

STOBIMO Spurenstoffe

Stoffbilanzmodellierung für Spurenstoffe auf Einzugsgebietsebene



STOBIMO Spurenstoffe

Stoffbilanzmodellierung für Spurenstoffe auf Einzugsgebietsebene

Wien, November 2019

Impressum

Medieninhaber, Verleger und Herausgeber:

Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Stubenring 1, 1010 Wien

Autorinnen und Autoren: Arabel Amann, Manfred Clara, Oliver Gabriel, Gerald Hochedlinger, Monika Humer, Franko Humer, Steffen Kittlaus, Sandra Kulcsar, Christoph Scheffknecht, Helene Trautvetter, Matthias Zessner, Ottavia Zoboli.

Projektmitarbeit: Marianne Bertine Broer, Arkin Darici, Rainer Florineth, Markus Gruber-Brunhumer, Walter Hämmerle, Helmut König, Norbert Lerchster, Wolfgang Moche, Ernis Saracevic, Zdravka Saracevic, Monika Schmieder, Yvonne Spira.

Karten: Thomas Rosmann, Irene Zieritz, Steffen Kittlaus.

Gesamtumsetzung: die Autoren

Titelbild: Regenwassereinleitung in Hard (Vorarlberg), © Steffen Kittlaus.

Wien, 2019. Stand: 29. November 2019

Copyright und Haftung:

Auszugsweiser Abdruck ist nur mit Quellenangabe gestattet, alle sonstigen Rechte sind ohne schriftliche Zustimmung des Medieninhabers unzulässig.

Es wird darauf verwiesen, dass alle Angaben in dieser Publikation trotz sorgfältiger Bearbeitung ohne Gewähr erfolgen und eine Haftung des Bundeskanzleramtes und der Autorin/des Autors ausgeschlossen ist. Rechtausführungen stellen die unverbindliche Meinung der Autorin/des Autors dar und können der Rechtssprechung der unabhängigen Gerichte keinesfalls vorgreifen.

Rückmeldungen: Ihre Überlegungen zu vorliegender Publikation übermitteln Sie bitte an service@bmnt.gv.at.

Inhalt

1 Zusammenfassung	6
2 Summary	10
3 Einleitung	14
4 Methodik	17
4.1 Untersuchungsgebiete	17
4.2 Deposition	22
4.3 Probenahmen und Analytik	22
4.3.1 Probenahmen	22
4.3.2 Probenauswahl für die Analytik.....	26
4.3.3 Analytik.....	27
4.4 Modellierungswerkzeug MoRE	32
4.4.1 Kurzbeschreibung	32
4.4.2 Abgrenzung Teileinzugsgebiete.....	34
4.4.3 Zusammenfassung grundlegender Eingangsdaten	39
4.4.4 Modellansätze.....	54
4.4.5 Risikoanalyse	66
4.4.6 Szenarien	70
4.5 Frachtberechnungen	74
4.5.1 Frachtberechnung aus den Konzentrationsmessdaten der Untersuchungsgebiete .	74
4.5.2 Frachtberechnung aus zusätzlichen Untersuchungen	76
4.5.3 Frachtberechnungen aus Messwerten der Gewässerzustandsüberwachung (GZÜV).....	76
4.6 Weitergehende Untersuchungen.....	77
4.6.1 Erosion, Feststofftransport und Enrichment Ratio	77
4.6.2 Boden- und Flächenbilanzen	79
4.6.3 Wasserbilanzkomponenten Kanalisation	83
5 Ergebnisse	87
5.1 Darstellung der Monitoringergebnisse	87

5.1.1	Deposition.....	87
5.1.2	Fließgewässer	89
5.1.3	Schwebstoffe	94
5.1.4	Boden	100
5.1.5	Abwässer industrieller Direkteinleiter	102
5.1.6	Vergleich der Messungen in den unterschiedlichen Umweltkompartimenten	106
5.2	Herkunftsanalyse von Spurenstoffen in Böden	108
5.2.1	Inputpfade	108
5.2.2	Ernteentzug	111
5.2.3	Spurenstoffüberschüsse in Böden	113
5.2.4	Sensitivitätsanalyse Mineraldünger	116
5.2.5	Vergleich der Inputfrachten und Überschüsse mit Modellergebnissen der Testeinzugsgebiete.....	117
5.3	Modelldaten	123
5.3.1	Stoffunspezifische Daten	123
5.3.2	Stoffspezifische Eingangsdaten	129
5.4	Emissionsmodellierung.....	156
5.4.1	Gewässermonitoring und Pegelabgleich.....	156
5.4.2	Risikoanalyse	164
5.4.3	Regionalspezifische Eintragspfade.....	169
5.4.4	Szenarienanalyse	199
6	Fazit	210
6.1	Zusammenfassung der Ergebnisse	210
6.2	Schlussfolgerungen und Empfehlungen	213
7	Anhang.....	219
7.1	Lage der Gewässermonitoring-Stellen	219
7.2	Schwebstoffproben	220
7.2.1	Beschreibung der Schwebstofffalle.....	220
7.2.2	Schwebstoffprobenahmen in den Untersuchungsgebieten	223
7.3	Bodenproben.....	227

7.3.1	Beschreibung der Probenahmen.....	227
7.3.2	Bodenprobenahmen in den Untersuchungsgebieten	228
7.4	Analysenergebnisse.....	234
7.4.1	Deposition.....	234
7.4.2	Gewässerproben (filtriert)	238
7.4.3	Schwebstoffproben.....	246
7.4.4	Bodenproben	252
7.4.5	Abwasserproben industrieller Direkteinleiter.....	258
7.4.6	Zusatzuntersuchungen in ausgewählten Fließgewässern	264
7.5	Bodenbilanz.....	266
7.5.1	Eingangsdaten	266
7.5.2	Weiterführende Ergebnisse.....	268
7.6	Pegelabgleich (beobachtet-modelliert)	279
7.6.1	Schwermetalle gesamt	279
7.6.2	Schwermetalle gelöst.....	289
7.6.3	Organozinnverbindungen	299
7.6.4	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe.....	301
7.6.5	Perfluorierte Tenside	308
7.6.6	Polybromierte Diphenylether (PBDE)	309
7.7	Zusammenfassung der stoffspezifischen Eingangsdaten	310
7.8	Relative Anteile der Eintragspfade am Gesamteintrag	317
7.9	Relative Anteile der Eintragspfade am Gesamteintrag für stark belastete Einzugsgebiete.....	327
7.10	Szenarienwirksamkeiten	334
	Tabellenverzeichnis.....	341
	Abbildungsverzeichnis	346
	Literaturverzeichnis	356

1 Zusammenfassung

Mit Einführung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, 2000/60/EWG) werden Spurenstoffe in die Gewässerzustandsbewertung einbezogen, wobei vor allem prioritäre Stoffe und national relevante Stoffe (sonstige Stoffe oder sogenannte „river basin specific pollutants, RBSP“) hervorzuheben sind. Bei Verfehlung eines Zielzustandes haben sich bisher die Überlegungen zu möglichen Maßnahmen zumeist auf punktuelle, kontinuierliche Einleitungen wie die Abläufe kommunaler Kläranlagen bezogen. Stoff- und regionalspezifisch sind daneben jedoch auch andere, oft diffuse Eintragspfade von großer Relevanz.

Die vorliegende Studie untersucht für Österreich auf Ebene von Gewässereinzugsgebieten die Herkunft ausgewählter anorganischer (Cadmium, Blei, Nickel, Quecksilber, Kupfer und Zink) und organischer Spurenstoffe (Perfluoroktansulfonsäure PFOS, Perfluorooctansäure PFOA, Dibutylzinnverbindungen DBT, Tributylzinnverbindungen TBT, polybromierte Diphenylether PBDE und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe PAK16). Ein wesentlicher Aspekt bei der Stoffauswahl war die Berücksichtigung ubiquitärer persistenter bioakkumulierender und toxischer Stoffe (uPBTs). Viele dieser Stoffe weisen eine ausgeprägte Toxizität auf und sind daher mit sehr niedrigen Umweltqualitätsnormen (UQN) versehen. Diese Stoffe bzw. Stoffgruppen zeichnen sich zudem durch ein unterschiedliches Umweltverhalten aus und sind von unterschiedlicher Relevanz in den verschiedenen berücksichtigten Eintragspfaden.

Methodisch orientiert sich diese Studie an einer pfadorientierten Emissionsmodellierung wie sie im europäischen Leitfaden zum Emissionsinventar (EC, 2012) vorgeschlagen wird. Zunächst wurde ein zielgerichtetes Monitoring umgesetzt, um bestehende Datenlücken zum Gehalt von Spurenstoffen in unterschiedlichen, für einen Gewässereintrag relevanten, Umweltkompartimenten, bestmöglich zu schließen bzw. eine ausreichende Datenbasis zu schaffen. Gemeinsam mit anderen in Österreich laufenden Monitoringprogrammen und Literaturdaten konnte ein umfassendes Inventar der Konzentrationen ausgewählter Stoffe in diversen Umweltkompartimenten zusammengestellt werden.

Ausgehend von diesem Konzentrationsinventar wurde für die ausgewählten Stoffe mit Hilfe des Modells MoRE eine regionalspezifische Emissionsmodellierung auf Ebene von 754 Teileinzugsgebiete durchgeführt. Nach Plausibilitätsprüfung wurden die Modellergebnisse unter Berücksichtigung von Modellunsicherheiten genutzt, um eine österreichweite Risikolanalyse in Hinblick auf eine potentielle Verfehlung von Umweltqualitätsnormen, eine regionalspezifische Pfadanalyse zur Identifikation relevanter Eintragspfade und eine

Szenarienanalyse zur Abschätzung der Wirksamkeit ausgewählter Maßnahmen durchzuführen. Zusätzlich zur Modellierung von Eintragspfaden für die Belastung von Gewässern wurden im Zuge des Projektes auch Einträge in Böden quantifiziert und die relevanten Einträge auf Ebene von Flusseinzugsgebieten dargestellt, da sich Böden über unterschiedlichen Eintragspfade (Oberflächenabfluss, Erosion sowie Basis- und Zwischenabfluss) als wesentliche Herkunftsbereiche für Einträge in Gewässer erwiesen haben.

Bereits im Vergleich der Konzentrationen unterschiedlicher Stoffe in unterschiedlichen Umweltmedien zeigt sich die Relevanz diffuser Eintragspfade für eine Gewässerbelastung. So weisen höhere Konzentrationen in der atmosphärischen Deposition als in Abläufen kommunaler Kläranlagen auf die Bedeutung des Lufttransportes und die Relevanz von Einträgen über den Abfluss von Oberflächen hin. Dies wurde z.B. für Blei, Cadmium, Kupfer, PFOA und Zink ermittelt. Für Nickel und PFOS weisen Kläranlagenabläufe die höchsten Konzentrationen der verschiedenen Umweltkompartimente auf. Damit können diese bei einem relevanten Anteil am Abfluss in einem Einzugsgebiet zum dominanten Eintragspfad werden. Sehr geringe Konzentrationen in Böden und Schwebstoffen weisen darauf hin, dass Bodenerosion für PFOS und PFOA, DBT, TBT und PAKs mit niedrigem Molekulargewicht (z.B. Naphthalin, Phenanthren) keinen dominanten Eintragspfad darstellt. Dagegen deuten die Konzentrationsvergleiche auf eine erhebliche, obwohl variable, Relevanz der Erosion für alle übrigen untersuchten Stoffe hin. Die hohe Relevanz der atmosphärischen Deposition für die Gewässerbelastung mit den betrachteten Spurenstoffen wird weiter verdeutlicht, wenn die Herkunftsbereiche dieser Stoffe in Böden beleuchtet werden. Die atmosphärische Deposition ist in den meisten Gebieten der wichtigste Eintragspfad für fast alle Stoffe in die Böden. In Gebieten mit hohem Anteil an Acker oder Grünlandnutzung können für einzelne Stoffe auch Mineraldünger (Cd) oder Wirtschaftsdünger (z.B. Cd, Zn, Cu) wesentliche Eintragspfade sein.

Ausgehend von einem im Zuge dieses Projektes erarbeiteten Konzentrationsinventars konnte mit Hilfe des Modells MoRE eine regionalspezifische Emissionsmodellierung für die Parameter Blei, Cadmium, Kupfer, Nickel, Quecksilber, Zink, PFOA, PFOS, DBT, TBT und die PAKs Benzo(a)pyren, Fluoranthen und Naphthalin in Österreich auf Ebene von 754 Teileinzugsgebiete durchgeführt werden. Der Pegelabgleich zeigt vor allem bei Cadmium, Kupfer, Nickel, Zink, PFOA, PFOS, TBT und Fluoranthen recht gute Ergebnisse, während bei den anderen Parametern die Modellierung teilweise eine ungenügende Modelgüte aufweist. Speziell problematisch sind Modellierung sowie Frachtberechnung für PBDE, weil diese Stoffgruppe in den untersuchten Proben zumeist nicht nachweisbar war. Die Modellierung dieses Parameters konnte daher zu keiner weiteren Analyse herangezogen werden.

Über eine Risikoanalyse konnte, unter Berücksichtigung der Modellunsicherheiten, eine potentielle Gütezielverfehlung für alle betrachteten Teileinzugsgebiete bewertet werden. Generell als unkritisch in den österreichischen Gewässern erscheinen dabei Blei, Cadmium, DBT und Naphthalin. Als überwiegend unkritisch bzw. nur in einzelnen Einzugsgebieten kritisch wurden Kupfer, Nickel, TBT und Zink identifiziert. In Hinblick auf eine Gütezielverfehlung kritischer sind Fluoranthen, PFOS und Benzo(a)pyren anzusehen. Bei diesen Parametern besteht zwar das Problem, dass die Analytik in einigen der Umweltkompartimente und in den Gewässern selber an ihre Grenzen stößt und somit auch Monitoringergebnisse und Modellaussagen mit erheblichen Unsicherheiten behaftet sind. Trotzdem ist für diese Parameter mit großer Wahrscheinlichkeit in einer beträchtlichen Anzahl von österreichischen Gewässern von einer Gütezielverfehlung auszugehen. Wie bereits aus Monitoring in Biota bekannt, stellen PBDE und Quecksilber zwei Parameter dar, bei denen die UQN flächendeckend überschritten wird.

Das Risiko einer Zielverfehlung bei Fluoranthen tritt vor allem in Gebieten mit relevanter landwirtschaftlicher Erosion auf. Dies kann in abflussärmeren Gebieten durch Einträge aus der Kanalisation (Mischwasserentlastung oder Regenwasserkanäle) verstärkt werden. Für PFOS kann bereits die Hintergrundbelastung zum Risiko einer Zielverfehlung führen, welches dort deutlich verstärkt wird, wo der Anteil der kommunalen Kläranlagenabläufe und in geringerem Ausmaß auch die Emissionen aus der Kanalisation (Mischwasserentlastung oder Regenwasserkanäle) hoch ist. Für Benzo(a)pyren und Quecksilber führen generell bereits die Hintergrundbelastungen zu einem hohen Risiko einer Zielverfehlung. Regional kann die Situation durch landwirtschaftliche Erosion noch verschärft werden.

Über eine Szenarienanalyse konnte gezeigt werden, dass sich über Erosionsschutz die Gewässerkonzentrationen vor allem für die Parameter Benz(a)pyren, Fluoranthen, Dibutyl- und Tributylzinn teilweise deutlich reduzieren lassen. Auch die gelösten Anteile von Schwermetallen lassen sich aufgrund der Verringerung der Mobilisierung aus Feststoffen durch die Maßnahme Erosionsschutz deutlich vermindern. Eine Oxidationsstufe für Kläranlagen > 50.000 EW entwickelt bei den betrachteten Parametern lediglich für Naphtalin eine gewisse Wirksamkeit, die sich in den Gewässerkonzentrationen niederschlagen würde. Für die betrachteten Modell-Parameter ist eine Adsorptionstufe wirksamer. Für die organischen Parameter PFOS, Naphtalin und PBDE können in einzelnene Gewässern deutliche Belastungsreduktionen erreicht werden. Für die Parameter PFOS und Fluoranthen, für die ein hohes oder sehr hohes Risiko einer Zielverfehlung in einer beschränkten Anzahl von Gebiete gegeben ist, sind eine weitergehende Abwasserreinigung (PFOS) bzw. Erosionsschutz (Fluoranthen), über die vor allem in Risikogebieten Verbesserungen erreicht werden können.

Es ist derzeit nicht möglich und wird zukünftig auch nicht möglich sein, in allen Gewässern ein umfangreiches Monitoring durchzuführen. Die Modellergebnisse erlauben eine Eingrenzung und eine Priorisierung in der Planung von Monitoringprogrammen. Werden durch Messungen im Gewässer die Bewertungen aus der Emissionsmodellierung bestätigt, so bieten die Modellergebnisse einen Überblick über mögliche Haupteintragspfade. Bereits aktuell zeigen die Frachtvergleiche für viele Stoffe eine gute Übereinstimmung der beobachteten Gewässerfrachten und der modellierten Frachten. Trotz nach wie vor bestehender Unsicherheiten kann auf Basis der durchgeführten Untersuchungen geschlossen werden, dass die Emissionsmodellierung ein geeignetes Instrument zur Darstellung und Identifikation von Haupteinträgen für stoffliche Belastungen in Gewässer und damit zur Abschätzung der Wirksamkeit von Maßnahmen darstellt.

Auch die Abbildung neuer Stoffe ist mit dem verwendeten Modell relativ einfach möglich, nachdem die allgemeinen nicht stoffspezifischen Daten aktualisiert und eingepflegt sind. Hierbei ist aber anzumerken, dass die Aussagekraft der Modellergebnisse sehr stark von den stoffspezifischen Eingangsdaten abhängig ist. Eine Mindestanforderung ist, dass zumindest für jeden Eintragspfad eine Abschätzung durchschnittlicher Konzentrationen verfügbar ist. Ein wesentlicher Vorteil der Emissionsmodellierung liegt in der Möglichkeit der Regionalisierung und der Berücksichtigung lokaler und regionaler Gegebenheiten. Dieser Vorteil ist aber nur nutzbar, wenn Daten auf dieser Skalierungsebene verfügbar sind. Liegen nur eingeschränkte Datensätze vor, die keine Regionalisierung erlauben, ist dieser Planungsvorteil nicht in vollem Maße nutzbar und die Unsicherheiten der Modellierung und der Szenarien sind umso größer, je stärker die lokale bzw. regionale Abweichung von einem nationalen Durchschnittswert ist. Daher ist eine Aktualisierung der Modellinhalte in regelmäßigen Abständen unter Nutzung der aktuellsten verfügbaren Daten sinnvoll. Zudem ist es auch empfehlenswert auch bei der aktuellen Modellierung die vorhandenen Datenlücken weiter zu schließen, um die Qualitäten der Emissionsmodellierung vollumfänglich nutzen zu können und weiter verbesserte, regionalisierte Ergebnisse zu erzielen.

2 Summary

With the introduction of the Water Framework Directive (WFD, 2000/60/EEC), trace substances are included in the assessment of water status, with particular emphasis on priority substances and nationally relevant substances (other substances or so-called "river basin specific pollutants, RBSPs"). If a target value is not met, the considerations on possible measures have so far mostly related to selective, continuous discharges such as the discharges of municipal wastewater treatment plants. However, other, often diffuse emission paths are also of great relevance for specific substances and regions.

This study investigates the origin of selected inorganic (Cadmium, Lead, Nickel, Mercury, Copper and Zinc) and organic trace substances (Perfluorooctane Sulphonic Acid (PFOS), Perfluorooctanoic Acid (PFOA), Dibutyltin Compounds (DBT), Tributyltin Compounds (TBT), Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDE) and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAK16)) at the level of surface water catchment in Austria. An essential aspect in the selection of substances was the consideration of ubiquitous persistent bioaccumulating and toxic substances (uPBTs). Many of these substances have a pronounced toxicity and are therefore subject to very low environmental quality standards (EQS). These substances or groups of substances are also characterised by different environmental behaviour and are of variable relevance in the input paths considered.

In terms of methodology, this study is based on a path-oriented emission modelling as proposed in the European Emissions Inventory Guidelines (EC, 2012). First, a targeted monitoring was implemented in order to close existing data gaps on the content of trace substances in different environmental compartments relevant for a water body input in the best possible way and thus to create an adequate database. Together with other monitoring programmes and literature data running in Austria, a comprehensive inventory of the concentrations of selected substances in various environmental compartments could be compiled.

On the basis of this concentration inventory, a region-specific emission modelling at the level of 754 sub-basins was carried out for the selected substances using the MoRE model. After a plausibility check, the model results were used, taking into account model uncertainties, to carry out an Austria-wide risk analysis with regard to a potential failure to comply with environmental quality standards, a region-specific path analysis to identify relevant input paths and a scenario analysis to estimate the effectiveness of selected measures. In addition to modelling input paths for water pollution, the project also quantified inputs into soils and

presented the relevant inputs at river basin level, as soils with different input paths (surface runoff, erosion as well as base and interflow) have proven to be important source areas for inputs into water bodies.

A comparison of the concentrations of different substances in different environmental media already shows the relevance of diffuse input paths for water pollution. Thus, higher concentrations in atmospheric deposition than in discharges of municipal wastewater treatment plants indicate the importance of air transport and the relevance of inputs via surface runoff. This was determined e.g. for Lead, Cadmium, Copper, PFOA and Zinc. For Nickel and PFOS, effluents from wastewater treatment plants have the highest concentrations in the various environmental compartments. Thus they can become the dominant input path for a relevant part of the discharge in a catchment area. Very low concentrations in soils and suspended solids indicate that soil erosion is not a dominant input path for PFOS and PFOA, DBT, TBT and low molecular weight PAHs (e.g. Naphthalene, Phenanthrene). In contrast, the concentration comparisons indicate a considerable, although variable, relevance of erosion for all other investigated substances. The high relevance of the atmospheric deposition for the water pollution with the considered trace substances is further clarified if the areas of origin of these substances in soils are illuminated. In most areas, atmospheric deposition is the most important input path for almost all substances into the soil. In areas with a high proportion of arable land or grassland use, mineral fertilisers (Cd) or organic fertilisers (e.g. Cd, Zn, Cu) may also be important input paths for individual substances.

Based on a concentration inventory developed in the course of this project, a region-specific emission modelling for the parameters Lead, Cadmium, Copper, Nickel, Mercury, Zinc, PFOA, PFOS, DBT, TBT and the PAHs Benzo(a)pyrene, Fluoranthene and Naphthalene could be carried out in Austria at the level of 754 subcatchments using the MoRE model. The level comparison shows quite good results especially for Cadmium, Copper, Nickel, Zinc, PFOA, PFOS, TBT and Fluoranthene, whereas for the other parameters the modelling partly shows an insufficient model quality. Modelling and load calculation for PBDE are particularly problematic, as this group of substances was usually not detectable in the investigated samples. The modelling of this parameter could therefore not be used for any further analysis.

By means of a risk analysis, a potential failure to meet the quality target could be evaluated for all subcatchments considered, taking into account the model uncertainties. Generally, Lead, Cadmium, DBT and naphthalene do not appear to be critical in Austrian waters. Copper, Nickel, TBT and Zinc were identified as predominantly non-critical or only critical in individual catchment areas. Fluoranthene, PFOS and Benzo(a)pyrene are to be regarded as

more critical with regard to a failure to meet the quality target. With these parameters, there is the problem that the analytics in some of the environmental compartments and in the surface waters themselves reach their limits and thus monitoring results and model statements are also subject to considerable uncertainties. Nevertheless, it is highly probable that these parameters will fail to meet their quality objectives in a considerable number of Austrian waters. As already known from monitoring in biota, PBDE and Mercury are two parameters for which the EQS is exceeded area-wide.

The risk of missing the target for Fluoranthene occurs mainly in areas with relevant agricultural erosion. In areas with less runoff, this risk can be increased by discharges from the sewage system (combined sewer systems or rainwater canals). For PFOS, the background load can already lead to the risk of missed targets, which is significantly increased where the share of municipal wastewater treatment plant discharges and, to a lesser extent, emissions from the sewage system (combined sewer systems or rainwater sewers) is high. For Benzo(a)pyrene and Mercury, the background loads generally already lead to a high risk of missed targets. The situation can be aggravated regionally by agricultural erosion.

A scenario analysis showed that water concentrations could be reduced significantly by erosion control, especially for the parameters Benzo(a)pyrene, Fluoranthene, Dibutyl- and Tributyltin. The dissolved portions of heavy metals can also be significantly reduced by the erosion control measure due to the reduction of mobilisation from solids. An oxidation stage for sewage treatment plants > 50,000 p.e. only develops a certain effectiveness for Naphthalene in the parameters considered, which would be reflected in the water concentrations. An adsorption stage is more effective for the model parameters considered. For the organic parameters PFOS, Naphtalin and PBDE, significant reductions in pollution can be achieved in individual bodies of water. For the parameters PFOS and Fluoranthene, for which there is a high or very high risk of a target being missed in a limited number of areas, further wastewater treatment (PFOS) or erosion control (Fluoranthene) are required, which can be used to achieve improvements, especially in risk areas.

It is currently not possible and will not be possible in the future to carry out comprehensive monitoring in all waters. The model results allow a limitation and prioritisation in the planning of monitoring programmes. If the assessments from emission modelling are confirmed by measurements in water bodies, the model results provide an overview of possible main input paths. The load comparisons for many substances already show good agreement between the observed water loads and the modelled loads. Despite uncertainties which still exist, it can be concluded on the basis of the investigations carried out that emission modelling is a suitable instrument for the representation and identification of main inputs of pollutants into water bodies and thus for estimating the effectiveness of measures.

The mapping of new substances is also relatively easy with the model used, after the general non substance-specific data have been updated and entered. However, it should be noted that the validity of the model results depends very much on the substance-specific input data. A minimum requirement is that an estimate of average concentrations is available at least for each input path. A major advantage of emission modelling lies in the possibility of regionalisation and the consideration of local and regional conditions. However, this advantage can only be exploited if data are available at this scaling level. If only limited data sets are available that do not permit regionalisation, this planning advantage cannot be fully exploited and the greater the local or regional deviation from a national average, the greater the uncertainties of the modelling and the scenarios. It therefore makes sense to update the model contents at regular intervals using the latest available data. In addition, it is also advisable to close the existing data gaps in the current modelling in order to be able to make full use of the qualities of emission modelling and to achieve further improved, regionalised results.

3 Einleitung

Mit Einführung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, 2000/60/EWG) werden Spurenstoffe in die Gewässerzustandsbewertung einbezogen, wobei vor allem prioritäre Stoffe und national relevante Stoffe (sonstige Stoffe oder river basin specific pollutants RBSP) hervorzuheben sind. Bei Nichterreichung eines Zielzustandes haben sich bisher die Überlegungen zu möglichen Maßnahmen zumeist auf punktuelle, kontinuierliche Einleitungen wie die Abläufe kommunaler Kläranlagen bezogen. Stoffspezifisch sind daneben jedoch auch andere, oft diffuse Eintragspfade von großer Relevanz. Dies ist vor allem für ubiquitäre persistente, bioakkumulierende und toxische Stoffe (uPBT) wichtig. Vor allem uPBTs unterliegen Verboten oder Beschränkungen, können aber aufgrund ihrer Eigenschaften (Persistenz, Akkumulationspotential) über weite Strecken verlagert werden, sind nicht abbaubar und reichern sich in bestimmten Umweltkompartimenten an. Daher sind sie auch in vielen Umweltkompartimenten nachweisbar und werden als ubiquitär vorkommend bezeichnet. Für viele Spurenstoffe liegt zu Eintragspfaden und Quellen für Österreich derzeit nur beschränktes und mit großen Unsicherheiten behaftetes Wissen vor, was eine Bewertung des aktuellen Zustandes und die Erarbeitung von zielorientierten Maßnahmen erschwert. Für die sinnvolle Planung und Umsetzung von Maßnahmen ist aber die Kenntnis des Zusammenhanges zwischen menschlichen Aktivitäten, daraus abgeleiteten Stoffströmen und die Auswirkungen auf Konzentrationen unterschiedlicher Stoffe in den Gewässern erforderlich. Als Grundlage dafür ist es daher nötig, geeignete Stoffbilanzierungsmodelle zu entwickeln bzw. anzupassen und zu testen. Diese können genutzt werden, die Relevanz der aus unterschiedlichen Quellen und Eintragspfaden in die Gewässer eingebrachten Frachten zu erfassen, Belastungsabschätzungen auch für nicht untersuchte Gebiete durchzuführen und Maßnahmen in Hinblick auf deren Wirksamkeit auf Einzugsgebietsebene zu evaluieren.

In den letzten Jahren wurden einige Forschungsprojekten umgesetzt, die eine gute Grundlage für die Ausarbeitung geeigneter Stoffbilanzmodelle darstellen. Dazu zählen u.a. die Erhebung des Auftretens von Spurenstoffen in Abläufen von Kläranlagen, in Niederschlagswassereinleitungen aus Trennkanalisationen, in Mischwasserentlastungen und in Abflüssen von Verkehrsflächen (KA-Emissionen, SHTURM) sowie die Modellierung von Nährstoffemissionen auf Ebene von Teileinzugsgebieten (STOBIMO-Nährstoffe). Im Projekt „Emissionsabschätzung für prioritäre Stoffe“ wurde basierend auf verfügbaren Daten eine erste Abschätzung der Emissionen ausgewählter Spurenstoffe über unterschiedliche Eintragspfade für das gesamte Österreichische Staatsgebiet sowie in einem höheren Detaillierungsgrad für drei ausgewählte Einzugsgebiete durchgeführt. Im Rahmen dieses Projektes konnten jedoch auch die Schwachpunkte in der Datenlage für eine

einzugsgebietsbezogene Modellierung aufgezeigt werden. Gemeinsam mit dem Land Vorarlberg wurde eine einzugsgebietsbezogene Emissionsmodellierung des Einzugsgebietes der Dornbirnerach durchgeführt. Diese Studie konnte zeigen, dass die angewandten Modelle für die Emissionsberechnung grundsätzlich geeignet sind.

Die vorliegende Studie konzentriert sich auf ausgewählte anorganische (z.B. Cadmium, Blei, Nickel, Quecksilber, Kupfer und Zink) und organische Stoffe (z.B. Perfluoroktansulfonsäure PFOS, Tributylzinnverbindungen TBT, polybromierte Diphenylether PBDE und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe PAK). Diese Stoffe weisen ein unterschiedliches Umweltverhalten auf und sind von unterschiedlicher Relevanz in den verschiedenen berücksichtigten Eintragspfaden. Ein wesentlicher Aspekt bei der Stoffauswahl ist jedenfalls die Berücksichtigung ubiquitärer persistenter bioakkumulierender und toxischer Stoffe (uPBTs). Vor allem diese ubiquitären Stoffe gelangen über unterschiedliche Eintragspfade in Gewässer. Viele dieser Stoffe weisen eine ausgeprägte Toxizität auf und sind daher mit sehr niedrigen Umweltqualitätsnormen (UQN) versehen. Für einige dieser Stoffe (z.B. Quecksilber, PBDE) führen diese sehr niedrigen UQN dazu, dass in Österreich flächen-deckend ein chemisch schlechter Gewässerzustand auszuweisen ist (BMLFUW, 2015) und entsprechend Maßnahmen vorzusehen sind. Für eine Maßnahmenplanung ist daher vor allem für diese Stoffe die Kenntnis der relativen Frachtbeiträge unterschiedlicher Eintragspfade essentiell. Die Modellierung soll aber so ausgelegt werden, dass eine nachträgliche Erweiterung auf andere Stoffe und Stoffgruppen möglichst einfach durchgeführt werden kann.

Aufbauend auf die zuvor genannten Studien zielt das Projekt darauf ab, die Stoffbilanzmodellierung für Nährstoffe und ausgewählte Spurenstoffe für das gesamte österreichische Staatsgebiet auf der Ebene von Teileinzugsgebieten zu implementieren und weiter zu entwickeln. Dabei wird auf aktuelle nationale und internationale Modell-Entwicklungen zurückgegriffen, das Emissionsmodell MoRE (Modeling of Regionalized Emissions, Fuchs et al. 2017) für österreichische Verhältnisse adaptiert und für eine Quantifizierung der Spurenstoffemissionen über unterschiedlichen Eintragspfade sowie die Abschätzung von Belastungssituationen auf Ebene von Teileinzugsgebieten angewandt. Speziell wurden im Rahmen des Projektes die folgenden Schwerpunkte bearbeitet:

- Konsolidierung der Datenhaltung und der verwendeten Modellstruktur als Grundlage für eine periodische Aktualisierung der Stoffbilanzmodellierung und Verbesserung der Auflösungsebene zu Vorgängerprojekten (STOBIMO) durch Unterteilung der STOBIMO – Einzugsgebiete (EZG) in weitere Untereinzugsgebiete (siehe Kapitel 4.4.2);

- Konsolidierung und Aktualisierung der generellen Inputdaten zur Berechnung der Wasserbilanzkomponenten und des Sedimenteintrages auf Basis aktueller österreichischer Datensätze (siehe Kapitel 4.4.3);
- Konsolidierung und Aktualisierung der Methodik zur Berechnung der Wasserbilanzkomponenten und des Sedimenteintrages auf Basis aktueller nationaler und internationaler Entwicklungen (siehe Kapitel 4.4.4);
- Verbesserung der stoffspezifischen Eingangsdaten für Spurenstoffe (Stoffkonzentrationen oder flächenspezifische Emissionsfrachten) für die unterschiedlichen Herkunftsbereiche und Haupteintragspfade (z.B. Deposition, Grundwasser, Oberflächenabswemmung, Boden, Erosion und industrielle Direkteinleiter); Verdichtung der Datenbasis zum Vorkommen von Spurenstoffen in Fließgewässern in den Testgebieten zur Validierung der Emissionsmodellierung (siehe Kapitel 5.1);
- Erhebung der Bodenbelastung für ausgewählte Stoffe (landwirtschaftliche, forstwirtschaftliche, offene und urbane Flächen) zur näheren Identifizierung der Quellen diffuser Stoffemissionen (siehe Kapitel 5.2);
- Abgleich der berechneten Emissionen mit gemessenen Konzentrationen und Frachten in den Gewässern zur Validierung der Modellergebnisse für (Teil)Einzugsgebiete. Darstellung der relevanten Eintragspfade für Nährstoffe und ausgewählte Spurenstoffe auf Teileinzugsgebietsebene. Risikoanalyse zur Ausweisung jener Gewässer mit potenzieller Nichteinhaltung der Umweltqualitätsziele für die untersuchten Parameter (siehe Kapitel 5.4.1 und Kapitel 5.4.2);
- Szenarienanalyse zur Wirksamkeit von Maßnahmen zur Reduktion der Stoffemissionen auf Basis regionalspezifischer Maßnahmen (siehe Kapitel 5.4.4).

4 Methodik

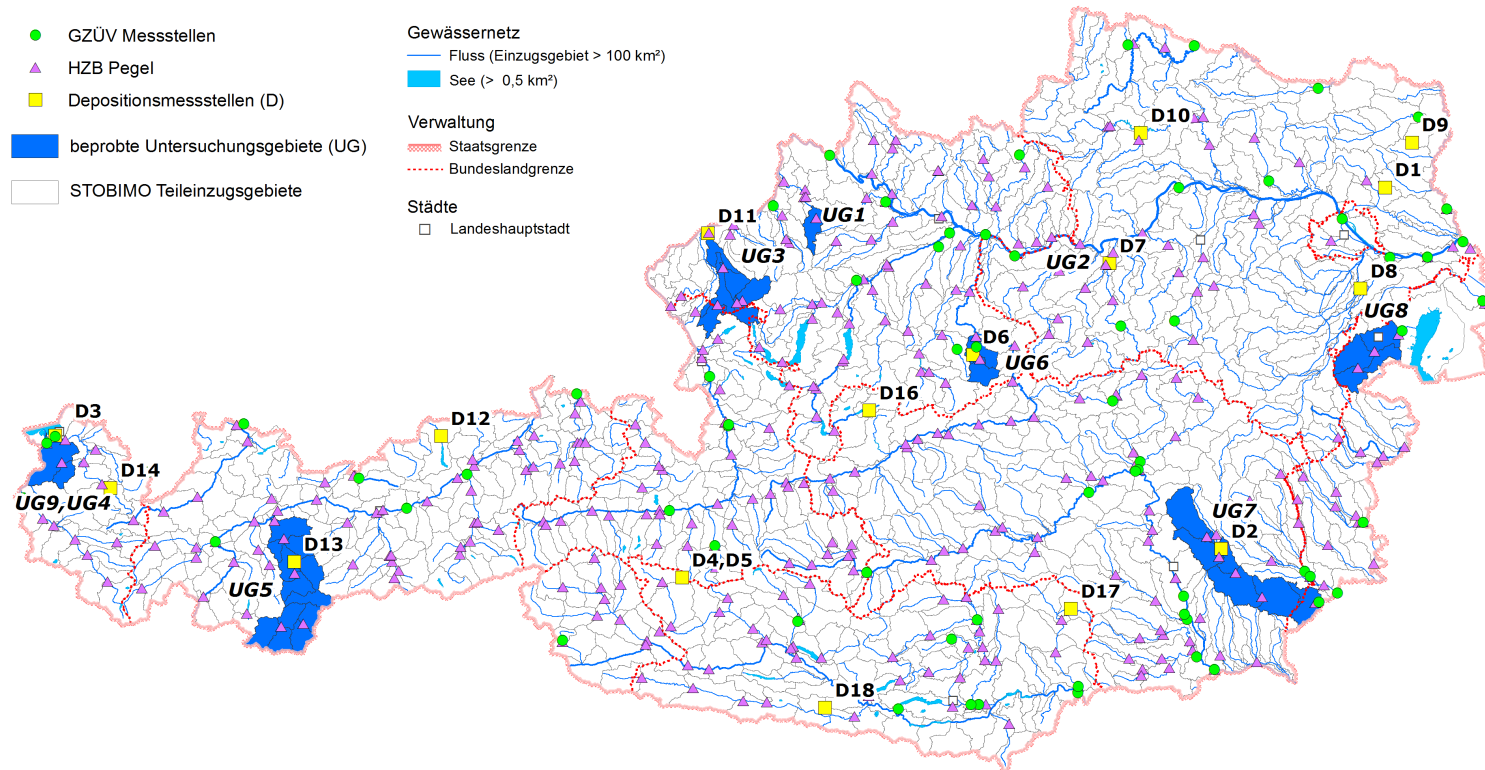
4.1 Untersuchungsgebiete

Zur Verbesserung der stoffspezifischen Eingangsdaten für die Emissionsmodellierung mit dem Model MoRE, wurde ein gezieltes Monitoringprogramm entwickelt, welches in charakteristischen über Österreich verteilten Untersuchungsgebieten umgesetzt wurde. Nach einer Vorauswahl wurden neun Untersuchungsgebiete ausgewählt. Zu diesen neun Untersuchungsgebieten zählen sechs Kalibrierungsgebiete mit einer eindeutigen Hauptlandnutzung und drei Validierungsgebiete mit gemischter Nutzung im Einzugsgebiet. Die Kalibrierungsgebiete an der Pram und im HOAL bei Petzenkirchen sind der Hauptlandnutzung Acker, die Kalibrierungsgebiete an der Mattig und beim Birkengraben sind der Hauptlandnutzung Grünland und die Kalibrierungsgebiete in den Einzugsgebieten der Öztaler Ache und des Reichramingbaches sind der Hauptlandnutzung Wald und offenen Flächen zugeordnet. Bei diesen Gebieten wurde auch darauf geachtet, dass der Anteil an Punkteinleitungen über Kläranlagen gering ist. Zudem wurden drei „Validierungsgebiete“ mit gemischter Landnutzung und Einfluss von Punkteinleitungen ausgewählt. Einen Vergleich der relativen Anteile der unterschiedlichen Landnutzungen für diese Kalibrierungsgebiete und die drei Validierungsgebiete an Raab, Wulka und Dornbirnerach zeigt Tabelle 1. Die Lage der Untersuchungsgebiete zeigt Abbildung 1.

Das Monitoringkonzept des Projektes sah vor, in diesen neun Untersuchungsgebieten Wasser- und Schwebstoffproben des jeweiligen Gewässers am Gebietsauslass sowie Bodenproben im Einzugsgebiet zu sammeln. Weiters wurden über Österreich verteilt, Proben der Gesamtdeposition gesammelt und untersucht und von zehn ausgewählten industriellen Direkteinleitern Abwasserproben bereitgestellt und auf die Projektstoffe analysiert.

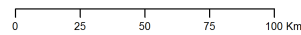
Abbildung 1: Verteilung der Untersuchungsgebiete und der Depositionsmessstellen über Österreich.

STOBIMO Überblickskarte



Datenquellen:
TU Wien; Umweltbundesamt GmbH

Auswertung/Graphik: Umweltbundesamt GmbH, 2019



umweltbundesamt

TU bi.iwr
Institut für Wassergüte und
Ressourcenmanagement

Bundesministerium
Nachhaltigkeit und
Tourismus

Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Tabelle 1: Vergleich der relativen Anteile der unterschiedlichen Landnutzungen in den ausgewählten Untersuchungsgebieten.

Nr.	Untersuchungsgebiet	Fläche [km ²]	Relativer Anteil [%]					
			Wald	Grünland	Ackerland	Urbane Fl.	Offene Fl.	Sonstige Fl.
1	Pram	84	22	26	45	4,0	-	3,0
2	HOAL/Petzenkirchen	0,67	7,0	7,0	83	3,0	-	-
3	Mattig	448	46	31	13	4,0	-	6,0
4	Birkengraben	4,3	1,0	75	7,0	12	3	2,0
5	Öztaler Ache	890	35	4,0	-	1,0	50	10
6	Reichramingbach	170	93	2,0	-	-	0,90	4,1
7	Raab	1.009	40	10	45	5,0	-	-
8	Wulka	400	30	2,0	58	10	-	-
9	Dornbirnerach	167	51	20	5,0	19	1,0	4,0

Die Messstelle für Wasser- und Schwebstoffproben an der **Pram** (Pegel Riedau) liegt zwischen Ober- und Mittellauf der Pram im Stadtgebiet von Riedau. Das 83,6 km² große Einzugsgebiet ist im Wesentlichen durch landwirtschaftliche Nutzung geprägt. Rund 45% der Fläche sind Ackerland, mehr als 26% Grünland und ca. 22% natürlich bedeckte Flächen (Wald). Die Landnutzung wird deutlich durch Ackerbau dominiert. Etwa 3,5% der Flächen sind versiegelt. Der Einfluss von Kläranlagen am Gesamtabfluss liegt bei Mittelwasser (MW) bei unter 5% (langjähriges MW von 0,85 m³/s, Hydrographisches Jahrbuch 2010) und stellt eine nur geringe Beeinflussung dar.

HOAL (Hydrological Open Air Laboratory) ist das Einzugsgebiet des Gewässers Seitengraben und befindet sich in Petzenkirchen in Niederösterreich. Das HOAL ist stark von Ackerland geprägt (83% der gesamten Fläche von 0,67 km²). Der mittlere jährliche Abfluss beträgt rund 0,0041 m³/s (1990-2014). Das HOAL ist besonders als Testeinzugsgebiet geeignet, weil zahlreiche Messungen und Untersuchungsergebnisse einer langfristigen Kooperation zwischen der TU Wien und dem Bundesamt für Wasserwirtschaft / Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt verfügbar sind.

Die Messstelle **Mattig** (bei Jahrsdorf) liegt oberhalb von Braunau, kurz vor der Mündung der Mattig in den Inn. Das gesamte ausgewiesene Einzugsgebiet der Mattig ist 447,6 km² groß. Der dominante Landnutzungstyp ist Wald mit fast 46%. Insbesondere im Einzugsgebiet des

Schwemmbaches wirken sich die großen zusammenhängenden Flächen des Kobernausser Waldes auf diesen hohen Anteil aus. Grünland hat mit etwa 31% den zweithöchsten Flächenanteil im Einzugsgebiet. Das Ackerland macht nur etwa 13% der Einzugsgebietsfläche aus. Die versiegelten Flächen liegen bei etwa 4%. Bei langjährigen mittleren Abflüssen von 4,79 m³/s am Pegel Jahrsdorf liegt der kumulierte Anteil von Abwasser im Einzugsgebiet bei weniger als 2,5%.

Der **Birkengraben** entwässert das Lauteracher Ried. Grünland ist mit rund 75% die dominierende Landnutzung. Über die hydraulische Charakteristik des Gewässers war zu Beginn des Projektes nicht sehr viel bekannt, weil am Birkengraben bisher kein Pegel verfügbar war. Das Land Vorarlberg hat für die Zeit der Untersuchungen einen Pegel eingerichtet. Abwassereinleitungen in den Birkengraben sind nicht bekannt.

Das Einzugsgebiet der **Ötztaler Ache** beträgt 890 km². Offene Flächen stellen die dominierende Landnutzung mit 50% Anteil an der Gebietsfläche dar. Zweitgrößte Landnutzung sind die Waldflächen, welche einen Anteil von 35% der Gesamtfläche haben. Die Anteile der Grünlandflächen und urbaner Flächen betragen weniger als 5% der Gesamteinzugsgebietsfläche. Gemäß dem hydrographischen Jahrbuch 2010 beträgt der mittlere Abfluss 26,4 m³/s (1951–2010), wobei nur eine geringe Beeinflussung durch Abwassereinleitungen gegeben ist, welche weniger als 1% des Mittelwasserabflusses ausmachen.

Der **Reichramingbach** repräsentiert ein waldiges Einzugsgebiet mit einer Einzugsgebietsgröße von rund 170 km². Der relative Anteil des Waldes an der Gesamtfläche erreicht rund 93% und das Kalibrierungsgebiet ist durch ein steiles, größtenteils unerschlossenes Terrain mit Mischwald- aber insbesondere mit Nadelwaldbewuchs charakterisiert. Abwassereinleitungen in den Reichramingbach sind nicht bekannt.

Das Einzugsgebiet des Validierungsgebietes an der **Raab** bei der Probenahmestelle beträgt 1.009 km² und ist sowohl durch landwirtschaftliche Flächen als auch durch Waldflächen geprägt. Knapp 45% der gesamten Einzugsgebietsfläche werden als Ackerflächen und 10% der gesamten Fläche als Grünland genutzt. Der relative Anteil der Waldflächen am Einzugsgebiet beträgt 40%, der Anteil der urbanen Flächennutzung beträgt 5%. Der mittlere Jahresabfluss liegt bei rund 6,98 m³/s (1981-2010) (Hydrographisches Jahrbuch, 2010). Der Abwasseranteil am mittleren Jahresabfluss beträgt weniger als 5% und stellt nur eine geringe Beeinflussung dar.

Das Einzugsgebiet der **Wulka** beträgt bei der Probenahmestelle rund 400 km². Die dominierende Landnutzung ist der Ackerbau, welcher 60% der gesamten Einzugsgebiets-

fläche ausmacht, gefolgt von natürlichen Flächen (Wald) mit 30%. Knapp 10% der gesamten Fläche sind versiegelt und der Anteil an Grünlandflächen beträgt weniger als 5%. Der mittlere Abfluss liegt bei rund 1,16 m³/s (1991–2010), gemessen am Pegelhaus in Schützen am Gebirge (Hydrographisches Jahrbuch, 2010). Der Abwasseranteil erreicht ca. 30% des mittleren Abflusses und stellt folglich eine relevante Belastung dar.

Beim Einzugsgebiet der **Dornbirnerach** handelt es sich um ein bergiges Einzugsgebiet mit einer Gesamtfläche von rund 167 km². Die Höhenlagen liegen zwischen 400 und 2.000 m. Die mittlere Höhe beträgt ca. 788 m. Rund die Hälfte des Einzugsgebietes nimmt Wald ein und jeweils rund 20% sind Grünlandflächen und urbane Flächen. Das Gefälle liegt im Mittel bei ca. 12%. Rund 37% der Flächen liegen in der Talebene und 63% im Bergland. Bei den Ackerflächen weisen ca. zwei Drittel ein Gefälle unter 1% auf. Von den landwirtschaftlichen Nutzflächen im Einzugsgebiet sind ca. 39% drainiert. Der mittlere Jahresniederschlag erreicht rund 1.700 mm. Der mittlere jährliche Abfluss liegt bei 6,87 m³/s. Im Einzugsgebiet der Dornbirnerach liegen drei kommunale Kläranlagen (Hohenems, Dornbirn, Alberschwende) und ein industrieller Direkteinleiter (Oberflächenbehandler).

Die genaue Lage der Gewässer-Messstellen und zugeordnete Pegel oder Gütemessstellen zeigt Tabelle 29 im Anhang (Abschnitt 7.1).

4.2 Deposition

Bei der Projektplanung war vorgesehen, Depositionsproben in drei urbanen Gebieten und in den sechs Kalibrierungsgebieten zu sammeln. Im Rahmen der Auswahl geeigneter Messstellen für die Deposition wurde festgestellt, dass im Zuge des Projektes ANIP (Austrian Network of Isotopes in Precipitation and Surface Waters) (Umweltbundesamt, 2016) über Österreich verteilt Depositionsproben gesammelt werden. Es war möglich dieses Messnetz zu nutzen und von ausgewählten Probenahmestellen zusätzliche Depositionsproben zu erhalten. Die Nutzung des ANIP Messnetzes hat es ermöglicht, Proben der Gesamtdosition über Österreich verteilt zu erhalten. Der Vorteil ist, dass mit dieser Vorgehensweise ein dichteres Netz von Depositionsmessstellen geschaffen wird und somit eine räumlich höhere Auflösung dieser Daten für die Modellierung zur Verfügung steht. Als Nachteil hat sich herausgestellt, dass nicht bei allen ausgewählten Probenahmepunkten ausreichend Probenvolumen für die Analyse gesammelt werden konnte. In diesen Fällen wurde der untersuchte Parameterumfang eingegrenzt. Ein weiterer Nachteil war, dass für die Sammlung z.T. noch verzinkte Bleche genutzt wurden. Diese Sammler haben die Untersuchungsergebnisse einiger Metalle beeinflusst und diese Daten konnten für die Auswertungen nicht genutzt werden.

Depositionsproben werden insgesamt an 17 Probenahmestellen verteilt über Österreich gesammelt. Eine Darstellung der Verteilung dieser Depositionsmessstellen über Österreich zeigt Abbildung 1.

4.3 Probenahmen und Analytik

4.3.1 Probenahmen

Wie zuvor erwähnt, wurden im Rahmen des Projektes in neun Untersuchungsgebieten Gewässer- und Schwebstoffproben aus Gewässern sowie Bodenproben gesammelt. Zudem wurde über Österreich verteilt, die Gesamtdosition untersucht. Von zehn ausgewählten industriellen Direkteinleitern wurden jeweils zwei Abwasserproben bereitgestellt.

- Gewässer
 - Wasserproben aus Gewässern: Es wurden monatlich Proben gezogen und zudem auch Einzelereignisse bei Hochwasser beprobt. In Vorarlberg erfolgten die Probenahmen wöchentlich. Die Probenahmen wurden bei unterschiedlichen

Abflüssen durchgeführt und Hochwasserereignisse wurden gezielt beprobt. Es wurden Stichproben gezogen. Für die Analysen der Nährstoffe wurden 12 Proben ausgewählt und für die Spurenstoffmessungen wurden aus den verfügbaren Proben je vier aggregierte Proben für die neun Gewässer generiert. Die Wasserproben für die Spurenstoffanalytik wurden nach der Probenahme filtriert (0,45 µm) und tiefgefroren gelagert.

Zudem wurden in sieben Gewässern (Salzach bei Oberndorf, Inn bei Erl, Donau bei Jochenstein, Mur bei Spielfeld, Drau bei Lavamünd, Donau bei Hainburg und Zaya) zusätzliche Gewässerproben gezogen. Die Probenahmen erfolgten im Rahmen der Gewässerzustandsüberwachung über ein Jahr alle zwei Monate. Es wurden Stichproben gezogen. Die Einzelproben wurden zu Jahresproben aggregiert und auf die Projektstoffe analysiert. Eine Ausnahme bilden die perfluorierten Tenside, die in allen Proben untersucht wurden. Die Ergebnisse dieser Zusatzuntersuchungen dienen der Berechnung von Frachten und dem Vergleich mit den berechneten Frachten.

- Schwebstoffproben: Für die Schwebstoffprobenahmen wurde eine Schwebstofffalle verwendet. Diese Schwebstofffalle basiert auf dem Prinzip, einen Teilstrom des Fließgewässers in ein Gefäß abzuleiten und in diesem durch die Herabsetzung der Fließgeschwindigkeit die Schwebstoffe zur Sedimentation zu bringen. Die Ableitung des Teilstroms des Fließgewässers erfolgt über einen speziellen Einströmkopf. Über diese Schwebstofffallen wurden Sammelproben generiert, die Schwebstoffe über einen längeren Zeitraum von mehreren Wochen integrieren. Diese Teilproben wurden gefriergetrocknet (lyophilisiert) und nach Abschluss der Probenahmen in Abhängigkeit vom Gewässerabfluss zu Mischproben aggregiert. Es wurden drei Schwebstoffproben je Einzugsgebiet analysiert. Eine detaillierte Beschreibung der Schwebstoffsammler sowie der Schwebstoffprobenahmen in den neun Untersuchungsgebieten enthält der Anhang in Kapitel 7.1.
- Depositionsproben: Für die Depositionsprobenahmen wurden unterschiedliche Methoden und Geräte verwendet. Die drei städtischen Gebiete, in denen die Gesamtdeposition gesammelt wird, waren Bregenz, Graz und Wien. Die Probenahme in Graz erfolgt durch die TU Graz in Anlehnung an die Probenahmen beim Projekt „Spurenstoffemissionen aus Siedlungsgebieten und von Verkehrsflächen“. Die Probenahme in Bregenz wurde vom Umweltinstitut des Landes Vorarlberg und die Probenahme in Wien vom Umweltbundesamt durchgeführt. Am Sonnblick wird im Zuge eines Luftmonitorings durch die Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG) auch die Deposition untersucht. Diese Probenahmen konnten genutzt werden und es wurde ein zusätzlicher beheizter Depositionssammler errichtet, der von der ZAMG betreut wurde. Die Proben wurden

regelmäßig abgeholt und im Umweltbundesamt zu einer kumulierten Jahresprobe vereint.

Im Untersuchungsgebiet HOAL wurde ein Probenehmer für die Erfassung der Deposition installiert und die Teilproben wurden regelmäßig von der TU Wien entnommen.

Die Probenahmen für ANIP erfolgen zumeist durch freiwillige Probenehmer. An den Niederschlagsstationen werden überwiegend Tagesproben zu Monatsmischproben zusammengefasst. An einzelnen Niederschlagsstationen kommen Monatssammler zum Einsatz. Die Monatsmischproben wurden dem Umweltbundesamt übermittelt und zu einer Jahresmischprobe aggregiert.

Abbildung 2: Depositionsprobenahmen a) ANIP (© Umweltbundesamt/ Martin Kralik), b) Sonnblick (© ZAMG/ H. Scheer)



- Bodenproben: Je Untersuchungsgebiet wurden zwei Proben der dominanten Landnutzung gezogen. Ziel in den Kalibrierungsgebieten war, die jeweils typische Landnutzung (Ackerland, Grünland, Wald/Offene Fläche) mit den Bodenproben möglichst repräsentativ zu erfassen, um für spezifische Bedingungen Kennwerte im Boden zu erhalten. Entsprechend wurden die Bodenproben in der typischen Landnutzung im Einzugsgebiet entnommen. Zusätzlich sollte darauf geachtet werden, möglichst Bodenproben bei den dominanten Bodentypen zu entnehmen. Die Bodenproben stellen Mischproben von jeweils 2 Einstichen aus 15 Standorten (Feldstücken) dar. Die Teilproben wurden im Gelände zusammengefügt und homogenisiert. Die Sammlung erfolgte in großen Gläsern oder mithilfe einer Kunststoffschale und eine geeignete Mischprobenmenge (Feuchtwicht) wurde möglichst schnell in ein Rex Glas überführt. Die Probenahme erfolgte bei Ackerstandorten über eine Tiefe von 0-30 cm (Pflughorizont) und bei Grünland über eine Tiefe von 0-10 cm. Bei Grünland wurde darauf geachtet, dass die Grasnarbe nicht mit

beprobte wurde und gegebenenfalls Wurzeln bei der Homogenisierung der Probe vorsichtig entfernt wurden. Bei den Waldprobenahmen wurde der Auflagehumus beprobt und dessen Mächtigkeit dokumentiert. Eine detaillierte Beschreibung der enthält der Anhang in Kapitel 7.3.

- Abwasserproben: Ausgewählte industrielle Direkteinleiter wurden beprobt. Für die Auswahl dieser industriellen Direkteinleiter wurden die Daten aus dem Emissionsregister Oberflächengewässer ausgewertet. Vielen Abwasserherkunftsbereichen / Branchen sind nur einzelne Betriebe zugeordnet. Die Hauptbranchen (nach PRTR-Haupttätigkeit) mit mehreren zuordenbaren Betrieben sind:
 - 1.c: Wärmekraftwerke und andere Verbrennungsanlagen
 - 2.f: Anlagen zur Oberflächenbehandlung von Metallen oder Kunststoffen durch ein elektrolytisches oder chemisches Verfahren
 - 5.a: Anlagen zur Verwertung oder Beseitigung gefährlicher Abfälle
 - 5.d: Deponien (außer Deponien für Inertabfälle und Deponien, die vor dem 16.7.2001 endgültig geschlossen wurden bzw. deren Nachsorgephase, die von den zuständigen Behörden gemäß Artikel 13 der Richtlinie 1999/31/EG des Rates vom 26. April 1999 über Abfalldeponien verlangt wurde, abgelaufen ist)
 - 6.b: Industrieanlagen für die Herstellung von Papier und Pappe und sonstigen primären Holzprodukten (wie Spanplatten, Faserplatten und Sperrholz)
 - 8.a: Anlagen zum Schlachten
 - 8.b.ii: Behandlung und Verarbeitung für die Herstellung von Nahrungsmittel- und Getränkeprodukten aus pflanzlichen Rohstoffen
 - 8.c: Behandlung und Verarbeitung von Milch

Bei einigen dieser industriellen Tätigkeiten / Branchen sind die Mehrzahl der Betriebe Indirekteinleiter (z.B. bei der Aktivität 5.a) und stehen somit nicht im Fokus der Untersuchungen. Für die Auswahl wird daher der Schwerpunkt auf wasserintensive Branchen wie z.B. die Papier- und Zellstoffindustrie oder die Nahrungsmittelindustrie gelegt, die auch für Österreich relevante Industriezweige darstellen. Zudem werden emissionsrelevante Tätigkeiten gewählt. So haben die Untersuchungen im Einzugsgebiet der Dornbirnerach deutlich den Einfluss eines Oberflächenbehandlers für die Schwermetalle gezeigt (Clara et al., 2014a), auch wenn diese Emissionen in Bezug auf die Abwassermenge sehr gering waren. Es wurden daher vier Abwasserherkunftsbereiche ausgewählt und diverse industrielle Direkteinleiter aus diesen Branchen kontaktiert. Diese vier Abwasserherkunftsbereiche sind:

- Oberflächenbehandlung,
- Papier und Zellstoff,
- Nahrungsmittelindustrie,
- Wärmekraftwerke.

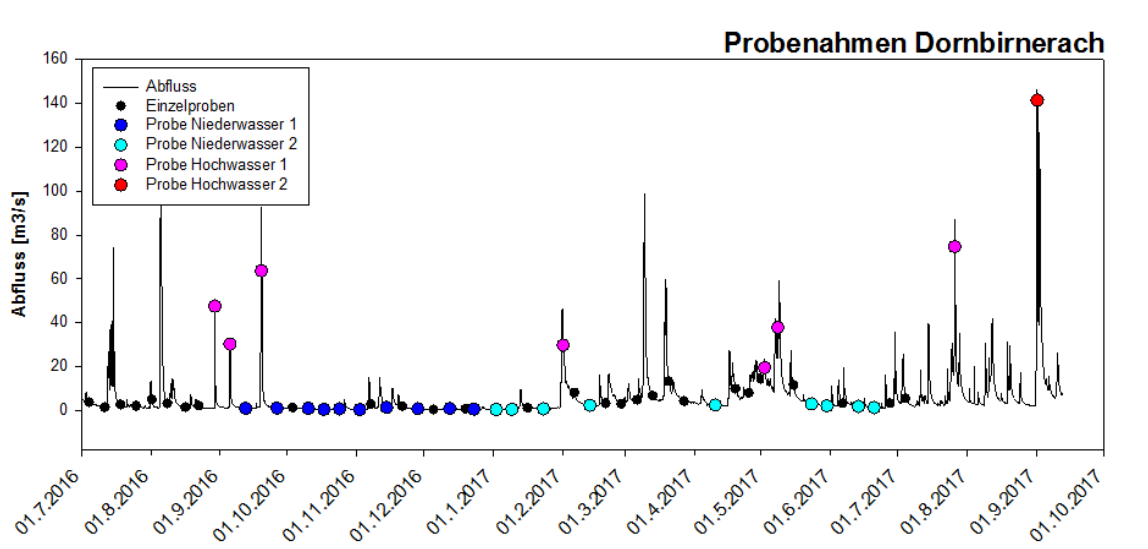
Zudem wurde noch eine Kategorie sonstiger industrieller Direkteinleiter festgelegt, der sehr spezifische Betriebe zugeordnet wurden. Eine Untersuchung der Abwässer dieser Anlagen liefert Informationen, die für die Einleitung von Relevanz sind. Diese Daten sind aufgrund der Spezifität der Abwässer jedoch nicht auf andere Anlagen übertragbar. Aus den angeführten Abwasserherkunftsbereichen wurden jeweils zwei industrielle Direkteinleiter beprobt. Zudem wurde ein der petrochemischen Industrie und ein der Stahlproduktion zugeordneter Betrieb untersucht. Die Industriebetriebe wurden zwei Mal über Wochenmischproben beprobt. Eine Ausnahme bildeten ein Kraftwerk und die Anlage der petrochemischen Industrie. Bei beiden Betrieben wurden sowohl das entnommene Nutzwasser als auch die Emission nach Nutzung in Wochenmischproben untersucht, um den Einfluss der betrieblichen Verwendung von der Vorbelastung abgrenzen zu können. Für die Probenahme wurden die bestehenden Probenahmeeinrichtungen der Betriebe genutzt.

4.3.2 Probenauswahl für die Analytik

Ein Ziel des Projektes war die Untersuchung der ausgewählten Spurenstoffe in filtrierten Wasserproben und in Schwebstoffproben bei unterschiedlichen Abflusssituationen (Hochwasser und Niederwasser). Während in der Dornbirnerach und im Birkengraben wöchentlich Proben gezogen wurden, wurden die anderen Gewässer monatlich beprobt. Dabei wurde auch versucht, gezielt Hochwassersituationen zu erfassen. Die Proben wurden gesammelt und in Abhängigkeit vom Abfluss wurden Mischproben generiert.

Die Vorgehensweise bei der Probenauswahl für die Analytik wird exemplarisch für die Dornbirnerach beschrieben. Mehrere Teilproben bei Niederwasser wurden zu zwei Niederwasserproben gemischt. Die zwei Proben decken jeweils etwa ein halbes Jahr ab. Von den zwei Hochwassermischproben wurde eine für ein Einzelereignis im September 2017 verwendet und mehrere etwas kleinere Hochwasserereignisse zu einer zweiten Hochwassermischprobe vereint. Die einzelnen Teilproben sowie die Proben für die Mischproben und der Abfluss über den Probenahmezeitraum sind in Abbildung 3 für die Dornbirnerach zusammengefasst.

Abbildung 3: Probenahmen in der Dornbirnerach und Auswahl der Teilproben in Abhängigkeit vom Abfluss.



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Bei der Auswahl der Schwebstoffproben wurde vorgegangen wie bei den Wasserproben. Die Schwebstoffsammler integrieren Proben über einen Zeitraum. Für die Niederwasserprobe wurden Proben aus Zeiträumen zusammengefasst, in denen keine Hochwässer aufgetreten sind. Dementsprechend wurden für die zwei Hochwasserproben Proben ausgewählt, die Hochwasserereignisse enthalten.

Entsprechend dieser Vorgehensweise wurden für alle Untersuchungsgebiete zwei Wasserproben und eine Schwebstoffprobe bei Niederwasser sowie zwei Wasserproben und zwei Schwebstoffproben für Hochwassersituationen generiert und zur Analyse freigegeben.

Bei den Abwasserproben (Wochenmischproben), den Depositionsproben (aggregierte Jahresproben) und den Bodenproben (Mischproben mehrerer Stich-/Teilproben) war keine Eingrenzung erforderlich. Es wurden alle verfügbaren Proben aufgearbeitet.

4.3.3 Analytik

4.3.3.1 Wasser

Zu den Wasserproben zählen die Gewässer-, die Abwasser- und die Depositionsproben. Die Gewässerproben wurden nach der Probenahme filtriert (0,45 µm). Die Depositionsproben wurden nicht filtriert.

Aus der Gruppe der **Organozinnverbindungen** wurden Mono- (MBT), Di- (DBT), Tri- (TBT) und Tetrabutylzinnverbindungen (TeBT) sowie Di- (DphT) und Triphenylzinnverbindungen (TphT) analysiert. Nach Zugabe der deuterierten Surrogatstandards und eines Natriumacetat-Puffers erfolgte die Derivatisierung mit Natriumtetraethylborat. Die derivatisierten Organozinnverbindungen wurden mit n-Hexan extrahiert, über Kieselgel gereinigt und mittels APGC MS/MS gemäß DIN EN ISO 17353 analysiert. Die Quantifizierung erfolgte nach der externen Standardmethode mit Wiederfindungskorrektur über die zugesetzten deuterierten Surrogatstandards. Die Bestimmungs- und Nachweisgrenze für Monobutylzinn lag bei 0,0080 µg/L bzw. 0,0040 µg/L. Die Bestimmungsgrenze der weiteren Organozinnverbindungen lag jeweils bei 0,00020 µg/L und die Nachweisgrenze jeweils bei 0,00010 µg/L.

Aus der Gruppe der **polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK)** wurden 16 Einzelstoffe analysiert. Dazu zählen Anthracen, Fluoranthren, Naphthalin, Benzo(a)pyren, Benzo(b)fluoranthren, Benzo(k)fluoranthren, Benzo(g,h,i)perylene, Indeno(1,2,3-cd)pyren, Acenaphthen, Acenaphthylen, Benzo(a)anthracen, Dibenzo(a,h)anthracen, Chrysen, Fluoren, Phenanthren und Pyren. Nach Zusatz der deuterierten Surrogatstandards erfolgte die Anreicherung der PAK aus der wässrigen Phase mittels Flüssig-flüssig Extraktion mit n-Hexan. Der Extrakt wird mit Keeper (iso-Octan) versetzt und eingeeengt. Der Rückstand wird in iso-Octan aufgenommen. Die Messung erfolgt mittels GC/MS gemäß DIN 38407-39. Die Quantifizierung erfolgte nach der externen Standardmethode mit Wiederfindungskorrektur über die zugesetzten deuterierten Surrogatstandards. Die erreichten Bestimmungs- und Nachweisgrenzen für die einzelnen Stoffe sind in Tabelle 2 zusammengestellt.

Von den **polybromierten Diphenylethern (PBDE)** wurden die sechs Kongenere BDE 28, BDE 47, BDE 99, BDE 100, BDE 153 und BDE 154 analysiert. Die polybromierten Diphenylether werden nach Flüssig-flüssig-Extraktion mit GC/MS in Anlehnung an DIN EN ISO 22032 analysiert. Die Bestimmungsgrenze für die sechs Kongenere lag bei jeweils 0,00010 µg/L.

Die Analyse der **perfluorierten Verbindungen** Perfluoroktansäure (PFOA) und Perfluoroktansulfonsäure (PFOS) erfolgte nach Festphasenextraktion (SPE) mittels LC-MS/MS nach DIN 38407-F42. Für beide Verbindungen wurde eine Bestimmungsgrenze von 0,0010 µg/L erreicht.

Aus der Gruppe der **Metalle** wurden Quecksilber, Blei, Cadmium, Kupfer, Nickel und Zink untersucht. Für die Bestimmung der gelösten Metalle und Quecksilber wurden die Proben bei der Abfüllung filtriert. Alle Proben (Metalle gesamt und gelöst) wurden stabilisiert. Blei, Cadmium, Kupfer, Nickel und Zink (gesamt und gelöst) wurden gemäß DIN 38406-29-E29 analysiert. Quecksilber (gesamt und gelöst) wurde laut DIN EN 13506-E35 aufbereitet und

analysiert. Die Bestimmungsgrenzen für Blei (Pb), Kupfer (Cu), Nickel (Ni) und Zink (Zn) lagen bei 0,010 µg/L, für Cadmium (Cd) bei 0,0010 µg/L und für Quecksilber (Hg) bei 0,00010 µg/L.

In Tabelle 2 sind die erreichten Bestimmungs- und Nachweisgrenzen für die untersuchten Parameter in den Wasser- und in den Feststoffproben zusammengefasst.

Tabelle 2: Zusammenfassung der Untersuchungsparameter und der erreichten Bestimmungs- (BG) und Nachweisgrenzen (NG) in den Wasser- und Feststoffproben.

Stoffgruppe	Parameter	Wasser [µg/L]		Feststoffe [µg/L]	
		BG	NG	BG	NG
Metalle	Quecksilber	0,00010	-	10	-
Metalle	Cadmium	0,0010	-	100	-
Metalle	Blei	0,010	-	1.000	-
Metalle	Nickel	0,010	-	1.000	-
Metalle	Kupfer	0,010	-	10.000	-
Metalle	Zink	0,010	-	10.000	-
Organozinnverbindungen	Monobutylzinn	0,0080	0,0040	2,0	1,0
Organozinnverbindungen	Di-, Tri-, Tetrabutylzinn Di-, Triphenylzinn	0,00020	0,00010	2,0	1,0
PAK	Naphthalin	0,0020	0,0010	7,2	2,0
PAK	Acenaphthen	0,00050	0,00025	4,5	1,3
PAK	Acenaphthylen	0,0015	0,00075	4,3	1,1
PAK	Fluoren	0,00050	0,00025	6,9	2,0
PAK	Anthracen	0,0010	0,00050	1,3	0,29
PAK	Phenanthren	0,00050	0,00025	4,0	1,1
PAK	Fluoranthren	0,0010	0,00050	4,3	1,2
PAK	Pyren	0,00050	0,00025	4,0	1,2
PAK	Benzo(a)anthracen	0,0012	0,00060	7,5	2,3
PAK	Chrysen	0,0010	0,00050	6,6	1,9
PAK	Benzo(b)fluoranthren	0,0011	0,00055	8,3	2,5
PAK	Benzo(k)fluoranthren	0,0011	0,00055	6,2	2,0

Stoffgruppe	Parameter	Wasser [$\mu\text{g/L}$]		Feststoffe [$\mu\text{g/L}$]	
		BG	NG	BG	NG
PAK	Benzo(a)pyren	0,0010	0,00050	4,8	1,2
PAK	Dibenzo(a,h)anthracen	0,0012	0,00060	4,2	1,2
PAK	Benzo(g,h,i)perylen	0,0015	0,00075	6,6	2,0
PAK	Indeno(1,2,3-c,d)pyren	0,0015	0,00075	3,6	1,0
PBDE	BDE 28	0,00010	-	0,0013	0,00065
PBDE	BDE 47	0,00010	-	0,031	0,015
PBDE	BDE 99	0,00010	-	0,014	0,0068
PBDE	BDE 100	0,00010	-	0,0032	0,0016
PBDE	BDE 153	0,00010	-	0,00048	0,00024
PBDE	BDE 154	0,00010	-	0,00083	0,00041
Perfluorierte Verbindungen	PFOS und PFOA	0,0010	-	0,50-0,70	0,25-0,35

4.3.3.2 Feststoffe

Zu den Feststoffproben zählen die Schwebstoff- und die Bodenproben. Die Durchführung der Analyse der **Organozinnverbindungen** basiert auf ÖNORM EN ISO 23161. Die gefriergetrockneten Proben werden nach Zugabe der deuterierten Surrogatstandards in einer ethanolisch gepufferten wässrigen Phase unter Zugabe eines Komplexbildungsreagens extrahiert, bei pH 3,4 zu vollalkylierten Organozinnverbindungen mittels Natriumtetraethylborat derivatisiert (Ethylierung) und mit n-Hexan extrahiert. Der Extrakt wird über Kieselgel gereinigt, im Stickstoffstrom eingeeengt und mittels APGC-MS/MS analysiert. Die Quantifizierung erfolgte nach der externen Standardmethode mit Wiederfindungskorrektur über die zugesetzten deuterierten Surrogatstandards. Die Bestimmungsgrenze lag für alle untersuchten Organozinnverbindungen in allen Feststoffproben bei 2,0 $\mu\text{g/kg}$ TM und die Nachweisgrenze bei 1,0 $\mu\text{g/kg}$ TM.

Für die Analyse der **perfluorierten Verbindungen** Perfluoroktansäure (PFOA) und Perfluoroktansulfonsäure (PFOS) wurden die gefriergetrockneten Proben nach Zugabe eines isopenmarkierten Surrogatgemisches im Ultraschallbad extrahiert. Das Extrakt wird mittels Stickstoff auf ein definiertes Volumen eingeeengt und mit EnviCarb-Pulver aufgereinigt. Die Messung erfolgt mittels Flüssigchromatographie – Tandem-Massenspektrometrie (LC-MS/MS). Die Bestimmungs- (BG) und Nachweisgrenzen (NG) der untersuchten perfluorierten Tenside in den Feststoffproben lagen zumeist bei 0,50 und

0,25µg/kg TM. Nur bei zwei Bodenproben aus den Einzugsgebieten der Öztaler Ache und der Dornbirnerach lagen BG und NG mit 0,70 und 0,35 µg/kg TM geringfügig höher.

Die Bestimmung von 16 **polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK)** basiert auf der ÖNORM L1200. Die PAK werden nach Zugabe der deuterierten Surrogatstandards mittels Soxhlet-Extraktion aus der gefriergetrockneten und zerkleinerten Festprobe mit einem Hexan/Aceton-Gemisch extrahiert. Der Extrakt wird mit Keeper (iso-Octan) versetzt und eingengt. Der Rückstand wird in iso-Octan aufgenommen und mittels GC/MS analysiert. Die Quantifizierung erfolgte nach der externen Standardmethode mit Wiederfindungskorrektur über die zugesetzten deuterierten Surrogatstandards. Die Bestimmungs- und Nachweisgrenzen der untersuchten PAK in den Feststoffproben sind in Tabelle 2 zusammengefasst.

Von den **polybromierten Diphenylethern (PBDE)** wurden die sechs Kongenere BDE 28, BDE 47, BDE 99, BDE 100, BDE 153 und BDE 154 analysiert. Die Durchführung der Analyse erfolgt nach Methode EPA 1614. Die gefriergetrockneten Proben (10 g) werden nach Zugabe von isopenmarkierten Surrogatstandards für jeden Analyten mittels Soxhlet-Extraktion extrahiert. Nach der Aufreinigung durch dreistufige Säulenchromatographie erfolgte nach Einengung mittels Stickstoff die Zugabe eines Injektionsstandards und die Messung mittels GC-HRMS. Die Quantifizierung wird nach der Isopenverdünnungsmethode durchgeführt. Die Bestimmungs- und Nachweisgrenzen in den Feststoffproben sind in Tabelle 2 zusammengefasst.

Die **Metalle** Blei, Cadmium, Kupfer, Nickel und Zink, sowie Quecksilber werden nach einem Mikrowellenaufschluss gemäß DIN EN 13346 analysiert. Die Analytik von Blei, Cadmium, Kupfer, Nickel und Zink erfolgt gemäß DIN 38406-29-E29. Die Analytik von Quecksilber erfolgt nach DIN EN 13506-E35. Die Bestimmungsgrenzen für Kupfer und Zinn bei 10 mg/kg, für Nickel und Blei bei 1,0 mg/kg, für Cadmium bei 0.10 mg/kg und für Quecksilber bei 0.010 mg/kg.

4.3.3.3 Auswertung

Bei der Untersuchung von Spurenstoffen liegen die gemessenen Konzentrationen häufig unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenzen. Diese Ergebnisse sind bei den Auswertungen zu berücksichtigen und beinhalten eine gewisse Unsicherheit. Die Anwendung von Konventionen wie z.B. die Berücksichtigung von Messergebnissen kleiner Bestimmungsgrenze mit der halben Bestimmungsgrenze führt zu scheinbar eindeutigen Werten, obwohl das wahrscheinliche Ergebnis innerhalb eines bestimmten Schwankungsbereiches zu erwarten ist. Dieser Schwankungsbereich wird durch die

Ergebnisse der Minimal- und der Maximalauswertung wiedergegeben und zeigt damit die Unsicherheit aufgrund nicht nachweisbarer Stoffe und von Messungen kleiner der Bestimmungsgrenze. Daher wurden die Analysenergebnisse nach zwei Ansätzen ausgewertet und eine Minimal- und eine Maximalauswertung durchgeführt:

- Für die Minimalauswertung wurden Messungen kleiner Bestimmungsgrenze mit der Nachweisgrenze berücksichtigt und nicht nachweisbar wurde gleich null gesetzt.
- Für die Maximalauswertung wurden nicht nachweisbare Stoffe mit der Nachweisgrenze und Ergebnisse kleiner Bestimmungsgrenze mit der Bestimmungsgrenze berücksichtigt.

Bei den Auswertungen wurden diverse Einzelstoffe zu einer Stoffgruppe zusammengefasst:

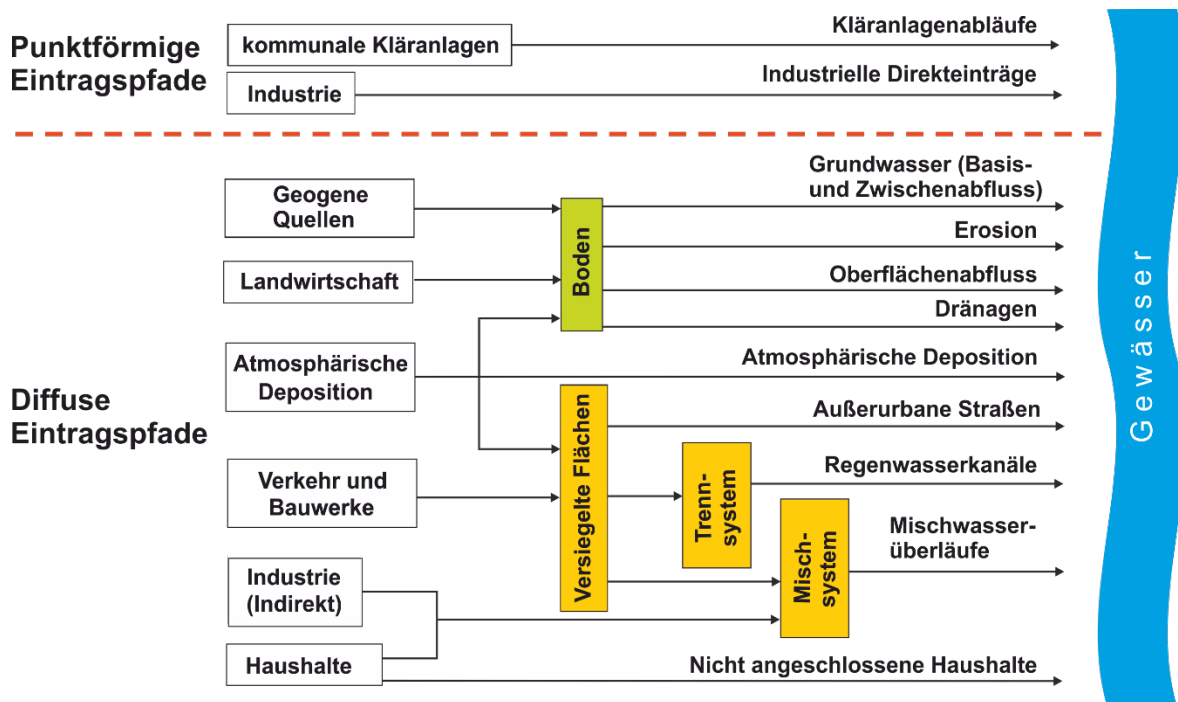
- Polybromierte Diphenylether (PBDE): Die sechs Kongenere der polybromierten Diphenylether (BDE 28, BDE 47, BDE 99, BDE 100, BDE 153 und BDE 154) wurden gemeinsam als Summe PBDE ausgewertet.
- Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK): Auch die 16 analysierten polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe wurden gemeinsam ausgewertet und zur Summe PAK zusammengefasst.

4.4 Modellierungswerkzeug MoRE

4.4.1 Kurzbeschreibung

MoRE ist ein Modell zur regionalisierten Pfadanalyse von Stoffeinträgen in Oberflächen-gewässer. Die Stoffeinträge verschiedener Quellen über die Eintragspfade werden mithilfe empirischer Ansätze modelliert. Die in MoRE berücksichtigten Eintragspfade sind in Abbildung 4 dargestellt.

Abbildung 4: Berücksichtigte Abflusskomponenten und Eintragspfade (modifiziert nach Fuchs et al., 2010).



Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien modifiziert nach Fuchs et al. (2010)

Die Modellansätze von MoRE bauen auf das für Nährstoffe entwickelte MONERIS (Version 2.01) auf und sind in Fuchs et al. (2017) dokumentiert. Die von Zessner et al. (2011) entwickelten Anpassungen von MONERIS für den alpinen Raum wurden in MoRE übernommen.

Das Modell berechnet die Emissionen über unterschiedliche Eintragspfade in Jahresschritten für hydrologische Teileinzugsgebiete („Analysegebiete“, vgl. Abschnitt 4.4.2). Unter Berücksichtigung der Retention (Sedimentation oder Abbau/Ausgasung) von Stoffen kann für jedes der betrachteten Analysegebiete am Gebietsauslass (Abfluss ins flussabwärts gelegene Analysegebiet) eine Stofffracht im Gewässer und über Umlegung über den Abfluss auch eine Konzentration im Gewässer berechnet werden. Eine Plausibilitätsprüfung der modellierten Gewässerfrachten und -konzentrationen ist über einen Vergleich mit den aus Beobachtungen gewonnenen Frachten und Konzentrationen möglich.

MoRE ist gleichermaßen der Name für die Modellansätze als auch für die technische Plattform, in welcher das Modell implementiert ist. Diese auf Opensource-Komponenten aufgebaute Plattform ermöglicht es dem Anwender verschiedene Varianten von Eingangsdatensätzen und Berechnungsansätzen parallel zu implementieren und zu vergleichen.

4.4.2 Abgrenzung Teileinzugsgebiete

Die Abgrenzung der MoRE Teileinzugsgebiete ist eine wesentliche Grundlage für alle Berechnungsschritte im Modell. Auf Ebene dieser Einzugsgebiete erfolgen die Modellierungen der stofflichen Einträge. Zu diesem Zweck basieren viele „Modell – Eingangsgrößen“ auf der räumlichen Verschneidung unterschiedlicher digitaler Daten mit den Teileinzugsgebieten und einer anschließenden Mittelung der jeweiligen Eingangsgröße über das gesamte Teileinzugsgebiet (z.B. mittlere Höhe und mittleres Gefälle eines Teileinzugsgebietes). Anhand der hierarchischen Gliederung der Teileinzugsgebiete in einem sogenannten Abflussbaum und einer Abflussgleichung (Flow Net Equation, FNE) können unterschiedliche Datenbestände (z.B. Frachten) einzelner Teileinzugsgebiete auf größere Einzugsgebietsebenen aggregiert werden.

4.4.2.1 Methodik der Einzugsgebietsabgrenzung

Die Grundlage für die Abgrenzung der MoRE Teileinzugsgebiete bilden die Einzugsgebietsabgrenzungen aus den Projekten Stoffbilanzmodellierung für Nährstoffe auf Einzugsgebiets-ebene (STOBIMO-Nährstoffe, Gabriel et al., 2011) und Grenzüberschreitende Betrachtungen des Inn-Salzach Einzugsgebietes (Fuchs et al., in Vorbereitung).

Für das Inn-Salzach Einzugsgebiet wurden (bis auf wenige Adaptierungen v.a. im Bereich der österreichisch- deutschen Staatsgrenze) die Einzugsgebietsabgrenzungen übernommen. Für das restliche Staatsgebiet wurde versucht, die Einzugsgebiete aus STOBIMO-Nährstoffe weiter zu unterteilen. Anhand dieser Vorgehensweise sollte eine Vergleichbarkeit der Modellergebnisse mit beiden „Vorgängerprojekten“ gewährleistet werden.

Die weitere Abgrenzung der Teileinzugsgebiete aus dem Projekt STOBIMO-Nährstoffe wurde anhand folgender Überlegungen durchgeführt:

- möglichst gleichmäßige Einzugsgebietsgrößen mit ca. 100 km² Größe
- Abgrenzungen vor Einmündungen in größere Flusssysteme
- Abgrenzung möglichst bei Messstellen mit Qualitätsdaten (Messstellen der Gewässerzustandsüberwachung GZÜV und Messstellen des Oberösterreichischen Landesmessnetzes (AIM))
- Abgrenzung möglichst bei Abflussmessstellen des Hydrographischen Zentralbüros (HZB)

Zunächst wurden dazu die Auslasspunkte der neu abgegrenzten Teileinzugsgebiete manuell unter Berücksichtigung obiger Gesichtspunkte in einer Arbeitskarte festgelegt. In weiterer Folge wurden anhand eines digitalen Höhenmodells und des österreichischen

Gewässernetzes mittels einer GIS Routineanwendung die dazugehörigen Einzugsgebietsabgrenzungen vorgenommen.

Zur Abgrenzung der einzelnen Teileinzugsgebiete von jedem Auslasspunkt wurde das Digitale Höhenmodell Österreichs auf der Basis von 10 m herangezogen. Die Berechnungsmethode beruht auf einem Modell, das in der GIS-Software ArcGIS für frühere Projekte am Umweltbundesamt entwickelt wurde. ArcGIS stellt verschiedene fachspezifische Werkzeuge zur Bearbeitung und Analyse von räumlichen Daten zur Verfügung, so auch die Sammlung Hydrology Toolbox.

Noch vor der Berechnung der Einzugsgebiete wurde ein Schritt vorgenommen, in dem die Gewässer aus dem Berichtsgewässernetz in das digitale Höhenmodell eingearbeitet werden. Dort, wo Gewässer verlaufen, wurde der Höhenwert im Höhenmodell um 10 m gesenkt, damit die Gewässer leichter erkennbar sind und daher besser identifiziert werden können. Speziell im flachen Gelände und bei großen Flüssen ist das sehr wichtig. Ein zweiter wichtiger Punkt war, dass die manuellen Auslasspunkte so verschoben wurden, dass sie mindestens 30 Meter von der Mündung des nächsten Gewässers entfernt lagen, um sie nicht fälschlicherweise einem anderen Gewässer zuzuordnen.

Im ersten Schritt des Modells werden durch etwaige Fehler im digitalen Höhenmodell entstandene lokale Senken aufgefüllt, damit diese nicht fälschlicherweise als Abflüsse betrachtet werden. Danach wird über das gesamte Staatsgebiet für jeden Pixel im Höhenmodell aufgrund der Höhendifferenz zu den Nachbarpixeln die Fließrichtung bestimmt. Durch die Fließrichtung ist es auch möglich, aus dem Höhenmodell die Verläufe der Gewässer zu bestimmen, also jene Linien, wo das Wasser sich akkumuliert. Dies war notwendig, um die Auslasspunkte genau auf die vom Prozess identifizierten Gewässerverläufe zu ziehen, damit das Einzugsgebiet auf dem richtigen Gewässer gerechnet wird. Dies passierte in der Folge mittels der Information der Fließrichtung und den korrigierten Auslasspunkten. Die Einzugsgebiete wurden als Raster erstellt und anschließend in einen Vektor-Polygondatensatz konvertiert, wodurch auch die spezielle Form der Einzugsgebiete entsteht, die nicht aus geraden Linien bestehen, sondern aus „treppenförmigen“ Linien, die sich an den Pixeln des Höhenmodells orientieren.

Der fertige Datensatz wurde manuell überprüft und alle fehlerhaften Einzugsgebiete noch einmal nachbearbeitet. Hierfür kam hauptsächlich eine Erweiterung von ArcGIS, SWAT (Soil and Water Assessment Tool) zum Einsatz. In diesem Programm sind die einzelnen Abgrenzungsschritte einfacher zu kontrollieren, womit Fehlern vorgebeugt wird.

Nach der Fertigstellung der Einzugsgebiete wurden diese ein weiteres Mal überprüft und einige Auslasspunkte noch einmal verschoben, entfernt oder auch neue erzeugt. Das Hauptkriterium bei dieser Bearbeitung war vor allem die Größe der erzeugten Gebiete.

Nach einer weiteren geographischen Bearbeitung der Einzugsgebiete wurden diese finalisiert und alle wesentlichen Attribute, die für die Auslasspunkte vorhanden waren, an den Datensatz angehängt. Es wurde auch mit einer Verschneidung das jeweilige Hauptgewässer jedes Einzugsgebiets ermittelt und angehängt. Eine Übersicht der finalen Version der Teileinzugsgebiete zeigt Abbildung 1.

Um den Einfluss kleinerer ausländischer Zubringer bzw. ausländischer Anteile österreichischer Flusseinzugsgebiete in das Modell zu integrieren wurden für 14 kleinere Zubringereinzugsgebiete ebenfalls die Einzugsgebietsflächen abgegrenzt (in der Karte nicht dargestellt). Es handelt sich z.B. um den Oberlauf der Drau sowie kleinere Zubringer zum Flussgebiet des Rheins oder der Donau. Die Einzugsgebietsanteile der March- und der Thaya, die durch ein Verlassen des österreichischen Territoriums und späteren Wiedereintritt gekennzeichnet sind, wurden nicht abgegrenzt und werden deshalb in der Modellierung nicht berücksichtigt.

4.4.2.2 Beschreibung der Teileinzugsgebiete

Insgesamt wurden 754 österreichische Teileinzugsgebiete abgegrenzt. Für diese Einzugsgebiete wurden im Rahmen dieses Projektes sämtliche Inputdaten neu erhoben. Um bei der Ermittlung von aufsummierten Gesamtfrachten auch den Einfluss von ausländischen Einzugsgebieten berücksichtigen zu können, wurden zusätzlich folgende Daten verwendet:

- 125 ausländische Einzugsgebiete im Inn Flussgebiet (Italien, Deutschland) wurden aus dem Projekt Grenzüberschreitende Betrachtungen des Inn-Salzach Einzugsgebietes (Fuchs et al., in Vorbereitung) übernommen. Da sich der Modellierungszeitraum (2001 bis 2006) nicht mit jenem des gegenständlichen Projektes (2009 bis 2014) deckt, wurde vereinbart, dass zum Zweck der Abschätzung von aufsummierten Gesamtfrachten, auf Ebene der einzelnen Eingangsdaten jeweils ein über die Periode (2001 bis 2006) gemittelter Jahreswert berechnet wird und dieser Wert für jedes Jahr der aktuellen Berechnungsperiode (2009 bis 2014) eingesetzt wird.
- 15 kleinere ausländische Einzugsgebiete, die nicht im Inn Flussgebiet liegen (z.B. Oberlauf der Drau, kleinere Zubringer zum Flussgebiet des Rheins und der Donau): Für diese Zubringer wurden die Einzugsgebietsflächen ermittelt. Zum Zweck der Berechnung von aufsummierten Gesamtfrachten werden für die jeweiligen Inputdaten die Werte der

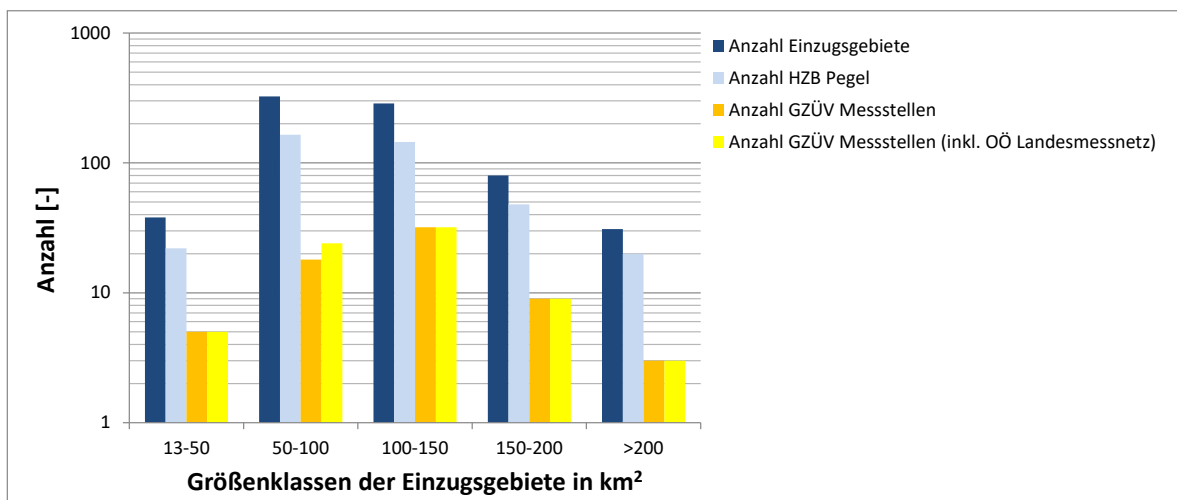
österreichischen Unterliegereinzugsgebiete flächengewichtet auf diese Einzugsgebiete umgelegt.

- Ein Übergabebiet für die Donau oberhalb der Mündung des Inn: Für dieses Einzugsgebiet wurde keine Berechnung anhand von Inputdaten durchgeführt, sondern für die Ermittlung von Gesamtfrachten wurden für dieses Gebiet bereits berechnete Frachten eingesetzt.

Beschreibung der österreichischen Teileinzugsgebiete

Von den 754 österreichischen Teileinzugsgebieten weisen ca. 80% eine Größe zwischen 50 und 150 km² auf. Weitere 11% der Einzugsgebiete liegen in einer Größenklasse von 150 – 200 km². Nur jeweils 5 und 4% der ausgewiesenen Einzugsgebiete liegen in einer Größenklasse <50 km² bzw. >200 km² (Abbildung 5). Damit berücksichtigen die neu ausgewiesenen Einzugsgebiete auf der einen Seite die für die Berechnungen mit MoRE vorgesehene Größenskala (Mesoskala), auf der anderen Seite bietet sie eine deutlich verbesserte Detailgenauigkeit, mit wenigen sehr kleinen, großen und sehr großen Einzugsgebieten.

Abbildung 5: Verteilung der ausgewiesenen Teileinzugsgebiete in Österreich auf Einzugsgebietsgrößenklassen und Anzahl der HZB-Pegel sowie der GZÜV Messstellen je Einzugsgebietsgrößenklasse



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Die Neuausweisung, die im Vergleich zur bisherigen Einzugsgebietsabgrenzung eine größere Anzahl an Oberläufen und Zubringern berücksichtigt, ermöglicht eine weiter verbesserte Validierungsmöglichkeit der verwendeten Modellabflüsse, weil 53% oder insgesamt 400 der

neu ausgewiesenen Einzugsgebiete über verwertbare Pegel­daten verfügen. In den einzelnen Größen­klassen der Einzugs­gebiete liegt der Anteil an Einzugs­gebieten mit Pegeln bei 51-65%. Somit sind alle Einzugs­gebiete gut durch Pegel abgedeckt.

Darüber hinaus wurden die Einzugs­gebiete so abgegrenzt, dass ihr Auslass möglichst viele GZÜV Mess­stellen berücksichtigt. Insgesamt bilden 67 GZÜV Mess­stellen den Auslass­punkt von Einzugs­gebieten oder liegen in direkter Nähe. Werden Monitoring­stellen aus dem Ober­österreichischen Landes­mess­netz (AIM) hinzuge­nommen (hier liegen allerdings nur Daten für die Nähr­stoffe auf) so werden 73 Mess­stellen erreicht (Abbildung 5). Da an 23 der 73 Mess­stellen keine Pegel­daten vorliegen (Abbildung 5), wird eine Validierung der Modell­er­gebnisse über einen Fracht­abgleich am Auslass des Einzugs­gebietes aufgrund von 50 Einzugs­gebieten möglich.

4.4.3 Zusammenfassung grundlegender Eingangsdaten

4.4.3.1 Hydrographische Daten

Niederschlag

Die monatlichen Niederschläge auf Ebene der Analysegebiete stellen wesentliche Eingangsdaten in die MoRE Modellierung dar. Von der ZAMG wurde der SPARTACUS-Datensatz (Hiebl und Frei, 2017) bezogen, welcher die tägliche Niederschlagsmenge auf einem 1x1 km Raster bereitstellt. Daraus wurden die Monatsniederschläge für die Analysegebiete berechnet.

Netto-Gebietsabflüsse

Für die MoRE-Modellierung wird der Nettoabfluss, also jener Abfluss, der durch Abflussbildung aus Niederschlag im Analysegebiet selber entsteht, benötigt. Daraus werden im Modell die Abflusskomponenten Oberflächenabfluss und unterirdischer Abfluss (Grundwasser und Zwischenabfluss) berechnet.

Durch das umfangreiche Pegelmessnetz in Österreich konnte für eine große Anzahl der Analysegebiete der Nettoabfluss durch Auswertung der Pegeldata direkt berechnet und verwendet werden: Die Tagesabflusswerte für Österreich wurden über EHYD (2018) bezogen. Für das bayerische Inn-Einzugsgebiet wurden Tagesabflusswerte des Gewässerkundlichen Dienstes Bayern (<https://www.gkd.bayern.de>) ergänzend hinzugenommen. Aus den Tageswerten wurden mittlere Jahresabflusswerte berechnet und mit diesen durch Differenzbildung (Nettoabfluss = Bruttoabfluss - Abfluss Oberlieger) die Nettoabflüsse berechnet.

Für jene Gebiete, welche nicht durch naheliegende Abflusspegel abgedeckt sind, wurden die Arbeiten von Skøien et al. (2006) herangezogen, die mit Hilfe eines Top-Kriging Ansatzes tägliche Abflüsse für die Auslässe aller Analysegebiete ableiten konnten.

Unsicherheiten im so erzeugten Datensatz ergeben sich durch zweierlei Problemstellungen:

- Überleitungen zwischen Einzugsgebieten: Besonders im alpinen Raum gibt es große einzugsgebietsübergreifende Wasserkraftwerksverbände, die das Wasser aus verschiedenen Tälern entnehmen und über kilometerlange Stollen in andere Täler transportieren, um es dort zur Energiegewinnung zu nutzen. Es wurden mehrere

Kraftwerksbetreiberverbünde gebeten, Informationen zu den zwischen den Einzugsgebieten verschobenen Wassermengen zur Verfügung zu stellen, um die Abflussverschiebung im Modell nachzubilden. Leider wurden diese Anfragen abgelehnt oder nicht rechtzeitig bearbeitet. Daher musste die Verteilung der Wassermengen mithilfe der verfügbaren Pegelmesswerte abgeschätzt werden.

- Im Bereich des Wiener Beckens (Leitha, Schwarza, Fischa) kommt es neben einem verzweigten Netz von Kanälen zu starken Versickerungen (Leitha) und unterirdischem Abfluss im Schotterkörper. In diesem Gebiet erfassen die Abflusspegel daher nicht immer den gesamten Abfluss. Daher musste auch hier mit den verfügbaren Pegelmesswerten eine grobe Abschätzung des Nettoabflusses der Gebiete stattfinden.

4.4.3.2 Landnutzungsdaten

In das Modell MoRE gehen je Analysegebiet die Größen einzelner Landnutzungskategorien ein. Die Ableitung der Anteile an den verschiedenen Kategorien wurde anhand eines hochaufgelösten Landnutzungsdatensatzes durchgeführt. Dafür wurde der Datensatz verwendet, der im Rahmen des Projektes Grenzüberschreitende Betrachtungen des Inn-Salzach Einzugsgebietes (Fuchs et al., in Vorbereitung) für das österreichische Staatsgebiet erstellt wurde. Im Folgenden findet sich eine Beschreibung der Erstellung des Datensatzes, sowie die Ableitung bestimmter Landnutzungskategorien anhand weiterer Geodatensätze.

Erstellung einer hochaufgelösten Landnutzungskarte

Die Erstellung einer hochaufgelösten Landnutzungskarte erfolgt anhand der Digitalen Katastralmappe (DKM) für Österreich. Dabei wurde der Stand 2012 verwendet, da ab dieser Version mit Inkrafttreten der Benützungarten-Nutzungen-Verordnung (BANU-V) eine flächendeckende Überarbeitung anhand von Orthofotos durchgeführt wurde, wodurch eine einheitliche Genauigkeit und Aktualität gewährleistet ist.

Da die DKM detailliertere Landnutzungskategorien enthält, als die ursprünglichen Eingangskategorien im Modell MoRE, wurde das Modell MoRE derart erweitert, dass der Datenimport auf Ebene der detaillierten Kategorien und erst im Modell eine Zusammenfassung der jeweiligen Eingangsdaten erfolgt. Damit ist eine gute Ausgangsbasis für zukünftige Modellverbesserungen gegeben.

Weitere Datenaufbereitung des Landnutzungsdatensatzes

Aus der DKM 2012 wurden die Landnutzungskategorien zu Polygonen zusammengeführt. Bei den folgenden DKM-Landnutzungskategorien war eine Überarbeitung anhand weiterer Geodatensätze notwendig:

- **Landwirtschaftlich genutzte Flächen**

In der DKM gibt es nur die Kategorie „landwirtschaftlich genutzt- Acker, Wiese oder Weide“. Diese wurde anhand von InVeKoS (Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem für die Agrarpolitik) (G001_INVEKOS-GIS) (GIS Layer mit Feldstückflächen) in die Kategorien Ackerland und Grünland differenziert.

Bei der Zusammenführung der Datenlayer hatten die InVeKoS Daten die höchste Priorität (mit Ausnahme von Straßen und Gewässerflächen aus der DKM). Aus InVeKoS ergaben sich folgende Flächenanteile:

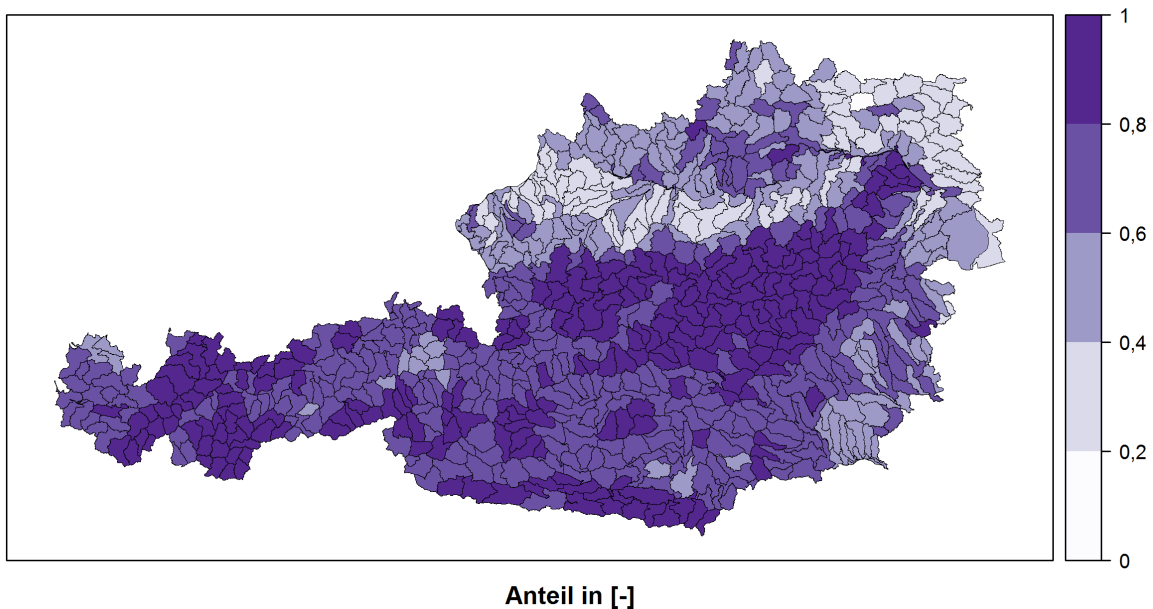
- Acker 13.361 km² (459.156 Polygone)
- Grünland 9.357 km² (607.120 Polygone)
- Landwirtschaft gesamt 22.718 km² (1.066.276 Polygone)

Die Flächen, die in der DKM als landwirtschaftliche Flächen ausgewiesen waren, in InVeKoS aber nicht enthalten waren (3.401 km²), wurden analysiert und folgendermaßen bearbeitet:

- Bei den Flächen kleiner 0,1 ha (404 km²; 3.518.267 Polygone) handelte es sich meist um Verschneidungsungenauigkeiten, daher wurden diese Flächen den angrenzenden Flächen zugeordnet. Dabei wurde folgende Priorisierung verwendet: Ackerland, Weingarten, Grünland, Wald, Garten.
- Bei Flächen zwischen 0,1 und 2 ha (1.760 km²; 458.773 Polygone) handelt es sich vorwiegend um eine Sammelklasse von zumeist natürlichen Flächen (Haus- u. Nutzgärten, Windgürtel, Gewässerrandstreifen, etc.). Diese Flächen wurden in einer eigenen Klasse „sonstige natürliche Flächen“ zusammengefasst.
- Bei Flächen größer 2 ha (1.237 km²; 22.719 Polygone) handelt es sich vorwiegend um landwirtschaftliche Flächen, welche nicht am Österreichischen Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft (ÖPUL) teilnehmen und deshalb nicht in InVeKoS enthalten sind. Da hier keine weitere Unterscheidung in Acker- oder Grünland möglich ist, wurden diese Flächen in einer eigenen Klasse „landwirtschaftliche Flächen“ zusammengefasst und müssen bei der Ermittlung der einzugsgebiets-spezifischen Acker- und Grünlandflächen flächenproportional aufgeteilt werden. Beim Vergleich der DKM mit InVeKoS beträgt der Anteil der landwirtschaftlichen Flächen, welche nicht in InVeKoS enthalten ist, 5,4 %.

Der relative Anteil der Flächen ohne landwirtschaftlicher Nutzung an der Gesamtfläche der jeweiligen MoRE Teileinzugsgebiete ist in Abbildung 6 dargestellt.

Abbildung 6: Anteil der Flächen ohne landwirtschaftliche Nutzung an der Gesamtfläche der MoRE Teileinzugsgebiete.



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

- **Gewässerflächen**

Im Modell MoRE ist bei den Fließgewässerflächen eine Unterscheidung in Hauptläufe und Zuflüsse notwendig. Dazu erfolgte eine Verschneidung der Hauptflüsse aus dem Gesamtgewässernetzes (GGN 10.1) mit den Fließgewässern aus der DKM unter Verwendung eines 20 m Puffers. Dabei werden die Fehler für enthaltene Anteile von Zuflüssen als vernachlässigbar erachtet. Auch zeigen einzelne Vergleiche mit Orthofotos einen geringen Böschungsanteil an der in der DKM ausgewiesenen Fließgewässerfläche.

- **Außerurbane Straßenflächen**

Da die in der DKM ausgewiesenen Straßenflächen z.T. große nicht versiegelte Anteile (z.B. Böschungsanteile, etc.) aufweisen, erfolgte die Ermittlung der Straßenflächen außerhalb der auf der DKM basierenden Landnutzungskarte anhand eines Liniendatensatzes und der Verwendung mittlerer Breiten je Straßenkategorie aus dem Projekt SCHATURM (Spurenstoffemissionen aus Siedlungsgebieten und von Verkehrsflächen, Clara et al., 2014b). Die Differenzierung in urbane und außerurbane Straßen erfolgte anhand CORINE Land Cover 2012 (EEA 2016).

Während zur Ableitung der versiegelten Flächen im urbanen Raum (Gebäude-, Betriebs- und Straßenflächen) der High Resolution Layer „Imperviousness“ (Versiegelung) aus dem Projekt COPERNICUS Land Monitoring der Europäischen Kommission verwendet wurde, ist dieser für die Ableitung der versiegelten Straßenflächen im außerurbanen Raum nicht geeignet, da aufgrund der Datenstruktur (20×20 m Pixel) schmalere, lineare oder versiegelte Strukturen (Straßen) unterrepräsentiert werden.

- **Versiegelte Flächen von Siedlungsgebieten (in urbanen Gebieten)**

Die Ableitung der versiegelten Flächen im urbanen Raum (Gebäude-, Betriebs- und Straßenflächen) erfolgt durch Verschneidung des High Resolution Layers „Imperviousness“ (Versiegelung) aus dem Projekt COPERNICUS Land Monitoring der Europäischen Kommission mit den urbanen Flächen aus CORINE Land Cover 2012 (EEA 2016). Bei dem COPERNICUS Layer zur Versiegelung wird in 20×20 m Pixeln der Grad der Versiegelung je Pixel angegeben.

- **Gletscherflächen**

Die Gletscherflächen stellen bezüglich Feststoffeintrag (Gletschertrübe) eine wichtige Eingangsgröße dar, weshalb die in der DKM ausgewiesenen Flächen evaluiert wurden. Dabei stellte sich heraus, dass die in der DKM verwendeten Daten zu den Gletscherflächen eine geringe Abdeckung aufweisen. Aus diesem Grund werden sie aktuell mit einem Datensatz der Österreichischen Kommission für Glaziologie ersetzt. Dieser zeigt eine größere Genauigkeit auf, als der in der DKM enthaltene Datensatz. Die in Österreich ausgewiesene Gletscherfläche erhöht sich durch den genaueren Datensatz signifikant von 254 km² auf 412 km². Blockgletscher, den Gletschern häufig vorgelagerte, mit Geröll vollständig überdeckte Gletscherzungen sind in dem Datensatz noch nicht enthalten.

Durch die Verwendung der DKM und einer weiteren Differenzierung anhand von InVeKoS Daten und weiteren Liniendatensätzen konnte im Vergleich zu vorangegangenen MONERIS Anwendungen eine deutliche Verbesserung der räumlichen Auflösung bei der Landnutzung erreicht werden.

4.4.3.3 Mittlere Höhe und mittleres Gefälle

Für jedes der Einzugsgebiete wurde die mittlere Seehöhe und das durchschnittliche Gefälle berechnet. Für beide Berechnungen wurde das Digitale Höhenmodell von Österreich mit einer Auflösung von 10 m und zur Berechnung die Funktion „Zonal Statistics“ in ArcGIS verwendet. Diese Funktion verschneidet Vektordaten (Shapefile der STOBIMO-

Einzugsgebiete) und Rasterdaten (Höhenmodell) und berechnet dabei Statistiken für jede Einheit in den Vektordaten, in diesem Fall also für jedes Einzugsgebiet. Für die mittlere Höhe wurde nur der Höhenwert aus dem digitalen Höhenmodell herangezogen, für das mittlere Gefälle wurde aus dem Höhenmodell mithilfe der ArcGIS-Funktion Slope das Gefälle pro Pixel berechnet und aus diesem Resultat dann ein Mittelwert über das gesamte Einzugsgebiet ermittelt. Die Ergebnisse sind die mittlere Höhe in Meter über Adria (m.ü.A.) für die mittlere Seehöhe und ein mittlerer Prozentwert für das mittlere Gefälle (100% entspricht 45°).

4.4.3.4 Bodenabtrag

Bodenabtrag von Acker- und Grünland

Für die Berechnung der aus der Erosion stammenden Stoffeinträge stellen die Bodenabträge von landwirtschaftlichen Nutzflächen eine wesentliche Eingangsgröße für das Modell MoRE dar. Die Berechnung erfolgt auf Grundlage der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG), anhand welcher der mittlere, langjährige Bodenabtrag von landwirtschaftlichen Nutzflächen ermittelt werden kann (Schwertmann et al., 1987).

Allgemeine Bodenabtragungsgleichung: $A=R \times K \times S \times L \times C \times P$

- A* Bodenabtrag (t/ha/a)
- R* Niederschlagsfaktor (Maß für die gebietspezifische Erosionskraft der Niederschläge)
- K* Bodenerodierbarkeitsfaktor (Hängt von mehreren Bodeneigenschaften ab, im Wesentlichen jedoch von der Korngrößenzusammensetzung (Textur) des Bodens)
- S* Hangneigungsfaktor (Gibt das Verhältnis des Bodenabtrags eines Hanges beliebiger Neigung zu dem des Standardhanges (9 % Gefälle) an)
- L* Hanglängenfaktor (Gibt das Verhältnis des Bodenabtrags eines Hanges beliebiger Länge zu dem des Standardhanges (22 m Länge) an)
- C* Bewirtschaftungsfaktor (Gibt das Verhältnis des Bodenabtrags eines Hanges beliebiger Bewirtschaftung (z.B. Kulturpflanze) zu dem unter Schwarzbrache an)
- P* Erosionsschutzfaktor (Gibt das Verhältnis des Bodenabtrages mit beliebigen Erosionsschutzmaßnahmen zu dem ohne Maßnahmen an)

Die Bodenabträge wurden für den Zeitraum von 2009-2014 von wpa Beratende Ingenieure GmbH im Auftrag des Umweltbundesamtes unter Verwendung von InVeKoS (Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem für die Agrarpolitik) auf Katastralgemeindeebene

berechnet und liegen für jede Katastralgemeinde kulturartenspezifisch sowie in Abhängigkeit der in MoRE verwendeten Gefälleklasse (0-4) vor.

Die Daten sind derart aufbereitet, dass eine Vorprozessierung der Eingangsdaten unter Änderung wichtiger kulturspezifischer Parameter (in der ABAG repräsentiert durch den C-Faktor und den P-Faktor) möglich ist, so dass neben der Nutzung der Bodenabträge für die Jahre 2009-2014 als Modelleingangsdaten ebenfalls Szenarien gerechnet werden können, die die Umsetzung von Maßnahmen widerspiegeln. So kann der Bodenabtrag unter Annahme eines realistischen Kulturartenwechsels (z. B. Weizen statt Mais) berechnet werden und dies noch räumlich diskret auf den Maisanbau auf Flächen erhöhten Gefälles bezogen werden. Umgekehrt können natürlich auch Szenarien berechnet werden, die die Auswirkungen möglicher Fehlentwicklungen in der landwirtschaftlichen Praxis aufzeigen.

Die Umlegung der auf Katastralgemeindeebene berechneten Bodenabträge auf die jeweiligen Teileinzugsgebiete erfolgt flächengewichtet, anhand des Anteils der Katastralgemeindefläche an der Teileinzugsgebietsfläche. Eine Umlegung wäre prinzipiell auch anhand eines aus InVeKoS stammenden GIS Layers mit Feldstückflächen (G001_INVEKOS-GIS) möglich. Da jedoch in diesem Layer die Almenflächen nicht enthalten sind, diese jedoch bei der Berechnung der Bodenabträge berücksichtigt wurden, würde für Regionen mit Almen eine solche Umlegung zu Fehlern führen.

Bodenabtrag von natürlichen Flächen

Der Bodenabtrag von natürlichen Flächen (Wald) wurde gegenüber der ursprünglichen MONERIS Version 2.01 angepasst. Die genaue Vorgehensweise ist in Kapitel 4.6.1 und in Kapitel 5.3.1.2 beschrieben. Während in der alten Version ein konstanter Abtrag von 0,2 t/ha/a angesetzt wurde, wird beim Bodenabtrag aus Wald in der aktuellen Modellversion das mittlere Gefälle des Einzugsgebietes mitberücksichtigt. So steigen die möglichen Bodenabträge in Gebieten mit mittleren Gefälle von unter 15% von 0,1 t/ha/a exponentiell auf Bodenabträge von bis zu 9 t/ha/a bei einem mittleren Gefälle von 75% an.

Bodenabtrag von offenen Flächen und Gletscherflächen

Im Zuge von Anpassungen der ursprünglichen MONERIS Version 2.01 an den alpinen Raum (Gabriel et al., 2011) wurden anhand von Datenauswertungen aus dem Schwebstoffmessprogramm in offenen, gebirgigen Einzugsgebieten deutlich erhöhte Einträge aus Einzugsgebieten mit Gletschervorkommen ermittelt. Eine Optimierung ergab, dass von Gletscherflächen Sedimenteinträge in die Gewässer von 35 t/ha/a zu erwarten sind, während von offenen, gebirgigen Flächen nur 0,20 t/ha/a stammen.

Auswertungen von 28 Messstellen mit dokumentierten Schwebstoffgewässerfrachten aus dem österreichischen Basismessnetz und Analysen mit dem Modell führen demgegenüber zu deutlichen Änderungen, die in Kapitel 4.6.1 und in Kapitel 5.3.1.2 ausführlich dokumentiert sind. Während die Abträge von Gletschern auf 25 t/ha/a reduziert werden, mussten die Abträge von offenen Gebirgsflächen deutlich erhöht werden und werden nun mit 10 t/ha/a veranschlagt. Dabei ist anzumerken, dass es sich bei den angesprochenen Prozessen nicht um einen Bodenabtrag handelt (da es in den angesprochenen Regionen kaum zur Bodenbildung kommt), sondern um einen Transport des meist durch physikalische Verwitterung aufbereiteten Gesteins.

4.4.3.5 Oberbodengehalte

Die Oberbodengehalte werden bei der Modellierung der Emissionen genutzt, um die Stoffeinträge aus der Erosion zu quantifizieren. Somit handelt es sich bei diesen Eingangsdaten im Falle einer substanzspezifisch hohen Relevanz erosiver Einträge um einen sehr wichtigen Eingangsparameter. Das trifft zum Beispiel für die Schwermetalle zu, gilt aber auch bedingt für andere Stoffe, wie PAK.

Im Zuge des vorliegenden Projektes konnten die Oberbodengehalte für spezifische Landnutzungsarten differenziert ausgewertet werden. Dazu gehören Ackerland, Grünland und Wald (natürliche Flächen).

Bei den Schwermetallen konnte auf die Auswertungen von Schwarz und Freudenschuß (2004) zurückgegriffen werden. Diese basieren auf dem österreichweiten Bodeninformationssystem BORIS und umfassen eine in den Bodenzustandserhebungen dokumentierte Bandbreite an Schwermetallen. Die Daten sind nach Landnutzungsarten (Ackerstandorte, Grünlandstandorte, Waldstandorte), Entnahmetiefen (Wald und Grünland 0-10 cm; Acker: 0-20 cm) und nach vorliegenden Ausgangsmaterialien für die Bodenbildung klassifiziert und umfassen in der Regel 503 Einzelmessungen für Wald, 1302 für Grünland und 1154 für Ackerland. Eine Ausnahme besteht für Quecksilber. Hier liegen keine Daten für Waldstandorte vor und der Stichprobenumfang für Acker- und Grünlandstandorte reduziert sich auf 998 bzw. 857 Einzelproben.

Für Ackerstandorte liegen 16 Klassen für das Ausgangsmaterial vor, für Grünland- 21 und für Waldstandorte 18 Klassen. Diese umfassen z.B. Lockersedimente, saure Silikatgesteine usw. die aus der flächendeckenden Beschreibung der Geologie von Österreich (Basiskarte Geologie im Maßstab 1 : 500.000) stammen. Die hier dargestellte Geologie stellt dabei ein Exzerpt (Basiskarte Geologie) aus der metallogenetischen Karte von Österreich dar (Herausgabe GBA/L. Weber, 1997) dar.

Durch GIS Verschneidung des Exzerpts mit den Einzugsgebietsgrenzen wurden die Anteile der Ausgangsmaterialklassen für jedes österreichische Einzugsgebiet ermittelt. Eine Berechnung der jeweiligen Oberbodengehalte fand abschließend aufgrund einer flächenspezifischen Zuordnung statt. Dabei wurde für die Basisvariante der in Schwarz und Freudenschuß (2004) berechnete Median der einzelnen Klassen verwendet. Für die Worst Case- und Best Case Variante konnte auf das 75 Perzentil bzw. auf das 25 Perzentil der jeweiligen Klassen zurückgegriffen werden (Schwarz und Freudenschuß, 2004).

Für Quecksilber lagen keine Oberbodengehalte für Waldstandorte vor. Nach Test eines erweiterten Datensatzes aus BORIS, der über die Bodenzustandserhebungen hinaus ging und der 48 Einzelstandorte beinhaltet, der jedoch zu unrealistisch hohen Gehalten führte, wurde auf die aus eigenen Messungen vorliegende Datengrundlage zurückgegriffen (Kapitel 5.3.2.4). Die daraus ermittelten Oberbodengehalte stimmen gut mit dem aus dem Inn Projekt vorliegenden Eingangsdaten für die deutschen Einzugsgebiete für natürliche Flächen überein (Fuchs et al., in Vorbereitung).

Analog zu den Quecksilbergehalten in Oberböden natürlicher Flächen liegen für die in diesem Projekt modellierten organischen Spurenstoffe (DBT, TBT, PAKs, PBDE, PFOA und PFOS) keine oder nicht ausreichend genaue (PAK) österreichweite Daten vor. Die für PAK in BORIS vorliegenden, vorgefilterten Daten (Wald: n=5; Grünland: n= 19 und Acker: n=16) wurden mit den eigenen Erhebungen verglichen. Bei guten Übereinstimmungen für Waldstandorte, aber deutlich höheren Gehalten in den Grünland- und Ackerstandorten bei eigenen Messungen, wurden zuletzt die Gehalte aus den eigenen Messungen herangezogen. Dies gilt auch für die Einzelsubstanzen Naphthalin, Benzo(a)pyren und Fluoranthen und die übrigen modellierten organischen Schadstoffe, für die es in BORIS keine Daten gibt.

Aus den in neun Einzugsgebieten erhobenen Datensätzen (mit jeweils einer Frühlings- und Herbstbeprobung) wurden, wenn möglich, neben dem Mittelwert (Basisvariante) anhand des 75%-Perzentils bzw. des 25%-Perzentils die Worst-Case- und Best-Case-Variante berechnet, so dass letztendlich für diese Stoffe unterteilt nach Landnutzung (Acker, Grünland, Wald) für jede Variante ein Datensatz zur Verfügung steht.

Die aus dieser Vorgangsweise resultierenden Eingangsgrößen werden in Kapitel 5.3.2.4 dargestellt.

4.4.3.6 Hintergrundgehalte Gestein

Erosive Einträge aus offenen Flächen (vegetationslose, gebirgige Flächen) oder von Gletschern sind nicht mit einer Bodenbildung assoziiert. Hierbei handelt es sich um direkt aus

dem Ausgangsgestein aufbereitetes Material, das nach hauptsächlich physikalischer Zerkleinerung in die Gewässer verfrachtet wird. Bei den offenen Flächen wird hierbei durch Niederschlagsereignisse das aufbereitete Gestein bis in die Oberflächengewässer weiterverfrachtet, bei Gletschern handelt es sich hierbei um das bekannte Phänomen der Gletschermilch, also einen aus Schmelzwasser und Moränenmaterial zusammengesetzten, trüben Gletscherabfluss.

Für die in diesem Projekt betrachteten Stoffe sind die Hintergrundgehalte des Ausgangsgesteins für die Schwermetalle relevant und es wurden zusätzliche Datenquellen recherchiert. Für Kupfer, Nickel, Blei und Zink konnten die flächendeckend vorhandenen Daten des Bachsedimentatlas (vorliegend als GRIDS) verwendet werden, die von der Geologischen Bundesanstalt (Fachabteilung Rohstoffgeologie) zur Verfügung gestellt wurden. Nach GIS Verschneidung mit den österreichischen Einzugsgebieten konnten somit regionalisierte Gesteinsgehalte ermittelt werden, die eine methodisch stark simplifizierte Annäherung an die Hintergrundwerte darstellt.

Es sei an dieser Stelle erwähnt, dass eine genaue Ermittlung von Hintergrundwerten auf Grundlage der Bachsedimentdaten methodisch machbar ist, aber eine komplexe Vorbehandlung und Detailbetrachtung der Einzeldaten im Kontext der Gesamtsituation (z.B. Einflüsse aus Bergbau und Industrie sowie Erhebungszeitraum) benötigen, die nur mittels eines Projektes abzuklären wären (freundl. schriftl. Mitteilung der Geologischen Bundesanstalt). Da dies im vorliegenden Projekt nicht möglich war, stellen die in diesem Projekt aufliegenden Daten somit eine starke Vereinfachung dar und sind für andere Fragestellungen nicht als Hintergrundgehalte heranzuziehen.

Es zeigte sich, dass die aus dem Bachsedimentatlas ermittelten Gehalte grundsätzlich zu sehr hohen Werten führten. Es wurde daher beschlossen diese nur im Zuge einer Worst Case Betrachtung (Variante 3) zu verwenden.

Für Quecksilber liegen im Bachsedimentatlas nur Daten zu Einzelbereichen vor und für Cadmium liegen keine verwertbaren Karten auf. Für eine Abschätzung von Hintergrundgehalten von Cadmium und Quecksilber wurden die in Ruppert (1990) aufgeführten Gehalte von Cadmium und Quecksilber in wichtigen Ausgangsgesteinen herangezogen. Die Häufigkeit der wichtigsten Ausgangsgesteine wurde für den Alpenraum durch GIS Verschneidung abgeschätzt. Dabei entfiel auf Carbonatgesteine (Kalk- und Mergelgesteine) ein Flächenanteil von 40%, auf saure Magmatite und Metamorphite 35%, auf basische Magmatite und Metamorphite 15% und auf Sandstein 10%. Aus den so abgeschätzten Anteilen der Hauptaustgangsgesteine und den dokumentierten Gehalten wurde für Cadmium und Quecksilber eine Konzentration abgeleitet (Basisvariante). Da keine weitergehenden

Daten zur Verfügung standen, wurde die Minimalvariante mit Faktor 0,5 und die Maximalvariante durch Multiplikation mit Faktor 2 abgeschätzt. Ebenso wurde für Kupfer, Nickel, Blei und Zink vorgegangen, mit der oben erwähnten Ausnahme, dass die Maximalvariante hier mit den Daten aus dem Bachsedimentatlas parametrisiert worden ist.

Die vorliegenden Daten beinhalten große Unsicherheiten. Eine genauere Betrachtung möglicher Hintergrundgehalte auf Grundlage von räumlich differenzierten Daten und einer zusätzlichen intensiven Datenanalyse wird dringend empfohlen.

4.4.3.7 Wasserbilanzkomponenten aus der Siedlungswasserwirtschaft

Abflüsse Punktquellen

Die in MoRE parametrisierten Abflüsse von Punktquellen können in Einleitungen aus kommunalen Kläranlagen > 2000 EW sowie aus Kleinkläranlagen und in Einleitungen von industriellen Direkteinleitern unterteilt werden.

Die verwendeten Inputdaten für kommunale Kläranlagen und industrielle Direkteinleiter stammen aus dem Emissionsregister Oberflächengewässer (EMREG-OW). Registerpflichtig sind Wasserberechtigte, Anlageninhaber oder Betreiber von Anlagen, die der Industrieemissionsrichtlinie unterliegen und von kommunalen Kläranlagen mit einer Kapazität von 2.000 EW oder mehr. Die gemeldeten Daten sind Jahreswassermengen und -frachten, die entsprechend den Vorgaben in der Verordnung (je nach Parameter), durch Messung, Berechnung oder Schätzung ermittelt werden. Die Richtigkeit der Daten ist durch den Registerpflichtigen zu prüfen. Ein abschließender Plausibilitätscheck findet am Umweltbundesamt im Auftrag des BMNT statt. Entsprechend der Auswertungen des Emissionsregisters wurden österreichweit 631 kommunale Kläranlagen sowie 139 industrielle Direkteinleiter berücksichtigt. Diese werden im Modell in einer eigenen Datenbank verwaltet und sind punktgenau über die Einleitpunkte im Gewässernetz verortet. Die Vorgehensweise der Frachtberechnungen aus kommunalen Kläranlagenabläufen wird in Kapitel 5.3.2.8 dargestellt.

Zusätzlich zu den in EmReg-OW erfassten Daten konnten erstmals in einem österreichischen Stoffbilanzmodell Kleinkläranlagen berücksichtigt werden, die aus einem Datensatz der Kommunalkredit Public Consulting (KPC) stammt. Bei den Kleinkläranlagen handelt es sich insgesamt um 16.263 Anlagen mit 523.000 EW. 1273 der erfassten Anlagen sind > 50 bis < 2000 EW und haben in Summe 390.000 EW. Das Gros der Anlagen (annähernd 15.000) sind Anlagen < 50 EW, die in Summe ca. 140.000 EW ausmachen.

Da für diese Anlagen keine punktgenaue Verortung vorliegt, sondern lediglich eine Zuordnung zu den politischen Gemeinden, konnten die dokumentierten- und berechneten Einträge nur durch eine GIS Verschneidung der Gemeindegrenzen mit den Einzugsgebietsgrenzen erreicht werden. Damit kann es grundsätzlich zu möglichen Fehlzusweisungen kommen. Nichtsdestotrotz sollten diese für einzelne Einzugsgebiete nur zu einer geringen Abweichung führen und diese geringen methodisch begründeten Abweichungen werden in Kauf genommen. Vor der räumlichen Zuordnung zu den Einzugsgebieten wurden mithilfe von Emissionsfaktoren Stofffrachten für jede Anlage sowie die Wassermengen berechnet.

In Summe stammen österreichweit jährliche Kläranlagenabläufe von $0,75 \text{ m}^3/\text{s}$ aus Kleinkläranlagen. Dem stehen mittlere jährliche Abläufe aus kommunalen Kläranlagen $> 2.000 \text{ EW}$ von $34,1 \text{ m}^3/\text{s}$ und von Industriellen Direkteinleitern von $12,0 \text{ m}^3/\text{s}$ gegenüber.

Mischwasserentlastung und Trennkanalisation

Im klassischen MONERIS-Ansatz wird der Oberflächenabfluss aus urbanen Gebieten über die versiegelte urbane Fläche unter Berücksichtigung der Bevölkerungsdichte ermittelt und anteilmäßig auf Misch- und Trennsysteme aufgeteilt. Dieser Oberflächenabfluss wird aus Niederschlag, versiegelter Fläche und einem zugeordneten Abflussbeiwert berechnet. Bei Mischwasserkanalisationen wird der Oberflächenabfluss gemeinsam mit dem Schmutzwasser der Kläranlage zugeführt. Übersteigt der Gesamtabfluss aber eine definierte Schwelle, wird ein Teil der Wassermenge in ein Gewässer entlastet. Die entlastete Mischwassermenge ist vom Ausbaugrad der Kanalisation sowie dem verfügbaren Speichervolumen abhängig. In MONERIS erfolgt die Abschätzung der entlasteten Wassermenge nach dem Ansatz von Meißner (1991), die auf der Abschätzung der Tage mit Starkregenereignissen auf Basis des Jahresniederschlages und dem Speichervolumen (abhängig vom Ausbaugrad $0\text{-}23,3 \text{ m}^3/\text{ha}$ versiegelter Fläche) beruht.

Im Rahmen des Projektes Spurenstoffemissionen aus Siedlungsgebieten und von Verkehrsflächen (SCHTÜRME, Clara et al., 2014b) wurden Abflussberechnungen für 790 Siedlungsgebiete (636 Siedlungsgebiete mit einer Kläranlagenkapazität von mehr als 2.000 EW und 167 kleinere Siedlungsgebiete) durchgeführt. Für diese Abflussberechnungen waren zahlreiche Eingangsdaten erforderlich. Weiters war es erforderlich, den Oberflächenabfluss sowie den Schmutzwasseranfall zu berechnen. Die Berechnung des Schmutzwasseranfalls erfolgte durch die Anwendung eines spezifischen Schmutzwasseranfalls für jedes Bundesland, der aus verfügbaren Trockenwetterzuflüssen zu Kläranlagen abgeleitet wurde. Für die Bestimmung des Niederschlagswasseranfalls wurden die befestigten (abflusswirksamen) Flächen je Siedlungsgebiet abgeschätzt und mit den mittleren lokalen

Jahresniederschlagshöhen der jährliche Abfluss berechnet. In weiteren Schritten erfolgten die Zuordnung der Kanalisationssysteme (Mischsystem oder Trennsystem) sowie die Bestimmung der jeweiligen Anschlussgrade. In den Mischsystemen wurden die erforderlichen Mindestweiterleitungsgrade für das abgeleitete Niederschlagswasser gemäß ÖWAV Regelblatt 19 (2007) für jedes Siedlungsgebiet aus der Ausbaugröße der Kläranlage sowie dem dort maßgeblichen Bemessungsregen $r_D=720$, $n=1$ ermittelt.

Für die Berechnung der Straßenabwassermengen wurden die Straßenflächen bestimmt und mit den gebietspezifischen Niederschlagsdaten verknüpft. Die Berechnungen wurden auf Siedlungsgebietsebene durchgeführt und es wurden für jedes Kläranlageneinzugsgebiet die entlastete Mischwassermenge, die eingeleitete Niederschlagswassermenge aus Trennkanalesationen sowie die über kommunale Kläranlagen eingeleiteten Abwassermengen berechnet. Für den Kläranlagenablauf liegen Vergleichsdaten vor und diese Vergleichsdaten wurden für die Validierung der Berechnungsergebnisse verwendet. Bei der Mehrzahl der Kläranlagen zeigen die berechneten Daten und die aufgezeichneten Abwassermengen im Kläranlagenablauf eine gute Übereinstimmung. Bei hohem Fremdwassereinfluss weichen die Ergebnisse deutlich voneinander ab und tendenziell werden die Abflüsse eher unterschätzt. Nichtsdestotrotz stellen diese Ergebnisse aktuelle und für die Modellierung verwertbare Ausgangsdaten dar, die eine deutliche Verbesserung zu den bisher in der Stoffbilanzmodellierung verwendeten Eingangsdaten darstellen.

Damit die auf Kläranlageneinzugsgebietsebene berechneten Abflüsse für gegenständliches Projekt verwendet werden konnten, waren zwei Adaptierungen notwendig:

- In SCHKURM erfolgte die Ableitung der Wasserbilanzkomponenten anhand mittlerer, langjähriger Niederschlagsmengen. Im Rahmen dieses Projektes wurden anstelle der langjährigen Niederschläge jeweils die jährlichen Niederschläge für den Projektzeitraum (2009 bis 2014) eingesetzt und die Wasserbilanzkomponenten für die Einzeljahre berechnet.
- Im zweiten Schritt wurden die Ergebnisse auf Kläreinzugsgebietsebene flächenspezifisch über Siedlungsflächenanteile den MoRE Teileinzugsgebieten zugeordnet.

4.4.3.8 Industrielle Direkteinleiter

Für die Industriellen Direkteinleiter liegen aus dem Emissionsregister Oberflächengewässer (EMREG-OW) für den Zeitraum 2009-2014 Angaben zu 139 Anlagen vor. In vielen Fällen werden die Frachten der hier betrachteten Organischen Spurenstoffe bislang anhand von Emissionsfaktoren berechnet, da keine Messwerte vorliegen. In den Fällen, in denen Messungen aus der Eigenüberwachung vorliegen, wurde auch auf diese Daten

zurückgegriffen. Das trifft in den meisten Fällen für die Nährstoffe und Schwermetalle zu. Vereinzelt finden sich auch Werte für Nonylphenol, PAK sowie für Tributylzinn. Zur Verdichtung der bislang vorliegenden, lückenhaften Informationen wurden daher in diesem Projekt sektorspezifische Erhebungen in ausgewählten Anlagen durchgeführt (Kapitel 5.1.5). Berücksichtigt wurden Industrielle Direkteinleiter aus den Sektoren „Energie“, „Nahrungsmittel“, „Oberflächenbehandlung“, „Papier und Zellstoff“, „Petrochemische Industrie“ und „Stahlproduktion“. Insgesamt wurden zehn Anlagen zwei Mal beprobt. Mit Ausnahme der „Petrochemischen Industrie“ (hier konnte nur eine Anlage zur Teilnahme gewonnen werden) liegen für die betrachteten Sektoren von jeweils zwei Anlagen je zwei Messungen vor. Aus den eigenen Erhebungen wurden branchenspezifische Ablaufkonzentrationen ermittelt. In einem zweiten Schritt wurden die in EMREG-OW aufgeführten industriellen Direkteinleiter, wenn möglich, den erhobenen Branchen zugeteilt. Dazu wurde zunächst auf die Branchenbezeichnung zurückgegriffen, wie „Wärme Kraftwerke und andere Verbrennungsanlagen“, die dem Sektor „Energie“ zugewiesen wurden. Bei weniger eindeutigen Bezeichnungen wie „Anlagen zur Gewinnung von Nichteisenrohmetallen aus Erzen, Konzentraten oder sekundären Rohstoffen durch metallurgische, chemische oder elektrolytische Verfahren und zum Schmelzen, einschließlich Legieren, von Nichteisenmetallen, darunter auch Wiedergewinnungsprodukte (Raffination, Gießen usw.)“ wurde unter Berücksichtigung der geltenden Abwasseremissionsverordnungen (AEV) eine Zuordnung durchgeführt. In der angeführten Branchenbezeichnung sind z. B. Anlagen über die AEV Oberflächenbehandlung geregelt, weshalb sie dann dementsprechend dem Sektor „Oberflächenbehandlung“ zugeordnet wurde. Für industrielle Direkteinleiter, die keiner der beprobten Branchen zugewiesen werden konnte, und für die im EMREG-OW keine Daten vorhanden sind, wurde der stoffspezifische Mittelwert der eigenen Messungen zur Berechnung der Abwasserfrachten herangezogen.

Der Vorteil dieser Herangehensweise ist, dass durch eine Unterteilung in Klassen eine branchenspezifische Berechnung der Frachten durchgeführt werden konnte. Nichtsdestotrotz stellen diese Erhebungen aufgrund der geringen Stichprobengröße zunächst noch Näherungswerte dar.

4.4.3.9 Wasserbilanz von außerurbanen Verkehrsflächen

Im Punkt 4.4.3.7 wird der Oberflächenabfluss von versiegelten Flächen (Gebäude-, Betriebs-, Straßenflächen) aus dem urbanen Raum behandelt, welcher über die Kanalisation abgeleitet wird. Im Eintragspfad außerurbane Verkehrsflächen soll zusätzlich der Stoffeintrag von Straßenflächen außerhalb von Siedlungsgebieten berücksichtigt werden, welcher nicht über die Kanalisation gesammelt und abgeleitet wird, sondern entweder direkt ins Gewässer eingeleitet oder zur Versickerung gebracht wird.

Die Berechnung des Oberflächenabflusses von außerurbanen Verkehrsflächen erfolgt je Teileinzugsgebiet durch Multiplikation der außerurbanen Straßenfläche mit dem regionalspezifischen Niederschlag. Die Ableitung der außerurbanen Verkehrsfläche erfolgt anhand eines Liniendatensatzes und der Verwendung mittlerer Breiten je Straßenkategorie aus dem Projekt SCHATURM (Spurenstoffemissionen aus Siedlungsgebieten und von Verkehrsflächen, Clara et al., 2014b). Die Differenzierung in urbane und außerurbane Straßen erfolgte anhand CORINE Land Cover 2012 (EEA 2016). Regionalspezifische Niederschläge wurden aus dem SPARTACUS-Datensatz abgeleitet (siehe Punkt 4.4.3.1).

Für den berechneten Oberflächenabfluss von außerurbanen Straßen wurde angenommen, dass 60% davon über die Böschungsschulter zur Versickerung gebracht werden, während 40% direkt ins Gewässer eingeleitet werden. Diese Aufteilung basiert auf den Ergebnissen von SCHATURM, wo davon ausgegangen wurde, dass an Bundes-, Landes- und Gemeindestraßen keine Gewässerschutzanlagen vorhanden sind und die Verteilung auf Versickerung und direkte Einleitung in Oberflächengewässer analog zu jener von Autobahnen und Schnellstraßen ist.

4.4.3.10 Dränagen

Die Ausweisung von Dränageflächen in Einzugsgebieten stellt in den meisten Fällen eine ambitionierte Aufgabe dar, weil nur selten flächendeckende und zusätzlich zentral verwaltete Informationen zum Vorkommen von Dränagen vorliegen. Sind die Daten im Optimalfall vorhanden (in der Regel in von den Bundesländern geführten Meliorationskatastern), so stellt sich dennoch die Frage, wie aussagekräftig diese Daten sind. Die häufigsten Ungenauigkeiten kommen durch gesetzliche Vorgaben zustande. Neu angelegte Dränageflächen unter 3 ha sind gemäß § 40 WRG 1959 nicht bewilligungspflichtig. Zudem herrscht häufig Unkenntnis über den tatsächlichen Funktionszustand, was häufig dem Alter der Information geschuldet ist.

In Österreich wurden in einem Projekt zur Nährstoffmodellierung vorhandene digitale Meliorationskataster der Bundesländer genutzt sowie vorhandenes Kartenmaterial digitalisiert (Gabriel et al., 2011). Unter anderem konnte für das Bundesland Oberösterreich ein flächendeckender Datensatz erstellt werden. Die vorhandenen, verorteten Dränageflächen wurden genutzt um auf Grundlage von Bodentypengruppen und Landnutzungsdaten Algorithmen zum Vorkommen von Dränagen in Gebieten ohne Katasterdaten zu erstellen.

Dieselbe Vorgehensweise des vorangegangenen Projektes wurde nun auf die neue Einzugsgebietsabgrenzung übertragen. Dazu war eine Neuerschneidung der ermittelten

Bodentypengruppen und Landnutzungsdaten in den neu ausgewiesenen Einzugsgebieten notwendig. Insgesamt konnten österreichweit 980 km² verortete Drainageflächen genutzt werden.

Nach Ergänzung der dokumentierten Meliorationsflächen durch die Berechnungen der Drainageflächen in den Einzugsgebieten, in denen keine Daten vorhanden waren, wurden österreichweit insgesamt 1.215 km² gedränte Fläche ausgewiesen. Im Vergleich zu Gabriel et al. (2011) kommt es bei den für Österreich ausgewiesenen Drainageflächen damit zu einem geringen Plus von 14 km², der auf die Neuausweisung der Einzugsgebiete und auf die Berücksichtigung eines kompletten Datensatzes für Oberösterreich zurückzuführen ist.

Laut Sachbearbeiter der Bundesländer wird mit einem Erfassungsgrad der tatsächlichen, funktionsfähigen Drainageflächen durch die Daten der Meliorationskataster von etwa 70 % gerechnet.

4.4.4 Modellansätze

4.4.4.1 Flächenbilanz

Zunächst werden die Landnutzungsdaten aus den Eingangsdatenvariablen zu den für die MoRE-Modellierung benötigten Landnutzungsklassen aggregiert. In Österreich und im bayerischen Inn-Einzugsgebiet wurde die hochaufgelöste Landnutzungskarte (Kapitel 4.4.3.2) verwendet, für die ausländischen Gebiete CORINE-Land Cover 2012 (EEA 2016). Tabelle 3 stellt die Zuordnung der verschiedenen Klassen dar.

Tabelle 3: Aggregation der Landnutzungsdaten aus der hochaufgelösten Landnutzungskarte für Österreich und das bayerische Inn-Einzugsgebiet und CORINE Land Cover 2012 für die anderen Gebietsanteile zu den MoRE-Landnutzungsklassen.

Landnutzungsklasse AT	Landnutzungsklasse CLC 2012 (Code)	MoRE-Landnutzungsklasse
Ackerland	Nicht bewässertes Ackerland (211)	Ackerland
Weingärten	Weinbauflächen (221)	
	Obst und Beerenobstbestände (222)	
	Komplexe Parzellenstrukturen (242)	
	Landwirtschaft und natürliche Bodenbedeckung (243)	

Landnutzungs-kategorie AT	Landnutzungs-kategorie CLC 2012 (Code)	MoRE-Landnutzungs-kategorie
Grünland	Wiesen und Weiden (231)	Intensivgrünland
Alpe (Alm)	Natürliches Grünland (321)	Extensivgrünland
Wald	Laubwald (311)	Natürlich bedeckte (vegetationsbedeckte) Flächen
Forststraßen	Nadelwald (312)	
Gärten	Mischwälder (313)	
Friedhöfe	Heiden und Moorheiden (322)	
Gewässerrandflächen	Wald-Strauch-Übergangsstadien (324)	
Verkehrsrundflächen		
Schienenverkehrsanlage		
Sonstige natürliche Flächen		
Gletscher	Gletscher und Dauerschneegebiete (335)	Gletscherflächen
Offene Flächen	Strände, Dünen und Sandflächen (331)	Offene Flächen*
Vegetationsarme Flächen	Felsflächen ohne Vegetation (332)	
	Flächen mit spärlicher Vegetation (333)	
Offene Flächen	Strände, Dünen und Sandflächen (331)	Alpine offene Flächen**
Vegetationsarme Flächen	Felsflächen ohne Vegetation (332)	
	Flächen mit spärlicher Vegetation (333)	
	Abbaufelder (131)	Tagebauflächen
	Deponien und Abraumhalden (132)	
	Baustellen (133)	
Gebäude	Durchgängig städtische Prägung (111)	Siedlungsgebiete
Urbane Straßen	Nicht durchgängig städtische Prägung (112)	
Weitere versiegelte urbane Flächen	Industrie- und Gewerbeflächen (121)	
	Straßen, Eisenbahn (122)	
	Häfen (123)	
	Flughäfen (124)	
	Städtische Grünflächen (141)	
	Sport- und Freizeitanlagen (142)	
Außerurbane Straßen		Außerurbane Straßen
Flüsse	Gewässerläufe (511)	Gewässer

Landnutzungs-kategorie AT	Landnutzungs-kategorie CLC 2012 (Code)	MoRE-Landnutzungs-kategorie
Seen	Wasserflächen (512)	
Feuchtgebiete	Sümpfe (411)	Feuchtgebiete
	Torfmoore (412)	

* Wenn mittlere topographische Höhe des Analysegebiets < 800 m

** Wenn mittlere topographische Höhe des Analysegebiets ≥ 800 m

Darauf aufbauend werden die *dränierten Flächen des Acker- und Grünlandes* durch Multiplikation mit dem Anteil der gedrännten Fläche (Abschnitt 4.4.3.10) des Gebietes berechnet.

Der Anteil der *außerurbanen Straßen, die in ein Gewässer einleiten*, wird pauschal mit 40 % angesetzt. Bei den restlichen 60 % der Flächen wird angenommen, dass sie den Abfluss über die Böschung versickern. Diese Aufteilung wurde aus Clara et al. (2014b) übernommen.

Die *natürlichen Flächen, welche zur Entstehung von Oberflächenabfluss beitragen*, werden als Summe von landwirtschaftlichen Nutzflächen, natürlich bedeckten Flächen, offenen Flächen, nicht versiegelter urbaner Flächen und der nicht in ein Gewässer einleitenden außerurbanen Verkehrsflächen berechnet. Die *Fläche unversiegelter Oberflächen* ergibt sich als Summe von landwirtschaftlichen Nutzflächen, natürlich bedeckten Flächen und offenen Flächen (nicht alpin).

Die zur *Grundwasserneubildung beitragenden Flächen* ergeben sich als Differenz der Gesamtfläche der Analysegebiete abzüglich von Wasserflächen, versiegelten urbanen Flächen, dränierten landwirtschaftlichen Nutzflächen, Tagebauflächen und außerurbaner Verkehrsflächen, die in ein Gewässer einleiten. Die *natürlich bedeckten zur Grundwasserneubildung beitragenden Flächen* ergeben sich als Differenz der gesamten zur Grundwasserneubildung beitragenden Flächen abzüglich der nicht dränierten landwirtschaftlichen Flächen.

4.4.4.2 Abflussbilanz

Aufbauend auf der Flächenbilanz, den hydrographischen Eingangsdaten (Niederschlag und Nettoabfluss) und weiteren Eingangsdaten zu Abflusskomponenten (z.B. urbane Abflüsse und Punktquellenabflüsse) werden in der Abflussbilanz alle notwendigen Abflusskomponenten für die verschiedenen Eintragspfade berechnet.

Der *Abfluss über effektive Niederschläge direkt auf die Gewässeroberflächen* (Q_{WS} in m^3/s) wird als Produkt der Gewässerflächen und der Differenz von spezifischem Jahresniederschlag und der langjährigen Evapotranspiration berechnet.

Die *Abflussspende aus Dränagen* (q_{TD} mm/a) wird aus den Monatsniederschlägen (vgl. Abschnitt 4.4.3.1) und monatspezifischen Faktoren zur Berechnung der Dränspende nach Venohr et al. (2011) berechnet. Der Abfluss über Dränagen (Q_{TD} in m^3/s) ergibt sich als Produkt von Dränspende und dränierten Flächen.

Der *direkte Abfluss von außerurbanen Straßen in Gewässer* (Q_{OR}) wird durch Multiplikation der mit dem Gewässer verbundenen Fläche, dem Jahresniederschlag ($PREC_{yr}$ in mm/a) und einem Abflussbeiwert von 0,95 berechnet.

Der *Oberflächenabfluss über alpine offene Flächen und Gletscherflächen* (Q_{mnt} in m^3/s) wird in mehreren Schritten berechnet: Die Abflussspende von schnee- und eisbedeckten Flächen (q_{mnt} in mm/a) ist abhängig vom Jahresniederschlag ($PREC_{yr}$ in mm/a). Beträgt der Jahresniederschlag kleiner gleich 800 mm ist $q_{mnt} = 0$ ansonsten nach Zessner et al. (2011)

$$q_{mnt} = 4 \cdot (PREC_{yr} - 800)^{0,6}$$

Der *Abfluss von alpinen offenen Flächen und Gletscherflächen* (Q_{mnt} in m^3/s) wird dann durch Multiplikation der Abflussspende (q_{mnt}) mit den Gletscherflächen und den alpinen offenen Flächen berechnet. Sofern Q_{mnt} kleiner als das 0,5456fache des Nettoabfluss (Q_{net} in m^3/s) des Gebietes ist, wird mit dem 0,5456fachen Nettoabfluss als Abfluss von alpinen offenen Flächen und Gletscherflächen weitergerechnet.

Die Berechnung des *Oberflächenabflusses von vegetationsbedeckten Flächen* (Q_{veg} in m^3/s) erfolgt in mehreren Schritten: Zunächst wird die Abflussspende des Gesamtabflusses ohne Punktquellen (q_{diff} in mm/a) berechnet (mit Q_{net} = Nettoabfluss (m^3/s), Q_{WWTP} = Jahresabwassermenge der Kläranlagen (m^3/s), Q_{ID} = Jahresabwassermenge der industriellen Direkteinleiter (m^3/s), A = Fläche des Analysegebietes (km^2):

$$q_{diff} = \frac{Q_{net} - Q_{WWTP} - Q_{ID}}{A} \cdot \frac{365 \cdot 24 \cdot 60 \cdot 60}{1000}$$

Anschließend wird mit nach Venohr et al. (2011, Gleichung 4) die Oberflächenabflussspende für vegetationsbedeckte Flächen (q_{veg} in mm/a) berechnet:

$$q_{veg} = 0,0426 \cdot q_{diff}^{1,2461}$$

Der *Oberflächenabfluss von vegetationsbedeckten Flächen* (Q_{veg} in m^3/s) berechnet sich dann als

$$Q_{veg} = q_{veg} \cdot A \cdot \frac{1000 \cdot 1000}{365 \cdot 24 \cdot 60 \cdot 60} - Q_{US} - Q_{mnt} - Q_{OR}$$

mit Q_{US} = Abfluss aus Kanalisationssystemen (Mischwasserentlastung und Regenwasserkanal im Trennsystem in m^3/s), Q_{OR} = direkte Abfluss von außerurbanen Straßen in Gewässer (m^3/s).

Der gesamte *Oberflächenabfluss von nicht versiegelten Flächen* (Q_{SR}) ergibt sich als Summe von Q_{mnt} und Q_{veg} .

Der *Abfluss über das Grundwasser* (Q_{GW} in m^3/s) berechnet sich als Differenz des Nettoabflusses und aller zuvor berechneter Abflusskomponenten:

$$Q_{GW} = Q_{net} - Q_{WS} - Q_{SR} - Q_{TD} - Q_{US} - Q_{OR} - Q_{WWTP} - Q_{ID}$$

4.4.4.3 Feststoffbilanz

Zur Berechnung der Stoffeinträge über den Eintrag von erodiertem Boden- und Gesteinsmaterial ist zunächst die Modellierung des Bodenerosions- und Sedimenteintragsprozesses notwendig. Hierfür werden empirische Ansätze verwendet, welche letztendlich an Schwebstoffmessstellen kalibriert wurden. Um den gesamten Schwebstofftransport modellieren und abgleichen zu können, wurden auch die (mengenmäßig nur vergleichsweise geringen) Feststoffeinträge über Kanalisationssysteme (Mischwasserüberläufe und Niederschlagskanal im Trennsystem), Dränagen und kommunale Kläranlagen berechnet.

Der langjährige mittlere Bodenabtrag von landwirtschaftlichen Nutzflächen wurde rasterbasiert berechnet (vgl. Abschnitt 4.4.3.4) und als Eingangsdaten ins Modell importiert.

Im Modell wurde der R-Faktor der Bodenabtragungsgleichung mit der hydrologischen Charakteristik des aktuellen Berechnungsjahres variiert: Als Proxy für die Intensität des Niederschlags wird die Summe des Sommerniederschlags ($PREC_{summer}$, Mai-Oktober) im Vergleich zum langjährigen Mittel verwendet (Fuchs et al., 2010, Deumlich und Frielinghaus 1993/1994). Die Koeffizienten dieser empirischen Funktion zur Berechnung der Niederschlagskorrektur des R-Faktors (ER_PREC_{corr}) wurden aus Fuchs et al. (in Vorbereitung) entnommen:

$$ER_PREC_{corr} = \frac{(0,02 \cdot PREC_{summer})^{1,7} - 6,88}{(0,02 \cdot PREC_{summer_langjährig})^{1,7} - 6,88}$$

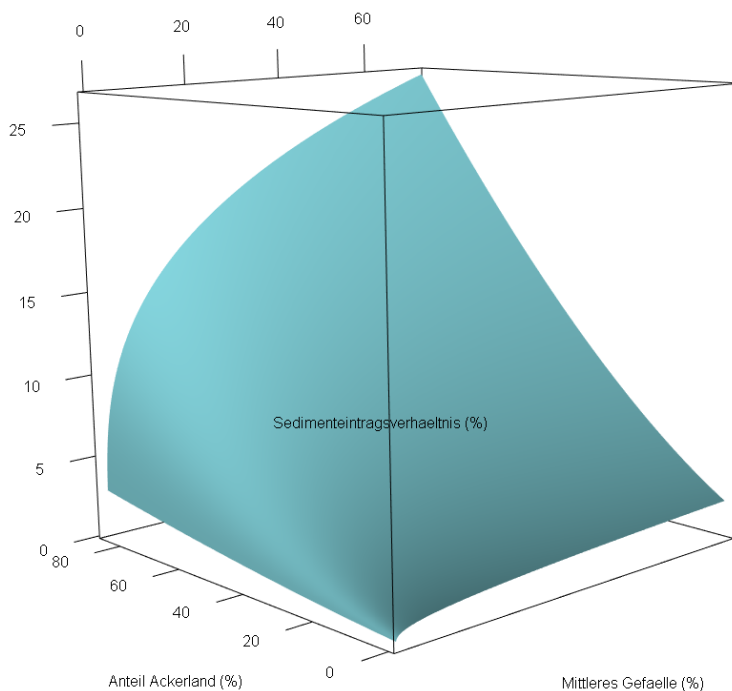
mit $PREC_{summer}$ = Sommerniederschlag (Mai-Oktober in mm), $PREC_{summer_langj\ddot{a}hrig}$ = langjähriger Sommerniederschlag (Mai-Oktober in mm). Die Korrektur des R-Faktors wird auf die Bodenabträge von landwirtschaftlichen Flächen (Acker und Grünland) und auf Bodenabträge von natürlich bedeckten Flächen angewendet.

Der auf den Flächen abgetragene Boden gelangt nur zu geringen Teilen in die Gewässer. Viel abgetragenes Material wird in flacheren Bereichen der Fläche wieder abgelagert oder sedimentiert in Fließwegen bevor die Gewässer erreicht werden. Um diesen Prozess im Modell abzubilden, wird das sog. Sedimenteintragsverhältnis berechnet und mit den Bodenabträgen multipliziert. Das *Sedimenteintragsverhältnis (SDR in %)* wird nach Venohr et al. (2011) in Abhängigkeit vom *mittleren Gefälle im Gebiet (SLP in %)* und dem *Anteil von Ackerflächen an der Gesamtfläche (SHR_{AL} in %)* berechnet:

$$SDR = 0,0066884 \cdot (SLP - 0,25)^{0,3} \cdot (SHR_{AL} + 20)^{1,5}$$

Die Funktion ist in Abbildung 7 graphisch dargestellt.

Abbildung 7: 3D-Plot der Funktion des Sedimenteintragsverhältnisses.



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Damit berechnet sich der *Sedimenteintrag von landwirtschaftlichen Nutzflächen (SED_{AGRL} in t/a)* wie folgt:

$$SED_{AGRL} = (SL_{AL} \cdot A_{AL} + SL_{PST} \cdot A_{PST}) \cdot ER_{PREC_{corr}} \cdot \frac{SDR}{100}$$

mit SL_{AL} = Bodenabtrag von Ackerflächen (t/km²/a), A_{AL} = Ackerflächen (km²), SL_{PST} = Bodenabtrag von Grünland (t/km²/a), A_{PST} = Grünlandfläche (intensiv + extensiv in km²).

Der Sedimenteintrag von natürlich bedeckten Flächen (SED_{NAT} in t/a) berechnet sich als Funktion des mittleren Gefälles im Gebiet (vgl. Abschnitt 5.3.1.2):

$$SED_{NAT} = 0,05 \cdot e^{0,07 \cdot SLP} \cdot A_{NAT} \cdot ER_{PREC_{corr}}$$

mit A_{NAT} = Fläche natürlich bedeckter Flächen (km²).

Die Sedimenteinträge aus alpinen offenen Flächen (SED_{MNT} in t/a) und von Gletscherflächen (SED_{GLC} in t/a) werden durch Multiplikation der spezifischen Raten (vgl. Abschnitt 5.3.1.2) mit der zugehörigen Fläche berechnet.

Für die Feststoffeinträge über Mischwasserüberläufe wurde mit einer Konzentration von 145 mg/L und für die Einträge aus Regenwasserkanälen im Trennsystem mit 35 mg/L Feststoff gerechnet. Die Einträge berechnen sich durch Multiplikation mit den Abflussmengen, welche als Eingangsdaten vorlagen (vgl. Abschnitt 4.4.3.7). Für Einträge aus kommunalen Kläranlagen wurde mit 10 mg/L Feststoff gerechnet und für Einträge über Dränagen mit 100 mg/L (Stone und Krishnappan, 2002).

4.4.4.4 Spurenstoffeinträge über kommunale Kläranlagen (WWTP)

Die Berechnung der Spurenstoffeinträge aus kommunalen Kläranlagen erfolgt für Anlagen mit einer Kapazität von 2000 EW oder mehr zunächst auf Ebene der Einzelanlage durch Multiplikation der Konzentration mit der Jahresabwassermenge. Anschließend werden die Frachten aller Anlagen in einem Analysegebiet aufsummiert. Hinzu addiert wird die Fracht aus Anlagen kleiner 2000 EW, welche aus der gesamten Abwassermenge dieser Anlagen im Analysegebiet und einer mittleren Konzentration berechnet wird.

4.4.4.5 Spurenstoffeinträge über industrielle Direkteinleiter (ID)

Die für Einzelanlagen vorliegenden Spurenstofffrachten industrieller Direkteinleiter werden pro Analysegebiet zu einer Gesamtfracht aufsummiert.

4.4.4.6 Spurenstoffeinträge über atmosphärische Deposition auf die Gewässerflächen (AD)

Dieser Eintragspfad beschreibt den Eintrag von Spurenstoffen aus der Luft in die Gewässer durch nasse und trockene Deposition direkt auf die Wasseroberfläche. Die Einträge über atmosphärische Deposition auf die Gewässerflächen berechnen sich durch Multiplikation der Depositionsrate mit der Gewässerfläche.

Die Einträge über atmosphärische Deposition auf Böden und auf versiegelte Flächen werden aktuell im Modell noch nicht mit dieser Depositionsrate verknüpft modelliert, sondern unabhängig davon durch Bodenkonzentrationen (Pfad Erosion), Konzentration im Oberflächenabfluss (Pfad Oberflächenabfluss) und Konzentrationen im Mischwasserüberlauf und Regenwasserkanal (Pfad Kanalisationssysteme).

4.4.4.7 Spurenstoffeinträge über Grundwasser und Zwischenabfluss (GW)

Dieser Eintragspfad beschreibt den Eintrag von Spurenstoffen durch unterirdisch abfließendes Wasser, welches durch Exfiltration oder durch Quellaustritte ins Gewässer gelangt. Die Berechnung erfolgt durch Multiplikation von Spurenstoffkonzentration und Grundwasserabfluss (aus der Abflussbilanz).

4.4.4.8 Spurenstoffeinträge über Dränagen (TD)

Dieser Pfad beschreibt den Spurenstoffeintrag aus landwirtschaftlichen Dränrohren. Die Berechnung erfolgt durch Multiplikation von Spurenstoffkonzentration und Dränageabfluss (aus der Abflussbilanz).

4.4.4.9 Spurenstoffeinträge über Oberflächenabfluss (SR)

Dieser Pfad beschreibt den Eintrag von gelösten Spurenstoffen bei oberflächlichem Niederschlagsabfluss. Die Berechnung erfolgt durch Multiplikation von Spurenstoffkonzentration und Oberflächenabflussmenge (aus der Abflussbilanz).

4.4.4.10 Spurenstoffeinträge über Kanalisationssysteme (US)

Dieser Pfad beschreibt den Eintrag von Spurenstoffen bei Niederschlagsereignissen in Siedlungsgebieten, wenn das Wasser nicht in einer kommunalen Kläranlage gereinigt, sondern an Mischwasserüberläufen und aus Regenwasserkanälen im Trennsystem direkt in das Gewässer eingeleitet wird. Die Berechnung erfolgt durch Multiplikation von

Spurenstoffkonzentrationen und den Abflusskomponenten Mischwasserüberlauf und Regenwasserabfluss im Trennsystem (Eingangsdaten vgl. Abschnitt 4.4.3.7).

4.4.4.11 Spurenstoffeinträge über außerurbane Verkehrsflächen (OR)

Dieser Pfad beschreibt den Eintrag von Spurenstoffen durch Niederschlagsabfluss von Landstraßen und Autobahnen, dort wo diese den Niederschlag nicht über die Böschung versickern, sondern sammeln und (nach Passage einer Gewässerschutzanlage) direkt in ein Gewässer einleiten. Die Berechnung erfolgt durch Multiplikation von Spurenstoffkonzentration und Straßenabfluss (aus der Abflussbilanz).

4.4.4.12 Spurenstoffeinträge über Erosion (ER)

Dieser Pfad beschreibt den Eintrag von partikulär gebundenen Spurenstoffen bei Bodenerosion durch oberflächlichen Niederschlagsabfluss. Die Modellierung baut auf der Feststoffbilanz auf. Die Bodenabträge werden mit einer Spurenstoffkonzentration im Boden multipliziert. Beispielsweise für Einträge von landwirtschaftlichen Nutzflächen ($ER_{E_{AGRL}}$ in kg/a):

$$ER_{E_{AGRL}} = \frac{(SL_{AL} \cdot C_{SOIL_{AL}} \cdot A_{AL} + SL_{PST} \cdot C_{SOIL_{PST}} \cdot A_{PST})}{1000} \cdot ER_{PREC_{corr}} \cdot \frac{SDR}{100}$$

mit SL_{AL} = Bodenabtrag von Ackerflächen (t/km²/a), $C_{SOIL_{AL}}$ = Spurenstoffkonzentration im Oberboden auf Ackerflächen (mg/kg), A_{AL} = Ackerflächen (km²), SL_{PST} = Bodenabtrag von Grünland (t/km²/a), $C_{SOIL_{PST}}$ = Spurenstoffkonzentration im Oberboden auf Grünland (mg/kg), A_{PST} = Grünlandfläche (intensiv + extensiv in km²), $ER_{PREC_{corr}}$ = Niederschlagskorrektur des R-Faktors, SDR = Sedimenteintragsverhältnis (%)

Für die Stoffe der Stoffgruppen Schwermetalle, PAK und PBDE wird zusätzlich noch der Prozess der Stoffanreicherung durch Anreicherung von Feinmaterial während des Transportprozesses auf landwirtschaftlichen Nutzflächen modelliert. Hierfür wird zusätzlich ein *Stoffanreicherungsfaktor* (ENR) in die Gleichung eingefügt. Dieser berechnet sich nach Auerswald (1989) als Funktion des *spezifischen langjährigen Bodenabtrags auf Ackerflächen* ($SL_{AL_{lt}}$ in t/ha/a):

$$ENR = 2,53 \cdot SL_{AL_{lt}}^{-0,21}$$

Dabei wird der so berechnete ENR nach unten auf 1 und nach oben auf 4,5 begrenzt. Die Einträge von landwirtschaftlichen Nutzflächen berechnen sich für Schwermetalle, PAK und PBDE somit wie folgt:

$$ER_{E_{AGRL}} = \frac{(SL_{AL} \cdot C_{SOIL_{AL}} \cdot A_{AL} + SL_{PST} \cdot C_{SOIL_{PST}} \cdot A_{PST})}{1000} \cdot ER_{PREC_{corr}} \cdot \frac{SDR}{100} \cdot ENR$$

Für die erosiven Einträge von natürlich bedeckten Flächen wird der Sedimenteintrag (aus der Feststoffbilanz) mit der Spurenstoffkonzentration im Oberboden natürlich bedeckter Flächen multipliziert.

Für Schwermetalle werden die Sedimenteinträge von alpinen offenen Flächen und Gletscherflächen (aus der Feststoffbilanz) mit den Schwermetallgehalten der Gesteine multipliziert. Für andere Spurenstoffe werden hier keine Einträge modelliert.

4.4.4.13 Modellierung der gelösten Schwermetalleinträge

Da für Schwermetalle die Umweltqualitätsziele für den gelösten Anteil definiert sind und aus der GZÜV auch Messungen für gelöste Schwermetalle vorliegen, wird für diese Stoffgruppe neben den Gesamteinträgen und -konzentrationen auch der gelöste Anteil modelliert.

Für die Eintragspfade „atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche“, „Oberflächenabfluss von unbefestigten Flächen“, „Dränagen“, „Grundwasser und Zwischenabfluss / unterirdischer Zufluss“ und „industrielle Direkteinleiter“ wurde angenommen, dass die gesamten Schwermetalleinträge in gelöster Form vorliegen. Für die Eintragspfade „Erosion von landwirtschaftlichen Nutzflächen und natürlich bedeckten Flächen“, „Kanalisationssysteme“ und „außerurbane Straßen“ wurde der gelöste Schwermetalleintrag anhand des fest-flüssig-Verteilungskoeffizienten und der Feststoffkonzentration im Eintragspfad (vgl. Abschnitt 4.4.4.3) wie folgt berechnet:

$$E_{diss} = E_{tot} \cdot \frac{1}{1 + \frac{KD \cdot C_{FS}}{1000 \cdot 1000}}$$

mit E_{diss} = gelöster Schwermetalleintrag des Eintragspfades (kg/a), E_{tot} = gesamter Schwermetalleintrag des Eintragspfades (kg/a), KD = fest-flüssig-Verteilungskoeffizient des Schwermetalls (L/kg), C_{FS} = Konzentration von Feststoffen im Abfluss über den Eintragspfad (mg/L).

Die verwendeten KD-Werte sind in Tabelle 4 aufgelistet.

Tabelle 4: Zur Berechnung der gelösten Schwermetalleinträge verwendete K_D -Werte

Eintragspfade:	Erosion, Kläranlagen			Kanalisationssysteme, außerurbane Straßen
	Modell-Variante:	Basisvariante	Best-Case	
Cadmium	41.429	63.750	25.417	25.120
Kupfer	6.052	8.365	4.209	7.945
Quecksilber	13.506	22.924	5.566	19.950
Nickel	22.404	33.210	15.000	15.850
Blei	116.667	226.667	71.491	116.667
Zink	18.386	26.259	12.755	19.950
Datenherkunft:	Auswertung Gewässermonitoring STOBIMO-Spurenstoffe			SCHTURM (Clara et al. 2014b)
	Median der K_D -Werte	3. Quartil der K_D -Werte	1. Quartil der K_D -Werte	

Die Pfade Erosion von Gletschern und alpinen offenen Flächen wurden als rein partikulär gebunden eingeschätzt und für die gelösten Frachten nicht berücksichtigt.

4.4.4.14 Modellierung der Retention partikulär gebunden transportierter Stoffe im Gewässer

Nicht die gesamte Fracht der in das Gewässer eingetragenen Stoffe wird unmittelbar zum Auslass des Einzugsgebietes transportiert. Es wirken Prozesse des Rückhalts und des Abbaus auf die Spurenstoffe. Da die in diesem Projekt modellierten Spurenstoffe alle eine hohe Persistenz in der aquatischen Umwelt haben, wurden Abbauprozesse als vernachlässigbar gering eingestuft und nicht modelliert. Spurenstoffe, die zur Sorption an Partikel neigen, werden jedoch durch Sedimentation von Partikeln in langsam fließenden Gewässerabschnitten und insbesondere in durchflossenen Seen und Stauhaltungen abgelagert und dann entweder durch Sedimententnahme oder Ausuferung und Ablagerung bei Hochwasser (mittelfristig) aus dem System entfernt. Um diesen Prozess abzubilden wurden die für Phosphor in MONERIS entwickelten Retentionsansätze verwendet (Venohr et al. 2011).

Der Retentionsansatz unterscheidet zwischen Haupt- und Nebengewässern. Für die Nebengewässer berechnet sich der Retentionsfaktor als Kombination zweier verschiedener Retentionsansätze: Der Retentionsansatz nach der Abflusspende (R_{q_trib}) berechnet sich wie folgt:

$$R_{q_trib} = \frac{1}{1 + 8,77 \cdot \left(\frac{Q_{net} \cdot 1000}{A}\right)^{-1}}$$

mit Q_{net} = Nettoabfluss (m³/s), A = Fläche des Analysegebietes (km²).

Der Retentionsfaktor nach der hydraulischen Belastung für Nebengewässer (R_{HL_trib}):

$$R_{HL_trib} = \frac{1}{1 + 15,91 \cdot \left(\frac{Q_{net} \cdot 365 \cdot 24 \cdot 60 \cdot 60}{A_{WS_trib} \cdot 1000 \cdot 1000}\right)^{-1}}$$

mit A_{WS_trib} = Wasserfläche von Flüssen und Seen an Nebengewässern (km²).

Der Retentionsfaktor für Nebengewässer (R_{trib}) berechnet sich als Mittelwert dieser beiden Retentionsfaktoren.

$$R_{trib} = \frac{R_{q_trib} + R_{HL_trib}}{2}$$

Für die Hauptläufe der Gewässer wird nur der Retentionsfaktor Hauptfluss nach der hydraulischen Belastung (R_{HL_mr}) berechnet:

$$R_{HL_mr} = \frac{1}{1 + 15,91 \cdot \left(\frac{Q_{net} \cdot 365 \cdot 24 \cdot 60 \cdot 60}{A_{WS_mr} \cdot 1000 \cdot 1000}\right)^{-1}}$$

mit A_{WS_mr} = Wasserfläche von Flüssen und Seen im Gewässerhauptlauf (km²).

Die so berechneten Retentionsfaktoren für Nebengewässer und Hauptläufe werden anschließend für die Gewässerfrachtberechnung verwendet.

4.4.4.15 Gewässerfracht- und Konzentrationsberechnung für Spurenstoffe

Während für die polyfluorierten Tenside aufgrund der recht guten Löslichkeit keine Retention durch Sedimentation angenommen wird, werden für Organozinnverbindungen,

polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, Schwermetalle und polybromierte Diphenylether die Gewässerfrachten unter Einbeziehung der Retention berechnet:

Unter der Annahme, dass Punktquellen und Mischwasserüberläufe vorwiegend am Hauptlauf im flussabwärts gelegenen Bereich eines Analysegebietes zu finden sind, wird die Retention nur auf die verbleibenden diffusen Eintragspfade und die aus oberhalb gelegenen Gebieten zufließende Fracht angewendet. Die Fracht aus Nebengewässern (L_{trib} in kg/a) berechnet sich als

$$L_{TRIB} = (E_{TOT} - E_{WWTP} - E_{ID} - E_{CSO}) \cdot R_{trib}$$

mit E_{TOT} = Gesamteinträge (kg/a), E_{WWTP} = Einträge aus Kläranlagen (kg/a), E_{ID} = Einträge von industriellen Direkteinleitern (kg/a), E_{CSO} = Einträge über Mischwasserüberläufe (kg/a) und R_{trib} = Retentionsfaktor für Nebengewässer.

Die einem Gebiet zufließende Fracht der Oberlieger (L_{upstr} in kg/a) berechnet sich nach

$$L_{upstr} = R_{HL_mr} \cdot \sum_{\text{Oberlieger}} L$$

mit R_{HL_mr} = Retentionsfaktor Hauptfluss nach der hydraulischen Belastung, L = Gewässerfracht (hier der Oberliegergebiete, in kg/a).

Die Gesamtfracht aus einem Gebiet (L in kg/a) berechnet sich dann als

$$L = L_{upstr} + L_{TRIB} + E_{WWTP} + E_{ID} + E_{CSO}$$

Aus dieser Fracht und dem Bruttoabfluss (Q_{brutto} in m³/s) berechnet sich die mittlere jährliche Gewässerkonzentration am Auslass des Analysegebietes (C in µg/L):

$$C = \frac{L \cdot 1000 \cdot 1000}{Q_{brutto} \cdot 365 \cdot 24 \cdot 60 \cdot 60}$$

4.4.5 Risikoanalyse

Für die Risikoanalyse wurden die Frachteinträge über die unterschiedlichen Eintragspfade am Gebietsauslass summiert und mit dem Abfluss auf eine rechnerische mittlere Gewässerkonzentration umgelegt. Diese rechnerischen mittleren Gewässerkonzentrationen wurden mit den Umweltqualitätsnormen (UQN) verglichen und ein Risikoquotient (RQ) bestimmt.

RQ ist der Quotient der Gewässerkonzentrationen und der UQN. Die Umweltqualitätsnormen sind in Tabelle 5 zusammengefasst.

Für Quecksilber und für polybromierte Diphenylether sind die rechtlich vorgegebenen Umweltqualitätsnormen auf Biota bezogen. Für die Bewertung wurden aus diesen Biota-UQN mittels Verteilungskoeffizienten abgeleitete Wasserwerte verwendet (PBDE, 2011; Verbruggen et al., 2015). Für PFOS gibt die Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer (QZV Chemie OG, BGBl. II Nr. 96/2006 idgF) sowohl eine Biota-UQN als auch eine Wasser-UQN vor. Für die Bewertung wurde die Wasser-UQN verwendet. Dazu ist aber anzumerken, dass diese Wasser-UQN kein äquivalentes Schutzniveau zur Biota-UQN repräsentiert, sondern darüber hinauszugehen scheint.

Tabelle 5: Zusammenfassung der Umweltqualitätsnormen (UQN) der untersuchten Spurenstoffe.

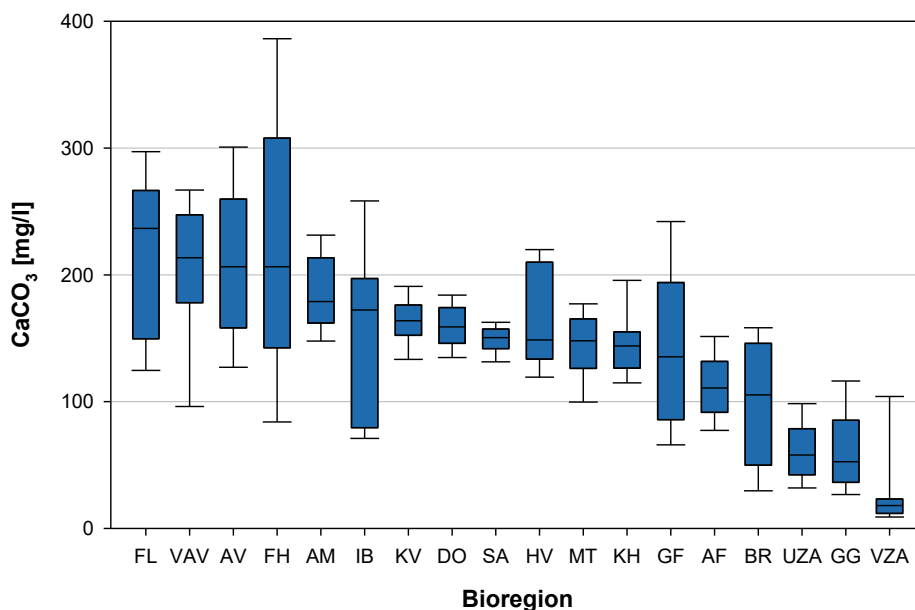
Parameter	UQN [$\mu\text{g/L}$]	Quelle / Referenz
Cadmium	0,080-0,25	QZV Chemie OG (BGBl. II Nr. 96/2006 idgF)
Kupfer	1,6-9,3	QZV Chemie OG (BGBl. II Nr. 96/2006 idgF)
Zink	8,8-53	QZV Chemie OG (BGBl. II Nr. 96/2006 idgF)
Quecksilber	0,000070	Verbruggen et al. (2015)
Nickel	4,0	QZV Chemie OG (BGBl. II Nr. 96/2006 idgF)
Blei	1,2	QZV Chemie OG (BGBl. II Nr. 96/2006 idgF)
Dibutylzinnverbindungen	0,010	QZV Chemie OG (BGBl. II Nr. 96/2006 idgF)
Tributylzinnverbindungen	0,00020	QZV Chemie OG (BGBl. II Nr. 96/2006 idgF)
Fluoranthen	0,0063	QZV Chemie OG (BGBl. II Nr. 96/2006 idgF)
Naphthalin	2,0	QZV Chemie OG (BGBl. II Nr. 96/2006 idgF)
Benzo(a)pyren	0,00017	QZV Chemie OG (BGBl. II Nr. 96/2006 idgF)
Polybromierte Diphenylether (PBDE)	0,000000049	PBDE (2011)
Perfluoroktansulfonsäure (PFOS)	0,00065	QZV Chemie OG (BGBl. II Nr. 96/2006 idgF)

Die Umweltqualitätsnormen der Metalle sind auf die gelösten Gehalte bezogen, weshalb für die Risikoanalyse für die einzelnen Eintragspfade die gelösten Frachtanteile aus den flüssig-fest Verteilungskoeffizienten K_D abgeleitet wurden (vgl. 4.4.4.13).

Die Umweltqualitätsnormen der Metalle Cadmium, Kupfer und Zink sind abhängig von der Härte. Es wurden die verfügbaren Daten aus der Gewässerzustandsüberwachung für den Zeitraum 2010 bis 2017 ausgewertet. Im Fall der Zuordenbarkeit von Messstellen zu Untersuchungsgebieten wurden die Daten der jeweiligen Messstellen ausgewertet. War keine Messstelle zuordenbar, erfolgte die Auswahl der Hilfsparameter (Karbonathärte) für die Gütezielzuweisung auf Basis der Bioregionen (siehe Abbildung 8). Für die Gütezielauswahl wurden die 25%-Perzentile der verfügbaren Härte­daten je Bioregion verwendet. Für die Bioregion vergletscherte Zentralalpen ist dieses 25%-Perzentil sehr niedrig und resultiert in der Auswahl der strengsten härteabhängigen Güteziele für die Einzugsgebiete, die dieser Bioregion zugeordnet sind.

Zudem weist die Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer (QZV Chemie OG, BGBl. II Nr. 96/2006 idgF) für Kupfer und Zink Hintergrundkonzentrationen aus, die bei der Bewertung berücksichtigt werden können. Diese Hintergrundkonzentrationen von 0,50 µg/L für Kupfer und von 1,0 µg/L für Zink sind in den UQN in Tabelle 5 bereits enthalten.

Abbildung 8: Verteilung der Härte (Kalziumkarbonat) für die verfügbaren Messstellen auf Basis der Bioregion (Boxplots mit 25-75%-Perzentilen in den Boxen, 10-90%-Perzentile über die Fehlerbalken und Medianwerte als Linien in den Boxen).



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Die Risikoanalyse wurde für die drei Varianten (Basisvariante, Minimal- und Maximalvariante) durchgeführt. Zudem wurde eine kombinierte Bewertung umgesetzt, die Ergebnisse der drei

Varianten gewichtet und verknüpft. Dazu wurden die Ergebnisse der Bewertung in einem ersten Schritt nach den folgenden Kriterien in Klassen eingeteilt:

- Klasse 1 – Wert 0, wenn $RQ \leq 1$,
- Klasse 2 – Wert 0,5, wenn $1 < RQ \leq 5$
- Klasse 3 – Wert 1, wenn $RQ > 5$

Die Klassengewichte für die drei Varianten wurden je Untersuchungsgebiet gemittelt. Aus diesen gewichteten Jahreswerten der sechs Jahre wurde ein Mittelwert bestimmt, der zwischen null und eins schwankt. Ein RQ von null in allen drei Varianten ergibt auch in der kombinierten Bewertung wieder null, wohingegen hohe RQ-Werte zu den höchsten Werten führen. Exemplarisch ist diese Bewertung in Tabelle 6 für unterschiedliche Ergebniskombinationen dargestellt. Ab einem Bewertungsergebnis von 0,17 ist der RQ bereits in der Basisvariante überschritten und ab einem gewichteten Bewertungsergebnis von 0,50 wird auch für die Minimalvariante ein RQ größer eins berechnet.

Tabelle 6: Exemplarische Darstellung der Vorgehensweise der kombinierten/gewichteten Auswertung für ein Beobachtungsjahr.

Risikoquotient RQ [-]			Gewichtete Werte [-]			Ergebnis [-]
Minimum	Basis	Maximum	Minimum	Basis	Maximum	
< 1	< 1	< 1	0	0	0	0
< 1	< 1	1-5	0	0	0,5	0,17
< 1	1-5	1-5	0	0,5	0,5	0,33
1-5	1-5	1-5	0,5	0,5	0,5	0,50
1-5	1-5	> 5	0,5	0,5	1	0,67
1-5	> 5	> 5	0,5	1	1	0,83
> 5	> 5	> 5	1	1	1	1

Ausgehend von dieser Bewertung werden die Ergebnisse in 5 Risikoklassen eingeteilt:

- Ergebnis 0 => kein Risiko
- Ergebnis > 0 - < 0,17 => geringes Risiko
- Ergebnis 0,17 - < 0,5 => mittleres Risiko
- Ergebnis 0,5 - < 0,83 => hohes Risiko
- Ergebnis $\geq 0,83$ => sehr hohes Risiko

4.4.6 Szenarien

4.4.6.1 Szenario 1: Weitergehende Abwasserreinigung

Vor allem in Zusammenhang mit Arzneimittelwirkstoffen wird derzeit in Europa die Forderung nach einer weitergehenden Abwasserreinigung mittels Oxidation (z.B. Ozon) oder Adsorption (z.B. Aktivkohle) diskutiert. Szenario 1 behandelt daher Maßnahmen bei kommunalen Kläranlagen, wobei unterschiedliche Fälle berücksichtigt werden:

- Szenario 1a: Oxidationsstufe (Ozonierung) für kommunale Kläranlagen mit einer Kapazität von 100.000 EW oder darüber.
- Szenario 1b: Adsorptionsstufe (Aktivkohle) für kommunale Kläranlagen mit einer Kapazität von 100.000 EW oder darüber.
- Szenario 1c: Oxidationsstufe (Ozonierung) für kommunale Kläranlagen mit einer Kapazität von 50.000 EW oder darüber.
- Szenario 1d: Adsorptionsstufe (Aktivkohle) für kommunale Kläranlagen mit einer Kapazität von 50.000 EW oder darüber.

Die Unterscheidung zwischen Oxidation und Adsorption wird getroffen, weil die Rückhaltungswirkungen der entsprechenden Maßnahmen für die berücksichtigten Spurenstoffe sehr unterschiedlich sind. Die erreichbaren Rückhalte, die für die Szenarienberechnung verwendet wurden, entstammen der Literatur und sind in Tabelle 7 zusammengefasst.

Tabelle 7: Erreichbare Rückhalte der berücksichtigten Spurenstoffe bei der Ozonierung und bei der Aktivkohleadsorption, die für die Szenarienberechnung verwendet wurden.

Parameter	Rückhalt [%]		Quelle
	Ozon	Aktivkohle	
Quecksilber	0	20	Swedish EPA (2017)
Cadmium	0	20	Swedish EPA (2017)
Blei	0	20	Swedish EPA (2017)
Nickel	0	20	Swedish EPA (2017)
Kupfer	0	20	Swedish EPA (2017)
Zink	0	20	Swedish EPA (2017)
Dibutylzinnverbindungen	20	75	Swedish EPA (2017)

Parameter	Rückhalt [%]		Quelle
	Ozon	Aktivkohle	
Tributylzinnverbindungen	20	75	Übernommen von Dibutylzinn.
Naphthalin	75	75	Leitzke (1993), Swedish EPA (2017)
Fluoranthen	75	75	Leitzke (1993), Swedish EPA (2017)
Benzo(a)pyren	75	75	Leitzke (1993), Swedish EPA (2017)
Summe PAK	75	75	Swedish EPA (2017)
Summe PBDE	20	75	Swedish EPA (2017)
PFOS	20	75	Swedish EPA (2017)
PFOA	20	75	Swedish EPA (2017)

4.4.6.2 Szenario 2: Verbesserung der Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem

Mischwasserentlastungen und Niederschlagswassereinleitungen aus Trennkanalisationen können wesentliche Eintragspfade für Spurenstoffe in die Gewässer sein (Clara et al., 2014b). Mischwasser wird nur zum Teil über die Kläranlage geführt und bei intensiven Niederschlägen wird ein Teil des Mischwassers in Gewässer entlastet, wobei die Einhaltung eines bestimmten Mindestweiterleitungsgrades gefordert ist. Das entlastete Mischwasser und auch das Niederschlagswasser aus Trennkanalisationen wird häufig unbehandelt eingeleitet.

Die Vorgabe eines Feststoffrückhalts vor der Einleitung könnte zu einer Verringerung der Emissionen über Mischwasserentlastungen und Niederschlagswassereinleitungen aus Trennkanalisationen führen. Zur Bewertung bzw. Quantifizierung des möglichen Rückhaltes aufgrund eines verbesserten Feststoffrückhaltes (η -Feststoffrückhalt) werden die Trockenmassegehalte (TSS) sowie die Fest-flüssig Verteilungskoeffizienten K_D für Misch- und Niederschlagswasser aus Trennkanalisationen aus SCHTURM (Clara et al., 2014b) verwendet.

Die Gesamtfracht eines Stoffes im Mischwasser kann in Abhängigkeit von der gelösten Stoffkonzentration, der Feststoffkonzentration und dem Koeffizienten K_D berechnet werden ($\text{Fracht} = Q \times C_{\text{gelöst}} \times (1 + K_D \times \text{TSS})$). Wird angenommen, dass die gelöste Konzentration vor und nach der Minderungsmaßnahme (Verbesserung des Feststoffrückhaltes) unverändert bleibt, kann der Rückhalt stoffspezifisch in Abhängigkeit vom Wirkungsgrad des Feststoffrückhaltes, des Feststoffgehaltes im Mischwasser bzw. im Niederschlagswasser aus Trennkanalisationen und dem Verteilungskoeffizienten K_D berechnet werden (stoffspezifischer Rückhalt = $(\eta\text{-Feststoffrückhalt} \times K_D \times \text{TSS}) / (1 + K_D \times \text{TSS})$).

Im Projekt SHTURM schwankten die Feststoffgehalte (abfiltrierbare Stoffe AFS) in den Mischwasserproben zwischen 72 und 200 mg/L und in den Niederschlagsproben aus Trennkanalisation zwischen 7 und 43 mg/L (Clara et al., 2014b). Für die Berechnungen eines stoffspezifischen Rückhaltes wurden die 75%-Perzentile dieser Messwerte (145 mg/L für Mischwasser und 35 mg/L für Niederschlagswasser aus Trennkanalisation) verwendet. Zudem wurden K_D -Werte aus filtrierten und unfiltrierten Mischwasserproben bestimmt (Clara et al., 2014b) und diese wurden zur Berechnung des stoffspezifischen Rückhaltes verwendet. Als Wirkungsgrad wurde für Mischwasserentlastungen ein Wert von 30% angenommen und für Niederschlagswassereinleitungen aus Trennkanalisationen von 20%. Dieser Unterschied wird dadurch begründet, weil in den Niederschlagswassereinleitungen aus Trennkanalisationen der Feststoffgehalt deutlich niedriger war als in den Mischwasserproben. Generell ist aber anzumerken, dass die Feststoffgehalte in den Mischwasser- und Niederschlagswasserproben aus Trennkanalisation sehr stark schwanken.

Die stoffspezifischen Rückhalte, die für Szenario 2 berücksichtigt werden, sind in Tabelle 8 zusammengefasst.

Tabelle 8: Stoffspezifische Rückhalte für die Emissionen aus urbanen Systemen bei Verbesserung des Feststoffrückhaltes.

Parameter	K_D [L/kg]	Rückhalt [%]	
		Mischwasser	Regenwasser aus Trennkanalisation
	Feststoffgehalt [mg/L]	145	35
Feststoffrückhalt [%]	30	20	
Cadmium	25.120	22	7,9
Kupfer	7.945	14	3,5
Nickel	15.850	19	5,9
Zink	19.950	21	6,9
Quecksilber	19.950	21	6,9
TBT	7.945	14	3,4
DBT	31.620	23	9,1
PBDE	891.250	30	19
Fluoranthren	10.000	16	4,2
Naphthalin	10.000	16	4,2

Parameter	K _D [L/kg]	Rückhalt [%]	
		Mischwasser	Regenwasser aus Trennkanalisation
		Feststoffgehalt [mg/L]	145
	Feststoffrückhalt [%]	30	20
Benzo(a)pyren	10.000	16	4,2
PFOS	1.410	4,0	0,71
PFOA	1.410	4,0	0,71

4.4.6.3 Szenario 3: Verringerung der Einträge von Quecksilber und polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen über die Atmosphäre.

Für einige Stoffe (insbesondere Quecksilber und PAK) ist der Eintrag über die Atmosphäre auf Böden, versiegelte Flächen und Wasserflächen von größter Bedeutung. Hier können nur Maßnahmen, die die Emissionen in die Atmosphäre verringern (Abgasvermeidung oder -reinigung) das Problem nachhaltig lösen.

Um die Wirkung solcher Maßnahmen zu evaluieren wurde ein Maßnahmenzenario mit Reduktion der Depositionsraten von Quecksilber und PAKs um 25% gegenüber dem Ist-Zustand erzeugt. Dabei wurden die verringerten Einträge von versiegelten Flächen über die Kanalisationssysteme und der direkte Eintrag auf die Gewässeroberflächen modelliert. Die Auswirkungen des verringerten Eintrags auf Böden zeigen sich aufgrund der Stabilisierung von PAH in Böden (Froger et al. 2019) und des so entstehenden großen Speichers erst mit großer Verzögerung. Daher kann die Wirkung des Szenarios auf diesen Pfad nicht so einfach abgebildet werden und wurde in diesem Szenario nicht berücksichtigt.

4.4.6.4 Szenario 4: Emissionsminderung durch Erosionsschutzmaßnahmen

In diesem Szenario wurde eine Reduktion der Einträge von partikelgebundenen Stoffen durch Erosionsschutzmaßnahmen im Bereich der Landwirtschaft angenommen. Dabei wird nicht ins Detail der einzelnen möglichen Maßnahmen gegangen, sondern pauschal eine Reduktion der Feststoffeinträge aus landwirtschaftlicher Erosion um 50% angenommen. Diese Reduktion erscheint auf Basis von Untersuchungen in Oberösterreich (Zessner et al., 2018) durch eine Kombination von Maßnahmen zur Vermeidung von Erosion (Erosionsschutz auf der Fläche, wie Winterbegrünung, Mulchsaat, Fruchtfolgeeinschränkungen auf steilen Hängen) und Maßnahmen zur Reduktion der Feststoffeinträge in Gewässer (Gewässerrandstreifen, Vermeidung der Direkteinleitung aus Straßengraben und Ähnliches) möglich.

4.5 Frachtberechnungen

Die mit dem Modell MoRE berechneten Gewässerfrachten sollen mit aus Gewässermessdaten berechneten Frachten plausibilisiert werden, um die Qualität der Modellierung einschätzen zu können. Dafür wurden einerseits die in diesem Projekt in der Wasserphase und in Schwebstoffen der Untersuchungsgebiete gemessenen Konzentrationsdaten (vgl. Abschnitt 5.1.2 und 0) verwendet und andererseits aus den für die GZÜV erhobenen Messdaten verwendet, soweit sie aufgrund der verwendeten Analysengenauigkeit geeignet waren. Zudem lagen Konzentrationen ausgewählter Stoffe für sieben weitere Gewässer aus einem Sondermessprogramm des BMNT im Jahre 2017 vor.

4.5.1 Frachtberechnung aus den Konzentrationsmessdaten der Untersuchungsgebiete

Von den neun in diesem Projekt untersuchten Einzugsgebieten ließen sich sieben mit Analysegebieten des Modells gegenüberstellen. Das HOAL und der Birkengraben sind sehr kleine Einzugsgebiete, welche nur einen Bruchteil des im Modell verwendeten Analysegebietes darstellen und die dort erhobenen Daten können daher nicht zur Plausibilisierung der modellierten Frachten verwendet werden.

Für die verbleibenden sieben Gebiete liegen Konzentrationswerte für die Spurenstoffe in filtrierten Wasserproben und Schwebstoffproben in Mischproben von Niedrigwassersituationen (Abfluss kleiner MQ) und Hochwassersituationen (Abfluss größer oder gleich MQ) im Zeitraum 2016/2017 vor, wobei MQ für einen mittleren Abfluss steht. Daraus wurden Gewässerfrachten für den gelösten Anteil und die Gesamtfracht der im Modell abgebildeten Jahre (2009-2014) berechnet. Neben bekannten Unschärfen bei der Gewässerfrachtberechnung mit einer limitierten Anzahl von Probenahmen kommt es hier durch die zeitliche Übertragung der Konzentrationswerte in die Vergangenheit zu einer weiteren Unsicherheit in den berechneten Frachten.

Für den gelösten Frachtanteil wurde für alle Tage mit einem mittleren Tagesabfluss $< MQ$ der Tagesabfluss mit der Konzentration der filtrierten Mischprobe bei Niedrigwasser und für die anderen Tage der Tagesabfluss mit der filtrierten Mischprobe bei Hochwasser multipliziert und die so berechneten Tagesfrachten zu Jahresfrachten aufsummiert. Die MQ-Werte der Gewässer wurden aus den Daten des Hydrographischen Jahrbuches 2015 (BMNT, 2018) entnommen. Verwendet wurde der MQ der aktuellen 30 Jahresperiode.

Für den partikulär gebundenen transportierten Frachtanteil werden zur Berechnung der Stofffrachten zwingend Schwebstofffrachten benötigt. Die Qualität dieser Schwebstoff-

frachten, welche zeitlich und räumlich sehr variabel sind, ist von größter Bedeutung für die Frachtabschätzung. Für die verschiedenen Einzugsgebiete lagen verschiedene Datensätze zu Schwebstofffrachten vor, die folgendermaßen verwendet wurden:

- Öztaler Ache: Aus den lückenlosen Datenreihen von Schwebstofftagesfrachten aus EHYD (2018) konnten die Jahresfrachten differenziert nach Hochwasser- und Niedrigwassersituation aufsummiert werden.
- Raab: Hier lagen mittlere Tageswerte für Schwebstoffkonzentration für die Jahre 2009-2014 aus Messdaten einer Trübungssonde mit einigen größeren Datenlücken vor. Tagesmittelwerte für den Abfluss wurden aus EHYD (2018) bezogen. Aus Tagesabflusswerten und Schwebstoffkonzentrationen wurden die Tagesfrachten berechnet. Die Lücken wurden gefüllt indem mittels Frachtberechnung nach der abflusstratifizierenden Methode („Flow-stratified method“, Elwan et al., 2018) für die fehlenden Tage die Daten aus den vorliegenden Werten berechnet wurden. Anschließend wurden die Tagesfrachten zu Jahresfrachten aufsummiert, wobei diese für Tage mit Abfluss > MQ und Tage mit Abfluss < MQ separat summiert wurden.
- Wulka: Hier gibt es Schwebstoffkonzentrationen in Zweitagesmischproben mit einigen Datenlücken. Die Konzentration der Zweitagesmischprobe wurde jeweils für beide Probenahmetage angesetzt. Anschließend erfolgte das Füllen von Datenlücken und die Berechnung von Tages- und Jahresfrachten wie zuvor beschrieben.
- Dornbirnerach: In der Dornbirnerach wurde nur für den Projektzeitraum eine Trübesonde installiert, so dass nur für den Zeitraum Juli 2016 bis Oktober 2017 Schwebstoffkonzentrationen vorlagen. Aus diesen Daten wurde mittels der abflusstratifizierenden Methode die Frachten für den Modellzeitraum berechnet. Die Übertragung der Konzentrationen von 2016/17 auf den Modellzeitraum 2009-2014 bringt eine große Unsicherheit in die Schwebstofffrachten.
- Pram, Mattig und Reichramingbach: Für diese drei Gewässer lagen keine kontinuierlichen Schwebstoffmessdaten vor. Daher musste mit den, in den Stichproben der GZÜV bestimmten Messwerten für die abfiltrierbaren Stoffe (AFS) gerechnet werden. Daraus wurde wiederum wie oben beschrieben mittels der abflusstratifizierenden Methode Tages- und Jahresfrachten berechnet. Während bei der Pram und Mattig die zur Verfügung stehenden Werte noch ein relativ großes Spektrum abdecken, liegen für den Reichramingbach nur Messwerte mit sehr geringen Konzentrationen vor. Dies ist wohl teilweise durch den geringen Feststofftransport des Gewässers, sicher aber auch durch die fehlende systematische Beprobung von Hochwassersituationen in der GZÜV bedingt. Trotzdem werden die Ergebnisse auch für diese Messstellen dargestellt. Bei der Interpretation müssen jedoch die Unsicherheiten, die vor allem für die Frachterhebung im Reichramingbach bestehen, berücksichtigt werden.

Aus den so berechneten Schwebstofffrachten für Hochwasser und Niedrigwassersituationen und den Mittelwerten der Stoffkonzentrationen in den Hochwasser- und Niedrigwasserproben wurden die partikulär transportierten Stofffrachten berechnet. Da für die Mattig keine Niedrigwasserprobe vorlag, wurde hier für den gesamten partikulären Transport mit den Konzentrationen der Hochwasserprobe gerechnet.

Alle diese Frachtberechnungen wurden für eine Minimal- und eine Maximalvariante berechnet (siehe Kapitel 4.3.3.3). Die so berechneten Stofffrachten, differenziert in gelöst und gesamt für Minimal- und Maximalvariante, können den modellierten Stofffrachten gegenübergestellt werden.

4.5.2 Frachtberechnung aus zusätzlichen Untersuchungen

Für die PBDE, Di- und Tributylzinnverbindungen, Quecksilber und Cadmium lagen Messwerte für die Minimal- und Maximalbewertung aus Jahresmischproben für Messstellen an der Donau nach der deutsch-österreichischen und vor der österreichisch-slowakischen Grenze, der Drau vor der Grenze nach Slowenien, am Inn bei Kufstein, an der Mur vor der Grenze sowie an der Salzach und Zaya vor deren Mündung vor. Für PFOS und PFOA sind Konzentrationen in sechs Stichproben aus denselben Messstellen verfügbar. Diese wurden zunächst zu mittleren Jahreskonzentrationen gemittelt. Die Ergebnisse dieser zusätzlichen Gewässeruntersuchungen sind in Kapitel 5.4.1 zusammengefasst. Aus den Jahresmittelwerten der Konzentrationen wurden mit dem Jahresabfluss der Modelljahre Frachten berechnet.

4.5.3 Frachtberechnungen aus Messwerten der Gewässerzustandsüberwachung (GZÜV)

Für die Schwermetalle und einige PAK sind aus der GZÜV ausreichend Daten verfügbar, um daraus Frachten zu berechnen und mit den modellierten Frachten abzugleichen. Kriterium für die Auswahl von Messstellen und Stoffen war, dass für die verwendete Auswertungsperiode 2003-2014 maximal die Hälfte der Messwerte in der betrachteten Periode unter der jeweiligen Bestimmungs- bzw. Nachweisgrenze lag.

Zur Berechnung der Frachten aus den Konzentrationsmesswerten und Abflussdaten wurde die abflusstratifizierende Methode („Flow-stratified method“, Elwan et al., 2018) verwendet. Dabei wurde die Klassenanzahl so angepasst, dass mindestens ein Messwert pro Klasse vorliegt.

4.6 Weitergehende Untersuchungen

4.6.1 Erosion, Feststofftransport und Enrichment Ratio

4.6.1.1 Erosion und Feststofftransport

Die Quantifizierung der Feststoffeinträge in die Gewässer ist in MoRE grundsätzlich auf zwei Berechnungsschritte aufgebaut, nämlich auf die Einschätzung vom Bodenabtrag und auf dessen Multiplikation mit einem Sedimenteintragskoeffizienten (Sediment Delivery Ratio, SDR). In den letzten Jahren wurde in mehreren Studien versucht, die Ableitung dieses Koeffizienten zu verbessern bzw. seine Abschätzung räumlich explizit zu machen (z.B. Gericke, 2015; Lu et al., 2006). Allerdings werden sowohl die theoretischen Grundlagen als auch die Anwendung dieses Ansatzes in der internationalen Literatur stark kritisiert (Parsons et al., 2006). Eines der bedeutendsten Probleme ist die Unmöglichkeit der Validierung dieser zwei getrennten Berechnungsschritte. Darüber hinaus hat der kritische Review von de Vente et al. (2013) gezeigt, dass wegen der sehr hohen Komplexität der treibenden Prozesse, räumlich hochaufgelöste bzw. explizite Modelle weniger geeignet bzw. weniger genau für die Quantifizierung von Feststoffeinträgen sind als Modelle, die mit räumlich aggregierten Ansätzen arbeiten.

Eine gezielte Literaturstudie der derzeit vorhandenen Theorien und Ansätze für die Einschätzung der Sedimenteinträge in die Gewässer hat erwiesen, dass fortgeschrittene mathematische Methoden auch in diesem Bereich ein großes Potential haben (z.B. Shi et al., 2014; Shi et al., 2013). So können nicht nur genauere Abschätzungen erreicht werden, sondern diese Methoden erlauben auch eine Identifikation der wichtigsten Parameter, die den Sedimenteintrag beeinflussen, ohne dass dafür ein detailliertes physikalisches Modell benötigt würde.

Im Rahmen dieses Projektes wurde ein hierarchisches Bayes-Modell entwickelt, das aus einer fortgeschrittenen multivariaten linearen Regressionsanalyse besteht. Aufgrund der Datenverfügbarkeit bzgl. Schwebstofffrachten in Gewässern war es nicht möglich, zwei unterschiedliche Modelle für Erosion bzw. Sedimenteintrag und für Gewässerretention zu validieren. Deswegen wurden beide Prozesse in einem einzigen Modell zusammen betrachtet. Als Erklärungsvariablen wurden die Charakteristika der Teileinzugsgebiete, die den Transport von Feststoffen in die Gewässer beeinflussen können (u.a. Fläche, Gefälle und Form der Teileinzugsgebiete, Landnutzung, Abfluss), aber auch Charakteristika der Gewässer (u.a. Länge und Größe des „Main channel“, Präsenz eines Wasserkraftwerkes oder Sees) verwendet.

Folgende Gleichung zeigt die vereinfachte Form des Modells:

$$\log(\text{SFF}) = a + b_1 x_1 + \dots + b_n x_n + (a|\text{Cluster} + b_1 x_1 |\text{Cluster} + \dots + b_n x_n |\text{Cluster})$$

Es handelt sich um ein lineares Modell, das über Cluster der vorhandenen Einzugsgebiete „poolt“ (dafür wird der Ausdruck „|Cluster“ verwendet), d.h. es betrachtet explizit die unterschiedliche Variabilität und unterschiedliche Abhängigkeit der Feststofffracht von Modellvariablen in den Einzugsgebietsclustern, um die in den Daten enthaltene Information effizienter zu nutzen.

Für die Kalibrierung bzw. Validierung des Modells wurden Zeitreihen von täglichen Schwebstofffrachten in Gewässern für 28 Messstellen in Österreich für den Zeitraum 2009-2014 von der Abteilung Wasserhaushalt im BMNT zur Verfügung gestellt. Da diese sich hauptsächlich im alpinen Bereich befinden, wurden sie mit zusätzlichen Datensätzen ergänzt, die Information über den Transport von Schwebstoffen in nicht-alpinem Bereich liefern. Es handelt sich um tägliche Schwebstofffrachten an der Raab, an der Wulka und an der Pinka.

Um geeignete Cluster von Einzugsgebieten zu identifizieren, wurde als Erstes eine Hauptkomponentenanalyse (Principal Component Analysis, PCA) durchgeführt, für die ein großes Spektrum der oben genannten Variablen getestet wurde. Dabei wurden zwei Hauptkomponenten identifiziert, die zusammen 57% der Gesamtvarianz der Daten erklären. Darauf aufbauend wurde eine Clusteranalyse durch die PAM (Partitioning around Medoids) Methodik angewendet. Dadurch ergaben sich drei Cluster. Einer davon enthält fünf Gebiete, die sich im Osten und überwiegend im Flachland (mittlere Seehöhe im Cluster entspricht 543 m) befinden. Die anderen zwei Clusters setzen sich beide überwiegend aus gebirgigen Gebieten zusammen, wobei sie sich v.a. durch die mittlere Seehöhe ihrer Gebiete unterscheiden, die 1.930 m.ü.A. bzw. 1.210 m.ü.A. beträgt.

Aufgrund der hohen Komplexität des Modells und der hohen erforderlichen Rechenleistung wurde die Analyse durch die Kombination der Software STAN (Carpenter et al., 2017) und R (R Core Team, 2013), und dabei vor allem mittels des R-Paketes brms (Bürkner, 2007), durchgeführt.

4.6.1.2 Anreicherungsfaktor (Enrichment Ratio. ENR)

Der Anreicherungsfaktor (Enrichment Ratio) soll den Prozess der Aufkonzentrierung der Spurenstoffe während des Sedimenttransportes vom Ort des Bodenabtrags zum Gewässer abbilden: Der Partikeltransport auf der Fläche ist stark selektiv. Leichtere Partikel (Tonminerale, organische Partikel) werden bevorzugt transportiert während schwerere

Partikel (Steine, Sand) eher wieder sedimentieren und das Gewässer nicht erreicht. Da die leichteren und kleineren Partikel durch ihre spezifisch höhere Oberfläche und ihre Oberflächeneigenschaften (Ladung) deutlich mehr Sorptionsplätze für Spurenstoffe bieten, weisen sie meist eine höhere Beladung mit Spurenstoffen auf.

Der Anreicherungsfaktor (Enrichment Ratio) wird in MoRE mittels einer exponentiellen Funktion nach Auerswald (1989) berechnet. Grundsätzlich führt diese Funktion bis zum maximal festgelegten Wert von 4,5 zu einem steigenden Anreicherungsfaktor mit sinkendem flächenspezifischem Bodenabtrag. Dieser Ansatz wurde für den Phosphortransport in Ackerböden entwickelt und für diesen Zweck in MoRE implementiert.

Im Rahmen dieses Projekts wurde eine Literaturstudie durchgeführt, um zu eruieren, ob neuere und bessere Ansätze zur Verfügung stehen und ob bei dieser Funktion ein Anpassungsbedarf für partikulär gebundene Spurenstoffe besteht. Neben der Literaturrecherche wurden die Ergebnisse des im Rahmen des Projekts durchgeführten Monitorings von Oberboden und Schwebstoffen zu diesem Zweck in die Evaluierung eingebunden.

4.6.2 Boden- und Flächenbilanzen

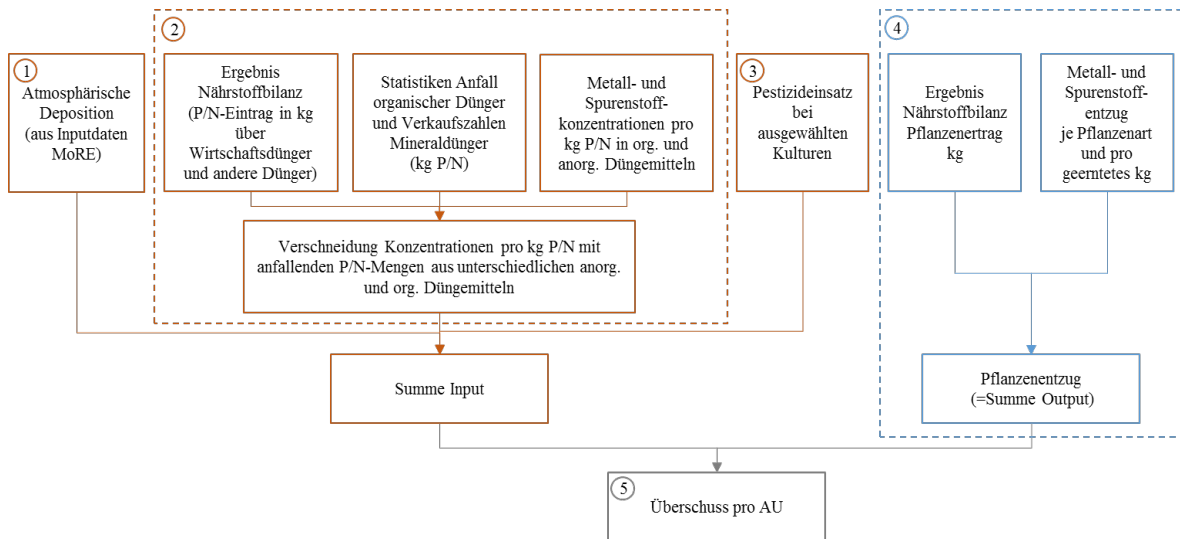
Die Bilanzierung des Spurenstoffhaushalts der österreichischen Böden wurde auf Basis der Einträge über Betriebsmittel (z. B. Dünger, Pflanzenschutzmittel) und die atmosphärische Deposition und der Austräge über den Entzug der Stoffe aus dem Boden über die Ernte (= Überschuss) durchgeführt. Dieser Vergleich soll Hinweise für Stoffanreicherungen in Böden, Abbau von Stoffen und Ursachen für unterschiedliche Höhen von Gewässeremissionen aus unterschiedlichen Regionen liefern. Die Emissionen über Sickerwasser wurden explizit ausgenommen, weil der potentiell für den Transport durch Regenereignisse/Sickerwasser zur Verfügung stehende Überschuss pro Jahr ermittelt werden sollte. Darüber hinaus, kann durch die Berechnung für die unterschiedlichen Stoffe und Einzugsgebiete differenziert werden, welche Einträge in der Fläche dominieren.

Folgende Ein- und Austragspfade für Spurenstoffe wurden in der Bodenbilanz berücksichtigt

- Einträge: Wirtschaftsdünger, Mineraldünger, Klärschlamm, Kompost, Tiermehl, Kalkammonsalpeter (KAS), kupferhaltige Pflanzenschutzmittel, atmosphärische Deposition.
- Austräge: Entzug über die Ernte.

Die Berechnungsschritte der Bodenbilanz sind überblicksmäßig in Abbildung 9 dargestellt.

Abbildung 9: Vereinfachte Darstellung der Berechnungsschritte für die Berechnung des Überschusses pro Einzugsgebiet / Analysegebiet (AU).



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Die Berechnung wurde sowohl für das gesamte Einzugsgebiet der AUs, als auch gesondert für Acker- und Grünlandflächen der AUs durchgeführt. Ziel war dabei die Vergleichbarkeit mit weiteren Ergebnissen des Monitorings bzw. der Datenauswertung zu erhöhen (z.B. gemessene Bodenkonzentrationen in Acker- und Grünland). Analog zu den weiteren Auswertungen, wurden auch für die Bodenbilanz drei Varianten (Basis-, Minimal-, Maximalvariante) erstellt, um Auswirkungen der Schwankungsbreiten in den Eingangsdaten im Ergebnis festzuhalten. Im Detail wurden folgende Berechnungsschritte durchgeführt:

- 1. Berechnung der Spurenstoffeinträge über die atmosphärische Deposition:**
Zur Bestimmung der Einträge über die atmosphärische Deposition wurden die regionalisierten Depositionsraten der Spurenstoffe in g/ha/a aus der Modellierung übernommen. Die landwirtschaftlichen Nutzflächen (Acker- und Grünland) wurden aus den Nährstoffbilanzen auf Ebene der Katastralgemeinden übernommen und anschließend mit den MoRE Teileinzugsgebieten verschnitten. Die Gesamtfläche der Teileinzugsgebiete wurde aus den erstellten Datensätzen übernommen. Die atmosphärische Deposition auf landwirtschaftliche Nutzflächen und für die Gesamtfläche der Teileinzugsgebiete konnte anschließend durch Verschneidung der Depositionsraten mit den ermittelten Flächen berechnet werden.
- 2. Berechnung der Einträge über organische und anorganische Düngemittel:**
Für die Einträge über Düngemittel waren die für Spurenstoffe relevanten Düngemittelmengen zu erheben. Als Grundlage dienten die innerhalb des Projekts erstellten Nährstoffbilanzen, sowie vorhergehende Arbeiten der TU Wien über die Phosphor-enthaltenden Güterflüsse in Österreich (Egle et al., 2014; Zoboli, 2016) in

Kombination mit nationalen Statistiken. Über das Spurenstoff- zu Nährstoffverhältnis der unterschiedlichen Düngemittel konnte über die erhobenen Nährstoffmengen anschließend begleitend auch der Spurenstoffeintrag ermittelt werden.

Die Stickstoff- und Phosphor-Düngemengen pro Katastralgemeinde und je landwirtschaftlicher Nutzungsart (Acker, Grünland) wurden in der Nährstoffbilanz für Wirtschaftsdünger und zugekauften Dünger (=verbleibender Düngebedarf nach Abzug Wirtschaftsdünger) differenziert erhoben. Die P-Wirtschaftsdüngermengen wurden übernommen und über die Stückzahlen auf KG-Ebene, sowie den P-Anfall pro Stück, in die Komponenten Rind-P, Schwein-P und Geflügel-P geteilt und entsprechend dem Anfall auf Acker- und Grünland verteilt. Der in den Nährstoffbilanzen unter dem Begriff „zugekaufter Dünger“ geführte Phosphor musste weiter differenziert werden. Dazu wurden die erhobenen landwirtschaftlich verwerteten Phosphormengen für Kompost, Klärschlamm, Biogasgärrest und Tiermehl (Quellen siehe Tabelle 9) entsprechend des Phosphorbedarfs der Katastralgemeinden (für Kompost, Biogasgärrest, Tiermehl) bzw. der Einwohnerdichte jener Katastralgemeinden mit weniger als 1.000 Einwohner/km² (für Klärschlamm) gewichtet und über Gewichtungsfaktoren den Acker- bzw. Grünlandflächen zugeordnet. Nach Annahme der Nährstoffbilanzen ergibt die Menge des verbleibenden P-Düngerbedarfs auf Katastralebene nach Abzug der organischen Phosphormengen eine ungefähre Schätzung der Aufwendungsmengen an Mineraldünger. Der Vergleich dieser Mengen mit den nationalen Verkaufszahlen zeigte jedoch eine hohe Diskrepanz, die zum Teil auf eine nicht vollständige Aufzeichnung der verkauften Mineraldüngermengen, jedoch auch auf eine Überschätzung der tatsächlich aufgebrauchten Düngermengen zurückgeführt werden könnten. Für die Bodenbilanz wurde daher ein Vergleich der beiden Varianten durchgeführt. Für die verminderte Aufwendung an Mineraldüngermengen wurden die Verkaufszahlen anhand des Rest-P-Bedarfs auf Ackerland gewichtet. Anhand des Vergleichs der Ergebnisse wurde schließlich die Berechnung nach Verkaufszahlen als Berechnungsmethodik gewählt.

Metallhaltiges Rohphosphat wird allgemein als Haupteintragspfad von Metallen in mineralische Düngemittel erachtet, während Stickstoff-Reinährstoffdüngemittel aufgrund der Herstellung über das Haber-Bosch-Verfahren eine geringe Belastung aufweisen (siehe z.B. Auswertungen von Sager, 2009). Als mengenmäßig bedeutendster Stickstoffdünger und aufgrund des enthaltenen, je nach Herkunft zum Teil metallbelasteten Kalks, wurde zusätzlich auch KAS in der Bilanzierung berücksichtigt. Hierzu wurden die in der IFA Datenbank (IFA, 2017) angegebenen KAS-Mengen über den ausgewiesenen Bedarf an zugekauftem N-Dünger der Katastralgemeinden gewichtet.

Tabelle 9: Quellen für die Bestimmung des Einsatzes mineralischer und organischer Düngemittelmengen in Österreich.

Dünger	Quelle
Wirtschaftsdünger	P-Anfall pro Katastralgemeinde aus Nährstoffbilanz
Mineraldünger (als P-Reinnährstoff)	Düngemittelabsatz Bundesländer - Grüner Bericht (2017)
Kompost	P-Bilanz Österreich - Zoboli (2016) und Verarbeitungsmengen Bundesländer nach Amlinger und Tulnik (2012)
Klärschlamm	Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich. Statusberichte 2012, 2013, 2015 (BMLFUW, 2013/2014/2016)
Biogasgärrest	P-Bilanz Österreich - Zoboli (2016) und Biogasenergieerzeugung der Bundesländer aus Ökostromberichten (Energie-Control Austria, 2010-2015)
Tiermehl	P-Bilanz Österreich - Zoboli (2016)
KAS (als N-Reinnährstoff)	IFA Datenbank (IFA, 2017)

Für die anschließende Berechnung der Spurenstoffeinträge wurden Literaturdaten zu typischen Nährstoff- und Spurenstoffgehalten in den betrachteten Düngemitteln mit Schwankungsbereichen für die Abbildung der drei Varianten erhoben (siehe Abschnitt 7.5.1 im Anhang). Anschließend wurde das Spurenstoff- zu Nährstoff-Verhältnis der Düngemittel berechnet (z.B. mg Cd/kg P). Die auf Katastralgemeinde erhobenen N- und P-Mengen wurden anschließend mit den Spurenstoff-/Nährstoffverhältnissen der Düngemittel verschnitten.

3. Berechnung der Spurenstoffeinträge über Pflanzenschutzmittel:

Als für einige Einzugsgebiete potentiell relevante Spurenstoffeinträge wurden Kupfereinträge über kupferhaltige Pflanzenschutzmittel identifiziert. Für die Hauptanwendungskulturen Apfel, Kartoffel, Wein, Winterraps und Zuckerrübe konnten die aufgebrauchten Wirkstoffmengen aus der Anwendungsstatistik (AGES, 2013) aus dem Jahr 2012 übernommen werden. Diese wurden über die aus den Nährstoffbilanzen bekannten Kulturflächen entsprechend den angebauten Kulturen gewichtet.

4. Berechnung des Spurenstoffaustrags über die Ernte:

Für den Spurenstoffaustrag über die Ernte wurden konstante Werte mit Schwankungsbereichen (Minimal- und Maximalauswertung) aus Literaturdaten erhoben (siehe Abschnitt 7.5.1 im Anhang). Für die betrachteten Metalle konnte bei Vergleich der Literaturdaten eine gute Übereinstimmung der kulturspezifischen Ernteausträge gefunden werden. Die Berechnung der Austräge wurde daher für jede Kulturart gesondert vorgenommen und anschließend auf Ebene der Katastralgemeinden

aufsummiert. Dazu wurden die Kulturanbauflächen und Erntemengen aus der Nährstoffbilanz herangezogen und mit den durchschnittlichen Schwermetallgehalten pro kg Erntegut verschnitten (= Entzug pro Kultur und Katastralgemeinde). Während für die Metalle eine breite Basis an Daten zur Verfügung stand, gibt es nur eine geringfügige Datenlage zu organischen Spurenstoffen und die erhobenen Werte sind mit großen Schwankungsbreiten behaftet. Dies ist bei der Bewertung der Ergebnisse berücksichtigt. Eine Unterteilung nach Kultur war aufgrund der Datenlage nicht möglich, es wurde daher je ein Schwankungsbereich für Ackerland- und Grünlandkulturen festgelegt und analog zu den Metallen mit den Erntemengen verschnitten.

5. Berechnung der Überschüsse:

Nach Berechnung der Einträge und Austräge auf Ebene der Katastralgemeinden wurden die Ergebnisse mit den MoRE Teileinzugsgebieten verschnitten. Durch Gegenüberstellung der Ein- und Austräge konnte anschließend der Überschuss getrennt nach Spurenstoff für jedes Einzugsgebiet bestimmt werden.

4.6.3 Wasserbilanzkomponenten Kanalisation

Die Berechnung der Wasserbilanzkomponenten für die urbanen Systeme (entlastete Mischwassermenge und Niederschlagswasserabfluss aus Trennkanalisation) erfolgte in Anlehnung an die Vorgehensweise beim Projekt SCHATURM (Clara et al., 2014b). Aus SCHATURM wurden für rund 790 Siedlungsgebiete übernommen:

- Abflussrelevante Flächen [ha];
- Relative Anteile [%] der Dach- und Verkehrsflächen an den abflussrelevanten Flächen;
- Relative Anteile [%] der Dach- und Verkehrsflächen, die an die Kanalisation angeschlossen sind;
- Relative Anteile [%] des Misch- und Trennsystems am Entwässerungssystem;
- Mindestweiterleitungsgrad (berechnet nach ÖWAV Regelblatt 19neu) [%]
- Spezifischer Schmutzwasseranfall [L/EW/d];

Aus dem Emissionsregister Oberflächengewässer wurden die gemeldeten Zulaufdaten für BSB₅ und CSB sowie die berichteten Abwassermengen für die Jahre 2009 bis 2014 verwendet. Aus den Zulauffrachten für BSB₅ und CSB wurde eine theoretische mittlere Belastung [EW] berechnet und diese Daten zur Bestimmung des Schmutzwasseranfalls herangezogen.

Die Daten für BSB₅ und CSB zeigen generell eine gute Übereinstimmung. Die größten Abweichungen sind bei kleinen Kläranlagen und hauptsächlich für das Jahr 2010 zu beobachten. Diese Daten wurden mit dem spezifischen Schmutzwasseranfall zur Berechnung des Schmutzwassers kombiniert. Für den spezifischen Schmutzwasseranfall wurden

Kläranlagendaten aus Trockenwetterperioden ausgewertet und spezifische Abwassermengen je Bundesland abgeleitet (Clara et al., 2014b).

Aus den Niederschlagsdaten (Abschnitt 4.4.3.1) und den zuvor angeführten Daten wurden die entlasteten Mischwassermengen und die Niederschlagswasserabflüsse aus Trennkanalesationen je Siedlungsgebiet berechnet.

Die Einzugsgebiete der Kläranlagen sind nicht mit den MoRE Teileinzugsgebieten ident. Häufig ist der Fall, dass ein Kläranlageneinzugsgebiet auf mehrere MoRE Teileinzugsgebiete aufgeteilt ist. Daher war eine Aufteilung der berechneten Abwassermengen auf die MoRE Teileinzugsgebiete erforderlich. Diese Aufteilung erfolgte flächengewichtet nach den Anteilen der Einzugsgebiete an der versiegelten Fläche. Dazu wurden in einem ersten Schritt die versiegelten Flächen je Kläranlageneinzugsgebiet über eine GIS Verschneidung bestimmt. Im zweiten Schritt wurden versiegelte Flächen je MoRE Teileinzugsgebiet bestimmt und die Kläranlageneinzugsgebiete mit den MoRE Teileinzugsgebieten verschnitten. Damit erfolgte die Berechnung der versiegelten Flächen je Kläranlageneinzugsgebiet und MoRE Teileinzugsgebiet. Die Aufteilung der Abwassermengen erfolgte nach diesen gewichteten Flächenanteilen bezogen auf die versiegelte Fläche. Diese aufgeteilten Abwassermengen wurden nach MoRE Teileinzugsgebieten summiert.

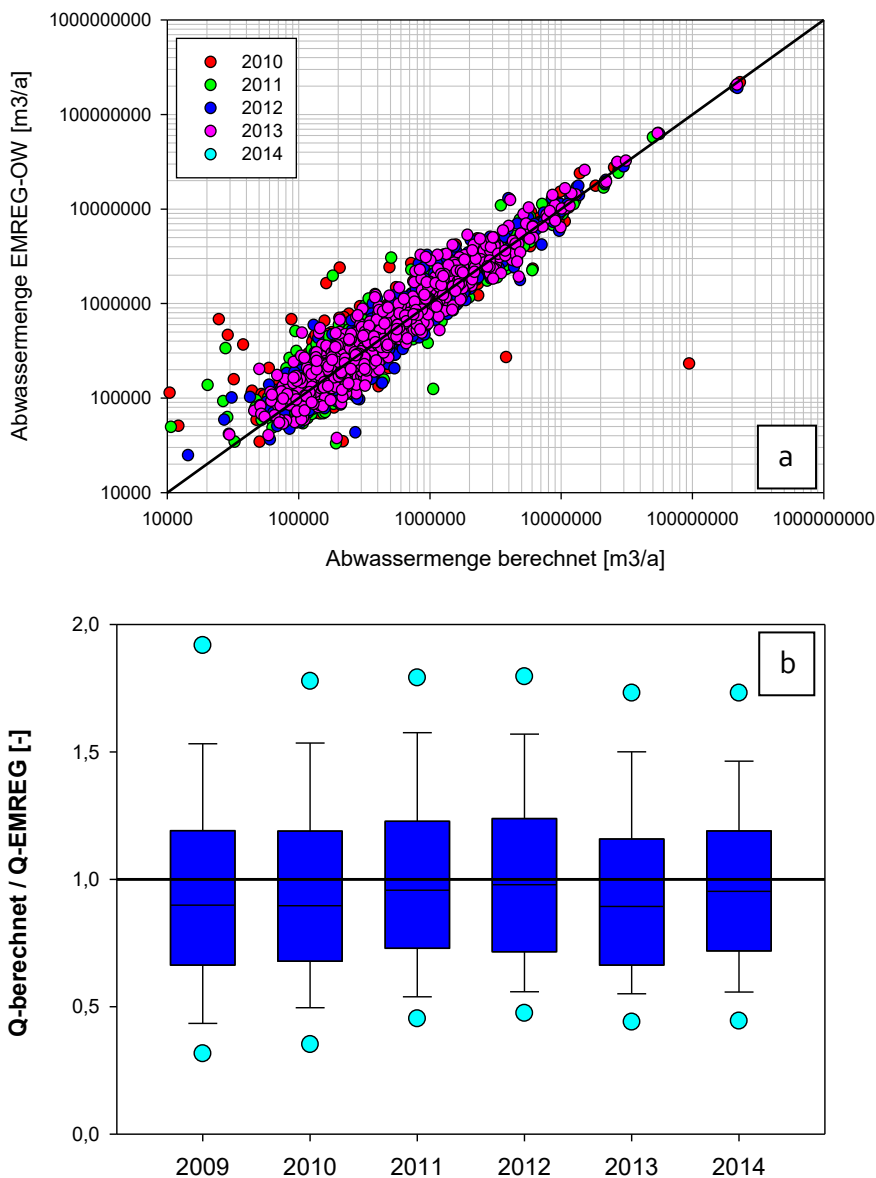
Zudem ist eine Korrektur der umgelegten Abwassermengen erforderlich, weil die aus der Aufteilung aufsummierten Flächenanteile die versiegelten Flächen in den MoRE Teileinzugsgebieten nicht abdecken. Der Korrekturfaktor schwankt zumeist um eins und nur in wenigen Einzelfällen kommt ein höherer Faktor als eins zur Anwendung. Dies betrifft vor allem die Fälle, in denen nur ein kleiner Anteil eines Kläranlageneinzugsgebietes in einem spezifischen MoRE Teileinzugsgebiet liegt.

Die Prüfung der Berechnung ist nicht möglich, weil keine Mengemessungen zu den entlasteten Mischwassermengen und den Niederschlagswassereinleitungen aus Trennkanalesationen verfügbar sind. In Anlehnung an die Vorgehensweise beim Projekt SCHKURM (Clara et al., 2014b) wurden aber auch die Abwassermengen berechnet, die über die Kläranlage behandelt und eingeleitet werden. Diese berechneten Abwassermengen wurden den gemeldeten Abwassermengen aus dem Emissionsregister Oberflächengewässer gegenübergestellt (siehe Abbildung 10).

Vor allem bei den geringeren Abwassermengen (kleine Kläranlagen) sind die größten Abweichungen zwischen den berechneten und den gemeldeten Daten zu beobachten. Bei den großen Abwassermengen (große Kläranlagen) sind diese Abweichungen geringer.

Abbildung 10 zeigt zudem die Verteilung der Quotienten aus berechneten und gemeldeten Abwassermengen für die Jahre 2009 bis 2014.

Abbildung 10: Gegenüberstellung der berechneten Abwassermengen und der Datenmeldungen aus dem Emissionsregister Oberflächengewässer EMREG-OW: a) Gegenüberstellung der Abwassermengen und b) Verteilung der Quotienten aus berechneter und gemessener Abwassermenge (Boxplot mit 25%-75%-Perzentil in den Boxen, 10%-90%-Perzentil innerhalb der Fehlerbalken und 5%-95%-Perzentile innerhalb der türkisen Punkte).



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Dargestellt ist ein Boxplot mit 25%-75%-Perzentil in den Boxen, 10%-90%-Perzentil innerhalb der Fehlerbalken und die 5%-95%-Perzentile werden durch die Punkte abgebildet. Generell erfolgt bei der Berechnung eine Unterschätzung der Abwassermenge. Die Medianwerte der Quotienten der einzelnen Jahre schwanken zwischen 0,90 und 0,98.

Trotz dieser tendenziellen Unterschätzung und des Schwankungsbereiches zeigen die berechneten und die gemeldeten Abwassermengen eine gute Übereinstimmung. Es wird angenommen, dass auch die berechneten entlasteten Mischwassermengen und die Niederschlagswassereinleitungen aus Trennkanalisationen gute Näherungen darstellen und daher für die weitere Modellierung verwendet werden können.

5 Ergebnisse

5.1 Darstellung der Monitoringergebnisse

Es wurden Proben aus unterschiedlichen Umweltkompartimenten entnommen und untersucht:

- Depositionsproben
- Filtrierte Gewässerproben bei unterschiedlichen Abflüssen
- Schwebstoffproben
- Bodenproben
- Abwasserproben industrieller Direkteinleiter

Eine Zusammenstellung aller Analysenergebnisse für diese unterschiedlichen Matrices enthält Abschnitt 7.4 im Anhang.

5.1.1 Deposition

Es wurden 15 Depositionsproben für 15 Probenahmestandorte generiert. Bei drei Standorten war nicht ausreichend Probenvolumen verfügbar, um alle Analysen durchführen zu können. Daher wurden in zwei Proben (Wagna Lysimeterstation und Ottenstein) die polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe und in einer Probe (Moosbrunn) die polybromierten Diphenylether sowie die Organozinnverbindungen nicht analysiert. Eine Zusammenfassung der Untersuchungsergebnisse für die Stoffe und Stoffgruppen, die auch mit MoRE modelliert wurden enthält Tabelle 10.

In allen Depositionsproben nachweisbar waren nur die Metalle und Naphthalin. In zahlreichen Proben gefunden wurden noch weitere Vertreter der PAK, Dibutylzinnverbindungen sowie die perfluorierten Verbindungen Perfluoroktansulfonsäure und Perfluoroktanoat. Die polybromierten Diphenylether, Organozinnverbindungen ausgenommen Dibutylzinn und einige PAK waren hingegen nur in einzelnen Proben nachweisbar.

Tabelle 10: Zusammenfassung der Untersuchungsergebnisse der Depositionsproben und Darstellung der Mediane der Minimal- und der Maximalbewertung (n.n...nicht nachweisbar, < BG...kleiner Bestimmungsgrenze).

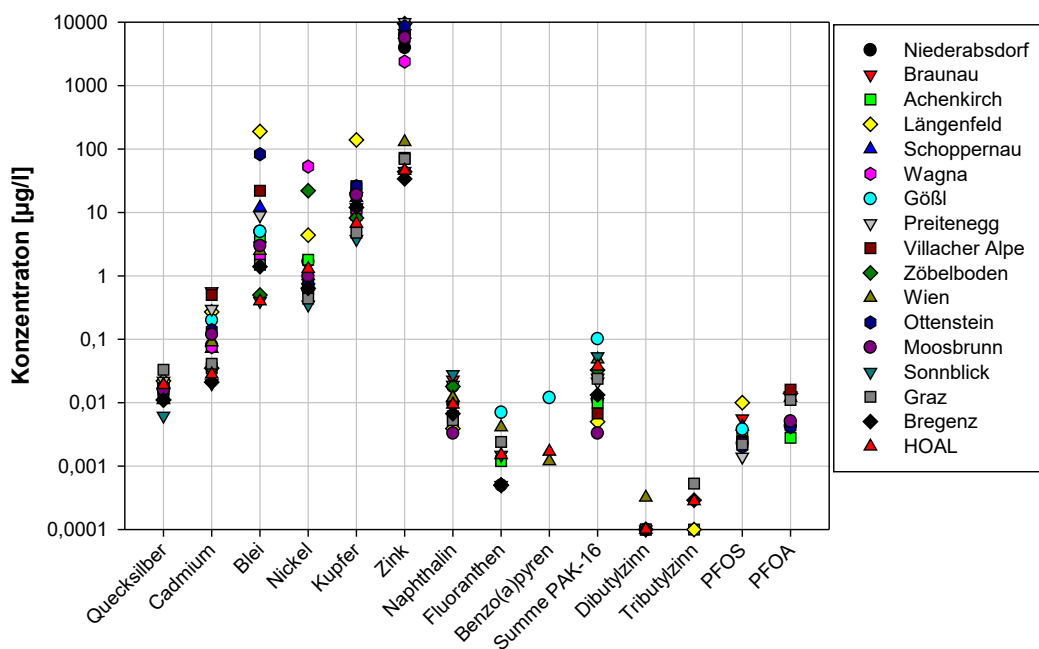
Parameter	Anzahl				Medianwerte [$\mu\text{g/L}$]	
	Gesamt	n.n.	<BG	Messwerte	Minimalbewertung	Maximalbewertung
Quecksilber	17	-	-	17	0,016	0,016
Cadmium	17	-	-	17	0,081	0,081
Blei	17	-	-	17	3,0	3,0
Nickel	17	-	-	17	0,76	0,76
Kupfer	17	-	-	17	14	14
Zink	17	-	-	17	4.000	4.000
Dibutylzinnverbindungen	16	7	8	1	0,00010	0,00020
Tributylzinnverbindungen	16	11	2	3	0,0	0,00010
Naphthalin	15	-	-	15	0,0096	0,0096
Fluoranthen	15	4	5	6	0,0005	0,0010
Benzo(a)pyren	15	12	-	3	0,0	0,00050
Summe PAK	15	-	-	-	0,021	0,02859
Summe PBDE	16	-	-	-	0,0	0,00060
PFOS	17	-	6	11	0,0022	0,0022
PFOA	17	-	8	9	0,0028	0,0028

Die gemessenen Konzentrationen (Minimalbewertung) der Metalle, ausgewählter polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe, der Organozinnverbindungen Dibutylzinn und Tributylzinn sowie der Perfluoroktansulfonsäure (PFOS) und von Perfluoroktanoat (PFOA) sind in Abbildung 11 dargestellt. Eine detaillierte Zusammenstellung der Messergebnisse enthält der Anhang in Abschnitt 7.4.1.

Die gemessenen Konzentrationen schwanken z.T. erheblich und besonders auffällig ist Zink. In einer Messstellengruppe werden deutlich höhere Zinkkonzentrationen gemessen als in der zweiten Gruppe. Die hohen Konzentrationen wurden in den Proben der ANIP Messstellen beobachtet. Ein Grund für die hohen Zinkkonzentrationen könnte die Verwendung verzinkter Bleche für die Depositionssammler sein. Auch bei einigen anderen Metallen zeigen die Proben der ANIP Messstellen die höchsten Konzentrationen. Da diese Werte mögliche Ausreißer darstellen und jedenfalls nicht repräsentativ zu sein scheinen, wurden sie für die

weiteren Auswertungen nicht berücksichtigt. Es ist aber kein derart deutlicher Unterschied zu beobachten wie bei Zink. Für Quecksilber, Naphthalin, Perfluoroktansulfonsäure und Perfluoroktanoat sind die gemessenen Konzentrationen in den unterschiedlichen Proben ähnlich.

Abbildung 11: Konzentration [$\mu\text{g/L}$] (Minimalbewertung) der Metalle, ausgewählter polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe, der Organozinnverbindungen Dibutylzinn und Tributylzinn sowie der Perfluoroktansulfonsäure (PFOS) und von Perfluoroktanoat (PFOA) in den Depositionsproben.



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

5.1.2 Fließgewässer

Für alle neun Untersuchungsgebiete sind zwei Proben für Niederwasserabfluss und zwei Proben für Hochwasserabfluss verfügbar. Die Proben wurden vor der Analyse filtriert. Eine Zusammenfassung der Untersuchungsergebnisse mit der Angabe der Anzahl der nicht nachweisbaren Stoffe, der Anzahl der Nachweise kleiner Bestimmungsgrenze und der Anzahl der Messwerte sowie die Medianwerte nach der Minimal- und der Maximalbewertung für die Stoffe und Stoffgruppen, die auch mit MoRE modelliert wurden, enthält Tabelle 11.

Tabelle 11: Zusammenfassung der Untersuchungsergebnisse der Fließgewässerproben und Darstellung der Mediane der Minimal- und der Maximalbewertung (n.n...nicht nachweisbar, <BG...kleiner Bestimmungsgrenze).

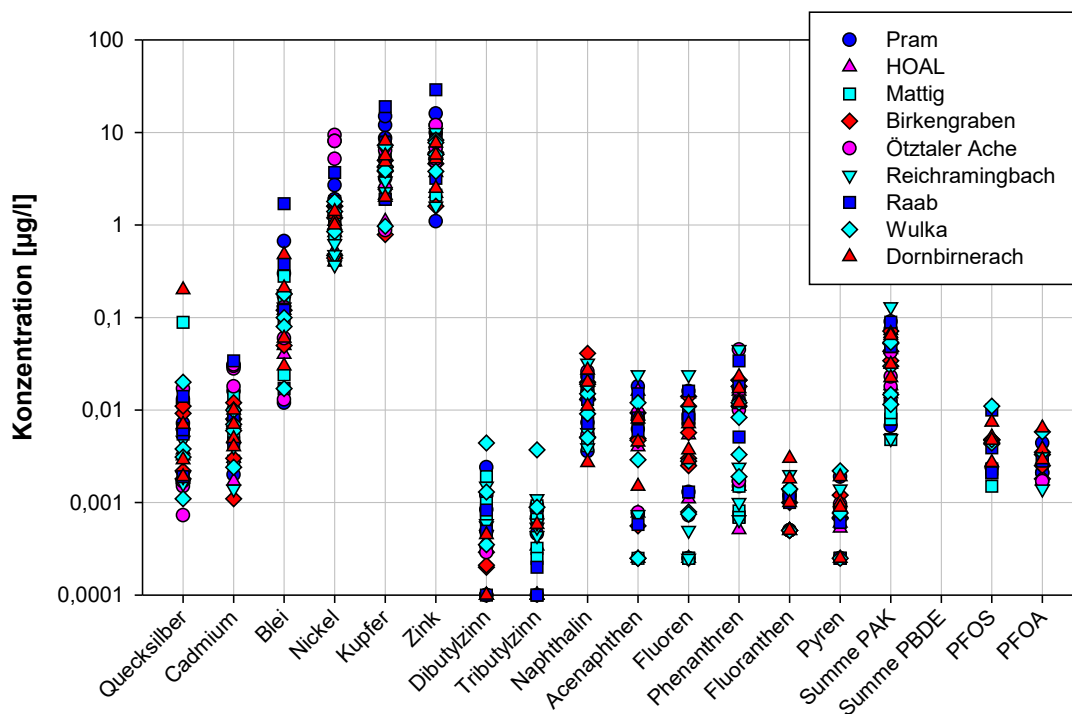
Parameter	Anzahl				Medianwerte [µg/L]	
	Gesamt	n.n.	<BG	Messwerte	Minimalbewertung	Maximalbewertung
Quecksilber	36	-	-	36	0,0038	0,0038
Cadmium	36	-	-	36	0,0070	0,0070
Blei	36	4	-	32	0,11	0,11
Nickel	36	-	-	36	1,1	1,1
Kupfer	36	-	-	36	4,45	4,45
Zink	36	-	-	36	5,8	5,8
Dibutylzinnverbindungen	36	6	6	24	0,00037	0,00037
Tributylzinnverbindungen	36	13	6	17	0,00010	0,00020
Naphthalin	36	-	-	36	0,014	0,014
Fluoranthen	36	13	9	14	0,00050	0,0010
Benzo(a)pyren	36	36	-	-	0,0	0,00050
Summe PAK	36	-	-	-	0,030	0,037
Summe PBDE	36	36	-	-	0,0	0,00060
PFOS	36	19	-	17	0,0	0,0010
PFOA	36	18	-	18	0,00070	0,0012

In allen Fließgewässerproben wurden die Metalle Cadmium, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink sowie die polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe Naphthalin und Phenanthren nachgewiesen. In fast allen Proben gefunden wurden zudem Blei, Dibutylzinnverbindungen, Acenaphthen, Fluoren und Pyren. In der Hälfte der Proben wurden Perfluoroktansulfonsäure und Perfluoroktanoat, Fluoranthen und Tributylzinnverbindungen gemessen. Die anderen untersuchten Stoffe waren nur in einzelnen Proben nachweisbar.

Abbildung 12 zeigt die Konzentrationen der Minimalbewertung der Metalle, ausgewählter polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe, der Organozinnverbindungen Dibutylzinn und Tributylzinn sowie von Perfluoroktansulfonsäure (PFOS) und von Perfluoroktanoat (PFOA) in den filtrierten Fließgewässerproben.

Wie bereits bei den Depositionsproben beobachtet, schwanken auch die gemessenen Konzentrationen in den filtrierten Fließgewässerproben sehr stark. Die höchsten Konzentrationen mit zumeist Werten zwischen 1,0 und 10 µg/L wurden für die Metalle Nickel, Kupfer und Zink beobachtet. Geringere Konzentrationen wurden für Blei und die polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe gemessen. Bei Blei ist der sehr große Schwankungsbereich bemerkenswert, der über mehr als zwei Zehnerpotenzen reicht. Konzentrationen zwischen 0,0010 und 0,010 µg/L wurden für Quecksilber, Cadmium, Perfluoroktansulfonsäure und Perfluoroktanoat gefunden. Die niedrigsten Konzentrationen mit Nachweisen zumeist zwischen 0,00010 und 0,0010 µg/L wurden für Di- und Tributylzinnverbindungen beobachtet.

Abbildung 12: Konzentrationen [µg/L] (Minimalbewertung) der Metalle, ausgewählter polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe, der Organozinnverbindungen Dibutylzinn und Tributylzinn sowie der Perfluoroktansulfonsäure (PFOS) und von Perfluoroktanoat (PFOA) in den filtrierten Fließgewässerproben.



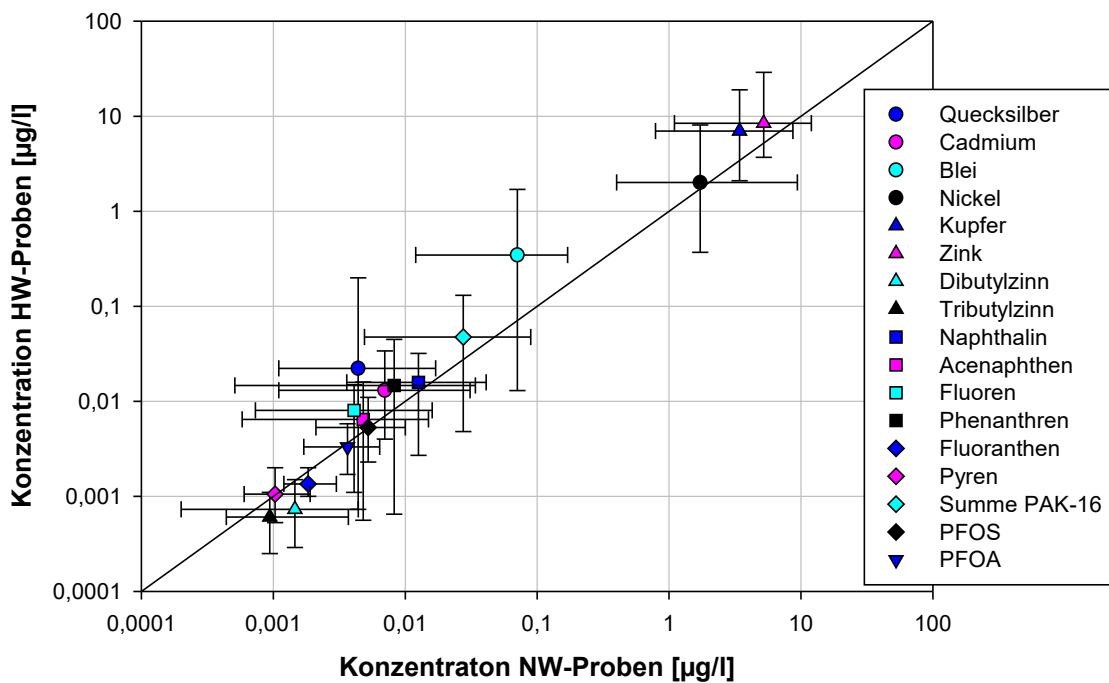
Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Bei den Fließgewässerproben ist zwischen Niederwasser- und Hochwasserproben zu unterscheiden. Abbildung 13 zeigt eine Gegenüberstellung der gemessenen Konzentrationen in den Nieder- und Hochwasserproben. Die Darstellung zeigt die Mittelwerte und die Minima und Maxima der verfügbaren Wertepaare, wobei nur Kombinationen mit Messwerten

berücksichtigt wurden. Da für jedes Gewässer zwei Niederwasser und zwei Hochwasserproben verfügbar sind, wurden alle Kombinationen (vier mögliche Kombinationen) für die Auswertung berücksichtigt. Für die Tributylzinnverbindungen, Fluoranthen und PFOA sind nur wenige Wertepaare ($n < 10$) verfügbar, weil diese Stoffe zumeist nicht nachweisbar waren oder die Nachweise unter der Bestimmungsgrenze lagen.

Für viele Stoffe zeigen die Mittelwerte eine gute Übereinstimmung, wobei jedoch anzumerken ist, dass der Schwankungsbereich z. T. erheblich ist. Bei einigen Stoffen wie z. B. Blei und Quecksilber sind die Konzentrationen in den Hochwasserproben aber deutlich höher als in den Niederwasserproben.

Abbildung 13: Gegenüberstellung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] in den filtrierten Nieder- und Hochwasserproben (Darstellung der Mittelwerte, der Minima und der Maxima).

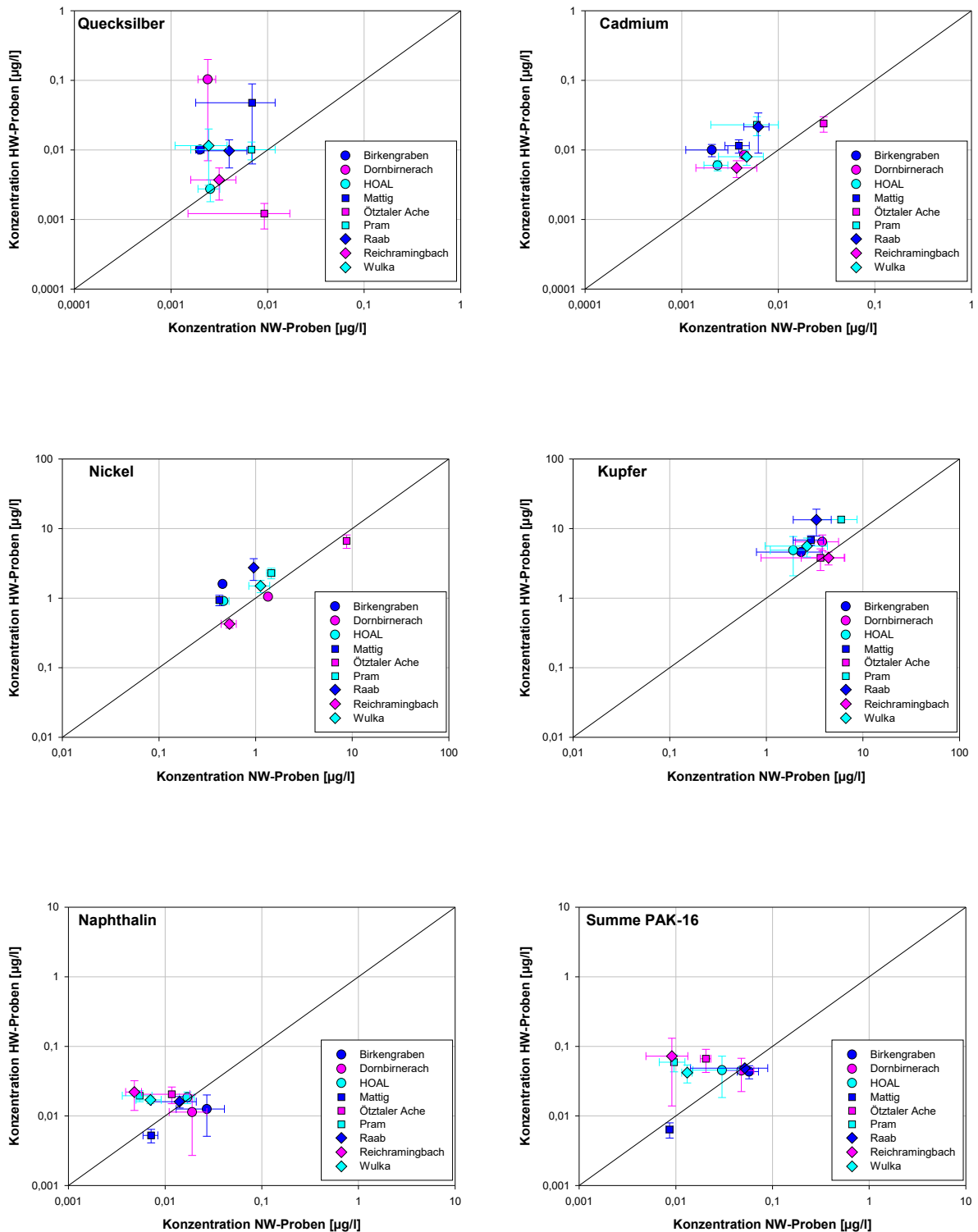


Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Für einige ausgewählte Stoffe (Quecksilber, Cadmium, Nickel, Kupfer, Naphthalin und Summe PAK-16) ist in Abbildung 14 der Zusammenhang zwischen den Konzentrationen in den filtrierten Nieder- und Hochwasserproben für die beprobten Gewässer dargestellt.

Auch diese Gegenüberstellung zeigt, dass die Konzentrationen in den Hochwasserproben zumeist höher sind als die Konzentrationen in den Niederwasserproben. Eine Ausnahme

Abbildung 14: Gegenüberstellung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] ausgewählter Stoffe in den filtrierten Nieder- und Hochwasserproben (Darstellung der Mittelwerte, der Minima und der Maxima) für die beprobten Gewässer.



bildet Quecksilber im Einzugsgebiet der Öztaler Ache und eventuell Naphthalin in den Einzugsgebieten des Birkengrabens und der Dornbirnerach. Wird davon ausgegangen, dass bei Niederwasser der Abfluss im Wesentlichen durch den unterirdischen Zufluss (Grundwasser und Zwischenabfluss) bestimmt ist, weist dies darauf hin, dass bei Hochwasserabflüssen auch weitere Eintragspfade (Mischwasserentlastungen und Niederschlagswassereinleitungen aus Trennkanalisation sowie Oberflächenabfluss) die Konzentrationen erhöhen und damit erkennbar zur gelösten Fracht beitragen. Anzumerken ist, dass dies vorwiegend für Gebiete ohne wesentliche Punktquelleneinleitungen gilt, weil ansonsten auch die Punktquelleneinleitungen wesentlich zum Niederwasserabfluss beitragen können.

5.1.3 Schwebstoffe

Insgesamt 26 Schwebstoffproben wurden untersucht. Für Birkengraben, Dornbirnerach, Pram, Raab, Reichramingbach und Wulka sind jeweils zwei Schwebstoffproben für Hochwasserabflüsse und eine Schwebstoffprobe für Niederwasserabflüsse verfügbar. Für HOAL wurden wenige Schwebstoffe gesammelt und die getrennte Erfassung von Schwebstoffen bei Niederwasserabfluss in einer für die Analytik ausreichenden Menge gelang nicht. Daher wird für das Untersuchungsgebiet HOAL eine Schwebstoffprobe generiert, die das gesamte Jahr integriert. Anders war die Situation an der Öztaler Ache, für die drei Schwebstoffproben bei Hochwasserabflüssen und eine Niederwasserprobe untersucht wurden. Bei der Mattig wurden auch drei Schwebstoffproben bei Hochwasserabflüssen aber keine Niederwasserprobe generiert und untersucht.

Eine Zusammenfassung der Untersuchungsergebnisse mit der Angabe der Anzahl der nicht nachweisbaren Stoffe, der Anzahl der Nachweise kleiner Bestimmungsgrenze und der Anzahl der Messwerte sowie die Medianwerte nach der Minimal- und der Maximalbewertung für die Stoffe und Stoffgruppen, die auch mit MoRE modelliert wurden, enthält Tabelle 12.

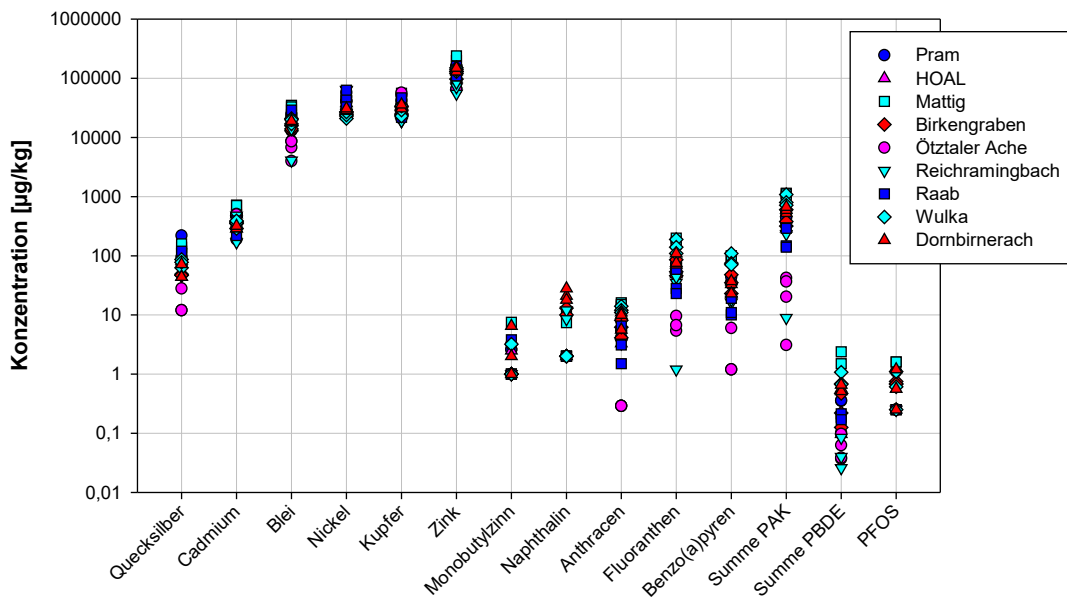
In allen Schwebstoffproben nachgewiesen wurden die Metalle Cadmium, Blei, Nickel, Kupfer und Zink sowie Phenanthren und die polybromierten Diphenylether. In zahlreichen Proben gefunden wurden zudem Quecksilber, Monobutylzinnverbindungen, Perfluoroktansulfonsäure sowie diverse Vertreter der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe. Nur vereinzelt war Perfluoroktanoat nachweisbar. Abgesehen von Monobutylzinn und vereinzelt Nachweisen für Dibutylzinn wurden die Organozinnverbindungen in keiner Probe gefunden.

Tabelle 12: Zusammenfassung der Untersuchungsergebnisse der Schwebstoffproben und Darstellung der Mediane der Minimal- und der Maximalbewertung (n.n...nicht nachweisbar, < BG...kleiner Bestimmungsgrenze).

Parameter	Anzahl				Medianwerte [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	
	Gesamt	n.n.	<BG	Messwerte	Minimalbewertung	Maximalbewertung
Quecksilber	26	2	-	24	73	73
Cadmium	26	-	-	26	390	390
Blei	26	-	-	26	18.000	18000
Nickel	26	-	-	26	31.000	31.000
Kupfer	26	-	-	26	32.000	32.000
Zink	26	-	-	26	130.000	130.000
Dibutylzinnverbindungen	26	22	4	-	0,0	1,0
Tributylzinnverbindungen	26	26	-	-	0,0	1,0
Naphthalin	26	5	12	9	2,0	7,2
Fluoranthren	26	1	1	24	59	59
Benzo(a)pyren	26	2	2	22	28	28
Summe PAK	26	-	-	-	410	420
Summe PBDE	25	-	-	-	0,21	0,21
PFOS	26	8	8	10	0,25	0,50
PFOA	26	20	4	2	0,0	0,25

Die Konzentrationen der häufig nachweisbaren Stoffe sind in Abbildung 15 dargestellt. Die höchsten Konzentrationen wurden für die Metalle Nickel, Kupfer und Zink, gefolgt von Blei gemessen. Deutlich niedrigere Konzentrationen wurden für Cadmium und Quecksilber beobachtet. Die Messwerte für die Metalle in den Schwebstoffen zeigen eine geringe Schwankung. Deutlich stärker schwanken die Messwerte für die polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe. Die niedrigsten Konzentrationen wurden für die polybromierten Diphenylether und Perfluoroktansulfonsäure gemessen.

Abbildung 15: Konzentrationen [$\mu\text{g}/\text{kg}$] (Minimalbewertung) der Metalle, Monobutylzinnverbindungen, ausgewählter polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe, der polybromierten Diphenylether sowie der Perfluoroktansulfonsäure (PFOS) in den Schwebstoffproben.

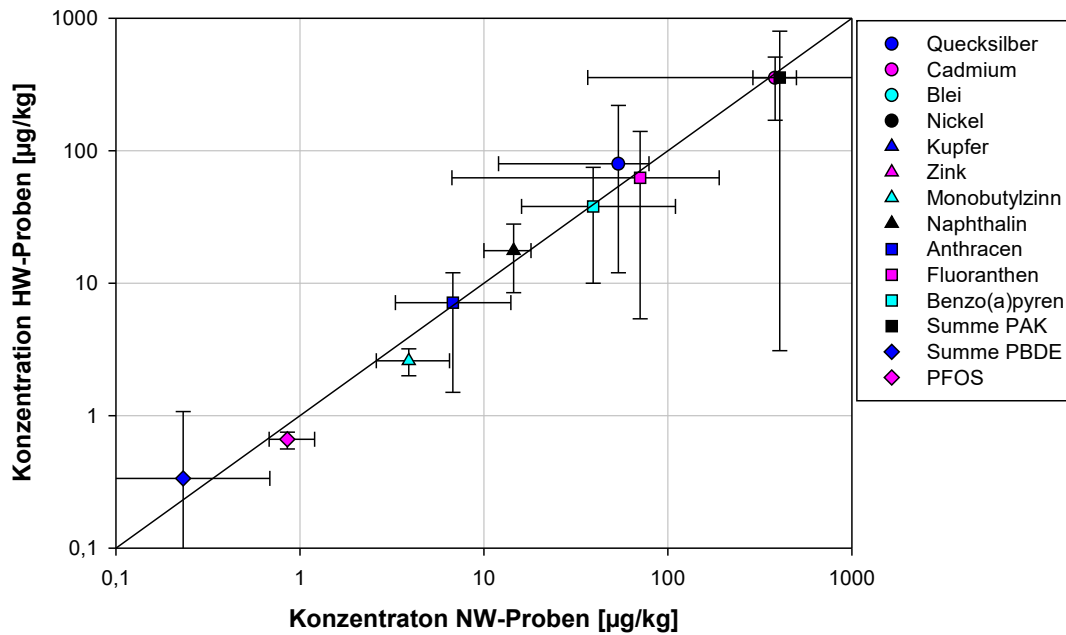


Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Auch für Schwebstoffe sind Proben für Niederwasserabflüsse und für Hochwasserabflüsse verfügbar. Abbildung 16 zeigt eine Gegenüberstellung der gemessenen Konzentrationen in den Nieder- und Hochwasserproben. Die Darstellung zeigt die Mittelwerte und die Minima und Maxima der verfügbaren Wertepaare, wobei nur Kombinationen mit Messwerten berücksichtigt wurden. Da für jedes Gewässer zwei Hochwasserproben aber nur eine Niederwasserprobe verfügbar sind, wurden alle Kombinationen (zwei mögliche Kombinationen) für die Auswertung berücksichtigt. Für die Monobutylzinnverbindungen, Naphthalin und PFOS sind nur wenige Wertepaare ($n < 10$) verfügbar, weil diese Stoffe zumeist nicht nachweisbar waren oder die Nachweise unter der Bestimmungsgrenze lagen.

Die Mittelwerte zeigen eine gute Übereinstimmung der Konzentrationen bei Hoch- und Niederwasserabflüssen, wobei jedoch vor allem zu den Vertretern der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe wieder anzumerken ist, dass der Schwankungsbereich z. T. erheblich ist.

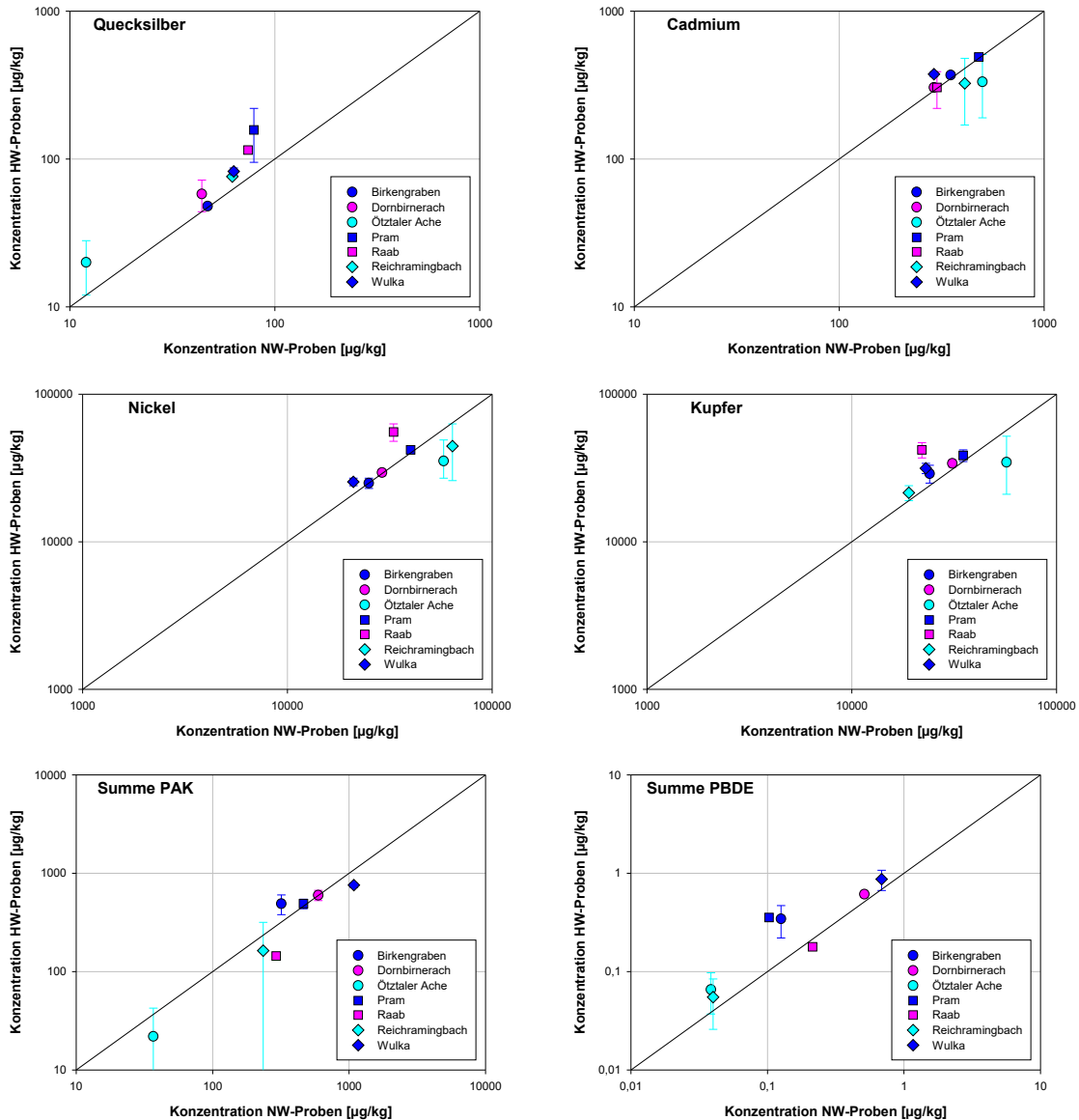
Abbildung 16: Gegenüberstellung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g}/\text{kg}$] in Schwebstoffen (Darstellung der Mittelwerte, der Minima und der Maxima).



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Abbildung 17 zeigt die Gegenüberstellung der gemessenen Konzentrationen ausgewählter Stoffe in den Schwebstoffproben bei Nieder- und Hochwasserabflüssen für die beprobten Gewässer. Auch bei den Schwebstoffen weisen die Hochwasserproben häufig etwas höhere Gehalte auf als die Niederwasserproben, wie z. B. bei Quecksilber. Der Unterschied ist aber nicht so deutlich ausgeprägt wie bei den filtrierte Gewässerproben und häufig sind die Konzentrationen ähnlich (z.B. bei Summe PAK, Nickel oder Cadmium).

Abbildung 17: Gegenüberstellung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g}/\text{kg}$] ausgewählter Stoffe in den Schwebstoffproben bei Nieder- und Hochwasserabflüssen (Darstellung der Mittelwerte, der Minima und der Maxima) für die beprobten Gewässer.

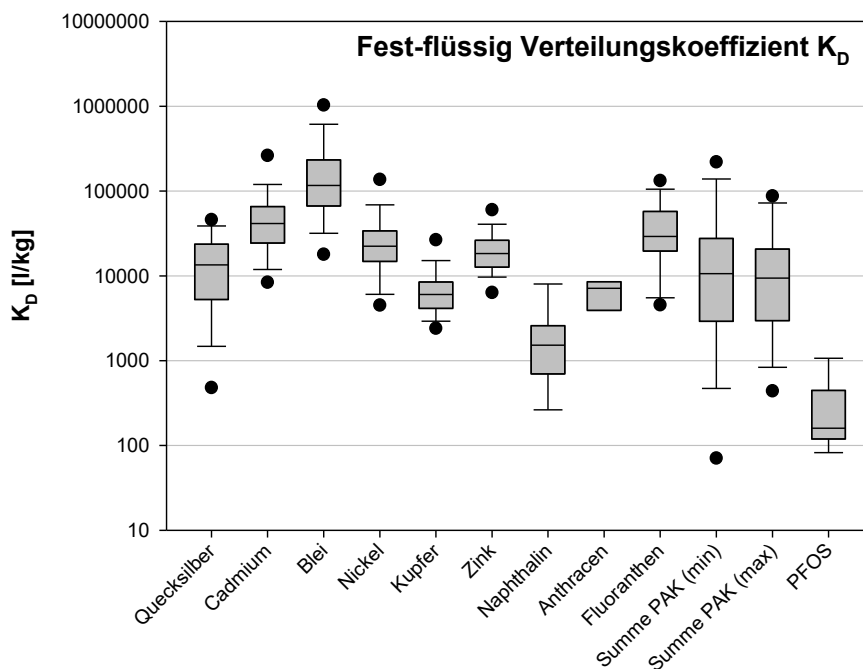


Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Aus den Konzentrationen in den Schwebstoffproben und den Wasserproben wurden theoretische fest-flüssig Verteilungskoeffizienten K_D abgeleitet. Diese Ergebnisse sind in Abbildung 18 dargestellt. Dafür wurden je Untersuchungsgebiet die Schwebstoffkonzentrationen in den Hochwasserproben mit den filtrierten (gelösten) Konzentrationen in den Hochwasserproben und die Schwebstoffkonzentrationen in den Niederwasserproben mit den filtrierten (gelösten) Konzentrationen in den Niederwasserproben in Bezug gesetzt. Diese theoretischen Verteilungskoeffizienten stellen eine Näherung dar. So erfolgten die Analysen nicht aus einem Ansatz und es konnte auch

nicht geprüft werden, ob in den jeweiligen Proben ein Gleichgewichtszustand besteht. Zudem ist die filtrierte Probe nur eine Näherung der gelösten Konzentration, weil sehr kleine Partikel auch einen 0,45 µm-Filter passieren können. Nichtsdestotrotz stellen die in Abbildung 18 zusammengefassten Verteilungskoeffizienten Näherungswerte zur Bestimmung des Verteilungsverhaltens der untersuchten Stoffe dar.

Abbildung 18: Fest-Flüssig Verteilungskoeffizient K_D [L/kg] für die untersuchten Stoffe (Boxplots mit 25%-75% Perzentilen in den Rahmen, 10%-90%-Perzentilen innerhalb der Fehlerbalken und Angabe der 5%-95%-Perzentile durch die Punkte. Die Mediane sind als Linien in den Boxen dargestellt).



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Die berechneten Näherungswerte zeigen zumeist eine gute Übereinstimmung mit Literaturwerten. Für Blei und Nickel geben die Dossiers zur Ableitung der Umweltqualitätsnormen mit 50.119-1.698.244 L/kg (Median 295.121 L/kg) für Blei und mit 5.754-117.490 L/kg (Median 26.303 L/kg) für Nickel ähnliche Verteilungskoeffizienten für Schwebstoffe und Wasser an. Etwas höhere Verteilungskoeffizienten als in der vorliegenden Studie berechnet weisen die Dossiers für Cadmium (Mittelwert 130.000 L/kg) und Quecksilber (Mittelwert 100.000 L/kg) aus, wobei jedoch anzumerken ist, dass diese Werte aus älteren Studien stammen. Diese Dossiers sind über die öffentlich zugängliche Bibliothek zur Wasserrahmenrichtlinie auf Circabc (<https://circabc.europa.eu/w/browse/b55f4c81-d664->

[43db-8b27-264b26a7424b](#)) abrufbar. Die Risikobewertungen für Zink (JRC, 2010) weist Verteilungskoeffizienten für Schwebstoffe und Wasser zwischen 10.000 und 176.000 L/kg für Zink aus. Für Kupfer wurden für die freiwillige Risikobewertung der Industrie Daten zusammengestellt, die einen Schwankungsbereich von 2.291 bis 616.595 L/kg mit einem Median von 30.246 L/kg angeben (ECHA, 20.7.2018). Die berechneten Werte liegen im unteren Bereich dieser Literaturwerte.

Für PFOS gibt die Literatur sehr unterschiedliche Verteilungskoeffizienten an. Während Milinovic et al. (2014) mit Werten zwischen 19 und 295 L/kg sehr ähnliche Verteilungskoeffizienten in Bodenproben bestimmt haben, weist die EFSA mit 2,0 bis 35 L/kg niedrigere Werte aus (EFSA, 2008).

Die berechneten Verteilungskoeffizienten erscheinen somit geeignet zur Berechnung der Stofffrachten aus den transportierten Schwebstoffen.

5.1.4 Boden

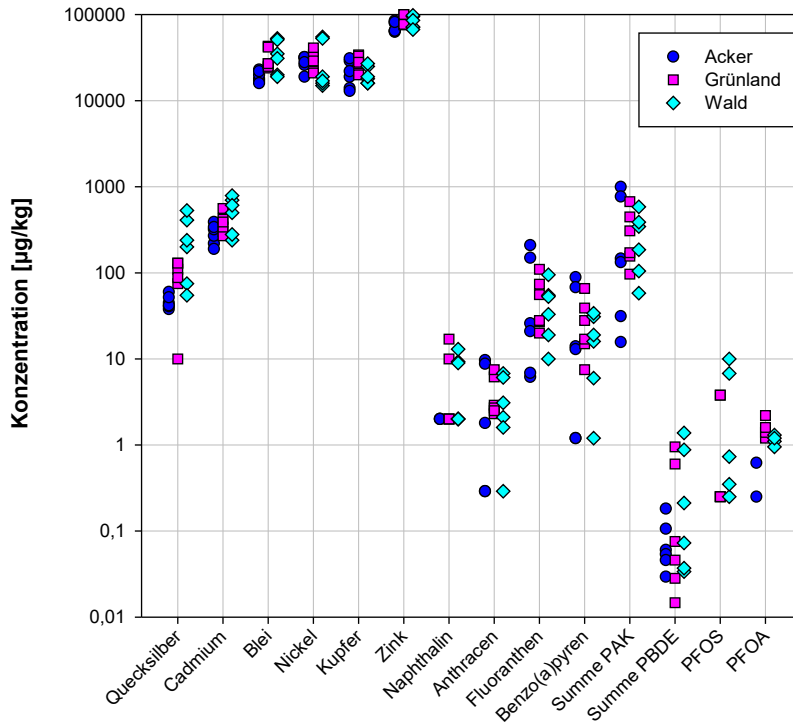
Es wurden 18 Bodenproben gesammelt und analysiert. Einen Überblick über die Untersuchungsergebnisse in den Bodenproben für die Stoffe und Stoffgruppen, die auch mit MoRE modelliert wurden, zeigt Tabelle 13. In allen Bodenproben nachgewiesen, wurden die Metalle, einige polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (Fluoranthren, Pyren, Benzo(a)pyren, Benzo(g,h,i)perylen und Indeno(1,2,3-cd)pyren) sowie die polybromierten Diphenylether. Zudem waren weitere Vertreter der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe in fast allen Proben zu finden, wohingegen Perfluoroktansulfonsäure und Perfluoroktansäure in etwa der Hälfte der Bodenproben beobachtet wurden. Von den Organozinnverbindungen war nur Monobutylzinn (MBT) vereinzelt nachweisbar.

Tabelle 13: Zusammenfassung der Untersuchungsergebnisse der Bodenproben und Darstellung der Mediane der Minimal- und der Maximalbewertung (n.n...nicht nachweisbar, < BG...kleiner Bestimmungsgrenze).

Parameter	Anzahl				Medianwerte [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	
	Gesamt	n.n.	<BG	Messwerte	Minimalbewertung	Maximalbewertung
Quecksilber	18	-	-	18	75	75
Cadmium	18	-	-	18	340	340
Blei	18	-	-	18	25.000	25.000
Nickel	18	-	-	18	29.000	29.000
Kupfer	18	-	-	18	22.000	22.000
Zink	18	-	-	18	81.000	81.000
Dibutylzinnverbindungen	18	18	-	-	0,0	1,0
Tributylzinnverbindungen	18	18	-	-	0,0	1,0
Naphthalin	18	4	9	5	2,0	7,2
Fluoranthen	18	-	-	18	31	31
Benzo(a)pyren	18	-	3	15	17	17
Summe PAK	18	-	-	17	180	190
Summe PBDE	18	-	-	-	0,067	0,080
PFOS	18	8	5	5	0,25	0,50
PFOA	18	8	1	9	0,44	0,56

Alle Bodenproben sind einer bestimmten Nutzung zugeordnet und es wurde zwischen Acker, Grünland und Wald unterschieden. Für jede Nutzung sind Proben von drei Flächen und zwei Probenahmen, in Summe sechs Proben verfügbar. Die gemessenen Konzentrationen (Minimalbewertung) für die drei Nutzungen sind in Abbildung 19 dargestellt.

Abbildung 19: Konzentrationen [$\mu\text{g}/\text{kg}$] (Minimalbewertung) der Metalle, ausgewählter polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe, derpolybromierten Diphenylether, der Perfluoroktansulfonsäure (PFOS) und von Perfluoroktanoat (PFOA) in den Bodenproben.



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Die höchsten Konzentrationen werden wieder für die Metalle Blei, Nickel, Kupfer und Zink gemessen und die Konzentrationen schwanken zwischen 10.000 und 100.000 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Deutlich niedrigere Konzentrationen wurden für Quecksilber und für Cadmium beobachtet. Die Messwerte für die polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe schwanken sehr stark und liegen zumeist zwischen 1,0 und 100 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Mit Messwerten zwischen 0,010 und 1,0 $\mu\text{g}/\text{kg}$ wurden die niedrigsten Konzentrationen für die polybromierten Diphenylether beobachtet.

5.1.5 Abwässer industrieller Direkteinleiter

Es wurden 20 Abwasserproben industrieller Direkteinleiter aus unterschiedlichen Branchen untersucht. Die Ergebnisse der Stoffe und Stoffgruppen, die mit MoRE modelliert werden, sind in Tabelle 14 zusammengefasst. Die Medianwerte der Minimal- und der Maximalbewertung sind nicht angeführt, weil die Messergebnisse in Abhängigkeit des Abwasserherkunftsbereichs sehr unterschiedlich sind.

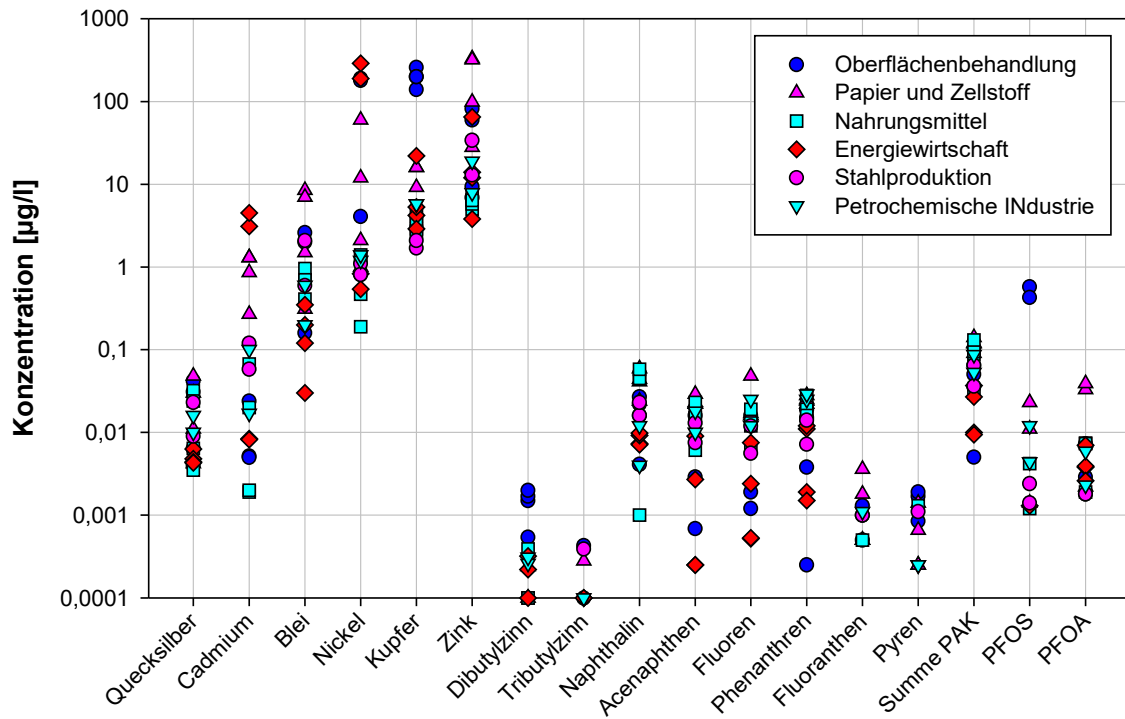
In allen oder fast allen Proben waren die Metalle Quecksilber, Cadmium, Blei, Nickel, Kupfer und Zink, Dibutylzinnverbindungen, die polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe Naphthalin, Acenaphthen, Fluoren und Phenanthren sowie Perfluoroktanoat nachweisbar. Weniger häufig wurden Tributylzinnverbindungen, Fluoranthen, Pyren und Perfluoroktansulfonsäure gefunden. In keiner Probe der industriellen Direkteinleiter nachweisbar waren einige Vertreter der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe, der Organozinnverbindungen sowie die polybromierten Diphenylether.

Tabelle 14: Zusammenfassung der Untersuchungsergebnisse der Fließgewässerproben (n.n...nicht nachweisbar, < BG...kleiner Bestimmungsgrenze).

Parameter	Anzahl			
	Gesamt	n.n.	< BG	Messwerte
Quecksilber	20	-	-	20
Cadmium	20	1	-	19
Blei	20	1	-	19
Nickel	20	-	-	20
Kupfer	20	-	-	20
Zink	20	-	-	20
Dibutylzinnverbindungen	19	5	4	10
Tributylzinnverbindungen	19	12	4	3
Naphthalin	20	-	1	19
Fluoranthen	20	10	4	6
Benzo(a)pyren	20	20	-	-
Summe PAK	20	-	-	-
Summe PBDE	20	20	-	-
PFOS	20	8	-	12
PFOA	20	4	-	16

Die Abwasserproben stammen aus den Herkunftsbereichen Oberflächenbehandlung, Papier und Zellstoff, Nahrungsmittelindustrie, Wärmekraftwerke, petrochemische Industrie und Stahlproduktion. Für die häufig nachgewiesenen Stoffe sind die Konzentrationen (Minimalbewertung) für diese unterschiedlichen Abwasserherkunftsbereiche in Abbildung 20 dargestellt.

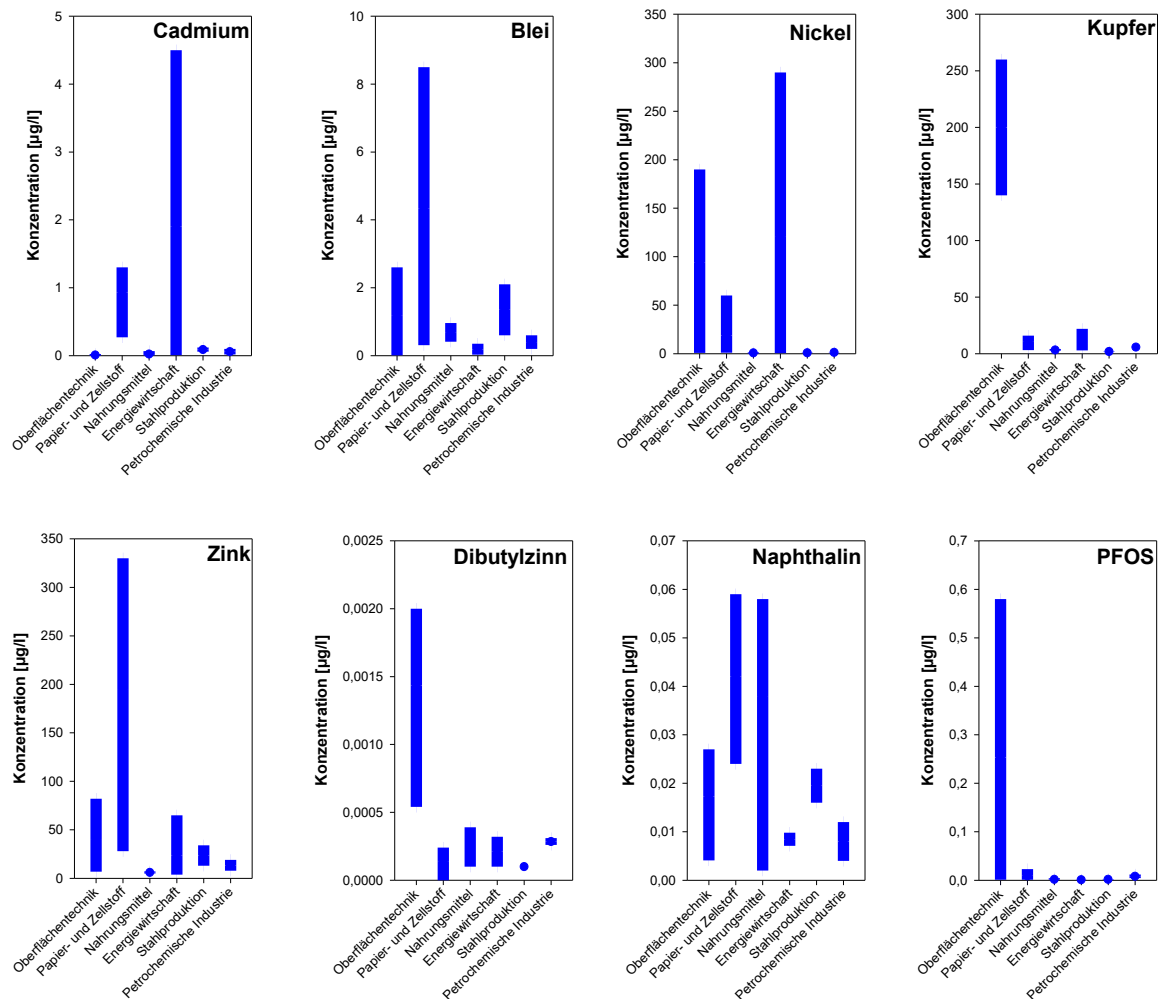
Abbildung 20: Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] (Minimalbewertung) der Metalle, ausgewählter polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe, der Organozinnverbindungen Dibutylzinn und Tributylzinn sowie der Perfluoroktansulfonsäure (PFOS) und von Perfluoroktanoat (PFOA) in den Abwasserproben der industriellen Direkteinleiter.



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Die gemessenen Konzentrationen der Maximalbewertung für die Metalle, Dibutylzinnverbindungen, Naphthalin und die perfluorierten Verbindungen Perfluoroktansulfonsäure und Perfluoroktanoat für die beprobten Abwasserherkunftsbereiche sind in Abbildung 21 dargestellt.

Abbildung 21: Gemessene Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] (Maximalbewertung) für die Metalle, Dibutylzinnverbindungen, Naphthalin und die perfluorierten Verbindungen Perfluoroktansulfonsäure und Perfluoroktanoat für die beprobten Abwasserherkunftsbereiche.



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Bei einigen Stoffen sind die höchsten Konzentrationen spezifischen Abwasserherkunftsbereichen zuordenbar. So wurden für Blei, Zink, Naphthalin und Perfluoroktanoat (PFOA) die höchsten Konzentrationen in den Abwässern der Papier- und Zellstoffindustrie gemessen, wohingegen für Cadmium und Nickel die höchsten Konzentrationen in den Abwässern der Energiewirtschaft beobachtet wurden. Die Abwässer aus dem Abwasserherkunftsbereich der Oberflächenbehandlung weisen die höchsten Konzentrationen für Kupfer, Dibutylzinnverbindungen und Perfluoroktansulfonsäure (PFOS) auf.

Generell ist aber anzumerken, dass die Konzentrationen im Abwasser industrieller Direkteinleiter sehr stark von den eingesetzten Stoffen und Chemikalien und von der Prozesstechnik abhängen und eine Übertragung innerhalb einer Branche und erst recht auf andere Abwasserherkunftsbereiche nur bedingt möglich ist.

5.1.6 Vergleich der Messungen in den unterschiedlichen Umweltkompartimenten

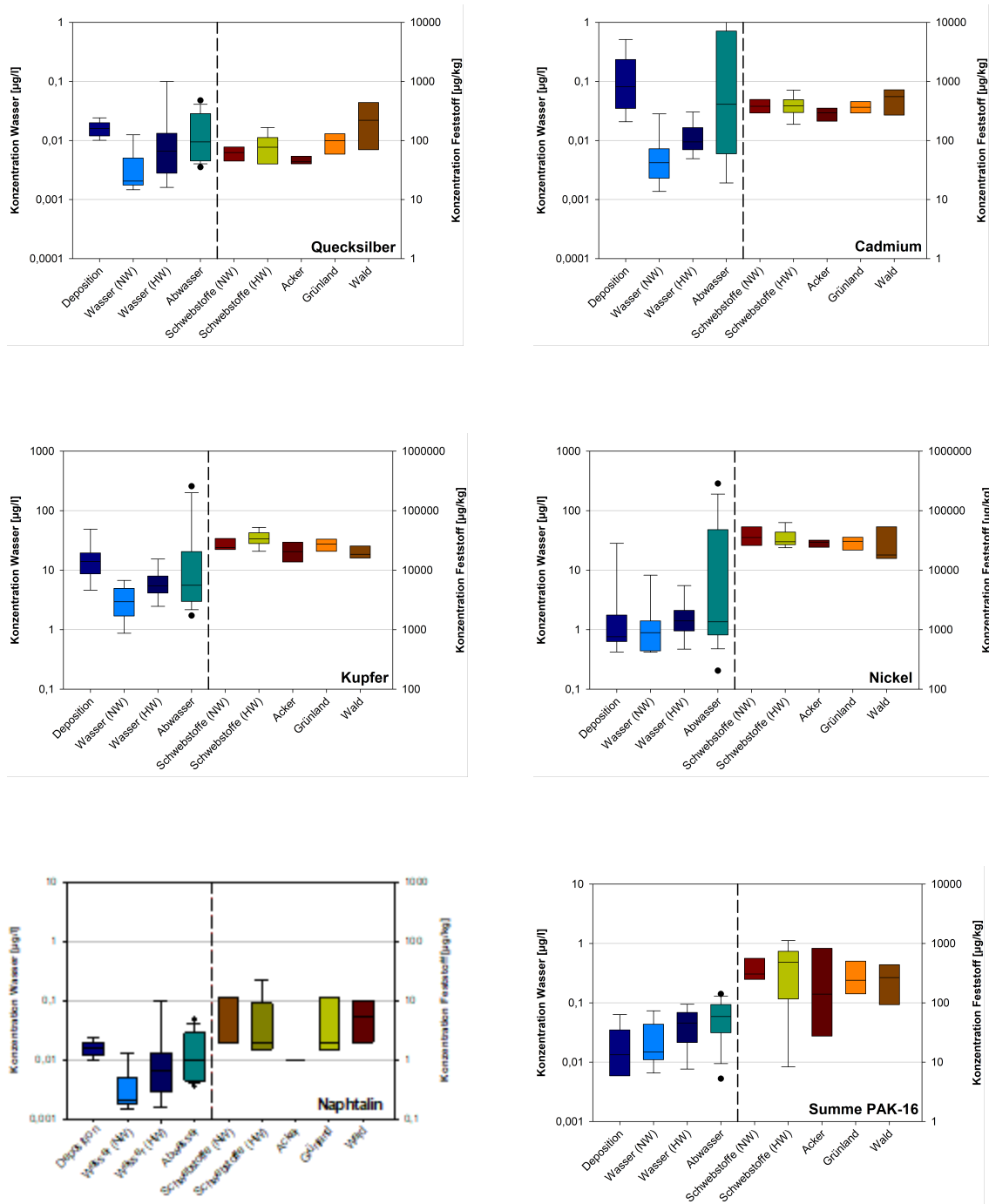
Die folgende Abbildung 22 zeigt einen Vergleich der gemessenen Konzentrationen in den untersuchten Wasser- und Feststoffproben (Boxplots mit 25%-75% Perzentilen in den Rahmen, 10%-90%-Perzentilen innerhalb der Fehlerbalken und Angabe der 5%-95%-Perzentile durch die Punkte). Die Mediane sind als Linien in den Boxen dargestellt.

Die Vergleichsdarstellungen zeigen die Metalle, Naphthalin und die Summe der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe. Die anderen Stoffe sind nicht dargestellt, weil einige zumeist nur in den Wasser- bzw. nur in den Feststoffproben nachgewiesen wurden. So wurden Dibutyl- und Tributylzinnverbindungen vorwiegend in den Wasserproben gefunden, wohingegen einige der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (z.B. Benzo(a)pyren) nur in den Feststoffproben nachweisbar waren.

Für Quecksilber und Cadmium wurden in den Wasserproben die höchsten Konzentrationen in der Deposition und in den Abwässern der industriellen Direkteinleiter gefunden. Bei den Feststoffproben zeigten die Waldböden bei Quecksilber und tendenziell auch bei Cadmium die höchsten Belastungen. Für Blei wurden in den Wasserproben die höchsten Konzentrationen in der Deposition gemessen und in den Feststoffproben waren die Bleigehalte in den Proben von Waldstandorten und in den Grünlandböden am höchsten. Bei Nickel dominieren die Abwasserproben der direkt einleitenden Industrie, während die Feststoffproben ähnliche Belastungen aufwiesen. Bei den Abwasserproben der industriellen Direkteinleiter ist aber auch die hohe Streuung der Messwerte hervorzuheben. Kupfer zeigt bei den Wasserproben eine ähnliche Verteilung wie Quecksilber und Cadmium und die höchsten Konzentrationen wurden in der Deposition und in den Abwässern der industriellen Direkteinleiter gefunden. Die Konzentrationen in den Feststoffproben sind ähnlich aber geringfügig höhere Werte wurden in den Schwebstoffproben gemessen, wobei die höchsten Werte in den Schwebstoffproben bei Hochwasser auftraten.

Bei den polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen wurden die höchsten Konzentrationen in den Wasserproben in den Abwässern der industriellen Direkteinleiter nachgewiesen. Die Messwerte in den Feststoffproben schwanken z.T. erheblich (z.B. Schwebstoffe bei Hochwasser oder Ackerböden).

Abbildung 22: Vergleich der gemessenen Konzentrationen (Minimalbewertung) in den untersuchten Wasser- [$\mu\text{g/L}$] und Feststoffproben [$\mu\text{g/kg}$] für die Metalle, Naphthalin und Summe PAK-16 (Boxplots mit 25%-75% Perzentilen in den Rahmen, 10%-90%-Perzentilen innerhalb der Fehlerbalken und Angabe der 5%-95%-Perzentile durch die Punkte. Die Mediane sind als Linien in den Boxen dargestellt).



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

5.2 Herkunftsanalyse von Spurenstoffen in Böden

Diffuse Einträge liefern für einige Spurenstoffe ganz wesentliche Beiträge zur Gewässerbelastung. Für diffuse Einträge über Grundwasser, Oberflächenabfluss, Dränagen und Erosion sind Böden die wesentlichen Herkunftsbereiche und spielen in diesem Zusammenhang als Speicher und Transportmedien (Erosion) eine wichtige Rolle. Dabei sind die Böden (abgesehen von Verwitterungsprozessen bei Schwermetallen) nicht die Quellen dieser Stoffe. Spurenstoffe werden über unterschiedliche Eintragspfade in die Böden eingebracht von wo sie entweder abgebaut, gespeichert oder in Gewässer weiter transportiert werden. Um nun das Verständnis über die Herkunft jener Stoffe die aus Böden in Gewässer eingetragen werden zu erhöhen wurden für die in dieser Studie betrachteten Spurenstoffe Bodenbilanzen berechnet. Anders als bei Nährstoffen ist es derzeit noch nicht möglich diese Bodenbilanzen direkt als Eingangsdaten für eine Emissionsmodellierung zu verwenden, doch sollen diese Untersuchungen helfen das Verständnis über die ursprünglichen Quellen (auch in Hinblick auf mögliche Maßnahmen zur Verringerung der Emissionen) zu erhöhen.

Um dies zu erreichen wurden Bodenbilanzen für die Metalle Blei, Cadmium, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink, sowie für die organischen Spurenstoffe PFOA, PFOS, Summe PAK (nach US-EPA), Summe PBDE und TBT durchgeführt. Die Bilanzen wurden für die Jahre 2009 bis 2014 sowie für die drei gewählten Varianten (Basis-, Minimal- und Maximalvariante) erstellt und anschließend über den Zeitraum gemittelt. In diesem Kapitel werden ausgewählte Ergebnisse dargestellt. Eine vollständige Auflistung der Ergebnisse für alle Stoff(gruppen) findet sich im Anhang in Abschnitt 7.5.2.

5.2.1 Inputpfade

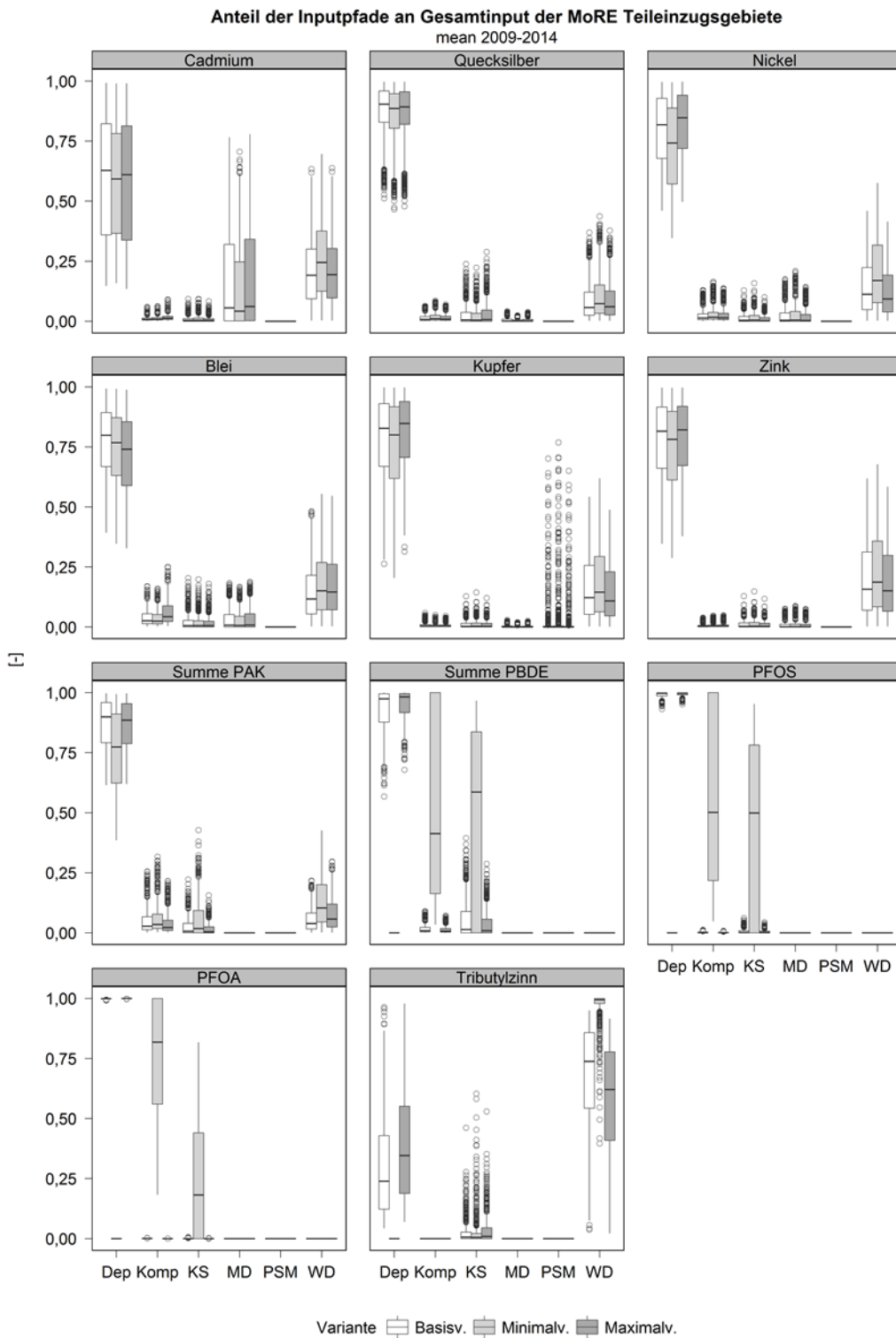
Die Analyse der Inputpfade für die gesamte Teileinzugsgebietsfläche zeigt bei allen drei Varianten die atmosphärische Deposition als Haupteintragspfad für einen Großteil der modellierten Substanzen (Abbildung 23). Bei den organischen Spurenstoffen PFOA, PFOS, Summe PBDE und TBT nimmt die Relevanz von Klärschlamm und Kompost (PFOA, PFOS, Summe PBDE) und Wirtschaftsdünger (TBT) bei der Minimalvariante deutlich zu. Das ist auch dadurch bedingt, dass die Deposition für diese Variante bei diesen Substanzen aufgrund der fehlenden Nachweisbarkeit auf null gesetzt wurde. Die Dominanz der atmosphärischen Deposition auf Gesamtteileinzugsgebietsfläche ist insbesondere dadurch erklärbar, dass der Anteil an nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen mit der Deposition als alleinigem Eintragspfad bei einem Großteil der Gebiete überwiegt (siehe dazu auch Abbildung 6). Bei den organischen Spurenstoffen zeigen die Schwankungen zwischen den drei Varianten, abgesehen von den PAKs, auch die hohe Unsicherheit in der Datenlage auf, wobei die

Annahmen zum realen Wert bei Konzentrationen unter der Nachweißgrenze ausschlaggebend für das Ergebnis der Inputanalyse sind. Als Ausnahme geht Wirtschaftsdünger bei den TBT-Verbindungen als bedeutender Inputpfad hervor. Hier ist jedoch anzumerken, dass die verwendeten Literaturwerte zu TBT Konzentrationen in Wirtschaftsdünger aus einer Studie des Jahres 2005 stammen und seither aufgrund der teilweisen Verbote rückgängig sein könnten (Kördel et al., 2006).

Beim Metall Cadmium wird in einigen Gebieten mit hohem Anteil an Ackerland, sowie hohem Einsatz von Mineraldünger, die Bedeutung von Mineraldünger als wichtigen Eintragspfad für Cadmium auf landwirtschaftlich genutzte Flächen sichtbar. Kupfer aus Pflanzenschutzmitteln ist in einigen Weinbaugebieten ein dominanter Eintragspfad, sowie Wirtschaftsdünger in Teileinzugsgebieten mit hohem Wirtschaftsdüngeranfall. Letzteres gilt in stärkerem Ausmaß auch für Zink.

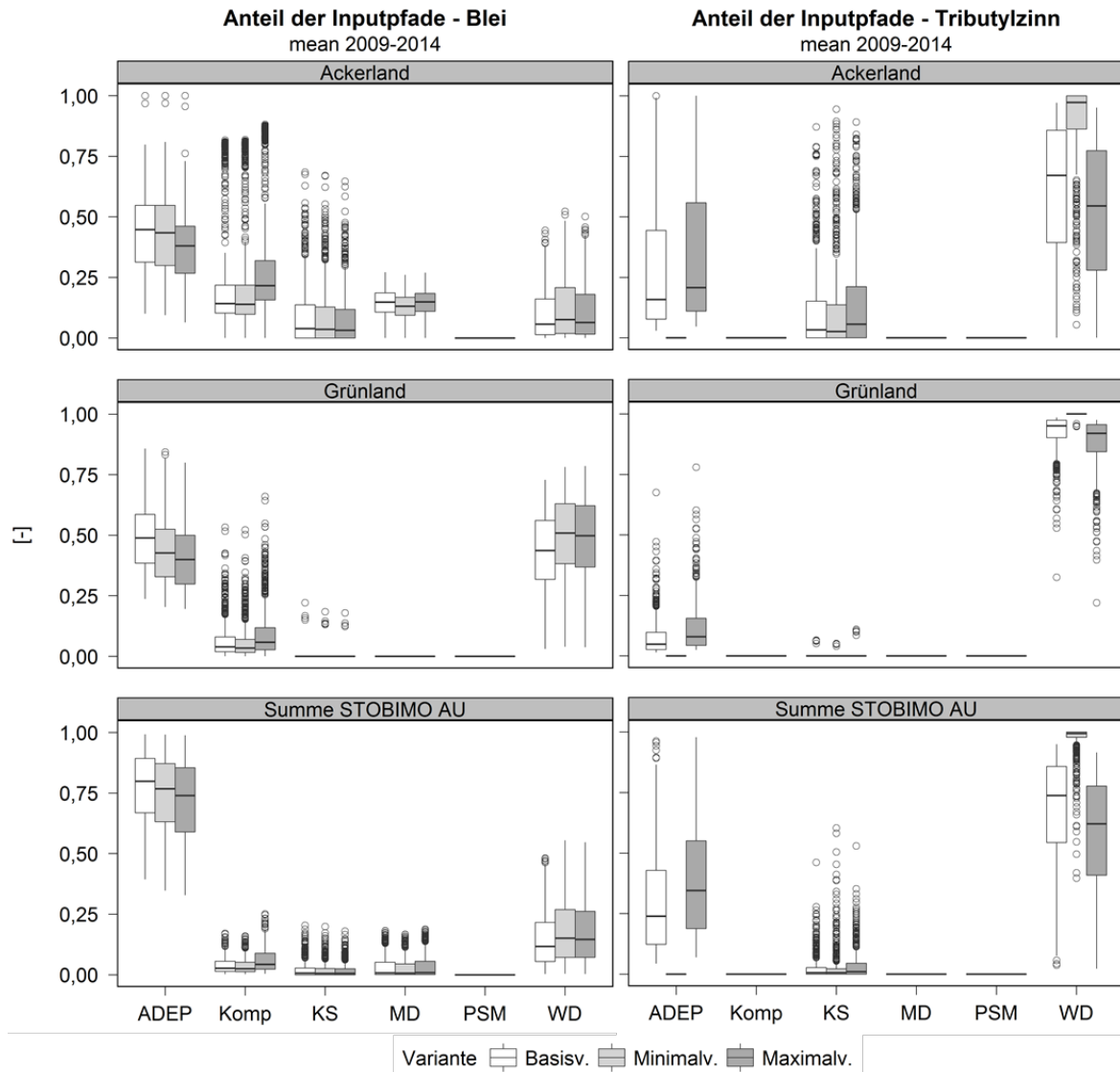
Entsprechend dieser Erkenntnisse ändert sich die Bedeutung der Inputpfade bei der reinen Betrachtung von Ackerland- und Grünlandflächen. Dies ist insbesondere bei Fragestellungen des Spurenstoffeintrags in Gewässer über Erosion aus Ackerland zu berücksichtigen. Beispielhaft ist in Abbildung 24 der Vergleich der Analyse für Acker- und Grünlandflächen sowie des gesamten Teileinzugsgebietes für Blei und TBT zu sehen. Während bei Blei Kompost und Klärschlamm in Ackerland, sowie Kompost und Wirtschaftsdünger in Grünland, Quellen für lokal hohe Einträge sein können, ist deren Bedeutung in der Gesamtteileinzugsgebietsbetrachtung deutlich geringer. Ebenso wächst die Bedeutung von Klärschlamm für TBT Einträge auf Ackerlandflächen im Vergleich zu Wirtschaftsdünger und der atmosphärischen Deposition.

Abbildung 23: Anteile der einzelnen Inputpfade an der Gesamtfracht in die MoRE Teileinzugsgebiete (Boxplots über alle Teileinzugsgebiete) und für alle Varianten (Dep = atmosphärische Deposition, Komp = Kompost, KS = Klärschlamm, MD = Mineraldünger, PSM = Pflanzenschutzmittel, WD = Wirtschaftsdünger).



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Abbildung 24: Beispielhafter Vergleich der Anteile der Inputpfade in den unterschiedlichen landwirtschaftlichen Nutzflächen mit der Gesamteinzugsgebietsbetrachtung für Blei (links) und Tributylzinn-Verbindungen (rechts) (Dep = atmosphärische Deposition, Komp = Kompost, KS = Klärschlamm, MD = Mineraldünger, PSM = Pflanzenschutzmittel, WD = Wirtschaftsdünger).



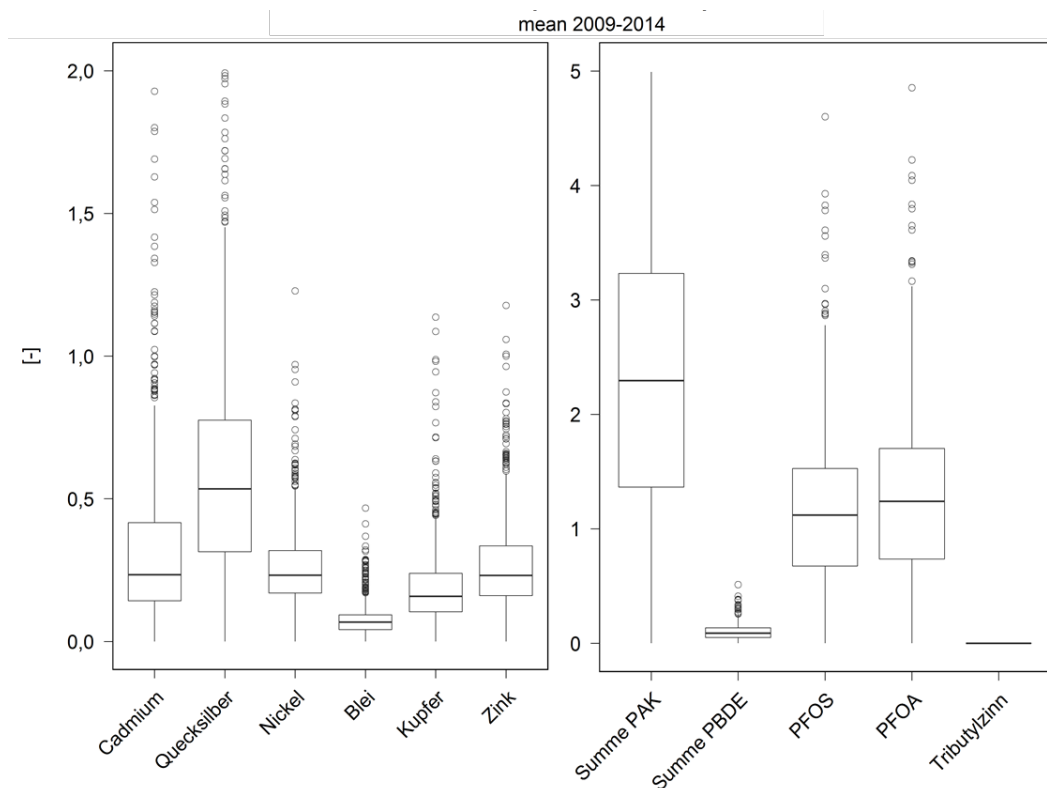
Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

5.2.2 Ernteentzug

An Outputs wurde in der Bodenbilanz der Pflanzenentzug berücksichtigt. Bei den organischen Spurenstoffen konnte aufgrund des geringen Kenntnisstands kein Abbau der Stoffe berücksichtigt werden, was bei einigen der Stoffgruppen aufgrund des leichten Abbauverhaltens in Böden (insbesondere den TBT-Verbindungen, Summe PBDE) zu einer

leichten Überschätzung des Überschusses führen könnte. Der Vergleich des modellierten Pflanzenentzugs mit den Einträgen in Ackerböden zeigt für die Metalle realistische Werte (Abbildung 25). Im Allgemeinen folgt der Vergleich der bekannten Mobilität der Metalle in Boden (Cd und Zn starke, Cu und Ni mittlere, Pb geringe Mobilität; Zehl, 2005). Lediglich für Quecksilber scheint die Pflanzenaufnahme in der Modellierung leicht überschätzt (geringe Löslichkeit). Für die Spurenstoffe PAK, PFOA und PFOS zeigt sich auch eine Überschätzung des Pflanzenausstrags, während der modellierte Austrag für PBDE deutlich realistischer erscheint, geht man allgemein von einer geringen Aufnahme dieser Stoffe in die Pflanze aus. Dies begründet sich nicht zuletzt in der begrenzten Datenlage. Für TBT konnten keine Daten zu Pflanzenkonzentrationen erhoben werden. Für einen späteren Vergleich der Ergebnisse der Bodenbilanz mit anderen Konzentrations- bzw. Frachtparametern der modellierten Teileinzugsgebiete, bietet sich für die organischen Spurenstoffe daher vermehrt eine Betrachtung der Einträge anstelle der Überschüsse an.

Abbildung 25: Verhältnis des modellierten Pflanzenentzugs zum Gesamtinput in den Ackerlandflächen dargestellt für die Basisvariante und alle Spurenstoffe.

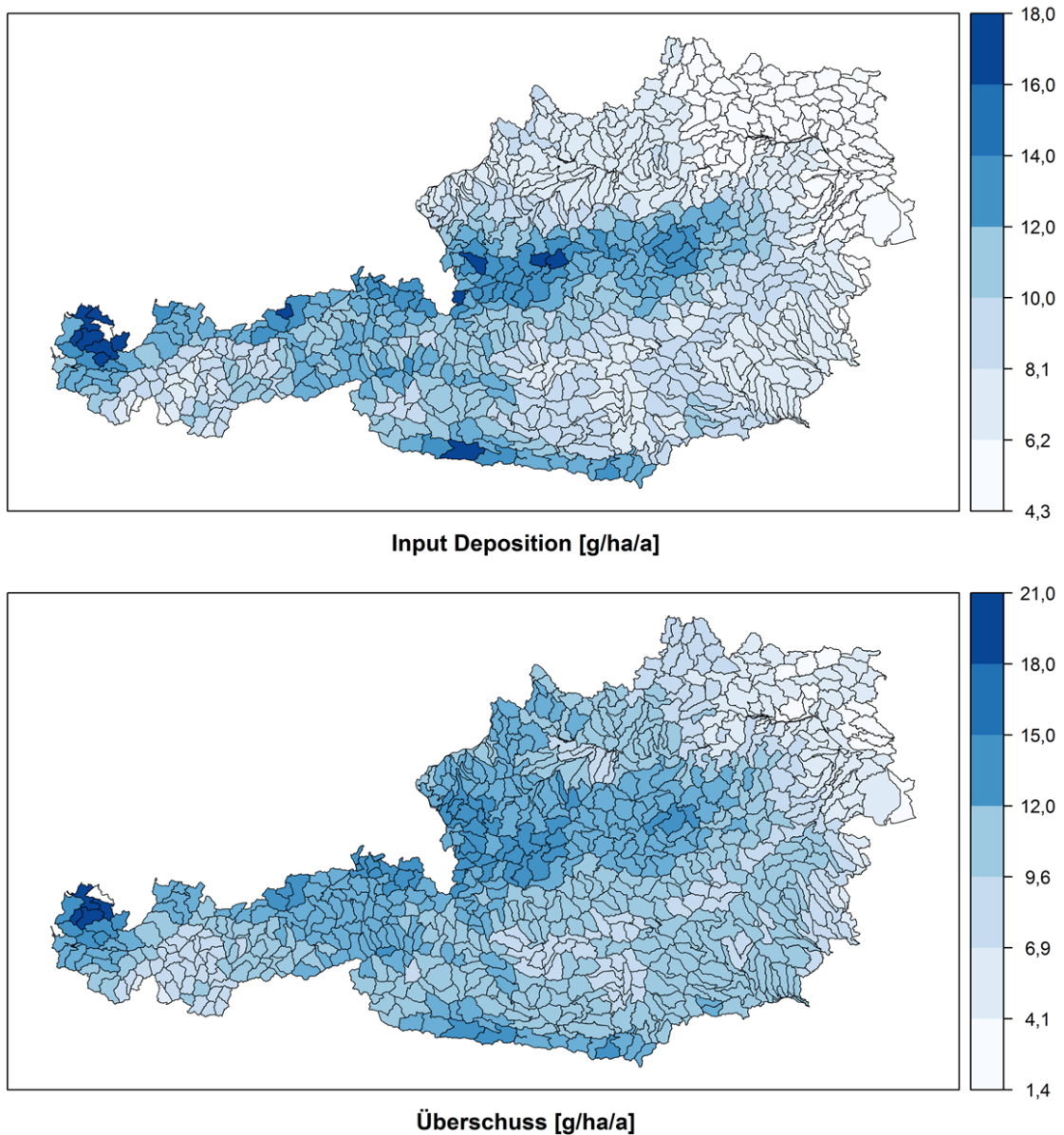


Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

5.2.3 Spurenstoffüberschüsse in Böden

Der Überschuss wurde für alle MoRE Teileinzugsgebiete durch Gegenüberstellung der In- und Outputs erstellt. Für die betrachteten Stoffgruppen wurden Karten des Überschusses für den visuellen Vergleich der Regionen erstellt (siehe Abschnitt 7.5.2 im Anhang). Aufgrund der bereits erwähnten Dominanz der atmosphärischen Deposition, entspricht die räumliche Verteilung des Überschusses bei vielen Spurenstoffen im Wesentlichen der innerhalb des Projektes modellierten Deposition (Beispiel Nickel, Abbildung 26).

Abbildung 26: Vergleich der räumlichen Verteilung des Inputs über die Deposition (oben) mit dem berechneten Überschuss (unten) der MoRE Teileinzugsgebiete für Nickel.

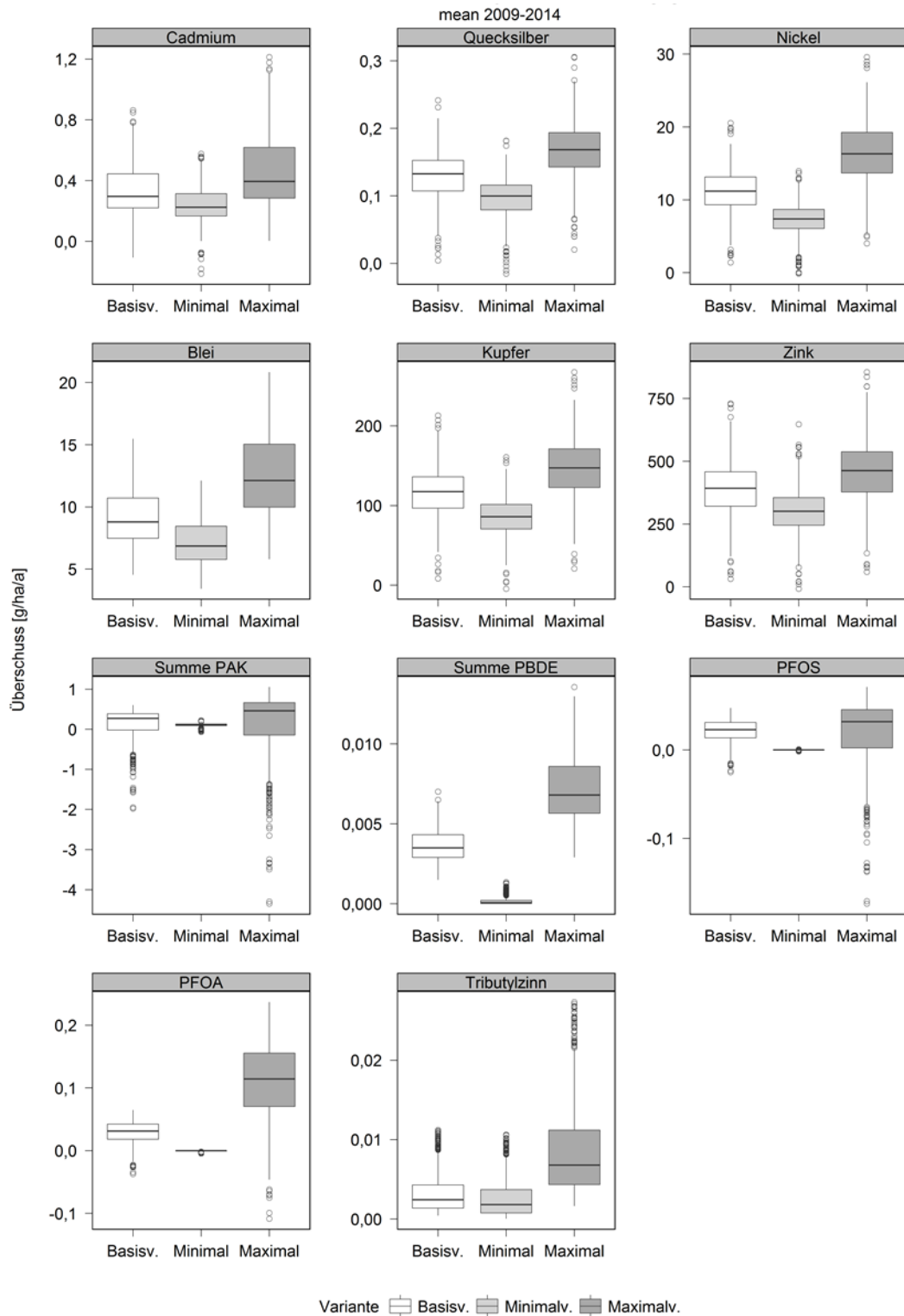


Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Die Streuung der berechneten Überschüsse in den MoRE Teileinzugsgebieten ist in Boxplotform in Abbildung 27 zu sehen. Der errechnete Überschuss bezogen auf die Medianwerte der Basisvariante nimmt für die betrachteten Spurenstoffe in folgender Reihung ab (g/ha/a): Zn (400) > Cu (120) > Pb (18) > Ni (11) > Cd (0,53) > Summe PAK (0,22) > Hg (0,18) > PFOA (0,031) > PFOS (0,029) > Summe PBDE (0,0035) > TBT (0,00063).

Der Vergleich der Minimal- und Maximalbetrachtung zeigt einen Anstieg der Unsicherheit des Ergebnisses für die betrachteten Spurenstoffe, bezogen auf die Differenz des Medians, in folgender Reihenfolge an: Hg, Zn, Cd, Cu (~1,5-fach) < Ni (2-fach) < Summe PAK, Blei, TBT (3-4-fach) < PBDE, PFOS (100-fach) < PFOA (1000-fach). Die Modellierung ist daher für die Schwermetalle, sowie für die Summe der PAK und TBT einigermaßen stabil, während für die Summe der PBDE, PFOS und PFOA mit großen Unsicherheiten in den Überschüssen zu rechnen ist, die sich durch die Eingangsdaten der Stoffkonzentrationen ergeben.

Abbildung 27: Berechneter Überschuss (g/ha/a) in den MoRE Teileinzugsgebieten (Boxplots über alle Teileinzugsgebiete) und für alle Varianten (Dep = atmosphärische Deposition, Komp = Kompost, KS = Klärschlamm, MD = Mineraldünger, PSM = Pflanzenschutzmittel, WD = Wirtschaftsdünger).

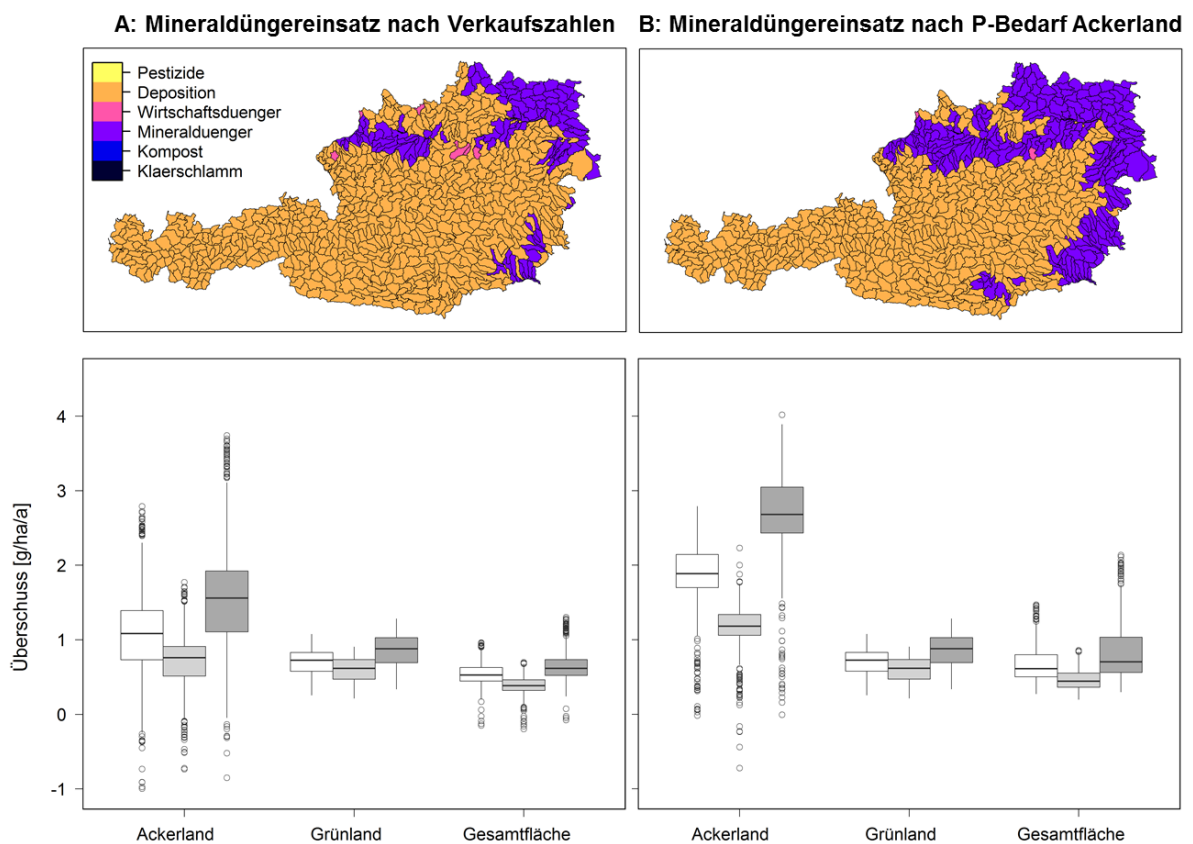


Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

5.2.4 Sensitivitätsanalyse Mineraldünger

Wie in der Methodik beschrieben, konnten für die berechneten Phosphor-Mineraldüngermengen im Vergleich zu den nationalen Verkaufsstatistiken starke Diskrepanzen gezeigt werden. Es wurde daher abschließend ein Vergleich der beiden Berechnungsarten durchgeführt. Als einziger Parameter maßgeblich von den beiden Berechnungsarten beeinflusst ist Cadmium, während bei Nickel und Zink in einigen Teileinzugsgebieten Unterschiede festgestellt werden konnten (Abbildung 28).

Abbildung 28: Vergleich der Auswirkungen der Berechnung des Mineraldüngereinsatzes nach Verkaufszahlen mit der Berechnung nach dem Rest-P-Bedarfs des Ackerlands für Cadmium. Oben: Haupteintragspfad für Cadmium in den Teileinzugsgebieten. Unten: Boxplots des berechneten Überschusses aller Teileinzugsgebiete dargestellt für Acker- und Grünlandflächen sowie der Summe der Teileinzugsgebiete.

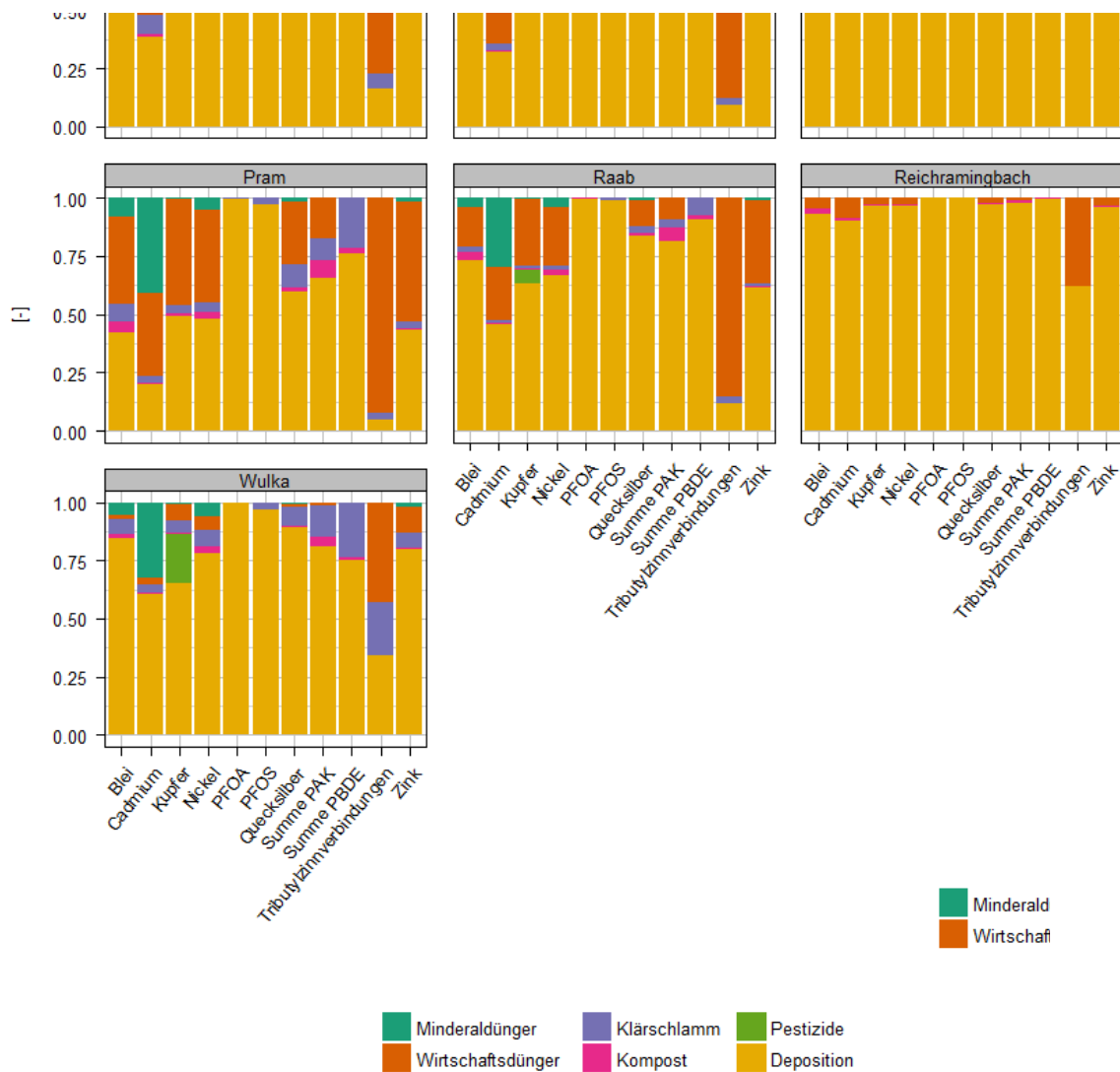


Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

5.2.5 Vergleich der Inputfrachten und Überschüsse mit Modellergebnissen der Testeinzugsgebiete

Für einen detaillierteren Vergleich der Spurenstoffüberschüsse in Böden mit Gewässerfrachten an den Gebietsauslässen wurden die modellierten Inputfrachten bzw. Überschüsse aus der Bodenbilanz und die aus dem Gewässermonitoring berechneten Gewässerfrachten für Spurenstoffe aus den Untersuchungsgebieten herangezogen. Damit wird verglichen, welche Fracht in einem Einzugsgebiet auf die Böden aufgebracht wird (bzw. unter Berücksichtigung eines Ernteentzuges in den Böden verbleibt) und wieviel über das Fließgewässer aus dem Gebiet abtransportiert wird. Die Untersuchungsgebiete Birkengraben und HOAL sind nur kleine Teile von in MoRE betrachteten Analysegebieten und können aufgrund der fehlenden Bodenbilanzen für diese Auswertung nicht berücksichtigt werden. Abbildung 29 zeigt den Anteil der modellierten Pfade am Gesamtinput für die sieben betrachteten Untersuchungsgebiete. Hier ist die Charakteristik der Einzugsgebiete ersichtlich, wie die wald- und durch offene Flächen dominierten Gebiete der Öztaler Ache und des Reichramingbachs (Deposition dominiert), das ackerbaulich geprägte Gebiet der Wulka mit Klärschlammasbringung, die ackerbaulich- und grünlandgeprägten Gebiete der Pram und Raab und die grünland- und waldgeprägten Gebiete Dornbirnerach und Mattig (höhere Anteil an Wirtschaftsdüngereinträgen).

Abbildung 29: Anteil der verschiedenen Eintragspfade am Input der unterschiedlichen Untersuchungsgebiete



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

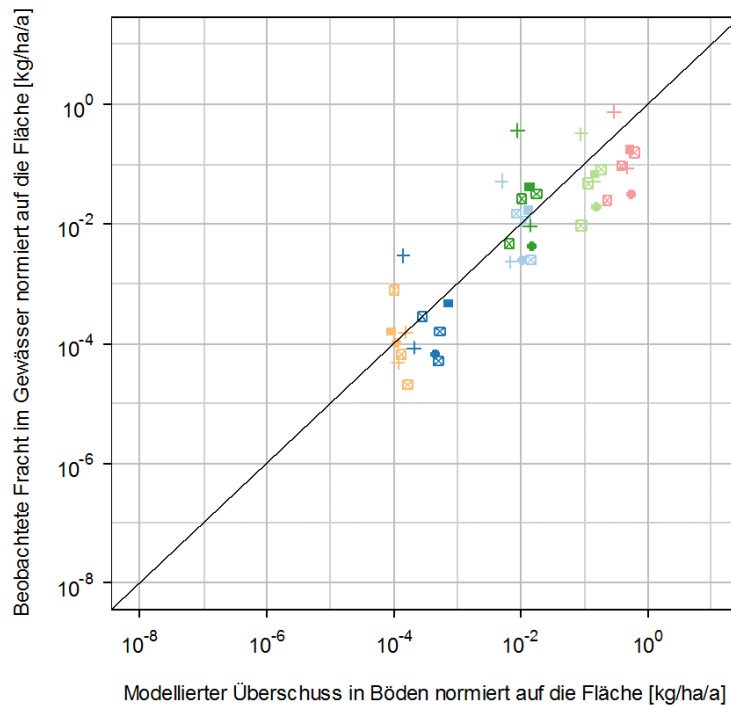
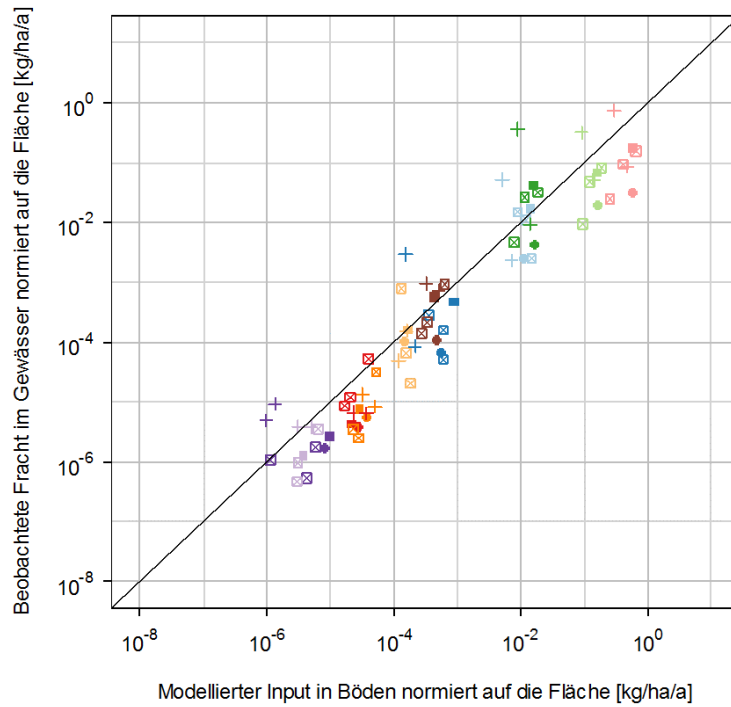
Wie in Abbildung 30 ersichtlich entsprechen die Inputfrachten in die Böden bzw. die Überschüsse pro Jahr auf den Böden der Einzugsgebiete größenordnungsmäßig den beobachteten Frachten im Gewässer, wobei die Inputfrachten und Überschüsse im Median die beobachteten Frachten im Gewässer um das 2-fache übersteigen. Insgesamt schwankt das Verhältnis der beobachteten Frachten zu Inputfrachten für die Untersuchungsgebiet in einem Bereich von minimal 0,05-0,09 (Cadmium, Kupfer, Zink, PFOA) bis maximal 40 (Nickel; Tabelle 15). Zusätzlich ist zu sehen, dass die modellierten Inputfrachten und Überschüsse normiert auf ha Einzugsgebietsfläche deutlich weniger zwischen den Untersuchungsgebieten schwanken, als die auf die Flächen normierten beobachteten Frachten. Dies ist ein Indikator, dass neben den berechneten Überschüssen, auch weitere unberücksichtigte Einträge, vor

allem aber auch der Einfluss von Retention und Mobilisierung durch Niederschlags-Abfluss-Prozesse einen maßgeblichen Faktor im tatsächlichen Transport der Überschüsse in die Gewässer darstellt. Aus dem Vergleich der Untersuchungsgebiete mit gleicher Hauptnutzung (Acker, Grünland, Wald, Validierungsgebiet = gemischt) können keine augenscheinlichen Schlüsse gezogen werden. Hierfür sind jedoch auch zu wenige Datenpunkte vorhanden, und die Gebiete mit gleich klassifizierter Hauptnutzung zu heterogen in den Anteilen der verschiedenen Landnutzungsarten (siehe Tabelle 1 – Beschreibung der Untersuchungsgebiete).

Weiters wurden die modellierten Bodeninputfrachten bzw. Überschüsse über eine geschätzte mittlere Krumentiefe (Wald = 5 cm, Grünland = 10 cm, Ackerland = 30 cm) in einen Stoffinput pro Jahr und kg Trockenmasse des Bodens bzw. eine Konzentrationszunahme pro Jahr und kg Bodenmasse nach Abzug der Pflanzentzüge umgerechnet. Dieser Input bzw. diese Konzentrationszunahme eines Jahres wurde anschließend den gemessenen Bodenkonzentrationen gegenüber gestellt (Abbildung 31). Wie zu erwarten war, liegen die gemessenen Konzentrationen in jedem Fall über der modellierten jährlichen Konzentrationszunahme. Insbesondere bei den rein durch menschliche Tätigkeiten in die Umwelt gebrachten Stoffgruppen PFOA, PFOS und Summe PBDE, zeigt die Gegenüberstellung der jährlichen Konzentrationszunahme eines Jahres mit den gemessenen Konzentrationen, dass – sofern kein beträchtlicher Abbau, oder eine Verlagerung ins Grundwasser stattfindet – die gemessenen Konzentrationen bei derzeitigen (v.a. atmosphärischen) Inputmengen bereits nach wenigen Jahren erreicht werden können (14 bis max. 200 Jahre; Tabelle 15). Dass diese Stoffe zum Teil erst seit wenigen Dekaden im Umlauf sind und ein Austrag über die Gewässer in relevantem Umfang stattfindet, deutet jedoch darauf hin, dass die jährlichen Einträge in einigen Gebieten möglicherweise deutlich unterschätzt werden oder in vergangenen Jahren/Jahrzehnten deutlich höher waren. Bei den Schwermetallen liegen die gemessenen Konzentrationen in den Untersuchungsgebieten deutlich über den jährlichen Inputmengen. Dies deutet auf eine vorhandene natürliche Hintergrundkonzentration sowie potentiell höhere Einträge in vergangenen Dekaden, beispielsweise über die atmosphärische Deposition hin.

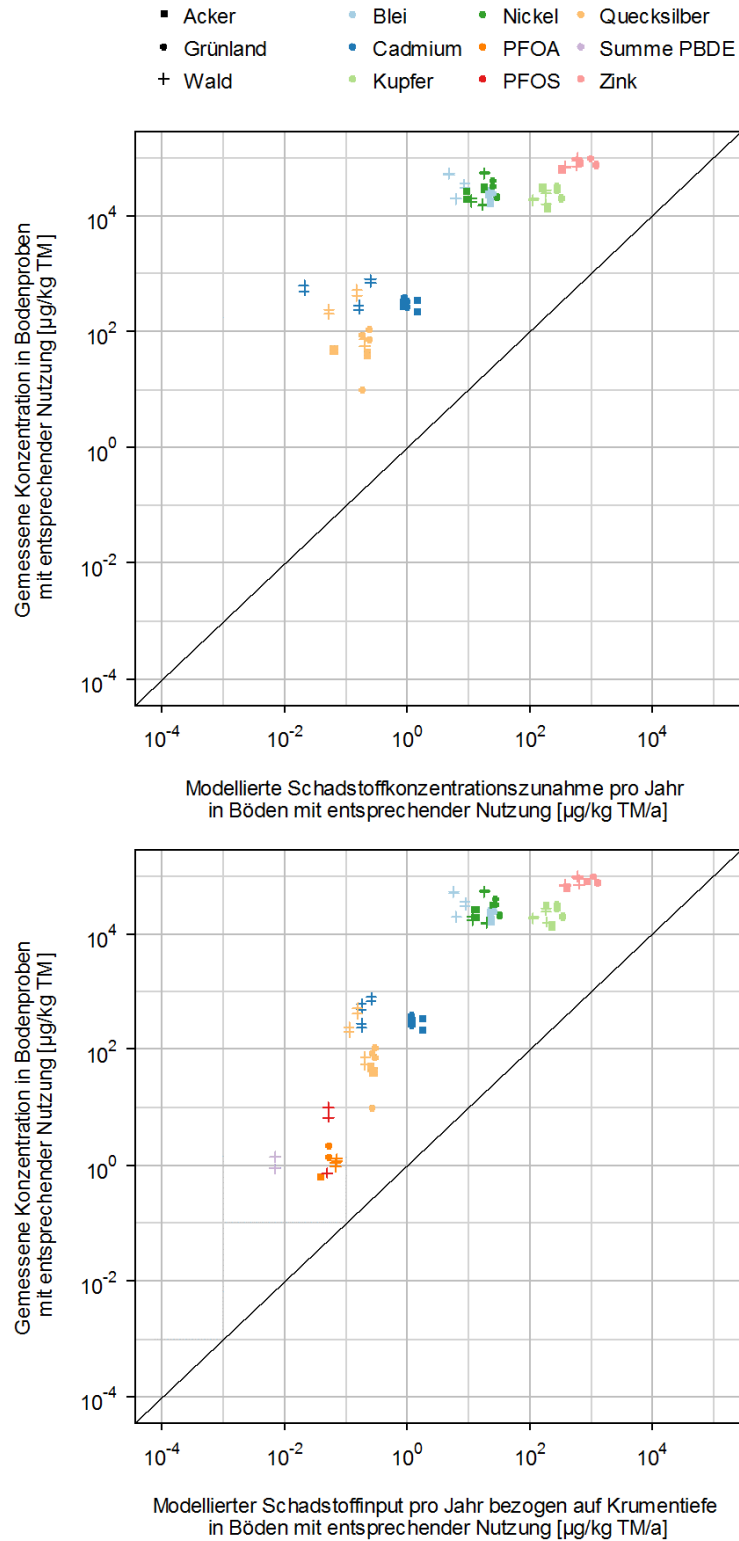
Abbildung 30: Vergleich der Inputfrachten in die Böden (oben) bzw. des Überschusses (unten) mit den beobachteten Frachten in den Untersuchungsgebieten

- Ackerland
- Grünland
- ⊠ Validierung
- + Wald und offene Flächen
- Blei
- Cadmium
- Kupfer
- Nickel
- PFOA
- PFOS
- Quecksilber
- Summe PAK
- Summe PBDE
- Tributylzinnverbindungen
- Zink



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Abbildung 31: Vergleich der theoretischen Konzentrationszunahme in Acker, Grünland oder Waldböden der Untersuchungsgebiete pro Jahr anhand des Inputs (unten) bzw. des Überschusses (oben) berechnet mit den gemessenen Bodenkonzentrationen der jeweiligen Nutzungsarten



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Tabelle 15: Verhältnis der beobachteten Gewässerfrachten (für Werte größer Bestimmungsgrenze) zu den Bodeninputs bzw. zu den Überschüssen (links) und Verhältnis der Bodenkonzentration zur berechneten jährlichen Konzentrationszunahme (über Bodeninput oder Überschuss), (rechts) dargestellt für jede(n) Stoff(gruppe)

Substanz	Fracht/ Input [-]			Fracht/ Überschuss [-]			Bodenkonzentration /Input [a]			Bodenkonzentration /Überschuss [a]		
	MW	Min	Max	MW	Min	Max	MW	Min	Max	MW	Min	Max
Cadmium	3,1	0,085	19	3,3	0,10	21	1.600	460	3.400	5.100	550	29.000
Kupfer	0,77	0,099	3,5	0,78	0,11	3,6	300	80	1.000	330	90	1.200
Quecksilber	1,4	0,11	6,0	1,8	0,12	7,7	1.200	75	3.400	2.100	110	4.900
Nickel	6,9	0,26	40	7,1	0,29	41	3.900	780	12.000	4.900	870	17.000
Blei	2,1	0,17	10	2,2	0,17	10	4.400	1.900	9.300	4.800	2.000	11.000
Zink	0,51	0,054	2,5	0,53	0,058	2,5	330	110	950	390	130	1.200
Tributylzinn- verbindungen	2,0	0,13	6,9									
Summe PAK	1,2	0,22	3,0									
Summe PBDE	0,56	0,16	1,2				160	130	200			
PFOA	0,26	0,090	0,60				44	14	97			
PFOS	0,46	0,14	1,3				110	15	190			

Allgemein lässt sich zusammenfassen, dass die Bodenbilanzen wichtige Hinweise über die Herkunftswege für Spurenstoffe in Böden geben. Die atmosphärische Deposition ist in den meisten Gebieten (nach jetzigem Wissensstand) wichtigster Eintragspfad für fast alle Stoffe. In Gebieten mit hohem Anteil an Acker oder Grünlandnutzung können aber für einzelne Stoffe auch Mineraldünger (Cd) oder Wirtschaftsdünger (z.B. Cd, Zn, Cu) wesentliche Eintragspfade sein. Ein erster Vergleich mit den Untersuchungsgebieten zeigt bisher keine markanten Zusammenhänge zwischen den berechneten Überschüssen und den beobachteten Frachten in Abhängigkeit der vorrangigen Einzugsgebietscharakteristik (Acker, Wald und offene Flächen, Grünflächen). Die Überschüsse liegen jedoch in einer ähnlichen Größenordnung wie die beobachteten Frachten, was weiter bestätigt, dass Böden einen wichtigen Speicher und Quelle für Spurenstoffe in Gewässer darstellen. Durch die geringe Anzahl an Untersuchungsgebieten mit Vergleichsfrachten sind jedoch nur begrenzte Aussagen möglich. Aufgrund der Dominanz der atmosphärischen Deposition wäre zukünftig zu empfehlen weiters eine differenziertere Betrachtung der Relevanz der Bodenbedeckung für die Einträge über die Deposition zu erarbeiten um sie in das Modell der Bodenbilanz

einzu pflegen zu können. So könnten beispielsweise die bekannterweise erhöhte Deposition in Waldgebieten besser nachgebildet werden.

5.3 Modelldaten

5.3.1 Stoffunspezifische Daten

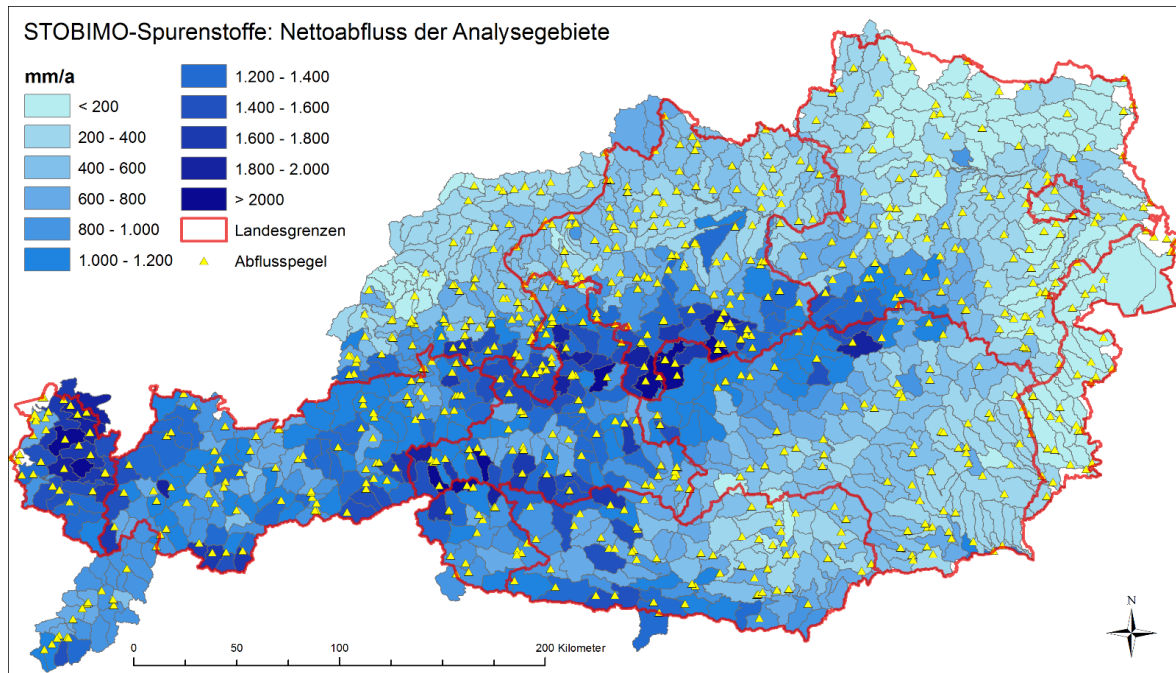
5.3.1.1 Abflüsse in Teileinzugsgebieten und Wasserbilanzkomponenten

Gesamtabflüsse

Die gewählte Methode zur Berechnung der Nettoabflüsse (Abschnitt 4.4.3.1) führt an den Abflusspegeln zu einer sehr guten Übereinstimmung der Gesamtabflüsse mit den Pegelmesswerten. Trotz dieser guten Übereinstimmung ist darauf hinzuweisen, dass bereits im Bereich der Abflüsse eine relevante Fehlerquelle auftritt. So ist bei jenen Gewässern, bei denen schon der Abfluss aufgrund der in Abschnitt 4.4.3.1 beschriebenen Unsicherheiten nur abgeschätzt werden konnte, die stoffliche Modellierung schon aus diesem Grund mit großen Unsicherheiten behaftet. In Abbildung 32 sind die letztendlich verwendeten Netto-Abflusshöhen des Modellierungsgebietes als mittlere Abflusshöhen für den Zeitraum 2009-2014 dargestellt.

Die Abflusshöhen der betrachteten AUs variieren zwischen 3,3 und 2900 mm/a. Daraus lässt sich schon ablesen, dass an einigen wenigen Stellen noch unplausible Werte vorliegen, welche sich aber aus der Auswertung der Pegeldaten ergeben haben.

Abbildung 32: Mittelwerte der Jahres-Abflusshöhen in den unterschiedlichen AU des Modellierungsgebietes für die Jahre 2009-2014.



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Oberflächenabfluss und unterirdischer Abfluss (Grundwasser und Interflow)

Als Grundlage für eine stoffliche Emissionsmodellierung wird der Gebietsabfluss eines Analysegebietes in unterschiedliche Abflusskomponenten unterteilt, welche genutzt werden, um über Konzentrationen in den Abflusskomponenten Emissionsfrachten auf Ebene des Analysegebietes zu berechnen. Neben den Abflusskomponenten von versiegelten Flächen (Urbane System diese inkludieren Mischwasserentlastungen und Niederschlagswasserabflüsse aus Trennkanalisationen, Kläranlagenabläufe und den Abfluss außerurbaner Verkehrsflächen, siehe dazu Kapitel 4.4.3.7 und Kapitel 4.4.3.9) werden auch drei Abflusskomponenten aus nicht versiegelten Flächen unterschieden. Dazu gehört der Oberflächenabfluss, welcher den oberflächlichen Abfluss von nichtversiegelten Flächen (landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich oder offen) beinhaltet. Der Abfluss aus landwirtschaftlichen Dränagen wird dort relevant, wo ein großer Teil der Flächen landwirtschaftlich genutzt wird und Dränagen aufweist. Der unterirdische Abfluss wird oft auch Grundwasserabfluss genannt. Dies ist missverständlich, da diese Abflusskomponente auch Wasser beinhaltet, welches nicht über eigentliche Grundwasserkörper abfließt, sondern auch Wasser, welches zum Zwischenabfluss (entlang von undurchlässigen Schichten ohne den eigentlichen Aquifer zu erreichen) gehört. Eine getrennte Betrachtung dieser beiden Abflusskomponenten ist derzeit in MoRE nicht vorgesehen und nicht möglich.

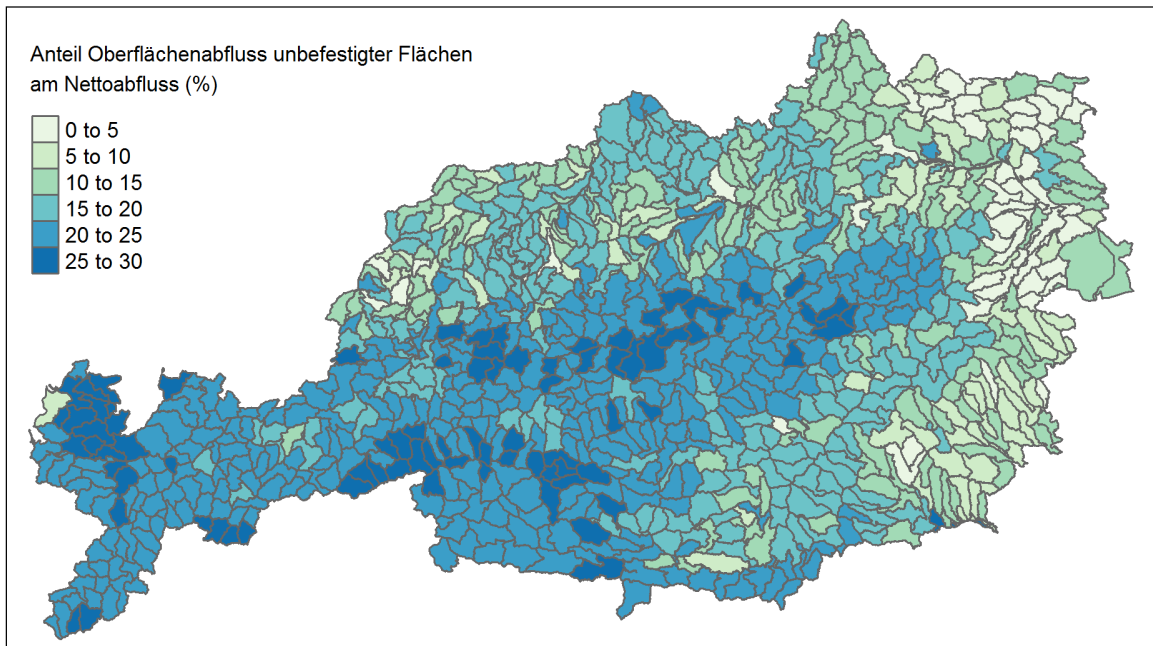
In Abbildung 33 sind die prozentualen Anteile der unterschiedlichen Abflusskomponenten am Gesamtabfluss dargestellt. Abbildung 34 zeigt die räumliche Verteilung des Anteils des Oberflächenabflusses im Modellgebiet.

Abbildung 33: Anteile der verschiedenen Abflusskomponenten am Gesamtabfluss für alle 894 Analysegebiete.



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Abbildung 34: Räumliche Verteilung des Anteils des Oberflächenabflusses im Modellgebiet.



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

5.3.1.2 Erosion und Feststofftransport

Im Rahmen des Projektes wurden mit der in Kapitel 4.6.1.1 skizzierten Methodik zahlreiche unterschiedliche Modelle sowohl für die zeitliche als auch für die räumliche Extrapolation transportierter Schwebstofffrachten entwickelt und durch das Kreuzvalidierungsverfahren getestet.

Folgende Gleichung zeigt die vereinfachte Form jenes Modells, welches sowohl für die zeitliche als auch für die räumliche Extrapolation auf Basis der Kreuzvalidierung (KV) zu den besten Ergebnissen geführt hat:

$$\log(\text{SFF}) = a + b_1 H + b_2 Q + b_3 Q_{(m-95)} + b_4 \xi + (a|\text{Cluster} + b_1 H|\text{Cluster} + b_2 Q|\text{Cluster} + b_3 Q_{(m-95)}|\text{Cluster} + b_4 \xi|\text{Cluster})$$

Dabei bedeutet:

- SFF: spezifische Feststofffracht,
- H: durchschnittliche Seehöhe;
- Q: jährlicher Nettoabfluss;
- Q_{m-95} : Maximaler Anteil des Abflusses über dem 95 Quantil der monatlichen Abflüsse,

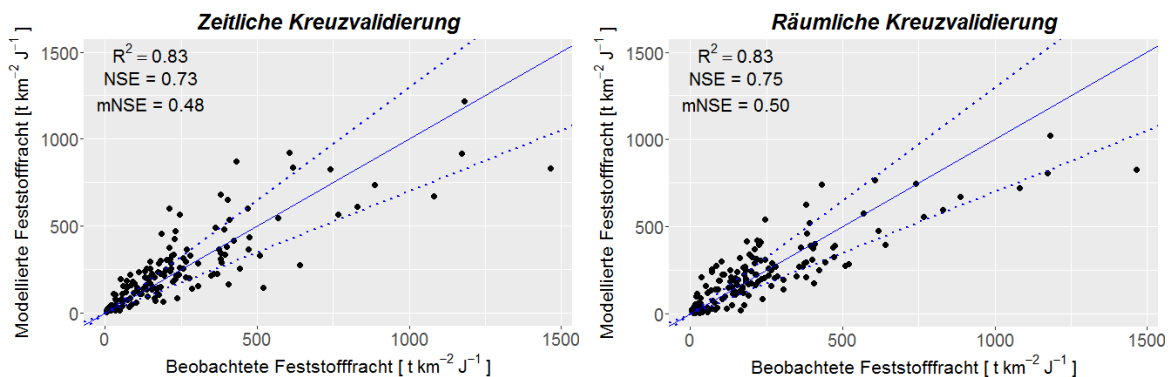
- Die Variable ξ entspricht dem Sedimenttransportkoeffizienten nach Gavrilovic (1976) und de Vente et al. (2005), der wie folgendes berechnet wird:

$$\xi = \frac{\sqrt{U * H} * (L_H + L_N)}{(L_H + 10) * F}$$

- U: Umfang des EZG;
- LH: Länge des Hauptflusses;
- LN: Länge der Nebenflüsse;
- F: Fläche des EZG.

Abbildung 35 zeigt den Vergleich zwischen den beobachteten und den durch das oben beschriebene Modell berechneten spezifischen jährlichen Frachten.

Abbildung 35: Gegenüberstellung von beobachteten und mit dem bayesschen hierarchischen Modell für zeitliche bzw. für räumliche Vorhersage modellierten jährlichen Feststofffrachten. Die durchgehende Linie entspricht einer perfekten Übereinstimmung, während die gestrichelten Linien eine Abweichung von 30% eingrenzen.



Vor allem unter Berücksichtigung der sehr hohen zeitlichen bzw. geographischen Variabilität der Feststofffrachten ist die Übereinstimmung zwischen modellierten und beobachteten Werten mit einer Nash-Sutcliffe Effizienz (NSE) von 0,73 für die zeitliche KV bzw. 0.75 für die räumliche KV ziemlich gut. Die modifizierte Nash-Sutcliffe Effizienz (mNSE) ist allerdings in beiden Fällen deutlich niedriger, da sie für die zeitliche KV 0.48 und für die räumliche KV 0.50 beträgt. Das ist im Wesentlichen auf die vor allem im nicht-alpinen Bereich beschränkte Datenverfügbarkeit zurückzuführen. Dadurch werden die Prozesse der Erosion und des Sedimenttransports in gebirgigen Gebieten mit hohen Frachten dominant, während die

vermutlich sehr unterschiedlichen Prozesse im kleinsten Cluster (überwiegend im niederschlagsärmeren Osten, mit niedrigerer Seehöhe und dafür höheren Anteile an Ackerland) unterrepräsentiert sind.

Obwohl sich dieser neue Ansatz als vielversprechend erwiesen hat, wurde er im Rahmen dieses Projektes wegen der beschränkten Datenverfügbarkeit und v.a. wegen der Komplexität seiner Implementierung in MoRE nicht integriert. Nichtsdestotrotz wurde er verwendet, um die aktuelle Berechnung in MoRE zu überprüfen bzw. teilweise zu korrigieren.

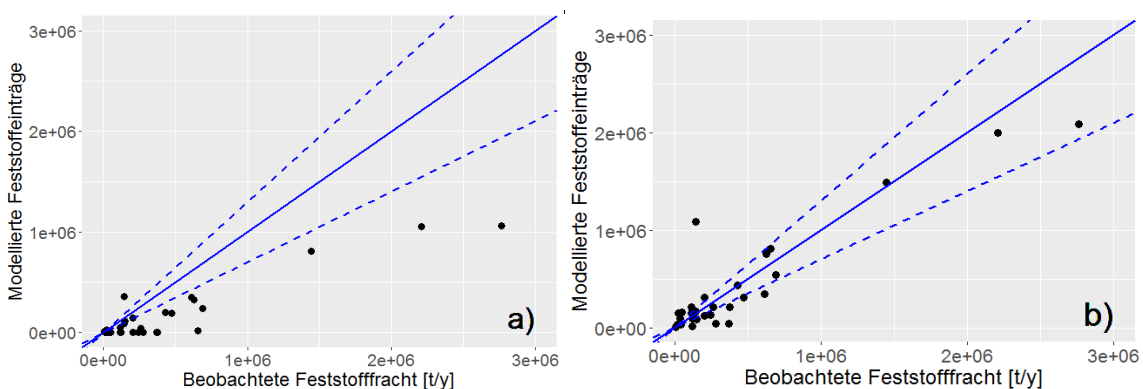
In Abbildung 36a ist zu sehen, dass die Berechnung der Feststoffeinträge, in der am Anfang des Projekts vorhandenen Version von MoRE, die tatsächlichen transportierten Frachten in den Einzugsgebieten, für die tägliche Schwebstoffdaten zur Verfügung stehen, erheblich unterschätzt. Der Unterschied ist besonders auffällig, wenn man bedenkt, dass die Gewässerretention in dieser Berechnung noch nicht enthalten ist. D.h. eigentlich sollten die geschätzten Einträge größer als die transportierten Frachten sein und nicht umgekehrt. Außerdem sind in der Abbildung 36a Medianwerte über den Zeitraum 2009-2014 dargestellt, wohingegen für einzelne Jahre noch deutlich größere Unterschiede auftreten. Über den Vergleich zwischen den mit MoRE und den mit dem bayesschen hierarchischen Modell modellierten Frachten wurde dasselbe Muster bestätigt. Im Mittel weist MoRE im Vergleich zu den gemessenen Frachten eine Unterschätzung um den Faktor 0,50 auf, obwohl die Gewässerretention noch nicht berücksichtigt ist. In zahlreichen Einzugsgebieten, vor allem im alpinen Bereich, tritt auch eine extreme Unterschätzung um bis zu drei Zehnerpotenzen auf.

Aufgrund dieser Ergebnisse wurde nun der Berechnungsansatz in MoRE geändert, um diese Unterschätzung auszugleichen.

Die Multiplikation vom Bodenabtrag mit dem Sedimenteintragskoeffizienten wurde nur für landwirtschaftliche Flächen im Modell belassen, während dieser zweite Schritt für die anderen Landnutzungen eliminiert wurde. In weiterer Folge wurde durch eine Optimierungsrechnung eine Kombination von Bodenabtragswerten gesucht, die den Unterschied zwischen den Frachten in den zwei Modellen minimieren würden bzw. die im Mittel eine gewisse, durch Gewässerretention von Schwebstoffen begründete Überschätzung, liefern würde. Diese Optimierung betraf den Bodenabtrag von natürlich bedeckten, offenen Flächen bzw. Gletscher, da die stärkste Unterschätzung in gebirgigen Gebieten zu beobachten war. Bei diesen Landnutzungen wurde zudem unterschiedlich vorgegangen, indem für offene Fläche und für Gletscher mit fixen flächenspezifischen Abträgen gerechnet wurde, während für natürlich bedeckte Flächen der flächenspezifische Abtrag mittels einer exponentiellen Funktion in Abhängigkeit vom mittleren Einzugsgebietsgefälle angepasst wurde. Die resultierenden Bodenabtragwerte betragen 10

t/ha für offene Flächen und 25 t/ha für Gletscher. Für natürlich bedeckte Flächen variieren die spezifischen Abträge zwischen 0,10 t/ha für mittlere Einzugsgebietsgefälle unter 15% bis zu 9 t/ha für ein mittleres Gefälle von 75%, das dem maximalen Fall der in dieser Studie abgegrenzten Gebiete entspricht. Diese Werte werden durch experimentelle Untersuchungen in ähnlichen alpinen Gebieten bestätigt (Meusbürger und Alewell, 2014). Durch diese Anpassung sind die in MoRE berechneten Einträge nun im Mittel 15% höher als die mit dem bayesschen Modell geschätzten Frachten in den Gewässern. Dies erscheint plausibel. Abbildung 36b zeigt, dass die durchgeführte Anpassung nicht auf alle Einzugsgebiete gleichmäßig wirkt, und dass in Einzelfällen nach wie vor Unterschätzungen bestehen. Da die Ergebnisse des bayesschen Modells auch von einer erheblichen Unsicherheit betroffen sind, sollte diese Anpassung nur als erster Schritt in Richtung einer Verbesserung des Erosionsansatzes in MoRE betrachtet werden. In Zukunft sollte dies möglich sein, wenn vermehrt kontinuierliche Messungen von Schwebstofffrachten auch in durch Ackernutzung geprägten Gebieten durchgeführt werden.

Abbildung 36: Vergleich zwischen in MoRE modellierten Feststoffeinträgen und beobachteten jährlichen Frachten (Median über Zeitraum 2009-2014) an 31 Teileinzugsgebieten für die tägliche Schwebstoffdaten vorhanden sind; a) modellierte Frachten ohne Anpassung; b) modellierte Frachten nach der Anpassung.



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

5.3.2 Stoffspezifische Eingangsdaten

Für die wichtigsten stofflichen Eingangsdaten wurde versucht, anhand der im Projekt generierten Messdaten und anderer zur Verfügung stehender Informationen, räumlich differenzierte Datensätze zu erzeugen und die Daten somit zu regionalisieren.

5.3.2.1 Atmosphärische Deposition und Konzentration im Oberflächenabfluss

Um regionalspezifische Eingangsdaten für die Emissionsmodellierung für atmosphärische Deposition und das mit dem Oberflächenabfluss abfließende Regenwasser zu erhalten, wurde eine Regionalisierung der Depositionen (Gesamt-Deposition) als Depositionsraten (über Depositionen auf die Oberfläche eingetragene Stoffmasse pro Fläche und Zeit) oder – Konzentrationen (Masse an nasser und trockener Deposition pro Volumen Niederschlagswasser) mittels Korrelationsanalysen mit verschiedenen Datensätzen regionalspezifischer Umgebungsparameter (z.B. Lage zu Ballungszentren, Niederschlagshöhe, Höhenlage usw.) angestrebt.

In einem ersten Schritt wurden die in diesem Projekt gemessenen Depositionen durch weitere Depositionsdaten ergänzt, um einen umfangreicheren Datensatz mit einer besseren räumlichen Abdeckung zu erhalten:

- Schwermetall-Depositionsraten aus den Lufthygienischen Jahresberichten des Landesamtes für Umwelt Bayern 2005-2016: 29 Messstationen mit Daten für Cd, Ni, Pb und Zn (LfU 2005-2016).
- Schwermetall-Depositionsdaten (Raten und Konzentrationen) welche von EMEP online zur Verfügung gestellt werden (EMEP 2016a): 92 Stationen in ganz Europa mit zumindest zeitweisen Daten für Cd, Cu, Pb, Hg, Ni, Zn seit dem Jahr 2000. Daraus wurden die Stationen in der Umgebung Österreichs selektiert und für die Auswertung verwendet. Offensichtliche Fehler in den Daten (Einheitenfehler bei der Datenübertragung) wurden korrigiert und an EMEP rückgemeldet.
- Depositionsdaten (Raten und Konzentrationen) für organische Spurenstoffe, welche von EMEP online zur Verfügung gestellt werden (EMEP 2016b): 33 Stationen mit Daten für die 16 PAK nach EPA und die BDE Kongenere 47, 99, 100 und 209. Daraus wurden die Stationen in der Umgebung Österreichs selektiert und für die Auswertung verwendet. Offensichtliche Fehler in den Daten (Einheitenfehler bei der Datenübertragung) wurden korrigiert und an EMEP rückgemeldet.
- Depositionskonzentrationen aus einer Messkampagne in Vorarlberg (Clara et al., 2016): 3 Standorte mit 9 Monaten Beprobung in 2015. Werte größer Bestimmungsgrenze für Schwermetalle, PFOA und Naphthalin.
- Depositionskonzentrationen aus dem SHTURM-Projekt (Clara et al., 2014b).

Um die Deposition zu regionalisieren wurden verschiedene Geodatensätzen aufbereitet:

- Geländehöhe aus dem digitalen Höhenmodell der European Environment Agency (EEA 2013)
- Landnutzungsdaten aus CORINE Land Cover 2012 (EEA 2016)

- Interpolierte Datensätze zu Feinstaubbelastung mit PM10 und PM2,5 der EEA für das Jahr 2013 auf einem 10 km Raster (EEA 2015).
- Rasterdatensatz zur Bevölkerungsdichte 2000 regionalisiert mit CORINE Land Cover 2000 (EEA 2009)
- Niederschlags-Jahressummen aus dem SPARTACUS-Datensatz der ZAMG für Österreich (Hiebl und Frei 2018).

Diese Geodatensätze wurden für die Umgebung der Depositionsmessstationen ausgewertet, wobei verschiedene Radien für die Erfassung des Umkreises der Stationen gewählt wurden: 0,1 km, 0,5 km, 1 km, 5 km, 10 km, 50 km und 100 km.

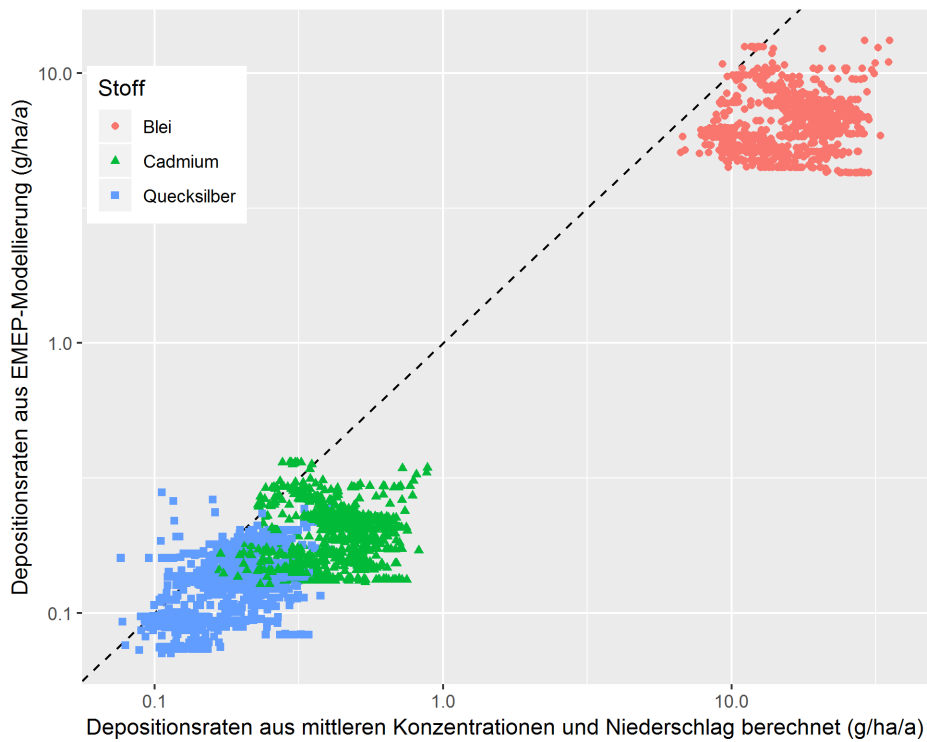
Anschließend wurde eine Korrelationsanalyse (Spearman Rang-Korrelation) der Depositionswerte (Konzentrationen und Raten) mit den Umgebungsparametern vorgenommen. Dabei ergaben sich viele signifikante aber schwache Korrelationen.

Durch die wenigen Standorte der Depositionsmessung zeigten die Umgebungsvariablen immer deutlich stärkere Korrelationen untereinander als mit den Depositionen.

Mit der vorliegenden Datenbasis war es mit den eingesetzten Methoden nicht möglich den geeignetsten Umgebungsparameter für eine Regionalisierung der Depositionen zu identifizieren. Es wurde daher für die Modellierung auf eine Regionalisierung verzichtet und mit statistischen Lageparametern (Perzentile) der Konzentrationen des gesamten Datensatzes gerechnet. Die Konzentrationen wurden mit dem Jahresniederschlag auf Depositionsraten für die Analysegebiete umgerechnet. Ausnahme davon sind die Parameter Benzo(a)pyren, Cadmium, Quecksilber und Blei.

Für Benzo(a)pyren, Cadmium, Quecksilber und Blei gibt es europaweite Modellierungen der Depositionsraten von EMEP (Ilyin et al., 2018, Gusev et al., 2018). Die horizontale Auflösung der Modellierung beträgt 50·50 km. Neuerdings sind die EMEP-Modellergebnisse auch spezifisch für verschiedene Ökosysteme verfügbar. Aufgrund der geringen Oberflächenrauigkeit ist die trockene Deposition auf Gewässeroberflächen deutlich geringer als zum Beispiel im Wald. Die modellierten Depositionsraten der 4 Substanzen auf Gewässeroberflächen ("Water Bodies" / "Inland water") für das Jahr 2014 wurden heruntergeladen, fehlende Bereiche mittels Inverse-weighted-distance-Kriging auf einem 1 km Raster gefüllt und die Werte durch flächengewichtetes Mitteln auf die Analysegebiete übertragen. Die Depositionsraten aus dem Jahr 2014 wurden für alle Jahre verwendet.

Abbildung 37: Vergleich der Depositionsraten aus der Umlegung mittlerer Konzentrationen über den mittleren Gebietsniederschlag und der Modellierung von EMEP. Dargestellt sind die Depositionsraten für jedes Analysegebiet (n=893, ohne Donau oh. Passau) für Cadmium, Blei und Quecksilber für das Jahr 2014 in der Basisvariante. Die EMEP-Depositionsraten sind fast durchweg niedriger als die aus den Konzentrationen und dem Niederschlag berechneten Raten.



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Der Eintragspfad „Oberflächenabfluss“ quantifiziert den gelösten Eintrag von Stoffen aus dem an der Erdoberfläche abfließenden Regenabfluss. Der partikuläre Eintrag wird über den Eintragspfad „Erosion“ modelliert.

Unter der Annahme, dass es bei Regenereignissen nicht zu einer starken Erhöhung der gelösten Stoffkonzentrationen durch das Fließen des Wassers über den Boden kommt, wurden die Konzentrationen in der Deposition auch als Eingangsdaten für die Konzentration im Oberflächenabfluss verwendet. Für die Parameter, bei denen für die Deposition die modellierten Daten von EMEP verwendet wurden, wurden diese mit dem Jahresniederschlag in Konzentrationen umgerechnet.

5.3.2.2 Unterirdischer Abfluss (Grundwasser und Zwischenabfluss)

Für die Modellierung der Stoffeinträge über den unterirdischen Abfluss (Grundwasser und Zwischenabfluss) werden Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser und Zwischenabfluss benötigt. Diese entsprechen nicht zwangsläufig den Konzentrationen in Grundwassermessstellen. Während für organische Spurenstoffe die räumliche Verteilung „nur“ durch die Einträge auf der Erdoberfläche und Retentions- und Abbauprozesse während der Bodenpassage bestimmt werden sollte, kommt bei den Schwermetallen eine Aufstockung der Konzentration durch die Lösung aus Boden- und Gesteinsmaterial hinzu. Hier besteht also die Möglichkeit, dass die Konzentration vom geologischen Ausgangsgestein wesentlich geprägt wird. Für die organischen Spurenstoffe lagen Daten aus einer Sondermesskampagne (Brielmann et al., 2018b) vor. Die Konzentrationen wurden nach Bodenausgangsgestein ausgewertet. Es ergaben sich jedoch aufgrund des geringen Stichprobenumfangs pro Klasse keine signifikanten Unterschiede. Es wurde mit statistischen Lageparametern (Perzentilwerten) des gesamten Datensatzes in die Modellierung gegangen.

Für die Schwermetalle standen verschiedene Datensätze bzw. Auswertungen zur Verfügung um eine Regionalisierung nach dem Bodenausgangsgestein vorzunehmen. Diese wurden ausgewertet und soweit möglich miteinander verglichen:

- Geohint: Der im Projekt GEOHINT (Brielmann et al., 2018a) erzeugte Rohdatensatz wurde für die Schwermetalle erneut ausgewertet, wobei Belastungshotspots anders als im GEOHINT-Projekt nicht herausgefiltert wurden, da diese Belastungshotspots auch für die Einträge über das Grundwasser wirksam sind. Die Konzentrationswerte liegen klassifiziert für die einzelnen Bodenausgangsgesteine vor. Sie wurden anhand eines Geodatensatzes für die Bodenausgangsgesteine in die Fläche gebracht. Für Bereiche, für die keine Daten vorlagen, wurde der Datensatz mittels Ordinary Kriging auf einem 1 km Raster inter- und extrapoliert. Anschließend wurde der erzeugte Datensatz mit den Analysegebieten des MoRE-Modells verschnitten (flächengewichteter Mittelwert).
- Auswertung der Daten der Gewässerzustandsüberwachung (GZÜV) für Oberflächengewässer bei Niedrigwasser: Unter der Annahme, dass bei Niedrigwasser in Oberflächengewässern der Abfluss größtenteils durch langsamen Interflow und exfiltrierendes Grundwasser gebildet wird, kann von der Konzentration im Gewässer auf die Konzentration im Grundwasser/Interflow bzw. die Konzentration im Eintrag über Grundwasser/Interflow rückgeschlossen werden. Dabei muss natürlich darauf geachtet werden, nur Gewässer in die Auswertung einzubeziehen, in welchen Punktquellen (Industrielle Direkteinleiter und kommunale Kläranlagen) keinen relevanten Anteil des Abflusses beisteuern.

Der Vorteil dieser Auswertung gegenüber der Auswertung von Messdaten aus Grundwasser-Messstellen ist, dass Veränderungen der Konzentrationen (z. B. Ausfällungen) beim Übertritt des Wassers vom Gestein/Boden in das Fließgewässer bereits miterfasst sind.

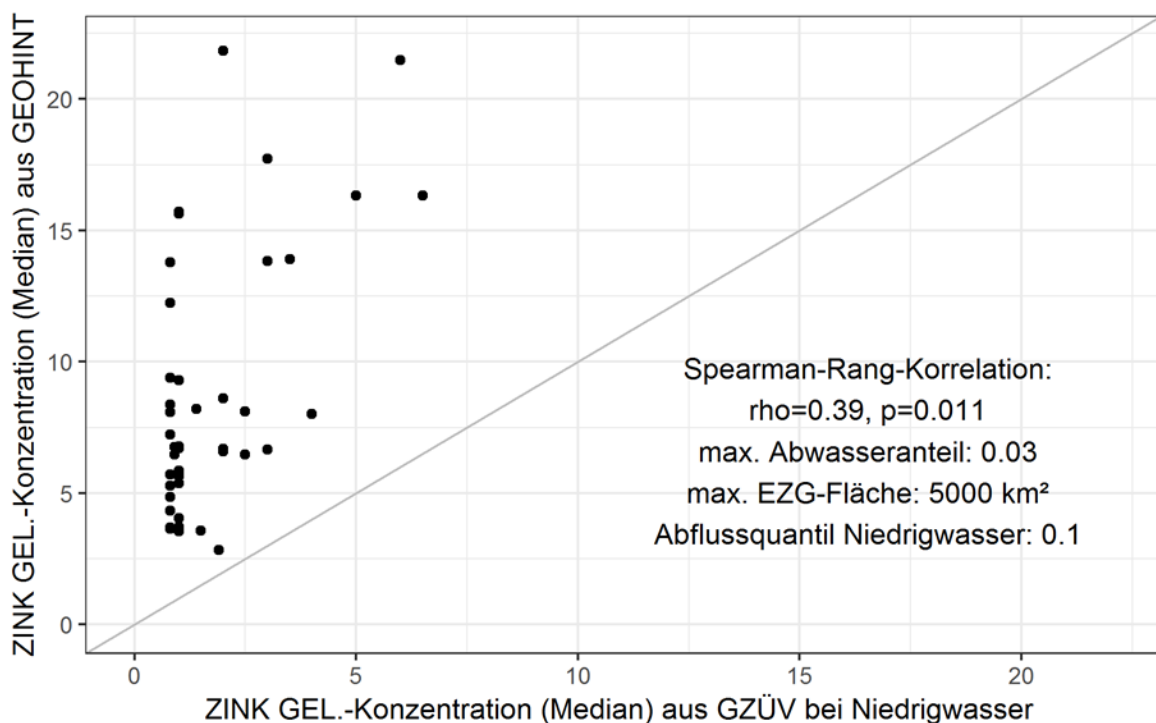
Die Datenbank der Messwerte der Gewässerzustandsüberwachung (GZÜV) in Oberflächengewässern (1992-2017) wurde unter Berücksichtigung folgender Filterkriterien ausgewertet:

- Das Einzugsgebiet der Messstelle darf eine Größe von 5000 km² nicht überschreiten, da sonst die geologischen Einflüsse zu vielfältig sind und keinen Rückschluss auf den Einfluss der Bodenausgangsgesteine erlauben.
- An der Messstelle darf der Anteil von Abwasser am Gesamtabfluss im Jahresmittel 3% nicht übersteigen.
- Für die Analyse der Schwermetallkonzentrationen an der Messstelle muss eine ausreichend sensible Analytik verwendet werden. Um dies zu erreichen wurden nur Jahr-Messstellen-Kombinationen verwendet, bei welchen zumindest sechs Messwerte über der Bestimmungsgrenze vorliegen.
- Niedrigwassersituationen wurden dadurch ausgewählt, dass geprüft wurde, ob der mittlere Tagesabfluss am Tag der Probenahme < 90% der Tagesabflusswerte der langjährigen Messreihe ist.
- Bei den verbleibenden Messstellen fanden sich teilweise noch extrem hohe Konzentrationswerte. Diese lassen sich dadurch erklären, dass die Einzugsgebiete der Messstellen von historischen Bergbauaktivitäten geprägt sind und aus alten Halden hohe Metallkonzentrationen ausgewaschen werden. Dieser Eintragspfad ist regional durchaus relevant, lässt sich aber aktuell aufgrund fehlender Datensätze nicht sauber quantifizieren.
- Die Auswertung der GZÜV-Oberflächenabflüsse ist nicht dazu geeignet, einen regionalisierten Datensatz zu erzeugen – dafür sind es zu wenige Messstellen mit geeigneten Messungen – sondern kann nur mittlere Werte für ganz Österreich erzeugen. Um diese mittleren Werte durch die durch Altbergbau hoch belasteten Messstellen nicht zu verfälschen, wurden die Messstellen, wo ein solcher Einfluss erkennbar war, aus der Auswertung entfernt. Das betraf die folgenden Messstellen:
 - Blei-, Zink- und Kupfer-Bergbau im Einzugsgebiet von Gailitz, Gail und Mürz (Geologische Bundesanstalt 2018): Messstellen FW21531167, FW21531177, FW21531197, FW21530167, FW61400217.
 - Unsichere Hinweise auf Bergbau in Schwarzenbach an der Pielach aus einem Internetforum (Unterirdisch.de 2012). Aufgrund sehr hoher Konzentrationen trotzdem aus der Auswertung genommen: Messstelle FW30900117.

Die so gefilterten Konzentrationsmessdaten enthielten Daten für Kupfer, Nickel und Zink. Der Median der Daten wurde verwendet um die Konzentration im Grundwasser/Interflow-Eintrag zu charakterisieren.

- Vergleich der Datensätze: Anschließend wurden die aus GEOHINT abgeleiteten Konzentrationen für eine vorläufige Auswertung in MoRE hinterlegt und mit den im Modell berechneten Grundwasser/Interflow-Wassermengen die sich im Gewässer bei Niedrigwasser ergebende Konzentration für die Messstellen berechnet. Diese Konzentration lässt sich direkt mit den Konzentrationen aus der GZÜV-Niedrigwasser-Auswertung vergleichen.

Abbildung 38: Vergleich der Zink-Konzentrationen aus der Niedrigwasserauswertung mit den Konzentrationen aus GEOHINT. Grau eingezeichnet ist die 1:1-Linie. Die schwarzen Punkte repräsentieren jeweils eine Messstelle.



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

In Abbildung 38 ist der Abgleich für Zink dargestellt. Es zeigt sich, dass die Konzentrationen aus der GEOHINT-Auswertung systematisch höher liegen, als jene der Niedrigwasserauswertung. Die Korrelation der Datensätze ist signifikant aber eher schwach. Die systematisch anderen Werte könnten auf verschiedene Ursachen zurück zu führen sein:

- a) Es ist bekannt, dass in den Brunnen, aus welchen die Proben für den GEOHINT-Datensatz gezogen wurden, teilweise Zinkrohre verbaut sind. Dies kann zu einer Probenkontamination führen.
- b) Es kann am Übertritt des Grundwassers/Interflows vom Boden/Gestein in das Fließgewässer durch die geänderten Redox-Verhältnisse zu einer Ausfällung oder Sorption von Zink kommen.

Für die Modellierung wurde daher für Zink mit statistischen Lageparametern (Perzentilwerten) der Niedrigwasserauswertung gerechnet.

Der Vergleich war weiterhin für Kupfer und Nickel möglich. Während die Werte bei Nickel in der gleichen Größenordnung liegen und gut korrelieren ($\rho=0.5$, $p<0.01$) zeigt sich bei Kupfer keine Korrelation und die Werte aus der Niedrigwasserauswertung sind überwiegend größer als jene aus GEOHINT. Für Kupfer wurden die regionalisierten Werte aus GEOHINT verwendet.

- Schwermetallkonzentrationen im Grundwasser: Für die Schwermetalle Cadmium, Quecksilber, Blei und Nickel wurde im Auftrag des BMNT ein Sondermessprogramm in Grundwasserproben durchgeführt. Untersucht wurden 65 Grundwassermessstellen, die zwei Mal beprobt wurden. Die Untersuchungsergebnisse sind in Brielmann et al. (2018) dokumentiert. Die Ergebnisse lagen wiederum klassifiziert für die Bodenausgangsgesteine vor. Die Daten für Cadmium, Quecksilber, Blei und Nickel wurden analog zu den Daten aus GEOHINT aufbereitet und für die Modellierung verwendet.

5.3.2.3 Eintragspfad Dränagen

Da keine Daten zu Konzentrationen im Abfluss aus Dränagen vorlagen, wurden die Konzentrationen des unterirdischen Abflusses (Grundwasserzustrom und Zwischenabfluss) auch für die Dränagen verwendet.

5.3.2.4 Bodenkonzentrationen

Die Oberbodengehalte sind Eingangsparameter für den Erosionspfad und werden nach möglicher Modifikation über die Enrichment Ratio (Kapitel 5.3.2.5) für Einträge aus landwirtschaftlichen Flächen mit den letztlich resultierenden Bodeneintragsmengen multipliziert. In diesem Projekt findet eine Differenzierung nach Bodeneinträgen aus der Landwirtschaft (Ackerland und Grünland separat betrachtet) und von offenen Flächen (Wald) statt. Eine detaillierte Beschreibung der Vorgehensweise für die Parametrisierung der Eingangsgrößen findet sich in Kapitel 4.4.3.5.

Für die modellierten Schwermetalle (Ausnahme Hg auf bewaldeten Standorten) stellt BORIS eine gute Datenquelle dar. Für die organischen Spurenstoffe waren keine flächendeckenden Daten für Österreich verfügbar. Lediglich für PAK werden in der BORIS Datenbank Messwerte geführt, die nach eingehendem Test aber nicht für die weitere Modellierung verwendet worden sind (Kapitel 4.4.3.5). In diesen Fällen wurde auf die eigenen Messungen zurückgegriffen, die für die spezifischen Landnutzungsarten Acker, Grünland und Wald erhoben wurden (Kapitel 5.1.4).

Insgesamt kommt es bei der Parametrisierung der Eingangsdaten für Oberbodengehalte daher zu einem Mix unterschiedlicher Quellen. Liegt für die organischen Spurenstoffe sowie für Quecksilber (Wald) für alle Einzugsgebiete lediglich nur je ein Wert für Stoff und Variante auf, so konnten für die übrigen Schwermetalle regionalisierte Eingangsdaten für alle drei Varianten erstellt werden. Tabelle 16 dokumentiert die im Modell verwendeten Oberbodengehalte für Wald, Acker und Grünland.

Tabelle 16: Mittelwerte der Oberbodengehalte für Schwermetalle und organische Spurenstoffe differenziert nach Wald, Acker und Grünland für die im Modell verwendeten drei Varianten.

Parametergruppe	Parameter	Wald			Acker			Grünland		
		Minimal	Basis	Maximal	Minimal	Basis	Maximal	Minimal	Basis	Maximal
Schwermetalle [mg/kg TS]	Cadmium	0,24	0,45	0,77	0,16	0,38	0,38	0,25	0,54	0,54
	Kupfer	12	17	27	22	27	35	15	21	30
	Quecksilber	0,23	0,23	0,23	0,085	0,15	0,29	0,10	0,15	0,22
	Nickel	14	24	34	22	29	38	17	24	33
	Blei	34	48	68	13	20	31	23	33	48
	Zink	42	64	92	69	91	110	68	87	110
Organische Spurenstoffe [mg/kg TS]	Dibutylzinnverbindungen	0,0	0,00050	0,0010	0,0	0,00050	0,0010	0,0	0,00050	0,0010
	Tributylzinnverbindungen	0,0	0,00050	0,0010	0,0	0,00050	0,0010	0,0	0,00050	0,0010
	Benzo(a)pyren	0,018	0,018	0,019	0,031	0,032	0,032	0,037	0,037	0,037
	Fluoranthren	0,044	0,044	0,042	0,070	0,070	0,070	0,067	0,067	0,067
	Naphthalin	0,0062	0,0070	0,0088	0,0010	0,0023	0,0046	0,0073	0,0079	0,0091
	Summe 16 EPA-PAK	0,28	0,28	0,29	0,35	0,36	0,37	0,40	0,40	0,41
	PBDE	0,00040	0,00040	0,00040	0,00010	0,00010	0,00010	0,00040	0,00040	0,00040
	PFOS	0,00080	0,00080	0,00090	0,00010	0,00020	0,00040	0,0016	0,0016	0,0016
	PFOA	0,0030	0,0030	0,0032	0,0	0,00010	0,00030	0,0020	0,0020	0,0022

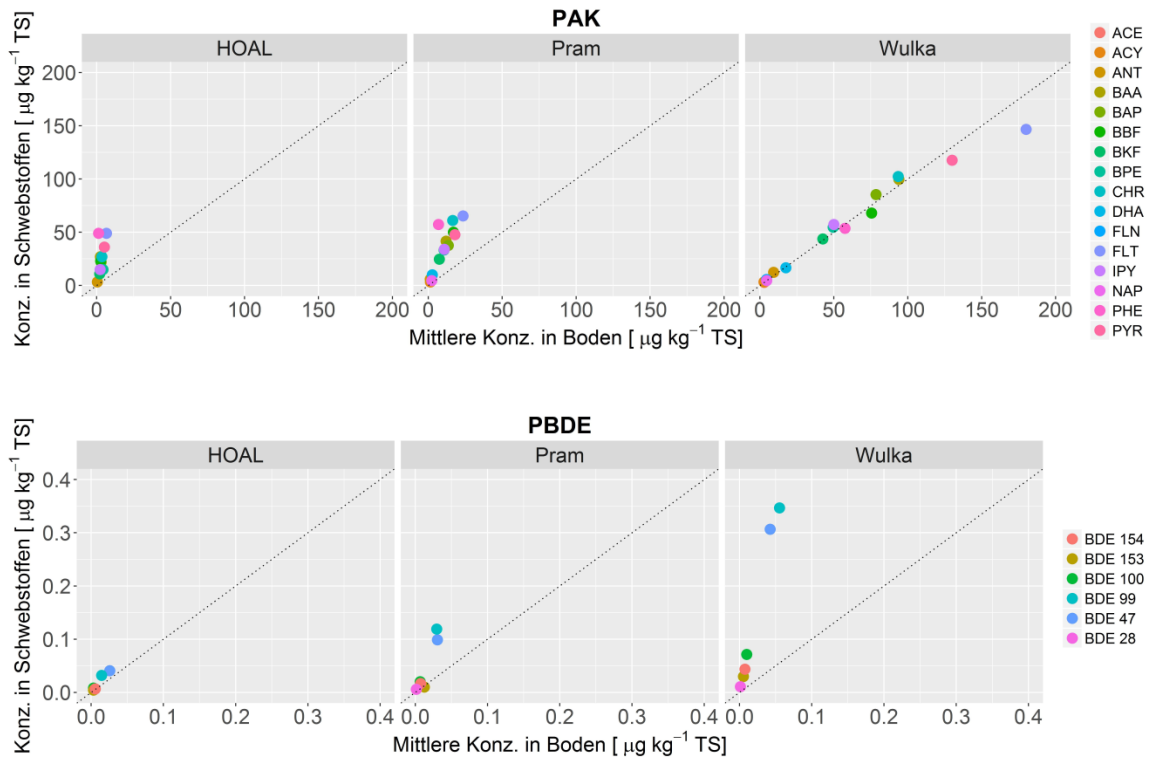
5.3.2.5 Anreicherungsfaktor (Enrichment Ratio, ENR)

Die Literaturrecherche hat gezeigt, dass lediglich eine beschränkte Anzahl an Publikationen zu diesem Thema zur Verfügung steht. Folgende Studien wurden berücksichtigt: Shi und Schulin (2018), Zheng et al. (2016), Zheng et al. (2012), Panuska und Karthikeyan (2010), Fuchs und Schwarz (2007), Quinton und Catt (2007), Fiener et al. (2005), Auerswald und Haider (1992).

Zusätzlich zur Literaturrecherche wurden die Ergebnisse des Projektmonitorings ebenfalls evaluiert. Konkret wurden, für die Gebiete wo Ackerboden analysiert wurde, die mittleren gemessenen Konzentrationen in den Schwebstoffen mit den mittleren gemessenen Konzentrationen in Böden verglichen. Die Ergebnisse für PAK und PBDE sind in Abbildung 39 dargestellt und die resultierenden Anreicherungsfaktoren für alle betrachteten Stoffe sind in Tabelle 17 angegeben.

In Übereinstimmung mit den Ergebnissen von Zheng et al. (2012) zeigen PAK eine deutliche Anreicherung im HOAL und im Pram Einzugsgebiet, wobei die Faktoren für die unterschiedlichen Stoffe zwischen 2 und 8, mit einem Extremfall von 38, schwanken. Im Wulka Einzugsgebiet sieht das Muster komplett anders aus. Auf einer Seite sind die gemessenen Konzentrationen, sowohl im Boden als auch in den Schwebstoffen, deutlich höher als in den anderen Gebieten. Auf der anderen Seite konnte in diesem Fall keine Anreicherung in den Schwebstoffen gemessen werden. Die Ergebnisse für PBDE stellen eine umgekehrte Situation dar. Obwohl die Ackerböden in den drei Gebieten ähnliche Konzentrationen zeigen, wurde eine deutliche Anreicherung nur im Wulka Einzugsgebiet und nur eine teilweise und niedrigere Anreicherung an der Pram gefunden. Leider konnte in der internationalen Literatur keine Veröffentlichung über die Anreicherung von PBDE in Schwebstoffen gefunden werden, und damit konnten die Ergebnisse des Projekts nicht mit Informationen aus der Literatur verglichen werden. Was Phosphor und Schwermetalle betrifft zeigen die Ergebnisse im Projekt allerdings eine bessere Konsistenz und Übereinstimmung mit Literaturwerten als für die organischen Spurenstoffe.

Abbildung 39: Mittlere Konzentrationen für PAK und PBDE im Ackerboden und in Schwebstoffen.



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien)

Tabelle 17: Anreicherungsfaktoren für die in dem Projekt betrachteten Stoffe. Dargestellt sind Ergebnisse des Projektmonitorings und Literaturwerte.

Parametergruppe	Parameter	Anreicherungsfaktor		
		Monitoring	Literaturwerte	
		Min-Max	Bereich	Referenz
PAK	Naphthalin	1,0-2,0	-	-
PAK	Acenaphthylen	1,2-2,5	-	-
PAK	Acenaphthen	1,0	-	-
PAK	Fluoren	1,2	-	-
PAK	Phenanthren	1,0-38	1,7-3,7	Zheng et al. (2012)
PAK	Anthracen	1,3-8,3	1,7-3,7	Zheng et al. (2012)
PAK	Fluoranthren	0,8-7,5	1,2-3	Zheng et al. (2012)

Parametergruppe	Parameter	Anreicherungsfaktor		
		Monitoring	Literaturwerte	
		Min-Max	Bereich	Referenz
PAK	Pyren	0,9-7,1	1,2-3	Zheng et al. (2012)
PAK	Benzo(a)anthracen	1,1-11	1,2-2,5	Zheng et al. (2012)
PAK	Chrysen	1,1-7,7	1,2-2,5	Zheng et al. (2012)
PAK	Benzo(b)fluoranthen	0,9-8,5	1,2-2,5	Zheng et al. (2012)
PAK	Benzo(k)fluoranthen	1,0-5,5	1,2-2,5	Zheng et al. (2012)
PAK	Benzo(a)pyren	1,1-7,3	1,2-2,5	Zheng et al. (2012)
PAK	Benzo(a)pyren	1,1-3,5	1,2-2,5	Zheng et al. (2012)
PAK	Dibenzo(a,h)anthracen	1,0-3,7	1,2-2,5	Zheng et al. (2012)
PAK	Indeno(1,2,3-cd)pyren	1,1-6,5	1,2-2,5	Zheng et al. (2012)
PAK	∑PAK12		1,6-3,1	Zheng et al. (2012)
PBDE	BDE 28	4,6-8,5	-	-
PBDE	BDE 47	1,6-7,3	-	-
PBDE	BDE 99	2,3-6,3	-	-
PBDE	BDE 100	2,6-7,1	-	-
PBDE	BDE 153	0,8-5,7	-	-
PBDE	BDE 154	1,2-5,9	-	-
Metalle	Quecksilber	1,8-2,7	0,8-3,2	Zheng et al. (2016)
Metalle	Cadmium	1,2-1,7	1,2-3,5	Fuchs und Schwarz (2007)
Metalle	Blei	0,9-1,1	3,0-4,2 1,0-3,6	Quinton und Catt (2007) Fuchs und Schwarz (2007)
Metalle	Kupfer	1,0-2,8	3,6-4,4 1,2-2,3 1,4-5,0 1,2-2,7	Quinton und Catt (2007) Shi und Schulin (2018) Fuchs und Schwarz (2007) Auerswald und Haider (1992)
Metalle	Nickel	1,1-1,4	2,7-3,3 1,3-4,8	Quinton und Catt (2007) Fuchs und Schwarz (2007)
Metalle	Zink	1,3-2,2	1-1,9 1,6-3,5	Shi und Schulin (2018) Fuchs und Schwarz (2007)
Perfluorierte Verbindungen	Perfluoroktansäure	0,7	-	-
Nährstoffe	Phosphor	1,1-1,7	1-1,8	Shi und Schulin (2018)

Parametergruppe	Parameter	Anreicherungsfaktor		
		Monitoring	Literaturwerte	
		Min-Max	Bereich	Referenz
			0,8-1,4 1,1-2,5 0,7-2,7 0,9-1,9	Panuska und Karthikeyan (2010) Fuchs und Schwarz (2007) Fiener et al. (2005) Auerswald und Haider (1992)

Der Vergleich zwischen den Ergebnissen des Projekts und anderen Studien bestätigt die Existenz einer Anreicherung von Schwermetallen, PAK und PBDE. Es erscheint deshalb wichtig, eine Anreicherung für solche Stoffe in MoRE zu implementieren. Für PFT und für Organozinnverbindungen wurde keine Anreicherung gemessen.

Das Ausmaß der Anreicherung ist sowohl räumlich als auch zeitlich sehr variabel.

Zudem beziehen sich die meisten Studien auf Feldversuche während einzelner Ereignisse, was die Extrapolation von mittleren Faktoren auf Einzugsgebietsebene noch schwieriger macht. In dieser Hinsicht wurde in keiner der betrachteten Studien eine Funktion für diesen Zweck entwickelt.

Unter Berücksichtigung aller Umstände wurde keine Evidenz gefunden, die mit Sicherheit zu einer Verbesserung des Ansatzes führen würde. Es wurde daher entschieden, den im Kapitel 4.6.1 beschriebenen, gegenwärtigen Ansatz beizubehalten bzw. ihn auf die Metalle, PAK und PBDE anzuwenden.

Sowohl die Ergebnisse dieses Projekts als auch jene anderer berücksichtigter Publikationen sind auf landwirtschaftliche Böden fokussiert. Daher konnte keine Evidenz gefunden werden, die zur Implementierung eines Anreicherungsfaktors auf andere Landnutzungen führen würde. Es wurde entschieden, diesen Ansatz weiter nur auf Ackerböden umzusetzen.

5.3.2.6 Hintergrundgehalte Gestein

Eine genaue Beschreibung, welche Quellen bei der Parametrisierung der Hintergrundgehalte für Gestein verwendet worden sind und wie die Daten für die einzelnen Varianten aufbereitet worden sind, findet sich in Kapitel 4.4.3.6. Die daraus resultierenden Konzentrationen, die im Modell verwendet worden sind, werden in Tabelle 18 dargestellt. Da die organischen Spurenstoffe nicht im Ausgangsgestein enthalten sind, beinhaltet die Tabelle ausschließlich Informationen zu den Schwermetallen.

Tabelle 18: Hintergrundgehalte (Näherungswerte) im Ausgangsgestein dargestellt als Mittelwerte für die Modellvarianten.

Parametergruppe	Parameter	Minimal	Basis	Maximal
Schwermetalle [mg/kg TS]	Cadmium	0,053	0,106	0,212
	Kupfer	7,626	15,252	22,7**
	Quecksilber	0,016	0,031	0,062
	Nickel	11,643	23,285	31,7**
	Blei	4,841	9,681	26,4**
	Zink	22,58	45,16	92,2**

* Gehalte differenziert nach Hauptgesteinsart (Gabriel et al., 2011)

** Aus Bachsedimentatlas regionalisierte Daten

5.3.2.7 Industrielle Direkteinleiter

Für die österreichweit erfassten 139 industriellen Direkteinleiter konnten Emissionsdaten aus EMREG-OW verwendet werden. Lagen diese nicht vor, wurden den in Branchen klassifizierten Anlagen aus den eigenen Messungen abgeleitete branchenspezifische Ablaufkonzentrationen zugeteilt (Kapitel 4.4.3.8). Unter Nutzung der Abwassermengen wurden durch Multiplikation die Emissionsfrachten für jedes Jahr berechnet. Die in den verschiedenen Modellvarianten verwendeten branchenspezifischen Konzentrationen sind in Tabelle 19 dargestellt.

Tabelle 19: Branchenspezifische Ablaufkonzentrationen [$\mu\text{g/L}$] von Industriellen Direkteinleitern in der Minimum-, Basis- und Maximal Variante.

Parameter	Energiewirtschaft	Nahrungsmittel	Oberflächenbehandlung	Papier- und Zellstoff	Petrochemie	Stahlproduktion
Minimalvariante [$\mu\text{g/L}$]						
Cadmium	1,9	0,023	0,0086	0,93	0,059	0,089
Kupfer	8,6	3,3	200	11	5,8	1,9

Parameter	Energiewirtschaft	Nahrungsmittel	Oberflächenbehandlung	Papier- und Zellstoff	Petrochemie	Stahlproduktion
Quecksilber	0,0050	0,016	0,021	0,023	0,013	0,016
Nickel	120	0,84	94	19	1,3	0,96
Blei	0,18	0,69	1,2	4,3	0,4	1,4
Zink	24	6,1	40	190	13	24
Dibutylzinnverbindungen	0,00016	0,000025	0,00094	0,000080	0,00029	0,0
Tributylzinnverbindungen	0,000050	0,0	0,00013	0,000093	0,000050	0,00020
Benzo(a)pyren	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Fluoranthen	0,0	0,00013	0,00070	0,0016	0,00055	0,00050
Naphthalin	0,0084	0,038	0,017	0,042	0,0080	0,020
Summe 16 EPA-PAK	0,021	0,086	0,039	0,12	0,070	0,050
PBDE	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
PFOS	0,00033	0,0014	0,25	0,0089	0,0082	0,0019
PFOA	0,0043	0,0042	0,0030	0,019	0,0041	0,00090
Basisvariante [µg/L]						
Cadmium	1,9	0,023	0,0087	0,93	0,059	0,089
Kupfer	8,6	3,3	200	11	5,8	1,9
Quecksilber	0,0050	0,016	0,021	0,023	0,013	0,016
Nickel	120	0,84	94	19	1,3	0,96
Blei	0,18	0,69	1,2	4,3	0,40	1,4
Zink	24	6,1	40	190	13	24
Dibutylzinnverbindungen	0,00019	0,000050	0,00094	0,000080	0,00029	0,000025
Tributylzinnverbindungen	0,00010	0,000025	0,00016	0,000093	0,00010	0,00020
Benzo(a)pyren	0,00025	0,00025	0,00025	0,00025	0,00025	0,00025
Fluoranthen	0,00025	0,00038	0,00083	0,0017	0,00068	0,00063
Naphthalin	0,0084	0,38	0,017	0,042	0,0080	0,020
Summe 16 EPA-PAK	0,024	0,089	0,042	0,12	0,073	0,054

Parameter	Energiewirtschaft	Nahrungsmittel	Oberflächenbehandlung	Papier- und Zellstoff	Petrochemie	Stahlproduktion
PBDE	0,00030	0,00030	0,00030	0,00030	0,00030	0,00030
PFOS	0,00070	0,0016	0,25	0,0090	0,0082	0,0019
PFOA	0,0043	0,0043	0,0031	0,019	0,0041	0,0012
Maximalvariante [µg/L]						
Cadmium	1,9	0,023	0,0088	0,93	0,059	0,089
Kupfer	8,6	3,3	200	11	5,8	1,9
Quecksilber	0,0050	0,016	0,021	0,023	0,013	0,016
Nickel	120	0,84	94	19	1,3	0,96
Blei	0,18	0,69	1,2	4,3	0,40	1,4
Zink	24	6,1	40	190	13	24
Dibutylzinnverbindungen	0,00021	0,000075	0,00094	0,000080	0,00029	0,000050
Tributylzinnverbindungen	0,00015	0,000050	0,00018	0,000093	0,00015	0,00020
Benzo(a)pyren	0,00050	0,00050	0,00050	0,00050	0,00050	0,00050
Fluoranthren	0,00050	0,00063	0,00095	0,0019	0,00080	0,00075
Naphthalin	0,0084	0,038	0,017	0,042	0,0080	0,020
Summe 16 EPA-PAK	0,028	0,093	0,045	0,12	0,076	0,057
PBDE	0,00060	0,00060	0,00060	0,00060	0,00060	0,00060
PFOS	0,0011	0,0019	0,25	0,0091	0,0082	0,0019
PFOA	0,0043	0,0044	0,0033	0,019	0,0041	0,0014

5.3.2.8 Kommunale Kläranlagen

Bei den kommunalen Kläranlagen ist zu unterscheiden zwischen:

- Kommunale Kläranlagen mit einer Kapazität von 2.000 EW oder darüber:
Kommunale Kläranlagen mit einer Kapazität von 2.000 EW oder darüber sind laut Emissionsregisterverordnung Oberflächengewässer (EmRegV-OW, BGBl. II 29/2009)

verpflichtet, die eingeleitete Jahresabwassermenge sowie die emittierten Jahresfrachten für bestimmte Stoffe jährlich zu berichten. Diese Daten wurden für die Jahre 2009 bis 2014 ausgewertet und genutzt. Die Einleitepunkte der kommunalen Kläranlagen sind verortet und damit den MoRE Analysegebieten zuordenbar.

Die Daten aus dem Emissionsregister bilden auch die Grundlage für die Berichte an die Europäische Kommission aufgrund der kommunalen Abwasserrichtlinie. Diese Datenmeldung erfolgt im Zweijahresrhythmus und für diese Datenmeldungen werden die Emissionsfrachten mit den zuständigen Ämtern der Landesregierungen abgestimmt. Für die Abwassermengen wurden diese Daten für die Berechnungen verwendet.

Die Frachtberechnungen für die prioritären Stoffe basiert auf den Abwassermengen aus dem Emissionsregister Oberflächengewässer und spezifischen Konzentrationen im Ablauf kommunaler Kläranlagen. Im Jahr 2016 wurden ausgewählte kommunale Kläranlagen auf eine Vielzahl von Spurenstoffen untersucht (BMLFUW, 2017). Die Daten dieser Untersuchungen wurden für die Frachtberechnungen verwendet (siehe Tabelle 20).

Da für die zwei perfluorierten Verbindungen Perfluoroktansulfonsäure (PFOS) und Perfluoroktanoat (PFOA) der Eintragungspfad kommunale Kläranlagen von so großer Bedeutung ist, wurde hier bei der Ableitung von Konzentrationswerten eine zusätzliche Auswertung vorgenommen: Es lagen von acht Anlagen insgesamt 32 Einzelmesswerte vor. Diese wurden über die Anzahl der an die Anlage angeschlossenen Einwohner gewichtet und die Lageparameter Median, 1. und 3. Quartil berechnet und für die Modellvarianten (Basis, Minimalvariante, Maximalvariante) verwendet. Diese Konzentrationen wurden auch für die Berechnung der Frachten verwendet, die über die Mischwasserentlastungen emittiert werden.

- Kommunale Kläranlagen mit einer Kapazität von weniger als 2.000 EW:

Die Daten kommunaler Kläranlagen mit einer Kapazität von weniger als 2.000 EW werden nicht systematisch erfasst. Die Kommunalkredit Public Consulting (KPC) erfasst und hält Daten zu geförderten Projekten. Dieser Datensatz enthält Anzahl und Ausbaupkapazität kommunaler Kläranlagen auf Ebene der Gemeinden. Dieser Datensatz wurde für die Auswertungen zur Verfügung gestellt und es wurden 16.263 „kleine“ Kläranlagen mit einer Gesamtausbaupkapazität von 523.030 EW berücksichtigt. Ausgehend von der Kapazität erfolgte die Ermittlung der Emissionen. Dafür wurden Erfahrungswerte angewandt. Aus der installierten Kapazität wurde nach Lindtner und Zessner (2003) mit einem mittleren Verhältnis von 0,64 (EW Belastung/EW Kapazität) die Belastung abgeschätzt. Die Frachtberechnung erfolgte mittels spezifischer Faktoren:

- Abwassermenge: es wurde eine Abwassermenge von 200 l/EW/d angenommen.
- Spurenstoffe: für die Frachtberechnung werden die berechneten Abwassermengen und die Konzentrationen wie für Kläranlagen mit einer Kapazität von 2.000 EW oder mehr verwendet (siehe Tabelle 20).

Da die Kläranlagen nicht verortet sind, sondern nur eine Zuordnung zu Gemeinden verfügbar ist, erfolgte in einem ersten Schritt eine Verschneidung der Gemeinden mit den MoRE Untersuchungsgebieten. Da die Gemeindeflächen und die Flächen der MoRE Einzugsgebiete nicht deckungsgleich sind, erfolgte eine flächengewichtete Aufteilung auf die MoRE Untersuchungsgebiete.

Zur Berücksichtigung der Unsicherheiten der Frachten der Spurenstoffe aufgrund der Einflüsse von Nachweisen kleiner Bestimmungsgrenze werden auch bei den kommunalen Kläranlagen unterschiedliche Varianten berücksichtigt:

- Basisvariante: Verwendung der Mediane der Untersuchungsergebnisse aus BMLFUW (2017).
- Minimalvariante: Verwendung der 25%-Perzentile der Untersuchungsergebnisse aus BMLFUW (2017).
- Maximalvariante: Verwendung der 75%-Perzentile der Untersuchungsergebnisse aus BMLFUW (2017).

Die für die Frachtberechnungen der Spurenstoffe verwendeten Konzentrationen für diese unterschiedlichen Varianten sind in Tabelle 20 zusammengefasst.

Tabelle 20: Zusammenstellung der Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$], die für kommunale Kläranlagen für die Berechnung der Emissionsfrachten der Spurenstoffe für die unterschiedlichen Varianten verwendet wurden.

Parameter	Basisvariante	Minimalvariante	Maximalvariante
Quecksilber	0,015	0,0061	0,042
Cadmium	0,020	0,0056	0,050
Blei	0,38	0,10	0,50
Nickel	5,5	1,0	9,8
Kupfer	4,4	3,1	5,8
Zink	20	17	30
Dibutylzinnverbindungen	0,00020	0,00010	0,00049
Tributylzinnverbindungen	0,00010	0,000013	0,00010
Naphthalin	0,010	0,010	0,016
Fluoranthen	0,0022	0,000071	0,0022

Parameter	Basisvariante	Minimalvariante	Maximalvariante
Benzo(a)pyren	0,0004	0,00011	0,00040
Summe PAK	0,027	0,014	0,042
Summe PBDE	0,00043	0,0000046	0,00050
PFOS	0,013	0,0083	0,032
PFOA	0,0051	0,0041	0,0079

5.3.2.9 Urbane Systeme

Die Berechnung der Frachteinträge von Oberflächen in die Kanalisation in Siedlungsgebieten erfolgte über die Flächenpotentiale, die im Zuge des Projektes Spurenstoffemissionen aus Siedlungsgebieten und von Verkehrsflächen (SCHTURM, Clara et al., 2014b) bestimmt wurden. Das Flächenpotential für die Summe der 16 EPA PAK wurde aus Hillenbrand et al. (2016) entnommen. Diese Flächenpotentiale sind in Tabelle 21 zusammengefasst.

Tabelle 21: Flächenpotentiale [g/ha/a] zur Berechnung der Frachteinträge von Oberflächen in Siedlungsgebieten in die Kanalisation (Daten aus Clara et al., 2014b).

Parameter	Flächenpotential [g/ha/a]	Parameter	Flächenpotential [g/ha/a]
Quecksilber	0,12	Naphthalin	4,2*
Cadmium	0,76	Anthracen	0,11*
Blei	26*	Fluoranthen	0,11*
Nickel	15*	Benzo(a)pyren	0,063*
Kupfer	160	Summe PAK	6,7**
Zink	1300	Summe PBDE	0,0017*
Dibutylzinn	0,017	Perfluoroktansulfonsäure	0,044
Tributylzinn	0,0084	Perfluoroktanoat	0,057

*...Mittelwert der Mittelwerte aus Minimal- und Maximalbewertung.

**...Werte aus der Maximalbewertung, bei der nicht nachweisbare Stoffe mit der Nachweisgrenze und Messungen kleiner Bestimmungsgrenze mit der Bestimmungsgrenze berücksichtigt wurden.

***...Wert aus Hillenbrand et al. (2016).

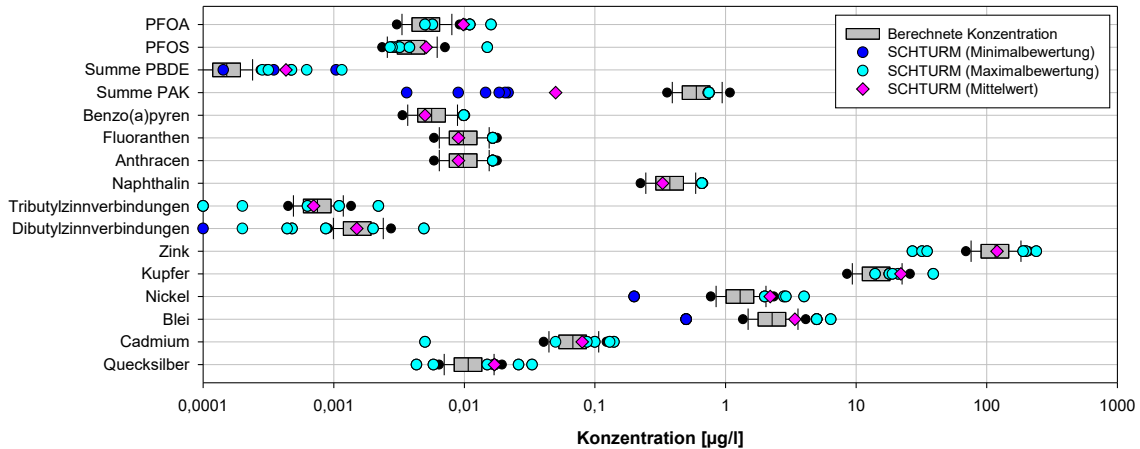
- Niederschlagswassereinleitungen aus Trennkanalisation:
Aus den Flächenpotentialen in Tabelle 21 und den mittleren Niederschlagssummen der MoRE Teileinzugsgebiete wurde für jede dieser Einheiten eine mittlere Konzentration im

Niederschlagswasserabfluss über Trennkanalisationen berechnet. Diese Konzentrationen und die Abwassermengen lt. Berechnung wie in Abschnitt 4.6.3 beschrieben, wurden als Eingangsdaten für die Modellierung verwendet.

Abbildung 40 zeigt einen Vergleich der aus den Flächenpotentialen berechneten Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] in den Niederschlagswassereinleitungen aus Trennkanalisation mit den gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] aus dem Projekt SCHATURM (Clara et al., 2014b). Dargestellt ist der Schwankungsbereich der berechneten Konzentrationen als Boxplot mit Angabe der 25%-75%-Perzentile in den Boxen, den 10%-90%-Perzentilen innerhalb der Fehlerbalken und die Punkte geben die 5%-95%-Perzentile an. Zudem enthält die Darstellung die Ergebnisse der Minimal- und der Maximalbewertung der Messungen, die im Zuge des Projektes SCHATURM in Niederschlagswasserableitungen aus Trennkanalisationen gemessen wurden.

Die berechneten Konzentrationen liegen zumeist innerhalb des Schwankungsbereichs der gemessenen Konzentrationen. Ausnahmen bilden die polybromierten Diphenylether und die Summe der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe. Für die Summe der PAK wurde mit einem Potential von 6,7 g/ha/a aus Hillenbrand et al. (2016) gerechnet. Dieser Wert und die daraus berechneten Konzentrationen erscheinen sehr hoch im Vergleich zu den verfügbaren Messwerten. Aus den Messungen aus Clara et al. (2014b) würde ein niedrigeres Flächenpotential von rund 0,066-4,7 g/ha/a abgeleitet werden (Mittelwerte der Minimal- und der Maximalbewertung). Doch auch dieser Wert ist hauptsächlich durch Naphthalin bestimmt. Naphthalin wurde mit einer sehr hohen Bestimmungs- und Nachweisgrenze erfasst und führt zu einer Überschätzung bei der Berechnung sowohl von Naphthalin selbst als auch der Summe der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe. Naphthalin war in den Proben aus der Trennkanalisation nicht nachweisbar und würde Naphthalin bei der Berechnung nicht berücksichtigt, würde ein Flächenpotential von 0,066-0,52 g/ha/a (Mittelwerte der Minimal- und der Maximalbewertung) berechnet werden, wobei diese Werte eine Unterschätzung darstellen.

Abbildung 40: Vergleich der aus den Flächenpotentialen berechneten Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] in den Niederschlagswassereinleitungen aus Trennkanalisation mit den gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] aus dem Projekt SHTURM (Clara et al., 2014b).



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Im Gegensatz dazu liegen die berechneten Konzentrationen für die polybromierten Diphenylether im unteren Bereich der Messwerte in den Niederschlagswassereinleitungen aus Trennkanalisationen.

- Mischwasserentlastungen

Das entlastete Mischwasser setzt sich aus dem Oberflächenabfluss und dem abgeleiteten Schmutzwasser zusammen. Die Berechnung der entlasteten Mischwassermengen erfolgt in Anlehnung an die Methode in Clara et al. (2014b) und wie in Abschnitt 4.6.3 beschrieben. Die Berechnung der Konzentration erfolgt über die Abschätzung der Schmutzwasserfrachten und der Frachteinträge von den Oberflächen.

Der Schmutzwasseranfall wird wie in Abschnitt 4.6.3 und in Clara et al. (2014b) über die mittlere Belastung und den spezifischen Abwasseranfall bei Trockenwetter berechnet. Zur Berechnung der Stofffrachten werden diese Abwassermengen je Siedlungsgebiet mit den Schmutzwasserkonzentrationen kombiniert. Die Schmutzwasserkonzentrationen wurden aus Messungen in Kläranlagenzuläufen bei Trockenwetter übernommen und sind in Tabelle 22 zusammengefasst (Clara et al., 2014b). Anzumerken ist, dass nur wenige Messwerte zu Trockenwetterzuläufen zu den untersuchten Stoffen verfügbar sind.

Tabelle 22: Zusammenstellung der angewandten Trockenwetterkonzentrationen [$\mu\text{g/L}$] im Zulauf kommunaler Kläranlagen (aus Clara et al., 2014b) zur Berechnung der Schmutzwasserfracht.

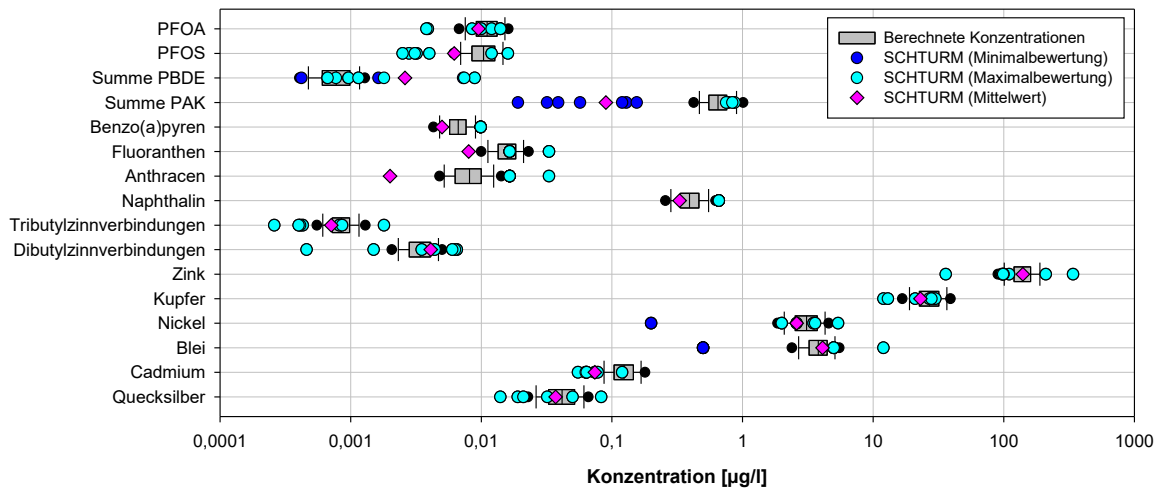
Parameter	Flächenpotential [g/ha/a]	Parameter	Flächenpotential [g/ha/a]
Quecksilber	0,10	Naphthalin	0,33
Cadmium	0,21	Anthracen	0,0022
Blei	6,0	Fluoranthen	0,024
Nickel	6,2	Benzo(a)pyren	0,0069
Kupfer	47	Summe PAK	0,58
Zink	150	Summe PBDE	0,0020
Dibutylzinn	0,0066	Perfluoroktansulfonsäure	0,022
Tributylzinn	0,00081	Perfluoroktanoat	0,021

Die Berechnung der Stoffeinträge in die Mischkanalisation über die angeschlossenen Oberflächen erfolgt je Siedlungsgebiet über die Flächenpotentiale (siehe Tabelle 21), die abflusswirksamen Flächen (Dach- und Verkehrsflächen) sowie die Anschlussgrade der Dach- und der Verkehrsflächen an die Mischkanalisation. Diese Daten wurden aus Clara et al. (2014b) übernommen.

Aus den Frachtsummen der Stoffeinträge in die Mischwasserkanalisation über das Schmutzwasser und über den Oberflächenabfluss und dem anfallenden Mischwasser (Summe aus Schmutzwasser und Oberflächenabfluss) wurde eine durchschnittliche theoretische Konzentration im entlasteten Mischwasser berechnet. Diese berechneten theoretischen Konzentrationen im entlasteten Mischwasser schwanken sehr stark. Einen Überblick über diesen Schwankungsbereich zeigt Abbildung 41. Die Abbildung zeigt im Vergleich zu den berechneten Konzentrationen im entlasteten Mischwasser auch die gemessenen Konzentrationen aus Clara et al. (2014b).

Der Vergleich zeigt für die meisten Stoffe eine gute Übereinstimmung der berechneten und der gemessenen Konzentrationen und zumeist liegen die berechneten Werte innerhalb des Schwankungsbereichs der gemessenen Werte. Für die Modellierung wurde daher mit den berechneten theoretischen Mischwasserkonzentrationen gerechnet, die über die Flächenpotentiale und den Schmutzwasseranfall abgeschätzt wurden.

Abbildung 41: Vergleich der berechneten und der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] im entlasteten Mischwasser.



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

5.3.2.10 Zusammenfassung der verwendeten Eingangsdaten

Die folgenden Tabellen enthalten eine Zusammenfassung der verwendeten stoffspezifischen Eingangsdaten für die drei Varianten (Minimalvariante, Basisvariante und Maximalvariante). Bei einzugsgebietspezifischen und zeitabhängigen Variablen schwanken diese Daten zwischen den Analysegebieten und für die berücksichtigten Zeiträume. Die Tabellen fassen die Mittelwerte zusammen:

- Tabelle 23: Zusammenfassung der stoffspezifischen Mittelwerte der einzelnen Eintragspfade für die Minimalvariante.
- Tabelle 24: Zusammenfassung der stoffspezifischen Mittelwerte der einzelnen Eintragspfade für die Basisvariante.
- Tabelle 25: Zusammenfassung der stoffspezifischen Mittelwerte der einzelnen Eintragspfade für die Maximalvariante.

Die Mittelwerte und die Schwankungsbereiche sind im Detail im Anhang in Abschnitt 7.7 in Tabelle 48 dokumentiert.

Tabelle 23: Zusammenfassung der stoffspezifischen Mittelwerte der einzelnen Eintragspfade für die Minimalvariante.

	Deposition [g/ha/a]	Erosion Acker [mg/kg]	Gletscherabrieb [mg/kg]	Erosion Grünland [mg/kg]	Erosion Wald [mg/kg]	Grundwasser / Dränagen [µg/L]	Industrielle Direkteinleiter [µg/L]	Außerurbane Verkehrsflächen [g/ha/a]	Oberflächen- abfluss [µg/L]	Mischwasser [µg/L]	Regenwasser aus Trennkanal [µg/L]	Kommunale Kläranlagen [µg/L]
Blei	5,0	15	4,8	24	35	0,20	32	4,3	0,50	3,0	0,99	0,10
Cadmium	0,018	0,17	0,053	0,26	0,24	0,018	5,5	0,075	0,025	0,11	0,058	0,0056
Kupfer	67	21	7,6	15	12	0,50	45	170	5,8	25	13	3,1
Nickel	5,7	22	12	18	14	0,95	65	3,0	0,49	2,5	0,47	1,0
Zink	230	69	23	69	43	0,80	320	570	20	130	120	17
Quecksilber	0,097	0,098	0,015	0,10	0,22	0,0061	12	0,065	0,013	0,046	0,016	0,0061
Dibutylzinn	0,0	0,0	-	0,0	0,0	0,00010	0,00087	0,083	0,0	0,0028	0,00053	0,00010
Tributylzinn	0,0	0,0	-	0,0	0,0	0,0	0,00085	0,0034	0,0	0,00056	0,00043	0,000013
Benzo(a)pyren	0,0	0,031	-	0,037	0,018	0,0	0,0	0,063	0,0	0,0061	0,0060	0,00011
Fluoranthren	0,0029	0,070	-	0,067	0,044	0,0	0,083	0,11	0,00025	0,015	0,010	0,000071
Naphthalin	0,066	0,0010	-	0,0072	0,0062	0,0010	0,026	0,050	0,0057	0,16	0,055	0,010
PFOS	0,0	0,0	-	0,0020	0,0030	0,0	0,046	0,034	0,0	0,0030	0,0021	0,0083
PFOA	0,0	0,00015	-	0,0016	0,00076	0,0	0,0052	0,075	0,0	0,0040	0,0031	0,0041
Summe PBDE	0,0	0,000076	-	0,00041	0,00044	0,0	0,0	0,0059	0,0	0,0010	0,000074	0,0000046

Tabelle 24: Zusammenfassung der stoffspezifischen Mittelwerte der einzelnen Eintragspfade für die Basisvariante.

	Deposition [g/ha/a]	Erosion Acker [mg/kg]	Gletscherabrieb [mg/kg]	Erosion Grünland [mg/kg]	Erosion Wald [mg/kg]	Grundwasser / Dränagen [µg/L]	Industrielle Direkteinleiter [µg/L]	Außerurbane Verkehrsflächen [g/ha/a]	Oberflächen- abfluss [µg/L]	Mischwasser [µg/L]	Regenwasser aus Trennkanal [µg/L]	Kommunale Kläranlagen [µg/L]
Blei	6,7	21	9,7	32	47	0,25	32	24	1,4	4,0	2,8	0,38
Cadmium	0,021	0,36	0,11	0,51	0,42	0,021	5,5	0,34	0,035	0,12	0,075	0,020
Kupfer	95	26	15	21	16	0,66	47	250	8,2	26	16	4,4
Nickel	9,5	28	23	24	23	1,4	68	13	0,82	3,2	1,6	5,5
Zink	310	88	45	86	62	1,0	330	870	27	130	120	20
Quecksilber	0,13	0,14	0,031	0,15	0,22	0,0099	12	0,083	0,016	0,046	0,016	0,015
Dibutylzinn	0,0017	0,00050	-	0,00050	0,00050	0,00015	0,00089	0,11	0,00015	0,0035	0,0016	0,00020
Tributylzinn	0,00058	0,00050	-	0,00050	0,00057	0,000050	0,0054	0,0034	0,000050	0,00072	0,00080	0,00010
Benzo(a)pyren	0,045	0,031	-	0,037	0,018	0,00025	0,00024	0,063	0,0042	0,0061	0,0060	0,00040
Fluoranthren	0,095	0,070	-	0,067	0,044	0,00025	0,083	0,11	0,0082	0,015	0,010	0,0022
Naphthalin	0,11	0,0023	-	0,0079	0,0070	0,0015	0,026	0,11	0,0096	0,16	0,060	0,010
PFOS	0,025	0,00013	-	0,0020	0,0030	0,00050	0,046	0,057	0,0022	0,0050	0,0044	0,013
PFOA	0,035	0,00023	-	0,0016	0,00082	0,00050	0,0053	0,086	0,0030	0,0060	0,0054	0,0051
Summe PBDE	0,0035	0,000076	-	0,00041	0,00044	0,00030	0,00026	0,012	0,00030	0,0011	0,00021	0,00043

Tabelle 25: Zusammenfassung der stoffspezifischen Mittelwerte der einzelnen Eintragspfade für die Maximalvariante.

	Deposition [g/ha/a]	Erosion Acker [mg/kg]	Gletscherabrieb [mg/kg]	Erosion Grünland [mg/kg]	Erosion Wald [mg/kg]	Grundwasser / Dränagen [µg/L]	Industrielle Direkteinleiter [µg/L]	Außerurbane Verkehrsflächen [g/ha/a]	Oberflächen- abfluss [µg/L]	Mischwasser [µg/L]	Regenwasser aus Trennkanal [µg/L]	Kommunale Kläranlagen [µg/L]
Blei	8,4	30	36	45	64	8,4	39	43	2,0	4,8	4,1	0,50
Cadmium	0,025	0,36	0,21	0,51	0,69	0,025	5,5	0,61	0,038	0,12	0,087	0,050
Kupfer	120	32	23	28	25	2,9	48	330	11	31	24	5,8
Nickel	14	36	32	32	32	1,8	76	23	1,2	3,4	1,9	9,8
Zink	370	110	92	110	87	3,0	350	1.260	32	140	140	30
Quecksilber	0,16	0,27	0,062	0,20	0,22	0,017	12	0,21	0,019	0,046	0,016	0,024
Dibutylzinn	0,0023	0,0010	-	0,0010	0,0010	0,000020	0,000090	0,21	0,00020	0,0042	0,0030	0,00049
Tributylzinn	0,0023	0,0010	-	0,0010	0,0010	0,0010	0,0064	0,017	0,00020	0,0010	0,0013	0,00010
Benzo(a)pyren	0,056	0,032	-	0,037	0,018	0,00050	0,00048	0,063	0,0052	0,0061	0,0060	0,00040
Fluoranthren	0,19	0,070	-	0,067	0,044	0,00050	0,084	0,25	0,017	0,015	0,010	0,0022
Naphthalin	0,21	0,0046	-	0,0091	0,0088	0,0020	0,026	0,24	0,018	0,17	0,071	0,016
PFOS	0,038	0,00025	-	0,0020	0,0030	0,0010	0,046	0,075	0,0033	0,0098	0,0087	0,032
PFOA	0,13	0,00035	-	0,0016	0,00087	0,0010	0,0054	0,14	0,011	0,0088	0,0095	0,0079
Summe PBDE	0,0069	0,000076	-	0,00041	0,00044	0,00060	0,00053	0,025	0,00060	0,0012	0,00041	0,00050

5.4 Emissionsmodellierung

5.4.1 Gewässermonitoring und Pegelabgleich

5.4.1.1 Gewässermonitoring

Für die Berechnung der Gewässerfrachten wurden diverse Datensätze verwendet. Es wurden die Messungen in den filtrierten Proben aus den Untersuchungsgebieten ebenso verwendet wie verfügbare Daten aus der Gewässerzustandsüberwachung (siehe Kapitel 4.5). Zudem wurden in sieben Gewässern (Salzach bei Oberndorf, Inn bei Erl (Pegel Schärding), Donau bei Jochenstein (Pegel KW Aschach), Mur bei Spielfeld (Pegel Mureck), Drau bei Lavamünd, Donau bei Hainburg und Zaya (Pegel Niederabsdorf)) zusätzliche Gewässerproben gezogen. Die Probenahmen erfolgten im Rahmen der Gewässerzustandsüberwachung über ein Jahr alle zwei Monate. Es wurden Stichproben gezogen. Die Einzelproben wurden zu Jahresproben aggregiert und auf die Projektstoffe analysiert. Eine Ausnahme bilden die perfluorierten Tenside, die in allen sechs Proben untersucht wurden.

Die Ergebnisse dieser Zusatzmessungen sind in Tabelle 45 im Anhang in Abschnitt 7.4.6 zusammengestellt.

Quecksilber war in allen Jahresproben nachweisbar und die Konzentrationen schwankten zwischen 0,0035 µg/L in der Drau und 0,010 µg/L in der Salzach. Cadmium war nur in der Probe aus dem Inn in einer Konzentration kleiner der Bestimmungsgrenze von 0,050 µg/L zu finden. Von den Organozinnverbindungen wurde Monobutylzinn in einer Probe (Donau bei Jochenstein) und Tributylzinn in zwei Proben (Salzach und Zaya) in Konzentrationen kleiner der jeweiligen Bestimmungsgrenzen gemessen. Tributylzinnverbindungen waren in den Proben aus der Donau, der Mur, der Salzach und der Zaya nachweisbar und schwankten zwischen < 0,00020 und 0,0027 µg/L.

Die perfluorierten Tenside wurden in allen Proben untersucht, womit für PFOS und PFOA jeweils sechs Einzelmesswerte verfügbar sind. Eine Ausnahme bildet die Zaya, für die nur fünf Messwerte vorliegen.

In Drau, Inn und Salzach lagen alle Messwerte für PFOS unter der Bestimmungsgrenze von 0,0010 µg/L. In der Mur waren die PFOS Konzentrationen in fünf der sechs Proben kleiner der Bestimmungsgrenze von 0,0010 µg/L und ein Messwert erreichte 0,0017 µg/L. In den Proben aus der Donau bei Jochenstein und bei Hainburg ebenso wie in den Proben aus der Zaya, war

PFOS immer nachweisbar. Die Messwerte schwankten in der Donau bei Jochenstein zwischen $<0,0010$ und $0,0039 \mu\text{g/L}$, in der Donau bei Hainburg zwischen $0,0020$ und $0,0046 \mu\text{g/L}$ und in der Zaya zwischen $0,0014$ und $0,0024 \mu\text{g/L}$.

PFOA wurde häufiger gefunden und nur in der Drau waren alle Nachweise kleiner der Bestimmungsgrenze von $0,0010 \mu\text{g/L}$. In den Proben aus dem Inn wurde PFOA in einer Probe in einer Konzentration von $0,0019 \mu\text{g/L}$ gemessen, ansonsten lagen auch im Inn alle Nachweise unter der Bestimmungsgrenze von $0,0010 \mu\text{g/L}$. In den anderen Gewässern war PFOA zumeist in Konzentrationen über Bestimmungsgrenze messbar. Die gemessenen Konzentrationen schwankten in der Donau bei Jochenstein zwischen $<0,0010$ und $0,0036 \mu\text{g/L}$, in der Donau bei Hainburg zwischen $<0,0010$ und $0,0042 \mu\text{g/L}$, in der Mur zwischen $<0,0010$ und $0,0043 \mu\text{g/L}$, in der Salzach zwischen $<0,0010$ und $0,0028 \mu\text{g/L}$ und in der Zaya zwischen $0,0033$ und $0,0089 \mu\text{g/L}$.

5.4.1.2 Frachtvergleich

Um die Qualität der Modellierung für die verschiedenen Stoffe zu beurteilen, werden im Folgenden die modellierten Frachten an ausgewählten Pegeln, wo die Berechnung von Frachten aus Gewässermonitoringdaten und Pegelabflüssen möglich war (vgl. Abschnitt 4.5), gegenübergestellt. Die Darstellung erfolgt doppellogarithmisch, um die Frachten der verschieden großen Gewässer in einer Abbildung darstellen zu können.

Auf der Abszisse werden die aus den Monitoringdaten und Pegelabflüssen berechneten Frachten aufgetragen. Diese werden im Folgenden „beobachtete Frachten“ genannt, auch wenn eine direkte Beobachtung der Fracht nicht erfolgt ist und auch der Berechnung dieser Werte Modellansätze zugrunde liegen. Die eingezeichneten Punkte ergeben sich aus dem Mittelwert der Minimal- und Maximalauswertung. Auf der Ordinate werden die mit MoRE modellierten Frachten aufgetragen. Die eingezeichneten Punkte stellen dabei die Basisvariante der Modellierung dar. Die 6 Punkte pro Pegel stehen für die 6 Modelljahre (2009-2014).

Die eingezeichnete diagonale Linie stellt die 1:1-Linie dar, auf welcher die Punkte bei einer perfekten Modellierung zu liegen kämen. Abweichungen von der 1:1-Linie nach links-oben bedeuten eine Überschätzung der Frachten durch das Modell, Abweichungen nach rechts-unten zeigen, dass die aus den Monitoringdaten berechneten Frachten höher liegen als die modellierten, das Modell also die Fracht unterschätzt.

Zu jedem Pegel wird der Unsicherheitsbereich sowohl der modellierten als auch der beobachteten Frachten dargestellt. Das Unsicherheitsintervall der modellierten Frachten

ergibt sich durch Auftragung der Best-Case und Worst-Case Modellierung. Für die beobachteten Frachten ergibt sich das Unsicherheitsintervall aus der Minimal- und Maximalauswertung der Konzentrationsmessungen. Weitere Unsicherheiten, z. B. aus den Schwebstofffrachten wurden nicht berücksichtigt und würden das Intervall teilweise noch stark vergrößern. Die Unsicherheitsintervalle wurden zugunsten der Übersichtlichkeit nicht für jedes Modelljahr einzeln gezeichnet, sondern jeweils die Minimal- und Maximalwerte der sechs Jahre verwendet.

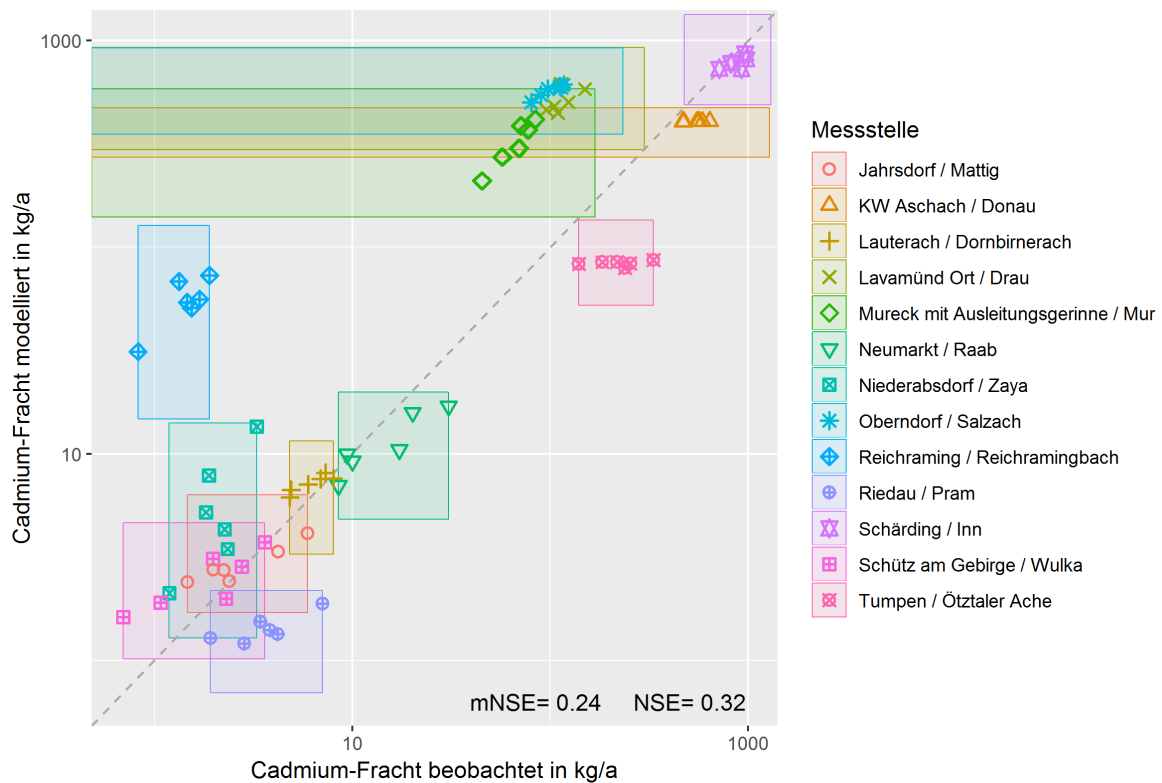
Um die Qualität der Modellierung auch quantitativ zu erfassen, wurden zwei Modellgütemaße mit angegeben, die Nash-Sutcliffe-Modelleffizienz (NSE) in ihrer ursprünglichen und in der modifizierten Version. Dabei gewichtet die modifizierte Nash-Sutcliffe-Modelleffizienz (mNSE) die Qualität kleinerer Frachten (daraus folgend kleinerer Einzugsgebiete) stärker.

Für den Abgleich mit den Frachten aus der GZÜV wurden die Frachten der Modellierung zunächst über die sechs Modelljahre gemittelt und dann den aus der Auswertungsperiode 2003-2014 berechneten Frachten gegenübergestellt. Hier wurde neben der Minimal und der Maximalauswertung der beobachteten Frachten auch eine mittlere Fracht berechnet. Diese ergibt sich folgendermaßen: Für Werte kleiner Bestimmungsgrenze (BG) wurde mit $(BG+BG/10)/2$ gerechnet, für Werte kleiner der nachweisgrenze (NG) mit $NG/2$.

Cadmium

Am Beispiel des Cadmiums lassen sich einige Aspekte des Pegelabgleichs gut darstellen, welche teils auch für die anderen Metalle zutreffen. Für einen Großteil der Pegel schneidet die 1:1-Linie den Unsicherheitsbereich. Damit sind Modellergebnis und beobachtete Fracht in Übereinstimmung zu bringen und das Modellergebnis kann als plausibel eingestuft werden. Der Pegel am Reichramingbach zeigt deutlich höhere modellierte Frachten als im Gewässer beobachtet werden. Dies kann einerseits natürlich an einer schlechten Modellierung liegen, andererseits aber auch an der schlechten Datengrundlage zur Berechnung der Schwebstofffrachten im Reichramingbach (vgl. Absatz 4.5.1). Die Pegel an Salzach, Mur und Drau zeigen ebenfalls eine Überschätzung der modellierten oder Unterschätzung der beobachteten Frachten. Auch hier liegt es nahe, dass in den erstellten Jahresproben Ereignisse mit erhöhtem Schwebstofftransport unterrepräsentiert sind und daher die beobachteten Frachten zu klein sind. Anders ist die Situation an Ötztaler Ache und Pram. Hier liegen die beobachteten Frachten über den modellierten Werten. Dies deutet darauf hin, dass entweder Quellen und Eintragspfade im Modell fehlen oder für einzelne Pfade in diesen Gebieten die Modellierung noch nicht gut genug parametrisiert ist

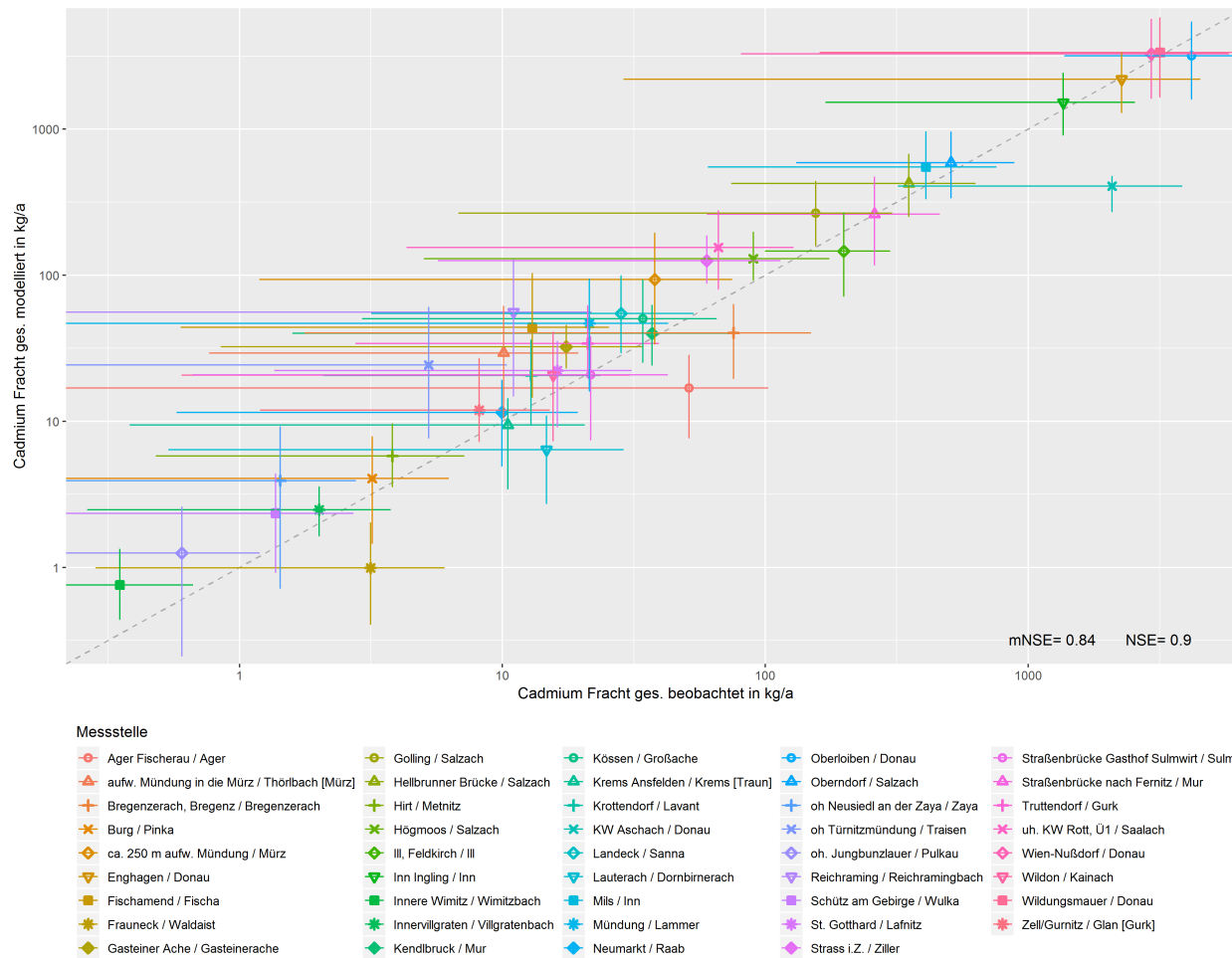
.Abbildung 42: Pegelabgleich für Cadmium (gesamte Fracht).



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

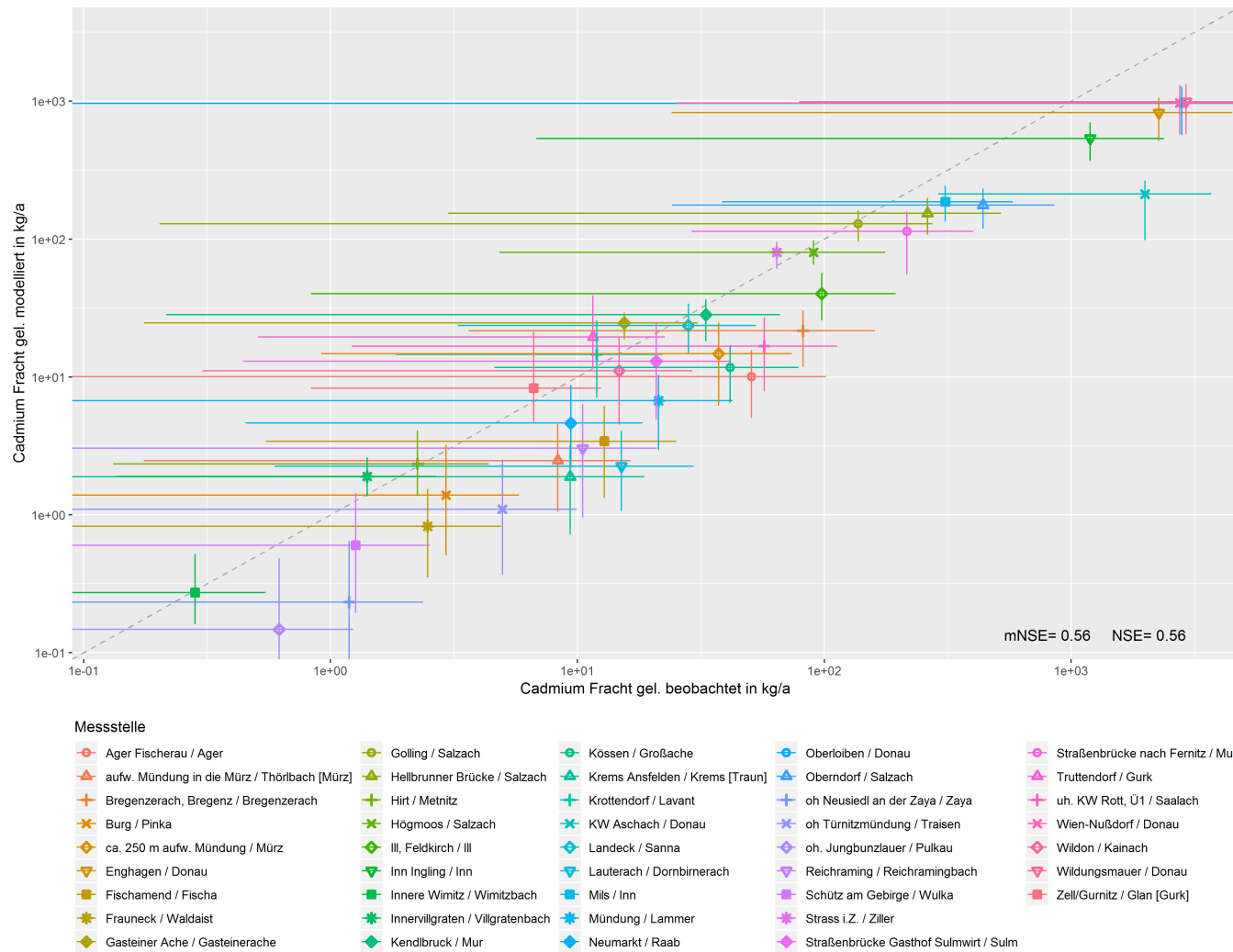
Der Abgleich mit den aus den GZÜV-Daten berechneten Frachten zeigt eine gute Übereinstimmung. Allerdings ist bei allen Pegeln die Spanne der möglichen beobachteten Frachten durch die Bestimmungsgrenzen-Problematik extrem groß. Da die eingezeichneten Punkte ja nur die Mitte dieses Bereiches markieren sind kaum Aussagen zu den einzelnen Pegeln möglich. Bei Berücksichtigung dieser Unsicherheiten könnte fast jeder Pegel auf der 1:1-Linie liegen und somit eine nahezu ideale Übereinstimmung andeuten oder auch stark davon abweichen.

Abbildung 43: Pegelabgleich für Cadmium (gesamte Fracht) mit Frachten aus GZÜV-Daten.



Quelle (Umweltbundesamt/TU-Wien)

Abbildung 44: Pegelabgleich für Cadmium (gelöste Fracht) mit Frachten aus GZÜV-Daten.

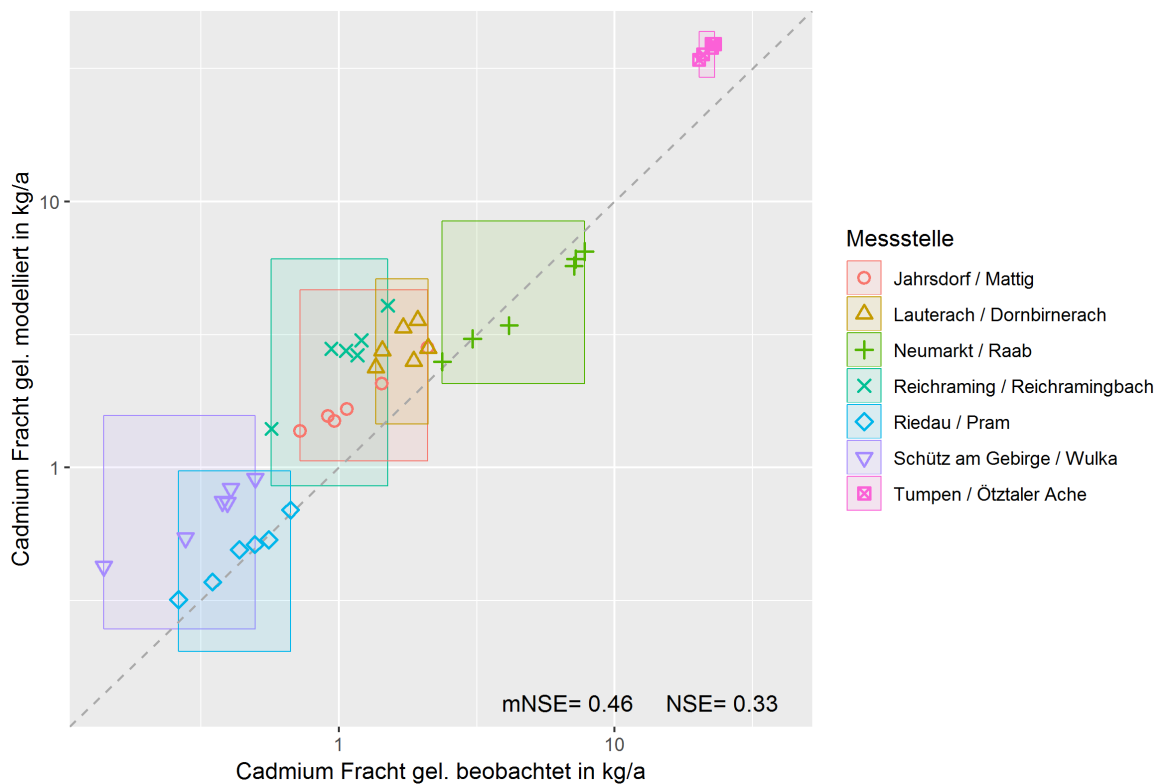


Quelle (Umweltbundesamt/TU-Wien)

Für den gelösten Frachtanteil konnte nur für weniger Pegel ein Abgleich erfolgen, weil für die zusätzlich untersuchten Messstellen der gelöste Anteil nicht analysiert wurde. Für die vorliegenden Messstellen, passt der Pegelabgleich überwiegend gut, einzig bei der Öztaler Ache liegt die modellierte Fracht deutlich über der beobachteten. Dies ist umso erstaunlicher, als bei der Gesamtfracht die beobachtete Fracht über der modellierten liegt. Hier besteht offensichtlich noch Verbesserungsbedarf an der Modellierung des gelösten Anteils: Die Stofffrachten aus Gletscherabrieb wurden für die Berechnung des gelösten Anteils nicht verwendet, da hier davon ausgegangen werden kann, dass kein gelöstes Metall vorliegt. Vielleicht wirken die Schwebstoffe von Gletschern aber sogar als Senke für gelöste Schwermetalle, indem diese an den Feststoffen adsorbieren?

Die Gegenüberstellung für die aus der GZÜV berechneten Frachten zeigt das gleiche Bild wie bei der Gesamtfracht, eine Aussage lässt sich hier nicht treffen.

Abbildung 45: Pegelabgleich für Cadmium (gelöste Fracht).

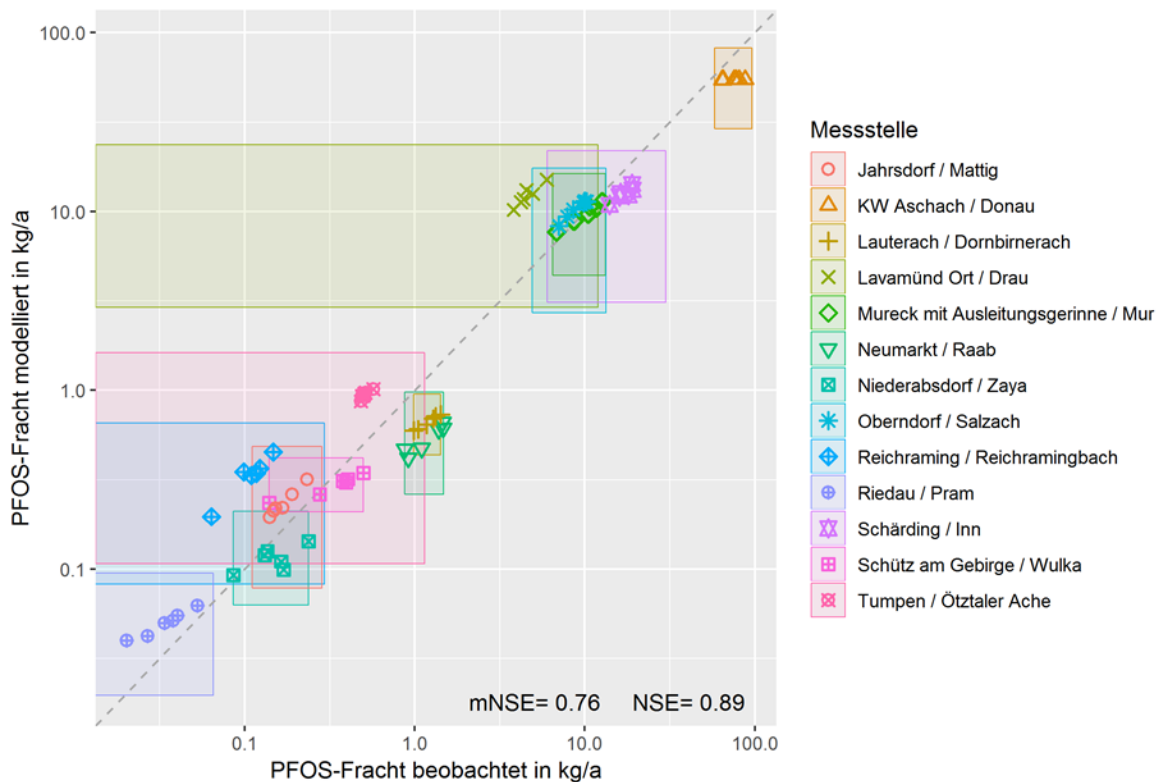


Quelle (Umweltbundesamt/TU-Wien)

Perfluoroktansulfonsäure (PFOS)

Für PFOS ist die Modellierung erstaunlich gut gelungen. Bei allen Pegeln bis auf 2 liegen die Unsicherheitsbereiche auf der 1:1-Linie, die Frachten können also übereinstimmen. Für die Dornbirnerach und die Raab werden etwas höhere Frachten beobachtet als modelliert.

Abbildung 46: Frachtvergleich für PFOS.



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Die Haupteintragspfade für PFOS in diesen Gebieten sind laut Modellierung Grundwasser + Interflow, Kläranlagen, Oberflächenabfluss und Regenwasserkanäle. Besonders die Eingangsdaten für Grundwasser + Interflow und Oberflächenabfluss sind noch unsicherheitsbehaftet, da hier eine Regionalisierung noch nicht vorgenommen werden konnte. Dass in stärker anthropogen geprägten Einzugsgebieten, wie es Raab und Dornbirnerach sind, die angesetzten österreichweit einheitlichen Konzentrationen die Situation unterschätzen, ist plausibel. Hier besteht weiterhin Monitoringbedarf um bessere Eingangsdaten für das Modell zu erhalten.

Die Pegelabgleiche für alle weiteren Substanzen sind im Anhang in Abschnitt 7.6 dokumentiert.

5.4.2 Risikoanalyse

Die Modellierung wurde für die Jahre 2009 bis 2014 durchgeführt. Für jedes dieser Jahre wurde eine theoretische mittlere Gewässerkonzentration berechnet und diese Konzentrationen der UQN gegenübergestellt. Aus den jährlichen Koeffizienten wurde ein Mittelwert bestimmt. Die folgende Tabelle 26 zeigt die relative Anzahl der innerösterreichischen Analysegebiete (n=754), in deren Gebietsauslass dieser Mittelwert über der jeweiligen UQN liegt und somit der Risikoquotient RQ größer als eins ist. Es sind die Ergebnisse getrennt für die Minimal-, die Basis- und die Maximalvariante dargestellt.

Tabelle 26: Zusammenfassung der Risikoanalyse für die untersuchten Spurenstoffe in den 754 ausgewerteten Analysegebieten. Angegeben ist die absolute Anzahl und der relative Anteil [%] der Analysegebiete, in deren Gebietsauslass der Risikoquotient RQ größer als 1 ist.

Parameter	Anzahl (absolut / relativ) der UQN Überschreitungen (RQ>1)		
	Minimalvariante	Basisvariante	Maximalvariante
Blei	0 / 0%	0 / 0%	0 / 0%
Cadmium	1 / 0,1%	2 / 0,33%	2 / 0,33%
Kupfer	104 / 14%	215 / 29%	301 / 40%
Nickel	0 / 0%	4 / 0,5%	58 / 7,7%
Quecksilber	754 / 100%	754 / 100%	754 / 100%
Zink	1 / 0,1%	1 / 0,1%	117 / 177%
Dibutylzinnverbindungen	0 / 0%	0 / 0%	0 / 0%
Tributylzinnverbindungen	1 / 0,1%	25 / 33%	190 / %
Fluoranthren	133 / 18%	200 / 27%	375 / 50%
Naphthalin	0 / 0%	0 / 0%	0 / 0%
Benzo(a)pyren	741 / 98%	754 / 100%	754 / 100%
Polybromierte Diphenylether (PBDE)	754 / 100%	754 / 100%	754 / 100%
Perfluoroktansulfonsäure (PFOS)	168 / 16%	754 / 100%	754 / 100%

Für Blei, Dibutylzinnverbindungen und Naphthalin wird bei keiner Auswertung und keinem Gebietsauslass die jeweilige UQN überschritten. Auf diese drei Stoffe wird in diesem Abschnitt daher nicht weiter eingegangen.

Auch nicht weiter behandelt werden Quecksilber und polybromierte Diphenylether. Für diese zwei Stoffe bzw. Stoffgruppen wird für alle Varianten und alle Gebietsauslässe eine Überschreitung der UQN berechnet. Diese Bewertung stimmt mit den Biota-Untersuchungen überein, bei denen für alle untersuchten Biota-Proben eine Überschreitung der UQN beobachtet wurde (BMLFUW, 2015).

Für Cadmium wird in der Minimalvariante für ein Untersuchungsgebiet und in der Basis- und der Maximalvariante für zwei Untersuchungsgebiete ein mögliches Risiko berechnet. Dies sind die Krimmler Ache und der Obersulzbach. Zu beiden Wasserkörpern ist anzumerken, dass die Auswahl der härteabhängigen UQN nach dem 25%-Perzentil der Bioregion erfolgt ist und der Risikoquotient nur geringfügig über eins liegt.

Für Nickel wird in der Minimal- und der Basisvariante kein Risiko beobachtet. In der Maximalvariante wird eine mögliche Zielverfehlung und ein RQ größer eins für 58 Untersuchungsgebiete berechnet.

Für Zink wird in der Minimal- und der Basisvariante eine mögliche Zielverfehlung für ein Untersuchungsgebiet an der Pöls bestimmt. In der Maximalvariante wird für weitere 116 Untersuchungsgebiete ein RQ größer eins berechnet.

Für Tributylzinnverbindungen wird in der Minimalvariante nur für ein Untersuchungsgebiet ein mögliches Risiko beobachtet. In der Basisvariante steigt die Zahl der Untersuchungsgebiete mit möglicher Zielverfehlung auf 25 an und in der Maximalvariante wird für 190 Untersuchungsgebiete ein RQ größer als eins berechnet.

Für Fluoranthren wird in der Minimalvariante für 133 Untersuchungsgebiete das mögliche Risiko einer Gütezielüberschreitung bestimmt. In der Basisvariante wird eine mögliche Zielverfehlung und ein RQ größer eins für 200 Untersuchungsgebiete berechnet. In der Maximalvariante steigt die Anzahl der Untersuchungsgebiete mit möglichem Risiko einer Gütezielverfehlung auf 375 an.

Für Benzo(a)pyren wird bereits in der Minimalbewertung für fast alle Untersuchungsgebiete ein mögliches Risiko ermittelt. In der Basisvariante und in der Maximalbewertung wird die Wasser-UQN, die aus der Biota-UQN abgeleitet ist, in allen Untersuchungsgebieten überschritten.

Ähnliches gilt auch für PFOS, wobei in der Minimalvariante für 168 Untersuchungsgebiete ein RQ größer als eins berechnet wurde. In der Basisvariante und in der Maximalvariante wird die Wasser-UQN in allen Untersuchungsgebieten überschritten. Anzumerken ist dazu, dass die

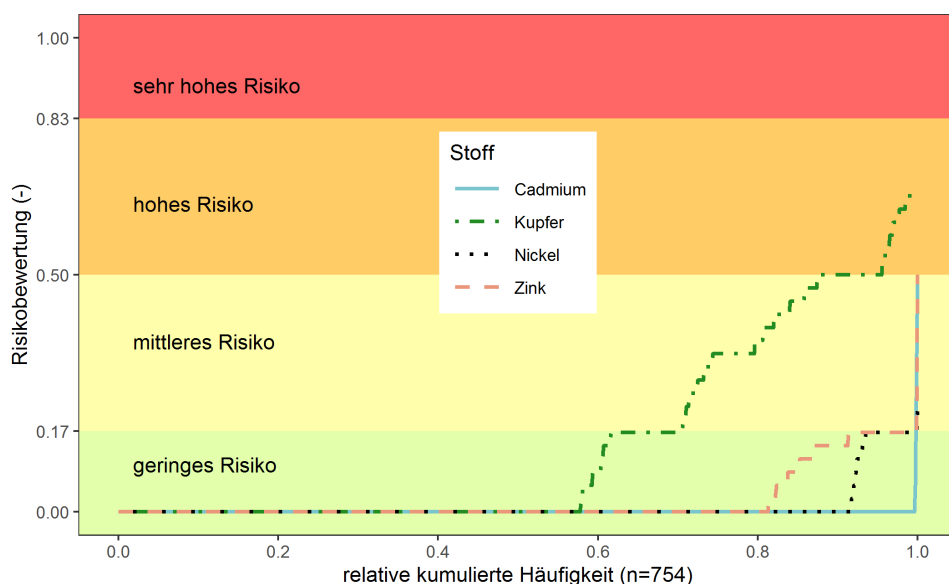
Wasser-UQN im Vergleich zur Biota-UQN kein vergleichbares Schutzniveau darstellt, sondern strenger als die Biota-UQN ist.

Abbildung 47 und Abbildung 48 zeigen die Ergebnisse der gewichteten kombinierten Bewertung der drei Varianten. Dargestellt ist die relative kumulierte Häufigkeit. Nicht dargestellt sind die Stoffe, für die in keiner der drei Varianten in keinem Untersuchungsgebiet ein RQ größer eins berechnet wurde (Blei, Dibutylzinnverbindungen und Naphthalin). Auch nicht dargestellt sind Quecksilber und polybromierte Diphenylether.

Für Benzo(a)pyren wird für alle Untersuchungsgebiete ein hohes oder sehr hohes Risiko berechnet (gewichteter Risikofaktor von 0,5 oder darüber), dass die UQN nicht eingehalten wird. Für die anderen Stoffe und Stoffgruppen trifft dies nur auf einige Untersuchungsgebiete zu. So wurde für Cadmium und Zink für jeweils ein (0,13%) Untersuchungsgebiet, für Fluoranthen für 80 (11%), für Kupfer für 95 (13%), für PFOS für 115 (15%) und für Tributylzinnverbindungen für zwei (0,3%) Untersuchungsgebiete ein hohes oder sehr hohes Risiko berechnet.

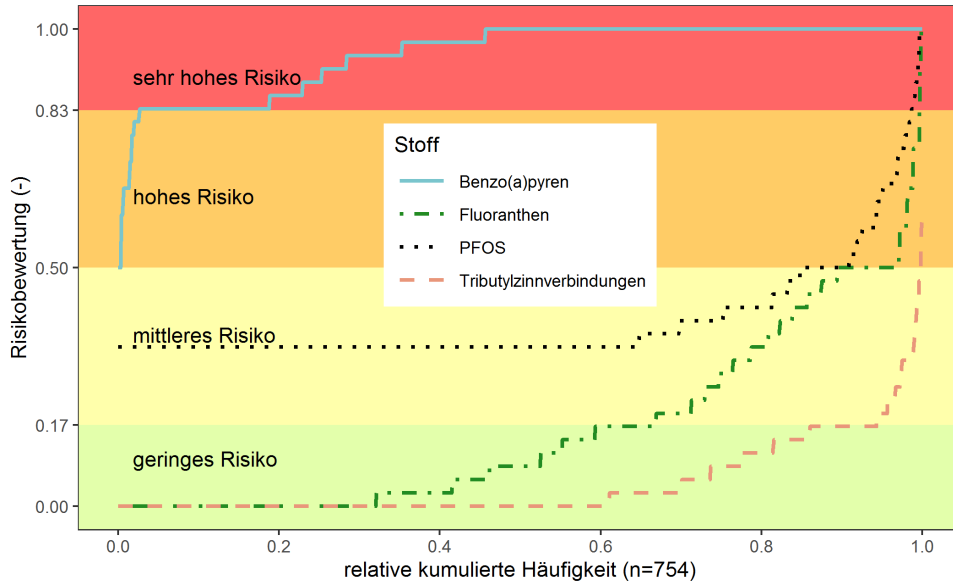
Abbildung 49 zeigt das Ergebnis der gewichteten kombinierten Bewertung für alle österreichischen Teileinzugsgebiete für PFOS. Die Gebiete mit hohem und sehr hohem potentiellen Risiko sind vor allem im Osten und Südosten Österreichs verortet.

Abbildung 47: Ergebnisse der gewichteten kombinierten Bewertung der drei Modellvarianten für Schwermetalle



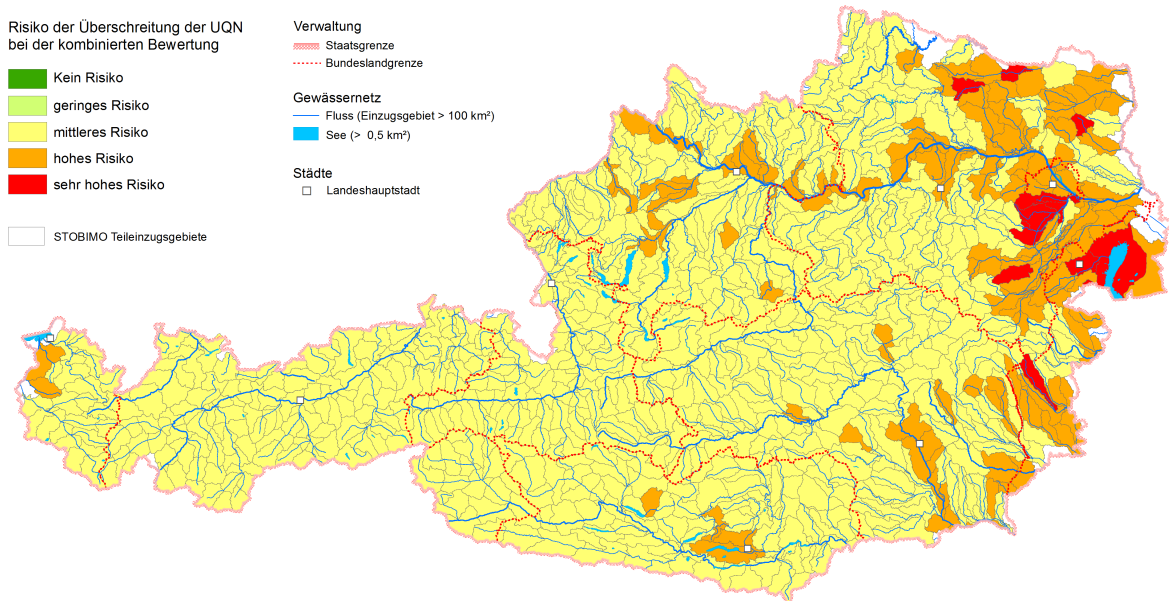
Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Abbildung 48: Ergebnisse der gewichteten kombinierten Bewertung der drei Modellvarianten für organische Spurenstoffe



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Abbildung 49: Kombinierte Risikobewertung für PFOS.



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Im Jahr 2013 wurde im Rahmen der Gewässerzustandsüberwachung (GZÜV) ein Untersuchungsprogramm in Biota durchgeführt (BMLFUW, 2015). Dabei wurden 32 Überblicksmessstellen in Fließgewässern und eine Seemesstelle beprobt und untersucht. In

neun dieser Messstellen lagen die gemessenen Konzentrationen in den Fischen über der Biota-UQN. Diese neun Messstellen waren Inn bei Erl, Mur bei Spielfeld und Mur bei Bruck an der Mur, Donau bei Jochenstein und bei Hainburg, Fischa bei Fischamend, Antiesen bei Antiesenhofen, Kainach bei Wildon und Dornbirnerach bei Lauterach. Für fünf (Fischa, Donau bei Jochenstein und bei Hainburg, Mur und Dornbirnerach) dieser neun Messstellen weist auch die Modellierung ein hohes oder sehr hohes Risiko einer UQN-Überschreitung aus. Für vier (Antiesen, Kainach, Mur bei Bruck an der Mur und Inn bei Erl) dieser neun Messstellen zeigt die Modellierung kein hohes oder sehr hohes Risiko einer UQN-Überschreitung (falsch negative Bewertung). Zudem ergibt die Modellierung für die Wulka, die Schwechat, den Reichramingbach und die Zaya ein hohes oder sehr hohes Risiko einer UQN-Überschreitung, die über die Biotamessungen nicht verifiziert werden kann (falsch positive Bewertungen). Für die verbleibenden 17 Messstellen, für die Messwerte in Biota vorliegen und keine Zielverfehlung ausgewiesen wurde, ergibt auch die Modellierung kein hohes oder sehr hohes Risiko eine UQN-Überschreitung.

Für die neun Untersuchungsgebiete und fünf weitere Messstellen wurden im Zuge des Projektes und im Rahmen der Zusatzuntersuchungen die PFOS Konzentrationen gemessen. Die Mittelwerte dieser Messungen liegen für alle Messstellen mit Ausnahme des Reichramingbaches, der Öztaler Ache und der Drau über der Umweltqualitätsnorm von $0,00065 \mu\text{g/L}$. Die höchsten PFOS Konzentrationen wurden in der Wulka ($0,0063 \mu\text{g/L}$), der Dornbirnerach ($0,0050 \mu\text{g/L}$), der Zaya ($0,0048 \mu\text{g/L}$) und der Raab ($0,0046 \mu\text{g/L}$) gemessen. Im Vergleich dazu wurde im Inn mit $0,00070 \mu\text{g/L}$ eine deutlich niedrigere Konzentration gemessen, die auch nur geringfügig über der UQN liegt.

Somit zeigen die Gewässermessungen und die Modellierung eine gute Übereinstimmung, wohingegen die Bewertungen der Biotauntersuchungen z.T. stark abweichen. Zu den Biotamessungen ist zusätzlich anzumerken, dass diese über die Jahre sehr stark schwanken. So wurden beim Trendmonitoring 2016 im Inn bei Erl erheblich niedrigere Konzentrationen gemessen als 2013 und die Werte lagen 2016 auch alle unter der Biota-UQN (BMNT, 2019). Die Biota Werte zeigen generell eine große Schwankung und die Anreicherung in den Fischen wird wahrscheinlich durch unterschiedliche Faktoren beeinflusst. Ein direkter Vergleich einzelner Biota und Wasserproben, die nicht denselben räumlichen und zeitlichen Bereich abdecken, erscheint jedenfalls nicht sinnvoll und zielführend zu sein.

5.4.3 Regionalspezifische Eintragspfade

5.4.3.1 Überblick über alle Analysegebiete

Die relativen Frachtbeiträge der Eintragspfade am Gesamteintrag sind in Abhängigkeit der Charakteristika der Untersuchungsgebiete sehr unterschiedlich und können stark schwanken. Die Darstellungen der Verteilung der relativen Frachtanteile der Eintragspfade am Gesamteintrag für alle Untersuchungsgebiete und die ausgewerteten Spurenstoffe enthält Kapitel 7.5 im Anhang. Dargestellt sind die Ergebnisse der Basisvariante. In Tabelle 27 sind die Mittelwerte der relativen Frachtbeiträge je Eintragspfad über alle Untersuchungsgebiete zusammengefasst.

Bei Auswertung der Mittelwerte erfolgt der Haupteintrag in die Gewässer für die meisten der untersuchten Stoffe über die Erosion (vorwiegend Erosion aus Wald), Grundwasserzustrom und Interflow sowie Oberflächenabfluss. Die relativen Frachtbeiträge berücksichtigen die jeweiligen Eintragspfade im gesamten Einzugsgebiet der einzelnen Untersuchungsgebiete.

Da die Verteilung der relativen Frachteinträge der einzelnen Eintragspfade je Untersuchungsgebiet sehr unterschiedlich ist, sind die Mittelwerte nur bedingt aussagekräftig. Verdeutlicht wird dies exemplarisch am Beispiel von PFOS.

Für PFOS zeigen die Modellergebnisse relative Frachtbeiträge an der Gesamtemission aus Oberflächenabfluss von rund 17% (Mittelwert aller Analysegebiete) und von rund 66% (Mittelwerte aller Analysegebiete) über den unterirdischen Zustrom über Grundwasser und Zwischenabfluss. Weitere Eintragspfade mit hohen Anteilen sind bei der Auswertung aller Analysegebiete die Erosion von natürlichen Flächen / Wald, die rund 8% (Mittelwert) der Gesamtemission erreicht.

Tabelle 27: Zusammenfassung der Mittelwerte der relativen Frachtbeiträge [%] je Eintragspfad über alle Untersuchungsgebiete.

Eintragspfad	Blei (gesamt)	Blei (gelöst)	Cadmium (gesamt)	Cadmium (gelöst)	Kupfer (gesamt)	Kupfer (gelöst)	Nickel (gesamt)	Nickel (gelöst)	Quecksilber (gesamt)	Quecksilber (gelöst)	Zink (gesamt)	Zink (gelöst)	Benzo(a)pyren	Fluoranthen	Naphthalin	Dibutylzinn	Tributylzinn	PFOS	Summe PBDE
Deposition auf Gewässerflächen	<1	3	1	2	3	5	<1	2	1	2	3	6	2	2	4	1	1	3	2
Erosion von lw. Nutzflächen	15	1	14	1	12	3	17	3	14	3	12	1	19	19	2	3	8	<1	1
Erosion Gletscherabrieb	4	<1	3	<1	4	<1	5	<1	2	<1	4	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Erosion von alpinen offenen Flächen	11	<1	8	<1	15	<1	20	<1	6	<1	14	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Erosion aus Wald	56	3	35	3	20	3	30	3	40	4	22	1	41	42	10	13	29	14	8
Grundwasser und Interflow	5	36	26	56	9	17	20	67	24	59	4	9	8	3	25	45	38	29	66
Industrielle Direkteinleiter	<1	1	<1	1	<1	<1	<1	1	<1	<1	1	1	<1	<1	<1	<1	1	1	<1
Außerurbane Flächen	<1	<1	<1	<1	2	3	<1	<1	<1	<1	2	3	1	1	1	16	1	2	2
Oberflächenabfluss	7	54	10	32	30	60	4	17	10	27	29	65	26	30	43	13	11	34	17
Dränagen	<1	1	<1	1	<1	<1	<1	1	<1	1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	1
Mischwasserüberläufe	<1	<1	1	1	2	2	<1	<1	1	1	3	2	1	1	9	4	2	2	1
Regenwasser aus Trennkanalisation	1	1	1	3	3	5	<1	1	1	1	6	9	2	2	3	5	7	3	1
Kommunale Kläranlagen	<1	1	<1	1	1	2	2	6	1	2	1	3	<1	<1	2	1	1	10	2

Der Anteil der modellierten Einträge aus der Siedlungswasserwirtschaft (kommunale/industrielle Kläranlagen, Mischwasserüberläufe, Trennsysteme) ist gering und der Mittelwert über alle Analysegebiete bei rund 2%. Aufgrund der spezifischen Bedingungen in den Teileinzugsgebieten schwanken die relativen Frachtbeiträge der einzelnen Eintragspfade an der Gesamtemission sehr stark. So ergibt sich ein komplett anderes Bild, wenn anstelle der Betrachtung der nationalen Ebene der Fokus auf einzelne ausgewählte Einzugsgebiete gelegt wird. So können die relativen Frachtbeiträge aus Siedlungsgebieten (Regenwasserentlastungen aus Trennkanalisation, Mischwasserentlastungen und Abläufe kommunaler Kläranlagen) an der Gesamtfracht in einzelnen Teileinzugsgebieten auch Anteile bis zu 80% erreichen.

Für Trattnach, Mödling, Weidenbach und Wulka stellen die Abläufe kommunaler Kläranlagen die Haupteintragspfade für PFOS dar. Zudem sind in Abhängigkeit von den Kanalsystemen entweder Mischwasserentlastungen oder Regenwassereinleitungen aus Trennkanalisation von Relevanz. Hervorzuheben sind bei den Regenwassereinleitungen aus Trennkanalisation die Mödling, der Marchfeldkanal und die Liesing. In diesen Einzugsgebieten erreicht dieser Eintragspfad 30 bis 40% der Gesamtfracht. Die Mischwasserentlastungen sind auch wieder für Liesing und Marchfeldkanal sowie für den Weidenbach von Bedeutung.

Das Beispiel zeigt auch noch einen weiteren bei der Interpretation der Ergebnisse zu berücksichtigenden Aspekt. Im Einzugsgebiet der Liesing erfolgt in Wien die Entwässerung vorwiegend im Trennsystem obwohl für Wien gesamt das Mischsystem überwiegt. Bei der Zuordnung der Abwassermengen erfolgte eine gewichtete Zuweisung über die versiegelten Flächen. Da das Einzugsgebiet der Wiener Hauptkläranlage mehreren Untersuchungsgebieten zugeordnet ist, wurden auch die Abwassermengen aus urbanen Systemen entsprechend aufgeteilt. Diese Aufteilung führt dazu, dass im Einzugsgebiet der Liesing den Mischwasserentlastungen für einige Stoffe eine hohe Relevanz zugeordnet wird. Dieses Ergebnis zeigt, dass für die Interpretation Wissen zu lokalen Verhältnissen wesentlich sein kann und auch erhebliche Abweichungen von der Modellierung auftreten können.

Aufgrund dieser hohen Variabilität zwischen den Einzugsgebieten wird in den folgenden Abschnitten auf die Untersuchungsgebiete mit projektspezifischem Monitoring und die Einzugsgebiete der Wasserkörper eingegangen, für die ein mögliches Risiko bei der Risikoanalyse (Minimalvariante, Basisvariante und kombinierte Bewertung) identifiziert wurde.

5.4.3.2 Regionalspezifische Eintragspfade in den beprobten Untersuchungsgebieten

Für sieben der Untersuchungsgebiete des Projektes wird in den folgenden Auswertungen die Relevanz der Eintragspfade dargestellt. Die Untersuchungsgebiete Birkengraben und HOAL sind klein und nur Teile von in MoRE betrachteten Analysegebieten und können für diese Auswertung daher nicht berücksichtigt werden. Der Birkengraben liegt zudem im Einzugsgebiet der Dornbirnerach.

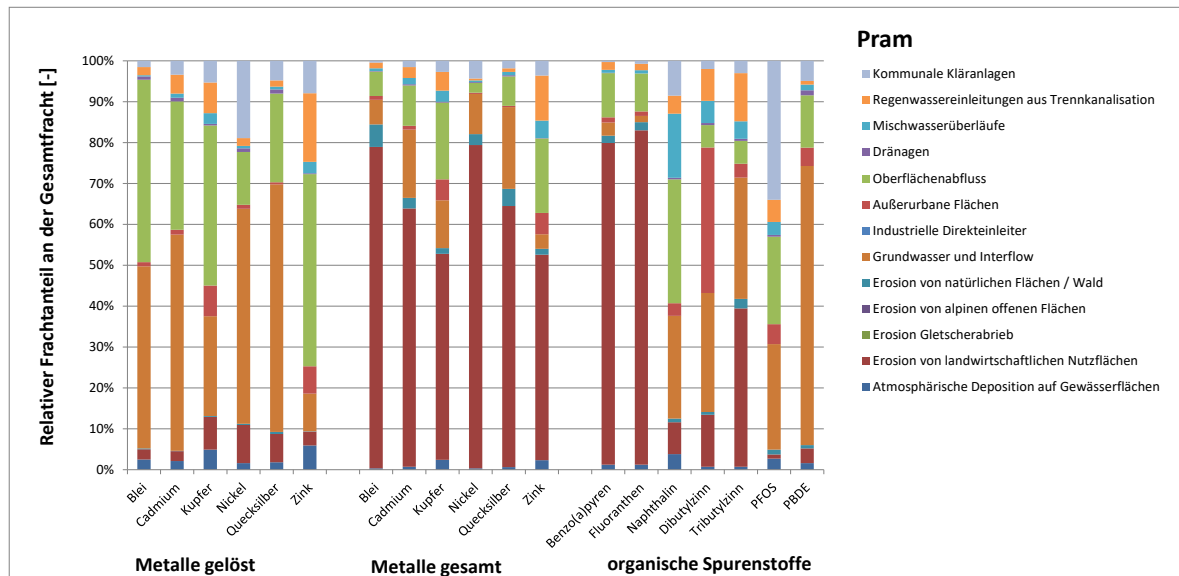
Die Auswahl der Untersuchungsgebiete erfolgte nach den Nutzungen im Einzugsgebiet. Im Einzugsgebiet der Öztaler Ache und des Reichramingbaches überwiegen Wald und hochalpine Flächen. Das Einzugsgebiet der Pram ist vorwiegend durch Ackerland und das Einzugsgebiet der Mattig vorwiegend durch Grünland und Wald geprägt. Bei diesen Einzugsgebieten wurde zudem auf einen geringen Einfluss aus der Siedlungsentwässerung geachtet. Die Einzugsgebiete der Dornbirnerach, der Wulka und der Raab weisen unterschiedliche Nutzungen mit einem vergleichsweise hohen Anteil von Einleitungen aus der Siedlungsentwässerung bzw. Kläranlagenabläufen auf.

Hauptnutzung Ackerland

Abbildung 50 zeigt die relativen Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in die **Pram** eingebracht werden. Bei den Metallen wird zwischen gelösten Frachten und Gesamtfrachten unterschieden. Die Auswertung der Gesamtfrachten zeigt, dass für alle Metalle über 50% der Gesamtfrachteinträge über die Erosion von landwirtschaftlichen Nutzflächen und dieser Eintragspfad bei Blei und Nickel bis zu 80% erreichen kann. Zudem sind die Einträge über den Oberflächenabfluss und der unterirdische Zustrom (Grundwasser und Zwischenabfluss) von Relevanz. Für Zink sind im Einzugsgebiet der Pram auch Regenwassereinleitungen aus Trennkanalisationen mit einem relativen Frachtbeitrag von rund 10% hervorzuheben.

Die Auswertung der gelösten Frachteinträge zeigt, dass für Blei, Cadmium, Nickel und Quecksilber der Haupteintrag in die Pram über unterirdische Zuflüsse (Grundwasser und Zwischenabfluss) erfolgt und rund 50-60% des Gesamtfrachteintrages erreicht. Zudem ist der Oberflächenabfluss hervorzuheben, der für Nickel und Quecksilber nur 10-20% ausmacht, für Blei und Cadmium aber 30-40% der Gesamtfracht erreicht und für Kupfer und Zink mit 40-50% den Haupteintragspfad darstellt. Für gelöstes Nickel sind im Einzugsgebiet der Pram zudem die Abläufe kommunaler Kläranlagen von Bedeutung und für Zink und Kupfer sind Regenwassereinleitungen aus Trennkanalisationen von Relevanz. Für gelöstes Zink erreicht dieser Eintragspfad bis zu 20% der Gesamtfracht.

Abbildung 50: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in die Pram eingebracht werden.



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

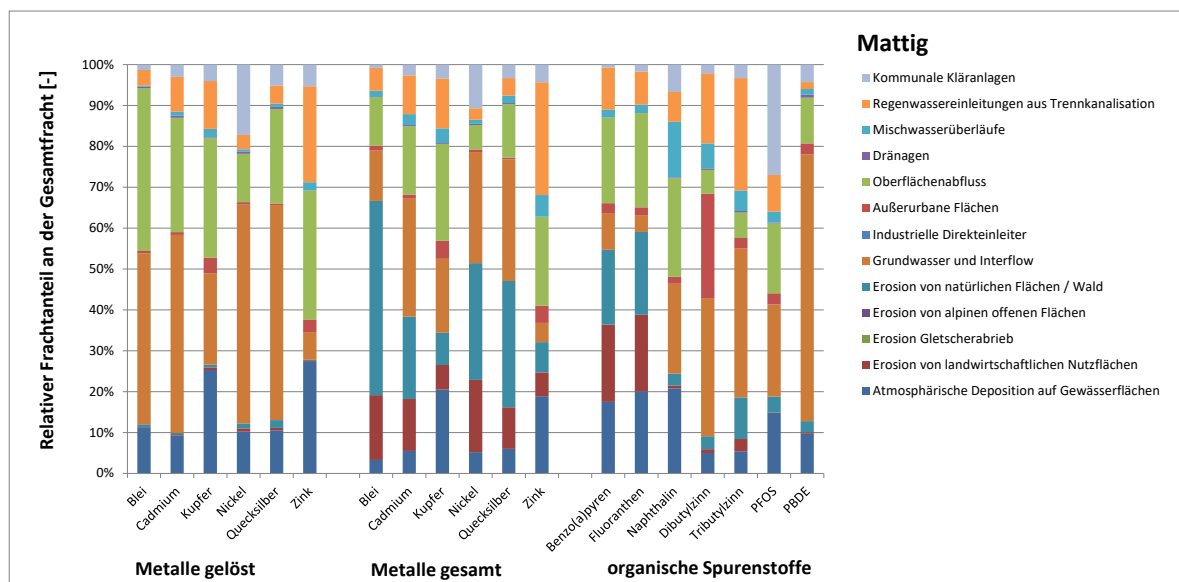
Die organischen Spurenstoffe zeigen ein sehr unterschiedliches Emissionsmuster. Benzo(a)pyren und Fluoranthen werden vorwiegend über Erosion von landwirtschaftlichen Nutzflächen in die Pram eingetragen. Dieser Eintragspfad erreicht rund 80%. Bei Naphthalin tragen unterschiedliche Eintragspfade zur Gesamtemission bei. Zu nennen sind jedenfalls der unterirdische Zustrom (Grundwasser und Zwischenabfluss) sowie der Oberflächenabfluss, die jeweils rund 25-30% der Gesamtfracht beitragen. Zudem sind Emissionen aus Siedlungsgebieten zu nennen, die in Summe ebenfalls rund 30% der Gesamtfracht erreichen. Hervorzuheben sind dabei die Abläufe kommunaler Kläranlagen (rund 10%) und jedenfalls die Mischwasserentlastungen (rund 15%). Tributylzinnverbindungen werden vorwiegend über die Erosion von landwirtschaftlichen Nutzflächen und den unterirdischen Zustrom in die Pram verfrachtet und diese zwei Eintragspfade erreichen in Summe rund 70% der Gesamteinträge. Von Relevanz sind aber auch die Frachteinträge aus Siedlungsgebieten, wobei vor allem Regenwassereinleitungen aus Trennkanalisationen hervorzuheben sind. Ähnliches gilt auch für Dibutylzinnverbindungen. Für diesen Stoff ist aber jedenfalls der relativ hohe Frachteintrag über außerurbane Verkehrsflächen zu nennen, der im Einzugsgebiet der Pram 30-35% erreicht. Für PFOS erfolgt der Haupteintrag über den unterirdischen Zustrom (Grundwasser und Zwischenabfluss) mit rund 30% Frachtanteil, über den Oberflächenabfluss mit rund 20% und über kommunale Kläranlagen mit rund 35%. Für polybromierte Diphenylether ist der unterirdische Zustrom der relevante Eintragspfad, der rund 70% des Gesamteintrages ausmacht.

Das Einzugsgebiet der Pram ist vorwiegend durch landwirtschaftliche Nutzung (Grünland und Ackerland) geprägt und diese erreicht rund 70% der Gesamtfläche. Wald macht weitere 22% der Einzugsgebietsfläche aus. Die Frachteinträge spiegeln diese Hauptnutzungen und begründen den Einfluss der Erosion von landwirtschaftlich genutzten Flächen für partikelgebundene Stoffe.

Hauptnutzung Grünland

Ähnlich dem Einzugsgebiet der Pram ist auch das Einzugsgebiet der **Mattig** stark landwirtschaftlich geprägt (rund 44%), vorwiegend durch Grünlandnutzung. Zudem stellt auch Wald mit rund 46% eine wesentliche Landnutzung dar. Die Verteilung der relativen Frachteinträge der unterschiedlichen Eintragspfade für das Einzugsgebiet der Mattig ist in Abbildung 51 dargestellt.

Abbildung 51: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in die Mattig eingebracht werden.



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Die Auswertung der Gesamtfrachten der Metalle zeigt ein differenziertes Muster und unterschiedliche Eintragspfade tragen in ähnlichem Maße zum Gesamteintrag bei. Für Blei erfolgt der Haupteintrag über die Erosion, wobei die Erosion aus Waldgebieten mit rund 45% Frachtanteil am Gesamteintrag gegenüber der Erosion von landwirtschaftlichen Nutzflächen (rund 15%) dominiert. Für Cadmium, Nickel und Quecksilber trägt die Erosion aus Wald und von landwirtschaftlichen Flächen mit rund 30-40% zur Gesamtemission bei. Ein ähnlicher Frachteintrag erfolgt für diese drei Metalle über den unterirdischen Zufluss (Grundwasser und

Zwischenabfluss) und dem Oberflächenabfluss. Im Einzugsgebiet der Mattig sind zudem Regenwassereinleitungen aus Trennkanalisation von Relevanz, die vor allem für Zink mit rund 30% einen hohen Beitrag erreicht. Auffällig ist zudem der relativ hohe Beitrag der atmosphärischen Deposition auf die Gewässerflächen, der für Kupfer und Zink rund 20% erreicht. Diese Beobachtung ist vorwiegend auf die Seen im Einzugsgebiet zurückzuführen, die zu einer wesentlichen Erhöhung des Anteils der Gewässerflächen an der Gesamtfläche beitragen.

Die Auswertung der gelösten Frachteinträge zeigt, dass für Blei, Cadmium, Nickel und Quecksilber der Haupteintrag in die Mattig über unterirdische Zuflüsse (Grundwasser und Zwischenabfluss) erfolgt und rund 40-50% des Gesamtfrachteintrages erreicht. Zudem ist der Oberflächenabfluss hervorzuheben, der für Nickel und Quecksilber nur 10-20% ausmacht, für Blei und Cadmium aber 30-40% der Gesamtfracht erreicht. Für gelöstes Nickel sind im Einzugsgebiet der Mattig zudem die Abläufe kommunaler Kläranlagen von Bedeutung und für Zink und Kupfer sind Regenwassereinleitungen aus Trennkanalisationen von Relevanz. Für gelöstes Zink erreicht dieser Eintragspfad bis zu 25% der Gesamtfracht.

Die organischen Spurenstoffe zeigen ein sehr unterschiedliches Emissionsmuster. Für Benzo(a)pyren und Fluoranthen ist kein Haupteintragspfad identifizierbar, sondern atmosphärische Deposition, Erosion aus Wald, Erosion von landwirtschaftlichen Nutzflächen und der Oberflächenabfluss tragen zu jeweils rund 20% zur Gesamtemission bei. Von geringerer Relevanz sind der unterirdische Zustrom und Regenwasserentlastungen aus Trennkanalisationen. Bei Naphthalin tragen unterirdische Zustrom (Grundwasser und Zwischenabfluss) sowie der Oberflächenabfluss jeweils rund 25% der Gesamtfracht bei. Auch der Eintrag über die atmosphärische Deposition erreicht rund 20%. Wesentliche Frachteinträge in die Mattig kommen zudem aus urbanen Systemen, wobei Mischwasserentlastungen hervorzuheben sind. Dibutylzinnverbindungen werden vorwiegend über den unterirdischen Zustrom (rund 35%), über den Abfluss von außerurbanen Verkehrsflächen (rund 20%) und über Regenwassereinleitungen aus Trennkanalisation (rund 20%) in die Mattig eingetragen. Ähnliches gilt für Tributylzinnverbindungen. Diese Stoffe werden hauptsächlich über den unterirdischen Zustrom (rund 35%) und über Regenwassereinleitungen aus Trennkanalisation (rund 30%) emittiert. Für PFOS erfolgt der Haupteintrag über den unterirdischen Zustrom (Grundwasser und Zwischenabfluss) und den Oberflächenabfluss mit jeweils rund 20% Frachtanteil und über kommunale Kläranlagen mit rund 25%. Für PFOS ist zudem der Eintragspfad atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen mit einem relativen Anteil an der Gesamtemission von rund 15% von Bedeutung. Für polybromierte Diphenylether ist der unterirdische Zustrom der relevante Eintragspfad, der rund 65% des Gesamteintrages ausmacht.

Hauptnutzung Wald und hochalpine Flächen

Die **Öztaler Ache** ist durch ein hochalpines und alpines Einzugsgebiet gekennzeichnet und diese Flächen erreichen rund 50% der Gesamtfläche. Weitere 35% der Einzugsgebietsfläche sind Wälder.

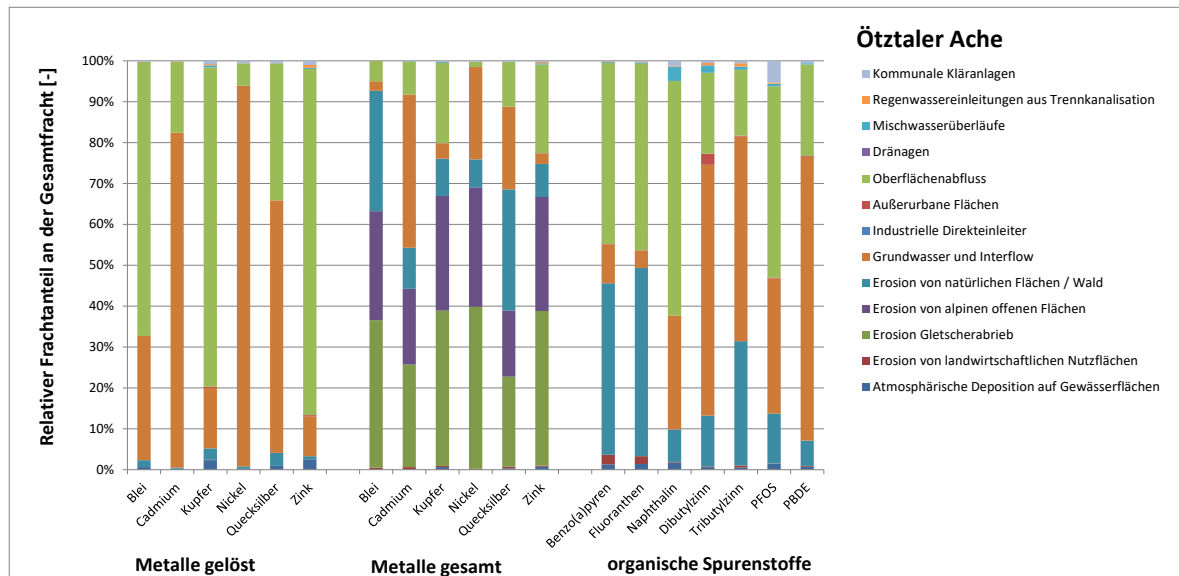
Entsprechend diesen Hauptnutzungen erfolgt der Haupteintrag der Metalle über die Erosion, wenn die Gesamtgehalte berücksichtigt werden und erreicht rund 55 bis 90% der Gesamtemission. Für Cadmium ist bei den Gesamtgehalten zudem der unterirdische Zustrom bedeutend, der rund 35% der Gesamtemission erreicht. Auch für Nickel und Quecksilber ist dieser Eintragspfad relevant, wenn auch in geringerem Maß. Für Kupfer und Nickel trägt auch der Oberflächenabfluss rund 20% zum Gesamtfrachteintrag in die Öztaler Ache bei.

Werden nur die gelösten Frachtanteile bei den Metallen berücksichtigt, so erfolgt der Stoffeintrag in die Öztaler Ache vorwiegend über den unterirdischen Zustrom über Grundwasser und Zwischenabfluss sowie über den Oberflächenabfluss und erreicht in Summe über 90%. Für Cadmium, Nickel und Quecksilber dominiert der unterirdische Zustrom (60-95%) und für Blei, Kupfer und Zink der Oberflächenabfluss (70-85%).

Benzo(a)pyren und Fluoranthene werden vorwiegend über die Erosion aus Wald (rund 40%) und über den Oberflächenabfluss (rund 45%) emittiert. Dieser Eintragspfad ist zudem für Tributylzinnverbindungen von Relevanz. Für die anderen organischen Spurenstoffe erfolgt der Haupteintrag wie bei den gelösten Metallen vorwiegend über den unterirdischen Zustrom über Grundwasser und Zwischenabfluss sowie über den Oberflächenabfluss. Für Naphthalin und PFOS dominiert der Oberflächenabfluss (rund 50%) und für Organozinnverbindungen und polybromierte Diphenylether dominiert der unterirdische Zustrom (50-70%).

Die Verteilung der relativen Frachteinträge der unterschiedlichen Eintragspfade für das Einzugsgebiet der Mattig ist in Abbildung 52 dargestellt.

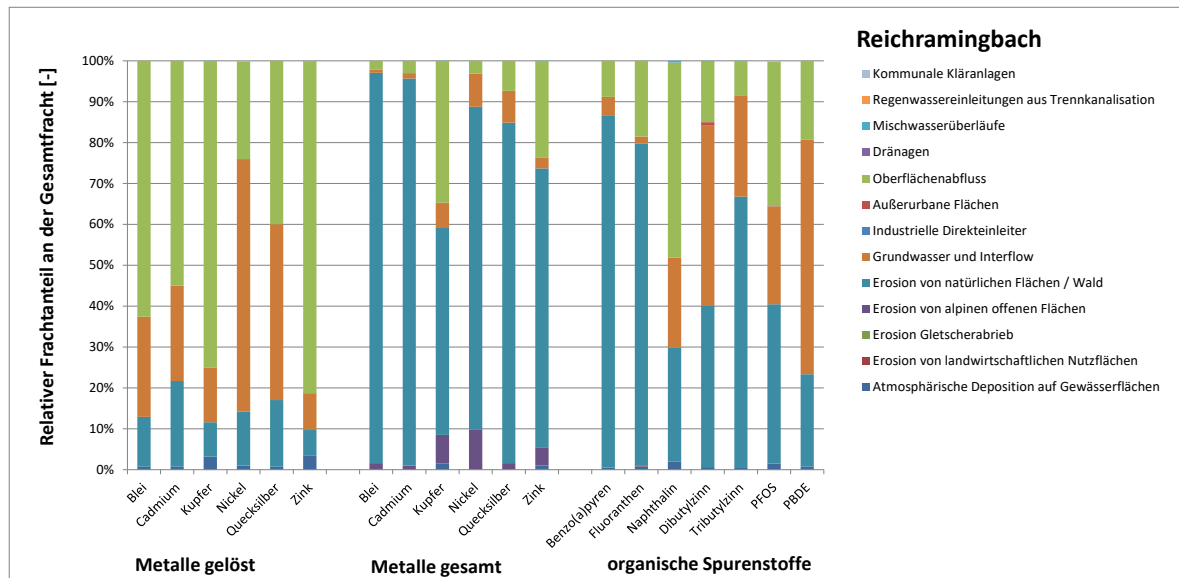
Abbildung 52: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in die Öztaler Ache eingebracht werden.



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Ähnliches wie für die Öztaler Ache gilt auch für das Einzugsgebiet des **Reichramingbaches**. Dieses ist vorwiegend durch Wald geprägt und der Anteil der hochalpinen offenen Flächen ist geringer. Daher erfolgt der Haupteintrag für partikelgebundene Stoffe und Stoffgruppen (Metalle Gesamtgehalte, Benzo(a)pyren, Fluoranthren, Tributylzinnverbindungen) vorwiegend über die Erosion aus Wald. Die Bewertung der gelösten Metalle ergibt, dass der unterirdische Zustrom über Grundwasser und Zwischenabfluss sowie der Oberflächenabfluss die Haupteintragspfade darstellen. Für Nickel und Quecksilber dominiert der unterirdische Zustrom (45-60%) und für Blei, Cadmium, Kupfer und Zink der Oberflächenabfluss (55-80%). Bei Naphthalin und PFOS erfolgt der Haupteintrag in den Reichramingbach über den Oberflächenabfluss (35-50%) und auch die Erosion aus Wald (30-40%) ist von Relevanz. Der Eintrag über die Erosion aus Wald ist auch für Dibutylzinnverbindungen und polybromierte Diphenylether einer der Haupteintragspfade (25-40%), der Haupteintrag erfolgt aber über den Grundwasserzustrom und den Zwischenabfluss (45-55%). Die Verteilung der relativen Frachteinträge der unterschiedlichen Eintragspfade für das Einzugsgebiet der Mattig ist in Abbildung 53 dargestellt.

Abbildung 53: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in den Reichramingbach eingebracht werden.



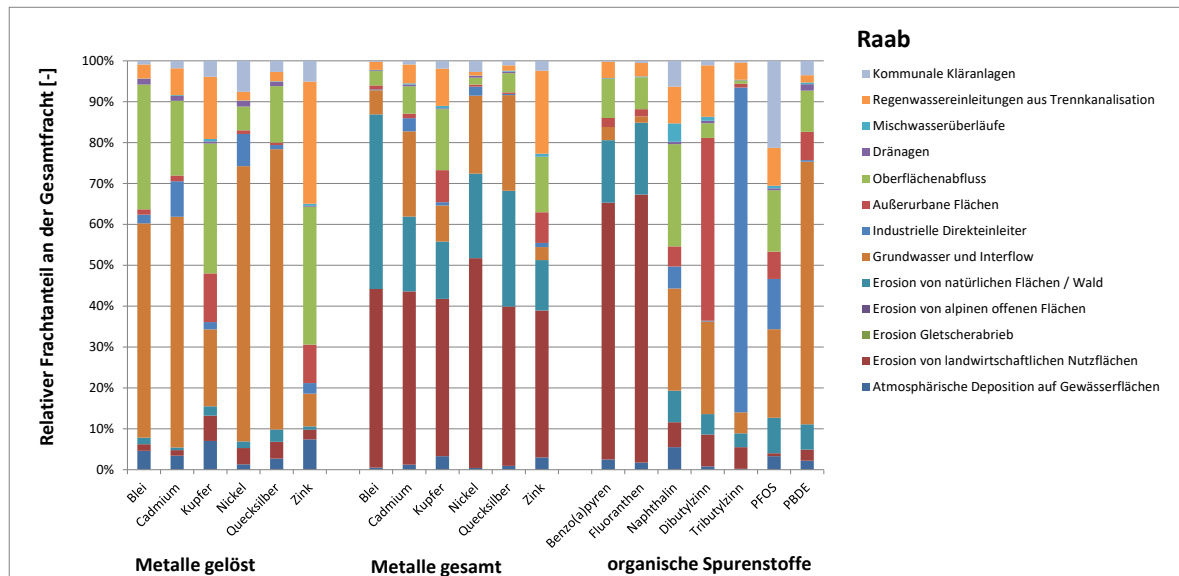
Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Untersuchungsgebiete mit gemischter Nutzung im Einzugsgebiet

Das Einzugsgebiet der **Raab** ist vorwiegend durch Wald (40%) und landwirtschaftliche Flächen (45% Ackerland und 10% Grünland) gekennzeichnet. Die Verteilung der relativen Frachteinträge der unterschiedlichen Eintragspfade für das Einzugsgebiet der Raab ist in Abbildung 54 dargestellt.

Die Haupteinträge der Metalle in die Raab bezogen auf die Gesamtfrachten erfolgt über die Erosion von landwirtschaftlichen Nutzflächen (rund 40-50%) und die Erosion von Wald (10-40%). Dies entspricht der vorherrschenden Landnutzung im Einzugsgebiet der Raab. Für Cadmium, Nickel und Quecksilber ist zudem der unterirdische Zustrom (Grundwasser und Zwischenabfluss) von Bedeutung und erreicht rund 20%. Für Zink tragen Regenwassereinleitungen aus Trennkanalisationen rund 20% der Gesamtemission in die Raab bei.

Abbildung 54: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in die Raab eingebracht werden.



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

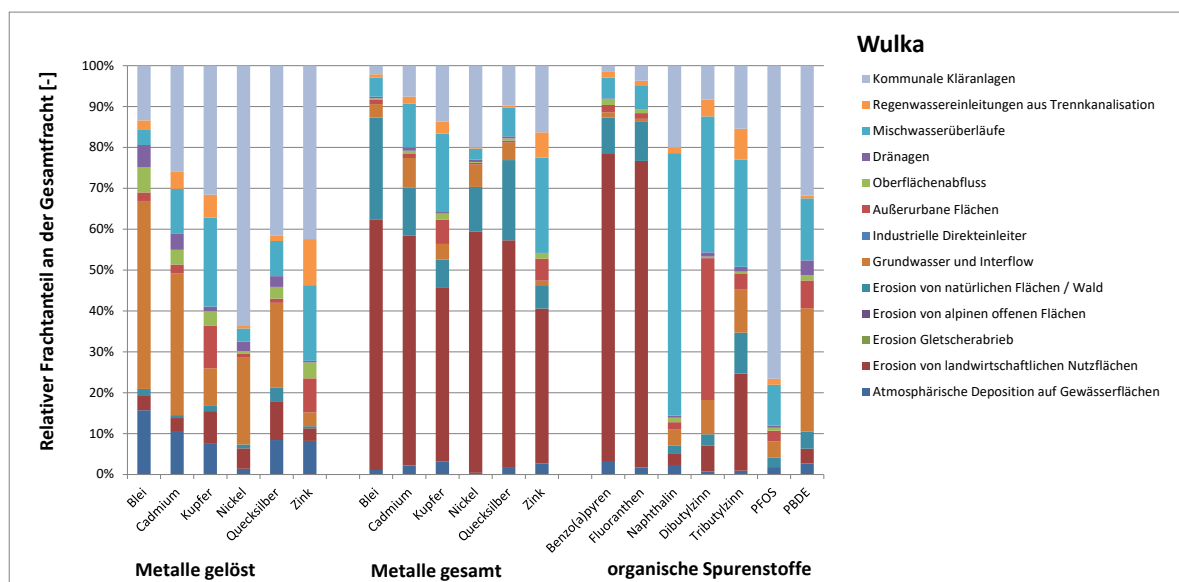
Die Auswertung der gelösten Frachten zeigt, dass für Blei, Cadmium, Nickel und Quecksilber der Haupteintrag in die Raab über den unterirdischen Zustrom (Grundwasser und Zwischenabfluss) erfolgt und rund 50-70% der Gesamtfrachteinträge erreicht. Für diese vier Metalle kann auch der Oberflächenabfluss von Relevanz sein und für Blei rund 30% sowie für Cadmium rund 20% der Gesamtfracht beitragen. Für Kupfer und Zink sind im Einzugsgebiet der Raab unterschiedliche Eintragspfade von Bedeutung. So erfolgt ein wesentlicher Frachteintrag über den Oberflächenabfluss (rund 35%). Aber auch Einträge aus urbanen Gebieten, vorwiegend über Regenwassereinleitungen aus Trennkanalisationen (rund 15-30%) sowie Emissionen von Verkehrsflächen (rund 10%) sind wesentliche Eintragspfade.

Benzo(a)pyren und Fluoranthen werden vorwiegend über die Erosion von landwirtschaftlich genutzten Flächen (rund 65%) und die Erosion aus Wald (15-20%) in die Raab eingetragen. Bei den polybromierten Diphenylethern dominiert der unterirdische Stoffeintrag über Grundwasserzustrom und Zwischenabfluss und erreicht rund 75%. Naphthalin und PFOS werden über den unterirdischen Zustrom (rund 25%), den Oberflächenabfluss (rund 18-25%) und über urbane Systeme (Regenwassereinleitungen aus Trennkanalisation und Abläufe kommunaler Kläranlagen) in die Raab verlagert. Vor allem für PFOS tragen die Kläranlagenabläufe mit einem relativen Frachtanteil von rund 20% wesentlich zur Gesamtemission bei. Für Dibutylzinnverbindungen erfolgt der Haupteintrag über den Abfluss von außerurbanen Verkehrsflächen (40%). Zudem sind der unterirdische Abfluss (rund 20%) und Regenwassereinleitungen aus Trennkanalisation (rund 15%) von Relevanz. Tributylzinnverbindungen werden vorwiegend von industriellen Direkteinleitern in die Raab eingetragen (rund 80%).

Anzumerken ist dazu, dass die Auswertung auf einer Frachtmeldung eines Industriebetriebes beruht, die wiederum aus Messungen im Jahr 2010 abgeleitet wurde. Aktuelle Messungen aus dem Jahr 2015 zeigen eine erheblich niedrigere Emissionsfracht. Würde angenommen, dass über die industrielle Direkteinleitung keine Emission in die Raab erfolgt, so bilden die Erosion von landwirtschaftlichen Flächen (rund 25%), die Erosion aus Wald (rund 20%), der unterirdische Abfluss (rund 25%) sowie Regenwassereinleitungen aus Trennkanalisation (rund 20%) die Haupteintragspfade für Tributylzinnverbindungen in die Raab.

Das Einzugsgebiet der **Wulka** zeigt ähnliche Landnutzungen (Ackerland und Wald) wie das Einzugsgebiet der Raab, ist aber deutlich stärker durch urbane Gebiete beeinflusst. Dies zeigt auch die Verteilung der Frachteinträge über unterschiedliche Emissionspfade, die in Abbildung 55 dargestellt ist.

Abbildung 55: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in die Wulka eingebracht werden.



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Die Auswertung der Gesamtgehalte der Metalle zeigt, dass die Emission vorwiegend über die Erosion von landwirtschaftlichen Flächen (rund 40-60%) und mit Ausnahme von Kupfer und Zink zudem über die Erosion aus Wald (rund 10-25%) erfolgt. Für Kupfer und Zink sind zudem die Mischwasserentlastungen mit rund 20% ein wesentlicher Emissionspfad, ebenso die Abläufe kommunaler Kläranlagen, die rund 15% der Gesamtemission erreichen. Die Abläufe kommunaler Kläranlagen sind auch für Nickel ein Haupteintragspfad, der rund 20% zur Gesamtemission beiträgt.

Die Auswertung der gelösten Metalle ergibt, dass für Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink der Haupteintrag in die Wulka über die Abläufe kommunaler Kläranlagen erfolgt und rund 30-60% der Gesamtemission ausmacht. Für Kupfer und Zink sind zudem Mischwasserentlastungen mit rund 20% relativem Frachtanteil von Bedeutung. Für Cadmium und Blei ist der unterirdische Zustrom über Grundwasser und Zwischenabfluss mit rund 35-50% relativem Frachtanteil der relevante Eintragspfad. Zudem stellen auch für Blei und Cadmium die Abläufe der kommunalen Kläranlagen einen wesentlichen Frachteintrag in die Wulka dar.

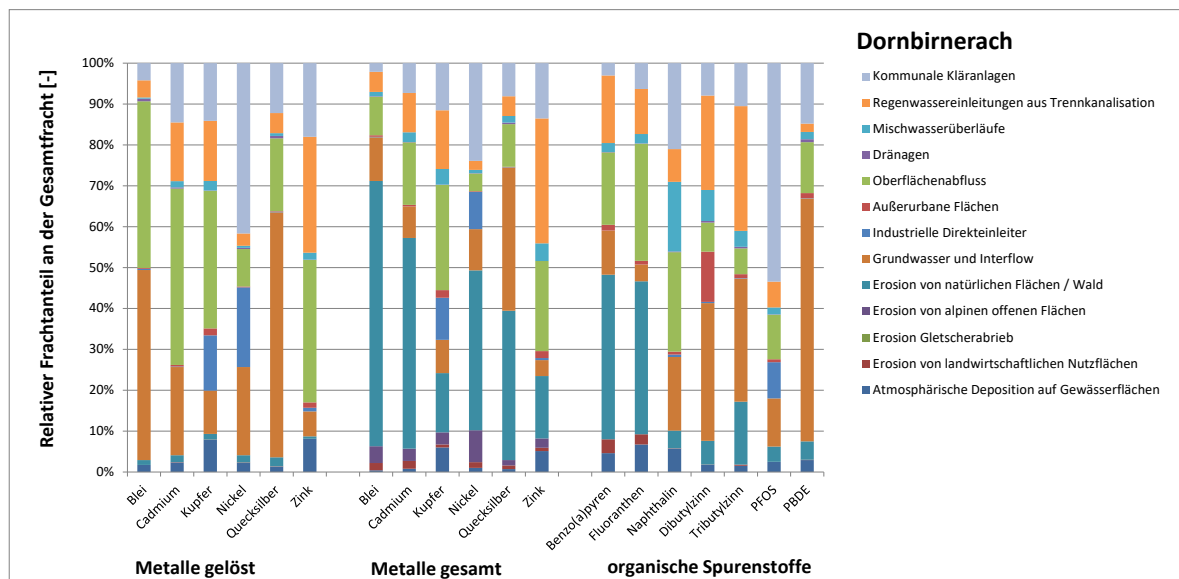
Bei den organischen Spurenstoffen werden Benzo(a)pyren und Fluoranthen vorwiegend über die Erosion von landwirtschaftlichen Nutzflächen (rund 75-80%) emittiert. Emissionen aus Wald sind mit einem relativen Frachtbeitrag zur Gesamtemission von rund 10% von geringerer Relevanz. Naphthalin wird vorwiegend über urbane Systeme emittiert und die relativen Frachtbeiträge der Mischwasserentlastungen erreichen rund 65% und jene der kommunalen Kläranlagenabläufe rund 20%. Mischwasserentlastungen sind mit rund 25-30% auch für Organozinnverbindungen ein Haupteintragspfad. Für Dibutylzinnverbindungen sind zudem die Abflüsse außerurbaner Verkehrsflächen (rund 30%) von Bedeutung. Für Tributylzinnverbindungen sind erosive Einträge von landwirtschaftlichen Flächen und aus Wald (rund 35%) und Kläranlagenabläufe (rund 15%) von Relevanz. Für PFOS sind die Abläufe der kommunalen Kläranlagen der Haupteintragspfad in die Wulka und erreicht rund 75% der Gesamtemission. Mischwasserentlastungen tragen weitere 10% zur Gesamtemission bei. Ähnliches gilt auch für polybromierte Diphenylether. Diese werden vorwiegend über urbane Systeme (Kläranlagenabläufe rund 30% und Mischwasserentlastungen rund 15%) in die Wulka emittiert. Zudem ist für PBDE der unterirdische Abfluss mit einem relativen Frachtbeitrag von rund 30% wesentlich.

Die Landnutzung des Einzugsgebietes der **Dornbirnerach** wird durch Wald dominiert. Daneben sind Siedlungsgebiete (urbane Flächen) von Relevanz. Der Abfluss aus Punkteinleitungen spielt eine wesentliche Rolle am Gesamtabfluss der Dornbirnerach. Die Verteilung der Frachteinträge über unterschiedliche Emissionspfade ist in Abbildung 56 dargestellt.

Die Auswertung der Gesamtgehalte der Metalle zeigt, dass für Blei, Cadmium, Nickel und Quecksilber der Haupteintrag in die Dornbirnerach über Erosion aus Wald (rund 40-60%) erfolgt. Für Quecksilber ist zudem der unterirdische Zustrom (rund 35%) von Relevanz, während für Nickel die Abläufe der kommunalen Kläranlagen einen weiteren Haupteintragspfad (rund 25%) darstellen. Für Kupfer und Zink sind Oberflächenabfluss, Mischwasserentlastungen und die Abläufe kommunaler Kläranlagen hervorzuheben, die zu rund 25%, rund 15-30% und rund 10-15% zur Gesamtemission beitragen. In ähnlichem Maße wie die

Abläufe der kommunalen Kläranlagen tragen auch erosive Einträge aus Wald (rund 10-15%) zur Gesamtemission bei.

Abbildung 56: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in die Dornbirnerach eingebracht werden.



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Bei den gelösten Metallen dominieren für Blei und Cadmium die unterirdischen Frachteinträge über Grundwasser und Zwischenabfluss (rund 20-50%) sowie der Oberflächenabfluss (rund 40%). Der Oberflächenabfluss ist auch für Zink und Kupfer ein wesentlicher Eintragspfad, der rund 35% der Gesamtemission erreicht. Für Cadmium, Kupfer und Zink sind zudem die Einträge über urbane Systeme aus Mischwasserentlastungen (rund 15-25%) und über kommunale Kläranlagenabläufe (rund 15%) zu nennen. Der Haupteintragspfad für Quecksilber ist mit rund 60% der Gesamtemission der unterirdische Zustrom. Für Nickel erfolgen die Haupteinträge über Punktquellen, hauptsächlich über kommunale Kläranlagenabläufe (rund 40%) und von industriellen Direkteinleitern (rund 20%). Auch für Kupfer sind Einleitungen von industriellen Direkteinleitern zu beobachten. Diese sind vorwiegend auf einen industriellen Direkteinleiter aus der Branche der Oberflächenbehandler (Galvanik) im Einzugsgebiet zurückzuführen.

Benzo(a)pyren und Fluoranthen werden vorwiegend über die Erosion aus Wald (rund 35-40%) emittiert. Weitere relevante Eintragspfade für diese zwei Stoffe sind der Oberflächenabfluss (rund 20-30%) sowie Mischwasserentlastungen (rund 10-15%). Bei Naphthalin tragen Kläranlagenabläufe, Mischwasserentlastungen, Oberflächenabfluss und unterirdischer Abfluss zu jeweils rund 20% der Gesamtemission bei. Für die Organozinnverbindungen sind

der unterirdische Zustrom mit rund 30% und Mischwasserentlastungen mit rund 25-30% die Haupteintragspfade in die Dornbirnerach. Auch kommunale Kläranlagenabläufe erreichen 10% der Gesamtemission. Für PFOS ist dieser Emissionspfad mit einem Frachtbeitrag zur Gesamtemission von rund 55% der Haupteintragspfad. Zudem ist der industrielle Direkteinleiter zu nennen, der rund 10% zur Gesamtemission im Einzugsgebiet beiträgt. Weitere relevante Einträge mit jeweils rund 15% der Gesamtemission erfolgen über den unterirdischen Zustrom und den Oberflächenabfluss. Für polybromierte Diphenylether ist der unterirdische Zustrom über Grundwasser und Zwischenabfluss der Haupteintragspfad (rund 60%). Zudem sind die Abläufe kommunaler Kläranlagen und der Oberflächenabfluss zu nennen, die rund 15% bzw. rund 10% des Gesamteintrages erreichen.

Die aktuellen Ergebnisse weisen z.T. deutlich von früheren Untersuchungen (Clara et al., 2014a) ab. Dies ist vorwiegend auf den Einfluss der Erosion zurückzuführen, die in den aktuellen Auswertungen für partikelgebundene Parameter (z.B. Schwermetalle) einen wichtigen Eintragspfad darstellt. Begründet sind diese Unterschiede in Änderungen in den Modellansätzen. So wurde der Einfluss der Erosion aus Waldgebieten zu früheren Modellierungen deutlich erhöht. Da Wald eine der wesentlichen Nutzungen vor allem im oberen Einzugsgebiet ist, sind die unterschiedlichen Ergebnisse durch die Änderung des Modellansatzes für Erosion aus Wald erklärbar.

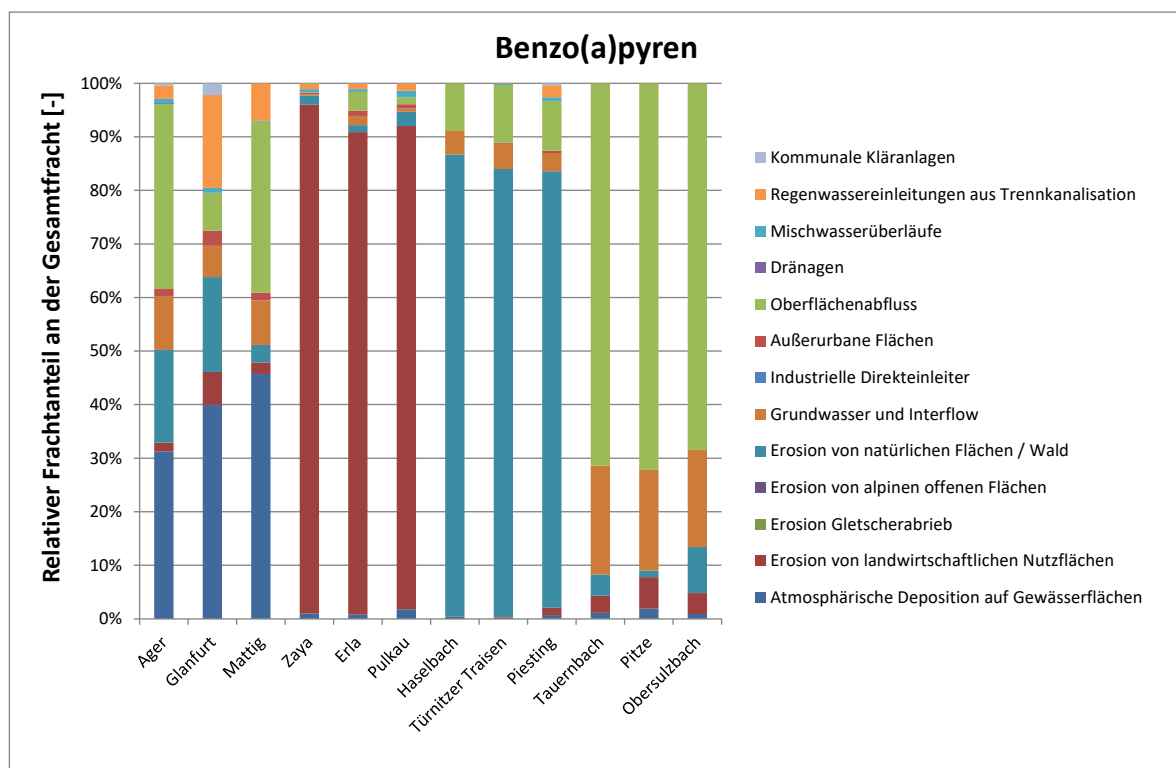
5.4.3.3 Regionalspezifische Eintragspfade in potentiellen Risikogebieten

Im Kapitel Risikoanalyse (siehe Abschnitt 5.4.2) wurden die berechneten Gewässerkonzentrationen den jeweiligen Umweltqualitätsnormen gegenübergestellt und Einzugsgebiete identifiziert, für die das Risiko einer Überschreitung dieser UQN besteht. Dafür wurde eine kombinierte, gewichtete Bewertung der drei Varianten durchgeführt und für Benzo(a)pyren für alle Untersuchungsgebiete ein hohes oder sehr hohes Risiko berechnet (gewichteter Risikofaktor von 0,5 oder darüber). Für die anderen Stoffe und Stoffgruppen trifft dies nur auf einige Untersuchungsgebiete zu. So wurde für Cadmium und Zink für jeweils ein (0,1%) Untersuchungsgebiet, für Fluoranthen für 80 (11%) Untersuchungsgebiete, für Kupfer für 95 (13%) Untersuchungsgebiete, für PFOS für 73 (10%) Untersuchungsgebiete und für Tributylzinnverbindungen für zwei (0,33%) Untersuchungsgebiete ein hohes oder sehr hohes Risiko bestimmt. Auf diese möglichen Risikogebiete wird in diesem Abschnitt näher eingegangen.

Für **Benzo(a)pyren** wird für alle Analysegebiete ein hohes oder sehr hohes Risiko berechnet, die UQN zu überschreiten. Die Haupteintragspfade für Benzo(a)pyren in die Gewässer sind zumeist erosive Einträge von landwirtschaftlichen Flächen und aus Wald. Zudem ist der Oberflächenabfluss und in Einzugsgebieten mit Seen auch die atmosphärische Deposition auf

Gewässerflächen von Relevanz. Für 735 der 754 Analysegebiete erreichen die relativen Frachtbeiträge dieser Eintragspfade 75% oder mehr. In diesen Einzugsgebieten ist eine Verringerung des Gesamteintrages am wahrscheinlichsten durch erosionsmindernde Maßnahmen zu erreichen. Ausgewählte Beispiele für die Verteilung der relativen Frachtbeiträge der unterschiedlichen Emissionspfade mit den Haupteintragspfaden atmosphärische Deposition, Erosion von landwirtschaftlichen Flächen oder von Wald sowie Oberflächenabfluss zeigt Abbildung 57.

Abbildung 57: Relative Frachtanteile [%] der unterschiedlichen Emissionspfade an der Gesamtemission von Benzo(a)pyren, für exemplarisch ausgewählte Analysegebiete mit den Haupteintragspfaden atmosphärische Deposition, Erosion und Oberflächenabfluss.

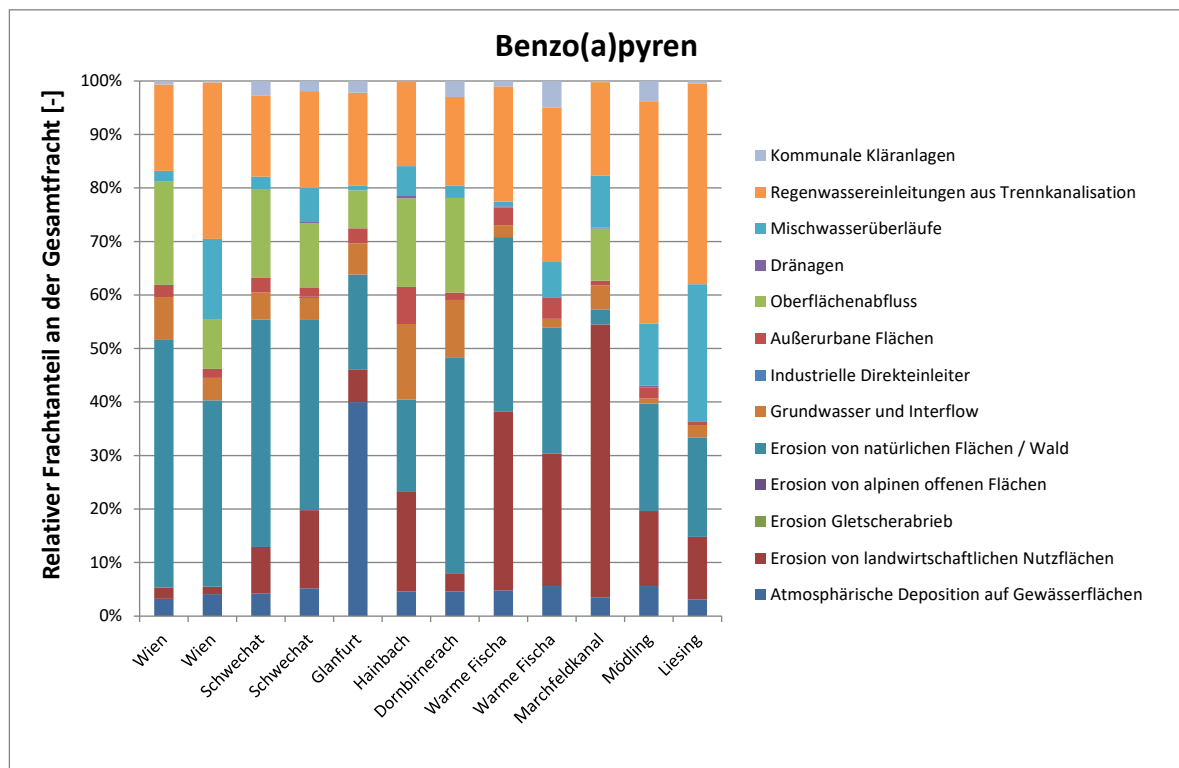


Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

In den 19 Analysegebieten, in denen diese Frachtbeiträge in Summe weniger als 75% der Gesamteinträge verursachen, erfolgt ein weiterer wesentlicher Eintrag aus urbanen Systemen, wobei Emissionen aus den Kanalsystemen hervorzuheben sind. Ein verstärkter Feststoffrückhalt vor der Abwassereinleitung könnte in diesen Gewässern einen wesentlichen Beitrag zur Verringerung der Gesamtbelastung liefern. Vor allem Wien, Schwechat, Glanfurt, Hainbach, Dornbirnerach, Warme Fischa, Marchfeldkanal, Mödling und Liesing sind zu nennen. Sehr hoch ist dieser Anteil aus Regenwassereinleitungen aus Trennkanalisation und aus Mischwasserentlastungen in der Warmen Fischa, der Mödling und der Liesing.

Anzumerken ist aber auch, dass der Einfluss der urbanen Systeme bei der Wien (Wienfluss) wahrscheinlich überschätzt wird. Dies ist dadurch begründet, dass die entlasteten Abwassermengen flächenproportional den Analysegebieten zugewiesen wurden. In Wien wurden aber die Entlastungen in die Wien zurückgebaut, weshalb diese Zuordnung zu einer möglichen Überschätzung führt. Dies verdeutlicht, dass die Interpretation der Ergebnisse auch Wissen zu lokalen Details erfordert bzw. die lokale Situation auch deutlich von den Modellergebnissen abweichen kann. Die relativen Frachtbeiträge der unterschiedlichen Eintragspfade für diese Gewässer/ Oberflächenwasserkörper sind in Abbildung 58 dargestellt.

Abbildung 58: Relative Anteile [%] der unterschiedlichen Eintragspfade an der Gesamtfracht für die Analysegebiete mit Frachtbeiträgen für Benzo(a)pyren aus urbanen Systemen von ca. 20% oder darüber (Doppelnennung aufgrund von Einzugsgebietsunterteilungen möglich).

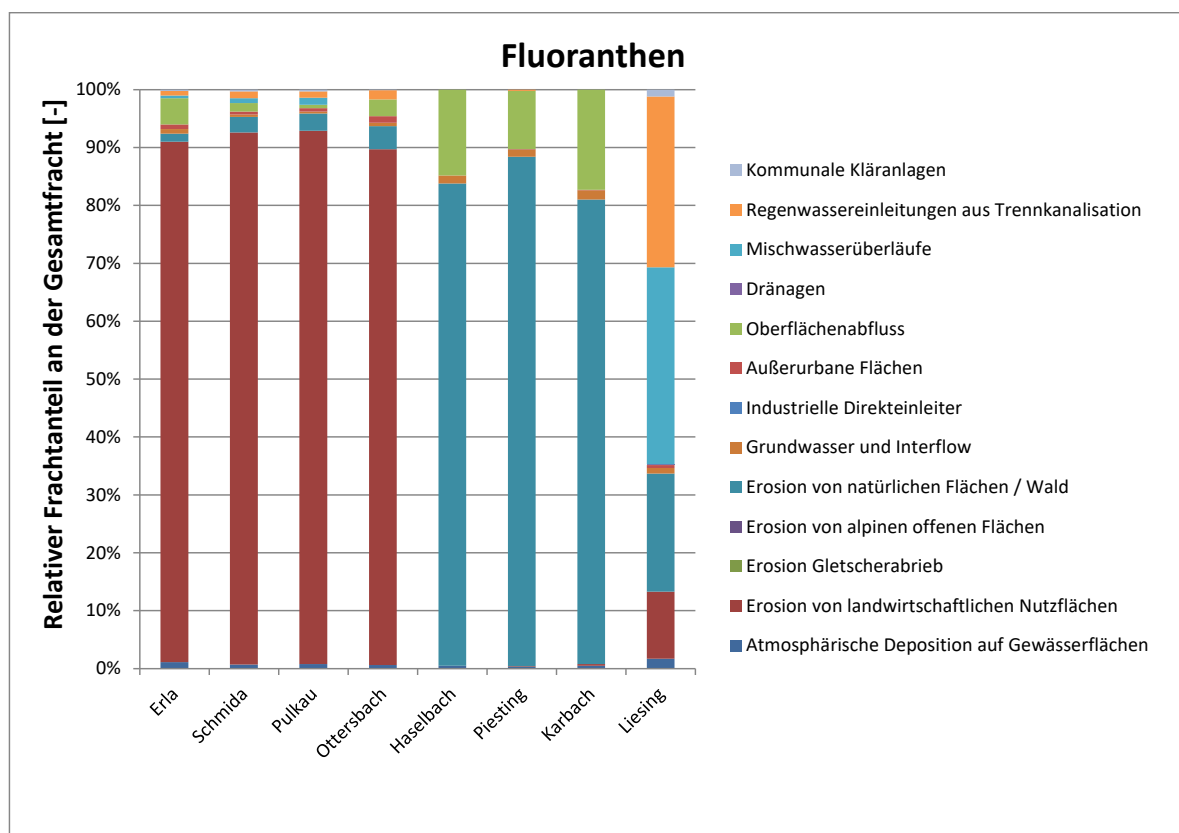


Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Ähnliches wie für Benzo(a)pyren gilt auch für **Fluoranthene**. Auch für Fluoranthene erfolgt die Emission vorwiegend über die Erosion. In 76 der 80 Einzugsgebiete mit hohem oder sehr hohem Risiko einer UQN-Überschreitung erreicht die Erosion (von landwirtschaftlichen und natürlichen Flächen) über 80% der Gesamtemission. Nur in vier Einzugsgebieten ist der relative Frachtbeitrag der Erosion an der Gesamtemission geringer. Dies sind die Einzugsgebiete des Haselbaches, der Liesing, des Thörlbaches und des Fuchselbachkanals. Mit Ausnahme der Liesing stellt aber auch in diesen Gebieten die Erosion den

Haupteintragspfad dar, während bei der Liesing zudem die Emissionen aus Mischwasserentlastungen und Niederschlagswassereinleitungen aus Trennkanalisation von Relevanz sind. Abbildung 59 zeigt für ausgewählte Einzugsgebiete mit den Haupteinträgen über die Erosion sowie für das Einzugsgebiet der Liesing die relativen Frachtanteile der unterschiedlichen Emissionspfade.

Abbildung 59: Relative Frachtanteile [%] der unterschiedlichen Emissionspfade an der Gesamtemission von Fluoranthen, für die Liesing und exemplarisch ausgewählte Analysegebiete mit den Haupteintragspfad Erosion.



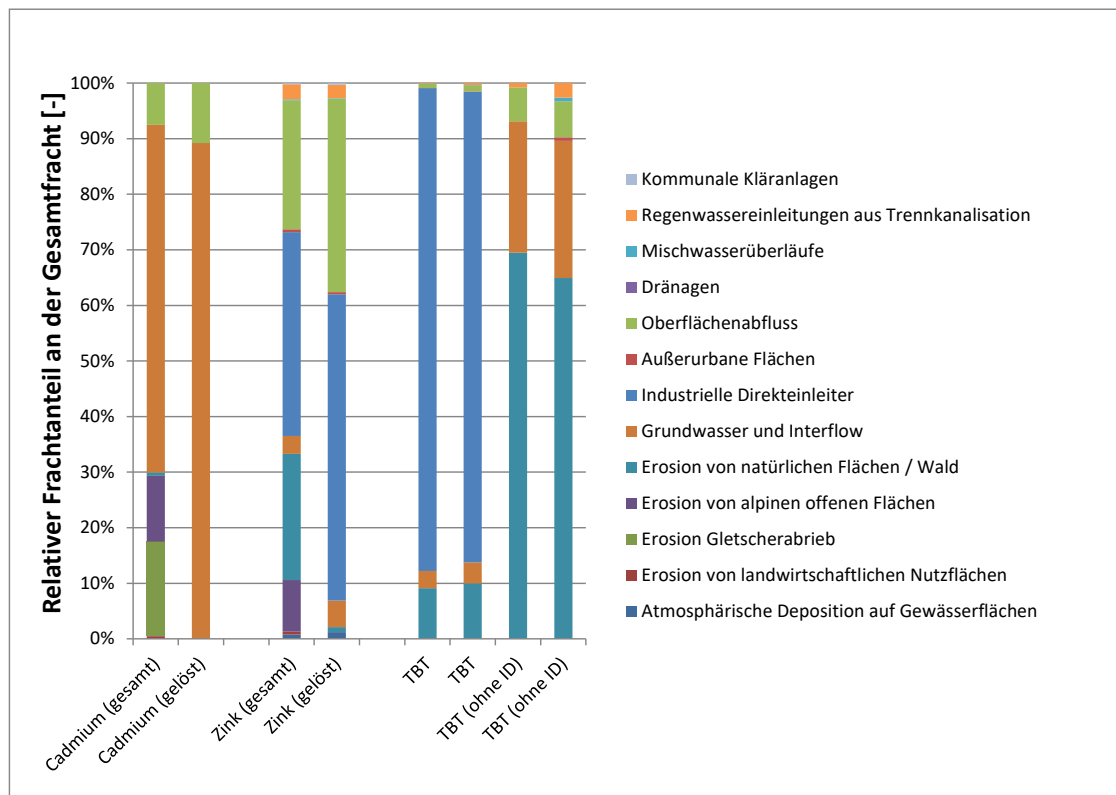
Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Für **Cadmium** und **Zink** wurde für jeweils ein Analysegebiet und für **Tributylzinnverbindungen** für zwei Analysegebiete (aber ein Gewässer) ein hohes oder sehr hohes Risiko berechnet, dass die UQN überschritten wird. Dies sind:

- Cadmium: Obersulzbach (OWK 304020000)
- Zink: Pöls (OWK 801410002)
- Tributylzinnverbindungen: Schwarza (OWK 1000800003 und OWK 1000800004)

Die relativen Frachteinträge für Cadmium (gesamt und gelöst) in den Obersulzbach, für Zink (gesamt und gelöst) in die Pöls und für Tributylzinnverbindungen in die Schwarza sind in Abbildung 60 dargestellt.

Abbildung 60: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade für Cadmium (gesamt und gelöst) in den Obersulzbach, für Zink (gesamt und gelöst) in die Pöls und für Tributylzinnverbindungen in die Schwarza eingebracht werden.



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Der Haupteintragspfad für **Cadmium** in den Obersulzbach ist der unterirdische Zustrom über Grundwasser und Zwischenabfluss. Dies gilt für die Gesamtgehalte und für die gelösten Frachten. Anzumerken ist zu Cadmium jedenfalls, dass der RQ mit rund 1,02 in der Minimalbewertung und mit 1,07 in der Maximalbewertung nur marginal über 1,0 liegt. Zudem wurde als UQN der niedrigste härteabhängige Wert von 0,080 µg/L verwendet. Die Wahl basiert auf dem 25%-Perzentil für die Härte für die Bioregion.

Für **Zink** und das Einzugsgebiet der Pöls sind die Emissionen eines industriellen Direkteinleiters sowie der Oberflächenabfluss relevant. In Bezug auf Gesamtzink ist zudem die Erosion zu nennen. Zum Beitrag des industriellen Direkteinleiters ist anzumerken, dass keine Emissionsdatenmeldung für Zink vorliegt, sondern die Emission aus der

Abwassermenge und der im Zuge des Projektes gemessenen Konzentration für den Herkunftsbereich Papier- und Zellstoffindustrie berechnet wurde. Im Zuge einer weiteren Abklärung wäre diese Emission zu verifizieren.

Ähnliches gilt auch für **Tributylzinnverbindungen** und die Schwarza. Der Haupteintrag erfolgt über eine industrielle Direkteinleitung einer Papierfabrik. Für die Anlage sind Daten zur Emission von Tributylzinn aus dem Emissionsregister Oberflächengewässer verfügbar. Für das Berichtsjahr 2011 wurde eine Fracht von 0,30 kg berichtet, die aus Messungen im Abwasser abgeleitet und für die Emissionsmodellierung verwendet wurde. Aus dem Jahr 2015 liegen aktuelle Messungen vor und diese Messwerte resultieren in einer Emissionsfracht von rund 0,0030 kg pro Jahr. Die Emission des industriellen Direkteinleiters ist somit mit einer hohen Unsicherheit verbunden und sollte im Zuge einer weiteren Abklärung verifiziert werden. Im Falle einer erheblich niedrigeren Emission aus der Papierfabrik resultiert der erosive Eintrag aus Wald als Haupteintragspfad.

Für **Kupfer** wurde für 95 Analysegebiete ein hohes oder sehr hohes Risiko der UQN Überschreitung bestimmt. Die Auswertung der Gesamtfrachten zeigt, dass in allen diesen Analysegebieten die Summe der Frachteinträge über Erosion, atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen, unterirdischen Zustrom und Oberflächenabfluss über 95% der Gesamtemission ausmacht. Bei Betrachtung der gelösten Frachten stellen atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen, unterirdischer Zustrom (Grundwasser und Zwischenabfluss) sowie Oberflächenabfluss mit rund 90% oder mehr die Haupteintragspfade dar. Bei Kupfer ist auch darauf hinzuweisen, dass für alle diese 95 Analysegebiete die niedrigste härteabhängige UQN für die Bewertung verwendet wurde. Mit Ausnahme der Feistritz liegen die Analysegebiete alle in den Bioregionen vergletscherte (VZA) und unvergletscherte (UZA) Zentralalpen und die Gütezielzuordnung erfolgte basierend auf dem 25%-Perzentil der Härte für die Bioregion. Es ist davon auszugehen, dass für diese Analysegebiete die Belastung vorwiegend auf den natürlichen Hintergrund zurückzuführen ist, der in die Bewertung aber nicht eingeflossen ist.

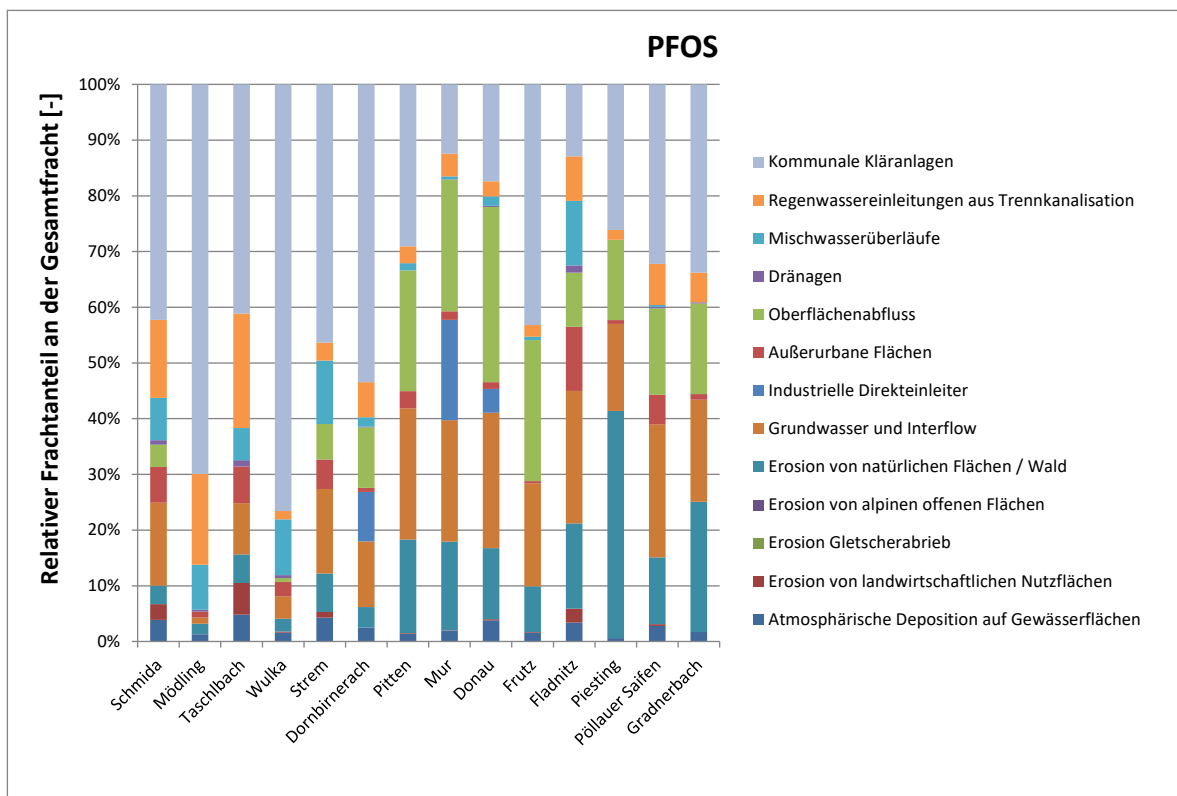
Für **PFOS** wurde für 115 Analysegebiete ein hohes oder sehr hohes Risiko der UQN Überschreitung bestimmt. Diese Analysegebiete weisen recht unterschiedliche Verteilungen der relativen Frachtbeiträge der verschiedenen Eintragspfade auf. Grob unterschieden werden können aber drei Gruppen:

- Gebiete mit PFOS Haupteinträgen (über 40% der Gesamtemission) aus kommunalen Kläranlagen (83 Analysegebiete),

- Gebiete mit PFOS Haupteinträgen (über 40% der Gesamtemission) über unterirdischem Zustrom und Oberflächenabfluss (29 Analysegebiete, von denen aber 2 Analysegebiete auch der ersten Gruppe zugeordnet sind),
- Gebiete mit ähnlich hohen PFOS Frachteinträgen (jeweils rund 20-30%) über die Erosion, über unterirdischem Zustrom und Oberflächenabfluss sowie Kläranlagenabläufe (5 Analysegebiete).

Für PFOS sind somit zumeist Abläufe kommunaler Kläranlagen die Haupteintragspfade in Gewässer, für die ein hohes oder sehr hohes Risiko einer UQN-Überschreitung berechnet wurde. Einige exemplarisch ausgewählte Beispiele für Analysegebiete mit unterschiedlichen Haupteintragspfaden zeigt Abbildung 61. Anzumerken ist jedenfalls, dass für die Bewertung die Wasser-UQN aus RL 2013/39/EU verwendet wurde. Diese Wasser-UQN wurde über Gleichgewichtskoeffizienten aus der Biota-UQN abgeleitet, stellt aber im Vergleich zu dieser Biota-UQN einen strengeren Wert dar.

Abbildung 61: Relative Frachtanteile [%] der unterschiedlichen Emissionspfade an der Gesamtemission von PFOS, für exemplarisch ausgewählte Analysegebiete mit unterschiedlichen Haupteintragspfaden.



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

5.4.3.4 Regionalspezifische Eintragspfade in Einzugsgebieten mit ausgewiesenem Risiko

Im Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan NGP (BMLFUW, 2017) wurde für mehrere der untersuchten Projektstoffe für einige Wasserkörper das Risiko einer Zielverfehlung ausgewiesen. Dies trifft auf 11 Wasserkörper für Blei, auf 13 Wasserkörper für Cadmium, auf 3 Wasserkörper für Kupfer, auf 16 Wasserkörper für Zink, auf 9 Wasserkörper für Tributylzinnverbindungen und auf 16 Wasserkörper für Benzo(a)pyren zu.

Diese Wasserkörper wurden Analysegebieten zugordnet und diese Analysegebiete werden ausgewertet und dargestellt. Anzumerken ist aber, dass vor allem für die Metalle zumeist nur kleine Bereiche der Analysegebiete betroffen sind und daher ein Vergleich der Bewertung nicht sinnvoll möglich ist. Dies gilt für **Blei, Cadmium und Zink**. Für Blei sind alle Wasserkörper mit ausgewiesenem Risiko dem Weißenbach und dem Nötschbach in Kärnten zuzuordnen. Diese Gewässer sind Teil zweier Analysegebiete, decken aber nur einen kleinen Teil der Einzugsgebietsfläche der Analysegebiete ab. Für Cadmium trifft dies auf mehrere Gewässer in Oberösterreich (Michaelnbach, Blumbach, Polsenz, Leitenbach und Schwaiger Bach) und auf den Nötschbach und die Gailitz in Kärnten zu. Für Zink sind alle Wasserkörper mit ausgewiesenem Risiko dem Weißenbach, dem Nötschbach, der Gailitz und dem Moosgraben in Kärnten zuzuordnen. Diese Gewässer decken zumeist nur sehr kleine Teile der Analysegebiete ab, denen sie zugeordnet sind. Ein Vergleich mit den Ergebnissen der Modellierung ist daher nicht sinnvoll möglich. Vor allem für die genannten Gewässer in Kärnten ist die ausgewiesene Zielverfehlung vorwiegend auf den Einfluss historischen Bergbaus zurückzuführen und es wurden abgeminderte Güteziele festgelegt.

Für **Kupfer** wird im NGP für die Pulkau ein Risiko ausgewiesen. Die Modellierung resultiert für die Pulkau in Konzentrationen, die mit Ausnahme des Jahres 2014 immer deutlich unter der UQN liegen. Für 2014 wird für die Pulkau ein RQ größer als eins für alle drei Varianten (Minimal-, Basis- und Maximalvariante) berechnet. Dies ist durch die stark schwankenden Kupferemissionen eines industriellen Direkteinleiters begründet, die von rund 50 kg/a bis zu über 500 kg/a reichen. Für 2014 wurden von dem industriellen Direkteinleiter die höchsten Kupferemissionen berichtet, wohingegen in den Vorjahren und auch in den darauffolgenden Jahren deutlich niedrigere Jahresemissionen gemeldet wurden. Der Eintrag des industriellen Direkteinleiters ist jedenfalls der Haupteintrag von Kupfer in die Pulkau.

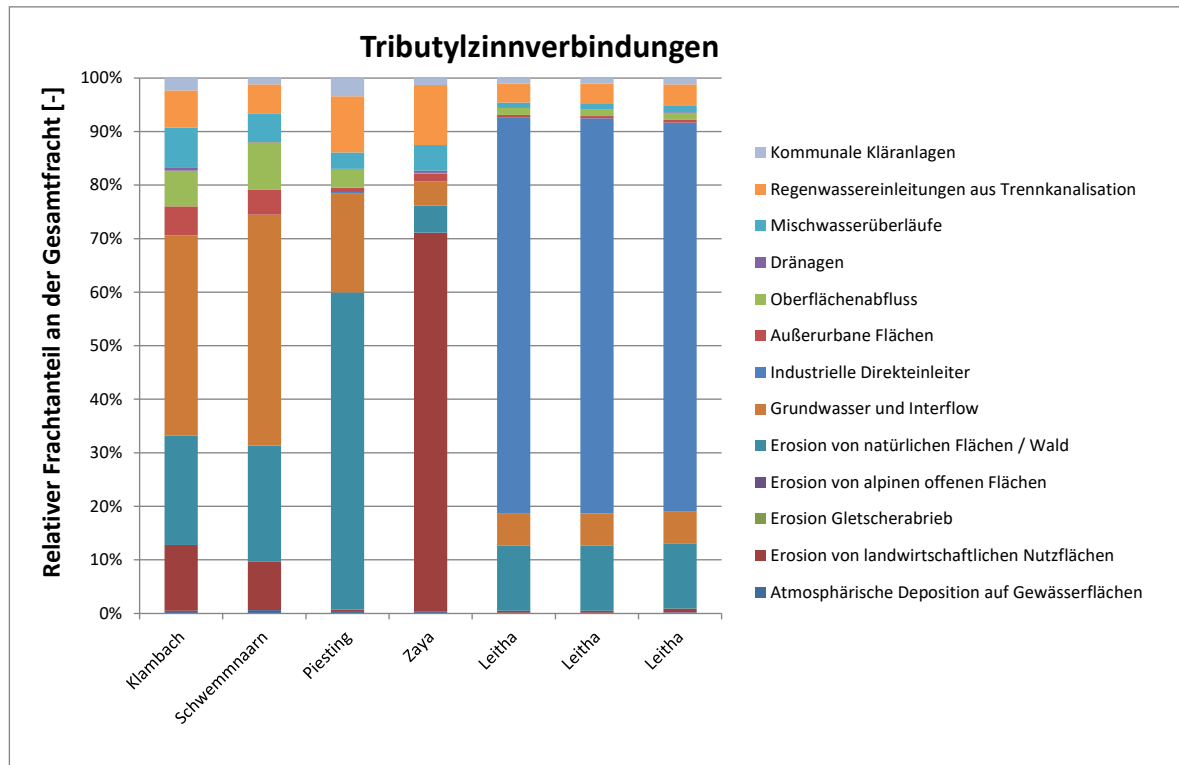
Bei Tributylzinnverbindungen und Benzo(a)pyren hingegen fällt der ausgewiesene Wasserkörper im Risiko zumeist mit den Gebietsauslässen der Analysegebiete zusammen.

Für **Tributylzinnverbindungen** wurde für neun Oberflächenwasserkörper in fünf Gewässern eine Zielverfehlung ausgewiesen. Diese fünf Gewässer sind Piesting, Schwemnaarn,

Klambach, Zaya und Leitha. Die gewichtete Bewertung zeigt für diese Gewässer und die entsprechenden Analysegebiete kein oder ein geringes Risiko. Für Klambach und Schwemnaarn wird weder in der Minimal- noch in der Basis oder Maximalbewertung ein RQ größer als eins berechnet. Für die anderen Gewässer wird in der Basis- und der Maximalbewertung ein RQ größer als eins berechnet. Die Verteilung der relativen Frachtbeiträge der unterschiedlichen Eintragspfade für die fünf Gewässer ist in Abbildung 62 dargestellt.

Für Klambach und Schwemnaarn erfolgt der Haupteintrag von Tributylzinn über den unterirdischen Zustrom der rund 35-40% der Gesamtfracht beiträgt. Zudem sind die Erosion von landwirtschaftlich genutzten Flächen und aus Wald mit einem relativen Frachtbeitrag zur Gesamtfracht von rund 30% von Relevanz. Im Einzugsgebiet der Piesting ist die Erosion aus Wald der Haupteintragspfad, der rund 60% der Gesamtemission erreicht. Zudem sind der unterirdische Zustrom mit rund 20% und die Emission über Regenwassereinleitungen aus Trennkanalisation mit einem relativen Frachtbeitrag von rund 10% zu nennen. Im Einzugsgebiet der Zaya scheint der Haupteintrag von erosiven Einträgen von landwirtschaftlichen Flächen mit einem relativen Frachtbeitrag von rund 70% zu stammen. Rund 10% der Gesamtemission von Tributylzinnverbindungen in die Zaya ist zudem Regenwassereinleitungen aus Trennkanalisation zuzuordnen.

Abbildung 62: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade für Tributylzinnverbindungen in die Gewässer eingebracht werden, für die ein Risiko einer Zielverfehlung ausgewiesen ist (Mehrfachnennung aufgrund von Einzugsgebietsunterteilungen möglich).



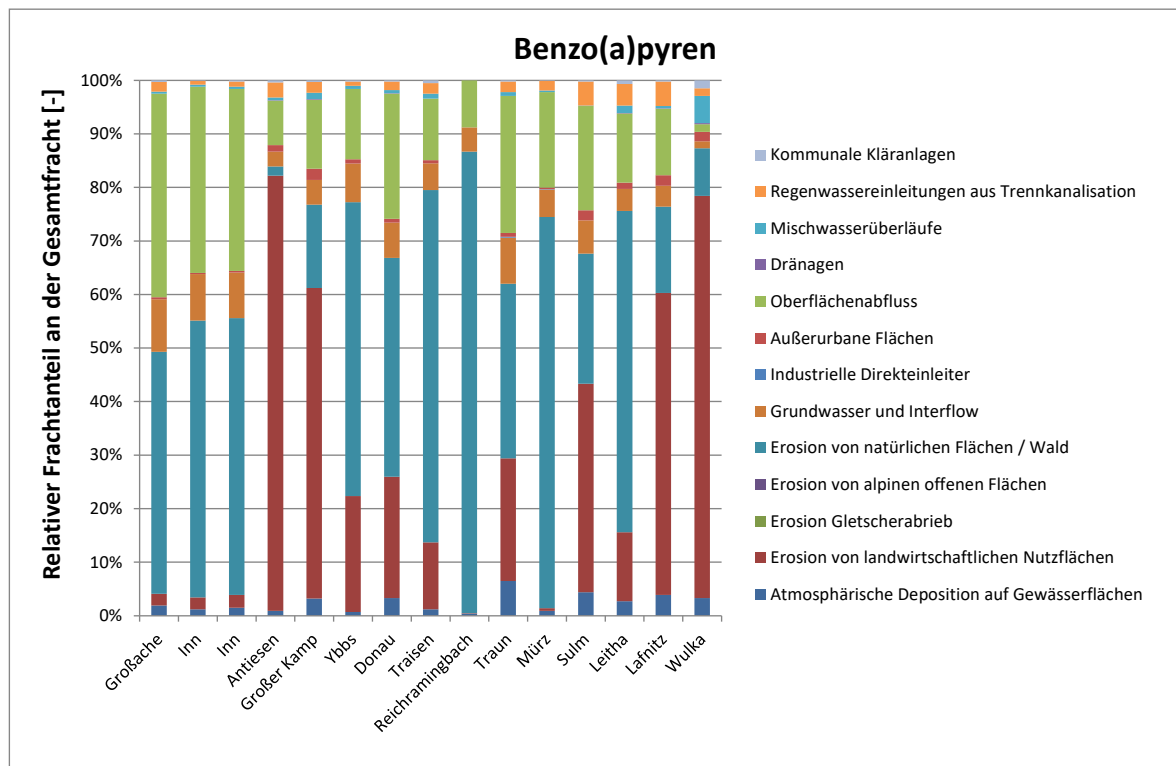
Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Für die Leitha weist die Auswertung die Emission eines industriellen Direkteinleiters als Haupteintragspfad aus, der rund 70% der Gesamtemission erreicht. Für die Anlage sind Daten zur Emission von Tributylzinn aus dem Emissionsregister Oberflächengewässer verfügbar. Für das Berichtsjahr 2011 wurde eine Fracht von 0,30 kg berichtet, die aus Messungen im Abwasser abgeleitet und für die Emissionsmodellierung verwendet wurde. Aus dem Jahr 2015 liegen aktuelle Messungen vor und diese Messwerte resultieren in einer Emissionsfracht von rund 0,0030 kg pro Jahr. Die Emission des industriellen Direkteinleiters ist somit mit einer hohen Unsicherheit verbunden und sollte im Zuge einer weiteren Abklärung verifiziert werden. Im Falle einer erheblich niedrigeren Emission aus der Papierfabrik resultiert der erosive Eintrag aus Wald als Haupteintragspfad. Es wird auch auf den vorhergehenden Abschnitt (Kapitel 5.4.3.3) und die Ausführungen zu Tributylzinn und die Schwarza verwiesen, über die Tributylzinn in die Leitha gelangt.

Auch für **Benzo(a)pyren** wurde für mehrere Gewässer ein Risiko einer Zielverfehlung berichtet. Für die entsprechenden Analysegebiete wurde bei der gewichteten Bewertung ein hohes oder sehr hohes Risiko bestimmt. Dies gilt aber für alle Analysegebiete. Die Verteilung

der relativen Frachtbeiträge der unterschiedlichen Eintragspfade für Gewässer bzw. Analysegebiete, für die ein Risiko einer Zielverfehlung berichtet wurde, ist in Abbildung 63 dargestellt.

Abbildung 63: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade für Benzo(a)pyren in die Gewässer eingebracht werden, für die ein Risiko einer Zielverfehlung ausgewiesen ist.



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Für alle Einzugsgebiete erfolgt der Haupteintrag von Benzo(a)pyren in die entsprechenden Gewässer vorwiegend über die Erosion. Je nach Nutzung der Einzugsgebiete dominiert die Erosion von landwirtschaftlichen Nutzflächen oder aus Waldgebieten. Die erosiven Frachteinträge erreichen rund 50-85% der Gesamtemission. Zudem stellt in einigen Analysegebieten der Oberflächenabfluss einen weiteren wesentlichen Eintragspfad dar, der bis zu 40% der Gesamtemission erreichen kann. Somit bilden Erosion und Oberflächenabfluss die relevanten Haupteintragspfade für Benzo(a)pyren in die Gewässer.

5.4.3.5 Regionalspezifische Eintragspfade in Einzugsgebieten der stark belasteten Gewässer

Für jedes Analysegebiet und jeden Parameter wurde eine Bewertung durchgeführt. Zudem wurde eine Summenbewertung durchgeführt. Dafür wurden die mittleren gewichteten Risikofaktoren aller einzelnen Stoffe für jedes Analysegebiet gemittelt. Für Benzo(a)pyren, Quecksilber und polybromierte Diphenylether wird für alle Analysegebiete ein durchschnittlicher gewichteter Risikofaktor von eins ausgewiesen. Daher werden diese drei Stoffe bei der Summenbewertung nicht berücksichtigt, sondern die anderen zehn Stoffe ausgewertet. In Gewässern mit hohen mittleren Risikofaktoren für diese zehn Stoffe erreicht der mittlere Summenwert eins. Wenn kein Risiko einer UQN-Überschreitung für keinen der zehn ausgewerteten Parameter besteht, liegt der mittlere Summenwert bei null. Die Auswertung aller 754 ergibt einen Schwankungsbereich der mittleren Summenwerte der Risikoindikatoren von 0,033 bis 0,20.

Die folgenden Analysegebiete bzw. Gewässer weisen einen mittleren Summenwert der Risikoindikatoren von 0,15 oder höher auf:

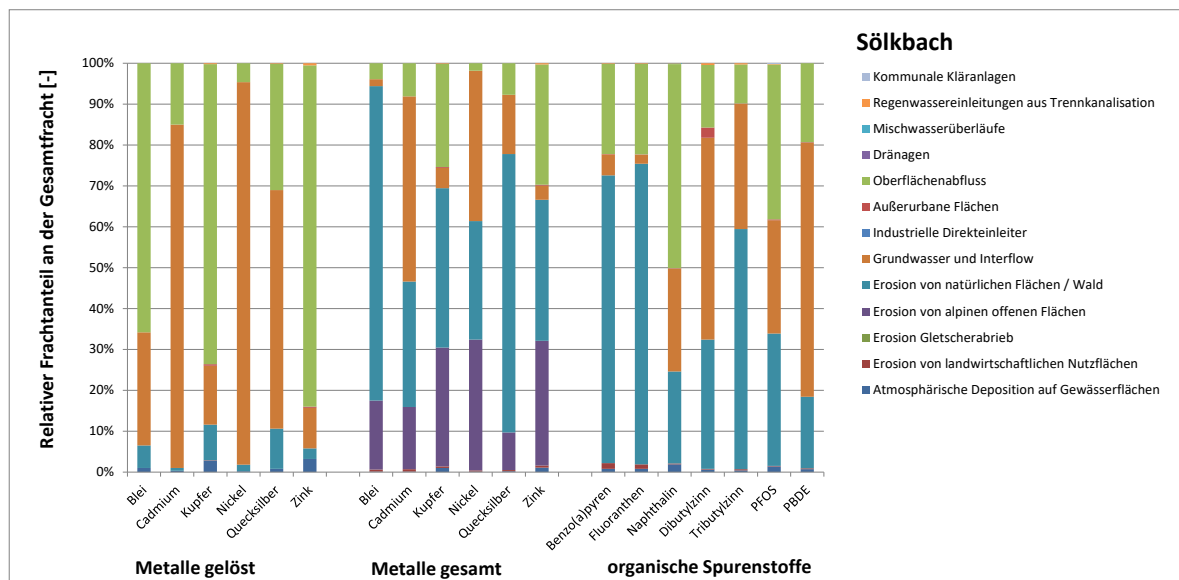
- Untertalbach
- Kleinsölkbach
- Sölkbach
- Göllersbach
- Senningbach
- Liesing
- Rußbach
- Taschlbach
- Zaya
- Weidenbach [March, bei Zwerndorf]
- Schwarza
- Pölsfluß
- Fagge

Für diese Gewässer wird zusätzlich zu Benzo(a)pyren, Quecksilber und polybromierte Diphenylether zudem für Fluoranthen, für PFOS, für Tributylzinnverbindungen sowie in einzelnen Gewässern (Untertalbach, Kleinsölkbach, Sölkbach und Pölsfluß) für Kupfer, Nickel und Zink ein Risiko einer möglichen UQN-Überschreitung berechnet.

Untertalbach, Kleinsölkbach, Sölkbach und Fagge weisen keine Belastungen aus Siedlungsgebieten, von Verkehrsflächen oder aus der Industrie auf und auch die Belastung aus landwirtschaftlich genutzten Flächen ist marginal. In allen vier Gebieten sind für die

Metalle (Gesamtgehalte), Benzo(a)pyren, Fluoranthen und Tributylzinnverbindungen die Erosion von natürlichen Flächen und von offenen alpinen Flächen die Haupteintragspfade. Zudem sind der Oberflächenabfluss und der unterirdische Zustrom von Relevanz. Bei den gelösten Einträgen für die Metalle und die organischen Stoffe Naphthalin, Dibutylzinnverbindungen, PFOS sowie die polybromierten Diphenylether bilden der unterirdische Zustrom über Grundwasser und Zwischenabfluss sowie der Oberflächenabfluss den Haupteintragspfad in die jeweiligen Gewässer. Exemplarisch für diese Gewässer zeigt Abbildung 64 die Verteilung der relativen Frachteinträge der einzelnen Eintragspfade für die untersuchten Stoffe und Stoffgruppen für den Sölkbach.

Abbildung 64: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in den Sölkbach eingebracht werden.

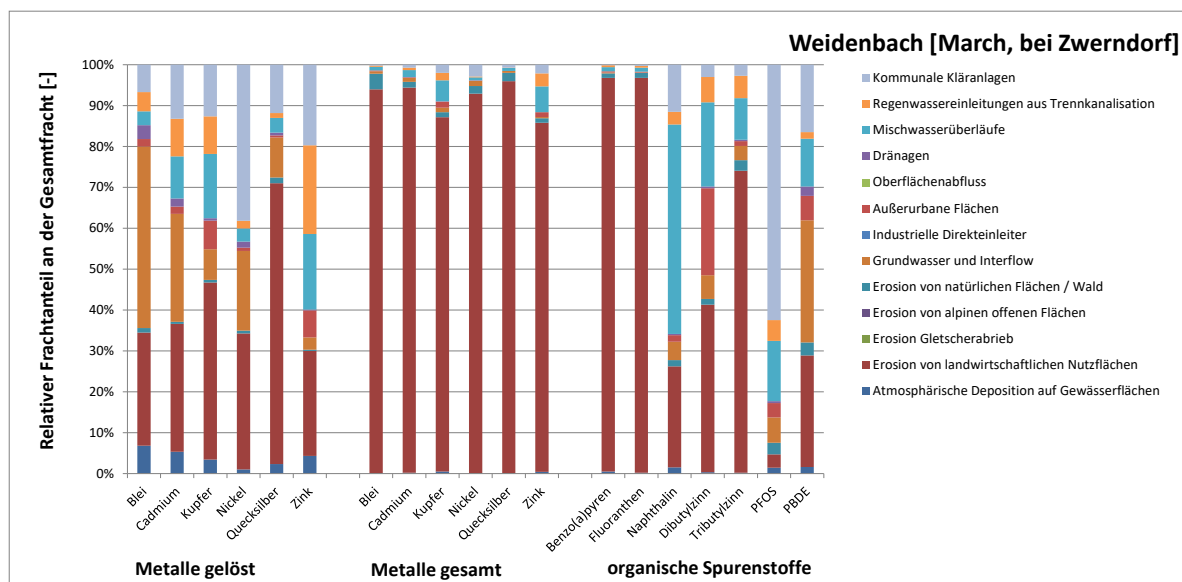


Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Auch **Göllersbach, Rußbach, Taschlbach, Zaya** und **Weidenbach** weisen ein ähnliches Belastungsmuster auf. Die fünf Gewässer sind im Osten Österreichs verortet und die Einzugsgebiete weisen ähnliche Hauptnutzungen auf. Bei den Metallen (Gesamtgehalte), Benzo(a)pyren, Fluoranthen und Tributylzinnverbindungen sowie bei Quecksilber gelöst dominiert der erosive Eintrag von landwirtschaftlichen Nutzflächen, der den Hauptemissionspfad in die jeweiligen Gewässer darstellt. Die Erosion von landwirtschaftlichen Nutzflächen stellt auch für die anderen gelösten Metalle und die organischen Stoffe einen wesentlichen Eintragspfad dar und für Blei, Cadmium, Nickel und polybromierte Diphenylether ist zudem der unterirdische Zustrom zu nennen. Für Dibutylzinnverbindungen ist der Eintrag von außerurbanen Verkehrsflächen hervorzuheben. Die fünf Gewässer sind aber auch deutlich von Emissionen aus Siedlungsgebieten geprägt

und sowohl die Abläufe kommunaler Kläranlagen als auch Regenwassereinleitungen aus Trennkanalisation sowie Mischwasserentlastungen tragen in unterschiedlichem Maße aber wesentlich zur Gesamtbelastung bei. Exemplarisch zeigt Abbildung 65 die Verteilung der relativen Frachteinträge der einzelnen Eintragspfade für die untersuchten Stoffe und Stoffgruppen für den Weidenbach. So tragen diese Eintragspfade für Kupfer (gelöst), Nickel (gelöst), Zink (gelöst), Naphthalin und PFOS rund 40-70% zur Gesamtemission im Einzugsgebiet bei. Für Nickel (gelöst) und PFOS sind die Einleitungen kommunaler Kläranlagen hervorzuheben, wohingegen für Naphthalin die Emissionen über Mischwasserüberläufe zu nennen sind. Für Kupfer (gelöst) und Zink ((gelöst) sind Regenwassereinleitungen aus Trennkanalisationen von Relevanz.

Abbildung 65: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in den Weidenbach eingebracht werden.

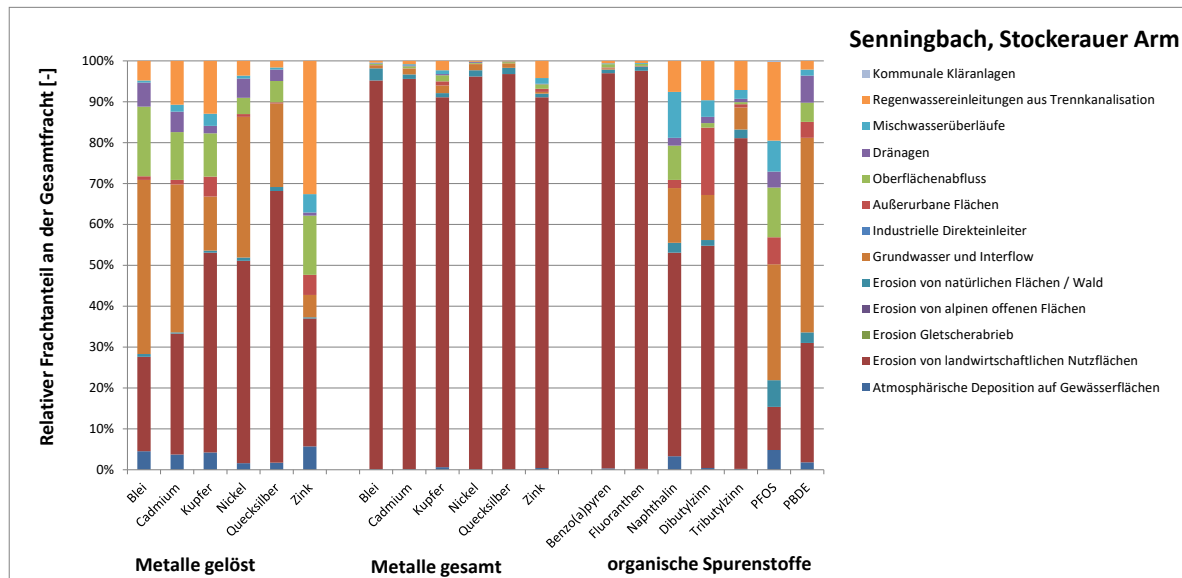


Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Der Haupteintrag der Metalle (gesamt), von Benzo(a)pyren, Fluoranthen, Naphthalin, Di- und Tributylzinnverbindungen ebenso wie für Kupfer (gelöst), Nickel (gelöst) und Quecksilber (gelöst) in den **Senningbach** erfolgt über die Erosion von landwirtschaftlichen Nutzflächen. Zudem sind Oberflächenabfluss und unterirdischer Zustrom für die gelösten Metalle (Blei, Cadmium, Kupfer, Nickel und Quecksilber) sowie für PFOS und polybromierte Diphenylether relevante Eintragspfade. Für Zink und PFOS tragen zudem Regenwassereinleitungen aus Trennkanalisationen mit relativen Frachtbeiträgen von 20-30% nennenswert zur Gesamtemission bei und für Dibutylzinnverbindungen sind zudem die Frachteinträge von

außerurbanen Verkehrsflächen zu nennen. Die relativen Frachtbeiträge der einzelnen Eintragspfade in den Senningbach zeigt Abbildung 66.

Abbildung 66: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in den Senningbach eingebracht werden.



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

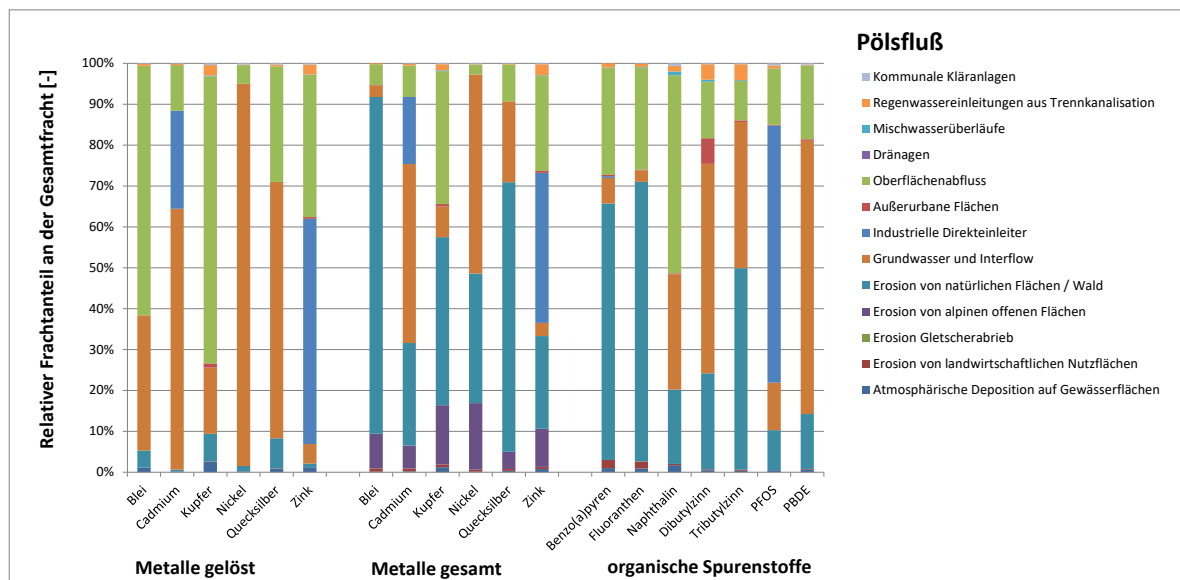
Für nahezu alle untersuchten Stoffe und Stoffgruppen erfolgt der Haupteintrag in die **Liesing** aus Siedlungsgebieten, wobei Regenwassereinleitungen aus Trennkanalisation und Mischwassereinleitungen hervorzuheben sind. Dazu ist aber anzumerken, dass die Daten zu Kanalsystemen auf Ebene der Kläranlageneinzugsgebiete vorliegen und die abgeleiteten Abwassermengen über die unterschiedlichen Emissionspfade über die relativen Anteile der versiegelten Flächen erfolgt ist. Da im Wiener Einzugsgebiet der Liesing vorwiegend im Trennkanal entwässert wird, ist anzunehmen, dass der Einfluss der Mischwasserentlastung überschätzt wird. Für eine Verbesserung wären detailliertere Daten zu den Kanalsystemen und den Entlastungen erforderlich.

Schwarza und **Pöls** sind für einzelne Stoffe durch Einleitungen industrieller Direkteinleiter geprägt. Bei der Schwarza ist Tributylzinn hervorzuheben und es wird auf Abschnitt 5.4.3.3 verwiesen. Mit Ausnahme von Tributylzinn erfolgt der Haupteintrag für Metalle (gesamt), Benzo(a)pyren und Fluoranthen in die Schwarza über die Erosion von natürlichen Flächen und Wald. Für die gelösten Metalle, Naphthalin, Dibutylzinnverbindungen, PFOS und polybromierte Diphenylether stellen Oberflächenabfluss und unterirdischer Zustrom über Grundwasser und Zwischenabfluss die Haupteintragspfade dar. Im Einzugsgebiet des

Pölsflusses tragen industrielle Direkteinleitungen für PFOS, Cadmium und Zink wesentlich zur Gesamtemission bei oder stellen auch den Haupteintragspfad dar, der für PFOS und Zink (gelöst) 50-60% der Gesamtemission erreicht. Ansonsten sind die Erosion von natürlichen Flächen und Wald (Blei gesamt, Kupfer gesamt, Nickel gesamt, Quecksilber gesamt, Benzo(a)pyren, Fluoranthen und Tributylzinnverbindungen) sowie die Einträge über den Oberflächenabfluss (Blei gelöst, Kupfer gelöst, Naphthalin) und den unterirdischen Zustrom (Cadmium gelöst, Nickel gelöst, Quecksilber gelöst, Dibutylzinn und polybromierte Diphenylether) hervorzuheben.

Abbildung 67 zeigt die relative Verteilung der Frachtbeiträge der einzelnen Eintragspfade für die Pöls. Die Darstellung dieser relativen Frachtbeiträge zur Gesamtemission für alle Gewässer, für die hohe mittlere gewichtete Summenbelastungen berechnet wurden, sind im Anhang in Abschnitt 7.9 zusammengefasst.

Abbildung 67: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in den Pölsfluss eingebracht werden.



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

5.4.4 Szenarienanalyse

5.4.4.1 Wirksamkeiten der Szenarien

In den Szenarien wurden jeweils Einzelmaßnahmen definiert (Kapitel 4.4.6), deren Wirksamkeit auf Ebene von (Teil-)Einzugsgebieten evaluiert werden sollte. Die Wirksamkeit einer Maßnahme zur Reduktion der Emissionsfrachten und in weiterer Folge der Immissionskonzentrationen ergibt sich zum einen aus der Wirksamkeit der Maßnahme zur Reduktion der Emissionsfrachten über jeweils spezifische Eintragspfade und dem Anteil des jeweiligen Emissionspfad an der Gesamtbelastung eines Gewässers (Kapitel 5.4.3).

In Tabelle 28 ist eine grobe Charakterisierung der Wirksamkeiten der in unterschiedlichen Szenarien angenommenen Maßnahmen auf die Belastung der Gewässer angegeben. Die Wirksamkeit der Maßnahmen Oxidationsstufe bzw. Adsorptionsstufe bei Kläranlagen mit einer Kapazität von über 50.000 EW, Ausbau der Regenwasserbehandlung aber auch Erosionsschutz bei Ackerflächen ist jeweils auf deutlich unter 50 % der österreichischen Gewässer beschränkt. Diese Maßnahmen entfalten ihre Wirksamkeit dort, wo auch der jeweilige Emissionspfad (Kläranlagenablauf, Emissionen aus Misch- oder Trennsystemen bzw. landwirtschaftliche Erosion) einen relevanten Anteil an den Emissionen hat und dies ist in Österreich nur bei deutlich weniger als 50% der Gewässer der Fall. Trotzdem können diese Maßnahmen von hoher Bedeutung sein, wenn sie gerade dort wirksam sind, wo es aufgrund möglicher Zielverfehlungen nötig ist. Die maximalen Wirksamkeiten zur Reduktion der Gewässerbelastung in den betrachteten Einzugsgebieten des Modellgebietes unterscheiden sich für die unterschiedlichen Maßnahmen und Stoffe ganz wesentlich.

Über Erosionsschutz lassen sich die Gewässerkonzentrationen vor allem für die Parameter Benz(a)pyren, Fluoranthen, Dibutyl- und Tributylzinnverbindungen teilweise deutlich reduzieren, wobei dies Reduktionsraten in Einzelfällen bis zu 33-49% reichen können. Auch die gelösten Anteile von Schwermetallen lassen sich aufgrund der Verringerung der Mobilisierung aus Feststoffen durch die Maßnahme Erosionsschutz deutlich reduzieren. Nur sehr geringfügig wirksam ist der Erosionsschutz für PFOS, da dieser Stoff nur zu sehr geringem Anteil über landwirtschaftliche Erosion in Gewässer transportiert wird.

Eine Oxidationsstufe für Kläranlagen > 50.000 EW entwickelt bei den betrachteten Parametern lediglich für Naphthalin eine gewisse Wirksamkeit, die sich in den Gewässerkonzentrationen niederschlagen würde. In einzelnen Gewässern könnte für diesen Parameter eine Reduktion um bis zu 26 % erreicht werden. Für die betrachteten Modell-Parameter ist eine Adsorptionstufe wirksamer. Für die organischen Parameter PFOS, Naphtalin und PBDE können Belastungsreduktionen in einzelnen Gewässern um 26-45%

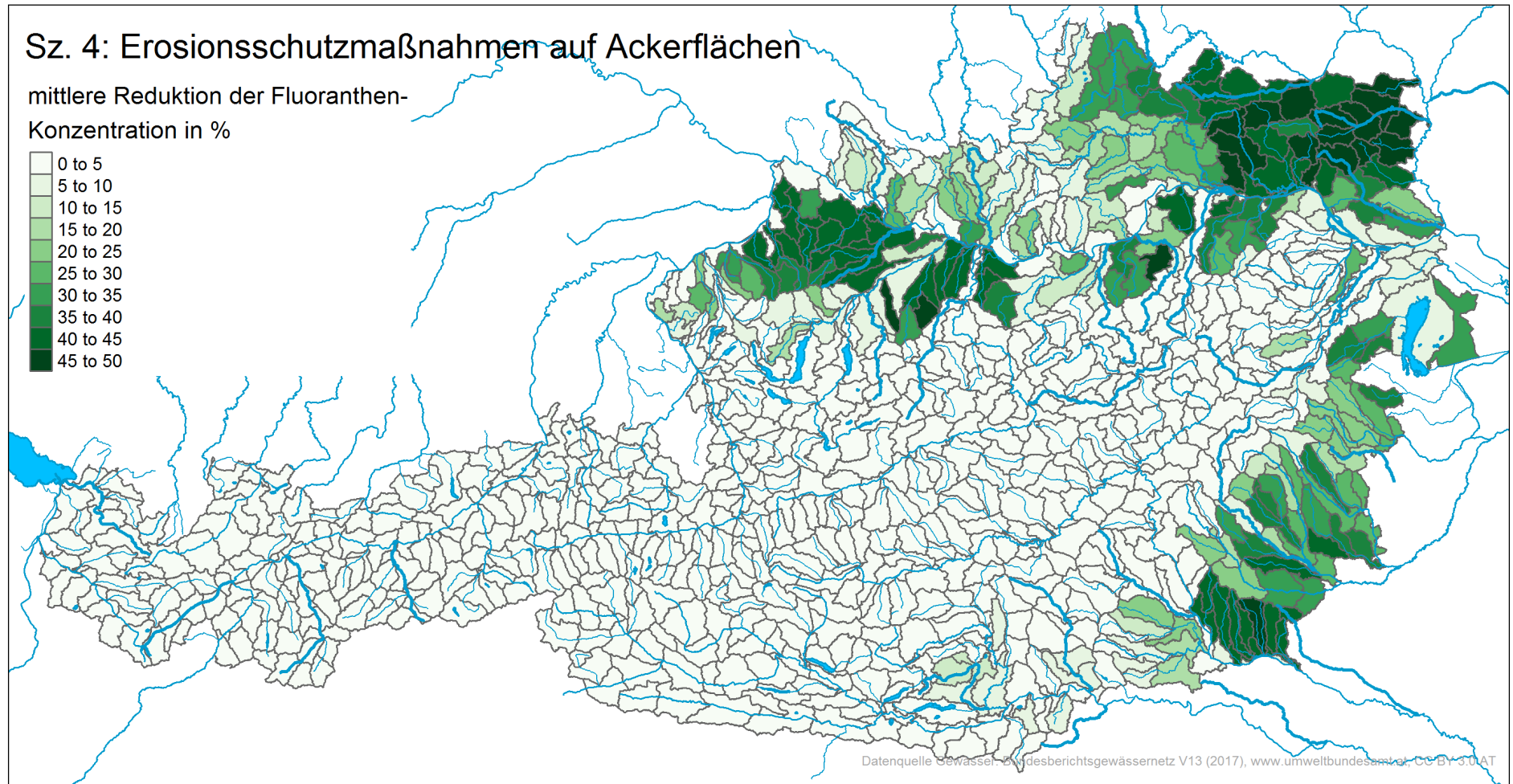
erreicht werden. Durch den betrachteten Ausbau der Regenwasserbehandlung kann in einzelnen Gewässern für alle Parameter bis auf PFOS ebenfalls eine gewisse Reduktion der Belastung von je nach Parameter bis zu 8-22 % erreicht werden.

Die Situation in Hinblick auf eine Reduktion der atmosphärischen Deposition ist deutlich anders. Dieses Szenario wirkt sich nicht nur auf einen sondern auf mehrere Emissionspfade aus. So führt eine verringerte Deposition zu einer direkten Reduktion der Deposition auf Gewässeroberflächen, aber auch der Eintragspfad „Oberflächenabfluss von nicht versiegelten Flächen“ oder „Regenwassereinleitungen aus Trennkanalisation“ wird reduziert. Dies führt dazu, dass sich dieses Szenario räumlich auf einen wesentlich größeren Bereich bzw. wesentlich mehr Gewässer auswirkt und damit auch die Medianwerte der Reduktion deutlich über 0 liegen. Maximal erreichbare Konzentrationsreduktionen in den Gewässern liegen für die unterschiedlichen Parameter bei 15-24 %, womit eine Reduktion der Deposition um 25% in einigen Gewässern bei einigen Parametern fast zur Gänze durchschlägt. Selbst die Mediane der erreichten Konzentrationsreduktionen liegen für das Szenario einer Reduktion der Deposition noch bei 4-20 %.

Tabelle 28: Mediane und maximal erreichbare Reduktion der Gewässerkonzentrationen durch unterschiedliche Einzelmaßnahmen auf Ebene von 754 innerösterreichischen Einzugsgebieten.

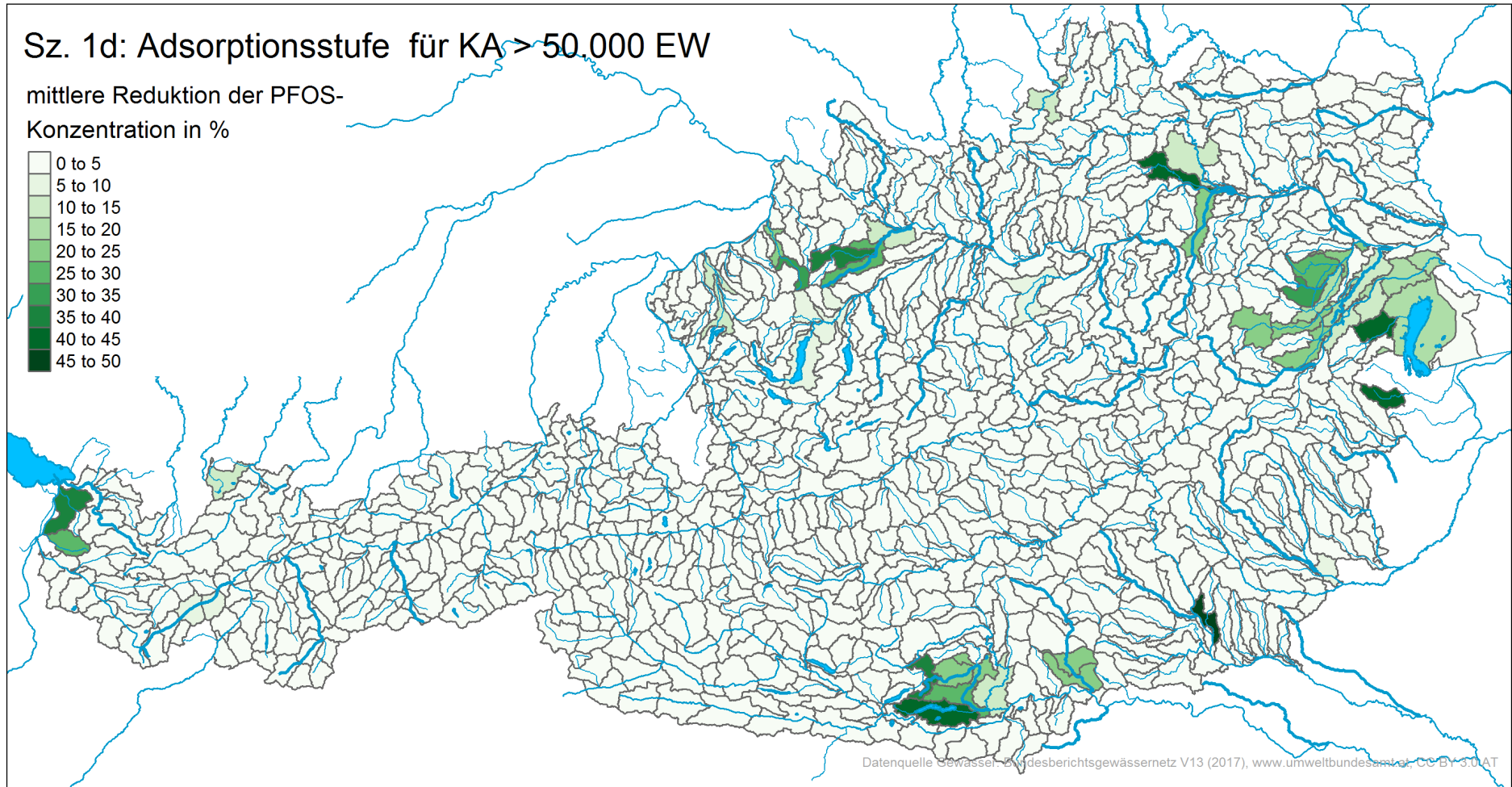
Szenario	1c: Oxidationsstufe KA>50.000 EW		1d: Adsorptionsstufe KA>50.000 EW		2: Ausbau Regenwasserbehandlung		3: Verringerung atmosphärische Deposition		4: Erosionsschutz bei Ackerflächen	
	Median	Maximum	Median	Maximum	Median	Maximum	Median	Maximum	Median	Maximum
Benzo(a)pyren	0	3	0	3	0	8	7	23	0	48
Blei gelöst	n.b.	n.b.	0	4	0	11	16	20	0	13
Cadmium gelöst	n.b.	n.b.	0	6	0	12	7	22	0	14
Dibutylzinn	0	2	0	8	1	20	n.b.	n.b.	0	26
Fluoranthen	0	6	0	6	0	9	8	23	0	49
Kupfer gelöst	n.b.	n.b.	0	7	0	10	19	22	0	24
Naphthalin	0	26	0	26	1	17	13	20	0	22
Nickel gelöst	n.b.	n.b.	0	12	0	7	4	15	0	24
PFOS	0	12	0	45	0	3	n.b.	n.b.	0	5
Quecksilber gel.	n.b.	n.b.	0	9	0	12	8	19	0	33
PBDE	0	7	0	27	0	20	n.b.	n.b.	0	14
Tributylzinn	0	4	0	14	0	10	n.b.	n.b.	0	39
Zink gelöst	n.b.	n.b.	0	9	0	15	20	23	0	15

Abbildung 68: Mittlere Reduktion der Fluoranthenkonzentrationen durch Szenario 4 „Erosionsschutzmaßnahmen auf Ackerflächen“ für das innerösterreichische Projektgebiet.



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Abbildung 69: Mittlere Reduktion der PFOS-Konzentrationen durch Szenario 1d „Adsorptionsstufe für Kläranlagen > 50.000 EW“ für das innerösterreichische Projektgebiet.



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

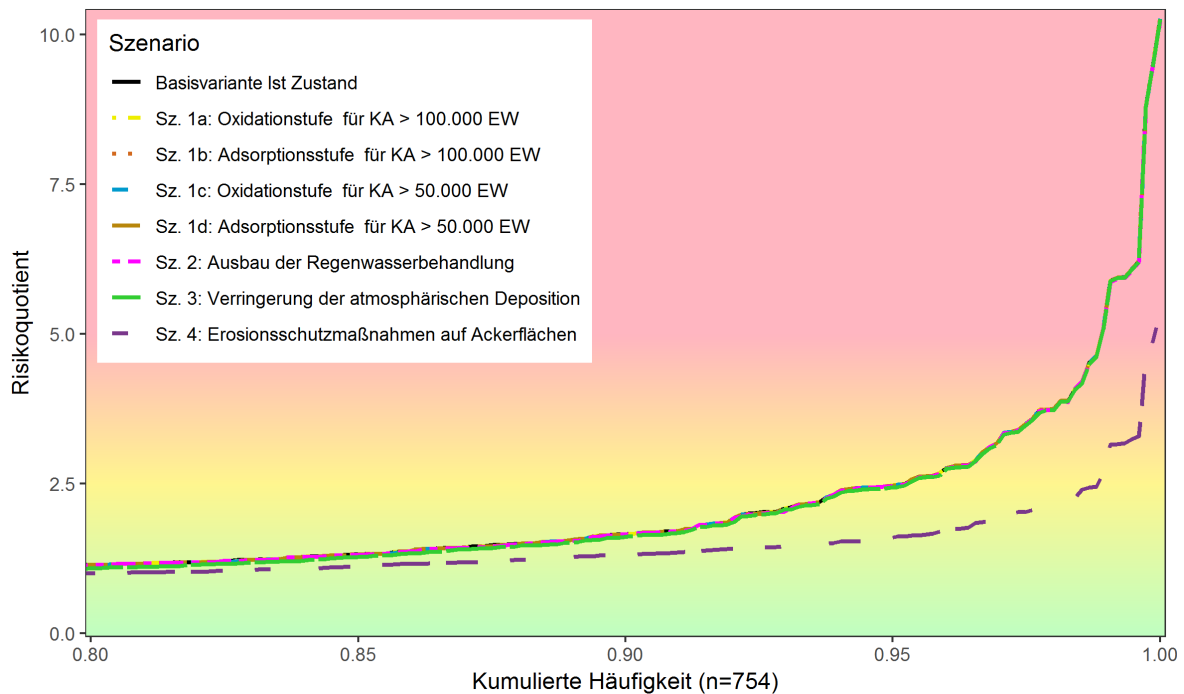
Die Bewertung der Relevanz von über Szenarien erreichbaren Reduktionen der Gewässerbelastung hängt stark davon ab, in welchen Regionen diese stattfinden und ob in den jeweiligen Gewässern das Risiko einer Zielverfehlung der UQN besteht. Betrachtet man die modellbasierte Risikoanalyse für die unterschiedlichen Projektparameter (Kapitel 5.4.2), so sieht man, dass die Projektparameter in drei Kategorien fallen. Für Quecksilber, PBDE und Benzo(a)pyren zeigt die Modellierung ein fast durchgängiges sehr hohes Risiko einer Zielverfehlung. Für Blei, Cadmium, Nickel, Zink, Dibutylzinnverbindungen, Tributylzinnverbindungen und Naphthalin weist die Modellierung in fast allen Gewässern kein oder ein lediglich geringes Risiko einer Zielverfehlung auf. Kupfer, Fluoranthene und PFOS liegen dazwischen. Hier gibt es sowohl Gebiete mit einem geringen, mittleren, hohen oder sehr hohen Risiko einer Zielverfehlung. Vorallem Fluoranthene und PFOS sind hier interessant, da Zielverfehlungen durch direkte antropogene Einflüsse wie Kläranlagenabläufe, Emissionen aus Misch- oder Trennkanalisation oder landwirtschaftliche Erosion wichtige Eintragspfade sind. Aus diesem Grund fokussiert die folgende Ergebnisdarstellung auf diese beiden Parameter. Ergebnisdarstellungen für andere Parameter können dem Anhang entnommen werden (Kapitel 7.10).

In den Ackerbaugebieten Österreichs ist die landwirtschaftliche Erosion vielfach der Haupteintragspfad einer Gewässerbelastung durch Fluoranthene. Daher wirkt sich eine Maßnahme, die auf die Reduktion dieses Eintragspfades auswirkt, speziell in den Ackerbaugebieten Österreichs am stärksten aus, wie in Abbildung 68 zu erkennen ist. Der Eintragspfad landwirtschaftliche Erosion ist in einigen Gebieten so dominant, dass sich eine Reduktion dieses Eintrags fast zur Gänze auch in einer Reduktion der Gewässerbelastung niederschlägt.

Wie bereits in Kapitel 5.4.2 dargestellt sind es auch durch Ackerbau geprägte Gebiete, bei denen vielfach ein mittleres bis sehr hohes Risiko einer Überschreitung der UQN modelliert wird. So wirken sich auch Maßnahmen zum Erosionsschutz speziell in „Risikogebieten“ stark aus. Betrachtet man nun die kumulierte Häufigkeit der Risikoquotienten für Fluoranthene (Abbildung 70) der Basisvariante des Ist-Zustandes im Vergleich mit jener der unterschiedlichen Szenarien, so ist deutlich zu erkennen, dass zum einen das Szenario 4 (Erosionsschutz auf Ackerflächen) das einzige ist, welches eine deutliche Wirkung zeigt, und zum anderen, dass diese Wirkung dort auftritt, wo hohe Risikoquotienten modelliert wurden und damit eine deutliche Verringerung des Risikoquotienten in Risikogebieten erreicht werden kann. Das Risiko einer Überschreitung von UQNs in Österreich wird für Fluoranthene durch dieses Szenario deutlich reduziert.

Abbildung 70: Kumulierte Häufigkeit des Risikoquotienten (modellierter Gewässerkonzentration dividiert durch UQN) der Basisvariante des Ist-Zustandes im

Vergleich zu den unterschiedlichen Szenarien für Fluoranthren. Dargestellt sind nur die 20% Gebiete mit den höchsten Risikoquotienten.



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

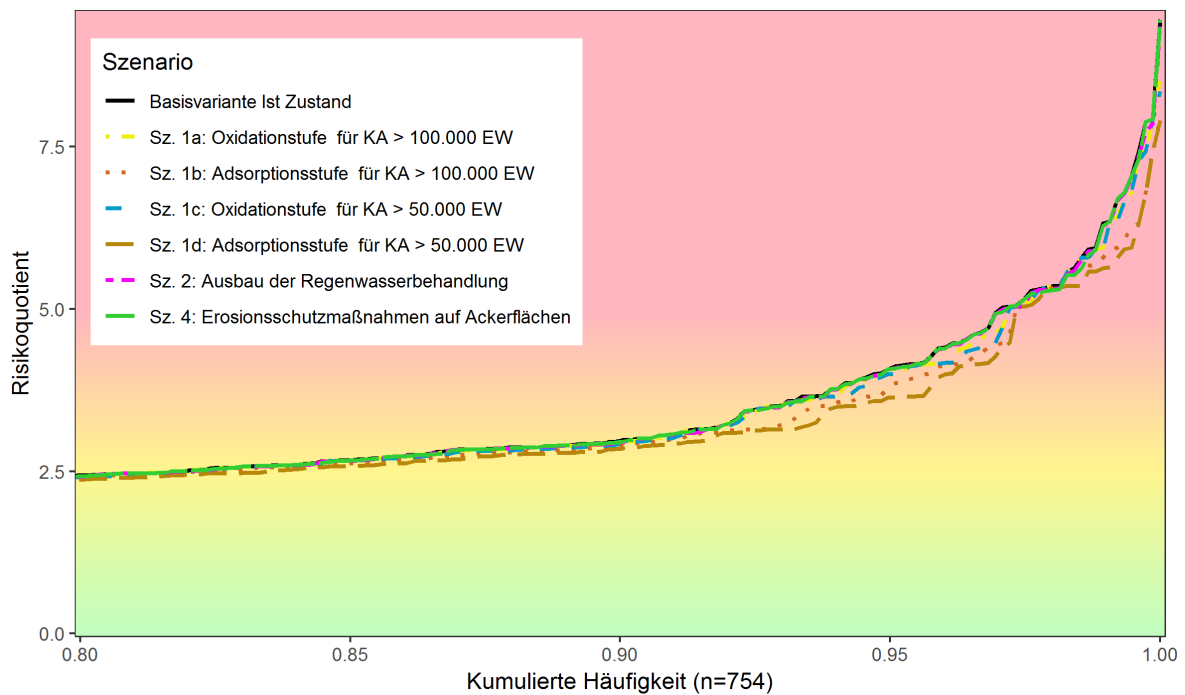
In Gebieten mit starker Siedlungstätigkeit prägen urbane Systeme mit Kläranlagenabläufen sowie Emissionen aus Trenn- und Mischsystem die PFOS-Belastungen der Gewässer. Dies sind häufig auch jene Gebiete, für die ein hoher Risikoquotient modelliert wurde. Von den Szenarien mit Kläranlagenausbau ist Szenario 1d mit einer Adsorptionsstufe bei Kläranlagen > 50.000 EW das wirksamste. Hier können in einigen Gebieten Reduktionen der Belastung von bis zu 50% erreicht werden (Abbildung 69). Auffällig ist jedoch, dass diese Reduktion nur in recht wenigen Gebieten erreicht werden kann. Dies ergibt sich daraus, dass diese Maßnahme nur dort ihre volle Wirkung entfaltet, wo die Ableitung des Ablaufes einer Kläranlage mit > 50.000 EW in ein kleines Gewässer erfolgt, wo der Kläranlagenablauf (oder die Summe der Abläufe mehrerer Kläranlagen > 50.000 EW) einen wesentlichen Anteil am Abfluss im Gewässer ausmacht.

In Abbildung 71 ist die kumulierte Häufigkeit der Risikoquotienten für PFOS der Basisvariante des Ist-Zustandes im Vergleich mit jener der unterschiedlichen Szenarien dargestellt. Neben dem Szenario 1d zeigen auch die anderen Szenarien mit weitergehender Abwasserreinigung eine gewisse Wirksamkeit. Keine erkennbare Reduktion wird durch den Ausbau der angenommenen Regenwasserbehandlung oder Erosionsschutzmaßnahmen erreicht, da

beide auf partikuläre Stoffe abzielen und PFOS überwiegend gelöst in die Gewässer eingetragen wird.

Trotz der durchaus relevanten Wirksamkeit einer weitergehenden Abwasserreinigung bei Kläranlagen > 50.000 EW in einigen Gebieten, ist die erreichbare Reduktion des Risikoquotienten für PFOS durch die betrachteten Maßnahmen sehr begrenzt. Eine höhere Wirksamkeit vor allem in Gebieten mit hohem oder sehr hohem Risiko könnte durch eine weitergehende Reinigung auch bei kleineren Kläranlagen in Kombination mit Regenwasserbehandlung, die auch die gelöste Phase erfasst (z.B. höhere Weiterleitungsgrade), vor allem aber durch eine weitere Verminderung des PFOS-Eintrages in das Abwasser (Maßnahmen an der Quelle), erreicht werden. Da die Verwendung von PFOS in den letzten Jahren deutlich eingeschränkt wurde, kann es auch sein, dass diese Maßnahmen sich in absehbarer Zeit in einer Reduktion der Abwasserbelastung niederschlagen werden.

Abbildung 71: Kumulierte Häufigkeit des Risikoquotienten (modellierte Gewässerkonzentration dividiert durch UQN) der Basisvariante des Ist-Zustandes im Vergleich zu den unterschiedlichen Szenarien für PFOS. Dargestellt sind nur die 20% Gebiete mit den höchsten Risikoquotienten.



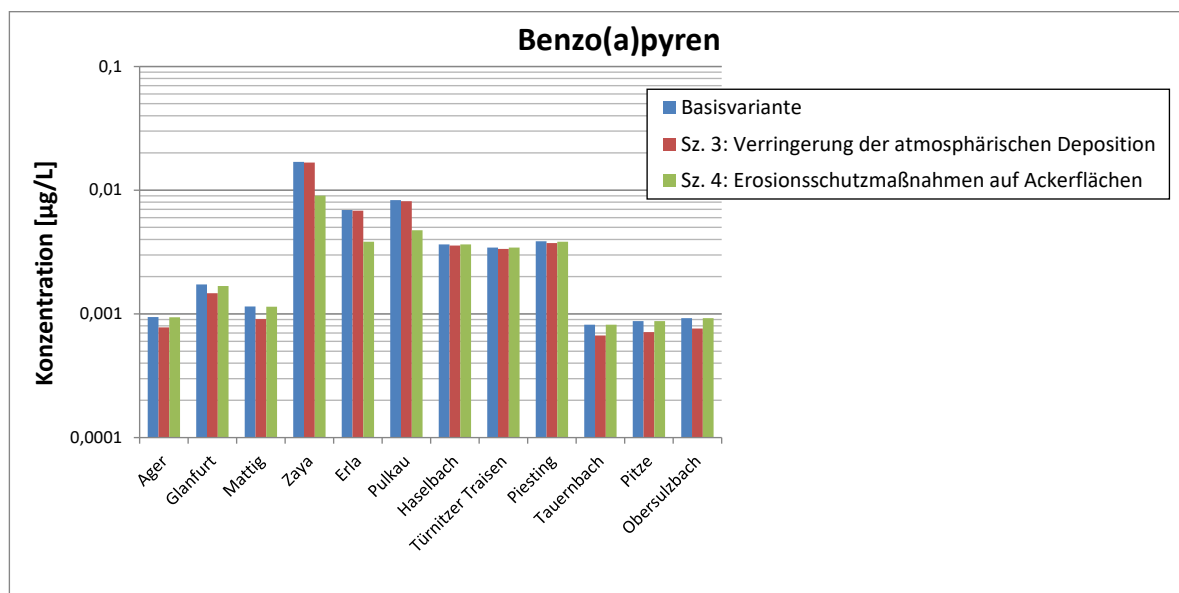
Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

5.4.4.2 Szenarienwirksamkeiten in potentiellen Risikogebieten

Für Benzo(a)pyren wird für alle Analysegebiete ein hohes oder sehr hohes Risiko berechnet, die UQN zu überschreiten. Die Maßnahmenwirksamkeiten der unterschiedlichen Szenarien sind in Tabelle 28 und in Abbildung 141 in Abschnitt 7.10 zusammengefasst.

In den meisten Analysegebieten mit einem hohen oder sehr hohen Risiko einer UQN-Überschreitung sind atmosphärische Deposition, Erosion oder Oberflächenabfluss die Haupteintragspfade (siehe Kapitel 5.4.3.3). In diesen Gebieten zeigen die Maßnahmen an Kläranlagen (Szenario 1a, 1b, 1c und 1d) und auch ein Ausbau der Regenwasserbehandlung (Szenario 2) keine Verringerung der Konzentrationen in den Gewässern. Daher sind in der folgenden Abbildung 72 exemplarisch für ausgewählte Beispiele (vergleiche Kapitel 5.4.3.3) nur die Konzentrationsveränderungen relativ zur Basisvariante für die Szenarien Erosionsschutzmaßnahmen und Verringerung der atmosphärischen Deposition dargestellt.

Abbildung 72: Konzentration in den ausgewählten Beispielgewässern für die Basisvariante und infolge der Umsetzung von Erosionsschutzmaßnahmen und der Verringerung der atmosphärischen Deposition.



Quelle: TU Wien und Umweltbundesamt

Die Verringerung der atmosphärischen Deposition resultiert in einer Verringerung der Gewässerkonzentration um rund 20% im Vergleich zu Basisvariante in den Einzugsgebieten, in denen der Oberflächenabfluss ein Haupteintragspfad für Benzo(a)pyren ist (z.B. Tauernbach, Pitze, Obersulzbach) oder mit Seen. Die stärkste Wirkung und eine deutliche Konzentrationsabnahme bringen aber erosionsmindernde Maßnahmen auf

landwirtschaftlichen Flächen in Gebieten, in denen dieser Eintragspfad der Haupteintragspfad ist (z.B. Zaya, Erla, Pulkau). Damit ist eine Konzentrationsverringering von rund 50% in den exemplarisch ausgewählten Beispielgewässern zu erreichen.

Aufgrund des ähnlichen Verteilungsmusters gilt wie für Benzo(a)pyren auch für Fluoranthen, dass vor allem die Szenarien 3 und 4 in Einzugsgebieten mit atmosphärischer Deposition oder Oberflächenabfluss und Erosion von landwirtschaftlichen Flächen als Haupteintragspfaden die höchsten Wirksamkeiten erreicht werden können.

In einigen wenigen Einzugsgebieten sind zudem Einträge aus urbanen Systemen sowohl für Benzo(a)pyren als auch für Fluoranthen hervorzuheben (siehe Kapitel 5.4.3.3). In diesen Einzugsgebieten zeigen alle Szenarien geringe Wirksamkeiten, die eine Konzentrationsabminderung von maximal 10% bewirken.

Für Cadmium im Obersulzbach, Zink im Pölsfluss und Tributylzinnverbindungen in der Schwarza zeigt keines der Szenarien eine Verringerung der Gewässerkonzentration. Während für Cadmium im Einzugsgebiet des Obersulzbachs der unterirdische Zustrom über Grundwasser und Zwischenabfluss den Haupteintragspfad darstellt, sind für Zink und Tributylzinnverbindungen die Emissionen industrieller Direkteinleiter von Relevanz. Diese werden über die Szenarien nicht berücksichtigt. Eine Verringerung der Gewässerkonzentration ist für diese Stoffe durch eine Verringerung der Emission der industriellen Direkteinleiter erreichbar.

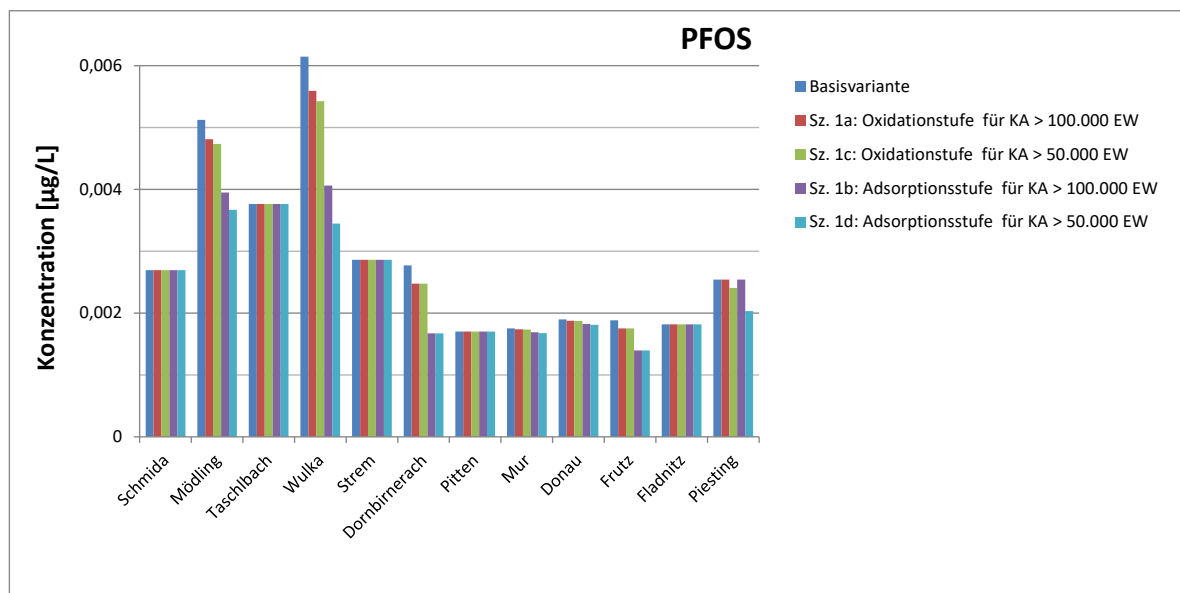
Für Kupfer wurde für 95 Analysegebiete ein hohes oder sehr hohes Risiko der UQN Überschreitung bestimmt und in allen diesen Analysegebieten waren Erosion, atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen sowie unterirdischen Zustrom und Oberflächenabfluss die Haupteintragspfade (siehe Kapitel 5.4.3.3). Dementsprechend zeigen die Szenarien mit Maßnahmen an Kläranlagen und bei urbanen Systemen keine Wirkung in Bezug auf eine Konzentrationsverringering. Dies gilt auch für erosionsmindernde Maßnahmen bei Ackerflächen, weil die entsprechenden Einzugsgebiete in den Bioregionen vergletscherte und unvergletscherte Zentralalpen verortet sind und zumeist keine Ackerflächen vorkommen. Wirkung zeigt das Szenario mit Annahme einer Verringerung der atmosphärischen Deposition. Diese Maßnahme führt in allen 95 Gebieten zu einer rechnerischen Konzentrationsminderung von rund 20%.

Für PFOS wurde für 115 Analysegebiete ein hohes oder sehr hohes Risiko der UQN Überschreitung bestimmt und in 83 dieser Gebiete erfolgt der Haupteintrag über kommunale Kläranlagen (siehe Kapitel 5.4.3.3). In diesen Einzugsgebieten zeigen die Maßnahmen an den Kläranlagen unterschiedliche Wirksamkeiten. Die höchsten Wirksamkeiten in Bezug auf eine

Konzentrationsverringering in den Gewässern werden für die Szenarien mit Annahme einer Adsorptionsstufe (Aktivkohlefiltration) für kommunale Kläranlagen erreicht. Damit werden durchschnittlich rund 40% geringere Konzentrationen berechnet als in der Basisvariante. Die Annahme einer Oxidationsstufe führt nur zu einer durchschnittlichen Verringerung der Konzentration von rund 10%. Die angenommenen Maßnahmen zum Erosionsschutz oder bei urbanen Systemen zeigen keine Wirksamkeit.

Die relativen Wirksamkeiten von Maßnahmen an kommunalen Kläranlagen für PFOS in Bezug auf eine erreichbare Konzentrationsabnahme in Gewässern wird exemplarisch an ausgewählten Beispielen in Abbildung 73 dargestellt.

Abbildung 73: Konzentration in exemplarisch gewählten Beispielgewässern für die Basisvariante und infolge der Umsetzung von Maßnahmen an kommunalen Kläranlagen.



Quelle: TU Wien und Umweltbundesamt

6 Fazit

6.1 Zusammenfassung der Ergebnisse

Um bestehende Datenlücken zum Gehalt von Spurenstoffen in unterschiedlichen, für einen Gewässereintrag relevanten Umweltkompartimenten, bestmöglich zu schließen, wurde im Rahmen dieses Projektes vorerst ein zielgerichtetes Monitoringprogramm umgesetzt. Gemeinsam mit anderen in Österreich laufenden Monitoringprogrammen und Literaturdaten konnte ein Inventar der Konzentrationen ausgewählter Stoffe in diesen Umweltkompartimenten zusammengestellt werden (siehe Zoboli et al., 2019), welches in weiterer Folge als Grundlage für die Emissionsmodellierung diene.

Bereits im Konzentrationsvergleich zeigt sich die Bedeutung diffuser Eintragspfade. So weisen höhere Konzentrationen in der atmosphärischen Deposition als in Abläufen kommunaler Kläranlagen auf die Bedeutung des Lufttransportes und die Relevanz von Einträgen über den Abfluss von Oberflächen hin. Dies wurde z.B. für Blei, Cadmium, Kupfer, PFOA und Zink ermittelt. Für Nickel und PFOS weisen Kläranlagenabläufe die höchsten Konzentrationen der verschiedenen Umweltkompartimente auf. Damit können diese bei einem relevanten Anteil am Abfluss in einem Einzugsgebiet zum dominanten Eintragspfad werden. Sehr geringe Konzentrationen in Böden und Schwebstoffen weisen darauf hin, dass Bodenerosion für PFOS und PFOA, DBT, TBT und PAKs mit niedrigem Molekulargewicht (z.B. Naphthalin, Phenanthren) keinen dominanten Eintragspfad darstellt. Dagegen deuten die Konzentrationsvergleiche auf eine erhebliche, obwohl variable Relevanz der Erosion für alle übrigen untersuchten Stoffe hin. Die hohe Relevanz der atmosphärischen Deposition für die Gewässerbelastung mit den betrachteten Spurenstoffen wird weiter verdeutlicht, wenn die Herkunftsbereiche dieser Stoffe in Böden beleuchtet werden. Die atmosphärische Deposition ist in den meisten Gebieten der wichtigste Eintragspfad für fast alle Stoffe in die Böden. In Gebieten mit hohem Anteil an Acker oder Grünlandnutzung können für einzelne Stoffe auch Mineraldünger (Cd) oder Wirtschaftsdünger (z.B. Cd, Zn, Cu) wesentliche Eintragspfade sein.

Ausgehend vom im Zuge dieses Projektes erarbeiteten Konzentrationsinventar konnte mit Hilfe des Modells MoRE eine regionalspezifische Emissionsmodellierung für die Parameter Blei, Cadmium, DBT, Kupfer, Nickel, PFOA, PFOS, Quecksilber, TBT, Zink und die PAKs Benzo(a)pyren, Fluoranthen und Naphthalin in Österreich auf Ebene von 754 Teileinzugsgebiete durchgeführt werden. Der Pegelabgleich zeigt vor allem bei Cadmium, Fluoranthen, Kupfer, Nickel, PFOA, PFOS, TBT und Zink recht gute Ergebnisse, während bei

den anderen Parametern die Modellierung teilweise eine ungenügende Modelgüte aufweist. Speziell problematisch sind Modellierung sowie Frachtberechnung für PBDE, weil diese Stoffgruppe in den untersuchten Proben zumeist nicht nachweisbar war. Die Modellierung dieses Parameters konnte daher zu keiner weiteren Analyse herangezogen werden.

Über eine Risikoanalyse konnte, unter Berücksichtigung der Modellunsicherheiten, eine potentielle Gütezielverfehlung für alle betrachteten Teileinzugsgebiete bewertet werden. Generell als unkritisch in den österreichischen Gewässern erscheinen dabei Blei, Cadmium, DBT und Naphthalin. Als überwiegend unkritisch bzw. nur in einzelnen Einzugsgebieten kritisch wurden Kupfer, Nickel, TBT und Zink identifiziert. In Hinblick auf eine Gütezielverfehlung kritischer sind Fluoranthen, PFOS und vor allem aber Benzo(a)pyren anzusehen. Bei diesen Parametern besteht zwar das Problem, dass die Analytik in einigen der Umweltkompartimente und in den Gewässern selber an ihre Grenzen stößt und somit auch Monitoringergebnisse und Modellaussagen mit relevanten Unsicherheiten behaftet sind. Trotzdem ist speziell bei PFOS und Benzo(a)pyren mit großer Wahrscheinlichkeit in einer beträchtlichen Anzahl von österreichischen Gewässern von einer Gütezielverfehlung auszugehen. Wie bereits aus Monitoring in Biota bekannt, stellen PBDE und Quecksilber zwei Parameter dar, bei denen die UQN flächendeckend überschritten wird.

Aufgrund des großen alpinen Anteils am österreichischen Staatsgebietes werden in sehr vielen Einzugsgebieten die Gewässerkonzentrationen durch die Hintergrundbelastung aus der Deposition oder Geologie, welche über Grundwasser, Oberflächenabfluss und/oder Erosion aus alpinen Flächen und Waldstandorten in die Gewässer gelangt, dominiert. Stoffe, die wie PFOS, PFOA, DBT, TBT oder Naphthalin, die nur in geringem Umfang an Feststoffen adsorbieren, gelangen dabei überwiegend über Oberflächenabfluss und Grundwasser in die Gewässer. Für Stoffe wie Benzo(a)pyren, Fluoranthen oder PBDEs, die gut an Feststoffe adsorbieren oder auch wie die Schwermetalle in den Feststoffen (Gesteinsmaterial) enthalten sein können, spielt auch der erosive Eintrag eine relevante Rolle.

In jenen Gebieten, in denen für Kupfer, Nickel oder Zink das Risiko einer Zielverfehlung am höchsten ist, ist dies in der Regel auf eine geologische Hintergrundbelastung zurück zu führen. Bei TBT tritt ein Risiko vermehrt in Einzugsgebieten mit Siedlungsbereichen und vergleichsweise geringer Vorflut sowie einem starken Einfluss über z.B. Regenwassereinleitungen aus Trennkanalisationen auf, zudem ist ein zusätzlicher relevanter Eintrag über industrielle Direkteinleiter möglich. Das Risiko einer Zielverfehlung bei Fluoranthen tritt vor allem in Gebieten mit relevanter landwirtschaftlicher Erosion auf. Dies kann in abflussärmeren Gebieten durch Einträge aus der Kanalisation (Mischwasserentlastung oder Regenwasserkanäle) verstärkt werden. Für PFOS kann bereits die Hintergrundbelastung zum Risiko einer Zielverfehlung führen, welches dort deutlich verstärkt wird, wo der Anteil

der Kläranlagenabläufe (kommunal oder industriell) und in geringerem Ausmaß auch die Emissionen aus der Kanalisation (Mischwasserentlastung oder Regenwasserkanäle) hoch ist. Für Benzo(a)pyren und Quecksilber führen generell bereits die Hintergrundbelastungen zu einem hohen Risiko einer Zielverfehlung. Regional kann die Situation durch landwirtschaftliche Erosion noch verschärft werden. Emissionen aus Siedlungsgebieten führen den derzeitigen Kenntnisstand zufolge für diese Parameter höchstens in Einzelfällen zu einer weiteren Verschärfung der Situation.

Als weiterer Schritt wurde im Zuge des Projektes eine Szenarien-Analysen durchgeführt, mit deren Hilfe Potentiale von Maßnahmenwirksamkeiten abgeschätzt werden konnten. Über Erosionsschutz lassen sich die Gewässerkonzentrationen vor allem für die Parameter Benz(a)pyren, Fluoranthen, Dibutyl- und Tributylzinnverbindungen teilweise deutlich reduzieren. Auch die gelösten Anteile von Schwermetallen lassen sich aufgrund der Verringerung der Mobilisierung aus Feststoffen durch die Maßnahme Erosionsschutz deutlich reduzieren. Nur sehr geringfügig wirksam ist der Erosionsschutz für PFOS, da dieser Stoff nur zu sehr geringem Anteil über landwirtschaftliche Erosion in Gewässer transportiert wird. Eine Oxidationsstufe für Kläranlagen > 50.000 EW entwickelt bei den betrachteten Parametern lediglich für Naphthalin eine gewisse Wirksamkeit, die sich in den Gewässerkonzentrationen niederschlagen würde. Für die betrachteten Modell-Parameter ist eine Adsorptionsstufe wirksamer. Für die organischen Parameter PFOS, Naphthalin und PBDE können in einzelnen Gewässern deutliche Belastungsreduktionen erreicht werden.

Die Situation in Hinblick auf eine Reduktion der atmosphärischen Deposition ist deutlich anders. Dieses Szenario wirkt sich nicht nur auf einen sondern auf mehrere Emissionspfade aus. Dies führt dazu, dass sich dieses Szenario räumlich auf einen wesentlich größeren Bereich bzw. wesentlich mehr Gewässer auswirkt. Dies spielt für alle betrachteten Parameter eine relevante Rolle und ist für Parameter wie Quecksilber, PBDE und Benzo(a)pyren, für die eine flächendeckendes hohes bis sehr hohes Risiko einer Zielverfehlung besteht, der wesentliche Ansatzpunkt für eine Verbesserung. Daneben könnte für Benzo(a)pyren und Quecksilber in Ackerbaugebieten auch über Erosionsschutz eine Verbesserung erreicht werden. Für die Parameter PFOS und Fluoranthen, für die ein hohes oder sehr hohes Risiko eine Zielverfehlung in einer beschränkten Anzahl von Gebiete gegeben ist, sind es eine weitergehende Abwasserreinigung (PFOS) bzw. Erosionsschutz (Fluoranthen), über die vor allem in Risikogebieten Verbesserungen erreicht werden können.

Die Risikoausweisungen mit Hilfe der Modellierung stellen einen ersten Hinweis für mögliche Zielverfehlungen dar, können aber diesbezüglich Messdaten nicht ersetzen. So wurde die hier durchgeführte Risikoanalyse als eine Grundlage für die Planung der kommenden

Schwerpunktmessungen im Rahmen der GZÜV (Gewässerzustandserhebungsverordnung) für das Jahr 2019 herangezogen.

6.2 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Im Zuge des Vorhabens wurde erstmals für Österreich eine regionalspezifische Emissionsmodellierung für ausgewählte ubiquitär vorkommende Spurenstoffe durchgeführt. Dafür war es erforderlich, eine Vielzahl stoffunspezifischer und stoffspezifischer Eingangsdaten zu erheben, zu strukturieren und aufzubereiten. Zu den grundlegenden Daten zählen hydrographische Daten, Landnutzungsdaten, Daten zur Geologie, Abflussdaten, Bodendaten sowie Daten zu Einleitungen kommunaler Kläranlagen ebenso wie industrieller Direkteinleiter. Zudem sind zur Berechnung von Emissionsdaten spezifische Konzentrationen, Flächenpotentiale oder Raten für die modellierten Stoffe und Stoffgruppen zu erheben.

Ergebnisse der Emissionsmodellierung sind Emissionsfrachten, die über unterschiedliche Eintragsfade in die Gewässer gelangen. Aus der Summe der Emissionsfrachten abzüglich einer etwaiger Retention (partikulär) oder eines Abbaus können daraus Gewässerfrachten berechnet werden. Anschließend können die modellierten Gewässerfrachten über den Abfluss in Gewässerkonzentrationen umgerechnet werden. Für die Projektstoffe, für die Umweltqualitätsnormen verfügbar waren, wurde eine Risikoanalyse durchgeführt und Gewässer identifiziert, für die ein hohes oder sehr hohes Risiko eine UQN-Überschreitung berechnet wurde.

Die Qualität der Berechnungsergebnisse ist abhängig von der Detailliertheit und der Qualität der Eingangsdaten. Zur Berücksichtigung von Unsicherheiten in Bezug auf stoffspezifische Eingangsdaten wurden unterschiedliche Varianten (Minimalvariante, Basisvariante und Maximalvariante) berechnet. Damit wurde der Schwankungsbereich der verfügbaren Messwerte und der Einfluss von Analyseergebnissen unter Bestimmungsgrenze berücksichtigt.

Eine Qualitätssicherung stellt der Vergleich der berechneten Emissionsfrachten mit Gewässerfrachten dar (siehe Kapitel 5.4.1.2). Dieser zeigt für einige der untersuchten Stoffe und Stoffgruppen eine gute Übereinstimmung und für einige Stoffe und Stoffgruppen sind die beobachteten Abweichungen erheblich. Auch dieser Vergleich wird sehr stark von den verfügbaren Datengrundlagen beeinflusst. Insgesamt zeigen die Ergebnisse, dass eine exakte Nachbildung der Realität nicht möglich ist. Trotzdem können die Ergebnisse ein stark

erweitertes Verständnis der Zusammenhänge liefern und lassen auch unter Berücksichtigung der Unsicherheiten einige eindeutige Aussagen zu.

Aus der Zusammenstellung und Bearbeitung der Eingangsdaten werden einige Problempunkte hervorgehoben, die die Qualität der Ergebnisse beeinträchtigen:

- Industrielle Direkteinleiter: Diese werden für die Emissionsmodellierung nur erfasst, wenn Daten aus dem Berichtswesen (EPRT, UWWTD, EMREG-OW) verfügbar sind. Da für EMREG-OW und PRTR die Berichtspflicht häufig an Kapazitätsschwellen gebunden ist, stehen für viele vor allem kleinere industrielle Direkteinleiter keine Daten zur Verfügung. Diese Einleitungen könnten auf lokaler oder auch regionaler Ebene für einige Stoffe und Stoffgruppen aber durchaus von Relevanz sein.
- Urbane Systeme: Es sind keine Daten zur Verortung von Entlastungen (Regenwassereinleitungen aus Trennkanalisation und Mischwasserentlastungen) und auch keine Daten zur Entlastungshäufigkeit und zu den tatsächlich entlasteten Abwassermengen verfügbar. Die verwendeten Daten beruhen auf den Ergebnissen des Projektes SCHATURM (Clara et al., 2014b). Dabei wurden für die Einzugsgebiete kommunaler Kläranlagen Berechnungen durchgeführt, wobei unterschiedliche idealisierende Annahmen getroffen wurden. Die Umlegung erfolgte über die relativen Anteile der versiegelten Flächen der Kläranlageneinzugsgebiete und der STOBIMO Analysegebiete. Diese flächengewichtete Umlegung kann zu Unschärfen führen (z.B. Überschätzung der Relevanz der Mischwasserentlastungen in die Liesing).
- Stoffspezifische Eingangsdaten: Vor allem für Spurenstoffe sind häufig nur sehr wenig Daten zu deren Vorkommen in unterschiedlichen Matrices und Eintragspfaden verfügbar. Diese eingeschränkte Datengrundlage stellte auch für das vorliegende Projekt eine wesentliche Einschränkung dar. Während für die Abläufe kommunaler Kläranlagen zumeist Daten zu Konzentrationen im Ablauf vorlagen, war dies für andere Eintragspfade nur eingeschränkt der Fall und eine statistische Aufbereitung nicht möglich. Die Übertragung der wenigen verfügbaren Daten auf einen Eintragspfad stellt sicherlich eine Haupteinschränkung dar, weil regionalspezifische Unterschiede nicht berücksichtigt werden. Dies gilt z.B. für Grundwasser aber auch für urbane Systeme und Böden. Für Grundwasser liegen für Cadmium und Quecksilber sehr viele Datensätze vor, aber die Stoffe waren zumeist nicht nachweisbar. Das Sondermessprogramm (Brielmann et al., 2018) hat erstmals Daten für einige Stoffe wie Quecksilber generiert. Die Anzahl und Verteilung der beprobten Messstellen ermöglicht aber zumeist keine lokale oder regionale Differenzierung. Dadurch ist es schwierig, beeinflusste (z.B. durch historischen Bergbau) und unbeeinflusste Gebiete zu unterscheiden. Ähnliches gilt auch für Böden und für urbane Systeme. Für Mischwasserentlastungen und Regenwassereinleitungen aus Trennkanalisation sind zumeist nur wenige Konzentrationsdaten ($n < 10$) aus den

Projekten SHTURM und TEMPEST verfügbar, die auf alle Entlastungen in Österreich angewandt wurden. Die Verbesserung der stoffspezifischen Eingangsdaten ist daher als vorrangig für eine Verbesserung der Emissionsmodellierung zu bewerten.

- Für die Modellierung des für viele Stoffe wichtigen Eintragspfades Erosion ist eine Verbesserung der Modellierung des Sedimenteintrages die Voraussetzung. Dies ist nur auf Basis von guten Daten zum Schwebstofftransport in Gewässern möglich. Während im alpinen Raum das Tiroler Schwebstoffmessnetz hier eine solide Datenbasis aufbaut, fehlen in anderen Naturräumen kontinuierliche Schwebstoffmessungen. Dies erschwert vor allem die Kalibrierung des Feststoffeintrages über die Erosion von landwirtschaftlichen Flächen.

Neben dieser (nicht vollständigen) Auflistung limitierender Faktoren für die Emissionsmodellierung sind zudem Einschränkungen bei der Durchführung des Frachtgleichs (Vergleich zwischen modellierten und beobachteten Gewässerfrachten) zu nennen. Für die Berechnung beobachteter Frachten (aus gemessenem Abfluss und gemessener Konzentration) sind nur für wenige Messstellen im Gewässernetz Konzentrationsdaten mit ausreichender Häufigkeit und Analysegenauigkeit verfügbar. Zudem sind Monitoringstrategien der GZÜV auf die Überwachung von UQN und nicht auf die Erhebung von Gewässerfrachten ausgelegt. Die Berechnung der Gewässerfracht, die zur Überprüfung der Modellgüte herangezogen wird, ist daher ebenfalls mit einer sehr hohen Unsicherheit verbunden. Für eine Verbesserung der Qualitätsbewertung der Emissionsmodellierung wäre daher auch eine Verbesserung der Datenbasis für die Berechnung von Gewässerfrachten erforderlich. Dafür wären Probenahmen bei unterschiedlichen Abflüssen, eine Erhöhung der Frequenz, eine Dokumentation der Abflusssituation bei den Probenahmen und eine Generierung abflussproportionaler Mischproben über längere Zeiträume erforderlich.

Ausgehend von den zuvor genannten Einschränkungen werden folgende Aktivitäten empfohlen, die wesentlich zu einer Verbesserung der Emissionsmodellierung und der damit zusammenhängenden Ergebnisse beitragen:

- Stoffunspezifische Eingangsdaten:
 - Erfassung von Daten industrieller Direkteinleiter, die nicht über EPRTTR oder EMREG-OW erfasst sind. Im Zuge einer wasserrechtlichen Bewilligung sind Daten zu Einleitungen vorzulegen und diese Daten liegen auf Ebene der zuständigen Behörden (Bezirkshauptmannschaft) vor. Mit Angaben zu Einleitepunkten, Abwassermengen und Abwasserherkunftsbereichen ist eine Verbesserung der Berücksichtigung des Einflusses industrieller Direkteinleiter auf die Gesamtsituation zu erreichen.

- Urbane Systeme: Erfassung von Daten zur Lage und zur Häufigkeit von Entlastungsereignissen. Dabei ist es sicherlich nicht möglich und auch nicht erforderlich, alle Entlastungen zu erheben. Häufig sind einige wenige Stellen identifizierbar, die wesentlich (bezogen auf die abgeschlagenen Frachten) für die Entlastungen in einem Siedlungsgebiet sind. Schwieriger ist dies für Regenwassereinleitungen aus Trennkanalisation. Häufig fehlen Daten dazu, ob zusätzlich zum Schmutzwasserkanal auch das Niederschlagswasser gesammelt abgeleitet oder versickert wird. Im Projekt SHTURM wurden Annahmen dazu getroffen, dass immer Schmutzwasser- und Regenwasserkanal verlegt wurden. Dies kann aber in einigen Gebieten zu einer Überschätzung des Einflusses der Regenwassereinleitungen aus Trennkanalisation führen.
- Erweiterung des kontinuierlich betriebenen Schwebstoffmessnetzes in landwirtschaftlich genutzten und bewaldeten Gebieten an mittelgroßen Flüssen um Daten zur Modellierung des Sedimenteintrages und zur Validierung der partikulär transportierten Stofffrachten zu generieren.
- Stoffspezifische Eingangsdaten: generell wird empfohlen, die Datengrundlage zum Vorkommen von Spurenstoffen in unterschiedlichen Matrices zu verbessern. Mit Blick auf eine Verbesserung der Emissionsmodellierung sind jedenfalls zu nennen:
 - Grundwasser: der unterirdische Zustrom stellt für sehr viele Stoffe einen wesentlichen Eintragspfad dar. Diese Einschätzung beruht häufig auf wenigen Messwerten, die auf Gesamtösterreich übertragen werden. Für eine Verbesserung und vor allem Regionalisierung der Emissionsmodellierung ist eine Verbreiterung der Datenbasis wesentlich. Bei der Umsetzung von Monitoringprogrammen sollte insbesondere darauf geachtet werden, dass ausreichend sensitive Methoden zur Anwendung kommen, um auch Nachweise zu generieren.
 - Ähnliches wie für Grundwasser gilt auch für Bodendaten. Derzeit sind nur wenige Daten zu organischen Spurenstoffen in BORIS abrufbar und diese Datensätze sind zumeist nicht aktuell. Für einige der Projektstoffe waren ausschließlich die Ergebnisse der eigenen Messungen verfügbar. Aktuell wird das Projekt „Austropops“ durchgeführt, das vor allem auf persistente organische Verbindungen abzielt. Diese Messungen stellen sicherlich wertvolle Eingangsdaten für zukünftige Berechnungen dar. Jedenfalls wird aber empfohlen, auch weiterhin die Messnetze und die Konzentrationserhebungen zu verdichten.
 - Atmosphärische Deposition: Die großräumige Verlagerung von Stoffen über die Atmosphäre kann von Relevanz sein und geht direkt (über die Deposition auf Gewässerflächen) und indirekt (über den Oberflächenabfluss) in die Emissionsmodellierung ein. Häufig stehen aber für viele Stoffe keine Depositionsdaten (Gesamtdeposition) aus Messungen zur Verfügung und für viele gewässerrelevante Stoffe sind die eingesetzten Sammelsysteme nicht geeignet.

Daher wird empfohlen, zeitgerecht vor Aktualisierungen der Emissionsmodellierung entsprechende Eingangsdaten zur Gesamtdosition zu generieren oder ein Messnetz für eine kontinuierliche Erfassung einzurichten, das für die Datengenerierung genutzt werden kann.

- Urbane Systeme: Vor allem für die Emissionen aus urbanen Systemen über Mischwasserentlastungen und Regenwassereinleitungen aus Trennkanalisation sind nur für ausgewählte Stoffe bzw. Stoffgruppen zumeist nur sehr wenige Datensätze verfügbar. Einer Verbesserung der Datenbasis für diese Eintragspfade wird daher eine hohe Relevanz zugeordnet. Vor allem der z.T. große Schwankungsbereich der verfügbaren Messungen verdeutlicht die Wichtigkeit einer breiteren Datenbasis zur Verringerung der Unsicherheiten, die mit dieser hohen Variabilität verbunden sind.

Unabhängig davon und unter Beachtung der angesprochenen Unsicherheiten ist festzuhalten, dass die Emissionsmodellierung ein geeignetes Instrument zur Darstellung und Identifikation von Haupteinträgen für stoffliche Belastungen in Gewässer darstellt. So zeigen auch die Frachtvergleiche für viele Stoffe und für einige der Messstellen, für die Daten verfügbar sind, eine gute Übereinstimmung der Gewässerfrachten und der modellierten Frachten. Die Modellergebnisse bieten die Möglichkeit, auf Basis der Analysegebiete vorläufige Bewertungen durchzuführen und die Grundlage für ein Monitoring zu schaffen. Es ist derzeit nicht möglich und wird zukünftig auch nicht möglich sein, in allen Gewässern ein umfangreiches Monitoring durchzuführen. Die Modellergebnisse erlauben eine Eingrenzung und eine Priorisierung in der Planung von Monitoringprogrammen. Werden durch Messungen im Gewässer die Bewertungen aus der Emissionsmodellierung bestätigt, so bieten die Modellergebnisse einen Überblick über mögliche Haupteintragspfade.

Die Implementierung von Szenarien ermöglicht die Abschätzung der Wirkung spezifischer Maßnahmen. Dabei wird ein Überblick über den Einfluss auf die Emission und die Auswirkung auf die Immission erhalten. Die Modellierung ermöglicht den Vergleich der Wirksamkeit unterschiedlicher Maßnahmen oder Maßnahmenkombinationen und kann somit eine Entscheidungshilfe für die Planung darstellen. Für diese Szenarien und Maßnahmenwirksamkeiten gilt wie für die Modellergebnisse, dass die Aussagekraft und die Unsicherheiten wesentlich von den Eingangsdaten abhängen.

Auch die Abbildung neuer Stoffe ist relativ einfach möglich, nachdem die allgemeinen nicht stoffspezifischen Daten aktualisiert und gepflegt sind. Hierbei ist aber anzumerken, dass die Aussagekraft der Modellergebnisse sehr stark von den stoffspezifischen Eingangsdaten abhängig ist. Eine Mindestanforderung ist, dass zumindest für jeden Eintragspfad eine Abschätzung durchschnittlicher Konzentrationen verfügbar ist. Zudem sind zur Validierung aber jedenfalls auch Gewässerinformationen erforderlich, um die Modellergebnisse

hinsichtlich ihrer Relevanz und Zuverlässigkeit prüfen zu können. Diese allgemeine Mindestaussage kann Abschätzungen zur zu erwartenden mittleren Verteilung von Emissionen aus unterschiedlichen Eintragspfaden liefern, nutzt aber den Hauptvorteil des Emissionsmodells nicht, der darin liegt, regionalisierte Aussagen zu generieren.

Ein wesentlicher Vorteil der Emissionsmodellierung liegt in der Möglichkeit der Regionalisierung und der Berücksichtigung lokaler und regionaler Gegebenheiten. Dieser Vorteil ist aber nur nutzbar, wenn Daten auf dieser Skalierungsebene verfügbar sind. Liegen nur eingeschränkte Datensätze vor, die keine Regionalisierung erlauben, ist dieser Planungsvorteil nicht in vollem Maße nutzbar und die Unsicherheiten der Modellierung und der Szenarien sind umso größer, je stärker die lokale bzw. regionale Abweichung von einem nationalen Durchschnittswert ist. Daher ist eine Aktualisierung der Modellinhalte in regelmäßigen Abständen unter Nutzung der aktuellsten verfügbaren Daten sinnvoll. Zudem ist es auch empfehlenswert, die zuvor aufgezeigten Datenlücken weiter zu schließen, um die Qualitäten der Emissionsmodellierung vollumfänglich nutzen zu können und regionalisierte Ergebnisse zu erzielen.

7 Anhang

7.1 Lage der Gewässermonitoring-Stellen

Tabelle 29: Beschreibung der Gewässermonitoring-Stellen. Die Einzugsgebietsfläche stammt aus den Stammdaten der Pegel und GZÜV-Messstellen und wurde nicht geprüft. Sie entspricht nicht zwangsläufig der Fläche der Modelleinzugsgebiete.

Name der Messstelle	Gewässer	Pegel-Nr. (HZB) oder GZÜV-Messstellen-ID (FW)	Einzugsgebiet	Länge (WGS84)	Breite (WGS84)
HOAL	Seitengraben		0,7	15,1547	48,1517
Birkengraben	Birkengraben		4,3	9,6775	47,4790
Riedau	Pram	HZB204784	60	13,6306	48,3025
Reichraming	Reichramingbach	HZB205740	169	14,4499	47,8844
Lauterach	Dornbirnerach	HZB200410	180	9,6753	47,4976
Schützen am Gebirge	Wulka	HZB210096	384	16,6376	47,8521
Jahrsdorf	Mattig	HZB204677	447	13,0715	48,2526
oh. Neusiedl an der Zaya	Zaya	FW31100127	508	16,7883	48,6039
Brunau	Öztaler Ache	HZB230342	890	10,8599	47,2229
Neumarkt	Raab	HZB210468	987	16,1535	46,9302
Oberndorf	Salzach	FW54110087	6155	12,9028	47,9582
Autobahnbrücke Spielfeld	Mur	FW61400137	9531	15,6340	46,7098
Unterwasser Kraftwerk Lavamünd	Drau	FW21500097	11049	14,9430	46,6404

Erl	Inn	FW73200987	13310	12,1633	47,7012
Aschach	Donau	FW40607017	77426	13,7073	48,5201
Hainburg	Donau	FW31000377	130748	16,9913	48,1639

7.2 Schwebstoffproben

7.2.1 Beschreibung der Schwebstofffalle

Die Sammlung von Schwebstoffproben kann grundsätzlich auf drei unterschiedliche Arten erfolgen: Filtration, Zentrifugation und Sedimentation.

Bei der **Filtration** wird eine Wasserprobe durch einen Filter (Porenweite 0,45 µm entsprechend DIN 38409-H2) entweder durch Vakuum- oder Druckfiltration filtriert. Es handelt sich demnach um eine stichprobenartige Erfassung des Schwebstoffs, die im Allgemeinen durch die geringe Ausbeute an Schwebstoff limitiert ist. Um ausreichend Material für Analysen zu erhalten, kann die Filtration manchmal sehr lange dauern, so dass es zu Verschiebungen des ursprünglichen Gleichgewichts von gelösten zu partikulären Anteilen kommen kann.

Für die Schwebstoffgewinnung aus der **Zentrifugation** sind aufgrund der Repräsentativität im Verhältnis große Wassermengen zu entnehmen. Bei der Erfassung des Schwebstoffs im Labor ist dies mit einem enormen Zeitaufwand verbunden, weil die Leistungsfähigkeit einer herkömmlichen Durchflusszentrifuge limitiert ist. Hochleistungs-Durchfluss-Zentrifugen hingegen sind wesentlich leistungsstärker und können mit einer entsprechenden Vorrichtung sogar mobil eingesetzt werden. Die Zentrifugation weist einen sehr hohen Wirkungsgrad von bis zu 98% auf.

Die Schwebstofferrfassung durch **Sedimentation** basiert auf dem Prinzip des Herabsetzens der Fließgeschwindigkeit. Auf diese Weise kommt es zum gravimetrischen Absetzen der Schwebstoffphase. Für diese Art der Schwebstoffgewinnung gibt es mobile und stationäre Anwendungen. Zu den bekanntesten Systemen gehören Sedimentationskasten bzw. -becken, Senk- bzw. Sinkstoffkasten und frei hängende Systeme (z.B. Typ BISAM). Diese Systeme liefern eine zeitlich integrierte Mischprobe, da sie in der Regel über einen längeren Zeitraum (Wochen bis Monate) eingesetzt werden. Der Wirkungsgrad der Abscheidung ist aber geringer als bei der Zentrifuge.

Für die Schwebstoffprobenahmen im Projekt wurde eine Schwebstofffalle verwendet. Diese Schwebstofffalle basiert auf dem Prinzip, einen Teilstrom des Fließgewässers in ein Gefäß abzuleiten und in diesem durch die Herabsetzung der Fließgeschwindigkeit die Schwebstoffe zur Sedimentation zu bringen. Die Ableitung des Teilstroms des Fließgewässers erfolgt über einen speziellen Einströmkopf (siehe Abbildung 74).

Der Einströmkopf kann direkt im Flussbett installiert oder im Bereich von künstlichen Bauwerken fix verankert werden. Da der Einströmkopf sowohl in Fließrichtung als auch auf der entgegengesetzten Seite mit Einströmlöchern versehen ist, wird die Sammlung auch bei einem Verlegen durch z.B. Blätter oder Wurzelwerk nicht beeinträchtigt. Die Einströmöffnungen selbst sind mit einem siebartigen Gewebe ausgestattet, das das Eindringen größerer Sediment- bzw. Geschiebefractionen weitgehend verhindert. An der Einströmöffnung ist ein PTFE - freier Schlauch befestigt, in dem das abgezweigte Flusswasser in eine eigene Auffangvorrichtung eingeleitet wird. Der Schlauchdurchmesser kann frei gewählt werden, in erfolgreich durchgeführten Pilotuntersuchungen hat sich jedoch ein Schlauchdurchmesser von 19 mm (3/4 Zoll) als zielführend herausgestellt, da aufgrund des höheren Durchmessers die Verlegung des Schlauches verhindert werden konnte und die höhere Durchflussmenge dennoch nicht zu groß war.

Abbildung 74: Geöffneter Einströmkopf der Schwebstofffalle und schematische Skizze des Einströmkopfes (aus Umweltbundesamt, 2012).

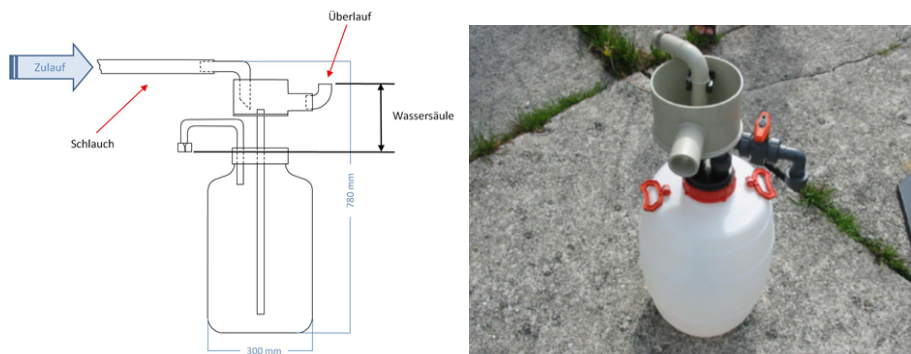


Quelle: Umweltbundesamt (2012)

Der Großteil des in die Auffangvorrichtung der Schwebstofffalle eingeleiteten Flusswassers wird über eine aufsetz- bzw. abmontierbare Überlaufvorrichtung abgeführt. Die Überlaufvorrichtung kann in ihrer Höhe entsprechend verändert werden und bestimmt somit die Mächtigkeit der Wassersäule, die auf den Schwebstoffsammler wirkt. In der Mitte der Auffangvorrichtung ist ein Rohr eingebaut, über das das Flusswasser in das eigentliche Sammelgefäß, einem handelsüblichen Hart-Polyethylen (PE-HD) Rundfass, eingeleitet wird.

In den Schraubverschluss dieses Rundfasses ist ein weiteres Rohr eingebaut, an dessen Ende ein Auslaufhahn montiert ist. Mit dem Auslaufhahn kann die Durchflussmenge definiert werden. Über die Auffangvorrichtung kommt es somit im ca. 30 cm langen Rohr zu einer Reduktion der Fließgeschwindigkeit. Eine Skizze und eine Darstellung des Schwebstoffsammlers zeigt Abbildung 75.

Abbildung 75: Schematische Skizze und Darstellung des Schwebstoffsammlers (aus Umweltbundesamt, 2012).



Quelle: Umweltbundesamt (2012)

Zwar werden bei Schwebstoffsammlern, die auf dem Prinzip der gravimetrischen Abtrennung basieren, die feinen Schwebstoffpartikel mit geringerer Dichte weniger gut getrennt als grobkörnige Schwebstoffanteile, was eine schlechte Sammeleffizienz zwischen 20 und 40% zur Folge hat. Bedingt durch die Höhe des Schwebstoffsammlers im Verhältnis zur Fließgeschwindigkeit konnten diese Schwebstoffverluste aber minimiert werden. Außerdem wird durch dieses System die Koagulation, also die Zusammenballung von Schwebstoffteilchen, begünstigt, wodurch eine Sammelrate von bis zu 70% erreicht werden kann. Im Zuge von Untersuchungen in der Donau lag die Sammeleffizienz der Schwebstofffalle im Mittel bei 50% (Umweltbundesamt, 2012).

Es wurden Schwebstoffproben für unterschiedliche Abflusssituationen generiert:

- Gezielte Probenahme bei Hochwasser (HW)-Ereignissen. Als HW wurde ein Ereignis mit starker Schwebstoffmobilisierung und somit hohem Schwebstofftransport bezeichnet. Eine Möglichkeit der gezielten Probenahme von Hochwasserereignissen bietet die höhenverstellbare Installation des Einströmkopfes (Beispiel Pram). Da es bei Hochwasserereignissen jedoch häufig zu Verstopfungen des Einlaufschlauches kam, wurden darüber hinaus die an Pram und Mattig installierten Feststoffsammler genutzt. Dabei handelt es sich um isolierte Edelstahl tanks an hydrologischen Pegeln, die

über eine vom Pegelsignal geregelte Pumpe abflussproportionale Proben generiert. Über einen Regelanfangs- und Endwert kann darüber hinaus eine gezielte Beprobung von Hochwässern durchgeführt werden, da sich der Pumpvorgang erst bei Überschreiten dieses Wertes initialisiert und bei Unterschreitung wieder stoppt. Eine andere Möglichkeit ist die gezielte Ansteuerung der Pumpen in Abhängigkeit von Abfluss bzw. Trübung und Trübungssteigung. So erfolgte die gezielte Hochwasserbeprobung an der Raab, der Wulka und im HOAL mittels gesteuerter Probenehmer (24x500ml Flaschen) aus denen eine Mischprobe erstellt wurde. Die Steuerung der Probenehmer erfolgte dabei über den Pegelstand bzw. Trübungssteigung.

- Kontinuierliche Sammlung der Schwebstoffe und monatliche Entleerung des Feststoffsammlers. Diese Teilproben wurden zu einer kumulierten Mischprobe aggregiert.

Bei der monatlichen Entleerung der Feststoffsammler wurden die Fässer ausgetauscht. Ausnahmen bildeten der Birkengraben und die Dornbirnerach. Dort erfolgte die Abtrennung der Schwebstoffe im Umweltinstitut und die eingedickte Probe wurde zur weiteren Bearbeitung an das UBA geschickt. Der gesammelte Schwebstoff am Reichramingbach wurde vor Ort komplett in ein geeignetes Gebinde umgefüllt, da ein Austausch des Fasses dort nicht möglich war.

Zur Abtrennung der Schwebstoffe wurden die Fässer stehen gelassen, um die Sedimentation zu ermöglichen. Die Länge der Absetzphase war gebietsabhängig von der Zusammensetzung der gesammelten Schwebstoffe. Nach Absetzen wurde der Überstand dekantiert. Diese "eingedickte" Probe wurde an das UBA übermittelt und lyophilisiert. Dabei wurde die Trockenmasse bestimmt. Nach der Lyophilisierung wurde eine Teilprobe der an die TU Wien zur Bestimmung der Nährstoffe, der organischen Trockenmasse und des CSB/TOC übermittelt.

Die lyophilisierten monatlichen Teilproben wurden gesammelt und nach Abschluss der Probenahmen zu einer Mischprobe aggregiert.

7.2.2 Schwebstoffprobenahmen in den Untersuchungsgebieten

In allen neun Untersuchungsgebieten wurden Schwebstoffe bei unterschiedlichen Abflusssituationen gesammelt, wobei bei allen Probenahmestellen die zuvor beschriebene Schwebstofffalle verwendet wurde. Nachfolgend sind die Probenahmestellen kurz beschrieben:

- Pram:** Eine geeignete Stelle mit ausreichend Gefälle wurde im Stadtgebiet von Riedau gefunden und der Feststoffsammler installiert. Dazu wurden Gewindestangen auf eine Betonplatte geschraubt und diese im Uferbereich versenkt. Die Betonplatte wurde zusätzlich mit Steinen gesichert, wobei aber eine Verschleppung bei HW zu befürchten ist. Für eine Verankerung an der Sohle ist derzeit der Wasserstand zu hoch. Die Gewindestangen erlauben die Höhenverstellung des Einlaufs und somit eine gezielte Beprobung von HW-Ereignissen. Eine solche gezielte Beprobung eines Hochwassers konnte umgesetzt werden. Anzumerken ist aber, dass der Einlaufstutzen bei starker Wasserführung verschleppt wird.

Wegen der Gefahr des Einfrierens wurde der Schwebstoffsammler im Dezember außer Betrieb genommen.

Unterhalb der Messstelle (ca. 300 m) wurde in Rahmen des Projektes „grenzüberschreitende Betrachtungen des Inn-Salzach Einzugsgebietes“ ein weiterer Feststoffsammler anderer Bauart eingebaut, so dass hier auch methodische Vergleiche möglich sind. Der Pegel Riedau bietet zudem Informationen über aktuelle Wasserstände (<http://hydro.ooe.gv.at/#2810>).



Gefällestrecke und Montage der Probenahmeverrichtung an der Pram © Umweltbundesamt/Oliver Gabriel

- HOAL/Petzenkirchen:** Der Feststoffsammler und der Probenehmer wurden am Gebietsauslass installiert, wo kontinuierliche Daten über u.a. Durchfluss und Trübung vorhanden sind. Da kein ausreichendes Gefälle gegeben ist, war es erforderlich zu pumpen. Es wurde eine handelsübliche Tauchpumpe mit einer maximalen Fördermenge von 6.000 l/h, einer maximalen Förderhöhe von 5 m, einem Maximaldruck von 0,5 bar und einer maximaler Ansaughöhe von 7 m installiert. Zum Schutz der Pumpe vor größeren Partikeln wurde ein Netz um den Einlauf der Pumpe befestigt. Der Überlauf wird mit 500 ml/s angeströmt. Die Steuerung der Pumpe für die gezielte Probenahme bei Hochwasser erfolgt über den Wasserstand. Der Probenehmer für die gezielte Hochwasserbeprobung wird über den Wasserpegel gesteuert.
- Mattig:** An der Mattig (Pegel Jahrsdorf) finden derzeit umfangreiche Bauarbeiten statt. Daher wurde eine Ausweichstelle für den Feststoffsammler gesucht. Der Feststoffsammler wurde oberhalb Jahrsdorf auf Höhe der Ortschaft Biburg installiert. Die Schwebstoffsammlung ist seit August 2016 in Betrieb. Schwierigkeiten ergaben sich aufgrund der Schlauchführung. So wurde der Schlauch über eine Böschung geführt und

tendierte zur Verstopfung. Bei der Probenahme im Dezember waren sowohl Einlaufvorrichtung als auch Schlauch eingefroren. Zur Vermeidung von Schäden aufgrund Einfrierens wurde der Schwebstoffsammler im Dezember außer Betrieb genommen und Anfang März wieder eingesetzt. Aufgrund neuerlicher Probleme mit Verstopfungen des Zulaufschlauches bei Hochwasserereignissen wurde der Probenehmer Anfang April abgebaut.

- Auch an der **Mattig** wurde in Rahmen des Projektes „Grenzüberschreitende Betrachtungen des Inn-Salzach Einzugsgebietes“ ein weiterer Feststoffsammler anderer Bauart eingebaut, so dass auch hier Vergleichsmöglichkeiten bestehen (etwa Erfassung der Korngrößenverteilung). Der Pegel Jahrsdorf bietet Informationen über aktuelle Wasserstände (<http://hydro.ooe.gv.at/#2370>).
- **Birkengraben:** Die Probenahmestelle lag oberhalb des Pumpwerks Erlach in Hard. Da das Gefälle nicht ausreichte, wurde das Wasser mit einer Kreiselpumpe gepumpt. Im Nahbereich befindet sich ein Siedlungsgebiet. Daher musste ein entsprechender Schallschutz konstruiert werden. Um ein Einfrieren des Zuleitungsschlauchs zu verhindern, wurde eine Isolierung aus handelsüblichem geschäumtem Heizrohrisolationsmaterial angebracht.

Öztaler Ache: Der Feststoffsammler an der Öztaler Ach befand sich knapp 30 m oberhalb der Pegelmessstelle Brunau an einem alten Wehr. Der Einströmkopf wurde oberhalb des Wehrs an einem Felsen befestigt. Das Fass befindet sich unterhalb des Wehrs direkt am Gemäuer. Der Höhenunterschied von Einströmkopf zu Überlauf beträgt zwei Meter und ist somit für die Beschickung des Schwebstoffsammlers ausreichend. Für Niederwassersituationen im Winter muss der Einströmkopf niedriger montiert werden, da in Niederwassersituationen der Wasserstand unterhalb des Einströmkopfes sinkt. Die Betreuung der Probenahmestelle erfolgte durch das Land Tirol. Die Sammelfässer werden regelmäßig getauscht und an die TU Wien geschickt. Laut dem hydrographischen Dienst Tirol, kam es bedingt durch den niedrigen Wasserstand zu Ablagerungen von Sedimenten im Schlauch. Der Schlauch wurde gekürzt und somit der verstopfte Teil entfernt.

Im Zeitraum von November bis Februar 2017 war der Feststoffsammler an der Öztaler Ache vollständig eingefroren, sodass ein Fasswechsel nicht ohne Beschädigung möglich war. In diesem Zeitraum wurden daher keine Schwebstoffproben gesammelt.



Lage des Einstromkopfes und des Schwebstoffsammlers an der Öztaler Ache © TU Wien/Ottavia Zoboli.

- **Reichramingbach:** Ursprünglich sollte der am Messwehr im Zöbelgraben am Zöbelboden installierte Feststoffsammler eingesetzt werden. Aufgrund von Erfahrungen ist dort mit einem Schwebstoffaufkommen von rund 4 g/Monat zu rechnen. Daher wurde der Feststoffsammler weiter nach unten an den Reichramingbach versetzt. Dort ist der Schwebstoffanfall größer, das EZG definiert und in Übereinstimmung mit dem abgegrenzten Teil-EZG sowie ein Pegel verfügbar. Die dominante Landnutzung ist Wald. Zwar wäre unterhalb der Station Reichraming des Hydrografischen Dienstes ausreichend Gefälle vorhanden, um einen Feststoffsammler zu installieren, da der Uferbereich jedoch nicht gefahrlos zugänglich ist, wurde der Sammler ca. 500 m flussaufwärts im Bereich des Fischaufstiegs beim Kleinwasserkraftwerk Schallau installiert.
- **Raab:** Der Feststoffsammler war an eine bereits in Betrieb befindliche Pumpe angeschlossen und das Fass konnte innerhalb einer von der TU Wien betriebenen Messstation aufgebaut werden, welche sich direkt am Wasserkraftwerk Neumarkt befindet. Die Steuerung zur gezielten Hochwasserbeprobung erfolgte über die Trübungsteigung womit eine uniforme Probenahme über die gesamte Dauer des Ereignisses möglich ist. Der Überlauf wird mit 170 ml/s angeströmt.
- **Wulka:** Die Entnahme der Schwebstoff- und der Wasserproben erfolgte bei der existierenden und vom Amt der Burgenländischen Landesregierung betriebenen Wassergütemessstelle in Schützen am Gebirge. Der Schwebstoffsammler war erst ab 17.10.2016 in Betrieb, da erst der Überlauf hergestellt werden musste. Da kein ausreichendes Gefälle gegeben ist, war es erforderlich zu pumpen. Es wurde eine handelsübliche Saugpumpe mit einer maximalen Fördermenge von 3200 l/h und einer maximalen Förderhöhe von 38 m, in der Hütte der Messstelle installiert. Die Steuerung des Probennehmers für die gezielte Hochwasserbeprobung erfolgte analog ab einem Pegelstand von 160 cm.
- **Dornbirnerach:** Die Probenahmestelle lag bei der Messstation Lauterach. Bis zum Jahr 2004 war dort ein Probenahmegerät installiert. Der vorhandene Ansaugschlauch und die vorhandene Kreiselpumpe konnten bei Projektstart verwendet werden. Die gesamte Installation war im Pegelhaus untergebracht. Ab dem 9.1.2017 war an der Probenahmestelle an der Dornbirnerach wegen Einfrierens des Zuleitungsschlauchs

keine Probenahme mehr möglich. Nach Ende der Frostphase wurde auch hier eine Isolierung wie beim Birkengraben angebracht. Ab dem 9.2.2017 konnte wegen eines Totalausfalls der Pumpe keine Schwebstoffbeprobung mehr durchgeführt werden. Als Ersatz wurde eine drehzahlgesteuerte Schlauchpumpe in Trockenläuferausführung angeschafft. Auch der Zulaufschlauch musste ausgetauscht werden. Am 21.3.2017 erfolgte die Wiederinbetriebnahme der Probenahmestelle.

Für die Erfassung der Schwebstoffgehalte wurde eine kontinuierlich aufzeichnende Trübungssonde installiert. Damit ein Bezug zu den Schwebstoffen möglich wird, erfolgte wöchentlich die Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe in einer Stichprobe.

7.3 Bodenproben

7.3.1 Beschreibung der Probenahmen

In jedem Untersuchungsgebiet wurden zwei Proben der dominanten Landnutzung gezogen. Ziel in den Kalibrierungsgebieten war, die für sie typische Landnutzung (Ackerland; Grünland; Wald/Offene Fläche) mit den Bodenproben möglichst repräsentativ zu erfassen, um für spezifische Bedingungen Kennwerte im Boden zu erhalten. Entsprechend wurden die Bodenproben in der typischen Landnutzung im Einzugsgebiet entnommen. Zusätzlich wurde darauf geachtet, möglichst Bodenproben bei den dominanten Bodentypen zu entnehmen.

In den Kalibrierungsgebieten für Grünland und Acker wurden an 15 Standorten (Feldstücken) aus jeweils 2 Einstichen Mischproben des mineralischen Oberbodens erstellt. Im Kalibrierungsgebiet für Wald wurde an 15 Standorten der Auflagehumus mittels Stechrahmen beprobt. Die Probenahmestandorte wurden möglichst gleichmäßig auf die verschiedenen Regionen im Einzugsgebiet (z.B: Oberlauf; Mittellauf; Unterlauf) verteilt. Die 15 Mischproben aus den unterschiedlichen Standorten eines EZG wurden anschließend zu einer Mischprobe vereint.

In den Validierungsgebieten erfolgte die Probenahme nach dem gleichen Schema wie in den Kalibrierungsgebieten. Da die Validierungsgebiete durch eine vielfältige Landnutzung geprägt sind, wurde für jedes dieser Gebiete eine Nutzungsart gewählt und die Bodenproben aus entsprechenden Flächen generiert. So wurden im Validierungsgebiet Dornbirnerach Bodenproben im Wald gezogen, im Validierungsgebiet Raab im Grünland und im Validierungsgebiet Wulka wurden Ackerbodenproben genommen.

Die pro Validierungs- und Kalibrierungsgebiet aufliegenden 15 Mischproben wurden im Gelände zusammengefügt und homogenisiert. Die Sammlung erfolgte in großen Gläsern

oder mithilfe einer Kunststoffschale und eine geeignete Mischprobenmenge (Feuchtgewicht) wurde möglichst schnell in ein Rex Glas überführt. Die Proben wurden im Umweltbundesamt lyophilisiert und für die Analyse vorbereitet.

Die Feldstücke/Probenahmepunkte wurden mittels GPS verortet. Die beprobten Feldstücke mussten nicht in Gewässernähe liegen.

Die Probenahmen erfolgten bei Ackerstandorten über eine Tiefe von 0-30 cm (Pflughorizont) und bei Grünland über eine Tiefe von 0-10 cm. Bei Grünland wurde darauf geachtet, dass die Grasnarbe nicht mitbeprobte wurde und gegebenenfalls wurden Wurzeln bei der Homogenisierung der Probe vorsichtig entfernt. Geeignete Probenahmegeräte für Acker- und Grünland sind Rillenbohrer (Typ Edelman/Schärpe), Pürckhauer oder Grassodenstecher (nur für Grünland geeignet).

Bei den Waldprobenahmen wurde ausschließlich der Auflagehumus berücksichtigt und dessen Mächtigkeit dokumentiert. Für die Beprobung der Waldstandorte wurde ein Stechrahmen mit definierter Fläche (z.B. 25 x 25 cm) verwendet. Bei der Beprobung wird der Stechrahmen bis zur Mineralbodenoberkante eingeschlagen und der gesamte Auflagehumus innerhalb des Rahmens entnommen. Frisches unzersetztes Laub oder Nadeln wurden vorab oberflächlich entfernt und nicht mitbeprobte. Bei der Auswahl der Probenahmestandorte sollten Extremlagen (Profil/Exposition/Bodennässe) und Holzreste, Wurzeln oder Steine soweit möglich vermieden werden.

7.3.2 Bodenprobenahmen in den Untersuchungsgebieten

In allen neun Untersuchungsgebieten wurden Bodenproben gesammelt. Nachfolgend sind diese Probenahmen kurz beschrieben:

- **Pram:** Das Einzugsgebiet der Pram ist durch Ackerland geprägt. Es dominieren Pseudogleyböden und Braunerde. Die Probenahmen fanden am 16.11.2016 und am 11.05.2017 im Oberlauf der Pram südlich von Riedau statt. An fünf zuvor festgelegten Schwerpunktgebieten wurden jeweils dreimal zwei Proben mittels Rillenbohrer entnommen. Die Bedingungen an den Probenahmestandorten wurden protokolliert. Über GPS fand eine räumliche Verortung der Standorte statt. Die Proben wurden mittels Rillenbohrer über eine Tiefe von 0-15 cm entnommen und in eine Kunststoffwanne überführt. Nachdem alle Proben in die Wanne überführt worden sind, wurden die Proben homogenisiert und eine repräsentative Teilprobe in ein Rex-Glas überführt und in das Labor des Umweltbundesamtes verbracht.

- HOAL/Petzenkirchen:** Der vorherrschende Bodentyp im stark landwirtschaftlich geprägten HOAL ist mit rund 56% die Braunerde. Entsprechend der Beeinflussung durch Grundwasser, Staunässe und Erosion bestehen die weiteren Bodentypen aus Pseudogley (21%), Kollivisol (16,5%), Gley (5,6%) und zu geringfügigem Anteil auch Niedermoor (0,3%). Die Probenahmen wurden am 08.11.2016 und am 20.03.2017 durchgeführt. Auf Grund der geringen Größe und damit guten Begehrbarkeit des Einzugsgebiets wurde an 30 unterschiedlichen Entnahmepunkten Acker-proben bezogen. Die Entnahmepunkte wurden anteilig des Vorkommens der vorherrschenden Bodentypen ausgewählt. Entsprechend wurden 16 Proben des Bodentyps Braunerde, 6 Proben des Bodentyps Pseudogley und jeweils vier Proben des Bodentypes Kollivisol und Gley entnommen. Die Probenahmen erfolgten mit dem Pürkhauer. Jeweils 15 Bodenproben wurden direkt in Glasbehälter (Rex-Gläser) gegeben. Im Labor der Technischen Universität wurde die Mischprobe aus allen 30 Teilproben erstellt und weiter an das Labor des Umweltbundesamtes geleitet.
- Mattig:** Das Einzugsgebiet der Mattig wird von Grünland und von Wald (Zubringer Schwemmbach: östlicher Anteil des Einzugsgebiets) dominiert. Der vorherrschende Bodentyp unter landwirtschaftlicher Nutzung ist gemäß der digitalen Bodenkarte eBOD (www.bfw.ac.at/ebod) Braunerde. Für die Probenahmen wurden anhand der Karteninformationen vorab fünf Bereiche im Einzugsgebiet ausgewählt, in deren Umfeld Braunerde und Grasland dominieren. In diesen Bereichen wurden an jeweils drei verschiedenen Feldstücken mit Grünlandnutzung jeweils eine Probe genommen (15.11.2016 sowie 10.05.2017). In den weiter nördlich gelegenen Bereichen um Mattighofen und St. Georgen lagen jeweils zwei Probenahmestellen an den Rändern des Einzugsgebietes. Aufgrund der räumlichen Nähe ist mit keiner Verfälschung der Ergebnisse zu rechnen. Für die Probenahmen wurde ein Rillenbohrer verwendet. Die Probenahmestellen wurden mit GPS verortet. Jede Probe wurde protokolliert. Die definierten Probenmengen aus 0-10 cm Tiefe wurden in eine Feststoffwanne überführt und dort homogenisiert. Etwa 800 Gramm Bodenprobe wurde abschließend in ein Rexglas überführt und an das Labor am UBA weitergegeben. Aufgrund der zeitlichen Regelungen des Aufbringungsverbot es von Dünger im Aktionsprogramm Nitrat konnte vielerorts am 15.11.2016 eine zeitnahe Gülleausbringung festgestellt werden. Bei Probenahme auf Feldstücken, die einer solchen Gülleausbringung offensichtlich unterlagen, wurde darauf geachtet nicht direkt betroffene Bereiche zu beproben.
- Birkengraben:** Da sich das Einzugsgebiet des Birkengrabens im Lauteracherried befindet, sind die vorherrschenden Bodentypen Moor, Gley und Auboden. Das prägende Bindeglied dieser Böden während ihrer Entstehung und Entwicklung war das Wasser. Deshalb zählen sie auch zu den hydromorphen Böden. Um diese Riedböden landwirtschaftlich nutzbar zu machen, wurden Entwässerungsgräben quer durch das Ried gezogen. Dieses großteils anthropogen geschaffene Entwässerungsgrabennetz

stellt das Einzugsgebiet des Birkengrabens dar. Die primäre Nutzung der ehemaligen Riedflächen ist die Grünlandwirtschaft. Neben intensivem Grünland mit oder ohne Laubbäumen gibt es auch weniger intensive Wiesen und an sehr nassen Standorten kommen auch noch Streuwiesen vor. Teilweise werden die Flächen von Rindern, Pferden oder Schafen beweidet. Die ackerbauliche Nutzung beschränkt sich auf ein paar vereinzelte Schläge im Nordosten des EZG. Sowohl bei der Herbstprobenahme am 21.11.2016 sowie bei der Frühjahrsprobenahme am 12.03.2017 wurden an den 15 ausgewählten Grünlandstandorten Bodenproben gezogen. Mittels Grassodenprobenahmegerät wurden je Standort zwei Einzeleinstiche nebeneinander gemacht. Die Entnahmetiefe lag entsprechend ÖNORM L 1056 (Probenahme von Dauergrünland) bei 0 bis 10 cm. Alle 30 Einzeleinstiche wurden gemeinsam in einem Gefrierbeutel gesammelt und im Labor gekühlt gelagert. Vor der Probenteilung erfolgte eine Homogenisierung des Probenmaterials von Hand. Dabei wurde oberirdisches Blattmaterial, dichtes Wurzelgeflecht und Grobskelett vorsichtig abgetrennt. Im Anschluss wurde die Mischprobe in zwei Teile geteilt, wovon ein Teil als frische Probe an das Umweltbundesamt geschickt wurde, der andere Teil wurde am Umweltinstitut lyophilisiert und als Rückstellprobe archiviert. Die beprobten Böden zeigten allesamt eine sehr dunkle Färbung, was auf einen hohen Anteil an organischer Substanz hinweist.

- **Ötztaler Ach:** Die Talsohle im Auenbereich der Ötztaler Ach ist durch kalkhaltigen grauen Auboden aus feinem bzw. groben Schwemmmaterial charakterisiert. Im Randbereich der Auen liegen entwässertes, kalkfreier Gley als auch entwässertes kalkfreies Anmoor vor. Neben kalkfreier Lockersediment-Braunerde ist Ranker der vorherrschende Bodentyp an leicht bis starken Steilhängen und Schwemmfächer bzw. –kegeln. In den ebenen bis schwach geneigten Terrassen der Ötztaler Ach liegen sowohl kalkhaltige als auch kalkfreie Gebirgsschwarzerde vor. Geologisch liegt das EZG auf Paragneis, Glimmerschiefer und Amphibolit. Auf Grund der beschränkten Zugänglichkeit des Oberlaufs der Ötztaler Ach konzentrierte sich die Beprobung des Waldbodens auf den Mittel- und Unterlauf. Insgesamt sechs Standorte (2 im Unterlauf und 4 im Mittellauf) wurden mit jeweils fünf Proben mit einigen Metern Abstand zueinander beprobt, wobei der Waldboden in einem Rahmen von 30 cm entnommen wurde. Die entnommene Humustiefe variierte auf Grund des Untergrundes stark. Sofern es möglich war, wurde eine Humustiefe bis zu 5-10 cm entnommen. An Standorten mit steinigem oder stark verwurzelttem Untergrund konnte nur eine oberflächlich abgelagerte Humusschicht beprobt werden. Die Proben wurden mengenproportional vermischt, wobei oberflächlich aufliegendes, abgestorbenes organisches Material; weitgehend unveränderte Blatt- bzw. Nadelstreu als auch Schnee vor der Probenahme entfernt wurden. Die Probenahmen im Einzugsgebiet der Ötztaler Ach fanden im November 2017 (11/12.11.2017) und im August 2018 (28.8.2018) statt.

- Reichramingbach:** Der Raichramingbach repräsentiert ein waldiges Einzugsgebiet, das durch ein steiles, großteils unerschlossenes Terrain mit Mischwald- aber insbesondere mit Nadelwaldbewuchs charakterisiert ist. Der vorherrschende Boden in diesem Einzugsgebiet ist Waldboden. Aufgrund der schlechten Witterungsbedingungen und durch die geringe Erschließung des Gebietes konzentrieren sich die Standorte der Bodenbeprobung auf den nördlichen, von Straßen und Forstwegen erschlossenen Bereich des Unterlaufes. Eine Probenahme in den höher gelegenen Bereichen des Einzugsgebiets würde zu einem sehr hohen zeitlichen Aufwand führen und wurde daher verworfen. Bei der Probenahme am 17.11.2016 und der Wiederholung der Probenahme am 11.05.2017 wurde jedoch darauf geachtet, dass keine genutzten Böden beprobt wurden. Da keine Stechrahmen für die Probenahme zur Verfügung stand, wurde ein 25 cm x 25 cm großes Stück mit Hilfe von Schaufeln bis zum mineralischen Untergrund beprobt (meist innerhalb 0-5 cm Tiefe). Bei der Probenahme von Waldböden unterschiedlicher Mächtigkeit wurde darauf geachtet, dass eine mengenproportionale Probenahme weitgehend gewährleistet blieb. Die Anteile der 15x2 Einzelproben wurden in eine große Kunststoffwanne überführt, homogenisiert, ca. 800 Gramm in ein Rexglas überführt und an das Labor im UBA übergeben.
- Raab:** Vorherrschende Bodentypen im Raum der Raab entlang des Raabtals und deren Zuläufe sind Auboden (3%) und Gley (7%), während im restlichen Einzugsgebiet Braunerde (17%), untypische Bodenarten (5%), Bodenformkomplexe (18%) und Pseudogley (4%) räumlich inhomogen verteilt sind. Vereinzelt liegen auch Rendsina und Ranker (1%) als auch Reliktboden (1%) vor. Die Prozentwerte in den Klammern geben den relativen Anteil der einzelnen Bodentypen bezogen auf die Einzugsgebietsgröße wieder. Der Unterlauf der Raab liegt auf Phyllit, Schiefer Grauwacker als auch Glimmerschiefer und Paragneis. Der Mittellauf liegt größtenteils auf Glimmerschiefer und Paragneis, wobei es hin zum Oberlauf zu einer Abgrenzung durch Grünschiefer kommt. Der Oberlauf der Raab liegt auf einer Mischung verschiedener Festgesteine wie Marmor, Phyllit, Schiefer, Grauwacke, Glimmerschiefer und Paragneis. Am 13.12.2016 und am 29.03.2017 wurden 15 Standorte mit jeweils zwei Bodenproben mittels des Pürkhauers bis zu einer Tiefe von 15 cm beprobt. Die Auswahl der Entnahmepunkte basierte auf Zugänglichkeit und Vorkommen von Grünlandflächen. Da im Oberlauf und Mittellauf mehr Grünlandflächen vorliegen wurden dort jeweils sechs Standorte und im Unterlauf drei Grünlandflächen beprobt. Dabei wurde oberirdisches Blattmaterial entfernt und die Proben in einen Glasbehälter (Rex-Glas) gegeben.
- Wulka:** Vorherrschende Bodentypen im Einzugsgebiet der Wulka sind die Schwarzerde mit knapp 40% Flächenanteil am EZG sowie Braunerde mit rund 10% Flächenanteil. Deutlich weniger verbreitet sind untypischer Boden (4%), Au- (3%), Roh- (2%) und Reliktboden (1%) sowie Gley (1%), Rendsina und Ranker (1%), Salzboden (1%) und Pseudogley (1%). Geologisch gesehen liegt das östliche Einzugsgebiet der Wulka auf

Paragneis und Glimmerschiefer während der westliche Bereich des EZG auch auf Phyllit und Phyllonit liegt. Die Beprobungen der Ackerböden fanden am 15.11.2016 und am 22.03.2017 statt. Auf Grund der geringen Größe und der damit verbundenen guten Begebarkeit des Einzugsgebiets wurden an 30 unterschiedlichen Entnahmepunkten Ackerproben bezogen. Die Auswahl der Entnahmepunkte wurde annähernd anteilig zum Vorkommen des Bodentyps festgelegt. So wurden an 17 Entnahmestellen Schwarzerdeproben, an fünf Entnahmestellen, Braunerdeproben, an drei Entnahmestellen Aubodenproben, an zwei Entnahmestellen Pseudogleyproben entnommen und an jeweils einer Entnahmestelle untypischer Boden, Rohboden und Gley beprobt. Die Probenahme erfolgte mit dem Pürkhauer. Jeweils 15 Bodenproben wurden direkt in Glasbehälter (Rex-Gläser) gegeben. Im Labor der Technischen Universität wurden die Bodenproben homogenisiert, eine Mischprobe wurde erstellt und weitergeleitet an das Labor des Umweltbundesamtes.

- **Dornbirnerach:** Wald ist die vorherrschende Landnutzung im Einzugsgebiet der Dornbirnerach und dominiert vor allem den oberen Bereich des Einzugsgebietes. Der Wald endet mit Beginn des Rheintals. Waldstandorte sind hauptsächlich auf den hangigen Lagen links und rechts der Zubringerflüsse zu finden. In höheren Lagen des EZG sind Buchen-, Tannen- und Fichtenmischwälder vorherrschend. Daneben wachsen im oberen EZG reine Fichtenwälder sowie Tannen-Fichtenwälder. Je geringer die mittlere Höhe, desto höher wird der Laubbaumanteil. So sind im Randbereich zum Rheintal reine Buchenwälder die vorherrschende Waldgesellschaft. Geologisch gesehen liegt das EZG der Dornbirnerach auf Flysch, das zum größten Teil aus Sedimentablagerungen aus dem Helvetikum stammt. Gegen Norden hin hat es noch Anteile an der Molassezone. Das Helvetikum zeichnet sich durch seine unterschiedlichen Sedimentgesteine (Kalkstein, Mergelstein und Mergel) aus. Die Beprobung des Einzugsgebietes der Dornbirnerach musste sowohl im Herbst als auch im Frühling an zwei Tagen durchgeführt werden, da zum einen die Probenahmepunkte weit auseinander liegen und zum anderen die Probenahme mittels Stechrahmen vergleichsweise zweitaufwendig ist. Bei der Probenahme wurde der L-Horizont (oberflächlich aufliegendes, abgestorbenes organisches Material; weitgehend unveränderte Blatt- bzw. Nadelstreu) verworfen, da meist sehr viele Äste, Zapfen und Buchenlaub dabei waren. Während der Probenahme wurde die Mächtigkeit des Auflagehumus dokumentiert. Weiters wurde vor Ort aus der homogenisierten Humusprobe ein definierter Anteil separiert und der Mischprobe beigefügt. Die Mischprobe des Auflagehumus wurde im Labor gekühlt gelagert und vor der Probenteilung homogenisiert. Es erfolgte eine Teilung des frischen, homogenisierten Probenmaterials. Etwa 900 g wurden in ein Rex Glas gefüllt und an das Umweltbundesamt versandt. Eine zweite Teilprobe wurde im Umweltinstitut lyophilisiert und als Rückstellprobe archiviert.



Waldbodenprobenahme mittels 25 x 25 cm Stechrahmen ©Umweltinstitut Vorarlberg/Monika Humer

7.4 Analysergebnisse

7.4.1 Deposition

Tabelle 30: Ergebnisse [$\mu\text{g/L}$] der Analysen in den Depositionsproben für Metalle und polybromierte Diphenylether (BDE 28...2,4,4'-Tribromdiphenylether, BDE 47...2,2',4,4'-Tetrabromdiphenylether, BDE 99...2,2',4,4',5-Pentabromdiphenylether, BDE 100...2,2',4,4',6-Pentabromdiphenylether, BDE 153...2,2',4,4',5,5'-Hexabromdiphenylether, BDE 154...2,2',4,4',5,6'-Hexabromdiphenylether).

Labor-ID	Bezeichnung	Metalle [$\mu\text{g/L}$]						Polybromierte Diphenylether [$\mu\text{g/L}$]					
		Quecksilber	Cadmium	Blei	Nickel	Kupfer	Zink	BDE 28	BDE 47	BDE 99	BDE 100	BDE 153	BDE 154
	BG	0,00010	0,00010	0,010	0,010	0,01	0,01	0,00010	0,00010	0,00010	0,00010	0,00010	0,00010
	NG	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1608 05171	Niederabsdorf	0,021	0,081	5,0	1,7	20	4.000	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1608 05172	Braunau	0,015	0,57	3,0	0,65	18	6.700	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1608 05173	Achenkirch	0,013	0,035	3,9	1,8	9,2	73	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1608 05174	Längenfeld	0,022	0,27	190	4,4	140	9.500	<BG	<BG	0,00012	<BG	<BG	<BG
1608 05175	Schoppernau	0,011	0,071	12	0,69	17	6.400	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1608 05176	Wagna Lysimeterstation	0,017	0,075	2,0	53	11	2.400	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1608 05177	Gößl	0,016	0,20	5,0	0,61	19	6.400	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG

Labor-ID	Bezeichnung	Metalle [µg/L]						Polybromierte Diphenylether [µg/L]					
		Quecksilber	Cadmium	Blei	Nickel	Kupfer	Zink	BDE 28	BDE 47	BDE 99	BDE 100	BDE 153	BDE 154
1608 05178	Preitenegg	0,022	0,30	9,0	0,67	12	10.000	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1608 05179	Villacher Alpe	0,016	0,50	22	0,62	26	5.900	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1609 05379	Zöbelboden	0,011	0,035	0,5	22	8,2	44	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1609 05380	Wien	0,019	0,090	2,5	1	14	130	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1609 05495	Ottenstein	0,018	0,14	83	0,76	26	8.600	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1609 05682	Moosbrunn	0,016	0,12	3,0	1	19	5.700	-	-	-	-	-	-
1610 06087	Sonnblick	0,0062	0,020	0,40	0,35	3,8	45	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1703 01102	Graz	0,033	0,041	1,5	0,44	4,8	70	<BG	0,00028	<BG	<BG	<BG	<BG
1707 03616	Bregenz	0,011	0,021	1,4	0,64	12	34	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1710 05232	HOAL	0,019	0,028	0,40	1,3	6,7	46	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG

Tabelle 31: Ergebnisse [µg/L] der Analysen in den Depositionsproben für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe PAK (NAP...Naphthalin, ACE...Acenaphthen, ACY...Acenaphthylen, FLN...Fluoren, ANT...Anthracen, PHE...Phenanthren, FLU...Fluoranthen, PYR...Pyren, BaA...Benzo(a)anthracen, CRY...Chrysen, BbF...Benzo(b)fluoranthen, BkF...Benzo(k)fluoranthen).

Labor-ID	Bezeichnung	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe [µg/L]											
		NAP	ACE	ACY	FLN	ANT	PHE	FLU	PYR	BaA	CRY	BbF	BkF
	BG	0,0020	0,00050	0,0015	0,00050	0,0010	0,00050	0,0010	0,00050	0,0012	0,0010	0,0011	0,0011

Labor-ID	Bezeichnung	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe [µg/L]											
		NAP	ACE	ACY	FLN	ANT	PHE	FLU	PYR	BaA	CRY	BbF	BkF
	NG	0,0010	0,00025	0,00075	0,00025	0,00050	0,00025	0,00050	0,00025	0,00060	0,00050	0,00055	0,00055
1608 05171	Niederabsdorf	0,0096	0,00063	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	0,00059	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1608 05172	Braunau	0,023	<BG	n.n.	0,00053	n.n.	0,00083	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1608 05173	Achenkirch	0,0051	<BG	n.n.	0,00055	n.n.	0,0020	0,0012	0,00084	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1608 05174	Längenfeld	0,0039	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	0,00061	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1608 05175	Schopernau	0,012	<BG	n.n.	<BG	n.n.	0,00056	n.n.	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1608 05176	Wagna Lysimeterstation	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1608 05177	Gößl	0,018	0,00075	0,0022	0,00064	0,0011	0,0014	0,0070	0,0069	0,0089	0,0092	0,0098	0,0050
1608 05178	Preitenegg	0,019	<BG	n.n.	<BG	<BG	0,00054	<BG	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1608 05179	Villacher Alpe	0,0061	0,00067	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1609 05379	Zöbelboden	0,018	0,0036	n.n.	0,0033	n.n.	0,0070	<BG	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1609 05380	Wien	0,012	0,0021	n.n.	0,0036	n.n.	0,014	0,0041	0,0033	0,0012	0,0018	0,002	<BG
1609 05495	Ottenstein	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1609 05682	Moosbrunn	0,0033	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1610 06087	Sonnblick	0,028	0,0042	<BG	0,0040	<BG	0,014	0,0015	0,00071	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1703 01102	Graz	0,0053	0,00096	n.n.	0,0020	n.n.	0,0078	0,0024	0,0017	<BG	0,0013	0,0012	<BG
1707 03616	Bregenz	0,0067	<BG	n.n.	0,0019	n.n.	0,0036	<BG	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1710 05232	HOAL	0,0094	0,0031	n.n.	0,0025	n.n.	0,0060	0,0015	0,00098	n.n.	n.n.	0,0017	0,0012

Tabelle 32: Ergebnisse [$\mu\text{g/L}$] der Analysen in den Depositionsproben für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe PAK (BaP...Benzo(a)pyren, DA...Dibenzo(a,h)anthracen, BP...Benzo(g,h,i)perylen, IP...Indeno(1,2,3-cd)pyren), Organozinnverbindungen (MBT...Monobutylzinnverbindungen, DBT...Dibutylzinnverbindungen, TBT...Tributylzinnverbindungen, TeBT...Tetrabutylzinnverbindungen, DPhT...Dihenzylzinnverbindungen, TPhT...Triphenylzinnverbindungen), Perfluoroktansulfonsäure (PFOS), Perfluoroktanoat (PFOA).

Labor-ID	Bezeichnung	PAK [$\mu\text{g/L}$]				Organozinnverbindungen [$\mu\text{g/L}$]						PFT [$\mu\text{g/L}$]	
		BaP	DA	BP	IP	MBT	DBT	TBT	TeBT	DPhT	TPhT	PFOS	PFOA
	BG	0,0010	0,0012	0,0015	0,0015	0,0080	0,00020	0,00020	0,00020	0,00020	0,00020	0,0010	0,0010
	NG	0,00050	0,00060	0,00075	0,00075	0,0040	0,00010	0,00010	0,00010	0,00010	0,00010	-	-
1608 05171	Niederabsdorf	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	<BG
1608 05172	Braunau	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,0056	0,013
1608 05173	Achenkirch	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	0,0033	0,0028
1608 05174	Längenfeld	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	0,010	0,014
1608 05175	Schoppernau	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,0042	0,012
1608 05176	Wagna Lysimeterstation	-	-	-	-	n.n.	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,0026	<BG
1608 05177	Gößl	0,012	0,0025	0,0082	0,0082	n.n.	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,0038	0,0043
1608 05178	Preitenegg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,0014	<BG
1608 05179	Villacher Alpe	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,0024	0,016
1609 05379	Zöbelboden	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	<BG
1609 05380	Wien	0,0012	n.n.	<BG	0,0016	<BG	0,00032	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	<BG
1609 05495	Ottenstein	-	-	-	-	n.n.	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,0020	0,0041

Labor-ID	Bezeichnung	PAK [$\mu\text{g/L}$]				Organozinnverbindungen [$\mu\text{g/L}$]						PFT [$\mu\text{g/L}$]	
		BaP	DA	BP	IP	MBT	DBT	TBT	TeBT	DPhT	TPhT	PFOS	PFOA
1609 05682	Moosbrunn	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	-	-	-	-	-	-	0,0023	0,0051
1610 06087	Sonnblick	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	<BG
1703 01102	Graz	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	<BG	0,00053	n.n.	n.n.	n.n.	0,0022	0,011
1707 03616	Bregenz	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	0,00029	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	<BG
1710 05232	HOAL	0,0017	0,0021	0,0038	0,0032	n.n.	<BG	0,00028	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	<BG

7.4.2 Gewässerproben (filtriert)

Tabelle 33: Ergebnisse [$\mu\text{g/L}$] der Analysen in den filtrierten Hochwasser- (HW) und Niederwasserproben (NW) für Metalle und polybromierte Diphenylether (BDE 28...2,4,4'-Tribromdiphenylether, BDE 47...2,2',4,4'-Tetrabromdiphenylether, BDE 99...2,2',4,4',5-Pentabromdiphenylether, BDE 100...2,2',4,4',6-Pentabromdiphenylether, BDE 153...2,2',4,4',5,5'-Hexabromdiphenylether, BDE 154...2,2',4,4',5,6'-Hexabromdiphenylether).

Labor-ID	Bezeichnung	Abfluss	Metalle [$\mu\text{g/L}$]						Polybromierte Diphenylether [$\mu\text{g/L}$]					
			Quecksilber	Cadmium	Blei	Nickel	Kupfer	Zink	BDE 28	BDE 47	BDE 99	BDE 100	BDE 153	BDE 154
		BG	0,00010	0,00010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,00010	0,00010	0,00010	0,00010	0,00010	0,00010
		NG	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1709 04652	Birkengraben	HW	0,0092	0,012	0,12	1,6	4,2	4,6	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG

Labor-ID	Bezeichnung	Abfluss	Metalle [µg/L]						Polybromierte Diphenylether [µg/L]					
			Quecksilber	Cadmium	Blei	Nickel	Kupfer	Zink	BDE 28	BDE 47	BDE 99	BDE 100	BDE 153	BDE 154
1710 05259	Birkengraben	HW	0,011	0,0080	0,18	1,6	5,0	6,0	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1703 01108	Birkengraben	NW	0,0018	0,0011	<BG	0,47	0,79	1,6	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1710 05260	Birkengraben	NW	0,0022	0,0030	0,05	0,44	3,8	5,8	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1709 04653	Dornbirmerach	HW	0,20	0,0070	0,48	1,1	8,1	7,7	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1710 05261	Dornbirmerach	HW	0,007	0,010	0,21	1,0	4,8	5,2	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1703 01109	Dornbirmerach	NW	0,0019	0,0049	0,030	1,3	2,0	2,5	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1710 05262	Dornbirmerach	NW	0,0029	0,0040	0,060	1,4	5,6	5,7	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1710 05269	HOAL	HW	0,0037	0,0050	0,050	0,83	2,1	3,7	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1710 05270	HOAL	HW	0,0018	0,0070	0,12	0,99	7,7	5,9	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1703 01106	HOAL	NW	0,0019	0,0017	<BG	0,53	1,1	2,2	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1710 05271	HOAL	NW	0,0032	0,0030	0,040	0,4	2,7	5,7	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1710 05272	Mattig	HW	0,089	0,014	0,28	1,1	5,8	5,8	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1705 02273	Mattig	HW	0,0063	0,0090	0,15	0,78	7,9	9,1	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1703 01110	Mattig	NW	0,0018	0,0028	0,024	0,42	1,9	2,1	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1710 05273	Mattig	NW	0,012	0,0050	0,090	0,42	3,9	5,4	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1703 01104	Öztaler Ache	HW	0,00073	0,030	0,013	8,1	5,1	6,8	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1710 05263	Öztaler Ache	HW	0,0017	0,018	0,060	5,2	2,5	5,2	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1703 01103	Öztaler Ache	NW	0,0015	0,028	<BG	9,4	0,88	4,8	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG

Labor-ID	Bezeichnung	Abfluss	Metalle [µg/L]						Polybromierte Diphenylether [µg/L]					
			Quecksilber	Cadmium	Blei	Nickel	Kupfer	Zink	BDE 28	BDE 47	BDE 99	BDE 100	BDE 153	BDE 154
1710 05264	Ötztaler Ache	NW	0,017	0,031	0,13	8,1	6,4	12	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1710 05274	Pram	HW	0,013	0,016	0,30	1,9	15	16	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1705 02064	Pram	HW	0,0072	0,030	0,67	2,7	12	12	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1703 01111	Pram	NW	0,0016	0,0020	0,012	1,3	3,2	1,1	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1710 05240	Pram	NW	0,012	0,010	0,17	1,6	8,7	10	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1710 05265	Raab	HW	0,0055	0,0090	0,38	1,8	7,8	8,5	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1709 04970	Raab	HW	0,014	0,034	1,7	3,7	19	29	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1703 01105	Raab	NW	0,0019	0,0044	0,017	0,98	1,9	3,2	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1710 05266	Raab	NW	0,0061	0,0080	0,12	0,93	4,7	8,2	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1710 05275	Reichramingbach	HW	0,0055	0,0070	0,18	0,48	4,6	7,4	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1710 05276	Reichramingbach	HW	0,0019	0,0040	0,12	0,37	3,0	5,6	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1703 01112	Reichramingbach	NW	0,0016	0,0014	<BG	0,44	2,3	1,6	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1710 05277	Reichramingbach	NW	0,0047	0,0060	0,13	0,63	6,5	10	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1710 05267	Wulka	HW	0,020	0,010	0,18	1,8	7,3	7,8	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1710 05268	Wulka	HW	0,0031	0,0060	0,080	1,2	3,9	5,8	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1703 01107	Wulka	NW	0,0011	0,0024	0,017	0,85	0,97	3,8	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1710 05241	Wulka	NW	0,0038	0,0070	0,10	1,4	4,3	8,3	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG

Tabelle 34: Ergebnisse [$\mu\text{g/L}$] der Analysen in den filtrierten Hochwasser- (HW) und Niederwasserproben (NW) für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe PAK (NAP...Naphthalin, ACE...Acenaphthen, ACY...Acenaphthylen, FLN...Fluoren, ANT...Anthracen, PHE...Phenanthren, FLU...Fluoranthren, PYR...Pyren, BaA...Benzo(a)anthracen, CRY...Chrysen, BbF...Benzo(b)fluoranthren, BkF...Benzo(k)fluoranthren).

Labor-ID	Bezeichnung	Abfluss	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe [$\mu\text{g/L}$]											
			NAP	ACE	ACY	FLN	ANT	PHE	FLU	PYR	BaA	CRY	BbF	BkF
		BG	0,0020	0,00050	0,0015	0,00050	0,0010	0,00050	0,0010	0,00050	0,0012	0,0010	0,0011	0,0011
		NG	0,0010	0,00025	0,00075	0,00025	0,00050	0,00025	0,00050	0,00025	0,00060	0,00050	0,00055	0,00055
1709 04652	Birkengraben	HW	0,020	0,00056	n.n.	0,0025	n.n.	0,011	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1710 05259	Birkengraben	HW	0,0051	0,0093	n.n.	0,014	0,001	0,021	0,0010	0,0012	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1703 01108	Birkengraben	NW	0,013	0,0049	n.n.	0,003	n.n.	0,021	<BG	0,00069	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1710 05260	Birkengraben	NW	0,041	0,0047	n.n.	0,0057	n.n.	0,018	0,0014	0,00067	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1709 04653	Dornbirnerach	HW	0,0027	0,0015	n.n.	0,0037	<BG	0,012	0,0010	0,0010	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1710 05261	Dornbirnerach	HW	0,020	0,0086	n.n.	0,012	0,0012	0,023	0,0018	0,00089	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1703 01109	Dornbirnerach	NW	0,011	0,0045	n.n.	0,0029	n.n.	0,012	<BG	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1710 05262	Dornbirnerach	NW	0,027	0,0080	n.n.	0,0071	n.n.	0,017	0,003	0,0019	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1710 05269	HOAL	HW	0,015	0,00077	n.n.	0,0011	n.n.	0,0015	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1710 05270	HOAL	HW	0,022	0,016	n.n.	0,015	0,0025	0,016	<BG	0,00053	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1703 01106	HOAL	NW	0,020	0,004	n.n.	0,0054	<BG	0,014	<BG	0,0006	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1710 05271	HOAL	NW	0,014	<BG	n.n.	<BG	n.n.	0,00051	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1710 05272	Mattig	HW	0,0064	<BG	n.n.	<BG	n.n.	0,00081	n.n.	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

Labor-ID	Bezeichnung	Abfluss	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe [$\mu\text{g/L}$]											
			NAP	ACE	ACY	FLN	ANT	PHE	FLU	PYR	BaA	CRY	BbF	BkF
1705 02273	Mattig	HW	0,0041	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,00070	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1703 01110	Mattig	NW	0,0059	n.n.	n.n.	<BG	n.n.	0,0015	n.n.	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1710 05273	Mattig	NW	0,0084	n.n.	n.n.	<BG	n.n.	0,00069	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1703 01104	Öztaler Ache	HW	0,026	0,0093	n.n.	0,0080	<BG	0,045	0,0011	0,00089	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1710 05263	Öztaler Ache	HW	0,015	0,0062	n.n.	0,0088	n.n.	0,010	0,0012	0,00096	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1703 01103	Öztaler Ache	NW	0,0054	0,00076	n.n.	0,00073	n.n.	0,011	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1710 05264	Öztaler Ache	NW	0,018	0,00078	n.n.	0,0013	n.n.	0,0017	<BG	0,00075	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1710 05274	Pram	HW	0,016	0,0081	n.n.	0,0071	<BG	0,011	n.n.	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1705 02064	Pram	HW	0,023	0,018	n.n.	0,016	<BG	0,017	<BG	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1703 01111	Pram	NW	0,0036	n.n.	n.n.	<BG	n.n.	0,0017	<BG	0,00069	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1710 05240	Pram	NW	0,0073	<BG	n.n.	<BG	n.n.	0,0015	0,0012	0,0019	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1710 05265	Raab	HW	0,019	0,0082	n.n.	0,0083	n.n.	0,012	0,0010	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1709 04970	Raab	HW	0,013	0,0060	n.n.	0,0091	n.n.	0,018	0,0013	0,00084	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1703 01105	Raab	NW	0,0072	0,00058	n.n.	0,0013	n.n.	0,0051	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1710 05266	Raab	NW	0,021	0,015	n.n.	0,016	0,0014	0,034	0,0012	0,00061	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1710 05275	Reichramingbach	HW	0,012	0,00074	n.n.	0,00050	n.n.	0,00065	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1710 05276	Reichramingbach	HW	0,032	0,024	n.n.	0,024	0,0020	0,045	0,0020	0,0020	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1703 01112	Reichramingbach	NW	0,0057	n.n.	n.n.	<BG	n.n.	0,0024	0,0012	0,0014	<BG	0,0012	<BG	n.n.

Labor-ID	Bezeichnung	Abfluss	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe [$\mu\text{g/L}$]											
			NAP	ACE	ACY	FLN	ANT	PHE	FLU	PYR	BaA	CRY	BbF	BkF
1710 05277	Reichramingbach	NW	0,0039	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,0010	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1710 05267	Wulka	HW	0,015	0,0029	n.n.	0,0028	n.n.	0,0083	<BG	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1710 05268	Wulka	HW	0,019	0,012	n.n.	0,011	n.n.	0,012	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1703 01107	Wulka	NW	0,0091	<BG	n.n.	0,00079	n.n.	0,0033	<BG	0,00077	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1710 05241	Wulka	NW	0,0050	<BG	n.n.	0,00075	n.n.	0,0019	0,0014	0,0022	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

Tabelle 35: Ergebnisse [$\mu\text{g/L}$] der Analysen in den filtrierten Hochwasser- (HW) und Niederwasserproben (NW) für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe PAK (BaP...Benzo(a)pyren, DA...Dibenzo(a,h)anthracen, BP...Benzo(g,h,i)perylen, IP...Indeno(1,2,3-cd)pyren), Organozinnverbindungen (MBT...Monobutylzinnverbindungen, DBT...Dibutylzinnverbindungen, TBT...Tributylzinnverbindungen, TeBT...Tetrabutylzinnverbindungen, DPhT...Dihenylzinnverbindungen, TPhT...Triphenylzinnverbindungen), Perfluoroktansulfonsäure (PFOS), Perfluoroktanoat (PFOA).

Labor-ID	Bezeichnung	Abfluss	PAK [$\mu\text{g/L}$]				Organozinnverbindungen [$\mu\text{g/L}$]						PFT [$\mu\text{g/L}$]		
			BaP	DA	BP	IP	MBT	DBT	TBT	TeBT	DPhT	TPhT	PFOS	PFOA	
		BG	0,0010	0,0012	0,0015	0,0015	0,0080	0,00020	0,00020	0,00020	0,00020	0,00020	0,00020	0,0010	0,0010
		NG	0,00050	0,00060	0,00075	0,00075	0,0040	0,00010	0,00010	0,00010	0,00010	0,00010	-	-	
1709 04652	Birkengraben	HW	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,0047	0,0018	
1710 05259	Birkengraben	HW	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,00029	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,0043	0,0025	

Labor-ID	Bezeichnung	Abfluss	PAK [µg/L]				Organozinnverbindungen [µg/L]						PFT [µg/L]	
			BaP	DA	BP	IP	MBT	DBT	TBT	TeBT	DPhT	TPhT	PFOS	PFOA
1703 01108	Birkengraben	NW	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,00020	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	0,0033
1710 05260	Birkengraben	NW	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,00021	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	<BG
1709 04653	Dornbirnerach	HW	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,0051	0,0038
1710 05261	Dornbirnerach	HW	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,0047	<BG
1703 01109	Dornbirnerach	NW	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,00045	0,00058	n.n.	n.n.	n.n.	0,0027	0,0064
1710 05262	Dornbirnerach	NW	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,0074	0,0029
1710 05269	HOAL	HW	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	<BG
1710 05270	HOAL	HW	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	0,00038	0,00034	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	<BG
1703 01106	HOAL	NW	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	0,0017
1710 05271	HOAL	NW	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	<BG
1710 05272	Mattig	HW	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,00067	0,00025	n.n.	n.n.	n.n.	0,0015	0,0027
1705 02273	Mattig	HW	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,00076	0,00032	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	<BG
1703 01110	Mattig	NW	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,00099	0,00066	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	0,003
1710 05273	Mattig	NW	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,0019	0,00092	n.n.	n.n.	n.n.	0,0021	<BG
1703 01104	Öztaler Ache	HW	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	0,0017
1710 05263	Öztaler Ache	HW	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	<BG
1703 01103	Öztaler Ache	NW	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,00029	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	0,0017
1710 05264	Öztaler Ache	NW	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,00049	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	<BG

Labor-ID	Bezeichnung	Abfluss	PAK [µg/L]				Organozinnverbindungen [µg/L]						PFT [µg/L]	
			BaP	DA	BP	IP	MBT	DBT	TBT	TeBT	DPhT	TPhT	PFOS	PFOA
1710 05274	Pram	HW	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,00084	0,00046	n.n.	n.n.	n.n.	0,0024	0,0021
1705 02064	Pram	HW	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,00034	0,00083	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	0,0021
1703 01111	Pram	NW	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,0012	0,00069	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	0,0044
1710 05240	Pram	NW	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,0024	0,00094	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	<BG
1710 05265	Raab	HW	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,0039	<BG
1709 04970	Raab	HW	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,00083	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	0,0023	<BG
1703 01105	Raab	NW	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,00020	n.n.	n.n.	n.n.	0,010	0,0028
1710 05266	Raab	NW	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,00049	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	0,0021	<BG
1710 05275	Reichramingbach	HW	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,0015	0,0011	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	<BG
1710 05276	Reichramingbach	HW	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,00056	0,00054	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	<BG
1703 01112	Reichramingbach	NW	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,00045	0,00044	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	0,0014
1710 05277	Reichramingbach	NW	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,00059	0,0006	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	<BG
1710 05267	Wulka	HW	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,0013	0,00089	n.n.	n.n.	n.n.	0,011	0,0058
1710 05268	Wulka	HW	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,00035	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,0048	<BG
1703 01107	Wulka	NW	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,0048	0,0035
1710 05241	Wulka	NW	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	0,0044	0,0037	n.n.	n.n.	n.n.	0,0044	<BG

7.4.3 Schwebstoffproben

Tabelle 36: Ergebnisse [$\mu\text{g}/\text{kg}$] der Analysen in den Schwebstoffproben bei Hochwasser- (HW) und bei Niederwasser (NW) für Metalle und polybromierte Diphenylether (BDE 28...2,4,4'-Tribromdiphenylether, BDE 47...2,2',4,4'-Tetrabromdiphenylether, BDE 99...2,2',4,4',5-Pentabromdiphenylether, BDE 100...2,2',4,4',6-Pentabromdiphenylether, BDE 153...2,2',4,4',5,5'-Hexabromdiphenylether, BDE 154...2,2',4,4',5,6'-Hexabromdiphenylether).

Labor-ID	Bezeichnung	Abfluss	Metalle [$\mu\text{g}/\text{kg}$]						Polybromierte Diphenylether [$\mu\text{g}/\text{kg}$]					
			Quecksilber	Cadmium	Blei	Nickel	Kupfer	Zink	BDE 28	BDE 47	BDE 99	BDE 100	BDE 153	BDE 154
		BG	10	100	1.000	1.000	10.000	10.000	0,0021	0,038	0,025	0,0055	0,0018	0,0028
		NG	-	-	-	-	-	-	0,0010	0,019	0,012	0,0027	0,00092	0,0014
1710 05244	Birkengraben	HW	49	360	16.000	27.000	33.000	130.000	0,015	0,19	0,17	0,032	0,023	0,040
1710 05245	Birkengraben	HW	47	380	14.000	23.000	25.000	120.000	0,0033	0,088	0,087	0,019	0,0094	0,013
1710 05243	Birkengraben	NW	47	350	13.000	25.000	24.000	97.000	0,0099	0,052	0,041	0,010	0,0056	0,007
1710 05247	Dornbirnerach	HW	72	320	19.000	31.000	36.000	150.000	0,0058	0,25	0,29	0,051	0,025	0,037
1709 04655	Dornbirnerach	HW	44	290	18.000	28.000	32.000	130.000	0,0055	0,20	0,26	0,046	0,022	0,035
1710 05246	Dornbirnerach	NW	44	290	18.000	29.000	31.000	150.000	0,011	0,20	0,21	0,039	0,021	0,032
1710 05252	HOAL	-	89	500	18.000	38.000	24.000	98.000	0,0039	0,041	0,032	0,0084	0,0045	0,0067
1612 07032	Mattig	HW	110	490	24.000	24.000	29.000	130.000	0,010	0,73	1,2	0,20	0,099	0,14
1710 05256	Mattig	HW	160	710	33.000	30.000	56.000	240.000	0,017	0,55	0,7	0,11	0,050	0,075

Labor-ID	Bezeichnung	Abfluss	Metalle [µg/kg]						Polybromierte Diphenylether [µg/kg]					
			Quecksilber	Cadmium	Blei	Nickel	Kupfer	Zink	BDE 28	BDE 47	BDE 99	BDE 100	BDE 153	BDE 154
1710 05239	Mattig	NW	140	720	35.000	35.000	44.000	200.000	-	-	-	-	-	-
1610 05917	Öztaler Ache	HW	<BG	190	4.000	30.000	31.000	66.000	<0,0013	0,052	<0,014	0,0033	n.n.	n.n.
1707 03599	Öztaler Ache	HW	28	300	6.800	27.000	21.000	66.000	<BG	0,038	0,046	0,0065	0,0022	0,0036
1706 03001	Öztaler Ache	HW	12	510	8.700	49.000	52.000	120.000	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1710 05248	Öztaler Ache	NW	12	500	8.600	58.000	57.000	140.000	0,0025	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1710 05254	Pram	HW	95	490	25.000	42.000	42.000	160.000	0,0074	0,11	0,17	0,025	0,014	0,026
1710 05255	Pram	HW	220	490	13.000	42.000	35.000	160.000	0,0080	0,13	0,16	0,027	0,013	0,021
1710 05253	Pram	NW	79	480	22.000	40.000	35.000	150.000	0,0027	0,057	0,027	0,0087	0,0034	0,0038
1704 01701	Raab	HW	110	220	21.000	48.000	37.000	110.000	0,0022	0,080	0,073	0,015	0,009	0,0085
1710 05250	Raab	HW	120	390	29.000	63.000	47.000	160.000	<BG	0,069	0,069	0,015	0,0068	0,0084
1710 05249	Raab	NW	74	300	18.000	33.000	22.000	110.000	0,0072	0,099	0,078	0,015	0,0065	0,008
1608 05219	Reichramingbach	HW	<BG	170	4.100	26.000	19.000	55.000	0,0018	<0,031	<0,014	<0,0032	<0,00048	<0,00083
1710 05258	Reichramingbach	HW	76	480	17.000	63.000	24.000	85.000	0,017	0,046	<BG	<BG	0,0031	0,0034
1710 05257	Reichramingbach	NW	62	410	14.000	64.000	19.000	71.000	0,0039	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1709 04658	Wulka	HW	87	360	21.000	24.000	29.000	150.000	0,011	0,42	0,46	0,091	0,037	0,054
1710 05251	Wulka	HW	78	390	20.000	27.000	34.000	140.000	0,0089	0,24	0,29	0,062	0,028	0,040
1707 03995	Wulka	NW	63	290	17.000	21.000	23.000	130.000	0,013	0,26	0,29	0,061	0,025	0,037

Tabelle 37: Ergebnisse [$\mu\text{g}/\text{kg}$] der Analysen in den Schwebstoffproben bei Hochwasser- (HW) und bei Niederwasser (NW) für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe PAK (NAP...Naphthalin, ACE...Acenaphthen, ACY...Acenaphthylen, FLN...Fluoren, ANT...Anthracen, PHE...Phenanthren, FLU...Fluoranthren, PYR...Pyren, BaA...Benzo(a)anthracen, CRY...Chrysen, BbF...Benzo(b)fluoranthren, BkF...Benzo(k)fluoranthren).

Labor-ID	Bezeichnung	Abfluss	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe [$\mu\text{g}/\text{kg}$]											
			NAP	ACE	ACY	FLN	ANT	PHE	FLU	PYR	BaA	CRY	BbF	BkF
		BG	7,2	4,5	4,3	6,9	1,3	4,0	4,3	4,0	7,5	6,6	8,3	6,2
		NG	2,0	1,3	1,1	2,0	0,29	1,1	1,2	1,2	2,3	1,9	2,5	2,0
1710 05244	Birkengraben	HW	13	<BG	6,9	9,6	8,1	56	86	100	43	53	52	32
1710 05245	Birkengraben	HW	<BG	<BG	5,6	<BG	6,2	27	54	44	36	44	38	23
1710 05243	Birkengraben	NW	10	<BG	<BG	<BG	4,1	41	46	38	28	36	25	19
1710 05247	Dornbirnerach	HW	28	<BG	<BG	7,9	10	86	110	120	51	74	47	22
1709 04655	Dornbirnerach	HW	21	<BG	<BG	<BG	11	71	71	67	45	65	48	21
1710 05246	Dornbirnerach	NW	18	<BG	<BG	8,3	5,6	79	76	170	31	55	34	13
1710 05252	HOAL	-	<BG	<BG	<BG	<BG	3,3	49	49	36	27	27	23	11
1612 07032	Mattig	HW	<BG	<BG	5,9	9,9	16	76	200	160	120	140	78	63
1710 05256	Mattig	HW	11	6,5	12	15	15	88	160	120	94	120	76	54
1710 05239	Mattig	NW	7,4	8,4	6,9	8,9	14	74	170	140	110	120	110	59
1610 05917	Ötztaler Ache	HW	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	n.n.	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1707 03599	Ötztaler Ache	HW	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	6,2	9,6	8,7	<BG	<BG	<BG	<BG

Labor-ID	Bezeichnung	Abfluss	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe [µg/kg]											
			NAP	ACE	ACY	FLN	ANT	PHE	FLU	PYR	BaA	CRY	BbF	BkF
1706 03001	Ötztaler Ache	HW	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	4,4	5,4	4,1	n.n.	<BG	n.n.	n.n.
1710 05248	Ötztaler Ache	NW	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	14	6,7	4,8	<BG	<BG	<BG	n.n.
1710 05254	Pram	HW	<BG	<BG	<BG	<BG	4,2	44	58	42	39	55	51	24
1710 05255	Pram	HW	<BG	5,1	4,4	8,1	8,0	58	74	55	47	67	54	29
1710 05253	Pram	NW	<BG	<BG	<BG	9,3	5,4	70	64	46	39	61	45	21
1704 01701	Raab	HW	<BG	n.n.	<BG	<BG	3,1	21	28	21	11	12	11	6,4
1710 05250	Raab	HW	<BG	<BG	<BG	n.n.	1,5	17	23	17	12	17	12	6,3
1710 05249	Raab	NW	<BG	<BG	<BG	<BG	6,5	56	59	40	26	26	18	10
1608 05219	Reichramingbach	HW	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	n.n.	4,5	<BG	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1710 05258	Reichramingbach	HW	8,5	5,9	<BG	9,1	3,4	55	44	30	39	28	25	10
1710 05257	Reichramingbach	NW	12	<BG	n.n.	<BG	3,3	35	35	26	23	23	20	8,6
1709 04658	Wulka	HW	<BG	<BG	<BG	<BG	12	50	140	120	91	96	48	38
1710 05251	Wulka	HW	<BG	<BG	<BG	7,9	11	57	110	83	78	81	67	38
1707 03995	Wulka	NW	<BG	<BG	4,5	<BG	14	54	190	150	130	130	89	55

Tabelle 38: Ergebnisse [$\mu\text{g}/\text{kg}$] der Analysen in den Schwebstoffproben bei Hochwasser- (HW) und bei Niederwasser (NW) für PAK (BaP...Benzo(a)pyren, DA...Dibenzo(a,h)anthracen, BP...Benzo(g,h,i)perylen, IP...Indeno(1,2,3-cd)pyren), Organozinnverbindungen (MBT...Monobutylzinnverbindungen, DBT...Dibutylzinnverbindungen, TBT...Tributylzinnverbindungen, TeBT...Tetrabutylzinnverbindungen, DPhT...Dihenzylzinnverbindungen, TPhT...Triphenylzinnverbindungen), Perfluoroktansulfonsäure (PFOS), Perfluoroktanoat (PFOA).

Labor-ID	Bezeichnung	Abfluss	PAK [$\mu\text{g}/\text{kg}$]				Organozinnverbindungen [$\mu\text{g}/\text{kg}$]						PFT [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	
			BaP	DA	BP	IP	MBT	DBT	TBT	TeBT	DPhT	TPhT	PFOS	PFOA
		BG	4,8	4,2	6,6	3,6	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	0,50	0,50
		NG	1,2	1,2	2,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,25	0,25
1710 05244	Birkengraben	HW	48	11	48	35	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,75	n.n.
1710 05245	Birkengraben	HW	35	8,7	27	26	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,68	n.n.
1710 05243	Birkengraben	NW	23	5,8	21	17	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,68	n.n.
1710 05247	Dornbirnerach	HW	37	8,4	40	27	2	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,56	n.n.
1709 04655	Dornbirnerach	HW	33	8	36	27	<BG	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	n.n.
1710 05246	Dornbirnerach	NW	23	5,6	55	19	6,5	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	1,2	<BG
1710 05252	HOAL	-	22	4,4	15	15	2,5	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1612 07032	Mattig	HW	100	22	80	74	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	n.n.
1710 05256	Mattig	HW	82	22	71	70	7,5	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	1,6	0,6
1710 05239	Mattig	NW	100	24	82	80	n.n.	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	1,6	1,3
1610 05917	Öztaler Ache	HW	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1707 03599	Öztaler Ache	HW	6	n.n.	<BG	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

Labor-ID	Bezeichnung	Abfluss	PAK [$\mu\text{g}/\text{kg}$]				Organozinnverbindungen [$\mu\text{g}/\text{kg}$]						PFT [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	
			BaP	DA	BP	IP	MBT	DBT	TBT	TeBT	DPhT	TPhT	PFOS	PFOA
1706 03001	Öztaler Ache	HW	<BG	n.n.	<BG	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1710 05248	Öztaler Ache	NW	<BG	n.n.	<BG	<BG	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1710 05254	Pram	HW	36	9,6	33	34	2,6	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	<BG
1710 05255	Pram	HW	44	12	39	39	3,2	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	1,1	<BG
1710 05253	Pram	NW	33	8,3	28	29	2,6	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	<BG
1704 01701	Raab	HW	10	<BG	9,3	8,6	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1710 05250	Raab	HW	11	<BG	9	8,9	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	n.n.
1710 05249	Raab	NW	19	<BG	12	12	3,8	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	n.n.
1608 05219	Reichramingbach	HW	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1710 05258	Reichramingbach	HW	18	4,6	18	18	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	n.n.
1710 05257	Reichramingbach	NW	16	<BG	15	13	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1709 04658	Wulka	HW	75	16	54	54	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,61	n.n.
1710 05251	Wulka	HW	71	15	44	50	3,2	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	1,1	n.n.
1707 03995	Wulka	NW	110	19	66	68	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	n.n.

7.4.4 Bodenproben

Tabelle 39: Ergebnisse [$\mu\text{g}/\text{kg}$] der Analysen in den Bodenproben für Metalle und polybromierte Diphenylether (BDE 28...2,4,4'-Tribromdiphenylether, BDE 47...2,2',4,4'-Tetrabromdiphenylether, BDE 99...2,2',4,4',5-Pentabromdiphenylether, BDE 100...2,2',4,4',6-Pentabromdiphenylether, BDE 153...2,2',4,4',5,5'-Hexabromdiphenylether, BDE 154...2,2',4,4',5,6'-Hexabromdiphenylether).

Labor-ID	Bezeichnung	Abfluss	Metalle [$\mu\text{g}/\text{kg}$]						Polybromierte Diphenylether [$\mu\text{g}/\text{kg}$]					
			Quecksilber	Cadmium	Blei	Nickel	Kupfer	Zink	BDE 28	BDE 47	BDE 99	BDE 100	BDE 153	BDE 154
		BG	10	100	1.000	1.000	10.000	10.000	0,0021	0,038	0,025	0,0055	0,0018	0,0028
		NG	-	-	-	-	-	-	0,0010	0,019	0,012	0,0027	0,00092	0,0014
1611 06673	HOAL	Acker	41	190	17.000	32.000	19.000	65.000	<0.0013	<0.031	<0.014	<0.0032	0,0029	0,0025
1703 01421	HOAL	Acker	60	390	20.000	32.000	22.000	85.000	n.n.	<BG	<BG	<BG	0,0035	0,0088
1611 06374	Pram	Acker	45	220	23.000	31.000	14.000	80.000	<0.0013	<0.031	0,017	0,0042	0,019	0,0046
1705 02268	Pram	Acker	52	340	22.000	28.000	13.000	82.000	<BG	0,038	0,042	0,0093	0,0059	0,010
1611 06671	Wulka	Acker	38	270	18.000	26.000	29.000	63.000	<0.0013	<0.031	0,025	0,0060	0,0040	0,0031
1703 01422	Wulka	Acker	42	320	16.000	19.000	31.000	65.000	<BG	0,062	0,086	0,014	0,0067	0,012
1612 06926	Birkengraben	Grünland	130	420	43.000	34.000	34.000	120.000	0,0025	0,36	0,40	0,092	0,051	0,046
1705 02354	Birkengraben	Grünland	130	560	42.000	29.000	28.000	120.000	0,0023	0,25	0,22	0,065	0,031	0,033
1611 06373	Mattig	Grünland	10	300	27.000	22.000	21.000	76.000	<0.0013	<0.031	<0.014	<0.0032	0,0018	0,0024
1705 02267	Mattig	Grünland	88	390	27.000	21.000	20.000	77.000	<BG	<BG	<BG	<BG	0,0060	0,035

Labor-ID	Bezeichnung	Abfluss	Metalle [$\mu\text{g}/\text{kg}$]						Polybromierte Diphenylether [$\mu\text{g}/\text{kg}$]					
			Quecksilber	Cadmium	Blei	Nickel	Kupfer	Zink	BDE 28	BDE 47	BDE 99	BDE 100	BDE 153	BDE 154
1612 07028	Raab	Grünland	75	270	24.000	41.000	33.000	100.000	n.n.	n.n.	<0.014	0,0034	0,0015	0,003
1703 01423	Raab	Grünland	110	340	25.000	32.000	27.000	100.000	<BG	<BG	<BG	0,0055	0,0038	0,0047
1612 06927	Dornbirnerach	Wald	200	500	53.000	15.000	16.000	72.000	0,0073	0,42	0,30	0,077	0,037	0,037
1705 02355	Dornbirnerach	Wald	240	610	51.000	16.000	16.000	86.000	0,0092	0,67	0,47	0,12	0,053	0,058
1611 06672	Öztaler Ache	Wald	75	240	20.000	19.000	18.000	71.000	<0.0013	0,036	0,023	0,0067	0,0035	0,0029
1709 04659	Öztaler Ache	Wald	55	280	19.000	17.000	19.000	67.000	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1611 06375	Reichramingbach	Wald	410	700	35.000	55.000	25.000	95.000	<0.0013	<0.031	<0.014	0,0050	0,0039	0,0024
1705 02269	Reichramingbach	Wald	530	790	31.000	53.000	27.000	98.000	<BG	<BG	0,029	0,0068	0,016	0,14
1611 06673	HOAL	Acker	41	190	17.000	32.000	19.000	65.000	<0.0013	<0.031	<0.014	<0.0032	0,0029	0,0025
1703 01421	HOAL	Acker	60	390	20.000	32.000	22.000	85.000	n.n.	<BG	<BG	<BG	0,0035	0,0088
1611 06374	Pram	Acker	45	220	23.000	31.000	14.000	80.000	<0.0013	<0.031	0,017	0,0042	0,019	0,0046
1705 02268	Pram	Acker	52	340	22.000	28.000	13.000	82.000	<BG	0,038	0,042	0,0093	0,0059	0,010
1611 06671	Wulka	Acker	38	270	18.000	26.000	29.000	63.000	<0.0013	<0.031	0,025	0,0060	0,0040	0,0031
1703 01422	Wulka	Acker	42	320	16.000	19.000	31.000	65.000	<BG	0,062	0,086	0,014	0,0067	0,012

Tabelle 40: Ergebnisse [$\mu\text{g}/\text{kg}$] der Analysen in den Bodenproben für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe PAK (NAP...Naphthalin, ACE...Acenaphthen, ACY...Acenaphthylen, FLN...Fluoren, ANT...Anthracen, PHE...Phenanthren, FLU...Fluoranthen, PYR...Pyren, BaA...Benzo(a)anthracen, CRY...Chrysen, BbF...Benzo(b)fluoranthen, BkF...Benzo(k)fluoranthen).

Labor-ID	Bezeichnung	Abfluss	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe [$\mu\text{g}/\text{kg}$]											
			NAP	ACE	ACY	FLN	ANT	PHE	FLU	PYR	BaA	CRY	BbF	BkF
		BG	7,2	4,5	4,3	6,9	1,3	4,0	4,3	4,0	7,5	6,6	8,3	6,2
		NG	2,0	1,3	1,1	2,0	0,29	1,1	1,2	1,2	2,3	1,9	2,5	2,0
1611 06673	HOAL	Acker	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	6,2	5,3	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1703 01421	HOAL	Acker	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	<BG	6,9	5,0	<BG	7,1	<BG	<BG
1611 06374	Pram	Acker	<BG	n.n.	<BG	n.n.	1,8	8,2	26	20	11	13	17	7,5
1705 02268	Pram	Acker	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	5,6	21	16	13	20	17	7,4
1611 06671	Wulka	Acker	<BG	<BG	<BG	<BG	9,7	66	210	150	100	98	86	46
1703 01422	Wulka	Acker	<BG	<BG	<BG	<BG	8,8	49	150	110	88	89	65	39
1612 06926	Birkengraben	Grünland	17	n.n.	6,9	<BG	6,2	25	74	64	35	35	47	21
1705 02354	Birkengraben	Grünland	10	n.n.	<BG	n.n.	7,5	25	110	88	75	79	77	38
1611 06373	Mattig	Grünland	<BG	n.n.	<BG	n.n.	2,3	8,6	27	21	12	14	19	8,4
1705 02267	Mattig	Grünland	n.n.	n.n.	<BG	n.n.	2,5	17	56	42	30	37	32	15
1612 07028	Raab	Grünland	<BG	n.n.	<BG	<BG	2,9	14	20	16	9,6	8,8	<BG	<BG
1703 01423	Raab	Grünland	<BG	n.n.	<BG	n.n.	2,7	7,5	28	22	20	20	16	8,2
1612 06927	Dornbirnerach	Wald	13	n.n.	13	<BG	6,8	39	95	67	29	61	92	32

Labor-ID	Bezeichnung	Abfluss	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe [$\mu\text{g}/\text{kg}$]											
			NAP	ACE	ACY	FLN	ANT	PHE	FLU	PYR	BaA	CRY	BbF	BkF
1705 02355	Dornbirnerach	Wald	<BG	n.n.	<BG	n.n.	6,1	20	53	36	21	67	70	20
1611 06672	Ötztaler Ache	Wald	9,0	n.n.	9,3	n.n.	<BG	8,1	19	13	<BG	9,5	10	<BG
1709 04659	Ötztaler Ache	Wald	<BG	n.n.	4,5	n.n.	1,6	4,4	10	8,0	<BG	7,1	<BG	<BG
1611 06375	Reichramingbach	Wald	9,3	n.n.	<BG	<BG	2,1	11	33	26	15	16	19	8,1
1705 02269	Reichramingbach	Wald	<BG	n.n.	<BG	n.n.	3,1	12	55	47	42	45	35	17
1611 06673	HOAL	Acker	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	6,2	5,3	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1703 01421	HOAL	Acker	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	<BG	6,9	5,0	<BG	7,1	<BG	<BG
1611 06374	Pram	Acker	<BG	n.n.	<BG	n.n.	1,8	8,2	26	20	11	13	17	7,5
1705 02268	Pram	Acker	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	5,6	21	16	13	20	17	7,4
1611 06671	Wulka	Acker	<BG	<BG	<BG	<BG	9,7	66	210	150	100	98	86	46
1703 01422	Wulka	Acker	<BG	<BG	<BG	<BG	8,8	49	150	110	88	89	65	39

Tabelle 41: Ergebnisse [$\mu\text{g}/\text{kg}$] der Analysen in den Bodenproben für PAK (BaP...Benzo(a)pyren, DA...Dibenzo(a,h)anthracen, BP...Benzo(g,h,i)perylen, IP...Indeno(1,2,3-cd)pyren), Organozinnverbindungen (MBT...Monobutylzinnverbindungen, DBT...Dibutylzinnverbindungen, TBT...Tributylzinnverbindungen, TeBT...Tetrabutylzinnverbindungen, DPhT...Dihenylzinnverbindungen, TPhT...Triphenylzinnverbindungen), Perfluoroktansulfonsäure (PFOS), Perfluoroktanoat (PFOA).

Labor-ID	Bezeichnung	Abfluss	PAK [$\mu\text{g}/\text{kg}$]				Organozinnverbindungen [$\mu\text{g}/\text{kg}$]						PFT [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	
			BaP	DA	BP	IP	MBT	DBT	TBT	TeBT	DPhT	TPhT	PFOS	PFOA
		BG	4,8	4,2	6,6	3,6	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	0,50	0,50
		NG	1,2	1,2	2,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,25	0,25
1611 06673	HOAL	Acker	<BG	n.n.	<BG	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1703 01421	HOAL	Acker	<BG	n.n.	<BG	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1611 06374	Pram	Acker	14	<BG	12	12	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,62
1705 02268	Pram	Acker	13	<BG	9,2	9,6	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG
1611 06671	Wulka	Acker	89	20	58	58	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1703 01422	Wulka	Acker	68	15	41	42	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1612 06926	Birkengraben	Grünland	39	9,3	34	32	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	3,8	1,2
1705 02354	Birkengraben	Grünland	66	16	36	45	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	3,8	1,6
1611 06373	Mattig	Grünland	15	<BG	13	12	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	2,2
1705 02267	Mattig	Grünland	28	5,6	21	21	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	1,4
1612 07028	Raab	Grünland	7,5	<BG	<BG	5	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1703 01423	Raab	Grünland	17	<BG	13	13	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	n.n.

Labor-ID	Bezeichnung	Abfluss	PAK [µg/kg]				Organozinnverbindungen [µg/kg]						PFT [µg/kg]	
			BaP	DA	BP	IP	MBT	DBT	TBT	TeBT	DPhT	TPhT	PFOS	PFOA
1612 06927	Dornbirnerach	Wald	31	13	47	45	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	10	1,3
1705 02355	Dornbirnerach	Wald	19	7	33	34	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	6,8	1,2
1611 06672	Öztaler Ache	Wald	6	<BG	8,5	6,8	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1709 04659	Öztaler Ache	Wald	<BG	<BG	6,9	4,5	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	n.n.
1611 06375	Reichramingbach	Wald	16	<BG	14	12	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,73	1,1
1705 02269	Reichramingbach	Wald	34	6,4	24	22	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	0,95
1611 06673	HOAL	Acker	<BG	n.n.	<BG	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1703 01421	HOAL	Acker	<BG	n.n.	<BG	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1611 06374	Pram	Acker	14	<BG	12	12	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,62
1705 02268	Pram	Acker	13	<BG	9,2	9,6	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG
1611 06671	Wulka	Acker	89	20	58	58	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1703 01422	Wulka	Acker	68	15	41	42	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

7.4.5 Abwasserproben industrieller Direkteinleiter

Tabelle 42: Ergebnisse [$\mu\text{g/L}$] der Analysen in den Abwasserproben industrieller Direkteinleiter für Metalle und polybromierte Diphenylether (BDE 28...2,4,4'-Tribromdiphenylether, BDE 47...2,2',4,4'-Tetrabromdiphenylether, BDE 99...2,2',4,4',5-Pentabromdiphenylether, BDE 100...2,2',4,4',6-Pentabromdiphenylether, BDE 153...2,2',4,4',5,5'-Hexabromdiphenylether, BDE 154...2,2',4,4',5,6'-Hexabromdiphenylether).

Labor-ID	Abwasserherkunft	Metalle [$\mu\text{g/L}$]						Polybromierte Diphenylether [$\mu\text{g/L}$]					
		Quecksilber	Cadmium	Blei	Nickel	Kupfer	Zink	BDE 28	BDE 47	BDE 99	BDE 100	BDE 153	BDE 154
	BG	0,00010	0,00010	0,010	0,010	0,01	0,01	0,00010	0,00010	0,00010	0,00010	0,00010	0,00010
	NG	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1703 01120	Energiewirtschaft (AB)	0,0048	0,0082	0,35	0,54	5,3	3,8	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1703 01119	Energiewirtschaft (ZU)	0,0063	0,0084	0,12	0,83	4,2	14	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1703 01121	Energiewirtschaft	0,0044	3,1	0,03	190	2,9	12	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1703 01122	Energiewirtschaft	0,0043	4,5	0,20	290	22	65	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1703 01118	Nahrungsmittel	0,0035	0,0019	0,41	0,19	2,9	5,8	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1703 01387	Nahrungsmittel	0,032	0,002	0,7	0,47	3,4	7,2	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1703 01117	Nahrungsmittel	0,0064	0,067	0,96	1,4	4,2	5,0	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1710 05221	Nahrungsmittel	0,024	0,02	0,70	1,3	2,7	6,4	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1703 01114	Oberflächenbehandlung	0,004	<BG	0,16	0,81	140	9,4	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1704 01450	Oberflächenbehandlung	0,031	0,005	<BG	4,1	200	6,9	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG

Labor-ID	Abwasserherkunft	Metalle [$\mu\text{g/L}$]						Polybromierte Diphenylether [$\mu\text{g/L}$]					
		Quecksilber	Cadmium	Blei	Nickel	Kupfer	Zink	BDE 28	BDE 47	BDE 99	BDE 100	BDE 153	BDE 154
1703 01113	Oberflächenbehandlung	0,0064	0,0052	2,6	190	260	82	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1704 01612	Oberflächenbehandlung	0,042	0,024	2,0	180	200	60	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1703 01116	Papier- und Zellstoff	0,011	1,3	8,5	60	16	330	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1703 01390	Papier- und Zellstoff	0,048	1,3	7,0	12	16	320	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1703 01115	Papier- und Zellstoff	0,0042	0,27	0,31	1,0	3,2	28	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1703 01439	Papier- und Zellstoff	0,030	0,86	1,5	2,1	9,2	99	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1710 05238	Petrochemische Ind. (AB)	0,016	0,10	0,60	1,4	5,8	19	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1710 05237	Petrochemische Ind. (ZU)	0,010	0,017	0,20	1,2	5,8	7,9	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1704 01489	Stahlproduktion	0,023	0,058	0,60	0,81	2,1	13	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
1703 01123	Stahlproduktion	0,009	0,12	2,1	1,1	1,7	34	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG

Tabelle 43: Ergebnisse [$\mu\text{g/L}$] der Analysen in den Abwasserproben industrieller Direkteinleiter für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe PAK (NAP...Naphthalin, ACE...Acenaphthen, ACY...Acenaphthylen, FLN...Fluoren, ANT...Anthracen, PHE...Phenanthren, FLU...Fluoranthren, PYR...Pyren, BaA...Benzo(a)anthracen, CRY...Chrysen, BbF...Benzo(b)fluoranthren, BkF...Benzo(k)fluoranthren).

Labor-ID	Abwasserherkunft	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe [$\mu\text{g/L}$]											
		NAP	ACE	ACY	FLN	ANT	PHE	FLU	PYR	BaA	CRY	BbF	BkF
	BG	0,0020	0,00050	0,0015	0,00050	0,0010	0,00050	0,0010	0,00050	0,0012	0,0010	0,0011	0,0011
	NG	0,0010	0,00025	0,00075	0,00025	0,00050	0,00025	0,00050	0,00025	0,00060	0,00050	0,00055	0,00055
1703 01120	Energiewirtschaft (AB)	0,0071	<BG	n.n.	0,00053	n.n.	0,0015	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1703 01119	Energiewirtschaft (ZU)	0,0073	<BG	n.n.	0,00052	n.n.	0,0019	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1703 01121	Energiewirtschaft	0,0092	0,0090	n.n.	0,0075	n.n.	0,011	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1703 01122	Energiewirtschaft	0,0098	0,0027	n.n.	0,0024	n.n.	0,012	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1703 01118	Nahrungsmittel	0,045	0,017	<BG	0,013	n.n.	0,019	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1703 01387	Nahrungsmittel	0,058	0,023	<BG	0,019	<BG	0,028	<BG	0,0013	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1703 01117	Nahrungsmittel	0,047	0,015	<BG	0,012	n.n.	0,013	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1710 05221	Nahrungsmittel	<BG	0,0061	n.n.	0,0067	n.n.	0,016	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1703 01114	Oberflächenbehandlung	0,0041	0,00069	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1704 01450	Oberflächenbehandlung	0,016	0,016	n.n.	0,016	<BG	0,015	<BG	0,00085	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1703 01113	Oberflächenbehandlung	0,022	0,0029	0,0017	0,0012	n.n.	0,019	0,0013	0,0017	n.n.	n.n.	<BG	n.n.
1704 01612	Oberflächenbehandlung	0,027	n.n.	n.n.	0,0019	n.n.	0,0038	0,0010	0,0019	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1703 01116	Papier- und Zellstoff	0,059	0,022	<BG	0,016	n.n.	0,022	<BG	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

Labor-ID	Abwasserherkunft	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe [$\mu\text{g/L}$]											
		NAP	ACE	ACY	FLN	ANT	PHE	FLU	PYR	BaA	CRY	BbF	BkF
1703 01390	Papier- und Zellstoff	0,024	0,022	n.n.	0,017	n.n.	0,025	<BG	0,0014	n.n.	<BG	n.n.	n.n.
1703 01115	Papier- und Zellstoff	0,044	0,023	n.n.	0,048	n.n.	0,024	0,0018	0,00066	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1703 01439	Papier- und Zellstoff	0,041	0,029	n.n.	0,016	n.n.	0,028	0,0036	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1710 05238	Petrochemische Ind. (AB)	0,012	0,018	n.n.	0,025	0,0020	0,029	n.n.	<BG	n.n.	n.n.	<BG	n.n.
1710 05237	Petrochemische Ind. (ZU)	0,004	0,010	n.n.	0,012	<BG	0,025	0,0011	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1704 01489	Stahlproduktion	0,023	0,013	n.n.	0,012	<BG	0,014	0,0010	0,0011	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1703 01123	Stahlproduktion	0,016	0,0075	n.n.	0,0056	n.n.	0,0072	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

Tabelle 44: Ergebnisse [$\mu\text{g/L}$] der Analysen in den Abwasserproben industrieller Direkteinleiter für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe PAK (BaP...Benzo(a)pyren, DA...Dibenzo(a,h)anthracen, BP...Benzo(g,h,i)perylen, IP...Indeno(1,2,3-cd)pyren), Organozinnverbindungen (MBT...Monobutylzinnverbindungen, DBT...Dibutylzinnverbindungen, TBT...Tributylzinnverbindungen, TeBT...Tetrabutylzinnverbindungen, DPhT...Dihenzylzinnverbindungen, TPhT...Triphenylzinnverbindungen), Perfluoroktansulfonsäure (PFOS), Perfluoroktanoat (PFOA).

Labor-ID	Abwasserherkunft	PAK [$\mu\text{g/L}$]				Organozinnverbindungen [$\mu\text{g/L}$]						PFT [$\mu\text{g/L}$]	
		BaP	DA	BP	IP	MBT	DBT	TBT	TeBT	DPhT	TPhT	PFOS	PFOA
	BG	0,0010	0,0012	0,0015	0,0015	0,0080	0,00020	0,00020	0,00020	0,00020	0,00020	0,0010	0,0010
	NG	0,00050	0,00060	0,00075	0,00075	0,0040	0,00010	0,00010	0,00010	0,00010	0,00010	-	-
1703 01120	Energiewirtschaft (AB)	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,0013	0,0039
1703 01119	Energiewirtschaft (ZU)	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,00032	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	0,0038
1703 01121	Energiewirtschaft	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	0,0070
1703 01122	Energiewirtschaft	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,00022	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	0,0026
1703 01118	Nahrungsmittel	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	0,0019
1703 01387	Nahrungsmittel	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,00039	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	<BG
1703 01117	Nahrungsmittel	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,0012	0,0074
1710 05221	Nahrungsmittel	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,0042	0,0073
1703 01114	Oberflächenbehandlung	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,0017	0,00043	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	0,0029
1704 01450	Oberflächenbehandlung	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,0020	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	0,0073
1703 01113	Oberflächenbehandlung	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,0015	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	0,58	0,0018
1704 01612	Oberflächenbehandlung	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,00054	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,43	<BG

Labor-ID	Abwasserherkunft	PAK [$\mu\text{g/L}$]				Organozinnverbindungen [$\mu\text{g/L}$]						PFT [$\mu\text{g/L}$]	
		BaP	DA	BP	IP	MBT	DBT	TBT	TeBT	DPhT	TPhT	PFOS	PFOA
1703 01116	Papier- und Zellstoff	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,00024	0,00028	n.n.	n.n.	n.n.	0,011	0,033
1703 01390	Papier- und Zellstoff	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,023	0,039
1703 01115	Papier- und Zellstoff	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.						0,0014	0,0022
1703 01439	Papier- und Zellstoff	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	<BG
1710 05238	Petrochemische Ind. (AB)	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,00031	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	0,012	0,0059
1710 05237	Petrochemische Ind. (ZU)	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,00026	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,0044	0,0023
1704 01489	Stahlproduktion	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,0014	<BG
1703 01123	Stahlproduktion	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,00039	n.n.	n.n.	n.n.	0,0024	0,0018

7.4.6 Zusatzuntersuchungen in ausgewählten Fließgewässern

Tabelle 45: Zusammenstellung der Ergebnisse [$\mu\text{g/L}$] der zusätzlichen Messungen in sieben ausgewählten Fließgewässern.

Parameter	BG [$\mu\text{g/L}$]	NG [$\mu\text{g/L}$]	Drau	Inn	Donau/Jochenstein	Donau/Hainburg	Mur	Salzach	Zaya
Quecksilber	0,0010	0,00050	0,0035	0,017	0,0047	0,0058	0,010	0,0061	0,0071
Cadmium	0,050	0,025	n.n.	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Monobutylzinn	0,0080	0,0040	n.n.	n.n.	<BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Dibutylzinn	0,00020	0,00010	n.n.	n.n.	0,0027	<BG	0,00080	0,00030	0,00034
Tributylzinn	0,00020	0,00010	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<BG	<BG
Terabutylzinn	0,00020	0,00010	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Dihenylzinn	0,00020	0,00010	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Triphenylzinn	0,00020	0,00010	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
BDE 28	0,00010	-	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
BDE 47	0,00010	-	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
BDE 99	0,00010	-	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
BDE 100	0,00010	-	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
BDE 153	0,00010	-	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
PFOS	0,0010	-	<BG	<BG	0,0029	0,002	<BG	<BG	0,0024

Parameter	BG [µg/L]	NG [µg/L]	Drau	Inn	Donau/Jochenstein	Donau/Hainburg	Mur	Salzach	Zaya
PFOS	0,0010	-	<BG	<BG	0,0034	0,0046	<BG	<BG	0,0014
PFOS	0,0010	-	<BG	<BG	0,0039	0,0033	0,0017	<BG	0,0024
PFOS	0,0010	-	<BG	<BG	0,0029	0,0027	<BG	<BG	0,0016
PFOS	0,0010	-	<BG	<BG	0,0024	0,0023	<BG	<BG	0,0024
PFOS	0,0010	-	<BG	<BG	<BG	0,002	<BG	<BG	-
PFOA	0,0010	-	<BG	<BG	0,0019	<BG	0,0013	<BG	0,0044
PFOA	0,0010	-	<BG	<BG	0,0036	0,0042	0,0017	0,0018	0,0036
PFOA	0,0010	-	<BG	<BG	0,0023	0,0014	0,0043	<BG	0,0089
PFOA	0,0010	-	<BG	<BG	0,0015	0,0041	0,0021	<BG	0,004
PFOA	0,0010	-	<BG	0,0019	<BG	0,0012	0,0014	0,0028	0,0033
PFOA	0,0010	-	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	-

7.5 Bodenbilanz

7.5.1 Eingangsdaten

Tabelle 46: Literaturquellen für die Schwermetall- und Spurenstoffkonzentrationen in unterschiedlichen Düngern.

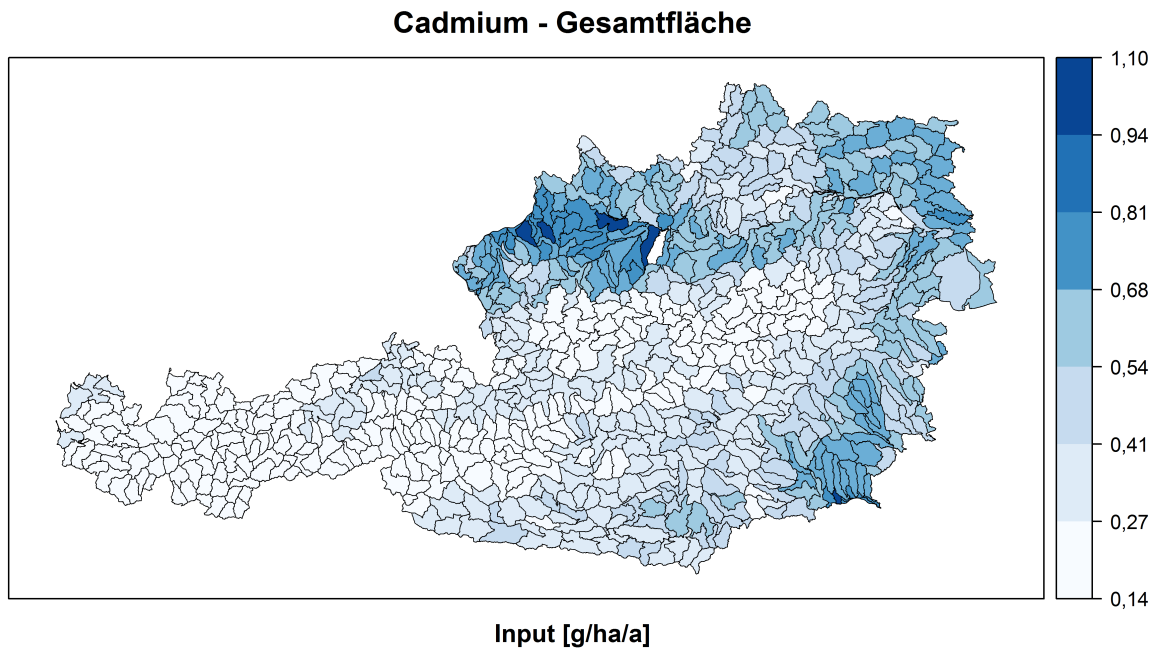
Dünger	Einheit	Quellen Schwermetalle	Quellen organische Spurenstoffe
Rindergülle	[mg/kg P]	Boysen (1992), Bannick (2001), Schultheiß (2004), Kratz und Schnug. (2005), Kickinger et al. (2008)	Kördel et al. (2007)
Schweinegülle	[mg/kg P]	Boysen (1992), Bannick (2001), Schultheiß (2004), ,Kratz und Schnug (2005), Kickinger et al. (2009)	Kördel et al. (2007)
Geflügelmist	[mg/kg P]	Bannick (2001), Schultheiß (2004), ,Kratz und Schnug (2005), Kickinger et al. (2008)	Kördel et al. (2007)
P-Dünger	[mg/kg P]	Dittrich und Klose (2008), Sager (2009), Baumgarten et al. (2016)	-
KAS-Dünger	[mg/kg N]	Kördel et al. (2007), Dittrich und Klose (2008), Sager (2009)	-
Kompost	[mg/kg P]	Sager (2009)	Brändli (2006), Stäb (2011)
Klärschlamm	[mg/kg P]	Obernberger (2007), Oliva (2009), DESTATIS (2017)	Kördel et al. (2007), Clara und Scheffknecht (2016)

Tabelle 47: Literaturquellen für die Austräge über Ernte.

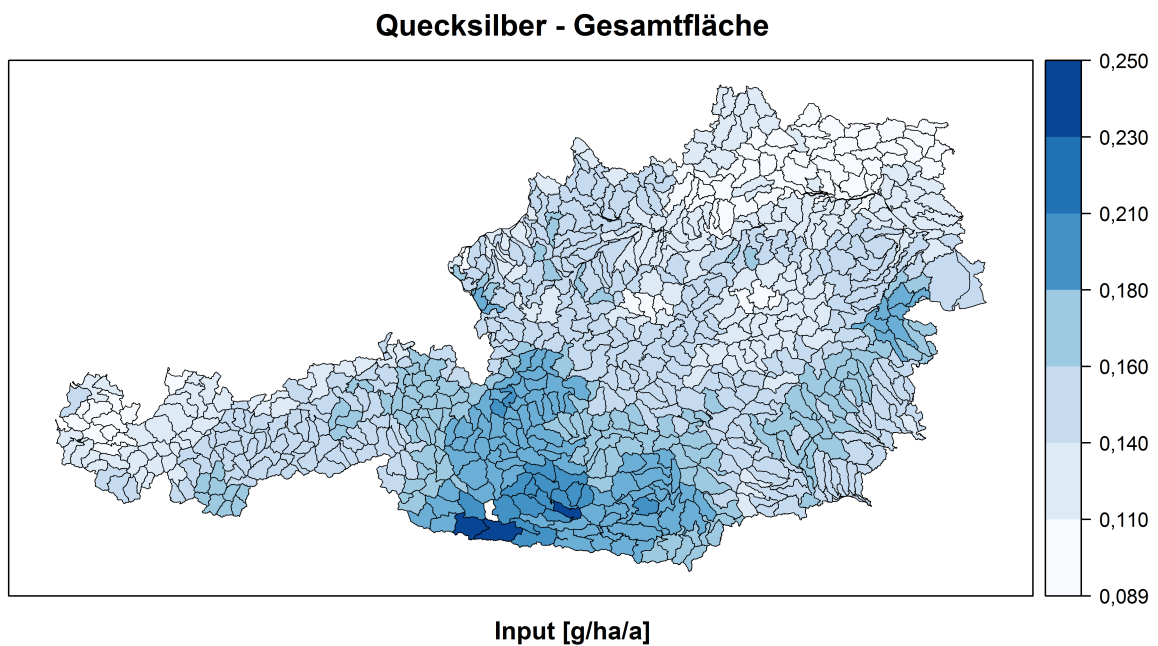
Kulturart	Quellen Schwermetalle	Quellen organische Spurenstoffe
Ackerbohne	BVL (2011)	Ritschel (2006), Mueller et al. (2006), MUNLV (2009), Stahl et al. (2009), Lechner und Knapp (2011), Stäb (2011)
Christbaumkulturen	Knappe et al. (2008)	
Erbsen	Knappe et al. (2008), AGES (2016)	
Feldfutter - Gräser	Knappe et al. (2008), Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern (2003)	
Feldfutter - Leguminosen	Knappe et al. (2008), BVL (2011)	
Gartenbau	Knappe et al. (2008), Fischer (2011)	
Gewürze	Fischer (2011)	
Kartoffeln	Knappe et al. (2008)	
Körnerraps	Knappe et al. (2008)	
Kürbis	Fischer (2011)	
Mais	Knappe et al. (2008)	
Obstbäume	Knappe et al. (2008), AGES (2016)	
Silomais	Knappe et al. (2008)	
Soja	Knappe et al. (2008), BVL (2011)	
Sommergerste	Knappe et al. (2008)	
Sonderkulturen	Knappe et al. (2008), BVL (2011)	
Sonnenblume	BVL (2011)	
Wein	Knappe et al. (2008)	
Weizen	Knappe et al. (2008)	
Wintergerste	Knappe et al. (2008)	
Winterroggen	Knappe et al. (2008)	
Wintertriticale	Knappe et al. (2008)	
Zuckerrüben	Knappe et al. (2008)	
Grünland	Knappe et al. (2008), Fischer (2011)	Clara et al. (2016)
Grünland extensiv	Knappe et al. (2008), Fischer (2011)	Clara et al. (2016)

7.5.2 Weiterführende Ergebnisse

Abbildung 76: Mittlerer Input je Gesamteinzugsgebietsfläche

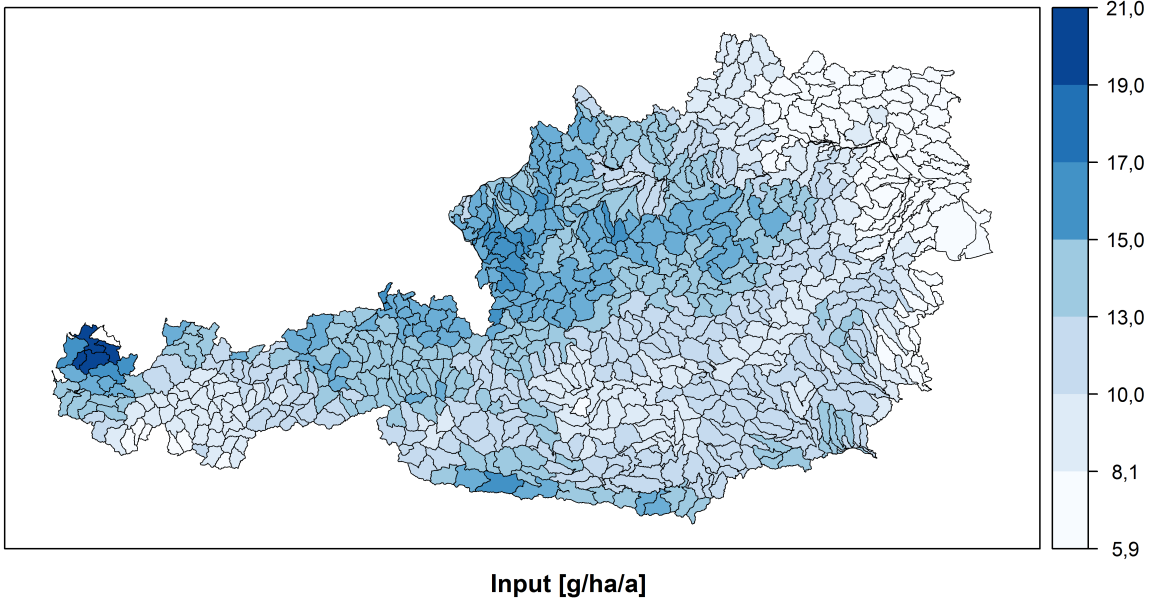


Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien



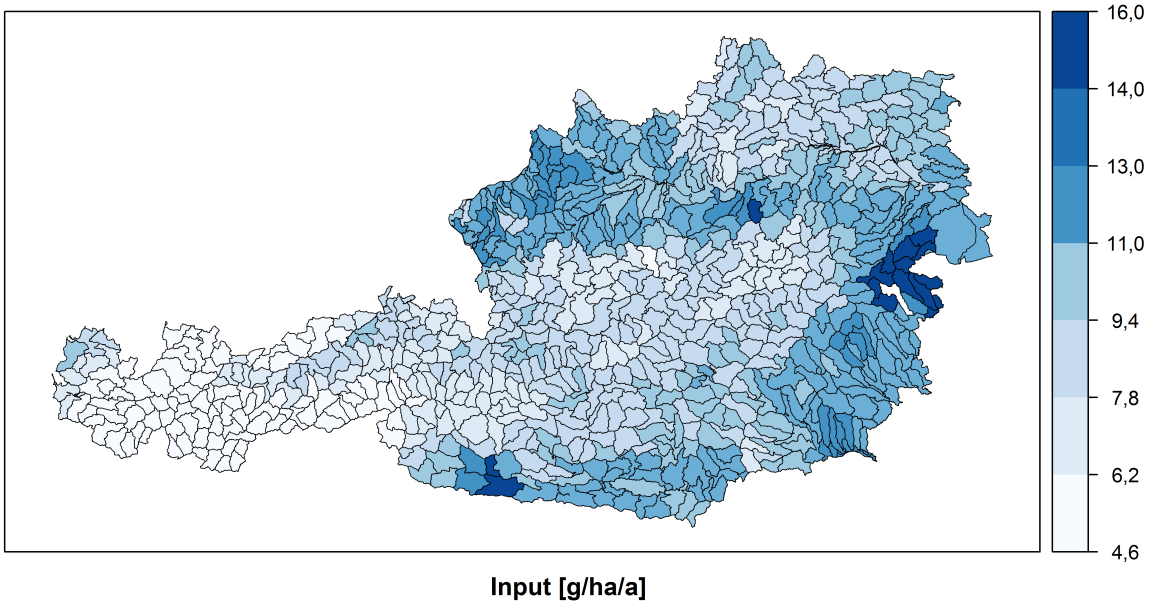
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Nickel - Gesamtfläche



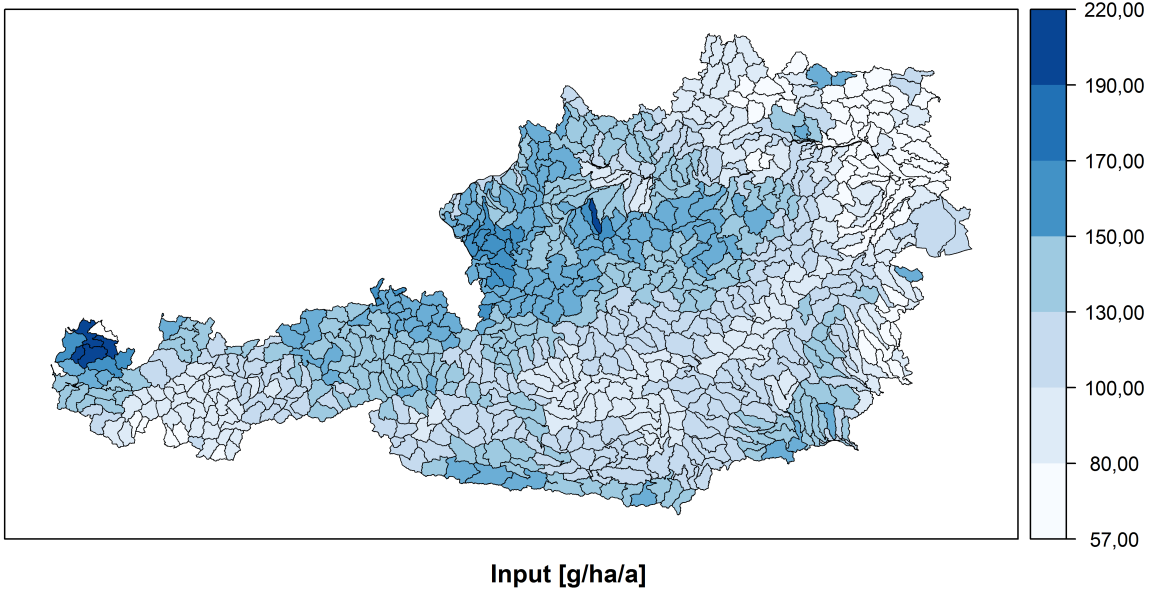
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Blei - Gesamtfläche



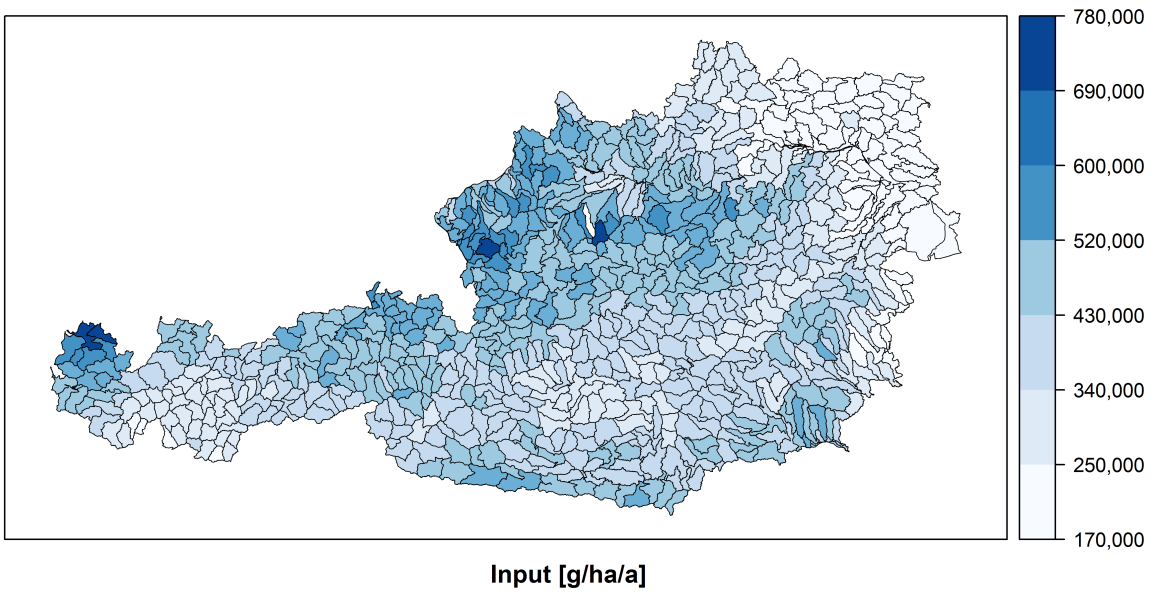
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Kupfer - Gesamtfläche



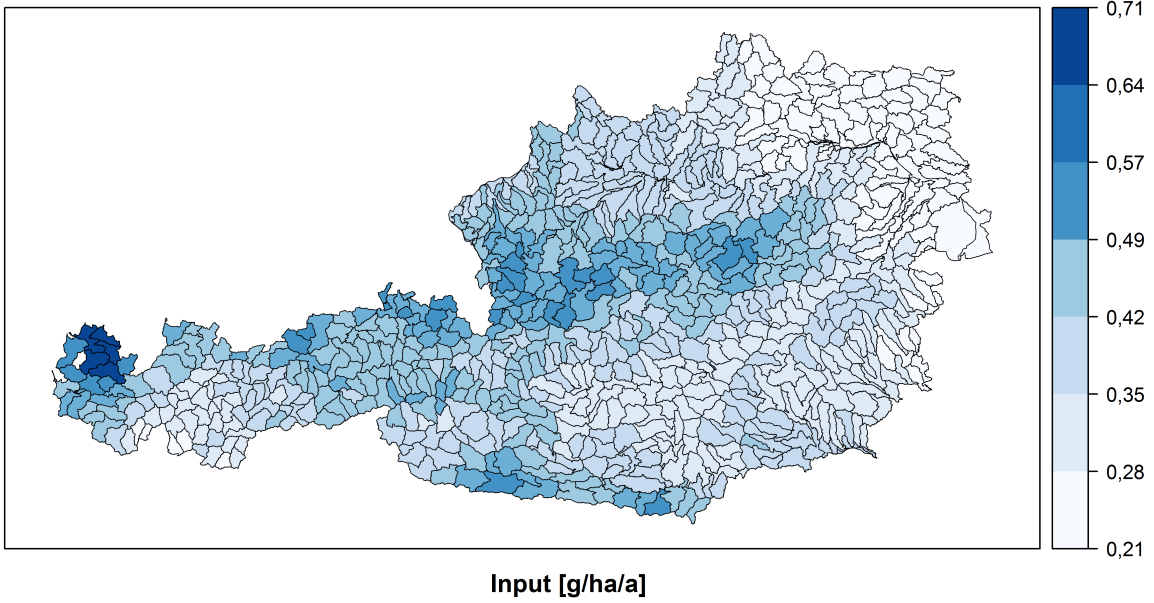
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Zink - Gesamtfläche



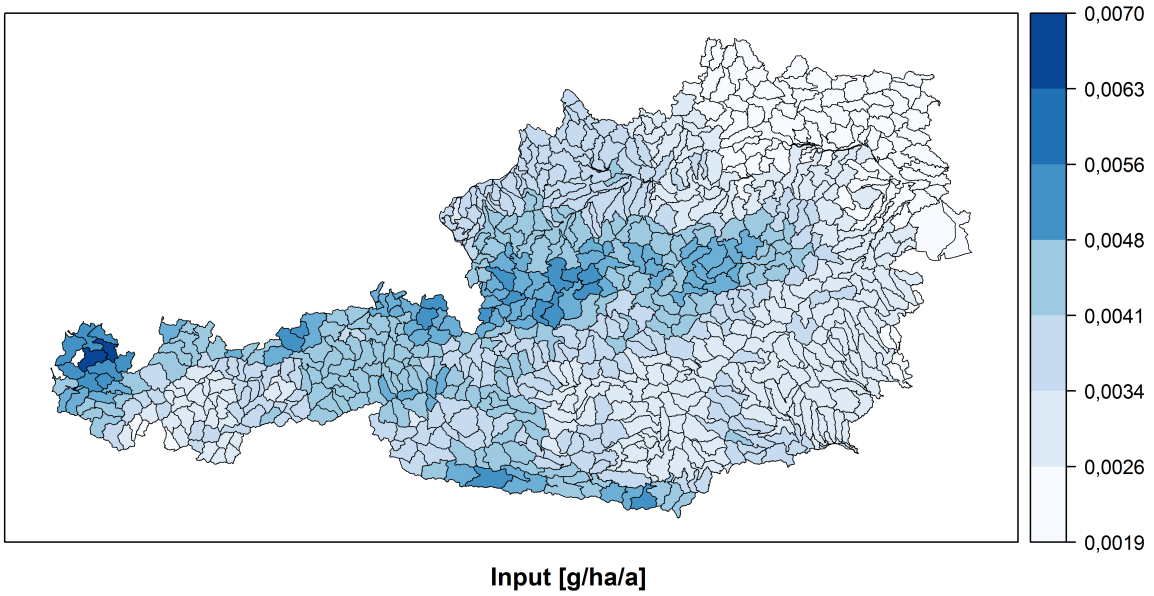
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Summe PAK - Gesamtfläche



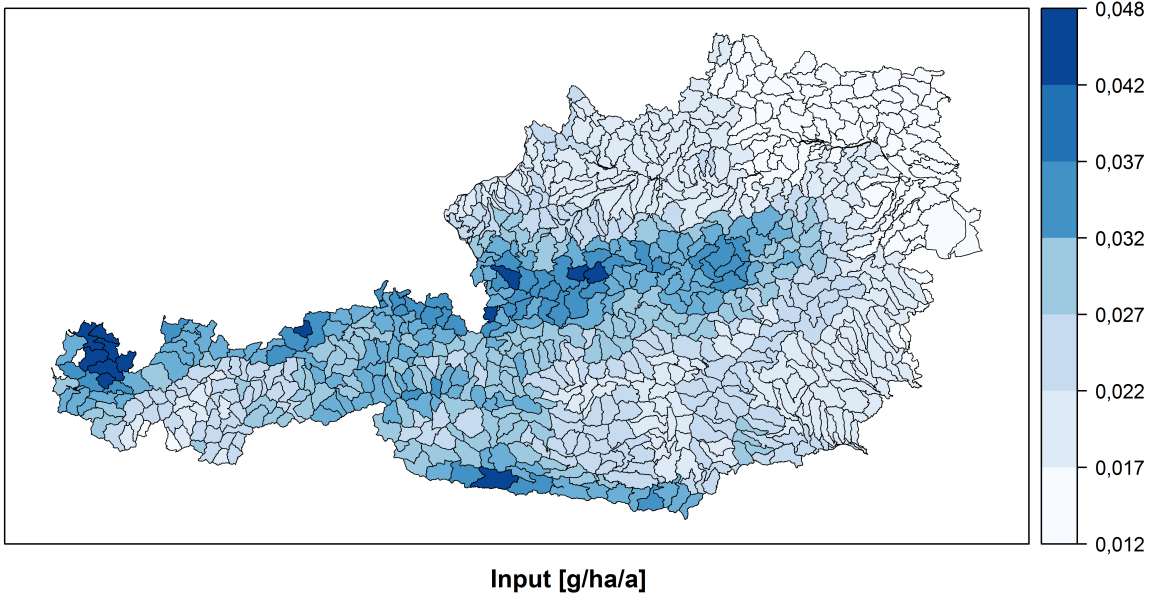
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Summe PBDE - Gesamtfläche



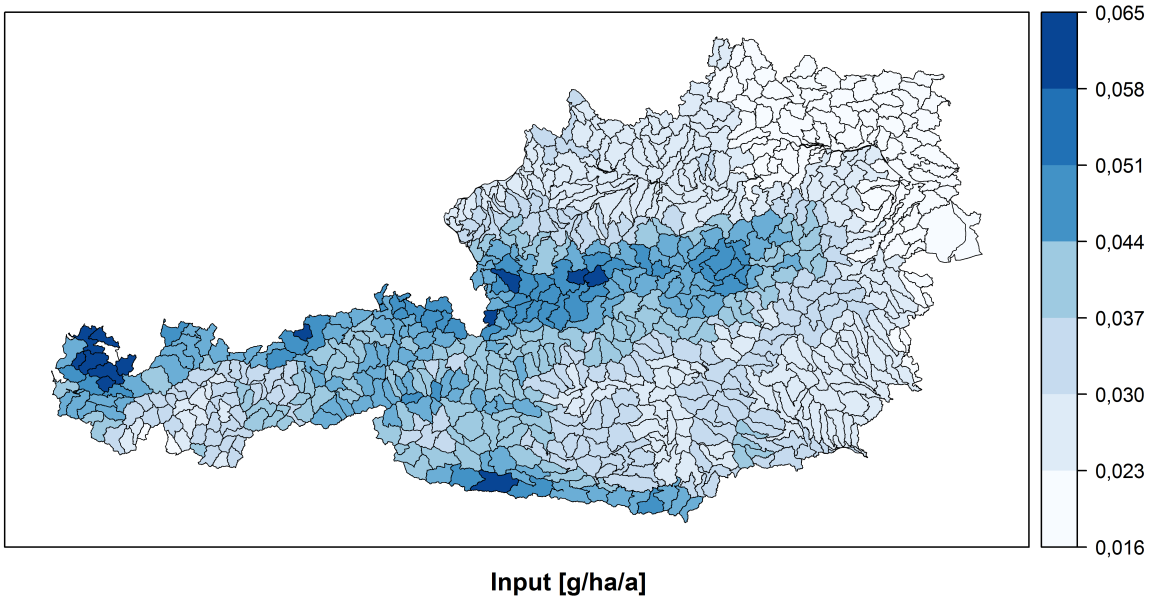
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

PFOS - Gesamtfläche



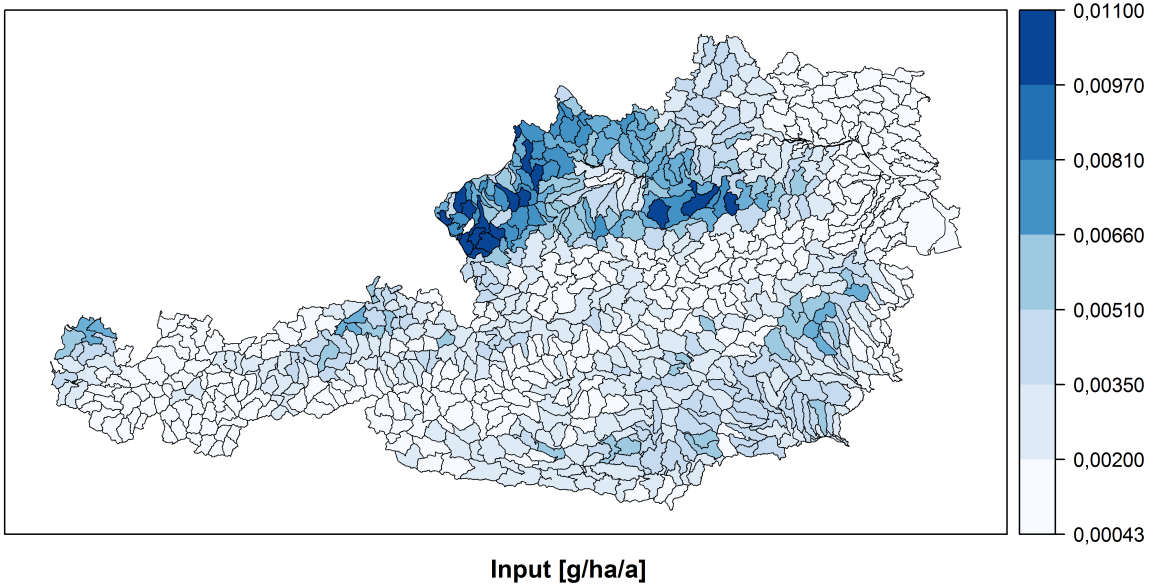
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

PFOA - Gesamtfläche



Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

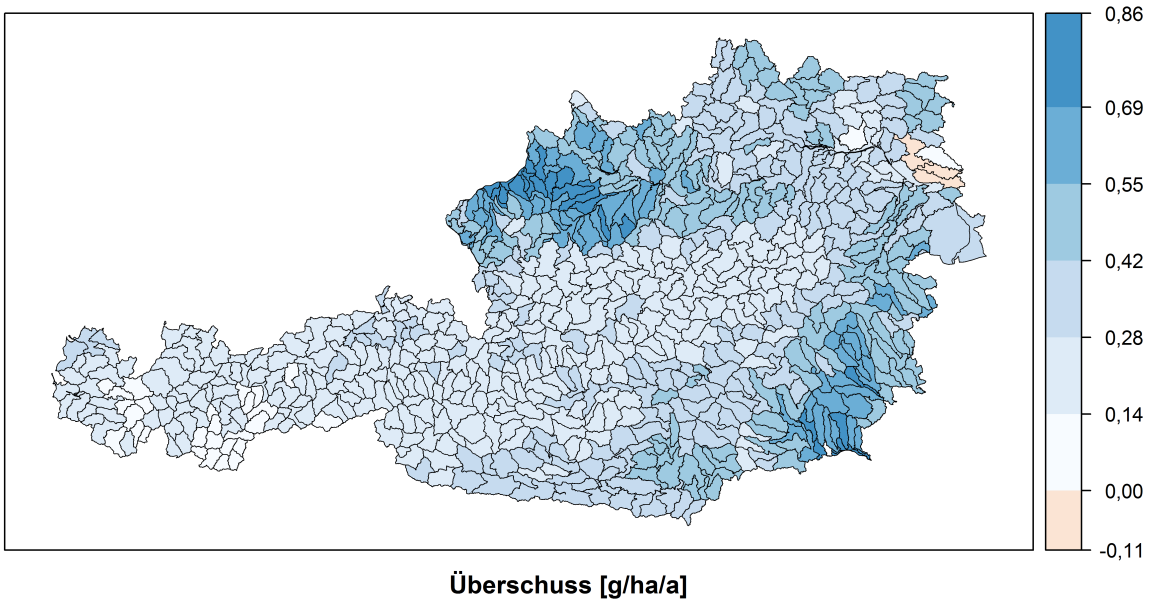
Tributylzinn - Gesamtfläche



Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

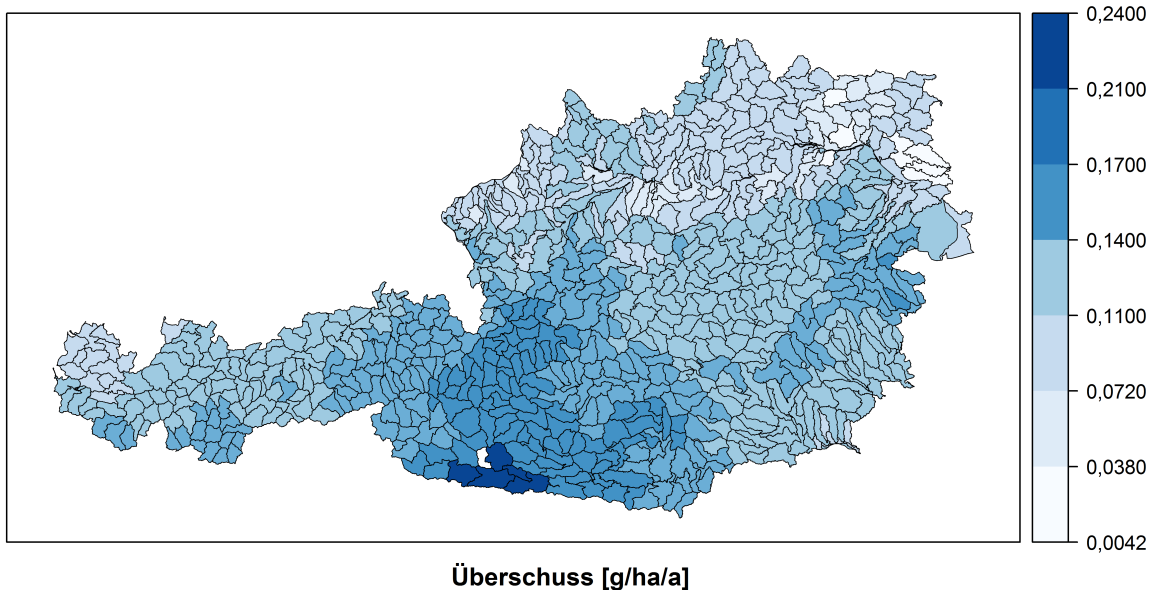
Abbildung 77: Mittlerer Überschuss der Gesamteinzugsgebietsflächen.

Cadmium - Gesamtfläche



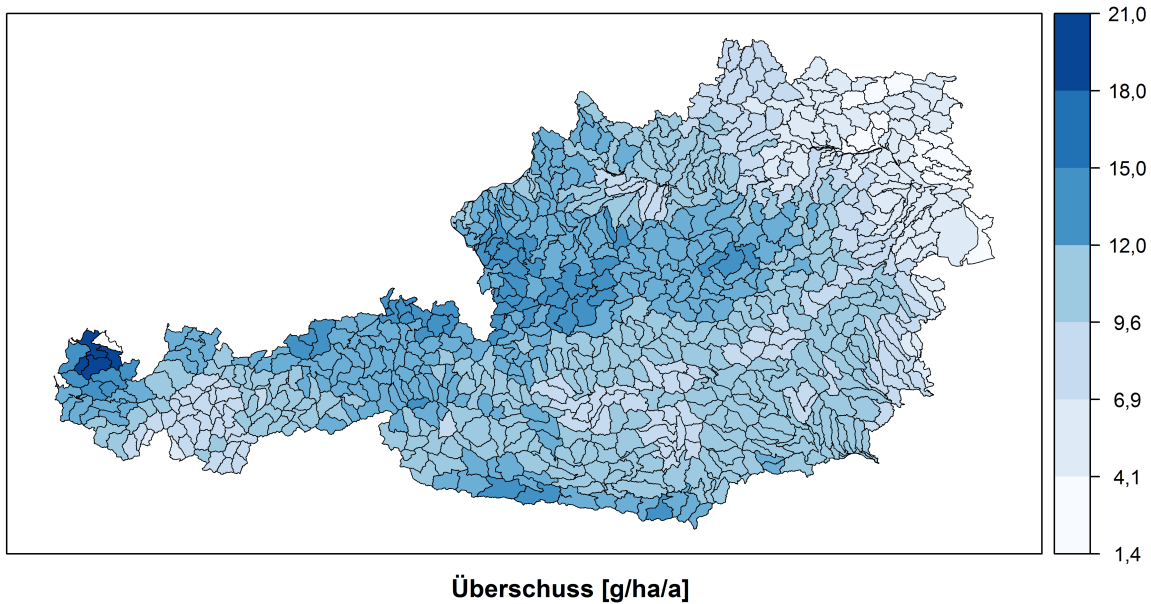
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Quecksilber - Gesamtfläche



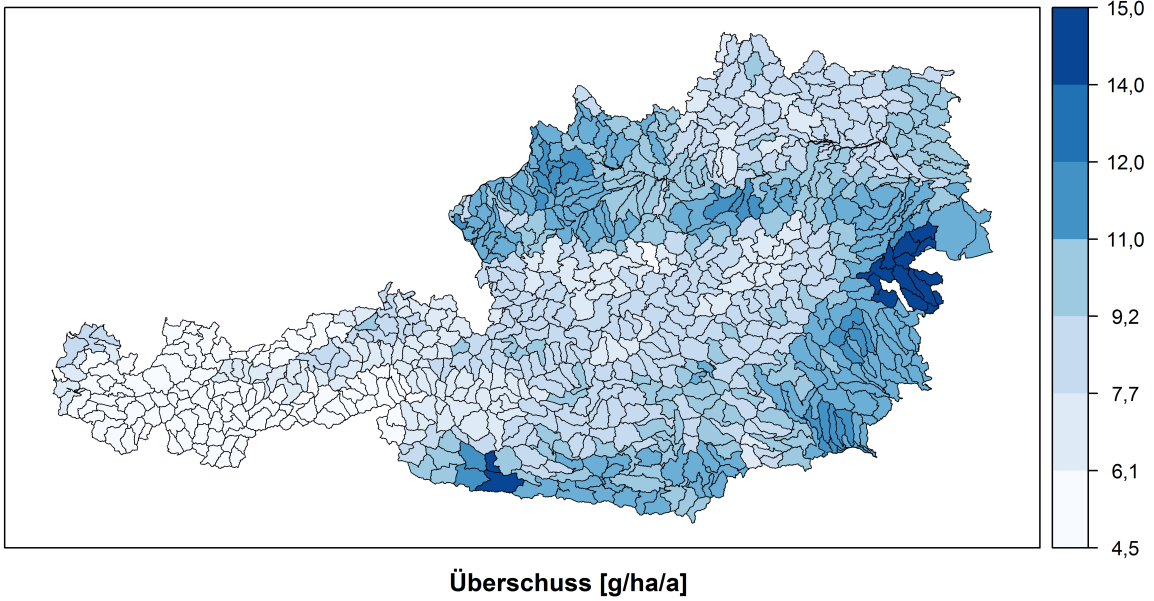
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Nickel - Gesamtfläche



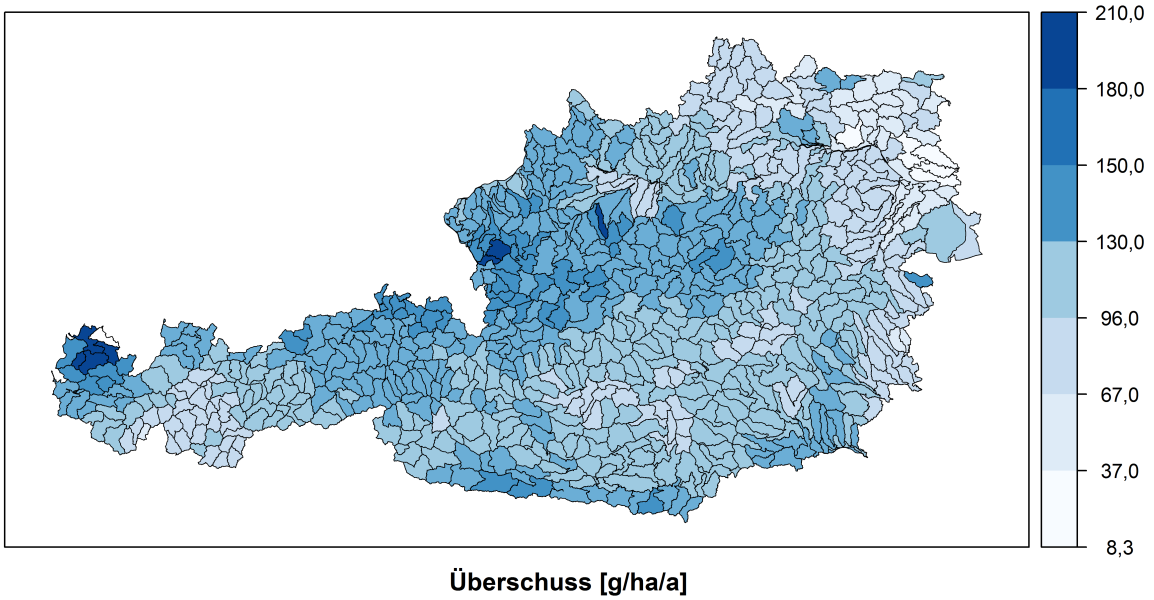
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Blei - Gesamtfläche



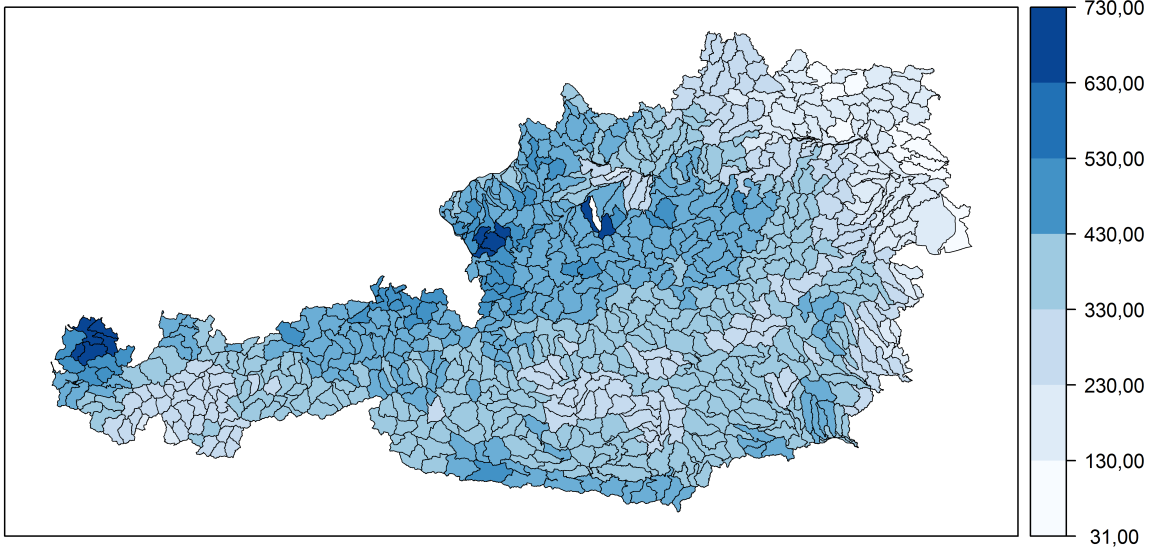
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Kupfer - Gesamtfläche



Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

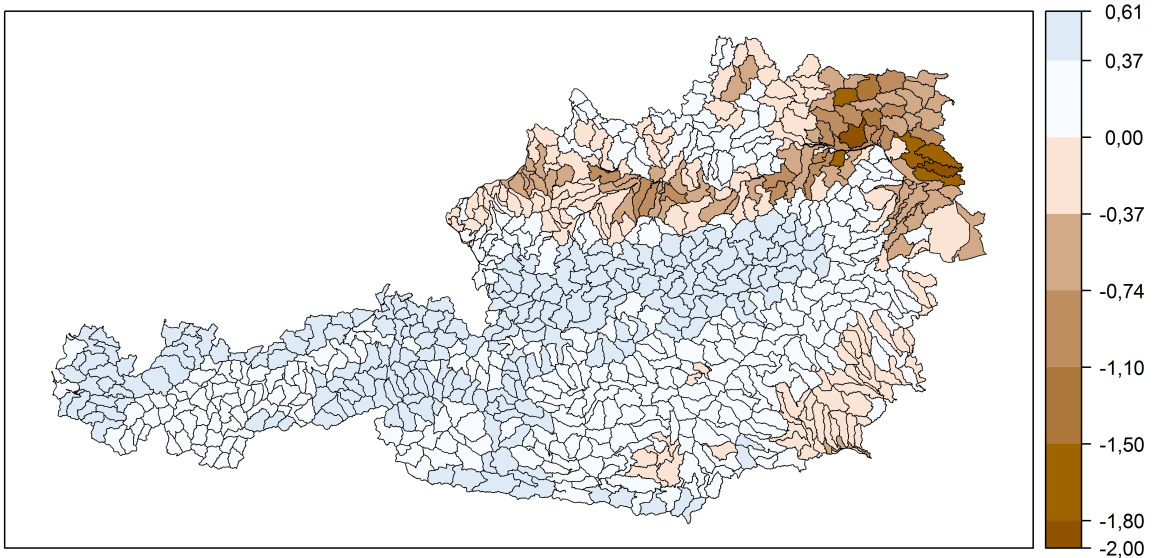
Zink - Gesamtfläche



Überschuss [g/ha/a]

Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

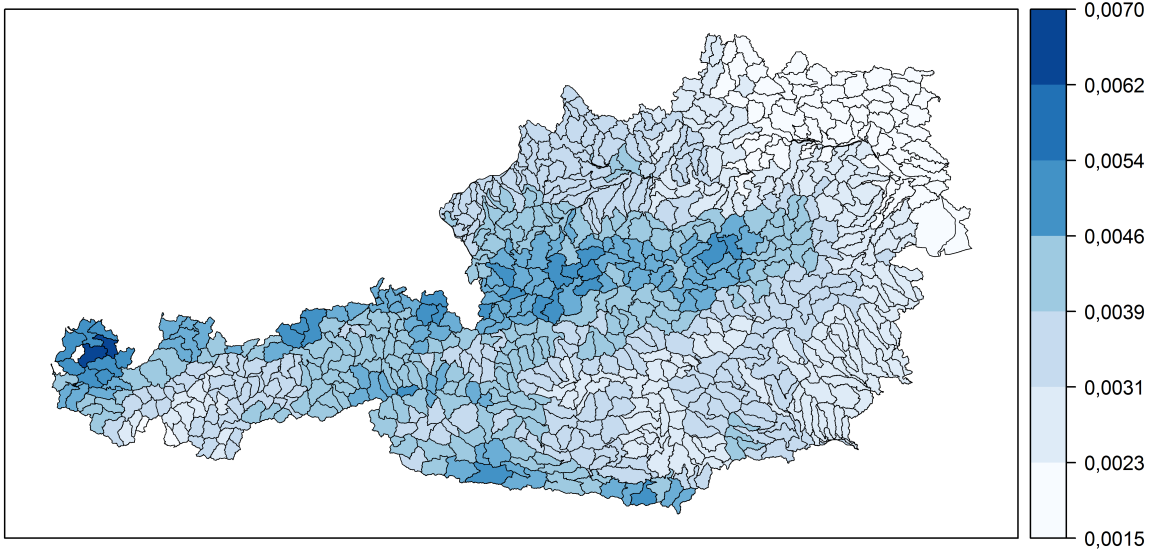
Summe PAK - Gesamtfläche



Überschuss [g/ha/a]

Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

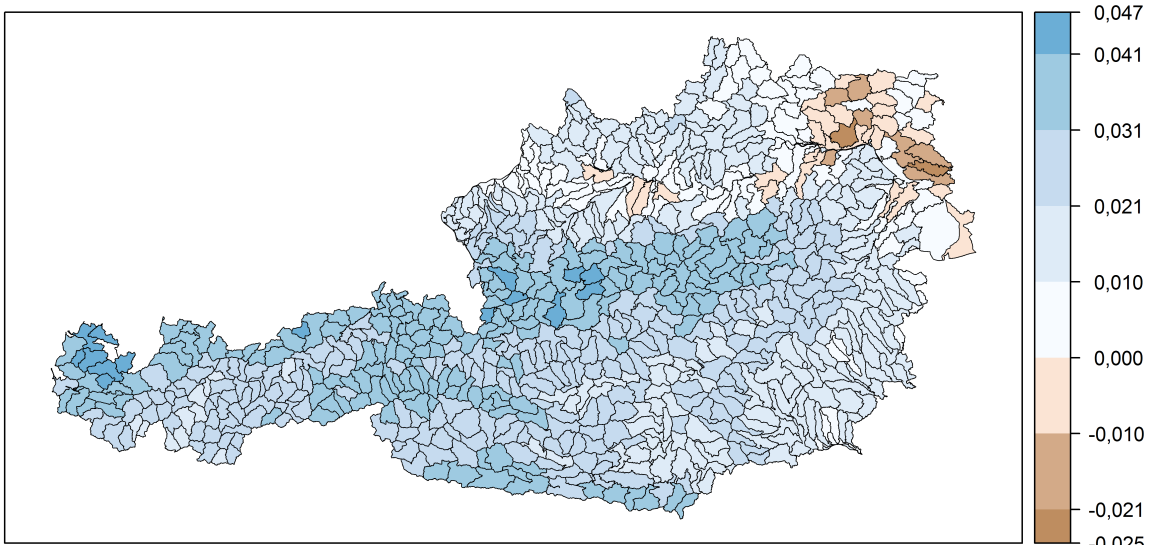
Summe PBDE - Gesamtfläche



Überschuss [g/ha/a]

Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

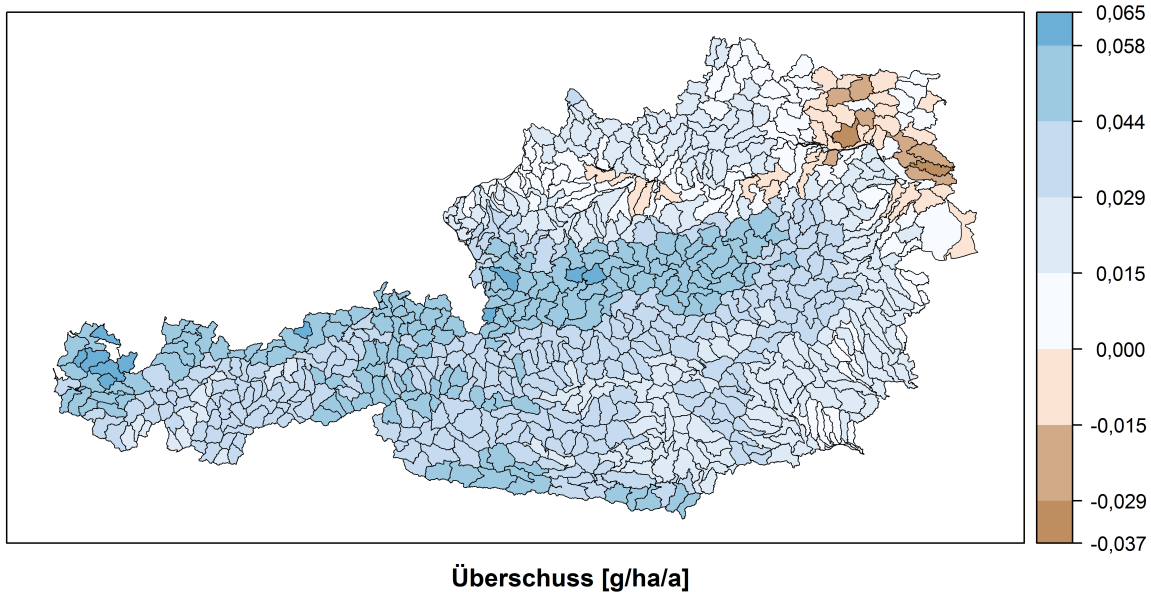
PFOS - Gesamtfläche



Überschuss [g/ha/a]

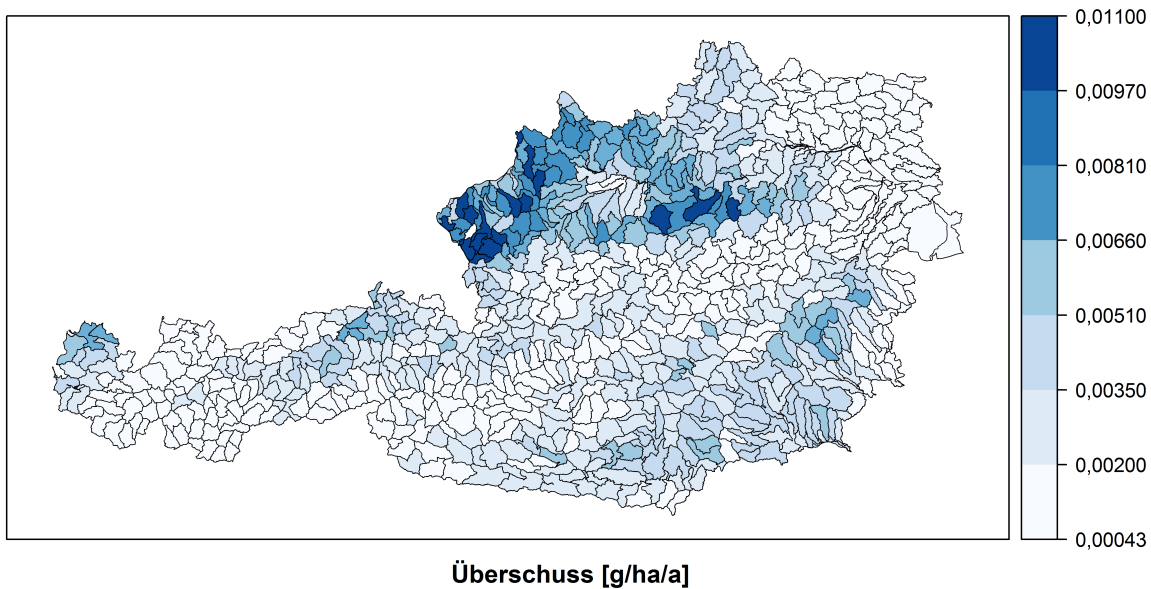
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

PFOA - Gesamtfläche



Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Tributylzinn - Gesamtfläche

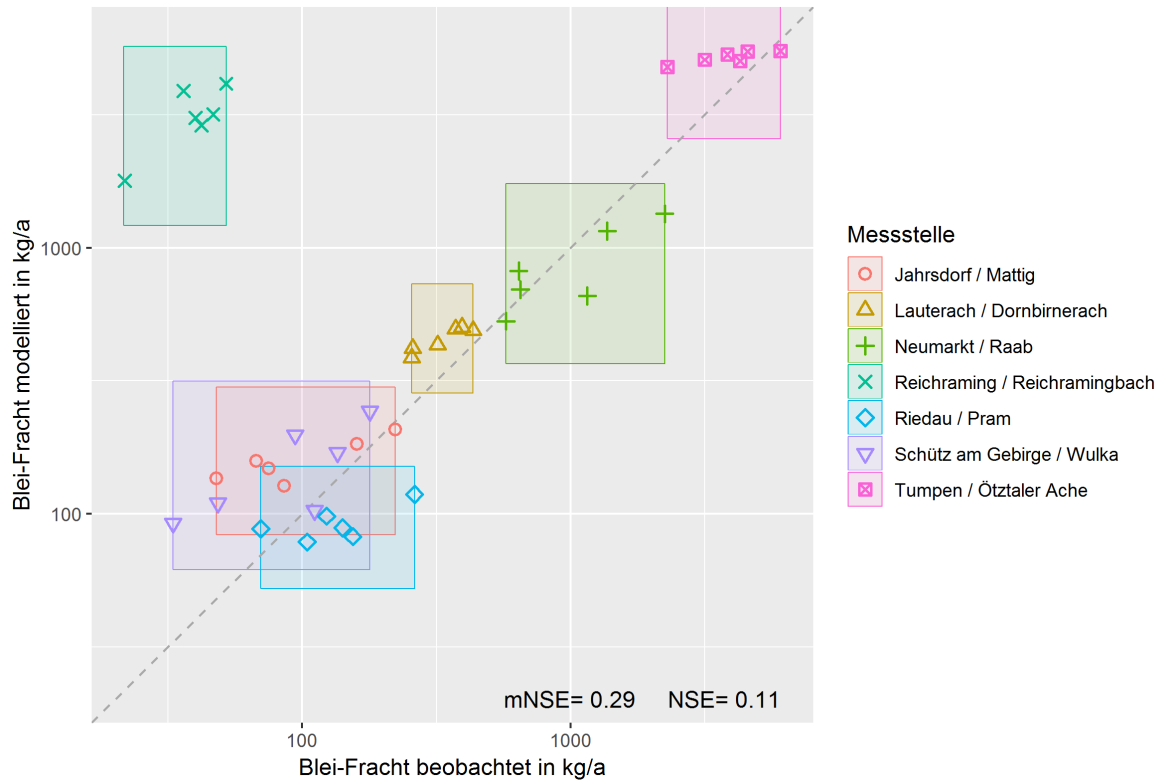


Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

7.6 Pegelabgleich (beobachtet-modelliert)

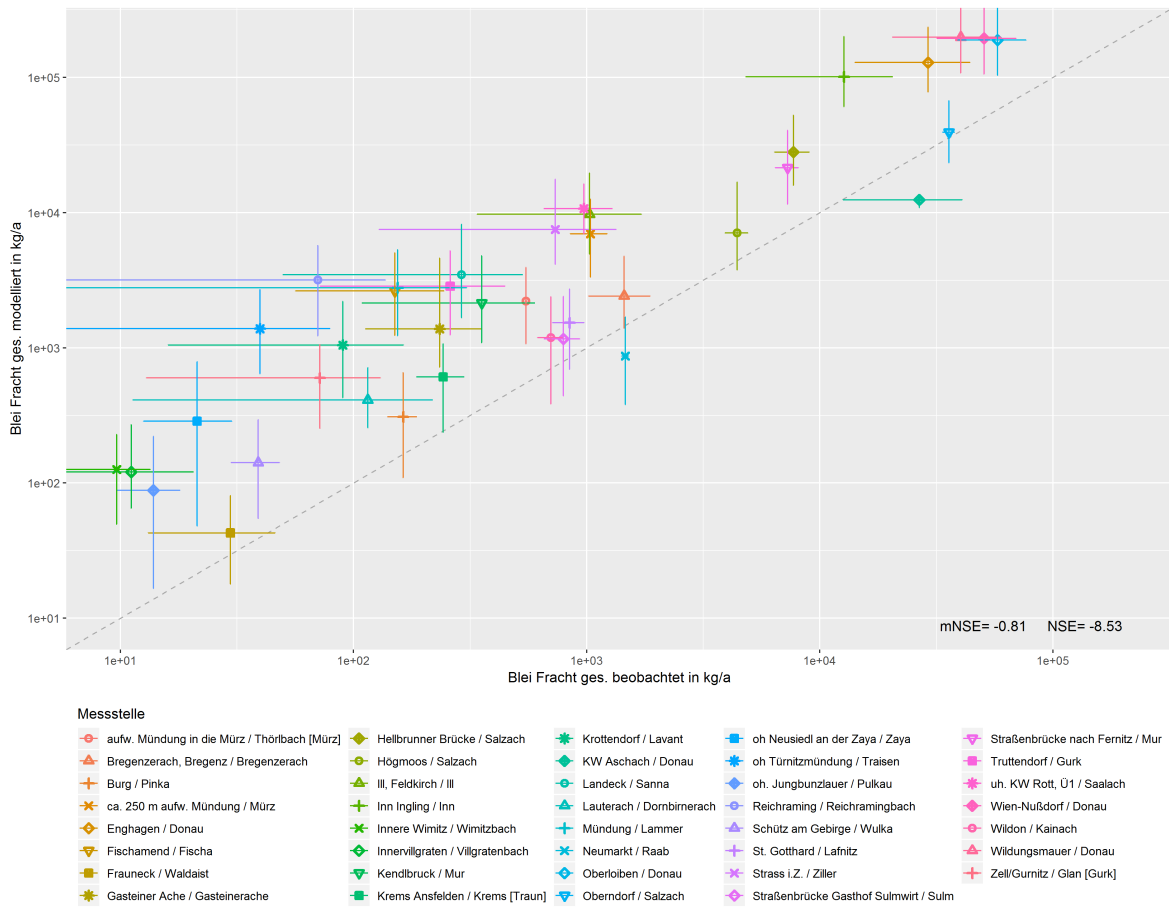
7.6.1 Schwermetalle gesamt

Abbildung 78: Pegelabgleich für Blei (gesamt).



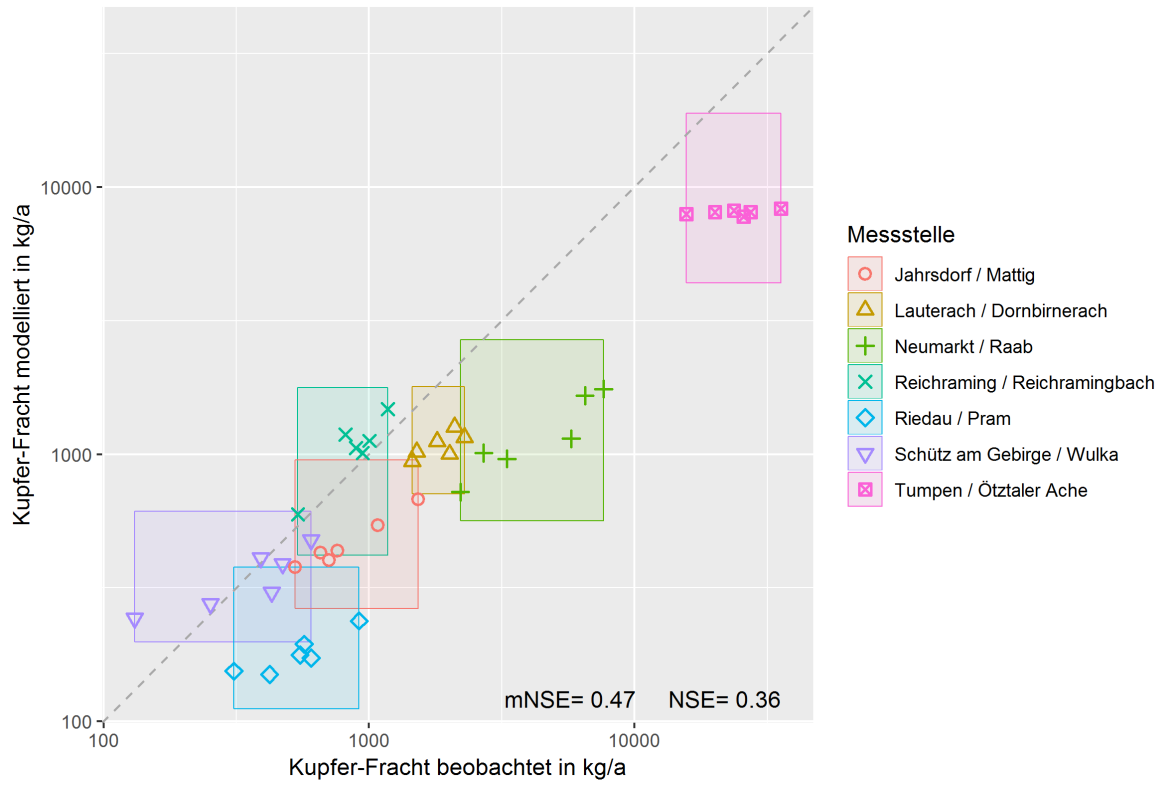
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 79: Pegelabgleich mit GZÜV-Daten für Blei (gesamt).



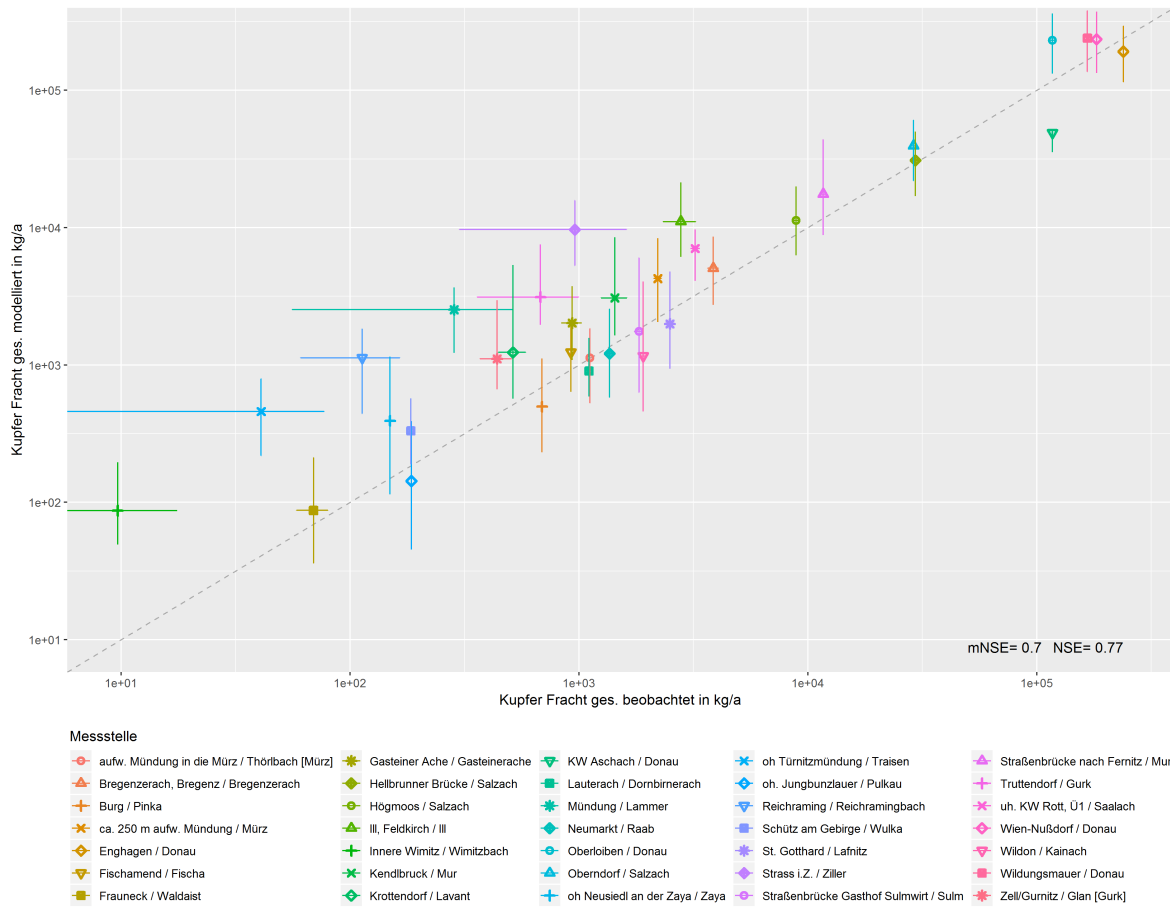
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 80: Pegelabgleich für Kupfer (gesamt).



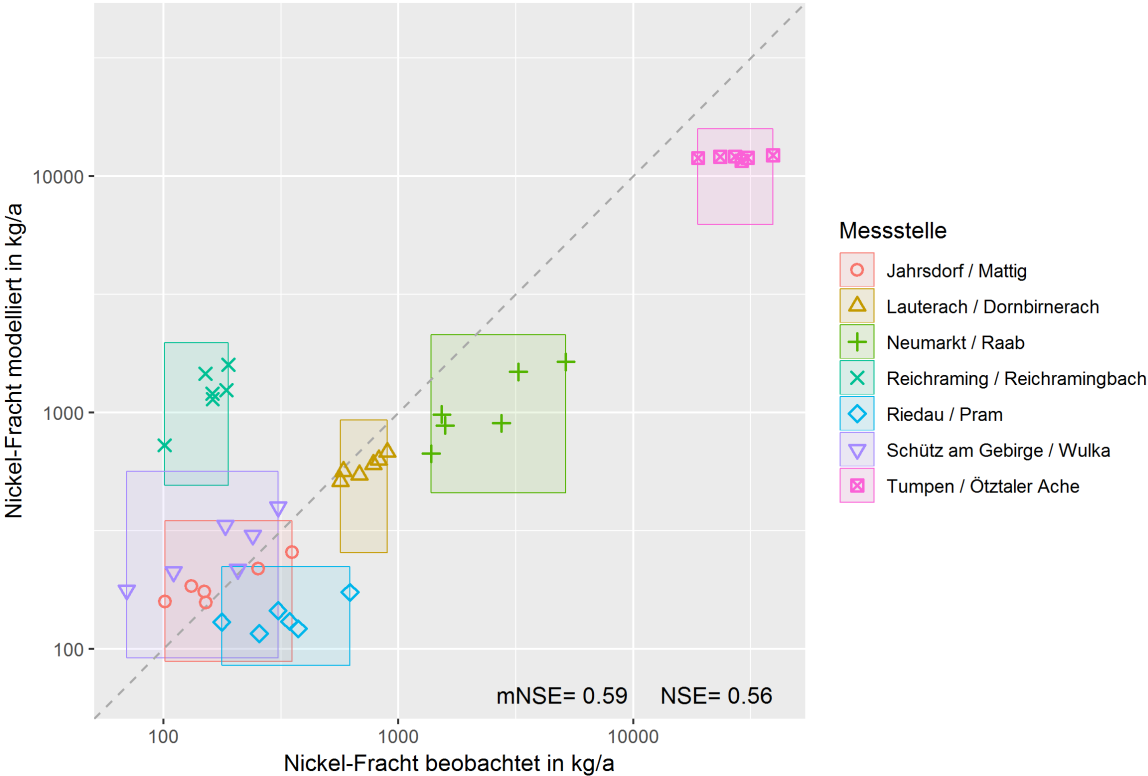
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 81: Pegelabgleich mit GZÜV-Daten für Kupfer (gesamt).



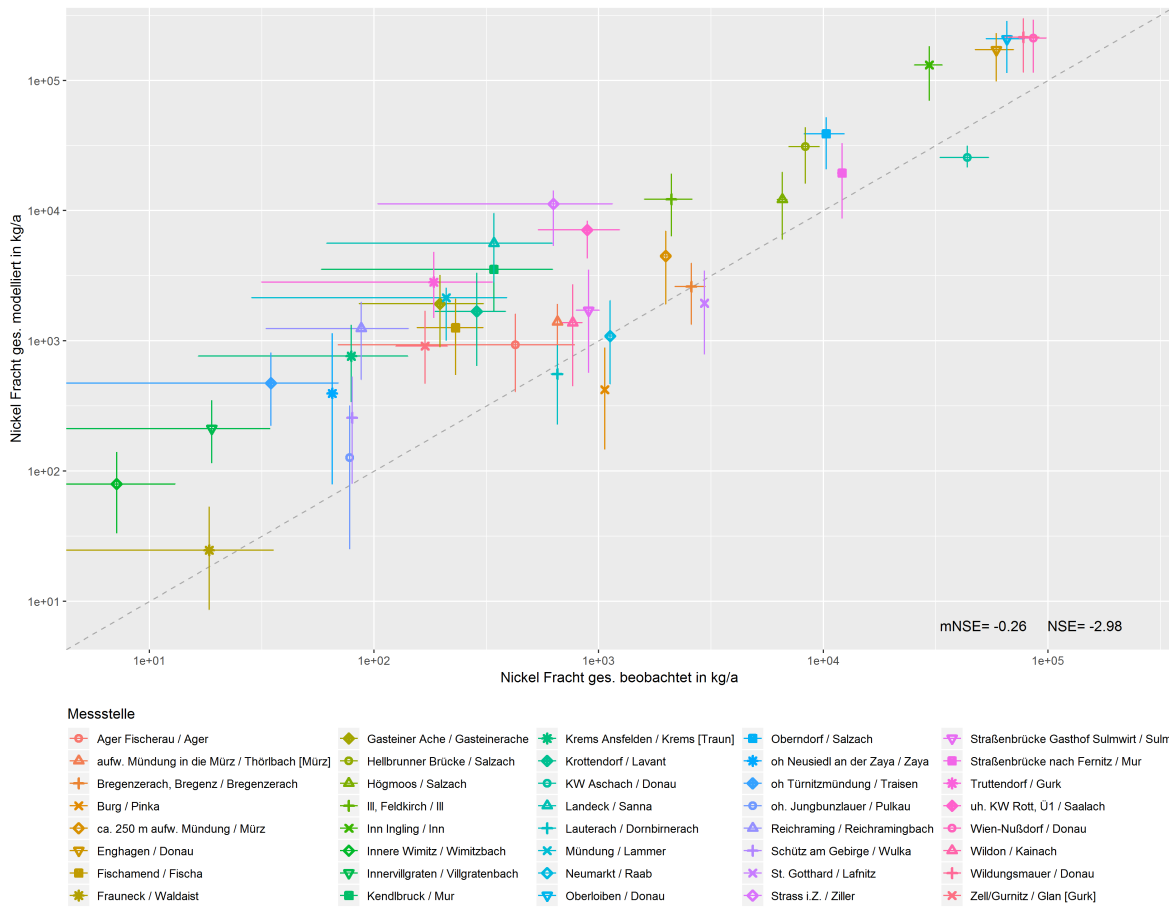
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 82: Pegelabgleich für Nickel (gesamt).



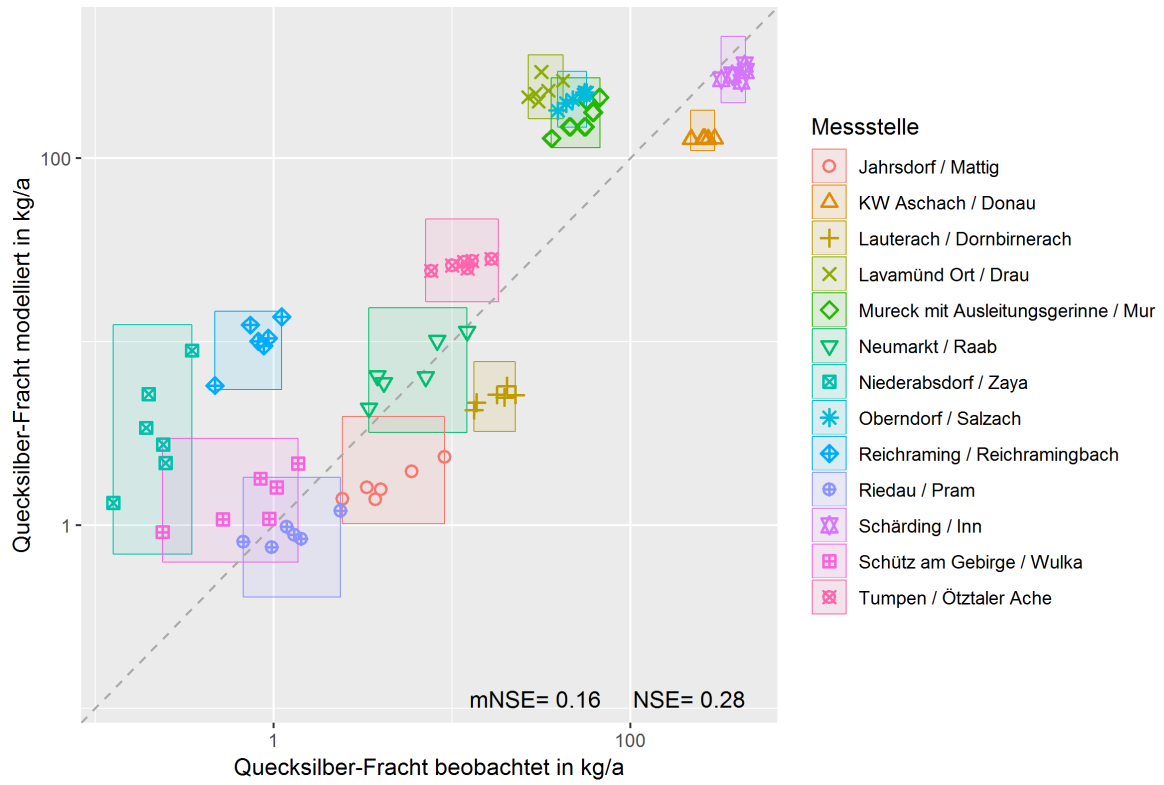
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 83: Pegelabgleich mit GZÜV-Daten für Nickel (gesamt).



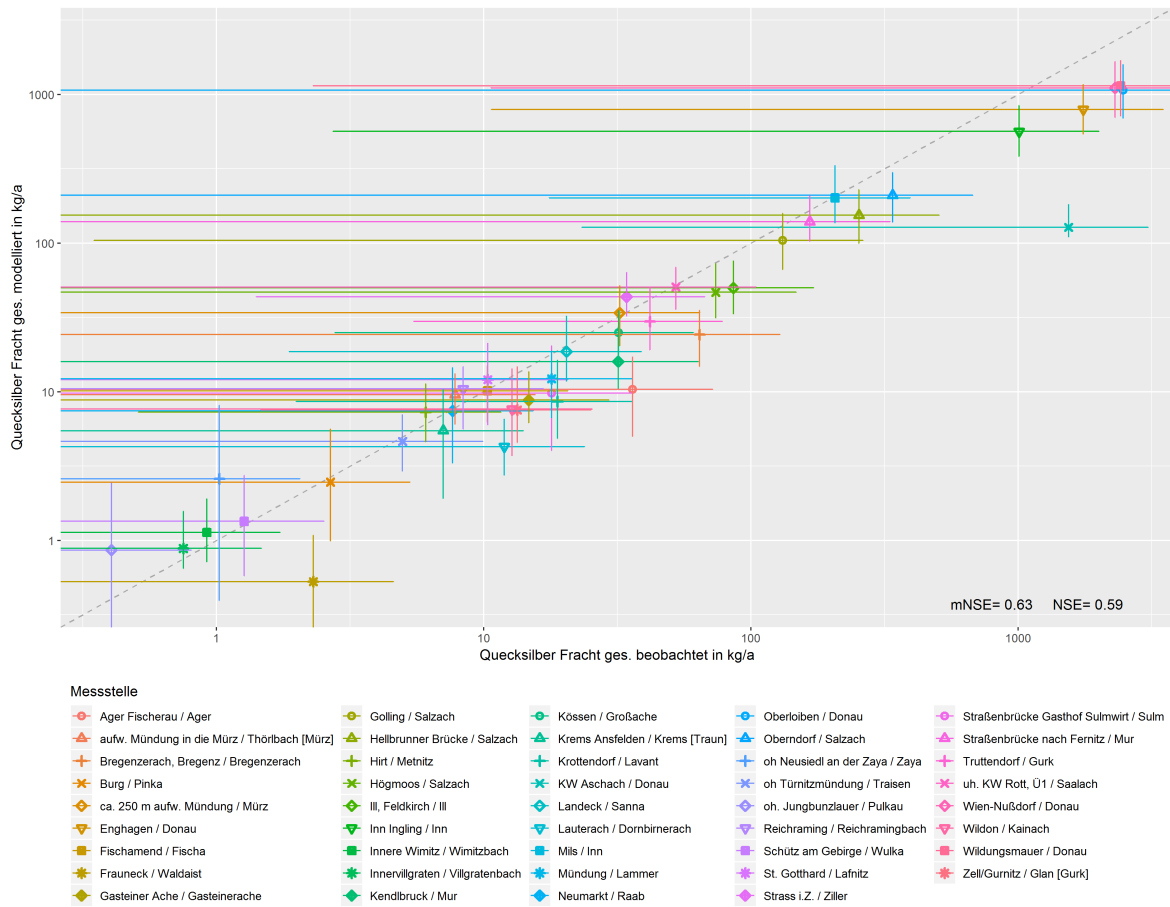
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 84: Pegelabgleich für Quecksilber (gesamt).



Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 85: Pegelabgleich mit GZÜV-Daten für Quecksilber (gesamt).



Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 86: Pegelabgleich für Zink (gesamt).

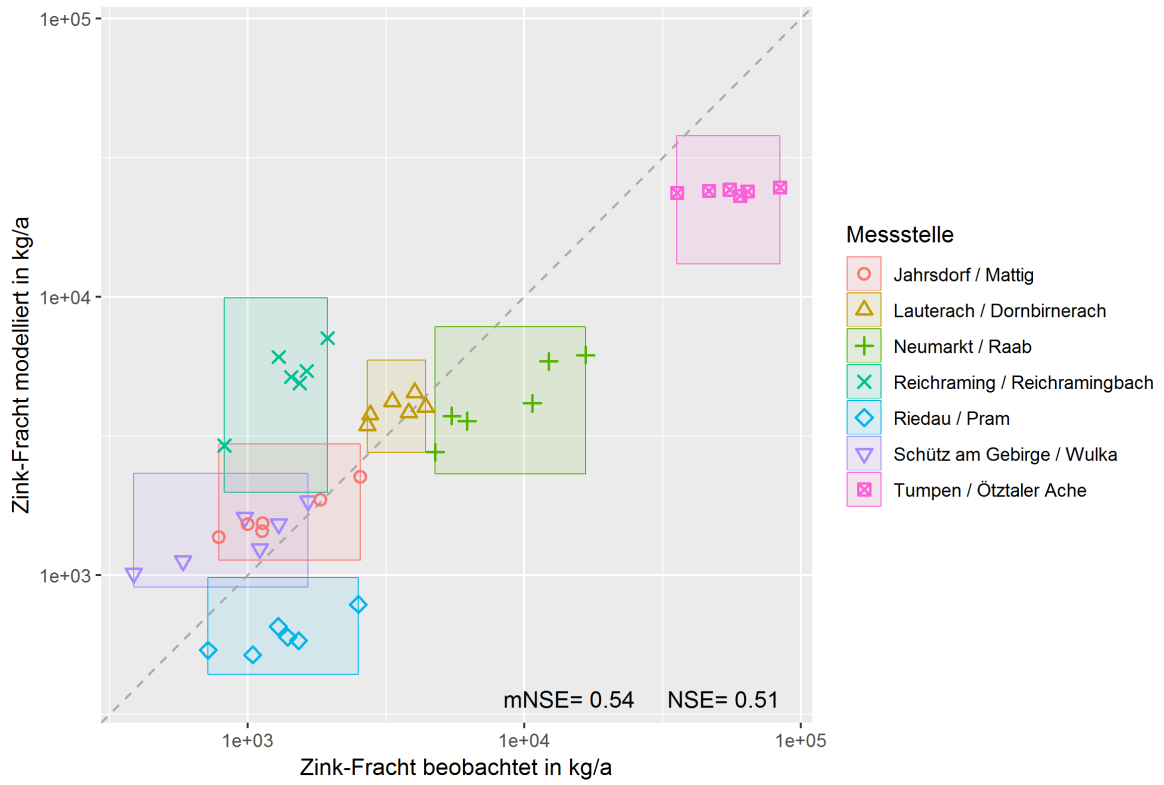
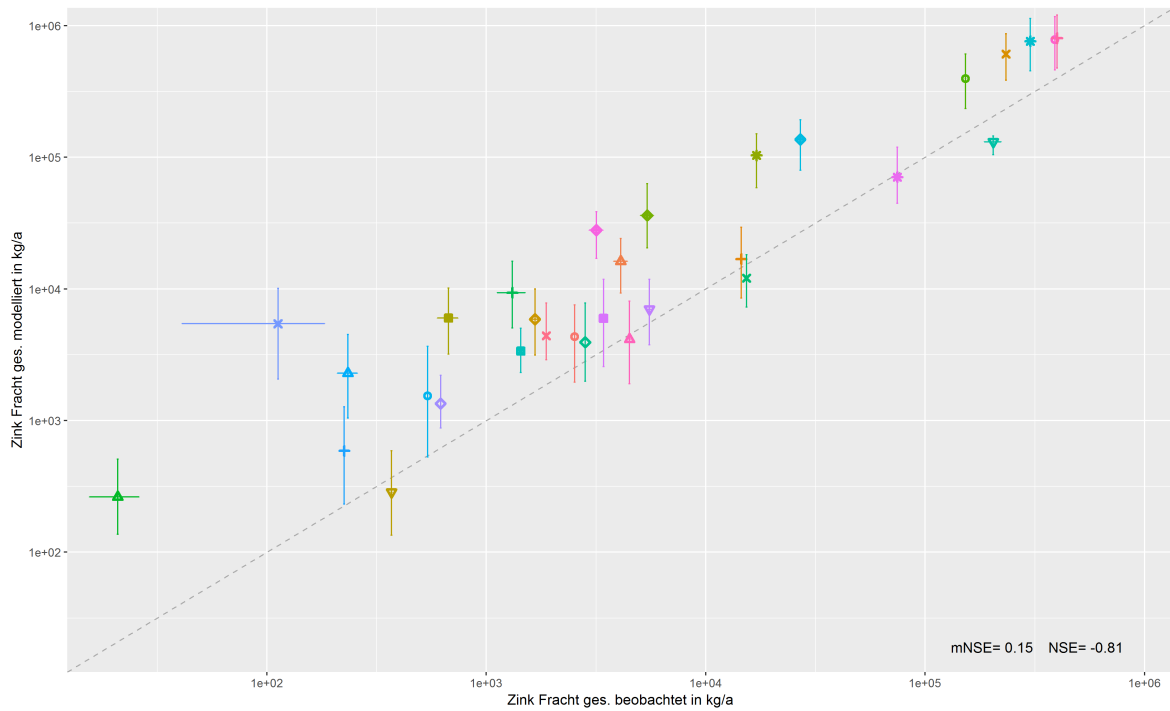


Abbildung 87: Pegelabgleich mit GZÜV-Daten für Zink (gesamt)



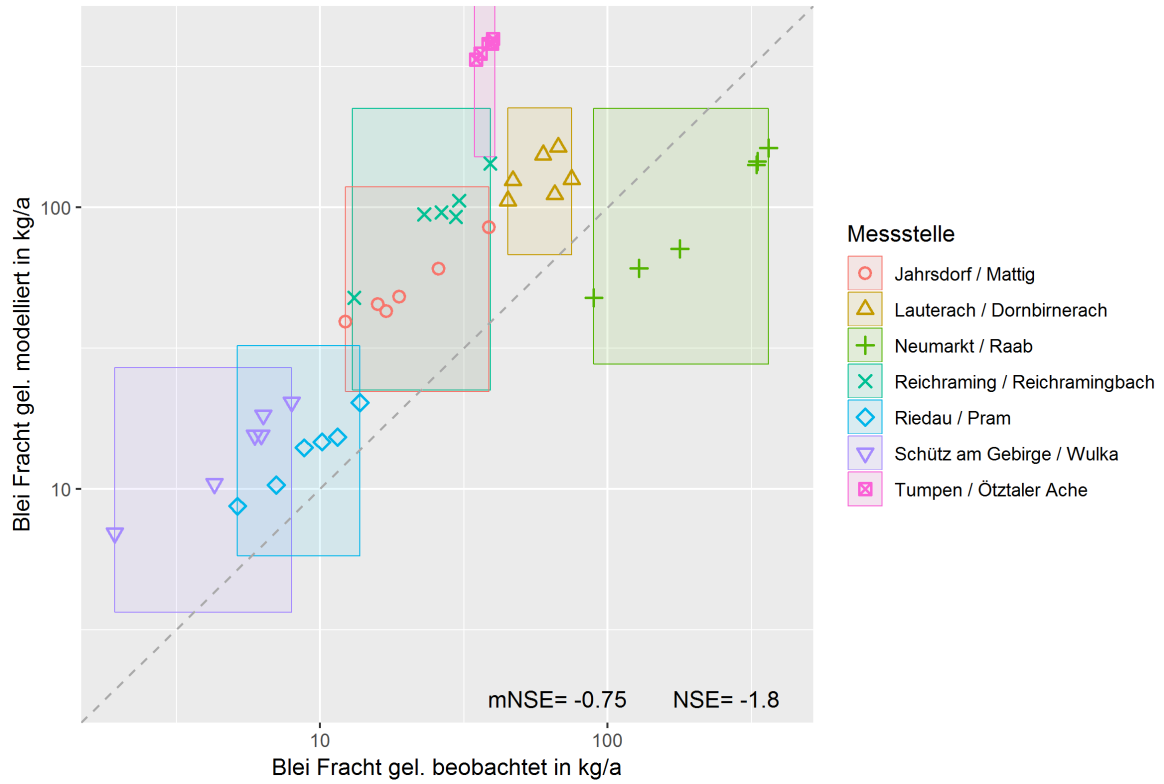
Messtelle

- | | | | | |
|--|--------------------------------|----------------------------------|---|------------------------------|
| ○ aufw. Mündung in die Mürz / Thörlbach [Mürz] | ★ Hellbrunner Brücke / Salzach | ▽ KW Aschach / Donau | ★ Reichraming / Reichramingbach | △ Wildon / Kainach |
| △ Bregenzrach, Bregenz / Bregenzrach | ◆ Ill, Feldkirch / Ill | ■ Lauterach / Dornbirnerach | ◇ Schütz am Gebirge / Wuika | ✦ Wildungsmauer / Donau |
| ✦ ca. 250 m aufw. Mündung / Mürz | ● Inn Ingling / Inn | ★ Oberloiben / Donau | ▽ St. Gotthard / Lafnitz | ✦ Zell/Gurnitz / Glan [Gurk] |
| ✦ Enghagen / Donau | ▲ Innere Wimitz / Wimitzbach | ◆ Oberndorf / Salzach | ★ Straßenbrücke Gasthof Sulmwirt / Sulm | |
| ◇ Fischamend / Fische | ✦ Kendlbruck / Mur | ○ oh Neusiedl an der Zaya / Zaya | ★ Straßenbrücke nach Fernitz / Mur | |
| ▽ Fraunek / Waldaist | ★ Kössen / Großsache | △ oh Tümitzmündung / Traisen | ◆ uh. KW Rott, Ü1 / Saalach | |
| ■ Gasteiner Ache / Gasteinerache | ◇ Krottendorf / Lavant | ✦ oh. Jungbunzlauer / Pulkau | ○ Wien-Nußdorf / Donau | |

Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

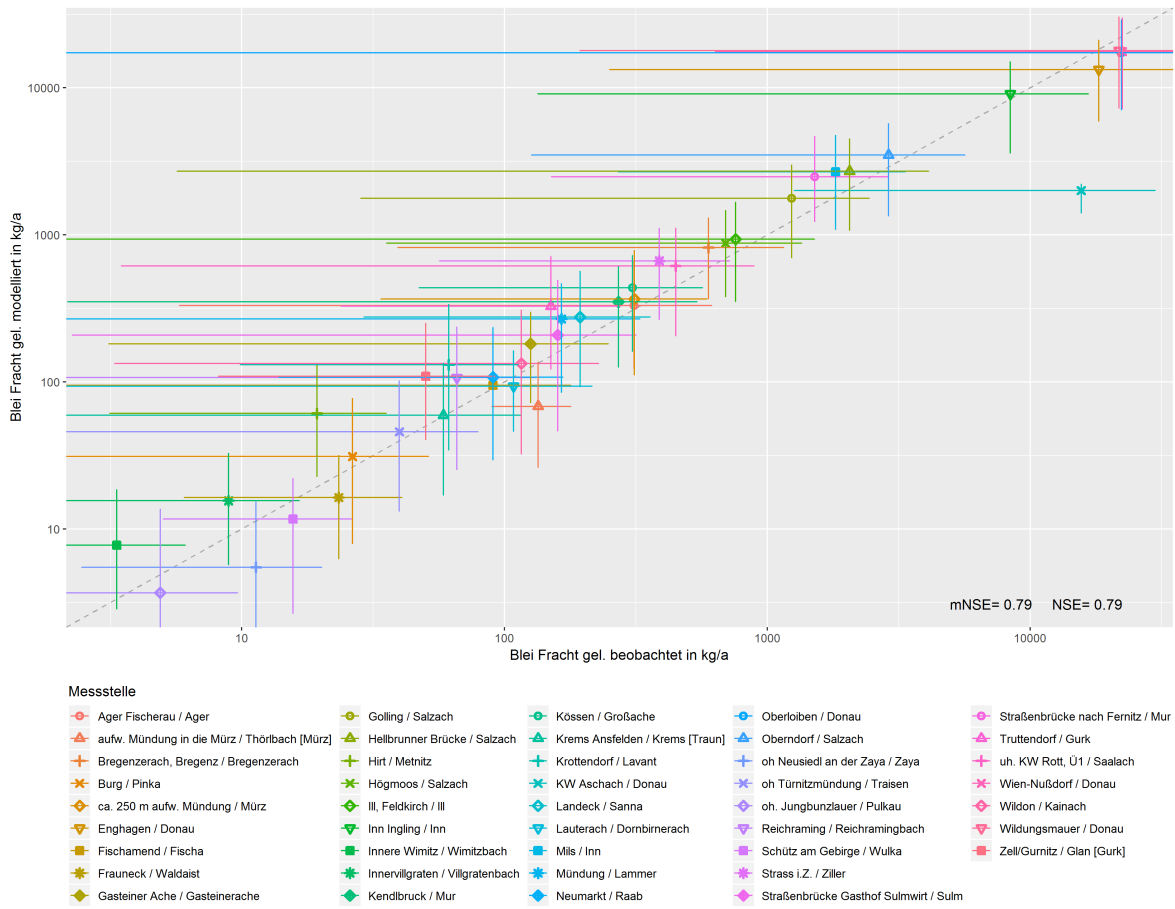
7.6.2 Schwermetalle gelöst

Abbildung 88: Pegelabgleich für Blei (gelöst).



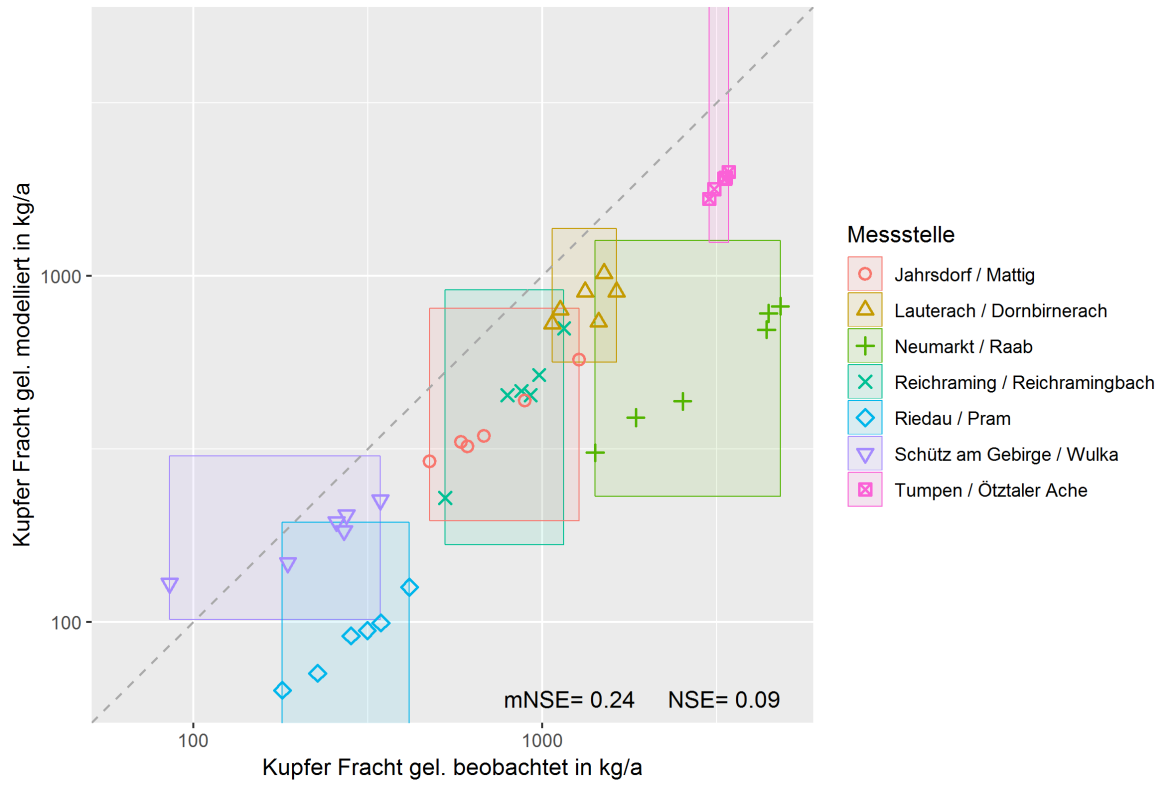
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 89: Pegelabgleich mit GZÜV-Daten für Blei (gelöst).



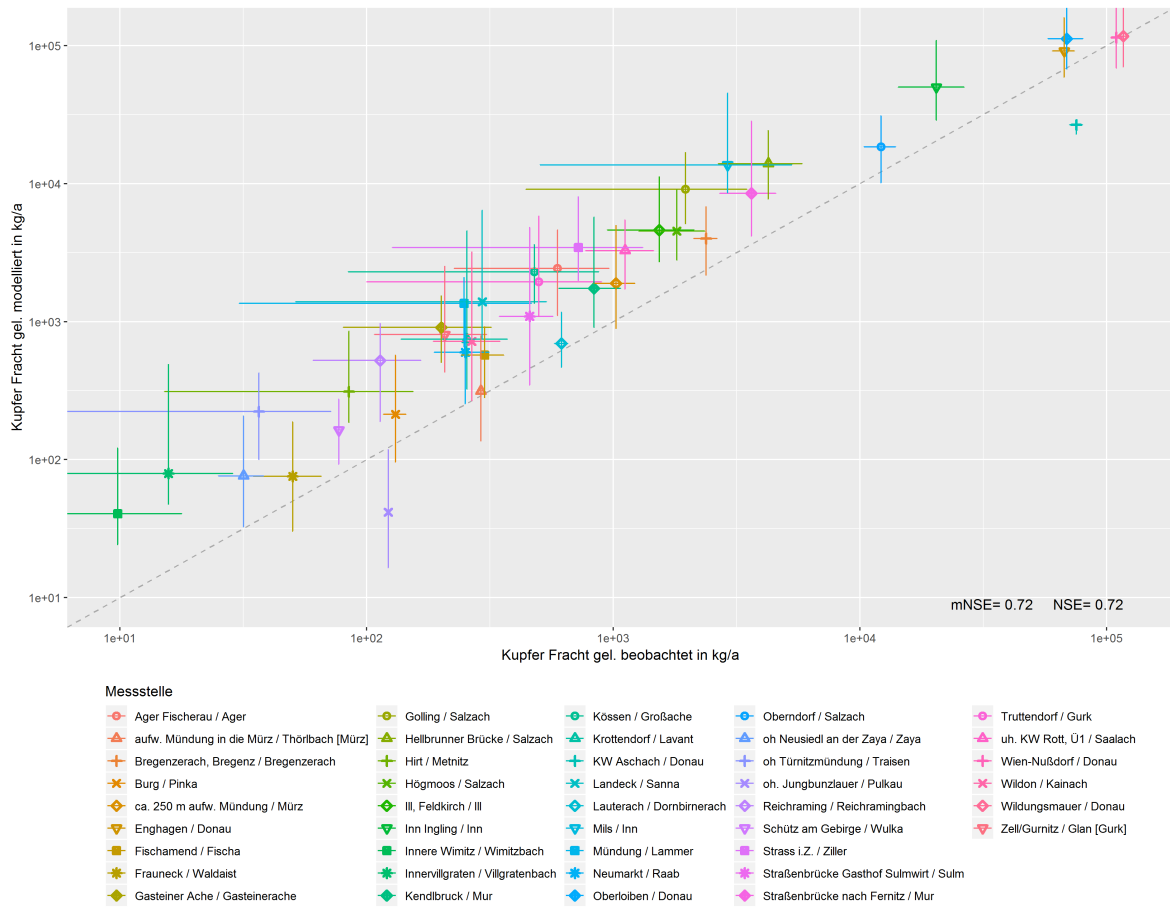
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 90: Pegelabgleich für Kupfer (gelöst).



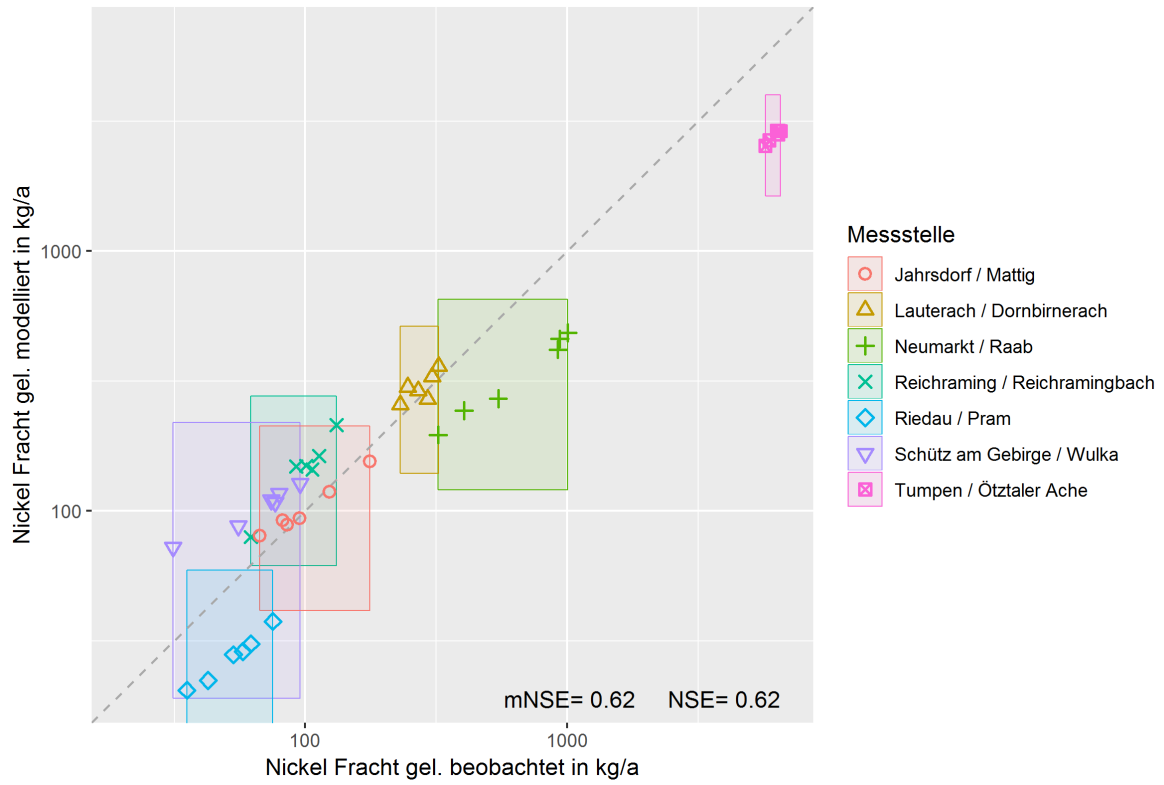
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 91: Pegelabgleich mit GZÜV-Daten für Kupfer (gelöst).



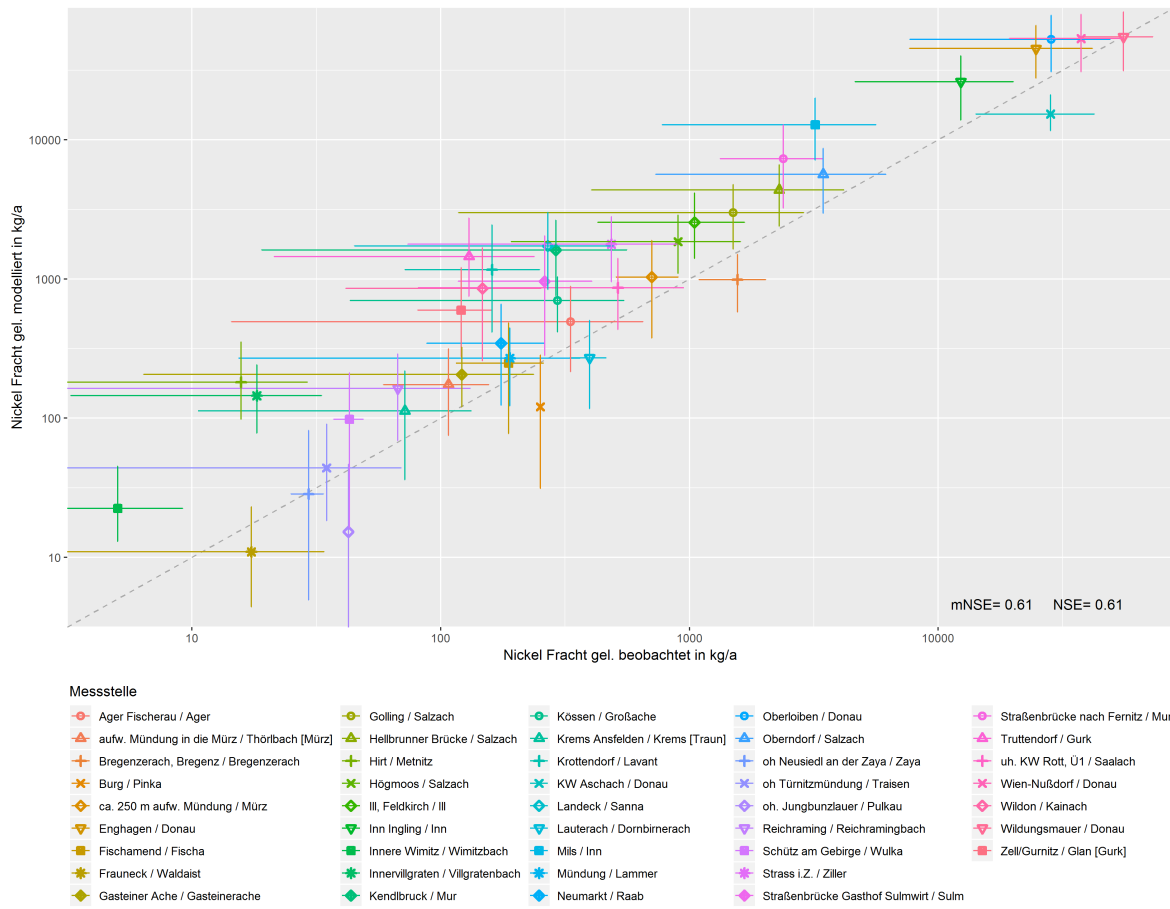
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 92: Pegelabgleich für Nickel (gelöst).



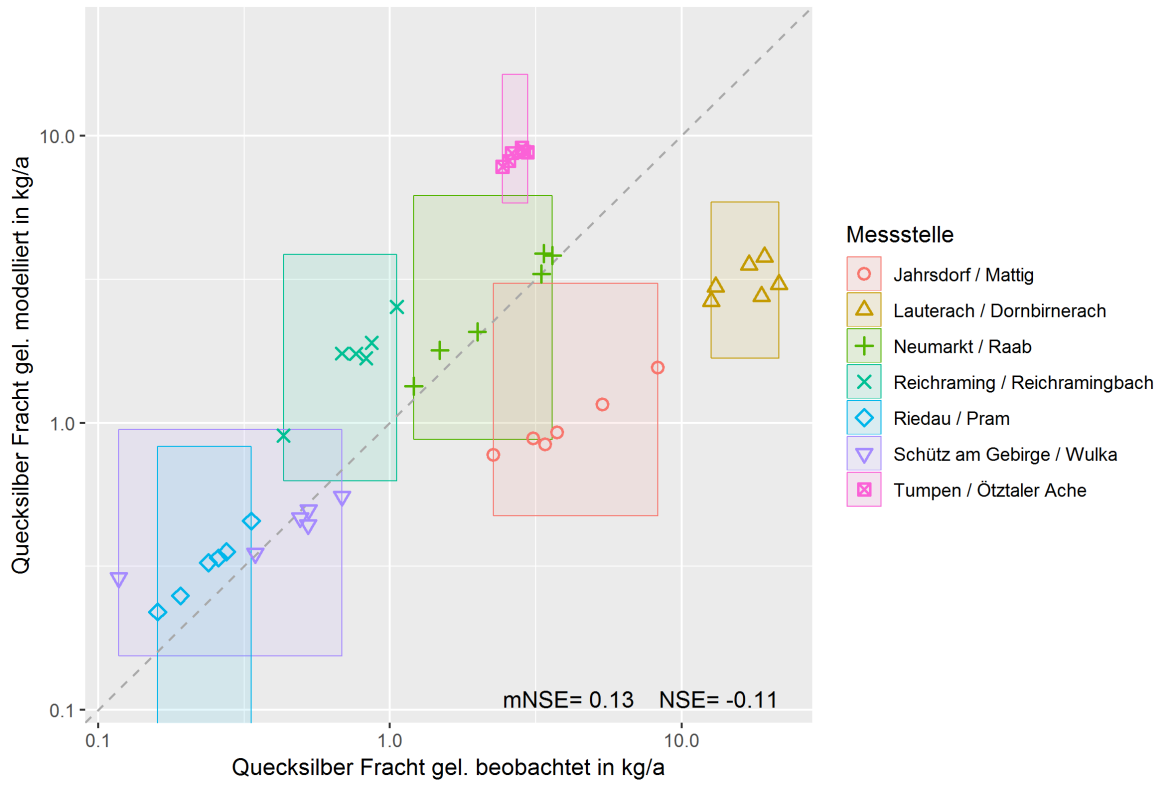
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 93: Pegelabgleich mit GZÜV-Daten für Nickel (gelöst).



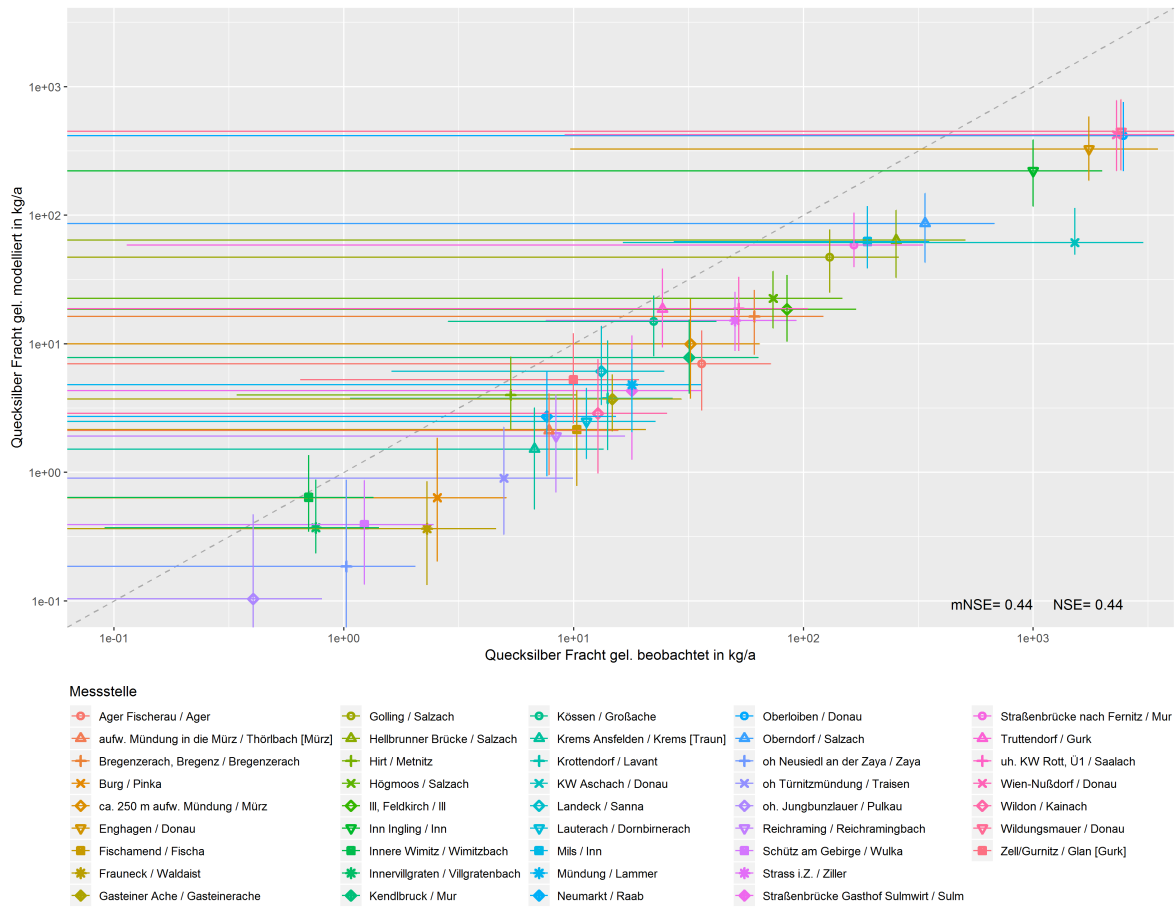
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 94: Pegelabgleich für Quecksilber (gelöst).



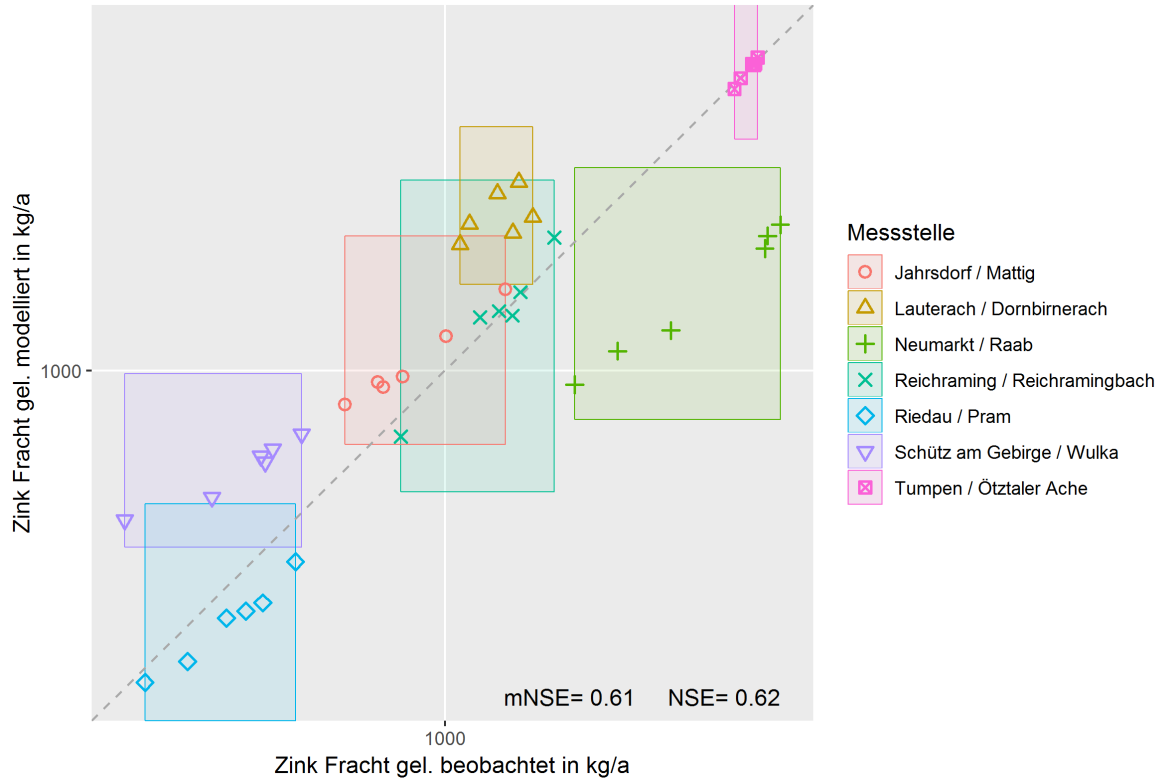
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 95: Pegelabgleich mit GZÜV-Daten für Quecksilber (gelöst)



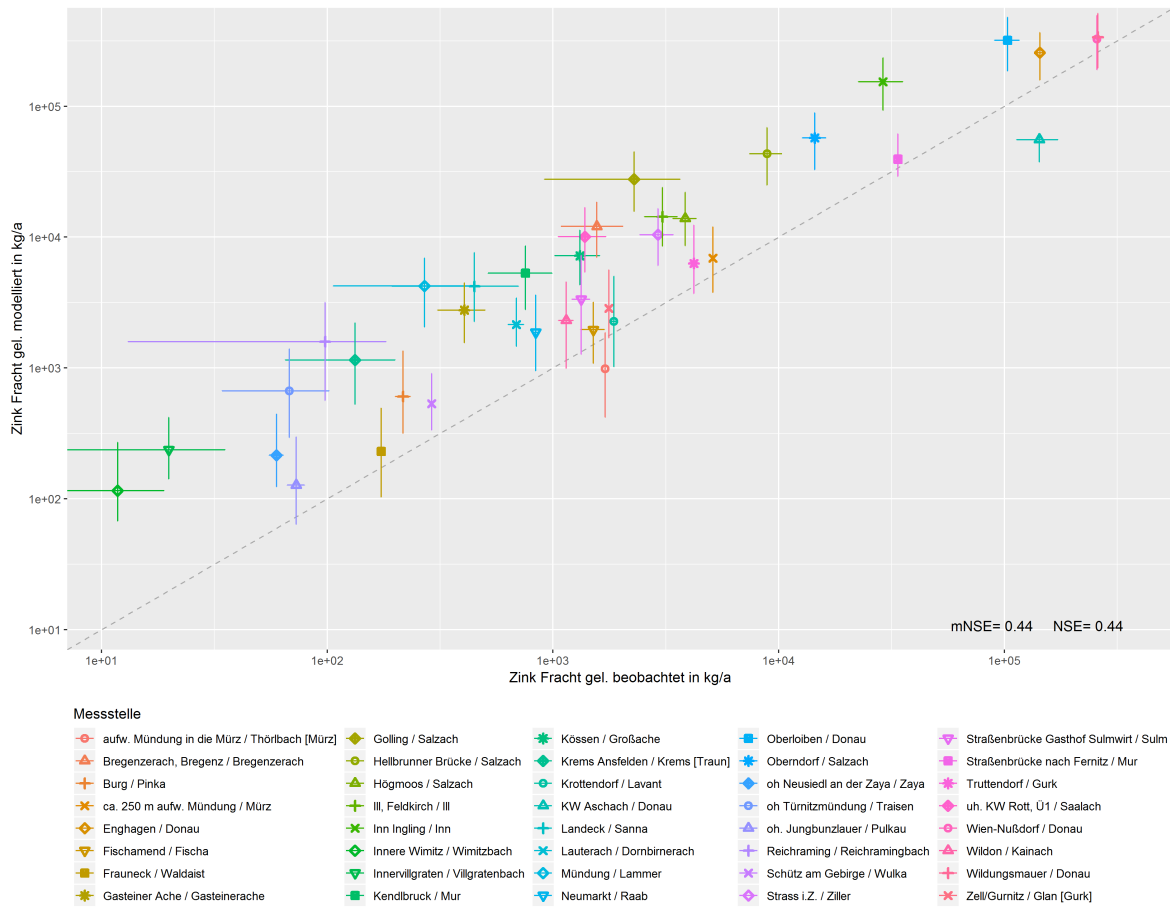
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 96: Pegelabgleich für Zink (gelöst).



Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

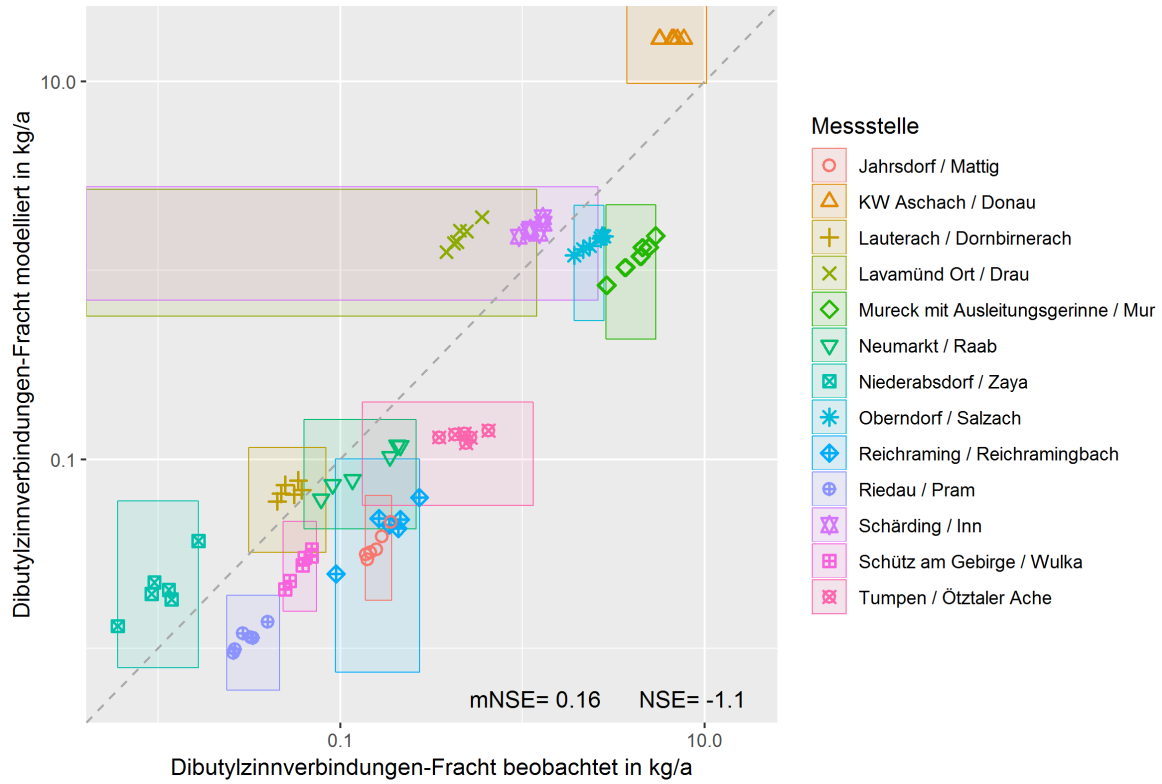
Abbildung 97: Pegelabgleich mit GZÜV-Daten für Zink (gelöst).



Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

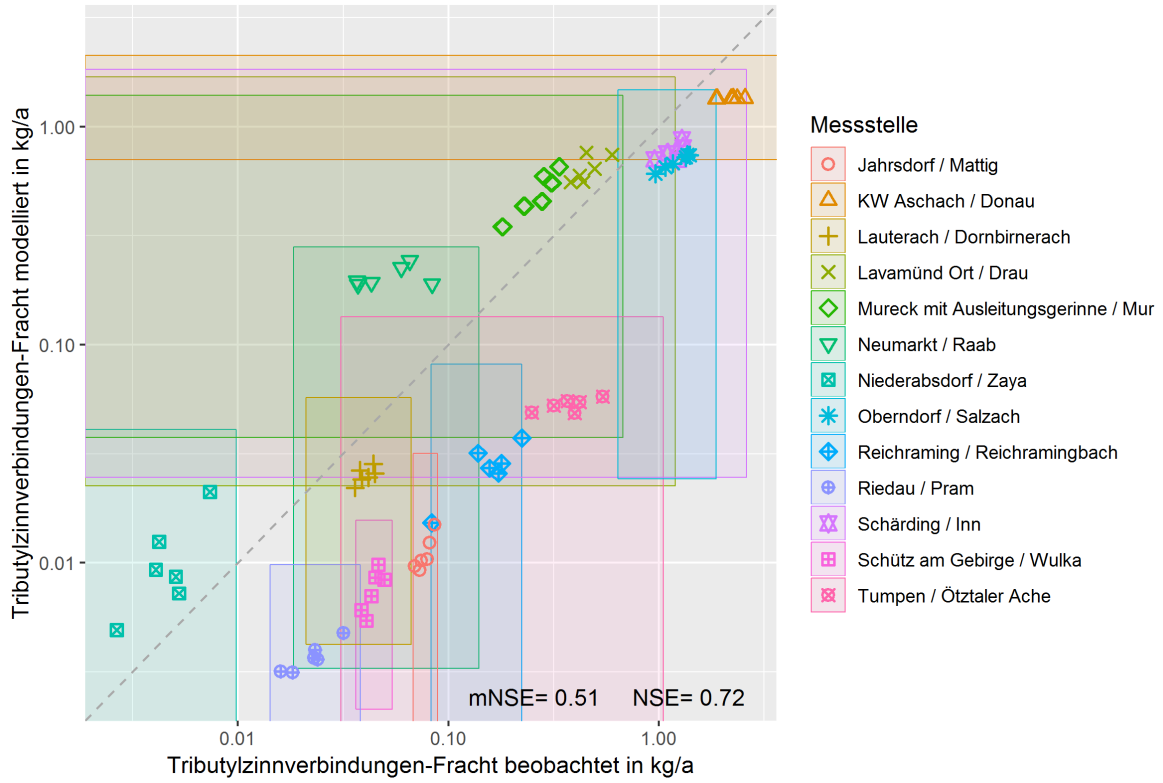
7.6.3 Organozinnverbindungen

Abbildung 98: Pegelabgleich für Dibutylzinnverbindungen.



Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

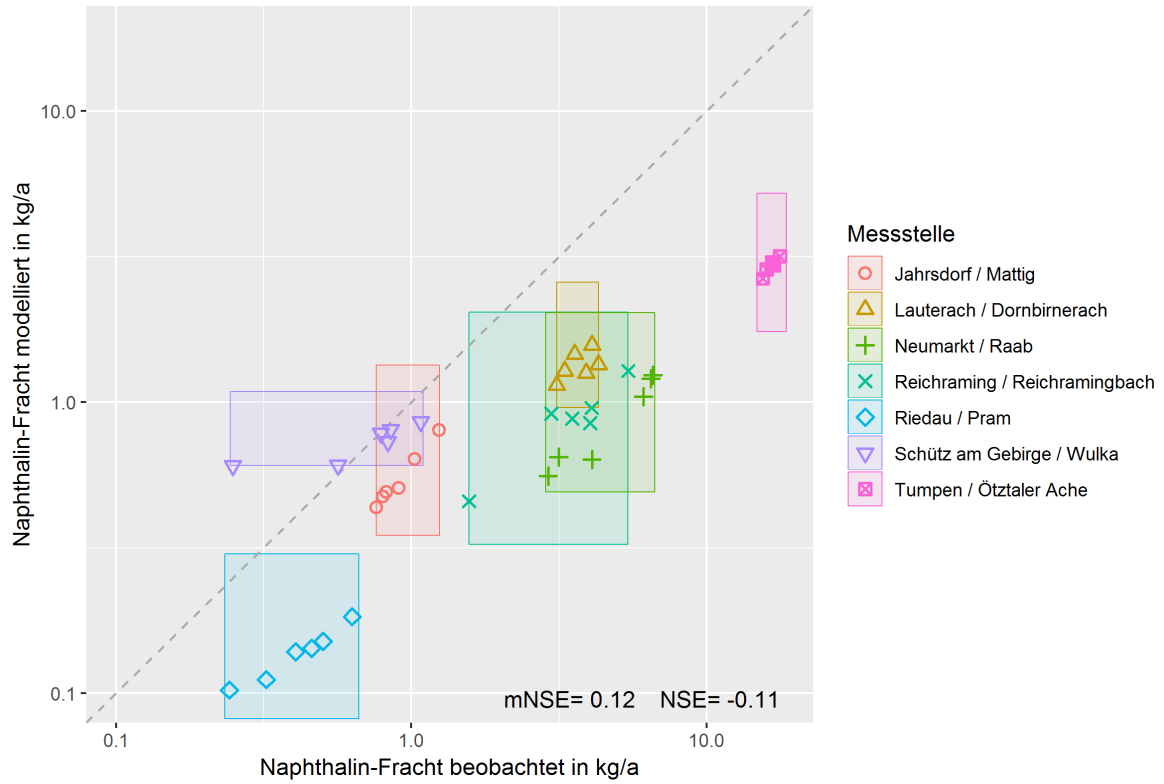
Abbildung 99: Pegelabgleich für Tributylzinnverbindungen.



Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

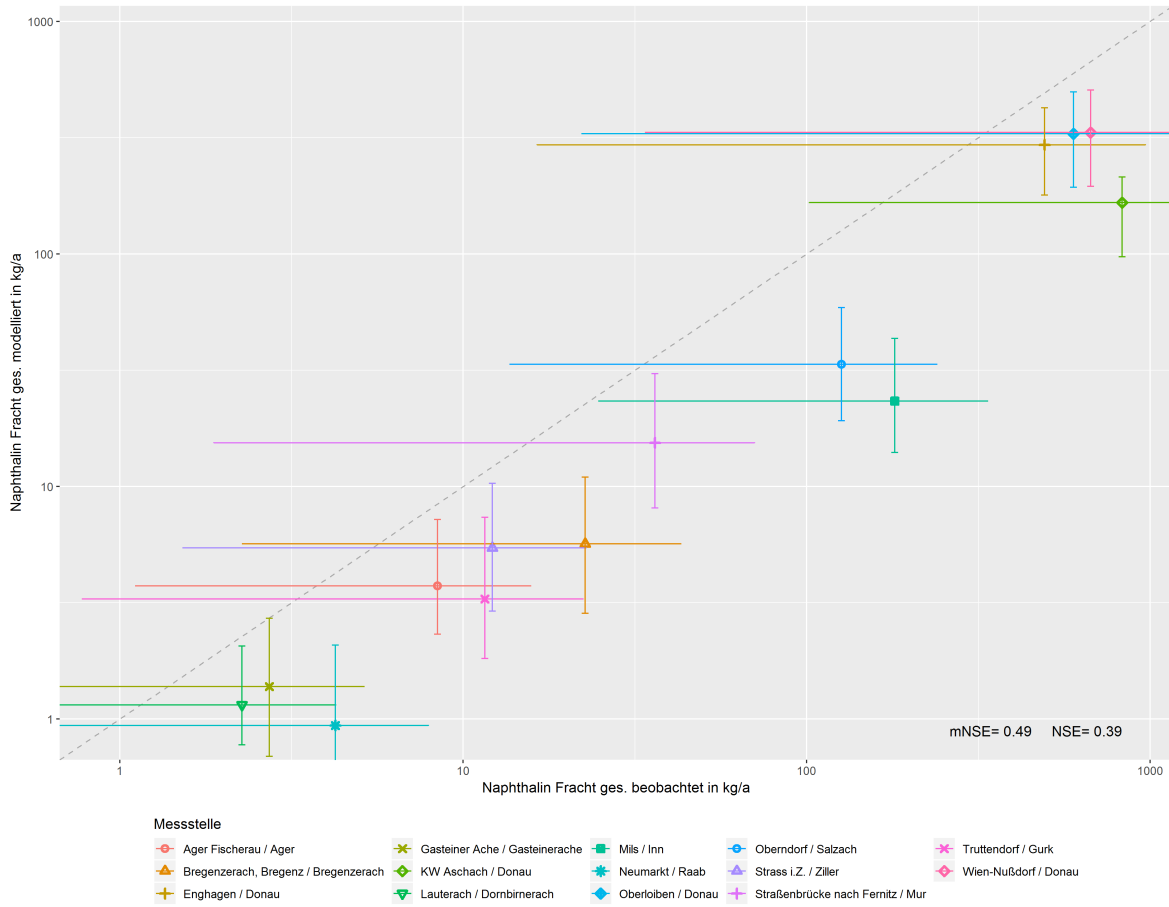
7.6.4 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe

Abbildung 100: Pegelabgleich für Naphthalin.



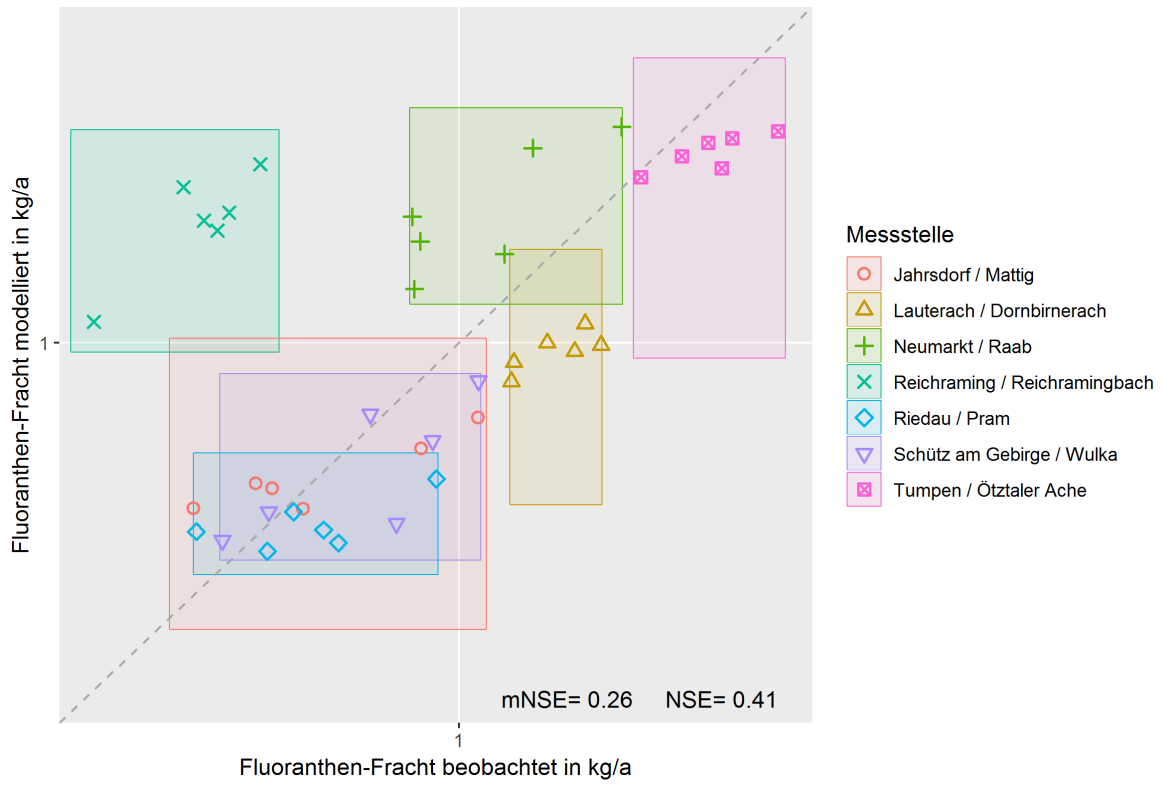
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 101: Pegelabgleich mit GZÜV-Daten für Naphthalin.



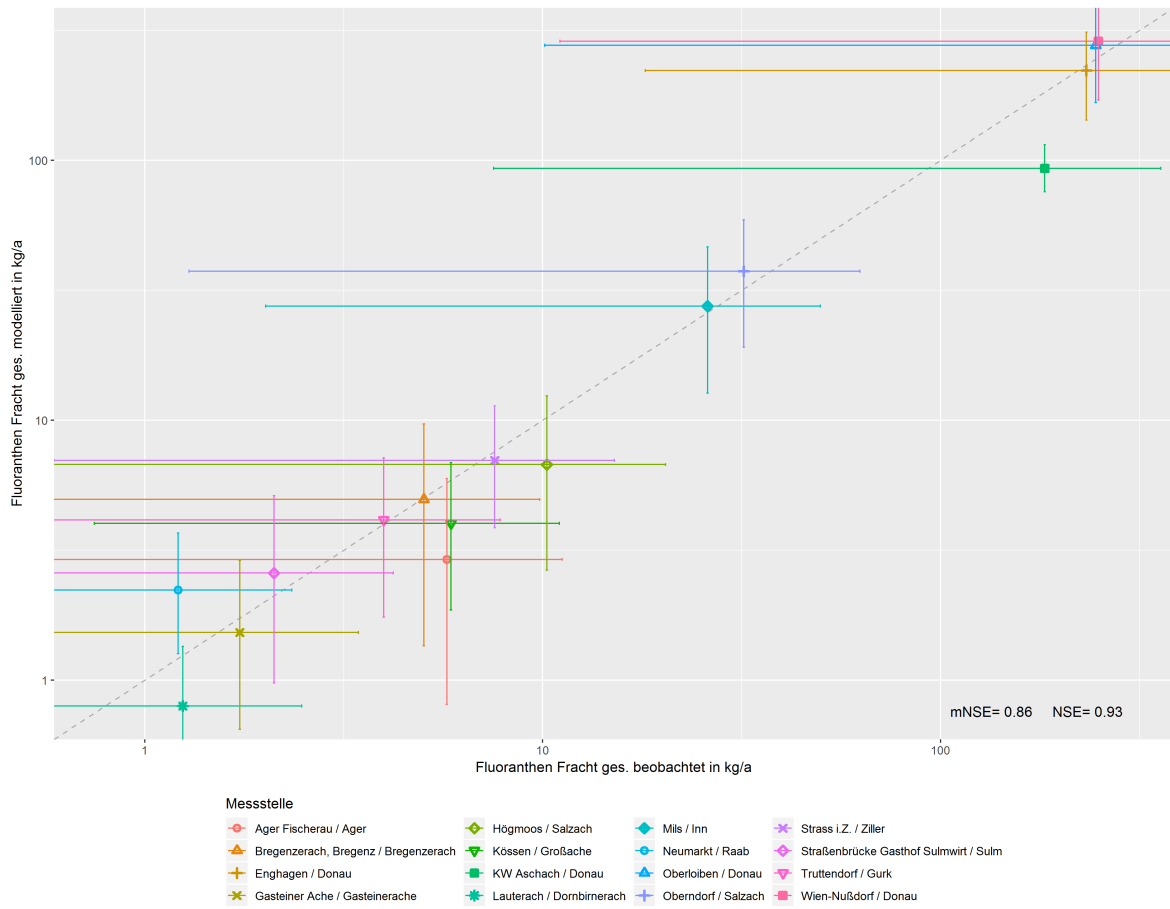
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 102: Pegelabgleich für Flouranthen.



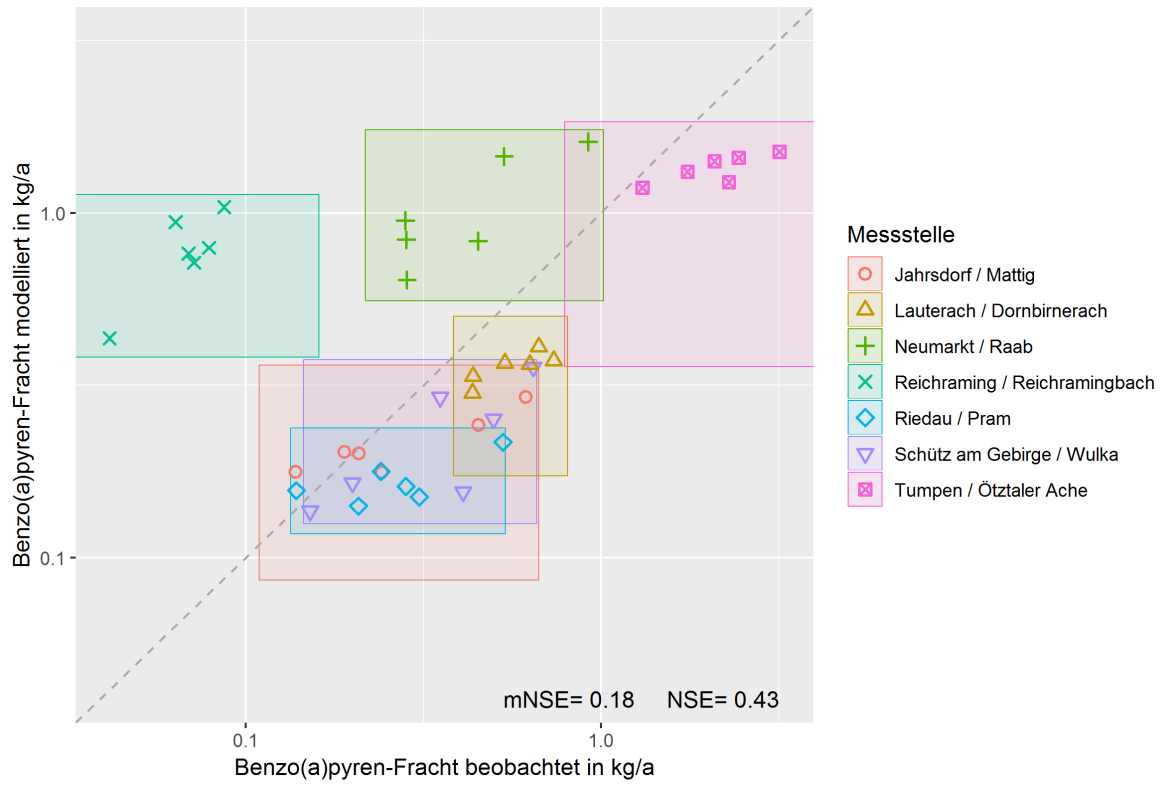
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 103: Pegelabgleich mit GZÜV-Daten für Fluoranthen.



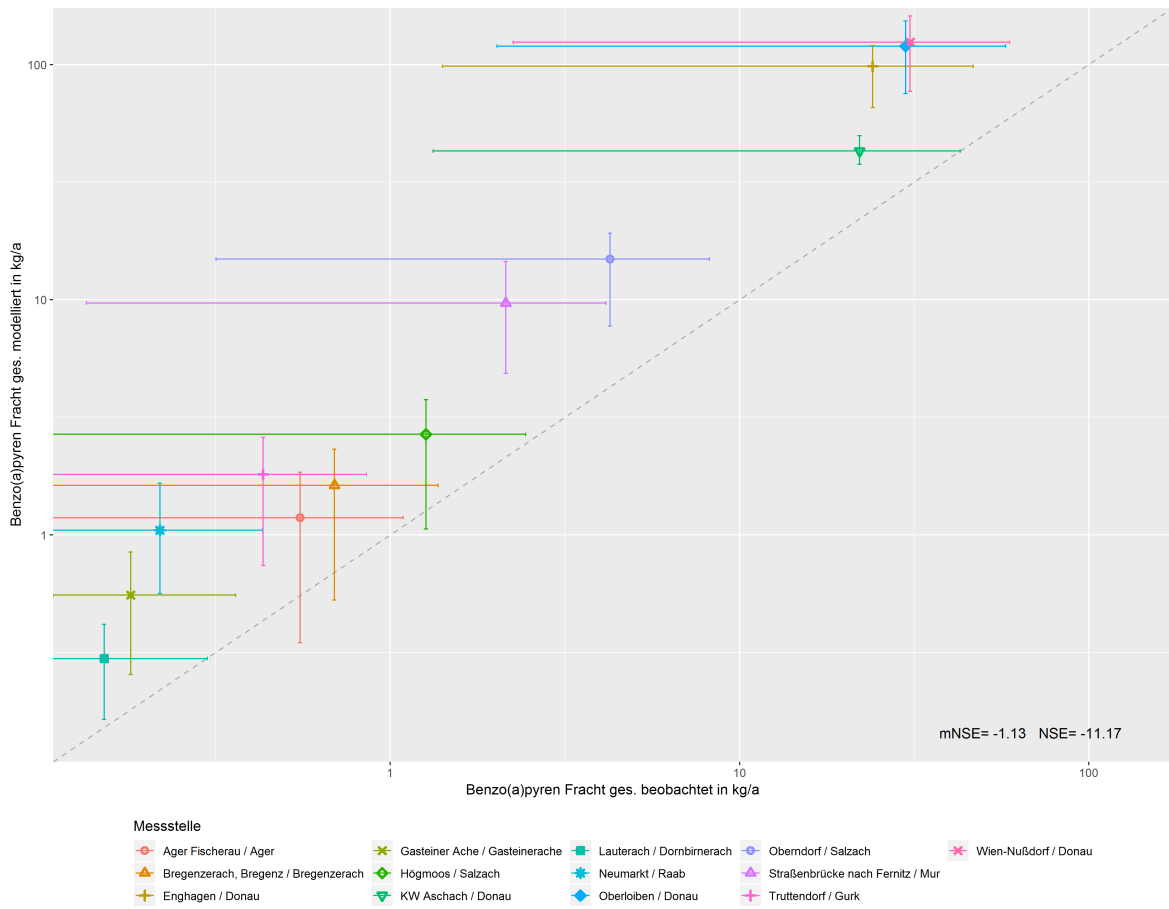
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 104: Pegelabgleich für Benzo(a)pyren.



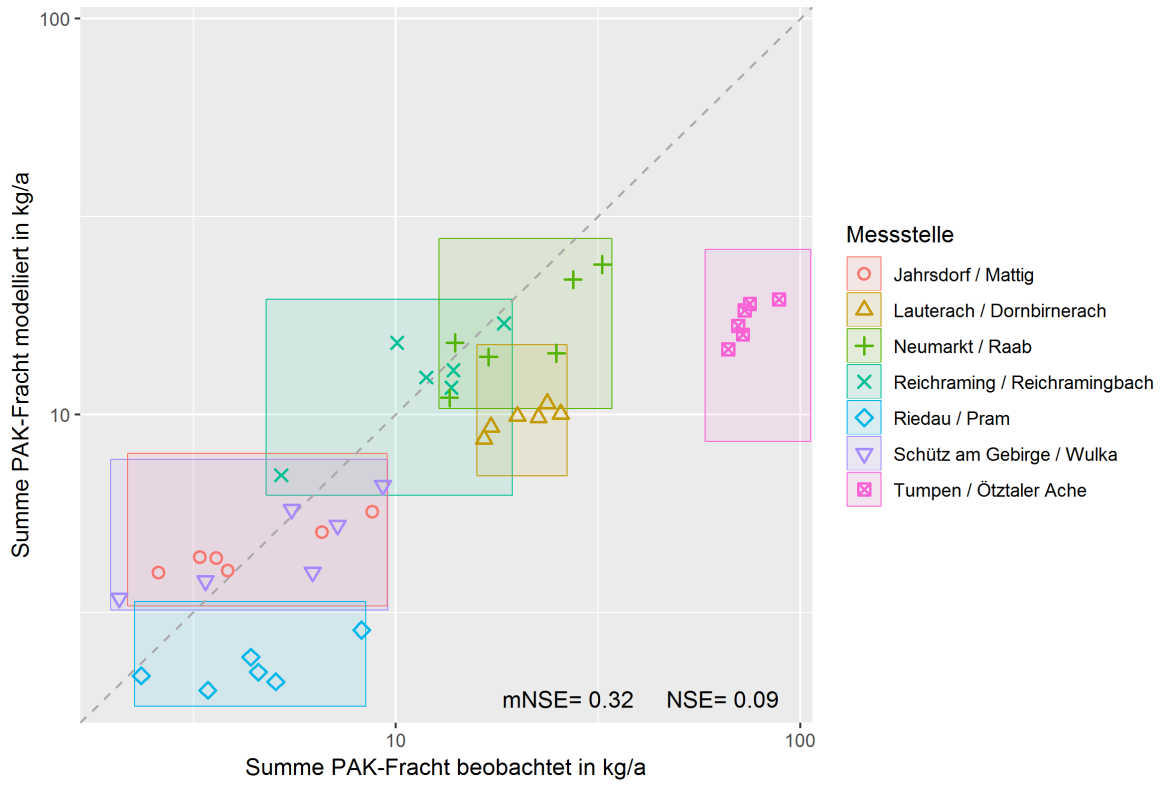
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 105: Pegelabgleich mit GZÜV-Daten für Benzo(a)pyren.



Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

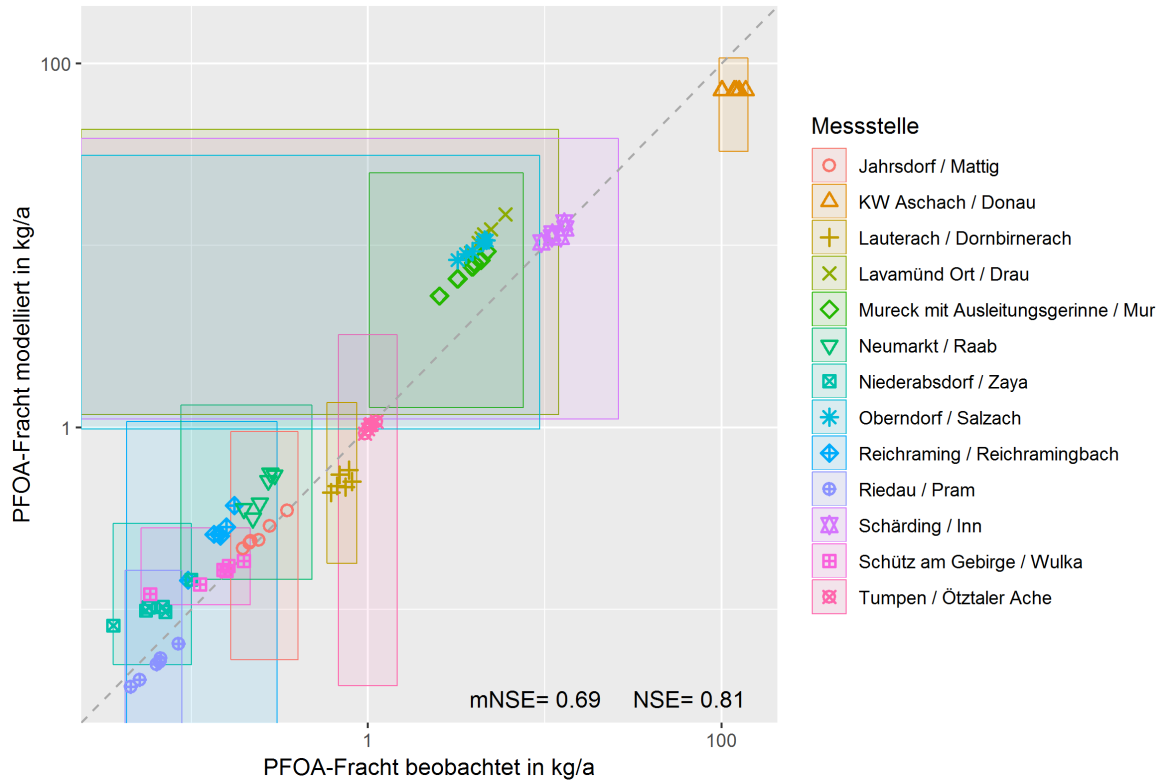
Abbildung 106: Pegelabgleich für die Summe der 16 PAK nach US-EPA.



Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

7.6.5 Perfluorierte Tenside

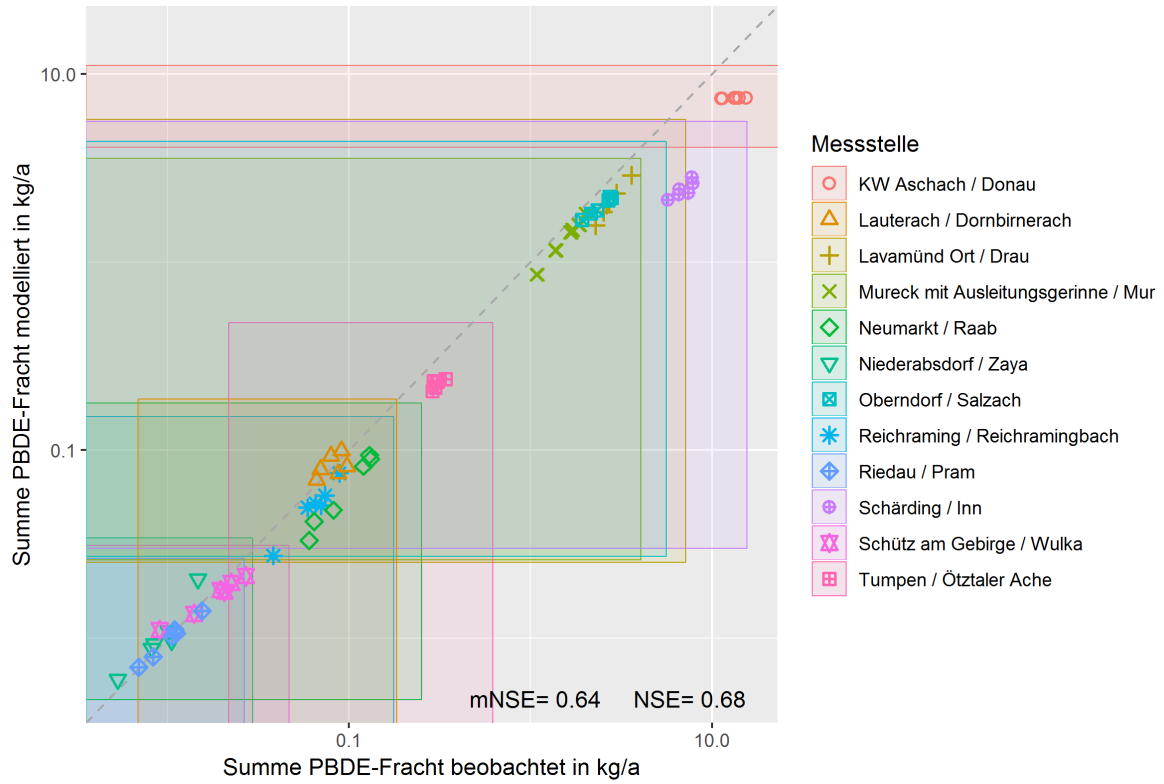
Abbildung 107: Pegelabgleich für Perfluorooctansäure (PFOA).



Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

7.6.6 Polybromierte Diphenylether (PBDE)

Abbildung 108: Pegelabgleich für PBDE.



Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

7.7 Zusammenfassung der stoffspezifischen Eingangsdaten

Tabelle 48: Zusammenfassung der stoffspezifischen Eingangsdaten (Mittelwerte und Schwankungsbereiche der abhängigen Variablen).

Eintragspfad	Einheit	Minimalvariante	Basisvariante	Maximalvariante
Blei				
Deposition auf Gewässerflächen	g/ha/a	5,0 (3,2-9,9)	6,7 (4,3-13)	8,4 (5,4-17)
Erosion von Ackerflächen	mg/kg	15 (2,2-33)	21 (13-41)	30 (19-64)
Erosion Gletscherabrieb	mg/kg	4,8	9,7	36 (10-1.065)
Erosion von Grünland	mg/kg	24 (13-36)	32 (15-48)	45 (15-75)
Erosion aus Wald	mg/kg	35 (20-55)	47 (29-80)	64 (30-110)
Grundwasser und Interflow / Dränagen	µg/L	0,20 (0,12-0,54)	0,25 (0,17-0,64)	8,4 (5,4-17)
Industrielle Direkteinleiter	µg/L	32 (0-20.000)	32 (0-20.000)	39 (0-20.000)
Außerurbane Flächen	g/ha/a	4,3	24	43
Oberflächenabfluss	µg/L	0,50	1,4	2,0
Mischwasserüberläufe	µg/L	3,0 (0-6,0)	4,0 (0-6,8)	4,8 (0-9,3)
Regenwasser aus Trennkanalisation	µg/L	0,99 (0,13-5,2)	2,8 (1,0-7,7)	4,1 (1,6-12)
Kommunale Kläranlagen	µg/L	0,10	0,38	0,50
Cadmium				
Deposition auf Gewässerflächen	g/ha/a	0,018 (0,0-0,12)	0,021 (0,0013-0,12)	0,025 (0,0025-0,12)
Erosion von Ackerflächen	mg/kg	0,17 (0,092-0,33)	0,36 (0,20-0,80)	0,36 (0,20-0,80)
Erosion Gletscherabrieb	mg/kg	0,053	0,11	0,21
Erosion von Grünland	mg/kg	0,26 (0,18-0,42)	0,51 (0,19-1,0)	0,51 (0,19-1,0)
Erosion aus Wald	mg/kg	0,24 (0,096-0,64)	0,42 (0,11-1,4)	0,69 (0,11-2,5)
Grundwasser und Interflow / Dränagen	µg/L	0,018 (0,0-0,12)	0,021 (0,0013-0,12)	0,025 (0,0025-0,12)
Industrielle Direkteinleiter	µg/L	5,5 (0-4.000)	5,5 (0-4.000)	5,5 (0-4.000)
Außerurbane Flächen	g/ha/a	0,075	0,34	0,61

Eintragspfad	Einheit	Minimalvariante	Basisvariante	Maximalvariante
Oberflächenabfluss	µg/L	0,025	0,035	0,038
Mischwasserüberläufe	µg/L	0,11 (0,0-0,21)	0,12 (0,02-0,22)	0,12 (0,0-0,24)
Regenwasser aus Trennkanalisation	µg/L	0,058 (0,022-0,17)	0,075 (0,030-0,23)	0,087 (0,036-0,27)
Kommunale Kläranlagen	µg/L	0,0056	0,020	0,050
Kupfer				
Deposition auf Gewässerflächen	g/ha/a	67 (19-150)	95 (27-210)	120 (35-270)
Erosion von Ackerflächen	mg/kg	21 (11-56)	26 (13-70)	32 (13-81)
Erosion Gletscherabrieb	mg/kg	7,6	15	23 (0,32-260)
Erosion von Grünland	mg/kg	15 (8,2-22)	21 (12-27)	28 (12-36)
Erosion aus Wald	mg/kg	12 (5,4-16)	16 (7,0-24)	25 (7,0-57)
Grundwasser und Interflow / Dränagen	µg/L	0,50 (0,25-1,0)	0,66 (0,39-1,8)	2,9 (0,45-12)
Industrielle Direkteinleiter	µg/L	45 (0-20.000)	47 (0-20.000)	48 (0-20.000)
Außerurbane Flächen	g/ha/a	170	250	330
Oberflächenabfluss	µg/L	5,8	8,2	10,6
Mischwasserüberläufe	µg/L	25 (0,0-47)	26 (0,0-48)	31 (0,0-60)
Regenwasser aus Trennkanalisation	µg/L	13 (4,7-36)	16 (6,3-48)	24 (9,9-75)
Kommunale Kläranlagen	µg/L	3,1	4,4	5,8
Nickel				
Deposition auf Gewässerflächen	g/ha/a	5,7 (1,6-12)	9,5 (2,7-21)	14 (4,1-31)
Erosion von Ackerflächen	mg/kg	22 (0,14-63)	28 (17-77)	36 (0,14-81)
Erosion Gletscherabrieb	mg/kg	12	23	32 (2,5-260)
Erosion von Grünland	mg/kg	18 (8,0-30)	24 (12-30)	32 (20-42)
Erosion aus Wald	mg/kg	14 (7,0-29)	23 (9,5-33)	32 (9,5-60)
Grundwasser und Interflow / Dränagen	µg/L	0,95 (0,14-3,6)	1,4 (0,16-5,5)	1,8 (0,19-7,5)
Industrielle Direkteinleiter	µg/L	65 (0-20.000)	68 (0-20.000)	76 (0-20.000)
Außerurbane Flächen	g/ha/a	3,0	13	23
Oberflächenabfluss	µg/L	0,49	0,82	1,2

Eintragspfad	Einheit	Minimalvariante	Basisvariante	Maximalvariante
Mischwasserüberläufe	µg/L	2,5 (0,0-6,1)	3,2 (0,0-6,2)	3,4 (0,0-6,2)
Regenwasser aus Trennkanalisation	µg/L	0,47 (0,051-2,6)	1,6 (0,57-4,4)	1,9 (0,75-5,7)
Kommunale Kläranlagen	µg/L	1,0	5,5	9,8
Zink				
Deposition auf Gewässerflächen	g/ha/a	230 (67-500)	310 (90-680)	370 (110-810)
Erosion von Ackerflächen	mg/kg	69 (53-94)	88 (57-130)	110 (57-140)
Erosion Gletscherabrieb	mg/kg	23	45	92 (17-3.000)
Erosion von Grünland	mg/kg	69 (38-98)	86 (48-110)	110 (48-150)
Erosion aus Wald	mg/kg	43 (29-89)	62 (34-98)	87 (34-140)
Grundwasser und Interflow / Dränagen	µg/L	0,80	1,0	3,0
Industrielle Direkteinleiter	µg/L	320 (0-200.000)	330 (0-200.000)	350 (0-200.000)
Außerurbane Flächen	g/ha/a	570	870	1.260
Oberflächenabfluss	µg/L	20	27	32
Mischwasserüberläufe	µg/L	130 (0,0-270)	130 (0,0-280)	140 (0,0-320)
Regenwasser aus Trennkanalisation	µg/L	120 (47-360)	120 (51-390)	140 (59-450)
Kommunale Kläranlagen	µg/L	17	20	30
Quecksilber				
Deposition auf Gewässerflächen	g/ha/a	0,097 (0,053-0,21)	0,13 (0,071-0,28)	0,16 (0,089-0,35)
Erosion von Ackerflächen	mg/kg	0,098 (0,040-11)	0,14 (0,069-0,23)	0,27 (0,069-11)
Erosion Gletscherabrieb	mg/kg	0,015	0,031	0,062
Erosion von Grünland	mg/kg	0,10 (0,051-0,22)	0,15 (0,080-0,29)	0,20 (0,080-0,38)
Erosion aus Wald	mg/kg	0,22 (0,090-0,23)	0,22 (0,090-0,23)	0,22 (0,090-0,23)
Grundwasser und Interflow / Dränagen	µg/L	0,0061 (0,0012-0,028)	0,0099 (0,0030-0,042)	0,017 (0,0037-0,057)
Industrielle Direkteinleiter	µg/L	12 (0-10.000)	12 (0-10.000)	12 (0-10.000)
Außerurbane Flächen	g/ha/a	0,065	0,083	0,21
Oberflächenabfluss	µg/L	0,013	0,016	0,019
Mischwasserüberläufe	µg/L	0,046 (0,0-0,099)	0,046 (0,0-0,099)	0,046 (0,0-0,099)

Eintragspfad	Einheit	Minimalvariante	Basisvariante	Maximalvariante
Regenwasser aus Trennkanalisation	µg/L	0,016 (0,016-0,017)	0,016 (0,016-0,017)	0,016 (0,016-0,017)
Kommunale Kläranlagen	µg/L	0,0061	0,015	0,024
Dibutylzinnverbindungen				
Deposition auf Gewässerflächen	g/ha/a	0,0	0,0017 (0,00050-0,0029)	0,0023 (0,00067-0,0050)
Erosion von Ackerflächen	mg/kg	0,0	0,00050	0,0010
Erosion von Grünland	mg/kg	0,0	0,00050	0,0010
Erosion aus Wald	mg/kg	0,0	0,00050	0,0010
Grundwasser und Interflow / Dränagen	µg/L	0,00010	0,00015	0,00020
Industrielle Direkteinleiter	µg/L	0,00087 (0-0,10)	0,00089 (0-0,10)	0,00090 (0-0,10)
Außerurbane Flächen	g/ha/a	0,083	0,11	0,21
Oberflächenabfluss	µg/L	0,0	0,00015	0,00020
Mischwasserüberläufe	µg/L	0,0028 (0,0-0,0065)	0,0035 (0,0-0,0065)	0,0042 (0,0-0,0079)
Regenwasser aus Trennkanalisation	µg/L	0,00053 (0,00022-0,0017)	0,0016 (0,00067-0,0051)	0,0030 (0,0012-0,0093)
Kommunale Kläranlagen	µg/L	0,00010	0,00020	0,00049
Tributylzinnverbindungen				
Deposition auf Gewässerflächen	g/ha/a	0,0	0,00058 (0,00017-0,0013)	0,0023 (0,00067-0,0050)
Erosion von Ackerflächen	mg/kg	0,0	0,00050	0,0010
Erosion von Grünland	mg/kg	0,0	0,00050	0,0010
Erosion aus Wald	mg/kg	0,0	0,00057 (0,00050-0,0010)	0,0010
Grundwasser und Interflow / Dränagen	µg/L	0,0	0,000050	0,00010
Industrielle Direkteinleiter	µg/L	0,00085 (0-0,15)	0,0054 (0-0,46)	0,0064 (0-0,46)
Außerurbane Flächen	g/ha/a	0,0034	0,0034	0,017
Oberflächenabfluss	µg/L	0,0	0,000050	0,00020
Mischwasserüberläufe	µg/L	0,00056 (0,0-0,00099)	0,00072 (0,0-0,0018)	0,0010 (0,0-0,0028)
Regenwasser aus Trennkanalisation	µg/L	0,00043 (0,00016-0,0012)	0,00080 (0,00033-0,0025)	0,0013 (0,00055-0,0042)

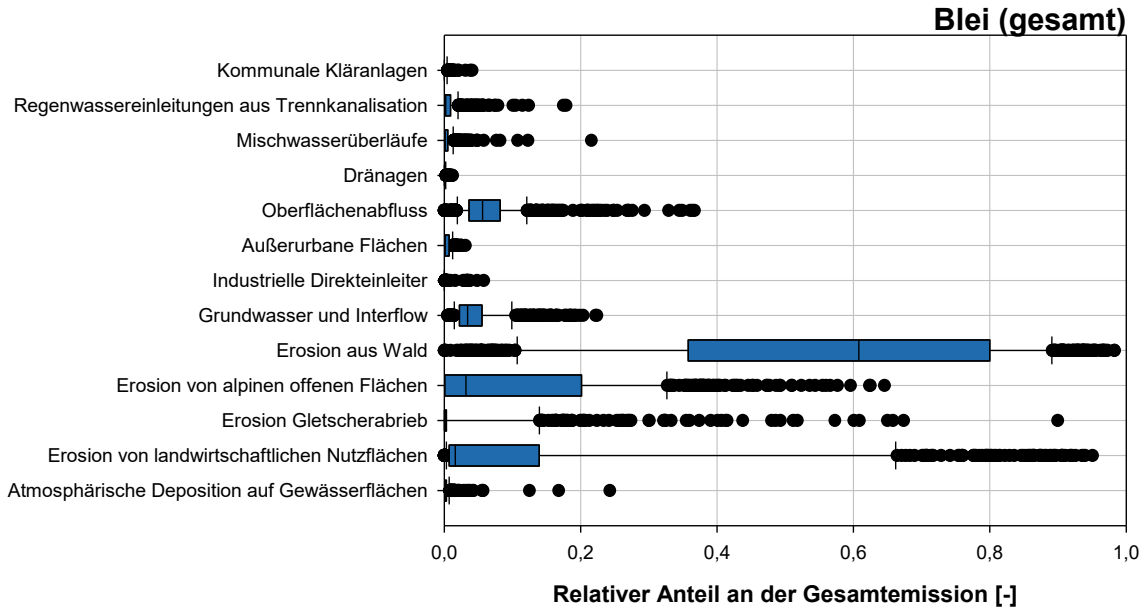
Eintragspfad	Einheit	Minimalvariante	Basisvariante	Maximalvariante
Kommunale Kläranlagen	µg/L	0,000013	0,00010	0,00010
Benzo(a)pyren				
Deposition auf Gewässerflächen	g/ha/a	0,0	0,045 (0,021-0,15)	0,056 (0,026-0,19)
Erosion von Ackerflächen	mg/kg	0,031	0,031	0,032
Erosion von Grünland	mg/kg	0,037	0,037	0,037
Erosion aus Wald	mg/kg	0,018	0,018	0,018
Grundwasser und Interflow / Dränagen	µg/L	0,0	0,00025	0,00050
Industrielle Direkteinleiter	µg/L	0 (0-0)	0,00024 (0-0,00025)	0,00048 (0-0,00050)
Außerurbane Flächen	g/ha/a	0,063	0,063	0,063
Oberflächenabfluss	µg/L	0,0	0,0042 (0,0023-0,021)	0,0052 (0,0015-0,026)
Mischwasserüberläufe	µg/L	0,0061 (0,0-0,014)	0,0061 (0,0-0,014)	0,0061 (0,0-0,014)
Regenwasser aus Trennkanalisation	µg/L	0,0060 (0,0025-0,019)	0,0060 (0,0025-0,019)	0,0060 (0,0025-0,019)
Kommunale Kläranlagen	µg/L	0,00011	0,00040	0,00040
Fluoranthren				
Deposition auf Gewässerflächen	g/ha/a	0,0029 (0,00083-000063)	0,095 (0,028-0,21)	0,19 (0,055-0,42)
Erosion von Ackerflächen	mg/kg	0,070	0,070	0,070
Erosion von Grünland	mg/kg	0,067	0,067	0,067
Erosion aus Wald	mg/kg	0,044	0,044	0,044
Grundwasser und Interflow / Dränagen	µg/L	0,0	0,00025	0,00050
Industrielle Direkteinleiter	µg/L	0,083 (0-14)	0,083 (0-14)	0,084 (0-14)
Außerurbane Flächen	g/ha/a	0,11	0,11	0,25
Oberflächenabfluss	µg/L	0,00025	0,0082	0,0165
Mischwasserüberläufe	µg/L	0,015 (0,0-0,028)	0,015 (0,0-0,028)	0,015 (0,0-0,028)
Regenwasser aus Trennkanalisation	µg/L	0,010 (0,0043-0,033)	0,010 (0,0043-0,033)	0,010 (0,0043-0,033)
Kommunale Kläranlagen	µg/L	0,000071	0,0022	0,0022
Naphthalin				
Deposition auf	g/ha/a	0,066 (0,019-0,14)	0,11 (0,032-0,24)	0,21 (0,060-0,45)

Eintragspfad	Einheit	Minimalvariante	Basisvariante	Maximalvariante
Gewässerflächen				
Erosion von Ackerflächen	mg/kg	0,0010	0,0023	0,0046
Erosion von Grünland	mg/kg	0,0072	0,0079	0,0091
Erosion aus Wald	mg/kg	0,0062	0,0070	0,0088
Grundwasser und Interflow / Dränagen	µg/L	0,0010	0,0015	0,0020
Industrielle Direkteinleiter	µg/L	0,026 (0-0,44)	0,026 (0-0,44)	0,026 (0-0,44)
Außerurbane Flächen	g/ha/a	0,050	0,11	0,24
Oberflächenabfluss	µg/L	0,0057	0,0096	0,018
Mischwasserüberläufe	µg/L	0,16 (0,0-0,34)	0,16 (0,0-0,34)	0,17 (0,0-0,34)
Regenwasser aus Trennkanalisation	µg/L	0,055 (0,0020-0,37)	0,060 (0,0043-0,37)	0,071 (0,0095-0,37)
Kommunale Kläranlagen	µg/L	0,010	0,010	0,016
PFOS				
Deposition auf Gewässerflächen	g/ha/a	0,0	0,025 (0,0073-0,056)	0,038 (0,011-0,083)
Erosion von Ackerflächen	mg/kg	0,0	0,00013	0,00025
Erosion von Grünland	mg/kg	0,0020	0,0020	0,0020
Erosion aus Wald	mg/kg	0,0030	0,0030	0,0030
Grundwasser und Interflow / Dränagen	µg/L	0,0	0,00050	0,0010
Industrielle Direkteinleiter	µg/L	0,046 (0-0,25)	0,046 (0-0,25)	0,046 (0-0,25)
Außerurbane Flächen	g/ha/a	0,034	0,057	0,075
Oberflächenabfluss	µg/L	0,0	0,0022	0,0033
Mischwasserüberläufe	µg/L	0,0030 (0,0-0,0062)	0,0050 (0,0-0,0099)	0,0098 (0,0-0,022)
Regenwasser aus Trennkanalisation	µg/L	0,0021 (0,00067-0,0051)	0,0044 (0,0017-0,013)	0,0087 (0,0038-0,029)
Kommunale Kläranlagen	µg/L	0,0039	0,0062	0,013
PFOA				
Deposition auf Gewässerflächen	g/ha/a	0,0	0,035 (0,010-0,076)	0,13 (0,037-0,28)
Erosion von Ackerflächen	mg/kg	0,00015	0,00023	0,00035
Erosion von Grünland	mg/kg	0,0016	0,0016	0,0016

Eintragspfad	Einheit	Minimalvariante	Basisvariante	Maximalvariante
Erosion aus Wald	mg/kg	0,00076	0,00082	0,00087
Grundwasser und Interflow / Dränagen	µg/L	0,0	0,00050	0,0010
Industrielle Direkteinleiter	µg/L	0,0052 (0-0,019)	0,0053 (0-0,019)	0,0054 (0-0,019)
Außerurbane Flächen	g/ha/a	0,075	0,086	0,14
Oberflächenabfluss	µg/L	0,0	0,0030	0,011
Mischwasserüberläufe	µg/L	0,0040 (0,0-0,0092)	0,0060 (0,0-0,012)	0,0088 (0,0-0,020)
Regenwasser aus Trennkanalisation	µg/L	0,0031 (0,0013-0,0096)	0,0054 (0,0023-0,017)	0,0095 (0,0039-0,030)
Kommunale Kläranlagen	µg/L	0,0036	0,0053	0,0067
Summe PBDE				
Deposition auf Gewässerflächen	g/ha/a	0,0	0,0035 (0,0010-0,0076)	0,0069 (0,0020-0,015)
Erosion von Ackerflächen	mg/kg	0,000076	0,000076	0,000076
Erosion von Grünland	mg/kg	0,00041	0,00041	0,00041
Erosion aus Wald	mg/kg	0,00044	0,00044	0,00044
Grundwasser und Interflow / Dränagen	µg/L	0,0	0,00030	0,00060
Industrielle Direkteinleiter	µg/L	0 (0-0)	0,00026 (0-0,00030)	0,00053 (0-0,00060)
Außerurbane Flächen	g/ha/a	0,0059	0,012	0,025
Oberflächenabfluss	µg/L	0,0	0,00030	0,00060
Mischwasserüberläufe	µg/L	0,0010 (0,0-0,0026)	0,0011 (0,0-0,0026)	0,0012 (0,0-0,0026)
Regenwasser aus Trennkanalisation	µg/L	0,000074 (0,00000034-0,00052)	0,00021 (0,000067-0,00052)	0,00041 (0,00016-0,0012)
Kommunale Kläranlagen	µg/L	0,0000046	0,00043	0,00050

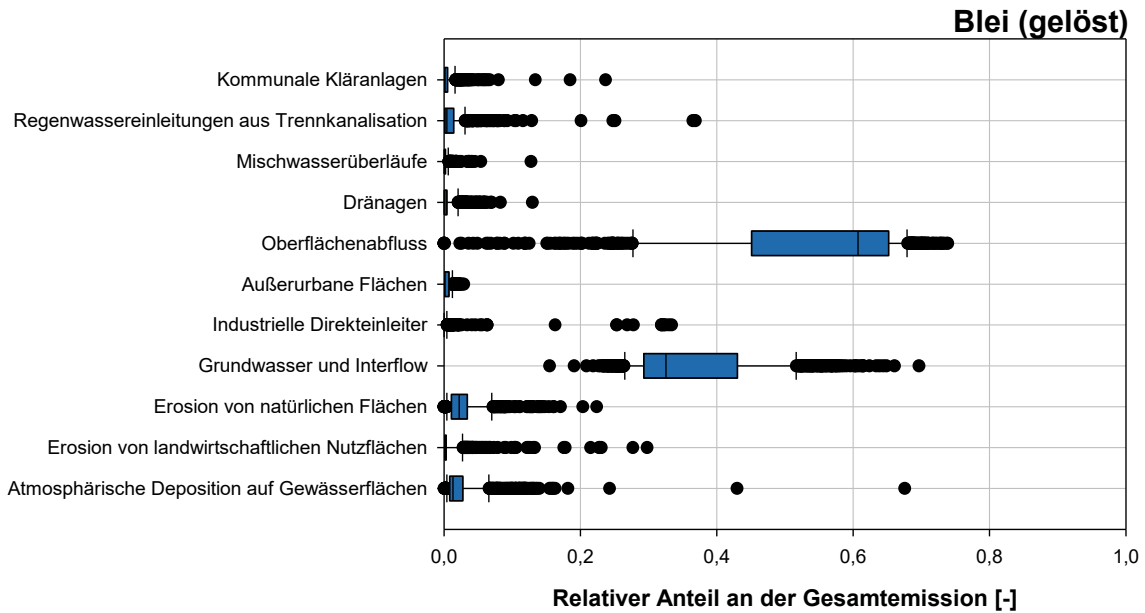
7.8 Relative Anteile der Eintragspfade am Gesamteintrag

Abbildung 109: Relativer Anteil [-] der unterschiedlichen Eintragspfade in den Gesamteinzugsgebieten der Analysegebiete für Blei (gesamt).



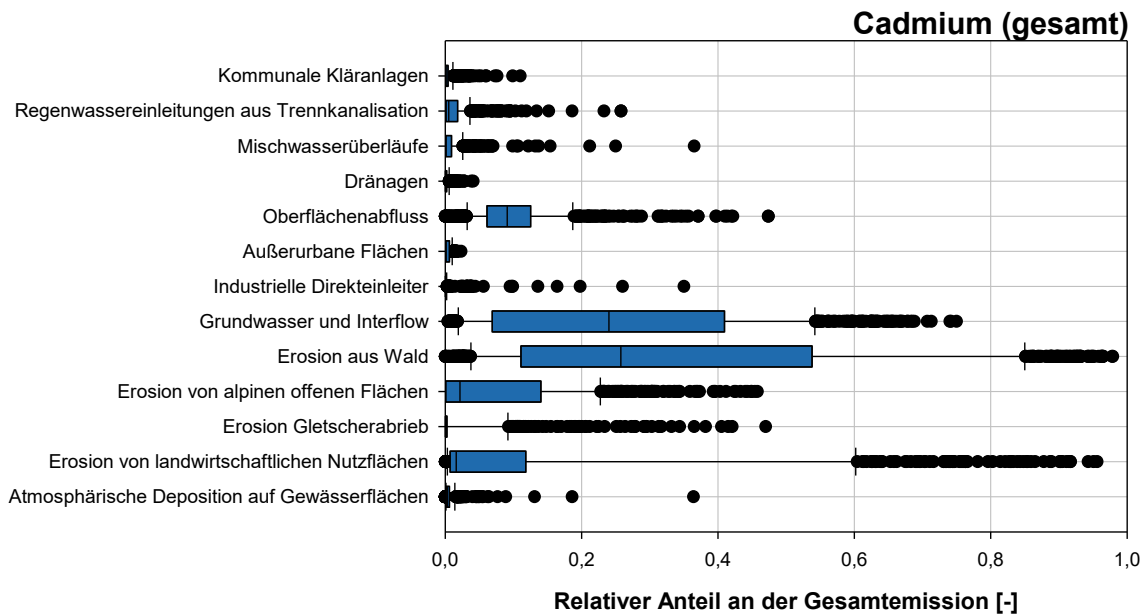
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 110: Relativer Anteil [-] der unterschiedlichen Eintragspfade in den Gesamteinzugsgebieten der Analysegebiete für Blei (gelöst).



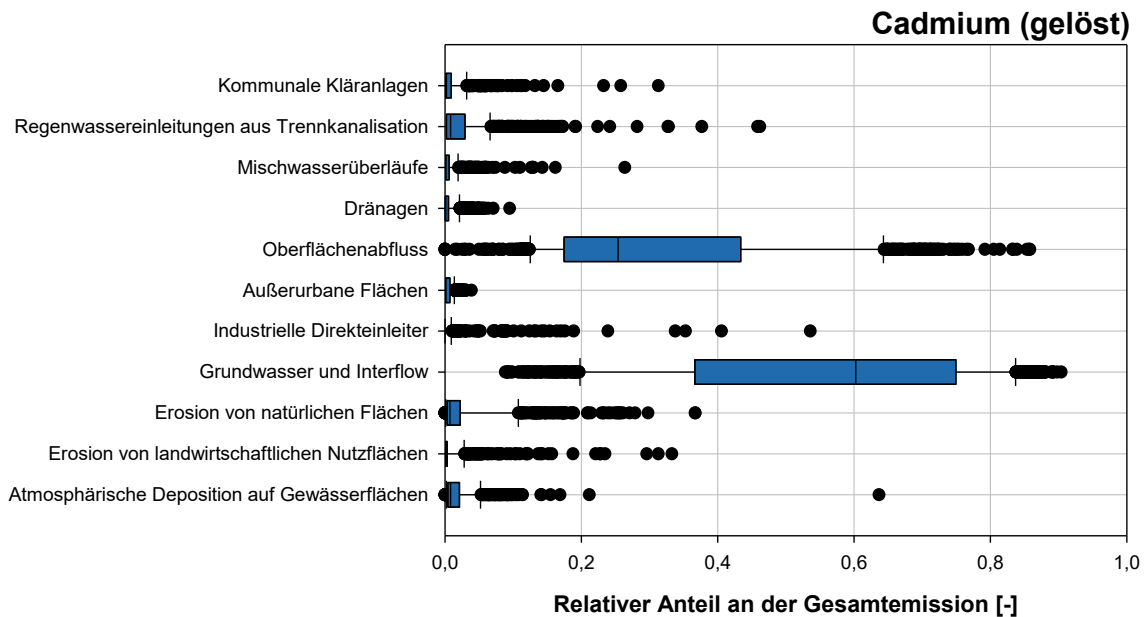
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 111: Relativer Anteil [-] der unterschiedlichen Eintragspfade in den Gesamteinzugsgebieten der Analysegebiete für Cadmium (gesamt).



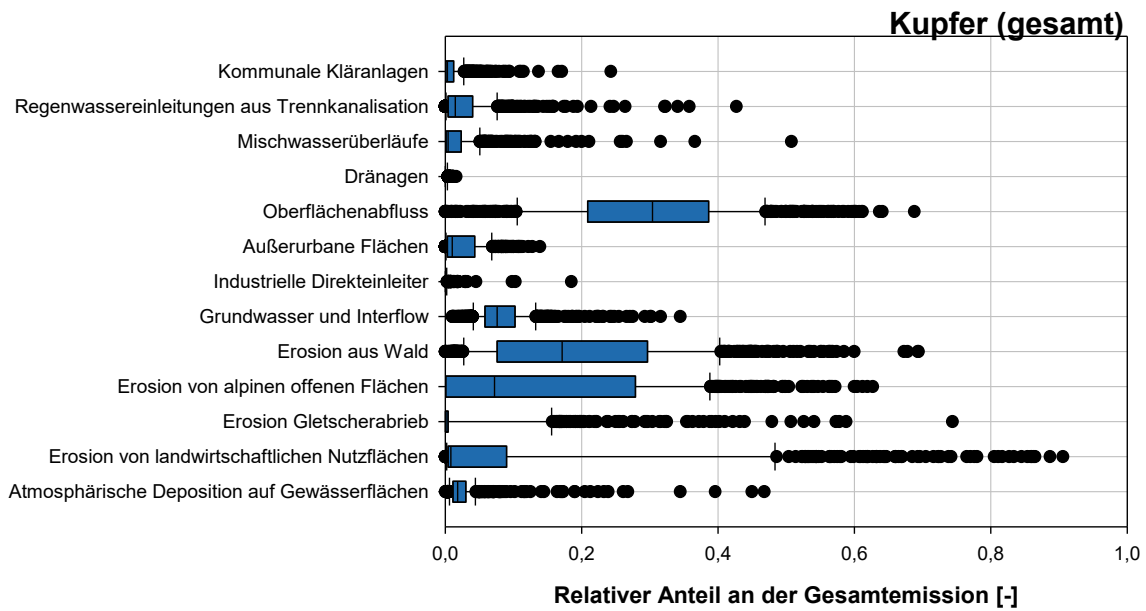
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 112: Relativer Anteil [-] der unterschiedlichen Eintragspfade in den Gesamteinzugsgebieten der Analysegebiete für Cadmium (gelöst).



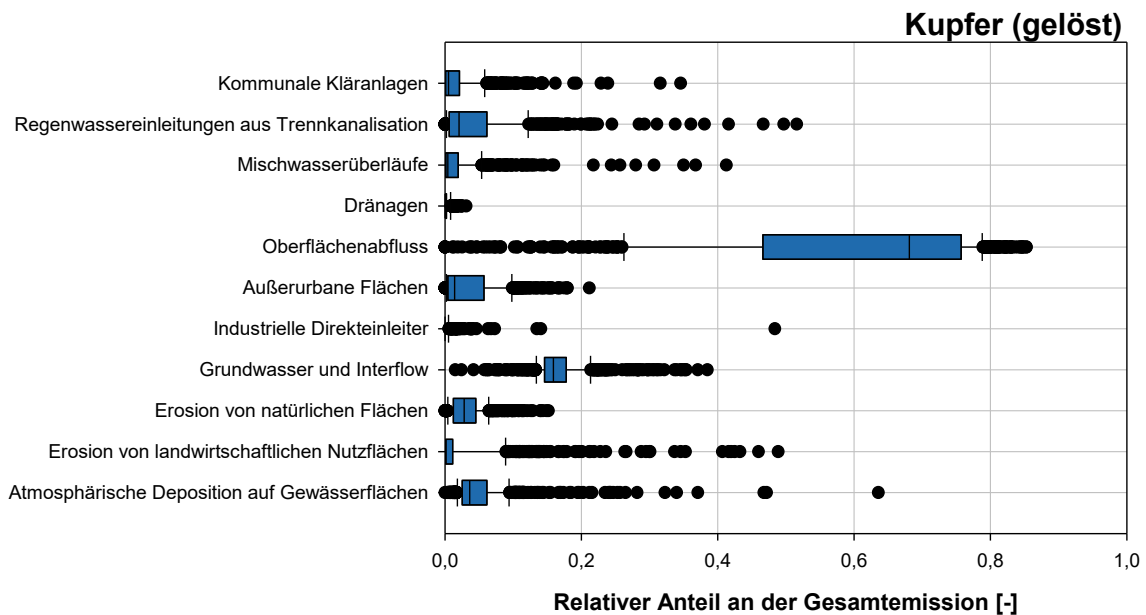
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 113: Relativer Anteil [-] der unterschiedlichen Eintragspfade in den Gesamteinzugsgebieten der Analysegebiete für Kupfer (gesamt).



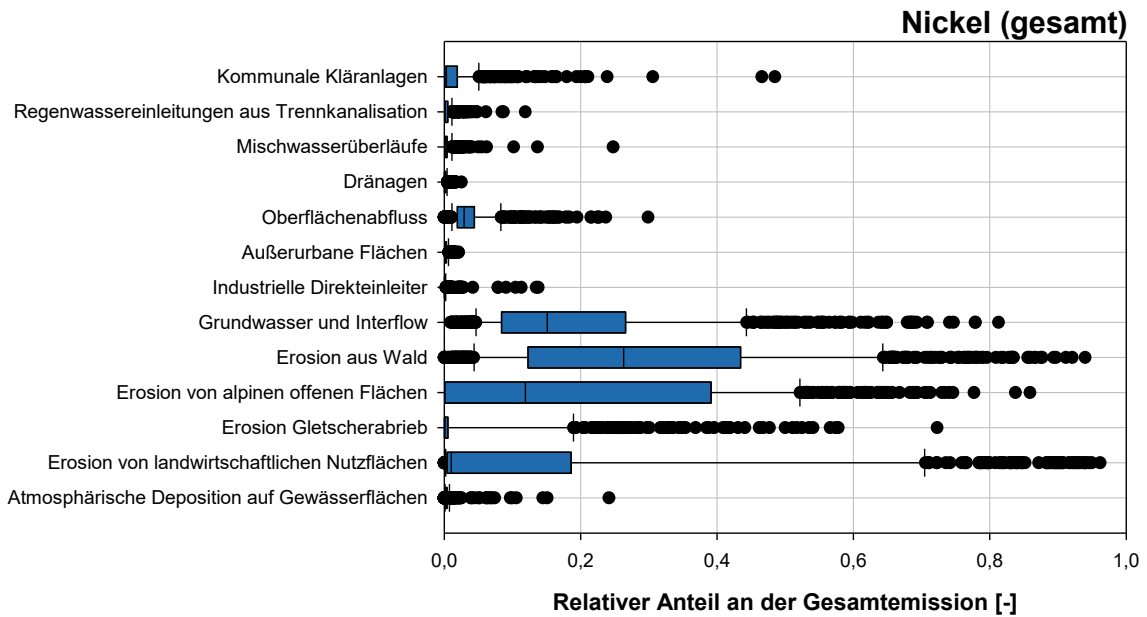
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 114: Relativer Anteil [-] der unterschiedlichen Eintragspfade in den Gesamteinzugsgebieten der Analysegebiete für Kupfer (gelöst).



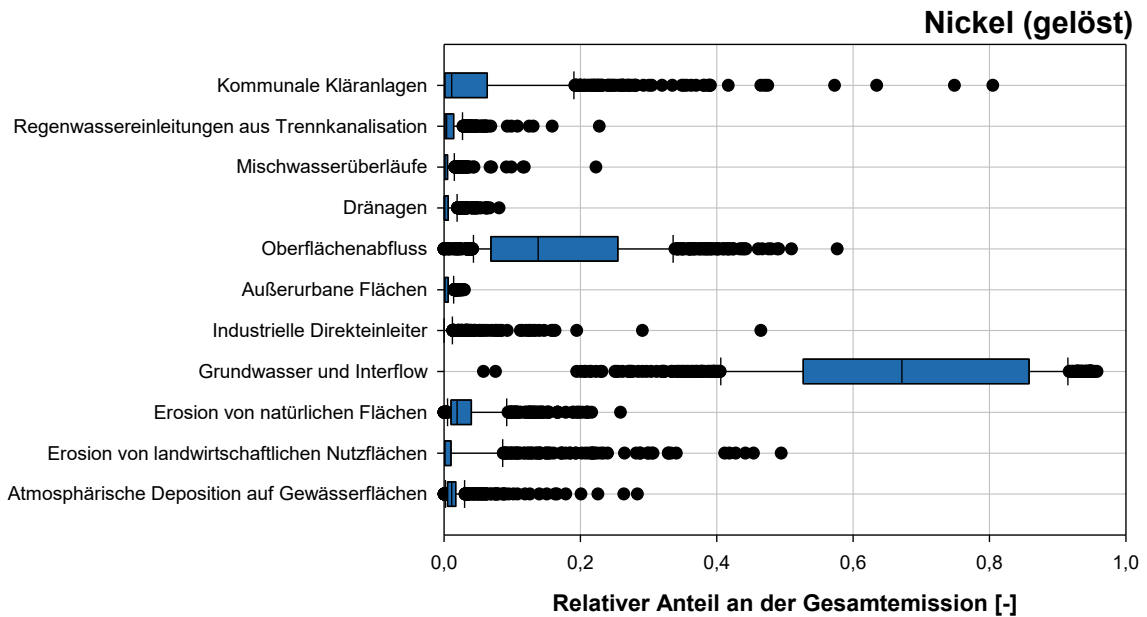
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 115: Relativer Anteil [-] der unterschiedlichen Eintragspfade in den Gesamteinzugsgebieten der Analysegebiete für Nickel (gesamt).



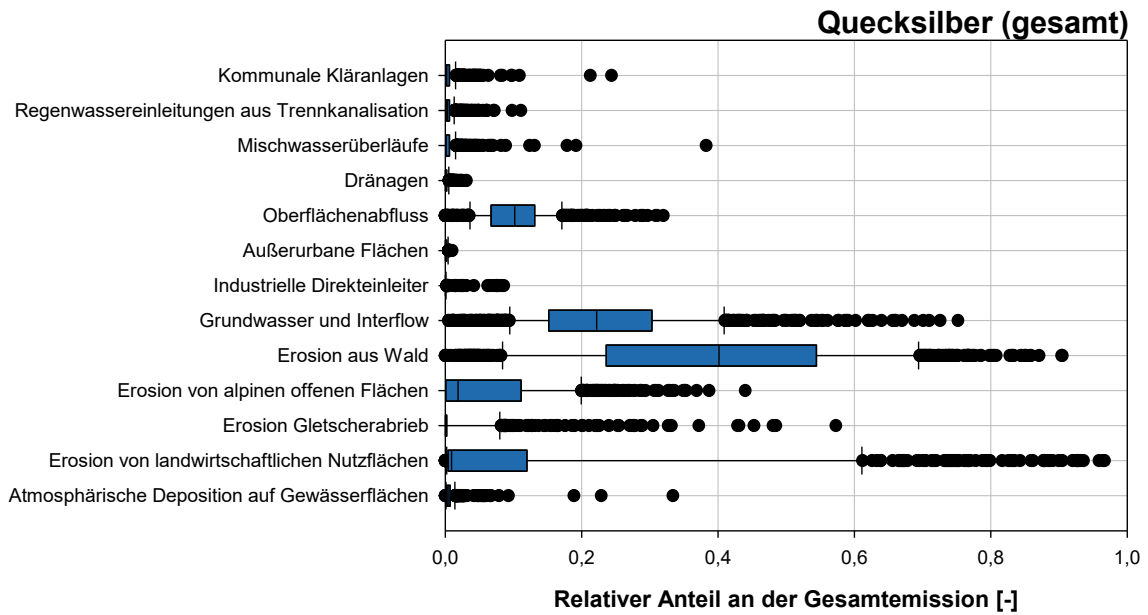
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 116: Relativer Anteil [-] der unterschiedlichen Eintragspfade in den Gesamteinzugsgebieten der Analysegebiete für Nickel (gelöst).



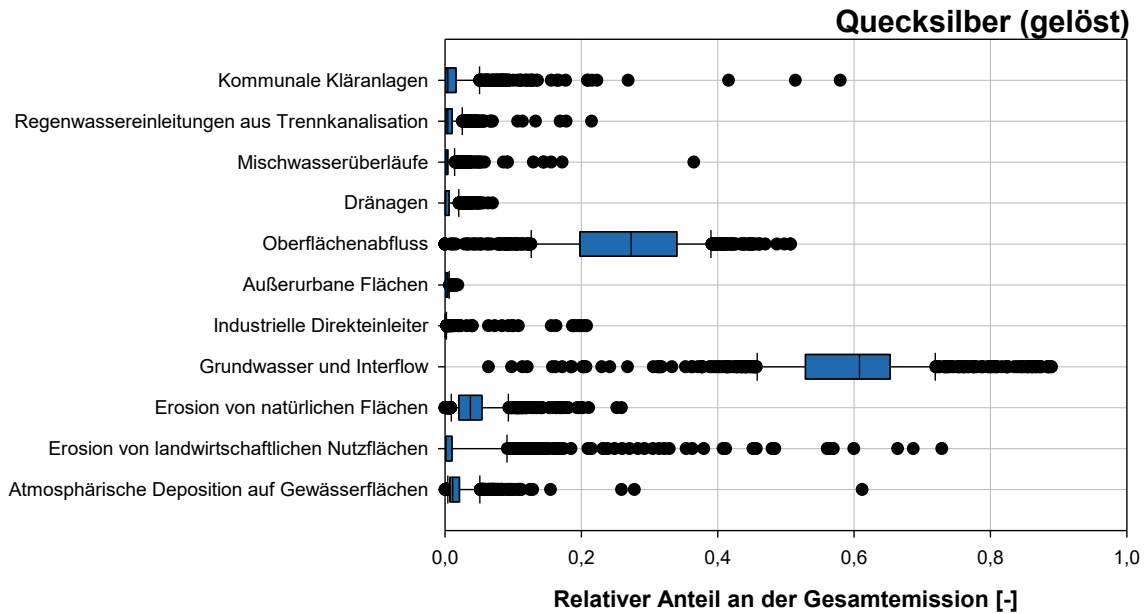
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 117: Relativer Anteil [-] der unterschiedlichen Eintragspfade in den Gesamteinzugsgebieten der Analysegebiete für Quecksilber (gesamt).



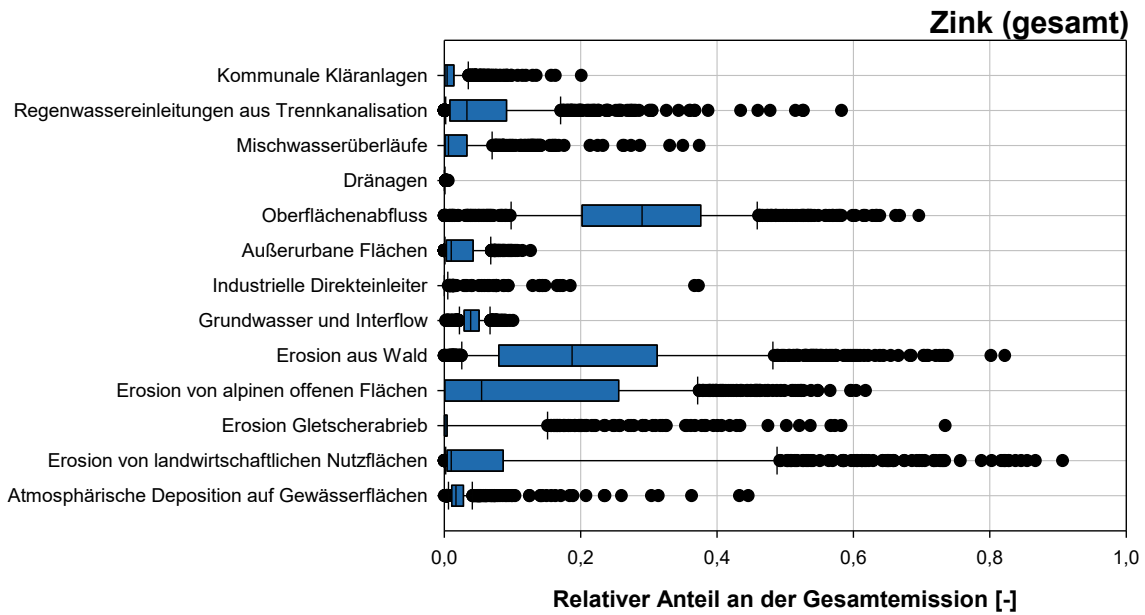
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 118: Relativer Anteil [-] der unterschiedlichen Eintragspfade in den Gesamteinzugsgebieten der Analysegebiete für Quecksilber (gelöst).



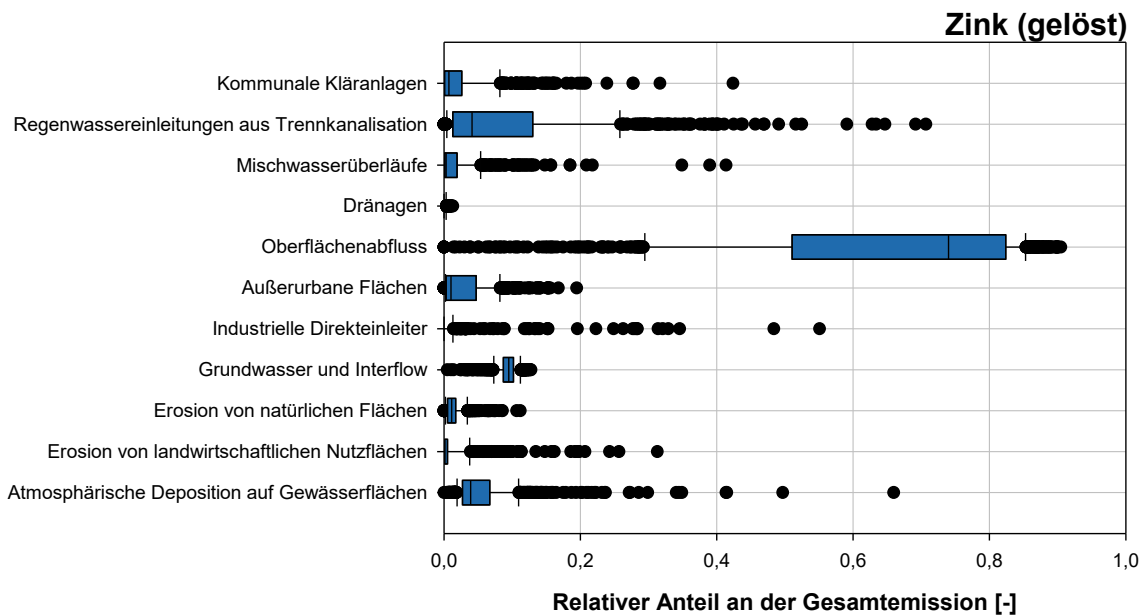
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 119: Relativer Anteil [-] der unterschiedlichen Eintragspfade in den Gesamteinzugsgebieten der Analysegebiete für Zink (gesamt).



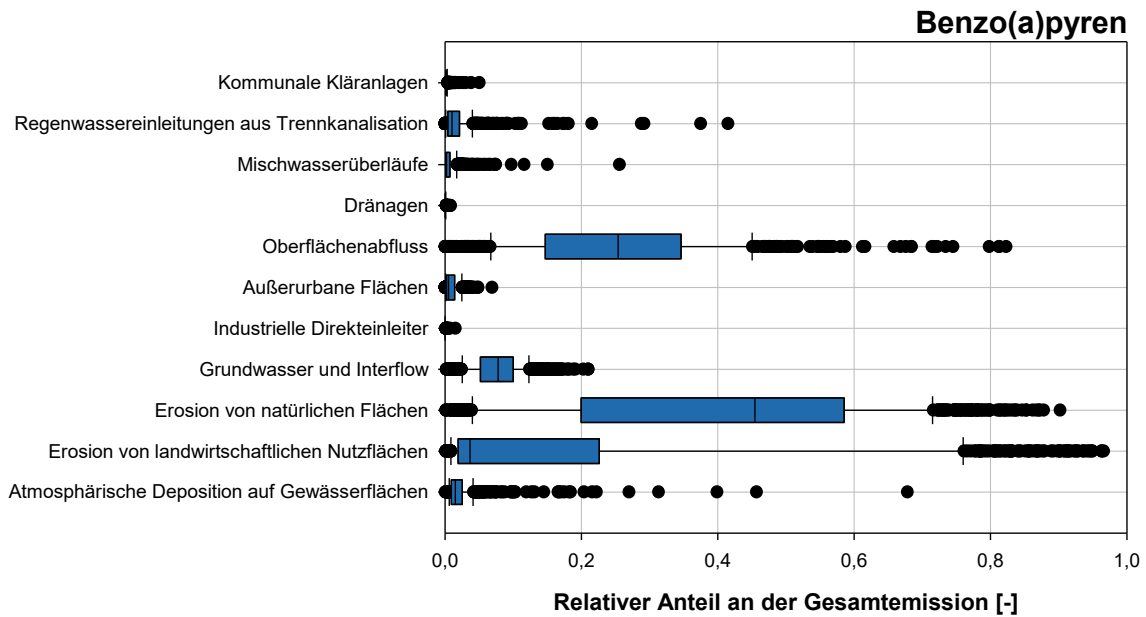
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 120: Relativer Anteil [-] der unterschiedlichen Eintragspfade in den Gesamteinzugsgebieten der Analysegebiete für Zink (gelöst).



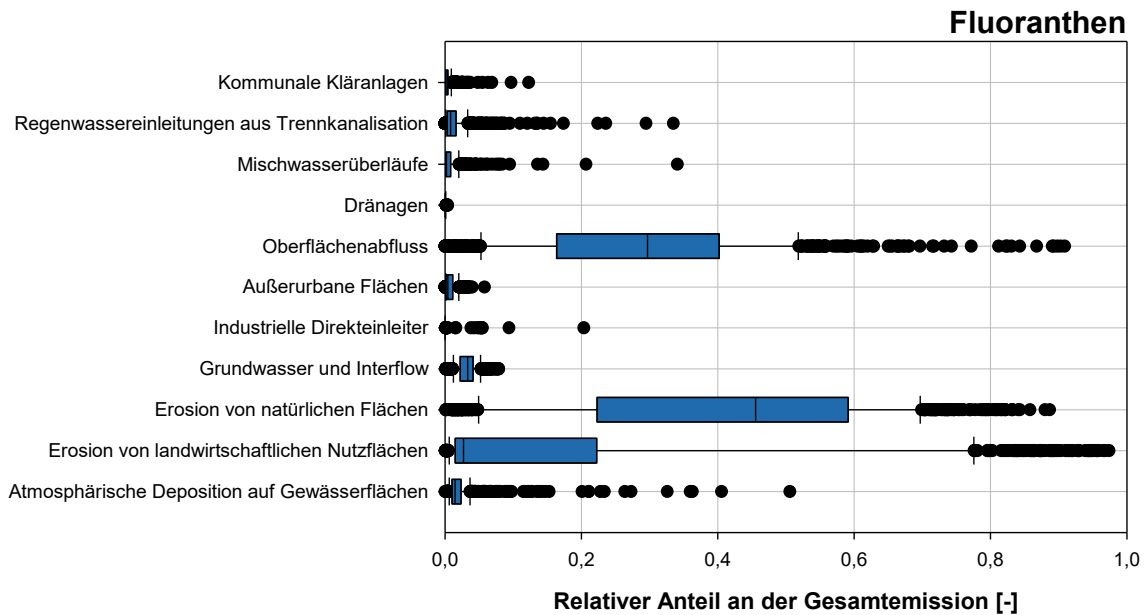
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 121: Relativer Anteil [-] der unterschiedlichen Eintragspfade in den Gesamteinzugsgebieten der Analysegebiete für Benzo(a)pyren.



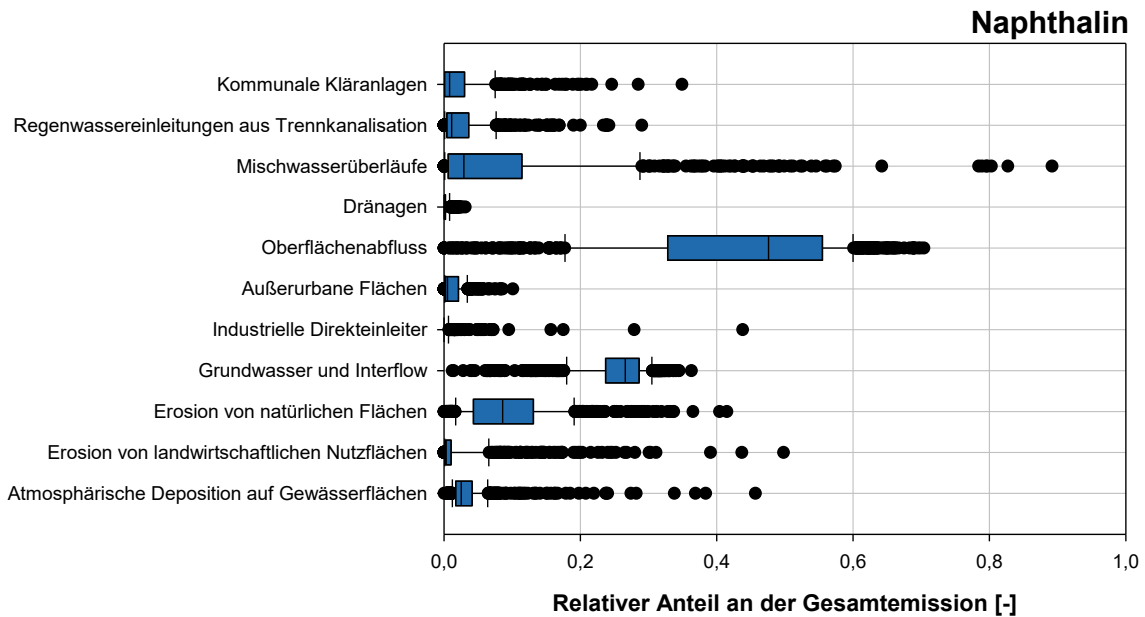
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 122: Relativer Anteil [-] der unterschiedlichen Eintragspfade in den Gesamteinzugsgebieten der Analysegebiete für Fluoranthren.



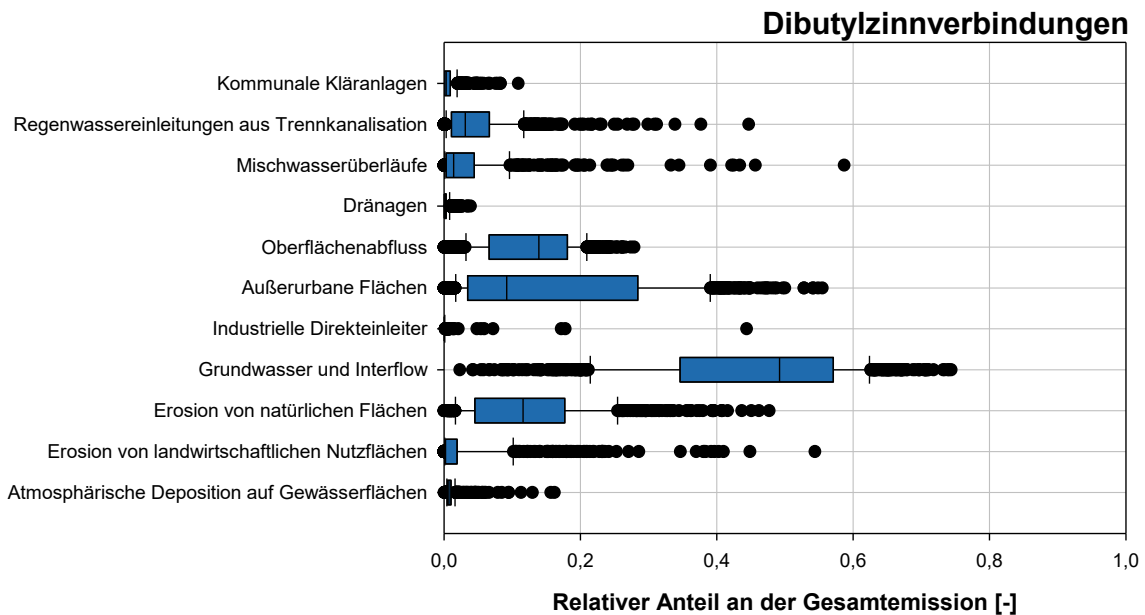
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 123: Relativer Anteil [-] der unterschiedlichen Eintragspfade in den Gesamteinzugsgebieten der Analysegebiete für Naphthalin.



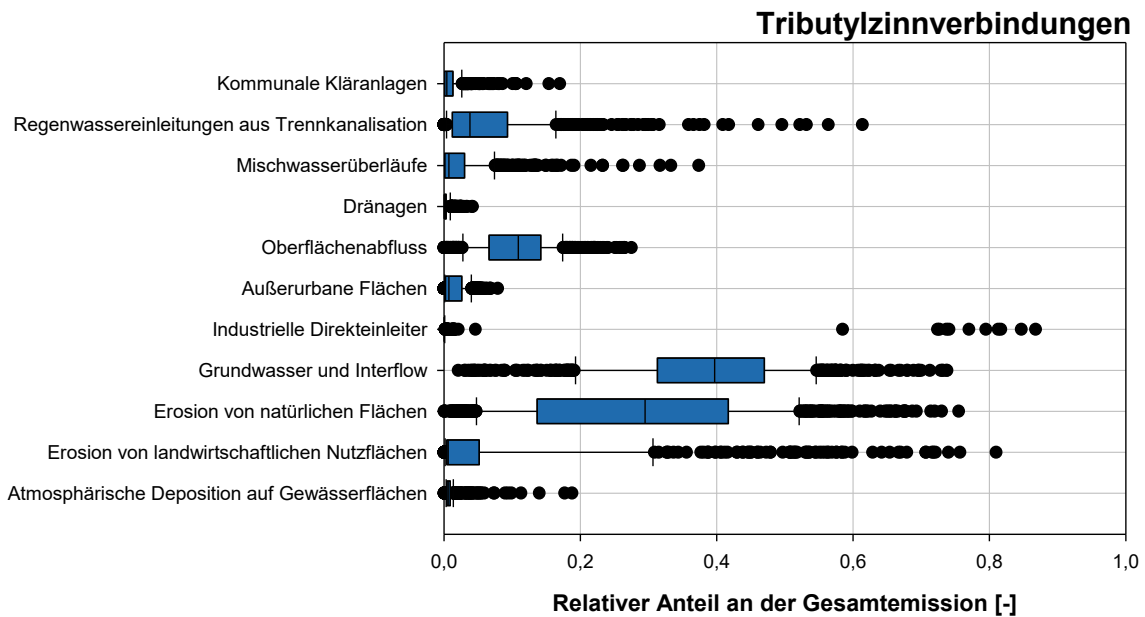
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 124: Relativer Anteil [-] der unterschiedlichen Eintragspfade in den Gesamteinzugsgebieten der Analysegebiete für Dibutylzinnverbindungen.



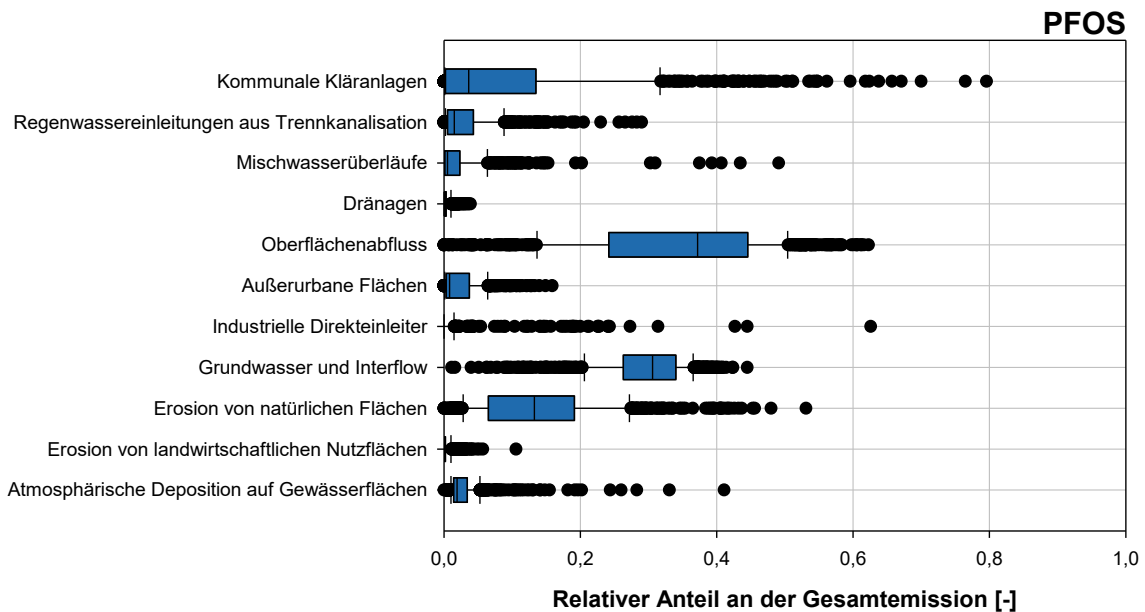
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 125: Relativer Anteil [-] der unterschiedlichen Eintragspfade in den Gesamteinzugsgebieten der Analysegebiete für Tributylzinnverbindungen.



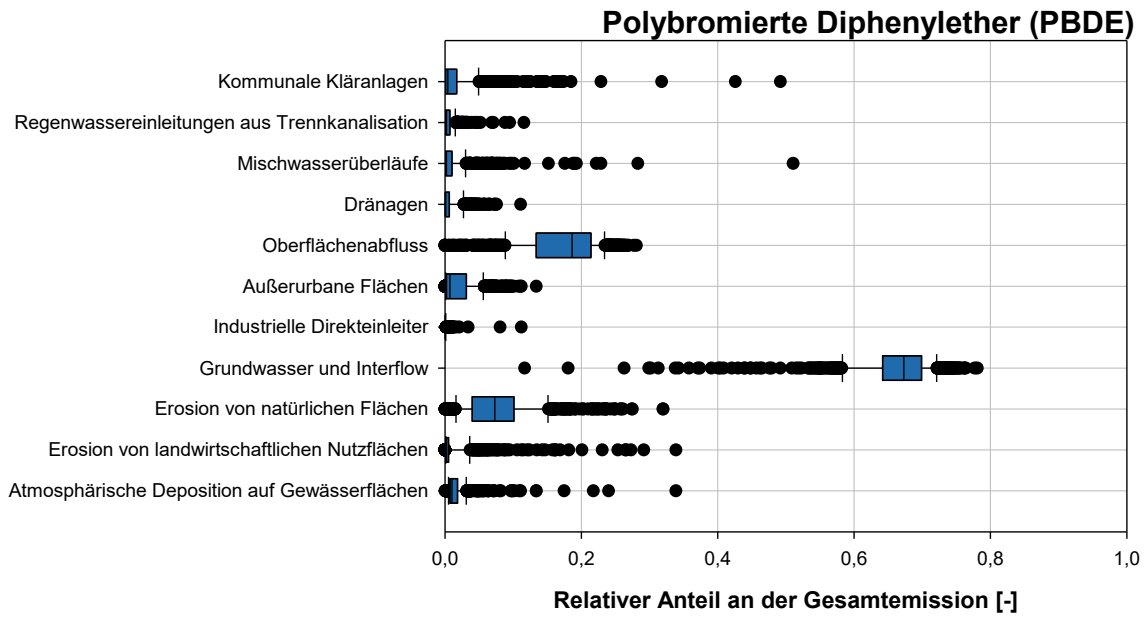
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 126: Relativer Anteil [-] der unterschiedlichen Eintragspfade in den Gesamteinzugsgebieten der Analysegebiete für PFOS.



Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

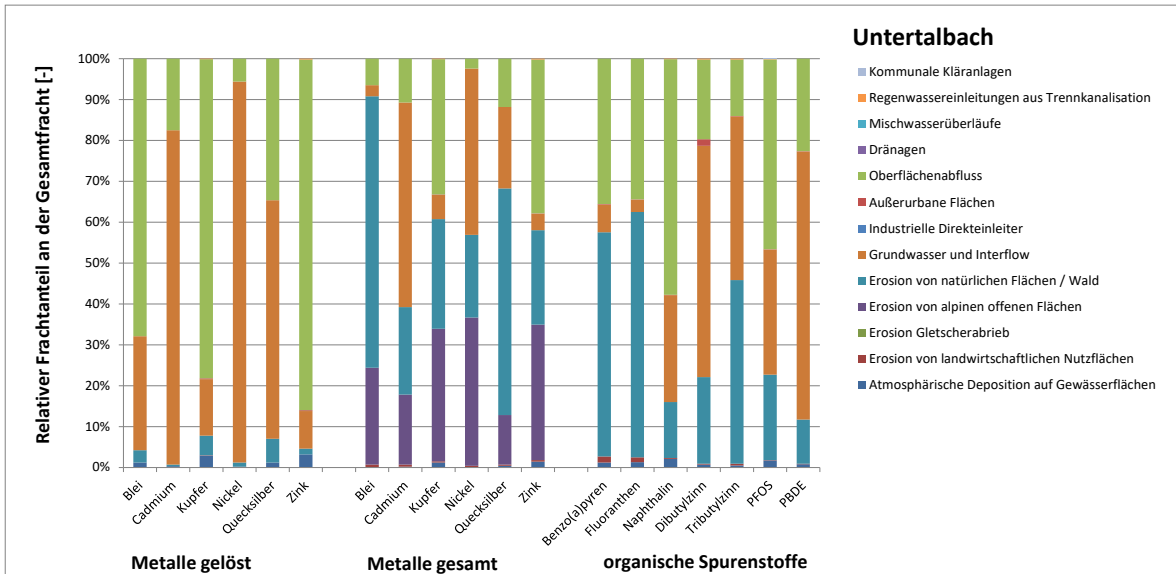
Abbildung 127: Relativer Anteil [-] der unterschiedlichen Eintragspfade in den Gesamteinzugsgebieten der Analysegebiete für polybromierte Diphenylether.



Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

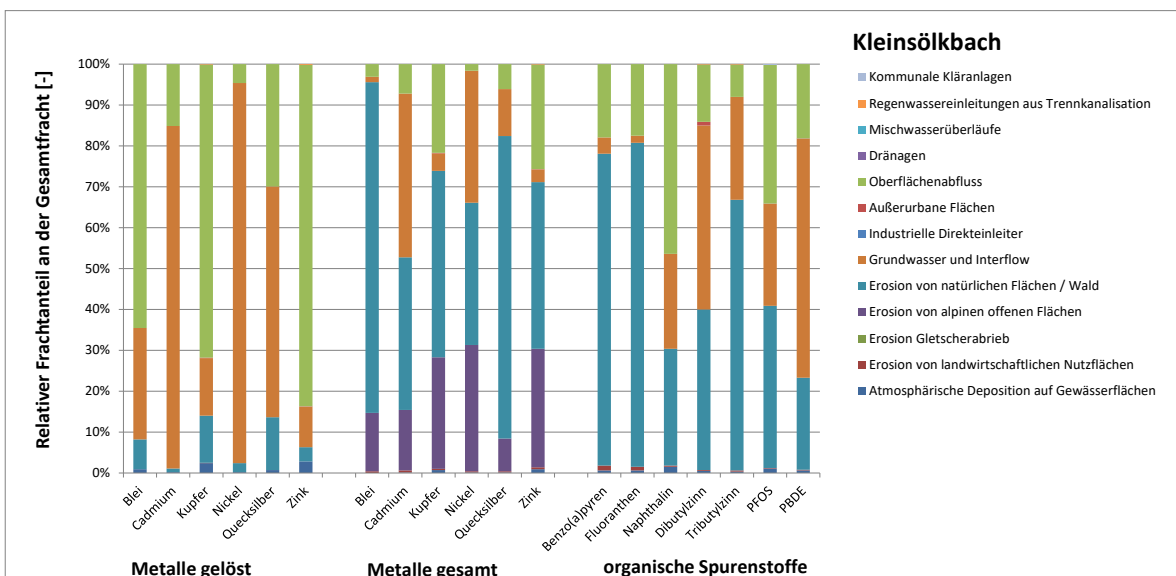
7.9 Relative Anteile der Eintragspfade am Gesamteintrag für stark belastete Einzugsgebiete

Abbildung 128: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in den Untertalbach eingbracht werden.



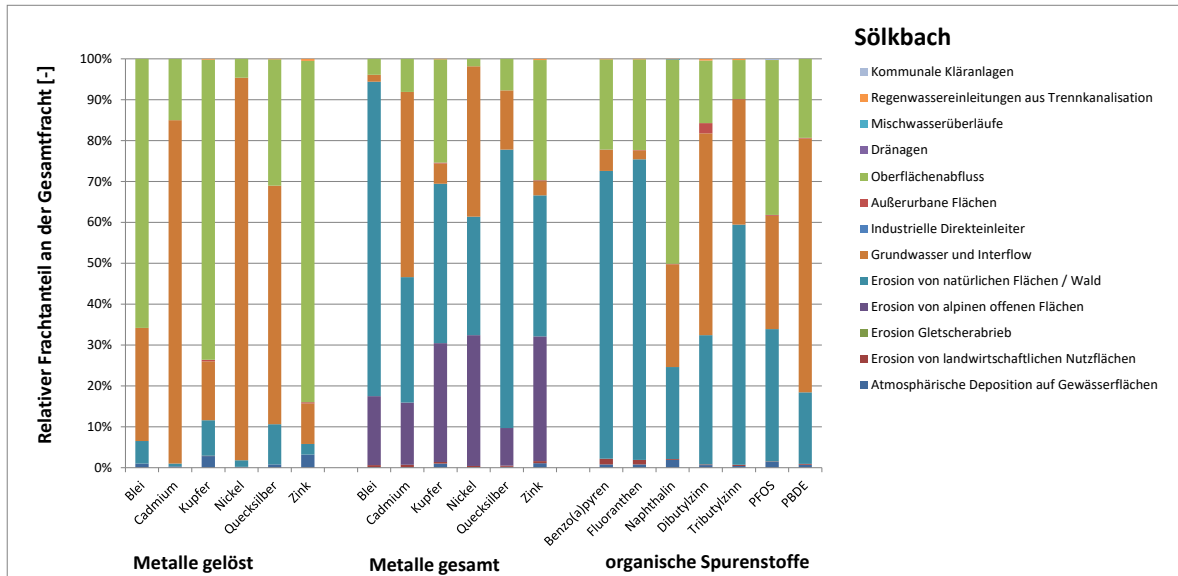
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 129: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in den Kleinsölkbach eingbracht werden.



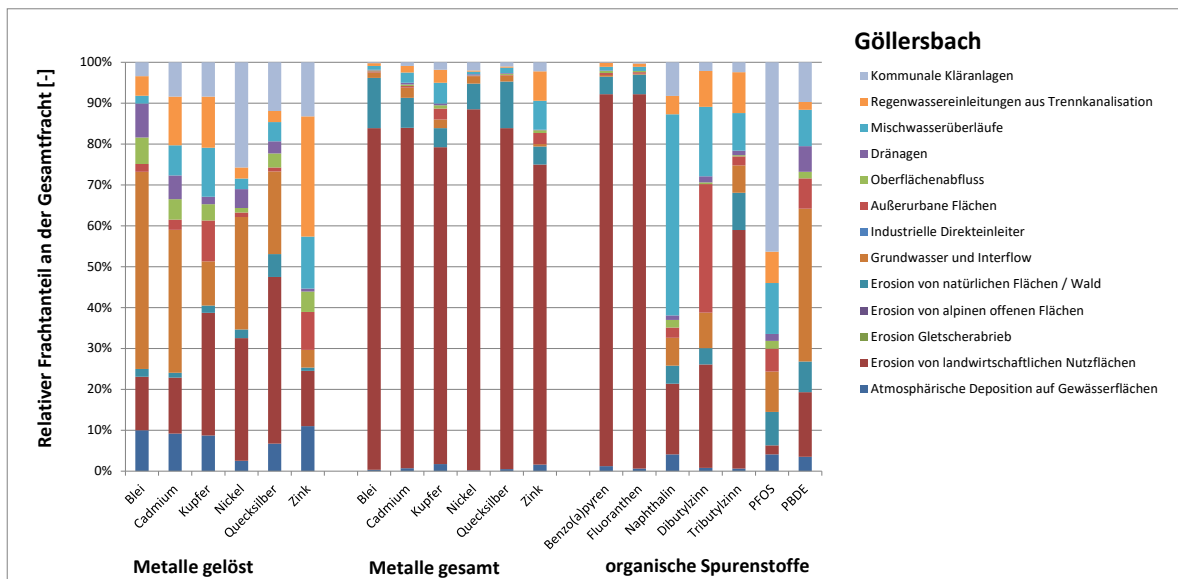
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 130: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in den Sölkbach eingebracht werden.



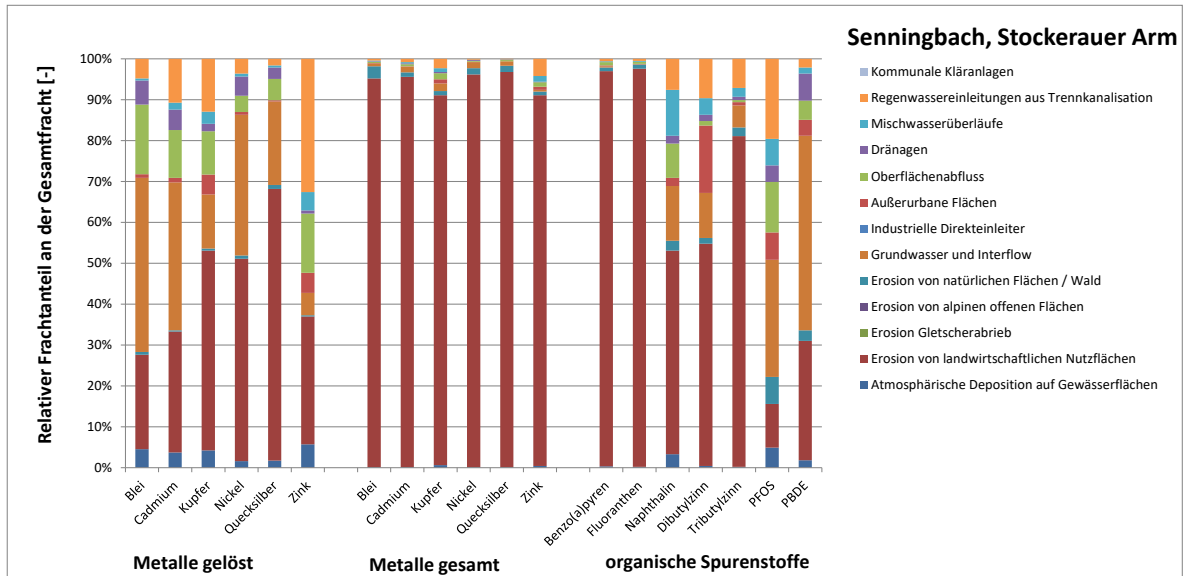
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 131: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in den Göllersbach eingebracht werden.



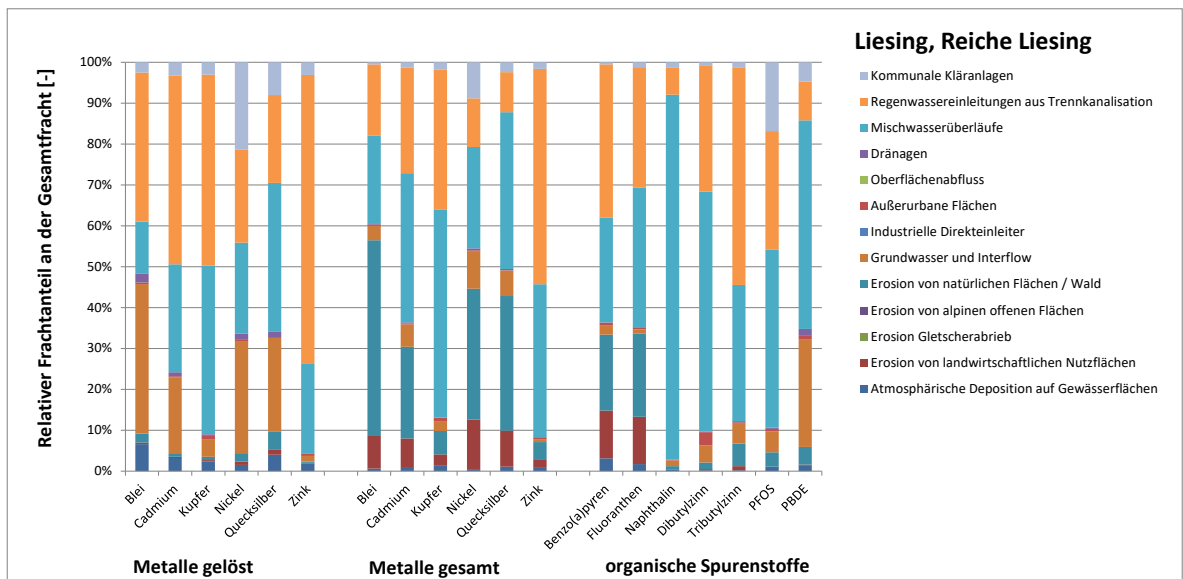
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 132: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in den Senningbach eingebracht werden.



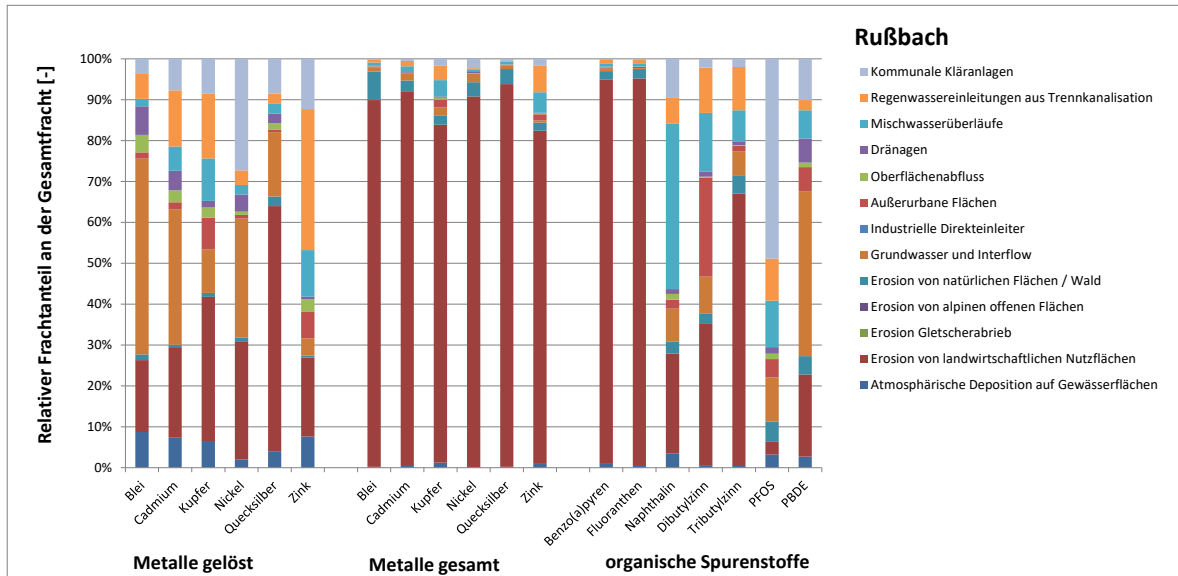
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 133: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in die Liesing eingebracht werden.



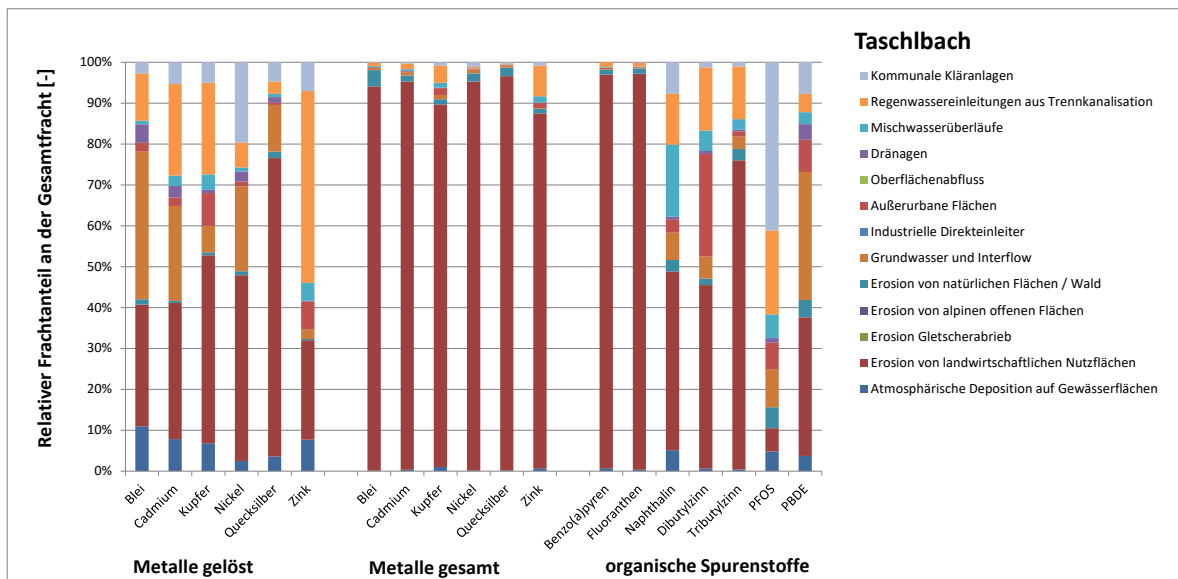
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 134: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in den Rußbach eingebracht werden.



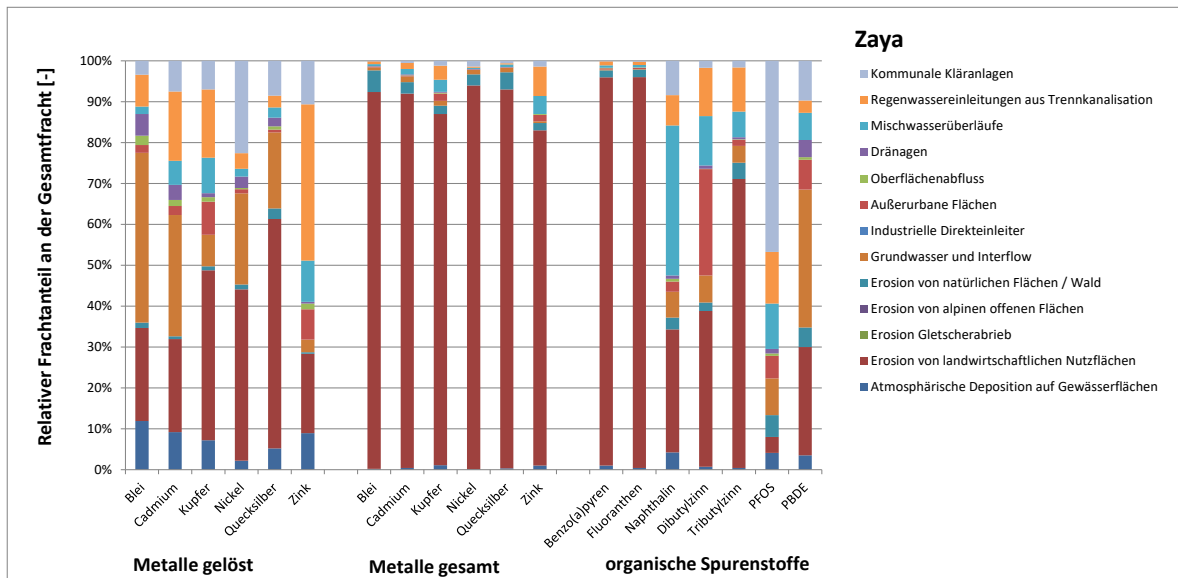
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 135: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in den Taschlbach eingebracht werden.



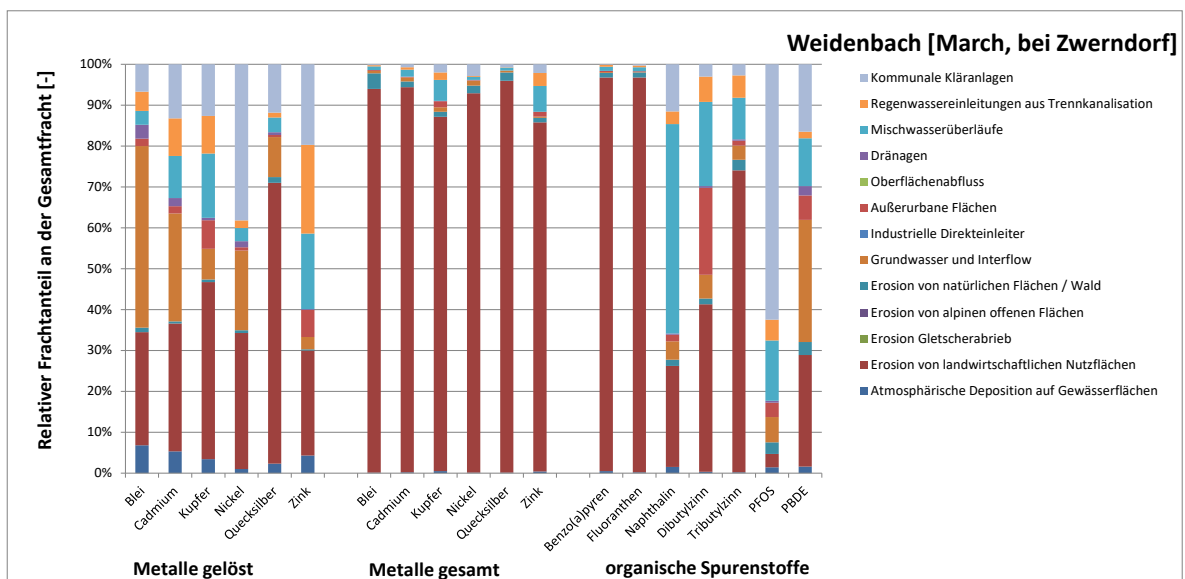
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 136: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in die Zaya eingebracht werden.



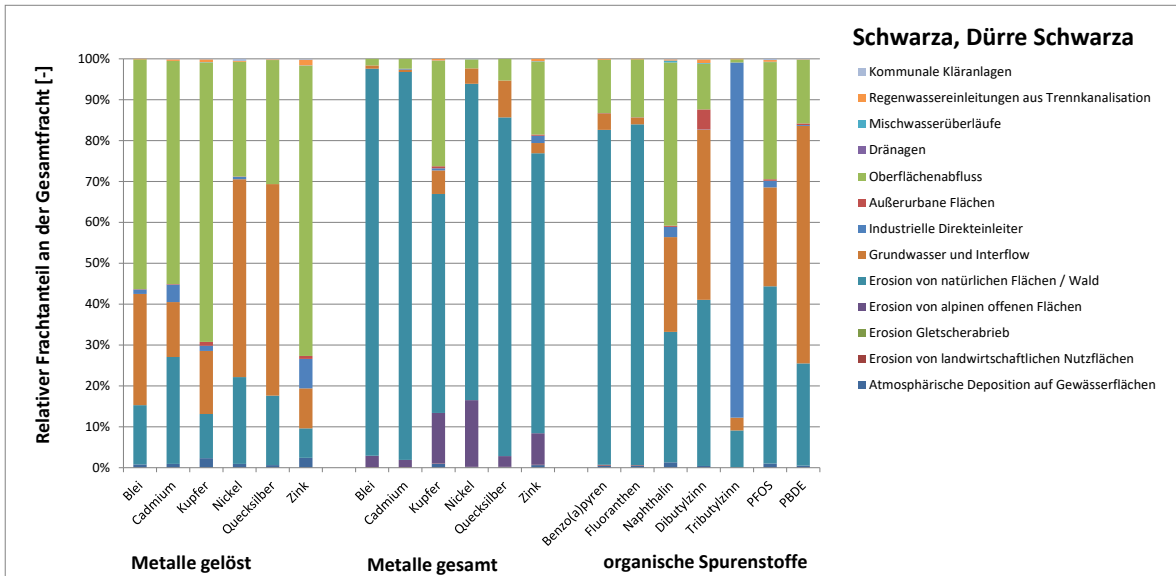
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 137: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in den Weidenbach eingebracht werden.



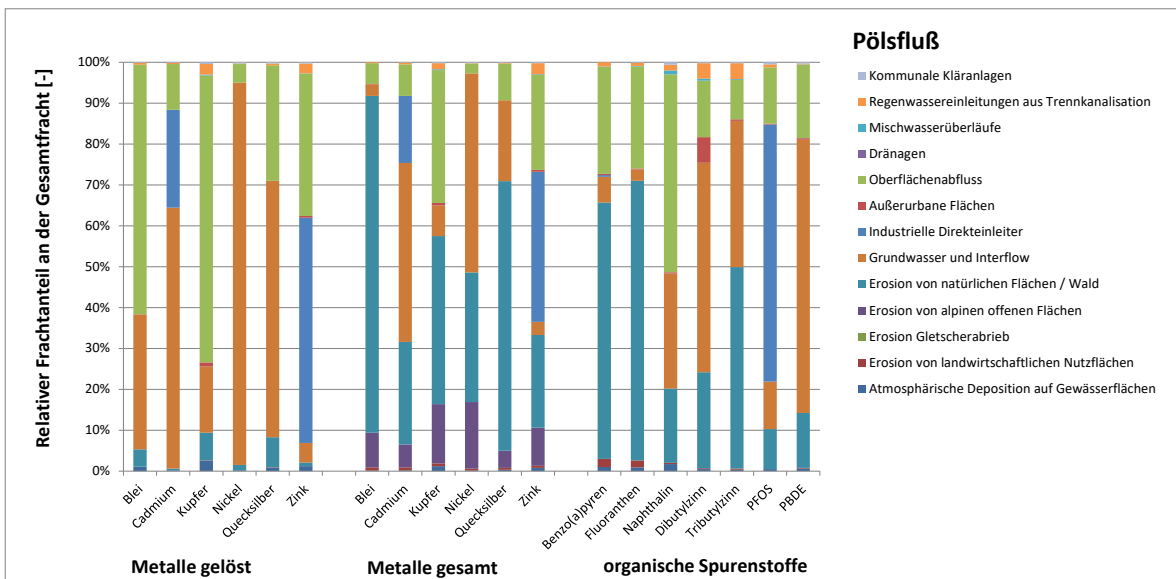
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 138: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in die Schwarza eingebracht werden.



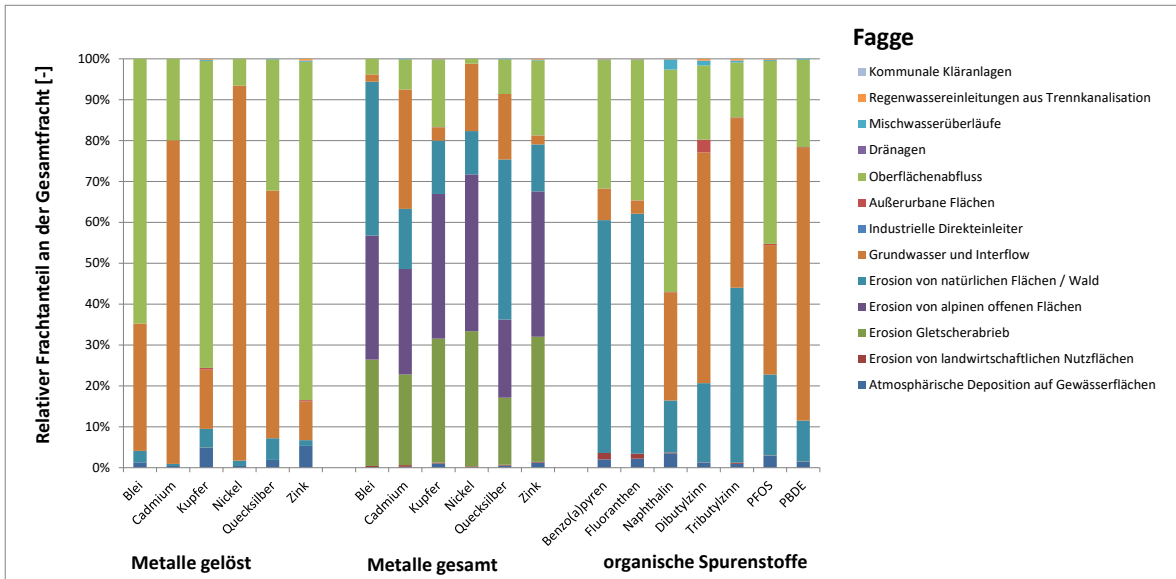
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 139: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in den Pölsfluss eingebracht werden.



Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

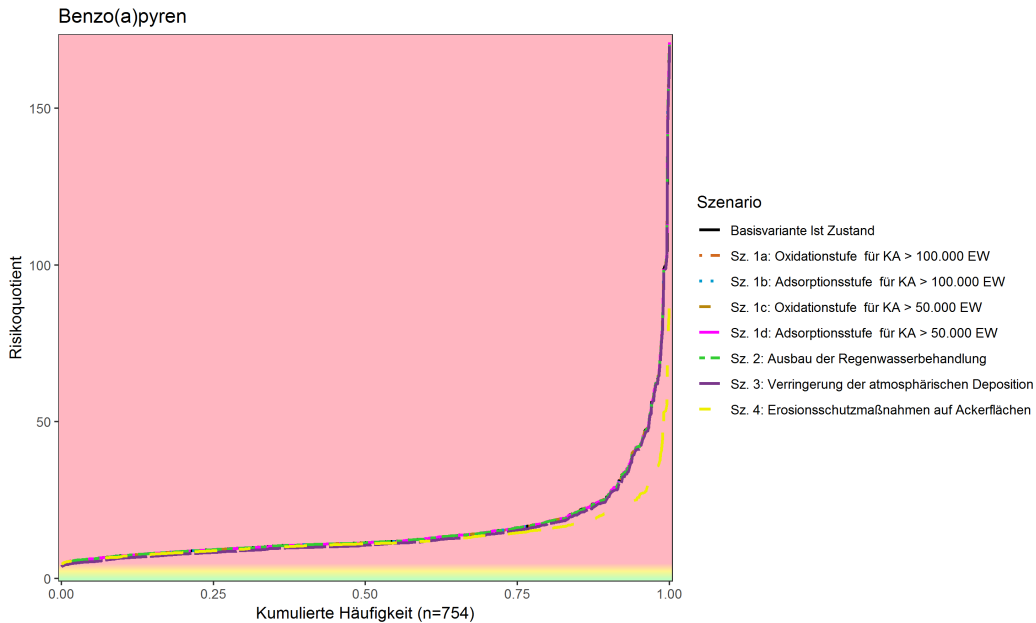
Abbildung 140: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in die Fagge eingebracht werden.



Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

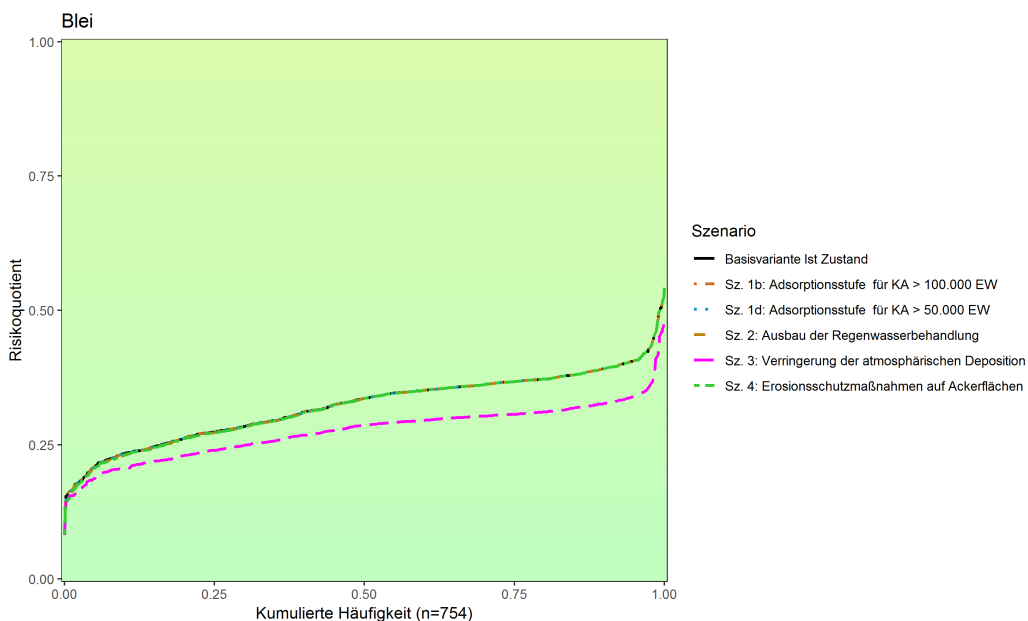
7.10 Szenarienwirksamkeiten

Abbildung 141: Kumulierte Häufigkeit des Risikoquotienten (modellierte Gewässerkonzentration dividiert durch UQN) der Basisvariante des Ist-Zustandes im Vergleich zu den unterschiedlichen Szenarien für Benzo(a)pyren.



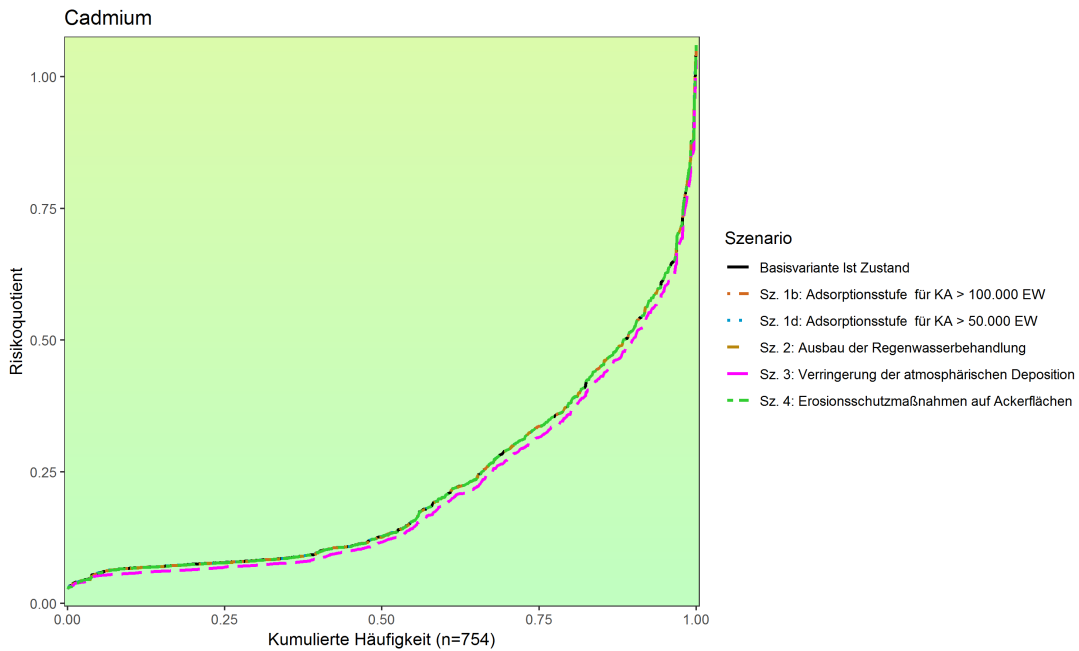
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 142: Kumulierte Häufigkeit des Risikoquotienten (modellierte Gewässerkonzentration dividiert durch UQN) der Basisvariante des Ist-Zustandes im Vergleich zu den unterschiedlichen Szenarien für Blei.



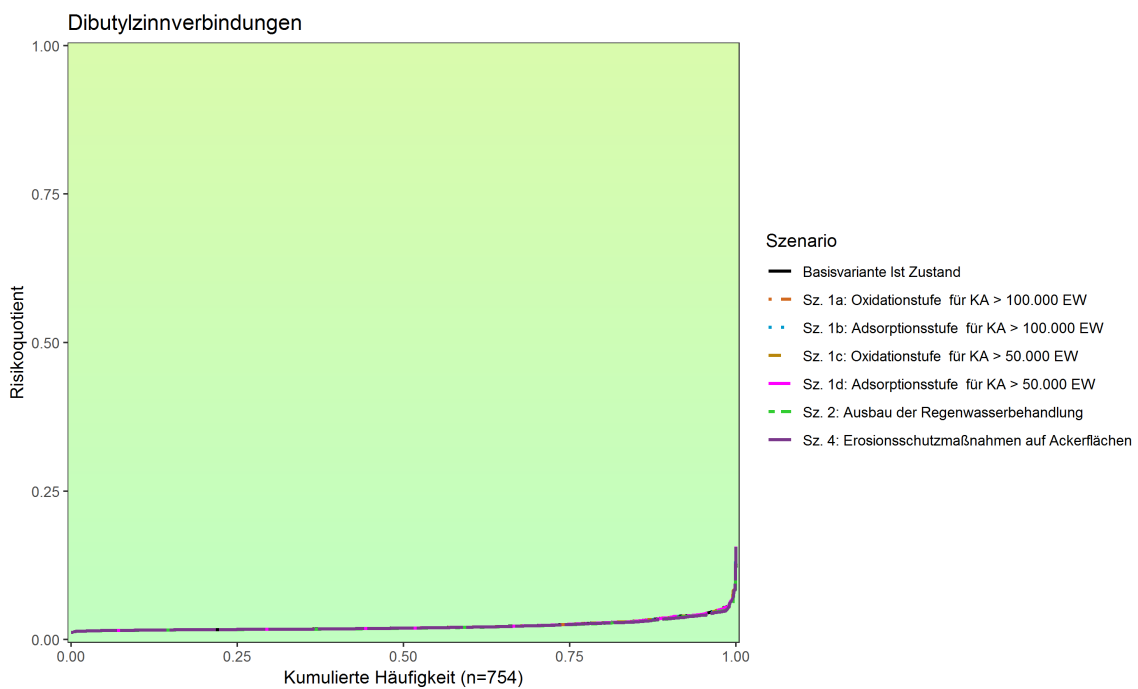
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 143: Kumulierte Häufigkeit des Risikoquotienten (modellierte Gewässerkonzentration dividiert durch UQN) der Basisvariante des Ist-Zustandes im Vergleich zu den unterschiedlichen Szenarien für Cadmium.



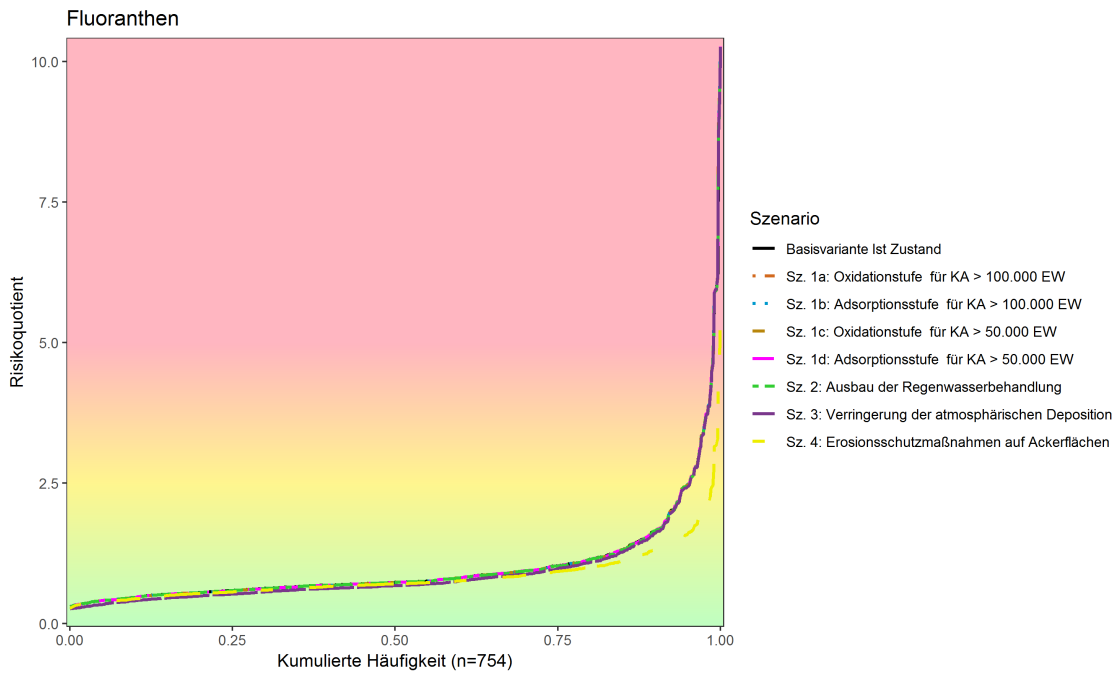
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 144: Kumulierte Häufigkeit des Risikoquotienten (modellierte Gewässerkonzentration dividiert durch UQN) der Basisvariante des Ist-Zustandes im Vergleich zu den unterschiedlichen Szenarien für Dibutylzinnverbindungen.



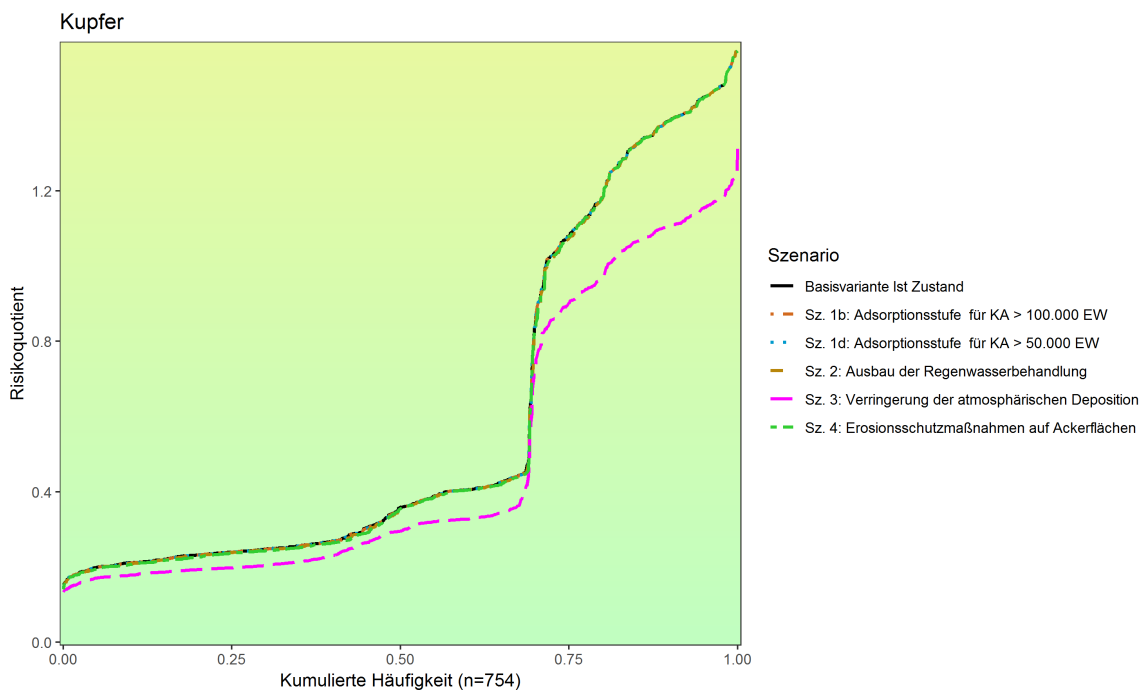
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 145: Kumulierte Häufigkeit des Risikoquotienten (modellierte Gewässerkonzentration dividiert durch UQN) der Basisvariante des Ist-Zustandes im Vergleich zu den unterschiedlichen Szenarien für Fluoranthen.



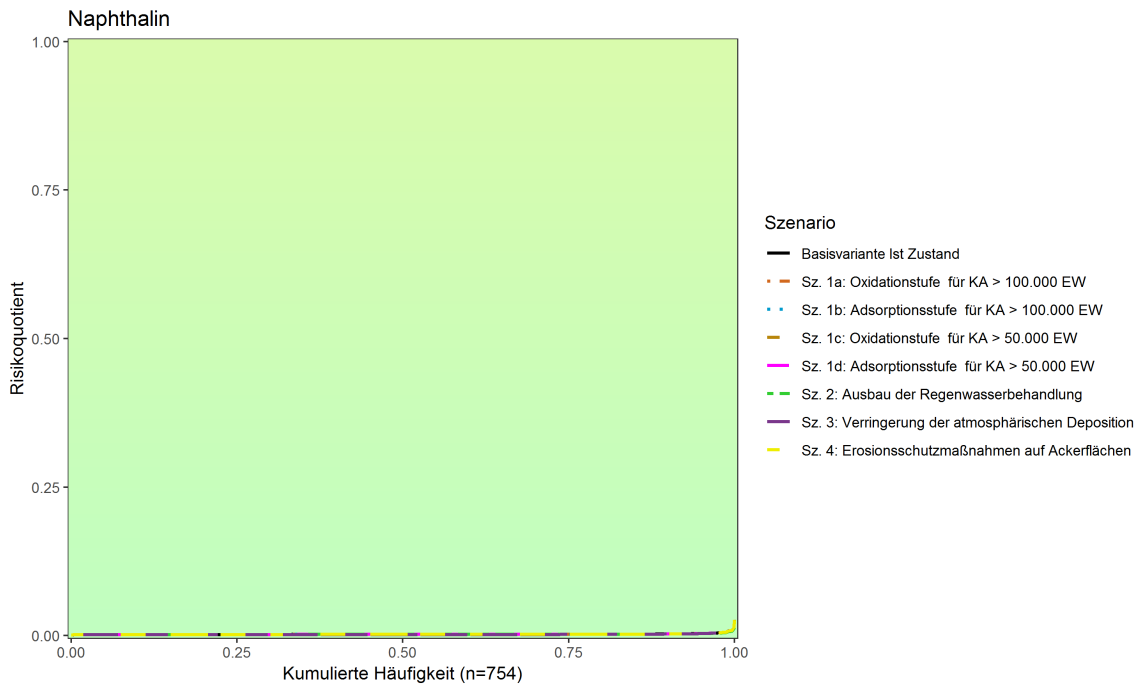
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 146: Kumulierte Häufigkeit des Risikoquotienten (modellierte Gewässerkonzentration dividiert durch UQN) der Basisvariante des Ist-Zustandes im Vergleich zu den unterschiedlichen Szenarien für Kupfer.



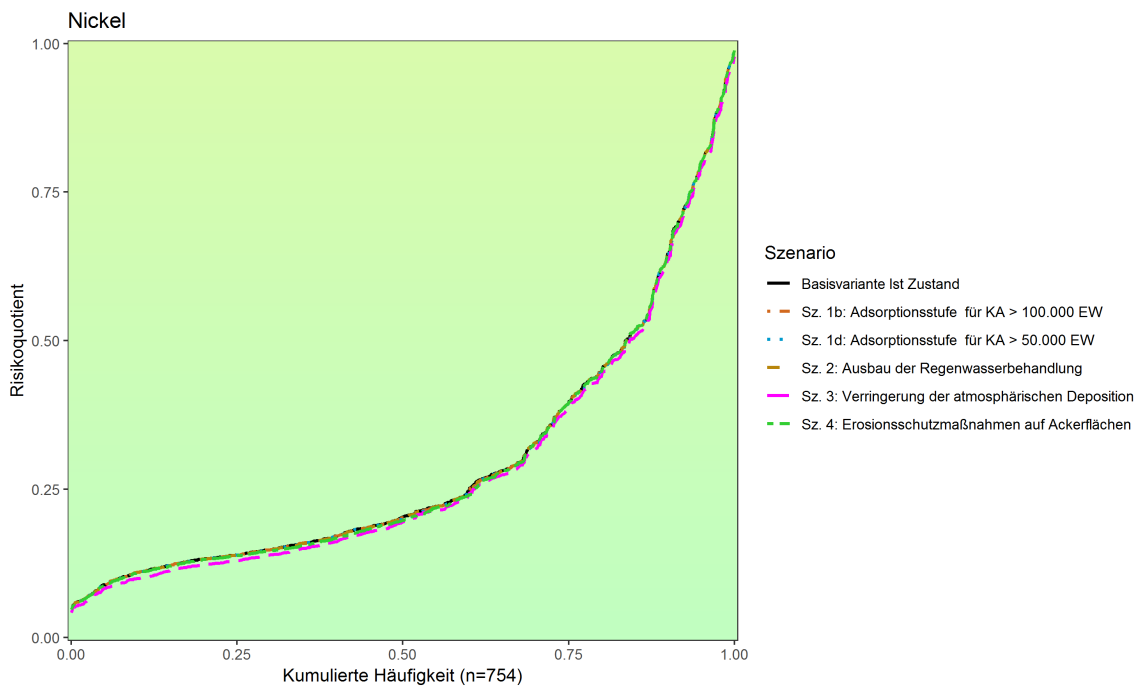
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 147: Kumulierte Häufigkeit des Risikoquotienten (modellierte Gewässerkonzentration dividiert durch UQN) der Basisvariante des Ist-Zustandes im Vergleich zu den unterschiedlichen Szenarien für Naphthalin.



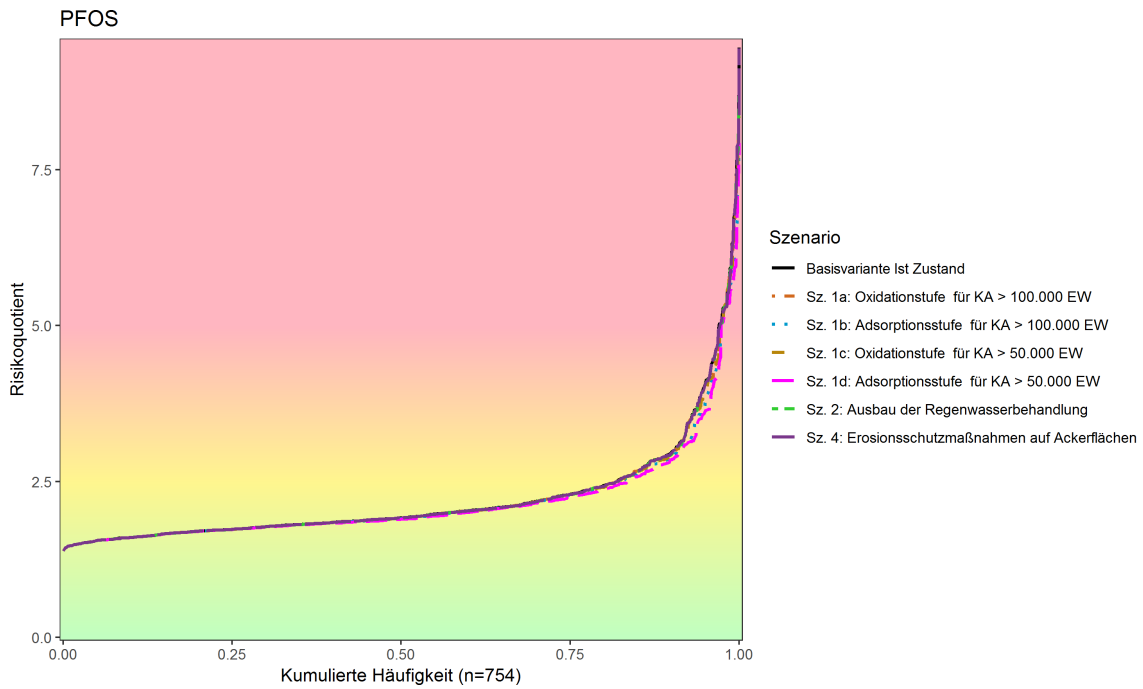
Quelle: TU Wien

Abbildung 148: Kumulierte Häufigkeit des Risikoquotienten (modellierte Gewässerkonzentration dividiert durch UQN) der Basisvariante des Ist-Zustandes im Vergleich zu den unterschiedlichen Szenarien für Nickel.



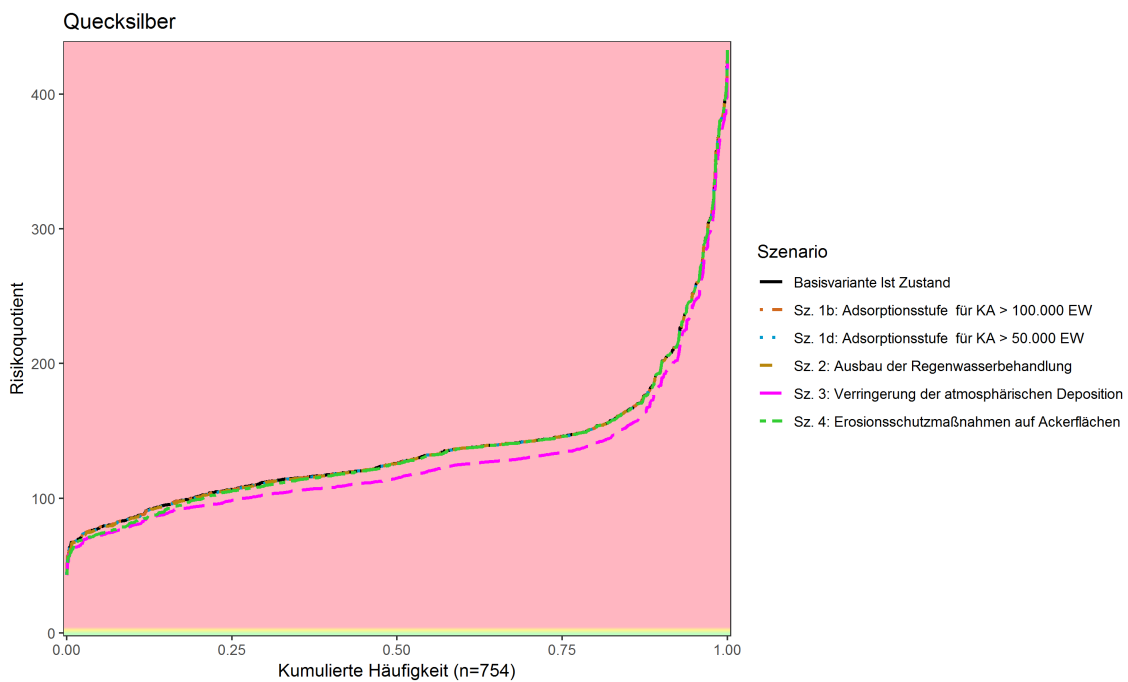
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 149: Kumulierte Häufigkeit des Risikoquotienten (modellierte Gewässerkonzentration dividiert durch UQN) der Basisvariante des Ist-Zustandes im Vergleich zu den unterschiedlichen Szenarien für PFOS.



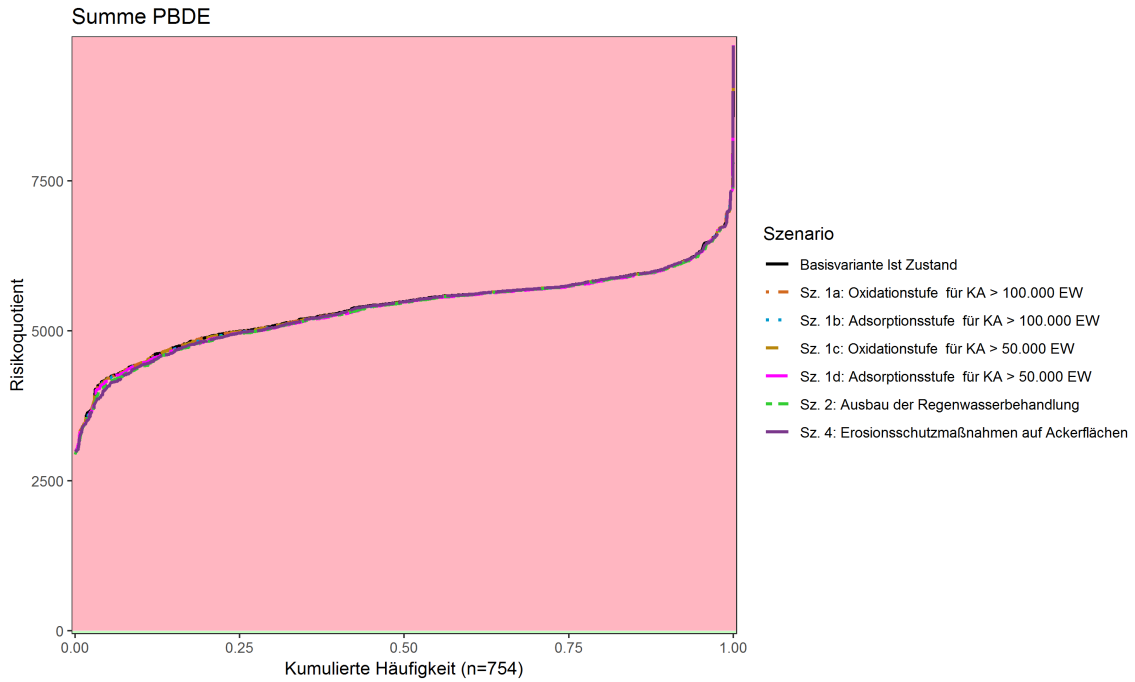
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 150: Kumulierte Häufigkeit des Risikoquotienten (modellierte Gewässerkonzentration dividiert durch UQN) der Basisvariante des Ist-Zustandes im Vergleich zu den unterschiedlichen Szenarien für Quecksilber.



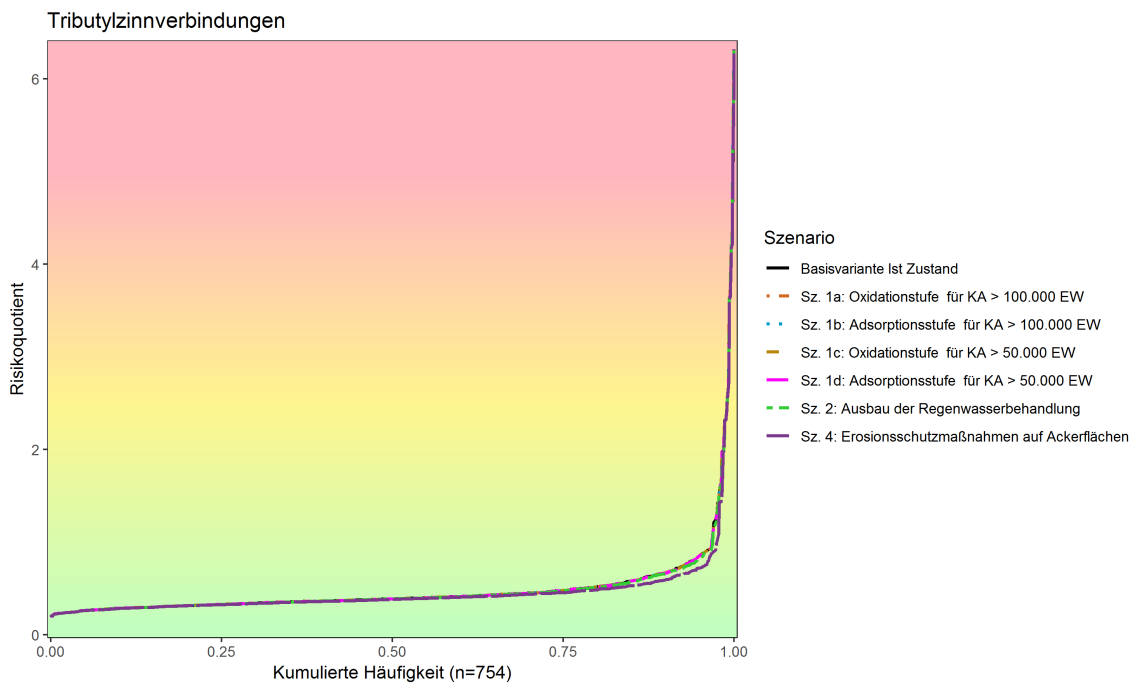
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 151: Kumulierte Häufigkeit des Risikoquotienten (modellierte Gewässerkonzentration dividiert durch UQN) der Basisvariante des Ist-Zustandes im Vergleich zu den unterschiedlichen Szenarien für PBDE.



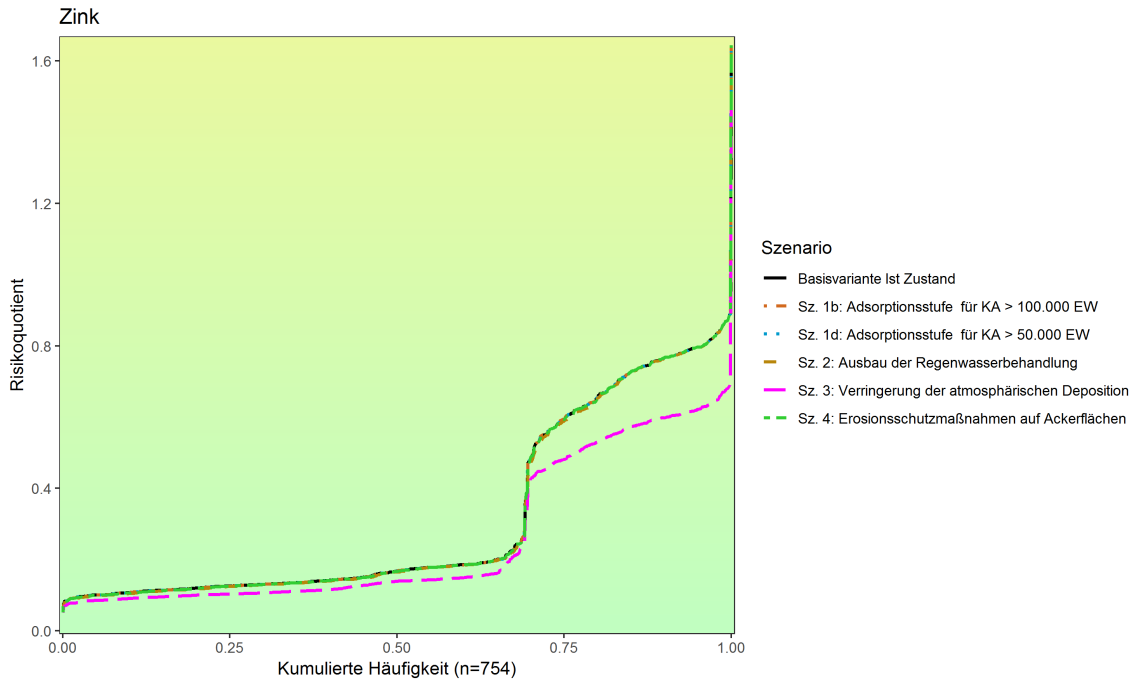
Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 152: Kumulierte Häufigkeit des Risikoquotienten (modellierte Gewässerkonzentration dividiert durch UQN) der Basisvariante des Ist-Zustandes im Vergleich zu den unterschiedlichen Szenarien für Tributylzinnverbindungen.



Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Abbildung 153: Kumulierte Häufigkeit des Risikoquotienten (modellierte Gewässerkonzentration dividiert durch UQN) der Basisvariante des Ist-Zustandes im Vergleich zu den unterschiedlichen Szenarien für Zink.



Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Vergleich der relativen Anteile der unterschiedlichen Landnutzungen in den ausgewählten Untersuchungsgebieten.	19
Tabelle 2: Zusammenfassung der Untersuchungsparameter und der erreichten Bestimmungs- (BG) und Nachweisgrenzen (NG) in den Wasser- und Feststoffproben.	29
Tabelle 3: Aggregation der Landnutzungsdaten aus der hochaufgelösten Landnutzungskarte für Österreich und das bayerische Inn-Einzugsgebiet und CORINE Land Cover 2012 für die anderen Gebietsanteile zu den MoRE-Landnutzungsklassen.	54
Tabelle 4: Zur Berechnung der gelösten Schwermetalleinträge verwendete K_D -Werte	64
Tabelle 5: Zusammenfassung der Umweltqualitätsnormen (UQN) der untersuchten Spurenstoffe.	67
Tabelle 6: Exemplarische Darstellung der Vorgehensweise der kombinierten/gewichteten Auswertung für ein Beobachtungsjahr.	69
Tabelle 7: Erreichbare Rückhalte der berücksichtigten Spurenstoffe bei der Ozonierung und bei der Aktivkohleadsorption, die für die Szenarienberechnung verwendet wurden.	70
Tabelle 8: Stoffspezifische Rückhalte für die Emissionen aus urbanen Systemen bei Verbesserung des Feststoffrückhaltes.	72
Tabelle 9: Quellen für die Bestimmung des Einsatzes mineralischer und organischer Düngemittelmengen in Österreich.	82
Tabelle 10: Zusammenfassung der Untersuchungsergebnisse der Depositionsproben und Darstellung der Mediane der Minimal- und der Maximalbewertung (n.n...nicht nachweisbar, < BG...kleiner Bestimmungsgrenze).	88
Tabelle 11: Zusammenfassung der Untersuchungsergebnisse der Fließgewässerproben und Darstellung der Mediane der Minimal- und der Maximalbewertung (n.n...nicht nachweisbar, < BG...kleiner Bestimmungsgrenze).	90
Tabelle 12: Zusammenfassung der Untersuchungsergebnisse der Schwebstoffproben und Darstellung der Mediane der Minimal- und der Maximalbewertung (n.n...nicht nachweisbar, < BG...kleiner Bestimmungsgrenze).	95
Tabelle 13: Zusammenfassung der Untersuchungsergebnisse der Bodenproben und Darstellung der Mediane der Minimal- und der Maximalbewertung (n.n...nicht nachweisbar, < BG...kleiner Bestimmungsgrenze).	101
Tabelle 14: Zusammenfassung der Untersuchungsergebnisse der Fließgewässerproben (n.n...nicht nachweisbar, < BG...kleiner Bestimmungsgrenze).	103
Tabelle 15: Verhältnis der beobachteten Gewässerfrachten (für Werte größer Bestimmungsgrenze) zu den Bodeninputs bzw. zu den Überschüssen (links) und Verhältnis der Bodenkonzentration zur berechneten jährlichen Konzentrationszunahme (über Bodeninput oder Überschuss), (rechts) dargestellt für jede(n) Stoff(gruppe)	122

Tabelle 16: Mittelwerte der Oberbodengehalte für Schwermetalle und organische Spurenstoffe differenziert nach Wald, Acker und Grünland für die im Modell verwendeten drei Varianten.	138
Tabelle 17: Anreicherungsfaktoren für die in dem Projekt betrachteten Stoffe. Dargestellt sind Ergebnisse des Projektmonitorings und Literaturwerte.	140
Tabelle 18: Hintergrundgehalte (Näherungswerte) im Ausgangsgestein dargestellt als Mittelwerte für die Modellvarianten.	143
Tabelle 19: Branchenspezifische Ablaufkonzentrationen [$\mu\text{g/L}$] von Industriellen Direktleitern in der Minimum-, Basis- und Maximal Variante.	143
Tabelle 20: Zusammenstellung der Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$], die für kommunale Kläranlagen für die Berechnung der Emissionsfrachten der Spurenstoffe für die unterschiedlichen Varianten verwendet wurden.	147
Tabelle 21: Flächenpotentiale [g/ha/a] zur Berechnung der Frachteinträge von Oberflächen in Siedlungsgebieten in die Kanalisation (Daten aus Clara et al., 2014b).	148
Tabelle 22: Zusammenstellung der angewandten Trockenwetterkonzentrationen [$\mu\text{g/L}$] im Zulauf kommunaler Kläranlagen (aus Clara et al., 2014b) zur Berechnung der Schmutzwasserfracht.	151
Tabelle 23: Zusammenfassung der stoffspezifischen Mittelwerte der einzelnen Eintragspfade für die Minimalvariante.	153
Tabelle 24: Zusammenfassung der stoffspezifischen Mittelwerte der einzelnen Eintragspfade für die Basisvariante.	154
Tabelle 25: Zusammenfassung der stoffspezifischen Mittelwerte der einzelnen Eintragspfade für die Maximalvariante.	155
Tabelle 26: Zusammenfassung der Risikoanalyse für die untersuchten Spurenstoffe in den 754 ausgewerteten Analysegebieten. Angegeben ist die absolute Anzahl und der relative Anteil [%] der Analysegebiete, in deren Gebietsauslass der Risikoquotient RO größer als 1 ist.	164
Tabelle 27: Zusammenfassung der Mittelwerte der relativen Frachtbeiträge [%] je Eintragspfad über alle Untersuchungsgebiete.	170
Tabelle 28: Mediane und maximal erreichbare Reduktion der Gewässerkonzentrationen durch unterschiedliche Einzelmaßnahmen auf Ebene von 754 innerösterreichischen Einzugsgebieten.	201
Tabelle 29: Beschreibung der Gewässermonitoring-Stellen. Die Einzugsgebietsfläche stammt aus den Stammdaten der Pegel und GZÜV-Messstellen und wurde nicht geprüft. Sie entspricht nicht zwangsläufig der Fläche der Modelleinzugsgebiete.	219

Tabelle 30: Ergebnisse [$\mu\text{g/L}$] der Analysen in den Depositionsproben für Metalle und polybromierte Diphenylether (BDE 28...2,4,4'-Tribromdiphenylether, BDE 47...2,2',4,4'-Tetrabromdiphenylether, BDE 99...2,2',4,4',5-Pentabromdiphenylether, BDE 100...2,2',4,4',6-Pentabromdiphenylether, BDE 153...2,2',4,4',5,5'-Hexabromdiphenylether, BDE 154...2,2',4,4',5,6'-Hexabromdiphenylether).	234
Tabelle 31: Ergebnisse [$\mu\text{g/L}$] der Analysen in den Depositionsproben für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe PAK (NAP...Naphthalin, ACE...Acenaphthen, ACY...Acenaphthylen, FLN...Fluoren, ANT...Anthracen, PHE...Phenanthren, FLU...Fluoranthen, PYR...Pyren, BaA...Benzo(a)anthracen, CRY...Chrysen, BbF...Benzo(b)fluoranthen, BkF...Benzo(k)fluoranthen).	235
Tabelle 32: Ergebnisse [$\mu\text{g/L}$] der Analysen in den Depositionsproben für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe PAK (BaP...Benzo(a)pyren, DA...Dibenzo(a,h)anthracen, BP...Benzo(g,h,i)perylene, IP...Indeno(1,2,3-cd)pyren), Organozinnverbindungen (MBT...Monobutylzinnverbindungen, DBT...Dibutylzinnverbindungen, TBT...Tributylzinnverbindungen, TeBT...Tetrabutylzinnverbindungen, DPhT...Dihenzylzinnverbindungen, TPhT...Triphenylzinnverbindungen), Perfluoroktansulfonsäure (PFOS), Perfluoroktanoat (PFOA).	237
Tabelle 33: Ergebnisse [$\mu\text{g/L}$] der Analysen in den filtrierten Hochwasser- (HW) und Niederwasserproben (NW) für Metalle und polybromierte Diphenylether (BDE 28...2,4,4'-Tribromdiphenylether, BDE 47...2,2',4,4'-Tetrabromdiphenylether, BDE 99...2,2',4,4',5-Pentabromdiphenylether, BDE 100...2,2',4,4',6-Pentabromdiphenylether, BDE 153...2,2',4,4',5,5'-Hexabromdiphenylether, BDE 154...2,2',4,4',5,6'-Hexabromdiphenylether).	238
Tabelle 34: Ergebnisse [$\mu\text{g/L}$] der Analysen in den filtrierten Hochwasser- (HW) und Niederwasserproben (NW) für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe PAK (NAP...Naphthalin, ACE...Acenaphthen, ACY...Acenaphthylen, FLN...Fluoren, ANT...Anthracen, PHE...Phenanthren, FLU...Fluoranthen, PYR...Pyren, BaA...Benzo(a)anthracen, CRY...Chrysen, BbF...Benzo(b)fluoranthen, BkF...Benzo(k)fluoranthen).	241
Tabelle 35: Ergebnisse [$\mu\text{g/L}$] der Analysen in den filtrierten Hochwasser- (HW) und Niederwasserproben (NW) für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe PAK (BaP...Benzo(a)pyren, DA...Dibenzo(a,h)anthracen, BP...Benzo(g,h,i)perylene, IP...Indeno(1,2,3-cd)pyren), Organozinnverbindungen (MBT...Monobutylzinnverbindungen, DBT...Dibutylzinnverbindungen, TBT...Tributylzinnverbindungen, TeBT...Tetrabutylzinnverbindungen, DPhT...Dihenzylzinnverbindungen, TPhT...Triphenylzinnverbindungen), Perfluoroktansulfonsäure (PFOS), Perfluoroktanoat (PFOA).	243

Tabelle 36: Ergebnisse [$\mu\text{g}/\text{kg}$] der Analysen in den Schwebstoffproben bei Hochwasser- (HW) und bei Niederwasser (NW) für Metalle und polybromierte Diphenylether (BDE 28...2,4,4'-Tribromdiphenylether, BDE 47...2,2',4,4'-Tetrabromdiphenylether, BDE 99...2,2',4,4',5-Pentabromdiphenylether, BDE 100...2,2',4,4',6-Pentabromdiphenylether, BDE 153...2,2',4,4',5,5'-Hexabromdiphenylether, BDE 154...2,2',4,4',5,6'-Hexabromdiphenylether).	246
Tabelle 37: Ergebnisse [$\mu\text{g}/\text{kg}$] der Analysen in den Schwebstoffproben bei Hochwasser- (HW) und bei Niederwasser (NW) für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe PAK (NAP...Naphthalin, ACE...Acenaphthen, ACY...Acenaphthylen, FLN...Fluoren, ANT...Anthracen, PHE...Phenanthren, FLU...Fluoranthren, PYR...Pyren, BaA...Benzo(a)anthracen, CRY...Chrysen, BbF...Benzo(b)fluoranthren, BkF...Benzo(k)fluoranthren).	248
Tabelle 38: Ergebnisse [$\mu\text{g}/\text{kg}$] der Analysen in den Schwebstoffproben bei Hochwasser- (HW) und bei Niederwasser (NW) für PAK (BaP...Benzo(a)pyren, DA...Dibenzo(a,h)anthracen, BP...Benzo(g,h,i)perylen, IP...Indeno(1,2,3-cd)pyren), Organozinnverbindungen (MBT...Monobutylzinnverbindungen, DBT...Dibutylzinnverbindungen, TBT...Tributylzinnverbindungen, TeBT...Tetrabutylzinnverbindungen, DPhT...Dihenzylzinnverbindungen, TPhT...Triphenylzinnverbindungen), Perfluoroktansulfonsäure (PFOS), Perfluoroktanoat (PFOA).	250
Tabelle 39: Ergebnisse [$\mu\text{g}/\text{kg}$] der Analysen in den Bodenproben für Metalle und polybromierte Diphenylether (BDE 28...2,4,4'-Tribromdiphenylether, BDE 47...2,2',4,4'-Tetrabromdiphenylether, BDE 99...2,2',4,4',5-Pentabromdiphenylether, BDE 100...2,2',4,4',6-Pentabromdiphenylether, BDE 153...2,2',4,4',5,5'-Hexabromdiphenylether, BDE 154...2,2',4,4',5,6'-Hexabromdiphenylether).	252
Tabelle 40: Ergebnisse [$\mu\text{g}/\text{kg}$] der Analysen in den Bodenproben für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe PAK (NAP...Naphthalin, ACE...Acenaphthen, ACY...Acenaphthylen, FLN...Fluoren, ANT...Anthracen, PHE...Phenanthren, FLU...Fluoranthren, PYR...Pyren, BaA...Benzo(a)anthracen, CRY...Chrysen, BbF...Benzo(b)fluoranthren, BkF...Benzo(k)fluoranthren).	254
Tabelle 41: Ergebnisse [$\mu\text{g}/\text{kg}$] der Analysen in den Bodenproben für PAK (BaP...Benzo(a)pyren, DA...Dibenzo(a,h)anthracen, BP...Benzo(g,h,i)perylen, IP...Indeno(1,2,3-cd)pyren), Organozinnverbindungen (MBT...Monobutylzinnverbindungen, DBT...Dibutylzinnverbindungen, TBT...Tributylzinnverbindungen, TeBT...Tetrabutylzinnverbindungen, DPhT...Dihenzylzinnverbindungen, TPhT...Triphenylzinnverbindungen), Perfluoroktansulfonsäure (PFOS), Perfluoroktanoat (PFOA).	256

Tabelle 42: Ergebnisse [$\mu\text{g/L}$] der Analysen in den Abwasserproben industrieller Direkteinleiter für Metalle und polybromierte Diphenylether (BDE 28...2,4,4'- Tribromdiphenylether, BDE 47...2,2',4,4'-Tetrabromdiphenylether, BDE 99...2,2',4,4',5- Pentabromdiphenylether, BDE 100...2,2',4,4',6-Pentabromdiphenylether, BDE 153...2,2',4,4',5,5'-Hexabromdiphenylether, BDE 154...2,2',4,4',5,6'- Hexabromdiphenylether).	258
Tabelle 43: Ergebnisse [$\mu\text{g/L}$] der Analysen in den Abwasserproben industrieller Direkteinleiter für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe PAK (NAP...Naphthalin, ACE...Acenaphthen, ACY...Acenaphthylen, FLN...Fluoren, ANT...Anthracen, PHE...Phenanthren, FLU...Fluoranthren, PYR...Pyren, BaA...Benzo(a)anthracen, CRY...Chrysen, BbF...Benzo(b)fluoranthren, BkF...Benzo(k)fluoranthren).	260
Tabelle 44: Ergebnisse [$\mu\text{g/L}$] der Analysen in den Abwasserproben industrieller Direkteinleiter für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe PAK (BaP...Benzo(a)pyren, DA...Dibenzo(a,h)anthracen, BP...Benzo(g,h,i)perylen, IP...Indeno(1,2,3-cd)pyren), Organozinnverbindungen (MBT...Monobutylzinnverbindungen, DBT...Dibutylzinnverbindungen, TBT...Tributylzinnverbindungen, TeBT...Tetrabutylzinnverbindungen, DPhT...Dihenzylzinnverbindungen, TPhT...Triphenylzinnverbindungen), Perfluoroktansulfonsäure (PFOS), Perfluoroktanoat (PFOA).	262
Tabelle 45: Zusammenstellung der Ergebnisse [$\mu\text{g/L}$] der zusätzlichen Messungen in sieben ausgewählten Fließgewässern.	264
Tabelle 46: Literaturquellen für die Schwermetall- und Spurenstoffkonzentrationen in unterschiedlichen Düngern.	266
Tabelle 47: Literaturquellen für die Austräge über Ernte.	267
Tabelle 48: Zusammenfassung der stoffspezifischen Eingangsdaten (Mittelwerte und Schwankungsbereiche der abhängigen Variablen).	310

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Verteilung der Untersuchungsgebiete und der Depositionsmessstellen über Österreich.	18
Abbildung 2: Depositionsprobenahmen a) ANIP (© Umweltbundesamt/ Martin Kralik), b) Sonnblick (© ZAMG/ H. Scheer)	24
Abbildung 3: Probenahmen in der Dornbirnerach und Auswahl der Teilproben in Abhängigkeit vom Abfluss.	27
Abbildung 4: Berücksichtigte Abflusskomponenten und Eintragspfade (modifiziert nach Fuchs et al., 2010).	33
Abbildung 5: Verteilung der ausgewiesenen Teileinzugsgebiete in Österreich auf Einzugsgebietsgrößenklassen und Anzahl der HZB-Pegel sowie der GZÜV Messstellen je Einzugsgebietsgrößenklasse	37
Abbildung 6: Anteil der Flächen ohne landwirtschaftliche Nutzung an der Gesamtfläche der MoRE Teileinzugsgebiete.	42
Abbildung 7: 3D-Plot der Funktion des Sedimenteintragsverhältnisses.	59
Abbildung 8: Verteilung der Härte (Kalziumkarbonat) für die verfügbaren Messstellen auf Basis der Bioregion (Boxplots mit 25-75%-Perzentilen in den Boxen, 10-90%-Perzentile über die Fehlerbalken und Medianwerte als Linien in den Boxen).	68
Abbildung 9: Vereinfachte Darstellung der Berechnungsschritte für die Berechnung des Überschusses pro Einzugsgebiet / Analysegebiet (AU).	80
Abbildung 10: Gegenüberstellung der berechneten Abwassermengen und der Datenmeldungen aus dem Emissionsregister Oberflächengewässer EMREG-OW: a) Gegenüberstellung der Abwassermengen und b) Verteilung der Quotienten aus berechneter und gemessener Abwassermenge (Boxplot mit 25%-75%-Perzentil in den Boxen, 10%-90%-Perzentil innerhalb der Fehlerbalken und 5%-95%-Perzentile innerhalb der türkisen Punkte).	85
Abbildung 11: Konzentration [$\mu\text{g/L}$] (Minimalbewertung) der Metalle, ausgewählter polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe, der Organozinnverbindungen Dibutylzinn und Tributylzinn sowie der Perfluoroktansulfonsäure (PFOS) und von Perfluoroktanoat (PFOA) in den Depositionsproben.	89
Abbildung 12: Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] (Minimalbewertung) der Metalle, ausgewählter polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe, der Organozinnverbindungen Dibutylzinn und Tributylzinn sowie der Perfluoroktansulfonsäure (PFOS) und von Perfluoroktanoat (PFOA) in den filtrierten Fließgewässerproben.	91
Abbildung 13: Gegenüberstellung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] in den filtrierten Nieder- und Hochwasserproben (Darstellung der Mittelwerte, der Minima und der Maxima).	92

Abbildung 14: Gegenüberstellung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] ausgewählter Stoffe in den filtrierten Nieder- und Hochwasserproben (Darstellung der Mittelwerte, der Minima und der Maxima) für die beprobten Gewässer.	93
Abbildung 15: Konzentrationen [$\mu\text{g/kg}$] (Minimalbewertung) der Metalle, Monobutylzinnverbindungen, ausgewählter polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe, der polybromierten Diphenylether sowie der Perfluoroktansulfonsäure (PFOS) in den Schwebstoffproben.	96
Abbildung 16: Gegenüberstellung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/kg}$] in Schwebstoffen (Darstellung der Mittelwerte, der Minima und der Maxima).	97
Abbildung 17: Gegenüberstellung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/kg}$] ausgewählter Stoffe in den Schwebstoffproben bei Nieder- und Hochwasserabflüssen (Darstellung der Mittelwerte, der Minima und der Maxima) für die beprobten Gewässer.	98
Abbildung 18: Fest-Flüssig Verteilungskoeffizient K_D [L/kg] für die untersuchten Stoffe (Boxplots mit 25%-75% Perzentilen in den Rahmen, 10%-90%-Perzentilen innerhalb der Fehlerbalken und Angabe der 5%-95%-Perzentile durch die Punkte. Die Mediane sind als Linien in den Boxen dargestellt).	99
Abbildung 19: Konzentrationen [$\mu\text{g/kg}$] (Minimalbewertung) der Metalle, ausgewählter polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe, derpolybromierten Diphenylether, der Perfluoroktansulfonsäure (PFOS) und von Perfluoroktanoat (PFOA) in den Bodenproben.	102
Abbildung 20: Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] (Minimalbewertung) der Metalle, ausgewählter polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe, der Organozinnverbindungen Dibutylzinn und Tributylzinn sowie der Perfluoroktansulfonsäure (PFOS) und von Perfluoroktanoat (PFOA) in den Abwasserproben der industriellen Direkteinleiter.	104
Abbildung 21: Gemessene Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] (Maximalbewertung) für die Metalle, Dibutylzinnverbindungen, Naphthalin und die perfluorierten Verbindungen Perfluoroktansulfonsäure und Perfluoroktanoat für die beprobten Abwasserherkunftsbereiche.	105
Abbildung 22: Vergleich der gemessenen Konzentrationen (Minimalbewertung) in den untersuchten Wasser- [$\mu\text{g/L}$] und Feststoffproben [$\mu\text{g/kg}$] für die Metalle, Naphthalin und Summe PAK-16 (Boxplots mit 25%-75% Perzentilen in den Rahmen, 10%-90%-Perzentilen innerhalb der Fehlerbalken und Angabe der 5%-95%-Perzentile durch die Punkte. Die Mediane sind als Linien in den Boxen dargestellt).	107
Abbildung 23: Anteile der einzelnen Inputpfade an der Gesamtfracht in die MoRE Teileinzugsgebiete (Boxplots über alle Teileinzugsgebiete) und für alle Varianten (Dep = atmosphärische Deposition, Komp = Kompost, KS = Klärschlamm, MD = Mineraldünger, PSM = Pflanzenschutzmittel, WD = Wirtschaftsdünger).	110

Abbildung 24: Beispielhafter Vergleich der Anteile der Inputpfade in den unterschiedlichen landwirtschaftlichen Nutzflächen mit der Gesamtteileinzugsgebietenbetrachtung für Blei (links) und Tributylzinn-Verbindungen (rechts) (Dep = atmosphärische Deposition, Komp = Kompost, KS = Klärschlamm, MD = Mineraldünger, PSM = Pflanzenschutzmittel, WD = Wirtschaftsdünger).	111
Abbildung 25: Verhältnis des modellierten Pflanzenentzugs zum Gesamtinput in den Ackerlandflächen dargestellt für die Basisvariante und alle Spurenstoffe.	112
Abbildung 26: Vergleich der räumlichen Verteilung des Inputs über die Deposition (oben) mit dem berechneten Überschuss (unten) der MoRE Teileinzugsgebiete für Nickel.	113
Abbildung 27: Berechneter Überschuss (g/ha/a) in den MoRE Teileinzugsgebieten (Boxplots über alle Teileinzugsgebiete) und für alle Varianten (Dep = atmosphärische Deposition, Komp = Kompost, KS = Klärschlamm, MD = Mineraldünger, PSM = Pflanzenschutzmittel, WD = Wirtschaftsdünger).	115
Abbildung 28: Vergleich der Auswirkungen der Berechnung des Mineraldüngereinsatzes nach Verkaufszahlen mit der Berechnung nach dem Rest-P-Bedarf des Ackerlands für Cadmium. Oben: Haupteintragspfad für Cadmium in den Teileinzugsgebieten. Unten: Boxplots des berechneten Überschusses aller Teileinzugsgebiete dargestellt für Acker- und Grünlandflächen sowie der Summe der Teileinzugsgebiete.	116
Abbildung 29: Anteil der verschiedenen Eintragspfade am Input der unterschiedlichen Untersuchungsgebiete	118
Abbildung 30: Vergleich der Inputfrachten in die Böden (oben) bzw. des Überschusses (unten) mit den beobachteten Frachten in den Untersuchungsgebieten	120
Abbildung 31: Vergleich der theoretischen Konzentrationszunahme in Acker, Grünland oder Waldböden der Untersuchungsgebiete pro Jahr anhand des Inputs (unten) bzw. des Überschusses (oben) berechnet mit den gemessenen Bodenkonzentrationen der jeweiligen Nutzungsarten	121
Abbildung 32: Mittelwerte der Jahres-Abflusshöhen in den unterschiedlichen AU des Modellierungsgebietes für die Jahre 2009-2014.	124
Abbildung 33: Anteile der verschiedenen Abflusskomponenten am Gesamtabfluss für alle 894 Analysegebiete.	125
Abbildung 34: Räumliche Verteilung des Anteils des Oberflächenabflusses im Modellgebiet.	126
Abbildung 35: Gegenüberstellung von beobachteten und mit dem bayesschen hierarchischen Modell für zeitliche bzw. für räumliche Vorhersage modellierten jährlichen Feststofffrachten. Die durchgehende Linie entspricht einer perfekten Übereinstimmung, während die gestrichelten Linien eine Abweichung von 30% eingrenzen.	127

Abbildung 36: Vergleich zwischen in MoRE modellierten Feststoffeinträgen und beobachteten jährlichen Frachten (Median über Zeitraum 2009-2014) an 31 Teileinzugsgebieten für die tägliche Schwebstoffdaten vorhanden sind; a) modellierte Frachten ohne Anpassung; b) modellierte Frachten nach der Anpassung.	129
Abbildung 37: Vergleich der Depositionsraten aus der Umlegung mittlerer Konzentrationen über den mittleren Gebietsniederschlag und der Modellierung von EMEP. Dargestellt sind die Depositionsraten für jedes Analysegebiet (n=893, ohne Donau oh. Passau) für Cadmium, Blei und Quecksilber für das Jahr 2014 in der Basisvariante. Die EMEP-Depositionsraten sind fast durchweg niedriger als die aus den Konzentrationen und dem Niederschlag berechneten Raten.	132
Abbildung 38: Vergleich der Zink-Konzentrationen aus der Niedrigwasserauswertung mit den Konzentrationen aus GEOHINT. Grau eingezeichnet ist die 1:1-Linie. Die schwarzen Punkte repräsentieren jeweils eine Messstelle.	135
Abbildung 39: Mittlere Konzentrationen für PAK und PBDE im Ackerboden und in Schwebstoffen.	140
Abbildung 40: Vergleich der aus den Flächenpotentialen berechneten Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] in den Niederschlagswassereinleitungen aus Trennkanalisation mit den gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] aus dem Projekt SCHTURM (Clara et al., 2014b).	150
Abbildung 41: Vergleich der berechneten und der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] im entlasteten Mischwasser.	152
.Abbildung 42: Pegelabgleich für Cadmium (gesamte Fracht).	159
Abbildung 43: Pegelabgleich für Cadmium (gesamte Fracht) mit Frachten aus GZÜV-Daten.	160
Abbildung 44: Pegelabgleich für Cadmium (gelöste Fracht) mit Frachten aus GZÜV-Daten.	161
Abbildung 45: Pegelabgleich für Cadmium (gelöste Fracht).	162
Abbildung 46: Frachtabgleich für PFOS.	163
Abbildung 47: Ergebnisse der gewichteten kombinierten Bewertung der drei Modellvarianten für Schwermetalle	166
Abbildung 48: Ergebnisse der gewichteten kombinierten Bewertung der drei Modellvarianten für organische Spurenstoffe	167
Abbildung 49: Kombinierte Risikobewertung für PFOS.	167
Abbildung 50: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in die Pram eingebracht werden.	173
Abbildung 51: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in die Mattig eingebracht werden.	174
Abbildung 52: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in die Öztaler Ache eingebracht werden.	177

Abbildung 53: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in den Reichramingbach eingebracht werden.	178
Abbildung 54: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in die Raab eingebracht werden.	179
Abbildung 55: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in die Wulka eingebracht werden.	180
Abbildung 56: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in die Dornbirnerach eingebracht werden.	182
Abbildung 57: Relative Frachtanteile [%] der unterschiedlichen Emissionspfade an der Gesamtemission von Benzo(a)pyren, für exemplarisch ausgewählte Analysegebiete mit den Haupteintragungspfaden atmosphärische Deposition, Erosion und Oberflächenabfluss.	184
Abbildung 58: Relative Anteile [%] der unterschiedlichen Eintragspfade an der Gesamtfracht für die Analysegebiete mit Frachtbeiträgen für Benzo(a)pyren aus urbanen Systemen von ca. 20% oder darüber.	185
Abbildung 59: Relative Frachtanteile [%] der unterschiedlichen Emissionspfade an der Gesamtemission von Fluoranthen, für die Liesing und exemplarisch ausgewählte Analysegebiete mit dem Haupteintragungspfad Erosion.	186
Abbildung 60: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade für Cadmium (gesamt und gelöst) in den Obersulzbach, für Zink (gesamt und gelöst) in die Pöls und für Tributylzinnverbindungen in die Schwarza eingebracht werden.	187
Abbildung 61: Relative Frachtanteile [%] der unterschiedlichen Emissionspfade an der Gesamtemission von PFOS, für exemplarisch ausgewählte Analysegebiete mit unterschiedlichen Haupteintragungspfaden.	189
Abbildung 62: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade für Tributylzinnverbindungen in die Gewässer eingebracht werden, für die ein Risiko einer Zielverfehlung ausgewiesen ist.	192
Abbildung 63: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade für Benzo(a)pyren in die Gewässer eingebracht werden, für die ein Risiko einer Zielverfehlung ausgewiesen ist.	193
Abbildung 64: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in den Sölkbach eingebracht werden.	195
Abbildung 65: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in den Weidenbach eingebracht werden.	196
Abbildung 66: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in den Senningbach eingebracht werden.	197
Abbildung 67: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in den Pölsfluss eingebracht werden.	198

Abbildung 68: Mittlere Reduktion der Fluoranthenkonzentrationen durch Szenario 4 „Erosionsschutzmaßnahmen auf Ackerflächen“ für das innerösterreichische Projektgebiet.	202
Abbildung 69: Mittlere Reduktion der PFOS-Konzentrationen durch Szenario 1d „Adsorptionsstufe für Kläranlagen > 50.000 EW“ für das innerösterreichische Projektgebiet.	203
Abbildung 70: Kumulierte Häufigkeit des Risikoquotienten (modellierte Gewässerkonzentration dividiert durch UQN) der Basisvariante des Ist-Zustandes im Vergleich zu den unterschiedlichen Szenarien für Fluoranthen. Dargestellt sind nur die 20% Gebiete mit den höchsten Risikoquotienten.	204
Abbildung 71: Kumulierte Häufigkeit des Risikoquotienten (modellierte Gewässerkonzentration dividiert durch UQN) der Basisvariante des Ist-Zustandes im Vergleich zu den unterschiedlichen Szenarien für PFOS. Dargestellt sind nur die 20% Gebiete mit den höchsten Risikoquotienten.	206
Abbildung 72: Konzentration in den ausgewählten Beispielgewässern für die Basisvariante und infolge der Umsetzung von Erosionsschutzmaßnahmen und der Verringerung der atmosphärischen Deposition.	207
Abbildung 73: Konzentration in exemplarisch gewählten Beispielgewässern für die Basisvariante und infolge der Umsetzung von Maßnahmen an kommunalen Kläranlagen.	209
Abbildung 74: Geöffneter Einströmkopf der Schwebstofffalle und schematische Skizze des Einströmkopfes (aus Umweltbundesamt, 2012).	221
Abbildung 75: Schematische Skizze und Darstellung des Schwebstoffsammlers (aus Umweltbundesamt, 2012).	222
Abbildung 76: Mittlerer Input je Gesamteinzugsgebietsfläche	268
Abbildung 77: Mittlerer Überschuss der Gesamteinzugsgebietsflächen.	273
Abbildung 78: Pegelabgleich für Blei (gesamt).	279
Abbildung 79: Pegelabgleich mit GZÜV-Daten für Blei (gesamt).	280
Abbildung 80: Pegelabgleich für Kupfer (gesamt).	281
Abbildung 81: Pegelabgleich mit GZÜV-Daten für Kupfer (gesamt).	282
Abbildung 82: Pegelabgleich für Nickel (gesamt).	283
Abbildung 83: Pegelabgleich mit GZÜV-Daten für Nickel (gesamt).	284
Abbildung 84: Pegelabgleich für Quecksilber (gesamt).	285
Abbildung 85: Pegelabgleich mit GZÜV-Daten für Quecksilber (gesamt).	286
Abbildung 86: Pegelabgleich für Zink (gesamt).	287
Abbildung 87: Pegelabgleich mit GZÜV-Daten für Zink (gesamt)	288
Abbildung 88: Pegelabgleich für Blei (gelöst).	289
Abbildung 89: Pegelabgleich mit GZÜV-Daten für Blei (gelöst).	290
Abbildung 90: Pegelabgleich für Kupfer (gelöst).	291
Abbildung 91: Pegelabgleich mit GZÜV-Daten für Kupfer (gelöst).	292
Abbildung 92: Pegelabgleich für Nickel (gelöst).	293

Abbildung 93: Pegelabgleich mit GZÜV-Daten für Nickel (gelöst).	294
Abbildung 94: Pegelabgleich für Quecksilber (gelöst).	295
Abbildung 95: Pegelabgleich mit GZÜV-Daten für Quecksilber (gelöst)	296
Abbildung 96: Pegelabgleich für Zink (gelöst).	297
Abbildung 97: Pegelabgleich mit GZÜV-Daten für Zink (gelöst).	298
Abbildung 98: Pegelabgleich für Dibutylzinnverbindungen.	299
Abbildung 99: Pegelabgleich für Tributylzinnverbindungen.	300
Abbildung 100: Pegelabgleich für Naphthalin.	301
Abbildung 101: Pegelabgleich mit GZÜV-Daten für Naphthalin.	302
Abbildung 102: Pegelabgleich für Flouranthen.	303
Abbildung 103: Pegelabgleich mit GZÜV-Daten für Fluoranthen.	304
Abbildung 104: Pegelabgleich für Benzo(a)pyren.	305
Abbildung 105: Pegelabgleich mit GZÜV-Daten für Benzo(a)pyren.	306
Abbildung 106: Pegelabgleich für die Summe der 16 PAK nach US-EPA.	307
Abbildung 107: Pegelabgleich für Perfluoroctansäure (PFOA).	308
Abbildung 108: Pegelabgleich für PBDE.	309
Abbildung 109: Relativer Anteil [-] der unterschiedlichen Eintragspfade in den Gesamteinzugsgebieten der Analysegebiete für Blei (gesamt).	317
Abbildung 110: Relativer Anteil [-] der unterschiedlichen Eintragspfade in den Gesamteinzugsgebieten der Analysegebiete für Blei (gelöst).	317
Abbildung 111: Relativer Anteil [-] der unterschiedlichen Eintragspfade in den Gesamteinzugsgebieten der Analysegebiete für Cadmium (gesamt).	318
Abbildung 112: Relativer Anteil [-] der unterschiedlichen Eintragspfade in den Gesamteinzugsgebieten der Analysegebiete für Cadmium (gelöst).	318
Abbildung 113: Relativer Anteil [-] der unterschiedlichen Eintragspfade in den Gesamteinzugsgebieten der Analysegebiete für Kupfer (gesamt).	319
Abbildung 114: Relativer Anteil [-] der unterschiedlichen Eintragspfade in den Gesamteinzugsgebieten der Analysegebiete für Kupfer (gelöst).	319
Abbildung 115: Relativer Anteil [-] der unterschiedlichen Eintragspfade in den Gesamteinzugsgebieten der Analysegebiete für Nickel (gesamt).	320
Abbildung 116: Relativer Anteil [-] der unterschiedlichen Eintragspfade in den Gesamteinzugsgebieten der Analysegebiete für Nickel (gelöst).	320
Abbildung 117: Relativer Anteil [-] der unterschiedlichen Eintragspfade in den Gesamteinzugsgebieten der Analysegebiete für Quecksilber (gesamt).	321
Abbildung 118: Relativer Anteil [-] der unterschiedlichen Eintragspfade in den Gesamteinzugsgebieten der Analysegebiete für Quecksilber (gelöst).	321
Abbildung 119: Relativer Anteil [-] der unterschiedlichen Eintragspfade in den Gesamteinzugsgebieten der Analysegebiete für Zink (gesamt).	322

Abbildung 120: Relativer Anteil [-] der unterschiedlichen Eintragspfade in den Gesamteinzugsgebieten der Analysegebiete für Zink (gelöst).	322
Abbildung 121: Relativer Anteil [-] der unterschiedlichen Eintragspfade in den Gesamteinzugsgebieten der Analysegebiete für Benzo(a)pyren.	323
Abbildung 122: Relativer Anteil [-] der unterschiedlichen Eintragspfade in den Gesamteinzugsgebieten der Analysegebiete für Fluoranthren.	323
Abbildung 123: Relativer Anteil [-] der unterschiedlichen Eintragspfade in den Gesamteinzugsgebieten der Analysegebiete für Naphthalin.	324
Abbildung 124: Relativer Anteil [-] der unterschiedlichen Eintragspfade in den Gesamteinzugsgebieten der Analysegebiete für Dibutylzinnverbindungen.	324
Abbildung 125: Relativer Anteil [-] der unterschiedlichen Eintragspfade in den Gesamteinzugsgebieten der Analysegebiete für Tributylzinnverbindungen.	325
Abbildung 126: Relativer Anteil [-] der unterschiedlichen Eintragspfade in den Gesamteinzugsgebieten der Analysegebiete für PFOS.	325
Abbildung 127: Relativer Anteil [-] der unterschiedlichen Eintragspfade in den Gesamteinzugsgebieten der Analysegebiete für polybromierte Diphenylether.	326
Abbildung 128: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in den Untertalbach eingebracht werden.	327
Abbildung 129: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in den Kleinsölkbach eingebracht werden.	327
Abbildung 130: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in den Sölkbach eingebracht werden.	328
Abbildung 131: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in den Göllersbach eingebracht werden.	328
Abbildung 132: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in den Senningbach eingebracht werden.	329
Abbildung 133: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in die Liesing eingebracht werden.	329
Abbildung 134: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in den Rußbach eingebracht werden.	330
Abbildung 135: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in den Taschlbach eingebracht werden.	330
Abbildung 136: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in die Zaya eingebracht werden.	331
Abbildung 137: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in den Weidenbach eingebracht werden.	331
Abbildung 138: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in die Schwarza eingebracht werden.	332

Abbildung 139: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in den Pölsfluss eingebracht werden.	332
Abbildung 140: Relative Anteile [%] an der Gesamtfracht, die über unterschiedliche Eintragspfade in die Fagge eingebracht werden.	333
Abbildung 141: Kumulierte Häufigkeit des Risikoquotienten (modellierte Gewässerkonzentration dividiert durch UQN) der Basisvariante des Ist-Zustandes im Vergleich zu den unterschiedlichen Szenarien für Benzo(a)pyren.	334
Abbildung 142: Kumulierte Häufigkeit des Risikoquotienten (modellierte Gewässerkonzentration dividiert durch UQN) der Basisvariante des Ist-Zustandes im Vergleich zu den unterschiedlichen Szenarien für Blei.	334
Abbildung 143: Kumulierte Häufigkeit des Risikoquotienten (modellierte Gewässerkonzentration dividiert durch UQN) der Basisvariante des Ist-Zustandes im Vergleich zu den unterschiedlichen Szenarien für Cadmium.	335
Abbildung 144: Kumulierte Häufigkeit des Risikoquotienten (modellierte Gewässerkonzentration dividiert durch UQN) der Basisvariante des Ist-Zustandes im Vergleich zu den unterschiedlichen Szenarien für Dibutylzinnverbindungen.	335
Abbildung 145: Kumulierte Häufigkeit des Risikoquotienten (modellierte Gewässerkonzentration dividiert durch UQN) der Basisvariante des Ist-Zustandes im Vergleich zu den unterschiedlichen Szenarien für Fluoranthen.	336
Abbildung 146: Kumulierte Häufigkeit des Risikoquotienten (modellierte Gewässerkonzentration dividiert durch UQN) der Basisvariante des Ist-Zustandes im Vergleich zu den unterschiedlichen Szenarien für Kupfer.	336
Abbildung 147: Kumulierte Häufigkeit des Risikoquotienten (modellierte Gewässerkonzentration dividiert durch UQN) der Basisvariante des Ist-Zustandes im Vergleich zu den unterschiedlichen Szenarien für Naphthalin.	337
Abbildung 148: Kumulierte Häufigkeit des Risikoquotienten (modellierte Gewässerkonzentration dividiert durch UQN) der Basisvariante des Ist-Zustandes im Vergleich zu den unterschiedlichen Szenarien für Nickel.	337
Abbildung 149: Kumulierte Häufigkeit des Risikoquotienten (modellierte Gewässerkonzentration dividiert durch UQN) der Basisvariante des Ist-Zustandes im Vergleich zu den unterschiedlichen Szenarien für PFOS.	338
Abbildung 150: Kumulierte Häufigkeit des Risikoquotienten (modellierte Gewässerkonzentration dividiert durch UQN) der Basisvariante des Ist-Zustandes im Vergleich zu den unterschiedlichen Szenarien für Quecksilber.	338
Abbildung 151: Kumulierte Häufigkeit des Risikoquotienten (modellierte Gewässerkonzentration dividiert durch UQN) der Basisvariante des Ist-Zustandes im Vergleich zu den unterschiedlichen Szenarien für PBDE.	339

Abbildung 152: Kumulierte Häufigkeit des Risikoquotienten (modellierte Gewässerkonzentration dividiert durch UQN) der Basisvariante des Ist-Zustandes im Vergleich zu den unterschiedlichen Szenarien für Tributylzinnverbindungen.	339
Abbildung 153: Kumulierte Häufigkeit des Risikoquotienten (modellierte Gewässerkonzentration dividiert durch UQN) der Basisvariante des Ist-Zustandes im Vergleich zu den unterschiedlichen Szenarien für Zink.	340

Literaturverzeichnis

AGES (2013). Umsetzung der EU-VO 1185/2009 hinsichtlich der landwirtschaftlichen Verwendung von Pflanzenschutzmitteln in Österreich: Ergebnis der Hochrechnung für verwendete Wirkstoffe in Kilogramm dargestellt in Wirkstoffgruppen in neun relevanten Kulturen im Jahr 2012. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien, Österreich.

AGES (2016). Aufnahme von Quecksilber über Lebensmittel. Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit (AGES), Wien.

Amlinger, F., Tulnik, R. (2012). Aktionsplan für eine optimierte Verwertung organischer Abfälle in Österreich unter Berücksichtigung der organischen Kohlenstoff- und Nährstoffressourcen. ARGE Kompost & Biogas Österreich, Wien.

Auerswald, K. (1989). Predicting nutrient enrichment from long-term average soil loss. *Soil Technology*, 2: 271-277.

Bannick, C.G., Eichmann, C., Friedrich, J., Odau, R., Roth, M. (2001). Grundsätze und Maßnahmen für eine vorsorgeorientierte Begrenzung von Schadstoffeinträgen in landbaulich genutzten Böden (No. Texte 59/01). Dessau-Roßlau.

Baumgarten, A., Eder, A., Dersch, G., Großgut, G., Humer, F., Herndl, M. (2016). Verhalten von Uran aus Phosphathaltigen Düngern im System Boden-Wasser-Pflanze. Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit; Bundesamt für Wasserwirtschaft; Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt; Umweltbundesamt; HBLFA Raumberg-Gumpenstein.

BAW/wpa (2009). Abschätzung des Bodenabtrags in Österreich und Integration der Daten in die InVeKoS Datenbank - Beschreibung der Berechnungsmethode und Ergebnisse für die Jahre 2007 und 2008. Bericht: 16S.

Berger, E., Dersch, G., Dellantonio, A., Duboc, O., Manner, K., Möbes-Hansen, B., Stemmer, M. (2012). Kupfer als Pflanzenschutzmittel-Strategie für einen nachhaltigen und umweltschonenden Einsatz (Abschlussbericht). Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit (AGES), Wien.

BMLFUW (2012). Hydrographisches Jahrbuch 2010. Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien.

https://www.bmlfuw.gv.at/wasser/wasser-oesterreich/wasserkreislauf/hydrographische_daten/jahrbuecher.html.

BMLFUW (2015): Fisch-Untersuchungsprogramm 2013: GZÜV Untersuchungen. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien. <https://www.bmnt.gv.at/service/publikationen/wasser/Fisch-Untersuchungsprogramm-20130.html>.

BMLFUW (2013/2014/2016). Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich. Statusbericht 2012/2013/2015. Umweltbundesamt im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung VI/3, Wien.

BMLFUW (2017). Grüner Bericht 2016. Bericht über die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.

BMLFUW (2017). Clara, M., Lenz, K., Piberhofer, B., Minniberger, G., Spira, Y., Weiß, S.: Emissionen ausgewählter prioritärer und sonstiger Stoffe aus kommunalen Kläranlagen. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien.

BMLFUW (2017): Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2015. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Sektion Wasserwirtschaft. <https://www.bmnt.gv.at/wasser/wisa/fachinformation/ngp/ngp-2015.html>.

BMNT (2018): Hydrographisches Jahrbuch von Österreich 2015 (Hydrographischer Dienst in Österreich, 123). Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (BMNT). Zusatzauswertungen verfügbar unter <https://wasser.umweltbundesamt.at/hydjb/search/search.xhtml>, zuletzt geprüft am 30.10.2018.

BMNT (2019): Wassergüte in Österreich. Jahresbericht 2014-2016. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (BMNT). Wien. https://www.bmnt.gv.at/wasser/wasserqualitaet/jahresbericht_2014-2016.html.

Boysen, P. (1992). Schwermetalle und andere Schadstoffe in Düngemitteln. Berlin.

Briellmann, H., Legerer, P., Schubert, G., Wemhöner, U., Philippitsch, R., Humer, F. et al. (2018a). Hydrochemie und Hydrogeologie der österreichischen Grundwässer und deren

natürliche Metall- und Nährstoffgehalte (Update Geohint 2018). Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (BMNT). Wien. Online verfügbar unter https://www.bmnt.gv.at/dam/jcr:d01709c8-d75a-42de-bc47-bd89aeae61e8/Update_GeoHint_Bericht_20180713.pdf

Briellmann, H., Wemhöner, U., Clara, M., Scharf, S., Grath, J., Zieritz, I. et al. (2018b): Spurenstoffe im Grundwasser – Untersuchungen zum Vorkommen von Quecksilber und 30 ausgewählten organischen Substanzen anthropogener Herkunft. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (BMNT). Wien. Online verfügbar unter https://www.bmnt.gv.at/wasser/wasserqualitaet/grundwasser/spurenstoffe_gw_2018.html.

Briellmann, H., Draxler, A., Wemhöner, U., Grath, J. (2016). Spurenstoffe im Grundwasser. Tätigkeitsbericht für das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, November 2016.

Burns, D. A., McDonnell, J.J., Hooper, R. P., Peters, N. E., Freer, J. E., Kendall, C. and Beven K. (2001). Quantifying contributions to storm runoff through end-member mixing analysis and hydrologic measurements at the Panola Mountain Research Watershed (Georgia, USA), *Hydrological Processes*, 15 (10), 1903–1924.

BVL (2011). Berichte zur Lebensmittelsicherheit (BVL-Report No. 11.3). Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL), Berlin.

Carvalho, R. N., Marinov, D., Loos, R., Napierska, D., Chirico, N., Lettieri, T. (2016). Second Review of the Priority Substances List under the Water Framework Directive. Draft Report, November 2016, Joint Research Center, Ispra, Italy. [https://circabc.europa.eu/sd/a/7fe29322-946a-4ead-b3b9-e3b156d0c318/Monitoring-based%20Exercise%20Report_FINAL%20DRAFT_25nov2016\(1\).pdf](https://circabc.europa.eu/sd/a/7fe29322-946a-4ead-b3b9-e3b156d0c318/Monitoring-based%20Exercise%20Report_FINAL%20DRAFT_25nov2016(1).pdf).

Clara, M., Hartmann, C., Scheffknecht, C. (2016). Klärschlamm und Boden: Eintrag von Spurenstoffen auf landwirtschaftlich genützte Böden. Amt der Vorarlberger Landesregierung, Umweltinstitut, Bericht UI-05/2016. Bregenz und Wien, November 2016. <https://www.vorarlberg.at/pdf/eintragvonspurenstoffenu.pdf>.

Clara, M., Hochedlinger, G., Weiß, S., Windhofer, G., Hanefeld, W., Scheffknecht, C., Zessner, M., (2014a). Emissionsmodellierung ausgewählter organischer und anorganischer Parameter im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach. Projektbericht. Im Auftrag der Vorarlberger Landesregierung, Wien und Bregenz, Juni 2014.

http://www.vorarlberg.at/vorarlberg/umwelt_zukunft/umwelt/umweltundlebensmittel/weitereinformationen/abwasser_abfall_schadstoff/spurenstoffe.htm.

Clara, M., Ertl, T., Giselbrecht, G., Gruber, G., Hofer, T., Humer, F., Kretschmer, F., Kolla, L., Scheffknecht, C., Weiß, S., Windhofer, G., (2014b). Spurenstoffemissionen aus Siedlungsgebieten und von Verkehrsflächen. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien, Österreich.
<http://www.bmlfuw.gv.at/publikationen/wasser/abwasser/Spurenstoffemissionen-aus-Siedlungsgebieten-und-von-Verkehrsflaechen.html>.

DESTATIS (2017). Abwasserbehandlung - Klärschlamm. Ergebnisbericht 2013/2014. Statistisches Bundesamt Deutschland, Wiesbaden.

Deumlich, D., Frielinghaus, M. (1993/1994): Eintragspfade Bodenerosion und Oberflächenabfluß im Lockergesteinsbereich. In: W. Werner und H.-P. Wodsak (Hg.): Stickstoff- und Phosphoreintrag in Fließgewässer unter besonderer Berücksichtigung des Eintragsgeschehens im Lockergesteinsbereich der ehemaligen DDR. Frankfurt (Main) (Agrarspectrum, 22), S. 48–83.

de Vente, J., Poesen, J., Verstraeten, G., Govers, G., Vanmaercke, M., Van Rompaey, A., Arabkhedri, M., Boix-Fayos, C. (2013). Predicting soil erosion and sediment yield at regional scales: Where do we stand? *Earth and Science Reviews*, 127: 16:29.

de Vente, J., Poesen, J. (2005). Predicting soil erosion and sediment yield at the basin scale: Scale issues and semi-quantitative models. *Earth-Science Reviews*, 71: 95-125.

Dittrich, B., Klose, R. (2008). Schwermetalle in Düngemitteln, Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft. Dresden.

ECHA (2018). Voluntary risk assessment reports – Copper and Copper Compounds. Appendix F: Partitioning coefficient water-sediment. Zuletzt geöffnet am 20.7.2018.
<https://echa.europa.eu/de/copper-voluntary-risk-assessment-reports>.

EEA (2009): Population density disaggregated with CORINE land cover 2000. Raster data on population density using CORINE Land Cover 2000 inventory. European Environment Agency (EEA). Online verfügbar unter <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/population-density-disaggregated-with-corine-land-cover-2000-2>, zuletzt geprüft am 06.12.2017.

EEA (2013): EU-DEM 2000. European Environment Agency. Online verfügbar unter <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/eu-dem>, zuletzt geprüft am 11.10.2018.

EEA (2015): Interpolated air quality data. European Environment Agency. Online verfügbar unter <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/interpolated-air-quality-data-2>, zuletzt geprüft am 11.10.2018.

EEA (2016): CORINE Land Cover vector data. 2012. Version 18.5. Copernicus Land Monitoring Services. European Environment Agency (EEA). Online verfügbar unter <http://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/view>.

EFSA (2008). Perfluorooctane sulfonate (PFOS), perfluorooctanoic acid (PFOA) and their salts. European Food Safety Authority EFSA. Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food chain. The EFSA Journal (2008) 653, 1-131.
http://www.efsa.europa.eu/sites/default/files/scientific_output/files/main_documents/653.pdf.

Egle, L., Rechberger, H., Zessner, M. (2014). Phosphorbilanz Österreich. Grundlage für ein nachhaltiges Phosphormanagement – gegenwärtige Situation und zukünftige Entwicklung. Wien: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien, Österreich. https://www.bmlfuw.gv.at/dam/jcr:2eb21ff4-2f2c-4a5b-9353-6ed56fcd1118/Die%20%C3%B6sterreichische%20Phosphorbilanz_Endbericht_27%20%2014.pdf.

EHYD (2018): eHYD. Hydrographische Daten. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (BMNT). Online verfügbar unter <https://ehyd.gv.at/>, zuletzt geprüft am 06.11.2018.

Elwan, Ahmed; Singh, Ranvir; Patterson, Maree; Roygard, Jon; Horne, Dave; Clothier, Brent; Jones, Geoffrey (2018): Influence of sampling frequency and load calculation methods on quantification of annual river nutrient and suspended solids loads. In: Environmental monitoring and assessment 190 (2), S. 78. DOI: 10.1007/s10661-017-6444-y.

EMEP (2016a): EMEP Measurement data online. EMEP heavy metal data – “Precip all years, annual mean”. EMEP/Norwegian Institute for Air Research (EMEP/NILU). Online gestellt durch A. Hjellbrekke, Online verfügbar unter <https://www.nilu.no/projects/ccc/emepdata.html>, zuletzt aktualisiert im Oktober 2016, zuletzt geprüft am 11.10.2018.

EMEP (2016b): EMEP Measurement data online. EMEP POP data – “Precip all years, annual mean”. EMEP/Norwegian Institute for Air Research (EMEP/NILU). Online gestellt durch A. Hjellbrekke, Online verfügbar unter <https://www.nilu.no/projects/ccc/emepdata.html>, zuletzt aktualisiert im Oktober 2016, zuletzt geprüft am 11.10.2018.

Energie-Control Austria (2010-2015). Ökostromberichte 2010-2015. Wien.

Exner Kittridge, M. (2016). The estimation of source and flowpath dynamics of water and solutes in an Austrian headwater agricultural catchment, Dissertation, Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TU Wien.

FAO (2013). Agricultural Soil Map of Austria – Textural Class (FAO), Online verfügbar unter <http://gis.lebensministerium.at/wmsgw-ds/?alias=115c76c7-2cd5-4&request=GetServiceFeed>

Fiener, P., Auerswald, K., Weigand, S. (2005). Managing erosion and water quality in agricultural watersheds by small detention ponds. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 110: 132-142.

Fischer, M. (2011). Langjähriger Einfluss von Bio- und Klärschlammkompost auf Boden, Pflanze und Lebensmittel im Hinblick auf Schwermetalle und Spurenelemente (Diplomarbeit). Universität für Bodenkultur Wien, Department für Nutzpflanzenwissenschaften (DNW), Abteilung Pflanzenbau, Wien.

Froger, C., Ayrault, S., Gasperi, J., Caupos, E., Monvoisin, G., Evrard, O., Quantin, C. (2019): Innovative combination of tracing methods to differentiate between legacy and contemporary PAH sources in the atmosphere-soil-river continuum in an urban catchment (Orge River, France). In: *The Science of the total environment* 669, S. 448–458. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.03.150.

Fuchs, S., Schwarz, M. (2007). Tabelle 9: Anreicherungsfaktoren für die in dem Projekt betrachteten Stoffe. Dargestellt sind sowohl Ergebnisse des Projektmonitorings als auch Werte aus der Literatur. Forschungsbericht. Universität Karlsruhe.

Fuchs, S.; Kaiser, M.; Kiemle, L.; Kittlaus, S.; Rothvoß, S.; Toshovski, S. et al. (2017): Modeling of Regionalized Emissions (MoRE) into Water Bodies. An Open-Source River Basin Management System. In: *Water* 9 (4), S. 239. DOI: 10.3390/w9040239.

Fuchs, S., Kaiser, M., Kittlaus, S., Reid, L., Toshovski, S., Nickel, J.P., Trautvetter, H., Hepp, G., Zessner, M., Gabriel, O., Clara, M., Hochedlinger, G., Kaul, U., Fostner, S. (in Vorbereitung). International vergleichende Analyse der Methoden zur Bilanzierung der

Einträge von Spurenstoffen in die Gewässer vor dem Hintergrund steigender Anforderungen an Ergebnisgenauigkeit, Berichterstattung und Maßnahmenplanung. Endbericht (im Entwurf). Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit. Forschungskennzahl [3713 24 225].

Gabriel, O., Hochedlinger, G., Kovacs, A., Schilling, C., Thaler, S., Windhofer, G., Zessner, M. (2011). Stoffbilanzmodellierung für Nährstoffe auf Einzugsgebietsebene als Grundlage für Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme (STOBIMO-Nährstoffe). Endbericht. Im Auftrag des BMLFUW - Sektion VII, BMLFUW-UW.3.1.2/0029-VII/1/2008. Wien, Mai 2011.
http://www.lebensministerium.at/wasser/wasserqualitaet/fluesse_seen/stobimo.html.

Gavrilovic, S. (1976). Bujicni tokovi i erozija (Torrents and erosion). Gradevinski kalendar.

Geologische Bundesanstalt (2018): Interaktives RohstoffInformationssystem (IRIS). Webkarte IRIS online. Online verfügbar unter <https://www.geologie.ac.at/services/webapplikationen/iris-interaktives-rohstoffinformationssystem/>, zuletzt aktualisiert am 19.04.2018, zuletzt geprüft am 25.10.2018.

Gericke, A. (2015). Soil loss estimation and empirical relationships for sediment delivery ratios of European river catchments. International Journal of River Basin Management. 13:2, 179-202.

Gusev, A., Rozovskaya, O., Shatalov, V., Vulykh, N., Aas, W., Breivik, K. et al. (2018): Persistent Organic Pollutants: assessment of transboundary pollution on global, regional, and national scales. EMEP-Meteorological Synthesizing Centre - East (EMEP/MSCEast) (Status report, 03/2018). Online verfügbar unter http://en.msceast.org/reports/3_2018.pdf, zuletzt geprüft am 26.11.2018.

Hiebl, J.; Frei, C. (2017): Daily precipitation grids for Austria since 1961—development and evaluation of a spatial dataset for hydroclimatic monitoring and modelling. In: Theoretical and Applied Climatology 132 (1-2), S. 327–345. DOI: 10.1007/s00704-017-2093-x.

Hillenbrand, T., Tettenborn, F., Fuchs, S., Toshovski, S., Metzger, S., Tjoeng, I., Wermter, P., Kersting, M., Hecht, D., Werbeck, N., Wunderlin, P. (2016). Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer – Phase 2. Umweltbundesamt (Hrsg). Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit, Forschungskennzahl 3712 21 225, UBA-FB-002362.

Dessau-Roßlau, August 2016.

https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/377/publikationen/mikroschadstoffe_in_die_gewasser-phase_2.pdf.

Ilyin, I., Rozovskaya, O., Travnikov, O., Aas, W., Pfaffhuber, K. A. (2018): Assessment of heavy metal transboundary pollution on global, regional and national scales. EMEP-Meteorological Synthesizing Centre - East (EMEP/MSC-East) (Status report, 2/2018). Online verfügbar unter http://en.msceast.org/reports/2_2018.pdf.

IFA (2017). Data Basis on Production, Import, Export, Consumption of Fertilizers in Countries around the World. <https://www.ifastat.org/> abgerufen am 29.10.2017.

JRC (2010). European Union Risk Assessment Report: Zinc Metal. Joint Research Centre, European Commission, Italy 2010.
<http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC61245/lbna24587enn.pdf>.

Kickinger, T., Humer, J., Aichberger, K., Würzner, H., Windisch, W. (2008). Survey on zinc and copper contents in dung from Austrian livestock production. Die Bodenkultur 59, 101–110.

Kickinger, T., Würzner, H., Windisch, W. (2009). Zinc and copper in feeds, slurry and soils from Austrian pig fattening farms feeding commercial complete feed or feed mixtures produced on-farm. Die Bodenkultur 60, 47–56.

Knappe, F., Möhler, S., Ostermayer, A., Lazar, S., Kaufmann, C. (2008). Vergleichende Auswertung von Stoffeinträgen in Böden über verschiedene Eintragspfade (No. Texte 36/08). Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.

Kördel, W., Herrchen, M., Müller, J., Kratz, S., Fleckenstein, J., Schnug, E., Saring, Thomas, J., Haamann, H., Reinhold (2007). Begrenzung von Schadstoffeinträgen bei Bewirtschaftungsmaßnahmen in der Landwirtschaft bei Düngung und Abfallverwertung (No. Texte 30/07). Umweltbundesamt, Dessau.

Kratz, S., Schnug, E. (2005). Schwermetalle in P-Düngern. Landbauforschung Völkenrode Special Issue 286, 37–45.

Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern (2003). Beurteilung der Luzerne als Hochleistungsfutter in der Milchproduktion (Arbeitsbericht No. Fo-Nr.: 51/05).

Land Oberösterreich (2016). Pegel Riedau (Pram). Hydrographischer Dienst, Land Oberösterreich. <http://hydro.ooe.gv.at/#2810>.

Land Oberösterreich (2016). Pegel Jahrsdorf (Mattig). Hydrographischer Dienst, Land Oberösterreich. <http://hydro.ooe.gv.at/#2370>.

Land Vorarlberg (2016). Messstation Lauterach. Land Vorarlberg/Wasserwirtschaft. http://vowis.cnv.at/StationsInfo/_Abfluss/ofwStation.aspx?wisid=V334459&Webgrafik=Lauterach.

Lechner, M., Knapp, H. (2011). Carryover of Perfluorooctanoic Acid (PFOA) and Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) from Soil to Plant and Distribution to the Different Plant Compartments Studied in Cultures of Carrots (*Daucus carota* ssp. *Sativus*), Potatoes (*Solanum tuberosum*), and Cucumbers (*Cucumis Sativus*). *J. Agric. Food Chem.* 59, 11011–11018. doi:[10.1021/jf201355y](https://doi.org/10.1021/jf201355y)

Leitzke, O. (1993). Die Reduzierung des chemischen Sauerstoffbedarfs und der chlorierten Kohlenwasserstoffe im Abwasser mit Ozon und UV-Licht (ionische und radikalische Reaktionen). In Kurzmann, G.E.: Ozonanwendung in der Wasseraufbereitung: Geschichte, Herstellung, Eigenschaften, Technologien, Reaktionen, Korrosion und Korrosionsschutz. Kontakt & Studium Verfahrenstechnik Band 118, expert Verlag, Ehningen bei Bblingen.

LfU (2005-2016). Lufthygienische Jahresberichte der Jahre 2005-2016. Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU), Augsburg (Reihe UmweltSpezial).

Lindtner, S. und Zessner, M. (2003). Abschätzung von Schmutzfrachten in der Abwasserentsorgung bei unvollständiger Datenlage. In Kroiss, H. (Hrsg.): Fortbildungsseminar Abwasserentsorgung. Technische Universität Wien, Institut für Wassergüte. Wiener Mitteilungen 183, 195-227.

Lu, H., Moran, C.J., Prosser, I.P. (2006). Modelling sediment delivery ratio over the Murray Darling Basin. *Environmental Modelling & Software.* 21, 1297:1308.

Meusbürger, K., Alewell, C. (2014). Soil Erosion in the Alps. Experience gained from case studies (2006-2013). Federal Office for the Environment, Bern. Environmental studies no. 1408: 116 p.

Milinic, J., Lacorte, S., Vidal, M., Rigol, A. (2015). Sorption behaviour of perfluoroalkyl substances in soil. *Sci. Total Environ.* 511, 63-71.

Mueller, K.E., Mueller-Spitz, S.R., Henry, H.F., Vonderheide, A.P., Soman, R.S., Kinkle, B.K., Shann, J.R. (2006). Fate of Pentabrominated Diphenyl Ethers in Soil: Abiotic Sorption, Plant Uptake, and the Impact of Interspecific Plant Interactions. *Environ. Sci. Technol.* 40, 6662–6667. doi:[10.1021/es060776l](https://doi.org/10.1021/es060776l)

MUNLV (2009). Abschlussbericht zum Untersuchungsvorhaben zum Untersuchungsvorhaben „Untersuchungen zum Übergang aus PFT-belasteten Böden in Pflanzen“. Ergebnisse der ergänzenden Untersuchungen 2008. Fraunhofer Institut für Molekularbiologie und Angewandte Ökologie (IME) im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Schmallenberg.

Obernberger, I., Supancic, K., Polzer, A. (2007). Untersuchung der Stoffflüsse und sinnvollen Verwertung von sowie Reststoffnutzung aus Klärschlamm in der Steiermark Endbericht. BIOS im Auftrag der Steiermärkischen Landesregierung, Graz.

Oliva, J., Berhardt, A., Reisinger, H., Domenig, M., Kramer, H.J. (2009). Klärschlamm - Materialien zur Abfallwirtschaft (No. REP-0221). Umweltbundesamt, Klagenfurt, Wien.

Panuska, J.C., Karthikeyan, K.G. (2010). Phosphorus and organic matter enrichment in snowmelt and rainfall-runoff from three corn management systems. *Geoderma*, 154: 253-260.

Parsons, A.J., Wainwright, J., Brazier, R.E., Powell, D.M. (2006). Is sediment delivery a fallacy? *Earth Surface Processes and Landforms*. 31, 1325-1328.

PBDE (2011): Polybrominated diphenyl-ethers (BDEs). EQS Dossier 2011. Europäische Kommission, CIRCABC, 28.4.2017.

<https://circabc.europa.eu/d/a/workspace/SpacesStore/d07ed9f5-0760-4561-b642-04bc1e4a580e/PBDE%20EQS%20dossier%202011.pdf>.

Quinton, J.N., Catt, J.A. (2007). Enrichment of heavy metals in sediment resulting from soil erosion on agricultural fields. *Environmental Science and Technology*, 41:3495-3500.

Ritschel, J. (2006). Belastung der Böden des Landes Brandenburg mit PAK und PCB: Akkumulationsfähigkeit und Transfervermögen (Dissertation). Fakultät für Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus, Cottbus.

Sager, M. (2009). Fertilization Loads of Less Common Elements to Arable Soils in Austria, in: Nelson, M.A., Ivan (Hrsg.), *Organic Farming: Methods, Economics and Structure*. Nova Science Publishers, Inc., S. 145–177.

Scheffknecht, C. (2005). Klärschlammkompost. Abbauverhalten von Schadstoffen während der Kompostierung (No. Bericht UI-1/2005). Umweltinstitut des Landes Vorarlberg, Bregenz.

Schultheiß, U., Döhler, H., Roth, U., Eckel, H., Goldbach, H., Kühnen, V., Wilcke, W., Uihlein, A., Fruchtenicht, K., Steffens, G. (2004). Erfassung von Schwermetallströmen in landwirtschaftlichen Tierproduktionsbetrieben und Erarbeitung einer Konzeption zur Verringerung der Schwermetalleinträge durch Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft in Agrarökosysteme. Umweltbundesamt, Dessau-Roßau.

Schwarz Sigrid, Freudenschuß Alexandra (2004). Referenzwerte für Schwermetalle in Oberböden. Auswertungen aus dem österreichweiten Bodeninformationssystem BORIS. CD-Rom unter publikationen@umweltbundesamt.at Wien, 2004. Monographien, Band 170. 155 S.

Shi, Z.H., Ai, L., Li, X., Huang, X.D., Wu, G.L. and Liao, W. (2013). Partial least-squares regression for linking land-cover patterns to soil erosion and sediment yield in watersheds. *Journal of Hydrology*, 498, pp.165-176.

Shi, Z.H., Huang, X.D., Ai, L., Fang, N.F. and Wu, G.L. (2014). Quantitative analysis of factors controlling sediment yield in mountainous watersheds. *Geomorphology*, 226, pp.193-201.

Skøien, J. O.; Merz, R.; Blöschl, G. (2006). Top-kriging - geostatistics on stream networks. In: *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 10 (2), S. 277–287. DOI: 10.5194/hess-10-277-2006.

Soulsby, C., J. Petry, M. J. Brewer, S. M. Dunn, B. Ott, and I. A. Malcolm (2003). Identifying and assessing uncertainty in hydrological pathways: a novel approach to end member mixing in a Scottish agricultural catchment, *Journal of Hydrology*, 274 (1–4), 109–128, doi:10.1016/S0022-1694(02)00398-0.

Spiegel, H., Sager, M., Oberforster, M., Mechtler, K., Stüger, H.P., Baumgarten, A. (2009). Nutritionally relevant elements in staple foods: influence of arable site versus choice of variety. *Environ Geochem Health* 31, 549–560. doi:[10.1007/s10653-009-9254-5](https://doi.org/10.1007/s10653-009-9254-5)

Stäb, J. (2011). Persistente organische Spurenstoffe in Kompost und Rückständen der Biomassevergärung - Belastungssituation, Abbau und Bewertung (Dissertation). Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft Lehrstuhl für Hydrochemie und Hydrobiologie in der Siedlungswasserwirtschaft der Universität Stuttgart, Stuttgart.

Stahl, T., Heyn, J., Thiele, H., Hüther, J., Failing, K., Georgii, S., Brunn, H. (2009). Carryover of Perfluorooctanoic Acid (PFOA) and Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) from Soil to Plants. Arch Environ Contam Toxicol 57, 289–298. doi:[10.1007/s00244-008-9272-9](https://doi.org/10.1007/s00244-008-9272-9)

Stone, M., Krishnappan, B.G (2002): The effect of irrigation on tile sediment transport in a headwater stream. In: Water Research 36 (14), S. 3439–3448. DOI: 10.1016/S0043-1354(02)00073-8.

Swedish EPA (2017). Advanced wastewater treatment for separation and removal of pharmaceutical residues and other hazardous substances: Needs, technologies and impacts. Swedish Environmental Protection Agency. Report 6803, April 2017, Stockholm, Schweden. <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer6400/978-91-620-6803-5.pdf?pid=21820>.

Trautvetter, H., Clara, M., Gabriel, O., Strenn, B., Zessner, M. (2015). Emissionsabschätzung für prioritäre Stoffe. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien, Österreich. http://wisa.bmlfuw.gv.at/fachinformation/ngp/ngp-2015/hintergrund/allgemeines/emissionsab_prio.html.

Umweltbundesamt (2009a). Clara, M., Denner, M., Gans, O., Scharf, S., Windhofer, G., Zessner, M. Emissionen aus kommunalen Kläranlagen - Organische und anorganische Spurenstoffe. Report REP-0247. Umweltbundesamt, Wien. <http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0247.pdf>.

Umweltbundesamt (2012). Draxler, A., Gans, O., Humer, F., Vrana, B. HESTIA: Harmonisierung und Evaluierung von Probenahmetechniken in der aquatischen Umwelt. Endbericht. Wien, 2012. http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/etc_hestia/HESTIA_Endbericht_AT.pdf.

Umweltbundesamt (2016). Österreichisches Messnetz für Isotope im Niederschlag und in Oberflächengewässern (ANIP). http://www.umweltbundesamt.at/umweltsituation/wasser/isotopen/isotopen_anip/.

Unterirdisch.de (2012): Forumsbeitrag von Nutzer "accidefire" vom 14. Juli 2012 im Webforum <https://unterirdisch.de>. "Stollen bei Schwarzenbach - Schwarzenbach an der Gölsen" (2012). Online verfügbar unter <https://unterirdisch.de/index.php?threads/stollen-im-raum-schwarzenbach-t%C3%BCrnitz.9072/#16>, zuletzt geprüft am 25.10.2018.

Venohr, M., Hirt, U., Hofmann, J., Opitz, D., Gericke, A., Wetzig, A., Ortelbach, K., Natho, S., Neumann, F., Hürdler, J. (2009). Das Modell System MONERIS – Handbuch Version 2.14.1.vba. Leibnitz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin, November 2009.

Venohr, M., Hirt, U., Hofmann, J., Opitz, D., Gericke, A., Wetzig, A. et al. (2011): Modelling of Nutrient Emissions in River Systems - MONERIS - Methods and Background. In: International Review of Hydrobiology 96 (5), S. 435–483. DOI: 10.1002/iroh.201111331.

Verbruggen, E.M.J., Van Herwijnen, R., Smit, C.E. (2015): Derivation of a water-based quality standard for secondary poisoning of mercury. National Institute for Public Health and the Environment, The Netherlands, 2015. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2015-0058.pdf>

Zessner, M., Streng, E., Hepp, G., Kudern, M., Weinberger, C., Gabriel, O., (2018) Prognose der Nährstoffbelastung in oberösterreichischen Gewässern für den Zeitraum 2015 – 2020, Ableitung von Handlungsoptionen sowie Quantifizierung ihrer Wirksamkeit, Endbericht des Projektes im Auftrag des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung,

Zheng, Y., Luo, X., Zhang, W., Wu, X., Zhang, j., Han, F. (2016). Transport mechanisms of soil-bound mercury in the erosion process during rainfall-runoff events. Environmental Pollution, 215:10-17.

Zheng, Y., Luo, X., Zhang, W., Wu, B., Han, F., Lin, Z., Wang, X. (2012). Enrichment behavior and transport mechanism of soil-bound PAHs during rainfall-runoff events. Environmental Pollution, 171:85-92.

Zoboli, O. (2016). Novel Approaches to Enhance Regional Nutrients Management and Monitoring Applied to the Austrian Phosphorus Case Study. Dissertation. TU Wien, Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft.

Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus

Stubenring 1, 1010 Wien

+43 1 711 00-0

service@bmnt.gv.at

[bmnt.gv.at](https://www.bmnt.gv.at)