

Universität für Bodenkultur Wien

University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna



Department für Wasser-Atmosphäre-Umwelt

Institut für Siedlungswasserbau, Industriewasserwirtschaft und Gewässerschutz



Leiter: Univ.Prof. DI Dr. Thomas Ertl



STOFFFLUSSANALYSE ZU SCHWERMETALLEN IM KLÄRSCHLAMM

**Masterarbeit
zur Erlangung des akademischen Grades
Diplomingenieur**

eingereicht von:
DIEPOLD, VANESSA ANNA

Betreuer: Univ. Prof. DI Dr.-Ing. Jörg Krampe, Univ. Prof. DI Dr. Thomas Ertl

Mitbetreuer: DI Dr.-Ing Vanessa Parravicini, DI Arabel Amann

Matrikelnummer 11738316

10.03.2020

Vorwort

Die Arbeit wurde am Institut für Wassergüte und Ressourcenmanagement der TU Wien unter der Leitung von Univ. Prof. Dipl.-Ing. Dr.-Ing. Jörg Krampe verfasst.

Ich möchte mich zunächst bei meinen Betreuern, Herrn Univ. Prof. Dipl.-Ing. Dr.-Ing. Jörg Krampe, Univ. Prof. DI Dr. Thomas Ertl, Dipl.-Ing. Dr.-Ing. Vanessa Parravicini und DI Arabel Amann für ihre tatkräftige Unterstützung bedanken. Sie waren immer für Rückfragen verfügbar und haben mir sehr weitergeholfen.

Weiter möchte ich meinen externen Korrekturlesern danken, die auf die äußere Form geachtet haben. Meine Studienkollegen und Kolleginnen möchte ich nicht unerwähnt lassen, die die Studienzeit zu einer ganz besonderen gemacht haben. Mein herzlicher Dank geht auch an meine Familie, insbesondere an Lukas und meine Schwester, die für die notwendige Motivation und Zuspruch gesorgt haben.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	1
2	Zielsetzung der Arbeit.....	2
3	Allgemeine Grundlagen.....	3
3.1	WRRL und Grundlagen.....	3
3.2	Klärschlamm.....	5
3.2.1	Grundlagen der Abwasserreinigung und der Klärschlammmentstehung.....	5
3.2.2	Aktuelle Situation der Abwasserreinigung Österreichs.....	8
3.2.3	Rechtliche Bestimmungen, Klärschlammbehandlung und -verwertung.....	10
3.3	Charakterisierung von Schwermetallen.....	13
3.3.1	Toxizität der untersuchten Schwermetalle.....	13
3.3.2	Umweltverhalten von Schwermetallen.....	18
3.3.3	Schadwirkung von Schwermetallen auf Reinigungsprozesse.....	20
3.4	Schwermetallkonzentrationen im Abwasser aus der Literatur.....	21
3.4.1	Schwermetallverhalten während des Reinigungsprozesses.....	30
4	Material und Methoden.....	33
4.1	Stofffluss und Materialflussanalyse.....	33
4.2	Softwareprogramm STAN.....	35
4.3	Verwendete Datenmaterialien.....	36
4.4	Erstelltes Systembild.....	39
4.4.1	Systemdefinition.....	39
4.5	Aufbereitung der Daten.....	40
4.6	Grundlage der ökologischen Bewertung einer Modellkläranlage und Sensitivitätsanalyse.....	41
5	Ergebnisse.....	46
5.1	Literaturauswertung.....	46
5.2	Ergebnisse der drei Kläranlagen.....	50
5.2.1	Ergebnisse der Kläranlage ARA 1.....	50
5.2.2	Ergebnisse der Kläranlage ARA 4.....	52
5.2.3	Ergebnisse der Kläranlage ARA 8.....	54
5.2.4	Vergleich der Transferkoeffizienten der drei untersuchten Kläranlagen.....	56
5.3	Vergleich mit der Literatur.....	57
5.3.1	Einordnung der ARA Werte in die Zeitreihe der Literaturwerte.....	57
5.3.2	Vergleich der Schwermetallkonzentration im Klärschlamm mit der Literatur..	61
5.3.3	Überprüfung der Thesen zum Reinigungsverhalten aus der Literatur.....	64
5.4	Ermittlung der Transferkoeffizienten.....	67
5.5	Sensitivitätsanalyse.....	69
6	Interpretation und Diskussion der Ergebnisse.....	76

6.1	Diskussion der Sensitivitätsanalyse und des LCA Modells	76
6.2	Einordnung der Schwermetalle und deren Umweltverhalten	77
6.3	Statistische Gültigkeit der Literaturwerte und der Messwerte	81
6.3.1	Verwendeter Datensatz nach CLARA et al. (2017) und AMANN et al. (2019)	81
7	Schlussfolgerungen und Ausblick.....	83
8	Zusammenfassung.....	85
9	Literaturverzeichnis	87
10	Anhang	91
10.1	STAN Modellierung für die restlichen Schwermetalle	91
10.1.1	ARA 1	91
10.1.2	ARA 4	94
10.1.3	ARA 8	97
10.2	Sensitivitätsanalyse.....	100
11	Lebenslauf	105
12	Eidesstattliche Erklärung.....	107

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Eintragspfade von Stoffen in Oberflächengewässer (FUSCH et al. 2002)	4
Abbildung 2: Typisches Fließschema einer zweistufigen, mechanisch-biologischen Abwasserreinigungsanlage/ chemische Reinigung (Phosphatfällung) fehlt (GUJER, 2007)	6
Abbildung 3: Schlammarten in Abhängigkeit der Reinigungsstufe (ROSENWINKEL et al., 2015)	7
Abbildung 4: Sedimentationskurve für Primärschlamm (ATV, 1996; zit. bei ROSENWINKEL et al., 2015).	8
Abbildung 5: Häufigkeit der Reinigungsverfahren in kommunalen Kläranlagen (ASSMANN et al. 2015)	9
Abbildung 6: Angaben zur täglichen Abwasserbelastung (ASSMANN et al., 2015)	10
Abbildung 7: Behandlung des Klärschlammes je Verwertungspfad nach MÖLLER (1985; zit. bei ROSENWINKEL et al. 2015)	12
Abbildung 8: Klärschlammverwertungspfade (ASSMANN et al., 2015)	12
Abbildung 9: Prozesse und Verteilung von Stoffen zwischen den Umweltkompartimenten Luft, Wasser, Boden sowie Biota und dabei relevante Stoffeigenschaften (FUCHS et al. 2018)	18
Abbildung 10: Kreisläufe und Reaktionen von Metallen in Gewässern (ZEHL, 2005)	19
Abbildung 11: Aufbau eines Flussdiagramms (HELLWEG et al. 2015)	34
Abbildung 12: Kategorieneinteilung der Kläranlagen in CLARA et al. (2017)	37
Abbildung 13: Systembild der Stoffflussanalyse	39
Abbildung 14: Bilanzgrenzen der LCA von PARRAVICINI et al. (2020)	42
Abbildung 15: „Species Sensitivity Distributions“ in USEtox (BIJSTER et al., 2018)	44
Abbildung 16: Anordnung und Aufbau der Kompartments in USEtox auf globaler und kontinentaler Ebene (BIJSTER et al., 2018)	46
Abbildung 17: Transferkoeffizienten des Klärschlammes der Literaturwerte für Blei:	47
Abbildung 18: Transferkoeffizienten des Klärschlammes der Literaturwerte für Cadmium	47
Abbildung 19: Transferkoeffizienten des Klärschlammes der Literaturwerte für Kupfer	48
Abbildung 20: Transferkoeffizienten des Klärschlammes der Literaturwerte für Nickel	48
Abbildung 21: Transferkoeffizienten des Klärschlammes der Literaturwerte für Quecksilber	49
Abbildung 22: Transferkoeffizienten des Klärschlammes der Literaturwerte für Zink	49
Abbildung 23: Quecksilberfluss ARA 1 in kg/a	51
Abbildung 24: Klärschlammzusammensetzung bezüglich Schwermetalle in kg/a ARA 1	52
Abbildung 25: Quecksilberfluss ARA 4 in kg/ a	53
Abbildung 26: Klärschlammzusammensetzung bezüglich Schwermetalle in kg/a ARA 4	54
Abbildung 27: Flussschema Quecksilber ARA 8 in kg /a	54

Abbildung 28: Klärschlammzusammensetzung bezüglich Schwermetalle in kg/a ARA 8	55
Abbildung 29: Zeitreihe Transferkoeffizienten für Blei	58
Abbildung 30: Zeitreihe Transferkoeffizient für Cadmium	58
Abbildung 31: Zeitreihe Transferkoeffizienten für Kupfer	59
Abbildung 32: Zeitreihe Transferkoeffizient für Nickel	59
Abbildung 33: Zeitreihe Transferkoeffizient für Quecksilber	60
Abbildung 34: Zeitreihe Transferkoeffizient für Zink	60
Abbildung 35: Bleikonzentrationen im Schlamm in mg/kg TS der Literatur und der untersuchten ARAs	61
Abbildung 36: Cadmiumkonzentrationen im Schlamm in mg/kg TS der Literatur und der untersuchten ARAs	62
Abbildung 37: Kupferkonzentrationen im Schlamm in mg/kg TS der Literatur und der untersuchten ARAs	62
Abbildung 38: Nickelkonzentrationen im Schlamm in mg/kg TS der Literatur und der untersuchten ARAs	63
Abbildung 39: Quecksilberkonzentrationen im Schlamm in mg/kg TS der Literatur und der untersuchten ARAs	63
Abbildung 40: Zinkkonzentrationen im Schlamm in mg/kg TS der Literatur und der untersuchten ARAs	64
Abbildung 41: Kupfertransfer in den Klärschlamm je Zulaufkonzentration	65
Abbildung 42: Zinktransfer in den Klärschlamm je Zulaufkonzentration	66
Abbildung 43: Zulauf -und Ablaufkonzentration von Nickel	66
Abbildung 44: Zulauf -und Ablaufkonzentration von Quecksilber	67
Abbildung 45: Einfluss auf die Kategorie „Humantoxizität, carcinogenic“ je Schwermetall für die vier Szenarien im Klärschlamm	73
Abbildung 46: Einfluss auf die Kategorie „Humantoxizität, non-carcinogenic“ je Schwermetall für die vier Szenarien im Abfluss	73
Abbildung 47: Einfluss auf die Kategorie „Humantoxizität, non-carcinogenic“ je Schwermetall für die vier Szenarien im Klärschlamm	74
Abbildung 48: Einfluss auf die Kategorie „Humantoxizität, non-carcinogenic“ je Schwermetall für die vier Szenarien im Abfluss	74
Abbildung 49: Einfluss auf die Gesamtbewertung der Kategorie „Süßwasser Umwelttoxizität“ je Schwermetall für die vier Szenarien im Klärschlamm	75
Abbildung 50: Einfluss auf die Kategorie „Süßwasser Umwelttoxikologie“ je Schwermetall für die vier Szenarien im Abfluss	75
Abbildung 51: Bleiflussmodell in kg/a für ARA 1	91
Abbildung 52: Cadmiumflussmodell in kg/a für ARA 1	91
Abbildung 53: Kupferflussmodell in kg/a für ARA 1	92
Abbildung 54: Nickelflussmodell in kg/a für ARA 1	92
Abbildung 55: Quecksilberflussmodell in kg/a für ARA 1	93

Abbildung 56: Zinkflussmodell in kg/a für ARA 1	93
Abbildung 57: Bleiflussmodell in kg/a für ARA 4	94
Abbildung 58: Cadmiumflussmodell in kg/a für ARA 4	94
Abbildung 59: Kupferflussmodell in kg/a für ARA 4	95
Abbildung 60: Nickelflussmodell in kg/a für ARA 4	95
Abbildung 61: Quecksilberflussmodell in kg/a für ARA 4	96
Abbildung 62: Zinkflussmodell in kg/a für ARA 4	96
Abbildung 63: Bleiflussmodell in kg/a für ARA 8	97
Abbildung 64: Cadmiumflussmodell in kg/a für ARA 8	97
Abbildung 65: Kupferflussmodell in kg/a für ARA 8	98
Abbildung 66: Nickelflussmodell in kg/a für ARA 8	98
Abbildung 67: Quecksilberflussmodell in kg/a für ARA 8	99
Abbildung 68: Zinkflussmodell in kg/a für ARA 8	99

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Umweltqualitätsnormen für die untersuchten Schwermetalle	5
Tabelle 2: Schadstoffgrenzwerte im Klärschlamm in mg/kg TS (VANAS, 2016).....	11
Tabelle 3: Eigenschaften und Herkunft der betrachteten Schwermetalle (FUCHS et al., 2018 nach eigener Darstellung)	17
Tabelle 4: toxische Einordnung bestimmter Schwermetalle nach ZEHL (2005)	20
Tabelle 5: Eintrag in Vorfluter in kg/a durch die kommunalen Kläranlagen im Einzugsgebiet der Dornbirner Arch (TRAUTVETTER et al., 2015).....	21
Tabelle 6: Kennwerte der Studie nach LAMBERT et al.(2014).....	22
Tabelle 7: Transferkoeffizienten und mittlere Zulauftracht nach LAMBERT et al.(2014).....	22
Tabelle 8: Kennwerte der Studie nach CLARA et al. (2014)	23
Tabelle 9: Transferkoeffizienten und mittlere Zulauftracht nach CLARA et al. (2014); n.a.= nicht analysiert.....	23
Tabelle 10: Kennwerte der Studie nach HOHENBLUM et al. (2000)	24
Tabelle 11: Transferkoeffizienten nach HOHENBLUM et al. (2000).....	24
Tabelle 12: Kennwerte der Studie und Transferkoeffizienten nach ZESSNER (1999).....	25
Tabelle 13: Transferkoeffizienten nach GOLDSTONE (1990; zit. bei KUPPER, 2000).....	26
Tabelle 14: Transferkoeffizienten als Mittelwerte der Literaturstudie nach SCHÖNBERGER (1990)	26
Tabelle 15: Kennwerte der Anlage A nach FIRK (1986)	27
Tabelle 16: Transferkoeffizienten nach FIRK (1986).....	27
Tabelle 17: Transferkoeffizienten AULENBACH et al (1987; zit. bei KUPPER, 2000): Werte 1	28

Tabelle 18: Transferkoeffizienten AULENBACH et al (1987; zit. bei KUPPER, 2000): Werte 2	28
Tabelle 19: Schwermetallkonzentration im Klärschlamm nach VRIENS et al.(2018).....	29
Tabelle 20: Schwermetallkonzentration im Klärschlamm nach STEINMETZ et al. (2014)...	29
Tabelle 21: Schwermetallkonzentration im Klärschlamm nach FRIEDRICH et al. (2013)....	30
Tabelle 22: Schwermetallkonzentration im Klärschlamm nach KÜGLER et al. (2004).....	30
Tabelle 23: Zusammenhang Löslichkeit von Metallhydroxiden und pH-Wert (FÖRSTNER, 2012 nach eigener Darstellung)	31
Tabelle 24: Beschreibung der bilanzierten Kläranlagen (CLARA et al., 2017)	37
Tabelle 25: Kennwerte der untersuchten Anlagen (CLARA et al., 2017)	38
Tabelle 26: Bemessungs- und Nachweisgrenze der Probenahmen (CLARA et al., 2017).....	38
Tabelle 27: Zusammenfassung der Transferkoeffizienten und Standardabweichung aus den Literaturquellen.....	50
Tabelle 28: Transferkoeffizienten für ARA 1	51
Tabelle 29: Transferkoeffizienten für die ARA 4	53
Tabelle 30: Transferkoeffizienten ARA 8.....	55
Tabelle 31: Gemittelte Transferkoeffizienten der drei Kläranlagen	56
Tabelle 32: EW spezifische Schwermetallfrachten der drei Kläranlagen.....	56
Tabelle 33: Mittelwerte und Standardabweichung der Literaturdaten.....	67
Tabelle 34: Mittelwerte und Standardabweichung der ARAs CLARA et al. (2017) und AMANN et al. (2019).....	68
Tabelle 35: Mittelwerte aus ARA1, 4 und 8 mit Literaturwerten aus 2014 (CLARA et al., 2014; LAMBERT et al., 2014).....	69
Tabelle 36: Inputwerte der Transferkoeffizienten der vier Szenarien.....	70
Tabelle 37: Sensitivitätsanalyse, Auswirkung auf die Kategorie „Humantoxizität, carcinogenic“	71
Tabelle 38: Sensitivitätsanalyse, Auswirkung auf die Kategorie „Humantoxizität, non- carcinogenic“	71
Tabelle 39: Sensitivitätsanalyse, Auswirkung auf die Kategorie Umwelttoxizität.....	72
Tabelle 40: ermittelte Transferkoeffizienten nach CLARA et al. (2017), AMANN et al. (2019), CLARA et al (2014) und LAMBERT et al. (2014).....	85
Tabelle 41: Gesamtbetrachtung der Einwirkungen auf die Kategorie „Humantoxizität, carcinogenic“	100
Tabelle 42: Gesamtbetrachtung der Einwirkungen auf die Kategorie „Humantoxizität, non carcinogenic“	100
Tabelle 43: Gesamtbetrachtung der Einwirkungen auf die Kategorie „Süßwasser Umwelttoxizität“	100
Tabelle 44: Sensitivitätsanalyse, Ergebnisse nach Schwermetall für die Kategorie „Humantoxizität, carcinogenic“ bei Verbleib im Schlamm	100

Tabelle 45: Sensitivitätsanalyse, Ergebnisse nach Schwermetall für die Kategorie „Humantoxizität, non carcinogenic“ bei Verbleib im Schlamm	101
Tabelle 46: Sensitivitätsanalyse, Ergebnisse nach Schwermetall für die Kategorie „Süßwasser Umwelttoxizität“ bei Verbleib im Schlamm	102
Tabelle 47: Sensitivitätsanalyse, Ergebnisse nach Schwermetall für die Kategorie „Humantoxizität, carcinogenic“ bei Verbleib im Ablauf	102
Tabelle 48: Sensitivitätsanalyse, Ergebnisse nach Schwermetall für die Kategorie „Humatoxizität, non-carcinogenic“ bei Verbleib im Ablauf.....	103
Tabelle 49: Sensitivitätsanalyse, Ergebnisse nach Schwermetall für die Kategorie „Süßwasser Umwelttoxizität“ bei Verbleib im Ablauf	103

Gleichungsverzeichnis

Gleichung 1: Berechnung des Transferkoeffizienten.....	35
Gleichung 2: Berechnung des Transferkoeffizienten.....	35
Gleichung 3: Ausgleichsgleichung in STAN	36
Gleichung 4: Transferkoeffizientengleichung in STAN	36
Gleichung 5: Lagergleichung in STAN	36
Gleichung 6: Konzentrationsgleichung in STAN	36
Gleichung 7: Berechnung des Impact Scores (IS) für das USEtox Modell	43
Gleichung 8: Berechnung des Charakterisierungsfaktors (CF) in USEtox.....	43
Gleichung 9: Berechnung der Matrix der Einnahmepfade (iF) in USEtox.....	44

Kurzzusammenfassung

Schwermetalle können je nach Konzentration negative Auswirkungen auf Organismen hervorrufen. Sie gelangen durch Industrie, Haushalt und Regenabrieb ins Abwasser und weiter in die Kläranlage, wo sie sich prozentual in den Klärschlamm und den Ablauf aufspalten.

Die prozentuale Aufspaltung der Schwermetalle ist ein komplexer Prozess, deren Verteilung auf Klärschlamm und Ablauf jedoch wichtig für weitere Betrachtungen. Die Arbeit befasst sich mit der Evaluierung der prozentualen Aufspaltung ausgewählter Schwermetalle (Pb, Cd, Cu, Ni, Hg, Zn) in Klärschlamm und Hydrosphäre. Es wird überprüft, ob die Transferkoeffizienten in den Klärschlamm mit fortschreitender Zeit und gesteigertem Stand der Technik tendenziell ansteigen. Weiter werden die Transferkoeffizienten anhand Messdaten ermittelt und mit den Werten aus der Literatur verglichen. Das Verhalten der Schwermetalle während der Elimination aus dem Abwasser wird ebenfalls betrachtet. Abschließend wird die Sensitivität des angenommenen Systems auf die Änderung der Transferkoeffizienten geprüft. Die Änderung bezieht sich auf die Schwankungen in der Literatur und in unterschiedlichen Kläranlagen. Die Ermittlung der Transferkoeffizienten basiert auf der Stoffflussanalyse sowie einer Literaturstudie. Als Grundlage zur Überprüfung der Sensitivität dient ein Life Cycle Assessment über eine Modellkläranlage mit Ausbringung des Klärschlammes auf landwirtschaftliche Flächen, welche auf der USEtox Berechnungsmethode aufbaut.

Die Reinigung der Schwermetalle hat sich über die Zeit tendenziell verbessert, sodass der Transferkoeffizient des Klärschlammes durchschnittlich angestiegen ist. Dies wird in Verbindung zu erhöhten gesetzlichen Anforderungen an die Reinigungsleistung gesetzt, wie etwa durch die 1. Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser. Es konnten folgende Transferkoeffizienten in den Klärschlamm ermittelt werden: Blei mit 97%, Cadmium mit 94%, Kupfer mit 90%, Nickel mit 55 %, Quecksilber mit 88% und Zink mit 86%. Die Standardabweichung der Transferkoeffizienten für Nickel zeigt sich im Vergleich recht hoch mit 0,245. Die Prüfung der Verhaltensannahmen einiger Schwermetalle zeigt insbesondere bei Kupfer und Zink einen möglichen Zusammenhang zwischen Zulaufkonzentration und Transferkoeffizient. Die Transferkoeffizienten nehmen mit sinkender Zulaufkonzentration ab. Diese Beobachtung kann aufgrund mangelnder Datenlage jedoch nicht eindeutig belegt werden. Zusätzlich deuten die Daten darauf hin, dass bei Nickel ein Zusammenhang zwischen Zulauf- und Ablaufdaten besteht. Je höher die Zulaufkonzentration ist, desto höher ist die Ablaufkonzentration. Dies lässt möglicherweise auf erreichte Adsorptions- und Ionenaustauschkapazitäten des Belebtschlammes schließen. Die chemische Spezies von Nickel hat jedoch auch Einfluss. Für Quecksilber konnte ein solcher Zusammenhang nicht nachgewiesen werden.

Es zeigt sich, dass die Sensitivität und auch die Belastung der Umwelt von den betrachteten Wirkungskategorien (Humantoxizität und Umwelttoxizität) und dem Verbleib der Schwermetalle im Klärschlamm oder im Ablauf abhängig sind. Der Verbleib von Quecksilber im Boden ruft beispielsweise eine sehr sensitive Reaktion auf die Kategorie „Humantoxizität, carcinogenic“ hervor. Der Verbleib von Nickel im Vorfluter wirkt sich ebenfalls sensitiv auf dieselbe Wirkungskategorie aus.

Die Genauigkeit der Transferkoeffizienten ist möglicherweise durch die zugrundeliegenden Messdaten beschränkt. Weiter zeigt das für die LCA Analyse verwendete Modell „USetox“ Schwächen bezüglich der Wirkungsabschätzung für Schwermetalle.

Abstract

Depending on the concentration, heavy metals can have negative effects on organisms. They attain the wastewater through industry, household and rain abrasion. They are discharged into the wastewater treatment plant through the wastewater, where they split percental in the sewage sludge and the effluent from the sewage treatment plant.

The percentage splitting of the heavy metals is a complex process, but the distribution of the heavy metals in sewage sludge or effluent is important for further considerations. This is the purpose for this thesis, which deals with the evaluation of the percentage splitting of selected heavy metals (Pb, Cd, Cu, Ni, Hg, Zn) in sewage sludge and hydrosphere. It is checked whether the transfer coefficients in the sewage sludge tend to increase as time progresses and the state-of-the-art increases. The transfer coefficients are determined based on measurement data. These are compared with the values from the literature. The behaviour of the heavy metals during elimination from the wastewater in the treatment plant is also considered. Finally, the sensitivity of the assumed system to the change in the transfer coefficient is checked. The change relates to the fluctuations in the literature and in different sewage treatment plants. The material flow analysis and a literature study serve as the methodological basis for determining the transfer coefficients. The basis for checking the sensitivity is a life cycle assessment using a model sewage treatment plant with the application of sewage sludge to agricultural areas. This is based on the USEtox calculation method.

The cleaning process of heavy metals has shown a tendency to improve over time, meaning that the transfer coefficient of sewage sludge has increased on average. This is linked to increased legal requirements for cleaning performance, such as the 1st Wastewater Emission Ordinance for municipal wastewater. The following transfer coefficients in the sewage sludge could be determined: lead with 97%, cadmium with 94%, copper with 90%, nickel with 55%, mercury with 88% and zinc with 86%. The standard deviation of the transfer coefficients for nickel is quite high in comparison with 0.245. Assumptions about the behaviour of some heavy metals are tested. For copper and zinc, there could be a relationship between influent concentration and transfer coefficient. It states that the transfer coefficients decrease as the inflow concentration decreases. However, due to the lack of data, it cannot be clearly proven. The data indicate that there is a relationship between inflow and outflow data for nickel. The higher the inflow concentration, the higher the outflow concentration. This may indicate that the activated sludge has reached adsorption and ion exchange capacities. But there is also an impact due to the chemical species of nickel. Such a relationship between inflow and outflow data could not be demonstrated for mercury.

The study shows that the sensitivity and the environmental impact depend on the impact categories considered (human toxicity, ecotoxicity) and the fate of the heavy metals in the sewage sludge or in the effluent. Mercury, for example, causes a very sensitive reaction to the "human toxicity, carcinogenic" category if it is present in the soil. Nickel is sensitive to the same impact category if it remains in the receiving water.

The accuracy of the transfer coefficients may be limited by the underlying measurement data. Furthermore, the "USEtox" model used for the LCA analysis shows weaknesses with regard to the impact assessment for the heavy metals.

1 Einleitung

Klärschlamm entsteht während des Abwasserreinigungsprozesses, indem es darin enthaltene Stoffe als Senke bindet. Er wird dadurch zum Spiegel menschlicher Aktivitäten, der ungefährliche als auch bedenkliche Stoffe enthält. Er setzt sich zusammen aus Biomasse, Nährstoffen, Schwermetallen, naturfremden organischen Verbindungen, hygienisch bedenklichen Keimen und vielem Weiterem (GUJER, 2007). Um die Klärschlammnutzung gibt es einen breiten Diskurs. Dieser beinhaltet ökonomische, ökologische, sowie gesundheitliche Aspekte.

Aktuell werden immer höhere Umweltqualitätsziele gestellt. Dies spiegelt sich wider in den verschärften gesetzlichen Anforderungen. Ein Beispiel hierfür sind die vorgegebenen Qualitätsziele der Fließgewässer durch die EU Wasserrahmenrichtlinie (2003). Mögliche gesundheits- und umweltgefährdende Stoffe rücken immer mehr in den Fokus der Debatte. Auch die Abwassereinigung kann sich dem nicht entziehen, besonders dessen Abfallprodukt Klärschlamm wird genau betrachtet.

Hierbei stellt sich die Frage, wie hoch der prozentuale Rückhalt von bedenklichen Stoffen im Klärschlamm ist. Je höher der Anteil der Stoffe im Klärschlamm ist, desto geringer ist er nach Verlassen der Abwasserreinigungsanlage in den angrenzenden Gewässern. Ebenso wichtig ist das Wissen über den prozentualen Verbleib der Schwermetalle im Klärschlamm, falls dieser weiterverwertet wird. Er enthält Nährstoffe für das Pflanzenwachstum, was ihn interessant für die Ausbringung auf landwirtschaftlichen Flächen macht.

Ein weiterer, wichtiger Aspekt des Diskurses um Klärschlamm betrifft die menschliche Gesundheit. Je nach Menge und Konzentration der bedenklichen Stoffe kann er unterschiedliche nachteilige bis toxische Wirkungen hervorrufen, wenn er landwirtschaftlich verwertet wird. Das Wissen über die Aufspaltung der Schwermetalle in das jeweilige Umweltmedium. Wasser, Boden oder Luft sind wichtig für die Abschätzung der Gesundheitsfolgen.

Aufbauend darauf schließt die Arbeit an. Es werden Transferkoeffizienten für sechs ausgewählte Schwermetalle ermittelt. Diese geben an, wie hoch der Anteil des betrachteten Schwermetalls im Klärschlamm und im Kläranlagenablauf ist. Insbesondere sollen die Transferkoeffizienten den aktuellen Zustand angeben und somit die Allgemeingültigkeit älterer Studien berichtigen. Ein Vergleich und eine Bewertung der Umweltauswirkung abhängig nach Transferkoeffizient und Verwertungspfad, runden die Arbeit ab.

2 Zielsetzung der Arbeit

Der Verbleib von Schwermetallen aus dem Abwasser nach dem Reinigungsprozess hat großen Einfluss auf verschiedenste Themenfelder. Diese sind toxische Einwirkungen auf die menschliche Gesundheit und das aquatische System. Je nach Konzentration der Schwermetalle in den Fließgewässern variiert auch die Belastung der Organismen. Zur Vermeidung von starken Einwirkungen und zur Einhaltung vorgegebener Grenzwerte ist das Wissen über das Verhalten der Schwermetalle im Zuge der Abwasserreinigung unabdingbar.

Zur prozentualen Aufspaltung der Schwermetalle in den Klärschlamm und in den Ablauf von kommunalen Abwasserreinigungsanlagen gibt es einige Studien. Diese beziehen sich oftmals auf ältere Messungen. In den letzten Jahren sind die Anforderungen an die Qualität des Abwassers durch die Umsetzung der EG Wasserrahmenrichtlinie in nationales Recht im Jahre 2003 und die Abwasseremissionsverordnung (1. AEV für kommunales Abwasser, 1996) gestiegen. Als logische Konsequenz sollte sich durch den verbesserten Stand der Technik der Reinigung eine Erhöhung des Schwermetallanteils im Klärschlamm ergeben. Diese erste These wird anhand der Literaturdaten aus verschiedenen Jahren überprüft. Mit der **Forschungsfrage 1** soll überprüft werden, ob die Transferkoeffizienten des Klärschlamm mit fortschreitender Zeit und gesteigerter Technik zugenommen haben.

Bei der **Forschungsfrage 2** sollen die Transferkoeffizienten ausgewählter Schwermetalle in den Klärschlamm und die Hydrosphäre evaluiert werden. Es handelt sich dabei, um Blei, Cadmium, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink. Es soll ein mittlerer Transferkoeffizient des Klärschlamm je Schwermetall und die dazugehörige Standardabweichung errechnet werden. Als Grundlage zur Berechnung dienen die Daten aus einer Studie von CLARA et al (2017) und AMANN et al. (2019). Die Daten beziehen sich auf drei Kläranlagen, für die die notwendigen Messwerte vorliegen. Es wird die Methode der „Stoffflussanalyse“ verwendet, die mittels dem Softwareprogramm STAN durchgeführt wird. Die Stoffflüsse der Schwermetalle im Zulauf zu den Kläranlagen werden auf Basis der Frachten im Klärschlamm und im Ablauf der Kläranlagen abgeleitet. Die Frachten, die in die ARA hineingelangen, werden somit quantifiziert. Zur Einordnung der resultierenden Ergebnisse und um ihre Gültigkeit zu prüfen, werden die Werte aus der Literatur herangezogen. Die einzelnen Schwermetalle werden hierfür gesondert diskutiert

Die **Forschungsfrage 3** der Arbeit befasst sich mit der Überprüfung bestimmter Verhaltensmuster der Schwermetalle während des Reinigungsprozesses. Zur Beantwortung werden Thesen aus der Literatur zum Verhalten der Schwermetalle während des Reinigungsprozesses gesammelt. Insbesondere wird berücksichtigt, welche Faktoren eine Auswirkung auf die Transferkoeffizienten haben. Diese werden anhand der Messwerte von CLARA et al. (2017) und zusätzlichen Literaturwerten überprüft.

Es folgt eine Sensitivitätsanalyse der Transferkoeffizienten anhand eines LCA -Modell einer kommunalen Modellkläranlage. Sie wird benötigt, um die Auswirkung verschiedener angenommener Transferkoeffizienten auf die Gesamtbewertung und auf die ausgewählten Wirkungskategorien zu prüfen. Die im LCA berücksichtigten Wirkungskategorien sind „Humantoxizität, carcinogenic“, „Humantoxizität, non-carcinogenic“ und „Süßwasser Umwelttoxizität“. Durch diesen Ansatz können die Transferkoeffizienten bezüglich ihrer Sensitivität evaluiert werden. **Forschungsfrage 4** befasst sich mit der Betrachtung der Sensitivität der Ergebnisse der LCA, wenn vom Mittelwert abweichende Transferkoeffizienten angenommen werden.

3 Allgemeine Grundlagen

3.1 WRRL und Grundlagen

Das Inkrafttreten der EG Wasserrahmenrichtlinie im Jahr 2000 stellt hohe Anforderungen an die Reinheit der Gewässer. Die europäische Richtlinie verlangt eine Umsetzung in nationales Recht. Das bestehende Wasserrechtsgesetz wurde 2003 um die Phosphatnovelle erweitert, zur Anpassung an die Wasserrahmenrichtlinie (SVARDAL u. KRAMPE, 2019/20).

Die Richtlinie verlangt eine ständige Reduzierung der Verschmutzung und es soll ein "guter ökologischer Zustand" der Gewässer erreicht werden. Des Weiteren ist es die Aufgabe der Mitgliedsstaaten, Daten über anthropogene Belastungen zu erfassen und signifikante Belastungen der Gewässer durch punktuelle und diffuse Quellen zu kennzeichnen (FUCHS et al., 2002).

Ein wichtiger Grund hierfür ist, dass bestimmte Stoffe bedingt durch deren aktuelle oder vergangene Nutzung überall anzufinden sind. Dieses globale und in allen Umweltmedien vorkommende Verhalten wird als ubiquitär bezeichnet. Hinzu kommt, dass die Stoffe meist persistent sind. Dieses langsame oder nicht vorhandene Abbauen der Substanzen führt dazu, dass die Substanzen auch bei einem Nutzungsverbot weiterhin eine mögliche Gefahr darstellen können. Nachdem für die jeweiligen Einzugsgebiete relevante Stoffe identifiziert sind, werden Daten zu diesen beschaffen (ASSMANN et al., 2015). Zur Quantifizierung der Stoffeinträge in die Gewässer empfiehlt das GUIDANCE DOCUMENT (2012) unterschiedliche Ansätze. Diese sind der Fließgewässerfrachtbezogene Ansatz, die Regionalisierte Pfadanalyse und die Stoffflussanalyse (FUCHS et al., 2018).

Nach der Behandlung des Abwassers in der Kläranlage werden die Schadstoffe entweder in die Feststoffe des Klärschlammes eingebunden oder mit der flüssigen Phase oder den verbleibenden Schwebstoffen in den Vorfluter eingetragen (STOJANOVIC et al., 2010). Für die Festlegung der Abwasserreinigungsziele werden der Emissionsansatz und der Immissionsansatz herangezogen. Kläranlagenabläufe und Industriebetriebe stellen punktuellen Eintragspfade dar die durch eindeutig lokalisierbare und quasi kontinuierliche Einleitungen gekennzeichnet sind (Fuchs et al. 2002). Einträge aus diffusen Quellen setzen sich hingegen aus mehreren Pfaden zusammen, die sich aus verschiedenen Abflusskomponenten ergeben (vgl. Abbildung 1). Zusätzlich zu den anthropogen verursachten Quellen, können diffuse Schwermetalleinträge auch aus natürlichen geogenen Quellen eingebracht werden (FUCHS et al., 2002).

Für kommunales Abwasser ist in rechtlicher Hinsicht die Abwasseremissionsverordnung (1.AEV für kommunales Abwasser 1996) einschlägig. Sie ist eine Umsetzung der kommunalen Abwasserrichtlinie (1991) der EWG in österreichisches Recht (SVARDAL u. KRAMPE, 2019/20).

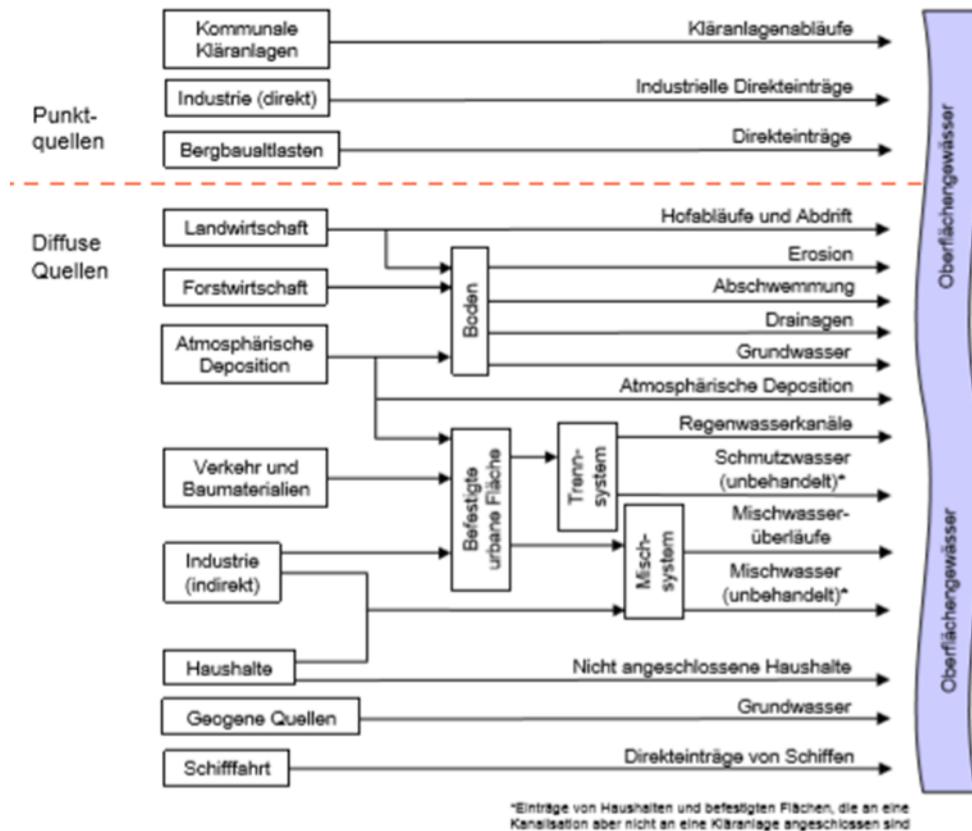


Abbildung 1: Eintragspfade von Stoffen in Oberflächengewässer (FUSCH et al. 2002)

Abbildung 1 zeigt, dass Schwermetalleinträge aus Kläranlagen bei den Punktquellen anzusiedeln sind, während beispielsweise Land- oder Forstwirtschaft diffuse Quellen darstellen. Besonders mit Fokus auf landwirtschaftliche Klärschlammnutzung sind in Österreich die Elemente Kupfer, Nickel, Chrom, Zink, Blei, Cadmium und Quecksilber relevant (STOJANOVIC et al., 2010).

Besonderes Augenmerk soll auf prioritär gefährliche oder potenziell gefährliche Stoffe wie Cadmium, Quecksilber, Blei, Nickel und organische Zinnverbindungen gelegt werden. Es sollte unbedingt vermieden werden, dass die genannten Stoffe in die aquatische Umwelt gelangen, bzw. deren Quantität möglichst geringgehalten werden. Blei wurde von der Kommission zunächst als prioritäre Substanz (PS) eingestuft, dann vom EU Parlament als prioritäre gefährliche Substanz (PHS) gereiht (STOJANOVIC et al., 2010).

Zusätzlich wurden Qualitätsziele zum Schutz oberirdischer Binnengewässer festgelegt. Die Tabelle 1 stellt die aktualisierten Umweltqualitätsnormen der Wasserrahmenrichtlinie dar, die in der Richtlinie 2013/39/EU enthalten sind. Diese umfassen Konzentrationsangaben im Wasser, Schwebstoff und Sediment. Die Grenzwerte sind an das aktuelle Wissen angepasst, unter dem eine Gefährdung ausgeschlossen werden kann. Die Angaben zu Kupfer und Zink stammen aus der Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer (CLARA et al., 2014).

Tabelle 1: Umweltqualitätsnormen für die untersuchten Schwermetalle

Schwermetall	Umweltqualitätsnorm µg/l
Blei	1,2
Cadmium	0,08 - 0,25
Kupfer	1,1 - 8,8
Nickel	4
Quecksilber	20 ¹
Zink	7,8 - 52

Obwohl durch die verbesserte Abwasserreinigung die Schwermetallbelastung der meisten Fließgewässer abnimmt, werden die Ziele teils nicht eingehalten. Die Erfassung der Stoffeinträge aus den relevanten punktuellen und diffusen Eintragspfaden kann ein Hilfsmittel sein, um die Hauptbelastungsquellen zu identifizieren und in Folge dessen Maßnahmen zu ergreifen.

Eine Hauptemissionsquelle der aufgeführten Schwermetalle, die meist punktuell erfolgt, sind vor allem Industrieabwässer. Diese sind unter anderem ursprünglich aus Galvanik, Beizereien, Verzinkereien, Lackierereien, Emaillierungen, Oberflächenbehandlungsbetriebe, Reparaturwerkstätten und mechanische Metallbearbeitungsbetriebe (STOJANOVIC et al., 2010).

3.2 Klärschlamm

3.2.1 Grundlagen der Abwasserreinigung und der Klärschlammmentstehung

„Im Klärschlamm werden die Schadstoffe akkumuliert, die aus dem Abwasser abgetrennt werden. Die Zusammensetzung des Klärschlammes widerspiegelt daher die Belastung des Abwassers“ (GUJER, 2007). Klärschlamm ist ein Folgeprodukt, das sich aus der Extraktion der Begleitstoffe aus dem Abwasser ergibt. Aufgrund mehrerer Reinigungsstufen mit verschiedenen stofforientierten Eliminationsprozessen und in Abhängigkeit der Reinigungsstufe entstehen unterschiedliche prozess- und stofftypische Klärschlammarten (ABWASSERTECHNISCHE VEREINIGUNG E.V., 1996).

Der Klärschlamm stellt also eine Senke der im Abwasser enthaltenen Inhaltsstoffe dar. Als logische Folge ist es für die sachgerechte Handhabung wichtig, zuverlässige Daten über die Menge und Beschaffenheit des Klärschlammes zu erfassen (ROSENWINKEL et al., 2015). Hierbei ist zu beachten, dass sich Klärschlämme trotz gleicher Rahmen- und Randbedingungen der Abwasserreinigung stets unterscheiden. Den verallgemeinerten Prozess einer Abwasserreinigung zeigt Abbildung 2.

¹ gilt für Biota und ist auf Frischgewicht bezogen [µg/kg]

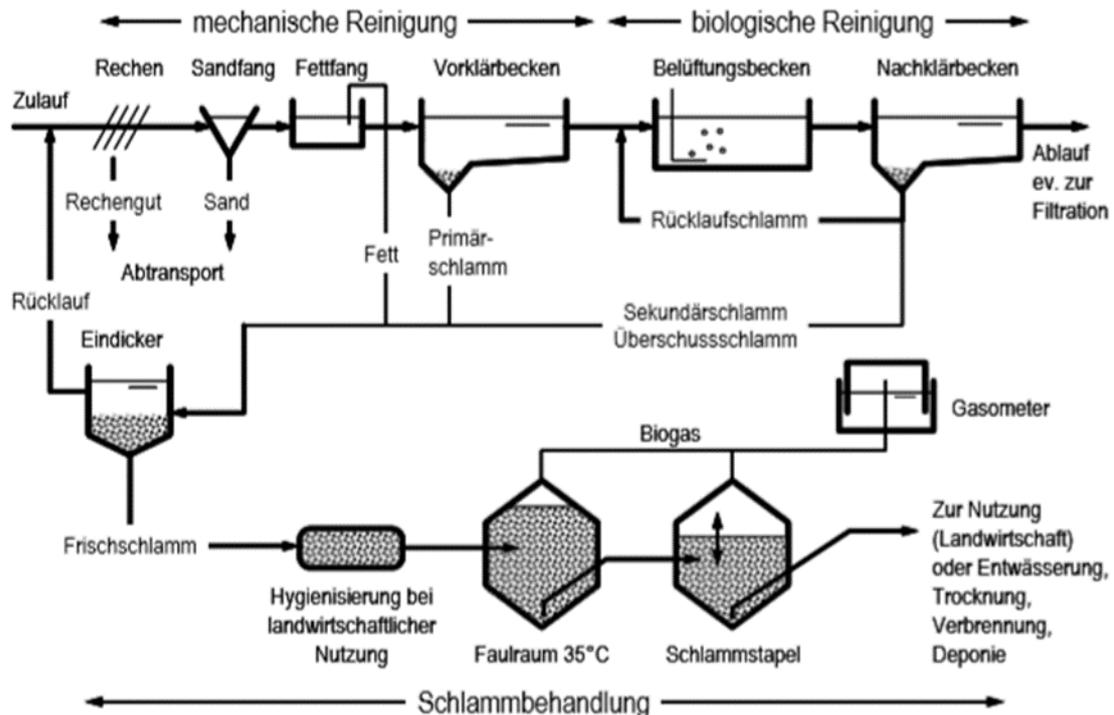


Abbildung 2: Typisches Fließschema einer zweistufigen, mechanisch-biologischen Abwasserreinigungsanlage/ chemische Reinigung (Phosphatfällung) fehlt (GUJER, 2007)

Obige Abbildung zeigt zwei der drei Reinigungsstufen des Abwassers. Es beinhaltet die mechanische, biologische und meist auch chemische Reinigung. Die schematische mechanisch-biologischen Abwasserreinigungsanlage (ARA) enthält folgende Einrichtungen. Das erste Bauwerk ist die Mischwasserentlastung, sie dient dazu, das zufließende Wasser auf die hydraulische Kapazität der Anlage zu reduzieren (GUJER, 2007).

Abbildung 2 zeigt zuerst den Zulauf, der durch einen Rechen fließt. Dieser hält Stoffe, die grösser als 5–20 mm sind, zurück. Das Rechengut wird gesammelt, seinem Wassergehalt entzogen und meist verbrannt. Der Sandfang wird benötigt, um mineralische Feststoffe (z.B. Sand > 0.1 mm Durchmesser) abzuspalten, um Sedimentation zu vermeiden und zum Schutz der Pumpen vor Abrasion. Der Fettfang trennt aufschwimmende Stoffe ab, um deren Ablagerung, Geruchsentstehung oder deren generell negative Effekte auf den Betriebsablauf zu verhindern. Im Vorklärbecken setzen sich langsam sedimentierende Feststoffe im Verlauf von ca. einer Stunde auf den Boden ab und werden dort mechanisch zur weiteren Eindickung in einen Trichter verfrachtet. Der dadurch entstehende Primärschlamm gelangt weiter zur Schlammbehandlung. Diese genannten Reinigungsschritte stellen die mechanische Klärung dar.

Für den nächsten Schritt, die biologische Reinigung, gibt es verschiedene alternative Verfahren. Abbildung 2 zeigt das Belebtschlammverfahren. Es verhält sich folgendermaßen. Mit dem Zulauf gelangen die biologisch abbaubaren, gelösten, kolloidalen und noch nicht sedimentierten Schmutzstoffe in das Belüftungsbecken. Außerdem werden Bakterien über den Rücklaufschlamm rezirkuliert. Durch die Belüftung wird dem Belüftungsbecken Sauerstoff zugeführt. Die Bakterien bauen unter Verwendung von Sauerstoff die Schmutzstoffe ab und vermehren sich. Dies ergibt den Belebtschlamm, der im Nachklärbecken durch Sedimentation vom gereinigten Abwasser getrennt wird. Das gereinigte Abwasser wird eventuell vorher gefiltert und in die Vorflut geleitet (GUJER, 2007).

Das anfallende Sediment wird als Rücklaufschlamm zum Belüftungsbecken zurückgepumpt. Der Anteil des Rücklaufschlammes, der dem Zuwachs der Mikroorganismen durch die vorhergehende Schmutzstoffelimination entspricht, wird als Sekundärschlamm bzw. Überschussschlamm abgezogen. Primär- und Überschussschlamm werden zusammen oder getrennt zur Volumenreduktion eingedickt. Das Wasser wird vom eingedickten Schlamm statisch oder mechanisch abgespalten und in die Abwasserreinigung zurückgeleitet (GUJER, 2007).

Vor der weiteren Verwertung bzw. Entsorgung wird der eingedickte Schlamm auf mittelgroßen Kläranlagen im Faulturn anaerob stabilisiert. Somit kann gleichzeitig eine Reduktion der Masse und somit eine Reduktion der Entsorgungskosten erzielt werden. Im Faulturn werden unter Ausschluss des Sauerstoffs abbaubare organische Schlammstoffe von Mikroorganismen in Biogas umgewandelt. Die Lagerung des ausgefaulten Schlammes findet im Schlammstapel bzw. Nachfaulraum statt. In der Regel wird der Faulschlamm danach auf 25-30% Trockensubstanz mechanisch entwässert, um die Kosten beim Transport zur Verwertung bzw. Entsorgung zu verringern. Die Kläranlage in der Abbildung 2 wird in der Praxis durch eine Phosphorelimination ergänzt. Die einfachste Methode ist, im Zulauf zum Belebungsbecken Eisen- bzw. Aluminiumsalze hinzuzufügen, die mit den Phosphationen im Abwasser unlösliche Salze bilden. Die ausgefallenen Feststoffe können somit im Nachklärbecken gemeinsam mit dem Belebtschlamm abgetrennt werden. (GUJER, 2007).

Abbildung 3 zeigt die anfallenden Schlammarten bzw. sonstige Nebenprodukte, abhängig vom jeweiligen Abwasserreinigungsprozess.

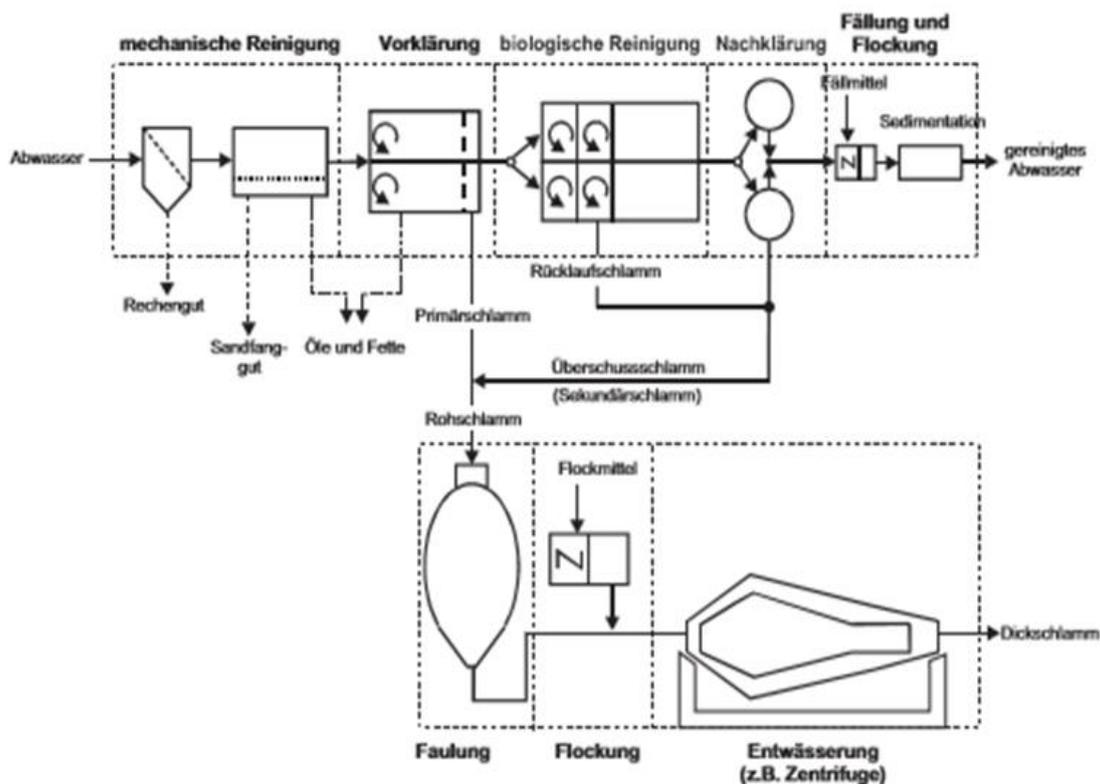


Abbildung 3: Schlammarten in Abhängigkeit der Reinigungsstufe (ROSENWINKEL et al., 2015)

Die entstehenden Schlämme können folgendermaßen charakterisiert werden (ROSENWINKEL et al., 2015).

Primärschlamm

Der Primärschlamm entsteht aus der mechanischen Behandlung und ist somit ein Resultat der eingesetzten physikalischen Verfahren zur Abtrennung absetzbarer Stoffe aus dem Abwasser. Der kommunale Primärschlamm hat eine unterschiedliche, von grauschwarz über graubraun bis gelb variierende Farbe. Des Weiteren können seine Bestandteile leicht erkannt werden, wie beispielsweise Kot, Gemüse, Obstreste, Papier, Korken, Toilettenpapier. Ohne weitere Behandlung fault er schnell und riecht dabei stinkend. Hauptsächlich ist die Beschaffenheit des Primärschlammes abhängig von der Art der mechanischen Reinigung und besonders von der Verweilzeit in der Vorklärung. Den Zusammenhang zwischen Verweilzeit und absetzenden Schwebstoffen zeigt Abbildung 4 (ATV, 1996; zit. bei ROSENWINKEL et al., 2015).

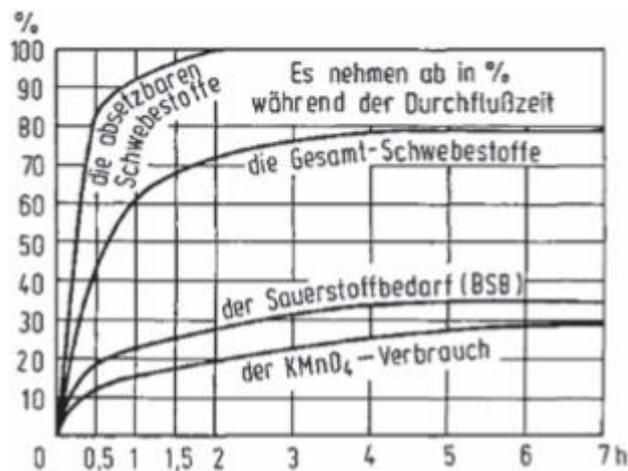


Abbildung 4: Sedimentationskurve für Primärschlamm (ATV, 1996; zit. bei ROSENWINKEL et al., 2015).

Sekundärschlamm

Dieser Schlamm entsteht durch die biologische Abwasserreinigung, unabhängig vom gewählten Verfahren aus der Mikroorganismenaktivität. Der durch Anwendung des Belebungsverfahrens produzierte Sekundärschlamm ist sehr viel homogener als Primärschlamm. Grundsätzlich ist er bräunlich gefärbt und geht sehr schnell in stinkende Fäulnis über (ROSENWINKEL et al., 2015).

Tertiärschlamm

Dieser Schlamm entsteht als Folge einer chemischen Fällungsreaktion, meist durch Phosphatfällung mit Eisen- oder Aluminiumsalzen oder mit Kalk. Der daraus entstehende Tertiärschlamm fällt meist nicht separat an, da die Fällungsprozesse oftmals nicht in einer gesonderten, baulich getrennten Behandlungseinheit stattfinden. Sofern sich Tertiärschlamm getrennt von Primär- und Sekundärschlamm bildet, ist er generell reaktionsstabil und bewirken keine geruchsmäßige Belästigung. Seine Farbe und Beschaffenheit hängt direkt mit der entsprechenden stofflichen Reaktion zusammen (ROSENWINKEL et al., 2015).

3.2.2 Aktuelle Situation der Abwasserreinigung Österreichs

Derzeit sind in Österreich ca. 16.000 Kläranlagen mit einer Ausbaupkapazität von ca. 28,3 Mio. Einwohnerwerten in Betrieb, die das gereinigte Wasser direkt in das angrenzende Gewässer einleiten (ASSMANN et al., 2015).

Der Einwohnergleichwert (EW) gibt an, wieviel Schmutzstoffe und Abwasser ein „typischer Einwohner“ zur Kläranlage hinzuführt. Die Schmutzstoffe des lokalen Kleingewerbes, zum Beispiel Restaurants, Läden, Verwaltung auf lokaler Ebene, sind im Einwohnergleichwert enthalten (GUJER, 2007).

Die Abwasserreinigungsanlagen können in Kleinkläranlagen, kommunale Kläranlagen und Kläranlagen von Industrie und Gewerbe unterteilt werden (ASSMANN et al., 2015). Die Gruppe der Kleinkläranlagen umfasst ca. 14.000 Kläranlagen, die eine Ausbaupkapazität von ≤ 50 EW besitzen. Bezieht man diese Gruppe aber auf die gesamte Ausbaupkapazität aller österreichischen Abwassereinigungsanlagen, wird ersichtlich, dass sie mit deutlich unter 1 Prozent sehr unbedeutend ist. Die kommunalen Kläranlagen mit einer Ausbaupgröße von mehr als 50 EW sind am relevantesten im Hinblick auf die Ausbaupkapazität. Sie unterliegen der 1. Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser (1996).

Die letzte Gruppe bilden die Industrie- und Gewerbekläranlagen. Dabei handelt sich um rund 90 Kläranlagen, die ihren Ablauf direkt in ein Gewässer einleiten, die sogenannten Direkteinleiter. Sie weisen eine Ausbaupkapazität von rund 7 Mio. Einwohnerwerten auf. Separate Werte zu den Industrie- und Gewerbekläranlagen, die in ein Kanalnetz mit angeschlossener Reinigungsanlage einleiten, also Indirekteinleiter sind, sind aufgrund fehlender Daten nicht verfügbar (ASSMANN et al., 2015). Das häufigste zum Einsatz kommende Reinigungsverfahren für kommunale Kläranlagen ist das Belebungsverfahren (vgl. Abbildung 5). Den Rest stellen Festbetтанlagen mit 7 Prozent oder eine Kombination aus beiden Verfahren mit 2 Prozent (ASSMANN et al., 2015).

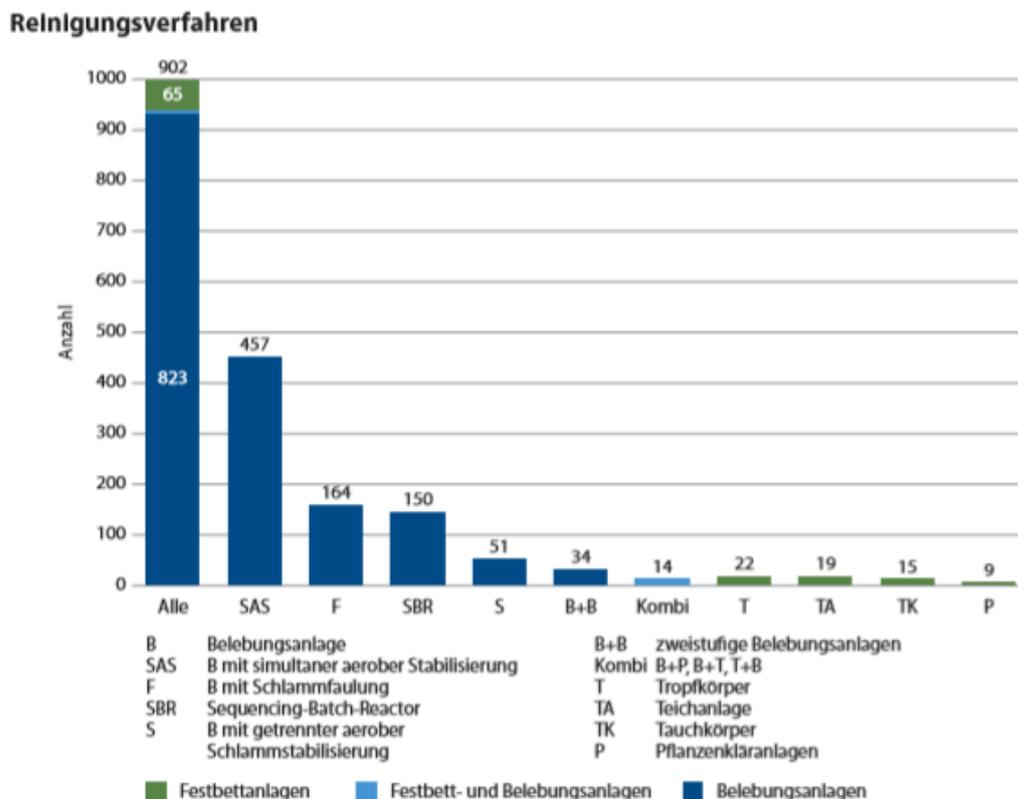


Abbildung 5: Häufigkeit der Reinigungsverfahren in kommunalen Kläranlagen (ASSMANN et al. 2015)

Etwa die Hälfte aller Kläranlagen wenden das einstufige Belebungsverfahren mit Belebungsbecken, Nachklärbecken und simultaner aerober Schlammstabilisierung an.

An zweiter Stelle folgt das Verfahren „Vorklärung, einstufige Belebung und mesophile Schlammfäulung“ mit einem Wert von 30 Prozent aller kommunalen Kläranlagen mit einer Ausbaugröße von > 5.000 EW. Des Weiteren sind 150 Belebungsanlagen mit Aufstaubetrieb, dem sogenannten Sequencing-Batch-Reactor (SBR), aufgeführt. Diese können eventuell zusätzlich zu einer biologischen Stufe mit Belebungs- und Nachklärbecken, beispielsweise für die Trübwasserbehandlung, gebraucht werden. Sie haben somit einen Anteil von 16 Prozent (ASSMANN et al., 2015).

Rechnet man die Zulauffrachten kommunaler Kläranlagen in Einwohnerwerte um, kommt man zu folgendem Ergebnis. In Österreich reinigt man täglich kommunale Abwässer von rund 11,5 Mio. Einwohnerwerten (EW-Nges11) bis 13,6 Mio. Einwohnerwerten. Die Aufschlüsselung in die Kennwerte CSB, BSB, vorhandener Stickstoff und Phosphor zeigt Abbildung 6 (ASSMANN et al., 2015).

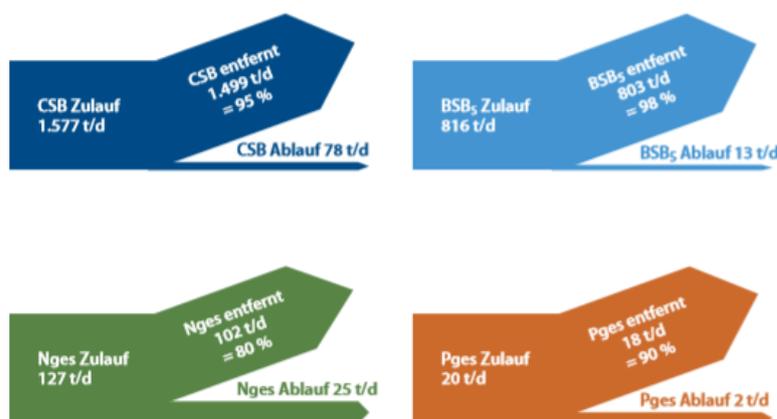


Abbildung 6: Angaben zur täglichen Abwasserbelastung (ASSMANN et al., 2015)

Im Jahr entstehen in Österreich ca. 266.000 Tonnen Trockensubstanz an Klärschlamm. Auf EW umgerechnet, entspricht dies einer Menge von rund 20 kg an Klärschlamm-trockenmasse pro Jahr und je Einwohnerwert (ASSMANN et al., 2015). Für die Abwasserbelastung, abhängig von den Randbedingungen für seine Sammlung und Ableitung, stellt sich eine zeitlich variable Bandbreite an Werten ein (ROSENWINKEL et al., 2015).

3.2.3 Rechtliche Bestimmungen, Klärschlammbehandlung und -verwertung

Die Kommunale Abwasserrichtlinie (1991) regelt den Umgang mit Klärschlamm. Sie besagt, dass der Klärschlamm entsorgt oder wiederverwertet werden soll (ÜBERREITER et al., 2018). Es wird durch eine Reihe von nationalen Regelungen sichergestellt, dass die Verwendung von kommunalen Klärschlämmen geringe Umweltauswirkungen hat (ÜBERREITER et al., 2018).

Die Klärschlammrichtlinie (1986) definiert auf europäischer Ebene die Bedingungen für die Behandlung und Nutzung von Klärschlamm. Sie gibt Grenzwerte für Schwermetalle vor und definiert das Vorgehen für Schwermetallanalysen. Der Hintergrund der Richtlinie ist es, den Nährstoffgehalt des Klärschlammes nutzen zu können und schädliche Auswirkungen durch die Nutzung zu vermeiden. Besonders der im Klärschlamm enthaltenen Phosphor soll durch seine Ausbringung keine Qualitätsminderung der Böden, der Gewässer und des Grundwassers bewirken (CLARA et al., 2016).

Wie die Ausbringung von Klärschlämmen auf landwirtschaftlich genutzten Böden generell bestimmt ist, wird durch die Bundesländer selbst festgelegt. Auf Länderebene definieren sie

Bodenschutzgesetzen, Klärschlammgesetzen und Klärschlammverordnungen. Eine Grundlage für die Regelungen bildet die Klärschlammrichtlinie (1986), indem sie Mindestanforderungen voraussetzt (CLARA et al., 2016).

Nachfolgende Tabelle gibt an wie hoch die Grenzwerte der Bundesländer bezüglich des Schwermetallgehalts für die landwirtschaftliche Ausbringung sind (VANAS, 2016).

Tabelle 2: Schadstoffgrenzwerte im Klärschlamm in mg/kg TS (VANAS, 2016)

Land	BGLD (1991)	KTN (2000)	NÖ (1994)	OÖ (2006)	STMK (2007)	VLBG (1997)
Parameter	Güteklasse I	Klasse A				
Blei	100	150	100	400	100	150
Cadmium	2	0,7	2	5	2	4
Kupfer	300	150	300	400	300	500
Nickel	60	60	60	80	60	100
Quecksilber	2	0,7	2	7	2	4
Zink	1000	500	1500	1600	1200	1800

Wie und in welcher Form der Schlamm behandelt wird, gibt die spätere Verwertung bzw. Beseitigung vor. Zur Beseitigung gibt es die Möglichkeit der Rückführung in den Stoffkreislauf in Form einer landwirtschaftlichen bzw. landbaulichen Verwertung. Eine weitere Option stellt die Verbrennung und Deponierung der Asche als Ausschleusung aus dem Stoffkreislauf dar (ROSENWINKEL et al., 2015).

Im Gegensatz zu anderen Überschussprodukten aus der Abwasserreinigung, wie Rechengut, Sandfanggut, Fette oder Ölen, bedarf Klärschlamm einer Weiterbehandlung. Dies beinhaltet Stabilisierung, eventuell Hygienisierung und Entwässerung vor seiner endgültigen Beseitigung. Das Hauptziel dabei ist die Reduktion von organischen, geruchsbildenden Inhaltsstoffen, die Verringerung der Schlammfeststoffe, die Verbesserung der Entwässerbarkeit und die Verminderung von Krankheitserregern (ROSENWINKEL et al., 2015). Das Stabilisierungsverfahren kann biologisch oder chemisch ablaufen (ROSENWINKEL et al., 2015). Das biologischen Stabilisierungsverfahren in der flüssigen Phase unterteilt sich in das aerobe und anaerobe Verfahren.

Abbildung 7 zeigt die häufigsten Verfahrensketten zur Klärschlammbehandlung (MÖLLER, 1985; zit. bei ROSENWINKEL et al., 2015). Daraus wird ersichtlich, dass der gewählte Verwertungsweg das vorhergehende Verfahren bestimmt.

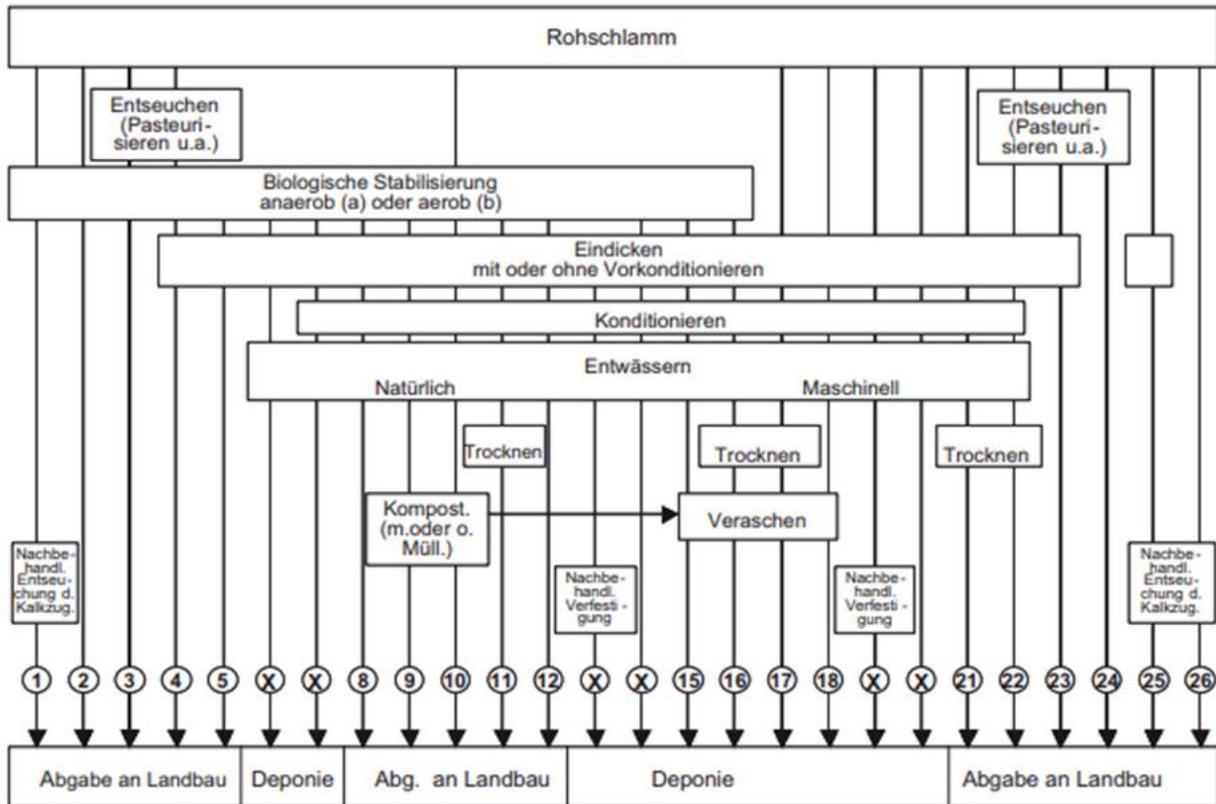


Abbildung 7: Behandlung des Klärschlammes je Verwertungspfad nach MÖLLER (1985; zit. bei ROSENWINKEL et al. 2015)

Abbildung 8 zeigt die prozentuale Aufschlüsselung der Verwertungspfade in Österreich für das Jahr 2016 auf. Die Verbrennung wird mit 52 % am häufigsten gewählt, wohingegen die landwirtschaftliche Verwertung mit nur 15 % vertreten ist. Die Deponierung ist sehr gering mit einem Wert von lediglich 5%, denn sie ist seit 2004 nicht mehr zulässig. Die Klärschlammverbrennung nimmt zu, der deponierte Klärschlammanteil fällt jedoch kontinuierlich ab (ASSMANN et al., 2015).

Verteilung der Klärschlammverwertung [%]



Abbildung 8: Klärschlammverwertungspfade (ASSMANN et al., 2015)

3.3 Charakterisierung von Schwermetallen

Schwermetalle sind chemische Elemente der Gruppe der Metalle. Ihre Eigenschaften sind gute elektrische und Wärmeleitfähigkeit, Unlöslichkeit in Wasser und ihre leichte Verformbarkeit unter Druck (ZEHL, 2005).

Die Bioverfügbarkeit von Schwermetallen ist stark von ihrem Bindungszustand beeinflusst. Wenn nicht stabile Bindungsformen vorliegen, können die Schwermetalle durch bestimmte Eigenschaften des Umweltmediums verändert werden. Dabei haben folgende Faktoren einen starken Einfluss auf die Demobilisierung oder Remobilisierung der Schwermetalle: Der pH-Wert, die spezifische Oberfläche des Adsorbens und das vorhandene Redoxpotential. Der pH-Wert hat am meisten Einfluss, steigt er an, nimmt die Verfügbarkeit der Schwermetalle stark ab, weil das Löslichkeitsprodukt der Schwermetallverbindungen abnimmt (ZEHL, 2005).

Die wichtigsten Adsorbentien von Schwermetallen besonders in Böden, aber auch generell, sind Tonmineralien, Metalloxide und -hydroxide sowie organische Substanzen. Je mehr Tonmineralien vorhanden sind, desto mehr Adsorptionsfläche für Kationen gibt es. Diese stehen auch für Kationen von Schwermetallen zur Verfügung. Metalloxide und -hydroxide, besonders Aluminium-, Eisen- und Manganverbindungen, haben eine hohe Adsorptionskapazität für Schwermetalle. Diese erhöht sich bei steigendem pH-Wert (ZEHL, 2005).

Wie mobil und folglich wie verfügbar die Schwermetalle sind, hängt auch von der Konzentration an organischen Substanzen des umgebenden Mediums ab. Die darin enthaltenen hochmolekularen Huminstoffe besitzen unterschiedliche Säurestärken. Diese sind eine Folge der Protonenfreisetzung aus Carboxyl- und phenolischen OH-Gruppen. Abhängig von Aufbau und Beschaffenheit der Huminverbindungen der organischen Stoffe entsteht ein löslicher Komplex oder eine schwerlösliche organische Verbindung mit dem Schwermetall. Steigt der pH-Wert, können mehr Schwermetalle auf diese Weise gebunden werden (ZEHL, 2005).

Stark zersetzte hochmolekulare Huminstoffe fixieren Schwermetalle fester als schwach zersetzte. Die Kationenaustauschkapazität (KAK) ist ein Maß für die Gesamtheit der austauschbaren Kationen im Boden bzw. Sediment. Umso höher die KAK ist, desto mehr Schwermetalle können gebunden werden. Nimmt der pH-Wert und die spezifische Oberfläche der Sorbentien zu, steigt die KAK (ZEHL, 2005).

Betrachtet man das Verhalten der Schwermetalle bezugnehmend auf Transferprozesse auf unterschiedene Umweltkompartimente zeigt sich folgendes. Sie weisen eine hohe Sorptionsneigung, keine Abbaubarkeit und keine Volatilität auf. Während des Transportprozesses herrscht meist eine starke Partikelbindung, obwohl bestimmte Schwermetalle in nennenswerten Mengen gelöst werden, beispielsweise werden sie von Metalldachflächen freigesetzt (FUCHS et al., 2002).

3.3.1 Toxizität der untersuchten Schwermetalle

Die Arbeit befasst sich mit der Erfassung und Bilanzierung von sechs Schwermetallen während und nach dem Abwasserreinigungsprozess. Diese sind Quecksilber, Blei, Cadmium, Kupfer, Nickel und Zink. In nachfolgendem Kapitel sollen deren Beschaffenheit, Vorkommen und negative Umweltauswirkungen beschrieben werden.

Blei

Das Element Blei tritt mit einem durchschnittlichen Gehalt von rund 16 mg/kg in der Erdkruste auf. Der absolute Wert ist aber gesteinsabhängig und weist eine große Schwankungsbreite auf. Die Akkumulation von Blei und dessen Verbindungen in Böden und Sedimenten wirkt sich auf die Bleikonzentration der dort wachsenden Pflanzen aus (REISINGER et al., 2009). Insbesondere zeigen sich negative Auswirkungen auf die mikrobiologischen Bodenaktivitäten.

Blei und seine Verbindungen, besonders organische Bleiverbindungen, sind giftig. Sie können oral oder über die Atmung und Haut aufgenommen werden. Problematisch ist die Aufnahme erst, wenn sie über einen längeren Zeitraum erfolgt, auch wenn es sich um geringere Mengen handelt. Hierbei kann es nämlich zu einer Akkumulation im Körper und zu chronischen Vergiftungen kommen. Das Hauptproblem der Bleiaufnahme ist, dass es Calcium in den Mitochondrien ersetzt und somit die Zellatmung unterbindet (REISINGER et al., 2009).

Aufgrund seiner Persistenz kann Blei das zentrale und periphere Nervensystem, Lunge, Niere, Blut, das Herzkreislaufsystem, das Immun- und Enzymsystem sowie den Knochenaufbau schädigen. Auf Kinder bedingt es Entwicklungsstörungen, während der Schwangerschaft kann es Früh- und Totgeburten verursachen. Es ist anzunehmen, dass Blei auch krebserregend ist (REISINGER et al., 2009).

Blei ist in folgenden Gütern enthalten (REISINGER et al., 2009):

- Bleiakumulatoren für z.B. Starterbatterien
- als Additiv in Kunststoffen
- in verschiedensten Elektro- und Elektronikbauteilen (Kathodenstrahlröhren, Lötzinn, Kabelummantelungen, ...)
- Bleischrot und Senkblei
- Farben und Kristallglas

Cadmium

Das Vorkommen von Cadmium in der Erdkruste ist stark an das Vorkommen von Zink geknüpft. Ergo wird Cadmium hauptsächlich als Beiprodukt in der Zinkgewinnung zu Tage gefördert. Primäre Rohstoffe werden nicht zur reinen Cadmiumerzeugung genutzt. Die durchschnittliche Erdkrustenkonzentration hat einen Wert von 0,1 mg/kg und Cadmium weist eine schwankende Halbwertszeit in Böden von 15 bis 1.100 Jahren auf (REISINGER et al., 2009).

Cadmium besitzt keine biologische Funktion. Im Gegenteil: es ist toxisch für Pflanzen, Tiere und Menschen. Cadmium interagiert mit dem Zinkstoffwechsel, wodurch eine Gesundheitsgefährdung bedingt wird. Insbesondere reichert es sich in der Zelle an, was zu einer chronischen Akkumulation führt und letztendlich die intrazelluläre Zinkversorgung stört. Die Aufnahme von Cadmium ist über die Atemluft, mit Nahrungsmitteln oder aus dem Trinkwasser möglich. Folgen einer Cadmiumvergiftung können unter anderem schwere Organschädigungen, Wirbel- und Knochenmarksschmerzen oder Osteoporose sein. Weiter wird die Reparatur von DNA-Schäden in der Zelle beeinträchtigt, womit die Krebsentstehung begünstigt wird. Cadmium kann sich negativ auf die Fortpflanzungsfähigkeit auswirken und möglicherweise das Kind im Mutterleib schädigen (REISINGER et al., 2009).

Cadmium wurde in der Farben-, Elektro- und Automobilindustrie intensiv gebraucht. Bedingt wurde dies durch seine Beschaffenheit, wie die gelbe und rote Farbe der Sulfide und Sulfoselenide oder Korrosionsfestigkeit. Verarbeitet ist Cadmium meist in Ni-Cd-Akkumulatoren, sonstigen Batterien oder in PVC zu finden. Den größten Anteil an der Umweltbelastung durch Cadmium bilden (REISINGER et al., 2009):

- die Erzverhüttung
- unsachgemäße Entsorgung von Ni-Cd-Akkumulatoren
- Klärschlamm

Kupfer

Durch seinen Massenanteil von 0,007 %, kommt Kupfer auf den 25. Platz der häufigsten Elemente in der Erdhülle. Es ist anzufinden als gediegenes Metall und in Mineralien. Reines Kupfer ist rot und hart, aber gleichzeitig auch sehr zäh und dehnbar. Weiter hat es eine gute Leitfähigkeit. Als Werkstoff ist Kupfer gut formbar. Es kann gut mit anderen Metallen legiert werden. Zusammen mit einem geringen Anteil an Zinn entsteht beispielsweise Bronze (HILLENBRAND et al., 2005). Das Schwermetall Kupfer ist essenziell für die Ernährung aller Lebewesen. Werden jedoch bestimmte Grenzwerte überschritten, wirkt es toxisch. Das im Boden vorhandene Kupfer ist meist ubiquitäre, aber wenig mobil (DOMMEYER, 2006).

Eingesetzt wird Kupfer in folgenden Bereichen (HILLENBRAND et al., 2005):

- in der Elektroindustrie als Leitmaterial in Kabeln, Generatoren und Transformatoren
- im Bauwesen als Dach-, Dachrinnen- und Fassadenmaterial sowie Rohrmaterial
- in Pflanzenschutzmitteln als Fungizid
- für Heiz- und Kühlschlangen, Braukessel, LötKolben wegen der Wärmeleitfähigkeit
- als Münzen, Patronenhülsen, Apparaturen der Lebensmittelindustrie
- als Pigmente, Katalysatoren und Stabilisatoren

Nickel

Der Anteil von Nickel in der Erdkruste wird mit einem Wert von 0,008 Prozent angenommen, wodurch es in der Häufigkeitsliste der Elemente den 24. Platz erhält (BÖHM et al., 2002). Nickel ist überwiegend mit Schwefel, Kieselsäure, Arsen oder Antimon aufzufinden, meist ist es mit Kobalt chemisch gebunden. Reines, massives Nickel hat eine hohe Widerstandsfähigkeit gegen Luft, Wasser, nichtoxidierende Säuren, Alkalien und viele organische Stoffe (BÖHM et al., 2002).

Durch seine Eigenschaft, als Legierungsbestandteil die Festigkeit, Härte und Korrosionsbeständigkeit metallischer Werkstoffe über einen weiten Temperaturbereich erhöhen zu können, wird es unter anderem für folgende Zwecke eingesetzt (BÖHM et al., 2002):

- als Bestandteil rostfreier, säure- und hitzebeständiger Stähle
- als Lagermetall und Gusslegierung

- als Überzugsmetall sowie als Legierungsbestandteil von Münzen und Modeschmuck.
- in Batterien, Pigmenten und Katalysatoren.
- Inhaltsstoffe von Brennstoffen, wie z.B. Erdöl oder Kohle

Hierbei muss aber hinzugefügt werden, dass Nickel aufgrund seines häufigen Vorkommens in der Erdkruste mit durchschnittlich 80 g/t häufig durch geogene Einträge über das Grundwasser in das Gewässer gelangt. Demzufolge hat der Eintrag durch Erosion sowie durch Drainagen einen großen Anteil an der Gewässerbelastung.

Nickel weist gegenüber allen Organismengruppen annähernd die gleiche Toxizität auf (FRIMMEL et al., 2002; zit. bei BÖHM et al., 2002). Bei empfindlichen Personen können Nickel, Nickellegierungen und nickelhaltige Lösungen als Hautallergen Dermatitis hervorrufen. Meist tritt dies bei intensivem Hautkontakt etwa während des Tragens nickelhaltigen Schmucks auf. Für metallisches Nickel und einige Nickelverbindungen (insbesondere Nickelsulfid) konnten bei höheren Konzentrationen im Tierversuch kanzerogene und keimschädigende Effekte auf Säugetiere festgestellt werden (FRIMMEL et al., 2002; zit. bei BÖHM et al., 2002).

Nickel und die meisten seiner Verbindungen weisen kaum Wasserlöslichkeit auf. Nickelsulfat, Nickelchlorid und Nickelnitrat sind jedoch wasserlöslich und werden deshalb als wassergefährdende Stoffe eingestuft. Nickel gehört zu den essenziellen Spurenelementen für Pflanzen und verschiedene Mikroorganismen. Abhängig von der Konzentration des umgebenden Mediums reichert sich Nickel in unterschiedlichem Maße in Wassertieren (FRIMMEL et al., 2002; zit. bei BÖHM et al., 2002) und besonders auch in unterschiedlichen Pflanzen an. So kommt es, dass an Standorten mit hohen Nickelgehalten im Boden auch hohe Pflanzenkonzentrationen festgestellt wurden (ULLMANN, 1991; zit. bei BÖHM et al., 2002).

Vom menschlichen Körper kennt man nur zwei Enzyme, die auch Nickel binden. Diese beiden Enzyme können aber auch andere zweiwertige Kationen binden. Nickel ist jedoch als der häufigste Auslöser für Kontaktallergien bekannt (SCHWEDT, 2018).

Quecksilber

Kommt Quecksilber in der Erdkruste vor, dann hauptsächlich als Sulfid und durchschnittlich mit einem Wert von etwa 50 µg/kg. Der Quecksilbergehalt im Boden variiert stark von einigen wenigen bis mehreren hundert µg/kg (REISINGER et al., 2009). Die Bodeneigenschaften, wie pH-Wert, Reaktivität oder Redoxpotential, sind für das Vorkommen bzw. die Verfügbarkeit des Quecksilbers entscheidend (REISINGER et al., 2009). Quecksilber ist sehr reaktionsfreudig in chemischer, biochemischer und photochemischer Form. Besonders besitzt Quecksilber eine außerordentliche Reaktionsfähigkeit mit fast allen organischen Substanzen, es bindet besonders an -SH-gruppen (LUEDERICH).

Durch Quecksilber werden lebenswichtige Enzyme blockiert und Körperzellen dadurch stark geschädigt. Organisches Quecksilber ist toxisch und wirkt sich vor allem auf das zentrale Nervensystem aus, dabei äußert es sich durch Sprachstörungen oder Hörstörungen. Eine chronische Quecksilbervergiftung ruft beispielsweise Müdigkeit, Kopf- und Gliederschmerzen, Verfall und Schwäche der Gedächtnisleistungen sowie Störungen des zentralen Nervensystems oder auch den Tod hervor (REISINGER et al., 2009). Weiter steht das Schwermetall unter Verdacht, krebserregend zu sein. Die chemische Form, der Aufnahmeweg und die Dosis bestimmen die Aufnahme und Verteilung von Quecksilber und seiner Verbindungen (REISINGER et al., 2009).

Quecksilber wird in folgenden Bereichen und Produkten angewandt (REISINGER et al., 2009):

- Zahnmedizin (Zahnamalgam)
- in Leuchtstofflampen
- in Batterien
- Für Elektro- und Elektronikgeräte (Leiterplatten, Relais, Hg-Schalter, Kathodenstrahlröhren, ...),
- Farben (Zinnober)
- chemischen Industrie

Zink

Zink ist ein bläulich-weißes Metall, dessen Härte durch geringe Zusätze von anderen Metallen stark verbessert werden kann. Es weist eine sehr gute elektrische Leitfähigkeit auf. Zink hat einen geringen Schmelzpunkt bereits bei 419 °C. Deshalb lässt es sich gut verarbeiten. Auf der Häufigkeitsliste der Elemente hat Zink die 24. Stelle inne. Zink ist ein sehr unedles Metall, wodurch es meist nur in Verbindungen auffindbar ist, oft mit Blei und Cadmium vergesellschaftet (HILLENBRAND et al., 2005). Zink ist essentiell für die Ernährung von Lebewesen, im Boden gehört es zu den mobilsten Schwermetallen mit ubiquitärem Vorkommen (DOMEYER, 2006).

Zink wird in folgenden Bereichen bzw. für folgende Zwecke eingesetzt (HILLENBRAND et al., 2005):

- Verzinkung von Stahl, als Feuerverzinkung bzw. als elektrolytische bzw. galvanische Verzinkung
- In Messingerzeugnissen und Zinkhalbfabrikaten
- Zur Herstellung von Drähten und Anoden.
- als Zinklegierung in Pigmenten, als Aktivator im Vulkanisationsprozess bei der Gummierstellung (Reifenindustrie) oder in der Textil- und Kunstfaserindustrie

FUCHS et al. (2018) fasst die Eigenschaften der Schwermetalle und deren Herkunft zusammen (vgl. Tabelle 3).

Tabelle 3: Eigenschaften und Herkunft der betrachteten Schwermetalle (FUCHS et al., 2018 nach eigener Darstellung)

Stoffe	Sorption	Abbaubarkeit	Volatilisation	Herkunftsbereich
Blei	+++	-	-	Verkehr, Gebäude
Cadmium	+	-	-	Verbrennungsprozesse, Düngung
Kupfer	++	-	-	Verkehr, Gebäude
Nickel	++-	-	-	Verbrennungsprozesse, Verkehr, geogener Hintergrund
Quecksilber	++	-	-	Verbrennungsprozesse
Zink	++	-	-	Verkehr, Gebäude, geogener Hintergrund

3.3.2 Umweltverhalten von Schwermetallen

Wie ein Stoff in der Umwelt verbleibt ist abhängig von seiner substanzspezifischen Verteilung zwischen den Umweltkompartimenten Luft, Boden, Wasser, Sediment und Biota. Weiter ist die Persistenz des Stoffes, also dessen Verweildauer, ausschlaggebend für seinen Verbleib in der Umwelt (FUCHS et al., 2018).

Je nach substanzspezifischer Mobilität kann ein Transport- oder Transferprozess zwischen den Umweltkompartiments ablaufen, der ohne Veränderung der Substanz einhergeht. Jedoch ist es bei einigen Stoffen möglich, dass sie ihre Strukturveränderung durchlaufen mittels chemischer oder biologischer Transformation (FUCHS et al., 2018). Abbildung 9 gibt dies als Schaubild wieder.

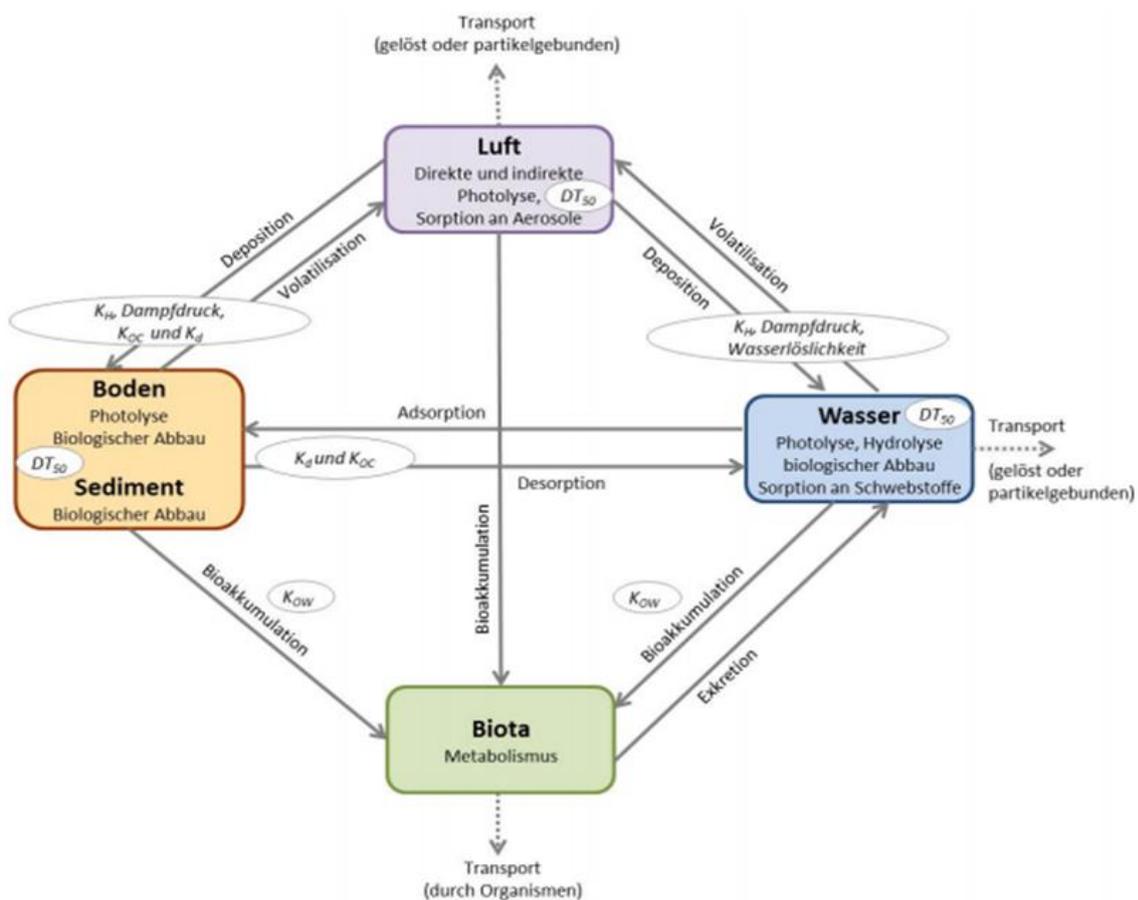
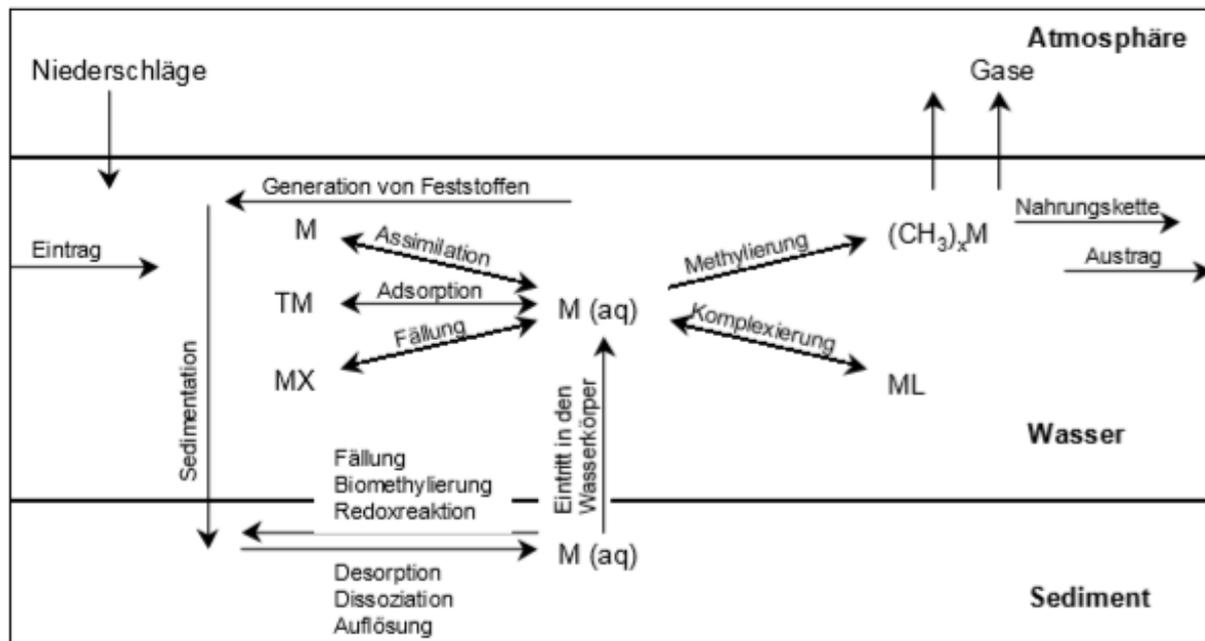


Abbildung 9: Prozesse und Verteilung von Stoffen zwischen den Umweltkompartimenten Luft, Wasser, Boden sowie Biota und dabei relevante Stoffeigenschaften (FUCHS et al. 2018)

Sorptionsprozesse sind entscheidend für die Mobilität und folglich für die Verteilung innerhalb und zwischen den Kompartimenten. Adsorption beschreibt „die reversible oder dauerhafte Bindung zwischen einer Substanz und einer Oberfläche (z.B. Partikel, Sediment) aufgrund von Van-der-Waals Wechselwirkungen, Wasserstoffbindungen zu Hydroxylgruppen, ionischen Wechselwirkungen, kovalenten Bindungen etc.“ (FUCHS et al., 2018). Es ist dadurch ersichtlich, dass die gelöste Stoffkonzentration des Oberflächengewässers stark von der an Schwebstoffen und im Sediment gebundenen Konzentration variieren kann (FUCHS et al., 2018). Mittels Desorption ist es wiederum möglich, dass Stoffe remobilisiert werden. Das Sorptionsverhalten eines Stoffes wirkt sich zusätzlich auf dessen Persistenz aus. Je stärker eine Substanz in Boden und Sediment gebunden ist, desto geringer ist dessen Bioverfügbarkeit, was den Abbau erschwert. Durch die Aufnahme durch Biota können Stoffe (temporär) aus dem System genommen werden. So steht Bioakkumulation für die Stoffaufnahme in einen

Organismus aus allen Umweltquellen -Wasser, Nahrung und Sediment miteingeschlossen (FUCHS et al., 2018).

Wie sich ein Schwermetall im Wasser verhalten kann zeigt die Abbildung 10.



M Metall; L Ligand; T Tonmineral; X Halogenid-Anion

Abbildung 10: Kreisläufe und Reaktionen von Metallen in Gewässern (ZEHL, 2005)

Die Adsorptionsprozesse, die zur Bindung der Schwermetalle an Sediment bzw. an Tonmineralen führen, werden durch die Eigenschaften der Schwermetalle bestimmt. Beispiele hierfür wären die Ionenradien oder die Größe der Hydrathülle. Die Schwermetalle werden, chemisch betrachtet, in Kristallgitter eingebunden. Herrschen natürliche Bedingungen, sind sie dort eingelagert sehr immobil. Kommt es zu Komplexbildungsreaktionen oder Lösungsvorgängen, können die Schwermetalle mobilisiert werden und in wässriger Phase ausgewaschen werden. Weiter können sie von Menschen, Tieren und Pflanzen aufgenommen werden (ZEHL, 2005).

FUCHS et al. (2018) ordnen Schwermetalle in die Familie der persistenten, vorwiegend partikulär gebundene Stoffe ein. Daraus ergeben sich bestimmte Annahmen zum Verbleib der Stoffe in den Umweltkompartimenten, bzw. zu den Eintragungspfaden.

- Durch die Sorption an der Bodenphase herrschen geringe Stoffkonzentrationen in Drainage- und Grundwasser, sofern keine geogenen Quellen vorhanden sind.
- Durch den Verbleib des Stoffes im Oberboden aufgrund der Sorption gibt es wenige Stoffeinträge über Oberflächenabfluss und mehr Stoffeinträge über Erosion.
- Die Reinigung des Abwassers durch die Bindung an Klärschlamm ergibt geringe Konzentrationen im Kläranlagenablauf.
- Im Gewässer selbst geht man von einer Sorption an Schwebstoffen aus
- Sedimentation kann stattfinden und dadurch die Fracht verkleinern. Weiter kann sich aber auch eine Resuspension sedimentierter Partikel ereignen.

Zur Bewertung der Menge des Schwermetalls, das toxisch auf Organismen wirkt, kann die Habersche Regel herangezogen werden. Diese gibt die Beziehung zwischen der Dosis der Substanz und der daraus resultierenden Wirkung an. Denn in bestimmten Konzentrationen sind die meisten Schwermetalle nützlich für die Organismen, erst bei Überschreiten gewisser Schwellenwerte entstehen Beeinträchtigungen (ZEHL, 2005).

Tabelle 4 gibt vereinfacht an, ob ein Schwermetall toxisch auf Menschen bzw. Tiere oder Pflanzen wirkt. Weiter zeigt sie, ob das jeweilige Metall erst bei Überschreiten einer bestimmten Konzentration seinen zunächst positiven Einfluss verliert (ZEHL, 2005).

Tabelle 4: toxische Einordnung bestimmter Schwermetalle nach ZEHL (2005)

	Blei	Cadmium	Kupfer	Nickel	Zink
Mensch/Tier					
essenziell			*	*	*
toxisch	*	*	*		
Pflanze					
essenziell			*		*
toxisch	*	*	*	*	*

3.3.3 Schadwirkung von Schwermetallen auf Reinigungsprozesse

Je nach Art des Abwassers und dem daraus resultierenden Schwermetallgehalt schlägt sich dies auch in der Zusammensetzung des Klärschlammes nieder. Bei Industrierwasser kann dies hemmende Auswirkungen auf die anschließende anaerobe Schlammstabilisierung haben (ROSENWINKEL et al., 2015).

Generell ist jedoch zu beachten, dass die toxische Wirkung von Schwermetallen erst bei Überschreiten einer bestimmten Konzentration eintritt. Vor diesem Wendepunkt stellen Schwermetalle wichtige Nährstoffressourcen auf die Aktivität der Mikroorganismen dar (ROSENWINKEL et al., 2015). Der Übergang vom Ende der stimulierenden Wirkung zu einer Hemmung hin zu der toxischen Wirkung ist fließend. Entscheidend hierfür ist die jeweilige Metallart und -konzentration und die chemischen und physikalischen Milieubedingungen. Für die praktische Anwendung relevante Schwermetalle sind in etwa Kupfer, Nickel, Chrom, Quecksilber, Cadmium, Blei und Zink.

Werden die Mikroorganismen durch überhöhte Metallkonzentrationen gehemmt, äußert sich dies in einem Rückgang der Gasproduktion. Bei weiterem Anstieg des Schwermetallgehalts und der daraus resultierenden Inaktivierung beziehungsweise Vergiftung der methanbildenden Bakterien erfolgt ein Anstieg der Konzentration an flüchtigen organischen Säuren. Dies verursacht ein Abfallen des pH-Werts, das wiederum die Mobilität der Schwermetalle erhöht. Eine praktische Lösung stellt der Prozess der Schwermetall-Sulfidfällung dar, dabei werden schwerlösliche Metallsulfide ohne giftigen Einfluss gebildet. Durch Zugabe ausreichender Sulfat- oder Sulfitkonzentrationen im Anaerobreaktor gehen die Schwermetalle Zink, Nickel, Blei, Cadmium, Kupfer damit eine Bindung ein. Chrom lässt sich nicht durch Sulfid fällen, deshalb muss es gesondert behandelt werden.

3.4 Schwermetallkonzentrationen im Abwasser aus der Literatur

Neben dem Ablauf der Kläranlage, gelangen Schwermetalle auch durch andere Eintragspfade in das aquatische System. TRAUTVETTER et al. (2015) führen dazu eine Studie durch. Ziel war es die Emissionsfrachten über punktförmige und diffuse Eintragspfade zu quantifizieren, um die Qualitätsziele der Gewässer besser managen zu können. Es wird unter anderem eine erste grobe Abschätzung der Emissionsfrachten der prioritären und prioritär gefährlichen Stoffe Quecksilber, Blei, Cadmium und Nickel über unterschiedliche Eintragspfade für Gesamtösterreich angegeben. Sie nehmen den Eintrag der kommunalen Kläranlagen im Einzugsgebiet der Dornbirner Arch mit den Werten der Tabelle 5 an.

Tabelle 5: Eintrag in Vorfluter in kg/a durch die kommunalen Kläranlagen im Einzugsgebiet der Dornbirner Arch (TRAUTVETTER et al., 2015)

Stoff	Mittlere Metallfracht in den Vorfluter in kg/a
Blei	18 - 24
Cadmium	1,1 - 3,5 kg/a
Kupfer	130
Nickel	100
Quecksilber	0,12 - 1,4
Zink	610

Weitere Eintragspfade können beispielweise industrielle Direkteinleiter, Atmosphärische Deposition, Erosion, Oberflächenabfluss, Drainagen, Grundwasserzufluss, Mischwasser oder Regenwasser sein. Je nach Annahmen kann ein geringer Eintrag von Cadmium und Quecksilber in das Gewässer durch die ARA erfolgen. Die Werte für die beiden Bereiche sind somit hohen Schwankungen unterworfen. Für Blei ist der Eintrag über den ARA Ablauf relativ gering, für Nickel im Gegensatz schon größer, wenn man die hohen Werte durch Erosion außer Acht lässt.

Für einen Vergleich mit der Literatur werden nachfolgend Studien präsentiert. Diese geben Werte zu gemessenen Schwermetallkonzentrationen im Zulauf, Ablauf und Klärschlamm an.

LAMBERT et al. (2014)

Die Tabelle 6 zeigt die Werte von drei österreichischen Kläranlagenuntersuchung, durchgeführt von LAMBERT et al. (2014). Die Erfassung der Werte wurde genau dokumentiert, mit dem Ziel, repräsentativ mittlere Konzentrationen zu erhalten. Es handelt sich somit um die Mittelwerte der Konzentrationen. Es wurden drei Standorte untersucht, basierend auf einen in sich konsistenten Datensatz. Die Probennahme erfolgte durch eine 7-Tages Mischprobe, getrennt nach Regen- und Trockenwetter. Die Messungen dauerten vier Monate von Juni bis September 2013.

Die Verfahrenstechnik der Anlagen ist vergleichbar. Sie besteht aus einem Belebungsbecken mit Denitrifikation und Phosphor Fällung, einem Nachklärbecken und einer Schlammfäulung. Die Transferkoeffizienten werden berechnet aus den unterschiedlichen Konzentrationen in Zu- und Ablauf.

Tabelle 6: Kennwerte der Studie nach LAMBERT et al.(2014)

Stoff	Zulauf			Ablauf			Primär- schlamm [mg/kg TS]	Faul- schlamm [mg/kg TS]
	Mittelwert [µg/l]	Min [µg/l]	Max [µg/l]	Mittelwert [µg/l]	Min [µg/l]	Max [µg/l]		
Blei	11	6	23	0,32	0,2	0,64	48,7	63,8
Cadmium	0,21	0,11	0,33	0,016	0,007	0,03	0,705	1,027
Kupfer	-	-	-	-	-	-	-	-
Nickel	10	5,4	19	3,7	1,5	11	22	30
Quecksilber	0,086	0,029	0,4	0,001	0,0005	0,004	0,278	0,470
Zink	306	-	-	42,8	-	-	-	-

Tabelle 7: Transferkoeffizienten und mittlere Zulauffracht nach LAMBERT et al.(2014)

Stoff	Mittlere Zulauffrachten [mg/(EW*d)]	Transferkoeffizient Klärschlamm [-]	Transferkoeffizient Hydrosphäre [-]
Blei	3,59	0,97	0,03
Cadmium	0,0635	0,924	0,076
Nickel	3,031	0,63	0,37
Quecksilber	0,024	0,988	0,012
Zink	-	0,86	0,14

CLARA et al. (2014)

Das Projekt „Schturm“ untersucht unterschiedliche Eintragspfade zur Schaffung einer Datengrundlage zum Vorkommen von Spurenstoffen in diesen Eintragspfaden. Der Fokus der Untersuchung wurde auf Siedlungsgebieten und deren Emissionen in Gewässer über Abwassereinleitungen durch Kläranlagenabläufe, Mischwasserentlastungen und Niederschlagswassereinleitungen aus Trennkanalisationen gesetzt. Weiter wurden diffuse Eintragspfade wie die Deposition und Straßenabwässer berücksichtigt. Die Abflussberechnungen des Projekts wurden an 790 österreichischen kommunalen Kläranlagen durchgeführt.

Tabelle 8 gibt die mittleren Konzentrationen der Stoffe für die Zu- und Ablaufdaten an. Es werden somit die Mittelwerte angegeben. Das Auswahlkriterium hierbei war es, dass der Stoff in über 80 % der Proben des jeweiligen Eintragspfades nachgewiesen wurde.

Tabelle 8: Kennwerte der Studie nach CLARA et al. (2014)

Stoff	Zulauf			Ablauf		
	Mittelwert [µg/l]	Min [µg/l]	Max [µg/l]	Mittelwert [µg/l]	Min [µg/l]	Max [µg/l]
Blei	4,9-7,2	<5,0	13	-	-	-
Cadmium	0,21	0,087	0,43	-	-	<0,05
Kupfer	47	25	73	5,5	1,5	9,4
Nickel	6,2	3,4	9,5	4,4-4,7	< 2,0	8,5
Quecksilber	0,1	-	0,34	0,01	0,0045	0,021
Zink	150	120	180	23	16	32

Tabelle 9: Transferkoeffizienten und mittlere Zulauffracht nach CLARA et al. (2014); n.a.= nicht analysiert

Stoff	Mittlere Zulauffrachten [mg/(EW*d)]	Transferkoeffizient Klärschlamm [-]	Transferkoeffizient Hydrosphäre [-]
Blei	1,2 - 1,7	n.a.	n.a.
Cadmium	0,049	n.a.	n.a.
Kupfer	11	0,88	0,12
Nickel	1,4	0,29 - 0,24	0,71 - 0,76
Quecksilber	0,025	0,9	0,1
Zink	37	0,85	0,15

HOHENBLUM et al. (2000)

In der Studie werden die wichtigsten abwasserspezifischen chemischen und physikalischen Parameter des Zu- und Ablaufwassers einer Pilotanlage erhoben und dargestellt. Weiter wurden zusätzlich zu den Routinemessungen der üblichen Abwasserparameter eine Beurteilung der vorliegenden Schwermetallkonzentrationen in der Kläranlage durchgeführt. Die Reinigungsleistung der Pilotkläranlage wird angegeben und es werden Aussagen über das ökotoxische Potential des Zu- und Ablaufwassers getroffen.

Der Reinigungsprozess findet wie folgt statt: Zur Zeit der Messungen ist die Pilotkläranlage (zweistufige Belebungsanlage) so aufgebaut, dass zwei unterschiedliche Betriebsweisen angewandt werden können. Das Bypassverfahren leitet einen Teil des zuvor geklärten Zulaufs direkt in die zweite Belebungsstufe. Dadurch wird leicht abbaubaren Kohlenstoff der Denitrifikation zugebracht. Währenddessen kann nitrathaltiges Abwasser der zweiten Stufe in die erste über einen Rückpass rückgeführt werden. Es kann dort für die Denitrifikation verwendet werden. Der Überschussschlamm der zweiten Stufe wird ebenfalls in die erste Stufe eingeleitet und dort abgezogen. Dies ist nötig, um in dieser eine Teilnitrifikation zu

ermöglichen, die aufgrund der dortigen geringen Schlammalters nicht möglich wäre. Das gebildete Nitrat wird durch den Belebtschlamm in den anoxischen Zonen denitrifiziert.

Die Abwasserproben wurden genommen, als die Pilotanlage zweistufig betrieben wurde. Es waren dabei der Bypass als auch der erste Schlammkreislauf nicht aktiviert. In diesem Fall wurde das gesamte vorgeklärte Abwasser der ersten Stufe zugeführt. Der mittlere Klärschlammgehalt ergibt sich aus dem Mittelwert der zwei gemessenen Konzentrationen der zwei unterschiedlichen Probenahmen. Die Beprobung des Zu- und Ablaufs ergibt sich aus vier Tagesmischproben, die im Zeitraum vom Mai bis Juni 1999 ermittelt wurden.

Tabelle 10: Kennwerte der Studie nach HOHENBLUM et al. (2000)

Stoff	Zulauf			Ablauf			Mittlerer Klärschlammgehalt [mg/kg TS]
	Medianwert [µg/l]	Min [µg/l]	Max [µg/l]	Medianwert [µg/l]	Min [µg/l]	Max [µg/l]	
Blei	2,53	1,93	3,45	0,54	0,33	0,98	43,05
Cadmium	0,08	0,05	0,13	-	<0,05	<0,05	1,58
Kupfer	11,4	9,6	14,5	3,4	2,1	15,1	188,5
Nickel	6	4,6	8,7	5,7	4,9	7,5	27,0
Quecksilber	<0,2			<0,2			0,91
Zink	62,1	58,3	88,4	43	35,8	47,3	585,8

Tabelle 11: Transferkoeffizienten nach HOHENBLUM et al. (2000)

Stoff	Transferkoeffizient Klärschlamm [-]	Transferkoeffizient Hydrosphäre [-]
Blei	0,79	0,21
Cadmium	-	-
Kupfer	0,7	0,30
Nickel	0,05	0,95
Quecksilber	-	-
Zink	0,31	0,69

ZESSNER (1999)

In seiner Arbeit befasst sich ZESSNER (1999) damit, die Quellen von Nährstoffen und Schwermetallen im Abwasser zu identifizieren, Steuerungsmaßnahmen im Bereich der Abwasserentsorgung aufzuzeigen und deren Bedeutung in den empfangenden Umweltmedien mit anderen Stoffen zu vergleichen. Für die Betrachtung der Schwermetalle wird für zwei Kläranlagen eine detailliertere Bilanzierung angegeben. Er führt in Folge seiner Literaturstudie

folgende Mittelwerte für die Transferkoeffizienten in den Klärschlamm mit den beschriebenen Schwankungsbreiten an. Weiter gibt er die Zulaufmengen und die mittleren Klärschlammgehalte der Schwermetalle wieder.

Tabelle 12: Kennwerte der Studie und Transferkoeffizienten nach ZESSNER (1999)

Stoff	Zulaufmengen [g/ (EW a)]	Mittlerer Klärschlamm- gehalt [mg/kg TS]	Transferkoeffizient Klärschlamm, Mittelwert [-]	Schwankungs- breite	Transferkoeffizient Hydrosphäre [-]
Blei	1,8	70	0,78	0,31 - 0,93	0,22
Cadmium	0,06	1,5	0,62	0,42 - 0,94	0,38
Kupfer	5	200	0,76	0,41 - 0,94	0,34
Nickel	1,6	40	0,48	0,29 - 0,70	0,52
Quecksilber	0,03	1	0,76	0,48 - 0,92	0,34
Zink	33	1000	0,72	0,29 - 0,91	0,28

GOLDSTONE (1990; zit. bei KUPPER, 2000)

Die Studie befasst sich mit den Mechanismen der Metallelimination während des Reinigungsprozesses in der Kläranlage. Die Probenahme fand am „Whitlingham sewage treatment works“ in Norwich, statt. Die Aufteilung der Metalle in flüssige und feste Phase wurde gemessen, zur Überprüfung wurden Massenbilanzen herangezogen. Es handelt sich um eine Abwasserreinigungsanlage mit Vorklärung und Belebtschlammverfahren.

Es zeigt sich, dass Cadmium im Rohabwasser einer kommunalen Kläranlage größtenteils in gelöster Form, Kupfer Quecksilber und Blei fast nur partikulär vorhanden sind. Weiter ist Nickel im Rohabwasser zu ca. 65 % in gelöster Form und Zink zu 65 % partikulär anzufinden. GOLDSTONE (1990) schließt drauf, dass Cadmium, Kupfer und Zink durch Sedimentation von kleinen Partikeln weitgehend eliminiert werden können. Blei gelangt aufgrund seiner geringen Löslichkeit hauptsächlich in den Primärschlamm. Quecksilber ist meist in partikulärer Form vorhanden und wird dadurch hauptsächlich in der Vorklärung entfernt. Den löslichen Anteil von Cadmium, Kupfer und Blei in der Vorklärung kann man durch Zugabe von Trübwasser verringern und somit den Transferkoeffizienten des Klärschlammes erhöhen. Auf Nickel und Zink hat dies keinen Einfluss. Nickel scheint geringere Bindungskapazität an Partikel oder höhere Bindungskapazität an lösliche Liganden zu besitzen. Es bindet weniger an die Partikel im Trübwasser. GOLDSTONE (1990) gibt die Werte der Tabelle 13 als Transferkoeffizienten an.

Tabelle 13: Transferkoeffizienten nach GOLDSTONE (1990; zit. bei KUPPER, 2000)

Stoff	Transferkoeffizient Klärschlamm [-]	Transferkoeffizient Hydrosphäre [-]
Blei	0,64	0,36
Cadmium	0,67	0,33
Kupfer	0,77	0,23
Nickel	0,56	0,44
Quecksilber	0,83	0,17
Zink	0,73	0,27

SCHÖNBERGER (1990)

Die Tabelle 14 gibt die Mittelwerte der Transferkoeffizienten nach SCHÖNBERGER (1990) wieder. Die Literaturdaten, die in SCHÖNBERGER (1990) aufgeführt werden, sind gemittelt. Der Umfang der Literaturdaten schwankt dabei von 2 bis 7 Werten je Schwermetall. Es zeigt sich ebenfalls, dass sich die Literaturdaten teilweise stark voneinander unterscheiden.

Tabelle 14: Transferkoeffizienten als Mittelwerte der Literaturstudie nach SCHÖNBERGER (1990)

Stoff	Transferkoeffizient Klärschlamm [-]	Transferkoeffizient Hydrosphäre [-]
Blei	0,80	0,20
Cadmium	0,52	0,48
Kupfer	0,77	0,23
Nickel	0,47	0,53
Quecksilber	0,91	0,09
Zink	0,73	0,27

FIRK (1986)

Ziel der Studie war es, die Konzentration bestimmter Schwermetalle im Zu- und Ablauf sowie im Klärschlamm von drei deutschen Kläranlagen zu bestimmen. Es handelt sich um mechanisch-biologische Kläranlagen, die mittels Belebtschlamm arbeiten. Die Messung vollzog sich über 16 Tage, währenddessen der Trockenwetter -und Regenwetterzufluss erfasst wurde. Die Tabelle 16 gibt die Ergebnisse der Anlage A wieder. Sie wurde während der

Probenahme mit 300.000 EW belastet. FIRK (1986) schließt darauf, dass die Sedimentation einen großen Anteil an der Elimination der Schwermetalle aus dem Abwasser hat.

Tabelle 15: Kennwerte der Anlage A nach FIRK (1986)

Stoff	Zulauf Median [$\mu\text{g/l}$]	Spezifische Fracht im Zulauf [$\text{mg}/(\text{EW} \cdot \text{d})$]	Anreicherungsfaktor im Faulschlamm [-]
Blei	277	75,1	3700
Cadmium	15	4,0	4500
Kupfer	111	30,2	3700
Nickel	32	9,2	5300
Quecksilber	1,7	0,5	3900
Zink	1040	285,3	4500

Der Anreicherungsfaktor ergibt sich aus dem Quotienten der Schwermetallkonzentration im Klärschlamm und im Rohwasser jeweils in mg/kg TS. FIRK (1987) schließt auf eine bestimmte Schwermetallaufnahmekapazität des Schlammes.

Tabelle 16: Transferkoeffizienten nach FIRK (1986)

Stoff	Transferkoeffizient Klärschlamm [-]	Transferkoeffizient Hydrosphäre [-]
Blei	0,93	0,07
Cadmium	0,94	0,06
Kupfer	0,72	0,28
Nickel	0,59	0,41
Quecksilber	0,77	0,23
Zink	79	0,21

AULENBACH et al. (1987; zit. bei KUPPER, 2000)

Nachfolgende Tabellen geben zwei verschiedene Werte zu den Transferkoeffizienten nach AULENBACH et al (1987) wieder. Sie beziehen sich auf kommunale Kläranlagen mit Vorklärung und Belebtschlammverfahren.

Tabelle 17: Transferkoeffizienten AULENBACH et al (1987; zit. bei KUPPER, 2000): Werte 1

Stoff	Transferkoeffizient Klärschlamm [-]	Transferkoeffizient Hydrosphäre [-]
Blei	0,82	0,18
Cadmium	0,87	0,23
Kupfer	0,83	-
Nickel	-	-
Quecksilber	0,35	0,65
Zink	0,48	0,52

Tabelle 18: Transferkoeffizienten AULENBACH et al (1987; zit. bei KUPPER, 2000): Werte 2

Stoff	Transferkoeffizient Klärschlamm [-]	Transferkoeffizient Hydrosphäre [-]
Blei	-	-
Cadmium	0,82	0,18
Kupfer	0,83	0,17
Nickel	-	-
Quecksilber	0,56	0,44
Zink	0,62	0,38

Die folgenden Literaturstudien geben verschiedenen Werte zu gemessenen **Schwermetallkonzentrationen im Klärschlamm** wieder.

VRIENS et al. (2018)

Die unterhalb angeführten Werte stammen aus einer Studie von VRIENS et al. (2018). Es wurden schweizweit Screenings mit 64 Kläranlagen durchgeführt, um die aktuellen Konzentrationsbereiche und Frachten von Spurenelementen zu erhalten. Das Ziel dabei war es, die Einhaltung der gesetzlichen Vorgaben festzustellen, als auch die durchschnittlichen Pro-Kopf Elementfrachten und dessen ökonomische Wert zu berechnen. Die Tabelle 19 beinhaltet die Ergebnisse zu den Schwermetallen im Klärschlamm. Es handelt sich dabei um die Medianwerte. Es wurde zwischen Februar und März 2016 von 64 schweizerischen Kläranlagen Faulschlamm- und ablaufproben als Mischproben genommen.

Tabelle 19: Schwermetallkonzentration im Klärschlamm nach VRIENS et al.(2018)

Stoff	Klärschlamm [mg/kg TS]	Ablauf [$\mu\text{g/l}$]
Blei	38	0,06
Cadmium	1,4	0,011
Kupfer	301	4
Nickel	13	3
Quecksilber	-	-
Zink	1000	22

STEINMETZ et al. (2014)

Nachfolgende Werte stammen aus einer Machbarkeitsstudie zur „Rückgewinnung von Phosphor aus dem Klärschlamm“ für eine Kläranlage in Göppingen, Baden-Württemberg. Dazu wurden auch die mittleren Schwermetallkonzentrationen im Klärschlamm für das Jahr 2012 erhoben.

Tabelle 20: Schwermetallkonzentration im Klärschlamm nach STEINMETZ et al. (2014)

Stoff	Klärschlamm [mg/kg TS]
Blei	33
Cadmium	0,7
Kupfer	371
Nickel	42
Quecksilber	0,46
Zink	806

FRIEDRICH et al. (2013)

Die Tabellenwerte stammen aus einer Studie aus Mecklenburg-Vorpommern aus dem Jahr 2013. Es werden die verschiedenen Faktoren, die auf den Anfall, die Behandlung und die Verwertung von Klärschlamm einwirken, abgebildet. Aufbauend auf die aktuelle Darstellung werden zukünftige Klärschlammverwertungsszenarien bewertet. Es werden die Mittelwerte der Schwermetallkonzentrationen im Klärschlamm in Mecklenburg- Vorpommern beschrieben.

Tabelle 21: Schwermetallkonzentration im Klärschlamm nach FRIEDRICH et al. (2013)

Stoff	Klärschlamm [mg/kg TS]	Varianz [%]
Blei	17	72
Cadmium	0,65	109
Kupfer	492	56
Nickel	15	40
Quecksilber	0,45	96
Zink	601	44

KÜGLER et al. (2004)

Der Bericht zeigt den Stand der Technik der dezentralen Klärschlammverbrennung, einen Kostenvergleich dieser Behandlungsart mit anderen Behandlungsmethoden und die Klärschlammzusammensetzung kommunaler Kläranlagen auf.

Für Letzteres wurden Analysedaten von Klärschlämmen, die dem Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft von 85 Betreibern österreichischer Kläranlagen aus den Jahren 1998-2000 bereitgestellt wurden, herangezogen. Daraus ergeben sich die Tabelle 22. Es werden die Medianwerte für den Klärschlamm angegeben.

Tabelle 22: Schwermetallkonzentration im Klärschlamm nach KÜGLER et al. (2004)

Stoff	Klärschlamm [mg/kg TS]	Min [mg/kg TS]	Max [mg/kg TS]	Anzahl der Einzelwerte
Blei	53,8	11,4	582,8	84
Cadmium	1,2	0,3	3,27	83
Kupfer	197	51,5	623	84
Nickel	27,7	5,1	133	84
Quecksilber	1,0	0,3	2,6	83
Zink	809	86,7	1948	84

3.4.1 Schwermetallverhalten während des Reinigungsprozesses

Generell bieten kommunale Abwasseranlagen eine gute Möglichkeit, das Verhaltensmuster von Stoffen hinsichtlich ihrer Eigenschaften untersuchen zu können (FUCHS et al., 2018). Während der konventionellen Abwasserreinigung teilen sich die Schwermetalle zwischen Feststoffen und flüssiger Phase auf. Der überwiegende Anteil setzt sich im Klärschlamm ab, die Menge wird beeinflusst von der Einleiterstruktur, den Betriebsbedingungen, dem betrachteten Element und dem Anteil an Komplexbildnern im Abwasser. Bei den Entfernungprozessen von

Schwermetallen aus dem Abwasser ist das Verhältnis, wie sie sich abspalten in feste und flüssige Phase, von folgenden Aspekten abhängig. Diese sind die Metallkonzentration, die Beschaffenheit der Abwassermatrix, wie deren Ionenkonzentration, Adsorbentien, Komplexbildner und den Milieubedingungen. Zu Letzteren zählen der pH-Wert und die Temperatur (FUCHS et al., 2018).

Die Kriterien, um Abwasser in seiner Menge und Beschaffenheit charakterisieren zu können, sind laut ROSENWINKEL et al. (2015):

- Anteile von ungelösten/kolloidalen/gelösten Inhaltsstoffen
- Anteile organischer und mineralischer Inhaltsstoffe
- Anteile ungelöster sedimentierbarer Inhaltsstoffe
- Nährstoffzusammensetzung und Nährstoffgleichgewicht für biologische aerobe und anaerobe Prozesse
- Anteile anorganischer, kolloidaler und gelöster Stoffe, die durch übliche mechanische und biologische Prozesse nicht eliminierbar sind
- Einfluss der Abwasserinhaltsstoffe auf das Wasserbindungsvermögen der entstehenden Klärschlämme
- Einfluss der Abwasserinhaltsstoffe auf die rheologischen Eigenschaften der entstehenden Klärschlämme

Der pH-Wert hat Einfluss auf die Fällungsreaktion. Die Fällung stellt die chemische Abwasserreinigung dar. Es reagieren gelöste Ionen mit den zugegebenen Fällmitteln unter Bildung schwerlöslicher und demzufolge inerte Verbindungen. Diese können sedimentieren und dadurch entfernt werden (FÖRSTNER, 2012). Die Löslichkeit wird beeinflusst durch gleich- oder fremdionige Zusätze. Meist wird die Fällung effektiver bei einer Erhöhung des Ionengehaltes im Abwasser. Bilden sich stabile Komplexe vorhandener höhermolekularer Wasserinhaltsstoffe mit dem Fällmittel, führt dies zu einer Verschlechterung der Reinigung.

Zur Bildung von schwerlöslichen Schwermetallhydroxide muss der pH-Wert im Abwasser erhöht werden, so dass die Löslichkeitsprodukte überschritten werden. Tabelle 23 gibt den Zusammenhang der Löslichkeit von Metallhydroxiden und dem pH-Wert wieder. Für Zink zeigt sich eine Wiederauflösung bei sehr hohen pH-Werten.

Tabelle 23: Zusammenhang Löslichkeit von Metallhydroxiden und pH-Wert (FÖRSTNER, 2012 nach eigener Darstellung)

Stoff	Fällungsbeginn pH	Wiederauflösung pH	Löslichkeitsprodukt für Metallhydroxid	
Blei	6,5	-	Pb(OH) ₂	ca. 10 ⁻¹³
Cadmium	9,1	-	Cd(OH) ₂	1*10 ⁻¹⁴
Kupfer	5,8	-	Cu(OH) ₂	2*10 ⁻¹⁹
Nickel	7,8	-	Ni(OH) ₂	6*10 ⁻¹⁵
Zink	7,6	11,0	Zn(OH) ₂	4*10 ⁻¹⁷

Einfluss hat aber auch die Erscheinungsform des Metalls, dessen Spezies. Metalle können beispielsweise als freie Metallionen, anorganische Komplexbilder oder adsorbiert an Kolloiden im Abwasser vorkommen (SCHÖNBERGER, 1990). In einem komplexen Mehrkomponentensystem wie in einer Kläranlage schwanken folglich die Transferkoeffizienten stark je nach Bedingungen.

Hohe Salzkonzentrationen beeinflussen Komplexierung und Adsorption erheblich. Dies ist besonders bei hoher industrieller Einleitung der Fall. Ein wichtiger Faktor ist die chemische Spezierung. Beispielsweise ist es relevant, ob ionogenes Nickel aus der Metallindustrie oder partikuläres Nickel als Basalt, eingetragen durch das Fremdwasser, vorliegt (SCHÖNBERGER, 1990). Die Bindungsform wirkt sich stark auf die Elimination des Schwermetalls aus dem Abwasser aus. Industrielle Indirekteinleiter emittieren meist ungelöste Schwermetallhydroxide. Liegen jedoch komplexierte, gelöste Schwermetalle vor, können sie nur gering aus dem Abwasser gereinigt werden (SCHÖNBERGER, 1990).

Der pH-Wert beeinflusst die maximale in Lösung vorliegende Konzentration der einzelnen Schwermetalle. Dies geschieht über die Löslichkeit von Hydroxiden, die vom pH-Wert abhängen. Kupfer und Zink haben bei pH-Werten im Belebungsbecken eine geringe Löslichkeit. Als Folge davon ist die Hydroxidfällung maßgebend für die Einlagerung der Schwermetalle in den Klärschlamm (ZESSNER, 1999). Der pH-Wert hat hier Einfluss auf den Transfer in den Klärschlamm.

Die Löslichkeit von Nickel -und Cadmiumhydroxid ist jedoch sehr hoch bei pH-Werten im Belebungsbecken. Die Hydroxidfällung hat somit keinen starken Einfluss auf die Anreicherung der Elemente im Klärschlamm (ZESSNER, 1999).

ZESSNER (1999) findet folgende Zusammenhänge für Zink und Kupfer während des Reinigungsprozesses. Im Ablauf einer biologischen Kläranlage mit typischem kommunalem Abwasser ist die Zink- und Kupferkonzentration weitgehend unabhängig von den Konzentrationen im Zulauf. Dies gliedert sich auch in theoretische Überlegungen ein, das mit Fällungsgleichgewichten zusammenhängt. Als Folge davon ergibt sich, dass der Rückhaltegrad der Kläranlage mit abnehmenden Zulaufkonzentrationen sinkt. Der Rückhalt sinkt auch durch große Wassermengen, etwa durch Fremdwasser. Einfluss hat auch der pH-Wert auf die Konzentration im Ablauf, dabei führen hohe pH-Werte tendenziell zu geringeren Ablaufkonzentrationen. Weiter ist zu beachten, dass es nicht möglich ist, aufgrund der Kupfer- und Zinkgehalte im Klärschlamm verschiedener Kläranlagen einfache Rückschlüsse auf die Kupfer- und Zinkeinleitungen ins Abwasser zu machen. Es sollten die pH-Werte und Zulaufkonzentrationen miteinbezogen werden.

Als logische Konsequenz verursacht die Reduktionen von Zink- und Kupfereinleitungen im Kanal einer Kläranlage stärkere Änderungen der Schlammkonzentrationen als der Ablaufkonzentrationen. Zu beachten ist jedoch, dass spezielle industrielle Einleitungen den Rückhalt und dessen Verhalten stark abändern können. Für die anderen untersuchten Schwermetalle gibt es laut ZESSNER (1999) keine vergleichbaren Zusammenhänge.

Jedoch beschreibt KLOPP (1987; zit. bei ZESSNER, 1999) einen Zusammenhang zwischen Transferkoeffizient und Zulaufkonzentration auch bei Nickel und Blei. Weiter wäre es möglich, dass bei Nickel und Quecksilber eine Abhängigkeit zwischen Zulauf- und Ablaufkonzentrationen möglich ist (ZESSNER, 1999).

4 Material und Methoden

4.1 Stofffluss und Materialflussanalyse

Die Stoffflussanalyse kann laut REISINGER et al. (2009) als eine Methode zur „Beschreibung und Analyse beliebig komplizierter Systeme“ angesehen werden. Sie soll genutzt werden, um die Flüsse von Stoffen in einem zeitlich und räumlich begrenzten System zu bestimmen und quantifizieren zu können (ÖNORM S 2096-1). Weiter ist es ein Ansatz zur Bilanzierung von Stoffen innerhalb des betrachteten Systems (ÖNORM S 2096- 1).

Mit Hilfe der Stoffflussanalyse können unterschiedliche Räume dargestellt und modelliert werden. Dies kann sowohl Betriebe oder Haushalte betreffen, aber auch etwa Regionen. Die Vorgehensweise bei der Durchführung einer Stoffflussanalyse ist nicht linear, der Ablauf der einzelnen Arbeitsschritte erfolgt vielmehr iterativ (ÖNORM S 2096-1, 2096-2).

Die Stoffflussanalyse macht es möglich, komplexe Sachverhalte auf wenige relevante Güter und Prozesse minimieren zu können. Es können somit kritische Stellen des betrachteten Systems ausfindig gemacht werden und Gegenmaßnahmen ergriffen werden. Eine anschließende Szenarioanalyse bzw. Sensitivitätsanalyse soll die gesetzten Maßnahmen verbessern oder Auswirkungen auf zukünftige Entwicklungen simulieren (REISINGER et al., 2009).

Neben Entwicklung der Methode Ende der 1980er Jahre wurde auch eine spezielle „Sprache“ entwickelt (BACCINI und BRUNNER 1991, DAXBECK und BRUNNER 1993, BACCINI und BADER 1996, BRUNNER und RECHBERGER 2004; zit. bei REISINGER et al., 2009). Es war das Ziel ein universell anwendbares Werkzeug zu entwickeln und die Resultate mit unterschiedlichen Studien abgleichen zu können. Die einheitliche Sprache ermöglicht es, die Systeme sowohl horizontal als auch vertikal miteinander in Verbindung zu setzen. Eine horizontale Verknüpfung kann beispielsweise die Verbindung von Stoffflüssen zwischen zwei Nachbarregionen sein. Eine vertikale Verknüpfung integriert etwa die Stoffflüsse eines Unternehmens in die Gesamtflüsse der umgebenden Region (REISINGER et al., 2009).

Die Bestandteile einer Stoffflussanalyse sind klar definiert (ÖNORM S 2096-1, 2096-2). Den zentralen ersten Schritt stellt die Wahl des Systems und seiner Systemgrenzen in räumlicher und zeitlicher Hinsicht dar. Hierbei ist festzulegen, welche Prozesse als innerhalb und welche sich außerhalb des zu untersuchenden Systems definiert werden. Das Ergebnis daraus ist die räumliche, dreidimensionale Systemgrenze. Weiter muss auch eine zeitliche Systemgrenze festgelegt werden, die den Bilanzierungszeitraum angibt. Hierbei handelt es sich meist um ein Jahr, sie kann aber auch für länger festgelegt werden, beispielsweise bei Vorkommen einer Deponie.

Spricht man von einem „Stoff“, impliziert dies ein chemisches Element oder eine chemische Verbindung in seiner reinen Form. So beschreibt ein Prozess die Umformung, den Transport oder die Lagerung von Gütern und Stoffen (ÖNORM S 2096-1, 2096-2), wie etwa Vorgänge in einer Anlage. Weiter wird er oft als Black Box betrachtet, so dass Vorgänge innerhalb des Prozesses nicht berücksichtigt werden. Durch die Einführung mehrerer Subprozesse können jedoch auch Abläufe innerhalb eines Prozesses betrachtet werden. Inputs sind Materialflüsse in einen Prozess hinein, fließen sie aus einem Prozesse hinaus spricht man von Outputs (ÖNORM S 2096-1, 2096-2). Ein Fluss entspricht der Bewegung der untersuchten Güter und Stoffe zwischen einzelnen Prozessen. Er besitzt die Einheit Masse pro Zeit und wird häufig auch als „Fracht“ bezeichnet (ÖNORM S 2096-1, 2096-2).

Nach HELLWEG et al. (2015) kann eine Stofffluss -und Materialanalyse in vier teils iterative Schritte eingeteilt werden. Sie lassen sich folgendermaßen aufgliedern.

Der erste Schritt enthält das Konzept. Hierbei wird für eine bestimmte Fragestellung ein System definiert. Dieses beinhaltet die Systemgrenze, die Güter, Prozesse und eines oder mehrere Stoffe. Das Ergebnis ist eine Liste der Systemelemente und ein Güterflussdiagramm, das den Systemaufbau beschreibt. Das Resultat der SFA wird stark von der Wahl der Systemgrenzen beeinflusst, deshalb sollten alle für die Fragestellung relevanten Elemente miteinbezogen werden. Der zweite Schritt umfasst die Datenerhebung. Es sollen die Daten zu den Güterflüssen, Stoffkonzentrationen sowie Lagerbeständen ermittelt, gemessen und abgeschätzt werden. Der dritte Schritt beinhaltet die Simulation. Hierbei wird das System mit den erhobenen Daten berechnet. Flüsse, Lager und Prozesse werden durch mathematische Modellierung beschrieben. Der vierte Schritt besteht aus der Analyse. Neben einer schematischen Darstellung wird eine Sensitivitätsanalyse angeführt, sowie eine Interpretation der Ergebnisse. Letzteres beinhaltet die Identifizierung der wichtigen Quellen und Senken eines Stoffes. Weiter sollen die relevanten Prozesse beschrieben werden, da sie Aufschluss über die Steuerung oder Verbesserung des Systems geben können. Mögliche Steuerungseingriffe sind Veränderungen in den eingesetzten Gütern, ihrer Stoffkonzentrationen oder in den Prozessen.

Die Sensitivitätsanalyse ist ein Mittel um festzustellen, welche Auswirkung die Änderungen von Parametern auf die Variablen haben. Dies zeigt auf, wie sensitiv beispielsweise ein Stofffluss auf kleine Veränderungen von Parametern reagiert. Diese können in etwa Messungenauigkeiten sein. Bewirkt eine kleine Änderung von Eingabegrößen eine große Veränderung der Variable, so hat die Variable eine große Sensitivität und reagiert stark auf Unsicherheiten der Parameter (HELLWEG et al., 2015).

Die Beschreibung der Stoffflusssysteme ist entweder mittels Flussdiagramms oder mit Input-Output-Tabellen möglich (HELLWEG et al., 2015). In der Arbeit wurde das Flussdiagramm verwendet. Der allgemeine Aufbau eines Flussdiagramms ist folgendermaßen. Prozesse werden in der Form von Kästen dargestellt, Flüsse sind Pfeile, die die Kästen verbinden. Gibt es ein Lager, wird es als Box in einem Kasten gekennzeichnet. Die Flüsse erhalten einen Namen oder eine Bezeichnung wie etwa F1, bzw. Axy (vgl. Abbildung 11). Die Richtung des Flusses ist von links nach rechts, Flüsse außerhalb der gesetzten Systemgrenze werden mit einer 4 oder ggf. mit einer 0 bezeichnet. In der Abbildung ist ersichtlich, dass der Input des Prozesses 1 der Fluss A41 und sein Output der Fluss A12 ist. Generell dürfen Flüsse keine Abzweigungen enthalten, sie sollen nicht ineinander übergehen oder sich ohne dazwischen geschalteten Prozess teilen. Jeder Fluss verkörpert ein spezifisches Gut oder einen Stoff. Es ist wichtig vor der Modellierung die Prozesse und Flüsse genau zu definieren.

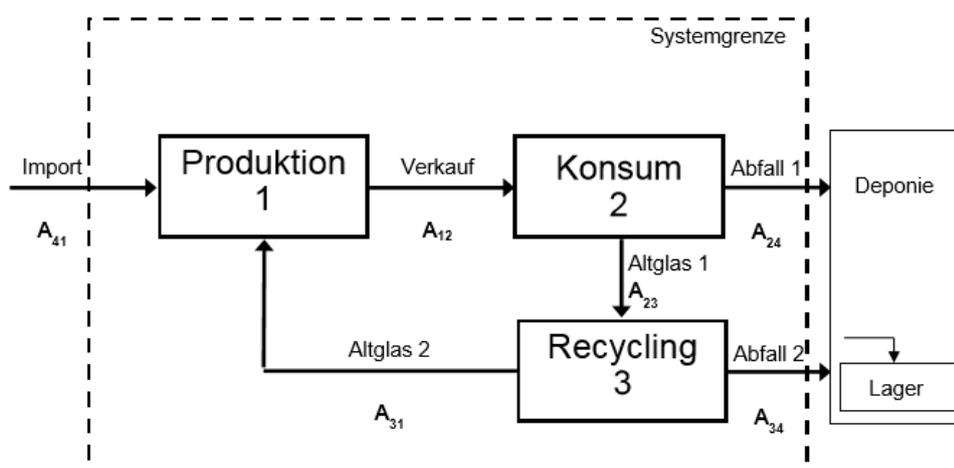


Abbildung 11: Aufbau eines Flussdiagramms (HELLWEG et al. 2015)

Weitere zu definierenden Begrifflichkeiten sind nachfolgend genannt.

Der Transferkoeffizient $k_{x,j}$ gibt den Anteil des gesamten in den Prozess eingebrachten Stoffs x wieder, der in das Outputgut j übergeht (vgl. Gleichung 1)

$$k_{x,j} = \frac{\text{Output}_{x_j}}{\sum_i \text{Output}_{x_i}}$$

Gleichung 1: Berechnung des Transferkoeffizienten

Die Transferkoeffizienten aller Outputgüter müssen zusammen gerechnet immer 1 ergeben, wie Gleichung 2 zeigt. Transfers in Lager werden bei der Berechnung ebenfalls als „Outputs“ gesehen und folglich ebenfalls addiert. Falls die Fragestellung es bedingt, kann für die Berechnung der Transferkoeffizienten nur ein Teilinput berücksichtigt werden (ÖNORM S 2096-1, 2096-2).

$$\sum_j k_{x,j} = 1$$

Gleichung 2: Berechnung des Transferkoeffizienten

Die Transferkoeffizienten eines Stoffes sind unabhängig von der Zusammensetzung des Gesamtinputs, weshalb sie den Systemparametern zugeordnet werden. Somit ist der Transferkoeffizient eine konstante, prozessspezifische Kenngröße, die durch die Anlage und Betriebsweise bedingt ist (ÖNORM S 2096-1, 2096-2).

Transferkoeffizienten werden gebraucht für eine übersichtliche Darstellung der Ergebnisse, um Rückschlüsse auf die Aufkonzentrierung oder Verdünnung eines Stoffes zuzulassen, oder zur Beurteilung der Effizienz (ÖNORM S 2096-1, 2096-2).

4.2 Softwareprogramm STAN

STAN ist das Akronym zu Software für Stoffanalysen. Das Software Programm STAN wird verwendet, um eine mathematisch sinnvolle Gesamtbilanz der Stoffströme zu erstellen. STAN ist eine frei zugängliche Software zur Erstellung von Güter- und Stoffflussanalysen gemäß ÖNORM S 2096-1, 2096-2.

Entwickelt wurde sie von Oliver Cencic an der Technischen Universität Wien. Es können Systeme modelliert, Datenunsicherheiten in die Rechnung inkludiert und eine Grafik der Resultate als Sankey-Diagramm erstellt werden. Generell werden die Prozesse als Blackbox definiert, somit werden keine detaillierten Angaben zu den inneren Abläufen des Prozesses gemacht oder diese berücksichtigt. STAN wertet nur die Inputs und Outputs, andernfalls muss der Prozess als Subsystem mit Subprozessen definiert werden (CENCIC u. RECHBERGER, 2008).

Für eine Berechnung unbekannter Mengen, wird das graphische Modell, das in STAN bestimmt wird, automatisch in ein mathematisches Modell umgewandelt. Hierbei werden folgende Grundgleichungen verwendet (CENCIC u. RECHBERGER, 2008):

Ausgleichsgleichung

$$\sum \text{inputs} = \sum \text{outputs} + \text{change in stock}$$

Gleichung 3: Ausgleichsgleichung in STAN

Transferkoeffizientengleichung

$$\text{output}_x = \text{transfer coefficient}_{\text{to output } x} \cdot \sum \text{inputs}$$

Gleichung 4: Transferkoeffizientengleichung in STAN

Lagergleichung

$$\text{stock}_{\text{Period } i+1} = \text{stock}_{\text{Period } i} + \text{change in stock}_{\text{Period } i}$$

Gleichung 5: Lagergleichung in STAN

Konzentrationsgleichung

$$\text{mass}_{\text{substance}} = \text{mass}_{\text{good}} \cdot \text{concentration}_{\text{substance}}$$

Gleichung 6: Konzentrationsgleichung in STAN

Die Daten können mittels jeweiliger Einheit und Unsicherheit hinzugefügt werden. Hierbei gilt die Annahme, dass unsichere Daten normalverteilt sind und durch Mittelwerte ausgedrückt werden können (REISINGER et al., 2009). Eine Datenausgleichsrechnung kann durchgeführt werden, falls mehr Daten als erforderlich verfügbar sind. Für die Daten, die mit Unsicherheit gekennzeichnet wurden, können mittels der zusätzlichen Daten neue, besser passende Mittelwerte gebildet werden. Es werden somit auch die Unsicherheiten der Daten verringert.

STAN nutzt hierfür die Methode der kleinsten Fehlerquadrate und gewichtet nach den Datenunsicherheiten. Die angepassten Werte werden nach ihrer Plausibilität überprüft, indem getestet wird, ob die neuen angepassten Mittelwerte innerhalb eines 95 %-Konfidenzintervalls der Ausgangswerte liegen.

4.3 Verwendete Datenmaterialien

Die verwendeten Daten zu den Konzentrationen in den Kläranlagenabflüssen stammen aus der Studie “Emissionen ausgewählter prioritärer und sonstiger Stoffe aus kommunalen Kläranlagen“ (CLARA et al., 2017). Die Daten zu den Schwermetallen im Klärschlamm der entsprechenden Anlagen stammen aus Erhebungen von AMANN et al. (2019). Die Arbeit bezieht sich auf die Transferkoeffizienten der ausgewählten ARAs aus CLARA et al. (2017). Die Ablaufkonzentrationen aus CLARA et al. (2017) sind Messwerte aus dem Jahr 2016. Wohingegen die Klärschlammfrachten für ARA 1 aus 2018, für ARA 4 aus 2017 und für ARA 8 aus 2017 stammen (AMANN et al., 2019).

CLARA et al. (2017) ist bezüglich der Kläranlagenauswahl wie folgt vorgegangen. Die Auswahl der Kläranlagen für die Datenerfassung sollte möglichst repräsentativ für ganz Österreich gestaltet werden. Aufgrund dessen wurden die kommunalen Kläranlagen in sechs Kategorien abhängig von Einleiterstruktur im Einzugsgebiet und Ausbaugröße eingeteilt (vgl. Abbildung 12).

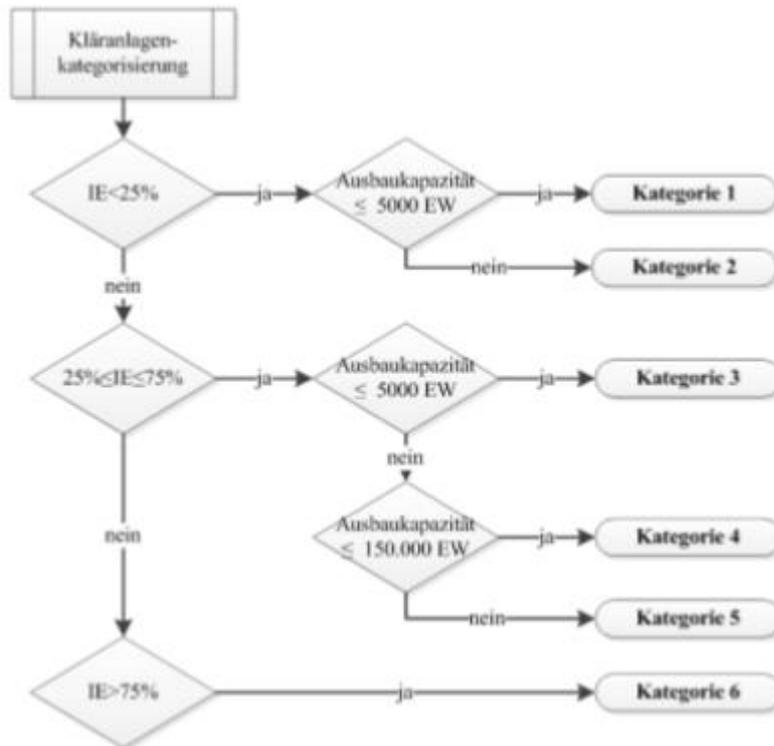


Abbildung 12: Kategorieneinteilung der Kläranlagen in CLARA et al. (2017)

Für das Untersuchungsprogramm wurden Kläranlagen der Kategorien 4 und 5 ausgewählt. Die beiden Kategorien umfassen in Bezug auf die Ausbaukapazität (≤ 150.000 EW) den maßgeblichen Anteil der österreichischen Kläranlagen. CLARA et al. (2017) wählen acht Kläranlagen, die in Tabelle 24 anonymisiert beschrieben werden. Es handelt sich dabei um fünf einstufige Belebungsanlagen und drei zweistufige Belebungsanlagen (CLARA et al., 2017). In der aktuellen Arbeit konnten für die Ermittlung der Metalltransferkoeffizienten nur die ARA1, 4 und 8 berücksichtigt werden, da zu den ARAs alle notwendigen Daten verfügbar sind.

Tabelle 24: Beschreibung der bilanzierten Kläranlagen (CLARA et al., 2017)

Kennung	Kanalisation	Reinigung	Verfahren	Relevante Indirekteinleiter
ARA 1	M 95% T 5%	C, P, N, D	Einstufige Belebungsanlage, anaerobe Schlammstabilisierung	Molkerei, Gewerbe gemischt
ARA 4	M 75% T 25%	C, P, N, D	Einstufige Belebungsanlage, anaerobe Schlammstabilisierung	Großküchen, Deponiesickerwasser, sonstige Industrie
ARA 8	M 80 % T 20%	C, P, N, D	Zweistufige Belebungsanlage	Gewerbe gemischt

Darüber hinaus sind weitere Kennwerte zu den Anlagen gegeben. Diese sind in der Tabelle 25 zusammengefasst.

Tabelle 25: Kennwerte der untersuchten Anlagen (CLARA et al., 2017)

Kennung	Indirektleiteranteil [%]	Auslastung [%]
ARA 1	0,37	0,55
ARA 4	0,54	0,45
ARA 8	0,43	0,83

Die Werte entstammen vier Probenahmen der beteiligten Kläranlagen. Die Probenahmen wurden im Winter, im Frühjahr, im Sommer und im Herbst 2016 durchgeführt. Die dadurch generierten Wochenmischproben wurden weiter an die chemischen Analytik geben (CLARA et al., 2017).

Im Rahmen des Untersuchungsprogramms wurden 94 Spurenstoffe aus unterschiedlichen Stoffgruppen erfasst. Dazu wurden die Referenzparameter abfiltrierbare Stoffe, CSB der Gesamtprobe und der filtrierten Probe, Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor gemessen (CLARA et al., 2017). Die Metalle Blei, Cadmium, Kupfer, Nickel und Zink wurden nach saurem Aufschluss im Mikrowellen-Hochdruck-Autoklaven MLS bei 200 °C mittels ICP-MS (Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma) bestimmt. Der interne Standard wurde durch Rhodium vorgegeben. Quecksilber wurde sauer im Mikrowellen-Hochdruck-Autoklaven MLS bei 200 °C aufgeschlossen. Es wurde durch Amalgamierung mit Umladung und anschließender Atomfluoreszenzmessung bestimmt. Die Bestimmungs- und Nachweisgrenzen der analytischen Bestimmung der Schwermetalle sind in der Tabelle 26 zusammengefasst (CLARA et al., 2017).

Tabelle 26: Bemessungs- und Nachweisgrenze der Probenahmen (CLARA et al., 2017)

Stoff	Bestimmungsgrenze [$\mu\text{g/l}$]	Nachweisgrenze [$\mu\text{g/l}$]
Blei	0,50	0,10
Cadmium	0,050	0,020
Kupfer	1,0	0,10
Nickel	4,0	1,0
Quecksilber	0,001	0,0003
Zink	1,0	0,20

4.4 Erstelltes Systembild

4.4.1 Systemdefinition

In diesem Kapitel wird das angenommene System für die Stoffflussanalyse definiert. Die Abbildung 13 zeigt den Aufbau des betrachteten Systems.

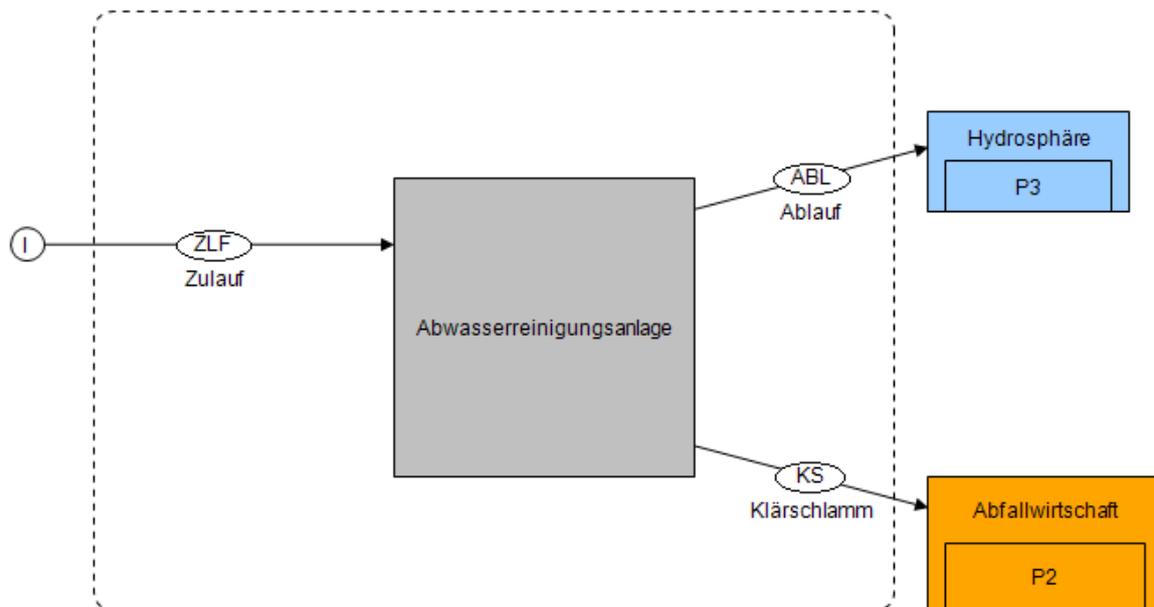


Abbildung 13: Systembild der Stoffflussanalyse

Die Analyse umfasst folgende Annahmen:

Systemgrenze

Das betrachtete System beginnt mit dem Zulauf des Abwassers in die Reinigungsanlage und endet mit dem Ausfluss aus der ARA. Hier teilt sich die Stoffmenge in die Transformation zu Klärschlamm oder in den Ablauf hinein in die Hydrosphäre. Die zeitliche Systemgrenze ist auf ein Jahr festgelegt.

Güter und Stoffe

Die Ebene der Güter beinhaltet das zufließende Abwasservolumen, das die Konzentration der betrachteten Schwermetalle enthält. Die berücksichtigten Stoffe im System sind die Schwermetalle Blei, Cadmium, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink. Für sie wurde in STAN jeweils eine eigene Ebene mit deren jährlicher Fracht erstellt.

Prozesse

Innerhalb der definierten Systemgrenze befindet sich ein Prozess. Dieser ist die Abwasserreinigungsanlage. Der Prozess der Abwasserreinigungsanlage hat als Importfluss den „Zulauf“. Der Zulauf besteht aus der zuströmenden Abwassermenge, die die Schwermetalle enthält. Eine Unterscheidung der untersuchten Schwermetalle und der Wasserzulaufmenge ist durch die Einteilung in verschiedene Ebenen möglich.

Der Prozess der Abwasserreinigungsanlage besitzt zwei Outputflüsse. Der erste Fluss „Ablauf“ enthält die Schwermetallmenge, die in den Prozess 3 „Hydrosphäre“ gelangt. Dies gibt folglich an, wie hoch die Fracht der untersuchten Schwermetalle ist, die in den Vorfluter der Kläranlage gelangen. Der zweite Outputfluss, der in den Prozess „Abfallwirtschaft“ mündet, gibt die Schwermetallfracht an, die in den Klärschlamm gelangt. Die beiden Prozesse „Abfallwirtschaft“ und „Hydrosphäre“ sind als Lager definiert. Weitere Flüsse werden nicht bilanziert, sind aber in der Natur vorhanden.

4.5 Aufbereitung der Daten

Nach der Systemdefinition folgt die Datenerhebung, insbesondere zu den Güterflüssen, Stoffkonzentrationen sowie Lagerbeständen. Die Daten zu den Güterflüssen sind in Form der Angabe der jährlichen Wasserzulaufmenge und des Klärschlammanfalls angegeben.

Die Daten aus CLARA et al (2017) und AMANN et al. (2019) bilden die Grundlage für die Stoffkonzentrationen der Schwermetalle. Sie wurden wie folgt aufbereitet, um sie modellieren zu können.

Werte im Ablauf

CLARA et al. (2017) führten durchflussproportionale Tagesmischproben durch, die zu Wochenmischproben erweitert wurden. Diese Probennahmen wurden vier Mal durchgeführt, im Winter, Frühling, Sommer und Herbst 2016.

Es standen für die Anlagen 1 und 4 jeweils vier Messungen für die einzelnen Schwermetalle im Ablauf zur Verfügung. Für die Anlage 8 wurden reguläre Messungen der Schwermetalle ebenfalls vier Mal durchgeführt. Jedoch fanden noch vier zusätzliche Messungen für die Metalle Quecksilber, Kupfer, Nickel und Zink statt, sodass von diesen Metallen insgesamt acht Messwerte verfügbar sind.

Aus den Messwerten wurde jeweils das arithmetische Mittel gebildet. Anschließend wurde ebenfalls die mittlere Abweichung bestimmt. Der jeweilig berechnete Mittelwert für die Schwermetallkonzentration im Ablauf stellt die Grundlage dar für die weitere Berechnung. Er wird mit der gegebenen Durchflussmenge des Zulaufwassers multipliziert und ergibt somit die gesamte Fracht des jeweiligen Schwermetalls im Jahr.

Zusätzlich wurde die mittlere Abweichung der Werte verwendet, um die Unsicherheit der Daten widerzugeben. Die Unsicherheit bezieht sich auf die unterschiedlichen Messwerte des Ablaufs. Die verwendete Excel Funktion „Mittelabw“ gibt „die durchschnittliche absolute Abweichung einer Reihe von Merkmalsausprägungen und ihrem Mittelwert zurück“ (MICROSOFT WINDOWS). Es kann somit als Maß für die Streuung der Werte innerhalb einer Datengruppe angesehen werden. Im Gegensatz zur Standardabweichung wird größeren Abweichungen weniger Bedeutung zugesprochen. Dieser Ansatz wurde gewählt, um mögliche Einflüsse durch Ausreißer aufgrund von Messfehlern möglichst gering zu halten.

Die mittlere Abweichung wurde hierbei ebenfalls mit der gesamten Zulaufmenge multipliziert, um die Schwankung der Jahresfracht zu erhalten. In der Modellierung mittels STAN wurde die mittlere Jahresfracht eingegeben, zusammen mit der Unsicherheit. Das Programm führt eine Ausgleichsrechnung durch unter Berücksichtigung der Unsicherheit. Das Ergebnis sind angepasste Werte, die weiterverwendet werden können.

Werte des Klärschlamm

Die Werte für die Schwermetallfrachten im Klärschlamm wurden folgendermaßen berechnet. Die gemessenen Konzentrationen der einzelnen Schwermetalle in mg/kg TS wurden mit dem jährlichen Anfall an Klärschlamm multipliziert. Daraus ergibt sich die jährliche Fracht des jeweiligen Schwermetalls im Klärschlamm. Messunsicherheiten der Datenwerte konnten hierbei nicht berücksichtigt werden, da es nur eine einzelne Messung der Konzentration pro Schwermetall gibt.

Werte im Zulauf

Die Zulaufwerte sind nicht gegeben. Sie wurden errechnet aus den Frachten im Ablauf und im Klärschlamm. Die dazugehörige Unsicherheit wird von der ermittelten Unsicherheit im Ablauf übernommen. Der Eintrag an Schwermetallen durch die Fällmittelzugabe ist durch diese Berechnungsmodalität bereits im Zulauf enthalten.

Berechnung der Transferkoeffizienten

Die Transferkoeffizienten des Klärschlamm werden nach Gleichung 1 berechnet. Es wird für das jeweilige Schwermetall die jährliche Fracht im Klärschlamm durch die jährliche Fracht im Zulauf zur Kläranlage dividiert.

4.6 Grundlage der ökologischen Bewertung einer Modellkläranlage und Sensitivitätsanalyse

Das Life Cycle Assessment (LCA) für eine Modell- Kläranlage wird eingesetzt, um festzustellen, in wie weit eine Änderung der ermittelten Transferkoeffizienten für die Schwermetalle im Klärschlamm die ökologische Auswirkung einer Kläranlage beeinflusst. Es wird dabei das Szenario der Ausbringung des Klärschlamm als Dünger auf landwirtschaftliche Felder betrachtet.

Das LCA wird angewandt, um die Umweltaspekte und potenziellen Umweltauswirkungen im Verlauf des Lebenszyklus eines ökonomischen Produkts bzw. einer Dienstleistung über den gesamten Prozess hinweg zu bewerten. In der vorliegenden Arbeit wurde die Dienstleistung „Abwasserreinigung“ evaluiert. Die Normen ISO14040 und ISO14044 bildeten die Ausgangspunkte für die Erstellung des LCA. Die ökologischen Indikatoren für die Bewertung der Umweltauswirkungen umfasst folgende Impact-Kategorien: Klimawandel, Ozonabbau, Eutrophierung, Versauerung, Humantoxizität, Partikelmissionen, ionisierende Strahlung, Umwelttoxizität, photochemische Ozonbildung, Landnutzung und Ressourcenverbrauch. Relevant für die Schwermetalle sind jedoch Humantoxizität und „Süßwasser Umwelttoxizität“.

Die Bewertungsgrundlage bildet eine Modellkläranlage mit einer Auslegungsgröße von 125.000 EW. Die verwendete Modellkläranlage beinhaltet die herkömmliche Verfahrenstechnik österreichischer Kläranlagen mit CSB/N/P-Entfernung in einem einstufigen Belebungsverfahren mit Schlammfäulung. Die Auslastung wurde bei 75% bzw. 100.000 EW festgelegt. Die Stofffrachten und die Abwassermenge im Zulauf sind mit den folgenden EW-spezifischen Eingangsdaten berechnet: 120 g CSB/(EW.d); 9 g Ges. N/(EW.d); 1,8 g Ges. P/(EW.d); 200 L/(EW.d). Mehr Informationen über die Modell-Kläranlage sind in PARRAVICINI et al. (2020) zu entnehmen.

Die Schwermetallfrachten im Zulauf zur Modell-Kläranlage wurden wie bei EGLE et al. (2016) gewählt. Darin wurden auch die Frachten an Schwermetallen, die im Fällmittel (Eisendreichlorid-Lösung) für die Phosphatfällung enthalten sind, berücksichtigt. Die

Schwermetalle Arsen und Chrom werden im Modell auch abgebildet, diese wurden jedoch bei der Sensitivitätsanalyse nicht variiert, weil sie nicht Gegenstand der vorliegenden Arbeit sind.

Bei der LCA werden die direkten Auswirkungen/Emissionen der Kläranlage durch die indirekten Emissionen erweitert, die durch den Verbrauch von Energieträgern und Gütern entstehen. Die Bilanzgrenze der Life Cycle Inventur sind in Abbildung 14 dargestellt. Anders als bei PARRAVICINI et al. (2020) wurde für diese Arbeit die Option der landwirtschaftlichen Verwertung von Klärschlamm an Stelle der Mono-Verbrennung gewählt. Der Strom aus der energetischen Biogas-Verwertung im Blockheizkraftwerk, der in das Stromnetz eingespeist wird, sowie der Stickstoff- und Phosphor-Mineraldünger, der sich durch die Aufbringung von Klärschlamm substituieren lässt, wurden mittels Gutschriften im LCA berücksichtigt.

Die Abschätzung der Umweltauswirkungen erfolgte anhand der Datensätze der Datenbank ecoinvent v3.5 (ECOINVENT ASSOCIATION 2018). Für die Wirkungsabschätzung der Wirkungskategorien Humantoxizität und Ökotoxizität wurde in Anlehnung an die Empfehlungen von HAUSCHILD et al. (2012) die USEtox Methode angewandt. Die Berechnungen wurden mit Unterstützung des Programms EASETECH V2.8.9 durchgeführt.

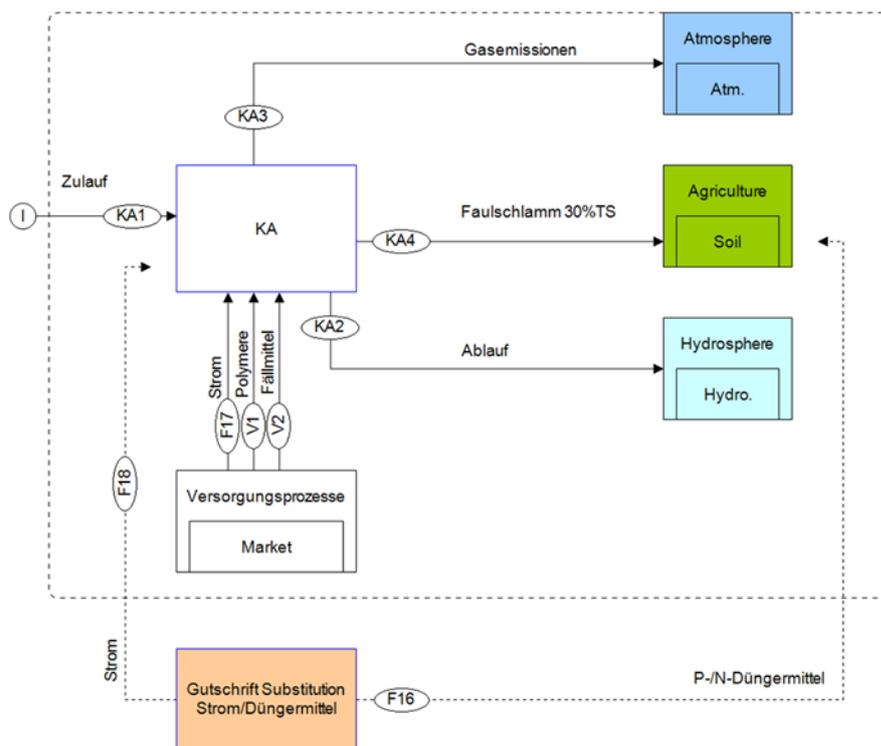


Abbildung 14: Bilanzgrenzen der LCA von PARRAVICINI et al. (2020)

Das Modell USEtox ist entstanden aus der Verknüpfung von „midpoint“ zu „endpoint“ Modellen nach wissenschaftlichem Konsensus (HAUSCHILD et al., 2012). Das verwendete USEtox Modell ist ein Umweltmodell für die LCA, um toxikologische Einflüsse auf den Menschen und die Umwelt charakterisieren zu können. Es geht darum das Verstehen und Management von Chemikalien in der Umwelt zu verbessern (HUIJBREGTS et al., 2015). Es bezieht sich auf die Wirkungskategorien „Humantoxizität“ und „Süßwasser Umwelttoxizität“ (HAUSCHILD et al. 2008; zit. bei HAUSCHILD et al., 2012).

USEtox wird empfohlen für die Modellierung der Kategorie „Humantoxizität, carcinogenic und non-carcinogenic“. Es umfasst eine große Zahl an Charakterisierungsfaktoren bezüglich der

menschlichen Toxikologie. Die Ergebnisse für Metalle aus dem Modell sind zwar empfohlen, sollten aber mit Vorsicht angewandt werden (HAUSCHILD et al., 2012).

USEtox wird empfohlen für die Evaluierung von „Süßwasser Umwelttoxizität“. Das Modell simuliert wie hoch der Anteil der gesamten Umweltbelastung auf das Süßwasser ist. Es integriert aktuelle wissenschaftliche Ergebnisse in die Berechnung. Die Resultate des Modells für Metalle werden als empfohlen angesehen, sollten aber mit Vorsicht angewandt werden (HAUSCHILD et al., 2012).

Das Modell USEtox setzt folgende Berechnungen und Annahmen voraus. Es ist als Matrixverbund aufgebaut mit unterschiedlichen Matrizen, die Verbleib der Substanz mit Anfälligkeit des Systems und den jeweiligen Auswirkung kombinieren (BIJSTER et al., 2018).

Der finale Einfluss durch ein Produkt oder eine Dienstleistung wird durch ein sogenanntes „Impact Score“ (IS) ausgedrückt. Dieser beinhaltet den Charakterisierungsfaktor (CF) und die Fracht der jeweiligen Substanz (M). Er errechnet sich nach der Gleichung 7 (ECETOC, 2016):

$$IS = \sum_x \sum_i CF_{i,x} \cdot M_{i,x}$$

Gleichung 7: Berechnung des Impact Scores (IS) für das USEtox Modell

$CF_{x,i}$ ist der Charakterisierungsfaktor für die Substanz, die in das Kompartiment x gelangt (CTUe/kg). Es repräsentiert den möglichen Schaden durch eine Substanz in dem Kompartiment. $M_{x,i}$ entspricht der emittierten Fracht der Substanz i in das Kompartiment x in (kg/d) (ECETOC, 2016). Der Impact Score errechnet sich folglich aus der Summe aller Einflüsse der enthaltenen Substanzen, die Emissionen in die drei Kompartments Luft, Wasser und Boden abgeben (ECETOC, 2016).

Die verwendete Einheit CTU steht für „Comparative Toxic Unit“. Für die Betrachtung der Süßwasser Umwelttoxizität beinhaltet sie die mögliche betroffene Fraktion an Tier- und Pflanzenarten (PAF) pro Kubikmeter pro Tag je emittiertem Kilogramm [PAF.m³ day.kg⁻¹ emittiert] (BIJSTER et al., 2018).

Für Einwirkungen auf die menschliche Gesundheit wird ebenfalls die Einheit CTU verwendet. Sie bezieht sich in diesem Fall auf die geschätzte Steigerung der Sterberaten in der gesamten Bevölkerung pro Masseneinheit der emittierten Chemikalie. Es wird gleichwertig zwischen cancerogenen und nicht-cancerogenen Effekten gewertet, da es keine genaueren Einblicke dazu gibt [CTUh je emittiertem kg] = [Krankheitsfälle je emittiertem kg]. Für die menschliche Gesundheit spiegelt es die Änderung der Zusammensetzung der PAF aufgrund einer Änderung der Konzentration wider [PAF m³ kg⁻¹] (BIJSTER et al., 2018).

Der Transfer zwischen den Kompartimenten und toxische Effekte einer Substanz werden mittels des Charakterisierungsfaktors beschrieben. Er ergibt sich nach der Gleichung 8, wobei der obere Teil den CF für die Umwelttoxizität und der untere Teil den CF für die Humantoxizität beschreibt (BIJSTER et al., 2018).

$$\begin{aligned} CF &= EF \cdot XF \cdot FF \\ &= EF \cdot iF \quad (\text{for human toxicity}) \end{aligned}$$

Gleichung 8: Berechnung des Charakterisierungsfaktors (CF) in USEtox

FF steht für den Faktor des Verbleibs der betrachteten Substanz, XF ist der Faktor der Exposition, EF steht für den Effektfaktor und iF beschreibt die Matrix der Einnahmepfade einer Chemikalie.

Der **Faktor des Verbleibs (FF)** beschreibt die Verweildauer einer Substanz in einem Kompartiment bis es in das nächste gelangt. Die FF werden mit Umweltverhaltensmodellen ermittelt, mit welchen der Transfer von Chemikalien zwischen verschiedenen Kompartiments und der Abbau quantifiziert werden. In den Modellen werden Eigenschaften der Chemikalien berücksichtigt, wie die Halbwertszeit und die Partitionskoeffizienten. Der Partitionskoeffizient wird benötigt, um die Konzentration einer Substanz in allen Umweltkompartimenten abzuschätzen, nachdem es zu Beginn in ein erstes Kompartiment gelangt ist. Je nach Substanz und Umweltkompartiment werden individuelle FF erstellt.

Der **Faktor der Exposition (XF)** beinhaltet den Anteil einer Substanz, die gelöst im Süßwasser vorliegt und deshalb bioverfügbar ist. Der gelöste Anteil ist abhängig von der Wasserchemie. Für die Betrachtung der „Süßwasser Umwelttoxizität“ wird die Wasserchemie der EU Süßwasser Archetypen V in DONG et al. (2014; zit. bei BIJSTER et al., 2018) herangezogen. Sie ergaben sich als gute Repräsentanten der durchschnittlichen Emissionen der Metalle für alle Süßwasser Archetypen in Europa.

Der **Effektfaktor (EF)** bezieht sich auf die Toxizität der Chemikalien, er wird aus sogenannten „Species Sensitivity Distributions“ (SSD) abgeleitet. Die „Species Sensitivity Distributions“ werden aus den Ergebnissen von Toxizitätstests mit Indikatorspezien abgeleitet (vgl. Abbildung 15). Es soll die Reaktion eines Ökosystems widerspiegeln. Der Effektwert ergibt sich als Kehrwert des HC50- Wertes des SSD Diagramms.

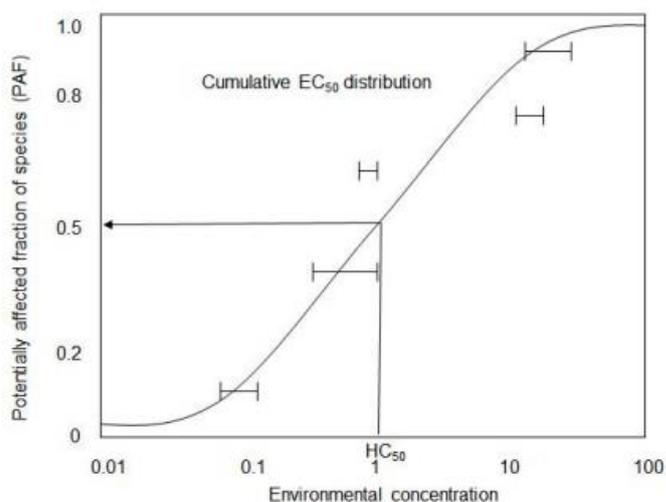


Abbildung 15: „Species Sensitivity Distributions“ in USEtox (BIJSTER et al., 2018)

Bezieht man sich auf die Humantoxizität errechnet sich der Charakterisierungsfaktor nach der Gleichung 8 (unterer Teil). Der Verbleibfaktor (FF) und der Faktor der Exposition (XF) werden durch die Matrix der Einnahmepfade der Substanz (iF) ersetzt. Sie ergibt sich nach der Gleichung 9.

$$iF = FF \times XF$$

Gleichung 9: Berechnung der Matrix der Einnahmepfade (iF) in USEtox

Die Größe von XF wird durch die Zahl der Einnahmepfade und die Zahl der betroffenen Kompartments bestimmt. XF repräsentiert somit die Aufnahme des Mediums durch den Menschen durch Inhalation und durch Nahrung. Dies geschieht über folgende Aufnahmepfade: Inhalation durch Luft, Aufnahme über Trinkwasser, Fleisch und Milchprodukte, landwirtschaftliche Produkte oder durch den Verzehr von Fisch. Für die Aufnahme von Metallen über landwirtschaftliche Produkte werden nur gemessene Daten verwendet.

Es ergeben sich folgende Annahmen über die Kompartments.

Boden

Das Kompartiment Boden ist aufgrund seiner räumlich ungleichen Struktur mit unterschiedlichen Bodenarten und Bodennutzungen schwer zu modellieren. Zusätzlich wird der Verbleib der Schwermetalle durch räumlich sehr variable Eigenschaften, wie Porosität, Wassergehalt oder Gehalt an organischem Material beeinflusst. USEtox nimmt deshalb zwei Arten von Boden auf kontinentaler und globaler Ebene an, den „natürlichen Boden“ und den „landwirtschaftlich genutzten Boden“. Der chemische Stofffluss von Boden zu Luft ist abhängig von der Tiefe des Eindringens der Substanz in den Boden. Der Boden wird als homogenes Kompartiment angesehen, das aus einer Gasphase, Wasserphase und einer Festphase besteht, welche immer im Gleichgewicht zueinander sind (BIJSTER et al., 2018).

Wasser

Das Kompartiment Wasser gibt es auf globaler und kontinentaler Ebene, nicht aber auf der urbanen Ebene. USEtox nimmt das Wasserkompartiment als homogene Boxen an, die aus jeweils einer Phase mit Schwebstoffen, mit gelösten (kolloiden) organischem Kohlenstoff (DOC) und mit Biota bestehen. Diese drei Phasen binden die Chemikalien und verhindern dadurch, dass sie an Stoffaustausch- und Abbauprozessen im Wasser teilnehmen können. Schwebstoffe stellen physikalische Transportmittel der Substanzen zwischen der Sediment-Wasser- Grenzfläche dar. Die DOC hindern die Chemikalien lediglich an Stoffaustausch- und Abbauprozessen. Es wird immer ein Gleichgewicht zwischen Wasser, Schwebstoffen, DOC und Biota angenommen. Die Wasserkompartimente auf kontinentaler und globaler Ebene werden kontinuierlich mit von außerhalb der Skala einfließendem Wasser, das Biota, Schwebstoffen und DOC enthält, versorgt (BIJSTER et al., 2018).

Die Abbildung 16 zeigt den Aufbau der Kompartments in USEtox auf globaler und kontinentaler Ebene. Die Pfeile zeigen einen Fluss von einem zu einem anderen System an. Der Halbkreis steht dafür, dass in diesem Kompartiment Abbau der Substanz möglich ist (BIJSTER et al., 2018).

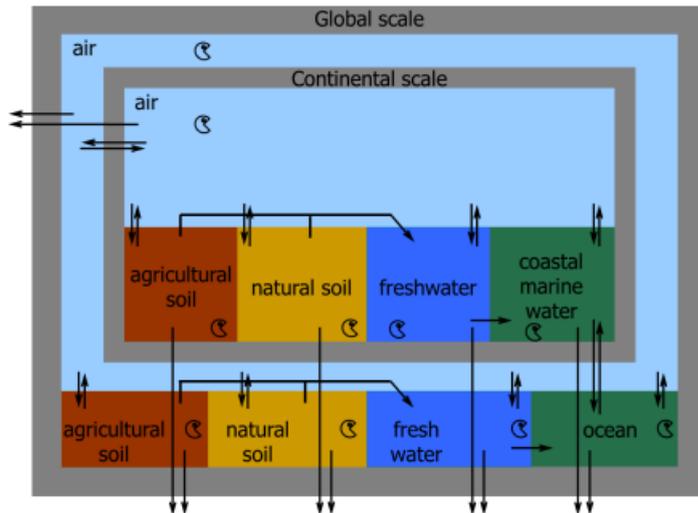


Abbildung 16: Anordnung und Aufbau der Kompartments in USEtox auf globaler und kontinentaler Ebene (BIJSTER et al., 2018)

Für den Transfer zwischen den Kompartments werden sechs verschiedene Möglichkeiten berücksichtigt, die jeweils durch Gleichungssysteme beschrieben werden. Diese sind die Deposition, der Transfer von Luft in Wasser und Boden, der Transfer von Wasser und Boden in die Luft, der Transfer von Boden in das Wasser, der Transfer von Wasser in den Boden und das Entfernen durch Einlagerungen, Auswaschung oder Deposition (BIJSTER et al., 2018).

5 Ergebnisse

5.1 Literaturlauswertung

Die Forschungsfrage 1 zielt darauf ab zu überprüfen, ob ein tendenzieller Anstieg der Transferkoeffizienten des Klärschlammes mit der Zeit zu erkennen ist. Die Transferkoeffizienten aus den Literaturquellen für die einzelnen Schwermetalle werden anhand der folgenden Bilder graphisch dargestellt. Die rote horizontale Linie innerhalb der Abbildung stellt jeweils den arithmetischen Mittelwert der Literaturdaten dar. Es wird eine Zeitspanne von 1987 bis 2014 betrachtet. Die Transferkoeffizienten nach FIRK (1986) werden in der Auswertung nicht berücksichtigt, da es sich um Einzelwerte einer älteren Studie handelt.

Abbildung 17 zeigt die Transferkoeffizienten des Klärschlammes aus der Literatur für Blei. Die berücksichtigten Werte stammen aus folgenden Literaturquellen: AULENBACH (1987), SCHÖNBERGER (1990), GOLDSTONE (1991), ZESSNER (1999), HOHENBLUM et al. (2000), LAMBERT et al. (2014). Die Werte bis 2000 bewegen sich mit Ausnahme eines Ausreißers um den Mittelwert von 0,80. Die Standardabweichung ist 0,09. Der Wert von 2014 liegt weitaus höher bei 0,97.

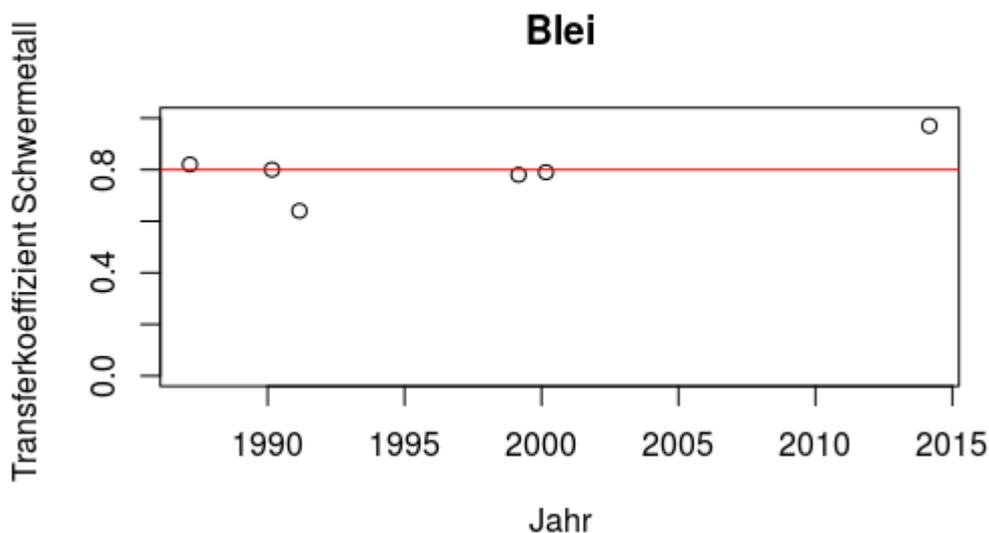


Abbildung 17: Transferkoeffizienten des Klärschlammes der Literaturwerte für Blei:

Abbildung 18 stellt grafisch die Transferkoeffizienten der Literaturwerte für Cadmium dar. Dies beziehen sich auf: AULENBACH (1987), SCHÖNBERGER (1990), GOLDSTONE (1991), ZESSNER (1999), LAMBERT et al. (2014). Sie variieren breit mit einer Standardabweichung von 0,14 um den Mittelwert von 0,72. Der Wert von 2014 zeigt ebenfalls den höchsten Transferkoeffizienten mit 0,92.

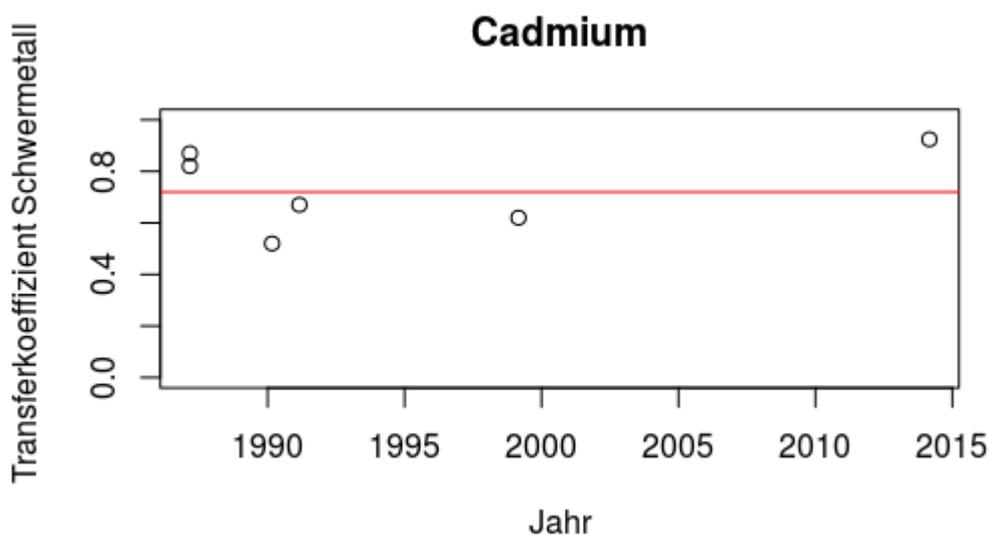


Abbildung 18: Transferkoeffizienten des Klärschlammes der Literaturwerte für Cadmium

Abbildung 19 beinhaltet die Transferkoeffizienten aus der Literatur und deren jeweiliges Jahr für Kupfer. Die Werte stammen von AULENBACH (1987), SCHÖNBERGER (1990), GOLDSTONE (1991), ZESSNER (1999), HOHENBLUM et al. (2000), CLARA et al. (2014). Die Werte sind nahe am Mittelwert von 0,79 und haben eine Standardabweichung von 0,05. Der Transferkoeffizient von 2014 ist ebenfalls am höchsten mit 0,88.

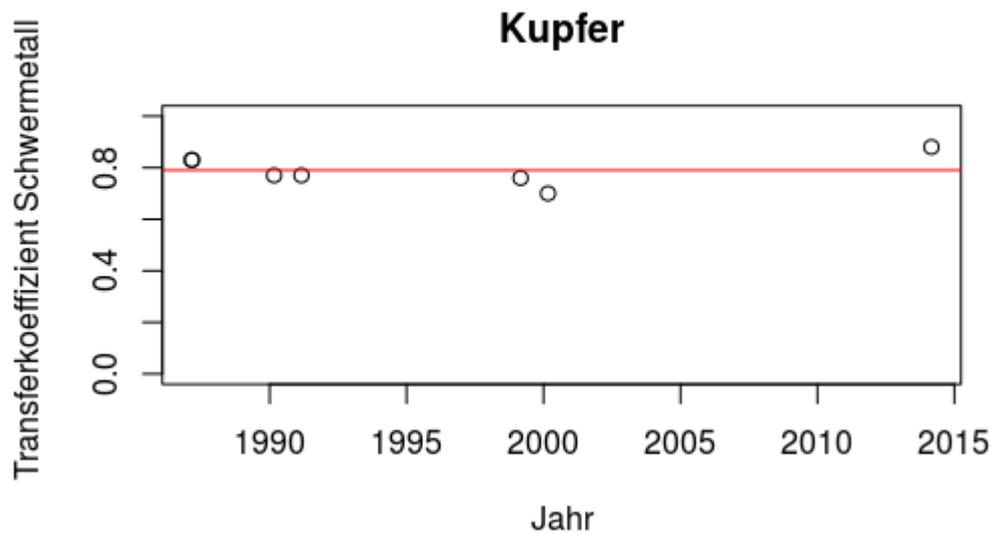


Abbildung 19: Transferkoeffizienten des Klärschlammes der Literaturwerte für Kupfer

Abbildung 20 zeigt die unterschiedlichen Transferkoeffizienten von Nickel. Die Literaturwerte sind von SCHÖNBERGER (1990), GOLDSTONE (1991), ZESSNER (1999), HOHENBLUM et al. (2000), LAMBERT et al. (2014), CLARA et al. (2014). Die Werte bis 2000 weisen eine niedrige Abweichung um den Mittelwert von 0,49 auf. Die aktuelleren Werte von 2014 jedoch weichen stark ab. LAMBERT et al. (2014) geben einen höheren Transferkoeffizienten von 0,63 an. Bei CLARA et al. (2014) sinkt der Transferkoeffizient jedoch stark auf 0,26. Es ergibt sich eine Standardabweichung von 0,10.

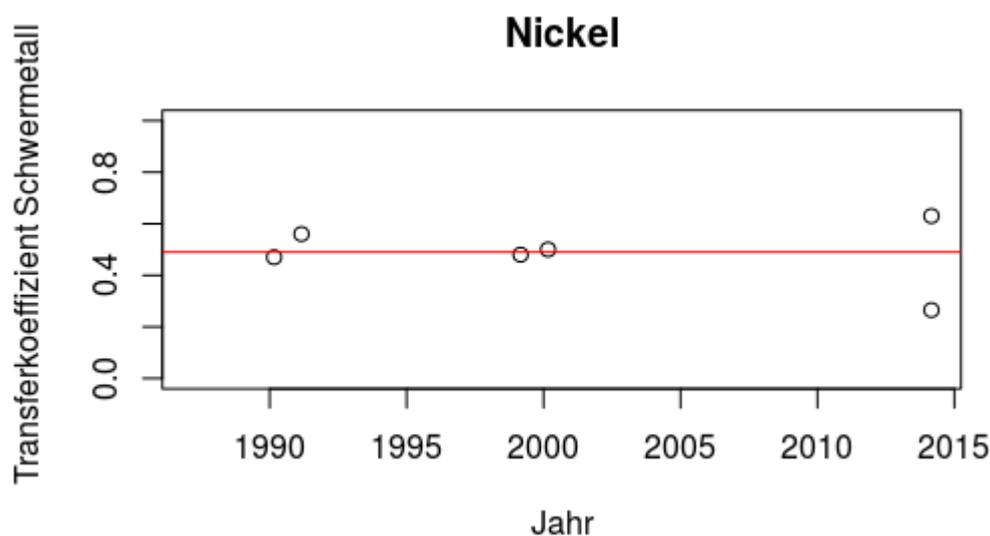


Abbildung 20: Transferkoeffizienten des Klärschlammes der Literaturwerte für Nickel

Abbildung 21 gibt die Transferkoeffizienten der Literatur für Quecksilber wieder. Diese beziehen sich auf AULENBACH (1987), SCHÖNBERGER (1990), GOLDSTONE (1991), ZESSNER (1999), HOHENBLUM et al. (2000), LAMBERT et al. (2014), CLARA et al. (2014). Die Werte liegen, bis auf das Jahr 1987, über dem Durchschnitt von 0,74. Es zeigt sich eine höhere Standardabweichung von 0,20. Für das Jahr 2014 ergeben sich sehr hohe Transferkoeffizienten des Klärschlammes von 0,90 (CLARA et al., 2014) und 0,98 (LAMBERT et al., 2014).

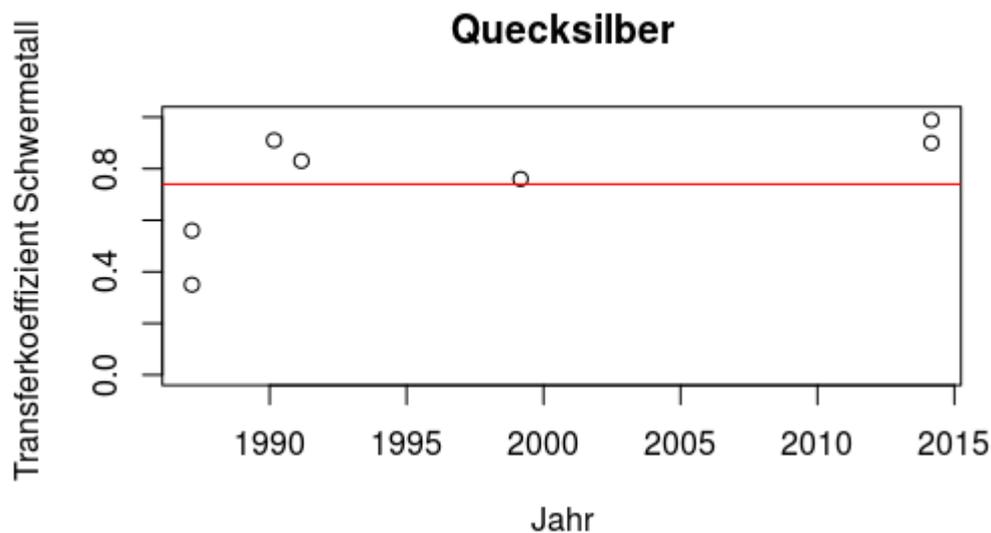


Abbildung 21: Transferkoeffizienten des Klärschlammes der Literaturwerte für Quecksilber

Die Abbildung 22 beinhaltet die Literaturdaten für Zink. Die Werte stammen von AULENBACH (1987), SCHÖNBERGER (1990), GOLDSTONE (1991), ZESSNER (1999), HOHENBLUM et al. (2000), LAMBERT et al. (2014), CLARA et al. (2014). Die Koeffizienten für 1987 sind unter dem Mittelwert von 0,66. Die restlichen Werte sind höher als der Mittelwert, insbesondere für das Jahr 2014 mit 0,85 (CLARA et al., 2014) und 0,86 (LAMBERT et al., 2014). Die Standardabweichung ist hoch mit 0,18.

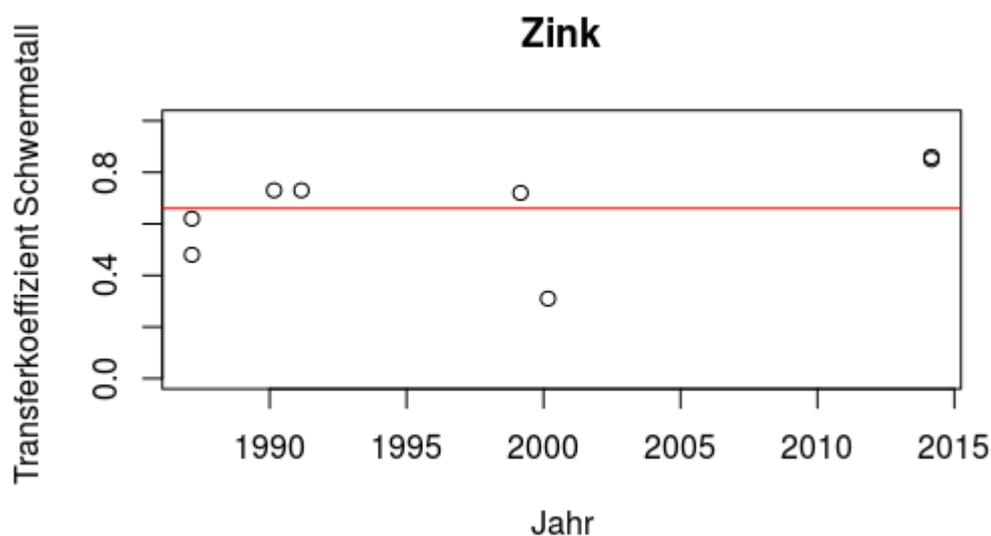


Abbildung 22: Transferkoeffizienten des Klärschlammes der Literaturwerte für Zink

Zusammenfassend, zeigt sich ein tendenzieller Anstieg der Transferkoeffizienten mit der Zeit. Besonders die Werte aus 2014 von LAMBERT et al. (2014) und CLARA et al. (2014) liegen meist über dem Mittelwert und den anderen Transferkoeffizienten. Es sollte jedoch berücksichtigt werden, dass es sich dabei um unterschiedliche Kläranlagen und Messkampagnen (Inkonsistenz bezüglich Anzahl und Art der Probenahme) handelt. Außerdem basiert die Auswertung bei manchen Schwermetallen auf einen einzigen Wert. Es ist somit fraglich, ob eine allgemeingültige Aussage über den Anstieg der Transferkoeffizienten mit der Zeit getroffen werden kann. Die Mittelwerte für die Transferkoeffizienten aus den genannten Literaturstudien sind in Tabelle 27 zusammengefasst. Sie zeigt auch die Standardabweichung

zum jeweiligen Mittelwert. Die Standardabweichung wird in diesem Fall verwendet, da auf den Literaturwerte weniger Einfluss durch Ausreißer beigemessen wird. Die Abweichung der Messdaten nach CLARA et al. (2017) hingegen wird durch die Mittelabweichung bestimmt, um mögliche Einflüsse durch Ausreißer zu reduzieren.

Tabelle 27: Zusammenfassung der Transferkoeffizienten und Standardabweichung aus den Literaturquellen

Stoff	Mittelwert [-]	Standardabweichung [-]
Blei	0,80	0,09
Cadmium	0,72	0,14
Kupfer	0,79	0,05
Nickel	0,49	0,10
Quecksilber	0,74	0,20
Zink	0,66	0,18

5.2 Ergebnisse der drei Kläranlagen

Die Forschungsfrage 2 zielt darauf ab, Transferkoeffizienten für die ausgewählten Schwermetalle zu evaluieren. Diese werden anhand der Messdaten von CLARA et al. (2017) und AMANN et al. (2019) berechnet. Für die drei untersuchten ARAs ergeben sich mittels der STAN Modellierung folgende Schwermetallaufteilungen in den Klärschlamm und in den Vorfluter.

5.2.1 Ergebnisse der Kläranlage ARA 1

Abbildung 23 zeigt die Stoffflussanalyse der ARA 1 für Quecksilber in kg pro Jahr. Es ist klar ersichtlich, dass der Großteil des Schwermetalls während des Reinigungsprozesses in den

Klärschlamm übergeht. Die Stoffflussanalysen für die restlichen, untersuchten Schwermetalle sind im Anhang aufgelistet.

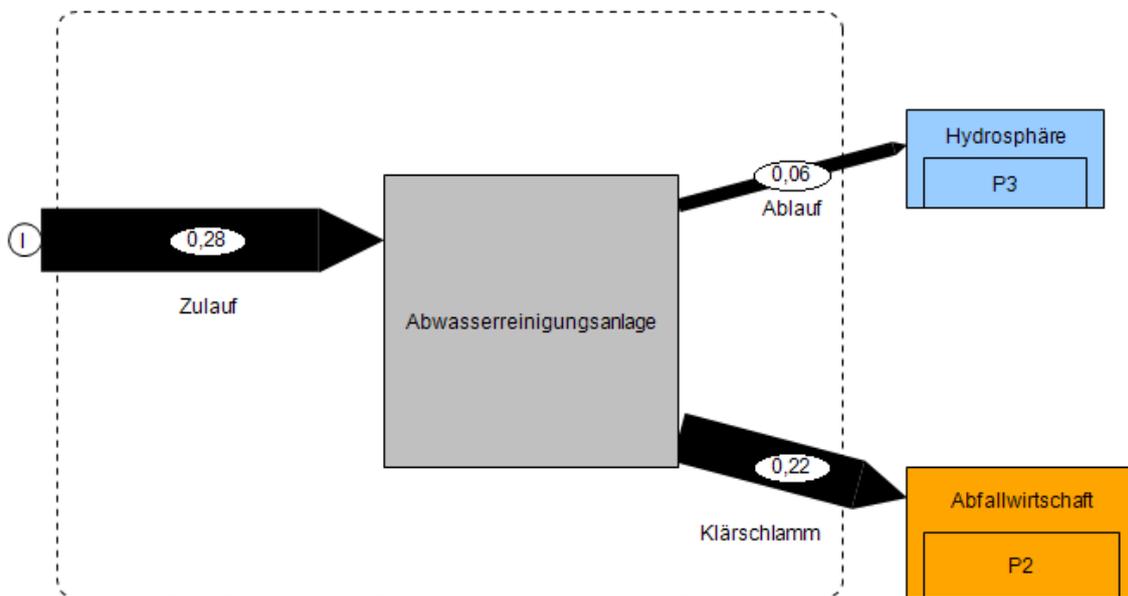


Abbildung 23: Quecksilberfluss ARA 1 in kg/a

Tabelle 28 gibt die Werte der Transferkoeffizienten für die ARA 1 an. Diese sind Jahresmittelwerte in Abhängigkeit der jährlichen Schwermetallfracht im Klärschlamm und der jährlichen Fracht, die in den Ablauf der ARA gelangt. Die mit Unsicherheit belastete Fracht ist für die ARA 1 so gering, dass sie in der Abbildung 23 nicht abgebildet ist.

Tabelle 28: Transferkoeffizienten für ARA 1

Stoff	Transferkoeffizient Klärschlamm [-]	Transferkoeffizient Hydrosphäre [-]
Blei	0,97	0,03
Cadmium	0,92	0,08
Kupfer	0,87	0,13
Nickel	0,75	0,25
Quecksilber	0,78	0,22
Zink	0,81	0,19

Den mittleren Schwermetallgehalt des Klärschlammes aus der ARA 1 zeigt Abbildung 24. Den größten Anteil hat Zink, gefolgt von Kupfer, Blei und Nickel. Quecksilber und Cadmium weisen sehr geringe Werte auf, weshalb sie im Diagramm kaum sichtbar sind.

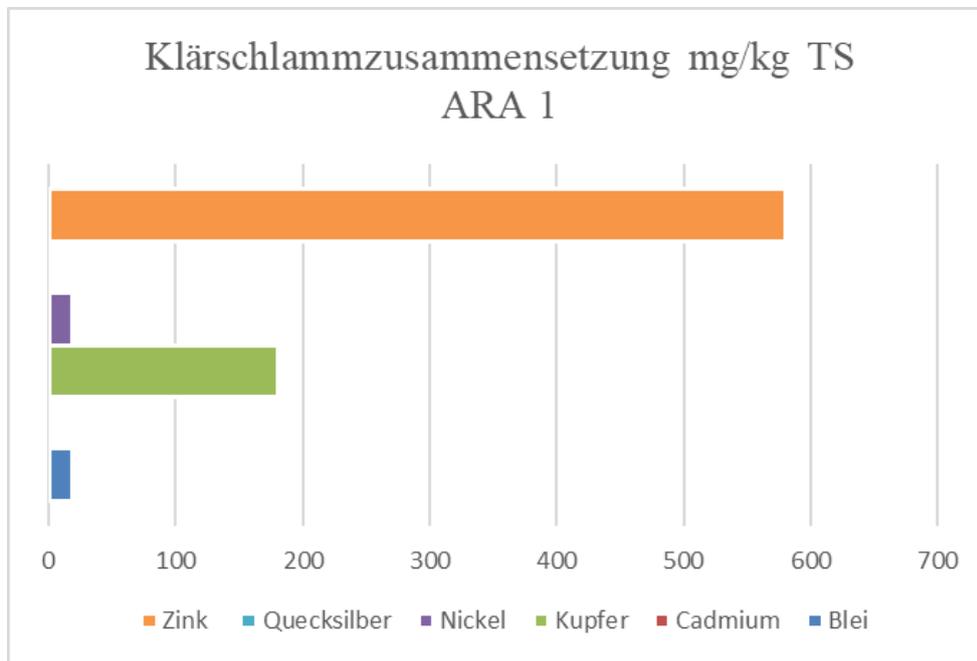


Abbildung 24: Klärschlammzusammensetzung bezüglich Schwermetalle in kg/a ARA 1

5.2.2 Ergebnisse der Kläranlage ARA 4

Abbildung 25 zeigt das Stoffflussschema der ARA 4 für Quecksilber in kg pro Jahr. Die größere Fracht des Quecksilbers wird durch die Reinigung im Klärschlamm gebunden. Die grafische Darstellung der Aufspaltung für die anderen untersuchten Schwermetalle ist im Anhang aufgelistet.

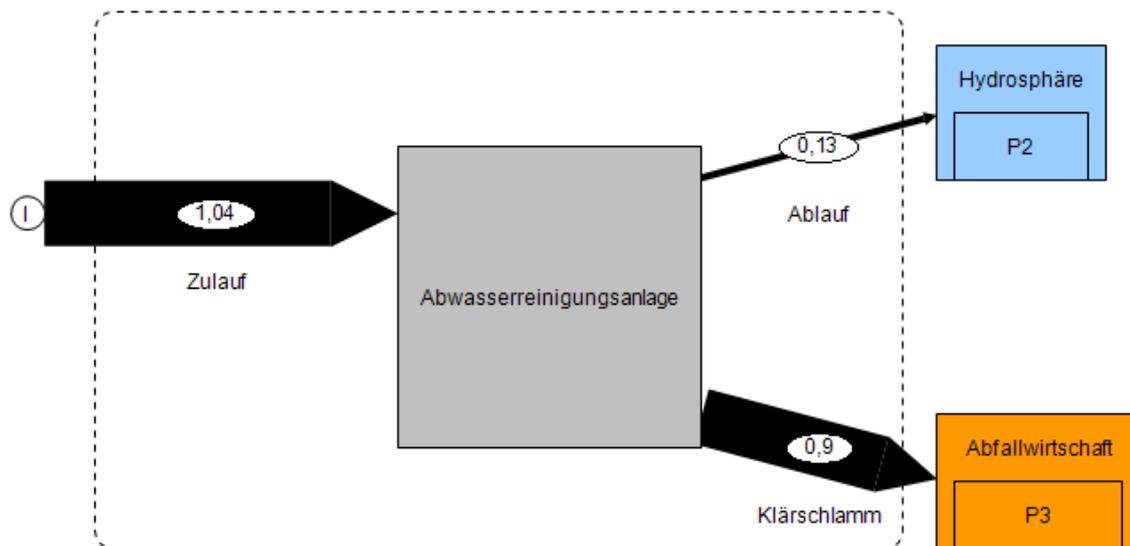


Abbildung 25: Quecksilberfluss ARA 4 in kg/a

Tabelle 29 beinhaltet die Transferkoeffizienten der ARA 4. Dabei handelt es sich um Jahresmittelwerte in Abhängigkeit der jährlichen Schwermetallfracht im Klärschlamm und der jährlichen Fracht, die in den Ablauf der ARA gelangt.

Tabelle 29: Transferkoeffizienten für die ARA 4

Stoff	Transferkoeffizient Klärschlamm [-]	Transferkoeffizient Hydrosphäre [-]
Blei	0,97	0,03
Cadmium	0,96	0,04
Kupfer	0,92	0,08
Nickel	0,85	0,15
Quecksilber	0,87	0,13
Zink	0,93	0,07

Abbildung 26 zeigt die jährliche Verteilung der durchschnittlichen Schwermetallgehalte je kg pro Jahr im Klärschlamm. Es zeigt sich ein ähnliches Bild wie in ARA 1. Zink ist mengenmäßig am häufigsten vertreten, gefolgt von Kupfer, Blei und Nickel. Der Anteil von Quecksilber und Cadmium ist hier ebenfalls gering in Relation zu den gesamten Schwermetallen.

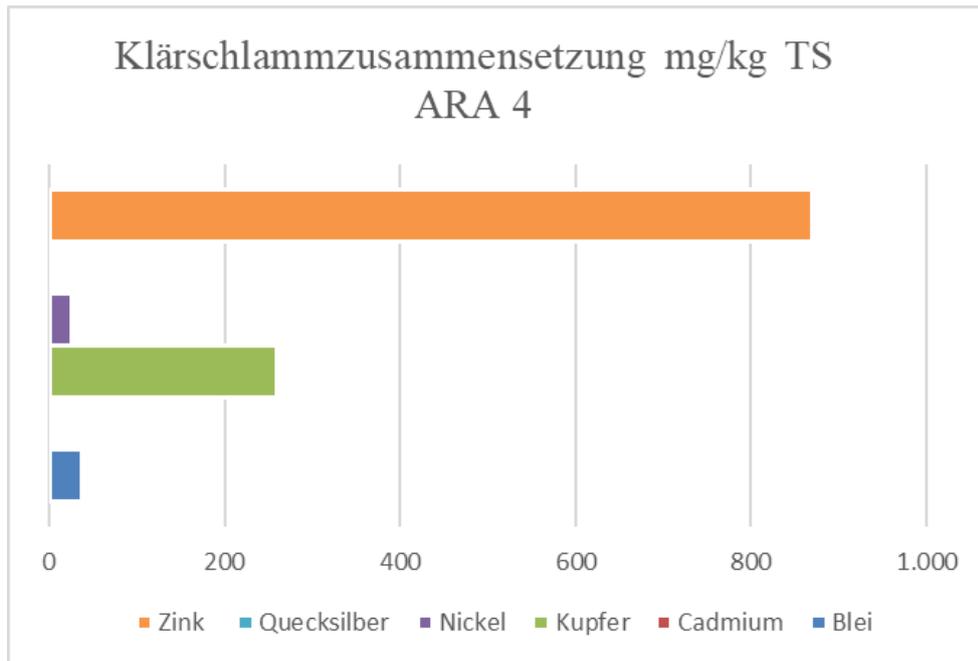


Abbildung 26: Klärschlammzusammensetzung bezüglich Schwermetalle in kg/a ARA 4

5.2.3 Ergebnisse der Kläranlage ARA 8

Die Auswertung der Messwerte der ARA 8 ergibt das Bild der Abbildung 27 in kg pro Jahr. Es zeigt sich wieder, dass der Großteil des Quecksilbers in den Klärschlamm und nur ein geringer Teil in den Vorfluter verfrachtet wird. Die Stoffflussschemata der restlichen Schwermetalle für die ARA 8 sind im Anhang zu finden.

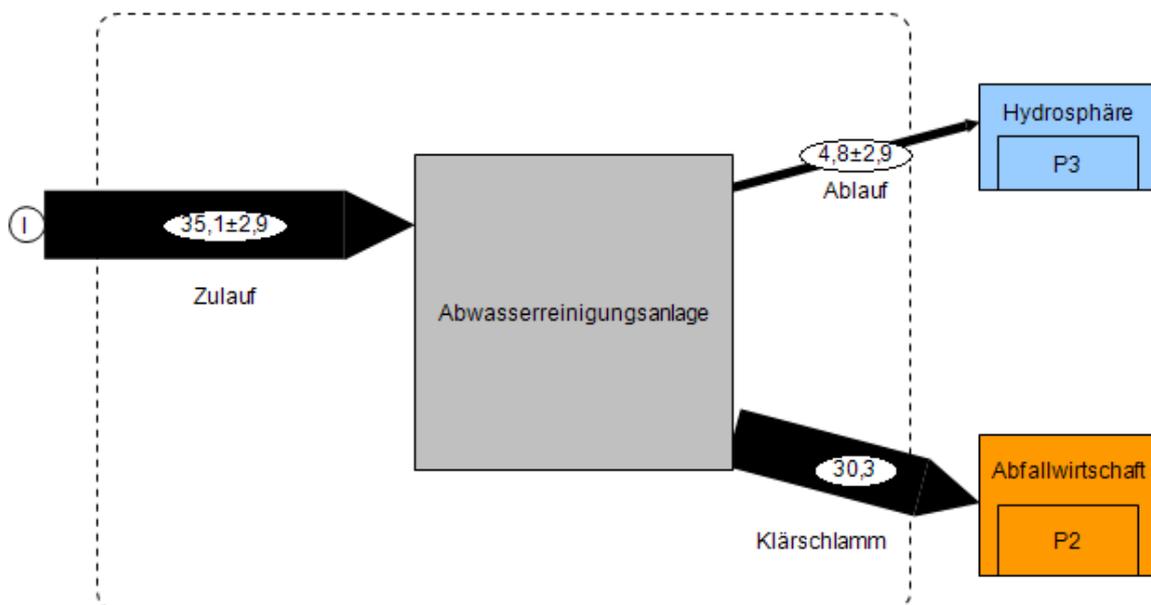


Abbildung 27: Flussschema Quecksilber ARA 8 in kg/a

Tabelle 30 gibt die Aufspaltung der Schwermetalle in den Klärschlamm und in die Hydrosphäre in Form von Transferkoeffizienten wieder. Diese errechnen sich aus den gemittelten Jahresfrachten im Ablauf und im Klärschlamm.

Ergebnisse

Tabelle 30: Transferkoeffizienten ARA 8

Stoff	Transferkoeffizient Klärschlamm [-]	Transferkoeffizient Hydrosphäre [-]
Blei	0,98	0,02
Cadmium	0,96	0,04
Kupfer	0,91	0,09
Nickel	0,26	0,74
Quecksilber	0,86	0,14
Zink	0,85	0,15

Abbildung 28 zeigt die jährliche Verteilung des Schwermetallaufkommens je Element. Es zeigt sich eine ähnliche Verteilung zu ARA 1 und ARA 4. Zink ist mengenmäßig am stärksten vertreten, gefolgt von Kupfer, Blei und Nickel. Quecksilber und Cadmium haben hier ebenfalls einen sehr geringen Anteil.

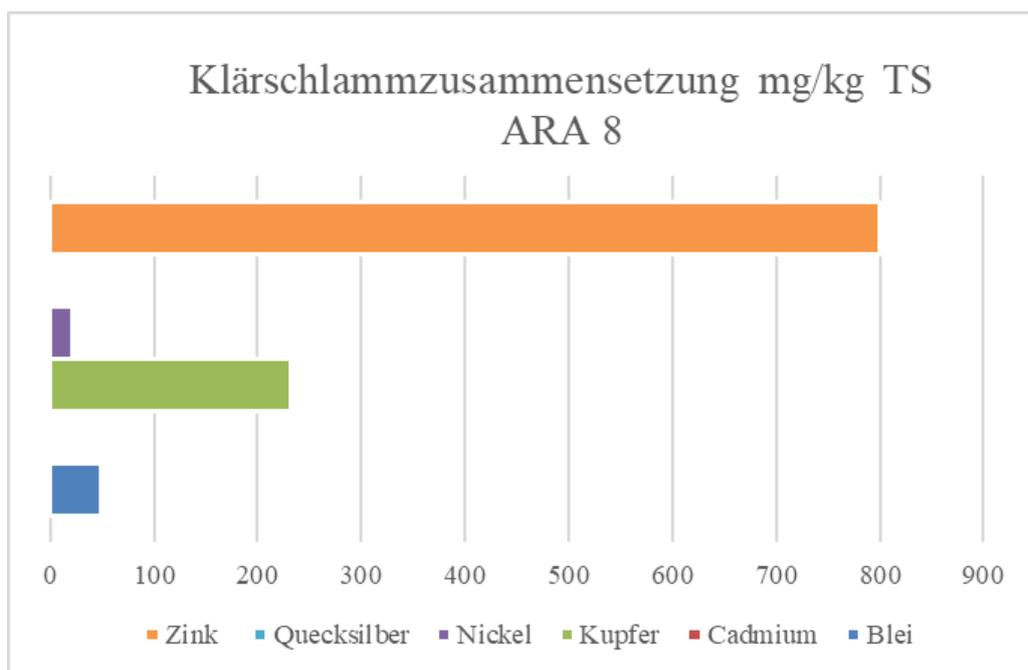


Abbildung 28: Klärschlammzusammensetzung bezüglich Schwermetalle in kg/a ARA 8

5.2.4 Vergleich der Transferkoeffizienten der drei untersuchten Kläranlagen

Tabelle 31 gibt die gemittelten Transferkoeffizienten der drei untersuchten Kläranlagen an. Ebenso wird die Standardabweichung des Transferkoeffizienten in den Klärschlamm angegeben. Er ergibt sich aus den drei Transferkoeffizienten nach CLARA et al. (2017). Die Standardabweichung wurde in diesem Fall gewählt, da sich überwiegend ähnliche Transferkoeffizienten je Schwermetall ergeben haben. Es gibt somit kaum Ausreißer, weshalb nicht die Mittelabweichung angewandt wurde. Die mittlere Abweichung, die für die STAN Modellierung ermittelt wurde, fließt nicht in die Standardabweichung mit ein. Dies liegt daran, dass sie für die Kläranlage ARA 1 sehr gering ist und sie sich nur auf die Abweichung in der Ablaufmessung bezieht.

Tabelle 31: Gemittelte Transferkoeffizienten der drei Kläranlagen

Stoff	Transferkoeffizient Klärschlamm [-]	Standardabweichung Klärschlammtransferkoeffizient [-]	Transferkoeffizient Hydrosphäre [-]
Blei	0,97	0,01	0,03
Cadmium	0,95	0,02	0,05
Kupfer	0,90	0,02	0,10
Nickel	0,62	0,31	0,38
Quecksilber	0,84	0,05	0,16
Zink	0,86	0,06	0,14

Tabelle 32 zeigt Schwermetallfrachten in mg/(EW*d) für die untersuchten Kläranlagen. Der Mittelwert der drei EW spezifischen Frachten ist ebenfalls gegeben.

Tabelle 32: EW spezifische Schwermetallfrachten der drei Kläranlagen

Stoff	ARA 1 [mg/(EW*d)]	ARA 4 [mg/(EW*d)]	ARA8 [mg/(EW*d)]	Mittelwert [mg/(EW*d)]
Blei	0,51	0,65	1,90	1,02
Cadmium	0,02	0,02	0,04	0,03
Kupfer	5,71	4,80	9,51	6,68
Nickel	0,70	0,50	3,07	1,42
Quecksilber	0,02	0,01	0,02	0,02
Zink	19,72	15,89	35,32	23,65

5.3 Vergleich mit der Literatur

Die errechneten Transferkoeffizienten aus den drei ARAs für das Jahr 2016 nach CLARA et al. (2017) werden in diesem Kapitel mit den Literaturwerten verglichen. Dies soll zum einen deren Allgemeingültigkeit zur Beantwortung der Forschungsfrage 2 bestimmen. Zum anderen sollen sie in den zeitlichen Kontext zur Beantwortung der Forschungsfrage 1 gesetzt werden. Die Tatsache, dass sich der Stand der Technik der Abwasserreinigung mit fortschreitender Zeit verbessert, sollte sich im Anstieg der Transferkoeffizienten in den Klärschlamm widerspiegeln. Die nachfolgenden Unterkapitel überprüfen dies grafisch.

Des Weiteren wird die Forschungsfrage 3 beantwortet. Sie untersucht das Verhalten der Schwermetalle während der Elimination aus dem Abwasser in der Kläranlage. Es wird untersucht, in wie weit die Konzentrationen der Schwermetalle im Ablauf einer biologischen Kläranlage mit typischem kommunalem Abwasser abhängig von den Konzentrationen im Zulauf ist. Aufgrund der vergleichbaren Prozessbedingungen in den Belebungsbecken (z.B. pH-Wert) wäre es zu erwarten, dass die Ablaufkonzentration der Schwermetalle nur geringfügig von Schwankungen im Zulauf beeinflusst wird (ZESSNER, 1999) und dass somit der Transferkoeffizient des Klärschlammes mit sinkenden Zulaufkonzentrationen abnimmt.

5.3.1 Einordnung der ARA Werte in die Zeitreihe der Literaturwerte

Der grafische Vergleich der Transferkoeffizienten mit den Literaturwerten hilft dabei die bestimmten Transferkoeffizienten der drei untersuchten Kläranlagen bezüglich ihrer Repräsentativität einordnen zu können.

Die roten Punkte innerhalb der Grafiken geben die berechneten Werte der ARA1, 4 und 8 an, während die schwarzen Punkte die Literaturwerte ab 1999 sind. Die Wahl der Zeitreihengrenzen ist deshalb zu begründen, dass die Transferkoeffizienten mit der Zeit zugenommen haben (Kapitel 5.1). Für die Vergleichbarkeit werden frühere Werte deshalb nicht in den Vergleich hineingenommen.

Abbildung 29 zeigt die Ergebnisse für Blei. Es ist zu erkennen, dass die Werte von 1999 und 2000 von ca. 80 % zu ca. 96 % angestiegen sind. Der Transferkoeffizient von 2014 (LAMBERT et al., 2014) passt gut in das Bild der berechneten ARA 1, 4 und 8. Es sind nur zwei Messpunkte für die Kläranlagen sichtbar, da ARA 1 und ARA 4 beide den gleichen Wert von 97 % aufweisen.

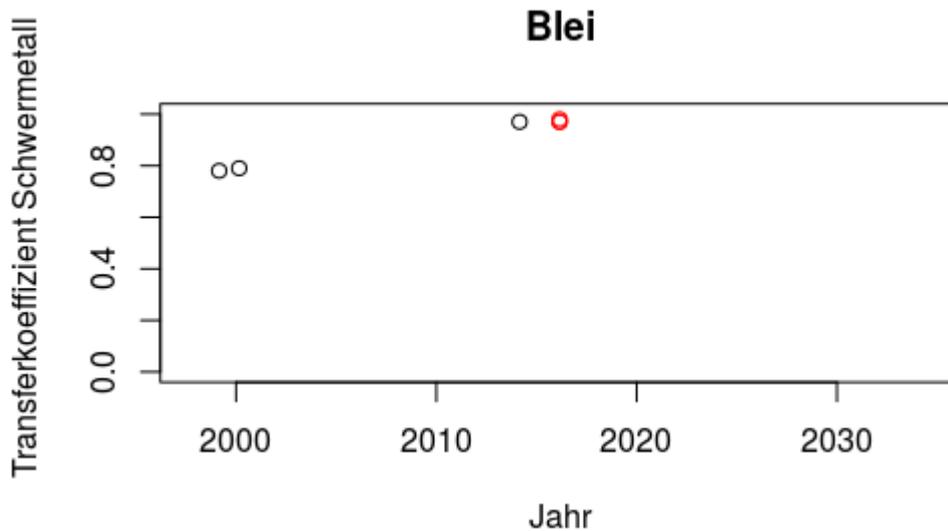


Abbildung 29: Zeitreihe Transferkoeffizienten für Blei

Abbildung 30 verdeutlicht die Situation für Cadmium. Es zeigt sich ebenso, dass die Transferkoeffizienten des Klärschlammes seit den Werten von ZESSNER (1999) deutlich angestiegen sind. Der Wert hat sich stark verbessert von 62% auf 92 % im Jahre 2014 (LAMBERT et al.) zu 96 % und 97 % für die ARAs. ARA 4 und ARA 8 haben beiden den gleichen Wert von 96 %.

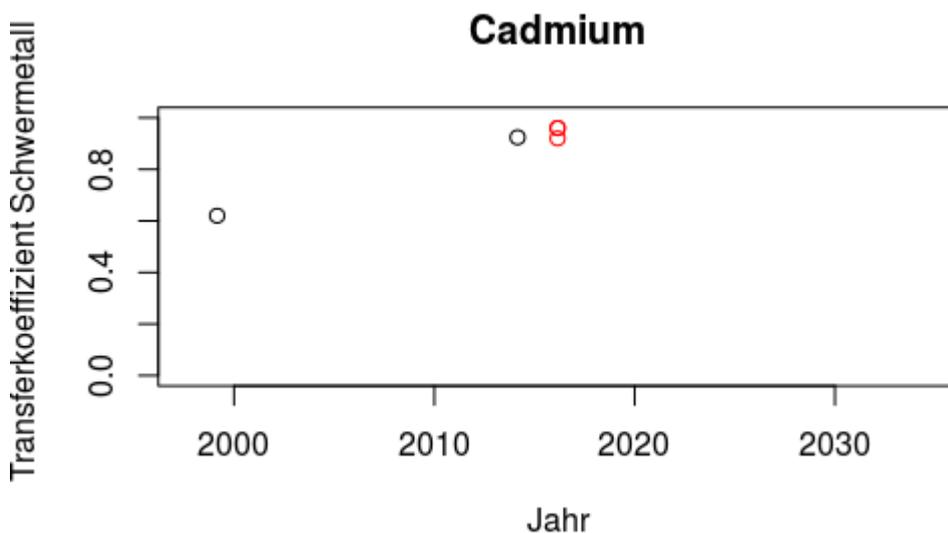


Abbildung 30: Zeitreihe Transferkoeffizient für Cadmium

Abbildung 31 bildet die Transferkoeffizienten für Kupfer des jeweiligen Jahres ab. Die Werte um 2000 sind hier ebenfalls niedriger als die Werte von 2014 und 2016. Der geringe Wert von 70 % im Jahr 2000 ist damit zu begründen, dass es sich um einen Einzelwert einer Pilotkläranlage handelt (HOHENBLUM et al., 2000). Dieser ist kein Mittelwert wie die anderen Literaturwerte. Es zeigt sich weiter, dass der Transferkoeffizient nach CLARA et al. (2014) zwischen denen der drei Kläranlagen liegt. ARA 1 hat für Kupfer mit einem Wert von 87% den niedrigsten Transferkoeffizienten. ARA 4 und ARA 8 liegen sehr nahe beieinander mit 91 und 92 %.

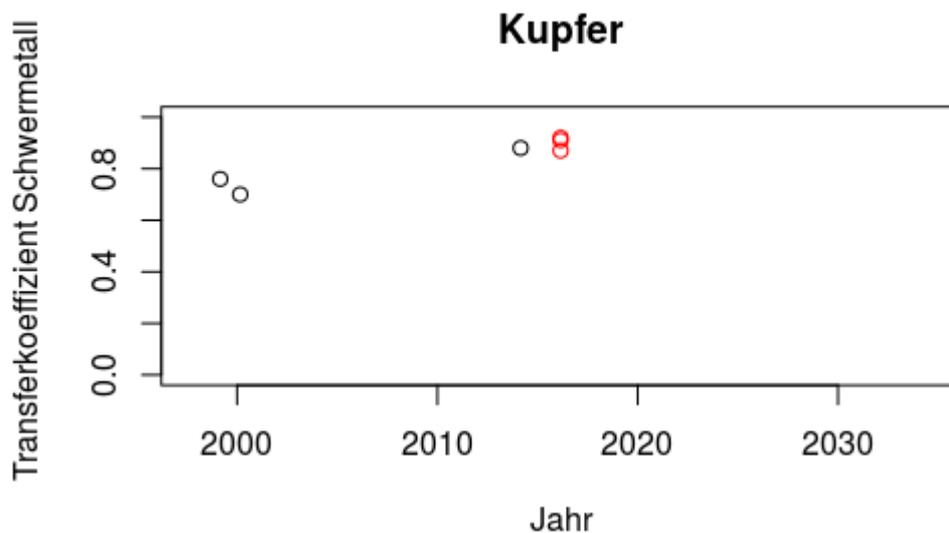


Abbildung 31: Zeitreihe Transferkoeffizienten für Kupfer

Abbildung 32 zeigt die unterschiedlichen Transferkoeffizienten für Nickel. Es zeigt sich ein eher heterogenes Bild im Gegensatz zu den vorherigen Schwermetallen. Der Wert nach LAMBERT et al. (2014) ist mit 62% ähnlich zu ARA 1 mit 75 %. ARA 4 weist den höchsten Koeffizienten mit 85 % auf. ARA 8 hat einen sehr geringen Wert von 26 % , ist aber fast ident zu 26,5 % nach CLARA et al. (2014). Es zeigt sich, dass die Transferkoeffizienten für Nickel sehr stark schwanken und es deshalb schwierig ist einen bestimmten Wert festzulegen.

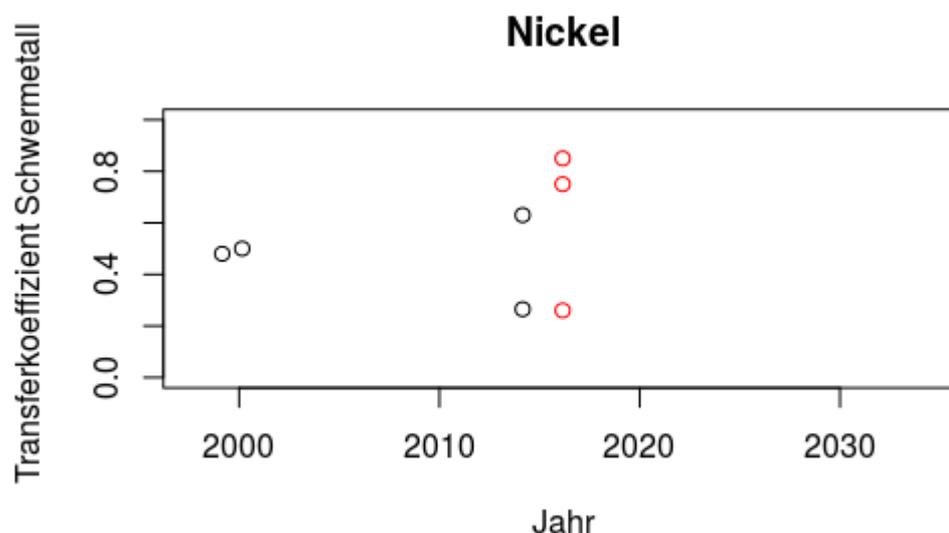


Abbildung 32: Zeitreihe Transferkoeffizient für Nickel

Abbildung 33 beinhaltet die Transferkoeffizienten für Quecksilber. Die beiden Literaturangaben von CLARA et al. (2014) und LAMBERT et al. (2014) haben höhere Werte als die Ergebnisse der berechneten Kläranlagen. ARA 4 und 8 ergeben sich mit 87% und 86 % nahe zueinander. Der Wert von ARA 1 mit 78 % liegt fast bei den 76 % der Angabe nach ZESSNER (1999).

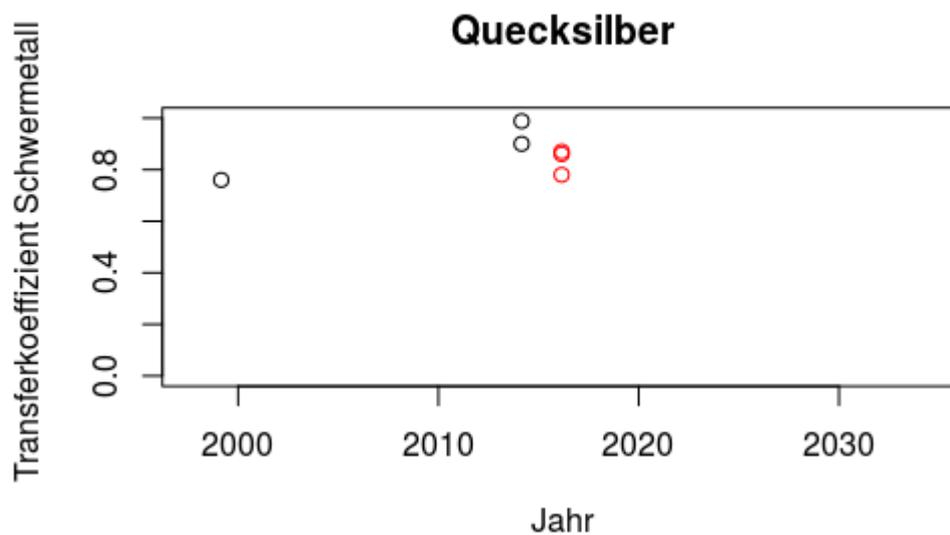


Abbildung 33: Zeitreihe Transferkoeffizient für Quecksilber

Abbildung 34 gibt die Transferkoeffizienten für Zink an. Für das Schwermetall sind die Werte aus 1999 (ZESSNER, 1999) wieder geringer als die späteren. Es zeigt sich, dass die drei Kläranlagen nicht nahe beieinander liegen. ARA 1 ergibt 81 %, ARA 4 93 % und ARA 8 85%. Die Literaturwerte aus 2014 (LAMBERT et al., 2014) und (CLARA et al., 2014) sind im Gegensatz dazu vergleichbar.

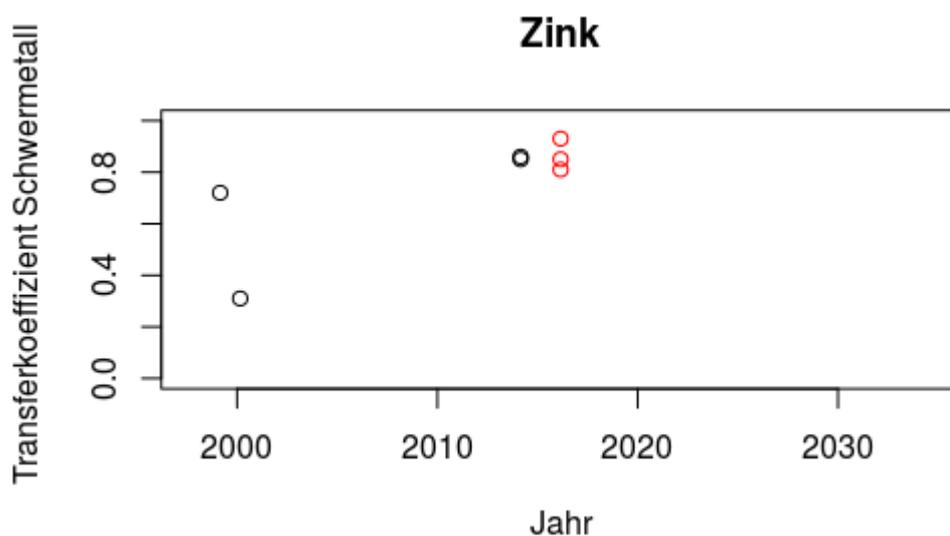


Abbildung 34: Zeitreihe Transferkoeffizient für Zink

5.3.2 Vergleich der Schwermetallkonzentration im Klärschlamm mit der Literatur

Das Kapitel befasst sich mit den Schlammkonzentrationen der Schwermetalle der untersuchten Kläranlagen und vergleicht sie mit der Literatur. Es soll eine Einordnung der drei untersuchten Anlagen zu den Werten der Literatur durchgeführt werden. Dies ist vor allem hilfreich, um die mögliche Bandbreite der Werte anzuzeigen und die Konzentrationen der untersuchten Kläranlagen in diesem Kontext bewerten zu können.

Die Abbildung 35 zeigt die Bleikonzentrationen im Schlamm von ZESSNER (1999), HOHENBLUM et al. (2000), KÜGLER et al. (2004), FRIEDRICH et al., (2013), LAMBERT et al. (2014) (mit einem Wert von 63,8 mg /kg TS), STEINMETZ et al. (2014), CLARA et al. (2017) und VRIENS et al. (2018). Die rote Linie markiert die durchschnittliche Konzentration von 40,8 mg/kg TS. Die untersuchten Kläranlagen weisen sowohl fast die niedrigste Konzentration der ARA 1 mit 18 mg/kg TS als auch eine höhere Konzentration der ARA 8 mit 49,8 mg/kg TS auf. Die Werte der drei Kläranlagen liegen aber innerhalb der Literaturgrenzen.



Abbildung 35: Bleikonzentrationen im Schlamm in mg/kg TS der Literatur und der untersuchten ARAs

Abbildung 36 stellt die Schlammkonzentrationen für Cadmium dar. Es sind folgende Autoren angeführt: ZESSNER (1999), HOHENBLUM et al. (2000), KÜGLER et al. (2004), FRIEDRICH et al., (2013), LAMBERT et al. (2014) (mit einem Wert von 1 mg /kg TS), STEINMETZ et al. (2014), CLARA et al. (2017) und VRIENS et al. (2018). Die untersuchten Werte der drei ARAs liegen nahe beieinander. Allgemein liegen die Literaturwerte nahe am Mittelwert von 1,1 mg/kg TS.

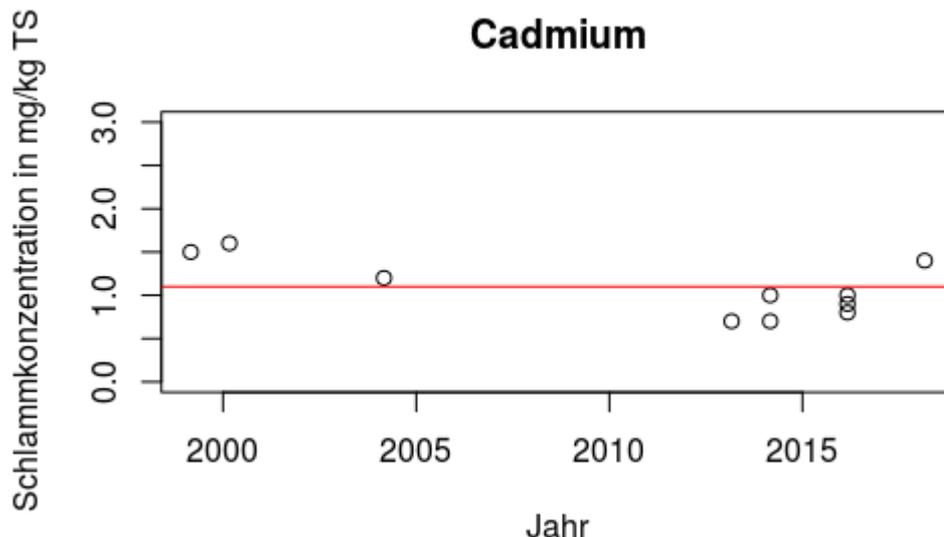


Abbildung 36: Cadmiumkonzentrationen im Schlamm in mg/kg TS der Literatur und der untersuchten ARAs

Abbildung 37 gibt die Konzentrationen für Kupfer an. Die Werte stammen von ZESSNER (1999), HOHENBLUM et al. (2000), KÜGLER et al. (2004), FRIEDRICH et al., (2013), STEINMETZ et al. (2014), CLARA et al. (2017) und VRIENS et al. (2018). Es zeigt sich teils eine starke Streuung um den Mittelwert von 263,6 mg/kg TS. ARA 1 findet sich wieder am unteren Ende der Skala mit 180 mg/kg TS, während ARA 4 mit 260 mg/kg TS nahe dem Mittelwert liegt. Die untersuchten Kläranlagen liegen im Bereich der Literaturlauswertung.

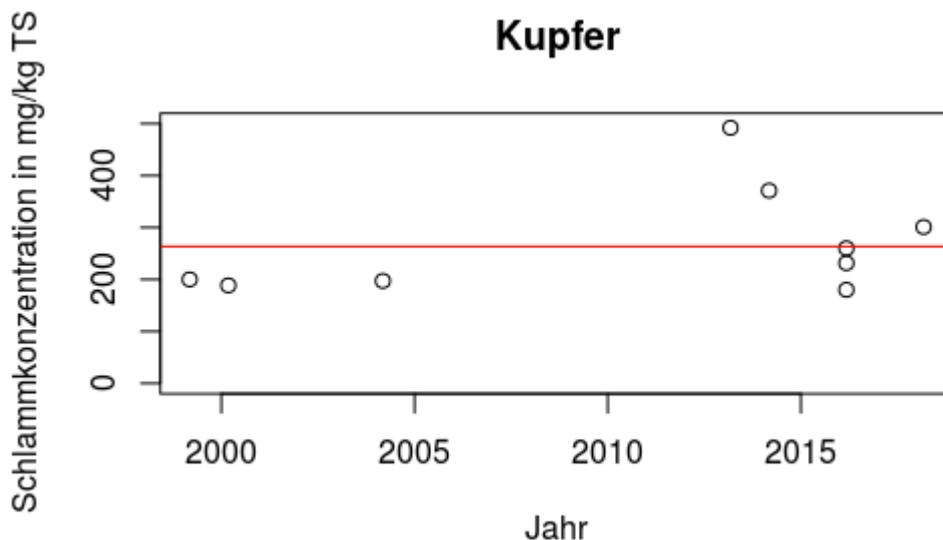


Abbildung 37: Kupferkonzentrationen im Schlamm in mg/kg TS der Literatur und der untersuchten ARAs

Abbildung 38 bildet die Nickelkonzentrationen im Klärschlamm der Literatur ab. Die Werte sind von ZESSNER (1999), HOHENBLUM et al. (2000), KÜGLER et al. (2004), FRIEDRICH et al., (2013), LAMBERT et al. (2014) (mit einem Wert von 30 mg /kg TS), STEINMETZ et al. (2014), CLARA et al. (2017) und VRIENS et al. (2018). Es zeigt sich ebenfalls eine relativ starke Streuung um den Mittelwert von 25,5 mg/kg TS. Die drei Kläranlagen liegen nahe beieinander. ARA 1 mit einem Wert von 19 mg/kg TS ist eher gering, ARA 4 liegt mit 25 mg/kg TS nahe dem Mittelwert.

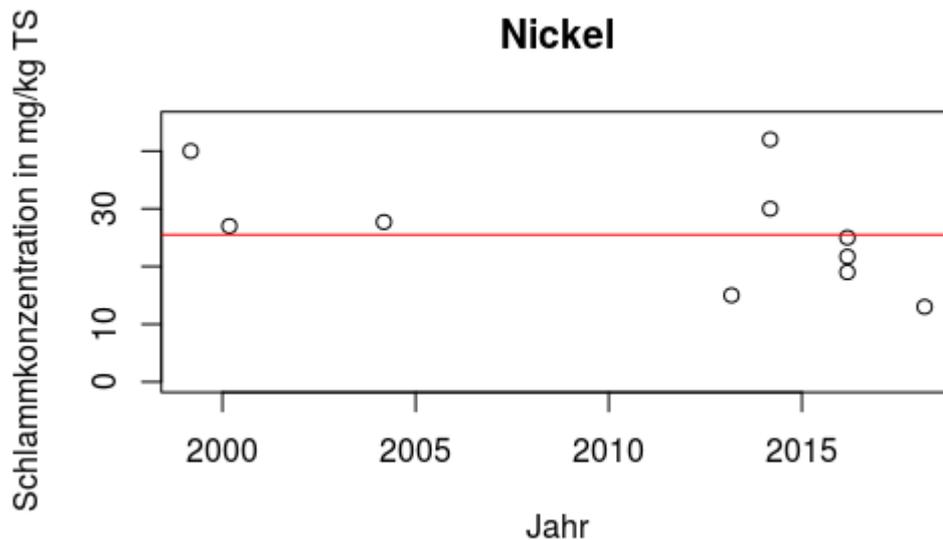


Abbildung 38: Nickelkonzentrationen im Schlamm in mg/kg TS der Literatur und der untersuchten ARAs

Abbildung 39 gibt die Quecksilberkonzentration im Schlamm anhand der Literaturwerte wieder. Sie stammen von ZESSNER (1999), HOHENBLUM et al. (2000), KÜGLER et al. (2004), FRIEDRICH et al., (2013), LAMBERT et al. (2014) (mit einem Wert von 0,5 mg /kg TS), STEINMETZ et al. (2014) und CLARA et al. (2017). Der Mittelwert von 0,7 grenzt die höheren Konzentrationen früherer Studien von den niedrigeren Konzentrationen der aktuelleren Studien ab. Die Werte ab 2013 liegen zwischen 0,5 und 0,6 mg/kg TS. ARA 1 hat eine niedrigere Konzentration von 0,5 mg/kg TS im Gegensatz zu den anderen zwei Kläranlagen. Sie weisen beide den Wert von 0,6 mg/kg TS auf.

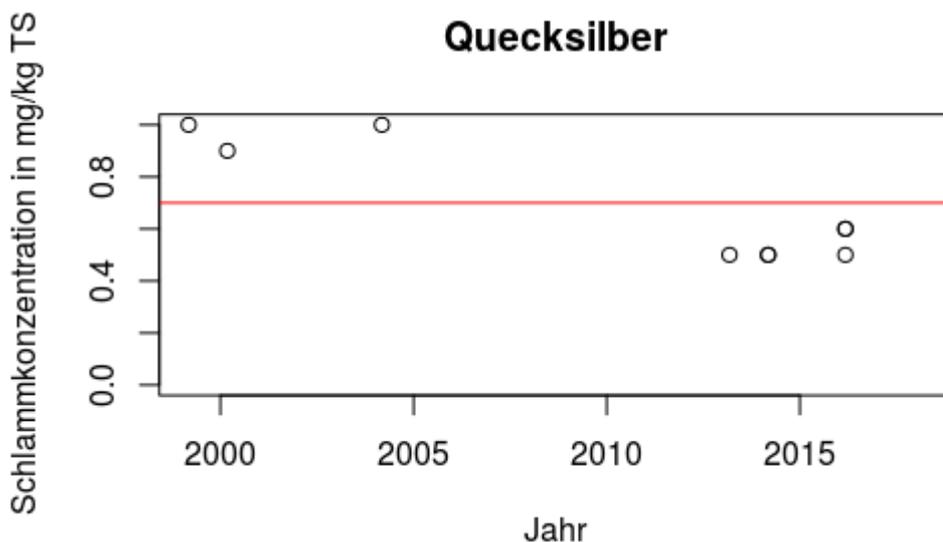


Abbildung 39: Quecksilberkonzentrationen im Schlamm in mg/kg TS der Literatur und der untersuchten ARAs

Abbildung 40 zeigt die Zinkkonzentration im Schlamm anhand der Literatur. Die Autoren sind ZESSNER (1999), HOHENBLUM et al. (2000), KÜGLER et al. (2004), FRIEDRICH et al., (2013), STEINMETZ et al. (2014), CLARA et al. (2017) und VRIENS et al. (2018). Es zeigen sich teilweise starke Schwankungen um den Mittelwert von 776,6 mg/kg TS. Innerhalb der Kläranlagen hat die ARA 1 mit 580 mg/kg TS die niedrigste Konzentration, während die ARA 4 mit 870 mg/kg TS deutlich darüber liegt. Die ARA 8 befindet sich mit 800 mg/kg TS nahe am Mittelwert.

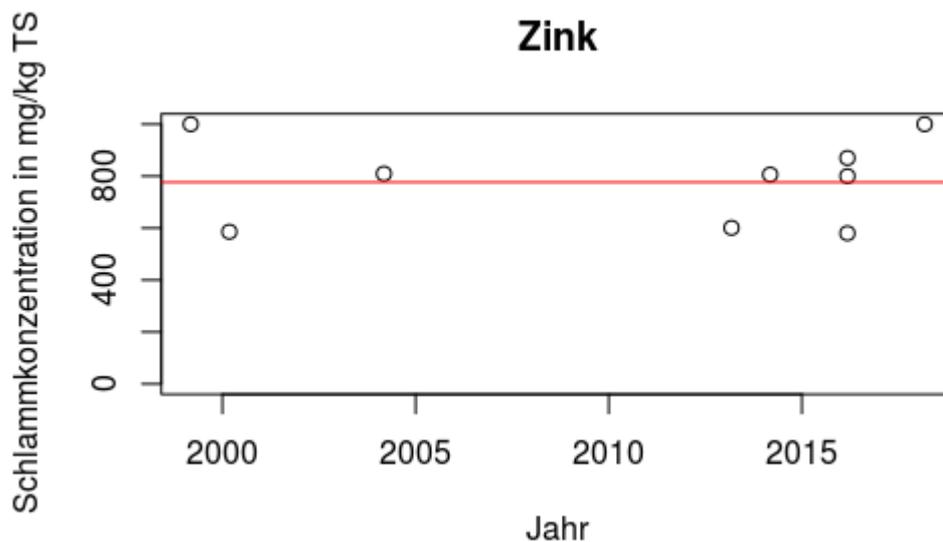


Abbildung 40: Zinkkonzentrationen im Schlamm in mg/kg TS der Literatur und der untersuchten ARAs

Es lässt sich die Schlussfolgerung ziehen, dass die Werte der drei Kläranlagen für alle Schwermetalle innerhalb des Bereiches der Literaturwerte liegen. Generell sind die Schlammkonzentrationen stark schwankender Verhältnisse unterworfen und zeigen je nach Autor und Jahr unterschiedliche Ergebnisse auf. Die Frage danach, ob ein zeitlicher Trend ersichtlich ist, ist hier schwer zu beantworten. Das ist eine Konsequenz daraus, dass die Abwasserreinigung ein komplexer Prozess mit spezifischen Parametern ist und unterschiedliche Zusammensetzungen des Abwassers vorliegen.

5.3.3 Überprüfung der Thesen zum Reinigungsverhalten aus der Literatur

Die Forschungsfrage 3 untersucht das Verhalten der Schwermetalle während der Elimination aus dem Abwasser in der Kläranlage. Es werden im folgenden Abschnitt ausgewählte Thesen aus der Literatur überprüft.

Wie in Kapitel 3.4.1 bereits erläutert, verhalten sich Kupfer und Zink laut Literatur während des Eliminationsprozesses ganz spezifisch (ZESSNER, 1999). Die Konzentrationen der beiden Schwermetalle im Ablauf einer biologischen Kläranlage mit herkömmlichem kommunalem Abwasser sind weitgehend unabhängig von den Konzentrationen im Zulauf. Es ist daher zu erwarten, dass der Transferkoeffizient in den Klärschlamm mit sinkenden Zulaufkonzentrationen abnimmt. Dies wird anhand der Messwerte der Zulauf- und Ablaufkonzentration der drei Kläranlagen und weiteren Literaturwerten geprüft.

Abbildung 41 zeigt den Zusammenhang der Zulaufkonzentration in $\mu\text{g/l}$ und des Klärschlammtransferkoeffizienten für Kupfer. Die zusätzlichen Literaturangaben zu den ARA Werten (CLARA et al., 2017) stammen aus CLARA et al. (2014) und HOHENBLUM et al. (2000). Es zeigt sich, dass der geringste Transferkoeffizient von 0,7 der geringsten Zulaufkonzentration zugeordnet ist (HOHENBLUM et al., 2000).

Zunächst steigen die Transferkoeffizienten mit steigender Zulaufkonzentration. Der höchste Transferkoeffizient zeigt sich bei einer mittleren Zulaufkonzentration von $47 \mu\text{g/l}$. Nimmt die Zulaufkonzentration ab diesen Wert weiter zu, fallen die Transferkoeffizienten minimal ab. Wird angenommen, dass eine maximale Aufnahmefähigkeit des Klärschlammes erreicht wird, erklärt das die sinkenden Transferkoeffizienten trotz steigender Zulaufkonzentration.

Anhand der Daten kann jedoch der Zusammenhang von Transferkoeffizient und Zulaufkonzentration, wie er in ZESSNER (1999) beschrieben ist, nicht eindeutig bewiesen werden. Der Datenumfang ist zu gering. Weiter stimmt die zeitliche Komponente zwischen den Ablaufdaten aus CLARA et al. (2017) und den Klärschlammfrachten aus AMANN et al. (2019) nicht überein.

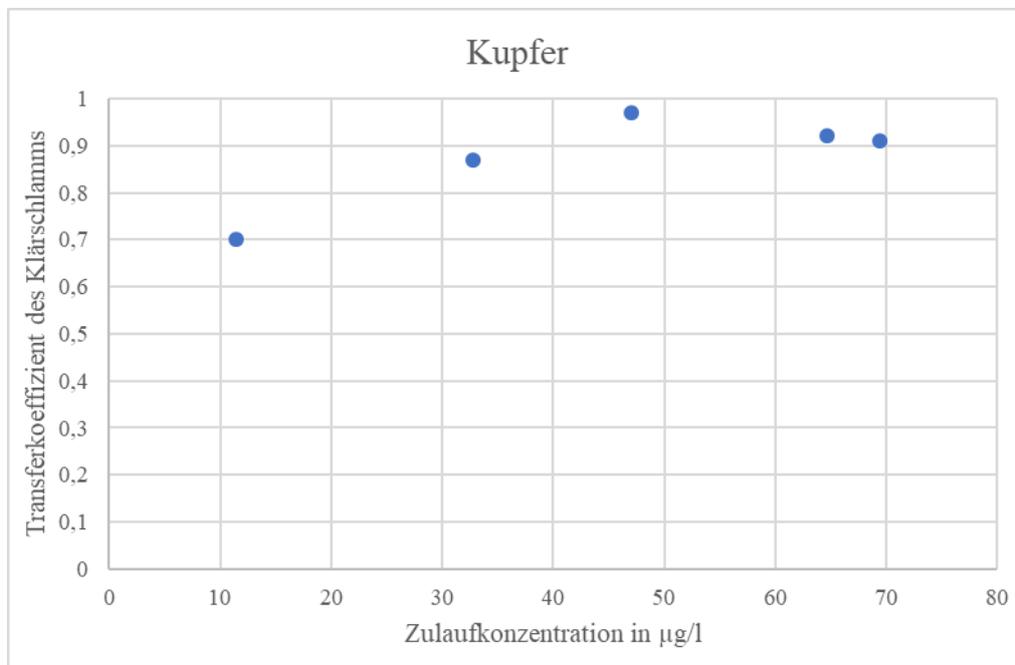


Abbildung 41: Kupfertransfer in den Klärschlamm je Zulaufkonzentration

Abbildung 42 zeigt die grafische Auswertung der Transferkoeffizienten für Zink als Funktion der Zulaufkonzentration in $\mu\text{g/l}$. Die Daten stammen von den ARA Werten und der Literatur (HOHENBLUM et al., 2000; CLARA et al., 2014; LAMBERT et al., 2014). Der niedrigste Wert des Transferkoeffizienten ergibt sich ebenfalls für die niedrigste Zulaufkonzentration (HOHENBLUM et al., 2000). Die restlichen Transferkoeffizienten bleiben bei einem Wert von 81% bis 93 %, trotz sich ändernder Zulaufkonzentrationen. Es zeigt sich aber die Tendenz, dass die Transferkoeffizienten mit zunehmender Konzentration bis zu einem maximalen Wert bei einer Zulaufkonzentration von 214 $\mu\text{g/l}$ ansteigen. Steigt die Zulaufkonzentration weiter an, sinken die Transferkoeffizienten geringfügig. Dies könnte ebenfalls auf erreichte Aufnahmekapazität hindeuten. Jedoch ermöglicht die Datenlage keine statistisch fundierte Auswertung hinsichtlich des Zusammenhangs von Transferkoeffizient und Zulaufkonzentration.

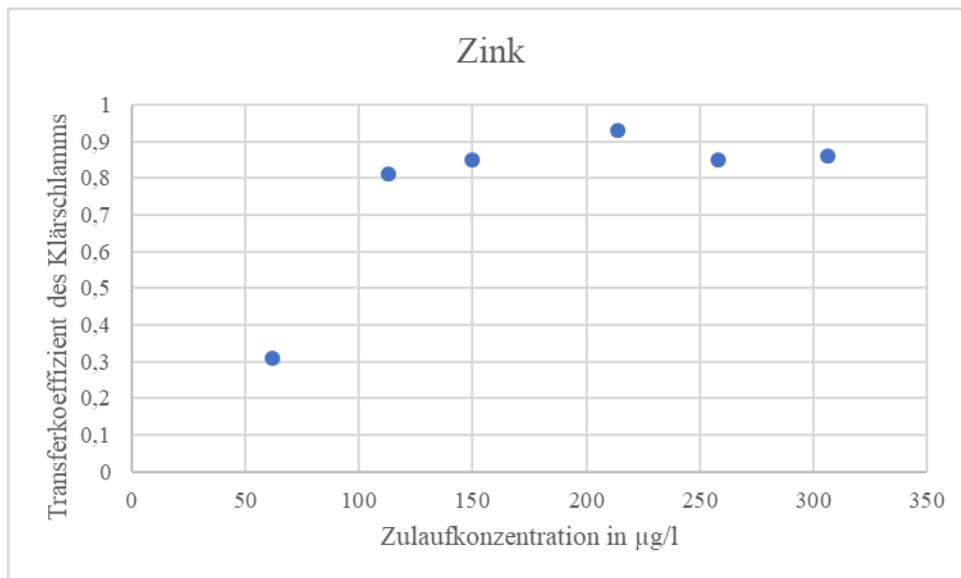


Abbildung 42: Zinktransfer in den Klärschlamm je Zulaufkonzentration

Des Weiteren beschreibt KLOPP (1987; zit. bei ZESSNER 1999), dass ebenfalls für Blei und Nickel derselbe Zusammenhang zwischen dem Transferkoeffizienten und der Zulaufkonzentration gilt. ZESSNER (1999) fand diesen Zusammenhang jedoch nicht. Die aktuelle Arbeit kann auch keinen Zusammenhang für Blei und für Nickel feststellen.

Abbildung 43 setzt die Zulauf- und Ablaufkonzentrationen für Nickel zueinander in Verbindung. Sie beinhaltet zusätzliche Angaben aus CLARA et al. (2014), LAMBERT et al. (2014) und HOHENBLUM et al. (2000). Die Daten könnten auf eine Abhängigkeit der Ablaufkonzentration von der Zulaufkonzentration hindeuten, jedoch könnte es sich bei dem äußersten Punkt auch um einen Ausreißer handeln. ZESSNER (1999) diskutiert jedoch die Allgemeingültigkeit aufgrund des geringen Stichprobenumfangs. Dies ist auch für die eigene Auswertung zutreffend.

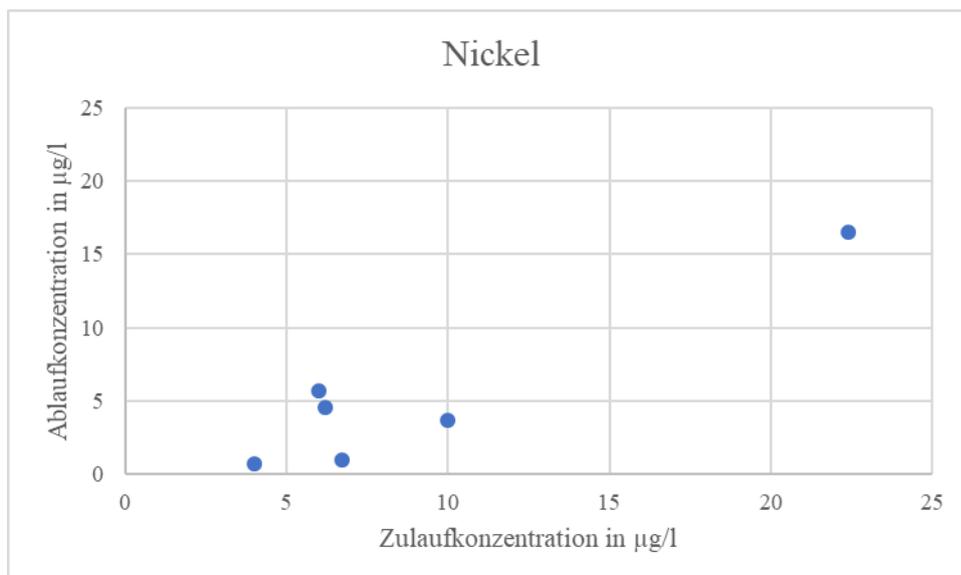


Abbildung 43: Zulauf- und Ablaufkonzentration von Nickel

Eine mögliche Abhängigkeit zwischen Zulauf- und Ablaufkonzentrationen für Quecksilber lässt sich mittels Abbildung 44 nicht genau nachweisen. Das Bestimmtheitsmaß der Regressionsfunktion und der Datenumfang sind relativ gering.

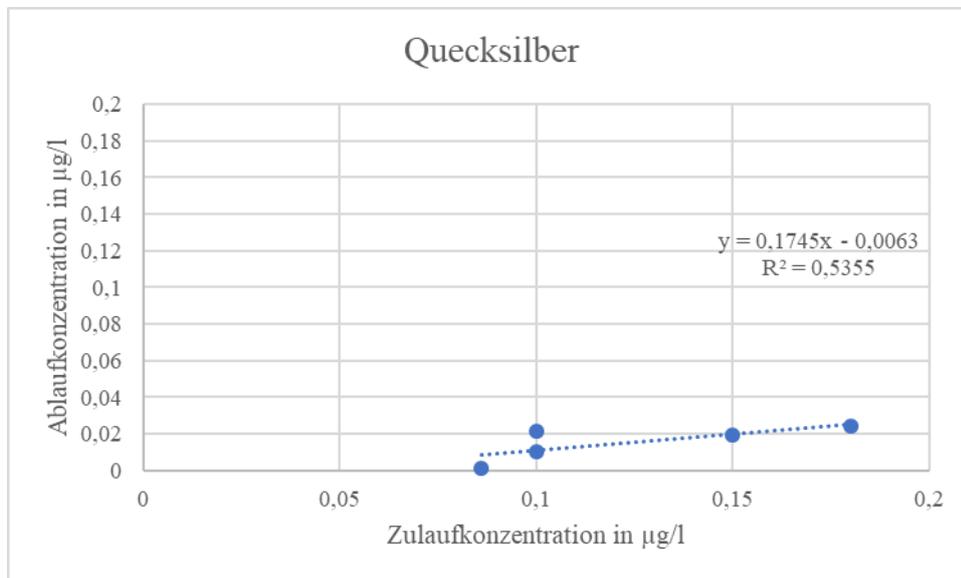


Abbildung 44: Zulauf- und Ablaufkonzentration von Quecksilber

5.4 Ermittlung der Transferkoeffizienten

Die Forschungsfrage 2 hat das Ziel belastbare Transferkoeffizienten zu ermitteln. Es wurden bereits die Transferkoeffizienten der Studien nach CLARA et al. (2017) und AMANN et al. (2019) ermittelt. Nachfolgend soll geprüft werden, ob zusätzliche Literaturdaten zur Ermittlung der endgültigen Transferkoeffizienten herangezogen werden können.

Je nach betrachteten Datensatz und Jahr ergeben sich andere Transferkoeffizienten. Für die Literaturdaten ab dem Jahr 1987 bis 2014 ergibt sich die Tabelle 33. Sie beinhaltet die Mittelwerte der Transferkoeffizienten des Klärschlammes und deren Standardabweichung.

Tabelle 33: Mittelwerte und Standardabweichung der Literaturdaten

Stoff	Mittelwert der Transferkoeffizienten Klärschlamm [-]	Standardabweichung [-]
Blei	0,80	0,09
Cadmium	0,72	0,14
Kupfer	0,79	0,05
Nickel	0,49	0,10
Quecksilber	0,74	0,20
Zink	0,66	0,18

Die Tabelle 34 zeigt die Mittelwerte und Standardabweichungen der drei Kläranlagen (CLARA et al., 2017; AMANN et al., 2019). Die Standardabweichung gilt für die Mittelwerte der Transferkoeffizienten der drei Kläranlagen nach CLARA et al. (2017) und AMANN et al. (2020). Die mittlere Abweichung jedes einzelnen Transferkoeffizient aufgrund von abweichenden Messungen ist in der Standardabweichung nicht enthalten. Sie wird nicht integriert, da sie sich nur auf die Schwankungen in der Messung des Ablaufs bezieht, es aber nicht mehrere Messungen des Klärschlammes gibt.

Tabelle 34: Mittelwerte und Standardabweichung der ARAs CLARA et al. (2017) und AMANN et al. (2019)

Stoff	Mittelwert der Transferkoeffizienten Klärschlamm [-]	Standardabweichung [-]
Blei	0,97	0,01
Cadmium	0,95	0,02
Kupfer	0,90	0,02
Nickel	0,62	0,31
Quecksilber	0,84	0,05
Zink	0,86	0,06

Für alle Schwermetalle sind die Transferkoeffizienten der Literaturdaten geringer als die der drei ARAs. Für Blei zeigt sich ein Anstieg des Transferkoeffizienten für den Klärschlamm von 0,17. Bei Cadmium ist der Transferkoeffizient um 0,13 gestiegen, bei Kupfer um 0,11 und bei Nickel ebenfalls um 0,13. Für Quecksilber und Zink ergibt sich eine Steigerung um 0,1 und 0,2. Generell sind die Standardabweichungen der Literaturwerte deutlich höher als die Werte der ARAs. Der Anstieg der Transferkoeffizienten und die geringere Standardabweichung könnte mit dem geringen Datenumfang zusammenhängen. Jedoch könnte es auch darauf hindeuten, dass sich der Stand der Technik seit den Messungen aus der Literatur verbessert hat. Es wird deshalb angenommen, dass die aktuelleren Literaturangaben von LAMBERT et al. (2014) und CLARA et al. (2014) ein besseres Bild der aktuellen Situation zeichnen. Im vorherigen Kapitel waren diese beiden Literaturangaben meist nahe an denen der drei ARAs. Zur Bestimmung der aktuellen Transferkoeffizienten werden sie deshalb miteinbezogen. Die Tabelle 35 gibt die Mittelwerte und Standardabweichungen der ARAs zusammen mit den Literaturwerten von 2014 an. Die Standardabweichung errechnet sich aus der Abweichung der einzelnen Transferkoeffizienten vom neu gebildeten Mittelwert aus den Daten nach LAMBERT et al. (2014), CLARA et al. (2014), CLARA et al. (2017) und AMANN et al. (2019).

Tabelle 35: Mittelwerte aus ARA1, 4 und 8 mit Literaturwerten aus 2014 (CLARA et al., 2014; LAMBERT et al., 2014)

Stoff	Mittelwert [-]	Standardabweichung [-]
Blei	0,97	0,005
Cadmium	0,94	0,018
Kupfer	0,90	0,020
Nickel	0,55	0,245
Quecksilber	0,88	0,067
Zink	0,86	0,038

Die Mittelwerte der Schwermetalle für Tabelle 35 sind höher als die der Tabelle 33. Die Transferkoeffizienten der Tabelle 35 zeigen eine geringe Abweichung vom Mittelwert, außer für Nickel. Der Mittelwert für Blei bleibt konstant mit 0,97 und die Standardabweichung sinkt auf 0,005. Der Transferkoeffizient für Cadmium sinkt um 0,1, aber auch die Standardabweichung sinkt auf 0,018. Kupfer bleibt konstant. Der Mittelwert für Nickel vermindert sich auf 0,55. Ebenso wie die Standardabweichung, die auf 0,245 sinkt. Der Transferkoeffizient von Quecksilber steigt um 0,4 und die Standardabweichung erhöht sich auf 0,067. Für Zink bleibt der Transferkoeffizient konstant, die Standardabweichung sinkt jedoch auf 0,038.

Die Forschungsfrage 2 zielt darauf ab belastbare Transferkoeffizienten des Klärschlammes anzugeben. Aufgrund der Forschungserkenntnisse der Arbeit können die Transferkoeffizienten der Tabelle 35 als solche betrachtet werden. Jedoch sollten die Restriktionen, die aufgrund der Datenlage entstanden sind, berücksichtigt werden.

5.5 Sensitivitätsanalyse

Die Forschungsfrage 4 befasst sich damit wie sensitiv sich eine Änderung der untersuchten Transferkoeffizienten auf die ökologischen Auswirkungen der Kläranlage verhält. Hat eine kleine Änderung von Eingabegrößen eine große Veränderung der Variable zur Folge, so hat die Variable eine große Sensitivität und reagiert stark auf Unsicherheiten der Parameter (HELLWEG et al., 2015). Weiter wird in diesem Kapitel auf die Einordnung der Umweltauswirkung je nach Schwermetall eingegangen.

Für die Analyse wird ein Life Cycle Assessment- Modell eingesetzt. Das Modell beinhaltet verschiedene Wirkungskategorien einer Kläranlage. Für die Betrachtung der Schwermetalle sind lediglich drei Einwirkungskategorien relevant: „Humantoxizität, cancerogenic“, „Humantoxizität, non-cancerogenic“ und „Süßwasser Umwelttoxizität“.

Mittels des Programms lassen sich neben einer Ausgangsfracht für die Schwermetallkonzentrationen im Abfluss und im Klärschlamm weitere Werte für die Sensitivitätsanalyse eingeben. Für die Sensitivitätsanalyse wurden die Transferkoeffizienten wie folgt ausgewählt: Den Minimalwert der Transferkoeffizienten aus der Literatur, den Maximalwert, die Mittelwerte aus den drei Kläranlagen (CLARA et al., 2017) und der Mittelwert aus CLARA et al., (2017), (LAMBERT et al., 2014; CLARA et al., 2014). Der

Maximalwert errechnet sich aus dem maximalen Wert der Literatur plus dessen Standardabweichung. Die verwendeten Transferkoeffizienten sind in der Tabelle 36 aufgelistet.

Tabelle 36: Inputwerte der Transferkoeffizienten der vier Szenarien

Sensitivitätsanalyse	Min [-]	ARA Mittelwert [-]	ARA Mittelwert und Literatur [-]	Max [-]
Blei	0,64	0,97	0,97	0,98
Cadmium	0,52	0,95	0,94	0,96
Kupfer	0,70	0,90	0,90	0,92
Nickel	0,27	0,62	0,55	0,63
Quecksilber	0,35	0,84	0,88	0,95
Zink	0,31	0,86	0,86	0,90

Die Berechnung, um die genannten Transferkoeffizienten in das Modell zu implementieren, wurde folgendermaßen durchgeführt. Für jedes Schwermetall wurde die Zulaufkonzentration der Modellkläranlage (siehe Kapitel 4.6) mit den vier möglichen Transferkoeffizienten multipliziert und in g/EW/a umgewandelt. Es ist zu beachten, dass mit den Minimalwerten die geringsten Werte des Transferkoeffizienten in den Klärschlamm gemeint sind. Somit liegen für das Minimalszenario die höchsten Schwermetalle im Ablauf vor.

Es wird das Szenario der Klärschlammverwertung durch die Ausbringung auf landwirtschaftlichen Flächen angewendet. Das Szenario kann in die Auswirkungen durch den Klärschlamm und den Ablauf unterteilt werden. Weiter werden die Parameter der jeweiligen Schwermetalle nach Kategorie und Verbleib im Umweltmedium Wasser oder Boden unterschiedlich errechnet. Die Bezeichnung „ARA Mittelwert und Literatur“ wird im Text verwendet, um die Mittelwerte der Transferkoeffizienten aus CLARA et al., (2014), LAMBERT et al. (2014) und CLARA et al. (2017) zu benennen.

Tabelle 37 beinhaltet die Resultate der Wirkungskategorie „Humantoxizität, carcinogenic“. Für die Gesamtsumme in der Kategorie der „Humantoxizität, carcinogenic“ über die Betrachtung der gesamten Kläranlage liegen die Werte relativ nahe beieinander. Die minimalen Transferkoeffizienten geben die geringsten Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit. Die Ergebnisse für die Transferkoeffizienten der ARA und „ARA Mittelwert und Literatur“ sind quasi ident, es zeigt sich kaum eine Änderung auf die Kategorie der menschlichen Gesundheit.

Die Wirkung auf die menschliche Gesundheit vom Boden ausgehend ist höher als jene aus dem Vorfluter. Weiter stellt der Verbleib der Schwermetalle im Boden und Vorfluter zusammen in allen vier Szenarien den Großteil der Belastung im Vergleich zu den anderen Reinigungsschritten (65 bis 79%). Der restliche Anteil der toxischen Wirkung in dieser Kategorie kommt hauptsächlich durch indirekte Impacts (Strom- und Hilfsmittelverbrauch, sowie Transporte) im Bereich des Belebungsbeckens (siehe Anhang). Die Steigerung von Minimalszenario zu Maximalszenario beträgt 66 %. Es zeigt sich somit eine mittel-hohe Sensitivität auf die Änderung der Transferkoeffizienten. Die Werte zu Zink und Kupfer werden für die Berechnung der Kategorie nicht miteinbezogen.

Ergebnisse

Tabelle 37: Sensitivitätsanalyse, Auswirkung auf die Kategorie „Humantoxizität, carcinogenic“

Humantoxizität, carcinogenic	Min	ARA Mittel	ARA Mittelwert und Literatur	Max
Summe [CTU]	4,2E-07	6,6E-07	6,7E-07	7,0E-07
Boden [CTU]	2,3E-07	4,9E-07	4,9E-07	5,3E-07
Vorfluter [CTU]	4,4E-08	2,6E-08	2,9E-08	2,5E-08
Anteil aus Boden und Vorfluter *	65%	78%	78%	79%
Verhältnis der Szenarien	100%	157%	159%	166%

*Bezogen auf das Gesamtergebnis für die Modellkläranlage

Die Ergebnisse für die Wirkungskategorie „Humantoxizität, non-carcinogenic“ enthält die Tabelle 38. Für diese Kategorie ergeben sich höhere CTU-Werte. Die Konzentrationen von Kupfer und Zink werden hier wieder miteinbezogen, da es sich um eine andere Toxizitätsform handelt. Der Wert für ARA und „ARA Mittelwert und Literatur“ ist fast identisch. Für alle Szenarien zeigen die Schwermetalle bei Verbleib im Boden höhere Wert an, als im Ablauf. In dieser Kategorie stammen fast 100% aller Belastungen aus Verbleib der Schwermetalle im Boden und Gewässer. Die anderen Reinigungsschritte tragen kaum bei. Dies liegt vermutlich an anderen Charakterisierungsfaktoren der Substanzen und an unterschiedlichen Mengen der Substanz je nach Verbleib im Umweltmedium (ECETOC, 2016). Es zeigt sich ein deutlicher Unterschied der Gesamtbewertung zwischen Minimum- und Maximalszenario. Nimmt man an, dass das Minium bei 100% liegt, weist das Maximalszenario einen Wert von 264% auf. Es ergibt sich eine Steigerung von 164 %. Diese Kategorie reagiert somit sehr sensibel auf die Änderung von Transferkoeffizienten.

Tabelle 38: Sensitivitätsanalyse, Auswirkung auf die Kategorie „Humantoxizität, non-carcinogenic“

Humantoxizität, non-carcinogenic	Min	ARA Mittel	ARA Mittelwert und Literatur	Max
Summe [CTU]	3,9E-04	9,8E-04	9,8E-04	1,0E-03
Boden [CTU]	3,6E-04	9,8E-04	9,7E-04	1,0E-03
Vorfluter [CTU]	2,2E-05	4,8E-06	4,9E-06	3,7E-06
Anteil aus Boden und Vorfluter *	99,6%	99,8%	99,8%	99,8%
Verhältnis der Szenarien	100%	254%	253%	264%

*Bezogen auf das Gesamtergebnis für die Modellkläranlage

Die Auswertung der Kategorie „Süßwasser Umwelttoxizität“ zeigt die Tabelle 39. Es ergeben sich unterschiedliche Werte als für die beiden anderen Kategorien. In Summe liegen die vier verschiedenen Szenarios nahe beieinander, lediglich die Annahme der minimalen Werte setzt sich deutlich ab. ARA und „ARA Mittelwert und Literatur“ liegen ebenfalls sehr nahe beieinander. Der größere Einfluss kommt ebenfalls durch die Schwermetallbelastung im

Boden, außer für das Minimalszenario. Hierbei werden sehr hohe Schwermetallfrachten im Vorfluter angenommen. Dies spiegelt sich somit im Ergebnis wider. Im Vergleich zu den anderen beiden Kategorien ist der Vorfluter bei Annahme des Minimalszenarios am stärksten betroffen. Die Änderung der Transferkoeffizienten scheint in diesem Szenario wenig Einfluss auf die Gesamtbewertung zu haben. Es ergibt sich nur ein Unterschied von 28 % zwischen minimalem und maximalem Szenario.

Tabelle 39: Sensitivitätsanalyse, Auswirkung auf die Kategorie „Süßwasser Umwelttoxizität“

Umwelttoxizität	Min	ARA Mittel	ARA Mittelwert und Literatur	Max
Summe [CTU]	1025	755	757	737
Boden [CTU]	272	586	583	606
Vorfluter [CTU]	751	166	171	128
Anteil aus Boden und Vorfluter *	99,7%	99,6%	99,6%	99,6%
Verhältnis der Szenarien	100%	74%	74%	72%

*Bezogen auf das Gesamtergebnis für die Modellkläranlage

Nachfolgend wird der Einfluss der Schwermetalle auf die Wirkungskategorien je nach Stoff und verbleibenden Medium betrachtet. Die CTU- Werte zu den jeweiligen Kategorien und der Verbleib im Umweltmedium sind im Anhang nachzulesen. Die Abbildung 45 zeigt die Auswirkungen auf die Wirkungskategorie „Humantoxizität, carcinogenic“ nach Schwermetall und Transferkoeffizientenszenario für den Verbleib im Schlamm. Der Anteil des jeweiligen Schwermetalls an der gesamten Belastung in der jeweiligen Kategorie wird für die vier Szenarien dargestellt. Die Szenarien sind das Maximal- und Minimalszenario und die Mittelwerte der drei ARAs (CLARA et al., 2017). Das Szenario „Mittel und Literatur“ bezieht sich auf den Mittelwert aus den drei ARAs und den Werte von 2014 (LAMBERT et al., 2014; CLARA et al., 2014). Die 100 % der Abbildung zeigen dann die Aufteilung der Gesamtbelastung durch den Schlamm je Schwermetall an. Arsen und Chrom werden im LCA-Modell berücksichtigt und werden deswegen ebenfalls abgebildet, um auf die 100 % zu kommen. Die Fracht von Arsen und Chrom ist im Modell jedoch konstant. Sein Anteil an der Gesamtbelastung durch den Schlamm ändert sich nur, da sich die Frachten der anderen Schwermetalle verändern. Für Cadmium bleibt der Anteil konstant unabhängig vom Szenario. Nickel schwankt um 2 % zwischen Maximal- und Minimalszenario. Blei weist eine Differenz von 6% zwischen dem Maximal- und Minimalszenario auf. Blei hat den größten Anteil am Minimalszenario. Das liegt daran, dass der Einfluss von Quecksilber nicht so groß ist als sonst. Es zeigt sich, dass Quecksilber sehr stark variiert mit 12 % Unterschied je nach Szenario. Es fällt auf, dass von Kupfer und Zink keine Gefährdung ausgeht. Sie haben einen Wert von 0. Am höchsten ist die Gefahr einer Krebserkrankung durch Quecksilber, gefolgt von Blei, Nickel, Arsen und Cadmium.

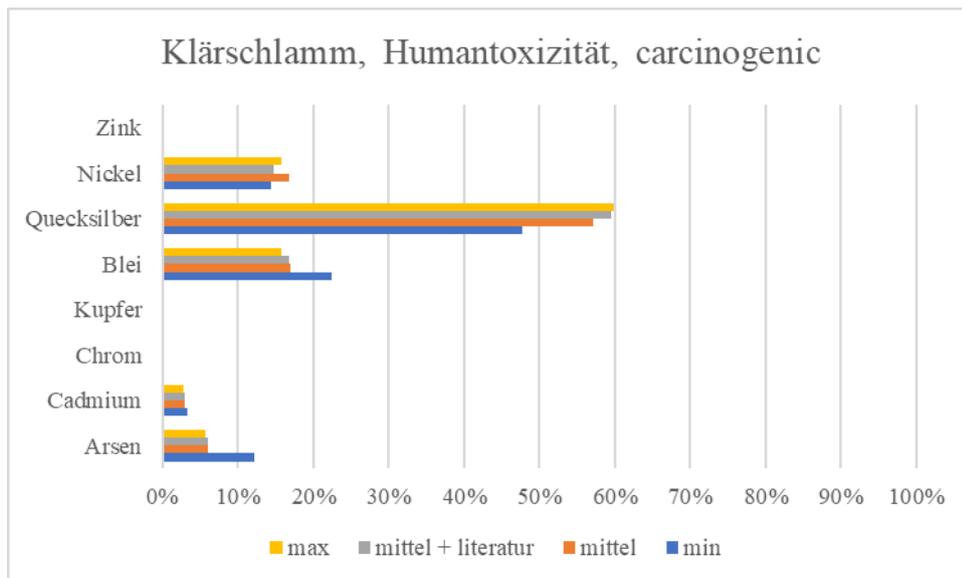


Abbildung 45: Einfluss auf die Kategorie „Humantoxizität, carcinogenic“ je Schwermetall für die vier Szenarien im Klärschlamm

Im Vergleich zur Betrachtung im Boden ist die Gefährdung im Gewässer geringer. Abbildung 46 zeigt auf, dass die betrachteten Stoffe im Wasser als ungefährlicher auf die menschliche Gesundheit eingeschätzt werden als im Schlamm. Die Änderung nach Szenarien ist nur für Nickel auffällig. Es weist eine Differenz von 10% zwischen Minimal -und Maximalszenario auf. Die Änderung von Quecksilber ist minimal mit 2% Differenz. Den größten Einfluss an der Wirkungskategorie hat Nickel. Es macht fast die gesamte Gefährdung aus. Man sieht aber auch, dass Quecksilber einen Beitrag leistet. Der Einfluss durch Arsen ist ebenfalls zu beachten, jedoch resultieren die Schwankungen in diesem Fall aus der Änderung der Frachten der anderen Schwermetalle.

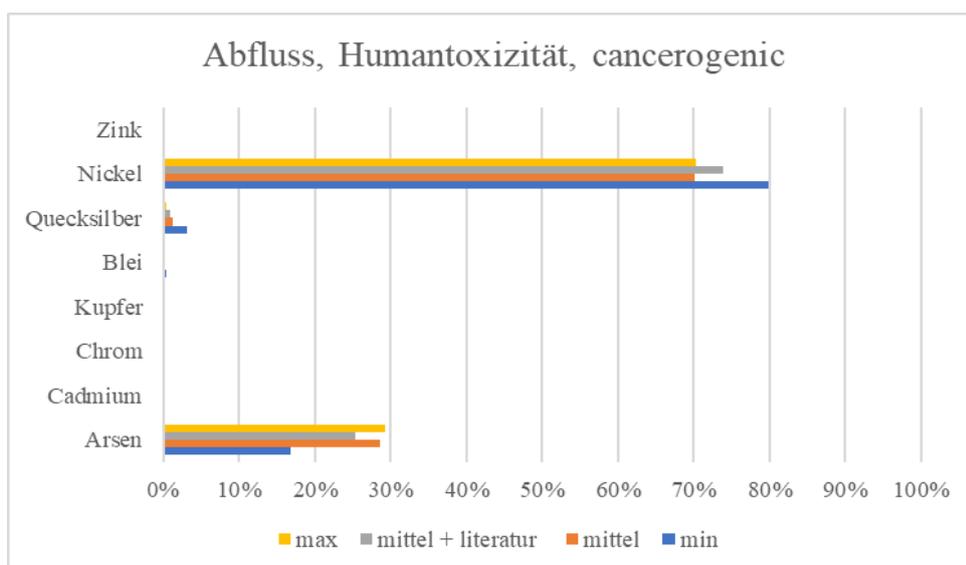


Abbildung 46: Einfluss auf die Kategorie „Humantoxizität, non-carcinogenic“ je Schwermetall für die vier Szenarien im Abfluss

Abbildung 47 beschreibt den Einfluss der einzelnen Schwermetalle im Schlamm auf die Kategorie „Humantoxizität, non-carcinogenic“. In dieser Kategorie scheint Quecksilber nicht sensitiv auf eine Änderung der Transferkoeffizienten zu wirken. Es bleibt konstant. Blei

schwankt um 3% zwischen Maximal- und Minimalszenario, Cadmium hingegen nur um 1 %. Zink zeigt ebenfalls eine geringe Reaktion von 3 % auf eine Änderung der Transferkoeffizienten. Der stärkste negative Einfluss geht in allen vier möglichen Transferkoeffizienten von Zink aus. Blei und Quecksilber zeigen aber auch einen Einfluss auf. Auch Cadmium wirkt minimal mit, Nickel und Kupfer haben keinen Einfluss.

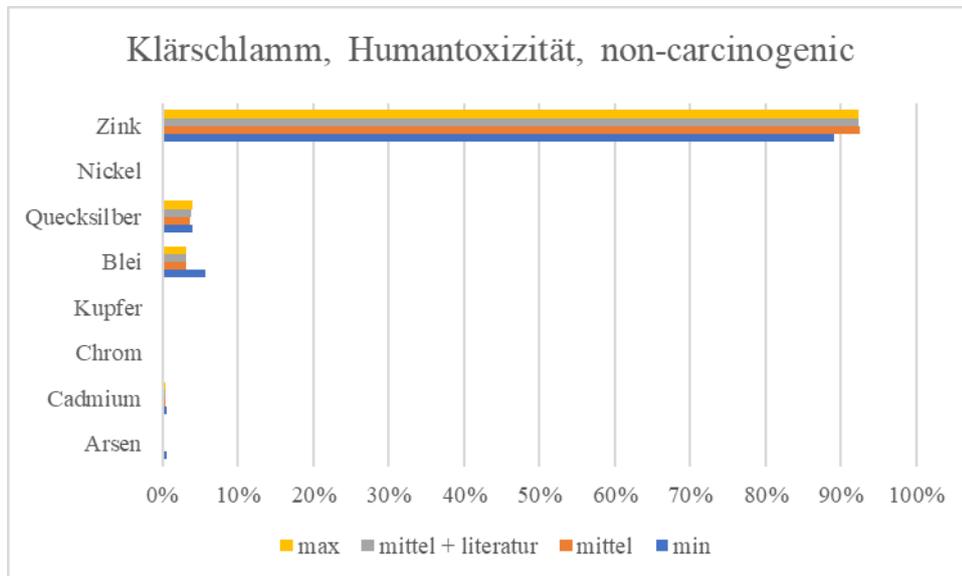


Abbildung 47: Einfluss auf die Kategorie „Humantoxizität, non-carcinogenic“ je Schwermetall für die vier Szenarien im Klärschlamm

Abbildung 48 zeigt den Einfluss je Schwermetalle für die Wirkungskategorie „Humantoxizität, non-carcinogenic“ im Vorfluter. Quecksilber weist für diese Kategorie eine geringe Sensitivität von 1 % auf, bezieht man sich auf den Unterschied von Maximal- und Minimalszenario. Mit 12 % Unterschied der Extremszenarien zeigt sich Zink in dieser Wirkungskategorie sensitiv auf die Änderung von Transferkoeffizienten. Man kann erkennen, dass Zink, Arsen und Quecksilber die Hauptbelastung für diese Wirkungskategorie ausmachen. Zink zeigt hier aber weitaus den größten Anteil mit mindestens 80 %.

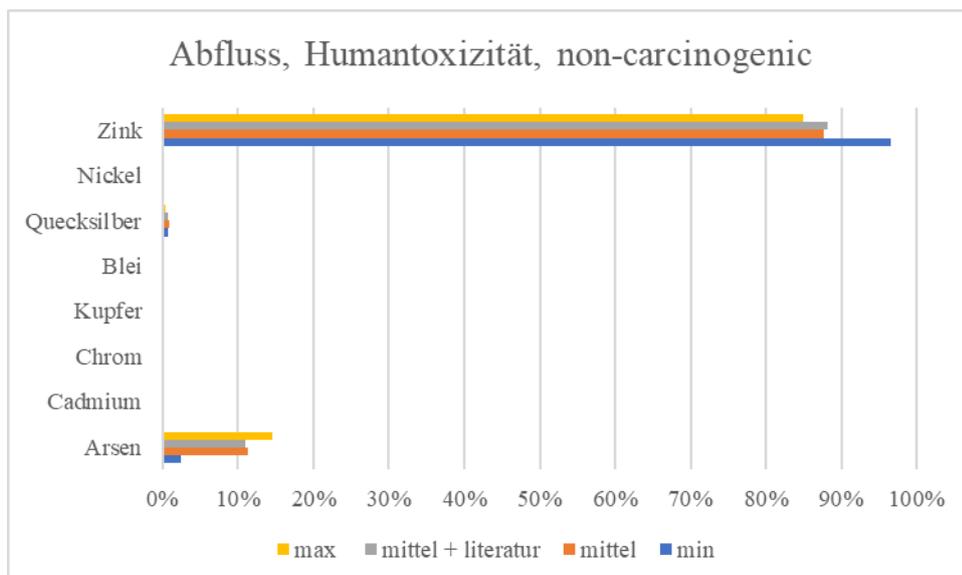


Abbildung 48: Einfluss auf die Kategorie „Humantoxizität, non-carcinogenic“ je Schwermetall für die vier Szenarien im Abfluss

Die Wirkungskategorie „Süßwasser Umwelttoxizität“ für das Medium Boden zeigt Abbildung 49. Nickel bleibt konstant unabhängig von den Szenarien, es zeigt sich somit nicht sensitiv. Kupfer und Zink schwanken jedoch um 17 % zwischen dem Minimal- und Maximalszenario. Zink hat den größten negativen Einfluss, gefolgt von Kupfer. An dritter Stelle liegt Nickel. Die restlichen Schwermetalle tragen sehr gering bzw. gar nicht zur Toxizität bei.

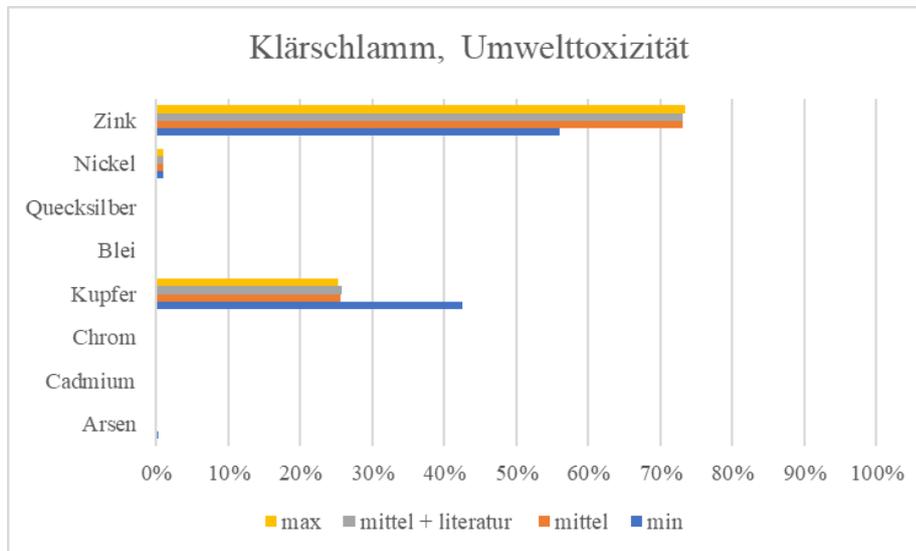


Abbildung 49: Einfluss auf die Gesamtbewertung der Kategorie „Süßwasser Umwelttoxizität“ je Schwermetall für die vier Szenarien im Klärschlamm

Abbildung 50 beinhaltet den Einfluss der Schwermetalle im Abfluss auf die Umwelttoxizität. Nickel weist eine Differenz zwischen Maximal- und Minimalszenario von 3 % auf. Es ist nicht sonderlich sensitiv. Kupfer jedoch zeigt einen Unterschied von 7 % und Zink von 11 %. Die letzten genannten Schwermetalle reagieren somit stärker auf eine Änderung der Transferkoeffizienten als Nickel in dieser Wirkungskategorie. Die Abbildung 50 macht ersichtlich, dass die Hauptbelastung in dieser Kategorie durch Zink und Kupfer verursacht wird. Weiteren Einfluss hat auch Nickel und ein wenig Arsen. Nickel zeigt einen höheren Anteil an der Belastung, wenn es im Wasser und nicht im Boden vorzufinden ist. Bei den restlichen betrachteten Schwermetallen ist dies jedoch umgekehrt.

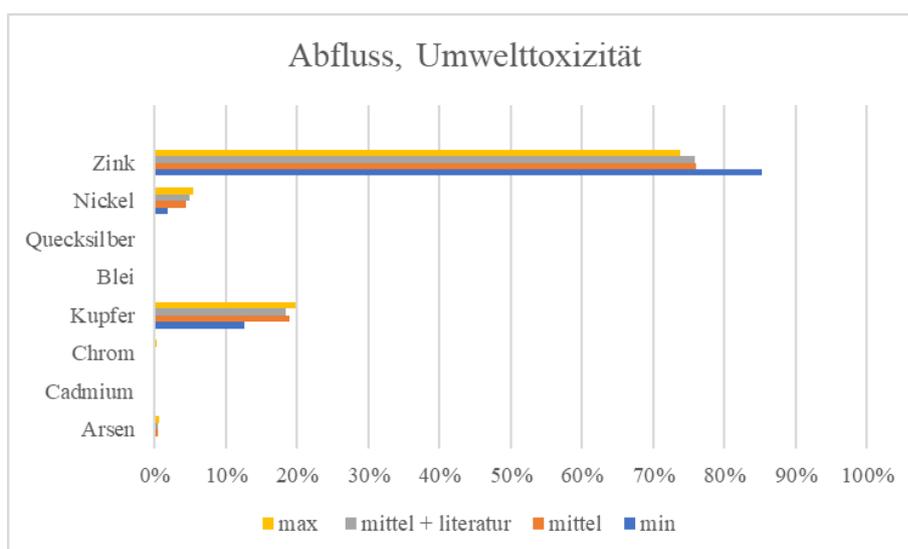


Abbildung 50: Einfluss auf die Kategorie „Süßwasser Umwelttoxizität“ je Schwermetall für die vier Szenarien im Abfluss

6 Interpretation und Diskussion der Ergebnisse

6.1 Diskussion der Sensitivitätsanalyse und des LCA Modells

Es zeigt sich mittels der Sensitivitätsanalyse, dass in der Wirkungskategorie „Humantoxizität, carcinogenic“ die Schwankungen der vier Szenarien untereinander nicht sonderlich groß sind. Das Maximalszenario ist um 66 % höher als das Minimalszenario. In dieser Kategorie ist Quecksilber am sensitivsten bei Verbleib im Boden und Nickel bei Verbleib im Vorfluter.

In der Wirkungskategorie „Humantoxizität, non-carcinogenic“ schwanken die Szenarien stärker für die unterschiedlich angenommenen Schwermetalle. Es ergibt sich eine Differenz von 164% zwischen Maximal- und Minimalszenario. Blei und Zink zeigen sich in dieser Kategorie am sensitivsten mit jeweils einer Schwankung von 3%, sofern sie im Boden verbleiben. Befindet sich Zink im Vorfluter ist es sensitiver mit 12% Differenz zwischen Maximal- und Minimalszenario.

In der Wirkungskategorie „Süßwasser Umwelttoxizität“ zeigt sich die niedrigste Schwankung zwischen den vier Szenarien. Die Differenz zwischen Minimal- und Maximalszenario liegt bei 28%. In dieser Wirkungskategorie reagieren Zink und Kupfer am sensitivsten, sowohl bei Verbleib im Boden als auch im Vorfluter.

Die Ergebnisse der LCA sind bezüglich der toxischen Einstufung der Schwermetalle zu hinterfragen. Besonders in der Kategorie Süßwasser-Umwelttoxizität kann die Wirkungsabschätzung für die Schwermetalle aufgrund der angewendeten, vereinfachten Simulationsmodelle mit den tatsächlichen Vorkommnissen im Gewässer nicht übereinstimmen. Die abgeschätzte Toxizität durch Zink und Kupfer scheint zum Beispiel etwas überbewertet zu sein. Diese Diskrepanz hat mit der Berechnung durch die verwendete Messmethode USEtox. zu tun. Die Ergebnisse in der Wirkungskategorie „Süßwasser-Umwelttoxizität“ sind mit hoher Unsicherheit behaftet und der Grad an Übereinstimmung des Modells mit dem zu modellierenden System ist nicht so hoch wie in anderen Wirkungskategorien (ECETOC, 2016). Diese Wirkungskategorie umfasst hohe Komplexität bezüglich Emissionen, Umweltverhalten der Substanzen und der Beziehung zwischen verschiedenen, vorhandenen Substanzen.

Für die Berechnung der Wirkungskategorien unter Verwendung von USEtox sind folgende Einschränkungen gegeben. Es wird angenommen, dass die Emissionen unabhängig von Raum und Zeit sind. Für die Bewertung der Umwelttoxizität werden beispielsweise saisonalen Schwankungen außer Acht gelassen und es wird nicht zwischen ländlichen und städtischen Gebieten unterschieden (ECETOC, 2016). Weiter wird im Modell vorausgesetzt, dass die unterschiedlichen Umweltkompartimente gut durchmischt und homogen sind.

Ein zusätzlicher Beitrag zur Unsicherheit, wird durch die mit Unsicherheit verbundenen toxikologischen Daten der LCA geleistet. Sie weist einen Mangel an verlässlichen Daten über chemische Abbauraten und Unsicherheiten zu den Effektdaten auf die Umwelt und die menschliche Gesundheit auf. Die Daten dazu werden extrapoliert und es wird eine lineare Dosis-Wirkungsbeziehung für die Effektfaktoren auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt angewandt. Liegt keine toxikologische Information über eine Substanz vor, wird der Effektfaktor auf die menschliche Gesundheit mit null angenommen. Der Effektfaktor der Umwelttoxizität wird nicht miteinbezogen, wenn Mindestanforderungen an die Qualität der Daten nicht gegeben sind. Darüber hinaus tragen Variabilität der Messdaten, Uneinigkeit von unterschiedlichen Informationsquellen und natürliche Heterogenität zu ungenauen Ergebnissen bei (BIJSTER et al., 2018).

ECETOC (2016) schildert noch weitere Gründe für die Unsicherheit der Ergebnisse. Dies liegt unter anderem an der Bewertung der aquatischen Umwelttoxizität der LCA. Sie stützt sich auf

die Extrapolation von wissenschaftlichen Studien, die die toxische Auswirkung der Substanzen lediglich auf einige wenige aquatische Lebewesen im Labor untersucht haben. Daraus ergibt sich, dass Individuen weniger Arten repräsentativ für die Auswirkungen auf das gesamte aquatische System herangezogen werden.

Weiter werden Eigenschaften von Lebensgemeinschaften im Ökosystem vereinfacht abgebildet. Es werden beispielsweise Interaktionen zwischen den Arten nicht miteinbezogen, obwohl sie eventuell die ökologische Reaktion auf die Exposition mit der Substanz mindern könnten. In Bezug auf die Modellierung der Effekte auf die menschliche Gesundheit ergeben sich ebenfalls Unsicherheiten durch Extrapolation. Es werden Daten aus toxikologischen Tests mit Tieren extrapoliert, um die Effekte auf die menschliche Gesundheit zu erhalten (BIJSTER et al., 2018).

Bezieht man sich auf Schwermetalle als zu betrachtende Substanz, gilt für die Berechnung mit USEtox folgendes: Die Eigenschaften der Schwermetalle hängen in komplexer Weise von den Eigenschaften des Umweltmediums ab, in dem sie verbleiben. Weiter werden Schwermetalle nicht derart entfernt durch biochemische Reaktionen, wie organische Substanzen. Schwermetalle können hauptsächlich nur mittels Advektion aus Wasser, Boden oder Sediment entfernt werden. Sie verbleiben somit über lange Zeit. Wenn die Stoffe einen Zustand eingehen, in dem sie chemisch inaktiv sind, wirken sie nicht toxisch, wie etwa durch die Bildung eines Komplexes. Jedoch können die Größenordnung und Variabilität dieses Prozesses schwer quantifiziert werden. Er ist aber entscheidend für die Bewertung der Toxizität dieses Stoffes. Somit sind in der Berechnung hohe Unsicherheiten enthalten bezüglich der Variabilität in der Bioakkumulation und Bioverfügbarkeit in aquatischen und terrestrischen Systemen (HUIJBREGTS et al., 2015). Insbesondere zeigt sich problematisch, dass USEtox den Abbau durch die Pflanzen bei der Berechnung der Exposition zu einer Substanz nicht berücksichtigt (BIJSTER et al., 2018). Zink und Kupfer werden als Spurenelemente von Pflanzen aufgenommen und somit wird die Toxizität dieser Schwermetalle in der Umwelt abgeschwächt. Weiter ist es nicht möglich die Metalle zu spezifizieren oder andere potenziell wichtige spezifische Prozesse für Metalle und Metallverbindungen einzustellen. Quecksilber beispielsweise kann aufgrund seiner hohen Volatilität schwer modelliert werden (BIJSTER et al., 2018).

Es zeigt sich somit, dass die Prozesse in der Natur, die die Schwermetallbelastung abschwächen, in USEtox nicht berücksichtigt werden. Das trifft besonders bei Kupfer und Zink zu. Die Aufnahme und der Abbau durch Pflanzen werden für die beiden Schwermetalle nicht berücksichtigt. Weiter sind große Frachten von Zink und Kupfer im Klärschlamm vorhanden. Diese beiden Faktoren führen zu dem hohen Anteil durch Zink und Kupfer an den Wirkungskategorien, der in der Praxis so nicht zu beobachten ist.

6.2 Einordnung der Schwermetalle und deren Umweltverhalten

Die Wasserrahmenrichtlinie gibt chemische Qualitätsziele für Blei, Cadmium, Nickel und Quecksilber vor. Diese werden auch als prioritär gefährliche Stoffe geführt (STOJANOVIC et al., 2010). ZEHL (2005) ordnet Blei und Cadmium als rein toxisch für Pflanzen, Menschen und Tiere ein. Im Gegensatz zu Pflanzen wirkt Nickel auf Menschen und Tieren erst ab einer bestimmten Konzentration toxisch. Kupfer und Zink sind Spurenelemente, die von Pflanzen, Tieren und Menschen in geringen Mengen benötigt werden.

FUCHS et al. (2018) beschreiben das Umweltverhalten der Schwermetalle als eher immobil. Die Schwermetalle verbleiben eher am Oberboden des Feldes durch Sorption. Während des Reinigungsprozesses in der Kläranlage binden sie an den Klärschlamm, wodurch nur geringe

Konzentrationen im Ablauf verbleiben. Gelangen sie in ein Gewässer ist es wahrscheinlich, dass sie an Schwebstoffe binden. Die Fracht kann durch Sedimentation verringert und durch Resuspension bereits sedimentierter Partikel erhöht werden.

Berücksichtigt man die Transferkoeffizienten (vgl. Tabelle 35), ergibt sich folgendes Bild für die betrachteten Schwermetalle:

Blei

Aufgrund der geringen Löslichkeit ist Blei hauptsächlich im Primärschlamm anzufinden. Im Abwasser ist es fast ausschließlich partikulär vorhanden (GOLSTONE 1990; zit. bei KUPPER, 2000). Mit einem mittlerem Transferkoeffizienten von 97% und einer geringen Standardabweichung von 0,005 kann man davon ausgehen, dass die Hauptfracht relativ konstant im Klärschlamm verbleibt. Begünstigt wird das durch die hohe Sorptionsfähigkeit von Blei. Dies ist besonders relevant aufgrund des Gefährdungspotentials, das von Blei ausgeht. Problematisch ist Blei besonders, wenn es sich im Körper über längere Zeit anreichert (REISINGER et al., 2009). Aufgrund seiner Persistenz kann Blei schon bei kleineren Mengen starke Auswirkungen auf den Körper, bis hin zu Krebserkrankungen haben.

Die LCA zeigt, dass Blei überwiegend zu den Bereichen „Humantoxizität, carcinogenic“ bzw. „Humantoxizität, non-carcinogenic“ beiträgt. Betrachtet man das Medium Boden, ist die Änderung des Transferkoeffizienten in der Wirkungskategorie „Humantoxizität, carcinogenic“ mit 6% Differenz zwischen Minimal- und Maximalszenario sensitiv. Der größte Anteil an der Gesamtwertung besteht beim Minimalszenario. Das liegt wahrscheinlich daran, dass in diesem Szenario der Einfluss durch Quecksilber niedriger ist und somit Blei mehr beitragen kann. Lässt man den Einfluss durch Zink außer Acht, ist Blei nach Quecksilber das am meisten gesundheitsgefährdende Schwermetall. Beim Verbleib im Boden ist der Transferkoeffizient von Blei in der Wirkungskategorie „Humantoxizität, non-carcinogenic“ mit einer Änderung von 3% weniger sensitiv.

Cadmium

GOLDSTONE (1990; zit. bei KUPPER, 2000) beschreibt, dass Cadmium durch die Sedimentation von kleinen Partikeln weitgehend entfernt wird. Cadmium tritt im Abwasser vorwiegend in gelöster Form auf und besitzt eine gute Bindungsfähigkeit mit Wassertrübstoffen. Die Auswertung ergibt einen mittleren Transferkoeffizienten von 94 % mit einer Standardabweichung von 0,018. Somit scheint der Großteil des Cadmiums relativ konstant in den Klärschlamm zu transferieren. In der Kategorie „Humantoxizität, cancerogenic“ zeigt sich Cadmium nicht sensitiv auf unterschiedliche Transferkoeffizientenszenarien bei Verbleib im Klärschlamm. In der Wirkungskategorie „Humantoxizität, non-carcinogenic“ ändert es sich beim Verbleib im Klärschlamm ebenfalls lediglich um 1% zwischen Minimal -und Maximalszenario.

Problematisch ist, dass Cadmium als Beiprodukt der Zinkgewinnung anfällt. Von Cadmium geht eine starke Gesundheitsgefahr aus. Es stört den Zinkstoffwechsel und trägt zur Entstehung von Krebserkrankungen bei. Cadmium kann unter anderem aus dem Trinkwasser aufgenommen werden. Anhand der Ergebnisse der Daten ergibt sich aber ein sehr geringer Einfluss auf die Toxikologie durch Cadmium. Insbesondere das verbleibende Cadmium im Abfluss zeigt eine geringe Wirkung. Weiter sind die Transferkoeffizienten hoch, weshalb der Cadmiumeintrag durch den Kläranlagenablauf gering scheint und andere Pfade relevant sein könnten.

Kupfer

GOLSTONE (1990; zit. bei KUPPER, 2000) stellt fest, dass Kupfer fast ausschließlich partikulär im Abwasser vorkommt und durch Sedimentation kleiner Partikel eliminiert werden kann. Der hohe Anteil des partikulären Kupfers könnte die hohen Transferkoeffizienten in den Klärschlamm erklären. Für Kupfer zeigt sich eine Tendenz bezüglich der Abhängigkeit des Transferkoeffizienten von der Zulaufkonzentration. Dabei steigt der Transferkoeffizient bei steigender Zulaufkonzentration. Die Auswertung zeigte dies ansatzweise, jedoch kann aufgrund der geringen Datenmenge keine stichhaltige Aussage gemacht werden. Der mittlere Transferkoeffizient für Kupfer liegt bei 90 % mit einer Standardabweichung von 0,02. Für die Wirkungskategorie „Süßwasser Umwelttoxizität“ bei Verbleib im Klärschlamm zeigt sich Kupfer sensitiv auf die Änderung der Transferkoeffizienten mit 17 %. Beim Verbleib im Vorfluter in derselben Wirkungskategorie ist es weniger sensitiv mit 7 %.

Kupfer ist ein essenzielles Spurenelement, das im Vergleich zu den anderen genannten Schwermetallen ein weniger starkes Gefahrenpotential aufweist. Kupfer wird aufgrund seiner Eigenschaften gern vielseitig verwendet, weshalb hoher Abrieb des Kupfers stattfinden kann. Bei hohen Konzentrationen kann dies problematisch für Gewässer werden. Die Sensitivitätsanalyse zeigt, dass Kupfer keinen bzw. einen sehr geringen Einfluss auf die humantoxische Belastung in Abwasser und Boden hat. Der Einfluss durch Kupfer in der Wirkungskategorie „Süßwasser Umwelttoxizität“ zeigt sich als recht hoch, ist aber aufgrund von Berechnungen mittels der LCA- Berechnung USEtox mit Unsicherheit behaftet.

Nickel

Der Transferkoeffizient von Nickel weist mit 55% und einer Standardabweichung von 0,245 sowohl den geringsten mittleren Wert sowie die stärkste Schwankung aller Schwermetalle auf. Es zeigt sich, dass eine allgemeine Aussage zum Transferkoeffizienten von Nickel schwer getroffen werden kann. Die Daten nach CLARA et al. (2017) deuten beim Schwermetall Nickel auf einen Zusammenhang zwischen Ablaufkonzentration und Zulaufkonzentration hin. Da der Stichprobenumfang relativ klein ist, könnten die Resultate jedoch durch einen Ausreißer verfälscht sein. Der lineare Zusammenhang könnte aber möglicherweise auch darauf hindeuten, dass für Nickel immer der gleiche Anteil entfernt werden kann. Je höher die Zulaufkonzentration, desto höher die Ablaufkonzentration. Bei hohen Nickelkonzentrationen lässt dies auf erreichte Adsorptions- und Ionenaustauschkapazitäten des Belebtschlammes schließen (FIRK, 1986). Ein zusätzlicher Grund könnte der hohe gelöste Anteil von Nickel von durchschnittlich 65 % im Abwasser sein. Diese gelöste chemische Spezies des Nickels kann schwerer eliminiert werden. Nickel scheint geringerer Bindungskapazität an Partikel im Abwasser oder höherer Bindungskapazität an lösliche Liganden zu besitzen (GOLDSTONE 1990; zit. bei KUPPER, 2000). Es kann somit nicht mittels der Festphase ausgetragen werden und wird durch die Flüssigphase in den Vorfluter transportiert. Der pH-Wert hat einen Einfluss auf die Eliminationsrate der Schwermetalle. Je nach dessen Wert wird die Fällung initiiert. Nickel benötigt einen pH-Wert von 7,8. Nicht passende pH-Werte im Belebungsbecken könnten ebenfalls zu den Schwankungen der Transferkoeffizienten beitragen. Unterschiedliche Abwasserbeschaffenheit, Betriebsbedingungen der Kläranlagen und Spezies von Nickel können die starken Schwankungen der Transferkoeffizienten von Nickel bedingen.

In der Wirkungskategorie „Humantoxizität, carcinogenic“ ist Nickel je nach Verbleib im Umweltmedium unterschiedlich sensitiv. Im Boden weist es eine Differenz von 2 % und im Gewässer von 10 % zwischen dem Maximal – und dem Minimalszenario auf. Für die Wirkungskategorie „Süßwasser Umwelttoxizität“ bei Verbleib im Vorfluter, zeigt sich eine Änderung um 3 % zwischen Maximal -und Minimalszenario.

Nickel hat gegenüber allen Organismen die annähernd gleiche toxische Wirkung und steht im Verdacht, bei hohen Konzentrationen krebserregend zu sein (FRIMMEL et al., 2002; zit. bei BÖHM et al., 2002). Im Gegensatz zu reinem Nickel sind die Verbindungen Nickelsulfat, Nickelchlorid und Nickelnitrat wasserlöslich. Somit werden sie als wassergefährdende Stoffe eingestuft. Die Sensitivitätsanalyse zeigt, dass Nickel im Boden zur toxikologischen Belastung auf den Menschen beiträgt. Im Abfluss hat es jedoch einen stärkeren Einfluss auf die Toxizität. Auf die Wirkungskategorie „Süßwasser Umwelttoxizität“ wirken die Transferkoeffizienten von Nickel im Ablauf sensitiver als im Boden. Durch die toxische Wirkung von Nickel und seiner Verbindungen bei hohen Konzentrationen im Ablauf mit geringem Transfer in den Klärschlamm, sollten die Nickelkonzentration besonders betrachtet werden.

Quecksilber

GOLDSTONE (1990; zit. bei KUPPER 2000) zeigt, dass Quecksilber meist in partikulärer Form im Abwasser vorhanden ist und dadurch meist in der Vorklärung eliminiert wird. Die Auswertung zeigt ebenfalls relativ konstante Ablaufwerte im Vergleich zu steigenden Zulaufwerten. Der mittlere Transferkoeffizient für Quecksilber ergibt sich mit 88% und einer Abweichung von 0,067. Quecksilber hat somit die zweitgrößte Abweichung der untersuchten Metalle. In der Wirkungskategorie „Humantoxizität, carcinogenic“ bei Verbleib im Boden reagiert das System mit einer Differenz von 12% zwischen Minimal- und Maximalszenario, sensitiv auf eine Änderung der Transferkoeffizienten. Für dieselbe Kategorie bei Verbleib im Vorfluter zeigt sich lediglich eine Differenz von 2%. In der Kategorie „Humantoxizität, non-carcinogenic“ bei Verbleib im Gewässer zeigt sich Quecksilber wenig sensitiv bei einer Differenz von 1% zwischen Minimal- und Maximalszenario.

Organisches Quecksilber ist toxisch für Menschen, Tiere und Pflanzen. Quecksilber ist zu Reaktionen mit fast allen organischen Substanzen fähig, besonders mit SH-Gruppen. Aufgrund der großen Reaktionsfreudigkeit ist Quecksilber gesundheitsgefährdend. Es blockiert lebenswichtige Enzyme im Organismus. Weiter ist es vermutlich krebserregend (REISINGER et al., 2009). Quecksilber in Klärschlammabflüssen stellt somit ein hohes Gefährdungspotential dar, wie die Sensitivitätsanalyse zeigt. Gelangt das Quecksilber mittels Klärschlamm auf den Boden, hat es am meisten Einfluss auf die menschliche Gesundheit. Auf die Wirkungskategorie der „Süßwasser Umwelttoxizität“ im Boden und Ablauf hat die Quecksilberbelastung aus Kläranlagen wenig Wirkung. Die Quecksilberbelastung in der Umwelt könnte hauptsächlich durch andere Eintragspfade beeinflusst werden.

Zink

Für Zink ergibt sich eine Tendenz bezüglich der Abhängigkeit des Transferkoeffizienten von der Zulaufkonzentration. Dabei steigt der Transferkoeffizient bei steigender Zulaufkonzentration. Die Auswertung zeigte dies ansatzweise, jedoch kann es aufgrund der geringen Daten nicht genauer bestätigt werden. Zink kann durch Sedimentation kleiner Partikel eliminiert werden. Zink ist zu 65% partikulär im Abwasser vorhanden (GOLDSTONE 1990; zit. bei KUPPER 2000). Der mittlere Transferkoeffizient für Zink beträgt 86 % und hat einer Standardabweichung von 0,038. Zink hat somit einen relativ geringen Transferkoeffizient im Vergleich zu den anderen betrachteten Schwermetallen. Beim Verbleib im Boden zeigt sich in der Wirkungskategorie „Humantoxizität, non carcinogenic“ mit einer Differenz von 3% zwischen Minimal- und Maximalszenario, eine geringe Sensitivität. In der Wirkungskategorie „Humantoxizität, non-carcinogenic“ bei Verbleib im Boden zeigt sich für Zink eine geringe Sensitivität mit einer Differenz von 3 % zwischen Minimal- und Maximalszenario. Im Gewässer steigt die Differenz in derselben Wirkungskategorie jedoch auf 12%. In der

Wirkungskategorie „Süßwasser Umwelttoxizität“ zeigt sich eine größere Sensitivität von 17 % bei Verbleib im Boden. Ist Zink im Gewässer vorhanden sinkt die Differenz auf 11 %.

Zink ist ein sehr unedles Metall, weshalb es meist Verbindungen eingeht und sehr mobil ist. Zink wird ebenfalls wie Kupfer häufig für Verkehr und Gebäude verwendet. Der Abrieb kann zu hohen Zulaufkonzentrationen der Kläranlage beitragen. Zink ist essenziell für die Ernährung von Organismen. Hier gilt jedoch ebenfalls der Grundsatz, dass eine bestimmte Konzentration nicht überschritten werden sollte. Bezieht man sich auf die Bestimmung der Charakterisierungsfaktoren (vgl. Kapitel 4.6) hat Zink den größten Einfluss auf die Wirkungskategorie der „Süßwasser Umwelttoxizität“ in Boden und Abwasser. Obwohl die Ergebnisse des Modells mit Unsicherheit behaftet sind, können Schlüsse gezogen werden. Inwiefern Zink toxisch wirkt, ist von der Vorbelastung des Bodens oder des Vorfluters abhängig. Weiter bestimmen auch Pflanzen und deren Zinkaufnahme über die Belastungen von Mensch und Natur. Es kann nicht nur aufgrund hoher Ablaufkonzentrationen auf die Toxikologie geschlossen werden.

6.3 Statistische Gültigkeit der Literaturwerte und der Messwerte

Die Arbeit zielt darauf ab, eine Näherung der Transferkoeffizienten für die untersuchten Schwermetalle zu erhalten. Dabei liegt der Fokus auf Mittelwerten. Durch das Multikomponentensystem der Abwasserreinigungsanlage und unterschiedlichen Einleiterstrukturen und Abwasserbeschaffenheiten ergeben sich unterschiedliche Transferkoeffizienten für verschiedenen Kläranlagen. Die teilweise abweichenden Angaben aus der Literatur können durch die unterschiedlichen Ausgangskomponenten entstehen. Diese unterscheiden sich durch die Metallkonzentration und die Beschaffenheit der Abwassermatrix wie deren Ionenkonzentration, Adsorbentien, Komplexbildner und Milieubedingungen, wie pH-Wert und Temperatur (FUCHS et al., 2018). Die Ausgangssituation des Abwasserreinigungsprozesses beeinflusst wiederum die Transferkoeffizienten. Weiter können Messfehler oder unterschiedliche Messmethodiken der Grund für Abweichungen sein.

6.3.1 Verwendeter Datensatz nach CLARA et al. (2017) und AMANN et al. (2019)

Zu diskutieren sind die Ergebnisse der Arbeit aufgrund von vereinfachten Annahmen. Für die Messungen der Schwermetallfrachten im Klärschlamm (AMANN et al., 2019) sind jeweils nur einzelne Messwerte vorhanden. Es lässt sich somit keine Unsicherheit zu den Daten ermitteln, etwa in Form von Standardabweichungen. Die Angaben der Stoffflussanalyse zur Unsicherheit der Daten bezieht sich somit nur auf die Schwankungsbreite der vier Ablaufmessungen (CLARA et al., 2017).

Für die Kläranlagen wurde die Ablaufmessungen im Jahr 2016 durchgeführt, die Klärschlammzusammensetzung wurde jedoch in unterschiedlichen Jahren gemessen. Neben den unterschiedlichen Jahren stammen die Messungen der Klärschlammkonzentrationen nicht aus CLARA et al. (2017), sondern aus der Studie von AMANN et al. (2019). Die Transferkoeffizienten wurden somit aus Daten zwei verschiedener Studien berechnet. Obwohl die Kläranlage als Blackbox betrachtet wird, sollte die Beigabe zusätzlicher Schwermetalle als Fällmittel keine Fehler verursachen, da die Zulauf- und Ablauf- und Klärschlammkonzentration berechnet wurde.

Des Weiteren ist der Stichprobenumfang von drei berücksichtigten Anlagen zu diskutieren. Er ist zwar nicht groß, jedoch wurden die drei Anlagen möglichst repräsentativ ausgewählt. Somit sollten die Ergebnisse zusammen mit weiteren Literaturwerten für eine Näherung reichen. Die Auswertung der Ergebnisse zeigt, dass die Transferkoeffizienten der ARA 4 bei allen Schwermetallen am höchsten sind. Dies könnte eventuell mit dem Anteil der Indirekteinleiter zusammenhängen. Die Schwermetalle im Abwasser könnten aufgrund der Vorreinigung durch die Indirekteinleiter leichter in den Klärschlamm transferieren. ARA 4 hat den höchsten Anteil von Indirekteinleitern mit 54%, ARA 8 hingegen mit 43% und ARA 1 hat einen Anteil von 37%.

7 Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Auswertungsergebnisse deuten darauf hin, dass die Transferkoeffizienten des Klärschlamm von 1987 bis heute durchschnittlich angestiegen sind. Dies lässt auf eine bessere Entfernung der Schwermetalle in der Kläranlage schließen. Die Forschungsfrage 1, die postuliert, dass die Transferkoeffizienten in den Klärschlamm mit fortschreitender Zeit und gesteigertem Stand der Technik zunehmen, konnte somit bestätigt werden. Die verbesserte Reinigungsleistung in Bezug auf die Schwermetalle hängt höchstwahrscheinlich mit den erhöhten gesetzlichen Anforderungen zusammen. Zeitlich passt dies mit der Phosphatnovelle im Jahre 2003 (SVARDAL u. KRAMPE, 2019/20) und mit dem daraus erforderlichen Einsatz der chemischen Phosphatfällung auf Kläranlagen überein. Die Abwasseremissionsverordnung (1.AEV für kommunales Abwasser 1996), die mit strengeren Reglementen verbunden ist, hat ebenfalls zu den gestiegenen Transferkoeffizienten in den Klärschlamm beigetragen. Insbesondere haben sich auch die Anforderungen an die Umweltqualität innerhalb der Gesellschaft geändert.

Die Forschungsfrage 2 hatte das Ziel, belastbare Werte für die Transferkoeffizienten für ausgewählte Schwermetalle in den Klärschlamm und in die Hydrosphäre auf Basis aktuellerer Literaturdaten zu ermitteln. Es handelt sich dabei um die Schwermetalle Blei, Cadmium, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink. Insbesondere soll ein mittlerer Transferkoeffizient je Schwermetall mit der jeweiligen Standardabweichung evaluiert werden. Es konnte festgehalten werden, dass die Transferkoeffizienten der drei ausgewerteten Kläranlagen (CLARA et al., 2017; AMANN et al., 2019) eine geringe Standardabweichung aufweisen. Weiter konnten die Messdaten aus CLARA et al. (2014) und LAMBERT et al. (2014) miteinbezogen werden, ohne große Abweichungen zu generieren. Die ermittelten Transferkoeffizienten ergeben sich somit aus den Mittelwerten der drei Kläranlagen und aus diesen erwähnten Literaturquellen. Die Sensitivitätsanalyse zeigt ebenfalls auf, dass die um LAMBERT et al. (2014) und CLARA et al. (2014) erweiterten Transferkoeffizienten sehr geringe Unterschiede auf das Gesamtergebnis des LCA bewirken. Dies trifft auf die Auswirkungen auf alle drei toxikologische Wirkungskategorien zu. Für die meisten Schwermetalle können hohe Entfernungsraten ermittelt werden. Sie liegen zwischen 86-97 % mit einer Standardabweichung von 0,005- 0,067. Lediglich Nickel stellt eine Ausnahme dar mit einem niedrigen Wert von 55% und einer hohen Standardabweichung von 0,245.

Die Forschungsfrage 3 der Arbeit hat sich mit der Überprüfung bestimmter Verhaltensmuster der Schwermetalle während des Abwasserreinigungsprozesses befasst. Zur Beantwortung wurden Thesen aus der Literatur zum Verhalten der Schwermetalle während des Reinigungsprozesses geprüft. Insbesondere wurde untersucht, ob eine Abhängigkeit des Transferkoeffizienten von der Zulaufkonzentration nachzuweisen ist. Für Kupfer und Zink zeigte sich hierzu eine Tendenz, die aber aufgrund der eingeschränkten Datenlage nicht stichhaltig bestätigt werden konnte. Die Daten deuten darauf hin, dass sich für Nickel ein linearer Zusammenhang zwischen Zulauf- und Ablaufdaten ergibt. Je höher die Zulaufkonzentration ist, desto höher ist die Ablaufkonzentration. Dies lässt möglicherweise auf erreichte Adsorptions- und Ionenaustauschkapazitäten des Belebtschlamm schließen (FIRK, 1986). Weiter ist auch die chemische Spezies des Nickels entscheidend, wie stark es im Schlamm zurückgehalten werden kann. Für Quecksilber konnte ein solcher Zusammenhang nicht nachgewiesen werden.

Die Forschungsfrage 4 hat sich mit der Sensitivität der Ergebnisse der ökologischen Bewertung für das System Abwasserreinigung bei einer Änderung der Transferkoeffizienten befasst. Die Änderung bezieht sich auf die Schwankungen in der Literatur und bei den drei berücksichtigten Kläranlagen. In der Wirkungskategorie „Humantoxizität, carcinogenic“ bei der Ausbringung

des Klärschlammes auf landwirtschaftlichen Boden zeigt sich Quecksilber am sensitivsten auf Schwankungen der Transferkoeffizienten innerhalb des Min-Max-Schwankungsbereichs. In derselben Wirkungskategorie bei der Einleitung in den Vorfluter ist Nickel am sensitivsten. Auf die Wirkungskategorie „Humantoxizität, non-carcinogenic“ bei Verbleib im Boden wirken Zink und Blei sensitiv, jedoch geringer als für die vorherige Kategorie. In der Wirkungskategorie „Humantoxizität, non-carcinogenic“ zeigt sich Zink bei Verbleib im Vorfluter sensitiver als im Boden. In der Wirkungskategorie „Süßwasser Umwelttoxizität“ zeigen sich Zink und Kupfer am sensitivsten bei Verbleib im Boden und im Vorfluter. Bei Verbleib im Vorfluter ist Nickel auch sensitiv, jedoch geringer als Zink und Kupfer. Das Gesamtergebnis der ökologischen Bewertung hat sich wesentlich für die Wirkungskategorie „Humantoxizität, non-carcinogenic“ geändert. Für die Wirkungskategorien „Humantoxizität, carcinogenic“ zeigt sich ein geringerer Einfluss auf das Gesamtergebnis, während für die Wirkungskategorie „Süßwasser Umwelttoxizität“ kaum eine Änderung auf das Gesamtergebnis feststellbar ist.

Die Auswertung der LCA hat weiter gezeigt, dass Quecksilber, Blei und Cadmium aus der Kläranlage minimalen Einfluss auf die Wirkungskategorie Umwelttoxizität haben. Dies mag zum einen an den Annahmen und Berechnungsansätzen der USEtox-Methode liegen, wie es in dem Kapitel 6.1 diskutiert wurde. Zum anderen kann es darauf hindeuten, dass andere Pfade für den Eintrag von Quecksilber, Blei und Cadmium in die Gewässer überlegen sind. Die Transferkoeffizienten der drei Schwermetalle lagen durchschnittlich hoch, weshalb davon auszugehen ist, dass durch den Ablauf eine geringe Fracht in den Vorfluter eingetragen wird. Dies stimmt auch überwiegend mit den Ergebnissen von TRAUTVETTER et al. (2015) überein. Die Belastung durch Zink und Kupfer wird beim LCA insbesondere in der Wirkungskategorie „Süßwasser Umwelttoxizität“ etwas überbewertet. Eine Belastung durch Zink und Kupfer ist selten der Fall in den Fließgewässern bzw. auf landwirtschaftlichen Feldern. Zink und Kupfer werden als Spurenelemente von den Pflanzen und Biota in kleinen Mengen benötigt. Bei der Berechnung durch die LCA-Methode USEtox werden vereinfachte Annahmen getroffen, die sich stark auf die Toxizität von Kupfer und Zink auswirken. Der Bewertungsansatz bzw. die Annahmen beeinflussen dementsprechend die Ergebnisse. Nickel zeigt eine größere toxische Wirkung im Ablauf. Es könnte darauf hindeuten, dass Nickel vermehrt durch den Kläranlagenablauf eingetragen wird. Ähnliches wurde von TRAUTVETTER et al. (2015) beschrieben. Die Ergebnisse der Arbeit deuten jedoch darauf hin, dass der Austrag von Nickel aus Kläranlagen ein großes Problem darstellen kann. Der Transferkoeffizient schwankt stark und ist im Mittel relativ niedrig bei 55%.

Es kann schlussendlich darauf geschlossen werden, dass zusätzliche Forschung im Bereich der Transferkoeffizienten insbesondere von Nickel notwendig ist. Weiter sollten mehr Daten zu den Schwermetallkonzentrationen in Klärschlamm und Ablauf ermittelt werden, um ein besseres Verständnis zum prozentualen Aufspalten der Schwermetalle zu erhalten. Dies ist sinnvoll, da die vorliegende Arbeit aufgrund von mangelnden Daten nicht immer stichhaltige Antworten geben konnte.

8 Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit befasst sich mit der prozentualen Aufspaltung von Schwermetallen in der Kläranlage. Es wird der Transfer von sechs Schwermetallen in den Klärschlamm und die Hydrosphäre evaluiert. Diese sind Blei, Cadmium, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink.

Mittels Forschungsfrage 1 wird überprüft, ob die Transferkoeffizienten in den Klärschlamm mit fortschreitender Zeit und gesteigertem Stand der Technik ansteigen. Als Grundlage dient eine Literaturstudie zu den Angaben der Transferkoeffizienten verschiedener Autoren. Auffallend ist, dass die Transferkoeffizienten zwischen 1987 und 2000 meist niedriger sind als zwischen 2014 und 2016. Durch die Erhöhung der gesetzlichen Anforderungen an die Reinigungsleistung, wie etwa durch die 1. Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser (1996), haben sich die Reinigungsprozesse laufend verbessert. Folglich sind vermutlich auch die Transferkoeffizienten des Klärschlammes tendenziell angestiegen.

Die Forschungsfrage 2 befasst sich mit der Ermittlung belastbarer Transferkoeffizienten des Klärschlammes anhand aktueller Literaturwerte. Dafür werden die Messdaten von CLARA et al. (2017) und AMANN et al. (2019) verwendet. Als methodische Grundlage dient die Stoffflussanalyse. Der Vergleich der Modellierungen drei verschiedener Kläranlagen zeigt, dass außer Nickel alle untersuchten Schwermetalle einen ähnlichen Transferkoeffizienten aufweisen. Zur Steigerung des Stichprobenumfangs wurden die Studien von LAMBERT et al. (2014) und CLARA et al. (2014) miteinbezogen. Diese stimmen weitgehend mit den Modellwerten der durchgeführten Stoffflussanalyse überein und wurden zusätzlich für die Berechnung der finalen Mittelwerte verwendet (vgl. Tabelle 40). Bei Betrachtung der Standardabweichung der Transferkoeffizienten ist der hohe Wert bei Nickel auffallend. Die starken Schwankungen könnten mit unterschiedliche Abwasserbeschaffenheit, Betriebsbedingungen der Kläranlagen und Spezies des Nickels zusammenhängen.

Tabelle 40: ermittelte Transferkoeffizienten nach CLARA et al. (2017), AMANN et al. (2019), CLARA et al (2014) und LAMBERT et al. (2014)

Stoff	Mittelwert [-]	Standardabweichung [-]
Blei	0,97	0,005
Cadmium	0,94	0,018
Kupfer	0,90	0,020
Nickel	0,55	0,245
Quecksilber	0,88	0,067
Zink	0,86	0,038

Die Forschungsfrage 3 untersucht das Verhalten der Schwermetalle während der Elimination aus dem Abwasser in der Kläranlage. Dabei wird die Konzentration der Schwermetalle im Ablauf einer biologischen Kläranlage mit typischem kommunalem Abwasser mit der Konzentration im Zulauf verglichen und deren Abhängigkeit überprüft. Aufgrund der vergleichbaren Prozessbedingungen in den Belebungsbecken (z.B. pH-Wert) wäre es zu erwarten, dass die Ablaufkonzentration nur geringfügig von Schwankungen im Zulauf beeinflusst wird (ZESSNER, 1999) und somit der Transferkoeffizient des Klärschlammes mit sinkenden Zulaufkonzentrationen abnimmt. Für Kupfer und Zink könnte der Zusammenhang

zwischen Zulaufkonzentration und Transferkoeffizient gegeben sein. Jedoch kann es aufgrund mangelnder Datenlage nicht eindeutig belegt werden. Die Daten deuten darauf hin, dass für Nickel ein Zusammenhang zwischen Zulauf- und Ablaufdaten besteht. Je höher die Zulaufkonzentration ist, desto höher ist somit die Ablaufkonzentration. Dies lässt möglicherweise auf erreichte Adsorptions- und Ionenaustauschkapazitäten des Belebtschlammes schließen (FIRK, 1986). Die chemische Spezies des Nickels spielt aber auch eine Rolle, wie gut es im Klärschlamm gebunden werden kann. Für Quecksilber konnte ein solcher Zusammenhang zwischen Zulauf und Ablaufkonzentration nicht nachgewiesen werden.

Die **Forschungsfrage 4** befasst sich mit der Sensitivität des angenommenen Systems auf die Änderung der Transferkoeffizienten. Die Änderung bezieht sich auf die Schwankungen in der Literatur und in unterschiedlichen Kläranlagen. Die methodische Grundlage dazu bildet ein Life Cycle Assessment über eine Modellkläranlage mit Ausbringung des Klärschlammes auf landwirtschaftliche Flächen. Mittels der USEtox Berechnungsmethode ergeben sich drei relevante Kategorien: „Humantoxizität, carcinogenic“, „Humantoxizität, non-carcinogenic“ und „Süßwasser Umwelttoxizität“. Es zeigt sich, dass die Sensitivität und auch die Belastung auf die Umwelt abhängig von den drei betrachteten Wirkungskategorien und dem Verbleib der Schwermetalle im Klärschlamm oder im Ablauf ist. Betrachtet man die Gesamtbewertung der LCA ergibt sich die größte Sensitivität auf die Wirkungskategorie „Humantoxizität, non-carcinogenic“ und die niedrigste auf die Wirkungskategorie „Süßwasser Umwelttoxizität“. Bezieht man sich auf die einzelnen Schwermetalle zeigt sich, dass Quecksilber eine sehr sensitive Reaktion auf die Kategorie „Humantoxizität, carcinogenic“ hervorruft, wenn es im Boden vorhanden ist. Nickel wirkt sensitiv auf dieselbe Wirkungskategorie beim Verbleib im Vorfluter. Zink und Kupfer zeigen den größten Einfluss auf die Wirkungskategorie „Süßwasser Umwelttoxizität“.

Die Ergebnisse sind aufgrund folgender Gegebenheiten zu diskutieren. Der Datenumfang ist relativ gering, die Messungen der Klärschlammkonzentrationen (AMANN et al., 2019) und der Ablaufkonzentrationen (CLARA et al., 2017) stammen aus unterschiedlichen Studien. Die ARA wird als Blackbox betrachtet und die Unsicherheit bezieht sich lediglich auf die Schwankungen der Konzentration im Ablauf. Weiter zeigt die verwendete USEtox Methode der LCA Schwächen bezüglich der Modellierung von Schwermetallen. Es wird beispielsweise der Abbau und die Aufnahme der Schwermetalle durch Pflanzen nicht berücksichtigt. Im Fall von Zink und Kupfer, die als Spurenelemente von Pflanzen aufgenommen werden, hat dies starke Auswirkungen auf die Bewertung durch die LCA.

9 Literaturverzeichnis

1. AEV FÜR KOMMUNALES ABWASSER: Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete (1. AEV für kommunales Abwasser). 1. AEV für kommunales Abwasser (StF: BGBl. Nr. 210/1996).
- ABWASSERTECHNISCHE VEREINIGUNG E.V. (1996): Klärschlamm. ATV-Handbuch. 4.Aufl., Ernst & Sohn, Berlin.
- AMANN, A., DAMM, M., ZESSNER, M. (2019): Auswertungen zu Konzentrationen von Schwermetallen im Klärschlamm. Projektstudie StraPhos. Institut für Wassergüte und Ressourcenmanagement, Technische Universität Wien. Unveröffentlicht.
- ASSMANN, M., DÜRR, K., HABERFELLNER-VEIT, E., LABER, J., LINDTNER, S., TSCHIESCHE, U. (2015): Branchenbild der österreichischen Abwasserwirtschaft 2016. Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, Wien.
- BIJSTER, M., GUIGNARD, C., HAUSCHILD, M., HUIJBREGTS, M., JOLLIET, O., KOUNINA, A., MAGAUD, V., MARGN, M., MCKONE, T., POSTHUMA, L., ROSENBAUM, R., VAN DE MEENT, D., VAN ZELM, R. (2018): USEtox® 2.0 Documentation (Version 1.1), Lyngby, Denmark. URL: https://usetox.org/sites/default/files/assets/USEtox_Documentation.pdf. (abgerufen am: 7.3.2020).
- BÖHM, E., HILLENBRAND T., MARSCHEIDER-WEIDEMANN, F. (2002): Ermittlung der Quellen für die prioritären Stoffe nach Artikel 16 der Wasserrahmenrichtlinie und Abschätzung ihrer Eintragungsmengen in die Gewässer in Deutschland. Umweltbundesamt, Berlin.
- CENCIC, O., RECHBERGER, H. (2008): Material Flow Analysis with Software STAN, Wien. URL: https://www.researchgate.net/publication/284663142_Material_flow_analysis_with_Software_STAN. (abgerufen am: 4.9.2019).
- CLARA, M., ERTL, T., GISELBRECHT, G., GRUBER, G., HOFER, T., HUMER, F., KRETSCHMER, F., KOLLA, L., SCHEFFKNECHT, C., WEIß, S., WINDHOFER, G. (2014): Spurenemissionen aus Siedlungsgebieten und von Verkehrsflächen: Schturm. Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- CLARA, M., HARTMANN, C., SCHEFFKNECHT, C. (2016): Klärschlamm und Boden: Eintrag von Spurenstoffen auf landwirtschaftlich genützte Böden. Amt der Vorarlberger Landesregierung, Bregenz, Wien.
- CLARA, M., LENZ, K., SPIRA, Y., WEIß, S., PIBERHOFER, B., MINNIBERGER, G. (2017): Emissionen ausgewählter prioritärer und sonstiger Stoffe aus kommunalen Kläranlagen. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- DOMEYER, K. (2006): An- und Abreicherung von Schwermetallen in der Rhizosphäre und deren Entzug durch landwirtschaftliche Kulturpflanzen unter besonderer Berücksichtigung der Aspekte einer Phytosanierung. Dissertation, Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität.
- ECETOC (2016): Freshwater ecotoxicity as an impact category in life cycle assessment. Technical Report No. 127, Brussels. URL: <http://www.ecetoc.org/wp-content/uploads/2016/11/ECETOC-TR-127-Freshwater-ecotoxicity-as-an-impact-category-in-life-cycle-assessment.pdf>. (abgerufen am: 29.2.2020).

- ECOINVENT ASSOCIATION (2018). URL: <https://www.ecoinvent.org/database/database.html>. (abgerufen am: 7.3.2020).
- EGLE, L., RECHBERGER, H., KRAMPE, J., ZESSNER, M. (2016): Phosphorus recovery from municipal wastewater: An integrated comparative technological, environmental and economic assessment of P recovery technologies. *Science of the total environment*, 522–542.
- FIRK, W. (Hrsg.) (1986): *Schwermetalle in Abwasser und anfallenden Schlämmen – Bilanzierung auf drei Kläranlagen*, Aachen, S.467-483.
- FÖRSTNER, U. (Hrsg.) (2012): *Umweltschutztechnik*. 8.Aufl., Springer, Berlin, Heidelberg, S.275.
- FRIEDRICH, M., KOLISCH, G., OSTHOFF, T. (2013): *Zukunftsfähige Behandlung und Entsorgung von Klärschlamm in Mecklenburg-Vorpommer*. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz und Ministerium für Wirtschaft, Bau und Tourismus, Schwerin.
- FUCHS, S., ROTHVOß, S., TOSHOVSKI, S. (2018): *Ubiquitäre Schadstoffe – Eintragsinventare, Umweltverhalten und Eintragsmodellierung*. Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Karlsruhe.
- FUCHS, S., SCHERER, U., HILLENBRAND T., MARSCHEIDER-WEIDEMANN, F., BEHRENDT, H., OPITZ, D. (2002): *Schwermetalleinträge in die Oberflächengewässer Deutschlands*. Umweltbundesamt, Berlin.
- GUIDANCE DOCUMENT (2012): *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC)*. Guidance Document No 28. Technical Guidance on the preparation of an inventory of emissions, discharges and losses of priority and priority hazardous substances.
- GUJER, W. (2007): *Siedlungswasserwirtschaft*. Mit 84 Tabellen. 3.Aufl., Springer, Berlin [u.a.].
- HAUSCHILD, Z., GOEDKOOP, M., GUINEE, J., HEIJUNGS, R., HUIJBREGTS, M., JOLLIET, O., MARGNI, M., SCHRYVER, A. DE, HUMBERT, S., LAURENT, A., SALA, S., PANT, R. (2012): *Identifying best existing practice for characterization modelling in life cycle impact assesment*. Springer-Verlag.
- HELLWEG, S., RUBLI, S., GÖTZ, N. (2015): *Ökologische Systemanalyse*. Vorlesungsskript, ETH Zürich. URL: https://ethz.ch/content/dam/ethz/special-interest/baug/ifu/eco-systems-design-dam/documents/lectures/2015/bachelor/oekologische%20systemanalyse/skript/ifu-esd-bsc-OeSA-gesamtskript_v0.pdf. (abgerufen am: 1.9.2019).
- HILLENBRAND, T., TOUSSAINT, D., BÖHM, E., FUCHS, S., SCHERER, U., RUDOLPHI, A., HOFFMANN, M. (2005): *Einträge von Kupfer, Zink und Blei in Gewässer und Böden-Analyse der Emissionspfade und möglicher Emissionsminderungsmaßnahmen*. Umweltbundesamt, Dessau.
- HOHENBLUM, P., SATTELBERGER, R., SCHAR, S. (2000): *Abwasser- und Klärschlamm Untersuchungen in der Pilotkläranlage Entsorgungsbetriebe Simmering*. Umweltbundesamt, Wien.
- HUIJBREGTS, M., HAUSCHILD, M., MARGIN, M., JOLLIET, O., MCKONE, T., VAN DE MEENT, D., ROSENBAUM, R. (2015): *Usetox 2.0. Manual: Inorganic Substances*.

- KLÄRSCHLAMMRICHTLINIE (1986): RICHTLINIE 86/278/EWG des Rates vom 12. Juni 1986 über den Schutz der Umwelt und insbesondere der Böden bei der Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft.
- KOMMUNALE ABWASSERRICHTLINIE (1991): RICHTLINIE 91/271/EWG des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser: Kommunale Abwasserrichtlinie.
- KÜGLER, I., ÖHLINGER, A., WALTER, B. (2004): Dezentrale Klärschlammverbrennung. Umweltbundesamt, Wien.
- KUPPER, T. (2000): Der Transfer von Schwermetallen vom Abwasser in den Klärschlamm unter besonderer Berücksichtigung von Nickel. Literaturstudie, Ecole Polytechnique Federale de Lausanne.
- LAMBERT, B., SACHER F., THOMA, A., FUCHS, S., TOSHOVSKI, S. (2014): Entwicklung eines Bilanzierungsinstrumentes für den Eintrag von Schadstoffen aus kommunalen Kläranlagen in Gewässer. Deutsche Umweltstiftung, Karlsruhe.
- LUEDERICH, V.: Ökotoxikologie und Ökotechnologie. Vorlesungsskript, HS Magdeburg. URL: https://www.hs-magdeburg.de/fileadmin/user_upload/Fachbereiche/WKW/Daten_Mitarbeiter/Volker_Luederitz/sga_vorlesung.pdf. (abgerufen am: 10.9.2019).
- MICROSOFT WINDOWS: MITTELABWEICHUNG (Funktion). URL: <https://support.office.com/de-de/article/mittelabw-funktion-58fe8d65-2a84-4dc7-8052-f3f87b5c6639>. (abgerufen am: 3.3.2020).
- ÖNORM EN ISO 14040: 2009 11 01: Umweltmanagement - Ökobilanz - Grundsätze und Rahmenbedingungen (ISO 14040:2006).
- ÖNORM EN ISO 14044: 2018 06 15: Umweltmanagement - Ökobilanz - Anforderungen und Anleitungen (ISO 14044:2006 + Amd 1:2017) (konsolidierte Fassung).
- ÖNORM S 2096-1: 2005 01 01: Stoffflussanalyse - Teil 1: Anwendung in der Abfallwirtschaft – Begriffe.
- ÖNORM S 2096-2:2005 01 01: Stoffflussanalyse - Teil 2: Anwendung in der Abfallwirtschaft – Methodik.
- PARRAVICINI, V., AMANN, A., VAN EYGEN, E., SVARDAL, K., KRAMPE, J. (2020): Ergebnisse des Projektes ARAZukunft. Technische Universität Wien.
- PHOSPHATNOVELLE: 82. Bundesgesetz: Änderung des Wasserrechtsgesetzes 1959 und des Wasserbautenförderungsgesetzes 1985 sowie Aufhebung des Hydrografiegesetzes (StF: BGBl. I Nr. 82/2003).
- REISINGER, H., SCHÖLLER, G., MÜLLER, B., OBERSTEINER, E. (2009): RUSCH Ressourcenpotenzial und Umweltbelastung der Schwermetalle Cadmium, Blei und Quecksilber in Österreich. Umweltbundesamt, Wien.
- RICHTLINIE 2013/39/EU: Richtlinie 2013/39/EU des europäischen Parlaments und des Rates vom 12. August 2013 zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik.
- ROSENWINKEL, K.-H., KROISS, H., DICHTL, N., SEYFRIED, C.-F., WEILAND, P. (2015): Anaerobtechnik. Abwasser-, Schlamm- und Reststoffbehandlung, Biogasgewinnung. 3.Aufl., Springer, Berlin, Heidelberg, S.107-108.
- SCHÖNBERGER, H. (1990): Klärschlamm - Kontamination auf Raten, Berlin, S.44-47.

- SCHWEDT, G. (2018): Chemische Elemente und ihre Spezies. Mobilität, Bioverfügbarkeit, Toxizität und Analytik. 1.Aufl., Springer, Berlin Heidelberg, S.56.
- STEINMETZ, H., MAIER, GUGEL (2014): Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlamm: Machbarkeitsstudie. IAT- Ingenieurberatung GmbH.
- STOJANOVIC, A., KOGELNIG, D., MORGENBESSER, C., GALANSKI, M., KRACHLER, R., KEPPLER, B.K., FISCHER, L., FALTA, T., KÖLLENSBERGER, G., HANN, S., FÜRHACKER, M., SCHÄRFINGER, B., ALLABASHI, R., MEASHO, T. (2010): Elimination prioritärer Metalle aus kommunalen Abwässern. Lebensministerium.
- SVARDAL, K., KRAMPE, J. (2019/20): Vorlesung Abwasserreinigung, Technische Universität Wien.
- TRAUTVETTER, H., CLARA, M., GABRIEL, O., STRENN, B., ZESSNER, M. (2015): Emissionsabschätzung für prioritäre Stoffe. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- ÜBERREITER, E., LENZ, K., ZIERITZ, I. (2018): Kommunales Abwasser Österreichischer Bericht 2018. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien.
- VANAS, F. (2016): Aktuelle Situation und zukünftige Entwicklungen bei der Klärschlammmentsorgung in Österreich. Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur, Wien.
- VRIENS, B., VOEGELIN, E.A., Hug S., KAEGI, R., BERG, M., WINKEL, L., BUSER, A. (2018): Spurenelemente in Schweizer Abwasser: Aktuelle Konzentrationen und Frachten.
- WASSERRAHMENRICHTLINIE: RICHTLINIE 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik: Wasserrahmenrichtlinie.
- ZEHL, K. (2005): Schwermetalle in Sediment und Boden unter besonderer Berücksichtigung der Mobilität und deren Beeinflussung durch Sauerstoff. Dissertation, Friedrich-Schiller-Universität, Jena.
- ZESSNER, M. (1999): Bedeutung und Steuerung von Nährstoff- und Schwermetallflüssen des Abwassers. Dissertation, Technische Universität Wien.

10 Anhang

10.1 STAN Modellierung für die restlichen Schwermetalle

10.1.1 ARA 1

Blei

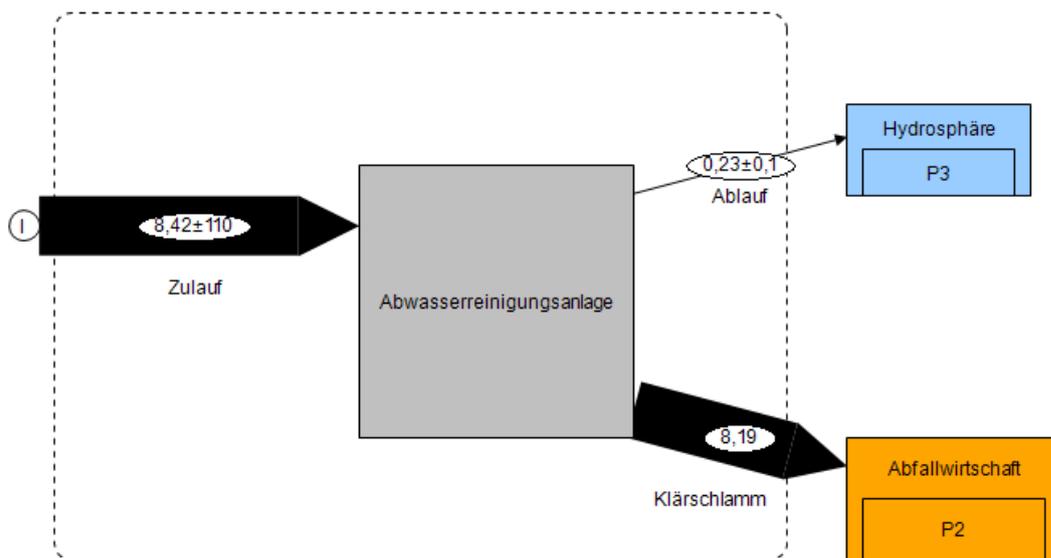


Abbildung 51: Bleiflussmodell in kg/a für ARA 1

Cadmium

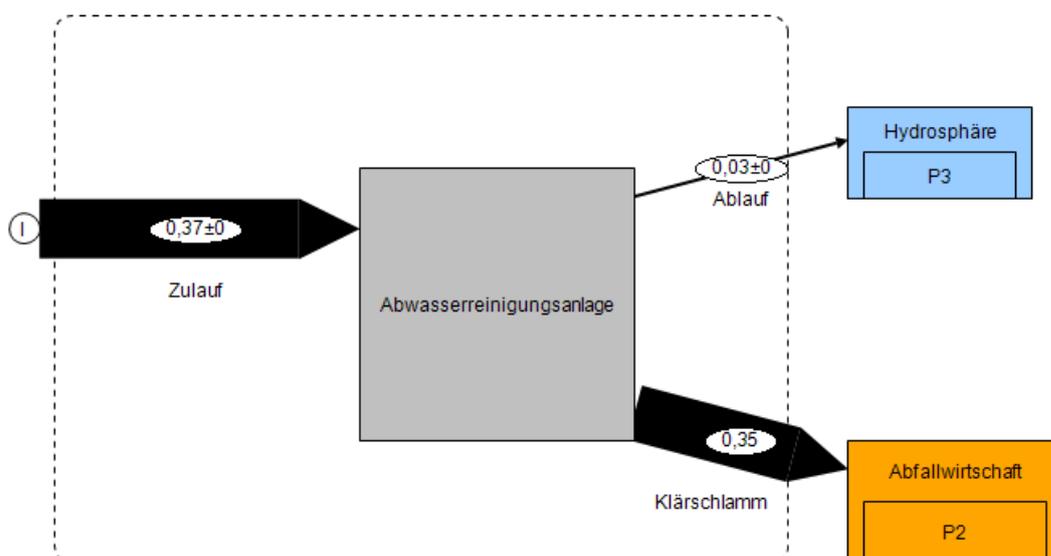


Abbildung 52: Cadmiumflussmodell in kg/a für ARA 1

Kupfer

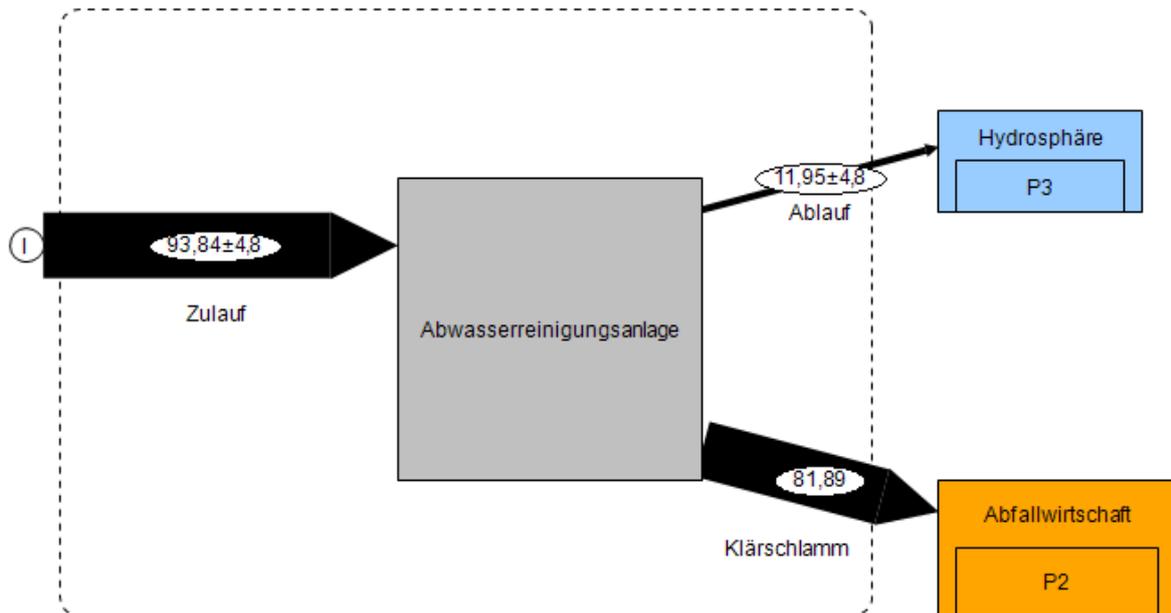


Abbildung 53: Kupferflussmodell in kg/a für ARA 1

Nickel

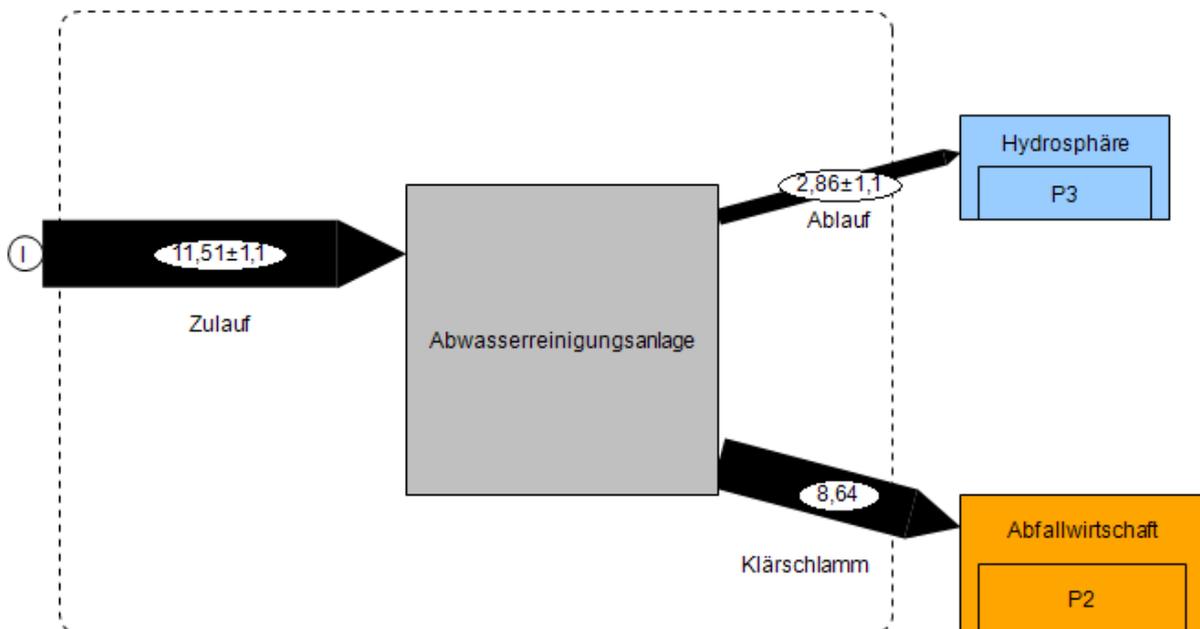


Abbildung 54: Nickelflussmodell in kg/a für ARA 1

Quecksilber

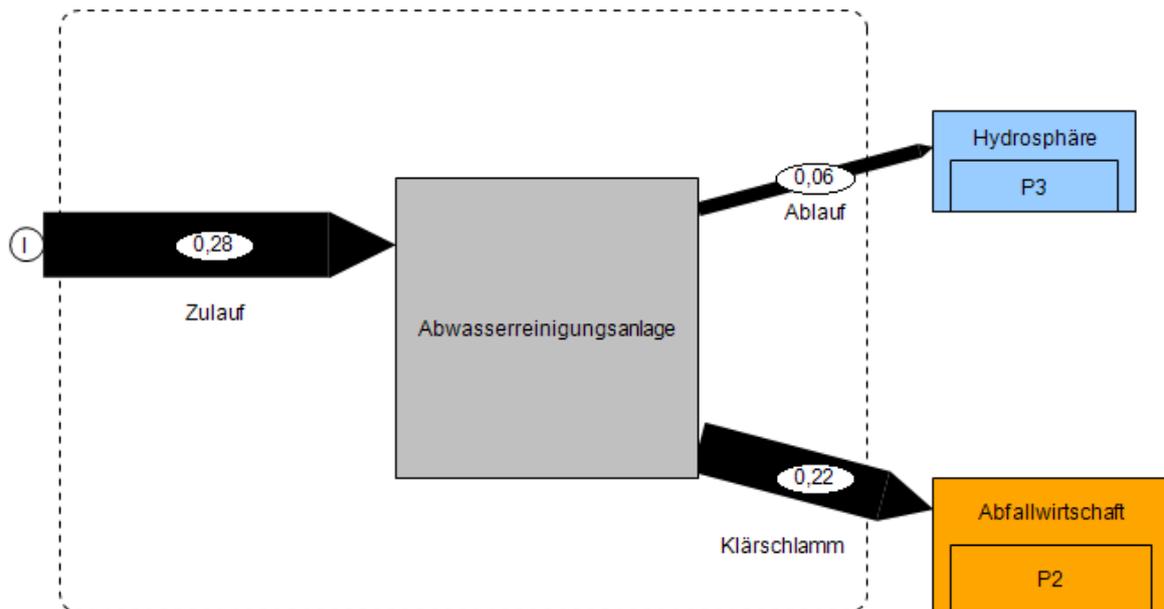


Abbildung 55: Quecksilberflussmodell in kg/a für ARA 1

Zink

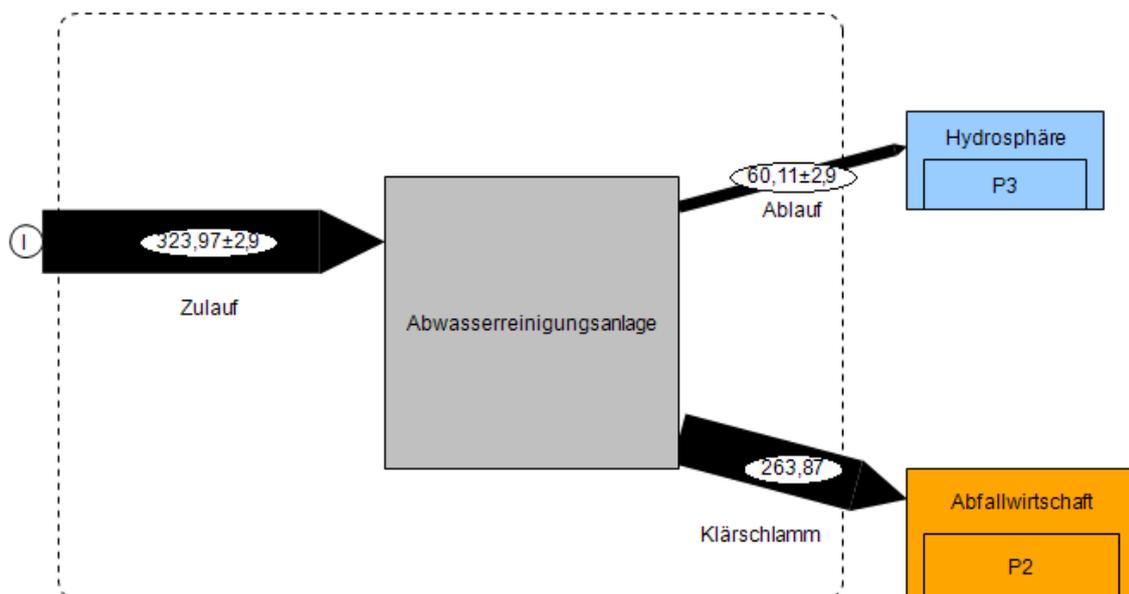


Abbildung 56: Zinkflussmodell in kg/a für ARA 1

10.1.2 ARA 4

Blei

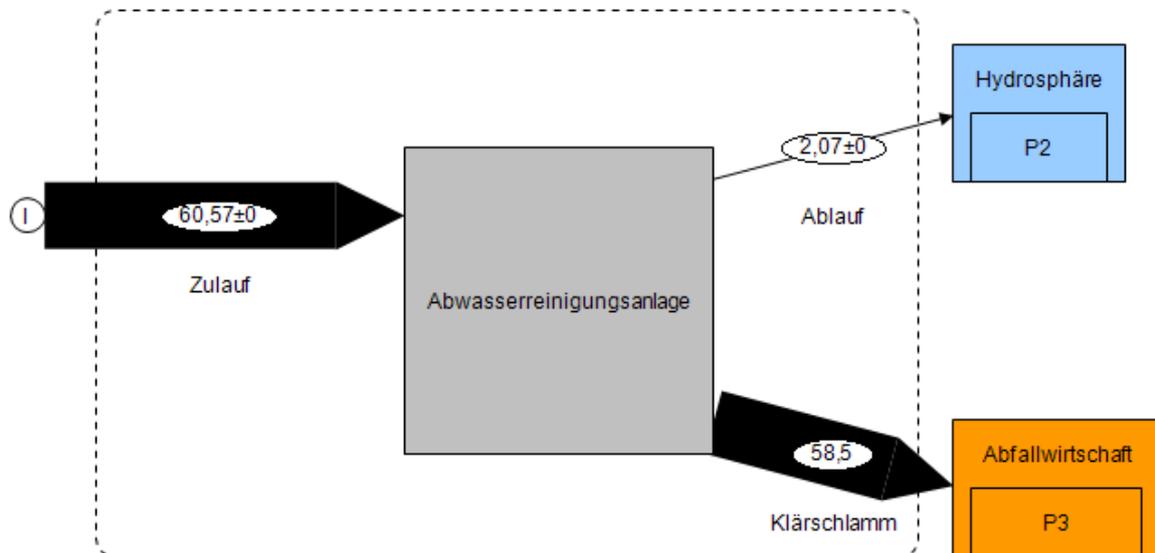


Abbildung 57: Bleiflussmodell in kg/a für ARA 4

Cadmium

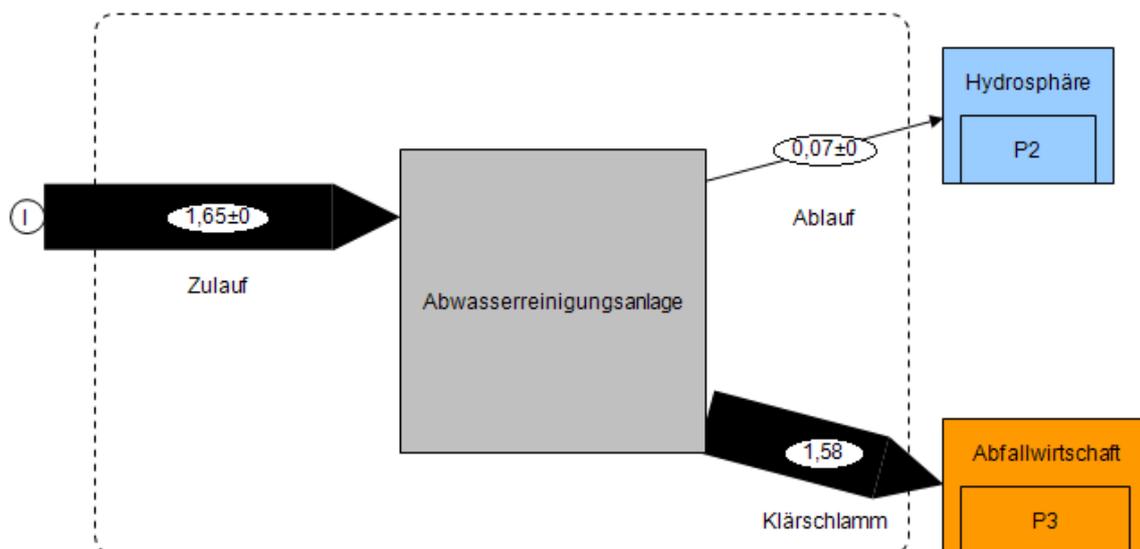


Abbildung 58: Cadmiumflussmodell in kg/a für ARA 4

Kupfer

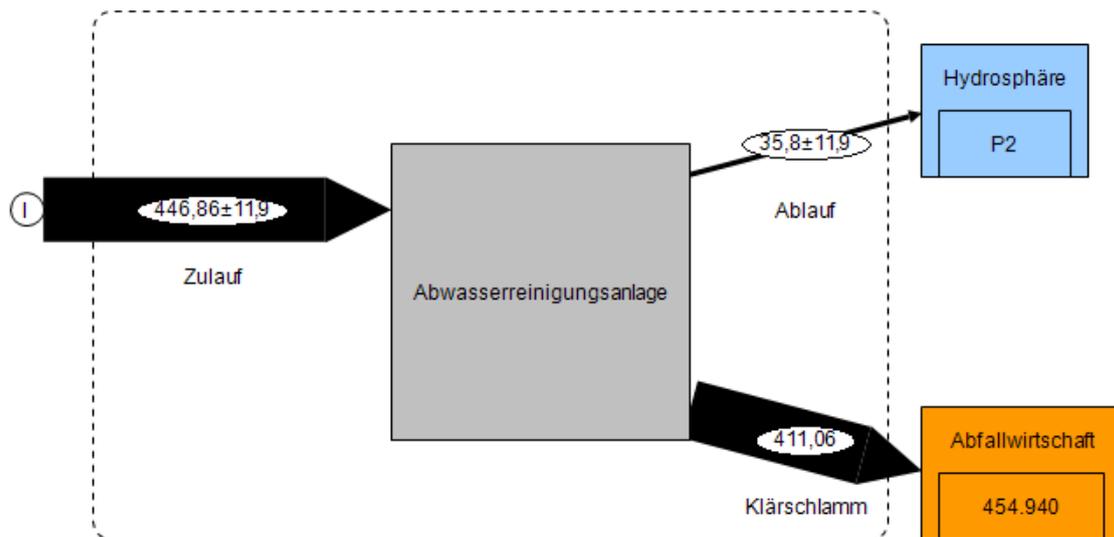


Abbildung 59: Kupferflussmodell in kg/a für ARA 4

Nickel

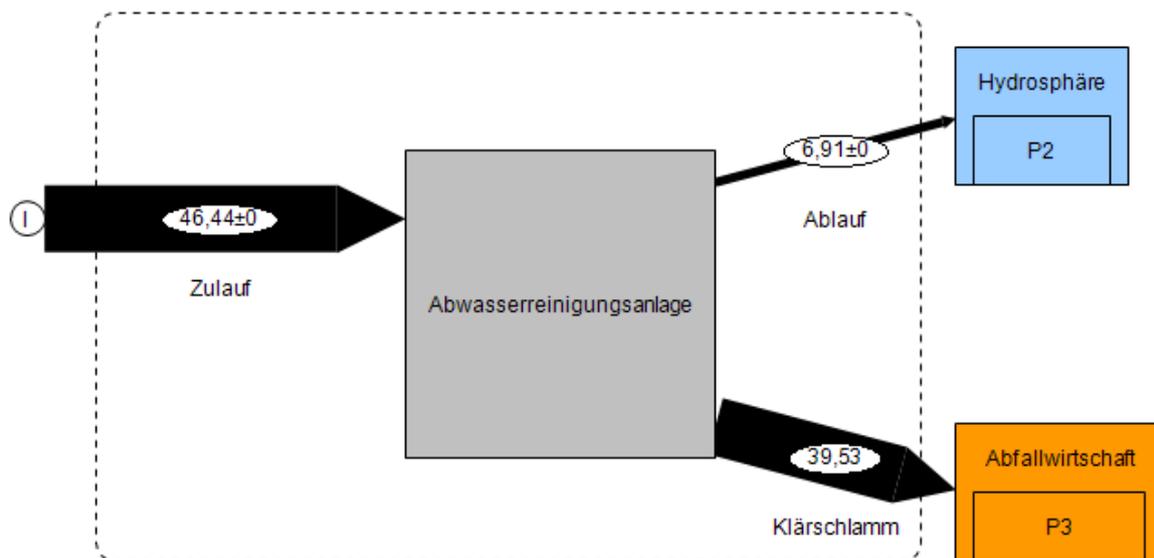


Abbildung 60: Nickelflussmodell in kg/a für ARA 4

Quecksilber

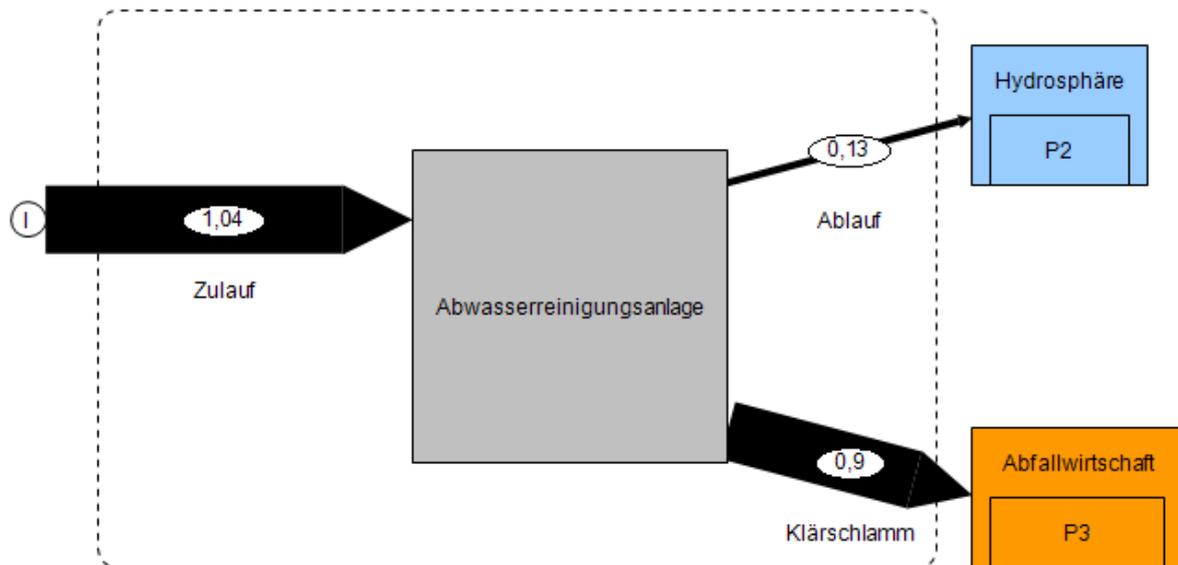


Abbildung 61: Quecksilberflussmodell in kg/a für ARA 4

Zink

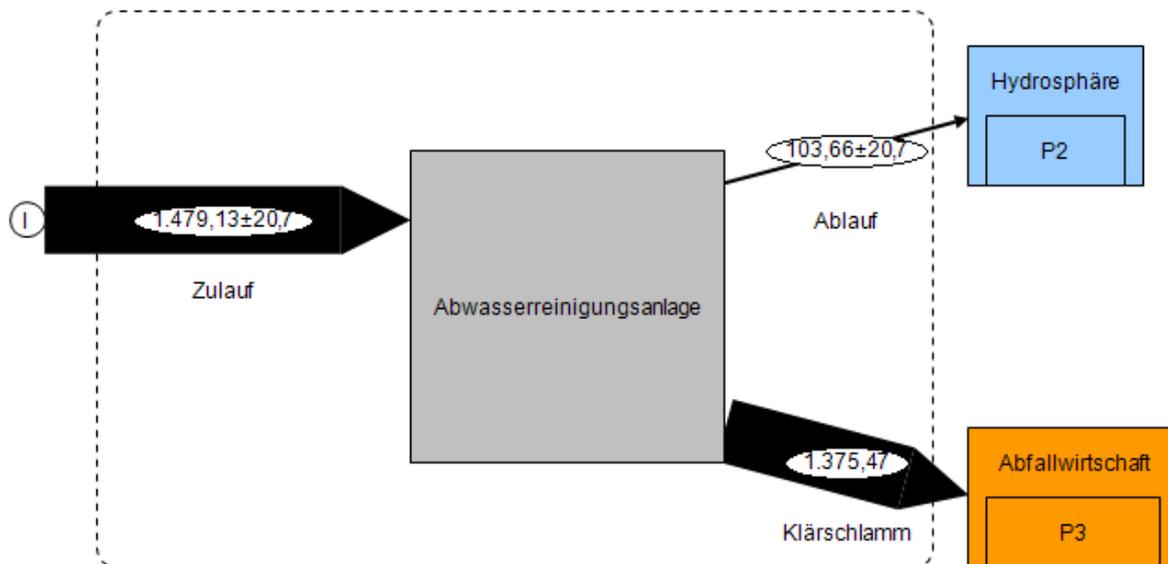


Abbildung 62: Zinkflussmodell in kg/a für ARA 4

10.1.3 ARA 8

Blei

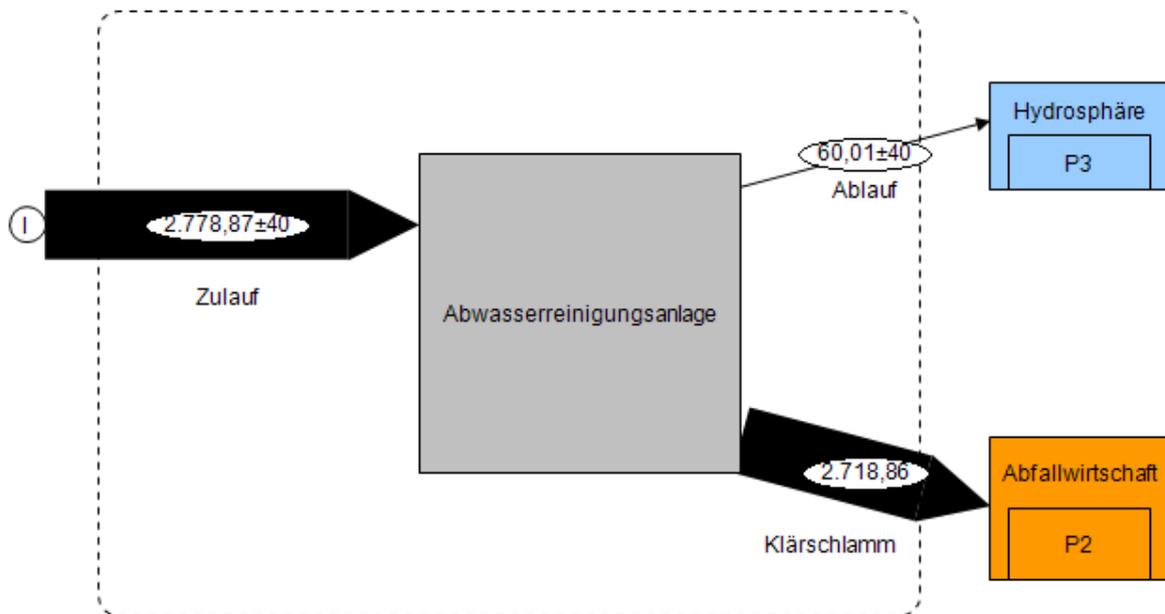


Abbildung 63: Bleiflussmodell in kg/a für ARA 8

Cadmium

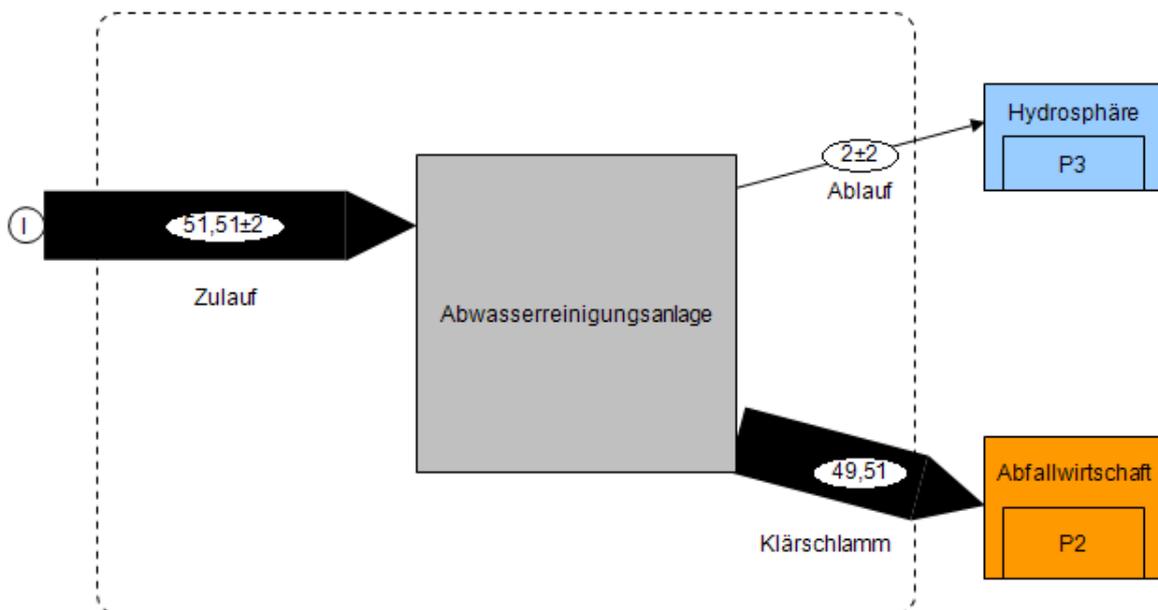


Abbildung 64: Cadmiumflussmodell in kg/a für ARA 8

Kupfer

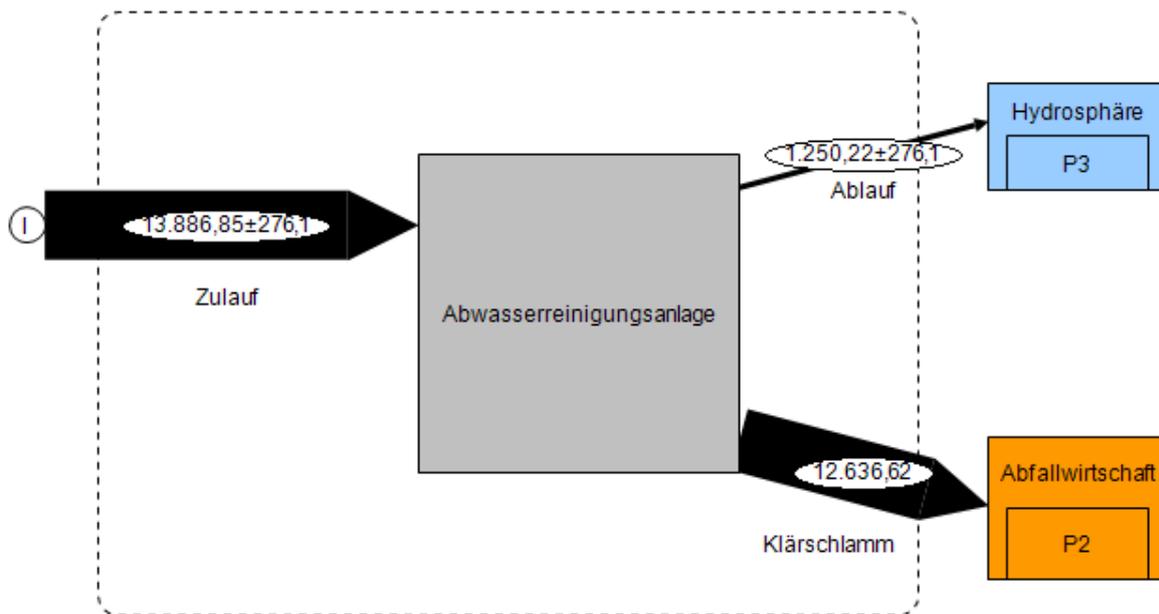


Abbildung 65: Kupferflussmodell in kg/a für ARA 8

Nickel

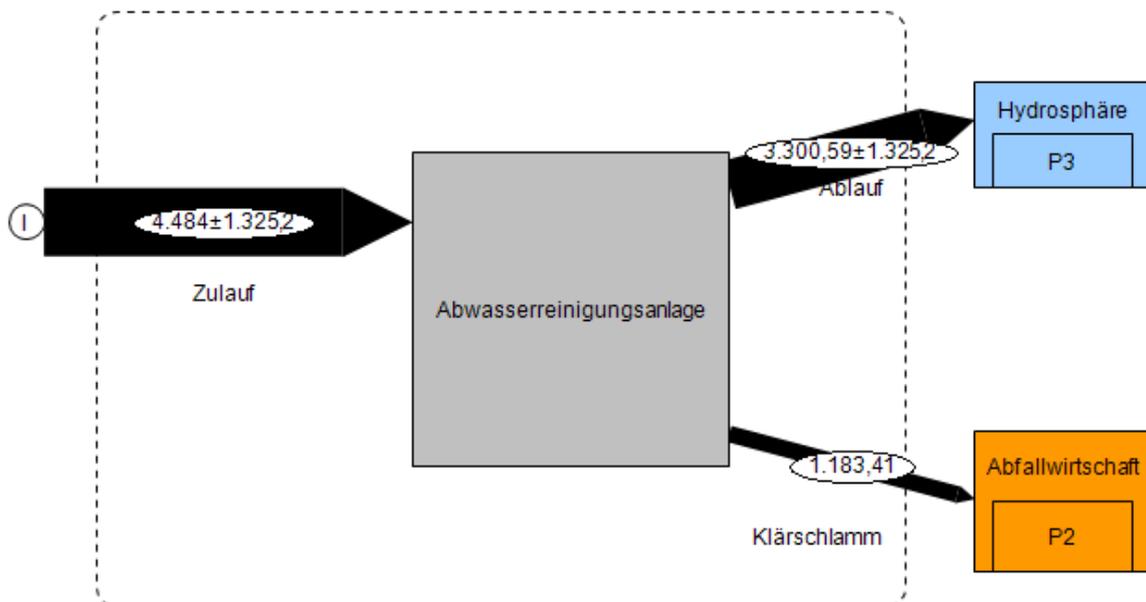


Abbildung 66: Nickelflussmodell in kg/a für ARA 8

Quecksilber

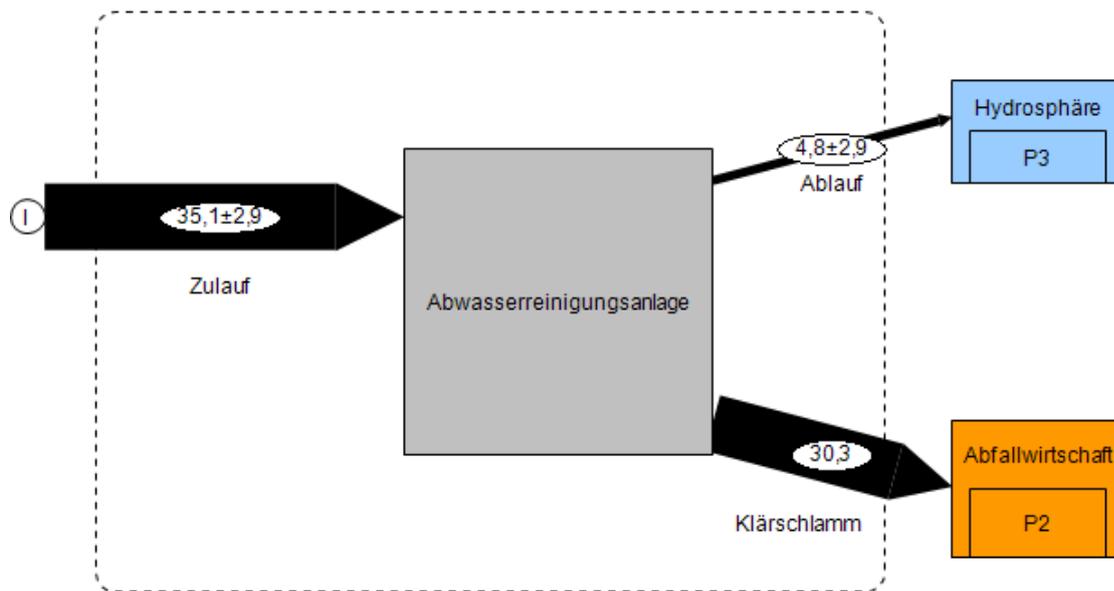


Abbildung 67: Quecksilberflussmodell in kg/a für ARA 8

Zink

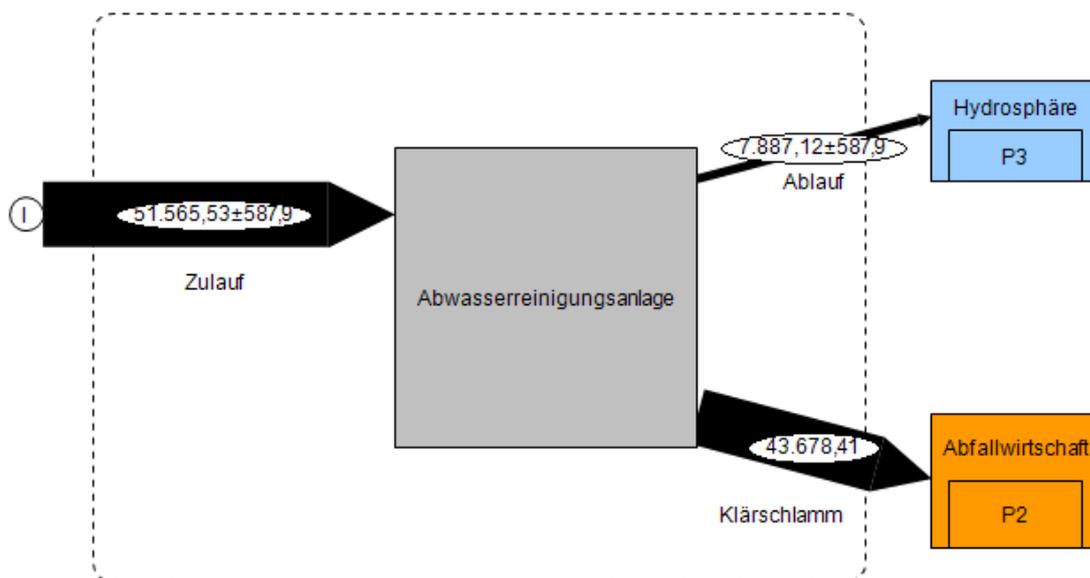


Abbildung 68: Zinkflussmodell in kg/a für ARA 8

10.2 Sensitivitätsanalyse

Tabelle 41: Gesamtbetrachtung der Einwirkungen auf die Kategorie „Humantoxizität, carcinogenic“

Humantoxizität, carcinogenic	Min	ARA Mittel	ARA Mittel + Literatur	Max
Summe [CTU]	4,2E-07	6,6E-07	6,7E-07	7,0E-07
Hebewerk	7,2E-09	7,2E-09	7,2E-09	7,2E-09
Belebungsbecken	1,2E-07	1,2E-07	1,2E-07	1,2E-07
Nachklärbecken	2,4E-08	2,4E-08	2,4E-08	2,4E-08
Faulung	-1,8E-08	-1,8E-08	-1,8E-08	-1,8E-08
Boden	2,3E-07	4,9E-07	4,9E-07	5,3E-07
Vorfluter	4,4E-08	2,6E-08	2,9E-08	2,5E-08
Vorklärbecken	1,0E-08	1,0E-08	1,0E-08	1,0E-08

Tabelle 42: Gesamtbetrachtung der Einwirkungen auf die Kategorie „Humantoxizität, non carcinogenic“

Humantoxizität, non-carcinogenic	Min	ARA Mittel	ARA Mittel + Literatur	Max
Summe [CTU]	3,9E-04	9,8E-04	9,8E-04	1,0E-03
Hebewerk	7,4E-08	7,4E-08	7,4E-08	7,4E-08
Belebungsbecken	1,6E-06	1,6E-06	1,6E-06	1,6E-06
Nachklärbecken	9,4E-08	9,4E-08	9,4E-08	9,4E-08
Faulung	-2,9E-07	-2,9E-07	-2,9E-07	-2,9E-07
Boden	3,6E-04	9,8E-04	9,7E-04	1,0E-03
Vorfluter	2,2E-05	4,8E-06	4,9E-06	3,7E-06
Vorklärbecken	5,7E-08	5,7E-08	5,7E-08	5,7E-08

Tabelle 43: Gesamtbetrachtung der Einwirkungen auf die Kategorie „Süßwasser Umweltoxizität“

Umweltoxizität	Min	ARA Mittel	ARA Mittel + Literatur	Max
Summe [CTU]	1,0E+03	7,5E+02	7,6E+02	7,4E+02
Hebewerk	1,3E-01	1,3E-01	1,3E-01	1,3E-01
Belebungsbecken	2,5E+00	2,5E+00	2,5E+00	2,5E+00
Nachklärbecken	3,3E-01	3,3E-01	3,3E-01	3,3E-01
Faulung	-2,9E-01	-2,9E-01	-2,9E-01	-2,9E-01
Boden	2,7E+02	5,9E+02	5,8E+02	6,1E+02
Vorfluter	7,5E+02	1,7E+02	1,7E+02	1,3E+02
Vorklärbecken	1,5E-01	1,5E-01	1,5E-01	1,5E-01

Tabelle 44: Sensitivitätsanalyse, Ergebnisse nach Schwermetall für die Kategorie „Humantoxizität, carcinogenic“ bei Verbleib im Schlamm

Schlamm	Min	ARA Mittel	ARA Mittel + Literatur	Max
Summe	2,56E-07	5,14E-07	5,18E-07	5,53E-07
Arsen	3,13E-08	3,13E-08	3,13E-08	3,13E-08

Cadmium	8,27E-09	1,51E-08	1,50E-08	1,53E-08
Chrom	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Kupfer	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Blei	5,75E-08	8,74E-08	8,72E-08	8,76E-08
Quecksilber	1,23E-07	2,93E-07	3,08E-07	3,31E-07
Nickel	3,68E-08	8,64E-08	7,64E-08	8,75E-08
Zink	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Verhältnis Min zu Max	100%	200%	202%	216%
Prozentueller Anteil	Min	ARA Mittel	ARA Mittel + Literatur	Max
Arsen	12,2%	6,1%	6,1%	5,7%
Cadmium	3,2%	2,9%	2,9%	2,8%
Chrom	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Kupfer	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Blei	22,4%	17,0%	16,8%	15,8%
Quecksilber	47,8%	57,1%	59,5%	59,9%
Nickel	14,4%	16,8%	14,8%	15,8%
Zink	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%

Tabelle 45: Sensitivitätsanalyse, Ergebnisse nach Schwermetall für die Kategorie „Humantoxizität, non carcinogenic“ bei Verbleib im Schlamm

Schlamm	Min	ARA Mittel	ARA Mittel + Literatur	Max
Summe	3,64E-04	9,77E-04	9,74E-04	1,02E-03
Arsen	2,32E-06	2,32E-06	2,32E-06	2,32E-06
Cadmium	2,24E-06	4,09E-06	4,05E-06	4,14E-06
Chrom	1,33E-12	1,33E-12	1,33E-12	1,33E-12
Kupfer	1,51E-07	1,94E-07	1,94E-07	1,98E-07
Blei	2,04E-05	3,10E-05	3,10E-05	3,11E-05
Quecksilber	1,47E-05	3,52E-05	3,70E-05	3,98E-05
Nickel	1,97E-09	4,64E-09	4,10E-09	4,69E-09
Zink	3,24E-04	9,04E-04	9,00E-04	9,40E-04
Verhältnis Min zu Max	100%	268%	268%	279%
Prozentueller Anteil	Min	ARA Mittel	ARA Mittel + Literatur	Max
Arsen	0,6%	0,2%	0,2%	0,2%
Cadmium	0,6%	0,4%	0,4%	0,4%
Chrom	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Kupfer	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Blei	5,6%	3,2%	3,2%	3,1%
Quecksilber	4,0%	3,6%	3,8%	3,9%
Nickel	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Zink	89,1%	92,5%	92,4%	92,4%

Tabelle 46: Sensitivitätsanalyse, Ergebnisse nach Schwermetall für die Kategorie „Süßwasser Umwelttoxizität“ bei Verbleib im Schlamm

Schlamm	Min	ARA Mittel	ARA Mittel + Literatur	Max
Summe	2,76E+02	5,90E+02	5,88E+02	6,11E+02
Arsen	6,44E-01	6,44E-01	6,44E-01	6,44E-01
Cadmium	8,45E-02	1,54E-01	1,53E-01	1,56E-01
Chrom	4,79E-01	4,79E-01	4,79E-01	4,79E-01
Kupfer	1,17E+02	1,51E+02	1,51E+02	1,54E+02
Blei	1,67E-01	2,53E-01	2,52E-01	2,54E-01
Quecksilber	9,80E-02	2,35E-01	2,46E-01	2,65E-01
Nickel	2,58E+00	6,05E+00	5,35E+00	6,13E+00
Zink	1,55E+02	4,32E+02	4,30E+02	4,48E+02
Verhältnis Min zu Max	100%	214%	213%	221%
Prozentueller Anteil	Min	ARA Mittel	ARA Mittel + Literatur	Max
Arsen	0,2%	0,1%	0,1%	0,1%
Cadmium	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Chrom	0,2%	0,1%	0,1%	0,1%
Kupfer	42,5%	25,6%	25,7%	25,3%
Blei	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%
Quecksilber	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Nickel	0,9%	1,0%	0,9%	1,0%
Zink	56,0%	73,1%	73,1%	73,4%

Tabelle 47: Sensitivitätsanalyse, Ergebnisse nach Schwermetall für die Kategorie „Humantoxizität, carcinogenic“ bei Verbleib im Ablauf

Ablauf	Min	ARA Mittel	ARA Mittel + Literatur	Max
Summe	4,42E-08	2,59E-08	2,93E-08	2,53E-08
Arsen	7,40E-09	7,40E-09	7,40E-09	7,40E-09
Cadmium	2,55E-11	2,76E-12	3,18E-12	2,12E-12
Chrom	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Kupfer	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Blei	1,45E-10	1,13E-11	1,21E-11	1,01E-11
Quecksilber	1,37E-09	3,40E-10	2,52E-10	1,11E-10
Nickel	3,53E-08	1,81E-08	2,16E-08	1,78E-08
Zink	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Verhältnis Min zu Max	100%	59%	66%	57%
Prozentueller Anteil	Min	ARA Mittel	ARA Mittel + Literatur	Max
Arsen	16,74%	28,57%	25,29%	29,27%
Cadmium	0,06%	0,01%	0,01%	0,01%
Chrom	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%

Kupfer	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Blei	0,33%	0,04%	0,04%	0,04%
Quecksilber	3,09%	1,31%	0,86%	0,44%
Nickel	79,79%	70,06%	73,80%	70,24%
Zink	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%

Tabelle 48: Sensitivitätsanalyse, Ergebnisse nach Schwermetall für die Kategorie „Humatoxizität, non-carcinogenic“ bei Verbleib im Ablauf

Ablauf	Min	ARA Mittel	ARA Mittel + Literatur	Max
Summe	2,21E-05	4,79E-06	4,91E-06	3,71E-06
Arsen	5,40E-07	5,40E-07	5,40E-07	5,40E-07
Cadmium	6,84E-09	7,41E-10	8,55E-10	5,70E-10
Chrom	7,37E-13	7,37E-13	7,37E-13	7,37E-13
Kupfer	1,48E-09	4,90E-10	4,95E-10	3,96E-10
Blei	5,10E-08	3,97E-09	4,25E-09	3,54E-09
Quecksilber	1,62E-07	4,03E-08	2,99E-08	1,32E-08
Nickel	2,04E-09	1,05E-09	1,25E-09	1,03E-09
Zink	2,13E-05	4,20E-06	4,33E-06	3,15E-06
Verhältnis Min zu Max	100%	22%	22%	17%
Prozentueller Anteil	Min	ARA Mittel	ARA Mittel + Literatur	Max
Arsen	2,44%	11,27%	11,01%	14,55%
Cadmium	0,03%	0,02%	0,02%	0,02%
Chrom	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Kupfer	0,01%	0,01%	0,01%	0,01%
Blei	0,23%	0,08%	0,09%	0,10%
Quecksilber	0,73%	0,84%	0,61%	0,36%
Nickel	0,01%	0,02%	0,03%	0,03%
Zink	96,55%	87,76%	88,24%	84,95%

Tabelle 49: Sensitivitätsanalyse, Ergebnisse nach Schwermetall für die Kategorie „Süßwasser Umwelttoxizität“ bei Verbleib im Ablauf

Ablauf	Min	ARA Mittel	ARA Mittel + Literatur	Max
Summe	750,479	165,825	171,203	128,082
Arsen	0,800	0,800	0,800	0,800
Cadmium	0,154	0,017	0,019	0,013
Chrom	0,319	0,319	0,319	0,319
Kupfer	94,876	31,309	31,625	25,300
Blei	0,160	0,012	0,013	0,011
Quecksilber	0,251	0,063	0,046	0,020
Nickel	13,925	7,162	8,526	7,010
Zink	639,994	126,144	129,854	94,608

Verhältnis Min zu Max	100%	22%	23%	17%
Prozentueller Anteil	Min	ARA Mittel	ARA Mittel + Literatur	Max
Arsen	0,11%	0,48%	0,47%	0,62%
Cadmium	0,02%	0,01%	0,01%	0,01%
Chrom	0,04%	0,19%	0,19%	0,25%
Kupfer	12,64%	18,88%	18,47%	19,75%
Blei	0,02%	0,01%	0,01%	0,01%
Quecksilber	0,03%	0,04%	0,03%	0,02%
Nickel	1,86%	4,32%	4,98%	5,47%
Zink	85,28%	76,07%	75,85%	73,87%

11 Lebenslauf

Persönliche Daten

Name: Vanessa Anna Diepold

Geburtsdatum: 06.02.1996

Nationalität: Deutsch

Universität

Universität für Bodenkultur, Wien

Februar 2018- voraussichtlich April 2020:

Masterstudium in Umwelt- und Bioressourcenmanagement

November 2019 -März 2020: Masterarbeitsthema: „Stoffflussanalyse zu Schwermetallen in den Klärschlamm“

Oktober 2019- voraussichtlich Februar 2021:

Masterstudium in Water Management and Environmental Engineering

Technische Universität München

Oktober 2014- Januar 2018:

Bachelorabschluss in Forstwissenschaft und Ressourcenmanagement

Juli-Oktober 2017: Bachelorarbeitsthema “Darstellung von Wald und Forstwirtschaft in den Printmedien anhand einer Medienanalyse der Zeitschrift Waldzeit”

Schulbildung

September 2006- Juni 2014: Matura

Praktika

August 2016: Forstverwaltung, AELF Fürstenfeldbruck, Bayern

September-Dezember 2017: Institut für Regionalentwicklung an der Eurac Research in Bozen, Italien

Mitte Juli-Mitte September 2018: Bayrische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft; Mitarbeit in den Abteilungen: für BWL; Boden und Klima; Schutz- und Bergwald

Relevante Kenntnisse

Schwerpunkt des Umwelt -und Bioressourcenmanagementstudiums auf Wassermanagement und Gewässerökologie

Produktion eines Radiobeitrags „Unser Waldboden: ein natürliches Wasserklärwerk“ in Zusammenarbeit mit dem Bayerischen Rundfunk

Projektarbeit an der EURAC research

- H2020 Projekt: SIMRA
- Landwirtschaft 4.0: Eine Bedarfserhebung zur benötigten technischen Modernisierung in der Landwirtschaft Südtirols
- Monitoring forstökonomischer Kennzahlen von Kleinwaldbesitzern in Südtirol
- Alpine Space Project: INTESI
- Alpine Space Project: PlurAlps
- Alpine Space Project: AlpBioNet 2030

Sprachen und besondere Interessen

Sprachen: Deutsch (Muttersprache), Englisch (C1 Niveau),

Italienisch (B2), Französisch (A2)

Hobbies: wandern, lesen

12 Eidesstattliche Erklärung

Ich versichere, dass ich die Masterarbeit selbständig verfasst, andere als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel nicht benutzt und mich auch sonst keiner unerlaubten Hilfe bedient habe.

Weiters versichere ich, dass ich diese Masterarbeit weder im Inland noch im Ausland in irgendeiner Form als Prüfungsarbeit vorgelegt habe.

Wien, Datum,

Vanessa Diepold,

Unterschrift