, Föten und Kinder am empfindlichsten auf Methylquecksilber. Jüngere inländische Daten zum Vorkommen von Quecksilber in Humanproben liegen für zwei Kollektive vor. Verglichen mit Werten aus dem Ausland sind die Hg-Gehalte im Haar und Urin der Studienpopulationen unauffällig.

8.1 Beurteilungswerte

Zum Schutz der Umwelt und der menschlichen Gesundheit wurden von Behörden und Institutionen im In- und Ausland Werte für die akzeptierbare Hg-Aufnahme des Menschen und Schwellenwerte für das Vorkommen von Hg in den Umweltkompartimenten sowie der Biota abgeleitet. Die Werte basieren auf experimentellen Befunden an Testorganismen und epidemiologischen Untersuchungen am Menschen. Die Herleitung unten erwähnter und weiterer Beurteilungswerte ist in Tabelle 25 beschrieben.

Die Schweizer Luftreinhalteverordnung (LRV, SR 814.318.142.1) enthält keinen Immissionsgrenzwert für Quecksilber in der Aussenluft. Auch im EU-Recht wurde bislang kein Grenzwert festgelegt. Ausländische Orientierungswerte für die zulässige Luftbelastung (einschliesslich in Innenräumen) mit Quecksilber zum Schutz der menschlichen Gesundheit liegen zwischen 35 und 1000 ng/m³.

In der Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo, SR 814.12) ist für Quecksilber im Boden (2-molares Salpetersäureextrakt) ein Richtwert für die multifunktionelle Bodennutzung von 0.5 mg/kg festgelegt. Neuere Daten aus der Fachliteratur bestätigen Effekte gegenüber Bodenorganismen bei tiefen Expositionen mit anorganischem Hg²⁸ und dem mikrobiellen Transformationsprodukt Methyl-Hg.

Haus- und Familiengärten, Kinderspielplätze und Anlagen, auf denen Kinder regelmässig spielen, sind gemäss Altlastenverordnung (AltIV, SR 814.680) sanierungsbedürftig, wenn die Böden mehr als 2 mg Hg/kg enthalten²⁹.

²⁸ Um das von anorganischem Hg ausgehende Risiko für Böden, welche Hg sowohl in Form einer geogenen wie einer ubiquitären Komponente enthalten, weder zu unter- noch zu überschätzen, stellt sich in diesem Kontext die Frage nach dem geeigneten Extraktionsmittel für im Feld gezogene Bodenproben für den Vergleich mit aus Toxizitätstests abgeleiteten Schwellenwerten, die auf Zugabe von Hg-Salzen in Böden basieren und damit eine zulässige Bodenaddition darstellen.

²⁹ Neben dem Boden sind laut AltIV weiter Grundwasser, oberirdische Gewässer und die Luft vor schädlichen oder lästigen Einwirkungen, so auch durch Quecksilber, zu schützen. Zum Schutz dieser Kompartimente sind in der AltIV für Quecksilber Konzentrationswerte festgelegt, anhand derer zu beurteilen ist, inwieweit belastete Standorte überwachungs- oder sanierungsbedürftig sind (vgl. Tab. 1).

Anorganisches Hg und Methyl-Hg sind auch für aquatische Organismen ausgesprochen toxisch. In der Schweiz ist in der Gewässerschutzverordnung (GSchV, SR 814.201) für das Vorkommen von Quecksilber in Oberflächengewässern eine Qualitätsanforderung von 10 ng/l festgelegt. Sie bezieht sich auf gelöstes Gesamt-Hg. Für das Vorkommen von Quecksilber im Sediment enthält die GSchV kein numerisches Qualitätsziel. Basierend auf dem PNEC von 0.047 µg/l für anorganisches Hg in der Wasserphase, mit Hilfe eines Sediment-Wasser-Verteilungskoeffizienten von 100'000 l/kg und unter Anwendung eines Sicherheitsfaktors von 10, der berücksichtigt, dass Sedimentbewohner Hg nicht nur über die Wasserphase aufnehmen, errechnet sich der korrespondierende Hg-Gehalt im Sediment auf 470 µg/kg. Dieser Wert liegt ähnlich hoch wie die von der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR) festgelegte Zielvorgabe von 500 µg/kg für das Vorkommen von Hg in Rheinsedimenten³⁰.

Zum Schutz von Säugern und Vögeln, die sich von Wasserorganismen ernähren, wurde in der EU ein Standard für die Biota (grosse Fische der trophischen Ebene 4) in der Höhe von 20 µg Hg pro kg Frischgewicht festgelegt (UQN_{sekundäre Toxizität}). In der EU wurde eine Übertragung des Qualitätsziels für die Biota in ein gleichwertiges Qualitätsziel für die Wasserphase als schwierig erachtet (Wellnitz, 2010). Nichtsdestotrotz wird in den Niederlanden anstelle der Beprobung von Biota jene von Wasser bevorzugt. Dazu konvertierten Verbruggen et al. (2015) den EU-Wert von 20 µg Hg/kg in einen zulässigen Gehalt in der Wasserphase (PNEC_{secPois}) von 0.07 ng/l (total gelöstes Hg). Zieht man einen in den USA abgeleiteten Schwellenwert von 100 µg Hg/kg für Verhaltensänderungen bei Seetauchern nach Depew et al. (2012) bei, liegt der PNEC_{secPois} immer noch bei tiefen 0.35 ng/l.

In für den Verzehr für den Menschen bestimmten Fischen wird in der Schweiz und der EU ein Höchstgehalt von 500 µg Hg pro kg Frischgewicht toleriert, bestimmte in der Kontaminantenverordnung (VHK, SR 817.022.15) aufgeführte Raubfische dürfen bis 1000 µg Hg/kg enthalten.

Das FAO/WHO-Expertengremium für Lebensmittelzusatzstoffe (JECFA) legte im Jahr 2007 für Methyl-Hg die vorläufige tolerierbare wöchentliche Aufnahme (PTWI) mit 1.6 µg pro kg Körpergewicht fest. Nach einem Review der Daten leiteten Experten der Europäischen Behörde für Lebensmittelsicherheit (EFSA) im Jahr 2012 einen TWI von 1.3 µg pro kg Körpergewicht ab (EFSA, 2012). Basis für diese Werte waren Studien, in denen der Einfluss der Aufnahme von organischem Hg mit Fisch durch Frauen während der Schwangerschaft auf die Entwicklung der Kinder untersucht wurde. Eine Methyl-Hg-Aufnahmemenge 0.02 µg pro kg Körpergewicht und Tag führt zu Hg-Gehalten von 1 µg/l im Blut und 0.2 µg/g im Haar (WHO/UNEP, 2008). Danach korrespondiert mit dem PTWI von 1.3 µg kg⁻¹ KG w⁻¹ ein Hg-Gehalt im Haar von ca. 1.9 µg/g (Castaño et al., 2015). Für anorganisches Hg wurde im Jahr 2011 von der JECFA auf Basis tierexperimenteller Daten ein PTWI von 4 µg pro kg Körpergewicht festgelegt.

Der in Deutschland für Hg im Vollblut von Frauen im gebärfähigen Alter festgelegte Human-Biomonitoring-Wert beträgt 5 µg/l. Dieser sog. HBM-I-Wert wird auch für die weniger empfindlich reagierende Gesamtbevölkerung angewendet. Die Bestimmung von Hg im 24 h-Urin oder im Morgenurin mit Bezug auf Kreatinin eignet sich für die Bewertung der Belastung mit anorganischem Hg. Der HBM-I-Wert beträgt 5 µg Hg/g Kreatinin bzw. 7 µg Hg/l Urin. Der HBM-I-Wert entspricht der Konzentration eines Stoffes in einem Körpermedium, bei dessen Unterschreitung nach dem aktuellen Stand der Bewertung nicht mit einer gesundheitlichen Beeinträchtigung zu rechnen ist.

³⁰ In einer Umfrage von Flück & Campiche (2011) gaben von den dreizehn Kantonen, die im allgemeinen Sedimente regelmässig untersuchen, deren neun an, die Ergebnisse ihrer Untersuchungen mit den IKSR-Zielvorgaben zu vergleichen.

Tabelle 25

Beurteilungswerte für Belastungen mit Quecksilber

Erläuterungen zu Beurteilungswerten für Belastungen mit Quecksilber

Institution / Wertart	Erläuterungen
<p>Qualitätsanforderung Oberflächengewässer (direkte Wirkungen auf Wasserorganismen)</p> <p>Gewässerschutzverordnung GSchV (Schweiz)</p> <p>10 ng/l (total gelöstes Hg)</p> <p>Konzept: Assessment-Faktor-Methode</p> <p>Hintergrundinformation: Behra et al. (1994)</p>	<p>Nach einem Review der Fachliteratur zur akuten und chronischen Toxizität von anorganischen und organischen Hg-Verbindungen gegenüber Wasserorganismen verschiedener trophischer Stufen schlugen Behra et al. (1994) ein Wasserqualitätskriterium für Hg von 0.01 µg/l (total gelöstes Hg) vor.</p>
<p>Zulässige Höchstkonzentration in Oberflächengewässern (direkte Wirkungen auf Wasserorganismen bei kurzfristiger Belastung)</p> <p>Richtlinie 2008/105/EG (Europäische Union)</p> <p>ZHK-UQN = 70 ng/l (total gelöstes Hg)</p> <p>Konzept: Assessment-Faktor-Methode</p> <p>Hintergrundinformation: EC (2005)</p>	<p>Bei der Festlegung eines Schwellenwerts (Predicted No Effect Concentration, PNEC) für kurzzeitige Gewässerbelastungen benutzte eine EU-Expertengruppe Daten zur akuten Toxizität von anorganischen Hg-Verbindungen gegenüber Süßwasser- und Salzwasserorganismen verschiedener trophischer Stufen. Der tiefste Wert von 0.7 µg/l wurde für den Goldfisch <i>Carassius auratus</i> (8d-LC₅₀) gefunden. Mit einem Sicherheitsfaktor von 10 leitete sich ein PNEC von 0.07 µg/l ab. Er wurde als ZHK-UQN in die Richtlinie 2008/105/EG aufgenommen.</p>
<p>Schwellenwert für Umwelteffekte (direkte Wirkungen auf Wasserorganismen)</p> <p>Wert abgeleitet nach Vorgaben in EU-Leitlinie (EC, 2011)</p> <p>PNEC = 47 ng/l (gelöstes anorg. Hg)</p> <p>Konzept: Statistische Extrapolation (Spezies-Sensitivitäts-Verteilung)</p> <p>Hintergrundinformation: EC (2005)</p>	<p>Bei der Festlegung eines Schwellenwerts (Predicted No Effect Concentration, PNEC) für anorganisches Hg benutzte eine EU-Expertengruppe ein Datenset zur chronischen Toxizität von anorganischen Hg-Verbindungen gegenüber Süßwasser- und Salzwasserorganismen verschiedener trophischer Stufen mit NOEC (No Observed Effect Concentration) zwischen 0.1 und 71 µg/l. Aus der Spezies-Sensitivitäts-Verteilung des Datensets wurde mittels statistischer Extrapolation ein HC5-Wert von 0.142 µg/l errechnet, der für 95 % der Spezies protektiv ist. Mit einem Sicherheitsfaktor von 3, der Lücken im Datenset Rechnung trägt, leitete sich ein PNEC von 0.047 µg/l ab.</p>
<p>Richtwert für die Wasserqualität (direkte Wirkungen auf Wasserorganismen)</p> <p>Canadian Council of Ministers of the Environment CCME</p> <p>WQG = 26 ng/l (gelöstes anorg. Hg)</p> <p>Konzept: Assessment-Faktor-Methode</p> <p>Hintergrundinformation: CCME (2003)</p>	<p>Anhand Daten zur chronischen Toxizität von anorganischen Hg-Verbindungen gegenüber Invertebraten, Fischen, Amphibien und Wasserpflanzen wurde der Richtwert (Water Quality Guideline, WQG) von 0.026 µg/l unter Anwendung eines Sicherheitsfaktors von 10 auf den tiefsten Effektwert von 0.26 µg/l erhalten (adverse Effekte bei 60d-Reproduktionstests mit der Elritze <i>Pimephales promelas</i>).</p>
<p>Schwellenwert für Umwelteffekte (direkte Wirkungen auf Wasserorganismen)</p> <p>National Institute for Public Health and the Environment, RIVM (Niederlande)</p> <p>PNEC = 10 ng/l (Methyl-Hg)</p> <p>Konzept: Statistische Extrapolation (Spezies-Sensitivitäts-Verteilung)</p> <p>Hintergrundinformation: Crommentuijn et al. (1997)</p>	<p>Für die Ableitung eines Schwellenwerts (Predicted No Effect Concentration, PNEC) für Methyl-Hg lagen Crommentuijn et al. (1997) ein Datenset mit 11 NOEC für Wasserorganismen verschiedener trophischer Stufen mit Werten zwischen 0.03 µg/l und 19 µg/l vor. Aus der Spezies-Sensitivitäts-Verteilung des Datensets ergab die statistische Extrapolation einen HC5-Wert (PNEC), der für 95 % der Spezies protektiv ist, von 0.01 µg/l.</p>
<p>Richtwert für die Wasserqualität (direkte Wirkungen auf Wasserorganismen)</p> <p>Canadian Council of Ministers of the Environment CCME</p> <p>WQG = 4 ng/l (Methyl-Hg)</p> <p>Konzept: Assessment-Faktor-Methode</p> <p>Hintergrundinformation: CCME (2003)</p>	<p>Für die Ableitung eines Richtwerts (Water Quality Guideline, WQG) für Methyl-Hg lagen Daten chronischer Toxizitätstests mit Invertebraten, Fischen und Algen vor. Die tiefsten Effektwerte von 0.04 – 0.26 µg/l wurden bei Reproduktionstests mit Daphnien (<i>Daphnia magna</i>) gefunden. Unter Anwendung eines Sicherheitsfaktors von 10 resultierte für Methyl-Hg ein provisorischer Richtwert von 0.004 µg/l.</p>
<p>Schwellenwert zum Schutz von Top-Prädatoren in der aquatischen Nahrungskette</p> <p>National Institute for Public Health and the Environment, RIVM (Niederlande)</p> <p>PNEC_{secpois} = 0.07 ng/l (Gesamt-Hg)</p> <p>Hintergrundinformation: Verbruggen et al. (2015)</p>	<p>Mit Hilfe von Bioakkumulationsfaktoren (log BAF-Werte) von 5.47 für Gesamt-Hg und von 6.69 für Methyl-Hg konvertierten Verbruggen et al. (2015) die in der EU festgelegte UQN_{sekundäre Toxizität} von 20 µg Hg/kg (siehe unten) in zulässige Gehalte in der Wasserphase (PNEC_{secpois}) von 0.07 ng/l (total gelöstes Hg) bzw. 0.004 ng/l (Methyl-Hg).</p>

Institution / Wertart	Erläuterungen
Zielvorgabe für das Sediment Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR) ZV (IKSR) = 500 µg/kg (Gesamt-Hg)	...
Schwellenwert im Sediment zum Schutz benthischer Organismen Wert abgeleitet nach Vorgaben in EU-Leitlinie (EC, 2011) PNEC = 470 µg/kg (anorg. Hg) Konzept: Sediment-Wasser-Verteilungsgleichgewicht Hintergrundinformation: EC (2005)	Basierend auf dem PNEC von 0.047 µg/l für anorganisches Hg in der Wasserphase, mit Hilfe eines Sediment-Wasser-Verteilungskoeffizienten von 100'000 l/kg und unter Anwendung eines Sicherheitsfaktors von 10, der berücksichtigt, dass Sedimentbewohner Hg nicht nur über die Wasserphase aufnehmen, errechnet sich der korrespondierende Hg-Gehalt im Sediment auf 470 µg/kg ⁽¹⁾ .
Richtwerte im Sediment zum Schutz benthischer Organismen Canadian Council of Ministers of the Environment CCME TEL = 170 µg/kg (Gesamt-Hg) PEL = 486 µg/kg (Gesamt-Hg) Konzept: Datenverteilung toxischer und nichttoxischer Wirkungen Hintergrundinformation: CCME (1999)	«Threshold Effect Level» (TEL) und «Probable Effects Level» (PEL) für Hg wurden in Kanada anhand Daten zur Toxizität von Hg gegenüber Sedimentbewohnern abgeleitet; dabei wurden auch Tests an Freiland-Sedimenten mit bekannten Hg-Gehalten beigezogen. Der TEL ist das geometrische Mittel des 15 %-Perzentils im Effektdaten- und 50 %-Perzentils im Nichteffektdatensatz. Der PEL ist das geometrische Mittel des 50 %-Perzentils im Effektdaten- und 85 %-Perzentils im Nichteffektdatensatz. Für Hg betragen TEL (bezeichnet als Interim Sediment Quality Guideline, ISQG) und PEL für Süßwassersedimente 170 µg/kg und 486 µg/kg.
Umweltqualitätsnorm zum Schutz von Top-Prädatoren in der aquatischen Nahrungskette Richtlinie 2008/105/EG (Europäische Union) UQN _{sekundäre Toxizität} = 20 µg Hg/kg (Fisch, Nassgewicht) Konzept: Assessment-Faktor-Methode Hintergrundinformation: EC (2005)	Gemäss einer Kompilation des niederländischen RIVM betragen die NOEC für die orale Toxizität von anorganischem Hg gegenüber Säugern und Vögeln zwischen 1 und 20 mg Hg pro kg Futter. Methyl-Hg zeigt deutlich tiefere Werte. Für Säuger und Vögel wurden NOEC zwischen 0.22 – 2.25 mg/kg bzw. 0.25 – 4.3 mg/kg gefunden. Mit einem NOEC von 0.22 mg/kg und Unsicherheitsfaktor von 10 resultierte eine Qualitätsnorm (UQN _{sekundäre Toxizität}) zum Schutz der Prädatoren von 20 µg Hg/kg.
Richtwert zum Schutz von Top-Prädatoren in der aquatischen Nahrungskette Canadian Council of Ministers of the Environment CCME TRG = 33 µg Hg/kg (Futter, Nassgewicht) Konzept: Assessment-Faktor-Methode Hintergrundinformation: CCME (2000)	Die verfügbaren Daten zur Toxizität von Methyl-Hg gegenüber Säugern und Vögeln zeigten, dass der Amerikanische Nerz (<i>Neovison vison</i>) und die Stockente (<i>Anas platyrhynchos</i>) am empfindlichsten reagierten; anhand der Wirkwerte wurden tolerierbare tägliche Aufnahmen von 22 µg bzw. 31 µg pro kg Körpergewicht und Tag abgeleitet. Mit den Werten der täglichen Futtermittelaufnahme in Relation zum Körpergewicht (0.24 für Säuger bzw. 0.94 für Vögel) errechneten sich zulässige Methyl-Hg-Gehalte im Futter von 92 µg Hg/kg bzw. 33 µg Hg/kg. Als Richtwert (Tissue Residue Guideline, TRG) wurde der tiefere Wert von 33 µg Hg/kg gewählt.
Prüfwerte zum Schutz von Top-Prädatoren in der aquatischen Nahrungskette Wissenschaftliche Publikation Prüfwerte für das Vorkommen von Hg in Beutefischen (Nassgewicht) des Eistauchers - Verhaltensveränderungen: 100 µg/kg - verminderte Fortpflanzungsraten: 180 µg/kg - Fortpflanzungsversagen: 400 µg/kg Hintergrundinformation: Depew et al. (2012)	Nach einem Review von Studien zu Beeinträchtigungen des Nervensystems und der Reproduktion des Eistauchers (<i>Gavia immer</i>) bei Exposition gegenüber Quecksilber leiteten Depew et al. (2012) Prüfwerte für die korrespondierenden Hg-Gehalte im Futter (Fische) zwischen 100 und 400 µg/kg ab.
Richtwert für Boden Verordnung über Belastungen des Bodens VBBO (Schweiz) 500 µg/kg (Gesamt-Hg bez. auf Trockensubstanz) Hintergrundinformation: BUWAL (2001)	Der noch in der Verordnung über Schadstoffe im Boden (VSBO) festgelegte Richtwert von 0.8 mg/kg wurde im Jahr 1989 mit dem Inkrafttreten der VBBO mit Blick auf mikrobielle Bodenprozesse auf 0.5 mg/kg gesenkt. Zur Bestimmung der Schwermetalle ist die Feinerde in einem Massenverhältnis von 1 : 10 mit 2-molarer Salpetersäure zu behandeln.

Institution / Wertart	Erläuterungen
<p>Schwellenwert für Boden (Spezies und Bodenprozesse)</p> <p>Wissenschaftliche Publikation</p> <p>PNEC = 130 µg/kg (anorg. Hg)</p> <p>PNEC = 3300 µg/kg OM (anorg. Hg)</p> <p>Konzept: Statistische Extrapolation (Sensitivitäts-Verteilung für Spezies und Bodenprozesse)</p> <p>Hintergrundinformation: Tipping et al. (2010)</p>	<p>Anhand eines Datensets zur chronischen Toxizität von anorganischem Hg gegenüber Pflanzen (n = 5, EC₁₀ oder NOEC: 0.9 – 51 mg/kg), Invertebraten (n = 5, EC₁₀ oder NOEC: 0 – 18 mg/kg) und mikrobiellen Prozessen (n = 42, EC₁₀ oder NOEC: 0.1 – 125 mg/kg) extrapolierten Tipping et al. (2010), dass bei einer Hg-Zugabe in Böden von 130 µg/kg 95 % der Spezies geschützt sind. Dieser Gehalt ist laut Autoren zu protektiv für Böden mit hohem Gehalt an org. C und zu wenig protektiv für Böden mit tiefem Gehalt an org. C. Bezogen auf die organische Substanz (Organic Matter, OM) resultiert ein PNEC von 3300 µg/kg OM.</p>
<p>Schwellenwert für Boden (Bodenprozesse)</p> <p>National Institute for Public Health and the Environment, RIVM (Niederlande)</p> <p>PNEC = 1900 µg/kg (anorg. Hg)</p> <p>Konzept: Statistische Extrapolation (Sensitivitäts-Verteilung für Bodenprozesse)</p> <p>Hintergrundinformation: Crommentuijn et al. (1997)</p>	<p>Für die Ableitung eines Schwellenwerts (Predicted No Effect Concentration, PNEC) für anorganisches Hg lagen Crommentuijn et al. (1997) Daten für mikrobielle Bodenprozesse vor. Die NOEC variierten zwischen 1.4 mg/kg (ATP-Gehalt) und 2406 mg/kg (Phosphatase). Die statistische Extrapolation lieferte einen HC5-Wert (PNEC), der für 95 % der Prozesse protektiv ist, von 1900 µg/kg⁽¹⁾.</p>
<p>Schwellenwert für Boden (Bodenprozesse)</p> <p>Wissenschaftliche Publikation</p> <p>NOEC = 4 µg/kg (mit H₂O extrahierbares Hg)</p> <p>Hintergrundinformation: Frey & Rieder (2013)</p>	<p>Frey & Rieder (2013) versetzten sieben Schweizer Waldböden mit HNO₃-extrahierbaren Hg-Gehalten von 80 – 320 µg/kg mit steigenden Mengen an Hg in Form des Chlorids (32 µg/kg, 320 µg/kg, 3200 µg/kg, 32'000 µg/kg). Die Basalatmung war in vier von sieben Böden bei einer Hg-Zugabe von 3200 µg/kg signifikant eingeschränkt. Ab Hg-Gehalten im wässrigen Bodenextrakt (als Bodengehalt ausgedrückt) von 4 µg/kg war die bakterielle Gemeinschaftsstruktur signifikant verändert, sodass die Autoren 4 µg/kg als kritische Limite für lösliches Hg vorschlagen.</p>
<p>Schwellenwert für Boden (Bodenprozesse)</p> <p>Wissenschaftliche Publikation</p> <p>Provisorischer Beurteilungswert = 12 µg/kg (Methyl-Hg)</p> <p>Hintergrundinformation: Rieder und Frey (2013)</p>	<p>Bei Versuchen mit Böden, denen Methyl-Hg (0, 5, 20, 90 µg/kg) zugesetzt wurde, stellten Rieder und Frey (2013) fest, dass in einem von sieben Waldböden die bakterielle Gemeinschaftsstruktur bereits bei einer Methyl-Hg-Addition von 5 µg/kg beeinflusst wurde. In den anderen Böden wurden stark veränderte bakterielle Strukturen und eine Reduktion der mikrobiellen Biomasse bei Methyl-Hg-Additionen von 20 – 90 µg/kg festgestellt. Die Autoren schlagen eine provisorische Limite für Methyl-Hg in Böden von 12 µg/kg vor.</p>
<p>Zulässiger Gehalt im Boden (Schutz von Prädatoren in der terrestrischen Nahrungskette)</p> <p>National Institute for Public Health and the Environment, RIVM (Niederlande)</p> <p>PNEC_{secpois} = 560 µg/kg (anorg. Hg)</p> <p>Konzept: Statistische Extrapolation (Spezies-Sensitivitäts-Verteilung)</p> <p>Hintergrundinformation: Smit et al. (2000)</p>	<p>Ausgangspunkt für die Ableitung eines Schwellenwerts (Predicted No Effect Concentration, PNEC) für anorganisches Hg zum Schutz der Prädatoren in der terrestrischen Nahrungskette waren NOEC für die orale Toxizität gegenüber Säugern und Vögeln zwischen 1 und 20 mg Hg pro kg Futter. Die Umrechnung dieser NOEC in Bodengehalte erfolgte mit einem Biota-Boden-Akkumulationsfaktor (BSAF) für den Regenwurm von 0.28 kg dW_{soil} / kg WW_{worm} (Felddaten für Gesamt-Hg) und einem Korrekturfaktor von 0.23, der Unterschiede im kalorischen Gehalt des Labor- und Feldfutters berücksichtigt. Dabei resultierten NOEC zwischen 800 µg Hg und 16'400 µg Hg pro kg Boden. Die statistische Extrapolation ergab sodann einen HC5-Wert (PNEC), der für 95 % der Spezies protektiv ist, von 560 µg/kg^{(1), (2)}.</p>
<p>Konzentrationswert Haus- und Familiengartenboden</p> <p>Altlasten-Verordnung AltIV (Schweiz)</p> <p>Wert abgeleitet nach Vorgaben in BUWAL-Richtlinie (Hämmann & Gupta, 1997)</p> <p>2000 µg/kg (Gesamt-Hg)</p> <p>Hintergrundinformation:</p> <p>Reiser & Meuli (2013), Aicher (2014)</p>	<p>Ausgehend von vorläufigen tolerierbaren wöchentlichen Aufnahmemengen (PTWI) von 4 µg kg⁻¹ bw w⁻¹ anorganischem Hg und 1.3 µg kg⁻¹ bw w⁻¹ Methyl-Hg (siehe unten), einem Ausschöpfungsgrad der PTWI von 10 % durch Bodeningestion, einem Anteil Methyl-Hg an Gesamt-Hg in Böden von 20 % sowie unter Annahme einer Bioverfügbarkeit von 100 % wurde zum Schutz von Kindern ein Sanierungswert für Haus- und Familiengärten, Kinderspielplätze und Anlagen, auf denen Kinder regelmässig spielen, von 2 mg Hg/kg abgeleitet.</p>

Institution / Wertart	Erläuterungen																												
<p>Prüfwert für Böden (landwirtschaftlicher Pflanzenbau) Wert abgeleitet nach Vorgaben in BUWAL-Richtlinie (Hämmann & Gupta, 1997) 500 µg/kg (Gesamt-Hg bez. auf Trockensubstanz) Hintergrundinformation: Portmann et al. (2013a)</p>	<p>Bei der Ableitung der Prüfwerte für den Anbau von Nahrungs- und Futterpflanzen wurde für Hg ein maximaler Boden-Pflanzentransfer angenommen und die Hg-Gehalte im Boden bestimmt, bei denen in Nahrungs- bzw. Futterpflanzen Hg-Gehalte von 500 µg/kg bzw. 114 µg/kg (100 µg/kg mit 12 % Feuchte) resultieren. Beim Prüfwert für den Futterpflanzenanbau wurde zudem die maximale Bodenaufnahme des empfindlichsten Nutztiers berücksichtigt. Nach diesem Konzept resultierten Hg-Werte im Boden von 850 µg/kg (Nahrungspflanzenanbau) bzw. 50 – 150 µg/kg (Futterpflanzenanbau). Portmann et al. (2013a) schlugen für Hg einen Prüfwert sowohl für den Futter- wie den Nahrungspflanzenanbau von 500 µg/kg vor, der identisch mit dem VBBo-Richtwert ist (siehe oben).</p>																												
<p>Effektwerte für Singvögel mit terrestrischem Lebensraum hinsichtlich reprotoxischer Effekte Wissenschaftliche Publikation Hg-Werte in Biotaprobenn des Carolinazaunkönigs verbunden mit vermindertem Nesterfolg</p> <table border="0"> <tr> <td>- Blut:</td> <td>700 µg/kg (Feuchtgehalt)</td> <td>Nesterfolg</td> <td>Blut</td> <td>Körperfeder</td> <td>Schwanzfeder</td> <td>Ei</td> </tr> <tr> <td>- Körperfeder:</td> <td>2400 µg/kg (Feuchtgehalt)</td> <td>-10 %</td> <td>700</td> <td>2400</td> <td>3000</td> <td>110</td> </tr> <tr> <td>- Vogelei:</td> <td>110 µg/kg (Feuchtgehalt)</td> <td>-20 %</td> <td>1200</td> <td>3400</td> <td>4700</td> <td>200</td> </tr> <tr> <td></td> <td></td> <td>-30 %</td> <td>1700</td> <td>4500</td> <td>6400</td> <td>290</td> </tr> </table> <p>Hintergrundinformation: Jackson et al. (2011)</p>	- Blut:	700 µg/kg (Feuchtgehalt)	Nesterfolg	Blut	Körperfeder	Schwanzfeder	Ei	- Körperfeder:	2400 µg/kg (Feuchtgehalt)	-10 %	700	2400	3000	110	- Vogelei:	110 µg/kg (Feuchtgehalt)	-20 %	1200	3400	4700	200			-30 %	1700	4500	6400	290	<p>In einer Feldstudie in den USA wurden beim Singvogel <i>Thryothorus ludovicianus</i> verminderte Fortpflanzungsraten mit zunehmenden Blutquecksilberwerten festgestellt. Die korrespondierenden Hg-Gehalte in Federn und Eiern wurden mit Hilfe von Regressionsgleichungen erhalten (alle Werte mit Einheit µg/kg ww):</p>
- Blut:	700 µg/kg (Feuchtgehalt)	Nesterfolg	Blut	Körperfeder	Schwanzfeder	Ei																							
- Körperfeder:	2400 µg/kg (Feuchtgehalt)	-10 %	700	2400	3000	110																							
- Vogelei:	110 µg/kg (Feuchtgehalt)	-20 %	1200	3400	4700	200																							
		-30 %	1700	4500	6400	290																							
<p>Höchstgehalte an Hg in Futtermitteln Futtermittelbuch-Verordnung, FMBV (Schweiz) Nachstehend genannte Höchstgehalte beziehen sich auf ein Futtermittel mit einem Feuchtigkeitsgehalt von 12 %.</p> <table border="0"> <tr> <td>- Futtermittelausgangserzeugnisse:</td> <td>100 µg/kg</td> </tr> <tr> <td>- Mischfuttermittel:</td> <td>100 µg/kg</td> </tr> </table> <p>Abweichend vom Höchstgehalt in Futtermittelausgangserzeugnissen sind für nachstehende Erzeugnisse folgende Höchstgehalte festgelegt:</p> <table border="0"> <tr> <td>- Fisch, sonstige Wassertiere und daraus gewonnene Erzeugnisse:</td> <td>500 µg/kg</td> </tr> <tr> <td>- Calciumcarbonat:</td> <td>300 µg/kg</td> </tr> <tr> <td>- Calcium-Magnesiumcarbonat:</td> <td>300 µg/kg</td> </tr> </table> <p>Abweichend vom Höchstgehalt in Mischfuttermitteln sind für nachstehende Erzeugnisse folgende Höchstgehalte festgelegt:</p> <table border="0"> <tr> <td>- Mineralfuttermittel:</td> <td>200 µg/kg</td> </tr> <tr> <td>- Mischfuttermittel für Fische:</td> <td>200 µg/kg</td> </tr> <tr> <td>- Mischfuttermittel für Hunde, Katzen, Zierfische und Pelztiere:</td> <td>300 µg/kg</td> </tr> </table> <p>Hintergrundinformation: EFSA (2008)</p>	- Futtermittelausgangserzeugnisse:	100 µg/kg	- Mischfuttermittel:	100 µg/kg	- Fisch, sonstige Wassertiere und daraus gewonnene Erzeugnisse:	500 µg/kg	- Calciumcarbonat:	300 µg/kg	- Calcium-Magnesiumcarbonat:	300 µg/kg	- Mineralfuttermittel:	200 µg/kg	- Mischfuttermittel für Fische:	200 µg/kg	- Mischfuttermittel für Hunde, Katzen, Zierfische und Pelztiere:	300 µg/kg	<p>Die Werte der FMBV (SR 916.307.1) sind mit den Werten der Richtlinie 2002/32/EG über unerwünschte Stoffe in der Tierernährung harmonisiert. Der Vergleich der zulässigen Höchstgehalte mit NOAEL (No observed adverse effect level) bzw. LOAEL (Lowest observed adverse effect level) für Methyl-Hg im Futter der Nutz- und Haustiere ergibt laut Review einer Expertengruppe der EFSA ausreichende Sicherheitsmargen (EFSA, 2008):</p> <ul style="list-style-type: none"> - NOAEL für Methyl-Hg für Hühner, Schweine und Kälber betragen gemäss Expertengruppe der EFSA 2.2 mg Hg, 3.4 mg Hg und 5 mg Hg pro kg Futter. Die Sicherheitsabstände zu den zulässigen Höchstgehalten in Futtermittelausgangserzeugnissen und Mischfuttermitteln von 0.1 mg/kg betragen 200 – 500. - Für Schafe konnte kein NOAEL abgeleitet werden, der LOAEL – wiederum bei Exposition gegenüber Methyl-Hg – beträgt 7.7 mg Hg/kg. - Für Haustiere leitete die Expertengruppe einen NOAEL für Katzen von 0.5 mg pro kg Futter und einen LOAEL für Hunde von 8 mg Hg pro kg Futter ab (Exposition mit Methyl-Hg). Hier ist der Sicherheitsabstand zum zulässigen Futtergehalt von 0.3 mg Hg/kg deutlich kleiner als bei den Nutztieren. Nach Erhebungen der EFSA liegen die Hg-Gehalte in Futtermitteln für Haustiere tief, in Proben von 126 Futtermitteln für Hunde und Katzen betragen Mittelwert und Median 20 µg Hg/kg und 10 µg Hg/kg. 												
- Futtermittelausgangserzeugnisse:	100 µg/kg																												
- Mischfuttermittel:	100 µg/kg																												
- Fisch, sonstige Wassertiere und daraus gewonnene Erzeugnisse:	500 µg/kg																												
- Calciumcarbonat:	300 µg/kg																												
- Calcium-Magnesiumcarbonat:	300 µg/kg																												
- Mineralfuttermittel:	200 µg/kg																												
- Mischfuttermittel für Fische:	200 µg/kg																												
- Mischfuttermittel für Hunde, Katzen, Zierfische und Pelztiere:	300 µg/kg																												
<p>Höchstgehalte an Hg in Nahrungsmitteln Kontaminantenverordnung, VHK (Schweiz)</p> <table border="0"> <tr> <td>- Fische, Krebs- und Weichtiere:</td> <td>500 µg/kg</td> </tr> <tr> <td>- Gelatine und Kollagen:</td> <td>150 µg/kg</td> </tr> <tr> <td>- Nahrungsergänzungsmittel:</td> <td>100 µg/kg</td> </tr> <tr> <td>- Speisesalz:</td> <td>100 µg/kg</td> </tr> <tr> <td>- Fruchtsäfte, -nektare und -sirupe:</td> <td>10 µg/kg</td> </tr> <tr> <td>- Obstwein alkoholfrei, Wermut und Bitter alkoholfrei:</td> <td>10 µg/kg</td> </tr> <tr> <td>- übrige alkoholfreie Getränke:</td> <td>5 µg/kg</td> </tr> </table> <p>Für namentlich genannte grössere Raubfische beträgt der Höchstgehalt im Muskelfleisch 1000 µg Hg/kg.</p>	- Fische, Krebs- und Weichtiere:	500 µg/kg	- Gelatine und Kollagen:	150 µg/kg	- Nahrungsergänzungsmittel:	100 µg/kg	- Speisesalz:	100 µg/kg	- Fruchtsäfte, -nektare und -sirupe:	10 µg/kg	- Obstwein alkoholfrei, Wermut und Bitter alkoholfrei:	10 µg/kg	- übrige alkoholfreie Getränke:	5 µg/kg	<p>Die in der VHK (SR 817.022.15) für Fischereierzeugnisse und Muskelfleisch von Fischen, für Krabben und krabbenartige Krebstiere (Brachyura und Anomura) sowie für Krebstiere und Muscheln festgelegten Höchstgehalte sind harmonisiert mit jenen der Verordnung (EU) Nr. 1881/2006 zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln.</p>														
- Fische, Krebs- und Weichtiere:	500 µg/kg																												
- Gelatine und Kollagen:	150 µg/kg																												
- Nahrungsergänzungsmittel:	100 µg/kg																												
- Speisesalz:	100 µg/kg																												
- Fruchtsäfte, -nektare und -sirupe:	10 µg/kg																												
- Obstwein alkoholfrei, Wermut und Bitter alkoholfrei:	10 µg/kg																												
- übrige alkoholfreie Getränke:	5 µg/kg																												

Institution / Wertart	Erläuterungen
<p>Referenzkonzentration für die Luftbelastung bei chronischer Exposition</p> <p>US-amerikanische Umweltbehörde, EPA (USA)</p> <p>RfC_i = 300 ng Hg/m³</p> <p>Konzept: Assessment-Faktor-Methode</p> <p>Hintergrundinformation: IRIS (2015)</p>	<p>Die Auswertung verschiedener Studien über gesundheitliche Auswirkungen der Verwendung von Hg am Arbeitsplatz zeigte, dass neurotoxische Effekte (Lowest observed adverse effect level, LOAEL) bei einer chronischen Exposition gegenüber 25 µg Hg/m³ auftraten (wobei die Konzentration am Arbeitsplatz teilweise auch aus den Hg-Gehalten im Blut der Arbeitnehmer abgeleitet wurde). Der aufgrund der zeitlich limitierten Exposition am Arbeitsplatz an die Dauerbelastung der Allgemeinbevölkerung (via das Atemvolumen) angepasste LOAEL errechnete sich gemäss $25 \mu\text{g}/\text{m}^3 \times (10 \text{ m}^3\text{d}^{-1} / 20 \text{ m}^3\text{d}^{-1}) \times (5 \text{ d} / 7 \text{ d})$ auf gerundet 9 µg/m³. Mit einem Unsicherheitsfaktor von 30 (Faktor 10 für Intraspezies-Unterschiede sowie Faktor 3 wegen der Verwendung eines LOAEL und infolge fehlender Daten zur Reproduktions- und Entwicklungstoxizität) errechnete sich die Referenzkonzentration für die inhalative Aufnahme (RfC_i) auf 0.3 µg/m³.</p>
<p>Prüfwert für die Luftbelastung bei chronischer Exposition</p> <p>Agentur zur Registrierung Toxischer Substanzen und Krankheiten, ATSDR (USA)</p> <p>MRL = 200 ng Hg/m³</p> <p>Konzept: Assessment-Faktor-Methode</p> <p>Hintergrundinformation: ATSDR (1999)</p>	<p>Als Ausgangspunkt bei der Festlegung eines Prüfwerts bei chronischer Exposition gegenüber tiefen Hg-Konzentrationen (Minimal Risk Level, MRL) wurde von der ATSDR ein LOAEL von 26 µg/m³ für das Auftreten von Intentionstremores bei Arbeitern gewählt. Der aufgrund der zeitlich limitierten Exposition am Arbeitsplatz an die Dauerbelastung der Allgemeinbevölkerung angepasste LOAEL errechnete sich gemäss $26 \mu\text{g}/\text{m}^3 \times (8 \text{ h} / 24 \text{ h}) \times (5 \text{ d} / 7 \text{ d})$ auf 6 µg/m³. Mit einem Unsicherheitsfaktor von 30 (Faktor 10 für Intraspezies-Unterschiede und Faktor 3 wegen der Verwendung eines LOAEL) ergab sich ein MRL von 0.2 µg/m³. Laut ATSDR darf angenommen werden, dass dieser MRL auch reproduktions- und entwicklungs-toxische Effekte abdeckt.</p>
<p>Orientierungswert für die Luftbelastung</p> <p>Länderausschusses für Immissionsschutz LAI Deutschland (LAI, 2004)</p> <p>50 ng Hg/m³</p>	<p>Gesundheitsbezogener Orientierungswert</p>
<p>Richtwert für die Innenraumluft</p> <p>WHO-Regionalbüro für Europa</p> <p>1000 ng Hg/m³ (Jahresmittel)</p> <p>Konzept: Assessment-Faktor-Methode</p> <p>Hintergrundinformation: WHO (2000)</p>	<p>Dem WHO-Richtwert liegen LOAEL für die Hg-Belastung in der Luft von 15 – 30 µg/m³ zugrunde (Dauerbelastung über 24 h/d). Der tiefere Wert wurde anhand einer Hg-Konzentration im Urin von 50 µg Hg/l abgeleitet, bei welcher bei einigen Arbeitern eine nierenschädigende Wirkung (Parameter: übermässige Proteinausschüttung im Urin) festgestellt wurde. Mit einem Unsicherheitsfaktor von 20 (Faktor 10 für Intraspezies-Unterschiede und Faktor 2 wegen der Verwendung eines LOAEL) errechnete sich ein gerundeter Richtwert von 1 µg/m³.</p>
<p>Empfehlung für einen Richtwert für die Innenraumluft</p> <p>Ad-Hoc-Arbeitsgruppe IRK/AOLG (Deutschland)</p> <p>Richtwert II: 350 ng Hg/m³</p> <p>Richtwert I: 35 ng Hg/m³</p> <p>Konzept: Assessment-Faktor-Methode</p> <p>Hintergrundinformation: Link (1999)</p>	<p>Anhand eines Basisschemas wurde in Deutschland im Jahr 1999 von Fachleuten der Innenraumlufthygienekommission (IRK) und der Arbeitsgruppe Innenraumluft des Umwelthygieneausschusses der Arbeitsgemeinschaft der Obersten Landesgesundheitsbehörden (AOLG) für Hg ein Richtwert II von 0.35 µg/m³ abgeleitet. Er ergab sich mit einem LOAEL für die neurotoxische und nierenschädigende Wirkung von ca. 50 µg Hg/l Urin, bzw. der damit korrespondierenden Hg-Belastung der Luft am Arbeitsplatz von 35 µg/m³ unter Anwendung eines Sicherheitsfaktors von 100 (Faktor 10 für Intraspezies-Unterschiede, Faktor 5 für die Anpassung der zeitlich limitierten Exposition am Arbeitsplatz an die Dauerbelastung der Allgemeinbevölkerung sowie Faktor 2 aufgrund der höheren Atemrate von Kindern im Vergleich zu Erwachsenen). Der Richtwert I von 0.035 µg/m³, bei dessen Einhaltung die Raumluft keinen nennenswerten Beitrag zur Gesamtbelastung mit Hg liefert, wurde mit Hilfe eines Faktors von 10 aus dem Richtwert II gebildet.</p>
<p>Vorläufige tolerierbare wöchentliche Aufnahmemenge (Provisional tolerable weekly intake)</p> <p>FAO/WHO-Expertengremium für Lebensmittelzusatzstoffe (JECFA)</p> <p>PTWI = 4 µg kg⁻¹ bw w⁻¹ (anorganisches Hg)</p> <p>Hintergrundinformation: JECFA (2011)</p>	<p>Die vorläufige tolerierbare wöchentliche Aufnahmemenge (PTWI) für anorg. Hg wurde von der JECFA letztmals im Jahr 2011 bewertet. Für Veränderungen im Nierengewicht von Ratten nach Exposition mit HgCl₂ wurde eine Benchmark-Dosis BMDL₁₀ von 60 µg kg⁻¹ bw d⁻¹ abgeleitet. Mit einem Unsicherheitsfaktor von 100 errechnete sich die tolerierbare tägliche Aufnahme (TDI) bzw. der PTWI auf 0.6 µg kg⁻¹ bw d⁻¹ bzw. ca. 4 µg kg⁻¹ bw w⁻¹.</p>

Institution / Wertart	Erläuterungen
<p>Vorläufige tolerierbare wöchentliche Aufnahmemenge (Provisional tolerable weekly intake)</p> <p>FAO/WHO-Expertengremium für Lebensmittelzusatzstoffe (JECFA)</p> <p>PTWI = 1.6 µg kg⁻¹ bw w⁻¹ (Methyl-Hg als Hg)</p> <p>Hintergrundinformation: JECFA (2007)</p>	<p>In epidemiologischen Studien mit Kindern der Färöer Inseln und der Seychellen wurde der Einfluss der Aufnahme von organischem Hg (mit Fisch) von Frauen während der Schwangerschaft auf die Entwicklung der Kinder untersucht. Als Mass für die pränatale Quecksilberbelastung der Mütter diene deren Hg-Gehalt im Haar. Laut JECFA konnten bei einem Wert im mütterlichen Haar von 14 µg Hg/g keine neuropsychologischen Defizite in den beiden Studien-Populationen festgestellt werden. Dieser Wert korrespondiert mit einem Hg-Gehalt im Blut von 56 µg/l, wenn von einem Verhältnis von Hg im Haar zu Hg im Blut von 250 : 1 ausgegangen wird. Mit Hilfe eines toxikokinetischen Modells wurde dieser Blutgehalt in eine tägliche Hg-Aufnahme von 1.5 µg kg⁻¹ bw konvertiert. Mit Unsicherheitsfaktoren von 2 für die Variabilität im Hg-Verhältnis zwischen Haar und Blut und von 3.2 für die toxikokinetische Variabilität resultierte eine vorläufige tolerierbare wöchentliche Aufnahme (PTWI) von 1.6 µg kg⁻¹ bw w⁻¹.</p>
<p>Tolerierbare wöchentliche Aufnahmemenge (Tolerable weekly intake)</p> <p>Expertengruppe der Europäischen Behörde für Lebensmittelsicherheit (EFSA)</p> <p>TWI = 1.3 µg kg⁻¹ bw w⁻¹ (Methyl-Hg als Hg)</p> <p>Hintergrundinformation: EFSA (2012)</p>	<p>Nach einem Review der wissenschaftlichen Literatur senkte eine Expertengruppe der EFSA 2012 den TWI für Methyl-Hg von 1.6 µg kg⁻¹ bw w⁻¹ (siehe oben) auf 1.3 µg kg⁻¹ bw w⁻¹. Der Wert im Haar der pränatal belasteten Mütter verschob sich von 14 µg Hg/g auf 11.5 µg Hg/g. Der damit korrespondierende Hg-Gehalt im Blut beträgt 46 µg/l. Laut Expertengruppe hätten möglicherweise vorteilhafte Wirkungen von Omega-3-Fettsäuren in Fisch dazu geführt, dass die schädliche Wirkung von Methyl-Hg in Fisch unterschätzt wurde.</p>
<p>Referenzdosis für die duldbare tägliche Aufnahmemenge (Reference Dose for Chronic Oral Exposure)</p> <p>US-amerikanische Umweltbehörde, EPA (USA)</p> <p>RfD_o = 0.1 µg kg⁻¹ bw d⁻¹ (Methyl-Hg als Hg)</p> <p>Hintergrundinformation: IRIS (2015)</p>	<p>In den USA wurde im Jahr 2001 basierend auf den Ergebnissen der neuropsychologischen Tests mit den 7 Jahre alten Kindern der oben erwähnten Färöer-Kohorte für die pränatale Belastung der Mütter eine Benchmark-Dosis BMDL₀₅ im Blut von 46 – 79 µg/l abgeleitet. Die korrespondierende Methyl-Hg-Aufnahme errechnete sich auf 0.857 – 1.472 µg/kg pro Tag. Unter Anwendung eines Sicherheitsfaktors von 10 (für Variabilitäten in der Toxikokinetik und -dynamik) errechnete sich eine orale Referenzdosis (RfD_o) von 0.1 µg kg⁻¹ bw d⁻¹.</p>
<p>Humanbiomonitoring-Werte (HBM-Werte für Kinder und Erwachsene)</p> <p>Kommission „Human-Biomonitoring“ des Umweltbundesamtes Berlin (Deutschland)</p> <p>HBM-I-Wert (Hg im Vollblut): 5 µg/l</p> <p>HBM-II-Wert (Hg im Vollblut): 15 µg/l</p> <p>HBM-I-Wert (Hg im Urin): 7 µg/l</p> <p>HBM-II-Wert (Hg im Urin): 25 µg/l</p> <p>Hintergrundinformation: HBM-Kommission (1999)</p>	<p>Auch in Deutschland wurden bei der Festlegung von HBM-Werten im Vollblut Daten der Studien auf den Färöer Inseln und den Seychellen verwendet. Als Schwellenwert für adverse Effekte bei Kindern wurde ein Hg-Gehalt im Haar der pränatal belasteten Mütter von 5 µg/g gewählt. Anhand dieses Gehalts und mit Hilfe eines mittleren Verhältnisses von Hg im Haar und Vollblut von 300 wurde ein HBM-II-Wert für Vollblut von Frauen im gebärfähigen Alter von 15 µg/l abgeleitet. Als HBM-I-Wert wurde ein Wert von 5 µg/l festgelegt.</p> <p>Die Bestimmung von Hg im 24 h-Urin oder im Morgenurin mit Bezug auf Kreatinin eignet sich für die Bewertung der Belastung mit anorg. Hg. Anhand Daten zu Beeinträchtigungen des Nervensystems und der Nierenfunktionen bei beruflich mit Hg-Dampf Exponierten wurde gefolgert, dass keine Hinweise auf adverse Effekte bei Hg-Gehalten von < 5 µg/g Kreatinin vorliegen (HBM-I-Wert = 5 µg Hg/g Kreatinin bzw. 7 µg Hg/l Urin). Der HBM-II-Wert wurde auf 20 µg Hg/g Kreatinin bzw. 25 µg Hg/l Urin festgelegt.</p>

(1) Gemäss referenzierter Hintergrundinformation handelt es sich bei diesen Werten um maximal zulässige Additionen (Maximum Permissible Additions, MPA), zu denen die Hintergrundkonzentrationen ($C_{\text{background}}$) zu addieren sind. Die maximal zulässige Konzentration (Maximum Permissible Concentration, MPC) ergibt sich dann gemäss $MPC = MPA + C_{\text{background}}$ („Added Risk Approach“). In dieser Arbeit sind die in Tabelle 25 (als PNEC) aufgeführten Werte als Schwellenwerte im Sinne eines „Total Risk Approach“ angegeben.

(2) Rieder et al. (2011) ermittelte in einer Studie zur Hg-Akkumulation von Regenwürmern aus unbelasteten Schweizer Waldböden Biokonzentrationsfaktoren von 1 – 15 für Gesamt-Hg (s. Kap. 6.4.1). Das geometrische Mittel errechnet sich auf 5 kg soil_{dw}/kg worm_{dw}. Umgerechnet auf den Frischgehalt der Würmer (Annahme: ca. 80 % Wassergehalt) ergibt sich ein BSAF von 1 kg soil_{dw}/kg worm_{ww}. Mit diesem BSAF für Schweizer Waldböden errechnet sich für Gesamt-Hg in Böden ein um den Faktor 3.5 tieferer PNEC_{seepois} als in den Niederlanden.

8.2 Beurteilung der Belastung der Umwelt und des Menschen

Nach EMEP-Modellrechnungen betragen im Jahr 2015 die Hg-Gehalte in der Luft der Schweiz 1.1 – 1.4 ng/m³, dominierende Spezies ist elementares, gasförmiges Hg. In einer jüngst durchgeführten Messkampagne über 24 Monate an einem urbanen Standort in der Schweiz betrug das 90 %-Perzentil der Tagesmittelwerte rund 2 ng/m³ (Denzler, 2015) Dieser Gehalt liegt deutlich unter dem Wert von 35 ng/m³, bei dem die Luft keinen nennenswerten Beitrag zur Gesamtbelastung des Menschen mit Quecksilber liefert.

Die Modellierungen der EMEP ergeben weiter, dass heute in der Schweiz aus der Luft deponiertes Quecksilber zu rund 75 % aus globalen, historischen und natürlichen Quellen stammt. Die Depositionen im Jahr 2015 lagen häufig bei 11 – 23 g km⁻² a⁻¹ (Mittelwert: 15 g km⁻² a⁻¹). Damit ist die heutige Deposition 10- bis 15-mal höher als in der präanthropogenen Periode (um 1300), für welche Roos-Barraclough & Shotyk (2003) anhand Messungen an zwei Schweizer Torfkernen Depositionen von 1 und 1.5 g km⁻² a⁻¹ errechneten. Zum Schutz der Böden und Gewässer sollten die Hg-Gehalte in der Luft bzw. die Einträge aus der Luft so gering wie möglich gehalten werden, wozu grenzüberschreitende Anstrengungen notwendig sind.

Für die Beurteilung der Hg-Gehalte Schweizer Böden wird der in der Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo, SR 814.12) festgelegte Richtwert für die multifunktionelle Bodennutzung von 500 µg/kg beigezogen (2 M-HNO₃-Extrakt). Bei der jüngsten Erhebung wurden in Böden der nationalen Bodenbeobachtung (NABO-Messnetz) häufige Hg-Gehalte von 50 – 180 µg/kg ermittelt, die Extremwerte betragen 10 und 390 µg Hg/kg. Daten aus Messnetzen der Kantone bestätigen das aus dem NABO-Messnetz gewonnene Bild, wonach landwirtschaftlich genutzte Böden und Waldböden unauffällige Hg-Gehalte aufweisen. Somit wird der VBBo-Richtwert in Schweizer Böden grösstenteils unterschritten. Hg-Gehalte über dem VBBo-Richtwert werden teilweise in Gärten in urbanen Gebieten gemessen, in einigen Böden findet man bedingt durch Einträge aus der Vergangenheit über 2000 µg Hg/kg. Nach den Vorschriften der Altlasten-Verordnung (AltIV, SR 814.680) sind Haus- und Familiengärten, Kinderspielplätze und Anlagen, auf denen Kinder regelmässig spielen, zu sanieren, wenn die Böden diesen Wert überschreiten. Bodensanierungen in Siedlungsgebieten erfolgen zurzeit im Oberwallis. Dort fand eine Kontamination von Böden mit Quecksilber durch die Ablagerung von belastetem Aushubmaterial aus einem Industriegebiet und/oder von Schlämmen und Sedimenten statt, die bei Unterhaltsarbeiten im Zeitraum von 1930 – 1990 aus einem mit industriellem Abwasser belasteten Kanal ausgehoben wurden³¹.

Wie in aquatischen Systemen finden in terrestrischen Systemen Methylierungs- und Demethylierungsprozesse statt. Um 0.01 – 3 % des Gesamt-Hg in Böden entfallen auf Methyl-Hg (EFSA, 2008; Portmann et al., 2013b). Eine hohe Bodenfeuchtigkeit und leichte Verfügbarkeit von organischem Kohlenstoff begünstigen die Bildung von Methyl-Hg, eine Demethylierung geschieht unter aeroben Bedingungen (Portmann et al., 2013b). Verfügbare Daten von Schweizer Böden zeigen, dass Methyl-Hg-Gehalte bis 8 µg/kg betragen, auch Untersuchungen im Ausland zeigen ähnliche Belastungen. Basierend auf Resultaten von Toxizitätstests von Rieder & Frey (2013) bewegen sie sich in einem akzeptablen Bereich.

Für die Belastung von Oberflächengewässern sind heute nahezu vollständig diffuse Quellen verantwortlich. Die Daten zum Vorkommen von Quecksilber in Oberflächengewässern zeigen, dass die in der Gewässerschutzverordnung (GSchV, SR 814.201) festgelegte Qualitätsanforderung für das Vorkommen von Quecksilber in Oberflächengewässern von 10 ng/l eingehalten wird.

³¹ Die Kosten werden auf rund 50 Mio. CHF geschätzt (IVS, 2017).

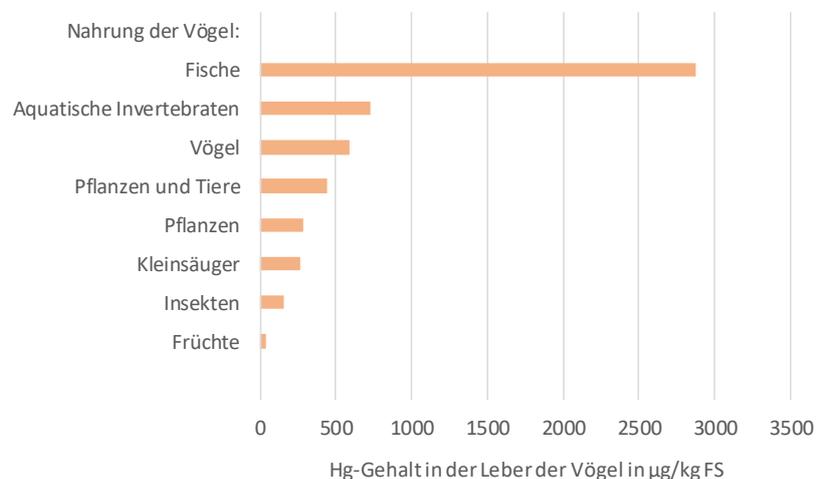
Ein Vorteil von Sedimentuntersuchungen gegenüber Untersuchungen im «Wasser», die eine Momentaufnahme der Hg-Belastung darstellen, ist die integrative Erfassung der Belastung, die für einen längeren Zeitraum repräsentativ ist (Liechti, 2010). Im Kanton Zürich werden seit dem Jahr 1999 Sedimente der bedeutendsten Fließgewässer auf Schwermetalle, u.a. Quecksilber, untersucht. Für seit dem Jahr 2008 untersuchte Fließgewässer variieren jeweils jüngst gemessene Hg-Gehalte an 130 Standorten zwischen 40 und 1360 µg/kg, bei 98 % der Standorte werden Hg-Gehalte von 285 mg/kg und weniger gemessen (AWEL, 2016). Danach liegen die Sedimentgehalte in Zürcher Fließgewässern i.d.R. unter der von der IKSR festgelegten Zielvorgabe von 500 µg/kg. Verfügbare Daten zeigen, dass dies auch für andere Schweizer Fließgewässer zutrifft. Im Falle von Seesedimenten belegen periodische Untersuchungen von rezenten Sedimenten und Untersuchungen von Sedimentkernen eine kontinuierliche Abnahme der Hg-Belastung.

In der Biota reichert sich Quecksilber an, wobei Methyl-Hg besonders stark bioakkumuliert. In der aquatischen Nahrungskette beginnt der trophische Transfer von Quecksilber mit der Akkumulation von ionischem Hg und Methyl-Hg durch Primärproduzenten. Hg-Gehalte und Anteile Methyl-Hg an Gesamt-Hg nehmen von Phyto- über Zooplankton, planktonische und piscivore Fische sowie Wasservögel zu. Abbildung 32 zeigt beispielhaft anhand Daten aus Italien, dass unter den Vögeln die sich piscivor ernährenden Spezies am stärksten mit Hg belastet sind. Inländische Daten zum Vorkommen von Quecksilber in Wasservögeln sind älteren Datums und sollten aktualisiert werden. Jedoch sind auch Daten zur Hg-Belastung von Organismen mit semiaquatischem und terrestrischem Habitat rar oder veraltet und bedürfen einer Ergänzung und Aktualisierung sowie Bewertung.

Abbildung 32

Hg-Gehalte in Vögeln unterschiedlicher Ernährungsformen

Mittlere Hg-Gehalte in der Leber (in µg/kg Frischgewicht) von Vögeln nach Art ihrer Nahrung. Messungen Mitte der 1990er Jahre in der ostitalienischen Region Marken



Quelle: Alleva et al. (2006)

Im Schweizer Gewässerschutzrecht ist für Quecksilber kein Höchstwert für die Belastung von Weich- und Krebstieren, Fischen und anderer Biota zum Schutz höherer Lebewesen vor Vergiftung über die Nahrungskette festgelegt. In der EU liegt das Umweltqualitätsziel der Wasserrahmenrichtlinie bei 20 µg/kg Frischgewicht. Die Daten zur Hg-Belastung von Fischen schweizerischer Gewässer zeigen, dass dieses Qualitätsziel flächendeckend überschritten wird. In zur Familie der Karpfen gehörenden Brassen beispielsweise, die ihre Nahrung auf dem Gewässergrund finden, und die im Rhein bei Basel gefischt wurden, misst man Hg-Gehalte von 85 – 135 µg/kg. Selbst in Forellen aus Tessiner Gebirgsseen stellt man 30 – 85 µg Hg/kg und damit eine Überschreitung des Qualitätsziels fest. Insofern ist

heute ein Gehalt von 20 µg/kg als ubiquitäre Grundbelastung anzusehen. Die Übertragung des Qualitätsziels für die Biota durch die niederländische Behörde für öffentliche Gesundheit und Umweltschutz (RIVM) in ein Qualitätsziel für die Wasserphase von weniger als 0.1 ng/l verdeutlicht, dass zu dessen Einhaltung zum einen eine Einstellung der anthropogenen Hg-Freisetzungen nötig wäre. Auch dann stellen historisch bedingte Sedimentbelastungen weiterhin eine Quelle der Biota-Belastung dar.

Aufgrund der heute stark eingeschränkten Verwendung ist eine Quecksilberexposition am Arbeitsplatz nicht verbreitet. Potentielle Belastungsorte sind Entsorgungsbetriebe, die quecksilberhaltige Abfälle behandeln, chemische Laboratorien und Zahnarztpraxen. In der Schweiz wurden laut Aussage der Schweizerischen Unfallversicherungsanstalt (Suva) in den letzten Jahren nur noch vereinzelte Berufskrankheiten mit Quecksilber gemeldet (Koller et al., 2011). Bei der breiten Bevölkerung kann ein missgeschicklicher Umgang mit in Verkehr gesetzten Produkten wie Entladungslampen oder Messgeräten zu einer Exposition mit Quecksilber führen. Tox Info Suisse – die offizielle Informationsstelle der Schweiz für Fragen rund um Vergiftungen – hat seit 1995 mehr als 5000 Anfragen zu zerbrochenen quecksilberhaltigen Thermometern erhalten, in keinem der Fälle kam es durch Einatmen des Metalls zu Symptomen. Auch bei den rund 400 Anfragen zu Energiesparlampen kam es bis dahin nie zu Symptomen, die auf Quecksilber zurückzuführen waren (Rauber-Lüthy, 2014; Reichert & Rauber-Lüthy, 2016).

Die Schweizer Bevölkerung nimmt Methyl-Hg hauptsächlich über Nahrungsmittel und anorganisches Hg über Nahrungsmittel und vorhandene Amalgamfüllungen auf. Die Exposition gegenüber Methyl-Hg erfolgt über den Verzehr von Fisch und Meeresfrüchten, wobei die Nachfrage an diesen Nahrungsmitteln zu über 95 % über Importe gedeckt wird (BAFU, 2018b). Für Fische, Krebs- und Weichtiere ist in der Kontaminantenverordnung (VHK, SR 817.022.15) ein Höchstgehalt von 500 µg Hg/kg festgelegt, abweichend davon dürfen namentlich genannte grössere Raubfische (z.B. Seeteufel, Aal, Marlin, Hecht, Schwert- oder Thunfisch) bis 1000 µg Hg/kg enthalten. Diese Höchstgehalte sind mit jenen der Europäischen Union harmonisiert. Ihre Einhaltung wird von den für den Vollzug des Lebensmittelrechts zuständigen kantonalen Fachstellen regelmässig überprüft, dabei werden ähnliche Gehalte wie in der EU gefunden³². In Fischen aus heimischen Gewässern werden nur vereinzelt Hg-Gehalte über den Höchstwerten gemessen, der Anlass für die Untersuchungen in diesen Fällen beruhte dabei auf Verdachtsmomenten.

Das FAO/WHO-Expertengremium für Lebensmittelzusatzstoffe (JECFA) legte im Jahr 2007 für Methyl-Hg die vorläufige tolerierbare wöchentliche Aufnahme (PTWI) mit 1.6 µg pro kg Körpergewicht fest. Nach einem Review der Daten leiteten Experten der Europäischen Behörde für Lebensmittelsicherheit (EFSA) im Jahr 2012 einen TWI von 1.3 µg pro kg Körpergewicht ab (EFSA, 2012). Aufgrund seiner Entwicklungsneurotoxizität reagieren Embryonen, Föten und Kinder am empfindlichsten auf Methylquecksilber. Für anorganisches Hg wurde im Jahr 2011 von der JECFA ein PTWI von 4 µg pro kg Körpergewicht und Woche festgelegt.

Schätzungen zur Methylquecksilberaufnahme durch Kinder und Erwachsene in unseren Nachbarstaaten ergaben, dass bei einem durchschnittlichen Konsum von Fisch und Meeresfrüchten deutsche Erwachsene ca. 0.15 µg Hg, französische Erwachsene ca. 0.35 µg Hg und italienische Erwachsene ca. 0.85 µg Hg pro Kilogramm Körpergewicht (kg KG) und Woche (w) aufnehmen. Für Kleinkinder oder Kinder reichten die Werte von 0.25 µg Hg kg⁻¹ KG w⁻¹ in Deutschland über 0.65 µg Hg kg⁻¹ KG w⁻¹ in Frankreich bis zu 1.55 µg Hg kg⁻¹ KG w⁻¹ in Italien (EFSA, 2012). Danach wird der TWI von Kleinkindern in Italien um ca. 20 % überschritten. Bei hohem Fisch- und Meeresfrüchteverzehr resultierten für Kleinkinder und Kinder in allen drei Ländern Methyl-Hg-Aufnahmemengen nahe beim oder über dem TWI. Bei anorganischem Hg ergaben die Berechnungen, dass der PTWI von allen Altersklassen sowohl bei

³² Gefolgert aus Daten in AVS AG (2011), Baerlocher et al. (2006), GSD LU (2009) und LC-TI (2006).

durchschnittlichem wie hohem Nahrungsmittelkonsum unterschritten wird (EFSA, 2012). In der Schweiz wurden bislang keine entsprechenden Expositionsabschätzungen durchgeführt.

Das menschliche Haar ist zur Erfassung einer zurückliegenden Exposition mit organischem Hg ein geeignetes Untersuchungsmaterial (HBM, 1999). Daten zur Haarbelastung mit Hg in der Schweiz liegen für zwei Studienpopulationen aus den Kantonen Bern und Wallis vor. Verglichen mit Werten aus dem Ausland sind die Hg-Gehalte im Haar der Studienpopulationen unauffällig. In Proben von je 120 Müttern und Kindern aus dem Mittelland streuten die Hg-Gehalte zwischen 0.01 und 1.33 µg/g bei den Müttern und 0.01 und 0.95 µg/g bei den Kindern. Die 95 %-Perzentile errechneten sich auf 0.69 µg Hg/g im Haar der Mütter und auf 0.54 µg Hg/g im Haar der Kinder. Für Mütter (n = 64) und Kinder (n = 107) aus dem Wallis betragen die 95 %-Perzentile 0.94 µg/g im Haar der Mütter und 0.60 µg/g im Haar der Kinder. Unter Annahme, dass eine Methyl-Hg-Aufnahme von 1.3 µg Hg kg⁻¹ KG w⁻¹ zu einem Gehalt im Haar von ca. 1.9 µg Hg/g führt (Castaño et al., 2015; WHO/UNEP, 2008), legen die Biomonitoring-Daten nahe, dass die Methyl-Hg-Aufnahme in den Studienpopulationen unter dem TWI liegt

Zur Erfassung der internen Belastung mit anorganischem Hg eignet sich der Urin (HBM, 1999). Schweizer Daten liegen hier für das Walliser Kollektiv vor, in welchem auch die Belastungswerte im Haar bestimmt wurden. Die 95 %-Perzentile der Urinproben der Mütter (n = 64) und Kinder (n = 107) betragen 1.4 µg Hg/l (0.85 µg/g Kreatinin) und 0.5 µg Hg/l (0.56 µg/g Kreatinin). Die auf Kreatinin bezogenen Hg-Gehalte lagen alle unter dem in Deutschland festgelegten Interventionswert (HBM-II-Wert) von 20 µg Hg/g Kreatinin. Bei einer Überschreitung des HBM-II-Werts wird eine gesundheitliche Beeinträchtigung für möglich gehalten, die Exposition sollte reduziert und eine umweltmedizinische Betreuung veranlasst werden. In zwei Fällen wurde der HBM-I-Wert von 5 µg Hg/g Kreatinin überschritten. Diese Fälle wurden laut Dressel & Imo (2016) weiterverfolgt: Bei Werten zwischen dem HBM-I- und HBM-II-Wert sollte der Befund abgesichert und nach den Ursachen der Belastung gesucht werden. Soweit möglich, sollten die Belastungsquellen eliminiert werden. Zur Erfolgskontrolle sind Wiederholungsuntersuchungen angezeigt (HBM, 1999).

Index

- Ackerman, J.T., Hartman, C.A., Eagles-Smith, C.A., Herzog, M.P., Davis, J., Ichikawa, G., Bonnema, A., 2015. Estimating Mercury Exposure of Piscivorous Birds and Sport Fish Using Prey Fish Monitoring. *Environmental Science & Technology* 49 (22), pp. 13596 – 13604.
- Adank, F. (Schweizerische Zahnärzte-Gesellschaft), 2008. Persönliche Mitteilung.
- AfU AR (Amt für Umwelt Kanton Appenzell Ausserrhoden), 2012/2015. Abwasserreinigungsanlage Mühltoibel Gemeinde Teufen. Jahresbericht 2011 und Jahresbericht 2014.
- AfU FR (Amt für Umwelt Kanton Freiburg), 2016. Bodenanalysen in der Stadt Freiburg. Messkampagnen 2011 bis 2015.
- AfU SO (Amt für Umwelt Kanton Solothurn), 2018 (<https://www.so.ch/verwaltung/bau-und-justizdepartement/amt-fuer-umwelt/> > Umweltdaten > Wasser > Gewässerschutz > Abwasser > Klärschlammanalysen der kommunalen Abwasserreinigungsanlagen).
- AfU TG (Amt für Umwelt Kanton Thurgau), 2011. Die Abwasserreinigungsanlagen im Kanton Thurgau 2010. Abteilung Abwasser und Anlagensicherheit.
- AfU TG (Amt für Umwelt Kanton Thurgau), 2018 (www.umwelt.tg.ch > Wasser > Abwasser > Abwasserreinigung > Abwasserreinigung im Kanton Thurgau).
- Aicher, L., 2014. Herleitung eines Prüfwerts für Quecksilber für Nutzungen mit möglicher direkter Bodenaufnahme. Swiss Centre for Applied Human Toxicology (scaht), Basel.
- Alleva, E., Francia, N., Pandolfi, M., De Marinis, A.M., Chiarotti, F., Santucci, D., 2006. Organochlorine and heavy-metal contaminants in wild mammals and birds of Urbino-Pesaro Province, Italy: an analytic overview for potential bioindicators. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 51, pp. 123 – 134.
- Alloway, B.J., Reimer, T., 1999. Schwermetalle in Böden: Analytik, Konzentrationen, Wechselwirkungen. Springer Verlag, Berlin, ISBN 3-540-62086-9.
- AMAP/UNEP, 2013. Technical Background Report for the Global Mercury Assessment 2013. Arctic Monitoring and Assessment Programme, Oslo, Norway / UNEP Chemicals Branch, Geneva, Switzerland. vi + 263 pp.
- Amsler, R., 2013. Blubox – Leuchtmittel- und Flachbildschirmrecycling. Referat EcoServe Sonderabfalltag.
- Arbouille, D., Howa, H., Soan, D., Vernet, J.-P., 1989. Etude générale de la pollution par les métaux et répartition des nutriments dans les sédiments du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1988: 139-172.
- Arnich, N., Sirot, V., Rivière, G., Jean, J., Noël, L., Guérin, T., Leblanc, J.C., 2012. Dietary exposure to trace elements and health risk assessment in the 2nd French Total Diet Study. *Food and Chemical Toxicology* 50, pp. 2432 – 2449.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), 1999. Toxicological profile for Mercury. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.
- AUE BS (Amt für Umwelt und Energie, Departement für Wirtschaft, Soziales und Umwelt Basel-Stadt), 2009. Qualität der Oberflächengewässer im Kanton Basel-Stadt. Untersuchungsjahre 1993 bis 2008.
- AVAU (Abwasserverband Aarau und Umgebung), 2018 (www.avau.ch > Jahresberichte).
- AVS AG (Amt für Verbraucherschutz Aargau), 2011. Jahresbericht.
- AWA (Amt für Wasser und Abfall, Kanton Bern), 2017 (<http://www.bve.be.ch> > Amt für Wasser und Abfall > Gewässerqualität > Geoportalkarte Gewässerqualität
- AWEL (Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft), 2016. (<http://www.awel.zh.ch> > Wasser & Gewässer > Messdaten > Fließgewässerqualität).
- Baerlocher, K., Brüsweiler, B., Camenzind-Frey, E., Diezi, J., Hösl, I., Huch, R., Sutter-Leuzinger, A., Voland Oliveira, S., 2006. Ernährung in Schwangerschaft und Stillzeit. Gefahren für Mutter und Kind? Expertenbericht der Eidgenössischen Ernährungskommission. Bern, Bundesamt für Gesundheit.
- BAG (Bundesamt für Gesundheit – Abteilung Chemikalien), 2012. EU Pilotstudie DEMOCOPHES zur Schadstoffbelastung. Informationen zum Studiendesign und zu den Resultaten der Schweizer Erhebung.
- BAFU (Bundesamt für Umwelt), 2009. Ergebnisse der Grundwasserbeobachtung Schweiz (NAQUA). Zustand und Entwicklung 2004 – 2006. Umwelt-Zustand Nr. 0903. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- BAFU (Bundesamt für Umwelt), 2012. Internationale Umweltpolitik der Schweiz 2012. Zustand und Ausblick. Bern. 84 S.

- BAFU (Bundesamt für Umwelt), 2017. Abfallstatistiken 2011 – 2013 (www.bafu.admin.ch > Themen > Abfall > Daten, Indikatoren und Karten > Statistiken. Stand am 16.3.2017).
- BAFU (Bundesamt für Umwelt), 2018a. Deposition von Luftschadstoffen in der Schweiz. Moosanalysen 1990–2015. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Zustand Nr. 1818: 133 S.
- BAFU (Bundesamt für Umwelt), 2018b. Fischereistatistik (<https://www.uzh.ch/wild/ssl-dir/fishst.5/?page=home>).
- Barry, J.J., Matos, G.R., Menzie, W.D., 2013. U.S. mineral dependence - Statistical compilation of U.S. and world mineral production, consumption, and trade, 1990–2010: U.S. Geological Survey Open-File Report 2013 - 1184, 6 p., <http://pubs.usgs.gov/of/2013/1184>
- Becker, K., Kaus, S., Krause, P., Lepom, P., Schulz, C., Seiwert, M., Seifert, B., 2002. German Environmental Survey 1998 (GerES III): environmental pollutants in blood of the German population. *Int. J. Hyg. Environ. Health* 205, pp. 297 – 308.
- Becker, K., Schulz, C., Kaus, S., Seiwert, M., Seifert, B., 2003. German Environmental Survey 1998 (GerES III): environmental pollutants in the urine of the German population. *Int. J. Hyg. Environ. Health* 206, pp. 15 – 24.
- Becker, K., Müssig-Zufika, M., Conrad, A., Lüdecke, A., Schulz, C., Seiwert, M., Kolossa-Gehring, M., 2008. German Environmental Survey for Children 2003/06 (GerES IV), Human Biomonitoring-Levels of selected substances in blood and urine of children in Germany. *WaBoLu-Hefte 01/08*, Umweltbundesamt, Dessau-Rosslau.
- Behra, R., Genoni, G.P., Sigg, L., 1994. Revision of the Swiss Ordinance for Wastewater Discharge: Scientific Basis for Water Quality Criteria for Metals and Metalloids in Running Waters. *Schriftenreihe der EAWAG Nr. 6*. Dübendorf – Zürich.
- Belevi, H., Moench, H., 2000. Factors Determining the Element Behavior in Municipal Solid Waste Incinerators. 1. Field Studies. *Environ. Sci. Technol.* 34, pp. 2501 - 2506.
- Bellanger, M., Pichery, C., Aerts, D., Berglund, M., Castaño, A., Čejchanová, M., ... Grandjean, P., 2013. Economic benefits of methylmercury exposure control in Europe: Monetary value of neurotoxicity prevention. *Environmental Health*, 12, 3. <http://doi.org/10.1186/1476-069X-12-3>
- Bergeron, C. M., Bodinof, C. M., Unrine, J. M. and Hopkins, W. A., 2010. Mercury accumulation along a contamination gradient and nondestructive indices of bioaccumulation in amphibians. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 29: 980–988.
- Bergman, B.G., Bump, J.K., 2014. Mercury in aquatic forage of large herbivores: Impact of environmental conditions, assessment of health threats, and implications for transfer across ecosystem compartments. *Science of the Total Environment* 479 – 480, pp. 66 – 76.
- Berode, M, Guillemin, M., 1976. Etude sur les niveaux de mercure trouvés chez les pêcheurs du lac Léman. *Médecine sociale et préventive* 21, 118 – 119.
- Berset, J.-D., Guthruf, K., Maurer, V., Ochsenbein, U., Ryser, R., Zeh, M., Jordi, B., 2012. Zustand der Fließgewässer und Seen im Kanton Bern – Auswertung der Gewässerdaten von 2002 bis 2010. *AWA Fakten*. Amt für Wasser und Abfall (AWA) des Kantons Bern.
- Berset, J.-D., Clément, J.-P., Dervey, T., Habegger, H., Maurer, V., Minkowski, C., Ryser, R., Tschumper, R., Zeh, M., Jordi, B., 2015. Zustand der Gewässer 2013 und 2014 – Schwerpunkt Berner Oberland. *AWA Fakten*. Amt für Wasser und Abfall (AWA) des Kantons Bern.
- Bilandžić, N., Dokić, M., Sedak, M., 2010. Survey of arsenic, cadmium, copper, mercury and lead in kidney of cattle, horse, sheep and pigs from rural areas in Croatia. *Food Additives and Contaminants Vol. 3, No. 3*, pp. 172-177.
- Bilandžić, N., Deždek, D., Sedak, M., Đokić, M., Šimić, B., Rudan, N., Brstilo, M., Lisicin, T., 2012. Trace Elements in Tissues of Wild Carnivores and Omnivores in Croatia. *Bull Environ Contam Toxicol* 88: pp. 94 – 99. <https://doi.org/10.1007/s00128-011-0449-y>.
- Binderheim-Bankay, E., Jakob, A., Liechti, P., 2000. NADUF – Messresultate 1977 – 1998. *Schriftenreihe Umwelt Nr. 319*. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Hrsg.). Bern.
- BIOIS (Bio Intelligence Service), 2012. Study on the potential for reducing mercury pollution from dental amalgam and batteries. Draft final report.
- Björkman, L., Sandborgh-Englund, G., Ekstrand, J., 1997. Mercury in Saliva and Feces after Removal of Amalgam Fillings. *Toxicology and Applied Pharmacology* 144, pp. 156 – 162.
- Blanc, P., Schädler, B., 2013. *Das Wasser der Schweiz – ein Überblick*. Schweizerische Hydrologische Kommission, Bern, 28 Seiten.

- Blank, N., Hudson, A.G., Vonlanthen, P., Seehausen, O., Hammerschmidt, C.R., Senn, D.B., 2013. Speciation leads to divergent methylmercury accumulation in sympatric whitefish. *Aquatic Sciences* Vol. 75 Issue 2, pp. 261 – 273.
- Böni, H., Widmer, R., 2011. Entsorgung von Flachbildschirmen in der Schweiz. EMPA und swico Recycling.
- Bouvier, R., Wahl, A., Dubois, D., Ammann, P., Guinand, H., 2005. Investigation sur la qualité du mâchefer de 7 usines suisses d'incinération de déchets 2004 – 2005.
- Braun, M., Besozzi, D., Herata, H., Falcke, H., van Dokkum, R., Langenfeld, F., Mohaupt, V., van den Roovaart, J., Sieber, U., Sollberger, B., 2003. Rhein. Bestandesaufnahme der Emissionen prioritärer Stoffe. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR), Koblenz (D).
- Brunner, P.H., Stämpfli, D.M., 1993. Material balance of a construction waste sorting plant. *Waste Management & Research* 11, pp. 27 – 48.
- BSH (BSH Umweltservice AG), 2015 (www.bsh.ch > Produkte > Quecksilberabscheidung). Abgerufen am 3.3.2015.
- Bühler, A., Schlumberger, S., 2010. Schwermetalle aus der Flugasche zurückgewinnen. In: Schenk K. (Ed.) 2010: KVA-Rückstände in der Schweiz. Der Rohstoff mit Mehrwert. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft), 1991. Schwermetalle und Fluor in Mineraldüngern. Schriftenreihe Umwelt Nr. 162.
- BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft), 1997. Abfallentsorgung in Zementwerken. Thesenpapier. Umwelt-Materialien Nr. 70.
- BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft), 1999. Amalgamablagerungen in Abwasserleitungen von Zahnarztpraxen. Empfehlungen für die Sanierung. Mitteilungen zum Gewässerschutz Nr. 29.
- BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft), 2001. Erläuterungen zur Verordnung vom 1. Juli 1998 über Belastungen des Bodens (VBBo). Vollzug Umwelt VU-4809-D.
- BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft), 2004. Schadstoffgehalte in Holzabfällen. Analyseresultate der Holzkampagne 98. Umwelt-Materialien Nr. 178.
- BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft), 2005. Entsorgung von Abfällen in Zementwerken. Vollzug Umwelt, 2. aktualisierte Auflage der Vollzugshilfe aus dem Jahr 1998.
- Castaño, A., Cutanda, F., Esteban, M., Pärt, P., Navarro, C., Gómez, S., ... Posada, M. 2015. Fish consumption patterns and hair mercury levels in children and their mothers in 17 EU countries. *Environmental Research*, 141, pp. 58–68.
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment), 1999. Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: Mercury. In: Canadian environmental quality guidelines, 1999. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment), 2000. Canadian tissue residue guidelines for the protection of wildlife consumers of aquatic biota: Methylmercury. In: Canadian environmental quality guidelines, 1999. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment), 2003. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Inorganic mercury and methylmercury. In: Canadian environmental quality guidelines, 1999. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.
- cemsuisse (Verband der Schweizerischen Zementindustrie), 2013. Kennzahlen 2012.
- COM (Commission Staff Working Paper), 2005. Annex to the Communication from the Commission to the Council and the European Parliament on Community Strategy Concerning Mercury. Brussels.
- Corvi, C., Buttiker, B., 1982. Recherche du mercure et autres substances toxiques dans la faune piscicole. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1981, pp. 91 – 100.
- Corvi, C., Khim-Heang, S., Becker van Slooten, K., Stegmüller, A.-M., Tarradellas, J., 1996. Métaux et micropolluants organiques dans les dreissènes. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, pp. 187 – 197.
- Corvi, C., Zimmerli, P., Ortelli, D., Khim-Heang, S., Becker van Slooten, K., 2005. Métaux et micropolluants organiques dans les eaux, les moules et les poissons du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2004, pp. 55 – 78.
- Cristol, D.A., Brasso, R.L., Condon, A.M., Fovargue, R., E., Friedman, S.L., Hallinger, K.K., Monroe, A.P., White, A.E., 2008. The Movement of Aquatic Mercury Through Terrestrial Food Webs. *Science* Vol. 320, Issue 5874, pp. 335.

Crommentuijn, T., Polder, M.D., van de Plassche, E.J., 1997. Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentrations for metals, taking background concentrations into account. RIVM Report no. 601501 001. Bilthoven (NL).

De Temmerman, L., Claeys, N., Roekens, E., Guns, M., 2007. Biomonitoring of airborne mercury with perennial ryegrass cultures. *Environmental Pollution* 146, pp. 458 - 462.

De Temmerman, L., Waegeneers, N., Claeys, N., Roekens, E., 2009. Comparison of concentrations of mercury in ambient air to its accumulation by leafy vegetables, an important step in terrestrial food chain analysis. *Environmental Pollution* 157, pp. 1337 - 1341.

DGE VD (Direction générale de l'environnement État de Vaud), 2018. Bilans 20xx de l'épuration vaudoise (www.vd.ch > Environnement > Eaux > Protection des eaux > Evacuation et épuration des eaux > Stations d'épuration des eaux usées (STEP) > Bilans annuels et rapports). Daten abgerufen im April 2018.

Dehoust, G., Küppers, P., Gebhardt, P., Rheinberger, U., Hermann, A., 2007. Aufkommen, Qualität und Verbleib mineralischer Abfälle. Anhang 1 bis Anhang 6. UBA-FB Nr. 001119 FKZ: 204 33 325, Umweltbundesamt Berlin.

Denzler, B., 2015. Quecksilbermessreihen von Zürich und dem Jungfraujoch. Persönliche Mitteilung im Dezember 2015.

Depew, D.C., Basu, N., Burgess, N. M., Campbell, L. M., Evers, D.C., Grasman, K.A., Scheuhammer, A.M., 2012. Derivation of screening benchmarks for dietary methylmercury exposure for the common loon (*Gavia immer*): Rationale for use in ecological risk assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 31: pp. 2399 – 2407. doi:10.1002/etc.1971

Desaules, A., Studer, K., 1993. Nationales Bodenbeobachtungsnetz – Messresultate 1985 – 1991. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. Schriftenreihe Umwelt Nr. 200: 175 S.

die3seen, 2017 (<http://www.die3seen.ch> > Chemie > Bielersee).

Dombaiová, R., 2005. Mercury and methylmercury in plants from differently contaminated sites in Slovakia. *Plant Soil Environ.*, 51 (10): pp. 456–463.

Dressel, H., Imo, D., 2016. Gutachten über eine mögliche Gesundheitsgefährdung der Bevölkerung durch quecksilberbelastete Böden im Gebiet Turtig und Visp. Abteilung für Arbeits- und Umweltmedizin, Universität Zürich.

Driscoll, C.T., Mason, R.P., Chan, H.M., Jacob, D.J., Pirrone, N., 2013. Mercury as a Global Pollutant: Sources, Pathways, and Effects. *Environmental Science & Technology* 47 (10), pp. 4967 – 4983. DOI: 10.1021/es305071v.

DUW VS (Dienststelle für Umwelt Kanton Wallis), 2007. Qualität der Walliser Gewässer.

DUW VS (Dienststelle für Umwelt Kanton Wallis), 2016. Protokoll Informationsaustausch Plattform Quecksilber. 25. Januar 2016.

EC (European Commission), 2005. Substance Data Sheet Mercury and its compounds). Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. Environmental Quality Standards (EQS).

EC (European Communities), 2011. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 27: Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards. Technical Report - 2011 – 055.

ECHA (European Chemical Agency), 2011a. Background document to the opinions on the Annex XV dossier proposing restrictions on Mercury in measuring devices.

ECHA (European Chemicals Agency), 2011b. Background document to RAC and SEAC opinions on five Phenylmercury compounds.

Eckley, C.S., Branfireun, B., 2008. Mercury mobilization in urban stormwater runoff. *Science of the Total Environment* 403, pp. 164 – 177.

Edder, P., Ortelli, D., Klein, A., 2013. Micropolluants dans plusieurs espèces de poissons du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2012, pp. 70 – 81.

Edder, P., Ortelli, D., Rapin, F., 2009. Micropolluants dans les poissons et écrevisses du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2008, pp. 73 – 89.

EFSA (European Food Safety Authority), 2008. Mercury as undesirable substance in animal feed. Scientific opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain. *The EFSA Journal* (2008) 654, pp. 1-76.

EFSA (EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain), 2012. Scientific Opinion on the risk for public health related to the presence of mercury and methylmercury in food. *EFSA Journal*; 10 (12): 2985, 241 pp. doi:10.2903/j.efsa.2012.2985.

EIPPCB (European integrated pollution prevention and control bureau), 2013. Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Iron and Steel Production.

- EMPA (Eidg. Materialprüfungs- und Forschungsanstalt), 2012: Projektbericht Nr. 208'116/06. Dübendorf.
- EMPA (Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt, Abteilung Luftfremdstoffe/Umwelttechnik), 2015. Technischer Bericht zum Nationalen Beobachtungsnetz für Luftfremdstoffe (NABEL).
- EPBA (European Portable Battery Association) 2011: Sustainability Report 2010.
- Ericksen, J.A.; Gustin, M.S.; Schorran, D.E.; Johnson, D.W.; Lindberg, S.E.; and Coleman, J.S., 2003. Accumulation of atmospheric mercury in forest foliage. *Atmospheric Environment* 37, pp. 1613 – 1622.
- Eriksson, J., 2001. Concentrations of 61 trace elements in sewage sludge, farmyard manure, mineral fertilizer, precipitation and in oil and crops. Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm.
- Ernst, G., Zimmermann, S., Christie, P., Frey, B., 2008. Mercury, cadmium and lead concentrations in different ecophysiological groups of earthworms in forest soils. *Environmental Pollution* 156, pp. 1304 – 1313.
- ERZ (Entsorgung und Recycling Zürich), 2013. Klärschlammanalysen Klärwerk Werdhölzli.
- Evers, D.C., Burgess, N.M., Champoux, L., Hoskins, B., Major, A., Goodale, W.M., Taylor, R.J., Poppenga, R., Gaigle, T., 2005. Patterns and Interpretation of Mercury Exposure in Freshwater Avian Communities in Northeastern North America. *Ecotoxicology* 14: pp. 193 – 221.
- e-waste, 2015 (<http://www.e-waste.ch> > Stakeholders > SLRS). Abgerufen am 12.1.2015.
- EZV (Eidgenössische Zollverwaltung), 2017 (<http://www.ezv.admin.ch> > Themen > Aussenhandelsstatistik > Datenbank Swiss-Impex).
- FaBo ZH (Fachstelle Bodenschutz Kanton Zürich), 2016 (<http://www.aln.zh.ch> > Bodenzustand > Messwerte von Überwachungsstandorten. © 2016 Kanton Zürich).
- Favarger, P.-Y., Vernet, J.-P., 1987. Métaux lourds dans les sédiments des rivières du bassin Suisse du Rhône. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1986*, pp. 136 – 166.
- Favarger, P.-Y., Santiago, S., Vernet, J.-P., 1991a. Flux particuliers de quelques nutriments et métaux dans les suspensions du Rhône près de son embouchure dans Le Léman. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1990*, pp. 129 – 140.
- Favarger, P.-Y., Span, D., Vernet, J.-P., 1991b. Métaux lourds dans les sédiments des rivières du bassin lémanique Suisse. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1990*, pp. 149 – 166.
- Fitzgerald, W.F., Lamborg, C.H., 2007. Geochemistry of mercury in the environment. In: Lollar, B.S. (Ed.). *Environmental Geochemistry, Treatise on Geochemistry*, pp. 1-47. Vol. 9.04, Elsevier.
- Floyd, P., Zaogiannis, P., Crane, M., Tarkowski, S., Bencko, V., 2002. Risks to Health and the Environment Related to the Use of Mercury Products. RPA Report.
- Flück, R., Campiche, S., 2011. Qualitätsüberwachung von Sedimenten in der Schweiz: Zusammenfassung einer Umfrage. Zweiter Bericht für das Projekt «Bewertung der Schweizer Sedimentqualität» (www.oekotoxzentrum.ch > News & Publikationen).
- FOEN, 2017. Switzerland's Informative Inventory Report 2017. Submission under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. Submission of March 2017 to the United Nations ECE Secretariat. Federal Office for the Environment FOEN. Air Pollution Control and Chemicals Division. Bern.
- Fréry, N, Saoudi, A, Garnier, R, Zeghnoun, A, Falq, G., 2011. Exposition de la population française aux substances chimiques de l'environnement. Saint-Maurice: Institut de veille sanitaire, 151 p.
- Frey, R., Brunner, M., 2004. Rückgewinnung von Schwermetallen aus Flugaschen der Müllverbrennung. In: Thomé-Kozmiensky, K.J. (Hrsg.), 2004. *Optimierung der Abfallverbrennung 1*. TK Verlag Thomé-Kozmiensky, Neuruppin.
- Frey, B., Rieder, S.R., 2013. Response of forest soil bacterial communities to mercury chloride application. *Soil Biol. Biochem.* 65, pp. 329-337.
- Fritsche, J., Wohlfahrt, G., Ammann, C., Zeeman, M., Hammerle, A., Obrist, D., Alewell, C., 2008a. Summertime elemental mercury exchange of temperate grasslands on an ecosystem-scale. *Atmos. Chem. Phys.*, 8, pp. 7709-7722, doi:10.5194/acp-8-7709-2008.
- Fritsche, J., Obrist, D., Zeeman, M. J., Conen, F., Eugster, W., Alewell, C., 2008b. Elemental mercury fluxes over a sub-alpine grassland determined with two micrometeorological methods. *Atmospheric environment* 42, pp. 2922 – 2933.

- FSIS (Food Survey Information Sheet), 2009. Survey on measurement of the concentrations of metals and other elements from the 2006 UK total diet study (<http://www.food.gov.uk> > Science and research > Research reports > Food surveys > Food surveys published in 2009).
- Fürst, A., 2007. Quecksilber in Fichtennadeln als Immissionsmarker. *Forstschutz Aktuell* 41, Seiten 18 – 20.
- Fulkerson, M., Nnadi, F.N., Chasar, L.S., 2007. Characterizing Dry Deposition of Mercury in Urban Runoff. *Water Air Soil Pollut* 185, pp. 21 – 32.
- Gara, S., Schimpf, S., 1998. Behandlung von Reststoffen und Abfällen in der Eisen- und Stahlindustrie. Monographien Band 92. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie. Wien.
- Gascon Diez, E., Bravo, A.G., à Porta, N., Masson, M., Graham, N.D., Stoll, S., Akhtman, Y., Amouroux, D., Loizeau, J.-L., 2013. Influence of a wastewater treatment plant on mercury contamination and sediment characteristics in Vidy Bay (Lake Geneva, Switzerland). *Aquat Sci*, DOI 10.1007/s00027-013-0325-4.
- Gascón Díez, E., Loizeau, J.-L., Cosio, C., Bouchet, S., Adatte, T., Amouroux, D., Bravo A.G., 2016. Role of Settling Particles on Mercury Methylation in the Oxidic Water Column of Freshwater Systems. *Environmental Science & Technology* 50 (21), pp. 11672 – 11679, DOI: 10.1021/acs.est.6b03260.
- Gasperi, J., Garnaud, S., Rocher, V., Moillon, R., 2011. Priority substances in combined sewer overflows : case study of the Paris sewer network. *Water Science & Technology* 63.5, pp. 853 – 858.
- Gasperi, J., Zgheib, S., Cladière, M., Rocher, V., Moillon, R., Chebbo, G., 2012. Priority pollutants in urban stormwater : Part 2 – Case of combined sewers. *Water Research* 46, pp. 6693 – 6703.
- Gasser, S., Tschudy, D., 2011. Licht im Haus – Energieeffiziente Beleuchtung. Hrsg. Fachhochschule Nordwestschweiz (Institut Energie am Bau). Faktor Verlag, Zürich.
- Gerstenberger, S.L., Cross, C.L., Divine, D.D., Gulmatico, M.L., Rothweiler, A.M., 2006. Assessment of mercury concentrations in small mammals collected near Las Vegas, Nevada, USA. *Environmental Toxicology* 21: pp. 583 – 589.
- Gewässerschutzfachstellen der Kantone BE, JU, SO, BL und BS, 2008. Die Birs. Koordinierte Untersuchung der Wasserqualität 2005 / 2006.
- Göhring, T.N., Schicht, O.O., Imfeld, T., 2008. Ist Amalgam eine Gefahr für die Gesundheit? *Therapeutische Umschau* 65(2), pp. 103 – 110.
- Goodman, P., Robertson, C., 2006. Review of Directive 2002/95/EC (RoHS) Categories 8 and 9 – ERA Report 2006-0383. July 2006 amd. 19 Sep 2006.
- GRS Batterien (Gemeinsames Rücknahmesystem Batterien), 2013. Erfolgskontrolle 2011 / 2012 /2013 (<http://www.grs-batterien.de> > Zahlen und Fakten).
- Grünig, K., Prashuhn, V., 2001. Evaluation Ökomassnahmen: Phosphorverluste durch Bodenerosion. *Agrarforschung* 8 (1), pp. 30-35.
- GSD LU (Gesundheits- und Sozialdepartement Kanton Luzern, Dienststelle Lebensmittelkontrolle und Verbraucherschutz), 2009. Jahresbericht 2009.
- Gubler, A., Schwab, P., Wächter, D., Meuli, R.G. und Keller, A., 2015: Ergebnisse der Nationalen Bodenbeobachtung (NABO) 1985-2009. Zustand und Veränderungen der anorganischen Schadstoffe und Bodenbegleitparameter. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Zustand Nr. 1507: 81 S.
- Güde, H., Hetzenauer, H., Kümmerlin, R., Rossknecht, H., Schröder, H.-G., Stich H.-B., Wessels, M., 2009. Bodensee-Untersuchung-Seeboden. Forschungsprojekt von 2003 bis 2006. Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB), Blaue Reihe, Bericht Nr. 56 (www.igkb.org).
- Gufler, H., Tataruch, F., Onderschecka, K., 1997. Untersuchungen über den Blei, Cadmium- und Quecksilbergehalt in Organen und Muskulatur von Reh- und Gamswild in Südtirol. *Z. Jagdwiss.* 43, pp. 240 – 250.
- Guilizzoni, P., 2012. Indagine su DDT e sostanze pericolose nell'ecosistema del Lago Maggiore. Commissione internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere. Programma 2008 – 2012 – Rapporto annuale 2011. Verbania Pallanza.
- Guilizzoni, P., 2013. Indagine su DDT e sostanze pericolose nell'ecosistema del Lago Maggiore. Commissione internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere. Rapporto annuale 2012 – Rapporto finale 2008 – 2012. Verbania Pallanza.
- Häni, M., 2007. Entsorgung von Klärschlamm und organischen Abfällen im Kanton Bern. Abteilung Stoffe und Bodenschutz GSA. GSA Informationsbulletin 2.

- Hämmann, M. und Gupta, S.K., 1997. Herleitung von Prüf- und Sanierungswerten für anorganische Schadstoffe im Boden. Umwelt-Materialien Nr.83. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL).
- Hagemann, S., Oppermann, U., Brassler, T., 2014. Verhalten von Quecksilber und Quecksilberverbindungen bei der untertägigen Ablagerung in Salzformationen, insbesondere ihrer möglichen Mobilisierung durch saline Lösungen. Im Auftrag des Umweltbundesamtes (UBA). UBATexte 06/2014. Dessau-Rosslau.
- Hari, R., Zobrist, J., 2003. NADUF – Trendanalyse der NADUF-Messresultate 1974 bis 1998. Schriftenreihe der EAWAG Nr. 17. Dübendorf-Zürich.
- HBM-Kommission, 1999. Stoffmonographie Quecksilber – Referenz- und Human-Biomonitoring-(HBM)-Werte. Bundesgesundheitsbl – Gesundheitsforsch – Gesundheitsschutz 42 (6), 522 – 532.
- Heid, D., Figi, R., 2013. Marktkontrolle Entladungslampen – Ergebnisse der Kampagne (<http://www.bag.admin.ch/anmeldestelle/> > Marktkontrolle > Kampagnen).
- Hjelmar, O., Wahlström, M., Andersson, M.T., Ylijoki, J.L., Wadstein, E., Rihm, T., 2009. Treatment methods for waste to be landfilled. TemaNord 2009:583. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
- Höllerer, G., Coduro, E., 1977. Zur Schwermetallkontamination von einheimischem Wild. Z. Lebensm. Unters.-Forsch. 163, pp. 260 – 263.
- Holenstein, J., 2002. Statusbericht zur Belastung der Baselbieter Böden mit polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und polychlorierten Biphenylen unter Berücksichtigung der Schwermetalle. Amt für Umweltschutz und Energie Kanton Basel-Landschaft (Fachstelle Bodenschutz), Liestal.
- Horowitz, H.M., Jacob, D.J., Amos, H.M., Streets, D.G., Sunderland, E.M., 2014. Historical Mercury Releases from Commercial Products: Global Environmental Implications. Environmental Science & Technology 48 (17), 10242-10250.
- Howa, H., Vernet, J.-P., 1989. Métaux lourds dans les sédiments des affluents vaudois du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1988, pp. 209 – 217.
- Hügi, M. (Bundesamt für Umwelt BAFU, Abteilung Abfall und Rohstoffe), 2014. Persönliche Mitteilung.
- Hürdler, J., Prasuhn, V., Spiess, E., 2015a. Abschätzung von Schwermetalleinträgen über Gülleabschwemmung in die Oberflächengewässer der Schweiz (MODIFFUS 3.0). Bericht im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU), Bern.
- Hürdler, J., Prasuhn, V., Spiess, E., 2015b. Abschätzung diffuser Stickstoff- und Phosphoreinträge in die Gewässer der Schweiz (MODIFFUS 3.0). Bericht im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU), Bern.
- Hug, E., Renner, N., 2010. Erhebung von Quecksilberkonzentrationen in Fraktionen der Leuchtmittelverarbeitung unter Berücksichtigung von Aspekten zur Probenahme und Analytik. Technische Kontrollstelle SENS. Schlussbericht.
- Hutter, U., 2009. Metallbestimmung im gereinigten Kläranlagenabwasser. Amt für Umwelt und Energie (AFU), St. Gallen.
- Hylander, L.D., Meili, M., 2003. 500 years of mercury production: global annual inventory by region until 2000 and associated emissions. The Science of the Total Environment 304, pp. 13 – 27.
- Hylander, L.D., Herbert, R.B., 2008. Global Emission and Production of Mercury during the Pyrometallurgical Extraction of Non-ferrous Sulfide Ores. Environ. Sci. Technol. 42 (pp. 5971 – 5977).
- IKSR (IKSR (Internationale Kommission zum Schutz des Rheins), 2016. Emissionsseitige Bestandsaufnahme für das Rheineinzugsgebiet 2010. IKSR Fachbericht 233. Koblenz (D).
- IKSR (Internationale Kommission zum Schutz des Rheins), 2017 (www.iksr.org > Themen > Wasserqualität > Zustandsüberwachung > Daten > Vieljährige Jahresmittelwerte). Daten abgerufen im Januar bis August 2017.
- Ilyin, I., Gusev, A., Rozovskaya, O., Strijkina, I., 2016. Transboundary Pollution of Switzerland by Heavy Metals in 2014 EMEP/MSC-E Report 5/2016.
- INOBAT (Interessenorganisation Batterienentsorgung), 2013. Tätigkeitsberichte 2011 / 2012 / 2013 (www.inobat.ch > Infomaterial > Dokumente und Downloads).
- IRIS (Integrated Risk Information System), 2015: (www.epa.gov/IRIS/). Last updated on September 10, 2015.
- IVS VS (Präsidium des Staatsrates Kanton Wallis. Kanzlei – IVS), 2011. PCB und Quecksilberanalyse bei Fischen im Grossgrundkanal, Nordkanal und Milibach sowie im Teich Mangettes. Medienmitteilung vom 15. Juli 2011.
- IVS VS (Präsidium des Staatsrates Kanton Wallis. Kanzlei – IVS), 2014. Quecksilberbelastung des Grossgrundkanals und der Böden in der Rhoneebene zwischen Visp und Niedergesteln. Informationsveranstaltung 7. Januar 2014.

- IVS VS (Präsidium des Staatsrates Kanton Wallis. Kanzlei – IVS), 2015. Quecksilberbelastung zwischen Visp und Niedergesteln. Informationsveranstaltung 16. Februar 2015.
- IVS VS (Präsidium des Staatsrates Kanton Wallis. Kanzlei – IVS), 2016. Quecksilberbelastungen im Raum Visp – Niedergesteln. Weitere Ergebnisse im Siedlungsgebiet. Medienmitteilung vom 28. April 2016.
- IVS VS (Präsidium des Staatsrates Kanton Wallis. Kanzlei – IVS), 2017. Quecksilberverschmutzung – Einigung über Kostenübernahme bei Sanierungen der Böden. Medienmitteilung vom 11. Dezember 2017.
- Jackson, A.K., Evers, D.C., Etterson, M.A., Condon, A.M., Folsom, Jennifer Detweiler, J., Schmerfeld, J., Cristol, D.A., 2011. Mercury Exposure Affects the Reproductive Success of a Free-Living Terrestrial Songbird, the Carolina Wren (*Thryothorus ludovicianus*). *The Auk*: Vol. 128, No. 4, pp. 759 – 769.
- JB ZH (Statistisches Jahrbuch des Kantons Zürich 1994/95), 1995. Bodenbelastung in der Umgebung der Zürcher Kehrichtverbrennungsanlagen, Seite 77).
- JECFA, 2007. Safety evaluation of certain food additives. Prepared by the sixty-seventh meeting of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA). WHO food additives series; 58.
- JECFA, 2011. Safety evaluation of certain contaminants in food. Prepared by the seventy-second meeting of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA). WHO food additives series; 63.
- Jongwana, L.T., Crouch, A.M., 2012. Mercury speciation in South African coal. *Fuel* 94, pp. 234 – 239.
- Jorhem, L., Slorach, S., Sundström, B., Ohlin, B., 1991 Lead, cadmium, arsenic and mercury in meat, liver and kidney of Swedish pigs and cattle in 1984-88. *Food Additives and Contaminants* Vol. 8, No. 2, pp. 201-211.
- Kägi, T., Franov, E., 2016. Ökobilanz Stiftung SENS. Ökologischer Nutzen des Elektrogeräte-Recyclings durch die SENS über 25 Jahre. CustomLCA im Auftrag der Stiftung SENS. Carbotech AG, Basel.
- Känel, B., Steinmann, P., Sinniger, J., Niederhauser, P., Labhart, W., Nyffenegger, K., Jenny, A., Balsiger, C., 2012. Zürcher Gewässer 2012 (Entwicklung – Zustand – Ausblick). Hrsg. AWEL (Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft). Zürich, 2012.
- Kalisińska, E., Gorecki, J., Okonska, A., Pilarczyk, B., Tomza-Marciniak, A., Budis, H., ... Golas, J.M., 2014. Mercury and selenium in the muscle of piscivorous common mergansers (*Mergus merganser*) from a selenium-deficient European country. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 101, pp. 107 – 115.
- Kalisińska, E., Lisowski, P., Salicki, W., Salicki, W., Kucharska, T., Kavetska, K., 2009. Mercury in wild terrestrial carnivorous mammals from north-western Poland and unusual fish diet of red fox. *Acta Theriologica* 54 4): pp. 345 – 356. <https://doi.org/10.4098/j.at.0001-7051.032.2008>.
- Karpf, R., Dütge, V., Wradatsch, R., 2006. Korrelation von CO- und Hg-Emissionen bei Verbrennungsprozessen sowie die Einflussnahme auf deren Emissionsminderung. VDI-Seminar 431804 (Messung und Minderung von Quecksilberemissionen, Düsseldorf).
- Kasser, U., Savi, D., 2013. Risiken bei der Entsorgung von Energiesparlampen (im Auftrag der Stiftung Licht Recycling Schweiz). Büro für Umweltchemie, Zürich.
- Keller, R.H., Xie, L., Buchwalter, D.B., Franzreb, K.E., Simons, T.R., 2014. Mercury bioaccumulation in Southern Appalachian birds, assessed through feather concentrations. *Ecotoxicology* 23: 304 – 316.
- Keller, T., Desaulles, A., 2001. Böden in der Schweiz – Schadstoffgehalte und Orientierungswerte (1990 – 1996). Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. Umwelt-Materialien Nr. 139: 115 S.
- Kenntner N., Crettenand, Y., Fünfstück, Y., Janovsky, M., Tataruch, F., 2007. Lead poisoning and heavy metal exposure of golden eagles (*Aquila chrysaetos*) from the European Alps, 2007. *J Ornithol* 148, pp. 173 – 177.
- Kenntner, N., Krone, O., Altenkamp, R., Tataruch, F., 2003. Environmental contaminants in liver and kidney of free-ranging northern goshawks (*Accipiter gentilis*) from three regions of Germany. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 45, pp. 128 – 135.
- Kenntner, N., Tataruch, F., Krone, O., 2001. Heavy metals in soft tissue of white-tailed eagles found dead or moribund in Germany and Austria from 1993 to 2000. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 20, No. 8, pp. 1831 – 1837.
- Klein, A., Plagellat, C., 2018. Métaux et micropolluants organiques dans les eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2017, pp. 67 – 85.
- Klein, R., Paulus, M., Tarricone, K., Teubner, D., 2012. Brassens (*Abramis brama*). Richtlinie zur Probenahme und Probenaufbereitung. Umweltbundesamt, Dessau-Rosslau (D).
- Koller, M., Pletscher, C., Jost, M., 2013. Factsheet Quecksilber. Suva Abteilung Arbeitsmedizin.

- Komosa, A., Kitowski, I., Kowalski, R., Pitucha, G., Komosa, Z., Grochowicz, J., 2009. Total mercury concentrations in kidneys of birds of prey from different part of Poland – some interspecies and geographical differences. *Ecological Chemistry and Engineering*, Vol. 16, No. S1, pp. 19 – 28.
- Korstian, J. M., Chumchal, M. M., Bennett, V. J., Hale, A. M., 2017. Mercury contamination in bats from the central United States. *Environ Toxicol Chem.* Accepted Author Manuscript. doi:10.1002/etc.3940.
- Külling, D.R., Stadelmann, F.X., Candinas, T., 2002. Nährstoffe und Schwermetalle im Klärschlamm 1975 – 1999. *Agrarforschung Schweiz* 9(5).
- Küng, S., 2008. Quecksilberbelastung von Böden im Abschussbereich alter Schiessanlagen. Institut für Biogeochemie und Schadstoffdynamik. Departement Umweltwissenschaften. ETH, Zürich.
- Kürsteiner, W., 2007. Nachhaltiger Erfolg bei der abwassertechnischen Sanierung von Zahnarztpraxen. AFU-News Nr. 13. Amt für Umwelt Kanton Appenzell Ausserrhoden.
- Kummert, R., Stumm, W., 1989. Gewässer als Ökosysteme - Grundlagen des Gewässerschutzes (2., überarb. Aufl.). Verlag der Fachvereine, Zürich.
- Kupper, T., 2000. Der Transfer von Schwermetallen vom Abwasser in den Klärschlamm. Projekt SEA. Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, département de génie rural, institut d'aménagement des terres et des eaux.
- Laacouri, A., Nater, E.A., Kolka, R.K., 2013. Distribution and uptake dynamics of mercury in leaves of common deciduous tree species in Minnesota, U.S.A. *Environ Sci Technol.*; 47, pp. 10462-10470.
- LAI (Länderausschusses für Immissionsschutz), 2004. Bewertung von Schadstoffen, für die keine Immissionswerte festgelegt sind.
- Langenfeld, F., Mohaupt, V., van den Roovart, J., Sieber, U., Verstappen, G., Braun, M., 1999. Bestandesaufnahme der Einträge prioritärer Stoffe 1996. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR). Koblenz (D).
- Lanszki, J., Orosz, E., Sugár, L., 2009. Metal levels in tissues of Eurasian otters (*Lutra lutra*) from Hungary: Variation with sex, age, condition and location. *Chemosphere* 74, pp. 741 – 743
- LANUV (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen), 2017. Informationsportal Abfallbewertung - Abfallanalytendatenbank ABANDA (<http://www.abfallbewertung.org>).
- Lasorsa, B., Allen-Gil, S., 1995. The Methylmercury to Total Mercury Ratio In Selected Marine, Freshwater, and Terrestrial Organisms. *Water, Air, and Soil Pollution* 80: pp. 905 – 913.
- Lassen, C., Holt Andersen, B., Maag, J., Maxson, P., 2008. Options for reducing mercury use in products and applications and the fate of mercury already circulating in society. COWI Report.
- LC-TI (Laboratorio cantonale del Cantone Ticino), 2000 / 2001 / 2002 / 2003 / 2004 / 2005 / 2009 / 2012 / 2013 / 2014 / 2016. Rapporto d'esercizio del Laboratorio cantonale (<https://www4.ti.ch/dss/dsp/lc/laboratorio>) > Pubblicazioni > Rapporto annui).
- LGL (Bayerisches Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit), 2012. Arbeit, Umwelt und Gesundheit aktuell 2/12: Quecksilber aus Energiesparlampen. Erlangen (DE).
- Liechti, P., 2010. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer. Chemisch-physikalische Erhebungen, Nährstoffe. *Umwelt-Vollzug* Nr. 1005. Bundesamt für Umwelt, Bern. 44 S.
- Link, B., 1999. Richtwerte für die Innenraumluft – Quecksilber. *Bundesgesundheitsblatt* 42, S. 168-174.
- Lisón, F., Espin, S., Aroca, B., Calvo, J.F., García-Fernández, A.J., 2017. Assessment of mercury exposure and maternal-foetal transfer in *Miniopterus schreibersii* (Chiroptera: Miniopteridae) from southeastern Iberian Peninsula. *Environmental Science and Pollution Research* 24: pp. 5497 – 5508.
- Ljungvall, K., Magnusson, U., Korvela, M., Norrby, M., Bergquist, J., Persson, S., 2017. Heavy metal concentrations in female wild mink (*Neovison vison*) in Sweden: Sources of variation and associations with internal organ weights. *Environ Toxicol Chem*, 36: 2030–2035. doi:10.1002/etc.3717
- Lods-Crozet, B., Edder, P., Klein, A., 2015. Métaux et micropolluants organiques dans les moule du Léman. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2014*, pp. 84 – 97.
- Loizeau, J.-L., Makri, S., Arpagaus, P., Ferrari, B., Cascado-Martinez, C., Benejam, T., Marchand, P., 2017. Micropolluants métalliques et organiques dans les sédiments superficiels du Léman. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2016*: 143 – 198.

- López Alonso, M., Benedito, J.L., Miranda, M., Castillo, C., Hernández, J., Shore, R.F., 2003. Mercury concentrations in cattle in NW Spain. *Science of The Total Environment* 302, pp. 93 – 100.
- Mancini, G., Tamma, R., Viotti, P., 2010. Thermal process of fluff: Preliminary tests on a full-scale treatment plant. *Waste Management* 30, pp. 1670 – 1682.
- Marchetto, A., 2014. Indagine su DDT e sostanze pericolose nell'ecosistema del Lago Maggiore. Commissione internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere. Programma 2013 – 2015 – Rapporto annuale 2013. Verbania Pallanza.
- Mason, C.F., Weber, D., 1990. Organochlorine Residues and Heavy Metals in Kidneys of Polecats (*Mustela putorius*) from Switzerland. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 45: pp. 689 – 696.
- Mattmann, B., Zizek, D., Oriet, D., Attinger, A., Zürrer, M., 2009. KABO AG Bodenbeobachtungsnetz des Kantons Aargau – Fachbericht: Auswertung der dritten Hauptuntersuchung (2006). Status und Trend. Departement Bau, Verkehr und Umwelt des Kantons Aargau (Abteilung für Umwelts), Aarau.
- Maurer, M., Chawla, F., von Horn, J., Staufer, P., 2012. Abwasserentsorgung 2025 in der Schweiz. Schriftenreihe der EAWAG Nr. 21.
- McKinsey, 2012. Global Lighting Market Report.
- Menzi, H., Kessler, J., 1998. Heavy metal content of manures in Switzerland. In: Proceedings of the Eighth International Conference of the FAO Network on Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture.
- Merkel, B., Sperling, B., 1998. Hydrogeochemische Stoffsysteme: Teil II. DVWK-Schriften; H. 117. Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH. Bonn.
- Meuli, R.G., Schwab, P., Wächter, D., Ammann, S., 2014. Nationale Bodenbeobachtung (NABO) 1985 – 2004. Zustand und Veränderungen der anorganischen Schadstoffe und Bodenbegleitparameter. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Wissen Nr. 1409: 94 S.
- Millán, J., Mateo, R., Taggart, M.A., López-Bao, J.V., Viota, M., Monsalve, L., Camarero, P.R., Blázquez, E., Jiménez, B., 2008. Levels of heavy metals and metalloids in critically endangered Iberian lynx and other wild carnivores from Southern Spain. *Science of The Total Environment*, Volume 399, pp.193 – 201.
- Minniberger, G., Öfner, S., Kernecker, T., Hackl, J., 2011. Gesunde Luft für Oberösterreichs Kinder und Lehrkräfte. Ergebnisse des Messprogramms Quecksilber in Oberösterreichs Physik- und Chemiesälen in Hauptschulen, Gymnasien, höheren Schulen und Berufsschulen. Land Oberösterreich, Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung Umweltschutz, Linz.
- Mlakar, T., Horvat, M., Vuk, T., Stergarsek, A., Kotnik, J., Tratnik, J., Fajon, V., 2010: Mercury species, mass flows and processes in a cement plant. *Fuel* 89, pp. 1936 – 1945.
- Mondain-Monval, J.-Y., Vernet, J.-P., 1984. Etudes de la pollution des sédiments du Rhône et de ses affluents par les métaux lourds. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut.*, Campagne 1983, pp. 162 – 173.
- Morf, L., 2003. Die KVA als Instrument der Erfolgskontrolle in der Abfallwirtschaft der Schweiz. GEO Partner AG. Zürich.
- Morf, L., Taverna, R., 2004. Metallische und nichtmetallische Stoffe im Elektronikschrott (Stoffflussanalyse). Schriftenreihe Umwelt Nr. 374. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.
- Morf, L.S., Brunner, P.H., 2005. MVA als Schadstoffsenke – Stoffflussanalyse für Quecksilber im MHKW Würzburg.
- Morf, L.S., Ritter, E., Brunner, P.H., 2005. Online-Messung der Stoffbilanz auf der MVA Spittelau (im Auftrag der Magistratsabteilungen 22 und 48 der Stadt Wien, und der Fernwärme Wien GmbH).
- Morf, L.S., 2006. Chemische Zusammensetzung verbrannter Siedlungsabfälle. Untersuchungen im Einzugsgebiet der KVA Thurgau. Umwelt-Wissen Nr. 0620. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- Morf, L.S., Kuhn, E., 2009. Qualitätsentwicklung konventionell ausgetragener Schlacke. Baudirektion des Kantons Zürich. Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft Abteilung Abfallwirtschaft und Betriebe (AW). Zürich.
- Morf, L.S., 2010. Abfallverbrennung – Stoffflussanalysen für die thermische Abfallbehandlung – Erkenntnisse und Ausblick nach mehr als 25 Jahren Erfahrung; in: Schenk K. (Ed.) 2010: KVA-Rückstände in der Schweiz. Der Rohstoff mit Mehrwert. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- MSC-E (Meteorological Synthesizing Centre – East), 2017. <http://www.msceast.org> > Pollution Assessment > EMEP countries > Switzerland.
- MUNLV (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen), 2005. Leitfaden zur energetischen Verwertung von Abfällen in Zement-, Kalk- und Kraftwerken in Nordrhein-Westfalen.

- NADUF (Nationale Daueruntersuchung der schweizerischen Fließgewässer), 2016. <http://www.eawag.ch> > Wasserressourcen und Trinkwasser > Schwerpunkte > Chemie-Wasserressourcen > Naduf
- Nagel, P., Smrekar, G., Haag-Wackernagel, D., 2001. Use of feral pigeon eggs for urban biomonitoring. *Fresenius Environmental Bulletin* Volume 10 – No. 1.
- Nentwich, K., Paulus, M., 1999. Biomonitoring mit Stadtaubeneiern. *UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox.* 11 (5) pp. 281 – 287.
- Nicholson, F.A., Chambers, B.J., Williams, J.R., Unwin, R.J., 1999. Heavy metal contents of livestock feeds and animal manures in England and Wales. *Bioresource Technology* 70, pp. 23 – 31.
- Niemi, A., Venäläinen, E.-R., Hirvi, T., Hirn, J., Karppanen, E., 1991. The lead, cadmium and mercury concentrations in muscle, liver and kidney from Finnish pigs and cattle during 1987-1988. *Zeitschrift für Lebensmittel Untersuchung und Forschung* 192 (5), pp. 427-429.
- OFEFP (Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage), 1995. Métaux dans les sédiments. *Cahier de l'environnement* no 240. Berne. 181 p.
- OSPAR (Oslo and Paris Commissions), 2014. Mercury losses from the chlor-alkali industry in 2012.
- Pardos, M., Houriet, J.-P., Dominik, J., 2003. Micropolluants dans les sédiments. *Documents environnement* n° 353. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne. 58 p.
- Patiño Ropero, M.J., Rodríguez Fariñas, N., Mateo, R., Berzas Nevado, J.J., Rodríguez Martín-Doimeadios, R.C., 2016. Mercury species accumulation and trophic transfer in biological systems using the Almadén mining district (Ciudad Real, Spain) as a case of study *Environ Sci Pollut Res* 23: pp. 6074 – 6081.
- Pennuto, C.M., Lane, O.P., Evers, D.C., Taylor, R.J., Loukmas, J., 2005. Mercury in the Northern Crayfish, *Orconectes virilis* (Hagen), in New England, USA. *Ecotoxicology* 14, pp. 149 – 162. <https://doi.org/10.1007/s10646-004-6266-x>.
- Pessina, A., 2010 / 2011 / 2012 / 2013. Lago Ceresio: indagine su DDT e sostanze pericolose. Commissione internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere. Programma quinquennale 2008 – 2012 – Rapporto annuale 2009, dito 2010, 2011 e 2012. Bellinzona.
- Petri, M., 2007. Unproblematisch: Quecksilber im Bodensee und seinen Zuflüssen. *Bodensee-Wasserversorgung. Wissensdurst* – August 2007, pp. 16 – 21.
- Petrović, Z., Teodorović, V., Djurić, S., Milićević, D., Vranić, D., Lukić, M., 2014. Cadmium and mercury accumulation in European hare (*Lepus europaeus*): age-dependent relationships in renal and hepatic tissue. *Environ Sci Pollut Res* 21: pp. 14058 – 14068. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3290-0>.
- Pfister, H., Jozic, M., 2001. KABO AG Bodenbeobachtungsnetz des Kantons Aargau – Fachbericht: Ergebnisse der zweiten Hauptuntersuchung (1996/97). Veränderung der Bodenbelastung nach fünf Jahren. *Baudepartement des Kantons Aargau (Abteilung Umweltschutz), Aarau.*
- Portmann, D., Reiser, R., Meuli, R., 2013a. Quecksilber in Böden: Herleitung eines Sanierungswertes nach AltIV und von Prüfwerten nach VBBo. *Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART (Umweltressourcen und Landwirtschaft). Zürich.*
- Portmann, D., Reiser, R., Meuli, R., 2013b. Quecksilber in Böden: Organische Quecksilberverbindungen (Landwirtschaftliche Bodennutzung). *Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART (Umweltressourcen und Landwirtschaft). Zürich.*
- Prasuhn, V., Liniger, H., Humi, H., Friedli, S., 2007. Bodenerosions-Gefährdungskarte der Schweiz. *AGRAR-Forschung* 14 (3), pp. 120 – 127.
- Prasuhn, V., Möhring, A., 2016. Auswirkungen möglicher agrarpolitischer Entwicklungen auf die Nährstoffeinträge in die Gewässer der Schweiz sowie zukünftiger Bewässerungsbedarf. 5. *Umweltökologisches Symposium*, pp. 45 – 52. *Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt. Raumberg-Gumpenstein (Österreich).*
- Proctor, D.M., Fehling, K.A., Shay, E.C., Wittenborn, J.L., Green, J.J., Avent, C., Bigham, R.D., Conolly, M., Lee, B., Shepker, T.O., Zak, M.A., 2000. Physical and Chemical Characteristics of Blast Furnace, Basic Oxygen Furnace, and Electric Arc Furnace Steel Industry Slags. *Environ. Sci. Technol.* 34, pp. 1576-1582.
- Quinche, J.P., Dvorak, V., 1975. Le mercure dans des végétaux et des sols de Suisse romande. *Schweiz Landwirtsch Forsch*, 14 (4), p. 323-337.
- Rauber-Lüthy, C., 2014. Risiko beim Zerbrechen eines Quecksilberthermometers (<http://toxinfo.ch/quecksilberhaltige-fieberthermometer>).

- Reber, S., Pacciarelli, B., 2016. Quecksilber-Spezies in landwirtschaftlichen Produkten in der Schweiz (Version 2.0). Kantonales Labor Zürich, Zürich.
- Recknagel, S., Radant, H., 2013. Überprüfung der Schwermetallgehalte von Batterien – Analyse von Proben handelsüblicher Batterien und in Geräten verkaufter Batterien – Erstellung eines Probenahmeplans, Probenbeschaffung und Analytik. UBA Texte 09/2013. Umweltbundesamt, Desslau-Rosslau.
- Recknagel, S., Richter, A., 2007. Überprüfung der Schwermetallgehalte von Batterien – Analyse von repräsentativen Proben handelsüblicher Batterien und in Geräten verkaufter Batterien – Erstellung eines Probenahmeplans, Probenbeschaffung und Analytik (Hg, Pb, Cd). Forschungsprojekt im Auftrag des Umweltbundesamts. FuE Vorhaben Förderkennzeichen 205 35 312.
- Rehbein, K., Keller A., 2007. Grossräumige Schwermetallgehalte in den Böden des Kantons Thurgau. Nationale Bodenbeobachtung NABO Bibliographie Nr. 156.
- Reichert, C, Rauber-Lüthy, C., 2016. Energiesparlampen und Quecksilber (<http://toxinfo.ch/292>)
- Reiser, R., Meuli, R., 2013. Quecksilber in Böden: Herleitung eines Prüfwerts für Quecksilber gemäss VBBo für Nutzungen mit möglicher direkter Bodenaufnahme. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Täniken (ART), Zürich.
- Richardson, G.M., 2014. Mercury Exposure and Risks from Dental Amalgam in Canada: The Canadian Health Measures Survey 2007 – 2009. *Human and Ecological Risk Assessment*, 20, pp. 433 – 447.
- Richardson, G.M., Wilson, R., Allard, D., Purtil, C., Douma, S., Gravière, J., 2011. Mercury exposure and risks from dental amalgam in the US population, post-2000. *Science of the Total Environment* 409, pp. 4257 – 4268.
- Richtlinie 98/83/EG des Rates vom 3. November 1998 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (ABl. L 330 vom 5.12.1998, S. 32).
- Rieder, S.R., Brunner, I., Horvat, M., Jacobs, A., Frey, B., 2011. Accumulation of mercury and methylmercury by mushrooms and earthworms from forest soils. *Environmental Pollution* 159, pp. 2861 – 2869.
- Rieder, S., Brunner, I., Daniel O., Liu, B., Frey, B., 2013. Methylation of mercury in earthworms and the effect of mercury on the associated bacterial communities. *PLOS One* 8 e61215.
- Rieder, S.R., Frey, B., 2013. Methyl-mercury affects microbial activity and biomass, bacterial community structure but rarely the fungal community structure. *Soil Biology and Biochemistry* 64, pp. 164 – 173.
- Rieder, S.R., Tipping, E., Zimmermann, S., Graf-Pannatier, E., Waldner, P., Meili, M., Frey, B., 2014. Dynamic modelling of the long term behaviour of cadmium, lead and mercury in Swiss forest soils using CHUM-AM. *Science of the Total Environment* 468 – 469, pp. 864 – 876.
- Rimmer, C.C., McFarland, K.P., Evers, D.C., Miller, E.K., Aubry, Y., Busby, D., Taylor, R.J., 2005. Mercury concentrations in Bicknell's Thrush and other insectivorous passerines in montane forests of Northeastern North America. *Ecotoxicology* 14: 223 – 240.
- Rimmer, C.C., Miller, E.K., McFarland, K.P., Taylor, R.J., Faccio, S.D., 2010. Mercury bioaccumulation and trophic transfer in the terrestrial food web of a montane forest. *Ecotoxicology*, 19 4, pp. 697 – 709.
- Rivola, J., Krejci, I., Imfeld, T., Lutz, F., 1990. Feuerbestattung und Quecksilberumweltlast. *Schweiz Monatsschr Zahnmed* 100: pp. 1299 – 1303.
- Roos-Barracough, F., Shotyk, W., 2003. Millennial-Scale Records of Atmospheric Mercury Deposition Obtained from Ombrotrophic and Minerotrophic Peatlands in the Swiss Jura Mountains. *Environmental Science & Technology* 37 (2), pp. 235 – 244.
- Roque, I., Lourenço, R., Marques, A., Coelho, J.P., Coelho, C., Pereira, E., Rabaça, J.E., Roulin, A., 2016. Barn owl feathers as biomonitors of mercury: sources of variation in sampling procedures. *Ecotoxicology* 25: pp. 469 – 480.
- Rossknecht, H., 1984. Schadstoffe in Bodensee-Sedimenten. Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB), Blaue Reihe, Bericht Nr. 31 (www.igkb.org).
- Rudy, M., 2009. Correlation of lead, cadmium and mercury levels in tissue and liver samples with age in cattle. *Food Additives and Contaminants Vol. 26, No. 6*, pp. 847-53.
- Rudy, M., 2010. Chemical composition of wild boar meat and relationship between age and bioaccumulation of heavy metals in muscle and liver tissue. *Food Additives & Contaminants Vol. 27, No. 4*, pp. 464 – 472.
- Sander, K., Schilling, S., Wagner, J., 2015. Massnahmen zur Optimierung der Entsorgung von quecksilberhaltigen Gasentladungslampen und anderen Lampenarten. UBA Texte 03/2015. Umweltbundesamt, Desslau-Rosslau.

- SCENIHR (Scientific Committee on Emerging and Newly Identified Health Risks), 2008. The safety of dental amalgam and alternative dental restoration materials for patients and users.
- SCENIHR (Scientific Committee on Emerging and Newly Identified Health Risks), 2015. SCENIHR Opinion on the safety of dental amalgam and alternative dental restoration materials for patients and users.
- Schärer, M., Abegglen, C., Dominguez, D., Purtschert, I., Weber, S., 2014. Betrieb und Kontrolle von Abwasserreinigungsanlagen. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1418: 37. S.
- Schenker, F., van Stuijvenberg, J., Lancini, A., 2012. Militärische Munitionsversenkungen in Schweizer Seen. Umfassende Gefährdungsabschätzung. Im Auftrag des Generalsekretariats VBS (Raum und Umwelt) und der Umweltfachstellen der Kantone Bern, Luzern, Nidwalden, Schwyz und Uri.
- Schifferli, A., 1978. Rückstände von Pestiziden und PCB bei schweizerischen Haubentauchern *Podiceps cristatus*. Der Ornithologische Beobachter 75: S. 11 – 18.
- Schildknecht, A., Köster, O., Koss, M., Forster, R., Leemann, M., 2013. Gewässerzustand von Zürichsee, Zürichobersee und Walensee. Auswertungen der Untersuchungsergebnisse bis 2010. Stadt Zürich, Wasserversorgung.
- Schmutz, D., Huser, M., 2008. Schwermetalle in Fließgewässersedimenten. Untersuchung 2007. Amt für Umweltschutz und Energie Kanton Basel-Landschaft.
- Schudel, H., 2002. Trinkwasserfassungen auch an belasteten Standorten einwandfrei. Umwelt Aargau Nr. 19 November 2002.
- Schulz, C., Angerer, J., Ewers, U., Heudorf, U., Wilhelm, M., Human Biomonitoring Commission of the German Federal Environment Agency, 2009. Revised and new reference values for environmental pollutants in urine or blood of children in Germany derived from the German environmental survey on children 2003–2006 (GerES IV). Int. J. Hyg. Environ. Health 212, 637–647.
- Schulz, F., Hahn, S., Rüdell, H., Uhlig, S., Hettwer, K., Kaltenbach, H.-M., 2015. Integrierte Bewertung von Quecksilber anhand der Erhebungen der Umweltprobenbank des Bundes (UPB). Fraunhofer ITEM Hannover; Fraunhofer IME Schmallenberg; Quo-Data GmbH Dresden; Projektnummer (32 842).
- Schwab, P., Dahinden, R., Desaulles, A., 2002. Einflüsse der Probentrocknung auf Quecksilberkonzentrationen in Bodenproben. Bulletin der Bodenkundl. Ges. d. Schweiz 26, pp. 39 – 42.
- Schweinsberg, F., 2010. Quecksilber gestern, heute, morgen. Umweltmed Forsch Prax 15 (6) 331 – 340.
- SENS (Stiftung Entsorgung Schweiz), 2014. Fachbericht (<http://www.erecycling.ch/> > Links & Downloads > Publikationen).
- SCAV GE (Service de la consommation et des affaires vétérinaires du canton de Genève), 2002. Rapport 2000 – 2002 du mercure sans les poissons.
- Skare, I., Engqvist, A., 1994. Human Exposure to Mercury and Silver Released from Dental Amalgam Restorations. Archives of Environmental Health, Vol. 49 (no. 5).
- SLG (Schweizer Licht Gesellschaft), 2015. Licht für die Schweiz (Lichtmarkt Schweiz – Analyse 2014). Im Auftrag des Bundesamts für Energie (BFE); Hrsg. SLG, 1.10.2015. Bern.
- SLG (Schweizer Licht Gesellschaft), 2016. Licht für die Schweiz (Lichtmarkt Schweiz – Analyse 2015). Im Auftrag des Bundesamts für Energie (BFE); Hrsg. SLG, 1.10.2016. Bern.
- SLG (Schweizer Licht Gesellschaft), 2017. Licht für die Schweiz (Lichtmarkt Schweiz – Analyse 2016). Im Auftrag des Bundesamts für Energie (BFE); Hrsg. SLG, 1.10.2017. Bern.
- SLRS (Stiftung Licht Recycling Schweiz), 2011. Jahresbericht.
- Smit, C.E., van Wezel, A.P., Jager, T., Traas, T.P., 2000. Secondary poisoning of cadmium, copper and mercury: implications for the Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentrations in water, sediment and soil. RIVM Rapport 601501009. Bilthoven (NL).
- Solonen, T., Lodenius, M., 1984. Mercury in Finnish Sparrowhawks. Ornis Fennica 61: pp. 58 – 63.
- Sovag, 2017 (<http://www.sovag.veolia.ch> > Angebot > Lampenrecycling).
- Sperlich, K., Kraus, K., Gleis, M., Schnee, E., Friedrich, B., Mordziol, C., 2014. Quecksilber in Umwelt und Produkten – Schwerpunkt Lampen. Umweltbundesamt, Dessau – Rosslau.
- Spieser, F., Lohri, M., Messmer M., Schmid, T., Mani, R., 2003. Die Bodenbelastung in der Umgebung von Giessereien im Kanton Zürich. Amt für Landschaft und Natur des Kantons Zürich, Fachstelle Bodenschutz, Zürich.
- Spieß, C., 1998. Vorsicht bei der Entsorgung von Tartanbelägen. Umwelt Aargau Nr. 1.

- Špirić, Z., Srebočan, E., Crnić, A.P., 2012. Mercury in hares organs (*Lepus europaeus*) in the vicinity of the mercury-contaminated natural gas treatment plant in Croatia. *Journal of Environmental Science and Health*, 47:1, pp. 77 – 83. doi: 10.1080/10934529.2012.629584
- Spohn, P., 2008. Überwachung der Klärschlammqualität im Kanton Zürich. Fachtagung 2008 Düngerkontrolle MARSEP- und VBBo-Ringversuche. Liebefeld (BE).
- Sprovieri, F., Pirrone, N., Bencardino, M., D'Amore, F., Carbone, F., Cinnirella, S., ... Norstrom, C., in review, 2016. Atmospheric Mercury Concentrations observed at ground-based monitoring sites globally distributed in the framework of the GMOS network, *Atmos. Chem. Phys. Discuss.*, doi:10.5194/acp-2016-466.
- SSO (Schweizerische Zahnärzte-Gesellschaft) 2012: Silbrig glänzt's im Mund... (www.sso.ch > für Patienten > Behandlungsmethoden > Füllungsmaterialien > Amalgam). Zuletzt abgerufen am 22.8.2012.
- Staat Freiburg, 2011 (<http://www.fr.ch/pila/de/pub/index.cfm> > Dokumentation > Berichte und Analysen > Ergebnisse der Fischanalysen).
- Stauer, P., Ort, C., 2012. Faktenblatt „Diffuse Mikroverunreinigungs-Emissionen aus Siedlungen (DIMES)“. EAWAG, Abt. Siedlungswasserwirtschaft (im Auftrag des Bundesamt für Umwelt, Bern).
- Stauffer, M., Pignolet, A., Corcho Alvado, J.A., 2017. Persistent Mercury Contamination in Shooting Range Soils: The Legacy from Former Primers. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 98, pp. 14 – 21.
- Steiger, U., Zenger, J., Wüthrich, S., Hügi, M., 2014. Erhebung der Kehrrichtzusammensetzung 2012. Hrsg. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.
- Steingruber, S., Colombo, L., 2011. Results from the participation of Switzerland to the International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring Effects of Air Pollution on Rivers and Lakes (ICP Waters). Annual Report 2011. Ufficio dell'Aria, del Clima e delle Energie Rinnovabili, Repubblica e Cantone Ticino, Bellinzona.
- Stern, M., 2010. Abwasserreinigungsanlage Mühltoibel Gemeinde Teufen. Jahresbericht 2009.
- Strom, S.M., 2008. Total Mercury and Methylmercury Residues in River Otters (*Lutra canadensis*) from Wisconsin. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 54, pp. 546 – 554.
- Studiger, E., 2007. Wert- und Schadstoffe im Klärschlamm. Umwelt Aargau Nr. 37.
- Suess, E., Widmer, L., Lüscher, S., Kägi, R., Bouchet, S., Hug, S., Voegelin, A., Winkel, L., Berg, M., Buser, A., Amouroux, D., Tessier, E., 2018. Mercury in Swiss wastewater treatment plants: Concentration ranges, speciation, and removal process studies. BAFU final meeting, Bern (unpublished).
- Suva (Schweizerische Unfallversicherungsanstalt), 2016. Grenzwerte am Arbeitsplatz 2016. Suva Gesundheitsschutz, Luzern.
- Swiergosz, R., 1998. Mercury accumulation in the muscles and feathers of pheasants, *Phasianus colchicus* (L. 1758). *Biometals* 11: 139 – 143. <https://doi.org/10.1023/A:1009282029415>.
- Tabatchnick, M.D., Nogaro, G., Hammerschmidt, C.R., 2012. Potential sources of methylmercury in tree foliage. *Environmental Pollution* 160, pp. 82 – 87.
- Tataruch, F., 1993. Vergleichende Untersuchungen zur Schwermetallbelastung von Rot-, Reh- und Gamswild. *Z. Jagdwiss.* 39, S. 190 – 200.
- Taverna, R., Morf, L., 2009. Stoffflüsse und Kehrrichtzusammensetzung in der KVA Thurgau im Jahr 2008. GEO Partner AG. Zürich.
- Taverna, R., Meister, R., 2011. Stoffbuchhaltung auf der KVA Hinwil (Schlussbericht 2008 – 2010). GEO Partner AG. Zürich.
- Taverna, R., Hächler, K., 2017. Stoffflüsse und Kehrrichtzusammensetzung in der KVA Thurgau im Jahr 2016 (Schlussbericht). GEO Partner AG. Zürich.
- Taverna, R., Gloor, R., Maier, U., Zenneg, M., Figi, R., Birchler, E., 2017. Stoffflüsse im Schweizer Elektronikschrott. Metalle, Nichtmetalle, Flammschutzmittel und polychlorierte Biphenyle in elektrischen und elektronischen Kleingeräten. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Zustand Nr. 1717: 164 S.
- TBF (TBF + Partner AG), 2015. LEA 2. Neubearbeitung des Projektes "LEA – Emissionsfaktoren aus der Abfallverbrennung". Schlussbericht. Bericht im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt BAFU. Zürich.
- Tesar, M., Denner, M., 2014. Lampenbehandlung. Ist-Stand in Österreich mit besonderer Berücksichtigung der Anforderungen der Abfallbehandlungspflichtenverordnung (Zusammenfassung). Umweltbundesamt, Wien.

- Tezcan, M., 2013. Klärschlamm Entsorgung in der Schweiz. Klärschlammhebung 2012. Bundesamt für Umwelt (Abt. Abfall und Rohstoffe), Bern.
- Thöni, L., Seidler, E., Schnyder, E., Ehrenmann, J., 2013. Deposition von Luftschadstoffen in der Schweiz. Moosanalysen 1990–2010. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Zustand Nr. 1328: 170 S.
- Tipping, E., Lofts, S., Hooper, H., Frey, B., Spurgeon, D., Svendsen, C., 2010. Critical Limits for Hg(II) in soils, derived from chronic toxicity data. *Environmental Pollution* Volume 158, Issue 7, pp. 2465 – 2271.
- Tipping, E., Wadsworth, R.A., Norris, D.A., Hall, J.R., Ilyin, I., 2011. Long-term mercury dynamics in UK soils. *Environmental Pollution* 159, pp. 3474 – 3483.
- Tremp, J., 1995. Bericht über die Untersuchung der stofflichen Zusammensetzung und des Auswaschverhaltens von Rückständen aus einer Shredderanlage (RESH) im Hinblick auf deren Entsorgung in Reaktordeponien. Bau- und Umweltschutzdirektion Kanton Basel-Landschaft, Liestal (BL).
- Tschiri, A., 1996. Vorgehen bei Sanierungen am Beispiel Zahnarztpraxen bzw. Amalgam. *Umwelt Praxis* Nr. 10 / Oktober 1996. S. 57-58.
- Tuchs Schmid, M.P., 1995. Quantifizierung und Regionalisierung von Schwermetall- und Fluorgehalten bodenbildender Gesteine in der Schweiz. *Umweltmaterialien* Nr. 32. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.
- UBA (Umweltbundesamt), 2011. Energiesparlampen in der Diskussion. Umweltbundesamt, Dessau-Rosslau (D).
- UPB (Umweltprobenbank des deutschen Umweltbundesamts), 2017. (<https://www.umweltprobenbank.de>).
- UN comtrade (United Nations Commodity Trade Statistics Database). <http://comtrade.un.org/>
- UN Environment, 2017. Global mercury supply, trade and demand. United Nations Environment Programme, Chemicals and Health Branch. Geneva, Switzerland.
- USGS (Umwelt- und Gesundheitsschutz, Fachstelle Umwelt der Stadt Winterthur), 2009/2013. Umweltbericht 2009 und dito 2013. Organisation Umwelt und Energie der Stadt Winterthur (Hrsg.), Winterthur.
- USGS (U.S. Geological Survey), 2016. 2015 Minerals Yearbook.
- USGS (U.S. Geological Survey), 2017. Mineral Commodity Summaries.
- Van Paemel, M., Dierick, N., Janssens, G., Fievez, V., De Smet, S., 2010. Selected trace and ultratrace elements: Biological role, content in feed and requirements in animal nutrition – Elements for risk assessment. EFSA Supporting Publication 2010; 7(7): EN-68, 1132 pp. doi:10.2903/sp.efsa.2010.EN-68
- VDZ (Verein Deutscher Zementwerke e.V.), 2006. Activity Report 2003 – 2005, Environmental protection in cement manufacture (p. 40 – 61). Düsseldorf, Germany.
- Vernet, J.-P., Thomas, R.L., 1972. Levels of mercury in the sediments of some Swiss lakes including Lake Geneva and the Rhone river. *Eclogae geol. Helv.*, Vol. 65/2, pp. 293 – 306.
- Veluz, S., Goeldlin, P., Praz, J.C., 1976. La pollution mercurielle de la faune sauvage en Suisse romande. *Revue suisse Agric.* 8 (5) : pp. 122 – 129.
- Verbruggen, E.M.J., van Herwijnen, R., Smit, C.E., 2015. Derivation of a water-based quality standard for secondary poisoning of mercury. RIVM Letter report 2015-0058, 50 pp. Bilthoven (NL).
- Vonarburg, U.P., 2002. Schwermetalle in Fließgewässern des Kantons Aargau. Sedimentuntersuchungen 2001. Abteilung für Umwelt, Baudepartement Aargau.
- Von Gunten, H.R., Sturm, M., Moser, R.N., 1997. 200-Year Record of Metals in Lake Sediments and Natural Background Concentrations. *Environ. Sci. Technol.* 31, pp. 2193 – 2197.
- Wada, H., Yates, D.E., Evers, D.C., Taylor, R.J., Hopkins, W.A., 2010. Tissue mercury concentrations and adrenocortical responses of female big brown bats (*Eptesicus fuscus*) near a contaminated river. *Ecotoxicology* 19: pp. 1277 – 1284.
- Wängberg, I., Nerentorp Mastromonaco, M.G., Munthe, J., Gärdfeldt, K., 2016. Airborne mercury species at the Råö background monitoring site in Sweden: Distribution of mercury as an effect of long range transport, *Atmos. Chem. Phys. Discuss.*, doi:10.5194/acp-2016-526, in review.
- Wagner, G., Bartel, M., Klein, R., Neitzke, M., Nentwich, K., Paulus, M., Quack, M., 2003. Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*). Richtlinie zur Probenahme und Probenaufbereitung. Umweltbundesamt, Dessau-Rosslau (D).

- Walker, L.A., Lawlor, A.J., Chadwick, E.A., Potter, E., Pereira, M.G. & Shore, R.F., 2011. Inorganic elements in the livers of Eurasian otters, *Lutra lutra*, from England and Wales in 2009 - a Predatory Bird Monitoring Scheme (PBMS) report. Centre for Ecology & Hydrology, Lancaster, UK.
- WVZ (Wasserversorgung der Stadt Zürich), 2016a. Jahresbericht 2016 Quellwasser Sihlbrugg.
- WVZ (Wasserversorgung der Stadt Zürich), 2016b. Jahresbericht 2016 Grundwasser Hardhof.
- Wegner, P., Kleinstäuber, G., Baum, F., 2005. Long-term investigation of the degree of exposure of German peregrine falcons (*Falco peregrinus*) to damaging chemicals from the environment. *J Ornithol* 146: pp. 34 – 54.
- Weigelt, A., Ebinghaus, R., Pirrone, N., Bieser, J., Bödewadt, J., Esposito, G., Slemr, F., van Velthoven, P. F. J., Zahn, A., Ziereis, H., 2016. Tropospheric mercury vertical profiles between 500 and 10 000 m in central Europe, *Atmos. Chem. Phys.*, 16, 4135-4146, doi:10.5194/acp-16-4135-2016.
- WHO (World Health Organization), 2000. Air quality guidelines for Europe. WHO Regional Publications, European Series, No. 91.
- WHO/UNEP (World Health Organization/ UNEP DTIE Chemicals Branch), 2008. [Guidance for Identifying Populations at Risk from Mercury Exposure](#).
- Wellmitz, J., 2010. Vergleich der EU-Umweltqualitätsnorm (UQN) für Quecksilber in biologischen Matrices mit der Belastungssituation in deutschen Oberflächengewässern – Stand der Belastung und Vorschläge für Handlungsoptionen. Umweltbundesamt, Berlin.
- Wochele, J., Ludwig, C., Stucki, S., 2009. RESH-Behandlung mit KVApplus. Studie im Auftrag der Stiftung Auto Recycling Schweiz. Paul Scherrer Institut. Villigen.
- Woodruff, K. L., 2004. Mercury switch data collection pilot project. Final report. New Jersey Department of Environmental Protection. Division of Science, Research and Technology. Trenton, New Jersey.
- Wytenbach, A., Tobler, L., Bajo, S., 1991. Elementgehalte in Fichtennadeln im Raum Winterthur und deren örtliche und zeitliche Variation. Sonderdruck aus „Lufthaushalt, Luftverschmutzung und Waldschäden in der Schweiz“. Programmleitung NFP 14. Verlag der Fachvereine, Zürich.
- Żarski, J. F., Skibniewski, M., Skibniewska, E., Żarski, T. P., & Majdecka, T., 2017. The Presence of Mercury in the Tissues of Mallards (*Anas platyrhynchos* L.) from Włocławek Reservoir in Poland. *Biological Trace Element Research*, 176(2), pp. 384 – 390. <http://doi.org/10.1007/s12011-016-0845-6>.
- Zgheib, S., Moilleron, R., Chebbo, G., 2012. Priority pollutants in urban stormwater : Part 1 – Case of separate storm sewers. *Water Research* 46, pp. 6683 – 6692.
- Zinder, B., 2011. Kunststoffbeläge und Kunststoffrasen im Aussenbereich. Mengen- und Schadstoffabschätzungen sowie Empfehlungen zur Entsorgung. Baudirektion Kanton Zürich (AWEL Amt für Abfall, Abwasser, Energie und Luft). Zürich.
- Zürcher, M., 2005. Reinigung der Abwasserleitungen von Zahnarztpraxen im Kanton Bern. Abteilung Industrie und Gewerbe GSA. GSA Informationsbulletin 3.
- Zumbühl, T., Benedetti, K., 2010. Verkauf und Entsorgung von Flachbildschirmen in der Schweiz - Eine dynamische Modellierung. Bachelorarbeit ETH Zürich.
- ZVEI (Zentralverband Elektrotechnik- und Elektronikindustrie e.V.), 2008. Sammlung und Recycling von Entladungslampen.