

MINISTERIUM
FÜR EIN
LEBENSWEERTES
ÖSTERREICH

bmlfuw.gv.at

EMISSIONSABSCHÄTZUNG FÜR PRIORITÄRE STOFFE.

umweltbundesamt^U

TU
WIEN
TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
WIEN
Vienna University of Technology





Medieninhaber und Herausgeber:
BUNDESMINISTERIUM
FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT,
UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT
Stubenring 1, 1010 Wien

Text und Redaktion: Helene Trautvetter, Manfred Clara, Oliver Gabriel, Birgit Strenn und Matthias Zessner
Konzept und Gestaltung: die Autoren
Lektorat: die Autoren

Alle Rechte vorbehalten.
Wien, 2015



Gedruckt nach der Richtlinie "Druckerzeugnisse" des Österreichischen Umweltzeichens,
Zentrale Kopierstelle des BMLFUW, UW-Nr. 907.

KURZFASSUNG

Die Quantifizierung von Emissionsfrachten über punktförmige und diffuse Eintragspfade ist eine wesentliche Grundlage für die effektive Maßnahmenplanung bei der Verfehlung von Qualitätszielen in Gewässern. Dies gilt auch für ubiquitäre persistente, bioakkumulierende und toxische (uPBT) Stoffe. Im Zuge des vorliegenden Projektes wurde eine erste grobe Abschätzung der Emissionsfrachten der prioritären und prioritären gefährlichen Stoffe Quecksilber (Hg), Blei(Pb), Cadmium (Cd), Nickel (Ni), der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK), der polybromierten Diphenylether (PBDE), der Perfluoroktansulfonsäure (PFOS) und der Tributylzinnverbindungen (TBT) über unterschiedliche Eintragspfade für Gesamtösterreich durchgeführt.

Trotz großer Unsicherheiten bei der Quantifizierung können die diffusen Eintragspfade als Haupteintragspfade für die betrachteten Schwermetalle, PAK und PBDE identifiziert werden. Im Gegensatz dazu wird PFOS überwiegend über Punktquellen und TBT über unterschiedliche siedlungswasserwirtschaftliche Eintragspfade wie z.B. Mischwasserentlastungen emittiert. Lokal- und regionalspezifische Faktoren können zu abweichenden Ergebnissen führen.

Für die Berechnung der beobachteten Gewässerfracht konnte nur für Nickel, Blei und einzelne PAKs auf Messwerte zurückgegriffen werden. Während für einige Stoffe bzw. Stoffgruppen nur wenige Monitoringdaten (z.B. PBDE, TBT oder PFOS) verfügbar sind, werden die Metalle häufig in Grund- und Oberflächengewässern untersucht und es liegt eine Vielzahl von Untersuchungsergebnissen vor. Problematisch für die Modellierung ist aber, dass einige dieser Stoffe (z.B. Quecksilber oder Cadmium) zumeist nicht nachweisbar waren und die Berechnungen somit mit großen Unsicherheiten behaftet sind. Für Nickel und Blei zeigen die emissionsseitig abgeschätzten Gewässerfrachten eine gute Übereinstimmung mit den beobachteten Gewässerfrachten.

Für die Stoffe bzw. Stoffgruppen Hg, Cd, PBDE, PFOS und TBT konnte über die emissionsseitige Abschätzung eine erste grobe Evidenz über die zu erwartenden Konzentrationen in den Gewässern ermittelt werden. Auch wenn die Unsicherheiten groß sind, liefern die Ergebnisse zusätzliche Informationen zu Immissionsmessungen oder erlauben eine Abschätzung der Gewässerkonzentration. Während für Cd die in der EU-Richtlinie 2013/39/EU verankerten JD-UQN in der Regel eingehalten werden können, liegen die abgeschätzten Konzentrationen für PBDE und TBT im Bereich der UQN oder darüber. Für PFOS liegen die abgeschätzten Immissionskonzentrationen deutlich über der JD-UQN. Dies steht allerdings im Gegensatz zu Messungen in Biota, welche nur vereinzelt Überschreitungen der Biota UQN für PFOS zeigen. Für Hg erfolgte der Vergleich mit dem derzeit noch geltenden Wasserwert, der mit der Novelle der QZV Chemie aber wegfällt, womit Hg zukünftig nur noch über einen Biota-Grenzwert geregelt wird.

Um die Abschätzungen für ganz Österreich zu verbessern und in weiterer Folge eine teileinzugsgebietsscharfe Modellierung als Grundlage für eine Risikoanalyse zur Zielverfehlung für die uPBT Stoffe durchführen zu können, ist eine Verbesserung der emissions- und immissionsseitigen Datenlage anzustreben. Dabei sind ausreichend sensitive Analysemethoden anzuwenden, die eine Quantifizierung der zu erwartenden Konzentrationen zulassen. Bei der Messstellenauswahl sollte darauf geachtet werden, lokale und regionale Unterschiede in unterschiedlich genutzten Einzugsgebieten abzubilden.

Basierend auf diesen Schlussfolgerungen wird empfohlen:

- Ein Monitoring in Oberflächengewässern mit ausreichend sensitiven Nachweismethoden durchzuführen, um Daten zu Konzentrationen für Hg, Cd, Pb, PAK, PBDE, PFOS, TBT und allenfalls weitere relevante uPBT Stoffe zu generieren;

KURZFASSUNG

- Das Monitoring im Grundwasser für Hg, Cd, Pb mit empfindlicheren Nachweismethoden anzupassen und um die Stoffgruppen PAK, PBDE, PFOS, TBT und allenfalls weitere relevante uPBT Stoffe zu erweitern;
- Relevante Stoffe (z.B. ausgewählte uPBT Stoffe) in der atmosphärischen Deposition, in Abwässern und im Boden zu messen, um die verfügbare Datenbasis zu verbessern und Unsicherheiten einzugrenzen;
- Eine Konsolidierung und Aktualisierung der generellen Inputdaten zur Berechnung der Wasserbilanzkomponenten und des Sedimenteintrages auf Basis aktueller österreichischer Datensätze umzusetzen;
- Eine Modellierung der relevanten Eintragspfade für ausgewählte uPBT Stoffe auf Ebene von Teileinzugsgebieten und eine Risikoanalyse zur Ausweisung jener Gewässer mit potenzieller Nichteinhaltung der Umweltqualitätsziele für die betrachteten Parameter durchzuführen, die im oben angeführten Messprogramm nicht untersucht wurden;
- Eine Szenarienanalyse zur Wirksamkeit von Maßnahmen zur Reduktion der Stoffemissionen auf Basis regionalspezifischer Maßnahmen umzusetzen.

ABSTRACT

The determination of discharges via diffuse and point emission pathways is essential for the planning and setting of effective measures to reduce pollutant concentrations in surface waters and to comply with environmental quality standards (EQS), especially for ubiquitous persistent, bioaccumulative and toxic substances (uPBT). The present project provides a first estimation of emissions via various pathways for selected priority and priority hazardous substances as mercury (Hg), lead (Pb), cadmium (Cd), nickel (Ni), polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH), polybrominated diphenylethers (PBDE), perfluorooctanesulfonic acid (PFOS) and tributyltin compounds (TBT).

Considering the notable uncertainties associated with the available data, diffuse sources can be identified as major input pathways for heavy metals, PAH and PBDE. PFOS is mainly emitted by point sources (wastewater treatment plant effluents) and TBT predominantly derives from urban sources as combined sewer overflows. Local and regional conditions are influencing the contributions via the different emission pathways considerably.

The calculation of river loads is based on measured data for nickel, lead and some PAH. For some substances as PBDE, TBT or PFOS only limited monitoring data is available. The metals are frequently monitored in surface and ground waters; however, especially mercury and cadmium are usually below the limit of detection of the applied analytical methods. Hence, the results of the calculations are associated to notable uncertainties. For lead and nickel the instream loads, modelled based on emission estimates, correlate well with observed river loads.

For Hg, Cd, PBDE, PFOS und TBT in stream concentrations are derived based on the emission calculations. This assessment enables a first estimation of the concentration range for these substances to occur in surface waters, although the uncertainties are notable. The calculations indicate that Cd concentrations are lower than the respective EQS, whereas for PBDE, TBT and PFOS the potential of non-compliance with the EQS exists. For Hg the comparison is done for the water value defined in the directive. The revised directive only defines a biota standard for Hg and future assessments will be based on this biota-EQS.

In order to improve the assessment for Austria and to perform an emission modelling on catchment level identifying water bodies, with a potential risk of non-compliance with EQS, it is essential to improve the database for emissions as well as for river concentrations. In order to generate reliable data, sensitive analytical methods should be applied to measure the substances of concern in various environmental matrices. The selection of monitoring sites should consider different catchments with differing land uses within them as well as catchments characterised by local or regional influences.

Based on these conclusions it is recommended to:

- perform a monitoring program in surface waters to generate reliable data on Hg, Cd, Pb, PAH, PBDE, PFOS and TBT as well as for other potentially relevant uPBT substances;
- adapt the groundwater monitoring for Hg, Cd, Pb by applying sensitive analytical methods and to additionally consider PAH, PBDE, PFOS and TBT and others;
- measure the substances of concern in atmospheric deposition, wastewaters and in soil in order to strengthen the database;
- consolidate and update the input data for calculation of water balance compounds and sediment inputs on (sub-) catchment level on basis of recent Austrian data;
- model emission loads via relevant input pathways for selected substances of concern on the level of (sub-) catchments and perform risk analysis for identification of rivers exceeding environmental quality standards beyond the monitored river stretches

ABSTRACT

- perform scenario analyses for evaluation of the effectiveness of measures to reduce substance emission into surface waters

INHALT

KURZFASSUNG.....	3
ABSTRACT.....	5
1 EINLEITUNG.....	8
2 MATERIAL UND METHODEN.....	10
2.1 EMISSIONSABSCHÄTZUNGEN.....	10
2.2 BERECHNUNG VON IMMISSIONSFRACHTEN UND VALIDIERUNG.....	15
2.3 KURZCHARAKTERISIERUNG DER FALLBEISPIEL-EINZUGSGEBIETE.....	17
3 STOFFSPEZIFISCHE EINGANGSDATEN.....	21
3.1 PRIORITÄRE METALLE (HG, Pb, Cd, Ni).....	21
3.2 POLYZYKLISCHE AROMATISCHE KOHLENWASSERSTOFFE (PAK).....	31
3.3 POLYBROMIERTE DIPHENYLETHER (PBDE).....	40
3.4 PERFLUOROKTANSULFONSÄURE (PFOS).....	46
3.5 TRIBUTYLZINNVERBINDUNGEN.....	49
3.6 ZUSAMMENFASSUNG DER FÜR DIE FRACHTABSCHÄTZUNG VERWENDETEN KONZENTRATIONEN.....	52
4 ERGEBNISSE UND DISKUSSION DER ABGESCHÄTZTEN EMISSIONSFRACHTEN.....	53
4.1 PRIORITÄRE METALLE (HG, Cd, Pb, Ni).....	53
4.2 POLYZYKLISCHE AROMATISCHE KOHLENWASSERSTOFFE (PAK).....	65
4.3 POLYBROMIERTE DIPHENYLETHER (PBDE).....	70
4.4 PERFLUOROKTANSULFONSÄURE (PFOS).....	73
4.5 TRIBUTYLZINNVERBINDUNGEN.....	76
5 IMMISSIONSDATEN.....	83
5.1 DATENVERFÜGBARKEIT.....	83
5.2 BERECHNUNG DER IMMISSIONSFRACHTEN AUS MESSWERTEN.....	89
6 MODELLIERTE GEWÄSSERKONZENTRATIONEN UND FRACHTEN UND DEREN VALIDIERUNG AN MESSWERTEN.....	94
6.1 SCHWERMETALLE.....	94
6.2 POLYZYKLISCHE AROMATISCHE KOHLENWASSERSTOFFE (PAK).....	99
6.3 POLYBROMIERTE DIPHENYLETHER (PBDE).....	100
6.4 PERFLUOROKTANSULFONSÄURE (PFOS).....	102
6.5 TRIBUTYLZINN (TBT).....	103
6.6 RESÜMEE.....	104
7 ZUSAMMENFASSUNG UND EMPFEHLUNGEN.....	105
7.1 ZUSAMMENFASSUNG DER ERGEBNISSE.....	105
7.2 EMPFEHLUNGEN.....	107
8 REFERENZEN.....	108

1 EINLEITUNG

Basierend auf der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ist ein guter Zustand in den europäischen Gewässern zu erreichen. Für ausgewählte Stoffe und Stoffgruppen legt die WRRL die Zielvorgaben auf Gemeinschaftsebene in Form der Umweltqualitätsnormen (UQN) für prioritäre und prioritär gefährliche Stoffe fest. 45 prioritäre und prioritär gefährliche Stoffe sind im Anhang X der WRRL aufgelistet. Für diese 45 prioritären Stoffe, sowie weitere 8 Stoffe gelten die in der UQN Richtlinie (RL 2008/105/EG in der Fassung der RL 2013/39/EU) europaweit einheitlich festgelegten Immissionswerte.

Der Zustand der Gewässer wird von den einzelnen Mitgliedsstaaten erhoben. Besteht das Risiko, das Ziel des guten Gewässerzustandes nicht zu erreichen, sind entsprechende Maßnahmen zur Zielerreichung zu setzen.

Der Eintrag kommunaler Kläranlagen wird in diesem Zusammenhang als Mitverursacher betrachtet. Neben diesem Eintragspfad ist davon auszugehen, dass auch andere Eintragspfade nicht minder relevante Anteile zur Gesamtemission beitragen. Bisher sind diese diffusen Stoffeinträge der derzeit geregelten Stoffe und Stoffgruppen, wie polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAKs), Quecksilber, Cadmium, Tributylzinnverbindungen, usw., im Vergleich zu den Kläranlagenabläufen kaum untersucht worden. Auch Untersuchungen über die Frachtverteilung der unterschiedlichen Eintragspfade fehlen bisher weitgehend.

Im vorliegenden Projekt wird eine Emissionsabschätzung für ausgewählte prioritäre Stoffe für Österreich durchgeführt. Die folgenden Eintragspfade werden dabei berücksichtigt:

- Emissionen kommunaler Kläranlagen
- Emissionen industrieller Direkteinleiter
- Einträge über Mischwasserentlastungen
- Einträge über Niederschlagswassereinleitungen bei Trennkanalisationen
- Einträge über Niederschlagswassereinleitungen außerurbaner Verkehrsflächen
- Einträge über Erosion (partikulärer Eintrag)
- Einträge über Oberflächenabschwemmung aus landwirtschaftlichen, forstwirtschaftlichen und unproduktiven Flächen
- Einträge über Drainagen
- Einträge über das Grundwasser
- Einträge aus der Deposition auf die Gewässeroberfläche

Bei den ausgewählten Projektstoffen handelt es sich vor allem um ubiquitäre persistente bioakkumulierende und toxische Stoffe (uPBTs):

- Prioritäre Metalle (Quecksilber, Cadmium, Blei, Nickel)
- Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) – die Betrachtung erfolgte für die Summe der PAK
- Polybromierte Diphenylether (PBDE): Bewertung wird für die Summe der Kongenere Nr. 28, 47, 99, 100, 153 und 154 durchgeführt, wie in der UQN-RL vorgegeben.
- Perfluoroktansulfonsäure (PFOS)
- Tributylzinnverbindungen (TBT)

Im Rahmen des Projektes sollen nun die Emissionen dieser Stoffe über die unterschiedlichen Eintragspfade für ganz Österreich quantifiziert werden. Daneben werden die Emissionsfrachten, die über diese Eintragspfade emittiert werden, für die gleichen Stoffe für drei abgeschlossene Testeinzugsgebiete mit unterschiedlicher regionaler Charakteristik berechnet. In weiterer Folge werden auf Basis dieser Emissionsabschätzungen, unter Berücksichtigung der Retention in den Gewässern, transportierte Frachten

EINLEITUNG

berechnet und diese, soweit möglich, den aus Messungen abgeleiteten Immissionsfrachten gegenüber gestellt. Basierend auf den emissionsseitigen abgeschätzten Immissionsfrachten werden dann die emissionsseitig abgeschätzten Immissionskonzentrationen berechnet. Diese können, bei einer schlechten Datenlage von Immissionsmessungen (z.B. fehlende Werte oder Werte unter der Nachweisgrenze), eine erste grobe Indikation für zu erwartende Immissionskonzentrationen liefern.

2 MATERIAL UND METHODEN

2.1 EMISSIONSABSCHÄTZUNGEN

2.1.1 BETRACHTETE EINTRAGSPFADE

Die Spurenstoffe gelangen über punktförmige und diffuse Eintragspfade in Gewässer. Punktförmige Eintragspfade sind durch einen diskreten, quasi kontinuierlichen und örtlich festgelegten Abfluss definiert. Dazu zählen vor allem Abläufe von kommunalen und industriellen Kläranlagen. Die Abwasserzusammensetzung variiert je nach industrieller Branche und Rohstoffeinsatz. Die Zusammensetzung des Ablaufs der kommunalen Kläranlagen hängt von der Struktur des Einzugsgebietes, der Kläranlagengestaltung, dem Kläranlagenbetrieb und den Stoffeigenschaften ab.

Die diffusen Stoffeinträge sind an verschiedene Abflusskomponenten gekoppelt:

- Atmosphärische Deposition
Gelöste und partikulär gebundene Stoffe gelangen aus der Atmosphäre durch trockene oder nasse Deposition auf die Oberfläche. Der Eintrag von partikulär gebundenen Stoffen erfolgt vor allem bei Trockenwetter. Die nasse Deposition berücksichtigt den Eintrag von partikulär gebundenen und gelösten Stoffen bei Regenereignissen. Die Emissionsabschätzung berücksichtigt den Eintrag über die atmosphärische Deposition als direkten Stoffeintrag auf die Gewässeroberfläche (Venohr *et al.*, 2009).
- Oberflächenabfluss
Bei Niederschlagsereignissen werden partikulär gebundene und gelöste Stoffe auf der Oberfläche in Gewässer gespült. Dabei wird zwischen befestigten und unbefestigten Oberflächen unterschieden. Der Oberflächenabfluss berücksichtigt die gelöste Stofffraktion, die von unbefestigten außerurbanen Flächen in Gewässer eingetragen werden. Abflüsse befestigter Flächen werden in dem Eintragspfad „urbane Flächen“ erfasst.
- Erosion
Im Gegensatz zum Eintragspfad Oberflächenabfluss berücksichtigt die Erosion den partikulär gebundenen Stoffeintrag von unbefestigten Flächen. Über den Stoffgehalt des Oberbodens, den Sedimenteintrag und einen transportbedingten stoffspezifischen Anreicherungsfaktor können die Frachten des jeweiligen Stoffes ermittelt werden.
- Drainagen
Der Eintragspfad „Drainagen“ betrachtet Einträge, welche über die künstliche Drainagierung landwirtschaftlicher Nutzfläche in die Gewässer emittiert werden. Die Ausprägung des Drainageeintrags hängt vom Ausmaß der Drainagierung sowie von der Zusammensetzung und Bearbeitung des Bodens, der Landnutzung und dem Niederschlag ab.
- Grundwasserzufluss
Die Stoffe gelangen durch Versickerung in das Grundwasser und mit dem Grundwasser in die Oberflächengewässer. Die Art und Zusammensetzung des Grundwassereintrages hängt dabei von der Oberflächennutzung, den stofflichen Eigenschaften und den Eigenschaften sowie der Zusammensetzung des Untergrunds ab. Im Begriff Grundwasser ist das gesamte unterirdisch abfließende Wasser zusammen gefasst. Das heißt, dass bei diesem Eintragspfad auch der Transport über den sogenannten Zwischenabfluss (Interflow), der unterirdisch abfließt ohne dabei die eigentlichen Grundwasserkörper zu durchfließen, inkludiert ist.

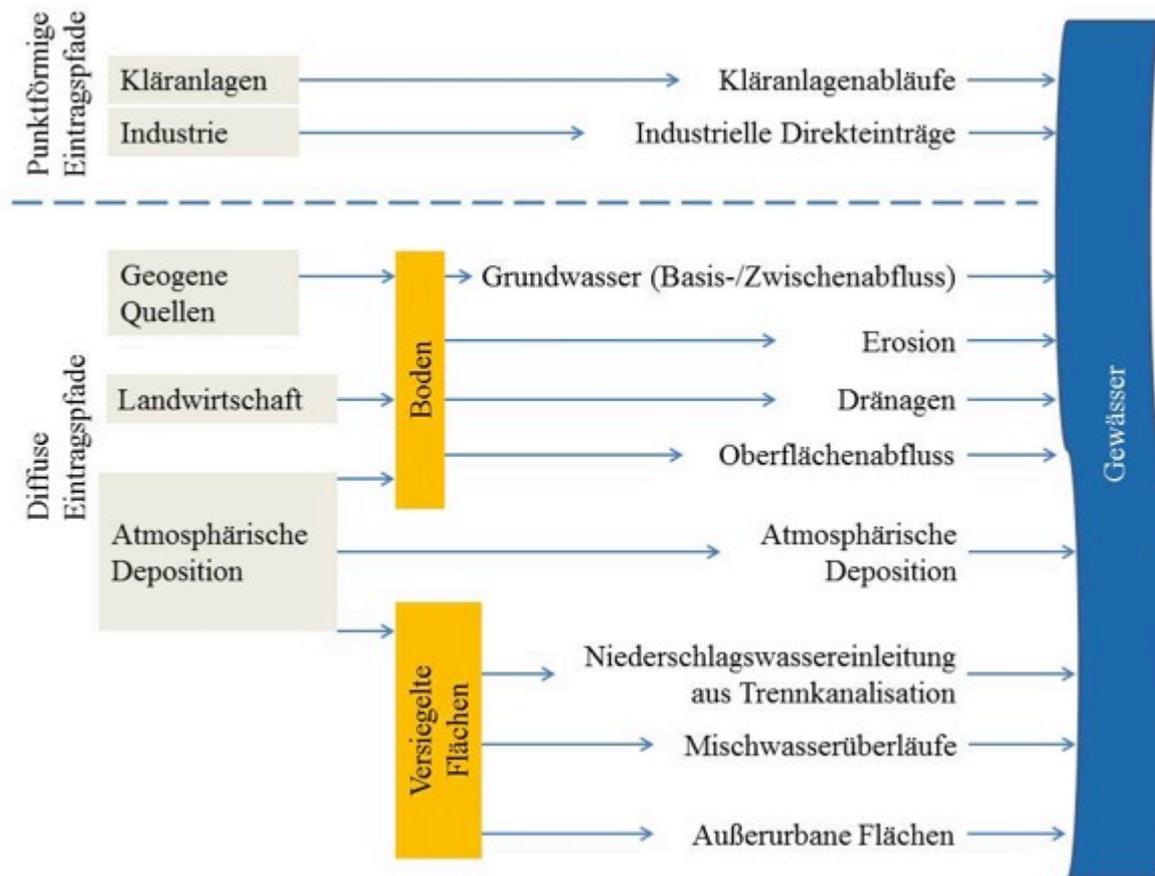


Abbildung 1: Berücksichtigte Abflusskomponenten und Eintragspfade (modifiziert nach fuchs et al., 2010)

- Urbane Flächen
 - Der Oberflächenabfluss von befestigten Flächen wie Haus-, Dach- und urbanen Straßenflächen gelangt über unterschiedliche Eintragspfade in Fließgewässer:
- Einträge über den Kläranlagenablauf
 - In der Mischwasserkanalisation werden Schmutzwasser und Niederschlagswasser gesammelt und ein Teil des Niederschlagswasserabflusses wird über die Kläranlage geführt. Diese Emissionen werden nicht extra ausgewiesen sondern sind in den punktförmigen Emissionen der kommunalen Kläranlagen enthalten
- Einträge über die Entlastung von Mischkanalisationen
 - In der Mischwasserkanalisation werden Schmutzwasser und Niederschlagswasser gesammelt und zur Kläranlage geführt. Bei Starkregenereignissen können die Kläranlagen die Mischwassermengen nicht auffangen, weshalb teilweise Mischwasser direkt in die Gewässer eingeleitet wird.
- Einträge über Niederschlagswassereinleitungen aus Trennkanalisationen
 - Bei der Trennkanalisation werden Schmutzwasser und Regenwasser von befestigten Flächen in getrennten Kanälen gesammelt. Das Schmutzwasser wird zur Kläranlage geleitet. Das Regenwasser gelangt direkt in die Gewässer. Die Zusammensetzung des Niederschlagswasserabflusses ist dabei abhängig von der Art und Nutzung der Flächen, Dauer der vorangegangenen Trockenperiode und der Dauer und Intensität des Regenereignisses.
- Außerurbane Flächen
 - Der Oberflächenabfluss von außerurbanen versiegelten Flächen (z.B. Autobahnen, Schnell- und Bundesstraßen oder Parkplätzen) wird entweder breitflächig versickert oder gelangt

über Entwässerungskanäle direkt in Oberflächengewässer. Die Zusammensetzung ist dabei abhängig von der Deposition, Niederschlag, Winterdienst und weiteren verkehrsbedingten Faktoren.

- Emissionen von nicht an die Kanalisation angeschlossenen Haushalten
 - Der Anteil dieser Haushalte liegt in Österreich inzwischen bei lediglich 5 – 10 % und Senkgrubeneinhalte werden vielfach von kommunalen Kläranlagen mitbehandelt. Der so nicht erfasste Anteil der Bevölkerung ohne Kanalanschluss wurde in den vorliegenden Quantifizierungen vernachlässigt.

Eine Übersicht der Emissionsquellen und Eintragspfade ist in Abbildung 1 gegeben.

2.1.2 WASSERBILANZKOMPONENTEN UND SEDIMENTEINTRAG

Die Emissionsfrachten der wasserbezogenen Einträge werden aus den Abflüssen der Eintragspfade und stoffspezifischen Konzentrationen berechnet. Der Eintrag über die atmosphärische Deposition wird davon etwas abweichend aus der Multiplikation der flächenspezifischen Depositionsrate mit der Gewässeroberfläche berechnet, um neben der nassen auch die trockenen Deposition zu berücksichtigen. Eintragsfrachten über Erosion werden über den Stoffgehalt des Oberbodens, den Sedimenteintrag und einen transportbedingten Stoffanreicherungsfaktor ermittelt.

In diesem Kapitel wird erläutert aus welchen Quellen Daten zu den Abflusskomponenten bzw. dem erosiven Bodenabtrag übernommen wurden und die Abflusskomponenten sowie der erosive Eintrag dargestellt.

Gemäß Gabriel *et al.* (2011) liegt der mittlere netto Jahresabfluss aus Österreich bei 1.805 m³/s. Über die Berechnungsansätze von MONERIS in der Version von Venohr *et al.* (2009) wird dieser Abfluss basierend auf Berechnungen auf Teileinzugsgebietsebene in unterschiedliche Abflusskomponenten aufgeteilt. Für die Berechnung der Frachten aus atmosphärischer Deposition, Oberflächenabfluss, Drainagen und Grundwasser im gegenständlichen Projekt wurden die Abflüsse aus dem Projekt STOBIMO (Gabriel *et al.*, 2011) verwendet. Unter dem Eintragspfad „Grundwasser“ ist dabei entsprechend der Definition in MONERIS (Venohr *et al.*, 2009) der Abfluss über des Grundwasser und den Zwischenabfluss subsummiert. Dieser Eintragspfad hat mit 71% den größten Abflussanteil (Tabelle 1).

Für die Abflussberechnung der kommunalen Punktquellen und der urbanen und außerurbanen Flächen wurde auf das Projekt SHTURM (Clara *et al.*, 2014b) zurückgegriffen (Tabelle 1), da hier die aktuellsten Daten zu urbanen versiegelten Flächen, außerurbanen Straßen und der Entsorgung über Misch- oder Trennsystem sowie zu Kläranlagenabläufen vorliegen. Nach Clara *et al.* (2014b) beträgt die urbane versiegelte Fläche in Österreich rund 949 km². Die Angaben über das Verhältnis von Misch- und Trennsystemanschluss in urbanen Gebieten konnten auf Kläranlageneinzugsgebiets- bzw. Gemeindeebene abgeleitet werden. Das Verhältnis von Misch- und Trennsystem beträgt im österreichischen Durchschnitt 38% zu 62%. Die Flächen von Autobahnen, Schnell- und Bundesstraßen und Gemeindestraßen außerhalb von Ortschaften sind in den außerurbanen Flächen zusammengefasst und betragen rund 591 km².

Tabelle 1: Zur Berechnung verwendete Abflüsse aus Stobimo (Gabriel et al., 2011) und Schturm (Clara et al., 2014b)

Eintragspfad	Abfluss [m ³ /s]	Abfluss [Mio m ³ /a]	Relativer Anteil [%]
Abwassermenge aus Punktquellen (Clara et al 2014b)	31	963	1,8
Atmosphärische Deposition (Gabriel et al., 2011)	24	754	1,5
Oberflächenabfluss (Gabriel et al., 2011)	417	13.153	23
Drainagen (Gabriel et al., 2011)	8	254	0,5
Grundwasser und Interflow (Gabriel et al., 2011)	1275	40.213	71
Urbane Flächen → Trennsystem → Mischsystem (Clara et al 2014b)	21 16 5	658 514 144	1,2 0,7 0,5
Außerurbane Flächen (Clara et al 2014b)	18	561	1
Gesamt	1.805	56.583	100%

Die über Erosion emittierten Stofffrachten werden aus dem Stoffgehalt im Oberboden (g/t), dem Bodenabtrag (t/a), dem Anreicherungsfaktor (ER) und dem Sedimenteintragsverhältnis (SDR) berechnet (Abbildung 2). Die Bestimmung der Stoffgehalte im Oberboden wird im Kapitel 3 zu den jeweiligen Stoffen behandelt. Die anderen Parameter zur Abschätzung der Emissionen über Erosion wurden vom STOBIMO-Projekt (Gabriel et al., 2011) übernommen und werden hier kurz erläutert und dargestellt.

Der Bodenabtrag unterscheidet sich in landwirtschaftlich genutzte Flächen (Acker- und Grünland) und natürlich bedeckte Flächen (Wald, Buschland, Gletscher und offene Flächen) und ist abhängig von dem Gefälle, der Fläche und dem Niederschlag. Das SDR ist jener Anteil des von der Fläche erodierten Bodenmaterials, welcher in die Gewässer eingetragen wird. Das ER bezeichnet den Faktor um den sich die Konzentration des in die Gewässer eingetragenen Feinbodenanteils von der Konzentration im Oberboden unterscheidet.

SDR und ER wurden aus Gabriel et al. (2011) übernommen und ergeben über alle Einzugsgebiete gemittelt einen Wert von 3,3% für das SDR und einen Faktor von 4,8 für das ER. Die Abschätzung der Perfluoroktansulfonsäureemissionen über Erosion wurde ohne den Anreicherungsfaktor ER ermittelt, da für PFOS nur von einem geringen Akkumulationspotential an Feststoffen ausgegangen wird (Nakata et al., 2006; Clara et al., 2009). In Tabelle 2 sind die Sedimenteinträge aus unterschiedlichen Flächennutzungen für Gesamtösterreich dargestellt. Die Einträge aus landwirtschaftlich genutzten Flächen betragen rund 4 Mio. t/a. Die Einträge über natürlich bedeckte Flächen liegen bei ca. 500.000 t/a.

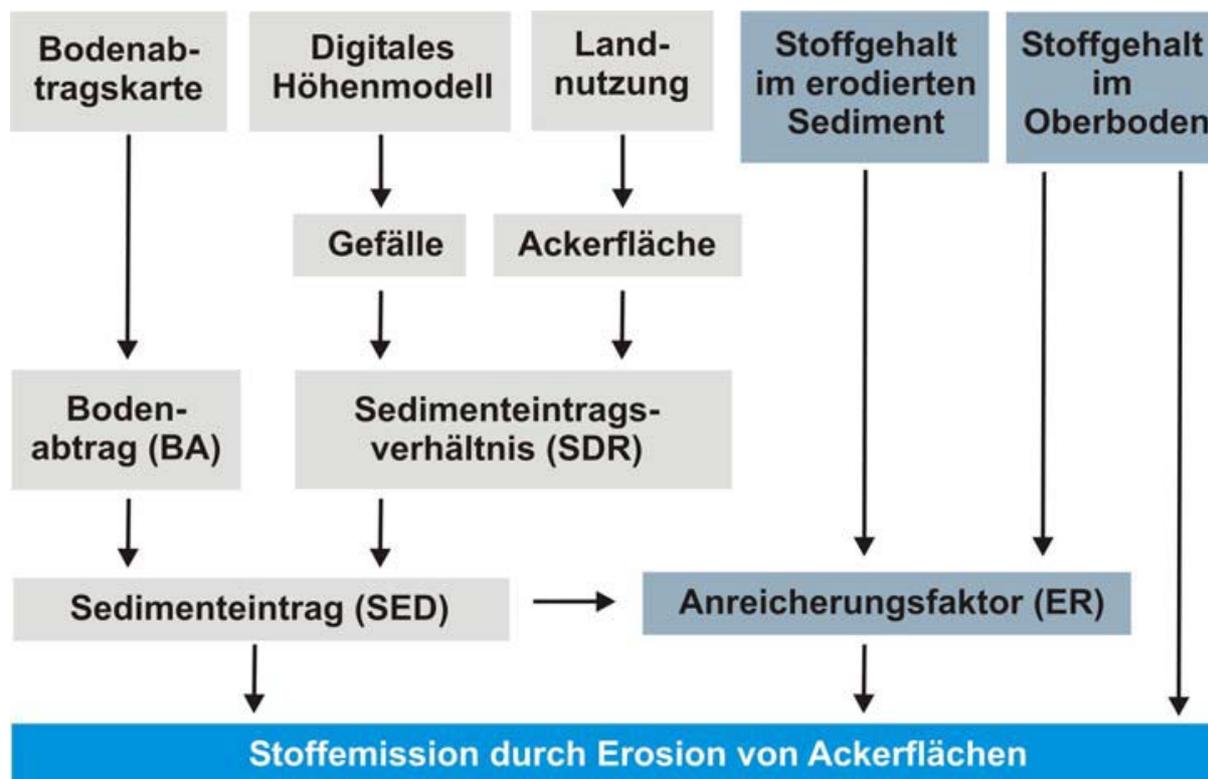


Abbildung 2: Berechnung der Emissionsfrachten aus der Erosion (Fuchs Et Al., 2010)

Tabelle 2: Sedimenteintrag [t/a] aus unterschiedlichen Landnutzungen in Österreich, Stobimo (Gabriel et al., 2011)

Flächenbedeckung	Bodenabtrag
Ackerfläche	3.984.800
Grünland	297.000
Landwirtschaftlich genutzte Fläche	4.281.800
Natürlich bedeckte Flächen	521.700

2.1.3 ERHEBUNGEN VON STOFFKONZENTRATIONEN IN DEN BETRACHTETEN EINTRAGSPFADEN

Ein Einsatz regionalspezifischer Daten für die Modellierung der Emissionen unterschiedlicher Spurenstoffe über die betrachteten Eintragspfade ist derzeit nicht möglich, da keine geeignete Datenbasis vorliegt. Aus diesem Grund wird im Zuge der vorliegenden Untersuchungen für die österreichweite Abschätzung von Emissionen mit mittleren Konzentrationen der unterschiedlichen Stoffe in den unterschiedlichen Eintragspfaden gearbeitet. Die für einen Eintragspfad errechnete Emissionsfracht ergibt sich damit im Wesentlichen aus der Wasserbilanzkomponente bzw. der Sedimentfracht des jeweiligen Eintragspfades multipliziert mit einer mittleren Stoffkonzentration. Für die Abschätzungen der Emissionen in den drei ausgewählten Testeinzugsgebieten wird mit denselben Konzentrationen, allerdings mit den Wasserbilanzkomponenten bzw. dem Sedimenteintrag des jeweiligen Einzugsgebietes gerechnet.

Für die Ableitung der verwendeten Stoffkonzentrationen liegt eine Reihe von Studien vor, die als Grundlage herangezogen werden konnten. Eine besondere Relevanz kommt dabei den Studien von Umweltbundesamt (2009, „Emissionen aus Kläranlagen - organische und anorganische Spurenstoffe“), Clara *et al.* (2014a,

„Emissionsmodellierung ausgewählter organischer und anorganischer Parameter im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach“) und Clara *et al.* (2014b, „Spurenstoffemissionen aus Siedlungsgebieten und von Verkehrsflächen“ - SCHTURM) zu. Bei diesen Studien konnte auf die Grunddaten zurückgegriffen und über diese, ein Mittelwert der Konzentrationen in den jeweiligen Eintragspfaden für Österreich errechnet werden.

Neben dem Problem, dass teilweise die Probenzahl für diese Hochrechnung recht gering war, traten zudem immer wieder Messergebnisse auf, die unter der Bestimmungsgrenze bzw. der Nachweisgrenze lagen, womit eine eindeutige quantitative Aussage nicht möglich ist. Für diese Fälle wurden eine Minimal- und eine Maximalauswertung durchgeführt, welche die untere und die obere Grenze der aus den vorhandenen Daten ableitbaren Mittelwerte ermitteln sollen. Bei der Minimalauswertung wurde bei der Mittelwertbildung aus den Einzeldaten für nicht nachweisbare Stoffe (< NG) mit Null und bei Messergebnissen kleiner der Bestimmungsgrenze (< BG) mit der Nachweisgrenze gerechnet. Bei der Maximalauswertung wurde bei der Mittelwertbildung aus den Einzeldaten für nicht nachweisbare Stoffe (< NG) mit der Nachweisgrenze und bei Messergebnissen kleiner der Bestimmungsgrenze (< BG) mit der Bestimmungsgrenze gerechnet. Im Weiteren gab es für die Emissionsabschätzungen daher immer zwei Mittelwerte und die Berechnungen wurden mit beiden Mittelwerten als Minimal- und Maximalauswertung durchgeführt.

Für den Fall, dass aus zusätzlich verfügbaren Informationen (andere Literaturdaten) eindeutig hervorging, dass entweder der Mittelwert aus der Maximalauswertung deutlich zu hoch oder der Mittelwert aus der Minimalauswertung deutlich zu gering waren, wurde die Schwankungsbreite der verwendeten Konzentrationen entsprechend der jeweiligen Literaturangabe nach oben oder unten hin begrenzt.

In ähnlicher Weise wurde auch bei der Nutzung der vorliegenden Messergebnisse der GZÜV (Erhebungen nach der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung; Zugriff über H₂O-Datenbank) vorgegangen. Die Problematik dieser Daten liegt darin, dass auch bei häufig gemessenen Parametern wie z.B. den Schwermetallen Hg, Cd und Pb, ein Großteil der Messergebnisse unterhalb der jeweiligen Nachweis- oder Bestimmungsgrenze lagen. Auch hier wurde daher jeweils eine Maximal- und Minimalauswertung durchgeführt, um eine obere und untere Grenze für einen für Österreich verwendbaren Mittelwert abzuleiten.

Als Quelle für die Ableitung von Stoffkonzentrationen, die nicht aus den oben genannten Quellen ableitbar waren, wurde auf Literaturangaben zurückgegriffen (z.B. Stoffkonzentrationen in Böden von (Freudenschuss *et al.*, 2010) und (Offenthaler *et al.*, 2009). Im Gegensatz zu den oben genannten Literaturen konnte nicht auf die Basisdaten zurückgegriffen werden um die Mittelwerte der Minimal- und Maximalauswertung zu berechnen. In diesen Fällen wurde mit den, von den Autoren angegebenen Schwankungsbreiten für Österreich gearbeitet, wobei die untere Grenze des Schwankungsbereiches in die Minimal- und die Obergrenze des Schwankungsbereiches in die Maximalauswertung eingebunden wurde.

Für alle Stoffkonzentrationen wurde versucht, Vergleichsdaten zu erheben, und die für Österreich erhobenen Daten durch eine Gegenüberstellung zu plausibilisieren bzw. im Falle großer Schwankungsbereiche, durch Minimal- und Maximalauswertung, begründet einzugrenzen. Eine detaillierte Darstellung der Datenbasis und der letztendlich gewählten Schwankungsbreiten für die verwendeten Stoffkonzentrationen ist in Kapitel 3 zu finden.

2.2 BERECHNUNG VON IMMISSIONSFRACHTEN UND VALIDIERUNG

Um die Plausibilität von Emissionsabschätzungen zu überprüfen, werden aus der Summe der modellierten Emissionsfrachten unter Berücksichtigung einer Retention (inklusive Adsorption, Umbau und Abbau) Immissionsfrachten berechnet und diese mit Immissionsfrachten, welche basierend auf Messungen im Gewässer ermittelt wurden, verglichen (Validierung). Zu diesem Zweck ist es erforderlich aus immissionsseitigen Messungen (Stoffkonzentrationen und Gewässerabfluss) Immissionsfrachten zu berechnen.

Tabelle 3: Für die Berechnung des Netto-Exports aus Österreich verwendete Flussabschnitte mit deren GZÜV- und HZB-Messstellen

Flussabschnitte		GZÜV-Messstelle	Abflusspegel-Messstelle
Drau	bis Staatsgrenze	FW21500097 Lavamünd	Dravograd (SLO) ¹
Mur	bis Radkersburg	FW61400147 Radkersburg	HZB 211490 Mureck
Inn	Zufluss aus Schweiz/Italien	FW73100007 Martinsbruck	HZB 201178 Kajetansbrücke
	Abfluss	FW73200987 Erl	Oberaudorf (DEU) ²
	Salzach	FW40401017 Überackern/Hochburg-Ach	Burghausen (DEU) ²
	Zufluss aus Deutschland bei Braunau	FW40502017 Braunau	Eschelbach (DEU) ²
	Abfluss Ingling	FW40502037 Ingling	Ingling (DEU) ²
	Rott	-	-
Donau	Zufluss aus Deutschland	FW40607017 Jochenstein	Ilzstadt (DEU) ²
	Abfluss	FW31000377 Hainburg a.d. Donau	HZB 207274 Hainburg a.d. Donau

¹http://vode.arso.gov.si/hidarhiv/pov_arhiv_tab.php²<http://www.gkd.bayern.de/fluesse/abfluss/karten/index.php?thema=gkd&rubrik=fluesse&produkt=wasserstand>

Für die Bestimmung des Nettoexportes aus Österreich über immissionsseitige Messungen wird die Summe der über Drau, Mur, Inn, und Donau aus Österreich hinaus transportierten Frachten ermittelt. Dabei werden bei den Gewässern, welche Österreich durchfließen, die Nettoexporte (Import aus dem Ausland minus Export) berechnet. So setzt sich die Frachtberechnung des Inn aus dem Tiroler Frachtanteil von Martinsbruck bis Erl, dem Frachtanteil der Salzach und der Differenz zwischen der Fracht bei Braunau und der Mündung in die Donau (Ingling) abzüglich des einzugsgebietsproportionalen Anteils der Rott, welcher knapp 5% ausmacht, zusammen. Bei der Donau wird die Österreich zugeordnete Fracht aus der Fracht bei Hainburg minus der Fracht nach dem Zusammenfluss mit dem Inn berechnet. In Tabelle 3 sind die Flussabschnitte bzw. Zu- und Abflüsse, aus/in das Ausland, mit den Gewässerqualitätsmessstellen der GZÜV und den Abflusspegelmessstellen, welche für die Berechnung des Nettoexport herangezogen wurden, zusammengefasst.

Für die Berechnung der Immissionsfrachten werden die gemessenen Gewässerkonzentrationen aus der H2O-Datenbank für die Jahre 2000-2014 genutzt. Da für alle betrachteten Parameter keine durchgängigen Messungen der Stoffkonzentrationen über die gesamte Zeitspanne von 2000 bis 2014 vorliegen, werden für die Frachtenberechnung jahresgemittelte Konzentrationen und jahresgemittelte Abflüsse der eHyd-Datenbank verwendet. Tabelle 4 zeigt einen Überblick über jene Jahre, für welche Konzentrationsmessungen vorliegen.

Tabelle 4: Messperioden unterschiedlicher Stoffgruppen, in den für die Berechnung von Immissionsfrachten betrachteten Gewässern

	Schwermetalle	PAK	PBDE	PFOS	TBT
DA	2000-2006, 2010, 2013	2013	-	-	-
Strem	2000-2006, 2010	2000,2013	-	-	-
Gusen	2003-2005, 2010, 2013	2013	-	-	-
Donau	2003-2006, 2010, 2013	2000, 2003, 2013	2003	-	2000, 2003
Inn	2003-2006, 2010, 2013	2003, 2013	2003	-	2003
Mur	2000-2006, 2010, 2013	2013	-	-	-
Drau	2003-2014	2003, 2013	2003	-	2003

Die Konzentrationen der ausgewählten Stoffe werden nach dem Maximal- und Minimalprinzip aufbereitet (siehe auch 2.1.3). In der Maximalauswertung werden für die Berechnung nicht nachweisbare Stoffe gleich der Nachweisgrenze (NG) und Messungen kleiner Bestimmungsgrenze (BG) gleich der Bestimmungsgrenze gesetzt. Im Falle der Minimalauswertung werden nicht nachweisbare Stoffe mit Null und Messungen kleiner Bestimmungsgrenze mit der Nachweisgrenze berücksichtigt.

Im Falle der PAK₁₆ wurde die Gesamtkonzentration aus der Summe der gemittelten Konzentration der sechs PAK Fluoranthen, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Benzo(g,h,i)perylen und Indeno(1,2,3-c,d)pyren berechnet. Die Summe der Konzentration der sechs Aromaten entspricht einem Anteil von 40-50% der Konzentration aller 16 PAK (Hellmann, 2004). Gemäß Clara *et al.* (2014a) kann die Konzentration der PAK₁₆ aus der Summe der Konzentrationen der PAK₆ und dem Faktor 2,3 berechnet werden.

Um die aus Immissionsmessungen abgeleiteten Immissionsfrachten den aus Emissionsabschätzungen berechneten Frachten gegenüber stellen zu können, ist es erforderlich eine Reduktion der Emissionsfracht in den Gewässern, durch Retention oder Abbau, zu berücksichtigen. Die Berechnung der Retention erfolgte in einer ersten Näherung gemäß den in MONERIS für Phosphor abgeleiteten Ansätzen (Venohr *et al.*, 2009), da für die hier betrachteten Stoffe keine stoffspezifischen Retentionsfaktoren vorliegen. Dieser Vorgangsweise liegt die Überlegung zugrunde, dass die Retention der meisten hier betrachteten Stoffe überwiegend über einen partikulären Rückhalt (bzw. Austrag bei Hochwasser in Überschwemmungsbereiche) erfolgt und damit jener des Phosphors ähnlich ist. Die abgeschätzten Emissionsfrachten werden dabei zur Berechnung von Immissionsfrachten um einen Retentionsfaktor verringert. Es wird auf die bei Gabriel *et al.* (2011) berechneten Retentionsfaktoren zurückgegriffen. Diese liegen im Mittel für Gesamtösterreich bei ca. 0,8 (dies entspricht einer 20%igen Retention). Der Retentionsansatz wird auf alle in diesem Projekt betrachteten Stoffe außer PFOS angewendet, da bei PFOS von keiner bzw. von einer sehr geringen Adsorption an die Sedimentpartikel ausgegangen wird (Nakata *et al.*, 2006; Clara *et al.*, 2009).

Zur Plausibilitätsprüfung der Rechenergebnisse werden nun die emissionsseitig abgeschätzten Gewässerfrachten den gemessenen Gewässerfrachten gegenübergestellt. Um auch emissionsseitig berechnete Immissionskonzentrationen darzustellen, werden zudem die gemessenen Konzentrationen mit den emissionsseitig berechneten Konzentrationen (Gesamtemissionsfracht mal Retentionsfaktor durch Gesamtabfluss) verglichen.

2.3 KURZCHARAKTERISIERUNG DER FALLBEISPIEL-EINZUGSGEBIETE

Anhand dreier Einzugsgebiete in Österreich wird eine regionsspezifische Emissionsabschätzung durchgeführt, um zum Einen regionale Unterschiede in der Bedeutung von Eintragungspfad darstellen zu können, und zum Anderen die Berechnungen über beobachtete Immissionsfrachten besser validieren zu

können. In Absprache mit dem Auftraggeber wurden die Dornbirner Ach, die Strem und die Gusen gewählt. Die Einzugsgebiete aller drei Gewässer weisen unterschiedliche Landnutzungen, unterschiedliche Niederschlags- und Abflussverhältnisse sowie unterschiedliche siedlungswasserwirtschaftliche Belastungssituationen auf.

Tabelle 5: Flächennutzung [km²] der Fallbeispiel-Einzugsgebiete

	Dornbirner Ach		Strem		Gusen	
	Fläche [km ²]	Relativer Anteil [%]	Fläche [km ²]	Relativer Anteil [%]	Fläche [km ²]	Relativer Anteil [%]
Wald- und Buschfläche	101	51	212	50	95	32
Grünland	39	20	2	0,5	22	8
Ackerland	10	5	185	44	160	54
Urbane Flächen	37	19	21	5	19	6
Außerurbane Flächen	<1	<0,5	0	0	0	0
Offene Flächen	2	1	0	0	0	0
Sonstige Flächen	8	4	1	0,2	0	0
Einzugsgebiet	196	100	421	100	296	100

Das in Vorarlberg gelegene Einzugsgebiet der Dornbirner Ach hat eine Fläche von 196 km², wobei die Waldflächen mit 51% und die urbanen Flächen und Grünlandnutzung, mit jeweils knapp 20% der Einzugsgebietsfläche, die dominanten Landnutzungen darstellen. Die außerurbanen Flächen betragen im Einzugsgebiet weniger als 1 km² (Tabelle 5). Der durchschnittliche jährliche Niederschlag wurde mit 1700 mm angegeben (Clara et al., 2014a). Im Einzugsgebiet liegen zwei Kläranlagen, deren Abwassermenge zusammen 0,58 m³/s beträgt und einen Anteil von knapp 9% am Gesamtabfluss der Dornbirner Ach hat. Mit knapp 50% des Gesamtabflusses hat das Grundwasser den größten Anteil, gefolgt vom Oberflächenabfluss mit 35% (Tabelle 6). Die Sedimenteinträge sind in Tabelle 7 zusammengefasst. Der Retentionsfaktor für die Berechnung der Gewässerfracht liegt bei 0,89 (Gabriel et al., 2011). Die Dornbirner Ach wird als Beispiel für ein Flussgebiet mit großen siedlungswasserwirtschaftlichem Einfluss und hohen Abflüssen verwendet.

Tabelle 6: Zur Berechnung verwendete Abflüsse aus Stobimo (Gabriel et al., 2011) und Schturm (Clara et al., 2014b) der Fallbeispiel-Einzugsgebiete

Eintragspfad	Dornbirner Ach		Strem		Gusen	
	Abfluss [m ³ /s]	Relativer Anteil [%]	Abfluss [m ³ /s]	Relativer Anteil [%]	Abfluss [m ³ /s]	Relativer Anteil [%]
Abwassermenge aus Punktquellen (Clara et al 2014b)	0,59	9	0,15	19	0,09	4
Atmosphärische Deposition Gabriel et al., 2011)	0,08	1	0,05	6	0,04	2
Oberflächenabfluss (Gabriel et al., 2011)	2,38	35	0,04	5	0,2	12
Drainagen (Gabriel et al., 2011)	0,26	4	0,01	1	0,13	7
Grundwasser und Interflow (Gabriel et al., 2011)	3,2	46	0,5	62	1,4	72
Urbane Flächen → Trennsystem → Mischsystem (Clara et al. 2014b)	0,4 0,3 0,1	6 5 1	0,05 0,01 0,04	7 2 5	0,04 0,02 0,02	2 1 1
Außerurbane Flächen (Clara et al. 2014b)	0,02	0,2				
Gesamtabfluss	6,9	100	0,8	100	1,9	100

Die Strem liegt im Südburgenland und hat ein Einzugsgebiet von 421 km². 44% der Einzugsgebietsfläche wird als Ackerland genutzt. 50% des Einzugsgebiets sind von Wald- und Buschland bedeckt. Der Anteil urbaner Flächen liegt bei 5% der Einzugsgebietsfläche. Die Anteile der versiegelten außerurbanen Flächen sind vernachlässigbar (Tabelle 5). Im Rahmen des SCHKURM-Projektes (Clara et al., 2014b) wurde ein jährlicher Niederschlag von 690 mm ermittelt. In dem Einzugsgebiet liegen zwei Kläranlagen, welche einen Gesamtabfluss von 0,15 m³/s haben. Dies entspricht 19% des Gesamtabflusses der Strem. Der Grundwasserabfluss hat einen Anteil von 60% am Gesamtabfluss. Die Abflussanteile über atmosphärische Deposition, Oberflächenabfluss, Drainagen und urbane Flächen betragen jeweils unter 10% des Gesamtabflusses. Der Abflussanteil außerurbaner Straßen ist im Einzugsgebiet der Strem vernachlässigbar (Tabelle 6). Die Sedimenteinträge sind in Tabelle 7 dargestellt. Der Retentionsfaktor beträgt 0,27 (Gabriel et al., 2011). Dieser geringe Wert ist damit zu begründen, dass gemäß Venohr et al. (2009) die Retention in Abhängigkeit der hydraulischen Belastung ermittelt wird, wobei eine geringe hydraulische Belastung, wie sie in der Strem auftritt eine hohe Retention zur Folge hat. Die Strem stellt ein Fließgewässer mit hohem landwirtschaftlichem und siedlungswasserwirtschaftlichem Einfluss bei gleichzeitig geringem Gewässerabfluss dar.

Die in Oberösterreich gelegene Gusen hat ein Einzugsgebiet von 296 km², mit knapp 54% landwirtschaftlich genutzter Ackerfläche, 32% Wald- und Buschflächen und 8% Grünlandflächen. Der Anteil urbaner Flächen beträgt 6%. Die Anteile der außerurbanen Flächen sind vernachlässigbar (Tabelle 5). Der im SCHKURM-Projekt ermittelte Niederschlag beträgt 790 mm/a (Clara et al., 2014b). Die Gusen hat einen Abfluss von

etwa 2 m³/s. Die Kläranlagen haben mit 0,09 m³/s einen Anteil von 5% des Gesamtabflusses. Der Zufluss über Grundwasser beträgt knapp 70%. Der Oberflächenabfluss hat einen Anteil von 10% am Gesamtabfluss. Die Abflussanteile über dränagierte und urbane Flächen sowie atmosphärische Deposition betragen weniger als 10% des Gesamtabflusses. Die Abflüsse über die außerurbanen Flächen sind im Einzugsgebiet der Gusen vernachlässigbar (Tabelle 6). In Tabelle 7 sind die Bodenabträge dargestellt. Bodenabtrag und landwirtschaftlich genutzte Ackerflächen lassen auf einen hohen landwirtschaftlichen Einfluss im Einzugsgebiet der Gusen schließen. Der Retentionsfaktor für die Gewässerfracht liegt bei 0,56 (Gabriel et al., 2011).

Tabelle 7: Bodenabtrag [t/(ha*a)] der unterschiedlichen Flächenbedeckungen in den Fallbeispiel-Einzugsgebieten (Gabriel et al., 2011)

Flächenbedeckung	Dornbirner Ach	Strem	Gusen
Ackerfläche und Grünland	0,15	2,99	1,17
Natürlich bedeckte Flächen	0,10	0,32	0,19

3 STOFFSPEZIFISCHE EINGANGSDATEN

3.1 PRIORITÄRE METALLE (HG, PB, CD, NI)

3.1.1 PUNKTFÖRMIGE EINTRAGSPFADE

3.1.1.1 KOMMUNALE KLÄRANLAGEN

Für das Projekt „Emissionen aus Kläranlagen - organische und anorganische Spurenstoffe“ (Umweltbundesamt, 2009) wurden in den Jahren 2007 und 2008 Metallkonzentrationen im Ablauf verschiedener österreichischer Kläranlagen gemessen. In Modul 1 wurden 15 Kläranlagen auf über 100 Einzelsubstanzen untersucht. In Modul 2 neun Kläranlagen ein Jahr lang beprobt, wobei anhand von Modul 1 der Analyseumfang eingegrenzt wurde. Bei diesen Untersuchungen war Cadmium in keiner der 60 Proben nachweisbar. Im Falle von Quecksilber befanden sich 56 von 59 Messungen unterhalb der Nachweisgrenze und die restlichen drei Ablaufproben lagen unterhalb der Bestimmungsgrenze. Um die daraus folgende Unsicherheit bei den Berechnungen zu berücksichtigen wurden die Analyseergebnisse nach der Minimal- und Maximalvariante ausgewertet (Kapitel 2.1.3). Die Ergebnisse sind in Tabelle 9 zusammengefasst.

Im Rahmen des SCHATURM – Projektes (Clara *et al.*, 2014b) wurden 2012 ebenfalls Schwermetallmessungen an zwei Kläranlagen bei Trockenwetter durchgeführt. Für Quecksilber, Cadmium und Nickel wurden dabei Messverfahren mit geringeren Bestimmungsgrenzen angewendet. Quecksilber konnte in allen Proben, Nickel in fast allen und Cadmium in keiner Probe nachgewiesen werden. Für Blei war die Bestimmungsgrenze höher als bei den Untersuchungen des Umweltbundesamtes von 2007 und 2008 und Blei wurde im SCHATURM-Projekt in keiner Probe nachgewiesen. Die jeweiligen Bestimmungsgrenzen (BG), Nachweisgrenzen (NG), Anzahl der Proben (n) und jene, welche über der Bestimmungsgrenze gemessen wurden, sind in Tabelle 8 zusammengefasst.

Tabelle 8: Bestimmungs- (Bg) und Nachweisgrenzen (Ng) in [$\mu\text{g/l}$], Anzahl der Proben n und Anzahl der Proben $n > \text{Bg}$ von Umweltbundesamt (2009) und Clara *et al.* (2014b)

Parameter	Umweltbundesamt, (2009)						SCHATURM (Clara <i>et al.</i> , 2014b)		
	Modul 1			Modul 2			BG	NG	n ($n > \text{BG}$)
	BG	NG	n ($n > \text{BG}$)	BG	NG	n ($n > \text{BG}$)			
Quecksilber	0,25	0,13	14 (0)	0,1	0,05	45 (0)	0,001	0,0005	6 (6)
Blei	1,4	0,7	14 (0)				5	0,5	6 (0)
Cadmium	0,5	0,2	15 (0)	0,1	0,01	45 (0)	0,05	0,005	6 (0)
Nickel	2,3	1,1	15 (14)	1	0,4	45 (45)	2	0,2	6 (5)

Im Zuge des optimierten Stoffflussmonitorings für die Abwasserentsorgung Wiens (OSMA-Wien) wurden Schwermetallkonzentrationen im Ablauf der Kläranlage Wien gemessen (Kroiss *et al.*, 2008). Die Mittelwerte der Cadmium- und Bleikonzentrationen liegen in dem Ergebnisbereich von SCHATURM. Für Quecksilber wurde im Mittel ein höherer Wert in Wien gemessen. Nickel wurde im Zuge des OSMA-Berichtes nicht erhoben. Vor allem für Quecksilber und Cadmium gelten mittlerweile umfangreiche Beschränkungen und Anwendungsverbote. Daher ist von rückläufigen Konzentrationen auszugehen. Im Vergleich mit den Konzentrationen deutscher Kläranlagen (Fuchs *et al.*, 2010) sind die für die österreichischen Kläranlagen gemessenen Ablauf-Konzentrationen niedriger. Die Konzentrationen ausgewertet nach der Minimal- und Maximalmethode sind in Tabelle 9 zusammengefasst.

Tabelle 9: Mittlere Metallkonzentrationen [$\mu\text{g/l}$] in österreichischen und deutschen Kläranlagenabläufen

Parameter	Umweltbundesamt, (2009)		SCHTURM (Clara <i>et al.</i> , 2014b)		OSMA-Wien, (2008)	Fuchs <i>et al.</i> , (2010)
	Min	Max	Min	Max		
Quecksilber	0,006	0,074	0,01	0,01	0,06	0,1
Blei	1	1,3	0	0,5	0,33	1,73
Cadmium	0,06	0,19	0,001	0,013	0,09	0,15
Nickel	5,5	5,5	4,4	4,7		5,05

Für die Berechnung der Schwermetallfrachten wurden für Nickel und Blei die Konzentrationen des Umweltbundesamtes (2009) verwendet, da hier auf einen größeren Datensatz mit Messungen über der Bestimmungsgrenze zurückgegriffen werden kann. Für Quecksilber wurde das SCHTURM-Ergebnis als untere Konzentration und der Mittelwert des OSMA-Wien-Berichtes als obere Konzentration verwendet (0,01-0,06 $\mu\text{g/l}$), um die Bandbreite der Informationen abzudecken. Der Konzentrationsbereich für die Cadmiumabschätzung entspricht der Nachweisgrenze des Emissionsberichtes vom Umweltbundesamt (2009) und der Bestimmungsgrenze aus dem SCHTURM-Bericht. Dadurch ergibt sich ein Konzentrationsbereich von 0,05 bis 0,2 $\mu\text{g/l}$. Dieser Bereich schließt die aus der nach der Minimal- und Maximalauswertung erhobenen Konzentrationen des Umweltbundesamtes (2009) als auch den Mittelwert der Kläranlage Wien ein.

3.1.1.2 INDUSTRIELLE DIREKTEINTRÄGE

Die Schwermetalleinträge von österreichischen Industrien werden z.T. im Emissionsregister Oberflächengewässer (EMREG-OW) erfasst. Für die Berichtsjahre 2011, 2012 und 2013 sind die erhobenen Frachten in Tabelle 10 zusammengefasst. Umgerechnet entsprechen diese Frachten Konzentrationen von 0,06 $\mu\text{g/l}$ für Quecksilber, 2,9 $\mu\text{g/l}$ für Blei, 0,08 $\mu\text{g/l}$ für Cadmium und 3,6 $\mu\text{g/l}$ für Nickel. Für die Emissionsabschätzung wurde der Mittelwert der gemeldeten Frachten der verfügbaren Berichtsjahre gebildet und für die weiteren Berechnungen verwendet. Tendenziell liegt hier eine Unterschätzung der Emissionen vor, da in EMREG-OW nicht alle Emittenten und nicht bei allen Emittenten alle Stoffe erfasst werden.

Tabelle 10: Metallfrachten [kg/a] der industriellen Direkteinleiter aus dem EMREG-OW

Parameter	2011	2012	2013	Gemittelter Eintrag
Quecksilber	24	13	19	19
Blei	1284	884	656	941
Cadmium	14	28	32	25
Nickel	1396	1093	1048	1179

3.1.2 DIFFUSE EINTRAGSPFADE

3.1.2.1 URBANE FLÄCHEN

Niederschlagswasser von Straßenverkehrsflächen und versiegelten Flächen in Siedlungsgebieten werden über Misch- oder Trennkanalisation abgeleitet. Dadurch gelangen diese Frachten direkt über die Niederschlagswasserkanalisation oder über die Mischwasserentlastung in die Gewässer.

Im Rahmen des SHTURM-Projektes (Clara *et al.*, 2014b) wurden Messungen in Mischwasserentlastung und Niederschlagswasserkanälen in verschiedenen Siedlungsgebieten Österreichs durchgeführt. Dabei wurden zur Probennahme mengenproportionale Mischproben über ein gesamtes Regenereignis herangezogen. Die Konzentrationen schwanken zum Teil erheblich. (Tabelle 11). Die Werte aus Österreich werden in der Tabelle zudem mit minimalen und maximalen Konzentrationen aus Zentraleuropa, welche von Brombach und Fuchs (2002) veröffentlicht wurden, verglichen. Dabei verdeutlichen die von Brombach und Fuchs (2002) veröffentlichten Konzentrationen den hohen Schwankungsbereich der Konzentrationen in Niederschlagswasser- und Mischwasserkanälen. Die Konzentrationen in der Minimal- und Maximalauswertung aus Clara *et al.* (2014) liegen dabei immer im unteren Bereich der Schwankungsbreite der Werte von Brombach und Fuchs. Da diese Werte von Brombach und Fuchs in einem Zeitraum von 1977 bis 2002 erhoben wurden und sowohl zeitlich als auch räumlich eine geringere Aktualität aufweisen, wurden für die Berechnung der Emissionen über diese Pfade in Österreich die Konzentrationen aus Clara *et al.* (2014b) verwendet.

Tabelle 11: Schwermetallkonzentrationen [$\mu\text{g/l}$] im entlasteten Mischwasser und in Niederschlagswassereinleitungen aus Trennkanalisation für Österreich (Clara *et al.*, 2014b) und Deutschland

Parameter	Clara <i>et al.</i> (2014b) Mischwasser- entlastung		Clara <i>et al.</i> (2014b) Niederschlagswasser aus Trennkanalisation		Brombach und Fuchs, 2002	
	Min	Max	Min	Max	Mischwasser- entlastung	Regenwasser aus Trenn- kanalisation
Quecksilber	0,095	0,095	0,017	0,017	0,01 - 0,1	0,4
Blei	3,8	7,4	1,5	5,2	20 - 232	7 - 2408
Cadmium	0,08	0,09	0,08	0,09	0,3 - 10	0,46 - 30
Nickel	4,2	4,8	1,7	2,6	5 - 87	4 - 426

3.1.2.2 AUSSERURBANE FLÄCHEN

Straßenabwässer im außerurbanen Bereich werden teilweise direkt oder über eine Gewässerschutzanlage in Fließgewässer eingeleitet. Im Rahmen des Projektes SHTURM (Clara *et al.*, 2014) wurden an drei Autobahn- bzw. Straßenabschnitten in Österreich mengenproportionale Mischproben über gesamte Regenereignisse gezogen. Die Messungen wurden jeweils vor und nach einer Gewässerschutzanlage durchgeführt. In Tabelle 12 sind die gemittelten Konzentrationen der Proben vor und nach der Gewässerschutzanlage nach der Minimal- und der Maximalauswertung angegeben.

Zur Verdeutlichung möglicher Schwankungsbreiten sind in Tabelle 12 die maximalen und minimalen Schwermetallkonzentrationen einer statistischen Zusammenfassung von Messungen aus der Schweiz,

Österreich, England und Amerika angeführt (Hürlimann, 2011). Die Konzentration für Quecksilber aus den SHTURM-Daten ist ähnlich hoch wie der Mittelwert von Hürlimann (2011). Bei Blei und Nickel schwanken die Konzentrationen von Hürlimann (2011) deutlich. Die Mittelwerte beider Stoffe liegen im unteren Bereich der Schwankungen. Die von Clara *et al.* (2014b) gemessenen Bereiche für Blei und Nickel liegen etwas unterhalb der Mittelwerte von Hürlimann (2011). Die Cadmiumkonzentrationen aus dem SHTURM-Bericht (Clara *et al.*, 2014b) sind deutlich geringer als der Mittelwert von Hürlimann (2011). Für die Abschätzungen in Österreich wurden die Ergebnisse von Clara *et al.* (2014b) herangezogen, da hier der regionale Bezug gegeben ist.

Tabelle 12: Schwermetallkonzentrationen [$\mu\text{g/l}$] in Straßenabwasser in Österreich (Clara *et al.*, 2014b) und Schweiz

Parameter	Clara <i>et al.</i> (2014b) Straßenabwasser		Hürlimann, 2011	
	Min	Max	Mittelwert	Min-Max
Quecksilber	0,015	0,015	0,037	0,0078 – 0,16
Blei	2,5	5,6	15	1 – 200
Cadmium	0,04	0,07	0,73	0,2 – 30
Nickel	4,3	5,4	11,2	1,1 – 130

3.1.2.3 ATMOSPHERISCHE DEPOSITION

Im Rahmen des SHTURM-Projektes (Clara *et al.*, 2014b) wurden 13 Niederschlagsproben über längere Zeiträume (3 einzelne Regenereignisse – nasse Deposition und 10 mehrmonatige Perioden – gesamte Deposition) in vier Gebieten Österreichs (Bregenz, Linz, Graz und Osten Österreichs) gesammelt. Aus den ermittelten Schwermetallkonzentrationen und dem mittleren Jahresniederschlag von 1112 mm/a wurden die Depositionsraten berechnet. Die Auswertung dieser Raten erfolgte anhand der Minimal- und Maximalauswertung (siehe Kapitel 2.1.3)

In dem Projekt „Cooperative program for monitoring and evaluation of the long range transmission of air pollutants in Europe“ (EMEP, 2014) wurden Quecksilber-, Blei- und Cadmiumdepositionen für Europa in einem 50 x 50km Raster modelliert. In Tabelle 13 sind die Messbereiche und die Häufigkeiten, mit welchen die Messergebnisse in den entsprechenden Bereichen vorliegen, gegeben. Die abgeleiteten mittleren Konzentrationsbereiche ergeben sich aus der Mittelwertbildung der oberen bzw. unteren Messbereichsgrenzen multipliziert mit der Häufigkeit. Für Messwerte unterhalb der BG wurde ein Messbereich von Null bis zur Bestimmungsgrenze angenommen. Für Messwerte > BG wurden die Messwerte eingesetzt.

Tabelle 13: EMEP-Schwermetalldepositionen [g/ha/a] und deren Häufigkeiten aus dem Jahr 2014

Parameter	Häufigkeit [%]	Messbereich [g/ha/a]	Abgeleitete mittlere Konzentrationen für Österreich [g/ha/a]
Quecksilber	7,1	<12	0,16-0,19
	6,6	12-13	
	16,1	13-15	
	18,5	15-18	
	21,5	18-21	
	26,8	21-24	
	3,4	>24	
Blei	1,1	<590	9-11
	14,4	590-740	
	23,7	740-920	
	23,8	920-1100	
	27,6	1100-1400	
	7,7	1400-1800	
	1,1	>1800	
Cadmium	1,1	<13	0,28-0,36
	2,4	13-17	
	9,5	17-22	
	34	22-29	
	29,4	29-38	
	15,9	38-49	
	7,7	>49	

Die Depositionsraten des Umweltbundesamtes (2009b) sind Untersuchungsergebnisse ermittelt aus Schwermetallkonzentrationen (mg/g) in Moosen von 220 Standorten in Österreich. Das Umweltbundesamt (2009c) gibt zudem Hintergrundkonzentrationen in atmosphärischer Deposition aus Langzeituntersuchungen von 1998 bis 2008 am Zöbelboden in Oberösterreich an. Die Autoren geben an, dass für Nickel deutlich höhere Konzentrationen gemessen wurden als an anderen Standorten.

Für die Berechnung der Frachten im Rahmen dieses Projektes wurden die Depositionsraten von Clara *et al.*, 2014 (SCHTURM) verwendet. Für Quecksilber, Cadmium und Nickel liegen die Konzentrationen der anderen Literaturstellen in einem ähnlichen Bereich. Lediglich für Blei werden die Depositionsrate aus der Minimalauswertung von SCHTURM (Clara *et al.*, 2014b) und die maximale Depositionsrate von 11 g/ha/a aus der EMEP-Datenbank verwendet, da diese im Gegensatz zum SCHTURM-Messwert eine gute Übereinstimmung mit den anderen Literaturwerten zeigt.

Tabelle 14: Zusammenfassung der verfügbaren mittleren Schwermetalldepositionsraten [g/ha/a]

Parameter	SCHTURM (Clara <i>et al.</i> , 2014b)		EMEP, 2014		Umweltbundesamt, 2009b	Umweltbundesamt, 2009c
	Min	Max	Min	Max		
Quecksilber	0,16	0,16	0,16	0,19	k.A.	0
Blei	4,3	44	9	11	4,4	9,3
Cadmium	0,21	0,52	0,28	0,36	0,35	0,21
Nickel	4,7	22			2,7	29

3.1.2.4 EROSION

Die mittleren Schwermetallgehalte in Oberböden liegen aus Erhebungen im Rahmen des Bodeninformationssystem BORIS für ganz Österreich vor. Die Messungen aus dem siebten Umweltkontrollbericht (2004) beziehen sich auf eine Oberbodentiefe von 0 bis 20 cm. Die Schwermetallgehalte werden getrennt nach Acker-, Grün- und Waldflächen angegeben. In Tabelle 15 sind die Gehalte angegeben, welche zur Berechnung der Einträge über Erosion verwendet wurden. Für die Berechnungen der Frachten aus landwirtschaftlich genutzten Flächen wurden Mittelwerte aus Grünland und Ackerboden gebildet.

Tabelle 15: Schwermetallgehalte [mg/kg] in Oberböden

Parameter	Acker	Grünland	Wald
Quecksilber	0,14	0,12	k.A.
Blei	17	29	40
Cadmium	0,2	0,27	0,22
Nickel	44	38	30

3.1.2.5 GRUNDWASSER

Zum Vorkommen von Schwermetallen im Grundwasser wurde auf die Messungen von 2006 bis 2010 der Gewässerzustandsüberwachung GZÜV (Umweltbundesamt, 2012) zurückgegriffen. Hier werden Schwermetallkonzentrationen bis zu vier Mal pro Jahr in über 2000 Messstellen in Österreich gemessen. In Tabelle 16 sind die Messbereiche und die Häufigkeit der Ergebnisse zusammengefasst. Für Quecksilber, Blei und Cadmium liegen über 98% der Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze. Um diese Daten quantitativ berücksichtigen zu können, wurden zwei Mittelwertbildungen durchgeführt. Für den unteren Mittelwert wurden Messwerte $< BG = 0$ bzw. der unteren Bestimmungsgrenze des Konzentrationsbereiches aus Umweltbundesamt (2012; siehe Tabelle 16) angesetzt. Für den oberen Mittelwert wurde mit Messwerten $< BG = BG$ bzw. dem oberen Schwellenwert des Konzentrationsbereiches gerechnet. Durch Multiplikation mit der entsprechenden Häufigkeit und Mittelwertbildung ergeben sich die in Tabelle 16 zusammengefassten Bereiche, welche im Weiteren für die Berechnung der Eintragsfrachten über das Grundwasser (inklusive Interflow) in die Fließgewässer verwendet wurden.

Tabelle 16: Schwermetallkonzentrationen [$\mu\text{g/l}$] und deren Häufigkeit in Grundwasser (Umweltbundesamt, 2012)

Parameter	Häufigkeit [%]	Messbereich [$\mu\text{g/l}$]	Abgeleitete mittlere Konzentrationen für Österreich [$\mu\text{g/l}$]
Quecksilber	99,95	< 0,1	0,0002 – 0,1
	0	0,1 – 0,2	
	0,05	0,2 – 0,6	
Blei	98	< 0,5	0,015 – 0,55
	1,7	0,5 - 2,125	
	0,3	2,125 – 6,375	
Cadmium	99,01	< 0,1	0,0015 – 0,11
	0,94	0,1 – 1,1	
	0,05	1,1 – 3,3	
Nickel	76,3	< 0,5	0,3 – 1,7
	20,8	0,5 – 4,375	
	2,3	4,375 – 13,125	
	0,2	13,125 – 18	
	0,4	> 18	

Tabelle 17: Schwermetallkonzentrationen [$\mu\text{g/l}$] der GZÜV im Vergleich mit Messungen aus Clara et al. (2014a und b) und Fuchs et al. (2010)

Parameter	Umweltbundesamt, 2012	SCHTURM (Clara et al., 2014b)	Dornbirner Ach (Clara et al., 2014a)	Fuchs et al. (2010)
Quecksilber	0,0002 – 0,1	0,0047 – 0,005	0,0025 – 0,0027	0,005
Blei	0,015 – 0,55	2,4 – 2,8	0,14 – 0,69	0,11
Cadmium	0,0015 – 0,11	0,15 – 0,16	0,0017 – 0,02	0,02
Nickel	0,3 – 1,7	1,5 – 2,6	0,8 – 1,3	3,4

Der hohe Schwankungsbereich gibt die Unsicherheit dieser Daten wieder, die sich aus der Vielzahl der Messungen unterhalb der Bestimmungsgrenze ergibt. Die berechnete Konzentration ist in diesen Fällen lediglich durch die verwendete Konvention und die vorliegenden Bestimmungsgrenzen definiert. Die Ableitung quantitativer Konzentrationsangaben aus dieser Datenbasis ist daher mit großen Unsicherheiten behaftet. Sie stellt jedoch eine geeignete Möglichkeit dar, die Ergebnisse der GZÜV-Untersuchungen für eine quantitative Auswertung für Gesamtösterreich zu nutzen.

In Tabelle 17 werden die aus den GZÜV Messungen abgeleiteten Konzentrationsbereiche Messungen aus dem Bericht „Emissionsmodellierung ausgewählter organischer und anorganischer Parameter im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach“ (Clara et al., 2014a) und aus dem Projekt SCHTURM (Clara et al., 2014b) gegenübergestellt. Bei diesen Untersuchungen wurde nur eine geringe Anzahl von

Grundwasserproben untersucht, dabei jedoch Bestimmungsmethoden mit deutlich geringerer Nachweis- und Bestimmungsgrenze angewandt. Bei Quecksilber liegen vor allem die Obergrenzen mit 0,005 und 0,027 µg/l aus dem SHTURM- und Dornbirner Ach-Bericht weit unterhalb der ermittelten Obergrenze der GZÜV-Daten, welche 0,1 µg/l beträgt und sich nur aus der Bestimmungsgrenze für Quecksilber in diesem Monitoringprogramm ergibt. Auch Fuchs *et al.* (2010) geben als Grundwasser-Konzentration in Deutschland einen Quecksilbermittelwert von weniger als 0,01 µg/l an und verwenden für ihre Frachtberechnung die halbe Bestimmungsgrenze. Die mittlere Bleikonzentration für Deutschland liegt bei 0,11 µg/l und entspricht derselben Größenordnung wie die berechnete Untergrenze von Clara *et al.* (2014a). Im Zuge von SHTURM (Clara *et al.*, 2014b) wurden 5 Grundwasserproben untersucht. In vier dieser fünf Proben war Blei bei einer Nachweisgrenze von 0,5 µg/l nicht nachweisbar und in einer Probe wurde ein Extremwert von 12 µg/l gemessen, der den Mittelwert sehr stark beeinflusst. Im Falle von Cadmium ist der Schwankungsbereich sehr groß. Die Cadmium-Konzentration in Deutschland liegt in derselben Größenordnung wie die Obergrenze aus dem Dornbirner Ach-Bericht (Clara *et al.*, 2014a). Der Bereich der GZÜV-Daten für Nickel ähnelt dem ermittelten Bereich der Dornbirner Ach. Fuchs *et al.* (2010) berichten eine ähnlich hohe Nickelkonzentration wie Clara *et al.* (2014b). Für die Berechnung der Schwermetallfrachten für Gesamtösterreich werden in einem ersten Schritt die Konzentrationsbereiche der GZÜV (Umweltbundesamt, 2014) verwendet, da es sich hierbei um den einzigen österreichweiten Datensatz handelt. In einem zweiten Schritt wird jedoch die Spannweite des Konzentrationsbereiches an Hand der Daten der Dornbirner Ach und des Projektes SHTURM eingengt.

3.1.2.6 OBERFLÄCHENABFLUSS

Für die Schwermetalle liegen keine gemessenen Konzentrationen für den Oberflächenabfluss von unbefestigten Flächen vor. Bei den Emissionsberechnungen von Schwermetallen in die Dornbirner Ach (Clara *et al.*, 2014a) wurden gemessene Konzentrationen der Riedbäche bei Trocken- und Regenwetter verwendet, da angenommen wurde, dass der Abfluss bei Trockenwetter über das Grundwasser gespeist wird und damit der Konzentration des Grundwassers entspricht. Bei Regenwetter setzt sich der Abfluss aus Grundwasser und Oberflächenabfluss zusammen. Die bei Regenwetter gezogenen Proben wurden filtriert und als Konzentrationen für den Oberflächenabfluss genutzt. In Tabelle 18 sind die ermittelten Konzentrationen zusammengefasst. Diese Konzentrationen können aber nur auf das Einzugsgebiet der Dornbirner Ach bezogen werden und sind nicht für gesamt Österreich anwendbar. Fuchs *et al.* (2010) messen Schwermetallkonzentrationen in der nassen Deposition und verwenden diese als Angaben für den Oberflächenabfluss. Die Daten liegen für die Jahre 1993-2004 vor. In Tabelle 18 sind jeweils die maximalen und minimalen Konzentrationen in diesem Zeitraum zusammengefasst. Verglichen mit den Quecksilber- und Cadmiumkonzentrationen von Clara *et al.* (2014a) sind die Konzentrationen von Fuchs *et al.* (2010) um eine Größenordnung höher. Die angegebenen Bleikonzentrationen von Fuchs *et al.* (2010) liegen innerhalb der Konzentrationsspanne von Clara *et al.* (2014a), welche eine Schwankungsbreite von einer Zehnerpotenz aufweist. Clara *et al.* (2014a) ermittelten eine minimale Nickelkonzentration von 0,9 µg/l, die der maximalen Nickelkonzentration von Fuchs *et al.* (2010) entspricht. In Ermangelung besserer Information wird für alle Schwermetalle auf den Konzentrationsbereich des Grundwassers vom Umweltbundesamt (2012) (Tabelle 17) zurückgegriffen, welche in ihrem Schwankungsbereich auch die Werte für den Oberflächenabfluss aus Tabelle 18 weitgehend umfassen.

Tabelle 18: Schwermetallkonzentrationen [$\mu\text{g/l}$] im Birkengraben bei Regenwetter (Clara et al., 2014a) und in der nassen Deposition (Fuchs et al., 2010)

Parameter	Dornbirner Ach (Clara et al., 2014a)		Fuchs et al., (2010)
	Min	Max	
Quecksilber	0,002	0,0021	0,01-0,02
Blei	0,33	3,5	1,02-2,24
Cadmium	0,0033	0,035	0,03-0,14
Nickel	0,9	2,1	0,26-0,85

3.1.2.7 DRAINAGEN

Fuchs *et al.* (2010) verwenden für die Berechnungen der Schwermetalleinträge aus Drainagen Sickerwasserkonzentrationen, welche aus 340 Sickerwasserproben von verschiedenen Standorten in Deutschland bestimmt wurden. Im Rahmen des Projektes der Emissionsabschätzung im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach wurden Messungen in Drainagegräben bei Trockenwetter erhoben. Die Konzentrationen zeigten eine gute Übereinstimmung mit den Konzentrationen des Grundwassers. Es wurde die Annahme getroffen, dass die Drainagen (Birkengraben) bei Trockenwetter über Grundwasserzufluss gespeist werden. In Tabelle 19 sind die Messungen der Dornbirner Ach den Ergebnissen aus Fuchs *et al.* (2010) und Grundwasserkonzentrationen Österreichs gegenübergestellt.

Die Grundwasserdaten des Umweltbundesamtes 2012 zeigen eine gute Übereinstimmung mit den gemessenen Sickerwasserwerten in Deutschland und den Ergebnissen der Drainagen im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach. Lediglich bei Nickel sind in Deutschland höhere Konzentrationen ermittelt worden. Der Konzentrationsbereich der Drainagegräben und die des Grundwassers zeigen ebenfalls eine gute Übereinstimmung. Für die österreichweite Abschätzung wird deshalb auf die Grundwasserdaten des Umweltbundesamtes (2012) zurückgegriffen.

Tabelle 19: Schwermetallkonzentrationen [$\mu\text{g/l}$] im Birkengraben bei Trockenwetter, im Sickerwasser Deutschlands und im Grundwasser Österreichs

Parameter	Fuchs et al., 2010	Dornbirner Ach (Clara et al., 2014a)		Umweltbundesamt, 2012	
		Min	Max	Min	Max
Quecksilber	< 0,14	0,0025	0,0027	0,0002	0,1
Blei	0,28	0	0,5	0,015	0,55
Cadmium	0,14	0,0017	0,02	0,0015	0,11
Nickel	8,9	0,2	2,0	0,3	1,7

3.1.3 ZUSAMMENFASSUNG METALLE

In Tabelle 20 sind die für die Berechnung der Frachten verwendeten Konzentrationen zusammengefasst.

Tabelle 20: Zusammenfassung der für die Frachtenberechnung verwendeten Schwermetallkonzentrationen in den verschiedenen Eintragspfaden.

Parameter	Kommunale Kläranlagen	Industrielle Direkteinleiter	Trennkanalisation	Mischwasser-entlastung	Außerurbane Flächen	Atmosphärische Deposition	Grundwasser	Oberflächenabfluss	Drainagen	Erosion Acker-/Grünland	Wald
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/kg	
Quecksilber	0,01 – 0,06	0,06	0,017 – 0,017	0,095 – 0,095	0,015–0,015	0,01	0,0002 – 0,1	0,0002 – 0,1	0,0002 – 0,1	0,13	0
Blei	1 – 1,3	2,9	1,5 – 5,2	3,8 – 7,4	2,5–5,6	0,38-4	0,015 – 0,55	0,015 – 0,55	0,015 – 0,55	23	40
Cadmium	0,05 – 0,2	0,08	0,08 – 0,09	0,08 – 0,09	0,04–0,07	0,02-0,05	0,0015 – 0,11	0,0015 – 0,11	0,0015 – 0,11	0,24	0,22
Nickel	5,5 – 5,5	3,6	1,7 – 2,6	4,2 – 4,8	4,3–5,4	0,79-3,9	0,3 – 1,7	0,3 – 1,7	0,3 – 1,7	41	30

3.2 POLYZYKLISCHE AROMATISCHE KOHLENWASSERSTOFFE (PAK)

3.2.1 PUNKTFÖRMIGE EINTRAGSPFADE

3.2.1.1 KOMMUNALE KLÄRANLAGEN

2007 und 2008 wurden Konzentrationsmessungen an den Abläufen verschiedener Kläranlagen in Österreich durchgeführt. Gemessen wurden die PAKs Naphtalin, Fluoranthen, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Anthracen, Benzo(a)pyren, Benzo(g,h,i)perylen und Indeno(1,2,3-c,d)pyren. In allen Proben waren die jeweiligen Stoffe nicht nachweisbar.

Tabelle 21: PAK-Konzentrationen [$\mu\text{g/l}$] im Ablauf kommunaler Kläranlagen

Parameter	SCHTURM (Clara <i>et al.</i> , 2014b)	Dornbirner Ach (Clara <i>et al.</i> , 2014a)	Gemittelte Konzentration
Acenaphthen	0-0,0050	0,01-0,01	0,005-0,007
Acenaphthylen	0-0,0043	0-0,001	0-0,0043
Anthracen	0-0,017	0-0,001	0-0,0088
Benzo(a)anthracen	0-0,00066	0-0,001	0-0,0008
Benzo(a)pyren	0-0,0099	0-0,001	0-0,0055
Benzo(b)fluoranthen	0-0,0033	0-0,001	0-0,0022
Benzo(g,h,i)perylen	0,0005-0,0009	0-0,001	0,0002-0,0009
Benzo(k)fluoranthen	0-0,0033	0-0,001	0-0,0022
Chrysen	0-0,00099	0-0,001	0,0002-0,0012
Dibenzo(a,h)anthracen	0-0,0023	0-0,001	0-0,0016
Fluoranthen	0-0,017	0,0027-0,0042	0,0013-0,01
Fluoren	0,0028-0,0084	0,011	0,0067-0,0095
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	0,0005-0,0008	0-0,001	0,0002-0,0009
Naphthalin	0-0,66	0,013	0,006-0,33
Phenanthren	0,009	0,018	0,013-0,013
Pyren	0,0022-0,0055	0,0013-0,004	0,002-0,004
Σ PAK ₁₅	0,015-0,088	0,043-0,056	0,029-0,072

Bei Messungen im Rahmen des SCHTURM-Projektes (Clara *et al.*, 2014b) wurden ebenfalls PAK Konzentrationen bei den Kläranlagen Linz und Hofsteig mit geringeren Nachweis- bzw. Bestimmungsgrenzen gemessen. Von den jeweils sechs Messungen lagen Chrysen, Fluoren und Pyren nie, Benzo(g,h,i)perylen einmal und Indeno(1,2,3-c,d)pyren zweimal oberhalb der Bestimmungsgrenze. Lediglich Phenanthren konnte fünfmal nachgewiesen und quantitativ bestimmt werden. Auch im Rahmen der „Emissionsmodellierung ausgewählter organischer und anorganischer Parameter im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach“ (Clara *et al.*, 2014a) wurden PAK-Messungen an den Kläranlagen Hohenems und Dornbirn durchgeführt. In Tabelle 21 sind die Ergebnisse zusammengefasst. Bei den Frachtberechnungen für die einzelnen PAKs wurden die Konzentrationen aus dem SCHTURM-Bericht (Clara *et al.*, 2014a) und der Emissionsmodellierung der Dornbirner Ach nach der Minimal- und Maximalvariante ausgewertet (Kapitel 2.1.3) und gemittelt.

Da die Bestimmungsgrenze von Naphthalin mit 0,66 µg/l deutlich höher liegt als jene der anderen PAKs, würde eine Berücksichtigung der auf Basis der gewählten Vorgangsweise abgeleiteten Naphthalin-Konzentration die Summe der PAKs in unrealistischer Weise dominieren. Aus diesem Grund wird Naphthalin bei der Summenbetrachtung der PAKs nicht berücksichtigt und die $\sum \text{PAK}_{15}$ angegeben.

Für die Berechnung der Emissionen aus Kläranlagen wurden die Konzentrationen aus dem SHTURM-Bericht von Clara *et al.* (2014) verwendet, da die Kläranlagen Linz und Hofsteig einen guten Durchschnitt von städtisch und ländlich geprägten Regionen darstellen und der Schwankungsbereich der Ergebnisse auch jenen aus den Untersuchungen an der Dornbirner Ach umfasst.

3.2.1.2 INDUSTRIELLE DIREKTEINTRÄGE

Für industrielle Einträge der PAKs Anthracen, Benzo(g,h,i)perylen, Fluoranthen, Naphthalin und die Summe der PAKs liegen jährliche Frachten im Emissionsregister Oberflächengewässer (EMREG-OW) vor. Für die Berechnungen werden die gemittelten Frachten der Jahre 2011 bis 2013 genutzt (Tabelle 22). Mit den vom EMREG-OW erhobenen Abflüssen wird eine PAK_{15} -Konzentration von 0,05 µg/l berechnet. Da aber nicht alle industriellen Emittenten PAKs berichten müssen und auch nicht alle Betriebe im EMREG-OW erfasst sind, werden die tatsächlich emittierten Frachten unterschätzt.

Tabelle 22: PAK-Frachten [kg/a] der industriellen Direkteinleiter aus dem EMREG-OW

Parameter	2011	2012	2013	Gemittelter Eintrag
Anthracen	1,1	0,86	0,57	0,85
Benzo(g,h,i)perylen	0,37	0,2	0,1	0,22
Fluoranthen	3	1,6	1,5	2,04
Naphthalin	3,1	1,7	0,75	1,85
$\sum \text{PAK}_{15}$	28	16	19	21

3.2.2 DIFFUSE EINTRAGSPFADE

3.2.2.1 URBANE FLÄCHEN

Die Konzentrationen für die Mischwasserentlastung und Niederschlagswasser aus Trennkanalisation stammen aus dem SHTURM-Bericht (Clara *et al.*, 2014b). Die in Tabelle 23 gegebenen Konzentrationen sind Mittelwerte entsprechend der Maximal und Minimalauswertung (Kapitel 2.2)

Die Mischwasserproben wurden an drei verschiedenen Standorten in Österreich gezogen. Teilweise wurden die Proben im Zulauf zum Mischwasserüberlaufbecken genommen, welche in SHTURM als rohe Mischwasserkonzentrationen bezeichnet werden. Die Proben im Ablauf der Becken werden als behandeltes Mischwasser bezeichnet. Bei einem Mischwasserkanal erfolgt die Entlastung nach der Vorklärung. Die Angaben in Tabelle 23 sind Mittelwerte aller Mischwasserproben.

Die Proben aus der Trennkanalisation wurden in Hofsteig und im Osten Österreichs genommen. Von jeweils sechs Proben waren Benzo(a)anthracen, Benzo(g,h,i)perylen und Chrysen zweimal oberhalb der Bestimmungsgrenze. Pyren konnte dreimal und Phenanthren viermal quantifiziert werden. Indeno(1,2,3-

c,d)pyren konnte von sechs Proben einmal nachgewiesen werden. Acenaphthen lag in drei Proben oberhalb der Nachweisgrenze. Die restlichen PAKs konnten in keiner Probe nachgewiesen werden.

3.2.2.2 AUSSERURBANE FLÄCHEN

Tabelle 23: PAK-Konzentrationen [$\mu\text{g/l}$] im Mischwasserüberlauf, Niederschlagswassereinleitung aus Trennkanalisation und in Abläufen von Außerurbanen Straßen (Clara et al., 2014b)

Parameter	Mischwasserentlastung		Niederschlagswassereinleitung aus Trennkanalisation		Außerurbane Straßen	
	n (n>BG)		n (n>BG)		n (n>BG)	
Acenaphthen	12 (3)	0,0045-0,008	6 (-)	0,003-0,007	15 (-)	0,0003-0,005
Acenaphthylen	12 (-)	0-0,004	6 (-)	0-0,004	15 (-)	0-0,004
Anthracen	12 (-)	0,002-0,019	6 (-)	0-0,017	15 (-)	0-0,017
Benzo(a)anthracen	12 (10)	0,0039-0,004	6 (2)	0,0005-0,001	15 (7)	0,0036-0,0039
Benzo(a)pyren	12 (-)	0-0,0099	6 (-)	0-0,01	15 (1)	0,002-0,012
Benzo(b)fluoranthren	12 (1)	0,0012-0,0042	6 (-)	0-0,003	15 (2)	0,003-0,006
Benzo(g,h,i)perylen	12 (4)	0,0021-0,0022	6 (2)	0,0006-0,001	15 (10)	0,0036-0,0038
Benzo(k)fluoranthren	12 (-)	0,0007-0,004	6 (-)	0-0,003	15 (1)	0,002-0,005
Chrysen	12 (10)	0,0066-0,0068	6 (2)	0,001-0,002	15 (9)	0,0045-0,0048
Dibenzo(a,h)anthracen	12 (-)	0-0,0023	6 (-)	0-0,002	15 (1)	0,001-0,003
Fluoranthren	12 (-)	0,0052-0,011	6 (-)	0-0,017	15 (2)	0,011-0,025
Fluoren	12 (2)	0,0034-0,0083	6 (-)	0-0,006	15 (-)	0,001-0,006
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	12 (9)	0,0016-0,0017	6 (1)	0,0004-0,0008	15 (8)	0,0026-0,0028
Naphthalin	12 (-)	0-0,66	6 (-)	0-0,66	15 (-)	0-0,66
Phenanthren	12 (11)	0,014-0,017	6 (4)	0,005-0,005	15 (13)	0,011-0,011
Pyren	12 (8)	0,014-0,015	6 (3)	0,004-0,006	15 (7)	0,013-0,015
Σ PAK ₁₅		0,06-0,12		0,015-0,085		0,06-0,12

Straßenabwässer aus außerurbanen Bereichen werden teilweise direkt oder über eine Gewässerschutzanlage in Fließgewässer eingeleitet. Im Rahmen des Projektes SHTURM (Clara et al., 2014b) wurden an drei Autobahn- bzw. Straßenabschnitten in Österreich mengenproportionale Mischproben über ganze Regenereignisse gezogen. Die Messungen wurden jeweils vor und nach einer Gewässerschutzanlage erhoben. Vor der Gewässerschutzanlage konnten die PAKs Chrysen, Phenanthren und Pyren in allen Proben nachgewiesen werden. Am Ablauf der Gewässerschutzanlage lagen auch diese drei PAKs unterhalb der Nachweisgrenze. In Tabelle 23 sind die ermittelten Konzentrationen sowohl vor, als auch nach der Gewässerschutzanlage angegeben (Minimal- und Maximalauswertungsprinzip, siehe Kapitel 2.1.3).

3.2.2.3 ATMOSPHERISCHE DEPOSITION

Tabelle 24: PAK-Depositionsraten [g/ha/a] für Österreich (Clara *et al.*, 2014b) und den alpinen Raum (Offenthaler *et al.*, 2010)

Parameter	SCHTURM (Clara <i>et al.</i> , 2014b)	Offenthaler <i>et al.</i> , 2009		
		Sonnblick	Zugspitze	Weisfluh
Acenaphthen	0,017 – 0,072	0-0,017	0-0,035	0-0,0085
Acenaphthylen	0 – 0,048	0-0,018	0,021	0-0,024
Anthracen	0 – 0,19	0-0,062	0-0,40	0-0,012
Benzo(a)anthracen	0,005 – 0,01	0,0014-0,31	0,011-0,25	0,0053-0,073
Benzo(a)pyren	0 – 0,11	0,0015-0,26	0,014-0,13	0,0067-0,10
Benzo(b)fluoranthren	0 – 0,037	0,0035-0,52	0,030-0,20	0,014-0,16
Benzo(g,h,i)perylen	0,0029 – 0,008	0,0022-0,22	0,022-0,13	0,011-0,082
Benzo(k)fluoranthren	0 – 0,037	0,00095-0,16	0,012-0,18	0,0056-0,064
Chrysen	0,013 – 0,022	0,0026-0,35	0,031-0,34	0,016-0,16
Dibenzo(a,h)anthracen	0 – 0,026	0,00051-0,043	0,0036-0,17	0,002-0,019
Fluoranthren	0 – 0,19	0,0045-0,63	0,060-0,32	0,033-0,23
Fluoren	0,0096 – 0,07	0-0,044	0,015-0,28	0,0072-0,022
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	0,003 – 0,008	0,0021-0,23	0,019-0,14	0,01-0,091
Naphthalin	0 – 7,3	0,0055-1,2	0-1,2	0,10-1,0
Phenanthren	0,03 – 0,04	0,0038-0,43	0,023-0,32	0,036-0,18
Pyren	0,014 – 0,049	0,0038-0,51	0,044-0,22	0,025-0,17
∑ PAK₁₅	0,096-0,92	0,033-2,8	0,49-1,3	0,31-0,5

Im Rahmen des SCHTURM-Projektes (Clara *et al.*, 2014b) wurden 13 Niederschlagsproben über längere Zeiträume (3 einzelne Regenereignisse – nasse Deposition und 10 mehrmonatige Perioden – gesamte Deposition) in vier Gebieten Österreichs (Bregenz, Linz, Graz und Osten Österreichs) gesammelt. Daraus wurden minimale und maximale Konzentrationen für die atmosphärische Deposition ermittelt, welche im Weiteren mit einem durchschnittlichen Jahresniederschlag von 1112 mm in Depositionsraten umgerechnet worden sind (siehe [Tabelle 24](#)). Des Weiteren sind Depositionsraten für den alpinen Raum aus dem Projekt MONARPOP (Monitoring Network in the Alpine Region for Persistent and other Organic Pollutants) von Offenthaler *et al.* (2010) verfügbar, welche sich auf den Weisfluh (CH), Sonnblick (AT) und die Zugspitze (DE) beziehen und damit Hintergrundbelastungen darstellen.

Aus den Angaben wird deutlich, dass die Depositionsraten örtlich sehr stark schwanken können. Im Vergleich zu den in [Tabelle 24](#) dargestellten Ergebnissen beträgt die Depositionsrate in Baden-Württemberg für die Summe der PAKs 4,2 g/ha/a (Fuchs *et al.*, 2010). Für Österreich geben Fuchs *et al.* (2010) eine Rate von 5,1 g/ha/a für die Summe aller PAKs inklusive Naphthalin an und liegt damit um eine Größenordnung über den Raten in [Tabelle 24](#).

Die Sammelproben aus Clara *et al.* (2014b) stellen eine gute Abschätzung der Gesamtdeposition dar. Zugleich wurden die Proben an vier Standorten in Österreich (Norden, Osten, Süden und Westen) gesammelt, womit ein guter Durchschnitt für Gesamtösterreich dargestellt wird. Daher wurde für die weiteren Berechnungen auf diese Daten zurückgegriffen.

3.2.2.4 EROSION

Die Konzentrationen der PAKs in Böden wurden Auswertungen des Bodeninformationssystem BORIS (Freudenschuss *et al.*, 2010) und dem Bericht MONARPOP (Offenthaler *et al.*, 2009) entnommen. Freudenschuss *et al.* (2010) geben Konzentrationen der PAKs in Grünlandböden für eine Tiefe von 0-5 cm und 5-10 cm an. Für die Berechnung der Frachten wurden die Summe aller PAK₁₅ über die Bodentiefen gemittelt. Daraus ergibt sich ein Gehalt von 0,014 – 0,49 mg PAK₁₅/kg. Fuchs *et al.* (2010) geben für Deutschland eine mittlere Konzentration von 0,2 mg/kg, und für die Schweiz, Lichtenstein und Österreich einen Gehalt von 0,19 mg/kg für Ackerböden an. Die Daten für PAK Gehalte in Waldböden wurden aus MONARPOP entnommen. Diese Daten liegen für eine Bodentiefe von 0-20 cm vor. Der Gehalt an PAKs in Waldböden beträgt 0,065 - 0,51 mg PAK₁₅/kg. Der Oberbodengehalt in deutschen Waldböden beträgt gemäß Fuchs *et al.* (2010) 0,4 mg/kg. Die Emissionen werden mit der Schwankungsbreiten von 0,014 – 0,49 mg PAK₁₅/kg für Ackerböden und 0,065 - 0,51 mg PAK₁₅/kg für Waldböden gerechnet, welche sich aus den BORIS- und MONARPOP-Daten ergeben und gut mit den Werten von Fuchs *et al.* (2010) übereinstimmen.

Tabelle 25: PAK-Gehalte [$\mu\text{g}/\text{kg}$] in Oberböden

Parameter	Freudenschuss <i>et al.</i> , 2010		Offenthaler <i>et al.</i> , 2009
	Grünland 0-5 cm	Grünland 5-10 cm	Waldboden 0-20 cm
Acenaphthen	0-1,4	0-0,99	0-2
Acenaphthylen	0,24-3,7	0,6-2,3	0-1,9
Anthracen	0-8,2	0,26-5,2	0-3
Benzo(a)anthracen	0,-44	0,6-28	1,4-15
Benzo(a)pyren	0-56	0,7-40	1,9-19
Benzo(b)fluoranthen	0,7-47	1,8-33	5,6-120
Benzo(g,h,i)perylen	2,2-60	3,2-41	4,7-25
Benzo(k)fluoranthen	0,49-35	0,49-23	2,1-26
Chrysen	1,1-55	1,6-36	6-73
Dibenzo(a,h)anthracen	1,8-17	1,8-13	11-93
Fluoranthen	0-92	1,9-61	10-69
Fluoren	0-1,7	0,35-0,92	0-3,2
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	1,9-46	2,4-32	5-48
Naphthalin	5,5-14	2,5-21	1,7-10
Phenanthren	0-31	1,6-19	7,8-39
Pyren	1,3-69	1,7-51	9-61
Σ PAK ₁₅	10-567	19-386	65-514

3.2.2.5 GRUNDWASSER

Da keine Messungen der PAK-Konzentrationen im Rahmen der österreichweiten Grundwasserüberwachung (GZÜV) vorliegen, wurde auf die Grundwasserdaten aus Clara *et al.* (2014b)

zurückgegriffen. In dem Projekt SHTURM (Clara *et al.*, 2014b) wurden fünf Grundwassermessstellen beprobt. In keiner der Proben konnten PAKs nachgewiesen werden mit Ausnahme von Phenanthren. Dadurch unterliegt die Emissionsabschätzung hohen Unsicherheiten. Wie bei allen SHTURM-Konzentrationen wurden auch die Grundwasserkonzentrationen nach dem Minimal- und Maximalprinzip ausgewertet (siehe Kapitel 2.1.3). Die Konzentration für die Gesamt-PAK₁₅ ohne Naphthalin liegt demnach in einem Bereich von 0,001 – 0,06 µg/l. Fuchs *et al.* (2010) geben für Deutschland eine Konzentration von 0,02 µg/l an, weisen aber darauf hin, dass in unbeeinflussten Gebieten mit deutlich geringeren Werten zu rechnen ist. Der Grund für die geringen Konzentrationen im Grundwasser liegt bei den physikalisch-chemischen Eigenschaften der PAKs. Durch das hohe Adsorptionspotential ist mit keiner hohen Konzentration der PAKs im Grundwasser zu rechnen.

In Tabelle 26 sind die Auswertungen aus dem SHTURM-Bericht (Clara *et al.*, 2014b) und die Angaben aus der Emissionsabschätzung im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach (Clara *et al.*, 2014a) in µg/l aufgeführt. Die Konzentration der Summe an PAKs von Clara *et al.* (2014a) liegt in dem ermittelten Bereich von Clara *et al.* (2014b). Des Weiteren werden nachgewiesene Hintergrundkonzentrationen von PAK im alpinen Raum Deutschlands dargestellt (Schramm, 2008). Es ist zu sehen, dass die Grundwasserkonzentrationen im alpinen Raum Deutschlands deutlich unterhalb der oberen Konzentrationen von Clara *et al.* (2014b) liegen.

Für die Emissionsabschätzung werden, aufgrund der Nachweisbarkeit, die Konzentrationen von Schramm (2008) als Untergrenze verwendet. Für die Obergrenze wird auf die Messungen im Rahmen des SHTURM-Projektes zurückgegriffen (Clara *et al.*, 2014b). Der Konzentrationsbereich für die Summe PAK₁₅ erstreckt sich dann von 0,0017 – 0,06µg/l.

Tabelle 26: PAK-Konzentrationen [µg/l] in Grundwasser

Parameter	SHTURM (Clara <i>et al.</i> , 2014b)	Dornbirner Ach (Clara <i>et al.</i> , 2014a)	Schramm, 2008
Acenaphthen	0 – 0,005	0-0,0010	0,000152
Acenaphthylen	0 – 0,005	-	0,0000081
Anthracen	0 – 0,002	0,00080-0,0010	0,000085
Benzo(a)anthracen	0 – 0,0007	0-0,0010	0,000028
Benzo(a)pyren	0 – 0,0099	0,0012-0,0012	0,000019
Benzo(b)fluoranthren	0 – 0,0033	0,00083-0,0010	0,000027
Benzo(g,h,i)perylen	0 – 0,0005	0,00043-0,0010	0,000018
Benzo(k)fluoranthren	0 – 0,0033	0,0012-0,0012	0,000015
Chrysen	0 – 0,00099	0-0,0010	0,0001
Dibenzo(a,h)anthracen	0 – 0,002	0-0,0010	0,0000014
Fluoranthren	0 – 0,017	0,00067-0,0010	0,00033
Fluoren	0 – 0,0056	0-0,0010	0,00016
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	0 – 0,0005	0-0,0010	0,0000086
Naphthalin	0 – 0,66	0,0068-0,0078	0,000015
Phenanthren	0,0013 – 0,0026	0,0011-0,0010	0,00032
Pyren	0 – 0,0033	0,0015-0,0010	0,00038
∑ PAK₁₅	0,0013 – 0,06	0,015-0,023	0,0017

3.2.2.6 OBERFLÄCHENABFLUSS

Fuchs *et al.*, (2010) verwenden bei der deutschlandweiten Abschätzung der Emissionen durch Oberflächenabflüsse eine Konzentration von 0,011 µg/l Σ PAK. Dieser Wert entspricht der niedrigsten erfassten Konzentration an PAKs in Niederschlagswasser. Die Autoren greifen auf diesen Wert zurück, da PAKs schlecht wasserlöslich sind und sich durch ihr hohes Adsorptionspotential an Bodenpartikeln anreichern.

Im Rahmen der Emissionsabschätzung im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach (Clara *et al.*, 2014a) wurden Proben in Riedbächen bei Trockenwetter und Regenwetter genommen Kapitel 3.1.2.6. Die PAK Konzentrationen schwanken zwischen 0,0087 – 0,019 µg/l. Da dieser Konzentrationsbereich aber nur regional auf die Dornbirner Ach bezogen werden kann, wird für die österreichweite Abschätzung auf die Grundwasserkonzentrationen von 0,0017 – 0,06 µg/l zurückgegriffen.

3.2.2.7 DRAINAGEN

Bei der Modellierung der PAK-Einträge über Drainagen verwenden Fuchs *et al.* (2010) die Konzentrationen des Grundwassers. Bei Messungen der PAKs in Riedbächen im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach (Clara *et al.*, 2014a) wurden ähnliche Konzentrationen wie im Grundwasser gemessen. Für die österreichweite Abschätzung der Emissionen über diesen Eintragspfad werden die Grundwasserkonzentrationen verwendet.

3.2.3 ZUSAMMENFASSUNG POLYZYKLISCHE AROMATISCHE KOHLENWASSERSTOFFE

In der folgenden Tabelle werden die zur Abschätzung der Frachten verwendeten Konzentrationen nach Eintragspfad zusammengefasst.

Tabelle 27: Zusammenfassung der für die Frachtberechnung verwendeten PAK-Konzentrationen in den verschiedenen Eintragspfaden.

Parameter	Kommunale Kläranlagen	Industrielle Direkt-einleiter	Trenn-kanalisation	Mischwasser-entlastung	Außerurbane Flächen	Atmosph. Deposition	Grundwasser	Oberflächen-abfluss	Drainage	Erosion Acker-/ Grünland Wald	
Einheit	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/kg	
Acenaphthen	0,005-0,007		0,003-0,007	0,0045-0,008	0,0003-0,005	0,0015-0,0065	0,000152-0,005	0,000152-0,005	0,000152-0,005	0-1,2	0-2
Acenaphthylen	0-0,0043		0-0,004	0-0,004	0-0,004	0-0,0043	0,0000081-0,005	0,0000081-0,005	0,0000081-0,005	0,42-3	0-1,9
Anthracen	0-0,0088		0-0,017	0,002-0,019	0-0,017	0,017	0,000085-0,002	0,000085-0,002	0,000085-0,002	0,13-6,7	0-3
Benzo(a)anthracen	0-0,0008		0,0005-0,001	0,0039-0,004	0,0036-0,0039	0,0004-0,0009	0,000028-0,0007	0,000028-0,0007	0,000028-0,0007	0,6-36	1,4-15
Benzo(a)pyren	0-0,0055		0-0,01	0-0,0099	0,002-0,012	0-0,01	0,000019-0,0099	0,000019-0,0099	0,000019-0,0099	0,35-48	1,9-19
Benzo(b)fluoranthen	0-0,0022		0-0,003	0,0012-0,0042	0,003-0,006	0-0,0033	0,000027-0,0033	0,000027-0,0033	0,000027-0,0033	1,25-40	5,6-120
Benzo(g,h,i)perylen	0,0002-0,0009		0,0006-0,001	0,0021-0,0022	0,0036-0,0038	0,0003-0,0007	0,000018-0,0005	0,000018-0,0005	0,000018-0,0005	2,7-51	4,7-25
Benzo(k)fluoranthen	0-0,0022		0-0,003	0,0007-0,004	0,002-0,005	0-0,003	0,000015-0,0033	0,000015-0,0033	0,000015-0,0033	0,49-29	2,1-26
Chrysen	0,0002-0,0012		0,001-0,002	0,0066-0,0068	0,0045-0,0048	0,0012-0,002	0,0001-0,00099	0,0001-0,00099	0,0001-0,00099	1,35-46	6-73

STOFFSPEZIFISCHE EINGANGSDATEN

Dibenzo(a,h)anthracen	0-0,0016		0-0,002	0-0,0023	0,001-0,003	0-0,002	0,000001-0,002	0,000001-0,002	0,000001-0,002	1,8-15	11-93
Fluoranthren	0,0013-0,01		0-0,017	0,0052-0,011	0,011-0,025	0-0,017	0,00033-0,017	0,00033-0,017	0,00033-0,017	0,95-77	10-69
Fluoren	0,0067-0,0095		0-0,006	0,0034-0,0083	0,001-0,006	0,0009-0,007	0,00016-0,0056	0,00016-0,0056	0,00016-0,0056	0,18-1,3	0-3,2
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	0,0002-0,0009		0,0004-0,008	0,0016-0,0017	0,0026-0,0028	0,0003-0,0007	0,0000086-0,0005	0,0000086-0,0005	0,0000086-0,0005	2,2-39	5-48
Naphthalin	0,006-0,33		0-0,007	0-0,66	0-0,66	0-0,66	0,000015-0,66	0,000015-0,66	0,000015-0,66	4-17,5	1,7-10
Phenanthren	0,013-0,013		0,005-0,005	0,014-0,017	0,011-0,011	0,003-0,004	0,00032-0,0026	0,00032-0,0026	0,00032-0,0026	0,8-25	7,8-39
Pyren	0,002-0,004		0,004-0,006	0,014-0,015	0,013-0,015	0,001-0,004	0,00038-0,0033	0,00038-0,0033	0,00038-0,0033	1,5-60	9-61
ΣPAK₁₅	0,029-0,072	0,05	0,015-0,085	0,06-0,12	0,06-0,12	0,009-0,08	0,0017 – 0,06	0,0017 – 0,06	0,0017 – 0,06	14-480	65-514

3.3 POLYBROMIERTE DIPHENYLETHER (PBDE)

3.3.1 PUNKTFÖRMIGE EINTRAGSPFADE

3.3.1.1 KOMMUNALE KLÄRANLAGEN

Für den Bericht „Emissionen aus Kläranlagen - organische und anorganische Spurenstoffe“ (Umweltbundesamt, 2009) wurden in den Jahren 2007 und 2008 Konzentrationen der Kongenere Nr. 47, 99, 100, 153 und 154 im Ablauf verschiedener österreichischer Kläranlagen gemessen. Bei den Untersuchungen lagen nur einige Messwerte oberhalb der Bestimmungsgrenze. Dabei lag die Bestimmungsgrenze fallweise höher, als das geforderte Umweltqualitätsziel von 0,0005 µg/l. Polybromierte Diphenylether (PBDE) werden in kommunalen Kläranlagen gut zurückgehalten und vorwiegend im Klärschlamm angereichert (Umweltbundesamt, 2009).

Im Rahmen des SCHATURM – Projektes wurden 2012 PBDE-Messungen mit geringeren Bestimmungsgrenzen durchgeführt. Die Kongenere PBDE 47, PBDE 99 und PBDE 100 wurden in vier von sechs Proben oberhalb der Bestimmungsgrenze gemessen. Die Kongenere PBDE 153 und PBDE 154 waren in fünf Proben nicht nachweisbar und in einer Probe oberhalb der Bestimmungsgrenze nachweisbar. Das Kongener PBDE 28 konnte in vier von sechs Proben nicht nachgewiesen werden und lag bei zwei Messungen unterhalb der Bestimmungsgrenze. Da die Messungen mit geringeren Bestimmungsgrenzen als beim Bericht des Umweltbundesamtes (2009) durchgeführt worden sind, werden die Frachtabschätzungen mit den Konzentrationen von Clara *et al.* (2014b) berechnet, wobei die geringe Probenanzahl und die Beprobung von nur zwei Kläranlagen keine Aussagen mit hoher Sicherheit ermöglichen. In Tabelle 28 sind die Ergebnisse der beiden Berichte aufgelistet.

Tabelle 28: mittlere Konzentrationen [µg/l] an PBDE in Kläranlagenabläufen

Parameter	SCHATURM (Clara <i>et al.</i> , 2014b)		Umweltbundesamt, 2009	
	Min	Max	Min	Max
PBDE 28	0,00000041	0,000011	-	-
PBDE 47	0,00032	0,00037	0	0,0016
PBDE 99	0,00016	0,0002	0	0,0018
PBDE 100	0,000043	0,000048	0	0,003
PBDE 153	0,00032	0,00032	0	0,00024
PBDE 154	0,000092	0,000094	0	0,0002
Summe PBDE*	0,0009	0,0011	0	0,0070

* Summe über die sechs Kongenere PBDE 28, 47, 99, 100, 153, 154

3.3.1.2 INDUSTRIELLE DIREKTEINLEITER

Moche *et al.* (2004) geben österreichweite Konzentrationen für polybromierte Diphenylether in kommunalen und industriellen Abwässern an. Dabei wurden die Kongenere 47, 99, 100 und 153 in allen Abwasserproben gefunden. In Tabelle 29 sind der Mittelwert, Minimum und Maximum der Messungen von Moche *et al.* (2004) angegeben. Für eine genaue Berechnung der Emissionen aus industriellen

Direkteinleitern werden jedoch die industriespezifischen Konzentrationen und Abwassermengen benötigt. Daher erfolgt keine Berechnung der Frachten aus industriellen Direkteinleitern. Zu diesen Angaben ist jedoch anzumerken, dass diese Daten die Emissionen voraussichtlich überschätzen. Die Daten sind nicht aktuell und mittlerweile sind Verbote und Beschränkungen der Anwendung polybromierter Diphenylether in Kraft. Vor allem Pentabromdiphenylether aber auch Hexa- und Heptabromdiphenylether sind sehr stark reguliert. Es ist daher davon auszugehen, dass die Konzentrationen in den letzten 10 Jahren rückläufig waren.

Tabelle 29: minimale und maximale Konzentrationen [$\mu\text{g/l}$] der PBDE in kommunalen und industriellen Abwässern

Parameter	Moche <i>et al.</i> , 2004		
	Mittelwert	Min	Max
PBDE 28	0,00012	0	0,00089
PBDE 47	0,0035	0,00021	0,017
PBDE 99	0,0021	0,00004	0,016
PBDE 100	0,00053	0,00009	0,0033
PBDE 153	0,00072	0,00009	0,012
PBDE 154	0,00031	0	0,0053
Summe PBDE*	0,0073	0,00042	0,055

* Summe über die sechs Kongenere PBDE 28, 47,99, 100, 153,154

3.3.2 DIFFUSE EINTRAGSPFADE

3.3.2.1 URBANE FLÄCHEN

Die Konzentrationen für die Mischwasserentlastung und von Niederschlagswasser aus der Trennkanalisation stammen aus dem SHTURM-Bericht (Clara *et al.*, 2014b, siehe auch Kapitel 3.1.2.1). In Tabelle 30 sind die, nach der Maximal- und Minimalmethode ausgewerteten gemittelten Konzentrationen der rohen und behandelten Mischwasserproben gegeben. Für die Konzentrationen in der Minimalauswertung gelten: nicht nachweisbar = 0 und <BG = NG. Im Falle der Maximalauswertung gelten: nicht nachweisbar = NG und <BG = BG (siehe auch Kapitel 2.1.3). Gemäß Clara *et al.* (2014b) konnten die Kongenere PBDE 47 und PBDE 99 in allen Mischwasserproben nachgewiesen werden. PBDE 100 war in 80% der behandelten und zu 100% in den unbehandelten Mischwasserproben nachweisbar.

In der Trennkanalisation konnte Kongener 47 in allen Proben nachgewiesen werden. Die Proben wurden im Westen und Osten Österreichs genommen und weisen Schwankungen auf, welche auf die unterschiedliche Niederschlagsmenge zurückzuführen ist. Die Autoren fanden vor allem die Kongenere PBDE 47, PBDE 99 und PBDE 100 in den Straßen- und Kanalabwässern. Diese Kongenere lagen in 8 bzw. 9 von 13 Niederschlagswasserproben aus Trennkanalisationen über der Nachweisgrenze. Die Kongenere PBDE 28, PBDE 153 und PBDE 154 haben in den Proben nur eine sehr geringe Nachweishäufigkeit und gehen in die Berechnungen mit der jeweiligen Nachweisgrenze ein.

Tabelle 30: Konzentrationen [$\mu\text{g/l}$] an PBDE im entlasteten Mischwasser und in Niederschlagswassereinleitungen aus Trennkanalisation (Clara et al., 2014b)

Parameter	Mischwasserentlastung		Regenwasser aus Trennkanalisation	
	Min	Max	Min	Max
PBDE 28	0,00001	0,000018	0	0
PBDE 47	0,0012	0,0012	0,00025	0,00029
PBDE 99	0,001	0,001	0,000069	0,00014
PBDE 100	0,000187	0,000188	0,000018	0,000027
PBDE 153	0,000056	0,000096	0,0000021	0,000056
PBDE 154	0,000039	0,000051	0,00000052	0,000011
Summe PBDE*	0,0025	0,0026	0,00034	0,00052

* Summe über die sechs Kongenere PBDE 28, 47, 99, 100, 153, 154

3.3.2.2 AUSSERURBANE FLÄCHEN

Straßenabwässer des außerurbanen Bereiches werden teilweise direkt oder über eine Gewässerschutzanlage in Fließgewässer eingeleitet. Im Rahmen des Projektes SCHATURM (Clara et al., 2014) wurden an drei Autobahn- bzw. Straßenabschnitten in Österreich Proben gezogen (siehe auch Kapitel 3.1.2.2). Die Proben wurden jeweils vor und nach einer Gewässerschutzanlage gezogen. Die Konzentrationen in Tabelle 31 entsprechen Mittelwerten aus den Proben vor und nach der Gewässerschutzanlage. Das Kongener PBDE 47 konnte in 14 von 15 Proben quantifiziert werden. Kongener PBDE 99 lag in 10 Proben, Kongener PBDE 100 in 12 Proben oberhalb der Bestimmungsgrenze. Die Kongenere PBDE 153 und PBDE 154 wurden zweimal in den Proben vor der Gewässerschutzanlage gemessen. Das Kongener PBDE 28 war in keiner Probe quantifizierbar. In der Tabelle 31 werden die nach dem Minimal- und Maximalauswertungsprinzip ermittelten Konzentrationen (siehe Kapitel 2.1.3) angegeben. Dabei wurden sowohl vor, als auch nach der Gewässerschutzanlage gemessene Werte in die Auswertung einbezogen.

Tabelle 31: Konzentrationen [$\mu\text{g/l}$] an PBDE in Straßenabwasser (Clara et al., 2014b)

Parameter	Straßenabwasser	
	Min	Max
PBDE 28	0,00000027	0,000014
PBDE 47	0,00086	0,00087
PBDE 99	0,00069	0,00073
PBDE 100	0,00013	0,00013
PBDE 153	0,000054	0,000076
PBDE 154	0,000035	0,000054
Summe PBDE*	0,0018	0,0019

* Summe über die sechs Kongenere PBDE 28, 47, 99, 100, 153, 154

3.3.2.3 ATMOSPHÄRISCHE DEPOSITION

Offenthaler *et al.* (2009) stellen die Ergebnisse von polybromierten Diphenylether-Messungen in Depositionen aus alpinen Bereichen dar. Im Rahmen von MONARPOP (Monitoring Network in the Alpine Region for Persistent and other Organic Pollutants) haben sie Messungen auf dem Weisfluh (CH), Sonnblick (AT) und der Zugspitze (DE) durchgeführt. Diese Daten beziehen sich daher nur auf den hochalpinen Raum. Die Ergebnisse sind in Tabelle 32 zusammengefasst, wobei die Ergebnisse der Konzentrationsmessung am Sonnblick nicht erwähnt werden, da durch Emissionen eines nahstehenden Gebäudes die Konzentrationen größer sind als bei den anderen Messstellen.

Im Rahmen des SCHATURM-Projektes (Clara *et al.*, 2014b) wurden in Österreich ebenfalls Depositionsmessungen durchgeführt (siehe auch 3.1.2.3). Die Ergebnisse sind als Mittelwerte für Österreich in Tabelle 32 dargestellt. Die Kongenere PBDE 47 und PBDE 100 lagen in neun von 13 Messungen oberhalb der Bestimmungsgrenze. Das Kongener PBDE 99 konnte in acht von 13 Messungen quantifiziert werden. Hingegen war Kongener PBDE 28 nur zweimal messbar und die Kongenere PBDE 153 und 154 nie quantifizierbar. Unterschiede in den Depositionsraten der unterschiedlichen Quellen sind vor allem durch die Höhenlage und die Region zu erklären. Für die Emissionen über atmosphärische Deposition werden die Raten aus dem SCHATURM-Bericht (Clara *et al.*, 2014b) verwendet, da diese Daten die beste Repräsentativität für das österreichische Staatsgebiet aufweisen.

Tabelle 32 Zusammenfassung der verfügbaren mittleren Depositionsraten [mg/ha/a] für PBDE

Parameter	Offenthaler <i>et al.</i> , 2009		SCHATURM (Clara <i>et al.</i> , 2014b)	
	Weisfluh	Zugspitze	Min	Max
PBDE 28	0,06	0,04	0,1	0,13
PBDE 47	1,01	0,81	9,57	9,9
PBDE 99	0,42	0,59	4,78	5,12
PBDE 100	0,09	0,13	0,96	0,96
PBDE 153	0,16	0,12	0,0008	0,11
PBDE 154	0,21	0,09	0,0019	0,11
Summe PBDE*	1,85	1,64	15,6	16,7

* Summe über die sechs Kongenere PBDE 28, 47, 99, 100, 153, 154

3.3.2.4 EROSION

Die zur Frachtberechnung verwendete Konzentration für Grünlandböden wird aus Angaben von Bodentiefen 0 bis 5 cm und 5 bis 10 cm bei Freudenschuss *et al.*, (2010) übernommen (siehe Tabelle 33). Die Konzentrationen an PBDE in Waldböden stammen dagegen aus der Literatur von Offenthaler *et al.* (2009). Zum Vergleich werden Daten von PBDE in Waldböden und Grünland aus Hassanin *et al.* (2004), welche in England gemessen wurden, dargestellt. Mit Ausnahme von Kongener PBDE 154 sind die Konzentrationen von Hassanin *et al.* (2004) in Grünland höher als in Grünlandböden Österreichs. Dies ist nach Angaben von Hassanin *et al.* (2004) durch die Lage Englands und der damit verbunden erhöhten atmosphärischen Deposition zu erklären. Die Angaben zu Konzentrationen in Waldböden stimmen dagegen gut mit jenen von Offenthaler *et al.* (2009) überein. Für die Frachtberechnungen werden die Daten von Offenthaler *et al.* (2009) und Freudenschuss *et al.* (2010) verwendet, da diese auf Messwerten aus Österreich beruhen.

Tabelle 33 Gehalte an PBDE [$\mu\text{g}/\text{kg}$] in Oberböden

Parameter	Hassanin <i>et al.</i> , 2004		Offenthaler <i>et al.</i> , 2009	Freudenschuss <i>et al.</i> , 2010	
	Grünland 0-5 cm	Waldboden	Waldboden 0-20 cm	Grünland 0-5 cm	Grünland 5-10 cm
PBDE 28	0,017	0,021	0,002–0,019	0–0,0077	0–0,0024
PBDE 47	0,061	0,49	0,093–0,75	0,00095–0,015	0,00095–0,015
PBDE 99	0,28	0,9	0,046–0,46	0,014 –0,15	0,0044–0,13
PBDE 100	0,36	0,11	0,012–0,11	0,00085–0,0084	0,00027–0,0056
PBDE 153	0,72	0,21	0,007–0,58	0,0012–0,03	0–0,036
PBDE 154	0,22	0,1	0,006–0,071	0,00075–0,026	0,00075–0,011
Summe PBDE*	0,49	1,8	0,17- 1,98	0,012-0,219	

* Summe über die sechs Kongenere PBDE 28, 47, 99, 100, 153, 154

3.3.2.5 GRUNDWASSER

Der SCHKURM-Bericht (Clara *et al.*, 2014b) ist österreichweit die einzige Datengrundlage für Messungen der polybromierten Diphenylether in Grundwasser. Lediglich Moche *et al.* (2004) geben für Österreich Konzentrationen für Deponiesickerwässer und altlastnahe Grundwässer an. Die altlastnahen Grundwasserkonzentrationen liegen deutlich oberhalb der gemessenen Werte von Clara *et al.* (2014b), da bei Moche *et al.* von einer Verunreinigung des Grundwassers ausgegangen werden kann. Für die Berechnungen wird deshalb, trotz der Unsicherheiten durch die weiten Konzentrationsspannen, auf die Messwerte von Clara *et al.* (2014) zurückgegriffen. Von fünf Messungen konnten die Kongenere PBDE 28 und PBDE 154 nur einmal nachgewiesen werden. Die Kongenere PBDE 47, 99 und 100 waren in 4 Messungen nachweisbar. Das Kongener PBDE 153 war in drei von fünf Proben nachweisbar. Damit konnten nicht alle Kongenere mit ausreichender Sensitivität nachgewiesen werden und die quantitative Auswertung führt zu hohen Schwankungsbreiten der Ergebnisse. Tendenziell führt die Verwendung dieser Daten zu einer Überschätzung der Einträge über Grundwasser, da die Proben teilweise in straßennahen Grundwasserkörpern entnommen und daher etwas höher belastet als anthropogen unbeeinflusste Regionen in Österreich sein können.

Tabelle 34: Konzentrationen [$\mu\text{g/l}$] an PBDE in Grundwasser (Clara et al., 2014) und Deponiesickerwässer bzw. altlastnahen Grundwässer (Moche et al. 2004)

Parameter	SCHTURM (Clara et al., 2014b)		Moche et al. (2004)
	Min	Max	Mittelwert
PBDE 28	0,000011	0,000012	0,00012
PBDE 47	0,00048	0,00048	0,0035
PBDE 99	0,0002	0,0002	0,0021
PBDE 100	0,000051	0,000051	0,00053
PBDE 153	0,000073	0,00012	0,00072
PBDE 154	0,00000028	0,000013	0,00031
Summe PBDE*	0,00082	0,00088	0,0073

* Summe über die sechs Kongenere PBDE 28, 47, 99, 100, 153, 154

3.3.2.6 OBERFLÄCHENABFLUSS

Für die polybromierten Diphenylether liegen keine gemessenen Konzentrationen für den Oberflächenabfluss von unbefestigten Flächen vor. Daher wird für die Frachtberechnung auf den Konzentrationsbereich des Grundwassers zurückgegriffen. Diese Werte sind in Tabelle 35 zusammengefasst.

3.3.2.7 DRAINAGEN

Für die polybromierten Diphenylether liegen keine gemessenen Konzentrationen für Drainagen vor. Daher wird für die Frachtberechnung auf den Konzentrationsbereich des Grundwassers zurückgegriffen. Diese Werte sind in Tabelle 35 zusammengefasst.

3.3.3 ZUSAMMENFASSUNG PBDE

In der Tabelle 35 sind die zur Emissionsberechnung der PBDE angewendeten Konzentrationen je nach Eintragspfad gegeben. Es werden jeweils die Summen der Kongenere 28, 47, 99, 100, 153 und 154 dargestellt. Im weiteren Verlauf werden auch nur die Emissionen der Summe der betrachteten PBDE Kongenere über unterschiedliche Eintragspfade berechnet und diskutiert.

Tabelle 35: Zusammenfassung der für die Frachtenberechnung verwendeten Konzentrationen des Summenparameters PBDE in den verschiedenen Eintragspfaden

Eintragspfad		Min	Max	n (n>BG)
Kommunale Kläranlagen	[µg/l]	0,0009	0,0011	36(14)
Industrielle Direkteinleiter	[µg/l]	k.A.	k.A.	k.A.
Trennkanalisation	[µg/l]	0,0003	0,0005	36(6)
Mischwasserentlastung	[µg/l]	0,0025	0,0026	84(26)
Außerurbane Flächen	[µg/l]	0,0018	0,0019	81(31)
Atmosphärische Deposition	[µg/l]	0,0014	0,0015	78(28)
Grundwasser	[µg/l]	0,00082	0,00088	30(13)
Oberflächenabfluss	[µg/l]	0,00082	0,00088	30(13)
Drainagen	[µg/l]	0,00082	0,00088	30(13)
Erosion Grünland/Ackerflächen Waldflächen	[mg/kg]	0,00001 0,0002	0,0002 0,002	k.A. 31(31)

3.4 PERFLUOROKTANSULFONSÄURE (PFOS)

3.4.1 PUNKTFÖRMIGE EINTRAGSPFADE

3.4.1.1 KOMMUNALE KLÄRANLAGEN

Für die Ermittlung der Einträge aus kommunalen Kläranlagen wurden die Konzentrationen aus dem Artikel „Emissions of perfluorinated alkylated substances (PFAS) from point sources - identification of relevant branches“ (Clara *et al.*, 2008) verwendet. Im Zuge dieser Arbeit wurden PFOS-Konzentrationen in den Abläufen von 21 Kläranlagen in Österreich gemessen. Die Ergebnisse zeigen, dass die Konzentrationen in allen Messungen oberhalb der Bestimmungsgrenze lagen und damit eindeutig nachweisbar waren. Der Schwankungsbereich der Messergebnisse ist jedoch hoch und liegt bei 0,004 bis 0,34 µg/l. Die Autoren erwähnen auch, dass Einleitungen von industriellen Abwässern in kommunale Kläranlagen in den Konzentrationen deutlich bemerkbar sind. Bei Untersuchungen von Gewässerproben wurde festgestellt, dass Kläranlagenabläufe zu einer merklichen Erhöhung der PFOS-Fracht im Gewässer führen.

Für die Berechnung der PFOS-Frachten aus kommunalen Kläranlagen wurde der Mittelwert von 0,06 µg/l der Untersuchungen von Clara *et al.* (2008) verwendet. Dieser Mittelwert stimmt gut mit den Ergebnissen von Loos *et al.* (2013) überein, welcher einen Mittelwert von 0,07 µg/l für sechs Kläranlagen in Österreich ermittelte.

3.4.1.2 INDUSTRIELLE DIREKTEINTRÄGE

Clara *et al.* (2008) geben PFOS-Konzentrationen österreichischer Industriebranchen an, welche in Tabelle 36 zusammengefasst sind. Die Bestimmungsgrenze der verwendeten analytischen Methode lag bei 0,004 µg/l, die Nachweisgrenze bei 0,002 µg/l. Die Konzentrationen wurden nach dem Minimal- und Maximalauswertungsprinzip aus Kapitel 3.3.2.1 ausgewertet. Die Konzentrationen sind abhängig von den verschiedenen industriellen Branchen und schwanken auch innerhalb dieser Branchen sehr stark, wie man

anhand der Konzentrationen der Metallindustrie deutlich erkennen kann. Die Konzentration im Ablauf der Kläranlage eines metallverarbeitenden Betriebes ist um einen Faktor 100 größer als Konzentrationen bei anderen Metallverarbeitern und ist auf die zugelassene Anwendung von PFOS in diesem Betrieb zurückzuführen. Mittlerweile darf PFOS aber auch in diesem Betrieb nicht mehr eingesetzt werden. Aufgrund der spezifischen Anwendung und des mittlerweile geltenden Verbotes kann diese Konzentration nicht als repräsentativ angesehen werden und wird bei der Auswertung nicht weiter berücksichtigt. Für die Berechnung der PFOS-Fracht aus industriellen Direkteinleitern wurde eine mittlere Konzentrationsspanne von 0,018 – 0,019 µg/l angenommen. Für die Frachtberechnung wurden die gemittelten industriellen Abflüsse der Jahre 2011 bis 2013 aus EMREG-OW verwendet.

Tabelle 36: gemessene PFOS-Konzentrationen [µg/l] in industriellen Abläufen nach Clara et al., (2008)

Industriebetrieb	Clara et al., (2008)	
	Min	Max
Druckereigewerbe	0,002	0,004
Textilindustrie_1	0	0,002
Textilindustrie_2	0	0,002
Wäscherei_1	0,007	0,007
Wäscherei_2	0	0,002
Papierindustrie	0,091	0,091
Elektronikgewerbe	0	0,002
Metallindustrie_1	8,4	8,4
Metallindustrie_2	0,044	0,044

3.4.2 DIFFUSE EINTRAGSPFADE

3.4.2.1 URBANE FLÄCHEN

Für die Ermittlung der Einträge über Niederschlagswassereinleitungen aus Trennkanalisationen und Einleitungen aus Mischwasserüberläufen liegen Konzentrationen aus dem Projekt SHTURM (Clara et al., 2014b) vor. Die Autoren geben an, dass PFOS in allen sechs Proben der Niederschlagswasserkanalisation und in allen Mischwasserproben eindeutig bestimmt werden konnten, jedoch lagen einzelne Messergebnisse um einen Faktor zehn höher als andere. Die Konzentration für die Mischwasserentlastung entspricht dem Mittelwert der Mischwasserproben und beträgt 0,009 µg/l. Für die Abschätzung der Frachten aus der Niederschlagskanalisation wird der Mittelwert von 0,005 µg/l verwendet.

3.4.2.2 AUSSERURBANE FLÄCHEN

Für die Berechnung der Einträge von außerurbanen Straßen wurden die gemessenen Konzentrationen aus SHTURM (Clara et al., 2014b) genutzt. Die PFOS-Konzentrationen lagen in allen 15 Proben oberhalb der Bestimmungsgrenze, wobei deutliche regionale Unterschiede aufgrund unterschiedlicher Niederschlagsverhältnisse messbar waren. Trotz der damit verbundenen Aussageunsicherheit werden die Frachten mit dem Mittelwert aller Straßenabwasserproben berechnet. Damit ergibt sich für die Berechnung eine Konzentration von 0,009 µg/l.

3.4.2.3 ATMOSPHERISCHE DEPOSITION

Für die Konzentrationen in der Deposition geben Clara *et al.* (2014b) einen Schwankungsbereich von 0,0002 µg/l bis 0,0011 µg/l an. Mit einem jährlichen durchschnittlichen Niederschlag von 1112 mm ergibt sich aus den SCHATUM-Daten eine Depositionsrate von 0,002 bis 0,012 g/ha/a für Gesamtösterreich. Die berechnete Depositionsrate wird für die Ermittlung der PFOS-Einträge auf die Gewässeroberfläche angewandt.

3.4.2.4 EROSION

Mittlere Konzentrationen für Acker – und Grünlandböden sind von den Autoren Freudenschuss *et al.*, (2010) erhoben worden. Die Konzentrationen werden für Grünlandflächen für die Bodenschichten 0 bis 5 cm und 5 bis 10 cm angegeben. Für die Berechnung der Emissionsfrachten aus Erosion von Acker- und Grünlandflächen wurde der Mittelwert der Angaben aus den beiden Bodenschichten gebildet. Der Gehalt an PFOS schwankt damit zwischen null und 0,0015 mg/kg. Für Waldböden wurden die Gehalte, die von Offenthaler *et al.* (2009) erhoben wurden, verwendet. Die Spanne an PFOS-Gehalten in Waldböden beträgt 0,0016 bis 0,0062 mg/kg.

3.4.2.5 GRUNDWASSER

Für die Konzentration an PFOS in Grundwasser liegen keine Daten vor. Alle fünf Messungen welche im Rahmen des SCHATUM-Projektes (Clara *et al.*, 2014b) gemacht wurden, lagen unterhalb der Nachweisgrenze von 0,001 µg/l. Bei Messungen von Quellwasser im Einzugsgebiet des Lago Maggiore war PFOS ebenfalls nicht nachweisbar (Loos *et al.*, 2007). Bei einer europaweiten Untersuchung des Grundwassers auf organische persistente Stoffe konnten Loos *et al.* (2010) PFOS in 48% aller Proben nachweisen. Der Mittelwert betrug 0,004 µg/l, das Maximum lag bei 0,135 µg/l. Um die Einträge über das Grundwasser dennoch zu berücksichtigen, wurde als Untergrenze ein Zehntel der Nachweisgrenze aus dem SCHATUM-Bericht (Clara *et al.*, 2014b) angesetzt. Als Obergrenze wurde die Nachweisgrenze verwendet. Für die Berechnung der Einträge über Oberflächenabflüsse und Drainagen wurden die Konzentrationen des Grundwassers verwendet.

3.4.2.6 OBERFLÄCHENABFLUSS

Für PFOS liegen keine gemessenen Konzentrationen für den Oberflächenabfluss von unbefestigten Flächen vor. Daher wird für die Frachtberechnung auf den Konzentrationsbereich des Grundwassers zurückgegriffen.

3.4.2.7 DRAINAGEN

Für PFOS liegen keine gemessenen Konzentrationen für Drainagen vor. Daher wird für die Frachtberechnung auf den Konzentrationsbereich des Grundwassers zurückgegriffen.

3.4.3 ZUSAMMENFASSUNG PFOS

In der Tabelle 37 sind die, für die Berechnung der Frachten verwendeten Konzentrationen zusammengefasst.

Tabelle 37: Zusammenfassung der für die PFOS-Frachtenberechnung verwendeten Konzentrationen in den verschiedenen Eintragspfaden

Eintragspfad		Min	Max	n (n>BG)
Kommunale Kläranlagen	[µg/l]	0,06	0,06	21(21)
Industrielle Direkteinleiter	[µg/l]	0,018	0,019	k.A.
Trennkanalisation	[µg/l]	0,005	0,005	6(6)
Mischwasserentlastung	[µg/l]	0,009	0,009	13(13)
Außerurbane Flächen	[µg/l]	0,009	0,009	15(15)
Atmosphärische Deposition	[µg/l]	0,0002	0,0011	13(1)
Grundwasser	[µg/l]	0,0001	0,001	5(0)
Oberflächenabfluss	[µg/l]	0,0001	0,001	5(0)
Drainagen	[µg/l]	0,0001	0,001	5(0)
Erosion Grünland/Ackerflächen Waldflächen	[mg/kg]	0 0,0015	0,0016 0,0062	k.A. 14(0)

3.5 TRIBUTYLZINNVERBINDUNGEN

3.5.1 PUNKTFÖRMIGE EINTRAGSPFADE

3.5.1.1 KOMMUNALE KLÄRANLAGEN

Im Rahmen des Projektes „Emissionen aus Kläranlagen - organische und anorganische Spurenstoffe“ (Umweltbundesamt, 2009a) wurde TBT in 60 Proben von Kläranlagenabläufen untersucht. Von 60 Messungen konnte TBT in 23 Proben nicht nachgewiesen (NG=0,0001 µg/l) und in 16 Proben nicht quantifiziert werden. In den restlichen 21 Proben lagen die Konzentrationen über der Bestimmungsgrenze. Gemäß der Minimal- und Maximalauswertung der Konzentrationen (siehe Kapitel 3.3.2.1) berechnet sich ein Konzentrationsbereich im kommunalen Abwasser von 0,0002 – 0,00027 µg/l. In den Messungen von Clara *et al.* (2014b, SHTURM) konnte TBT bei knapp 70% der Messungen im Ablauf der Kläranlagen quantifiziert werden. Der nach dem Minimal- und Maximalprinzip (siehe Kapitel 2.1.3) ausgewertete Schwankungsbereich ist sehr gering und die Konzentrationen liegen in einem Bereich von 0,00112 – 0,00113 µg/l. Sattelberger (2002) gibt für österreichische Kläranlagen eine maximale TBT-Konzentration von 0,014 µg/l an. Das Minimum liegt unterhalb der Nachweisgrenze von 0,005 µg/l. Bei Fürhacker *et al.* (1999) liegt der Mittelwert zweier österreichischer Kläranlagen bei 0,03 µg/l (BG=0,045 µg/l). Diese Studien von Fürhacker *et al.* (1999) und Sattelberger *et al.* (2002) berichten historische Daten. Mittlerweile ist der Einsatz von Tributylzinn größtenteils verboten und es ist daher von deutlich niedrigeren Konzentrationen in Abwässern auszugehen. Da es sich dabei um die aktuellsten Messungen handelt, werden für die weiteren Frachtberechnungen die Konzentrationen aus dem SHTURM-Bericht (Clara *et al.*, 2014b) verwendet.

3.5.1.2 INDUSTRIELLE DIREKTEINLEITER

Die TBT-Emissionen von Industrien werden z.T. über das Emissionsregister Oberflächengewässer (EMREG-OW) erfasst. Für das Berichtsjahr 2011 wurde ein Frachteintrag von 2,5 kg/a, 2012 ein Eintrag von 0,48 kg/a und 2013 eine Fracht von 0,53 kg/a erhoben.

Fürhacker *et al.* (1999) ermittelten österreichweit TBT-Konzentrationen in Abwässern von chemischen Industrien, Holz-/Metall- und Papierfabriken sowie Krankenhäuser. Dabei schwanken die Konzentrationen je nach Branche zwischen nicht nachweisbar ($NG=0,023 \mu\text{g/l}$) und $3,6 \mu\text{g/l}$. Da für die entsprechenden Industriezweige die jährlichen Abflussdaten nicht ermittelt werden konnten und die Konzentrationen vor knapp 20 Jahren gemessen wurden, können die industriespezifischen Frachteinträge nicht berechnet werden. Für die Emissionsabschätzung wurde der Mittelwert aus den Frachten des EMREG-OW gebildet und für die weiteren Berechnungen verwendet. Dieser entspricht einer Fracht von $1,2 \text{ kg/a}$ bzw. einer Konzentration von $0,003 \mu\text{g/l}$.

3.5.2 DIFFUSE EINTRAGSPFADE

3.5.2.1 URBANE FLÄCHEN

Für die diffusen Eintragspfade liegen nur die Messungen aus dem Bericht „Spurenstoffe aus Siedlungsgebieten und von Verkehrsflächen“ (SCHTURM, Clara *et al.*, 2014b) vor. Alle in Tabelle 38 gegebenen Konzentrationsspannen wurden nach dem Prinzip der Minimal- und Maximalauswertung gebildet (siehe Kapitel 3.3.2.1).

TBT wurde in 14 Mischwasserproben (Mengenproportionale Mischproben über ganze Regenereignisse) gemessen, wobei das Maximum mit $0,23 \mu\text{g/l}$ um den Faktor 100 höher liegt als die anderen Ergebnisse. Aufgrund der geringen Probenanzahl kann nicht eindeutig festgestellt werden, ob diese Konzentration ein einmaliger Ausreißer ist oder öfter auftreten kann. In der weiteren Frachtenabschätzung wurde diese eine erhöhte Konzentration als Ausreißer bewertet und nicht weiter berücksichtigt. Für die Berechnung der Fracht über Mischwasserentlastungen wird mit einer Konzentration von $0,0006 \mu\text{g/l}$ gerechnet.

Von sechs Niederschlagswasserproben aus Trennkanalisationen konnte TBT in drei Proben oberhalb der Bestimmungsgrenze nachgewiesen werden. Eine Probe lag unterhalb der Bestimmungsgrenze, in den restlichen Proben konnte TBT nicht nachgewiesen werden. Die Auswertung nach dem Minimal- und Maximalprinzip ergab eine Konzentrationsspanne von $0,00067 - 0,00072 \mu\text{g/l}$, welche für die Abschätzung der Frachten verwendet wird.

3.5.2.2 AUSSERURBANE FLÄCHEN

Im Rahmen des SCHTURM-Projektes (Clara *et al.*, 2014b) wurden 15 Straßenabwasserproben genommen und die TBT-Konzentration bestimmt. TBT konnte in 7 Proben oberhalb der Bestimmungsgrenze nachgewiesen werden. In den restlichen Proben war TBT nicht nachweisbar. Nach dem Minimal- und Maximalauswertungsprinzipien ergibt sich eine Konzentrationsspanne von $0,00128 - 0,00131 \mu\text{g/l}$.

3.5.2.3 ATMOSPHERISCHE DEPOSITION

Clara *et al.* (2014b) geben eine Depositionsrate von $0,01 \text{ g/ha/a}$ an. TBT wurde in 10 von 13 Proben quantifiziert, zeigt aber auch deutliche Konzentrationsunterschiede bedingt durch regionale Unterschiede. Die mittlere Konzentration liegt in einem Bereich von $0,0019 - 0,002 \mu\text{g/l}$.

3.5.2.4 EROSION

Zu Tributylzinnggehalten in Acker-/Grünland- und Waldboden liegen keine Daten vor. Daher wird dieser Eintragspfad bei der Frachtberechnung nicht berücksichtigt.

3.5.2.5 GRUNDWASSER

Für Grundwasser liegen nur die Messergebnisse aus SHTURM (Clara *et al.*, 2014b) vor. Tributylzinnverbindungen waren in drei der fünf Grundwasserproben nachweisbar und die mittlere Konzentration schwankt zwischen 0,00005 und 0,0003 µg/l.

OBERFLÄCHENABFLUSS

Für TBT liegen keine gemessenen Konzentrationen für den Oberflächenabfluss von unbefestigten Flächen vor. Daher wird für die Frachtberechnung auf den Konzentrationsbereich des Grundwassers zurückgegriffen.

3.5.2.6 DRAINAGEN

Für TBT liegen keine gemessenen Konzentrationen für Drainagen vor. Daher wird für die Frachtberechnung auf den Konzentrationsbereich des Grundwassers zurückgegriffen.

3.5.3 ZUSAMMENFASSUNG TRIBUTYLZINNVERBINDUNGEN

In der Tabelle 38 sind die, für die Berechnung der Frachten verwendeten Konzentrationen zusammengefasst.

Tabelle 38: Zusammenfassung der für die Frachtenberechnung von TBT verwendeten Konzentrationen in den verschiedenen Eintragspfaden

Eintragspfad		Min	Max	n (n>BG)
Kommunale Kläranlagen	[µg/l]	0,0011	0,0011	6(4)
Industrielle Direkteinträge	[µg/l]	0,003	0,003	k.A.
Trennkanalisation	[µg/l]	0,00067	0,00072	6(1)
Mischwasserentlastung	[µg/l]	0,0006	0,0006	14(13)
Außerurbane Flächen	[µg/l]	0,0013	0,0013	15(7)
Atmosphärische Deposition	[µg/l]	0,0019	0,002	13(10)
Grundwasser	[µg/l]	0,00005	0,0003	5(2)
Oberflächenabfluss	[µg/l]	0,00005	0,0003	5(2)
Drainagen	[µg/l]	0,00005	0,0003	5(2)
Erosion Grünland/Ackerflächen Waldflächen	[mg/kg]	k.A.	k.A.	-

3.6 ZUSAMMENFASSUNG DER FÜR DIE FRACHTABSCHÄTZUNG VERWENDETEN KONZENTRATIONEN

Tabelle 39: Zusammenfassung der Konzentrationen und Gehalte der prioritären Stoffe für die Frachtaberschätzung

Parameter	Kommunale Kläranlagen	Industrielle Direkteinleiter	Niederschlagswasser aus Trennkanalisation	Mischwasserentlastung	Außerurbane Flächen	Atmosphärische Deposition	Grundwasser	Oberflächenabfluss	Drainage	Erosion Acker/Grünland	Wald
	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[mg/kg]	
Hg	0,01 – 0,06	0,06	0,017 – 0,017	0,095 – 0,095	0,015–0,015	0,01	0,0002 – 0,1	0,0002 – 0,1	0,0002 – 0,1	0,13	0
Pb	1 – 1,3	2,9	1,5 – 5,2	3,8 – 7,4	2,5–5,6	0,38-4	0,015 – 0,55	0,015 – 0,55	0,015 – 0,55	23	40
Cd	0,05 – 0,2	0,08	0,08 – 0,09	0,08 – 0,09	0,04–0,07	0,02-0,05	0,0015 – 0,11	0,0015 – 0,11	0,0015 – 0,11	0,24	0,22
Ni	5,5 – 5,5	3,6	1,7 – 2,6	4,2 – 4,8	4,3–5,4	0,79-3,9	0,3 – 1,7	0,3 – 1,7	0,3 – 1,7	41	30
ΣPAK ₁₅	0,029-0,072	0,05	0,015-0,085	0,06-0,12	0,06-0,12	0,009-0,08	0,0017 – 0,06	0,0017 – 0,06	0,0017 – 0,06	0,014 – 0,48	0,065 – 0,514
ΣPBDE	0,0009-0,0011	k.A.	0,0003-0,0005	0,0025-0,0026	0,0018-0,0019	0,0014-0,0015	0,0008-0,0009	0,0008-0,0009	0,0008-0,0009	0,00001-0,0002	0,0002-0,002
PFOS	0,06	0,018-0,019	0,005	0,009	0,009	0,0002-0,0011	0,0001-0,001	0,0001-0,001	0,0001-0,001	0-0,0015	0,0016-0,0062
TBT	0,0011	0,003	0,00067-0,00072	0,0006	0,0013	0,0019-0,002	0,00005-0,0003	0,00005-0,0003	0,00005-0,0003	k.A.	k.A.

4 ERGEBNISSE UND DISKUSSION DER ABGESCHÄTZTEN EMISSIONSFRACHTEN

4.1 PRIORITÄRE METALLE (HG, CD, PB, NI)

4.1.1 ÖSTERREICHWEITE FRACHTABSCHÄTZUNG

In Tabelle 40 sind die berechneten Emissionsfrachten unterschiedlicher Eintragspfade für die Schwermetalle Quecksilber, Blei, Cadmium und Nickel für ganz Österreich zusammengefasst (Minimal- und Maximalauswertung, Kapitel 2.1.3). Große Unterschiede zwischen der Minimal- und Maximalauswertung sind ein Hinweis darauf, dass zahlreiche Messwerte kleiner der Bestimmungsgrenze waren und sind somit ein Maß für die Unsicherheit der Berechnung aufgrund analytischer Rahmenbedingungen. Sind die Ergebnisse der Minimal- und Maximalauswertung ähnlich, beruhen die Berechnungen der mittleren Konzentrationen auf Messwerten über der Bestimmungsgrenze.

Tabelle 40: abgeschätzte Schwermetallfracht [kg/a]

Eintragspfad	Quecksilber	Blei	Cadmium	Nickel
Kläranlagenablauf	10-60	1.000-1.300	50-150	5.450
Industrielle Direkteinleiter	19	940	25	1.200
Punktquellen	30-80	1.940-2.240	75-175	6.650
Urbane Flächen	13	1.300-3.800	50-60	1.490-2.000
Außerurbane Flächen	10	1.600-3.700	20-45	2.800-3.500
Atmosphärische Deposition	18	500-1.250	20-60	1.000-5.000
Erosion	60	16.000	140	22.900
Grundwasser	8-4000	600-22.100	60-4.400	12.000-68.400
Oberflächenabfluss	3-1300	200-7.200	20-1.450	3.950-22.360
Drainagen	0,05-25	4-140	0,4-30	80-430
Diffuse Quellen	120-5.500	20.300-54.300	320-6.200	44.300-124.600
Gesamt	150-5.580	22.240-56.540	395-6.375	50.950-126.250

Quecksilber

In der Minimalauswertung tragen alle Eintragspfade zu der jährlich ermittelten Fracht von 150 kg/a an Quecksilber in relevantem Umfang bei (siehe Abbildung 3). Die punktförmigen Einträge haben einen Anteil von knapp 20%, wobei die industriellen Direkteinleiter 13% ausmachen. Die urbanen Flächen tragen mit 15% und die außerurbanen Flächen mit 7% zu den Gesamtemissionen bei. Der Eintrag von knapp 18 kg/a über die atmosphärische Deposition entspricht in der Minimalauswertung 12% des Gesamteintrages. Haupteintragspfad in dieser Auswertung ist die Erosion mit 40%. Das Grundwasser und der Oberflächenabfluss tragen zusammen mit knapp 7% zu den Quecksilberemissionen bei. Im Gegensatz dazu liegen die Gesamtemissionen bei der Maximalbetrachtung bei 5600 kg/a und die Anteile des Grundwassers und des Oberflächenabflusses steigen auf über 95% an. Die restlichen Eintragspfade, welche in der Minimalbetrachtung ebenfalls eine wesentliche Rolle spielten, haben in der Maximalauswertung nur einen Anteil von 3%. Die bei Maximalauswertung gegenüber der Minimalauswertung deutlich erhöhten

Emissionen über Grundwasser und Oberflächenabfluss sind in Tabelle 40 und Abbildung 3 deutlich zu sehen. Begründet ist der Unterschied durch die hohe Anzahl an Messwerten unterhalb der Nachweisgrenze und damit verbundenen Unsicherheiten bei der quantitativen Bestimmung der Hg-Gehalte in Grundwasser und Oberflächenabfluss. In dem vom Umweltbundesamt 2009 erschienenen RUSCH-Bericht werden ebenfalls die Quecksilberfrachten von Oberboden und versiegelten Flächen in die Litho- und Hydrosphäre abgeschätzt, welche in dem gleichen Größenbereich liegen wie die aufsummierten Einträge der Erosion, Oberflächenabfluss, urbaner und außerurbaner Straßen (Reisinger et al., 2009).

Blei

Mit jeweils 5% in der Minimalauswertung und jeweils 2% in der Maximalauswertung tragen die kommunalen Kläranlagen und industriellen Direktleitungen zu den gesamten Bleiemissionen von knapp 22-57 t/a bei. Die außerurbanen und urbanen Flächen tragen in beiden Betrachtungen mit fast gleichen Anteilen zu weniger als 15% der Gesamtfracht bei. Der Eintrag über die atmosphärische Deposition bleibt mit 2% in beiden Auswertungen konstant. Im Gegensatz zu den genannten Eintragspfaden, schwanken die Einträge über Erosion (70% bzw. 30%), Grundwasser (3-40%) und Oberflächenabfluss (<1-13%) deutlich. Die Ergebnisse sind in Tabelle 40 (Absolutwerte) und Abbildung 3 (Anteile am Gesamteintrag) dargestellt.

Cadmium

Der jährliche Frachteintrag von Cadmium in die Fließgewässer Österreichs schwankt zwischen knapp 0,3-6 t/a, wobei die punktförmigen Eintragspfade mit jeweils weniger als 10% in beiden Betrachtungsfällen einen geringen Anteil haben. In der Minimalbetrachtung tragen die diffusen Eintragspfade mit 91% zu den Gesamtemissionen bei, wobei die Erosion mit knapp 40% den Haupteintragspfad darstellt. Die Einträge über Grundwasser und urbane Flächen betragen jeweils weniger als 20%. Die außerurbanen Flächen und die atmosphärische Deposition haben beide einen Anteil von 7% am Gesamteintrag in der Minimalbetrachtung. In der Maximalauswertung, zeigt sich eine ähnliche Verteilung der Eintragspfade wie bei Quecksilber, mit einem Anstieg der diffusen Einträge auf einen Anteil von 97% der Gesamtemissionen, wobei das Grundwasser 70% und der Oberflächenabfluss 23% der Gesamteinträge ausmachen. Die restlichen 4% werden über urbane und außerurbane Flächen, atmosphärische Deposition und Erosion eingetragen. Die punktförmigen Eintragspfade tragen zu 3% zu den Gesamtemissionen in der Maximalbetrachtung bei. Dieser Unterschied bei der Quantifizierung der relativen Anteile der Eintragspfade wird in Abbildung 3 verdeutlicht.

Nickel

Mit knapp 50-130 t/a hat Nickel in Österreich die höchsten Emissionen der hier betrachteten Schwermetalle. Die diffusen Pfade tragen mit rund 87-95% zu den Emissionen bei. In Abbildung 3 sind die Eintragspfade und deren relative Anteile dargestellt. Demnach hat das Grundwasser einen Anteil von 24-53% an der gesamten Emissionsfracht, gefolgt vom Oberflächenabfluss (8-17%) und der Erosion, die in der Minimalbetrachtung 45% und in der Maximalbetrachtung 18% der Gesamtfracht ausmacht. Die Einträge über urbane und außerurbane Flächen und atmosphärische Deposition schwanken zwischen 11% in der Minimalauswertung und 8% in der Maximalauswertung. Mit 13% bzw. 5% tragen die punktförmigen Eintragspfade zu den Gesamtemissionen bei, wobei die kommunalen Kläranlagen mit 4-11% den größeren Beitrag an den Gesamtfrachten haben.

Gesondert erwähnt werden hier die Einträge über die Drainagen, da diese bei allen Schwermetallen und in der Minimal- als auch Maximalauswertung jeweils unter 1% liegen und damit österreichweit vernachlässigbar sind.

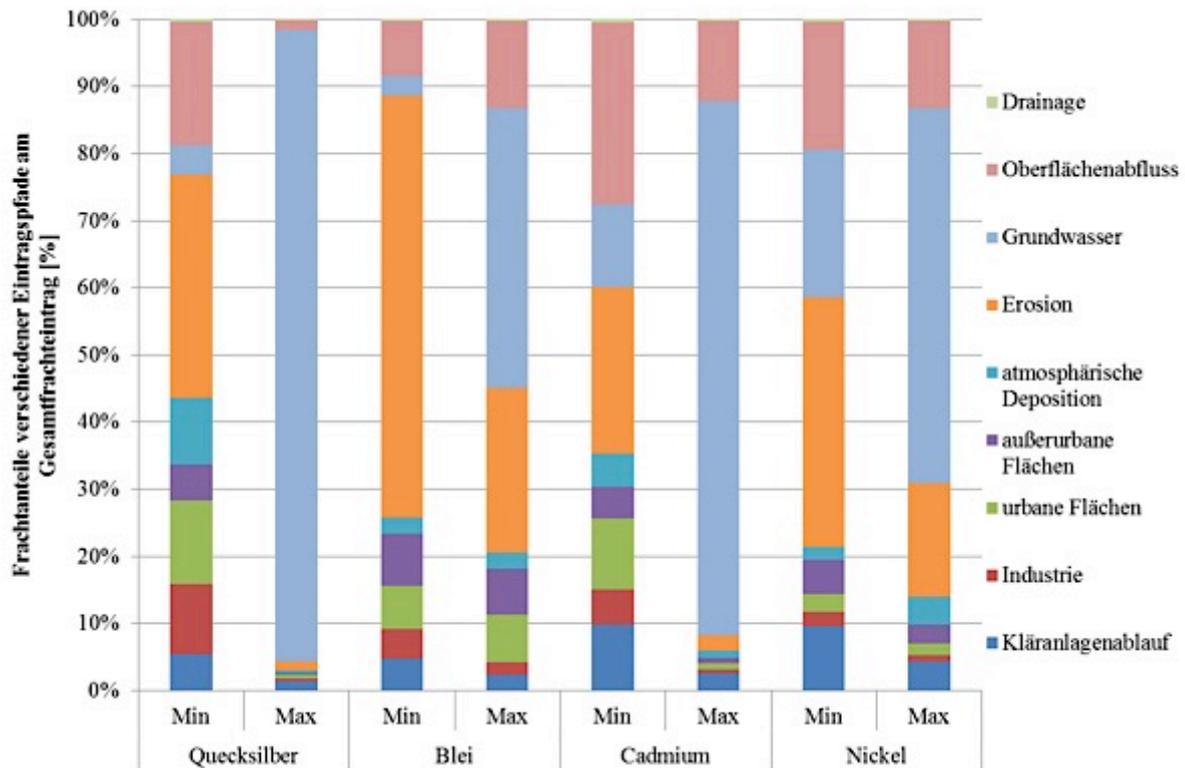


Abbildung 3: Anteile der Emissionen von Schwermetallen über verschiedene eintragspfade in der minimal- und Maximalbetrachtung

4.1.2 ADAPTIERUNG DER FRACHTABSCHÄTZUNG

Aus den Berechnungen geht hervor, dass die diffusen Eintragspfade sowohl unter Anwendung der Minimal- als auch der Maximalbetrachtung bei allen Schwermetallen überwiegen. Der Haupteintragspfad in der Minimalbetrachtung ist die Erosion. Bei der Maximalauswertung hat das Grundwasser einen erheblichen Anteil an der Gesamtfracht, wobei diese Bewertung hohe Unsicherheiten aufweist, da der GZÜV Datensatz überwiegend Messungen unter der Nachweisgrenze enthält und eine quantitative Auswertung mit der Minimal- bzw. Maximalbetrachtung zu großen Schwankungsbreiten der Ergebnisse führt.

Um die Schwankungsbreite der Ergebnisse einzuengen, wurden bei den Berechnungen die GZÜV-Konzentrationsbereiche an Hand von Daten des SHTURM- und Dornbirner Ach-Berichtes eingengt.

Bei Quecksilber wurde als Untergrenze die untere Konzentration der Dornbirner Ach festgelegt. Als Obergrenze wurde jene aus dem SHTURM-Bericht verwendet. Bei Blei wurde die Obergrenze gleich der Nachweisgrenze von $0,5 \mu\text{g/l}$ aus dem SHTURM-Bericht gesetzt. Die Untergrenze wurde so gewählt, dass auch die Werte der Dornbirner Ach erfasst werden. Gemäß Fuchs *et al.* (2010) beträgt die mittlere Cadmiumkonzentration im Grundwasser in Deutschland $0,02 \mu\text{g/l}$. Für Baden-Württemberg ermittelte die Grundwasserüberwachung ein Minimum von $0,05 \mu\text{g/l}$. Um den Berechnungen einen realistischen Schwankungsbereich zu Grunde legen zu können, wurde der Konzentrationsbereich für Cadmium auf $0,01-0,05 \mu\text{g/l}$ eingengt. Als unterer Rechenwert für Nickel wird auf $0,8 \mu\text{g/l}$ aus den Untersuchungen an der Dornbirner Ach zurückgegriffen. Die Obergrenze wurde mit $1,2 \mu\text{g/l}$ festgelegt um die Konzentrationsbreite und damit die Schwankungsbreite der Ergebnisse auf Basis vorhandener Daten einzuschränken, soweit dies auf Basis von Expertenmeinung möglich ist.

In Tabelle 41 sind die angepassten Konzentrationsbereiche zusammengefasst.

Tabelle 41: Einengung der Grundwasserkonzentrationen [$\mu\text{g/l}$] für Schwermetalle

Parameter	Umweltbundesamt, 2012	SCHTURM (Clara et al., 2014b)	Dornbirner Ach (Clara et al., 2014)	Angepasste Konzentrationsbereiche
Quecksilber	0,0002 – 0,1	0,0047 – 0,005	0,0025 – 0,0027	0,0025-0,005
Blei	0,015 – 0,55	2,4 – 2,8	0,14 – 0,69	0,14-0,52
Cadmium	0,0015 – 0,11	0,15 – 0,16	0,0017 – 0,02	0,01-0,05
Nickel	0,3 – 1,7	1,5 – 2,6	0,8 – 1,3	0,8-1,2

In Abbildung 4 und Tabelle 42 sind die absoluten und relativen Anteile der Emissionsfrachten über unterschiedliche Eintragspfade mit den angepassten Konzentrationsbereichen aus Tabelle 41 dargestellt. Insgesamt haben die diffusen Eintragspfade auch basierend auf den neuen Annahmen den größten Anteil an den Schwermetallemissionen. Die Anteile der diffusen Eintragspfade zueinander ändern sich deutlich. In der Minimalauswertung steigen die relativen Frachtanteile der Grundwasser- und Oberflächenemissionen für alle Schwermetalle deutlich an. Im Gegensatz dazu nimmt der Anteil der Erosion vor allem für Quecksilber, Cadmium und Nickel ab. Im Falle von Blei bleibt die Erosion mit 54% der größte Eintragspfad. In der Maximalauswertung stellen der Oberflächenabfluss, die Erosion und das Grundwasser immer noch die wichtigsten Eintragspfade an Schwermetallen dar. Es kann wie in Kapitel 4.1.1 festgehalten werden, dass die Erosion, das Grundwasser und der Oberflächenabfluss die Haupteintragspfade für Schwermetalle bilden. Dennoch beruht die Berechnung des Grundwasser-Pfades auf Konzentrationsbereichen, die auf Basis von fünf Grundwassermessungen abgeleitet wurden und somit nicht als ausreichend repräsentativ gelten können. Eine Verbesserung der Aussagekraft kann nur durch eine Verbesserung der Datenlage erreicht werden.

Tabelle 42: abgeschätzte Schwermetallfrachten [kg/a] mit den modifizierten Grundwasserkonzentrationen

Eintragspfad	Quecksilber	Blei	Cadmium	Nickel
Kläranlagenablauf	10-60	1.000-1.300	50-150	5.450
Industrielle Direkteinleiter	20	940	25	1.200
Punktquellen	30-80	1.940-2.240	75-175	6.650
Urbane Flächen	20	1.300-3.800	50-60	1.490-2.000
Außerurbane Flächen	10	1.600-3.700	20-45	2.800-3.500
Atmosphärische Deposition	20	500-1.250	20-60	1.000-5.000
Erosion	60	16.000	140	22.900
Grundwasser	100-200	5.200-21.000	400-2.000	32.200-48.300
Oberflächenabfluss	30-70	1.700-6.900	130-660	10.500-15.800
Drainagen	0-1	30-130	3-10	200-300
Diffuse Quellen	240-380	26.500-52.700	770-2.980	71.100-97.800
Gesamt	270-460	28.400-54.900	850-3.150	77.800-104.400

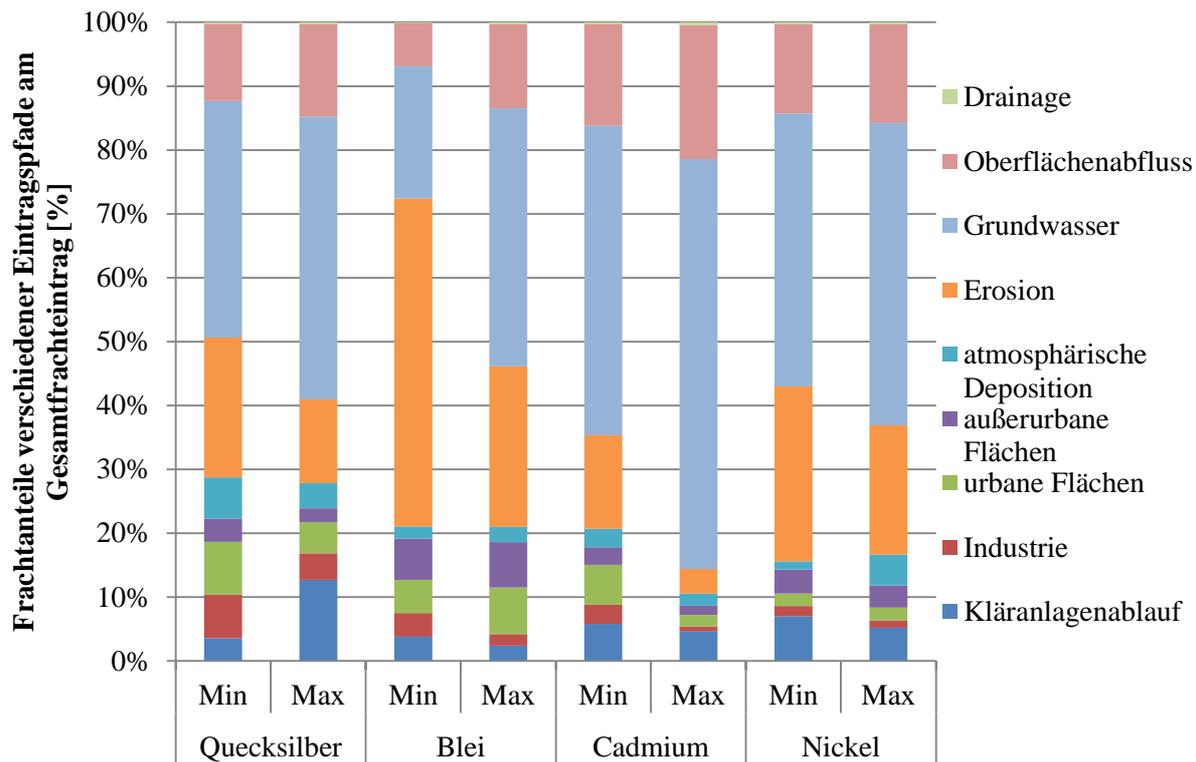


Abbildung 4: Anteile der Emissionen von Schwermetallen über verschiedene Eintragspfade in der Minimal- und Maximalbetrachtung mit modifizierten Grundwasserkonzentrationen

4.1.3 REGIONALE UNTERSCHIEDE

Bei den Emissionsberechnungen für Gesamtösterreich wurden die Einträge der jeweiligen Eintragspfade mit mittleren Konzentrationen und Wassermengen für ganz Österreich berechnet. Die Ergebnisse der Anteile der Emissionen über unterschiedliche Eintragspfade zeigen daher eine mittlere Situation für ganz Österreich.

Die einzelnen Einzugsgebiete weisen stark unterschiedliche Verhältnisse in Hinblick auf das Verhältnis der unterschiedlichen Wasserbilanzkomponenten (Einleitung kommunaler und industrieller Kläranlagen, Abfluss von urbanen und außerurbanen Flächen, Oberflächenabfluss, Grundwasserabfluss und Drainagenabfluss) bzw. Deposition und der Erosion auf. Demzufolge ist mit einer deutlichen regionalen Verschiebung der Anteile der Emissionen zu rechnen. Diese Unterschiede sollen im Weiteren im Vergleich der Anteile von Emissionsfrachten bei einer österreichweiten Betrachtung zu einer regionalen Betrachtung der Dornbirner Ach, der Strem und der Gusen dargestellt werden.

Zum anderen weisen die Autoren Clara *et al.* (2014b) darauf hin, dass im Rahmen des SHTURM-Projektes deutliche regionale bzw. lokale Unterschiede in den Konzentrationen festzustellen waren. Als Begründung geben die Autoren die unterschiedlichen Niederschlagsereignisse und –intensitäten im Osten und Westen Österreichs an. Die regionalspezifischen Konzentrationen haben ebenfalls einen Einfluss auf die Verteilung der Eintragspfade einzelner Einzugsgebiete, welcher derzeit bei der Betrachtung einzelner Teileinzugsgebiete nicht berücksichtigt werden kann, da entsprechend räumlich aufgelöste Daten fehlen. Lediglich für die Dornbirner Ach sind aus Clara *et al.* (2014a) regionale Daten vorhanden. Daher soll durch den zusätzlichen Vergleich der Schwermetall- und PAK-Eintragspfadverteilung der Dornbirner Ach von Clara *et al.* (2014a) und der im gegenständigen Projekt ermittelten Verteilung die Unterschiede, die sich durch die Verwendung regionalspezifischer Konzentrationen ergeben, dargestellt werden.

4.1.3.1 QUECKSILBER

In Abbildung 5 ist die Frachtverteilung von Quecksilber über verschiedene Eintragspfade für Gesamtösterreich und die Einzugsgebiete der Dornbirner Ach, der Strem und der Gusen dargestellt. Es wurde mit den gleichen Konzentrationen in den unterschiedlichen Eintragspfaden gerechnet, wie für die gesamtösterreichische Abschätzung. Im Gegensatz zur österreichweiten Abschätzung ergibt sich für die Fallbeispiel-Einzugsgebiete eine andere Verteilung der Eintragspfade.

Im österreichischen Mittel tragen die diffusen Eintragspfade mit 80-90% zu den Quecksilberemissionen bei. Relevant sind dabei die Erosion, das Grundwasser und der Oberflächenabfluss. Die Ergebnisse für Gusen und Strem sind insofern anders als hier die Erosion gegenüber den Einträgen aus Grundwasser und Oberflächenabfluss deutlich stärker in den Vordergrund tritt, was durch die von Gabriel et al. (2011) ermittelten Sedimenteinträge von Ackerflächen (siehe Tabelle 7) und den hohen landwirtschaftlichen Nutzungsanteil in den Einzugsgebieten erklärbar ist. Im Gegensatz dazu, haben die siedlungswasserwirtschaftlichen Eintragspfade im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach eine wesentlich größere Bedeutung. Die Einträge aus urbanen und außerurbanen Flächen, kommunalen Kläranlagen und industriellen Direkteinleitern betragen knapp 50%. In Tabelle 43 sind die prozentualen Anteile der Eintragspfade für Gesamtösterreich (Ö) und für die Einzugsgebiete Dornbirner Ach (DA), Strem und Gusen zusammengefasst.

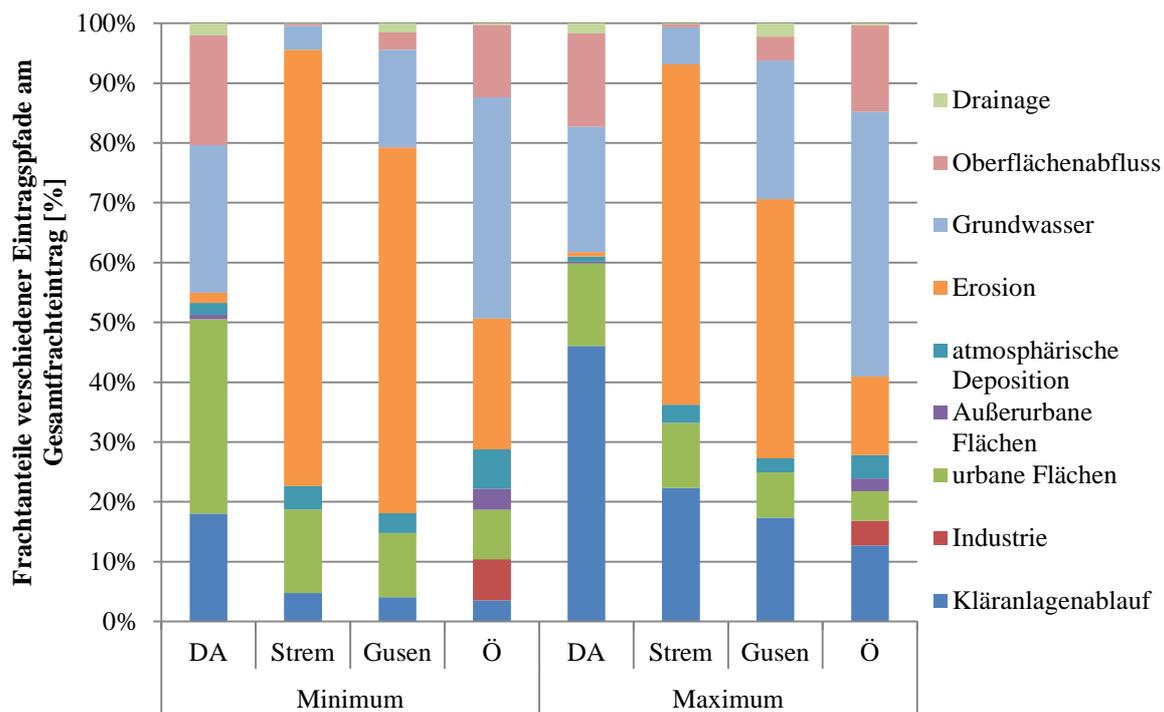


Abbildung 5: Vergleich der Anteile der Quecksilberemissionen über verschiedene Eintragspfade in der Minimal- und Maximalbetrachtung in der Dornbirner ach (da), Strem, Gusen und Gesamtösterreich (ö)

Tabelle 43: Vergleich der relativen Anteile der Quecksilberemissionen über verschiedene Eintragspfade in der Dornbirner Ach (da), Strem, Gusen und Gesamtösterreich (ö)

Eintragsfad	Quecksilber			
	Ö	DA	Strem	Gusen
Kläranlagenablauf	4-13	18-46	5-22	4-17
Industrielle Direkteinleiter	7-4	k.A.	k.A.	k.A.
Punktquellen	11-17	18-46	5-22	4-17
Urbane Flächen	8-5	32-14	14-11	11-8
Außerurbane Flächen	4-2	<1	-	-
Atmosphärische Deposition	7-4	2-1	4-3	3-2
Erosion	22-13	2-1	73-57	61-43
Grundwasser	37-44	25-21	4-6	16-23
Oberflächenabfluss	12-14	18-16	<1	3-4
Drainagen	0	2	<1	2
Diffuse Quellen	89-83	82-54	95-78	96-83

4.1.3.2 BLEI

Über 90% der österreichweiten Bleiemissionen in die Fließgewässer stammen aus diffusen Quellen, wobei die Erosion, das Grundwasser und der Oberflächenabfluss die Haupteintragspfade darstellen (Abbildung 6). Das Bild für Gusen und Strem ist insofern anders als hier die Erosion gegenüber den Einträgen aus Grundwasser und Oberflächenabfluss deutlich stärker in den Vordergrund tritt, was durch die von Gabriel et al. (2011) ermittelten Sedimenteinträge von Ackerflächen (siehe Tabelle 7) und den hohen landwirtschaftlichen Nutzungsanteil in den Einzugsgebieten erklärbar ist. Im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach ergibt sich eine andere Verteilung der Eintragspfade, wobei kommunale Kläranlagen, urbane und außerurbane Flächen einen Anteil von knapp 50% an den Bleiemissionen haben. Dies zeigt, dass den Eintragspfaden aus der Siedlungswasserwirtschaft (Kläranlagenemissionen, urbane Flächen und außerurbane Straßen) im EZG der Dornbirner Ach ein wesentlich größerer Anteil zukommt als im österreichischen Durchschnitt. Die prozentualen Anteile der Eintragspfade an der Gesamtemission sind in Tabelle 44 zusammengefasst.

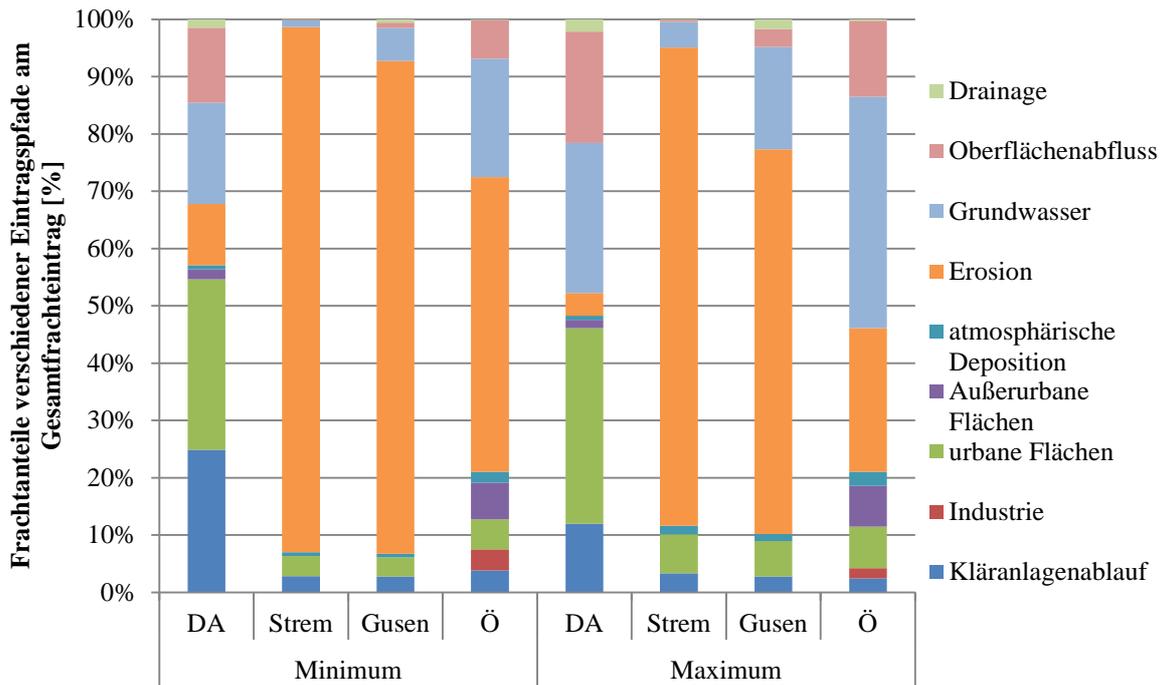


Abbildung 6: Vergleich der Anteile der Bleiemissionen über verschiedene Eintragspfade in der Minimal- und Maximalbetrachtung in der Dornbirner Ach (da), Strem, Gusen und Gesamtösterreich (ö)

Tabelle 44: Vergleich der relativen Anteile der Bleiemissionen über verschiedene Eintragspfade in der Dornbirner Ach (da), Strem, Gusen und Gesamtösterreich (ö)

Eintragsfad	Blei			
	Ö	DA	Strem	Gusen
Kläranlagenablauf	3-2	25-12	3	3
Industrielle Direkteinleiter	3-2	k.A.	k.A.	k.A.
Punktquellen	7-4	25-12	3	3
Urbane Flächen	5-7	30-34	4-7	3-6
Außerurbane Flächen	6-7	2-1	-	-
Atmosphärische Deposition	2	1	1	1
Erosion	57-29	11-4	92-83	86-76
Grundwasser	18-38	18-26	1-4	6-18
Oberflächenabfluss	6-12	13-19	0	0
Drainagen	0	1-2	0	0
Diffuse Quellen	93-96	75-88	97	97

4.1.3.3 CADMIUM

In der gesamtösterreichischen Betrachtung wird Cadmium über 90% durch diffuse Eintragspfade in Fließgewässer eingetragen, wobei vor allem die Erosion, das Grundwasser und der Oberflächenabfluss dazu beitragen (Abbildung 7). Für die Dornbirner Ach ergibt sich in der Maximalbetrachtung eine ähnliche Verteilung, wobei das Grundwasser und der Oberflächenabfluss 85% des Gesamteintrages ausmachen. In den durch Landnutzung geprägten Einzugsgebieten Strem und Gusen stellt die Erosion den Haupteintragspfad in der Minimalbetrachtung dar. In der Maximalauswertung tragen das Grundwasser und der Oberflächenabfluss ebenfalls wesentlich zu den Cadmiumemissionen bei. Die Anteile über Erosion, Grundwasser und Oberflächenabfluss schwanken dabei zwischen 70-80% im Strem-Einzugsgebiet und bleiben mit 80% im Gusen-Einzugsgebiet konstant. In der Minimalbetrachtung der Dornbirner Ach tragen die urbanen und außerurbanen Flächen und kommunalen Kläranlagen zu 50% zu den Emissionen bei. In Tabelle 45 ist die prozentuale Verteilung der Eintragspfade zusammengefasst.

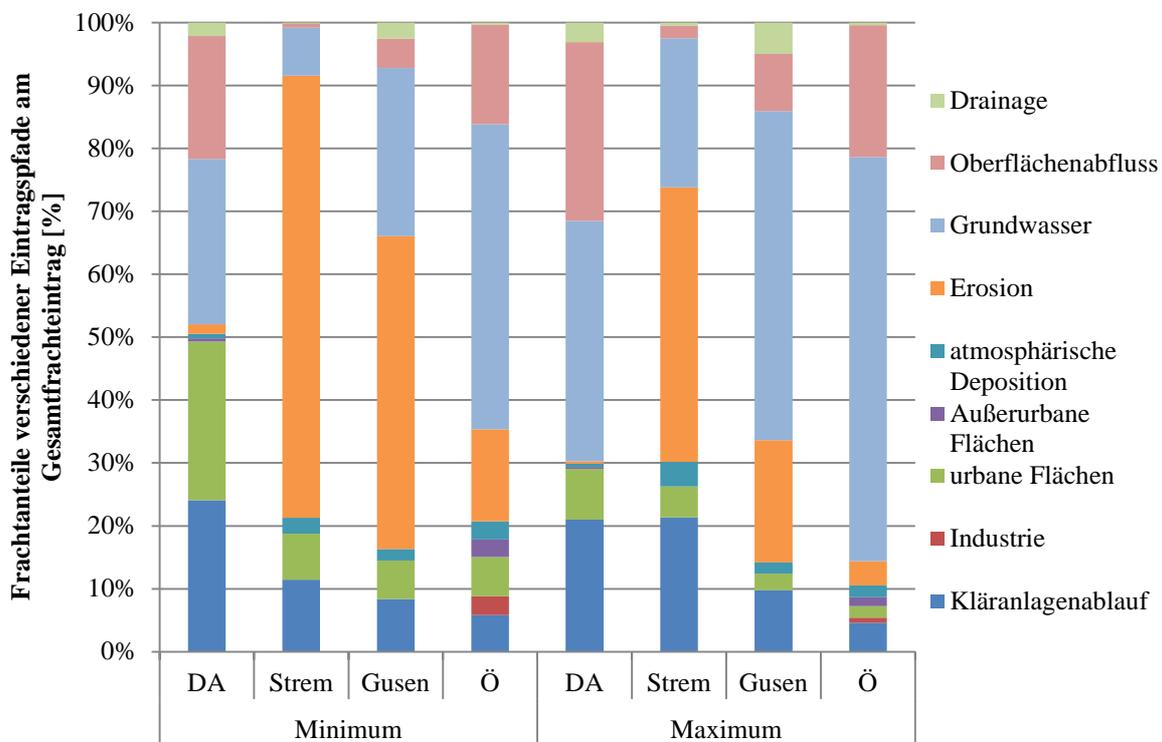


Abbildung 7: Vergleich der Anteile der Cadmiumemissionen über verschiedene Eintragspfade in der Minimal- und Maximalbetrachtung in der Dornbirner Ach (da), Strem, Gusen und Gesamtösterreich (ö)

Tabelle 45: Vergleich der relativen Anteile der Cadmiumemissionen über verschiedene Eintragspfade in der Dornbirner Ach (da), Strem, Gusen und Gesamtösterreich (ö)

Eintragspfad	Cadmium			
	Ö	DA	Strem	Gusen
Kläranlagenablauf	6-5	24-21	11-21	8-10
Industrielle Direkteinleiter	3-1	k.A.	k.A.	k.A.
Punktquellen	9-6	24-21	11-21	8-10
Urbane Flächen	6-2	25-8	7-5	6-3

Außerurbane Flächen	3-1	<1	-	-
Atmosphärische Deposition	3-2	<1	3-4	2
Erosion	16-4	<2	70-44	50-19
Grundwasser	47-64	26-38	8-24	27-52
Oberflächenabfluss	16-21	20-28	1-2	5-9
Drainagen	0	2-3	0-1	3-5
Diffuse Quellen	91-94	76-79	89-79	92-90

4.1.3.4 NICKEL

Wie in Abbildung 8 erkennbar, tragen die diffusen Eintragspfade über 90% zu den Nickelemissionen in die Gewässer bei, wobei sich im Einzugsgebiet der Strem und der Gusen eine ähnliche Verteilung wie dem österreichischen Mittel ergibt. Dabei sind die Haupteintragspfade die Erosion, Grundwasser und der Oberflächenabfluss. Im Gegensatz dazu, haben die siedlungswasserwirtschaftlichen Eintragspfade (kommunale Kläranlagen, industrielle Direktleitungen, urbane und außerurbane Flächen), mit mehr als 50% Frachtanteil im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach, eine größere Bedeutung als im österreichischen Durchschnitt. In Tabelle 46 sind die Ergebnisse der Verteilung zusammengefasst.

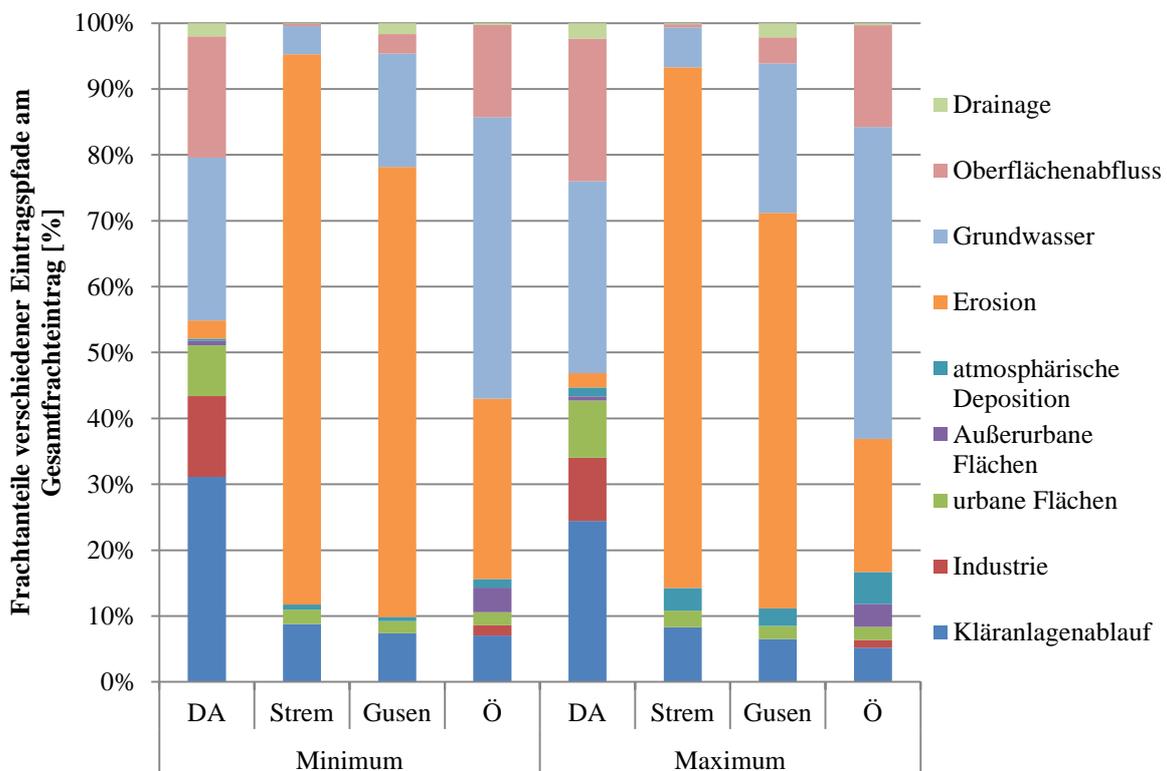


Abbildung 8: Vergleich der Anteile der Nickelemissionen über verschiedene Eintragspfade in der Minimal- und Maximalbetrachtung in der Dornbirner Ach (da), Strem, Gusen und Gesamtösterreich (ö)

Tabelle 46: Vergleich der relativen Anteile der Nickelemissionen über verschiedene Eintragspfade in der Dornbirner Ach (da), Strem, Gusen und Gesamtösterreich (ö)

Eintragspfad	Nickel			
	Ö	DA	Strem	Gusen
Kläranlagenablauf	7-5	31-25	9-8	7-6
Industrielle Direkteinleiter	2-1	12-10	k.A.	k.A.
Punktquellen	9-6	43-34	9-8	7-6
Urbane Flächen	2	9	2-3	2
Außerurbane Flächen	4-3	1	-	-
Atmosphärische Deposition	1-5	<1	1-3	1-3
Erosion	29-22	3-2	84-79	68-60
Grundwasser	41-46	25-29	4-6	17-23
Oberflächenabfluss	14-15	18-22	0-1	3-4
Drainagen	0	2	0	2
Diffuse Quellen	91-94	57-66	91-92	93-94

4.1.4 VERGLEICH MIT REGIONALSPEZIFISCHER DATENBASIS

Je genauer die Datenbasis für ein Einzugsgebiet ist, desto besser können die Frachten auf regionaler Ebene abgeschätzt werden. Der Einfluss regionaler Daten ist in Abbildung 9, anhand des Vergleichs der Eintragspfade für die Dornbirner Ach mit dem Bericht „Emissionsmodellierung ausgewählter organischer und anorganischer Parameter im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach“ von Clara *et al.* (2014a), dargestellt. Die Daten aus Clara *et al.* (2014a) beruhen auf regionalen Untersuchungen. Im Zuge des Projektes wurden Messungen an den Kläranlagen Hohenems und Dornbirn durchgeführt. Die von Clara *et al.* (2014a) ermittelten Einträge aus kommunalen Kläranlagen sind höher als bei der österreichweiten Gesamtabeschätzung. Die Konzentrationen im Abfluss von außerurbanen Flächen wurden anhand von Messungen einer Gewässerschutzanlage in Bregenz erhoben. Die verwendeten Konzentrationen in Niederschlagswasser- und Mischkanalisation stammen aus dem SHTURM-Bericht, wobei nur die Konzentrationen aus dem Siedlungsgebiet in Vorarlberg in die Berechnung eingingen. Dieser Unterschied der Konzentrationen ist deutlich an den Einträgen über urbane Flächen zu sehen.

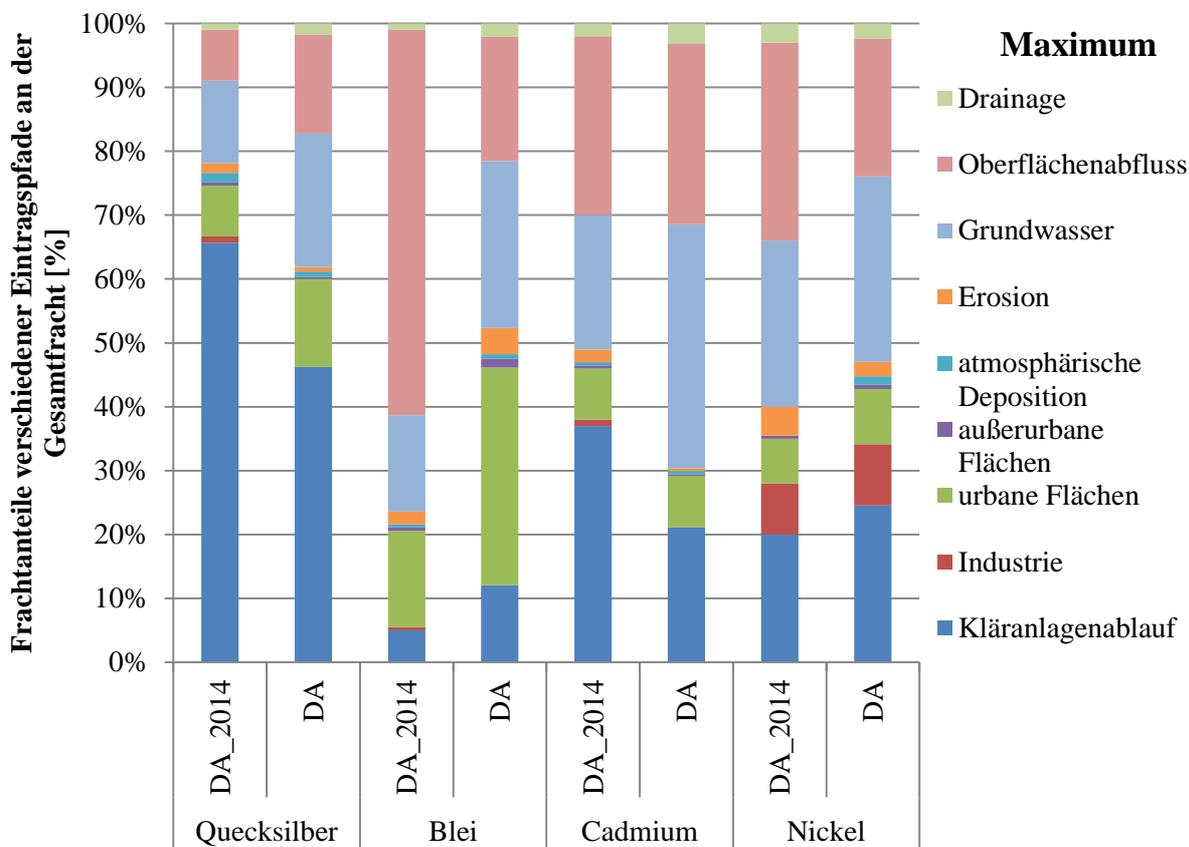
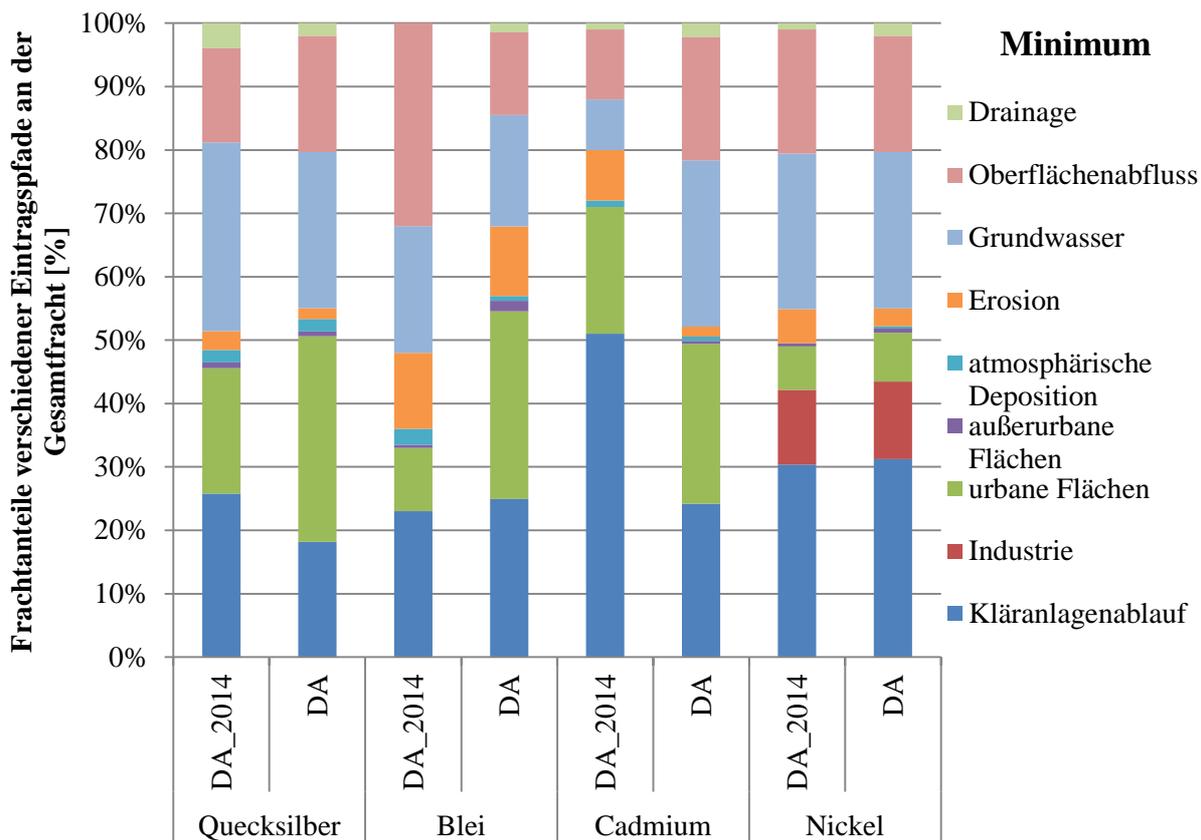


Abbildung 9: Vergleich der Eintragspfadanteile im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach aus dem Bericht von Clara et al. (2014a) (da_2014) und der hier abgeschätzten Frachten (da)

4.1.5 RESÜMEE

Aus dem Vergleich des Anteiles der Haupteintragspfade und den Gesamtemissionsfrachten für Gesamtösterreich mit den Anteilen von drei Flusseinzugsgebieten in Österreich, wird deutlich, dass die Ergebnisse der österreichweite Abschätzung nicht ohne weiteres auf einzelne Einzugsgebiete übertragen werden können. Die Eintragspfadanteile unterscheiden sich zwischen den einzelnen Einzugsgebieten aber auch im Vergleich mit ganz Österreich deutlich.

Derzeit wird die Qualität der Ergebnisse von den verfügbaren Daten beeinträchtigt und die Ergebnisse sind mit hohen Unsicherheiten behaftet. Eine verbesserte Aussage für Gesamtösterreich und eine verbesserte Regionalisierung der Ergebnisse kann erreicht werden, wenn landesweit Untersuchungen zur Erhebung regionaler Unterschiede durchgeführt werden, wobei vor allem die Eintragspfade Grundwasser, Oberflächenabfluss und industrielle Direkteinleiter in erster Linie einer Verbesserung der Datenbasis bedürfen. Schwermetalle werden regelmäßig im Grundwasser untersucht und es ist eine Vielzahl von Messungen verfügbar, aber vor allem Hg und Cd waren nur vereinzelt nachweisbar. Entsprechende Untersuchungen zu den jeweiligen Eintragspfaden müssten daher mit entsprechend sensitiven Analysemethoden durchgeführt werden. In Kapitel 7.2 sind die Empfehlungen zusammengefasst.

Trotz hoher Unsicherheiten weisen die Ergebnisse der ersten österreichweiten Emissionsabschätzung darauf hin, dass die betrachteten Schwermetalle im gesamten Bundesgebiet überwiegend über diffuse Eintragspfade emittiert werden. Hauptkomponenten sind dabei die Erosion, das Grundwasser und der Oberflächenabfluss. In einzelnen Einzugsgebieten können je nach regionaler Situation jedoch auch andere Eintragspfade an Bedeutung gewinnen.

4.2 POLYZYKLISCHE AROMATISCHE KOHLENWASSERSTOFFE (PAK)

4.2.1 ÖSTERREICHWEITE FRACHTABSCHÄTZUNG

In Tabelle 47 sind die berechneten Frachten für die Summe aller polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe angegeben. Bei der Maximal- und Minimalauswertung in Abbildung 10 wird die Summe der PAKs ohne Naphthalin ($\sum \text{PAK}_{15}$) dargestellt. Mit $0,66 \mu\text{g/l}$ liegt die Bestimmungsgrenze von Naphthalin erheblich über den Bestimmungsgrenzen anderer PAKs, weshalb bei einer Maximalauswertung für die Einträge von Naphthalin unrealistisch hohe Frachten errechnet und der Gesamteintrag an PAKs deutlich verzerrt werden würde.

Tabelle 47: Abgeschätzte PAK-Fracht in [kg/a]

Eintragspfad	Σ PAK₁₅
Kläranlagenablauf	30-90
Industrielle Direkteinleiter	20
Punktquellen	50-110
Urbane Flächen	20-60
Außerurbane Flächen	40-80
Atmosphärische Deposition	10-100
Erosion	12-270
Grundwasser	70-2400
Oberflächenabfluss	22-790
Drainagen	0,4-15
Diffuse Quellen	170-3.750
Gesamt	220-3.860

In Abbildung 10 sind die Eintragspfade und ihre relativen Anteile an der Gesamtemissionsfracht dargestellt. Der Haupteintrag an PAKs in Fließgewässer erfolgt mit 76-97% durch die diffusen Eintragspfade. Diese Abschätzung stimmt gut mit der Angabe von Clara *et al.* (2012) überein, dass über 80% der PAK-Emissionen aus diffusen Quellen stammen.

In der Minimalauswertung sind die Einträge auf die unterschiedlichen diffusen Eintragspfade verteilt. Hauptanteile haben das Grundwasser (30%) und die außerurbanen Flächen (20%). Mit 10% trägt der Oberflächenabfluss zu den Emissionen bei. Erosion, atmosphärische Deposition und urbane Flächen haben jeweils einen Anteil von weniger als 10%. Bei den punktförmigen Eintragspfaden tragen die kommunalen Kläranlagen zu 14% und die industriellen Direkteinleiter zu ungefähr 10% zu den Emissionen bei. Im Gegensatz zu der gestreuten Verteilung der Pfade in der Minimalauswertung, stechen bei der Maximalbewertung das Grundwasser, der Oberflächenabfluss und die Erosion als Haupteintragspfade heraus. Der Anteil des Grundwassers liegt bei 60%, der des Oberflächenabflusses bei 20%. Der Anteil der Erosion bleibt mit knapp 7% gleich. Die Drainagen tragen in beiden Auswertungen mit weniger als 1% zu den Emissionen bei und stellen somit keinen relevanten Eintragspfad dar.

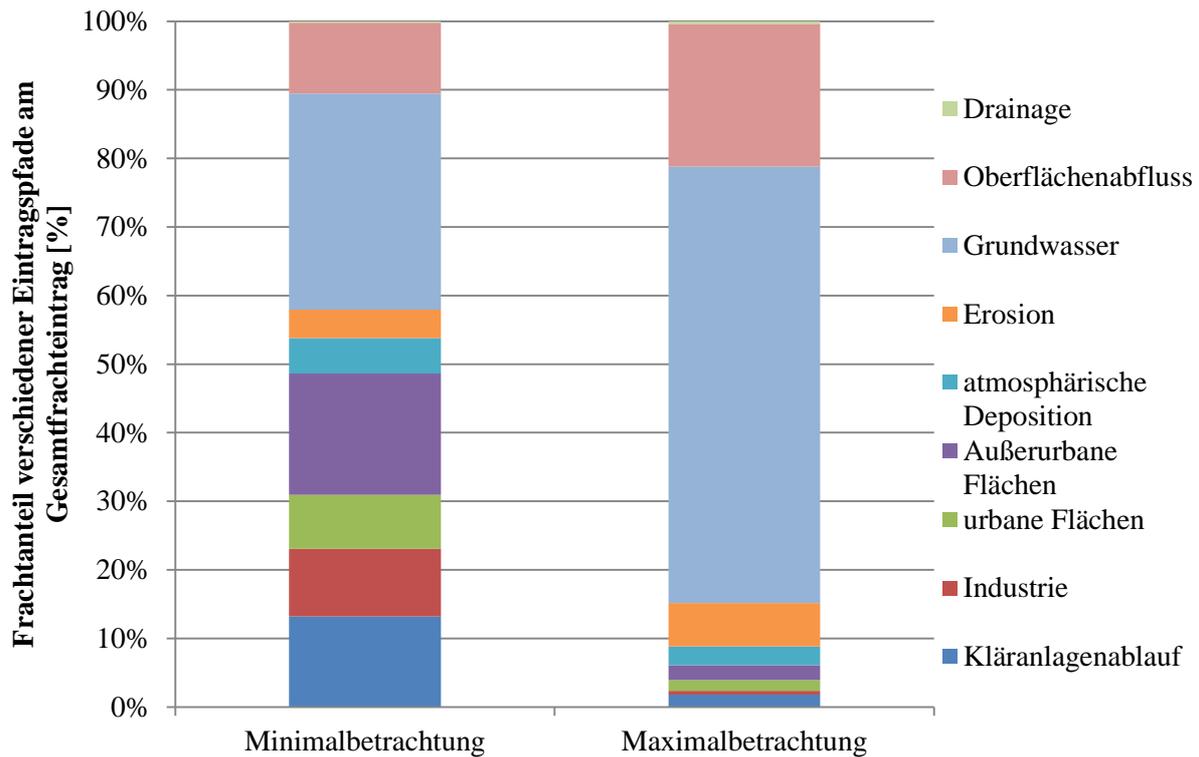


Abbildung 10: Anteile der Emissionen von PAKs über verschiedene Eintragspfade in der Minimal- und Maximalbetrachtung

Tabelle 47 und Abbildung 10 zeigen die hohen Unsicherheiten der Emissionsberechnungen für Grundwasser und Oberflächenabfluss. Konzentrationen zu den PAKs im Grundwasser liegen in der Gewässerzustandsüberwachung nicht vor. Die bei Clara *et al.* (2014b) durchgeführten Messungen führten, mit Ausnahme von Phenanthren, alle zu Ergebnissen unterhalb der Nachweisgrenze. Phenanthren wurde als einziges PAK nachgewiesen, aber alle Messungen waren kleiner der Bestimmungsgrenze. Um eine verbesserte Frachtabschätzung für Österreich gewährleisten zu können, müssten die Messungen der PAKs mit entsprechend sensitiven Methoden durchgeführt werden. Ebenso sollten die Messstandorte so gewählt werden, dass städtisch beeinflusste und anthropogen unbeeinflusste Grundwässer getrennt untersucht werden.

4.2.2 REGIONALE UNTERSCHIEDE

In Abbildung 11 werden die Anteile der verschiedenen Frachteintragspfade am Gesamtfrachteintrag im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach (DA), der Strem und der Gusen mit den Anteilen der österreichweiten Auswertung (Ö) verglichen.

Während die außerurbanen Flächen in der Minimalauswertung einen bedeutenden Anteil an den österreichweiten Gesamtemissionen ausmachen, liefern die kommunalen Kläranlagen und urbanen Flächen in der Minimalauswertung einen relevanten Beitrag zu den Gesamtemissionen bei den betrachteten Testgebieten. Der Frachtanteil über diese Eintragspfade beträgt in der Dornbirner Ach 70%, im Einzugsgebiet der Strem knapp 60% und in die Gusen knapp 50%. Die Maximalauswertung der Dornbirner Ach zeigt ein ähnliches Bild wie die gesamtösterreichische Verteilung, wobei Grundwasser und Oberflächenabfluss mit 80% die Emissionen dominieren. Dennoch liegt der Einfluss der siedlungswasserwirtschaftlichen Eintragspfade mit knapp 20% höher als das österreichische Mittel. Für die Strem und die Gusen stellen die Erosion, der Grundwasserzufluss und der Oberflächenabfluss mit knapp 80% die Haupteintragskomponenten in der Maximalauswertung dar.

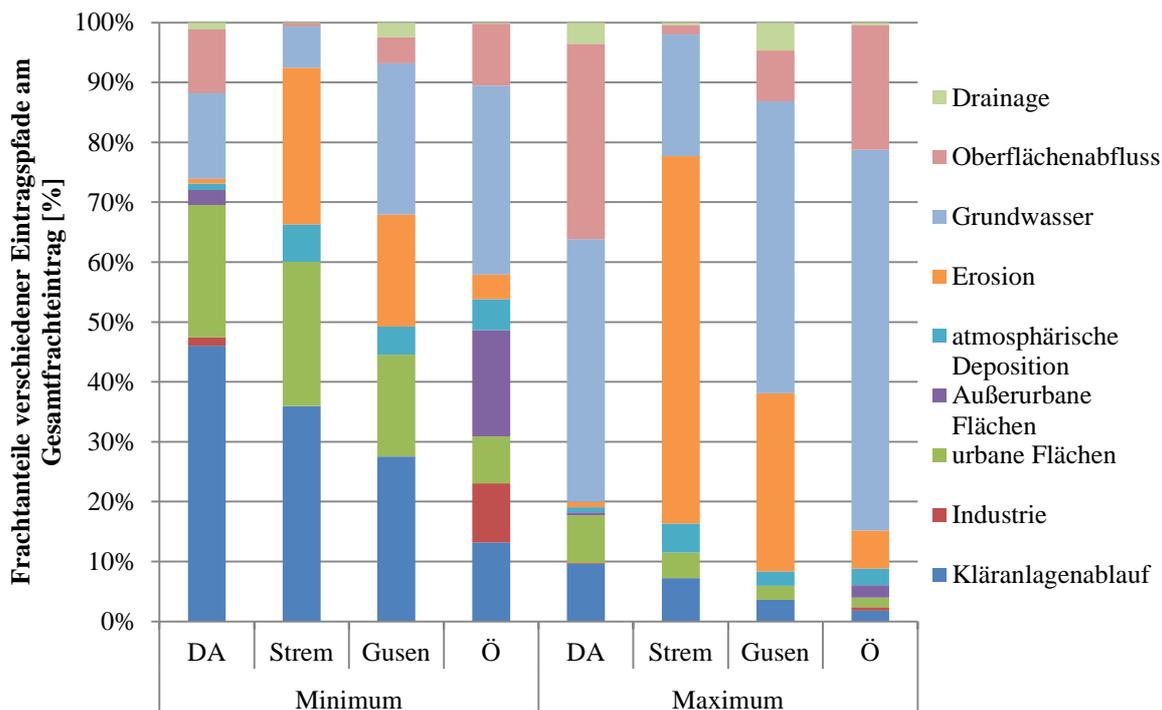


Abbildung 11: Vergleich der Anteile der PAK-Emissionen über verschiedene Eintragspfade in der Minimal- und Maximalbetrachtung in der Dornbirner Ach (da), Strem, Gusen und Gesamtösterreich (ö)

Tabelle 48: Vergleich der relativen Anteile der PAK-Emissionen über verschiedene Eintragspfade in der Dornbirner Ach (da), Strem, Gusen und Gesamtösterreich (ö)

Eintragsfad	PAK			
	Ö	DA	Strem	Gusen
Kläranlagenablauf	14-2	46-10	38-9	29-4
Industrielle Direkteinleiter	10-1	1-0	k.A.	k.A.
Punktquellen	24-3	48-10	38-9	29-4
Urbane Flächen	8-2	22-8	23-4	17-2
Außerurbane Flächen	17-2	2-0	-	-
Atmosphärische Deposition	5-3	1	5-3	5-2
Erosion	4-6	1	25-60	18-29
Grundwasser	31-63	14-44	7-20	25-48
Oberflächenabfluss	10-21	11-33	1-2	4-8
Drainagen	0	1-4	0	2-5
Diffuse Quellen	76-97	52-90	62-91	71-96

4.2.3 VERGLEICH MIT REGIONALSPEZIFISCHER DATENBASIS

In Abbildung 12 ist der Vergleich der Emissionsabschätzung für das Einzugsgebiet der Dornbirner Ach (DA) mit den Ergebnissen aus dem Bericht „Emissionsmodellierung ausgewählter organischer und anorganischer Parameter im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach“ (Clara *et al.*, 2014a) (DA_2014) dargestellt. Die Emissionsmodellierung von Clara *et al.* (2014a) beruht auf regionalspezifischen Konzentrationen, welche im Rahmen des Projektes im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach gemessen wurden. Die Unsicherheiten, welche die Verwendung von gemittelten Konzentrationen für Gesamtösterreich auf die Auswertung haben können, werden anhand der urbanen Flächen verdeutlicht. Clara *et al.* (2014a) griffen für die Frachtabschätzung aus Niederschlagswasserkanalisationen ebenfalls auf die Konzentrationen des SCHTURM-Berichtes (Clara *et al.*, 2014b) zurück, wobei nur Konzentrationen aus dem Vorarlberger Raum verwendet wurden, welche durch Verdünnungseffekte bei höherem Jahresniederschlag geringer sind, als die im Osten ermittelten Konzentrationen. Weitere Unsicherheiten durch landesweit gemittelte Konzentrationen werden bei der Betrachtung der Frachtanteile über das Grundwasser und den Oberflächenabfluss deutlich, deren Anwendung für das Einzugsgebiet der Dornbirner Ach zu höheren Schwankungen führt als die Berechnungen von Clara *et al.* (2014a).

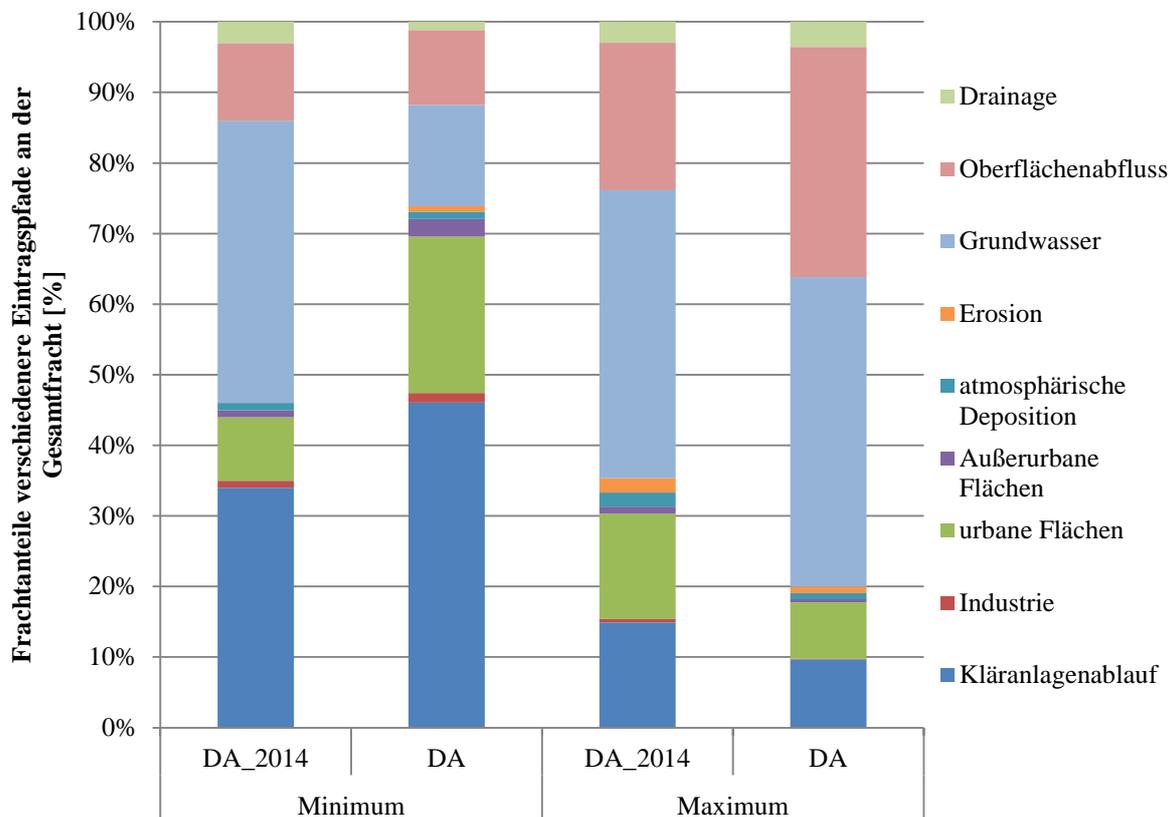


Abbildung 12: Vergleich der Eintragspfadanteile im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach (da) aus dem Bericht von Clara *et al.* (2014a) (da_2014) und der hier abgeschätzten Frachten

4.2.4 RESÜMEE

Aus dem Vergleich der Emissionsfrachten über unterschiedliche Eintragspfade für Gesamtösterreich und drei Flusseinzugsgebieten in Österreich, wird deutlich, dass die Ergebnisse der österreichweiten Abschätzung nicht ohne weiteres auf einzelne Einzugsgebiete übertragen werden können. Die Bedeutung der

einzelnen Eintragspfade unterscheidet sich zwischen den einzelnen Einzugsgebieten aber auch im Vergleich mit ganz Österreich deutlich.

Um besser abgesicherte Aussagen für Gesamtösterreich treffen zu können, wären mehr Messungen der Stoffkonzentrationen an Niederschlagswassereinleitungen aus Trennkanalisationen, Mischwasserentlastungen und außerurbanen Straßeneinleitungen notwendig. Um die Unsicherheiten bei der Quantifizierung des Grundwassereintrages zu verringern, sollte ein landesweites Grundwassermonitoring mit entsprechenden Bestimmungsgrenzen durchgeführt werden, wobei die Messstandorte so gewählt werden sollten, dass Konzentrationen aus anthropogen beeinflussten und unbeeinflussten Gebieten erfasst werden.

4.3 POLYBROMIERTE DIPHENYLETHER (PBDE)

4.3.1 ÖSTERREICHWEITE FRACHTABSCHÄTZUNG

In Tabelle 49 sind die berechneten Frachten für die Summe der polybromierten Diphenylether zusammengefasst. Insgesamt wird eine Fracht von 48 – 53 kg/a in Oberflächengewässer Österreichs eingetragen. Davon stammen 98% aus diffusen Quellen. Bei den Punktquellen ist jedoch zu berücksichtigen, dass keine Frachteinträge aus industriellen Direkteinleitern berechnet werden konnten. Die Konzentration an PBDE in industriellen Abwässern unterscheidet sich nach Branche. Die entsprechenden Daten sind jedoch nicht vorhanden. Die Einträge über industrielle Direkteinleiter konnten daher nicht berechnet werden, wodurch diesbezüglich eine Fehleinschätzung der Eintragspfadverteilung gegeben ist. Folglich berücksichtigen die Einträge über punktförmige Quellen nur kommunale Kläranlagen und betragen 0,9 – 1 kg/a. Dies entspricht 2% der Gesamtfracht.

Tabelle 49: abgeschätzte Fracht an PBDE in [kg/a]

Eintragspfad	Σ PBDE
Kläranlagenablauf	0,9-1
Industrielle Direkteinleiter	k.A.
Punktquellen	0,9-1
Urbane Flächen	0,5-0,6
Außerurbane Flächen	1,2-1,2
Atmosphärische Deposition	1,8-1,9
Erosion	0,02-0,2
Grundwasser	33-35
Oberflächenabfluss	11-12
Drainagen	0,2-0,2
Diffuse Quellen	47-52
Gesamt	48-53

In Abbildung 13 sind die relativen Frachten der Minimal- und Maximalauswertung für die Summe aller PBDE dargestellt. Für die Minimal- und Maximalauswertung ergeben sich ähnliche Verteilungen. Dabei

stellen das Grundwasser mit 70% und der Oberflächenabfluss mit knapp 20% die Haupteintragspfade dar. Die restlichen Eintragspfade machen in Summe 10% der gesamten Fracht aus.

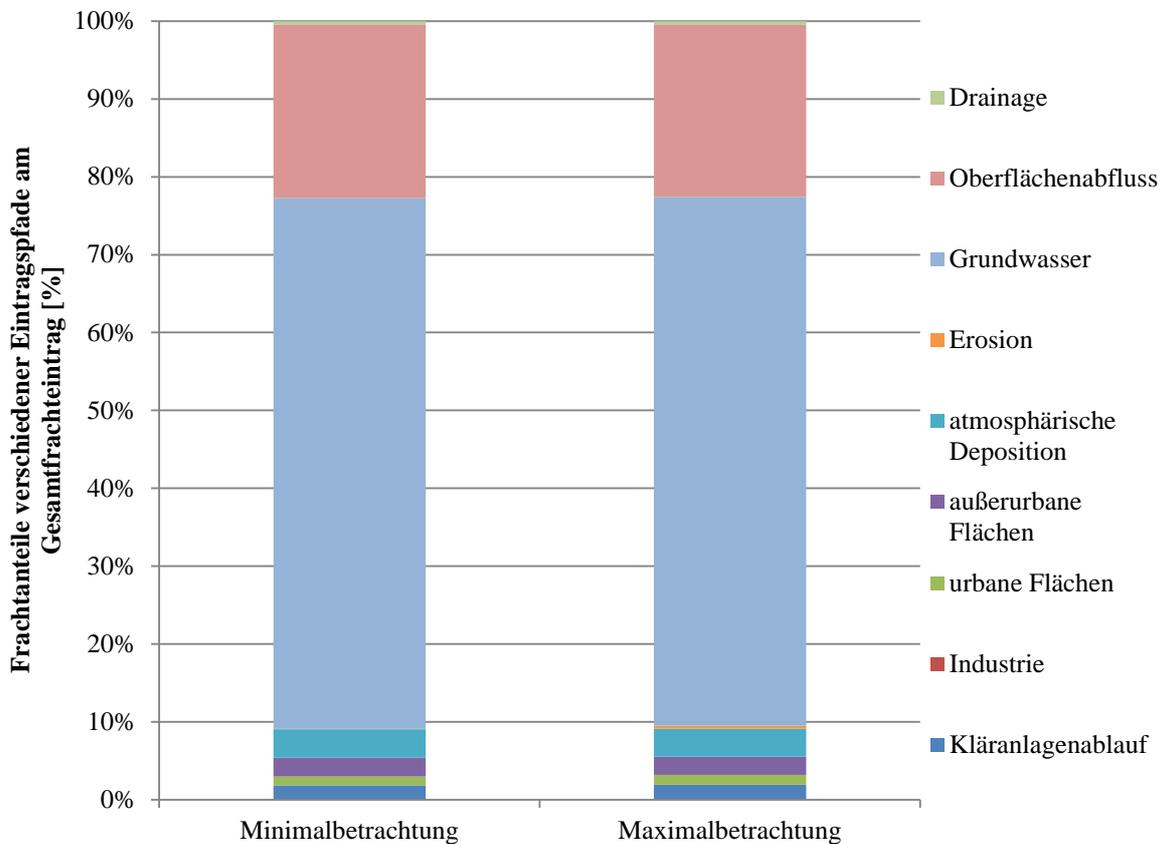


Abbildung 13 Anteile der Emissionen von PBDE über verschiedene Eintragspfade in der Minimal- und Maximalbetrachtung

4.3.2 REGIONALE UNTERSCHIEDE

In Abbildung 14 sind die Verhältnisse der Eintragspfade für Österreich (Ö) und die Einzugsgebiete Dornbirner Ach (DA), Strem und Gusen dargestellt. In den betrachteten Einzugsgebieten stellen das Grundwasser, Oberflächenabfluss und die kommunalen Kläranlagen die Haupteintragspfade dar. Im Einzugsgebiet der Strem tragen atmosphärische Deposition, urbane Flächen und kommunale Kläranlagen zu gleichen Teil von 15% zu den Emissionen bei, wobei die Verteilung der PBDE über atmosphärische Deposition auf urbane Flächen bzw. der direkte Eintrag in das Gewässer deutlich wird. Der Frachtanteil von knapp 17% der kommunalen Kläranlagen ergibt sich durch den hohen Abflussanteil von etwa 20% der kommunalen Kläranlagen am Gesamtabfluss. In Tabelle 50 sind die prozentualen Anteile der Eintragsfrachten an den Gesamtemissionen der PBDE zusammengefasst.

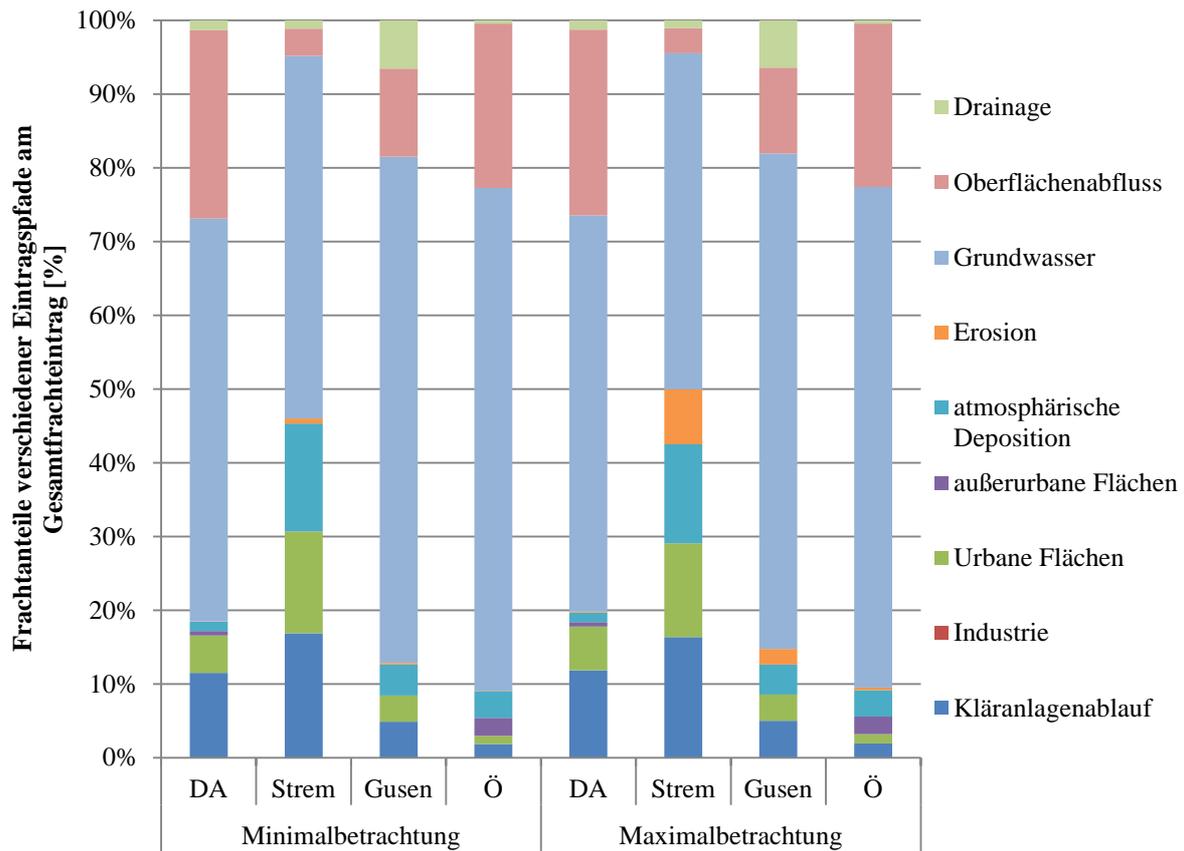


Abbildung 14: Vergleich der Anteile der PBDE-Emissionen über verschiedene Eintragspfade in der Minimal- und Maximalbetrachtung in der Dornbirner Aach (da), Strem, Gusen und Gesamtösterreich (ö)

Tabelle 50: Vergleich der relativen Anteile der PBDE-Emissionen über verschiedene Eintragspfade in der Dornbirner Aach (da), Strem, Gusen und Gesamtösterreich (ö)

Eintragspfad	Σ PBDE			
	Ö	DA	Strem	Gusen
Kläranlagenablauf	2	12	16-17	5
Industrielle Direkteinleiter	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Punktquellen	2	12	16-17	5
Urbane Flächen	1	5-6	14-13	4
Außerurbane Flächen	2	1	-	-
Atmosphärische Deposition	4	1	15-13	4
Erosion	0	0	1-7	0
Grundwasser	68	54-55	49-46	69-67
Oberflächenabfluss	22	25-26	4-3	12
Drainagen	0	1	1	7-6
Diffuse Quellen	98	88	84-83	95

4.3.3 RESÜMEE

Die Ergebnisse verdeutlichen zum einen die Notwendigkeit verstärkter Anstrengungen zur Erhebung von Grundwassermesswerten für PBDE, da die Einträge von großer Relevanz, die Datenbasis für die Abschätzung jedoch unzureichend ist. Zudem wird gezeigt, dass die PBDE auch über atmosphärische Deposition, kommunale Kläranlagen, urbane Systeme und Erosion in relevantem Umfang in die Gewässer eingetragen werden, wobei die Verteilung der Eintragspfade von regionalen und lokalen Bedingungen, wie der Siedlungswasserwirtschaft und Landnutzung stark abhängig sind. Zusätzlich um Grundwassermonitoring werden weitere Untersuchungen der siedlungswasserwirtschaftlichen Eintragspfade empfohlen. Für eine Aussage der Emissionen aus industriellen Direkteinleitern ist die Erfassung der industriespezifischen Konzentrationen und Abwassermengen erforderlich.

4.4 PERFLUOROKTANSULFONSÄURE (PFOS)

4.4.1 ÖSTERREICHWEITE FRACHTABSCHÄTZUNG

Wie in Tabelle 51 zusammengefasst, werden jährlich ca. 81-130 kg an PFOS über diffuse und punktförmige Quellen in die Fließgewässer Österreichs eingetragen. Die Einträge aus Punktquellen setzen sich aus 60 kg/a aus kommunalen Kläranlagen und 6 kg/a von industriellen Direkteinleitern zusammen. Der Beitrag der diffusen Quellen liegt zwischen 15-67 kg/a.

Tabelle 51: abgeschätzte PFOS-Fracht in [kg/a]

Eintragspfad	PFOS
Kläranlagenablauf	60
Industrielle Direkteinleiter	6
Punktquellen	66
Urbane Flächen	4
Außerurbane Flächen	6
Atmosphärische Deposition	0,3-1
Erosion	0-0,4
Grundwasser	4-40
Oberflächenabfluss	1,3-13
Drainagen	0,03-0,3
Diffuse Quellen	15-65
Gesamt	81-130

In Abbildung 15 sind die relativen Anteile der verschiedenen Eintragspfade dargestellt. Demnach stellen die kommunalen Kläranlagen sowohl in der Minimal- als auch in der Maximalauswertung den Haupteintragspfad dar. Die Anteile an der Gesamtemission betragen 73 bzw. 45%. Die industriellen Direkteinleiter und die Einträge außerurbaner Flächen tragen in beiden Auswertungen mit maximal 7% zu den Gesamtemissionen bei. Die urbanen Flächen haben einen Anteil von weniger als 5%. Erosion, atmosphärische Deposition und Drainagen tragen zusammen mit weniger als 5% zu den Emissionen bei. Die größten Unterschiede der Anteile liegen beim Grundwasser und Oberflächenabfluss, welche in der Minimalbetrachtung einen Anteil von 7% und in der Maximalauswertung einen Anteil von 40% haben.

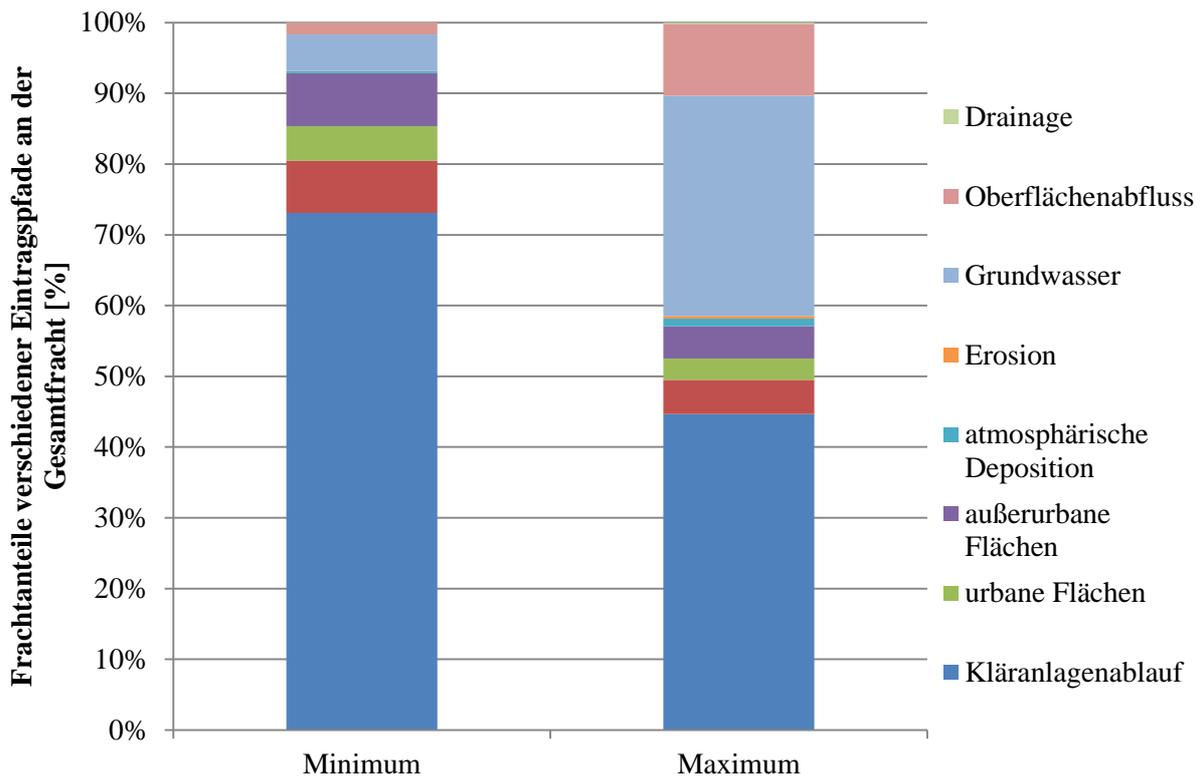


Abbildung 15: Anteile der Emissionen von PFOS über verschiedene Eintragspfade in der Minimal- und Maximalbetrachtung

Gemäß Clara *et al.* (2014b) stammen über 50% der PFOS-Emissionen aus Kläranlagen, knapp 20% aus Misch- und Regenwasserkanalisation und 10% aus Straßenabwassereinleitungen. Unter Vernachlässigung der anderen Eintragspfade ergibt sich in dem gegenwärtigen Projekt eine ähnliche Verteilung wie bei Clara *et al.* (2014b), wobei die Kläranlagen mit knapp 80% den Haupteintragspfad darstellen. Die urbanen und außerurbanen Flächen tragen jeweils zu 10% zu den Emissionen bei. Der hohe Schwankungsbereich des Grundwassers und des Oberflächenabflusses spiegelt die Unsicherheiten der Datenlage wider, da die Berechnungen in der Minimalbewertung auf einer angenommenen Konzentration beruhen und die Maximalbewertung durch Messwerte unter der Bestimmungsgrenze beeinträchtigt wird. Die Eintragspfade, bei denen PFOS in jeder Probe quantifiziert werden konnte, haben einen relativ konstanten Frachtanteil. Um den Eintragspfad über das Grundwasser besser bestimmen zu können, sind österreichweite Messungen von PFOS nötig. Dabei sollten Gebiete mit unterschiedlicher Landnutzung untersucht werden, um Hintergrundkonzentrationen und Konzentrationen anthropogen beeinflusster Gebiete unterscheiden zu können. Ebenfalls sind Analysemethoden anzuwenden, die eine Quantifizierung der zu erwartenden Konzentrationen zulassen. Zusätzlich sollten weitere Untersuchungen der PFOS in den Abläufen von Kläranlagen, in Mischwasserentlastungen, in Niederschlagswassereinleitungen aus Trennkanalisationen und Abflüssen außerurbaner Flächen durchgeführt werden, um belastbare Aussagen für diese Eintragspfade zu erhalten.

4.4.2 REGIONALE UNTERSCHIEDE

In Abbildung 16 ist die relative Bedeutung der Eintragspfade im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach (DA), Strem und Gusen und der Vergleich zur gesamtösterreichischen Berechnung (Ö) dargestellt. Demnach haben die Kläranlagen einen Anteil von 70-90% an den PFOS-Emissionen in den betrachteten Einzugsgebieten. Der Anteil in diesen Gebieten liegt daher noch höher als bei der Auswertung für Gesamt-Österreich. Die urbanen Flächen haben in allen Auswertungen einen konstanten Anteil von 5%. In der

Maximalauswertung tragen Oberflächenabfluss und Grundwasser mit Anteilen von 7% in der Dornbirner Ach und knapp 20% in der Gusen zu den Emissionen bei. Der Unterschied weist auf die unterschiedlichen Verhältnisse der Komponenten der Wasserbilanz (Einleitung kommunaler und industrieller Kläranlagen, Abfluss von urbanen und außerurbanen Flächen, Oberflächenabfluss, Grundwasserabfluss und Drainageabfluss) bzw. Deposition und der Erosion hin. In Tabelle 52 sind die Frachtanteile der Eintragspfade zusammengefasst.

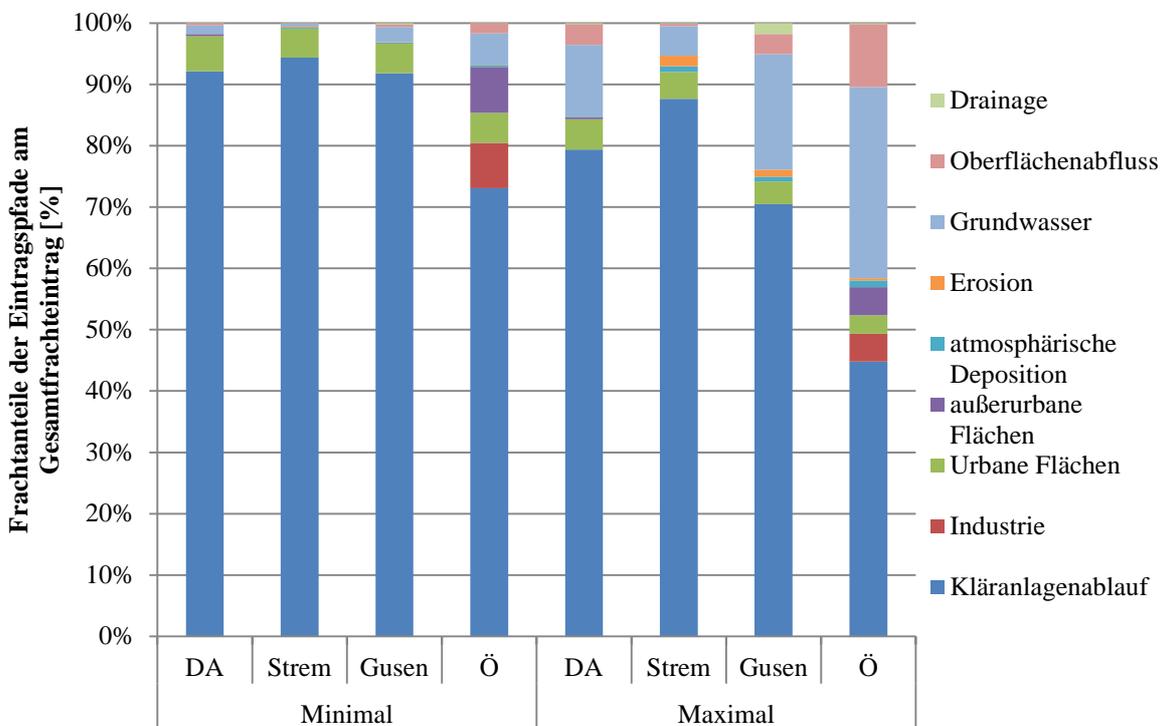


Abbildung 16: Vergleich der Anteile der PFOS-Emissionen über verschiedene Eintragspfade in der Minimal- und Maximalbetrachtung in der Dornbirner Ach (da), Strem, Gusen und Gesamtösterreich (ö)

Tabelle 52: Vergleich der relativen Anteile der PFOS-Emissionen über verschiedene Eintragspfade in der Dornbirner Ach (da), Strem, Gusen und Gesamtösterreich (ö)

Eintragspfad	PFOS			
	Ö	DA	Strem	Gusen
Kläranlagenablauf	73-45	92-79	94-88	92-70
Industrielle Direkteinleiter	7-5	k.A.	k.A.	k.A.
Punktquellen	80-50	92-79	94-88	92-70
Urbane Flächen	5-3	6-5	5-4	5-4
Außerurbane Flächen	7-5	0	-	-
Atmosphärische Deposition	0-1	0	0-1	0-1
Erosion	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Grundwasser	5-31	1-12	1-5	2-19
Oberflächenabfluss	2-10	0-3	0	0-3
Drainagen	0	0	0	0-2
Diffuse Quellen	20-50	8-21	6-12	8-30

4.4.3 RESÜMEE

PFOS gelangen gemäß dieser ersten Abschätzung hauptsächlich über Kläranlagen, industrielle Direkteinleiter und urbane bzw. außerurbane Flächen in die Gewässer. Unsicherheiten entstehen vor allem durch die schlechte Datenlage beim Grundwasser. Um diesen Unsicherheiten entgegenzuwirken sind österreichweite Messungen von PFOS in Grundwasser, Fließgewässer und diversen Abläufen siedlungswasserwirtschaftlicher Eintragspfade nötig, wobei auf Analysemethoden mit ausreichender Sensitivität und Untersuchungen unterschiedlich genutzter Einzugsgebiete geachtet werden sollte.

4.5 TRIBUTYLZINNVERBINDUNGEN

4.5.1 ABGESCHÄTZTER FRACHT EINTRAG

Insgesamt werden im Jahr ca. 7-21 kg Tributylzinn in die Fließgewässer Österreichs eingetragen. 10-30% davon stammen aus kommunalen Kläranlagen und industriellen Direkteinleitern, wobei mit ca. 1,1 kg/a die Einträge aus Kläranlagen in derselben Größenordnung liegen wie die industriellen Einleitungen mit ca. 1,2 kg/a. In Tabelle 53 sind die abgeschätzten Frachten aus den verschiedenen Eintragspfaden zusammengefasst.

Tabelle 53: abgeschätzte Fracht an TBT in [kg/a]

Eintragspfad	TBT
Kläranlagenablauf	1,1
Industrielle Direkteinleiter	1,2
Punktquellen	2
Urbane Flächen	0,4-0,5
Außerurbane Flächen	0,8
Atmosphärische Deposition	1,1
Erosion	k.A.
Grundwasser	2-12
Oberflächenabfluss	0,7-4
Drainagen	0,01-0,08
Diffuse Quellen	5-19
Gesamt	7-21

Über die diffusen Eintragspfade werden rund 60-90% der Frachten in Fließgewässer eingetragen. In Abbildung 17 sind die Eintragspfade und deren relative Anteile dargestellt. Demnach hat das Grundwasser einen Anteil von 30-60% an der Gesamtfracht, gefolgt von der atmosphärischen Deposition mit 5-15%, dem Oberflächenabfluss mit 10-20% und den außerurbanen Flächen mit 5-10%. Die Einträge über Drainagen liegen jeweils unter 1%. Der Eintrag über die Erosion kann nicht abgeschätzt werden, da keine Gehalte von TBT in Oberböden vorliegen.

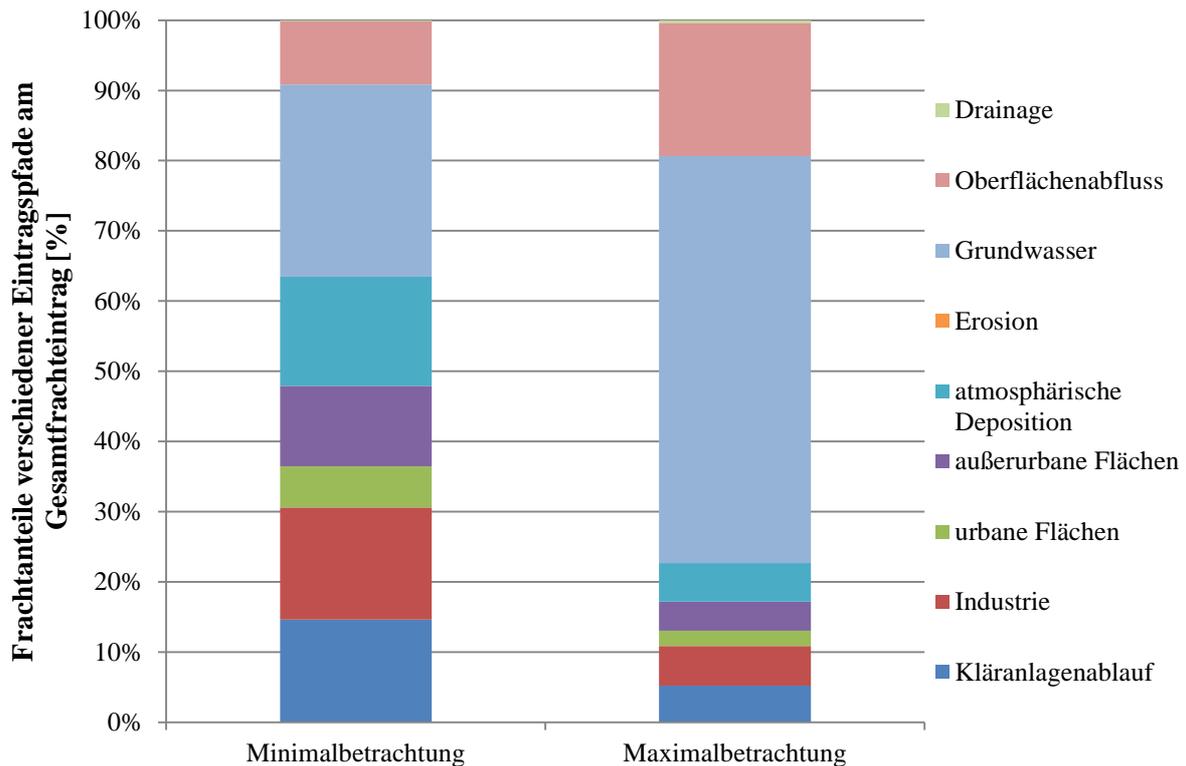


Abbildung 17: Anteile der Emissionen von TBT über verschiedene Eintragspfade in der Minimal- und Maximalbetrachtung

Die Quantifizierung des Haupteintragspfades Grundwasser ist mit hohen Unsicherheiten verbunden, da bei den fünf Messungen von Clara *et al.* (2014b) lediglich zwei oberhalb der Bestimmungsgrenze lagen. Die gleichen Konzentrationen wurden für den Oberflächenabfluss verwendet. Folglich ist dieser Eintragspfad ebenfalls mit hohen Unsicherheiten verbunden. Es werden TBT-Messungen in siedlungswasserwirtschaftlich unbelasteten Gewässern und Grundwässer empfohlen. Anhand des Basisabflusses von unbelasteten Fließgewässern kann auf die Grundwasserkonzentration geschlossen werden. Durch Messungen bei Regenwetter können weitere Informationen zum Oberflächenabfluss gewonnen werden, wobei diese an verschiedenen Standorten durchgeführt werden sollten, um die regionalen Unterschiede berücksichtigen zu können. Bei den urbanen Flächen wurde bereits in Kapitel 3.5.2 erwähnt, dass die Ermittlung der Konzentration auf einer geringen Datenbasis von 14 Messungen beruht. Dementsprechend sollten weitere Untersuchungen in Mischwasserentlastungen und Niederschlagswassereinleitungen aus Trennkanälen gemacht werden. Wie Clara *et al.* (2014b) zeigen, werden Konzentrationen durch die regionale Situation beeinflusst. Dies sollte bei der Wahl der Messstandorte berücksichtigt werden.

4.5.2 REGIONALE UNTERSCHIEDE

Der Einfluss durch die unterschiedlichen Verhältnisse der Abflusskomponenten wird in Abbildung 18 verdeutlicht. In dieser Abbildung sind die Verhältnisse der Eintragspfade im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach, der Strem und der Gusen dargestellt. In der Verteilung, die sich aus der Auswertung mit der Minimalmethode ergibt, werden die TBT-Emissionen in den betrachteten Einzugsgebieten zu einem Großteil durch kommunale Kläranlagen und urbane Flächen dominiert. In dem Einzugsgebiet der Gusen hat die atmosphärische Deposition ähnlich hohe Frachtanteile wie in der gesamtösterreichischen Auswertung, in dem Einzugsgebiet der Strem um 10% größere Anteile. Eine Aussage zu industriellen Direkteinleitern ist für die Einzugsgebiete nicht möglich, da keine regionalen Daten zu Industrieabwässern und TBT-

Konzentrationen vorliegen. Wie bei der österreichweiten Abschätzung nehmen die Anteile von Grundwasser und Oberflächenabfluss bei der Maximalauswertung in den Einzugsgebieten der Dornbirner Ach und der Gusen zu, und haben einen Anteil von 60-70%. Die Anteile von kommunalen Kläranlagen und urbanen Flächen sinken auf knapp 20 bzw. 35%. In der Maximalbetrachtung der Strem stellen das Grundwasser, die atmosphärische Deposition und die kommunalen Kläranlagen die Haupteintragspfade dar.

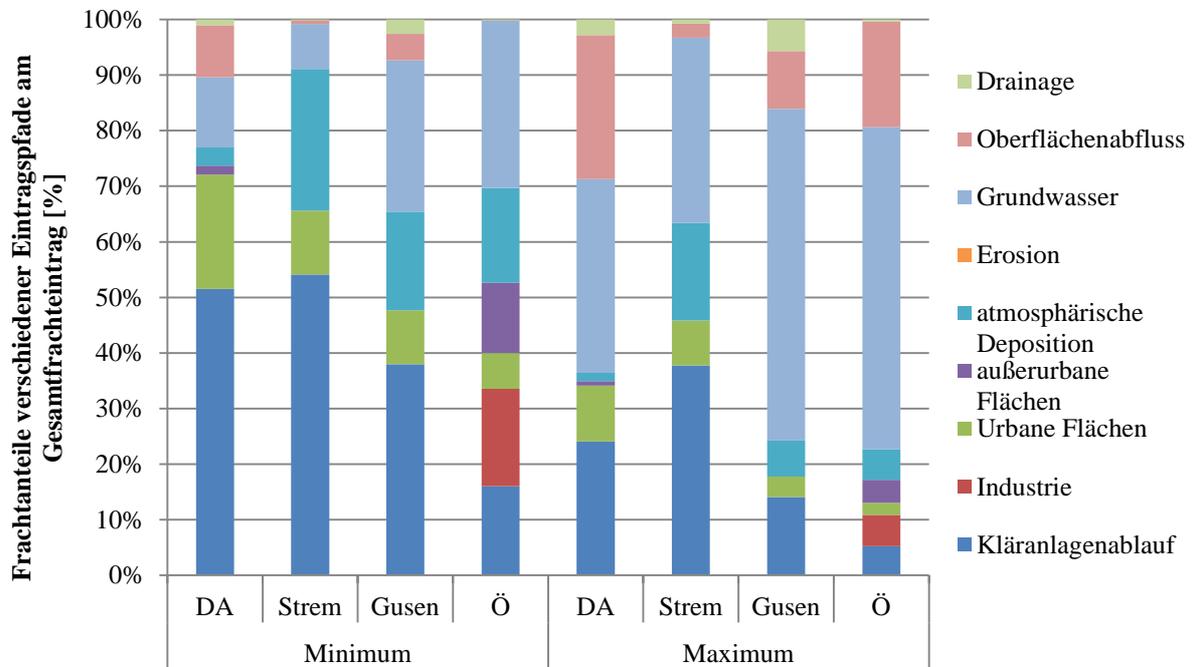


Abbildung 18: Vergleich der Anteile der TBT-emissionen über verschiedene Eintragspfade in der Minimal- und Maximalbetrachtung in der Dornbirner Ach (da), Strem, Gusen und Gesamtösterreich (ö)

Tabelle 54: Vergleich der relativen Anteile der TBT-Emissionen über verschiedene Eintragspfade in der Dornbirner Ach (da), Strem, Gusen und Gesamtösterreich (ö)

Eintragspfad	TBT			
	Ö	DA	Strem	Gusen
Kläranlagenablauf	16-5	52-24	54-38	38-14
Industrielle Direkteinleiter	6-18	k.A.	k.A.	k.A.
Punktquellen	24-23	52-24	54-38	38-14
Urbane Flächen	6-2	21-10	12-8	10-4
Außerurbane Flächen	13-4	2-1	-	-
Atmosphärische Deposition	17-5	3-2	26-18	18-6
Erosion	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Grundwasser	30-58	13-35	8-33	27-60
Oberflächenabfluss	0-19	9-26	1-2	5-10
Drainagen	0	1-3	0-1	3-6
Diffuse Quellen	76-77	48-76	46-62	62-96

4.5.3 RESÜMEE

Gemäß der Abschätzung wird TBT zu einem wesentlichen Anteil über siedlungswasserwirtschaftliche Eintragspfade in die Gewässer emittiert, wobei die atmosphärische Deposition ebenfalls einen wichtigen Eintragspfad darstellt. Für eine Aussage der Emissionen aus industriellen Direkteinleitern ist die Erfassung der industriespezifischen Konzentrationen und Abwassermengen erforderlich. Auch in Hinblick des wichtigen Eintragspfades Grundwasser bestehen erhebliche Unsicherheiten, die durch ein gezieltes Monitoringprogramm verringert werden sollten.

Tabelle 55: Zusammenfassung der österreichweiten Frachtabschätzung der prioritären Stoffe verschiedener Eintragspfade [kg/a]

Eintragspfad	Quecksilber	Blei	Cadmium	Nickel	∑ PAK ₁₅	∑ PBDE	PFOS	TBT
Kläranlagenablauf	10-60	1.000-1.300	50-150	5.450	30-90	0,9-1	60	1,1-1,1
Industrielle Direkteinleiter	20	940	25	1.200	20	k.A.	6	1,2
Punktquellen	30-80	1.940-2.240	75-175	6.650	50-110	0,9-1	66	2,0
Urbane Flächen	20	1.300-3.800	50-60	1.490-2.000	20-60	0,5-0,6	4	0,4-0,5
Außerurbane Flächen	10	1.600-3.700	20-45	2.800-3.500	40-80	1,2-1,2	6	0,8
Atmosphärische Deposition	20	500-1.250	20-60	1.000-5.000	10-100	1,8-1,9	0,3-1	0,003
Erosion	60	16.000	140	22.900	12-270	0,02-0,2	0-0,4	k.A.
Grundwasser	100-200	5.200-21.000	400-2.000	32.200-48.300	70-2400	33-35	4-40	2-12
Oberflächenabfluss	30-70	1.700-6.900	130-660	10.500-15.800	22-790	11-12	1,3-13	0,7-4
Drainagen	0-1	30-130	3-10	200-300	0,4-15	0,2-0,2	0,03-0,3	0,01-0,08
Diffuse Quellen	240-380	26.500-52.700	770-2.980	71.100-97.800	170-3.750	47-52	15-65	4-18
Gesamt	270-460	28.400-54.900	850-3.150	77.800-104.400	220-3.860	48-53	81-130	6-19

Tabelle 56: Zusammenfassung der relativen Frachtanteile verschiedener Eintragspfade an den österreichweiten Gesamtemissionen prioritärer Stoffe [%]

Eintragspfad	Quecksilber	Blei	Cadmium	Nickel	∑ PAK ₁₅	∑ PBDE	PFOS	TBT
Kläranlagenablauf	1-6	2-4	2-12	4-10	2-14	2	45-73	6-17
Industrielle Direkteinleiter	0-13	2-5	0-6	1-2	1-10	k.A.	5-7	6-19
Punktquellen	1-19	4-9	3-19	5-13	3-24	2	50-80	11-36
Urbane Flächen	0-15	6-7	1-13	2-3	2-8	1	3-5	2-7
Außerurbane Flächen	0-7	7	1-6	3-6	2-17	2	5-7	4-14
Atmosphärische Deposition	0-12	2	1-6	2-4	3-5	4	0-1	0
Erosion	1-40	30-70	2-35	17-45	5-7	0	0	k.A.
Grundwasser	5-72	3-40	15-69	24-52	31-63	68	5-31	32-61
Oberflächenabfluss	2-24	1-13	5-23	8-17	10-21	22	2-10	11-20
Drainagen	0	0	0	0	0	0	0	0
Diffuse Quellen	81-99	91-96	81-97	87-95	76-97	98	20-50	64-89

5 IMMISSIONSDATEN

5.1 DATENVERFÜGBARKEIT

5.1.1 ALLGEMEINES

Konzentrationsmessungen von Wasserqualitätsparametern in den Fließgewässern Österreichs (Immissionsdaten) sind eine grundlegende Informationsquelle für die Evaluierung der Stoffbilanzierung auf Ebene von Flussgebieten. Dazu werden aus Emissionsabschätzungen - allenfalls abzüglich Reduktionen durch Retention oder Transformation - berechnete Immissionsfrachten jenen Frachten gegenüber gestellt, welche aus Immissionsdaten (Abflussmessungen und Konzentrationsmessungen im Gewässer) errechnet wurden. Im Rahmen dieses Projektes sollen entsprechende Daten zum einen genutzt werden um den Import und Export ausgewählter Stoffe über die Fließgewässer berechnen zu können und die Differenz den Gesamtemissionen in Österreich gegenüber zu stellen. Damit soll geprüft werden, ob die Emissionsabschätzungen „größenordnungsmäßig“ über Immissionsdaten bestätigt werden können. Zum anderen ist vorgesehen, für drei Einzugsgebiete in Österreich spezifische Emissionsabschätzungen zu machen und diese mit den Immissionsfrachten zu vergleichen. Dazu werden Einzugsgebiete mit unterschiedlicher regionaler Charakteristik und einer guten Immissionsdatenlage gewählt werden.

Liegen Immissionsdaten für Einzugsgebiete vor, in denen ein Eintragspfad stark dominiert, können diese Daten auch für die Ableitung von Emissionsfaktoren für diesen Eintragspfad genutzt werden. So stellen Konzentrationsmessungen in Fließgewässern bei Niederwassersituation (Basisabfluss) von Einzugsgebieten ohne nennenswerten siedlungswasserwirtschaftlichen Einfluss, eine gute Möglichkeit dar, Konzentrationen bei dominantem Grundwassereinfluss (Basisabfluss plus Zwischenabfluss) zu ermitteln.

In Österreich wird im Rahmen der GZÜV (Gewässerzustandsüberwachungsverordnung) eine Vielzahl von Parametern an einer Reihe von Fließgewässer-Messstellen untersucht. Bis auf PFOS wurden auch die im gegenständlichen Projekt betrachteten Parameter im Rahmen der GZÜV in den österreichischen Gewässern untersucht. Die Gesamtanzahl der zur Verfügung stehenden Messwerte schwankt jedoch stark zwischen Parametern und Messstellen. Zudem liegen die Konzentrationen der betrachteten Stoffe vielfach unterhalb der Nachweis- bzw. Bestimmungsgrenze der jeweils für die Analyse eingesetzten Bestimmungsmethode. Entsprechende Untersuchungsergebnisse sind daher nicht bzw. nur sehr eingeschränkt geeignet, um quantitative Aussagen zu treffen. In einem ersten Schritt wurden die Daten dahingehend untersucht, inwieweit bzw. in welchen Regionen bzw. Einzugsgebieten Messergebnisse über der Bestimmungsgrenze vorliegen, sodass daraus quantitative Aussagen über Immissionsfrachten abgeleitet werden können. Als Datengrundlage dafür wurden die Messwerte der H₂O-Datenbank für den Zeitraum Jänner 2000 bis Oktober 2014 herangezogen.

5.1.2 SCHWERMETALLE

Tabelle 57 zeigt, dass in Österreich über das gesamte Bundesgebiet verteilt eine Vielzahl von Analysen für die Metalle Cadmium, Quecksilber, Blei und Nickel vorliegen. Speziell für Quecksilber (Hg gesamt, 0,3%), aber auch für Cadmium (Cd gesamt, 6%) und für Blei (Pb gesamt, 27%) liegen nur wenige Messergebnisse über der jeweiligen Bestimmungsgrenze und machen damit eine quantitative Aussage schwierig. Bei Nickel liegt der Anteil der Messwerte > BG bei 45%. Betrachtet man die Verteilung über das österreichische Bundesgebiet so sieht man, dass der Anteil der Messwerte > BG im Burgenland am höchsten ist (27% für alle Metalle). Dies liegt vor allem an dem hohen Anteil an Messwerten für Gesamtnickel größer BG. Es folgen Niederösterreich, die Steiermark und Wien mit den nächsthöchsten Anteilen an Messwerten > BG für die betrachteten Metalle. Ein Rückschluss auf die Belastungssituation ist damit jedoch nur bedingt möglich, da Untersuchungen nicht immer mit derselben Bestimmungsgrenze durchgeführt wurden bzw. diese jeweils in beträchtlichem Ausmaß schwanken.

Tabelle 57: Anzahl der Messwerte, Anzahl der Messwerte >BG und Anteil der Messwerte >BG der betrachteten Schwermetalle in Österreichs Bundesländern

Oberflächengewässer	Schwermetalle									Gesamt
		Cd ges.	Cd gel.	Hg ges.	Hg gel.	Pb ges.	Pb gel.	Ni ges.	Ni gel.	
BG (µg/l)		0,01-0,8	0,002-2	0,015-1	0,05-0,4	0,25-1	0,25-4	0,5-1,5	0,5-2,7	
Burgenland	Anzahl Messwerte	1179	1094	1177	1075	1179	1095	1179	1094	9072
	Anzahl über BG	90	16	1	0	422	55	1045	820	2449
	Anteil über BG [%]	8	1	0,1	0,0	36	5	89	75	27
Kärnten	Anzahl Messwerte	3482	3209	3475	3208	3208	3483	3178	3454	26697
	Anzahl über BG	327	82	13	4	1526	307	776	444	3479
	Anteil über BG [%]	9	3	0,4	0,1	48	9	24	13	13
Niederösterreich	Anzahl Messwerte	5746	5550	5549	5540	5752	5550	5756	5550	44993
	Anzahl über BG	321	104	19	12	1167	114	3342	2504	7583
	Anteil über BG [%]	6	2	0,3	0,2	20	2	58	45	17
Oberösterreich	Anzahl Messwerte	2610	2610	2614	2614	2614	2614	2614	2614	20904
	Anzahl über BG	104	36	5	2	392	52	740	387	1718
	Anteil über BG [%]	4	1	0,2	0,1	15	2	28	15	8
Salzburg	Anzahl Messwerte	1949	1949	1949	1949	1949	1949	1949	1949	15592
	Anzahl über BG	124	26	0	0	381	10	490	54	1085
	Anteil über BG [%]	6	1	0,0	0,0	20	1	25	3	7
Steiermark	Anzahl Messwerte	3483	3483	3483	3483	3481	3482	3483	3483	27861
	Anzahl über BG	406	124	5	2	1227	215	1784	887	4650
	Anteil über BG [%]	12	4	0,1	0,1	35	6	51	25	17
Tirol	Anzahl Messwerte	3823	3822	3823	3822	3823	3822	3823	3822	30580
	Anzahl über BG	64	2	16	4	962	40	1785	842	3715
	Anteil über BG [%]	2	0	0,4	0,1	25	1	47	22	12
Vorarlberg	Anzahl Messwerte	1231	1230	1230	1230	1230	1230	1230	1230	9841
	Anzahl über BG	44	9	0	0	138	12	403	209	815
	Anteil über BG [%]	4	1	0,0	0,0	11	1	33	17	8
Wien	Anzahl Messwerte	296	296	296	296	296	296	296	296	2368
	Anzahl über BG	16	7	0	0	85	7	160	96	371
	Anteil über BG [%]	5	2	0,0	0,0	29	2	54	32	16
Österreich gesamt	Anzahl Messwerte	23799	23243	23596	23217	23532	23521	23508	23492	187908
	Anzahl über BG	1496	406	59	24	6300	812	10525	6243	25865
	Anteil über BG [%]	6	2	0,3	0,1	27	3	45	27	14

Tabelle 58 zeigt die Messstellen des jeweiligen Bundeslandes, bei denen die größte Anzahl an Messwerten > BG für Metalle ermittelt wurden. Zudem ist auch der Anteil dieser Messwerte an der Anzahl der Gesamtmesswerte dargestellt. Den größten Anteil an Messwerten > BG weisen für die Metalle mit 45 bis 54% der Vordernberger Bach (St) und die Gailitz (K) auf. Aber auch hier liegen vor allem für Nickel und Blei Messwerte > BG vor. Speziell für Quecksilber gibt es kaum quantifizierbare Messergebnisse. Anteile > 25% an Messwerten > BG weisen im Burgenland Leitha, Strem und Wulka, in Niederösterreich March und Thaya, in der Steiermark die Mürz, in Tirol Inn und Ötztaler Ache sowie in Wien der Donaukanal auf.

Tabelle 58: Anzahl an Schwermetallmessungen, Anzahl an Messungen > BG und Anteil der Messungen >BG je Bundesland aufgeteilt nach gewässermessstellen

Bundesland	Messtelle Name	Fluss	Metalle		
			Anzahl > BG	Anzahl gesamt	%
B	Nickelsdorf	Leitha	243	856	28
B	Heiligenbrunn	Strem	233	768	30
B	WGEV-Stelle Seehof	Wulka	201	688	29
K	Thörl Maglern	Gailitz	606	1262	48
K	Arnoldstein	Gailitz	359	661	54
K	Unterwasser KW Lavamünd	Drau	223	1844	12
NÖ	Marchegg	March	473	1588	30
NÖ	Hardegg	Thaya (Nebeng.)	313	1128	28
NÖ	Alt Prerau	Thaya	331	1109	30
OÖ	Inn Ingling	Inn	128	823	16
OÖ	Jochenstein	Donau	182	1176	15
OÖ	Linz-St.Margareten	Donau	126	672	19
S	Oberndorf-St.Pantaleon	Salzach	81	576	14
S	Högmoos	Salzach	71	1312	5
St	Bruck/Mur Mündung	Mürz	234	816	29
St	Autobahnbrücke Spielfeld	Mur	365	1654	22
St	Leoben	Vordernberger Bach	215	480	45
T	Erl	Inn	339	1573	22
T	Mils	Inn	229	840	27
T	Haiming	Öztaler Ache	195	672	29
V	Dornbirner Ach, Lauterach	Dornbirner Ach	129	664	19
V	Lustenauer Kanal, Lustenau	Lustenauer Kanal	94	480	20
W	Nußdorf	Donau	128	872	15
W	Donaukanal	Donaukanal	131	384	34

5.1.3 POLYZYKLISCHE AROMATISCHE KOHLENWASSERSTOFFE

PAK werden in Österreich in deutlich geringerem Umfang gemessen als Schwermetalle (Tabelle 58). Trotzdem liegen für Benzo(a)pyren, Fluoranthen, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Benzo(g,h,i)perylen, Indeno(1,2,3-c,d)pyren, Anthracen und Naphthalin in allen Bundesländern jeweils zwischen 30 und 336 Messwerte für diese Parameter vor. Bei allen Parametern wurden fallweise auch Werte > BG gemessen, zumeist aber nur zu einem geringen Anteil. Die meisten Messwerte > BG liegen für Naphthalin (25%) und Benzo(a)pyren (16%) vor. Für die anderen Parameter liegen die Anteile österreichweit zwischen 2 und 11%. Der höchste Anteil von Messwerten > BG wurde für Niederösterreich (15% für alle 8 PAKs), gefolgt von Wien (12%), Burgenland (11%) und der Steiermark (10%) ermittelt. Wiederum liegt der Anteil an Messwerten > BG im Osten Österreichs am Höchsten. In Hinblick auf eine quantitative Auswertung der Daten ist der Anteil der Messungen > BG jedoch sehr gering. Auch die starken Unterschiede in der Bestimmungsgrenze zwischen unterschiedlichen Messkampagnen erschweren eine entsprechende Auswertung.

Tabelle 59: Anzahl der Messwerte, Anzahl der Messwerte >BG und Anteil der Messwerte >BG der ausgewählten PAK in Österreichs Bundesländern

Oberflächen gewässer	BG (µg/l)	PAK							PAK ₈	
		BENZO (A) PYREN	FLUOR ANTHEN	BENZO (B) FLUOR ANTHEN	BENZO (K) FLUOR ANTHEN	BENZO (G,H,I) PERYL EN	INDENO (1,2,3-CD) PYREN	AN-THRACE N		NAPH-THALI N
		0,001-0,01	0,003-0,02	0,001-0,01	0,001-0,01	0,001-0,01	0,001-0,01	0,002-0,015	0,02-0,2	
Burgenland	Anzahl Messwerte	122	122	122	122	122	122	83	83	898
	Anzahl über BG	26	14	8	4	12	10	0	22	96
	Anteil über BG [%]	21	11	7	3	10	8	0	27	11
Kärnten	Anzahl Messwerte	138	138	138	138	138	138	138	138	1104
	Anzahl über BG	14	6	1	1	0	2	1	36	61
	Anteil über BG [%]	10	4	1	1	0	1	1	26	6
Niederösterreich	Anzahl Messwerte	336	336	336	336	336	336	336	336	2688
	Anzahl über BG	80	54	51	13	60	55	3	86	402
	Anteil über BG [%]	24	16	15	4	18	16	1	26	15
Oberösterreich	Anzahl Messwerte	224	224	224	224	224	224	215	212	1771
	Anzahl über BG	29	16	6	2	13	7	4	24	101
	Anteil über BG [%]	13	7	3	1	6	3	2	11	6
Salzburg	Anzahl Messwerte	118	118	118	118	118	118	118	118	944
	Anzahl über BG	16	6	5	3	7	6	3	33	79
	Anteil über BG [%]	14	5	4	2,5	6	5	3	28	8
Steiermark	Anzahl Messwerte	202	202	202	202	202	202	179	175	1566
	Anzahl über BG	15	32	5	2	9	3	17	69	152
	Anteil über BG [%]	7	16	2	1	4	1	9	39	10
Tirol	Anzahl Messwerte	137	137	137	137	137	137	137	136	1095
	Anzahl über BG	18	10	4	0	9	5	7	33	86
	Anteil über BG [%]	13	7	3	0	7	4	5	24	8
Vorarlberg	Anzahl Messwerte	106	106	106	106	106	106	106	106	848
	Anzahl über BG	15	6	3	0	3	5	6	20	58
	Anteil über BG [%]	14	6	3	0	3	5	6	19	7
Wien	Anzahl Messwerte	30	30	30	30	30	30	24	24	228
	Anzahl über BG	7	9	4	1	1	1	0	5	28
	Anteil über BG [%]	23	30	13	3	3	3	0	21	12
Österreich gesamt	Anzahl Messwerte	1413	1413	1413	1413	1413	1413	1336	1328	11142
	Anzahl über BG	220	153	87	26	114	94	41	328	1063
	Anteil über BG [%]	16	11	6	2	8	7	3	25	10

Die PAK Acenaphthylen, Fluoren, Phenanthren, Pyren, Benzo(a)anthracen, Chrysen, Dibenzo(a,h)anthracen und Acenaphthen wurden im Zeitraum 2000 – 2014 lediglich je knapp 100 mal und damit in deutlich geringerem Umfang gemessen. Es wurden keine Messwerte über der Bestimmungsgrenze ermittelt (Tabelle 59).

Tabelle 60: Anzahl der Messwerte der ausgewählten PAK in Österreichs Bundesländern

Oberflächengewässer	BG/*NG µg/l	ACEN	PHEN	BENZ (A)	DIBEN	ACEN			
		APHTHEN	FLUOREN	ANTHREN	PYREN	ANTHRA	CHRYSEN	Z (A,H) AN-THRACEN	APHTH YLEN
		0,02	0,02	0,02	0,01*	0,01*	0,01*	0,01*	0,01*
Burgenland	Anzahl Messwerte	0	0	0	0	0	0	0	0
Kärnten	Anzahl Messwerte	18	18	18	18	18	18	18	18
Niederösterreich	Anzahl Messwerte	30	30	30	30	30	30	30	30
Oberösterreich	Anzahl Messwerte	13	13	13	13	13	13	13	13
Salzburg	Anzahl Messwerte	0	0	0	0	0	0	0	0
Steiermark	Anzahl Messwerte	13	13	13	13	13	13	13	13
Tirol	Anzahl Messwerte	17	17	17	17	17	17	17	17
Vorarlberg	Anzahl Messwerte	0	0	0	0	0	0	0	0
Wien	Anzahl Messwerte	0	0	0	0	0	0	0	0
Österreich ges:	Anzahl Messwerte	91	91	91	91	91	91	91	91

In Tabelle 63 sind die Messstellen des jeweiligen Bundeslandes dargestellt, bei denen die größte Anzahl an Messwerten > BG für die Summer der PAK Benzo(a)pyren, Fluoranthen, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Benzo(g,h,i)perylen, Indeno(1,2,3-c,d)pyren, Anthracen und Naphthalin ermittelt wurden. Zudem ist auch der Anteil dieser Messwerte an der Anzahl der Gesamtmesswerte dargestellt. Den größten Anteil an Messwerten > BG weisen für die Metalle mit 36 und 49% der Wienfluss in Wien bzw. die Thaya bei Hohenau in Niederösterreich auf. Einen Anteil > 15% an Messwerten > BG weisen im Burgenland die Leitha, in Oberösterreich die Gusen und in der Steiermark die Mürz auf.

Tabelle 61: Gesamtanzahl an Messungen und Anzahl an Messungen >BG sowie prozentualer Anteil je Bundesland aufgeteilt nach Gewässermessstellen für die PAK₈ Benzo(a)pyren, Fluoranthen, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Benzo(g,h,i)perylen, Indeno(1,2,3-c,d)pyren, Anthracen und Naphthalin

Bundesland	Messstelle Name	Fluss	Anzahl > BG	PAK ₈ Anzahl gesamt	%
B	Nickelsdorf	Leitha	50	208	24
K	Truttendorf	Gurk	18	192	9
K	Rosegger Schleife (Duel)	Drau	10	184	5
NÖ	Hohenau	March	87	176	49
NÖ	Marchegg	March	75	292	26
OÖ	Gusen St. Georgen/G.	Gusen	15	96	16
OÖ	Überackern/Hochburg-Ach	Salzach	14	164	9
S	Oberndorf-St.Pantaleon	Salzach	22	192	11
S	Hellbrunner Brücke	Salzach	17	192	9
St	Bruck/Mur Mündung	Mürz	29	152	19
St	Autobahnbrücke Spielfeld	Mur	22	482	5
T	Kössen	Großache	17	192	9
T	Erl	Inn	17	333	5
T	Mils	Inn	22	191	12
V	Neuer Rhein, Fußbach	Rhein	23	192	12
V	Dornbirner Ach, Lauterach	Dornbirner Ach	6	96	6
W	Nußdorf	Donau	15	192	8
W	Donaukanal	Donaukanal	13	36	36

5.1.4 POLYBROMIERTE DIPHENYLETHER

Für die polybromierten Diphenylether (PBDE) liegt eine Reihe von Messwerten vor (knapp 350 pro Parameter). Diese liegen immer unter der jeweiligen Bestimmungsgrenze (Tabelle 60).

5.1.5 TRIBUTYLZINN

Tributylzinn wurde etwas häufiger als die PBDE gemessen (650 mal). Fallweise wurden Messwerte > BG ermittelt, wobei die BG allerdings in einem weiten Bereich schwankt. Messwerte > BG konzentrieren sich vor allem auf Niederösterreich (Tabelle 60). Einzelne Messungen > BG wurden auch in Wien,

Vorarlberg und Oberösterreich ermittelt. Der Anteil der Messwerte > BG in Wien ist dabei gleich hoch wie in Niederösterreich, allerdings ist die Anzahl der Messungen deutlich geringer.

Tabelle 62: Anzahl der Messwerte, Anzahl der Messwerte >BG und Anteil der Messwerte >BG ausgewählter Polybromierter Diphenylether und Tributylzinn in Österreichs Bundesländern

Oberflächengewässer		Polybromierte Diphenylether						TBT
		PBDE 28	PBDE 47	PBDE 99	PBDE 153	PBDE 154	PBDE 100	TRIBUTYLZ INN- KATION
BG/*NG µg/l		0,01*	0,01*	0,01*	0,02*	0,02*	0,01*	0,0002-0,02
Burgenland	Anzahl Messwerte	23	23	23	23	23	23	23
	Anzahl über BG	0	0	0	0	0	0	0
	Anteil über BG [%]	0	0	0	0	0	0	0
Kärnten	Anzahl Messwerte	36	36	36	36	36	36	54
	Anzahl über BG	0	0	0	0	0	0	0
	Anteil über BG [%]	0	0	0	0	0	0	0
Niederösterreich	Anzahl Messwerte	95	95	95	95	95	95	299
	Anzahl über BG	0	0	0	0	0	0	63
	Anteil über BG [%]	0	0	0	0	0	0	21
Oberösterreich	Anzahl Messwerte	72	72	72	72	72	72	97
	Anzahl über BG	0	0	0	0	0	0	4
	Anteil über BG [%]	0	0	0	0	0	0	4
Salzburg	Anzahl Messwerte	24	24	24	24	24	24	24
	Anzahl über BG	0	0	0	0	0	0	0
	Anteil über BG [%]	0	0	0	0	0	0	0
Steiermark	Anzahl Messwerte	25	25	25	25	25	25	38
	Anzahl über BG	0	0	0	0	0	0	0
	Anteil über BG [%]	0	0	0	0	0	0	0
Tirol	Anzahl Messwerte	35	35	35	35	35	35	52
	Anzahl über BG	0	0	0	0	0	0	0
	Anteil über BG [%]	0	0	0	0	0	0	0
Vorarlberg	Anzahl Messwerte	24	24	24	24	24	24	36
	Anzahl über BG	0	0	0	0	0	0	6
	Anteil über BG [%]	0	0	0	0	0	0	17
Wien	Anzahl Messwerte	12	12	12	12	12	12	30
	Anzahl über BG	0	0	0	0	0	0	7
	Anteil über BG [%]	0	0	0	0	0	0	23
Österreich gesamt	Anzahl Messwerte	346	346	346	346	346	346	653
	Anzahl über BG	0	0	0	0	0	0	80
	Anteil über BG [%]	0	0	0	0	0	0	12

*Nachweisgrenze

Bei welchen Messstellen in Niederösterreich, Oberösterreich, Vorarlberg und Wien Messwerte > BG für Tributylzinn ermittelt wurden und in welcher Häufigkeit das geschah, zeigt Tabelle 61. In Niederösterreich betrifft dies vor allem Messstellen an der Leitha und jeweils eine Messstelle an Zaya und Piesting. Der Anteil der Messwerte > BG liegt jeweils bei 38-50%. Weitere Messstellen mit TBT Messwerten > BG liegen an der Schwemmnarn in Oberösterreich, an der Dornbirner Ach in Vorarlberg und am Wienfluss in Wien. Der Anteil an Messwerten > BG ist mit 33 – 58% auch hier jeweils hoch.

Tabelle 63: Gewässermessstellen mit Messwerten > BG für Tributylzinn

Bundesland	Messtelle Name	Fluss	TBT		
			Anzahl > BG	Anzahl gesamt	%
NÖ	oh Wampersdorf	Leitha-Werkskanal	12	24	50
NÖ	oh Furt, bei Sarasdorf	Leitha	9	24	38
NÖ	oh Seibersdorf bei Wampersdorf	Leitha	9	24	38
NÖ	Gattendorf	Leitha	9	24	38
NÖ	oh Neusiedl an der Zaya	Zaya	9	24	38
NÖ	Moosbrunn	Piesting	9	24	38
OÖ	Wetzelsdorf	Schwemmnarn	4	12	33
V	Dornbirner Ach, Lauterach	Dornbirner Ach	6	12	50
W	Wienfluss/Ludwiggasse	Wienfluss	7	12	58

Insgesamt zeigt die Analyse der verfügbaren Immissionsdaten, dass lediglich für Nickel ausreichend quantifizierbare Messungen vorliegen um in weiten Teilen Österreichs Immissionsfrachten berechnen zu können. Darüber hinaus gibt es auch für Blei, Benzo(a)pyren und Naphthalin an einigen Messstellen eine hohe Anzahl an Messwerten > BG, die eine gute Datenbasis zur Berechnung von Immissionsfrachten liefern. Für alle anderen Parameter liegen keine oder nur ein geringer Anteil der Messwerte über der Bestimmungsgrenze. Frachtberechnungen müssen damit überwiegend mit Konzentrationswerten unter Bestimmungsgrenze oder unter Nachweisgrenze durchgeführt werden, womit eine hohe Unsicherheit der Zahlenangaben zu berücksichtigen ist.

5.2 BERECHNUNG DER IMMISSIONFRACHTEN AUS MESSWERTEN

5.2.1 SCHWERMETALLE

In Tabelle 64 sind die jahresgemittelten Abflüsse und Schwermetallkonzentrationen der drei Einzugsgebietsmessstellen und der, für die österreichische Frachtbilanzierung wichtigen Messstellen zusammengefasst. Die Konzentrationen und Abflussmessungen stammen größtenteils aus der H2O- und eHyd-Datenbank.

Quecksilber war in den Teileinzugsgebieten nie nachweisbar und für Gesamtösterreich liegen nur 0,3% aller Messwerte oberhalb der Bestimmungsgrenze. In der Minimalbetrachtung wurden für Quecksilber niedrigere Konzentrationen in Hainburg als in Jochenstein ermittelt. Um einem negativen Ergebnis bei der Bilanzierung des Donauraumes entgegen zu wirken, werden für die Frachtberechnung bei Jochenstein, die ausgewerteten Konzentrationen bei Hainburg verwendet. Für Blei liegen 27% aller österreichweit gemessenen Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze, wobei gemäß der Auswertung die höchsten Bleikonzentrationen in der Mur bei Radkersburg vorliegen. Wie für Quecksilber wurden in Hainburg niedrigere Konzentrationen als in Jochenstein ermittelt. Für die weitere Bilanzierung wurde in Jochenstein auf die Konzentration von Hainburg zurückgegriffen. Für die Einzugsgebiete schwanken die Blei-Konzentrationen in einem Bereich von 0,3 bis 1,1 µg/l. Die für Cadmium ausgewerteten niedrigsten Konzentrationen liegen im Inn bei Martinsbruck und in der Salzach vor.

In den betrachteten Einzugsgebieten sind die ausgewerteten Maximalkonzentrationen für Cadmium in der Strem um das Dreifache, der Gusen um das Fünffache und in der Dornbirner Ach das Sechsfache höher als die Minimalkonzentrationen. Im Gegensatz dazu unterscheiden sich die Nickelkonzentrationen in den

Einzugsgebieten zwischen Minimal- und Maximalauswertung nur um 3 bis 15 %. Knapp 45% der Nickelmessungen wurden oberhalb der Bestimmungsgrenze gemessen, was zu einer geringen Differenz der Minimal- und Maximalkonzentrationen führt. Die größten Nickelkonzentrationen wurden im Inn bei Kufstein gemessen. Tendenziell sind die gemessenen Schwermetallkonzentrationen in der Donau bei Hainburg geringer als bei Jochenstein, wobei zu beachten ist, dass der Abfluss der Donau um 20% zunimmt.

Tabelle 64: Für die Immissionsfrachtberechnung verwendete gemittelte Abflüsse [m³/s] und gemittelte Schwermetallkonzentrationen [µg/l]

Messstelle	Abflüsse [m³/s]	Quecksilber [µg/l]		Blei [µg/l]		Cadmium [µg/l]		Nickel [µg/l]		
		Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	
Strem	Heiligenbrunn	1	0	0.09	0.7	1.1	0.04	0.12	3.6	3.7
Gusen	St. Georgen	2	0	0.08	0.5	1.0	0.02	0.11	1.1	1.3
Dornbirner Ach	Lauterach	8	0	0.09	0.3	1.0	0.02	0.12	1.8	1.9
Donau	Jochenstein	1499	0.001	0.07	0.6	1.1	0.02	0.11	1.5	1.5
	Hainburg	1802	0.001	0.07	0.6	1.0	0.02	0.10	1.2	1.4
Inn	Kufstein/Erl	302	0.02	0.07	2.0	2.3	0.03	0.10	4.5	4.6
	Martinsbruck	57	0.006	0.05	1.2	1.6	0.009	0.06	2.6	2.9
	Salzach	259	0	0.10	0.6	1.2	0.004	0.10	0.9	1.4
	Ingling	750	0.0003	0.08	0.7	1.3	0.02	0.12	2.4	2.7
	Braunau	370	0.0001	0.08	1.0	1.5	0.03	0.12	1.8	2.1
	Rott	750	0.0003	0.08	0.7	1.3	0.02	0.12	2.4	2.7
Mur	Radkersburg	140	0	0.09	3.2	3.5	0.06	0.14	3.0	3.2
Drau	UW Lavamünd	243	0.01	0.08	1.9	1.9	0.07	0.09	0.2	0.6

In Tabelle 65 sind die berechneten Immissionsfrachten zusammengefasst. Die Bilanzierungsberechnung ist in Kapitel 2.2 erläutert. Grundsätzlich setzt sich die Gesamtfracht für Österreich aus den Frachten der Drau, Mur, Donau und dem Inn zusammen. Für Gesamtösterreich kann für den Nettoexport eine Quecksilberfracht von 230-3300 kg/a und eine Bleifracht von knapp 62.000-74.000 kg/a ermittelt werden. Die Cadmiumfrachten schwanken zwischen 1.500 und 5.000 kg/a. An Nickel werden ca. 97.000 bis 120.000 kg/a Fracht als Netto-Export über die Gewässer berechnet. Den größten Frachtanteil bei allen Schwermetallen hat der Inn. Die Quecksilber- und Cadmiumfrachten in der Strem und der Gusen betragen in beiden Auswertungen weniger als 10 kg/a. Für die Dornbirner Ach werden maximale Frachten von 20 kg/a Quecksilber und 30 kg/a Cadmium ermittelt. Die Bleifracht in der Strem liegt unter 50 kg/a und in der Gusen unter 100 kg/a. Für die Dornbirner Ach ergibt sich eine Bleifracht von 70 – 200 kg/a. Die Nickelfracht beträgt in der Strem 90 kg/a. Für die Gusen schwankt die Fracht zwischen 70 – 80 kg/a und in der Dornbirner Ach beträgt die Immissionsfracht knapp 400 kg/a.

Tabelle 65: Immissionsfrachten [kg/a] der drei Einzugsgebiete und Bilanzierung der Immissionsfracht Gesamtösterreichs

	Messstelle	Quecksilber		Blei		Cadmium		Nickel	
		Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max
		[kg/a]		[kg/a]		[kg/a]		[kg/a]	
Strem	Heiligenbrunn	0	2	20	30	1	3	90	90
Gusen	St. Georgen	0	5	30	70	1	7	70	80
Dornbirner Ach	Lauterach	0	20	70	230	6	30	430	450
Donau	Jochenstein	40	3,500	28,000	53,000	1,000	5,000	66,000	72,000
	Hainburg	50	3,600	33,000	57,000	1,200	5,700	69,000	78,000
	Bilanz Donau	10	100	5,000	4,000	200	700	3,000	6,000
Inn	<i>Martinsbruck</i>	<i>10</i>	<i>100</i>	<i>2,000</i>	<i>3,000</i>	<i>20</i>	<i>100</i>	<i>5,000</i>	<i>5,000</i>
	<i>Kufstein/Erl</i>	<i>140</i>	<i>600</i>	<i>19,000</i>	<i>22,000</i>	<i>300</i>	<i>900</i>	<i>43,000</i>	<i>44,000</i>
	Bilanz Tirol	130	500	17,000	19,000	280	800	38,000	39,000
	Salzach	0	800	5,000	10,000	30	840	7,000	11,000
	<i>Ingling</i>	<i>8</i>	<i>2,000</i>	<i>20,000</i>	<i>33,000</i>	<i>520</i>	<i>3,000</i>	<i>58,000</i>	<i>67,000</i>
	<i>Braunau</i>	<i>2</i>	<i>1,000</i>	<i>11,000</i>	<i>16,000</i>	<i>300</i>	<i>1,000</i>	<i>21,000</i>	<i>22,000</i>
	Bilanz Donaumündung	6	1,000	9,000	17,000	220	2,000	37,000	45,000
	Rott	0	60	920	2,000	30	100	3,000	3,000
	Bilanz Inn	140	2,200	30,000	44,000	500	3,500	79,000	92,000
Mur	Radkersburg	0	350	15,000	14,000	260	530	14,000	13,000
Drau	UW Lavamünd	75	640	12,000	13,000	500	670	1,000	5,000
Bilanz Österreich		230	3,300	62,000	75,000	1,500	5,400	97,000	120,000

5.2.2 POLYZYKLISCHE AROMATISCHE KOHLENWASSERSTOFFE (PAK)

Die Konzentrationen der PAK stammen aus der H2O-Datenbank, wobei die Konzentration aller 16 PAK auf Basis der Konzentration der sechs PAK Fluoranthen, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Benzo(g,h,i)perylene und Indeno(1,2,3-c,d)pyren berechnet wurde. Der Zusammenhang ist in Kapitel 2.2 erläutert. In Tabelle 66 sind die zur Berechnung der Immissionsfracht verwendeten Konzentrationen, welche nach dem Minimal- und Maximalprinzip ausgewertet wurden, und die, über die Jahre in denen Stoffmessungen erhoben wurden, gemittelten Abflüsse der betrachteten Teil- und Großeinzugsgebiete zusammengefasst.

Für die PAK₁₆ sind die Frachten in der Strem, der Gusen und der Dornbirner Ach geringer als 10 kg/a. Für Gesamtösterreich wurde, aus den Einzugsgebieten des Inn, der Donau, der Mur und der Drau ein Netto-Export über Gewässer von 430-2000 kg/a berechnet. Die Ergebnisse der Berechnungen sind gemeinsam mit dem PBDE und dem TBT am Ende des Kapitels in Tabelle 67 zusammengefasst.

5.2.3 POLYBROMIERTE DIPHENYLETHER (PBDE)

Für die Konzentrationen der PBDE wurde auf die Messungen der H2O-Datenbank zurückgegriffen, wobei die Auswertung nach dem Minimal- und Maximalprinzip erfolgte (siehe Kapitel 2.1.3). Es liegen lediglich für den Inn und die Donau Messungen der PBDE vor. Die verwendeten Konzentrationen und Abflüsse sind in Tabelle 66 zusammengefasst.

PBDE waren in den untersuchten Proben nicht nachweisbar, weshalb nur in der Maximalbetrachtung eine Immissionsfracht von 2500 kg/a für Gesamtösterreich berechnet werden konnte und das Ergebnis der Minimalbetrachtung Null beträgt. Das Ergebnis ist in Tabelle 67 dargestellt.

5.2.4 PERFLUOROKTANSULFONSÄURE (PFOS)

Für die PFOS liegen österreichweit und für die Einzugsgebiete keine Messungen vor. Eine Berechnung der Immissionsfracht ist nicht möglich.

5.2.5 TRIBUTYLZINN (TBT)

Für die Berechnung der TBT-Immissionsfracht wurden die Konzentrationen der H2O-Datenbank verwendet. Es liegen nur Messungen für die Dornbirner Ach, die Donau, den Inn und die Drau vor. Die verwendeten Konzentrationen und Abflüsse sind in Tabelle 66 zusammengefasst.

Für TBT konnte lediglich die maximale Immissionsfracht von knapp 180 kg/a in Gesamtösterreich berechnet werden. Die Berechnung ist in Tabelle 67 dargestellt.

Tabelle 66: Für die Immissionsfrachtberechnung verwendete gemittelte Abflüsse [m³/s] und gemittelte PAK-, PBDE-, und TBT-Konzentrationen [µg/l]

	Messstelle	Abflüsse [m ³ /s]	PAK 16 Min Max [µg/l]		PBDE Min Max [µg/l]		TBT Min Max [µg/l]	
			Min	Max	Min	Max	Min	Max
Strem	Heiligenbrunn	1	0	0.07	-	-	-	-
Gusen	St. Georgen	2	0.010	0.04	-	-	-	-
Dornbirner Ach	Lauterach	8	0.003	0.03	-	-	0	0
Donau	Jochenstein	1499	0.005	0.03	0	0.08	0	0.004
	Hainburg	1802	0.005	0.03	0	0.08	0	0.004
Inn	Kufstein/Erl	302	0.006	0.05	0	0.08	0	0.004
	Martinsbruck	57	0.006	0.05	0	0.08	0	0.004
	Salzach	259	0.030	0.06	0	0.08	0	0.004
	Ingling	750	0.006	0.03	0	0.08	0	0.004
	Braunau	370	0.006	0.03	0	0.08	0	0.004
	Rott	38	0.006	0.03	0	0.08	0	0.004
Mur	Radkersburg	140	0.003	0.03	-	-	-	-
Drau	UW Lavamünd	243	0.002	0.03	-	-	0	0.004

Tabelle 67: PAK-, TBT- und PBDE-Immissionsfrachten [kg/a] der drei Einzugsgebiete und Bilanzierung der Immissionsfrachten Gesamtösterreichs

	Messstelle	PAK 16		PBDE		TBT	
		Min	Max	Min	Max	Min	Max
		[kg/a]		[kg/a]		[kg/a]	
Strem	Heiligenbrunn	0	2	-	-	-	-
Gusen	St. Georgen	1	3	-	-	-	-
Dornbirner Ach	Lauterach	1	8	-	-	0	0
Donau	Jochenstein	230	1600	0	3800	0	190
	Hainburg	290	2000	0	4600	0	230
	Bilanz Donau	60	400	0	800	0	40
Inn	<i>Kufstein/Erl</i>	<i>60</i>	<i>450</i>	<i>0</i>	<i>150</i>	<i>0</i>	<i>40</i>
	<i>Martinsbruck</i>	<i>10</i>	<i>90</i>	<i>0</i>	<i>30</i>	<i>0</i>	<i>10</i>
	Bilanz Tirol	50	360	0	120	0	30
	Salzach	220	490	0	650	0	30
	<i>Ingling</i>	<i>150</i>	<i>800</i>	<i>0</i>	<i>1900</i>	<i>0</i>	<i>100</i>
	<i>Braunau</i>	<i>70</i>	<i>400</i>	<i>0</i>	<i>900</i>	<i>0</i>	<i>50</i>
	Bilanz Donaumündung	80	400	0	1000	0	50
	Rott	10	40	0	95	0	5
	Bilanz Inn	340	1200	0	1700	0	110
Mur	Radkersburg	10	150	-	-	-	-
Drau	UW Lavamünd	20	240	-	-	-	25
Bilanz Österreich		430	2000	0	2500	0	180

6 MODELLIERTE GEWÄSSERKONZENTRATIONEN UND FRACHTEN UND DEREN VALIDIERUNG AN MESSWERTEN

6.1 SCHWERMETALLE

6.1.1 QUECKSILBER

Da Quecksilber fast nie in den Fließgewässerproben nachgewiesen wurde, ist die Berechnung der Immissionsfracht aus Gewässerdaten und ein Vergleich der emissionsseitig bzw. immissionsseitig berechneten Frachten nicht sinnvoll. Zur Überprüfung der Ergebnisse werden daher die gemessenen Konzentrationen modellierten Konzentrationen gegenübergestellt. Die modellierten Konzentrationen berechnen sich aus der abgeschätzten Emissionsfracht abzüglich der Gewässerretention, dividiert durch den mittleren Abfluss und sind in Abbildung 19 als Balken dargestellt. Zudem ist der Anteil der Eintragspfade an den modellierten Gewässerkonzentrationen abgebildet. Die gemessenen und nach dem Minimal- und Maximalprinzip ausgewerteten Konzentrationen sind als Linien dargestellt.

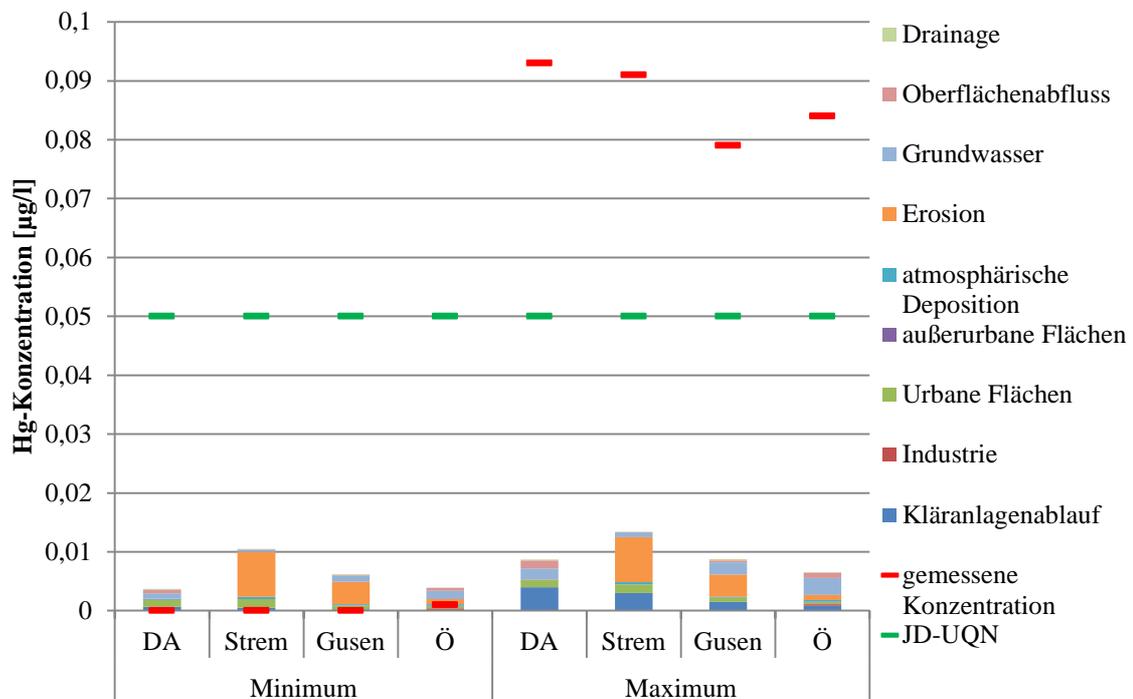


Abbildung 19: Vergleich der Emissionsseitig modellierten mit gemessenen HG-Konzentration und der UQN im Gewässer

Aus Abbildung 19 geht hervor, dass die gemessenen Gewässerkonzentrationen in der Minimalauswertung null und in der Maximalauswertung im Bereich der zumeist verwendeten Nachweisgrenze von 0,1 µg/l liegen. Obwohl Quecksilber regelmäßig in Gewässern untersucht wird, liegen nur vereinzelt quantifizierbare Messwerte vor und Quecksilber ist zumeist nicht nachweisbar (mit einer Nachweisgrenze von 0,1 µg/l).

Die emissionsseitig modellierten Konzentrationen der betrachteten Gebiete betragen 0,004 bis 0,013 µg/l. In der Strem sind aufgrund der hohen erosiven Einträge und des geringen Verdünnungspotentials trotz ausgeprägtester Retention tendenziell die höchsten Konzentrationen zu erwarten. Für die Dornbirner Ach und Gesamtösterreich werden die geringsten Konzentrationen modelliert. Die emissionsseitig modellierten

Konzentrationen liegen zwischen den Extremen der gemessenen Immissionskonzentrationen und liefern daher eine bessere Indikation über die aktuelle Gewässerbelastung mit Quecksilber.

Im Rahmen der Gewässerzustandsüberwachung wurde in Fischen aus der Gusen (Aitel), der Donau (Brachsen) und der Dornbirner Ach (Aitel) Quecksilber gemessen (Clara *et al.*, 2015). Eine Umlegung der in Biota gemessenen Konzentrationen auf die Wasserphase ist problematisch, weil der Bioakkumulationsfaktor BAF in Abhängigkeit von der Fischart sehr streut. So schwanken die BAF Werte zwischen 21.700 und 27.000.000 l/kg (Mercury and its compounds, 2005). Aus den berechneten Gewässerkonzentrationen und den Biotamessungen wird ein theoretischer BAF Wert berechnet und mit den Literaturwerten verglichen. Die berechneten Bioakkumulationsfaktoren schwanken zwischen 3.300 und 130.000 l/kg und liegen somit im unteren Bereich der Literaturwerte. Die Anwendung der BAF Werte aus der Literatur würde zu noch niedrigeren Konzentrationen im Gewässer führen. Für die Dornbirner Ach liegen aber Vergleichswerte aus Clara *et al.* (2014a) vor. Die emissionsseitig abgeschätzten Gewässerkonzentrationen würden bei 0,004-0,0092 µg/l liegen. Die gemessenen Konzentrationen aus Clara *et al.* (2014a) schwanken zwischen <0,0005 und 0,056 µg/l und der Mittelwert von 12 Messungen beträgt 0,0095 µg/l. Dieses Ergebnis stimmt gut mit der emissionsseitigen Abschätzung überein und zeigt die Brauchbarkeit der emissionsseitigen Abschätzungen von Gewässerkonzentrationen als eine grobe Indikation.

Die für das Jahresmittel definierte Umweltqualitätsnorm (JD-UQN) nach Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer (BGBl. II Nr. 96/2006 idgF) beträgt 0,05 µg/l als zulässige Zusatzkonzentration. Die emissionsseitig abgeschätzten Konzentrationen liegen jeweils deutlich darunter. Dazu ist aber anzumerken, dass diese JD-UQN kein gleichwertiges Schutzniveau wie das Biota-Güteziel von 20 µg/kg darstellt, sondern deutlich weniger streng ist. Würde aus dem Biota-Güteziel ein äquivalenter Wasserwert abgeleitet, so würde dieser deutlich niedriger als die angeführten 0,05 µg/l sein. Richtlinie 2013/39/EU führt daher diesen Wert für die Wasserphase nicht mehr an.

6.1.2 BLEI

In Abbildung 20 werden die emissionsseitig modellierten den beobachteten Gewässerfrachten für Strem, Gusen, Dornbirner Ach und Österreich (Nettoexport) gegenübergestellt. Die durchgezogene Linie ist die 1:1 Linie, bei der die emissionsseitig abgeschätzten Frachten den beobachteten Frachten entsprechen und die gestrichelten Linien stellen eine 30%ige Abweichung der Abschätzungen von den aus Messungen im Gewässer abgeleiteten Frachten dar. Im Gegensatz zu Quecksilber liegt bei Blei immissionsseitig eine deutlich bessere Datenbasis vor. Trotzdem liegen auch hier vielfach Messdaten unter der Bestimmungs- oder Nachweisgrenze vor, sodass die berechnete Gewässerfracht auf einer unsicheren Datenbasis beruht.

Im Vergleich zwischen den modellierten mit den beobachteten Frachten zeigt sich zum Teil eine recht gute Übereinstimmung. Dies ist ein Hinweis darauf, dass Abschätzungen jedenfalls von der Größenordnung her stimmig sein dürften. Große Abweichungen treten vor allem im Einzugsgebiet der Gusen und zum Teil auch in der Strem auf. Betrachtet man Abbildung 21, so sieht man, dass die Emissionsabschätzung in diesen zwei Gebieten sehr stark durch den Erosionspfad geprägt ist. Da bei den Gewässerkonzentrationen keine entsprechenden Belastungen gefunden wurden, dürfte entweder der Erosionspfad überschätzt werden, oder der partikuläre Transport in der Gewässeranalytik nicht entsprechend erfasst werden. Für den Netto-Export von Blei aus Österreich führen die emissionsseitigen Abschätzungen zu etwas geringeren Frachten und Konzentrationen als es den Messungen entsprechen würde.

Die Messungen weisen auf mittlere Bleigehalte in den Gewässern im Bereich zwischen 0,4 bis 1,4 µg/l hin. Dabei bestehen keine größeren Unterschiede zwischen den unterschiedlichen Gewässern. Emissionsseitig werden Konzentrationen von 0,3 bis 1,9 µg/l errechnet. Die Gusen und die Strem wären demnach aufgrund

der hohen Einträge über Erosion stärker belastet als die Dornbirner Ach oder als es dem österreichischen Mittel entsprechen würde.

Die derzeitige UQN für Blei beträgt 7,2 µg/l. Diese Konzentration wird in allen Gewässern deutlich unterschritten. Mit RL 2013/39/EU wurde die UQN für Blei auf eine bioverfügbare Konzentration von 1,2 µg/l angepasst. Bei der Strem überschreiten die abgeschätzten Konzentrationen die UQN. Abbildung 21 enthält für den Vergleich diese UQN von 1,2 µg/l lt. RL 2013/39/EU. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass daraus keine Grenzwertüberschreitung ableiten lässt, da die UQN lediglich den bioverfügbaren Anteil begrenzt, während Abschätzungen für Gesamt-Blei durchgeführt werden.

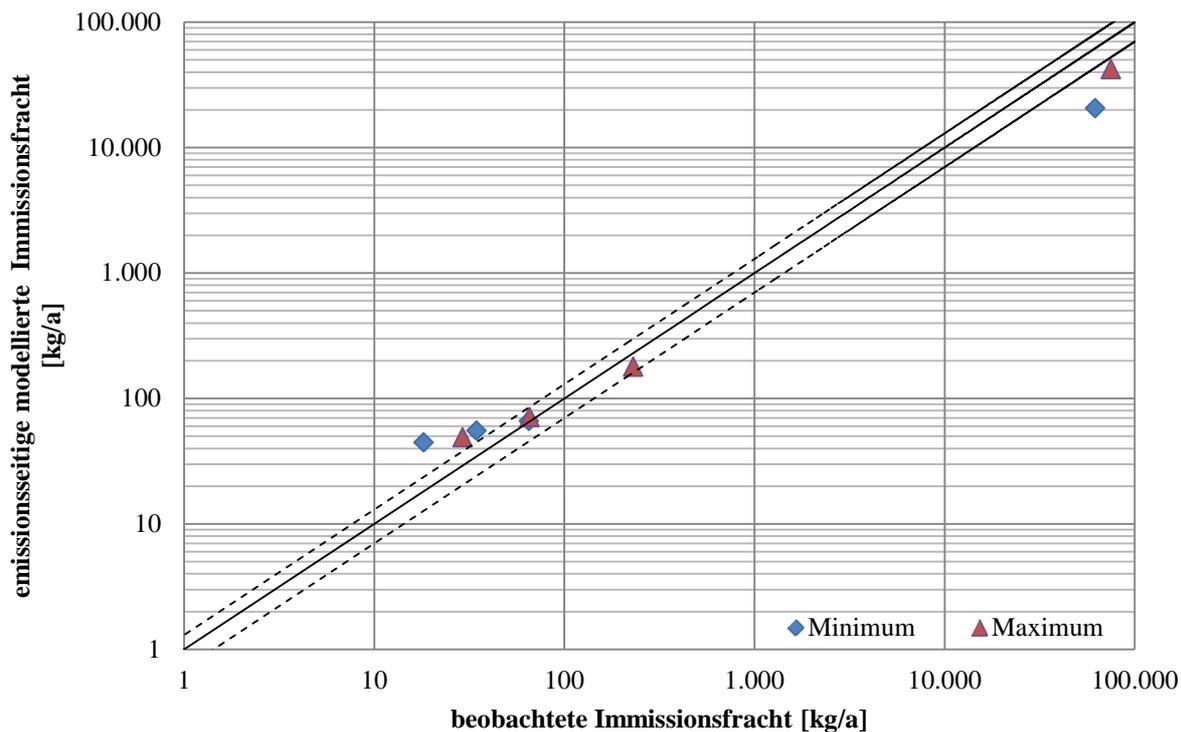


Abbildung 20: Vergleich der Emissions- und Immissionsseitig berechneten PB-Frachten [kg/a]

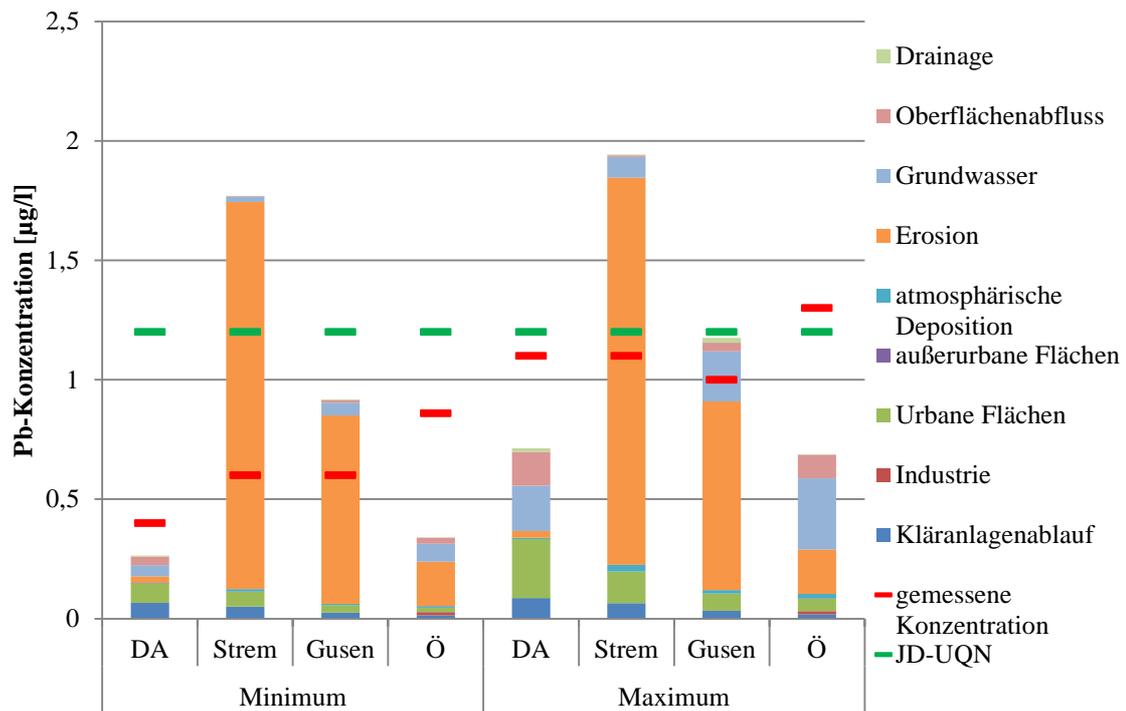


Abbildung 21: Vergleich der Emissionsseitig modellierten mit gemessenen PB-Konzentration in den betrachteten Gewässern

6.1.3 CADMIUM

Cadmium war immissionsseitig nur in wenigen Proben nachweisbar, weshalb auf eine Darstellung der Frachten verzichtet wird.

Die Abbildung 22 zeigt die große Spanne, die sich auf Grund des hohen Anteils an Messwerten unter Nachweis- oder Bestimmungsgrenze für die Minimal- und Maximalauswertung der gemessenen Gewässerkonzentrationen ergibt. Die Minimalauswertung der emissionsseitigen Abschätzung der Gewässerkonzentrationen führt zu Werten im Bereich von 0,01 bis 0,02 µg/l in den unterschiedlichen Gewässern. Dies liegt etwas unter der Minimalauswertung der Messwerte. Die Maximalauswertung führt zu emissionsseitig abgeschätzten Gewässerkonzentrationen von 0,03 – 0,05 µg/l. Dies liegt deutlich unter der Maximalauswertung aus den Messungen und hilft damit den realistischen Bereich zu erwartender Gewässerkonzentrationen etwas einzuschränken.

Die JD-UQN hängt für Cadmium von der Wasserhärteklasse ab. Für Strem und Gusen würde eine UQN von 0,15 µg/l und für die Dornbirner Ach von 0,25 µg/l bestimmt (BGBl. II Nr. 96/2006 idgF und RL 2013/39/EU). Die emissionsseitig abgeschätzten Konzentrationen liegen jeweils deutlich darunter.

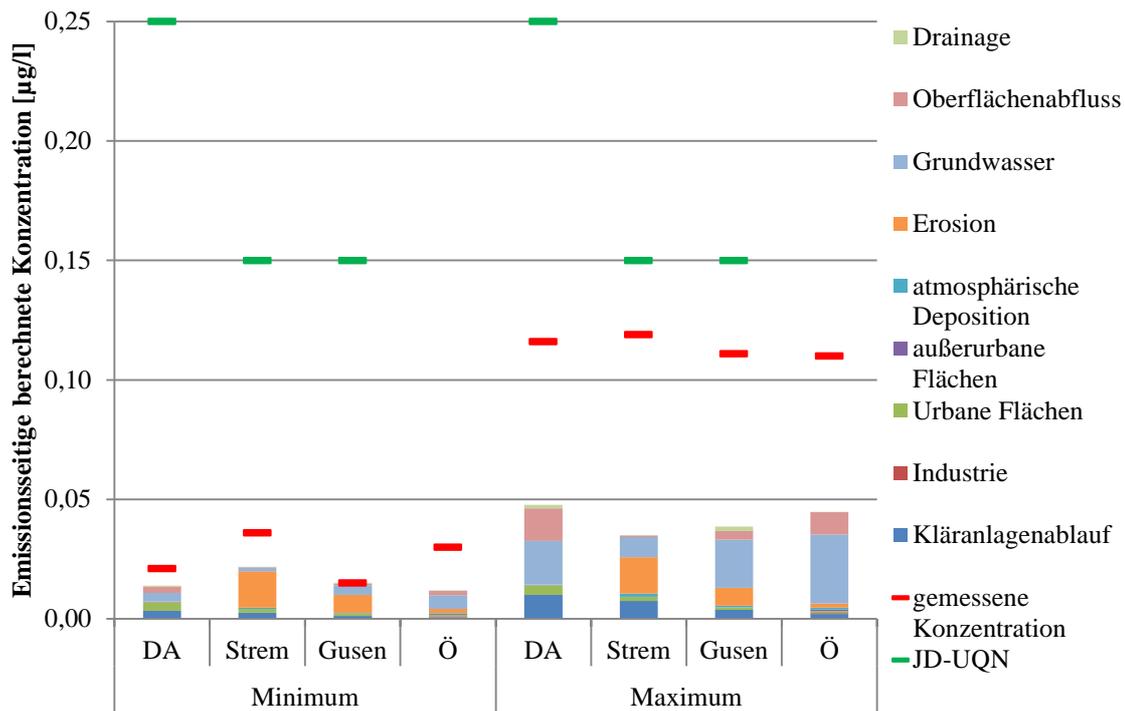


Abbildung 22: Vergleich der Emissionsseitig modellierten mit gemessenen CD-Konzentration in den betrachteten Gewässern

6.1.4 NICKEL

In Abbildung 23 werden für Nickel die emissionsseitig modellierten den beobachteten Gewässerfrachten für Strem, Gusen, Dornbirner Ach und Österreich (Nettoexport) gegenübergestellt. Die durchgezogene Linie ist die 1:1 Linie, bei der die emissionsseitig abgeschätzten Frachten den beobachteten entsprechen und die gestrichelten Linien stellen eine 30%ige Abweichung der Abschätzungen von den aus Messungen im Gewässer abgeleiteten Frachten dar. Nickel weist von allen betrachteten Stoffen immissionsseitig die beste Datenbasis auf. Dies schlägt sich in den geringen Unterschieden zwischen Minimal- und Maximalauswertung nieder. Der Vergleich zwischen den modellierten mit den beobachteten Frachten zeigt eine gute Übereinstimmung. Die Abweichungen zwischen den modellierten und den beobachteten Frachten liegen bei 40% und darunter. Dies ist ein Hinweis darauf, dass die Abschätzungen jedenfalls von der Größenordnung her richtig sein dürften. Die Strem weist mit ca. 3 µg/l (modelliert und gemessen) die höchste Nickelbelastung der betrachteten Gewässer auf. Geringer sind die modellierten und gemessenen Konzentrationen in Gusen, Dornbirner Ach und im österreichischen Mittel.

Die JD-UQN gemäß BGBl. II Nr. 96/2006 idgF (20 µg/l) wird in allen Fällen deutlich unterschritten. Zu den zukünftig relevanten Vorgaben aus der EU Richtlinie 2013/39/EU (JD-UQN = 4 µg/l) ist der Abstand nicht mehr so weit. Hier gilt die JD-UQN jedoch für den bioverfügbaren Anteil, wogegen mit dem in dieser Studie gewählten Ansatz Gesamtgehalte ausgewiesen werden.

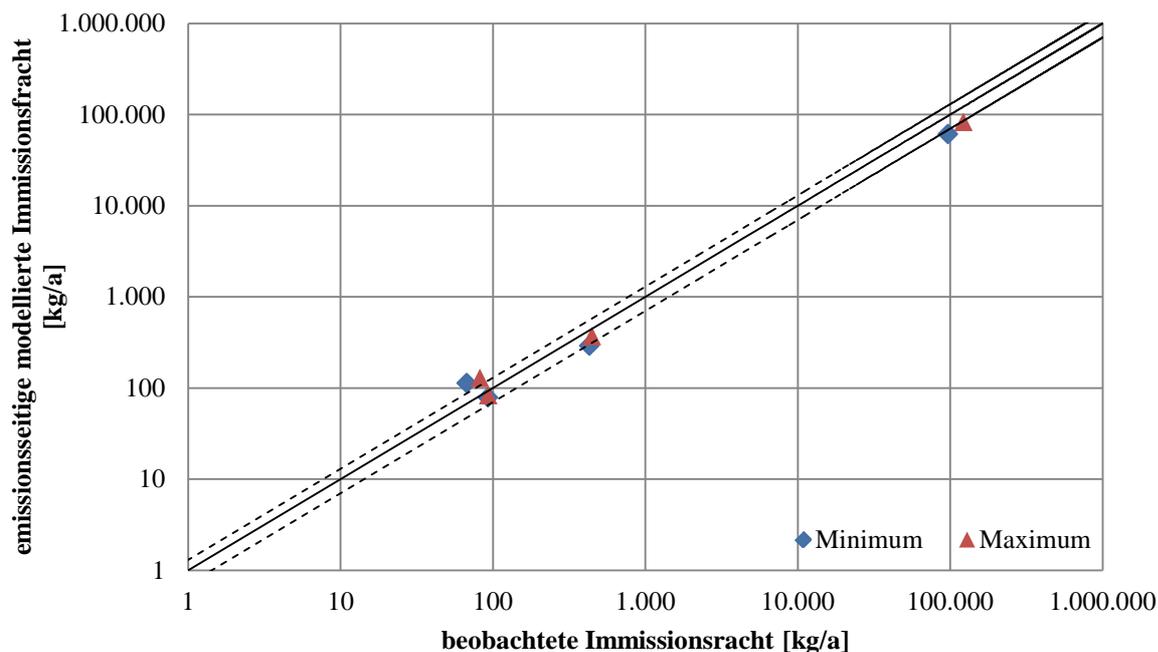


Abbildung 23: Vergleich der Emissions- und Immissionsseitig berechneten Nickelfracht [kg/a]

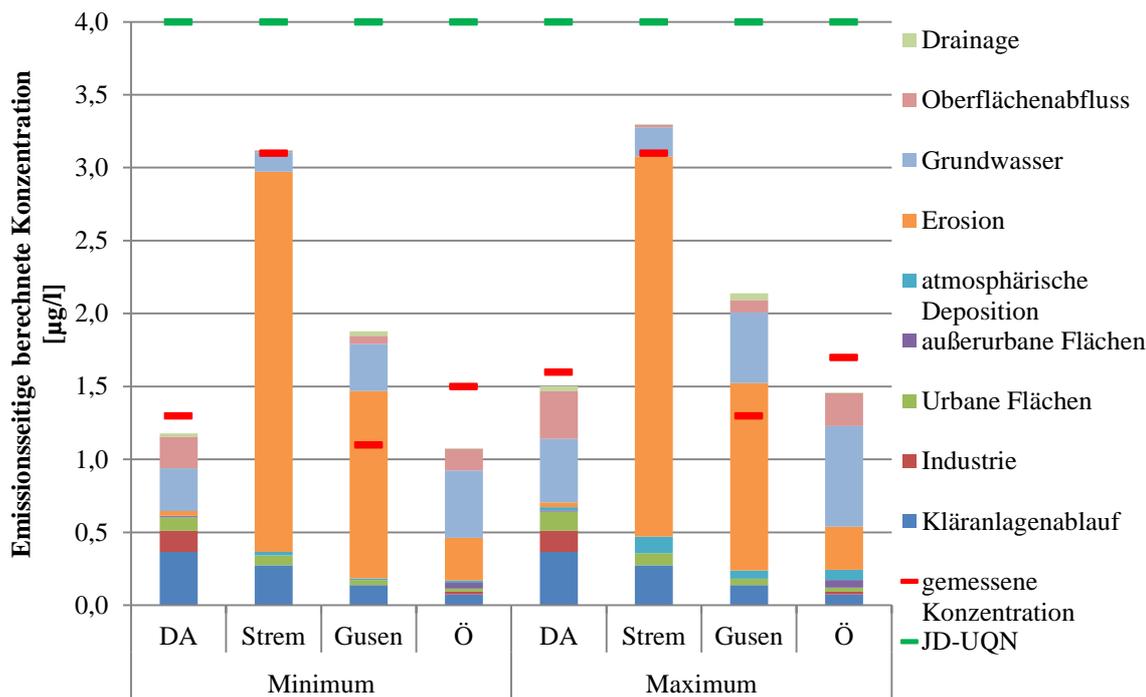


Abbildung 24: Vergleich der Emissionsseitig modellierten mit gemessenen NI-Konzentration in den betrachteten Gewässern

6.2 POLYZYKLISCHE AROMATISCHE KOHLENWASSERSTOFFE (PAK)

Bei der Berechnung der modellierten Immissionsfracht der PAK, wurde Naphthalin bei den Summenbetrachtungen ausgeschlossen, da die Bestimmungsgrenze von Naphthalin mit 0,66 µg/l deutlich höher liegt als jene der anderen PAK und die Naphthalin-Konzentration die berechnete Summe der PAK

stark beeinflusst hätte. Die beobachtete Immissionsfracht wurde auf Basis der Summenkonzentration der PAK₆, multipliziert mit dem Faktor 2,3, berechnet (siehe Kapitel 2.2) und entspricht der Summenkonzentration aller sechzehn PAK, einschließlich Naphthalin. Da die gemessene Naphthalin-Konzentration größer ist, als die berechnete Summenkonzentration der PAK₁₆, wäre es, bei Abzug der Naphthalin-Konzentration zu einer negativen Summenkonzentration gekommen, weshalb in dem folgendem Vergleich die modellierte PAK₁₅-Fracht mit der beobachteten PAK₁₆-Fracht verglichen wird.

Die Vertreter der PAK sind in den meisten Gewässerproben nicht nachweisbar. Auf eine Abbildung des Frachtvergleichs wird daher verzichtet. Die Abbildung 25 zeigt die große Spannweite zwischen Minimal- und Maximalauswertung für die gemessenen Immissionskonzentrationen, welche auf diese analytisch bedingten Unsicherheiten zurückzuführen ist. Dies gilt auch für die Emissionsabschätzung. Insgesamt kommt man mit der emissionsseitigen Abschätzung zu ähnlichen Ergebnissen wie bei der Auswertung der Immissionsmessungen. Die Schwankung der zu erwartenden Konzentrationen liegt zwischen 0,002 µg/l und 0,06 µg/l und ist damit sehr groß. Die zu erwartenden Unterschiede der Konzentrationen in den betrachteten Gewässern ist vergleichsweise sehr gering.

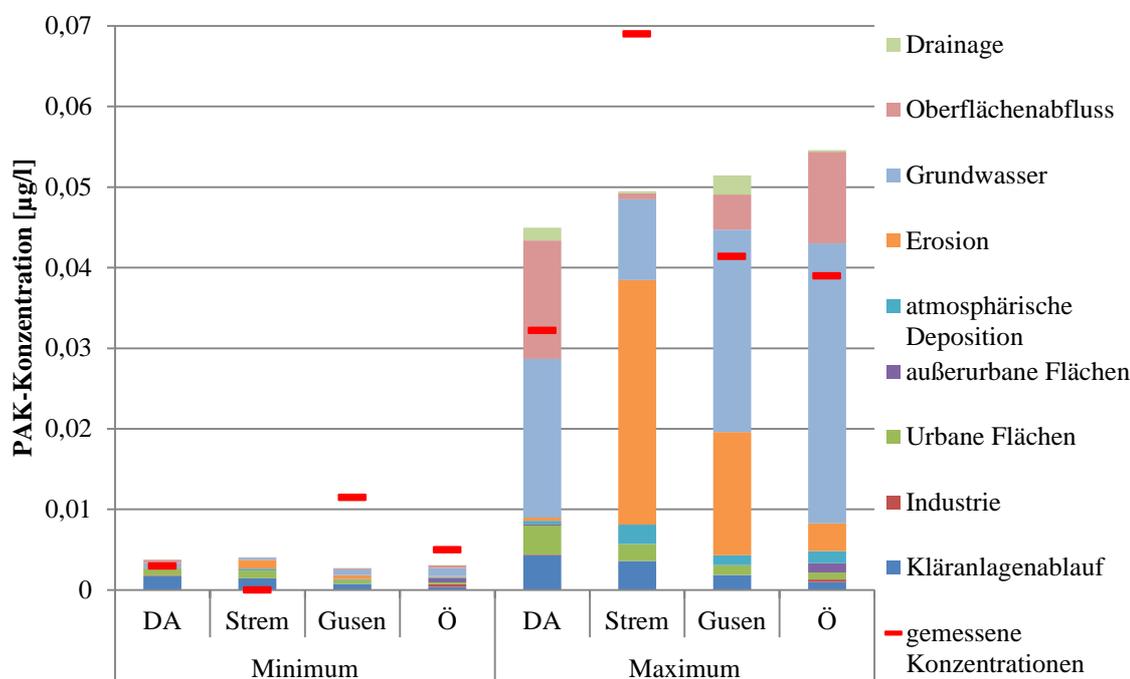


Abbildung 25: Vergleich der Emissionsseitigen pak₁₅- und Immissionsseitigen pak₁₆-Konzentration im Gewässer [µg/l]

6.3 POLYBROMIERTE DIPHENYLETHER (PBDE)

Für die PBDE liegen für die betrachteten Gewässer keine Messdaten in den Fließgewässern vor. Damit können den emissionsseitigen Abschätzungen keine Messwerte oder aus Immissionsmessungen abgeleitete Gewässerfrachten gegenüber gestellt werden. Für die österreichischen Grenzgewässer liegen Messungen vor. Die Analysen wurden jedoch mit einer Nachweisgrenze von 0,08 µg/l durchgeführt, welche weit über den zu erwarteten Gewässerkonzentrationen liegt. In Abbildung 26 sind die modellierten Konzentrationen und die Jahresdurchschnitt-Umweltqualitätsnorm (JD-UQN) der QZV Chemie Oberflächengewässer (BGBl. II Nr. 96/2006 idgF) dargestellt (0,0005 µg/l). Es zeigt sich, dass die modellierten Gewässerkonzentrationen im Bereich von 0,0002 bis 0,0008 µg/l liegen und damit zum Teil die Qualitätsnorm übersteigen. Tendenziell sind in Strem und Gusen geringere Konzentrationen zu erwarten als

in der Dornbirner Ach und im österreichischen Durchschnitt. Durch die neue EU Richtlinie für prioritäre Stoffe ist eine Änderung der Qualitätsnormen für PBDE vorgesehen. Die ZHK-UQN soll mit $0,14 \mu\text{g/l}$ und ein Biota-Grenzwert von $0,0085 \mu\text{g/kg}$ Nassgewicht vorgesehen werden. Diese Änderung bewirkt eine Verschärfung der JD-UQN bezogen auf die Wasserphase. Die Rückrechnung eines Wasserwertes aus der Biota-UQN würde zu einer deutlich niedrigeren JD-UQN für die Wasserphase führen. Ähnlich wie bei Quecksilber weist RL 2013/39/EU keine JD-UQN für die Wasserphase aus, weshalb in Abbildung 26 die derzeit noch geltende JD-UQN dargestellt ist.

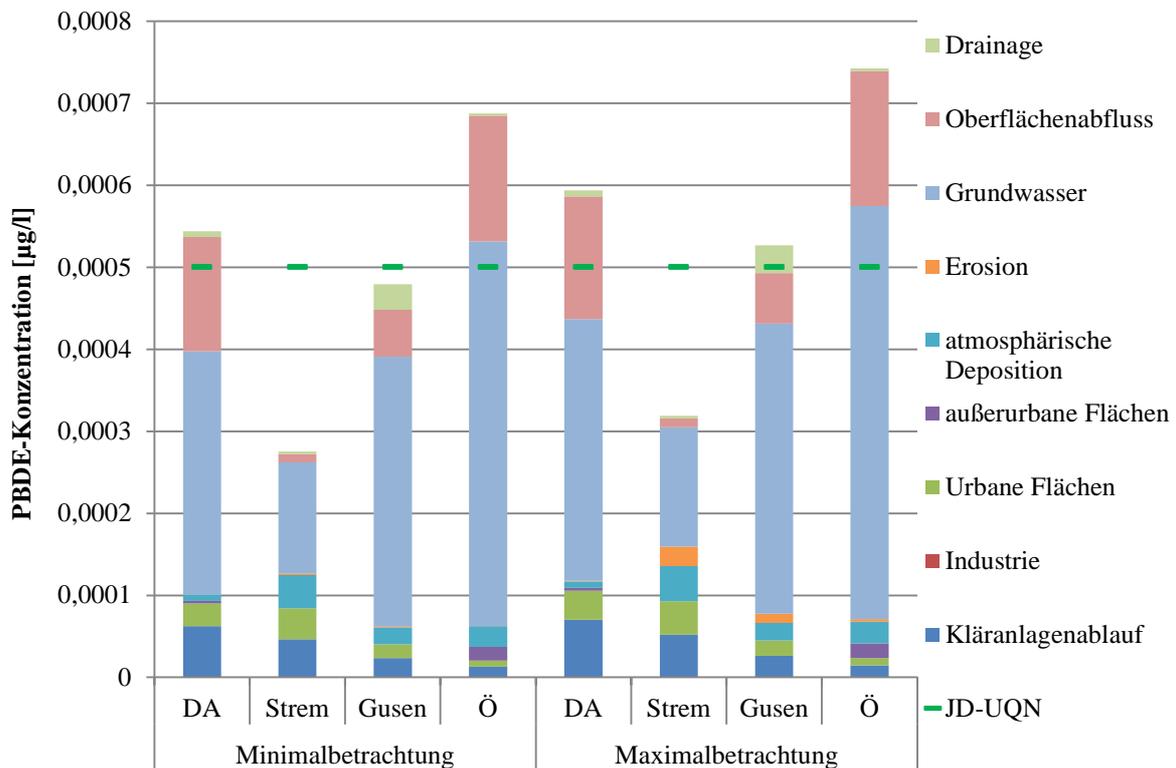


Abbildung 26: Vergleich der Emissionsseitigen PBDE-Konzentration im Gewässer und der jd-uqn [$\mu\text{g/l}$]

Auch die polybromierten Diphenylether wurden in der Donau, der Gusen und der Dornbirner Ach in Biota gemessen (Clara *et al.*, 2015). Das Dossier zur Ableitung einer Umweltqualitätsnorm für PBDE (Polybrominated diphenyl ethers, 2011) schlägt einen BAF-Wert von 175.500 l/kg vor. Die, aus den Biotamessungen und aus den über die Emissionsabschätzung abgeleiteten Gewässerkonzentrationen, abgeschätzten BAF Werten schwanken zwischen 2.200 und 7.000 l/kg . Diese Werte liegen deutlich unter den bei der Gütezielableitung verwendeten Werten. Es liegen nahezu keine Vergleichswerte für Gewässer vor. Im Rahmen von Untersuchungen in der Donau wurde eine mittlere Konzentration von rund $0,0020 \mu\text{g/l}$ bestimmt. Die aus den Emissionsberechnungen bestimmten Konzentrationen für Österreich liegen zwischen $0,0004$ und $0,0007 \mu\text{g/l}$. Diese Konzentrationen sind zwar niedriger als die gemessenen, belegen aber die bereits für Quecksilber gezogene Schlussfolgerung, dass die Näherung der Gewässerkonzentration aus Emissionsabschätzungen in Ermangelung von Monitoringdaten sinnvoll ist.

6.4 PERFLUOROKTANSULFONSÄURE (PFOS)

Für die PFOS ist keine Validierung der abgeschätzten Gewässerfracht mit immissionsseitig berechneten Frachten möglich, da keine Konzentrationsmessungen zu PFOS im Gewässer vorliegen. Im Gegensatz zu den anderen Parametern wurde für PFOS keine Retention im Gewässer angenommen, um aus emissionsseitigen Abschätzungen Gewässerkonzentrationen zu berechnen, da hier weder Abbau noch Adsorption an Partikel noch die Sedimentation im Gewässer oder in Überschwemmungsbereichen als relevante Faktoren für die Retention angenommen werden (siehe auch Kapitel 2.2). Diese fehlende Retention wirkt sich vor allem für die Strem stark aus, da dort auf Grund des geringen flächenspezifischen Abflusses mit einer vergleichsweise hohen Retention gerechnet wird (siehe auch Kapitel 2.3). Somit ergeben sich für die Strem mit ca. 0,012 µg/l die höchsten errechneten Gewässerkonzentrationen, die vor allem durch die Emissionen aus der kommunalen Abwasserreinigung bestimmt werden. Für die anderen Gewässer wird ein Konzentrationsbereich von 0,001 – 0,006 µg/l abgeschätzt. Jeweils sind es überwiegend die Einträge aus den kommunalen Kläranlagen die diese Belastung bestimmen.

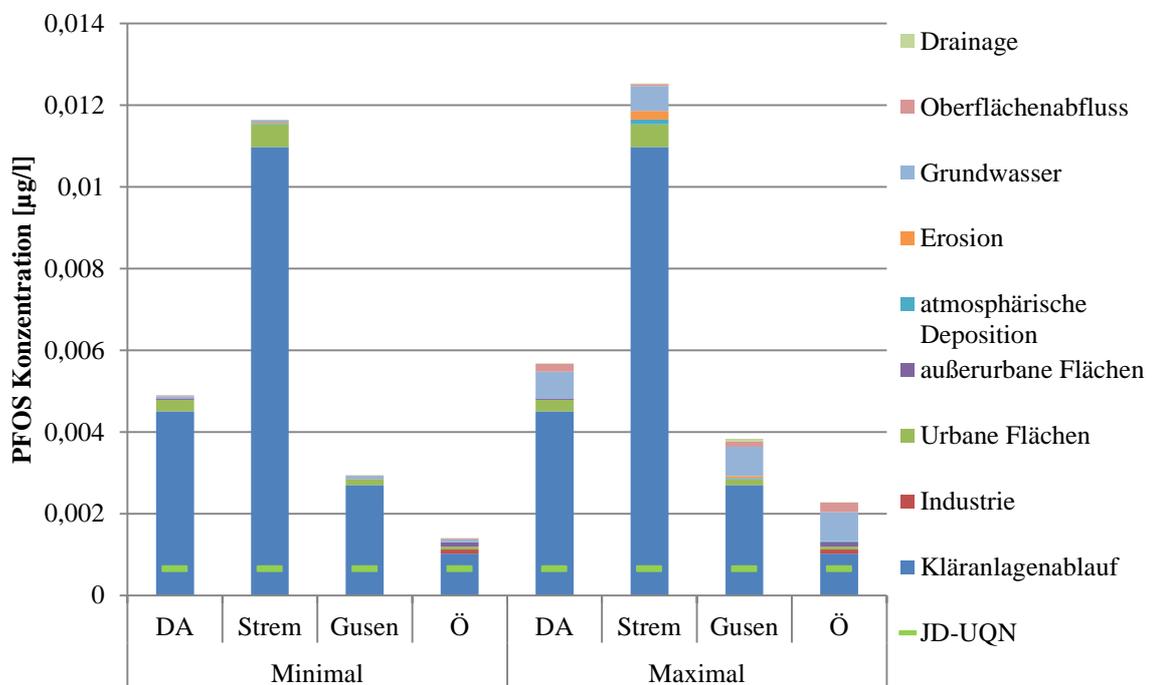


Abbildung 27: Vergleich der Emissions- und Immissionsseitigen PFOS-Konzentration im Gewässer [µg/l]

Auch PFOS wurden in der Donau, der Gusen und der Dornbirner Ach in Biota gemessen (Clara *et al.*, 2015). Die aus diesen Messungen und den abgeschätzten Gewässerkonzentrationen rückgerechneten BAF Werte schwanken zwischen 890 und 20.600 l/kg. Das Dossier zur Ableitung einer Umweltqualitätsnorm für PFOS (Perfluorooctane sulphonate (PFOS), 2011) schlägt einen BAF-Wert von 13.980 l/kg vor, wobei dieser BAF Wert aus dem höchsten Biokonzentrationsfaktor BCF von 2796 und einem Biomagnifikationsfaktor von 5 berechnet wird. Dieser BAF Wert liegt im rückgerechneten Schwankungsbereich. Es liegen nahezu keine Vergleichswerte für Gewässer vor. Im Rahmen von Untersuchungen in der Donau wurde eine mittlere Konzentration von rund 0,0019-0,0026 µg/l bestimmt. Die aus den Emissionsberechnungen bestimmten Konzentrationen für Österreich liegen zwischen 0,0014 und 0,0023 µg/l. Diese Ergebnisse sind ähnlich den gemessenen Konzentrationen und belegen auch für PFOS, dass die Näherung der Gewässerkonzentration aus Emissionsabschätzungen in Ermangelung von Monitoringdaten sinnvoll ist.

Die entsprechend der EU Richtlinie für prioritäre Stoffe (2013/39/EU) vorgesehene JD-UQN von 0,00065 µg/l wird im Mittel für Österreich und in den betrachteten EZG durchgehend überschritten.

6.5 TRIBUTYLZINN (TBT)

Für TBT liegen lediglich für die Dornbirner Ach und Gesamtösterreich Messwerte vor. Dabei wurden nur an der Dornbirner Ach Analysen mit einer Nachweis- bzw. Bestimmungsgrenze im Bereich der tatsächlichen Konzentrationen durchgeführt und es ist nur hier eine quantitative Auswertung möglich. Es zeigt sich, dass das Ergebnis der Minimalauswertung der emissionsseitigen Abschätzung zu der gleichen Konzentration kommt wie die Minimalauswertung aus den Messdaten (Abbildung 28). Bei den Maximalauswertungen liegen die emissionsseitigen Abschätzungen über den Ergebnissen der Messungen. Die ermittelten Konzentrationswerte für die Dornbirner Ach liegen zwischen 0,00015 und 0,00035 µg/l. Die für die anderen Gewässer abgeschätzten Konzentrationen etwas darunter. Die JD-UQN (BGBl. II Nr. 96/2006 idgF und auch zukünftig anzuwendende Vorgaben der 2013/39/EU) für TBT liegt bei 0,0002 µg/l. Dieser Wert liegt im Schwankungsbereich sowohl der emissionsseitig abgeschätzten als auch der – soweit vorhandenen – gemessenen Konzentrationen und es ist davon auszugehen, dass die UQN in einigen Gewässern überschritten wird.

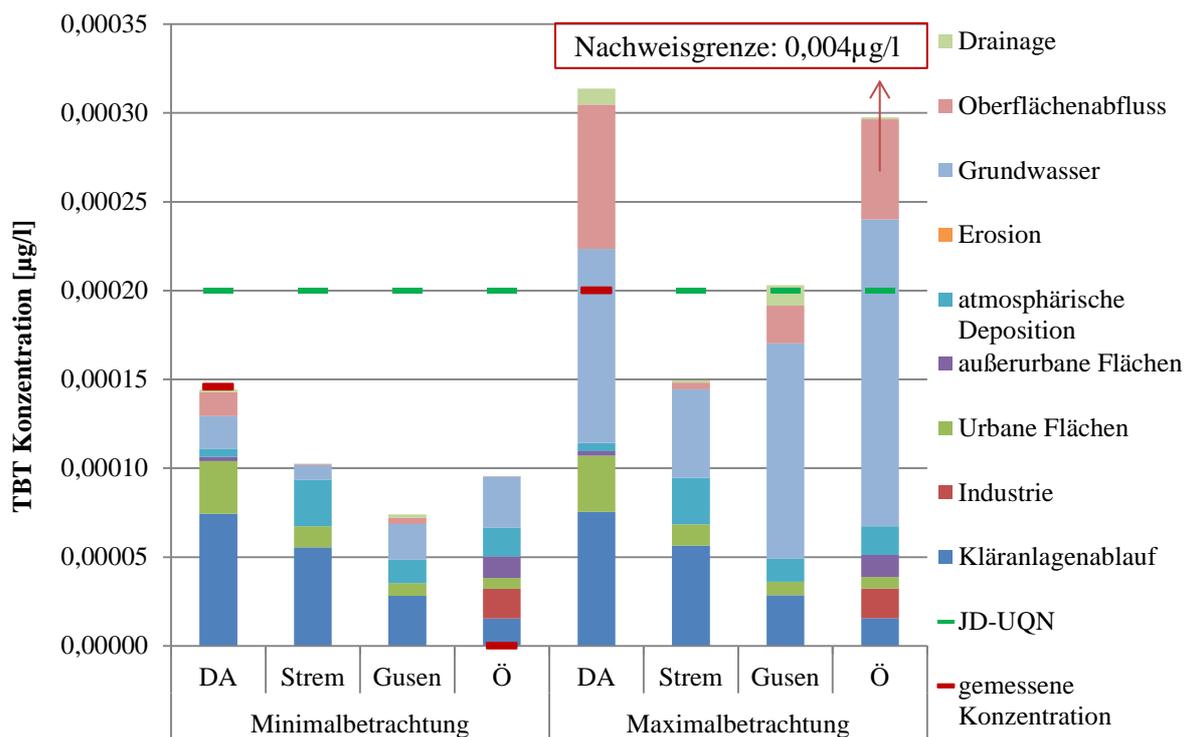


Abbildung 28: Vergleich der Emissions- und Immissionsseitigen TBT-Konzentration im Gewässer [µg/l]

6.6 RESÜMEE

Eine Validierung der emissionsseitig abgeschätzten Frachten ist nur für einige wenige Stoffe möglich (z.B. Nickel und Blei). Die meisten anderen der untersuchten Parameter waren in den Gewässerproben zumeist nicht nachweisbar, sodass eine quantitative Darstellung von, aus Messungen in den Gewässer abgeleiteten Immissionsfrachten mit hohen Unsicherheiten behaftet ist. Die emissionsseitig abgeschätzten Gewässerkonzentrationen lagen auch weitgehend unter den Nachweisgrenzen der für die Immissionsanalytik eingesetzten Methoden.

Für Nickel konnte eine recht gute Übereinstimmung zwischen modellierten und beobachteten Gewässerfrachten erzielt werden. Bei Blei kam es zu deutlich höheren Abweichungen, vor allem in den Gewässern Strem und Gusen, wo die Emission stark durch Erosion geprägt wird. Entweder wird die Erosion hier überschätzt, oder Einträge und Transport der Schwebstoffe werden durch die Immissionsmessung nicht ausreichend erfasst.

Für die Stoffe bzw. Stoffgruppen Hg, Cd, PBDE, PFOS und TBT konnten über die emissionsseitige Abschätzung eine erste grobe Evidenz der tatsächlich zu erwartenden Konzentrationen in den Gewässern ermittelt werden. Auch wenn die Unsicherheiten noch sehr groß sind, liefern die Ergebnisse eine erweiterte Information und legen die Anforderungen an die Sensitivität der Analytik für zukünftige Monitoringprogramme fest.

Während für Cd und Ni die in der EU-Richtlinie 2013/39/EU verankerten JD-UQN in der Regel eingehalten werden können sollten, liegen die abgeschätzten Konzentrationen für Pb, PBDE und TBT im Bereich der Qualitätsnormen und Gütezielverfehlungen können nicht ausgeschlossen werden. Für PFOS liegen die abgeschätzten Immissionskonzentrationen zwar über der JD-UQN, Messungen in Biota zeigen aber nur vereinzelt Überschreitungen der Biota UQN für PFOS (Clara *et al.*, 2015).

7 ZUSAMMENFASSUNG UND EMPFEHLUNGEN

7.1 ZUSAMMENFASSUNG DER ERGEBNISSE

Die Quantifizierung von Emissionsfrachten über unterschiedliche Eintragspfade ist eine wesentliche Grundlage für eine effektive Maßnahmenplanung bei Verfehlung von Qualitätszielen in Gewässern. Im Zuge des vorliegenden Projektes wird eine erste Abschätzung der Emissionsfrachten der Stoffe Quecksilber, Blei, Cadmium, Nickel, der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK), der polybromierten Diphenylether (PBDE), der Perfluoroktansulfonsäure (PFOS) und der Tributylzinnverbindungen (TBT) für Gesamtösterreich durchgeführt. Als punktförmige Eintragspfade werden „kommunale Kläranlagen“ und „industrielle Direkteinleiter“, und als diffuse Eintragspfade „urbane Flächen“, „außerurbane Flächen“, „atmosphärische Deposition“, „Erosion“, „Grundwasser“, „Oberflächenabfluss“ und „Drainagen“ betrachtet.

Als Grundlage für die Berechnung der Emissionsfrachten aus atmosphärischer Deposition, Oberflächenabfluss, Erosion, Drainagen und Grundwasser wurden die Wasserbilanzkomponenten und der Sedimenteintrag über Erosion aus dem Nährstoffbilanzierungsprojekt STOBIMO (Gabriel *et al.*, 2011) genutzt. Die Gesamtabflüsse aus kommunalen Kläranlagen, urbanen und außerurbanen Flächen wurden den aktuelleren Daten des Projektes „Spurenstoffemissionen aus Siedlungsgebieten und von Verkehrsflächen“ (Clara *et al.*, 2014b) entnommen. Für die stoffspezifischen Konzentrationen einer Reihe von Eintragspfaden war das Projekt SHTURM (Spurenstoffemissionen aus Siedlungsgebieten und von Verkehrsflächen, Clara *et al.*, 2014b) eine wesentliche Grundlage. Messdaten aus diesen Untersuchungen wurden mit anderen Literaturwerten verglichen. Trotz Unsicherheiten der Konzentrationen von Clara *et al.* (2014b) aufgrund geringer Probenanzahl und lokaler Einflüsse, wurde vielfach auf diese Daten zurückgegriffen, da die Messungen an verschiedenen Standorten in Österreich durchgeführt wurden und im Vergleich mit anderen Literaturdaten einen guten Überblick über die Belastungssituation in Österreich vermitteln. Für die Schwermetallgehalte im Grundwasser wurden die Daten der Gewässerzustandsüberwachung (GZÜV) sowie Messungen von Clara *et al.* (2014b) und Messungen aus dem Einzugsgebiet der Dornbirner Ach (Clara *et al.*, 2014a) verwendet. Die Stoffgehalte im Boden als Grundlage für die Berechnung erosiver Einträge stammen aus den Berichten von Offenthaler *et al.* (2009) und Freudenschuss *et al.* (2010). Für die Tributylzinneinträge über Erosion konnten aufgrund fehlender Stoffgehalte keine Frachten ermittelt werden. Für die Konzentrationen aus industriellen Direkteinleitern lagen keine Literaturangaben vor. Die Frachteinträge über industrielle Direkteinleiter wurden daher direkt aus dem Emissionsregister Oberflächengewässer übernommen. Die Problematik dabei ist, dass hier nur ein Teil der Gesamtemissionen erfasst wird und für einige Parameter keine Daten vorliegen.

Ein generelles Problem für die Quantifizierung von Emissionsfrachten prioritärer Stoffe ist die Bewertung nicht nachweisbarer Stoffe sowie die Berücksichtigung von Messungen kleiner Bestimmungsgrenze. Um die analytisch bedingte Unsicherheit bei den Berechnungen zu berücksichtigen wurden zwei Auswertungsansätze angewandt. Für die Minimalauswertung wurden nicht nachweisbare Stoffe gleich null gesetzt und Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze mit der Nachweisgrenze berücksichtigt. Bei der Maximalauswertung wurden nicht nachweisbare Stoffe mit der Nachweisgrenze berücksichtigt und Ergebnisse unterhalb der Bestimmungsgrenze gleich der Bestimmungsgrenze gesetzt.

Trotz der Unsicherheiten, die die durchgeführte Abschätzung enthält, können folgende quantitative Aussagen gemacht werden. Schwermetallemissionen stammen für Gesamtösterreich zu 80% und mehr aus diffusen Eintragspfaden. Hauptkomponenten sind dabei die Erosion, das Grundwasser und der Oberflächenabfluss. Die Haupteintragspfade der PAK sind ebenfalls das Grundwasser, der Oberflächenabfluss und die Erosion. Bei den polybromierten Diphenylethern stellen Grundwasser und Oberflächenabfluss mit 80-90% die Haupteintragspfade dar. Dazu ist aber anzumerken, dass die Bewertungen auf einer sehr schwachen Datenbasis beruhen. So wurden nur 5 Grundwasserproben auf

polybromierte Diphenylether untersucht und diese Ergebnisse auf Gesamtösterreich übertragen. Da diese 5 Grundwasserproben im Einflussbereich von Straßen gezogen wurden, können die gemessenen Konzentrationen nicht als repräsentativ für alle Grundwasserkörper gesehen werden.

Die Perfluoroktansulfonsäure werden mit einem Anteil von etwa 45-75% zu einem großen Teil durch kommunale Kläranlagen in die Gewässer Österreichs eingetragen. Bei Tributylzinn tragen die punktförmigen Eintragspfade bis zu ca. 40% zu den Emissionen bei, wobei über die siedlungswasserwirtschaftlichen diffusen Eintragspfade (Niederschlagswassereinleitungen aus Trennkanalisationen, Mischwasserentlastung und Emissionen von außerurbanen Straßen) ebenfalls relevante Frachten eingetragen werden.

Durch den Vergleich der Anteile der Eintragspfade am Gesamteintrag aus der österreichweiten Abschätzung und einer Abschätzung für die Einzugsgebiete der Dornbirner Ach, der Strem und der Gusen konnte der regionale Einfluss dargestellt werden. Durch ein geändertes Verhältnis der unterschiedlichen Komponenten der Wasserbilanz bzw. der Deposition und der Erosion ergibt sich für die Dornbirner Ach ein wesentlich höherer Einfluss der siedlungswasserwirtschaftlichen Einträge (diffuse und Punkteinträge) als es dem österreichischen Mittel entspricht. Für die Strem und Gusen ergibt sich, im Vergleich mit dem österreichischen Mittel, ein höherer diffuser Stoffeintrag über Erosion, wobei die Strem im Vergleich zur Gusen größere Anteile der siedlungswasserwirtschaftlichen Eintragspfade aufweist. Bei einem weiteren Vergleich dieser Abschätzungen für Schwermetalle und PAK für die Dornbirner Ach mit den Emissionsmodellierungen von Clara *et al.* (2014a) konnte gezeigt werden, dass neben geänderten Wasserbilanzkomponenten auch regionalspezifische Konzentrationen einen relevanten Einfluss auf Emissionsfrachten über unterschiedliche Eintragspfade haben können. Diese Unterschiede in regionalspezifischen Emissionskonzentrationen können durch Einflüsse wie Niederschlagsereignisse und –intensität aber auch unterschiedliche Flächennutzungen bedingt sein.

Um eine Validierung der abgeschätzten Emissionen über beobachtete Gewässerfrachten auf Einzugsgebietsebene durchführen zu können, sind belastbare Immissionsdaten (Abfluss und Konzentrationen) erforderlich. Abflüsse werden an vielen Pegeln in Österreich kontinuierlich gemessen. Gemessene Stoffkonzentrationen sind über die H2O-Datenbank zugänglich. In einem ersten Schritt wurde die Datenlage der Wasserqualitätsdaten für den Zeitraum 2000 - 2014 evaluiert. Für die Metalle liegt ein umfangreicher Datensatz zu Untersuchungen in Gewässern und im Grundwasser vor. Dazu ist aber anzumerken, dass vor allem Cadmium und Quecksilber nahezu nie nachweisbar waren. Lediglich für Nickel wurde ein hoher Anteil (ca. 50% der Messwerte) an quantifizierbaren Konzentrationsmessungen (Messwerte > Bestimmungsgrenze) verteilt über ganz Österreich beobachtet. Weiters konnten Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze in mehr als 10% der untersuchten Proben für Blei und die PAK Benzo(a)pyren und Naphthalin gemessen werden. Für alle anderen Parameter liegen keine oder nur geringe Anteile der Messungen oberhalb der Bestimmungsgrenze. Die Berechnung der Immissionsfracht ist in diesen Fällen mit sehr hohen Unsicherheiten behaftet. Für PFOS liegen keine Konzentrationsmessungen in den Gewässern vor.

Bei der Validierung der abgeschätzten Gewässerfrachten mit den immissionsseitig erhobenen Gewässerfrachten kann festgehalten werden, dass für Blei und Nickel die Abweichungen bis zu 40% betragen, wobei für die Dornbirner Ach, bei Verwendung regionalspezifischer Daten, eine Abweichung von nur 10% erreicht wurde. Für die anderen Stoffe reicht die immissionsseitige Datenlage für eine Validierung der Modellierung nicht aus.

Für die Stoffe bzw. Stoffgruppen Hg, Cd, PBDE, PFOS und TBT konnten über die emissionsseitige Abschätzung eine erste grobe Evidenz über die zu erwartenden Konzentrationen in den Gewässern ermittelt werden. Auch wenn die Unsicherheiten noch sehr groß sind, erlauben die Ergebnisse aus der Emissionsberechnung eine Abschätzung der Gewässerkonzentration in Ermangelung von Monitoringdaten. Während für Cd die in der EU-Richtlinie 2013/39/EU verankerten JD-UQN in der Regel eingehalten werden

können, liegen die abgeschätzten Konzentrationen für PBDE und TBT im Bereich der UQN oder darüber. Für PFOS liegen die abgeschätzten Immissionskonzentrationen deutlich über der JD-UQN. Dies steht allerdings im Gegensatz zu Messungen in Biota, welche nur vereinzelt Überschreitungen der Biota UQN für PFOS zeigen. Hg wird in Zukunft nur noch über einen Biota-Grenzwert geregelt werden und der für den Vergleich verwendete Wasserwert, der kein äquivalentes Schutzniveau zum Biota-Güteziel darstellt, wird nicht weiter angeführt werden.

7.2 EMPFEHLUNGEN

Die dargestellten Ergebnisse sind aufgrund der beschränkten Datenlage und Datenqualität mit hohen Unsicherheiten behaftet. Um die Abschätzungen für ganz Österreich zu verbessern und in weiterer Folge eine teileinzugsgebietscharfe Modellierung als Grundlage für eine Risikoanalyse zur Zielverfehlung für prioritäre Stoffe durchführen zu können, ist eine deutliche Verbesserung der Datenlage anzustreben.

Zur Verbesserung der Abschätzung der Frachteneinträge über unterschiedliche Eintragspfade und um eine verbesserte Datenlage zur Validierung von Modellergebnissen (Immissionskonzentrationen und -frachten) an Immissionsdaten zu schaffen, ist es notwendig verstärkt österreichweit Messungen der uPBT Stoffe durchzuführen. Dabei sind ausreichend sensitive Analysemethoden anzuwenden, die eine Quantifizierung der zu erwartenden Konzentrationen zulassen. Bei der Messstellenauswahl ist darauf zu achten, dass lokale und regionale Unterschiede und unterschiedlich genutzte Einzugsgebiete untersucht werden.

Zudem besteht eine Notwendigkeit die Grunddaten (z.B. Landnutzung, Hydrologie, siedlungswasserwirtschaftliche Daten) der MONERIS Emissionsmodellierung auf Teileinzugsgebietsebene in Österreich zu aktualisieren, um so die Voraussetzung für eine teileinzugsgebietscharfe Emissionsmodellierung auch für uPBT Stoffe zu schaffen.

Im Detail werden folgende weitere Schritte empfohlen:

- Ein Monitoring in Oberflächengewässern mit ausreichend sensitiven Nachweismethoden durchzuführen, um Daten zu Konzentrationen für Hg, Cd, Pb, PAK, PBDE, PFOS, TBT und allenfalls weitere relevante uPBT Stoffe zu generieren;
- Das Monitoring im Grundwasser für Hg, Cd, Pb mit empfindlicheren Nachweismethoden anzupassen und um die Stoffgruppen PAK, PBDE, PFOS, TBT und allenfalls weitere relevante uPBT Stoffe zu erweitern;
- Relevante Stoffe (z.B. ausgewählte uPBT Stoffe) in der atmosphärischen Deposition, in Abwässern und im Boden zu messen, um die verfügbare Datenbasis zu verbessern und Unsicherheiten einzugrenzen;
- Eine Konsolidierung der Datenhaltung und der derzeit verwendeten Modellstruktur als Grundlage für periodische Aktualisierung einer Stoffbilanzmodellierung für uPBT Stoffe durchzuführen;
- Eine Konsolidierung und Aktualisierung der generellen Inputdaten zur Berechnung der Wasserbilanzkomponenten und des Sedimenteintrages auf Basis aktueller österreichischer Datensätze umzusetzen;
- Eine Modellierung der relevanten Eintragspfade für ausgewählte uPBT Stoffe auf Ebene von Teileinzugsgebieten und eine Risikoanalyse zur Ausweisung jener Gewässer mit potenzieller Nichteinhaltung der Umweltqualitätsziele für die betrachteten Parameter durchzuführen, die im oben angeführten Messprogramm nicht untersucht wurden;
- Eine Szenarienanalyse zur Wirksamkeit von Maßnahmen zur Reduktion der Stoffemissionen auf Basis regionalspezifischer Maßnahmen umzusetzen.

8 REFERENZEN

- Arenholz, U., Bergmann, S., Bosshammer, K., Busch, D., Dreher, K., Eichler, W., Geueke, K., Grubert, G., Hähnle, J., Harff, K., Kraft, M., Leisner-Saaber, J., Oberdörfer, M., Rauchfuss, K., Respondek, R., Reupert, R., Rose-Luther, J., Schroers, S., Tiedt, M., Just, P., Poschner, A., Susset, B., (2011). Verbreitung von PFT in der Umwelt – Ursachen – Untersuchungsstrategie – Ergebnisse – Maßnahmen. LANUV-Bericht 34. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen, 2011
- BGB II 96/2006 Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer – QZV Chemie OG [CELEX-Nr.: 31976L0464, 31982L0176, 31983L0513, 31984L0156, 31984L0491, 31986L0280, 32000L0060]
- BMLFUW (2011). Hydrographisches Jahrbuch für Österreich 2011. Hydrographischer Dienst in Österreich, 119. Band. Abteilung VIII/3 – Wasserhaushalt. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- http://www.bmlfuw.gv.at/wasser/wasser-oesterreich/wasserkreislauf/hydrographische_daten/jahrbuecher/JB2011.html
- Brombach, H. und Fuchs, S., (2002), „Datenpool gemessener Verschmutzungskonzentrationen von Trocken- und Regenwetterabflüssen in Misch- und Trennkanalisation“, Abschlussbericht (2002), gefördert durch den ATV-DVWK-Forschungsfonds 2001, ATV-DVWK (Hrsg.), Bad Mergentheim und Karlsruhe, Deutschland
- Clara, M., Scheffknecht, C., Scharf, S., Weiss, S., Gans, O., (2008). Emissions of perfluorinated alkylated substances (PFAS) from point sources - identification of relevant branches, Water Science Technology. 58 (1), Seite 59 – 66, 2008
- Clara, M., Gans, O., Weiss, S., Sanz-Escribano, D., Scharf, S., Scheffknecht, C., (2009). Perfluorinated alkylated substances in the aquatic environment: An Austrian case study. Water Research 43, 4760-4768.
- Clara, M., Windhofer, G., Zessner, M., (2012). Betrachtung von Spurenstoffen auf Einzugsgebietsebene. Kroiss, H. (Hrsg.). Wiener Mitteilungen, Standortbestimmungen in der Wassergütwirtschaft, Band 226, S. 345-368, Wien. 2012
- Clara, M., Hochedlinger, G., Weiß, S., Windhofer, G., Hanefeld, W., Scheffknecht, C., Zessner, M., (2014, a). 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., Koll, L., Scheffknecht, C., Weiß, S., Windhofer, G., (2014, b). 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>
- Clara, M., Buchner, I., Draxler, A., Uhl, M. (2015). Biotamonitoring – Untersuchungen 2013. Bericht, erstellt im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien. Österreich.
- eHYD-Datenbank des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung IV/4 – Wasserhaushalt (HZB); Abfrage durchgeführt von G. Hepp (TU Wien) am 17.11.2014

<http://ehyd.gv.at/>

EMREG-OW (2014), Emissionsregister Oberflächengewässer des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft; Abfrage durchgeführt von M. Clara (Umweltbundesamt Wien) im August, 2014

https://secure.umweltbundesamt.at/edm_portal/cms.do?get=/portal/informationen/anwendungsthemen/emreg.main

Freudenschuss, A., Offenthaler, I., Hartl, W., Moche, W., Riss, A., Scharf, S., Thanner, G., Uhl, M., Veit, C., Weiss, P., Weiß, S., (2010). Schadstoffe in Grünlandböden – Teil 3. REP-0268. Im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien. 2010

<http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0268.pdf>

Fuchs, S., Scherer, U., Wander, R., Behrendt, H., Venohr, M., Opitz, D., Hillenbrand, T., Marscheider-Weidemann, F. (2010). Berechnung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS. Umweltbundesamt (Hrsg.), UBA-FB 001410. Umweltbundesamt, Dessau-Roßau.

<http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-medien/dateien/4017.html>

Fürhacker, M., Lorbeer, G., Hartl, W., Haberl, R., Ertl, T., Kloimwieder, K., (1999). Emissionen von Organozinnverbindungen in Kanal und Vorfluter. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft. Auflage 7/8. 1999

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.

H2O-Fachdatenbank (2014), Expertenabfrage durchgeführt von Gabriel O. (Umweltbundesamt Wien) am 24.09.2014

<https://secure.umweltbundesamt.at/h2o/userHome.do>

Hellmann, H. (2004). Vorschlag zur Auswertung von PAK-Kontaminationen. Environ. Sci. Europe., Auflage 16. Seite 175-184

Hassanin, A., Breivik, K., Mejer, S. N., Steinnes, E., Thomas, G. O., Jones, K. C., (2004). PBDEs in European Background soils: levels and factors controlling their distribution. Environ.Sci. Technol., Auflage 38. Seite 738 – 745, (2004)

Hürlimann, J., (2011) Auswirkungen von Strassenabwasser auf Oberflächengewässer – Gewässerökologische Beurteilung, GWA-Verlag, Seite 793 – 801, November 2011, Schweiz

IWAG (2010), Studie zum Vorkommen von Nährstoffen sowie organischen und anorganischen Verunreinigungen in Niederschlag, Niederschlagswassereinleitungen aus Kanalisation, Straßenentwässerung bzw. Mischwasserentlastung. Endbericht. Jänner 2010

Kroiss, H., Morf, Leo S., Lampert, C., Zessner, M., Spindler, A., (2008), Optimiertes Stoffflussmonitoring für die Abwasserentsorgung Wiens (OSMA-Wien), Endbericht Phase C, Technische Universität Wien und Geo Partner AG Umweltmanagement Zürich, Im Auftrag des MA 30, MA 22, EbS, Lebensministerium und FWW, Wien, 2008.

Loos, R., Wollgast, J., Huber, T., Hanke, G., (2007). Polar herbicides, pharmaceuticals, perfluorooctansulfonate (PFOS), perfluorooctanoate (PFOA), nonylphenol and its carboxylates and ethoxylates in surface and tap water around Lake Maggiore in Northern Italy. Anal. Bioanal. Chem. 387, Seite 1469 – 1478. 2007

REFERENZEN

- Loos, R., Locoro, G., Comero, S., Contini, S., Schwesig, D., Werres, F., Balsaa, P., Gans, O., Weiss, S., Blaha, L., Bolchi, M., Gawlik, B. M., (2010). Pan-European survey on the occurrence of selected polar organic persistent pollutants in ground water. *Water Research*. 44. Seite 4115-4126, 2010
- Loos, R., Carvalho, R., Antonio, D. C., Comero, S., Locoro, G., Tavazzi, S., Paracchini, B., Ghiani, M., Lettieri, T., Blaha, L., Jarosova, B., Voorspoels, S., Servaes, K., Haglund, P., Fick, J., Lindberg, R. H., Schwesig, D., Gawlik, B. M., (2013) EU-wide monitoring survey on emerging polar organic contaminants in wastewater treatment plant effluents, *Water Research*. 47. Seite 6475 – 6487. 2013
- Mercury and its compounds (2005). Environmental Quality Standards (EQS) Substance Data Sheet, Priority Substance No. 21: Mercury and its Compounds, CAS-No. 7439-97-6. Brüssel, Jänner 2015.
- Moche, W., Stephan, K., Thanner, G., (2004). Bromierte Flammschutzmittel in der aquatischen Umwelt. Bericht BE-243. Umweltbundesamt. Wien. 2004.
- www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/BE243.pdf
- Nakata, H., Kannan, K., Nasu, T., Cho, H.-S., Sinclair, E., Takemura, A. (2006). Perfluorinated contaminants in sediments and aquatic organisms collected from shallow water and tidal flat regions of the Ariake Sea, Japan: fate of PFOS in aquatic ecosystem. *Environ. Sci. Technol.* 40 (16), 4916–4921.
- Offenthaler, I., Bassan, R., Belis, C., Garo-Stach, I., Ganz, S., Iozza, S., Jakobi, G., Kaiser, A., Kirchner, M., Knoth, W., Kräuchi, N., Levy, W., Moche, W., Nurmi-Legat, J., Raccanelli, S., Schramm, K.-W., Schröder, P., Sedivy, I., Simoncic, P., Staudinger, M., Thanner, G., Uhl, U., Vilhar, U. und Weiss, P. (2009). MONARPOP - Monitoring Network in the Alpine Region for Persistent and other Organic Pollutants. Überarbeiteter Bericht, BMLFUW, Juni 2009.
- Perfluorooctane sulphonate (PFOS) (2011). Environmental Quality Standards (EQS) Substance Data Sheet for perfluorooctane sulphonate. Brüssel, 2011.
- Polybrominated diphenyl ethers (PBDE) (2011). Environmental Quality Standards (EQS) Substance Data Sheet for polybrominated diphenyl ethers. Brüssel, 2011.
- Reisinger, H., Schöllner, G., Müller, B., Obersteiner, E. (2009) RUSCH – Ressourcenpotenzial und Umweltbelastung der Schwermetalle Cadmium, Blei und Quecksilber in Österreich. Report REP-0229. Umweltbundesamt Wien, Klagenfurt/Wien
- Richtlinie 2013/39/EU Des Europäischen Parlamentes und Rates vom 12. August 2013 zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik
- Sattelberger, R. (2002), Hormonell wirksame Substanzen in der aquatischen Umwelt – Analytische Ergebnisse und Überblick. Monographien. Band 161. Umweltbundesamt GmbH (Hrg.). Wien 2002.
- www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/M161.pdf
- Schramm, K. W., (2008). Bestimmung von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen. Prüfbericht. Helmholtz Zentrum München. Deutsches Forschungszentrum für Gesundheit und Umwelt, 2008
- Umweltbundesamt (2004). Umweltsituation in Österreich - Siebenter Umweltkontrollbericht des Umweltministers an den Nationalrat. Umweltbundesamt GmbH Wien. 2004
- 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 (2009b). Zechmeister, H., Hohenwallner, D., Hanus-Illnar, A., Roder, I., Riss, A. Schwermetalldepositionen in Österreich – Biomonitoring mit Moosen (Aufsammlung 2005). Report REP-0201. Umweltbundesamt, Wien.

REFERENZEN

<http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0201.pdf>.

Umweltbundesamt (2009c). Offenthaler, I., Dirnböck, T., Grabner, M.-T., Kobler, J., Mirtl, M., Riemer, S. Long-term deposition of trace metals at the integrated monitoring site Zöbelboden. Report REP-0246. Umweltbundesamt, Wien.

<http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0246.pdf>.

Umweltbundesamt (2012). Schartner, C., Loishandl-Weisz, H., Zieritz, I., Herndler, R., Grath, J., Kralik, M., Wemhöner, U., Schubert, G., Philippitsch, R., Umweltbundesamt, Wien. (2012)

<http://gis.umweltbundesamt.at/austria/wasser/Default.faces>

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.



**MINISTERIUM
FÜR EIN
LEBENSWERTES
ÖSTERREICH**

bmlfuw.gv.at

FÜR EIN LEBENSWERTES ÖSTERREICH.

UNSER ZIEL ist ein lebenswertes Österreich in einem starken Europa: mit reiner Luft, sauberem Wasser, einer vielfältigen Natur sowie sicheren, qualitativ hochwertigen und leistbaren Lebensmitteln.

Dafür schaffen wir die bestmöglichen Voraussetzungen.

WIR ARBEITEN für sichere Lebensgrundlagen, eine nachhaltige Lebensart und verlässlichen Lebensschutz.



**MINISTERIUM
FÜR EIN
LEBENSWERTES
ÖSTERREICH**